

## VERVOLGPROJECT HOOGWAARDIGE RECYCLING

Het beleidsregelmodel en de mLCA toegepast in testcases

In opdracht van Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving

Eindrapport, 17 mei 2018



Contactpersoon RWS-WVL: Marco Kraakman  
Uitvoerders SGS: Harry van Ewijk, Gert-Jan Vroege, Bob Roijen en Ulbert Hofstra  
Voor informatie over dit rapport: [harry.vanewijk@sgs.com](mailto:harry.vanewijk@sgs.com)

# INHOUD

SAMENVATTING	6
1. INLEIDING EN DOELSTELLING	8
1.1. Aanleiding: het project hoogwaardige recycling en dit vervolgproject	8
1.2. Doelstelling	8
1.3. Aanpak	9
1.4. Begeleidingscommissie en belanghebbenden	10
1.5. Leeswijzer	10
2. MLCA EN BELEIDSREGELMODEL	11
2.1. mLCA	11
Uitgangspunten mLCA in dit onderzoek	11
2.2. Beleidsregelmodel	12
De formule van het beleidsregelmodel	13
3. AFVALSTROMEN EN VERWERKINGSTECHNIEKEN	15
4. TEXTIEL	16
4.1. Algemene uitgangspunten textielcasus	16
4.2. Beschrijving van de verwerkingstechnieken voor katoen	17
4.2.1. Vervezelen en opnieuw spinnen van garen	17
4.2.2. Verwerking in isolatieplaatmateriaal voor automobielinindustrie	19
4.2.3. Verwerken in poetsdoeken	20
4.3. Resultaten mLCA voor de katoen verwerkingstechnieken	21
4.3.1. Vervezelen en opnieuw spinnen van garen	21
4.3.2. Verwerking in isolatiemateriaalplaten voor automobielinindustrie	22
4.3.3. Verwerking in poetsdoeken	22
4.4. Vergelijk verwerkingstechnieken voor katoen recycling	23
4.5. Gevoeligheidsanalyse katoenrecycling	24
4.5.1. Gevoeligheid verven van katoen	24
4.5.2. Gevoeligheid afstand verwerking spinnen	25
4.6. Beleidsregelmodel katoenrecycling	26
4.6.1. Spinnen van garen	26
4.6.2. Isolatiemateriaal automobielinindustrie	26
4.6.3. Verwerking in poetsdoeken	27
4.7. Conclusies	28

5. BUREAUSTOELEN	29
5.1. Algemene uitgangspunten bureaustoelencasus	29
5.2. Beschrijving verwerkingstechnieken bureaustoelen	31
5.2.1. Bureaustoel, shredderen en recyclen	31
5.2.2. Bureaustoel, demontage en hergebruik onderdelen	33
5.3. Resultaten mLCA	34
5.3.1. Bureaustoel, shredderen en recyclen	35
5.3.2. Bureaustoel, demontage en hergebruik onderdelen	35
5.3.3. Bureaustoel, totaalvergelijking	36
5.4. Gevoeligheidsanalyses	37
5.4.1. Langetermijnemissies	37
5.4.2. 50-50-methode (allocatie recycling)	37
5.5. Beleidsregelmodel	38
5.5.1. Bureaustoel, shredderen en recyclen	38
5.5.2. Bureaustoel, demontage en hergebruik onderdelen	41
5.6. Overzicht mLCA en beleidsmodel, beschouwing en conclusies	42
6. KUNSTSTOF, DKR 350-FRACTIE	44
6.1. Algemene uitgangspunten DKR 350-casus	44
6.2. Beschrijving verwerkingstechnieken DKR 350-fractie	45
6.2.1. DKR 350-fractie mechanisch recyclen en toepassen in straatmeubilair	45
6.2.2. DKR 350-fractie chemisch recyclen tot nafta voor productie kunststoffen	48
6.3. Resultaten mLCA	50
6.3.1. Mechanisch recyclen	50
6.3.2. Chemisch recyclen	50
6.3.3. Totaalvergelijking mechanische- vs chemische recycling	51
6.4. Gevoeligheidsanalyse	54
6.4.1. Invloed van langetermijn emissies	54
6.4.2. Vermeden primaire producten	54
6.4.3. Vergelijking van recycling met verbranden in een AVI op klimaatverandering	55
6.5. Beleidsregelmodel	57
6.5.1. Beleidsregel formule toegepast op de mechanisch recyclen van DKR 350	57
6.5.2. Beleidsregel formule toegepast op de chemisch recyclen	57
6.6. Overzicht mLCA en beleidsmodel, beschouwing en conclusies	58
7. SPOORBALLAST	59
7.1. Algemene uitgangspunten case spoorballast	59
7.2. Beschrijving verwerkingstechnieken spoorballast	59
7.2.1. Spoorballast toepassen als funderingsmateriaal voor wegen	59
7.2.2. Spoorballast toepassen als toeslagmateriaal voor beton	61
7.3. Resultaten mLCA	63
7.3.1. Spoorballast, toepassen als funderingsmateriaal	63
7.3.2. Spoorballast, toepassen als toeslagmateriaal voor beton	63
7.3.3. Spoorballast, vergelijken van de twee verwerkingsopties	64
7.3.4. mLCA gevoeligheidsanalyses	65
7.4. Beleidsformule	67
7.4.1. Spoorballast als funderingsmateriaal	67
7.4.2. Spoorballast als toeslagmateriaal voor beton	67
7.4.3. Economische waardebeoordeling	68
7.4.4. Toepassing beleidsformule	69
7.5. Overzicht mLCA en beleidsmodel, beschouwing en conclusies	69

8. BERMGRAS	71
8.1. Algemene uitgangspunt bermgrascase	71
8.2. Beschrijving verwerkingstechnieken bermgras	71
8.2.1. Vergisten bermgras	71
8.2.2. Raffinage van bermgras	74
8.3. Resultaten mLCA bermgras	76
8.3.1. Verwerking bermgras vergisten	76
8.3.2. Bermgras verwerkingsoptie raffineren	77
8.3.3. Vergelijk twee verwerkingsoptie voor bermgras	77
8.4. Beleidsregelmodel voor de twee verwerkingstechnieken van bermgras	78
8.4.1. Beleidsregel formule voor vergisten van bermgras	78
8.4.2. Beleidsregel formule voor raffinage van bermgras	79
8.5. Conclusies bermgras	80
9. EERDERE CASES	81
9.1. Hoogwaardige recycling	81
9.2. Economische hoogwaardigheid	82
9.3. Hoogwaardige recycling & Economische hoogwaardigheid gecombineerd	82
9.3.1. PET	83
9.3.2. Beton/puin	84
9.3.3. A/B-hout	84
9.3.4. Dakafval	85
10. CONCLUSIES, DISCUSSIE EN AANBEVELINGEN	86
10.1. Conclusies	86
10.2. Discussie	87
10.2.1. Over de bruikbaarheid van de mLCA	87
10.2.2. Over de bruikbaarheid van het beleidsregelmodel	87
10.2.3. Over de vergelijking van mLCA en beleidsregelmodel	89
10.3. Aanbevelingen	90
10.3.1. mLCA (aanbevelingen voor de LCA-bijlage bij LAP3)	90
10.3.2. Beleidsregelmodel	90
BRONNEN	91
BIJLAGE 1 CONCLUSIES, KANTTEKENINGEN EN AANBEVELINGEN UIT DE EERDERE STUDIES NAAR HOOGWAARDIGE RECYCLING	92
BIJLAGE 2 GERAADPLEEGDE BEDRIJVEN / CONTACTPERSONEN PER CASUS	96
BIJLAGE 3 GEBRUIKTE LIFE CYCLE INVENTORY DATA	97
BIJLAGE 4 SAMENVATTING IN STAAFDIAGRAM VAN DE CASES HOOGWAARDIGE RECYCLING	104

## SAMENVATTING

In dit vervolproject van hoogwaardige recycling zijn de toepasbaarheid van de eerder ontwikkelde multicycli-LCA (mLCA) aanpak en het eerder ontwikkelde beleidsregelmodel, met enkele variaties daarop, onderzocht en is nagegaan in welke mate het beleidsregelmodel en de mLCA tot vergelijkbare uitkomsten leiden.

Zowel bij het toepassen van de mLCA als bij het beleidsregelmodel had SGS op sommige punten behoefte aan nadere instructie om tot een eenduidige interpretatie van de regels te komen. Die bevindingen zijn beschreven per casestudie en ze komen terug bij de discussie en aanbevelingen.

Voor de details van het beleidsregelmodel, inclusief de variaties, verwijzen we naar paragraaf 2.2. In deze samenvatting gaan we aan de hand van staafdiagrammen (zie Bijlage 4 Samenvatting in staafdiagram van de cases hoogwaardige recycling) met name in op de vraag of het beleidsregelmodel tot eenzelfde voorkeur van verwerkingsroutes komt als de mLCA. Daarbij wordt het resultaat van de vergelijking van verwerkingsroutes steeds in de volgende volgorde weergegeven:

1. mLCA, waarbij de beste variant (met de minste milieu-impact) op 100% is gesteld en de andere(n) daaraan zijn gerelateerd;
2. Beleidsregelmodel, zonder schaarstefactor (s);
3. Beleidsregelmodel, met rentabiliteitsratio als schaarstefactor (s);
4. Beleidsregelmodel, met rentabiliteitsratio als schaarstefactor (s) en marktwaarderatio in plaats van kwaliteitsfactor (q);
5. Beleidsregelmodel, zonder schaarstefactor (s), met marktwaarderatio in plaats van kwaliteitsfactor (q).

Op basis van de in totaal tien onderzochte cases, vijf uit de eerdere studie en de vijf uit deze vervolgstudie, kunnen over de voorkeursvolgorde van verwerkingsalternatieven bij toepassing van het beleidsregelmodel met de diverse opties in relatie tot mLCA de volgende conclusies worden getrokken:

- Wanneer de mLCA en het beleidsregelmodel zonder schaarstefactor (s) worden vergeleken dan komt daar in 7 van de 10 cases dezelfde voorkeursvolgorde uit.
  - Bij case 8 kunststof/DKR350 ook, zij het nipt want ze eindigen in het beleidsregelmodel nagenoeg gelijk terwijl de mLCA een duidelijk verschil laat zien.
  - Bij 2 cases, textiel en dakafval, draait de voorkeursvolgorde om ten opzichte van de mLCA.
- Wanneer de mLCA en het beleidsregelmodel met rentabiliteitsratio als schaarstefactor (s) worden vergeleken dan komt de voorkeursvolgorde in 4 cases overeen. In 2 cases niet (kunststof/DKR350 en dakafval) en in 4 cases kon de rentabiliteitsratio niet worden bepaald.
- Wanneer de mLCA en het beleidsregelmodel met rentabiliteitsratio als schaarstefactor (s) en marktwaarderatio in plaats van kwaliteitsfactor (q) worden vergeleken dan komt de voorkeursvolgorde voor verwerking in 5 cases overeen. In 1 case, dakafval, niet en in de overige 4 cases kon de rentabiliteitsratio niet worden bepaald.
- Een vierde variant, marktwaarderatio als q (zonder rentabiliteitsratio voor s), is additioneel bepaald op basis van ervaringen lopende deze studie mede omdat de eerdere studie een relatie tussen marktwaarde en q suggereerde. Wanneer de uitkomst hiervan wordt vergeleken met de mLCA dan blijkt dat dat de voorkeursvolgorde in 3 cases overeenkomt, in 3 cases niet en bij de overige 4 kon het niet worden bepaald.

Op basis van de 10 cases is de conclusie dat het beleidsregelmodel zonder schaarstefactor ( $s$ ) in 60 à 80% dezelfde voorkeursvolgorde geeft vergeleken met de mLCA-methodiek. Toepassing van rentabiliteitsratio en/of marktwaarderatio brengt de uitkomsten van het beleidsregelmodel niet beter in lijn met die van de mLCA, terwijl het aantal verwerkingsvarianten waarvoor geen uitkomst kan worden bepaald toeneemt.

Gepresenteerde vergelijken moeten in het kader van dit onderzoek eerst en vooral worden gezien als resultaten van casestudies om de voorkeursvolgorde te beoordelen.

Dit onderzoek is primair bedoeld om de bruikbaarheid van de mLCA-methodiek en het beleidsregelmodel te testen, niet om hoogwaardige recycling te onderzoeken. Hier focussen wij op alleen het recyclen van het product in de afvalfase.

# 1. INLEIDING EN DOELSTELLING

## 1.1. Aanleiding: het project hoogwaardige recycling en dit vervolgproject

Een afvalstof kan vaak op verschillende manieren worden gerecycled die allemaal hun eigen kenmerken hebben voor wat betreft milieu-impact, kwaliteit van het product, rendement en kosten. Al langere tijd is er aandacht voor verschillende vormen van recycling en met name hoe deze zich tot elkaar verhouden. Ook in de politiek krijgt dit aandacht. Zo werd de regering in de motie Van der Werf [23] in 2012 al gevraagd om in de doelstellingen voor het afvalbeleid onderscheid te maken in hoogwaardige en laagwaardige recycling.

Er is echter nog geen algemeen gedragen definitie van 'hoogwaardige recycling' die als leidraad kan dienen voor afvalbeheer. In de praktijk is het dus lastig te bepalen wat 'hoogwaardige' en 'laagwaardige' recycling van een afvalstof is. In het kader van het convenant Meer en Beter Recycling wordt een project uitgevoerd met als doel "Hoogwaardige recycling per keten stimuleren".

Meer uitgebreid beoogt het project om:

- 1) te komen tot een gedragen definitie/omschrijving/modellering van het begrip 'hoogwaardige recycling',
- 2) waarbij een wetenschappelijk gefundeerde aanpak op basis van milieu-impacts uiteindelijk doorslaggevend is,
- 3) die uiteindelijk kan - of misschien zelfs wel *moet* als dat voor de realisatie van een Circulaire Economie essentieel is - leiden tot sturing (via LAP of via andere instrumenten), maar
- 4) waarbij dan ook andere aspecten (totale netto verwerkingskosten, beschikbare capaciteit, internationaal kader, etc.) een rol zullen spelen.

In het project hoogwaardige recycling is al een aantal stappen gezet: er zijn een multicycli-LCA (mLCA) aanpak en een beleidsregelmodel ontwikkeld en er is een studie uitgevoerd naar economische hoogwaardigheid. Zie hoofdstuk 2 voor een nadere beschrijving.

Dit rapport beschrijft een volgende stap: het vervolgproject hoogwaardige recycling.

## 1.2. Doelstelling

Het beleidsregelmodel om hoogwaardigheid van recycling te bepalen gaat als basis uit van de hoeveelheid daadwerkelijk gerecycled materiaal maal een aantal kwaliteitsfactoren. Het beleidsregelmodel is een manier van redeneren die qua redeneerlijn lijkt op de veel gebruikte afvalvoorkeursvolgorde (of afvalhiërarchie). Het beleidsregelmodel maakt voor het niveau (recyclelaan/materiaal) een sub-indeling waarbij de volgende aspecten een rol spelen:

- toepassing in zelfde of vergelijkbaar product;
- meerdere keren recyclebaar;
- zo weinig mogelijk energie nodig in recycleloop.

Het beleidsregelmodel maakt een relatief snelle en eenduidige/consequente ranking van recyclingopties mogelijk.

Het doel van deze vervolgstudie is de toepasbaarheid van de mLCA en het beleidsregelmodel te bepalen en na te gaan in welke mate het beleidsregelmodel en de mLCA tot vergelijkbare uitkomsten leiden. De aanbevelingen uit de eerdere studies (zie bijlage 1) worden hierbij in ogenschouw genomen.



Dit vindt plaats aan de hand van enkele praktijkcases. Ondanks dat de cases zoveel mogelijk aansluiten bij de praktijk zijn de onderzoeksresultaten niet primair bedoeld om conclusies te trekken per individuele stroom of tussen stromen.

### 1.3. Aanpak

Om de toepasbaarheid van de mLCA en het beleidsregelmodel te analyseren en na te gaan in welke mate het beleidsregelmodel en de mLCA tot vergelijkbare uitkomsten leiden zijn de volgende studies verricht:

1. Er zijn voor vijf afvalstromen LCA's uitgevoerd volgens mLCA-methodiek (zie paragraaf 2.1) met ieder minimaal twee verwerkingstechnieken.
2. De marktwaarderatio en de rentabiliteitsratio (zie paragraaf 2.2) zijn bepaald voor alle combinaties afvalstroom/verwerkingstechniek.
3. Het beleidsregelmodel (zie paragraaf 2.2) is voor zover mogelijk voor alle combinaties afvalstroom/verwerkingstechniek toegepast in de variaties:
  - a. zonder schaarste-factor  $s_i$ ;
  - b. met rentabiliteitsratio voor schaarste-factor  $s_i$ ;
  - c. met het gebruik van de rentabiliteitsratio als  $s_i$  en de marktwaarderatio om  $q$  te bepalen.
4. Analyses van de bovenstaande studies gericht op onderzoek van beoordeling van verwerkingsvormen, robuustheid van de methoden, het verschil tussen de methodieken, de invloed van de schaarste factor en de relatie tussen de methoden mLCA/beleidsregelmodel en de methodiek van economische hoogwaardigheid.
5. Tenslotte worden conclusies getrokken over het geheel van resultaat van de methoden de mLCA en het beleidsregelmodel. In hoeverre geven ze een eenduidig resultaat en in hoeverre is het beleidsregelmodel toepasbaar?

Bij de uitvoering van de studie zijn in de verschillende cases relevante uitvoerende partijen geraadpleegd. Bij het trekken van de conclusies zijn ook de cases uit de twee eerder uitgevoerde studies beschouwd:

1. Hoogwaardige recycling - Gevat in een beleidsformule en een multicyclus-LCA-methodiek", CE Delft, IVAM, Rebel, juli 2016 [1].
2. Economische hoogwaardigheid recycling, CE Delft, Rebel, juli 2016 [2].

Net als het eerdere onderzoek naar hoogwaardig recyclen richt dit onderzoek zich nadrukkelijk op recycling. Zorgvuldig omgaan met grondstoffen gaat uiteraard over veel meer dan recyclen aan het einde van de gebruikperiode. 'Zorgvuldig omgaan' start al direct met duurzaam ontwerp, waardoor preventie, verlengen gebruiksduur door materiaalkeuze, effectief onderhoud, laag energiegebruik tijdens gebruik, etc. en eventueel hergebruik mogelijk worden. Deze aspecten van de circulaire economie vallen echter buiten de scope van het onderzoek, al kunnen ze impliciet wel een rol spelen.

Dit onderzoek is primair bedoeld om de bruikbaarheid van de mLCA-methodiek en het beleidsregelmodel te testen, niet om hoogwaardige recycling te onderzoeken. Hier focussen wij op alleen het recyclen van het product in de afvalfase.

#### 1.4. Begeleidingscommissie en belanghebbenden

Vele stakeholders zijn gehoord en hun inbreng is meegenomen in de cases. In de begeleidingscommissie waren onderstaande organisaties vertegenwoordigd. Zij hebben vanaf de start van de studie het proces begeleid en de (tussen)resultaten beoordeeld.

Organisatie	Leden begeleidingscommissie
BRBS Recycling	Max de Vries
Federatie Hergebruik	Hielke van den Brink Jur Zandbergen
Kennisinstituut Duurzaam Verpakken (KIDV)	Daphne van den Berg
Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat	Marc Pruijn Carsten Wentink
Planbureau voor de Leefomgeving (PBL)	Jose Potting
Recycling Netwerk	Robbert van Duin
Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving (RWS WV)	Guus van den Berghe Marco Kraakman
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM)	Job Spijker Joris Quik
Vereniging Afvalbedrijven	Robert Jan Saft

In bijlage 2 zijn de geraadpleegde bedrijven en contactpersonen per casus opgenomen.

#### 1.5. Leeswijzer

In Hoofdstuk 2 worden de resultaten van de eerdere projecten, de mLCA en het beleidsregelmodel, kort beschreven. In bijlage 1 zijn conclusies, kanttekeningen en aanbevelingen uit de eerdere studies naar hoogwaardige recycling opgenomen.

Hoofdstuk 3 geeft het overzicht van de afvalstromen en verwerkingstechnieken aan de hand waarvan in deze studie de mLCA en beleidsregel zijn getest. Hoofdstukken 4 tot en met 8 beschrijven vervolgens per afvalstroom de verwerkingstechnieken en de resultaten. In hoofdstuk 9 wordt ingegaan op de eerdere mLCA en beleidsregel uitkomsten. Samen met de resultaten uit deze studie leiden ze tot de conclusies, discussie en aanbevelingen die zijn beschreven in hoofdstuk 10.

## 2. mLCA EN BELEIDSREGELMODEL

Een belangrijk punt in de circulaire economie is dat grondstoffen zo vaak mogelijk gerecycled worden. Zowel in de ontwikkelde multicycli-LCA (mLCA) als in de ontwikkelde beleidsregelmodel is dit daarom een belangrijk aspect.

### 2.1. mLCA

Het mLCA-model is gestoeld op een zo compleet mogelijke cijfermatige analyse van de effecten op milieu en grondstoffen van recyclingroutes.

Ten opzichte van de standaard LCA-berekeningen voor recyclingprocessen is een aanvulling gemaakt: met het mLCA-model wordt ook gekeken wat na de eerste recyclingcyclus nog mogelijk is met het verkregen materiaal. Kan het nog een keer gerecycled worden? En via welke kwaliteit van materiaal? Met de mLCA-aanpak kan worden berekend welke milieu-impacts en milieuwinsten er optreden bij het meermaals recyclen. In de mLCA-methodiek worden de effecten van maximaal drie keer recycling berekend omdat na deze drie keer er voldoende langetermijnbeeld ontstaat en omdat nog verder weg kijken meer onzekerheid toevoegt in de analyse. De complete methodiek voorziet erin dat naar vijf cycli wordt gekeken als uit de analyse van drie cycli volgt dat dat mogelijk interessant is.

Deze toevoeging maakt dat de mLCA-methodiek meer aansluit op het gedachtengoed van de circulaire economie. Aan de andere kant maakt dit dat de resultaten meer onzekerheid bevatten en wat theoretischer is dan traditionele LCA. Vaak valt niet heel zeker te zeggen wat er over vele jaren met het product gaat gebeuren dat nu uit recycleert gemaakt wordt, zeker als het product een lange levensduur heeft. Een goede rapportage van aannamen en onzekerheden is bij iedere LCA relevant, zeker ook bij de mLCA-methodiek.

Het mLCA-model is geschikt om verschillende recyclingroutes van een specifieke afvalstroom te vergelijken op de mate van hoogwaardigheid.

De uitkomst van een mLCA-berekening geeft geen oordeel over het wel of niet hoog- of laagwaardig zijn. Wel leiden de mLCA-berekeningen tot een ranking van recyclingroutes.

#### ***Uitgangspunten mLCA in dit onderzoek***

De LCA's van de cases in dit onderzoek zijn uitgevoerd volgens Bijlage F.9 van LAP3 "bijlage 9; Uitvoeren van LCA's i.r.t. het LAP" [5].

Voor de inventarisatie is gebruik gemaakt van Ecoinvent 3.3, system model recycled content. De karakterisatie en weging is volgens ReCiPe 2008<sup>1</sup>.

De mLCA-resultaten worden steeds uitgedrukt in ReCiPe 2008 punten.

Bijlage F9 stelt dat de opname en emissie van biogeen CO<sub>2</sub> niet moet worden meegerekend, tenzij het voor lange tijd (>100 jaar) wordt vastgelegd. Dat komt overeen met hoe in ReCiPe met de opname en emissie van biogeen CO<sub>2</sub> wordt omgegaan: het wordt niet gekarakteriseerd. Waar relevant zal hierop per case nader worden ingegaan.

---

<sup>1</sup> Niet volgens ReCiPe2016 omdat die methode nog geen normalisatie-/weegfactoren heeft in SimaPro: "Normalisation and weighting factors are not yet published, therefore this version of ReCiPe 2016 does not include normalisation and weighting."). Ook ReCiPe2016v1.1. (okt 2017) op RIVM site bevat alleen nog karakterisatiefactoren.

Er is in de basisscenario's gerekend exclusief inventarisatie van lange-termijn-emissies (>100 jaar), terwijl Bijlage F9 aangeeft te rekenen inclusief. De gevoeligheid voor deze keuze is per case zichtbaar gemaakt.

Alle scenario's zijn berekend per ton materiaal dat voor verwerking wordt aangeboden.

Transportafstanden (m.n. van afvalverwerking) en -middelen zijn gebaseerd op forfaitaire waarden uit de Bepalingsmethode Milieuprestatie Gebouwen en GWW-werken [4], tenzij specifiekere informatie werd verkregen. Het betreft onder meer het transport naar de afvalverbrandingsinstallatie (AVI; 100 km per as), stort (50 km per as), recycling (150 km per as).

Op basis van dezelfde bron is de vermeden energieproductie bij verbranding van materiaal in een AVI toegerekend uitgaande van lower heating value (LHV) van het betreffende materiaal en 16% elektrisch en 18% thermisch rendement<sup>2</sup>, waarbij de volgende processen zijn gehanteerd:

- Voor uitgespaarde elektriciteit: het proces "Electricity, high voltage {NL}| market for | Alloc Rec, U" [Ecoinvent 3.3]; en
- Voor uitgespaarde warmte: 'Heat, district or industrial, natural gas {Europe without Switzerland}| heat production, natural gas, at industrial furnace >100kW | Alloc Rec, U' (proces in MJ) [Ecoinvent 3.3]

Een alternatieve wijze van alloceren (50-50) is, in afwijking van Bijlage F.9 van LAP3, voor de bureaustoelcase opgenomen. Zie paragraaf 5.4.2.

## 2.2. Beleidsregelmodel

Het beleidsregelmodel gaat uit van de hoeveelheid daadwerkelijk gerecycled materiaal vermenigvuldigd met een aantal kwaliteitsfactoren. Het model is een manier van beleidsmatig redeneren die lijkt op de veelgebruikte Ladder van Lansink (of afvalhiërarchie).

Het beleidsregelmodel beoordeelt de volgende aspecten:

1. De hoeveelheid verkregen recyclaat die wordt toegepast (H).
2. De vraag of het recyclaat wordt toegepast als materiaal in hetzelfde type product of een sterk vergelijkbaar product, of dat er sprake is van toepassing in producten met een lagere waarde.
3. Het energieverbruik<sup>3</sup> voor recyclingprocessen en transport in relatie tot virgin-productie. Hoe lager, hoe beter.

Deze aspecten zijn gecombineerd in de basisregel van het beleidsmodel, door de scores te vermenigvuldigen.

De hoeveelheid krijgt een score van 0 tot 1, berekend op basis van de hoeveelheid verkregen granulaat t.o.v. starthoeveelheid. Kwaliteit wordt beoordeeld met een score van 1, 0,5, of 0,25 en energieverbruik met een score van 1, 0,5, 0,25 of 0 (er zijn dus respectievelijk drie en vier gradaties). Een recyclingroute krijgt een hoge score als de drie aspecten - hoeveelheid 'H', kwaliteit 'q' en laag energieverbruik 'e' - goed scoren.

---

<sup>2</sup> Bij afronding van de studie blijken de rendementen over 2016 wat hoger te liggen: 18% elektrisch en 31% thermisch. Dit betekent dat de energierugwinning bij verbranding zou leiden tot wat meer vermeden milieu-impact, dus een betere milieuprestatie dan in dit rapport gepresenteerd.

<sup>3</sup> Volgens het rapport Hoogwaardige recycling [1] betreft dit niet-hernieuwbaar primair energieverbruik. In de praktijk is het onderscheid ten behoeve van het beleidsregelmodel slecht te maken. Ook niet volgens de GER-waarden lijst [6] die in relatie daarmee wordt genoemd.

Parallel is onderzocht of er ook nog een economische correctiefactor in het beleidsmodel opgenomen moet worden ('s' van scarcity). Zie paragraaf 2.2.

Het beleidsregelmodel maakt een relatief snelle ranking van recyclingopties mogelijk.

### **De formules van het beleidsregelmodel**

Per case in dit onderzoek is de basisformule uit Hoogwaardige recycling [1] toegepast. De basisformule voor hoogwaardigheidsscore voor een mono-afvalstroom, zonder schaarstefactor, luidt:

$$\text{Hoogwaardigheidsscore} = H * q * e$$

Met:

- H = hoeveelheidsratio: het aandeel van de totale hoeveelheid *afvalstroom* dat gerecycled wordt tot een bruikbaar recyclaat  
 q = wegingsfactor gekoppeld aan resources of grondstoffen  
 e = wegingsfactor gekoppeld aan energie

Wanneer sprake is van verschillende zuiverheden van het materiaal dat wordt gerecycled, en met schaarstefactor, ziet de formule er als volgt uit:

$$\begin{aligned} \text{Hoogwaardigheidsscore} &= \sum_i (H * G_i * q_i * e_i * s_i) \\ &= \sum_i \left(\frac{rh}{h}\right) * \left(\frac{g_i}{rh}\right) * q_i * e_i * s_i \end{aligned}$$

Met:

- $\sum_i$  = somteken, waarbij i duidt op de graden (als indicatie van zuiverheid).  
 H = hoeveelheidsratio: de ratio  $rh/h$  = het aandeel van de totale hoeveelheid *afvalstroom* dat gerecycled wordt tot een bruikbaar recyclaat  
 $G_i$  = toepassingsgraad: de ratio  $g_i/rh$  = het aandeel materiaal van de totale hoeveelheid *recyclaat* dat in een bepaalde graad (i) is gerecycled  
 Rh = de *omvang van de afvalstroom* die gerecycled is, en dus recyclaat  
 h = de oorspronkelijk omvang van de afvalstroom  
 $g_i$  = de hoeveelheid recyclaat in een bepaalde graad (i)  
 $q_i$  = wegingsfactor gekoppeld aan resources of grondstoffen  
 $e_i$  = wegingsfactor gekoppeld aan energie  
 $s_i$  = wegingsfactor gekoppeld aan waarde/schaarste

Het somteken  $\sum_i$  geeft aan dat de hoogwaardigheidsscore wordt bepaald aan de hand van de prestaties en de waarderingen van meerdere deelstromen (i); hier gaat het om drie deelstromen, getypeerd door de drie graden.

Met deelstromen worden niet zozeer verschillende materialen bedoeld, maar bijvoorbeeld zuiverheden die leiden tot verschillende toepassingen van één materiaal.

Opmerkingen:

- H betreft, in tegenstelling tot mLCA, alleen eerste cyclus (de eventuele tweede en derde cyclus zouden volgens voorstel van CE/REBEL/IVAM tot uitdrukking moeten komen in  $g_i$ , graden van hoogwaardigheid);
- "h" is dus de complete monostroom;
- rh hoeft niet te worden bepaald (want staat zowel in teller als noemer), maar  $g_i$  wel.

In de studie naar de economische hoogwaardigheid is een methodiek verkend voor het bepalen van de hoogwaardigheid van recyclingprocessen vanuit een economisch perspectief. Daarbij is onderscheid gemaakt tussen een “marktwaarderatio” (= de marktprijs van het recyclaat ten opzichte van de marktprijs van het virgin materiaal)<sup>4</sup> en een “rentabiliteitsratio” (= de verhouding tussen de marktprijs van het recyclaat en de (factor) kosten van het recyclaat)<sup>5</sup>. De marktwaardebenadering zegt iets over de kwaliteit van het recyclaat ten opzichte van virgin grondstoffen, terwijl de rentabiliteitsbenadering uitgaat van de financiële kosten van een recyclingproces en die vergelijkt met de marktwaarde.

Volgend uit de eerdere onderzoeken wordt de factor voor schaarste ( $s_i$ ) in de formule  $Hoogwaardigheidsscore = \sum_i (H * G_i * q_i * e_i * s_i)$  in dit SGS-onderzoek op drie manieren ingevuld:

- geen schaarste-factor  $s_i$  (dit komt neer op  $s_i = 1$ );
- met rentabiliteitsratio voor schaarste-factor  $s_i$ ;
- met het gebruik van de rentabiliteitsratio als  $s_i$ , en de marktwaarderatio om  $q$  te bepalen (in plaats van ‘een bepaalde graad’).

In “Economische hoogwaardigheid recycling” [2] zijn de rentabiliteitsratio en de marktwaarderatio nader beschreven.

**Figuur 1 Economische waardebeoordeling**

A. Waarde-ratio op basis van marktwaarde:

$$\text{marktwaarde ratio} = \frac{\text{marktwaarde recyclaat}}{\text{marktwaarde virgin}}$$

B. Waarde-ratio op basis van (productiefactor)kosten:

$$\text{rentabiliteitsratio} = \frac{\text{marktwaarde recyclaat}}{(\text{factor})\text{kosten recyclaat}}$$

Onderstaande tabel geeft de opbouw van kosten om deze ratio's te bepalen.

Tabel 1: Opbouw kosten naar marktwaarde uit “Economische hoogwaardigheid recycling” [2]<sup>6</sup>

		Recycling	Virgin
1	Delving	Inzamelkosten	Delving kosten
2	Bewerken en opwerken	Sorteerkosten	Opwerken
3	Recyclen en bewerken	Recyclen	Smelten/raffineren
4	Transport en opslag	T&O in keten	T&O in keten
5	Marge handel	Handelsmarge	Handelsmarge
	(Factor) kosten	Kosten en marge recyclaat	Kosten en marge recyclaat
6	Kostprijsverlagende subsidies of kostprijsverhogende heffingen	Subsidies/bijdragen of heffingen	Subsidies of heffingen
	Kosten, gecorrigeerd voor (speciale) heffingen en subsidies	Basiswaarde recyclaat	Basiswaarde virgin
7	Speculatie-mark-up als gevolg van: - Excess demand (+) or supply (-)		Mark-up virgin (+ of -)
8	Afslag voor kwaliteitsverschil recyclaat t.o.v. virgin	Afslag waarde recyclaat	
	Marktwaarde in economisch verkeer	Marktwaarde recyclaat	Marktwaarde virgin

N.B. De verplichting om recyclaat toe te passen kan prijsopdrijving als effect hebben

Zie Bijlage 1 voor de conclusies, kanttekeningen en aanbevelingen uit de twee eerdere studies naar hoogwaardige recycling.

<sup>4</sup> Het idee van de ratio is dat de relatieve hoogte van de marktprijzen van het recyclaat en virgin iets zegt over de betalingsbereidheid voor recyclaat t.o.v. virgin en de waarde die men toekent aan de materialen vanuit een economisch perspectief.

<sup>5</sup> Deze ratio zegt iets over de rentabiliteit van het proces.

<sup>6</sup> Deze tabel is letterlijk overgenomen uit de rapportage “Economische hoogwaardigheid recycling” (inclusief “Kosten en marge recyclaat” onder virgin). Bij de discussie wordt nader op de tabel ingegaan.

### 3. AFVALSTROMEN EN VERWERKINGSTECHNIEKEN

In het Rijksbrede programma Nederland Circulair in 2050 dat in september 2016 is gelanceerd, zijn vijf sectoren/ketens aangewezen. Binnen deze sectoren worden stappen gezet op weg naar een circulaire economie:

- biomassa en voedsel
- kunststoffen
- maakindustrie
- bouw
- consumptiegoederen.

Voor elk van de hierboven genoemde ketens/sectoren is een zogenaamd transitieteam samengesteld en zijn inmiddels transitieagenda's opgesteld. Bij de start van het vervolproject hoogwaardige recycling is via de secretarissen van de transitieteams, in aanvulling op de ideeën die reeds bestonden, verzocht om input voor het project.

In overleg met de begeleidingscommissie zijn uiteindelijk de volgende afvalstromen en verwerkingstechnieken geselecteerd:

1. **Textiel**, daarin specifiek katoen inclusief blends met kunststoffen.  
Verwerkingstechnieken:
  - a. vezelen ten behoeve van het spinnen van garen
  - b. vezelen ten behoeve van isolatieplaten in de automobiellindustrie
  - c. verwerking tot poetsdoeken
2. **Meubels**, daarin specifiek bureaustoelen.  
Verwerkingstechnieken:
  - a. shredderen en recyclen materialen
  - b. demontage en componenthergebruik
3. **Kunststof verpakkingsafval**, daarin specifiek DKR 350-fractie.  
Verwerkingstechnieken:
  - a. mechanisch recyclen en toepassen in nieuwe kunststof producten (**meermalig**)
  - b. chemisch recyclen tot nafta, dat wordt verwerkt tot polymeren, verwerkt in nieuwe kunststof producten en verpakkingen
4. **Spoorballast**.  
Verwerkingstechnieken:
  - a. gebruik als fundatie / ophoogmateriaal in infra
  - b. reinigen en recyclen als secundaire grondstof in beton
5. **Bermgras**.  
Verwerkingstechnieken:
  - a. vergisten (ten behoeve van met biogas) en digestaat composteren
  - b. vezelen ten behoeve van papier/karton productie

Per casus, afvalstroom en verwerkingsalternatieven, worden ze hierna in een hoofdstuk behandeld, waarbij steeds de mLCA en de beleidsregelformule worden uitgewerkt. Elk hoofdstuk besluit met een vergelijking van de uitkomsten van de mLCA en de beleidsregelformule en conclusies met betrekking tot de toepasbaarheid van de beleidsregelformule.

## 4. TEXTIEL

### 4.1. Algemene uitgangspunten textielcasus

Als textielcasus is in dit project gekozen voor katoenrecycling. Katoen maakt circa veertig procent uit van alle kleding die wereldwijd wordt geproduceerd. Het heeft daarbij een hoge milieulast: een kwart van alle pesticiden in de wereldwijde landbouw wordt gebruikt in de katoenindustrie en gemiddeld is circa 8.000 liter water nodig voor de productie van 1 kilogram katoen, bron Schonekleren.nl [8].

Als specifieke casus is gekozen voor de recycling van spijkerbroeken. Op rekbare (stretch) modellen na bestaan spijkerbroeken voor 100% uit katoen. Voor deze casus wordt uitgegaan van 100% katoen. Eventuele een laag percentage andere vezels, bijvoorbeeld polyester zijn niet verstorend in de uitgewerkte verwerkingstechnieken.

In de textielinzameling is producthergebruik van kleding veel voorkomend. Kleding wordt ingezameld om in Nederland, Oost-Europa of Afrika opnieuw gedragen te worden. Producthergebruik is geen vorm van recycling of verwerking. Producthergebruik kan echter leiden tot een laagwaardige recycling (na een eerste toepassing als producthergebruik) in de landen van bestemming. De kans dat het katoen in die regio's gestort of verbrand is, is groter dan in West-Europa. In dat kader is het interessant om na te gaan of producthergebruik na export in dit kader in een mLCA over drie cycli beter uitpakt dan andere recyclingstechnieken. In de begeleidingscommissie is besloten hier kennis van te nemen, maar in deze casus niet mee te nemen.

De drie verwerkingstechnieken die geselecteerd zijn voor deze casus:

1. Vervezelen en spinnen van garen;
2. Vervezelen en productie van isolatiemateriaal;
3. Verwerking tot poetsdoeken.

#### **Inzameling**

Textiel wordt na inzameling handmatig gesorteerd op draagbaarheid, daarbij wordt ook direct het afval verwijderd. Het percentage afval is momenteel ca. 10-15% (referentie Wieland), met name in diftargebieden<sup>7</sup> is het afvalpercentage hoog. Na het ontdoen van afval is 50% geschikt voor (product)hergebruik en 50% voor (materiaal)recycling. Deze ondersoorten worden verder gesorteerd in soort textiel en kleur. De spijkerbroeken zijn een aparte stroom na sortering.

Er lopen momenteel proeven om het sorteerproces te automatiseren. Met de zogeheten Fibersort-machine wordt met behulp van infraroodtechniek verschillende textielsoorten gesorteerd, daarbij worden ook materiaalmixen apart gesorteerd. Deze machine wordt doorontwikkeld om ook op kleur te sorteren. Voor de recycling is automatische detectie belangrijk om de kwaliteit te verhogen en tegelijk de kosten te reduceren. Tevens blijkt uit ervaring met de Fibersort-machine dat de label niet altijd een getrouwe weergave is van de samenstelling van het textiel. Bron: interview de heer Bon, Wieland Textiles.

Het sorteerproces is niet onderscheidend voor de drie verwerkingstechnieken. Het uitgangspunt voor deze analyse is het aanbod van een ton gesorteerde katoen, specifiek in de vorm van spijkerbroeken.

---

<sup>7</sup> Diftar staat voor gedifferentieerde tarieven waarbij per huishouden geregistreerd wordt hoeveel afval aangeboden wordt en hoe meer afval een burger aanbiedt hoe hoger de afvalstoffenheffing zal zijn.



## 4.2. Beschrijving van de verwerkingstechnieken voor katoen

### 4.2.1. Vervezelen en opnieuw spinnen van garen

Het katoen wordt machinaal vervezeld. In Nederland vindt dit onder andere plaats bij firma Frankenhuis in Haaksbergen. Tijdens het proces worden de andere materialen zoals metaal en kunststof automatisch afgescheiden. Het totale afvalpercentage in dit proces is 4% - 8% (gemiddeld 6%). Waarvan 10% metaal, 10% kunststof en overige deel stof van katoen. Het metaal is zo fijngemalen dat het niet apart wordt teruggewonnen, het afval wordt in een AVI verwerkt.

Het energieverbruik voor het vervezelen is 6 tot 8 kWh per ton input. In de casus is 7 kWh per ton aangehouden. Bron: interview mevrouw De Vries, Frankenhuis.

Spinnerijen die gebruikmaken van gerecyclede katoen zijn gevestigd in Italië, Spanje, Marokko en België. Met name in België is ervaring opgedaan in proefprojecten, dit is het uitgangspunt voor deze casus. Gerecyclede katoen wordt met open-end spinnen (ook wel rotorspinnen) verwerkt, deze methode is het beste geschikt voor wisselende kwaliteit van gerecyclede katoen. Dat in tegenstelling tot ringspinnen waar fijnere garen wordt gesponnen. Het spinnen van gerecyclede katoen vindt op lagere snelheid plaats. Bron: Click.nl (2015), Textiel recycling, een overzicht [10]. Aanname is dat het daardoor 25% meer energie kost. De inventarisatie voor het energieverbruik is gebaseerd op LCI/LCA Cotton Incorporated (2012) Life Cycle Assessment of Cotton Fiber & Fabric [9]. Het afvalpercentage in het proces van vezels tot garen is 10%, bron interview de heer Bos, Texperium.

De stappen en energie die nodig zijn van vezels tot garen[9].

• Openen	300	MJ/ton
• Kaarden	384	MJ/ton
• Trekken	315	MJ/ton
• Spinnen	5.290*	MJ/ton

\* Energie voor spinnen inclusief 25% extra energie.

Transport met vrachtwagen: Haaksbergen, Nederland naar Moeskroen, België, retour: tweemaal 360 km. De verwerking in België is relatief dichtbij, als gevoeligheid voor transport is tevens de afstand naar Marokko over zee (en voor- en natransport over de weg) gemodelleerd.

In deze casus is tot en met het spinnen van garen gemodelleerd. De reden daartoe is dat tot en met het spinnen er verschil is in de verwerking van primair versus secundair. Bij de stappen daarna is er geen verschil meer in productieprocessen van primair of secundair. Het door modelleren tot het eindproduct, een spijkerbroek, levert een hogere totale milieulast op, maar geen grotere of kleinere verschil tussen toepassen van primaire en gerecyclede vezels.

#### Vermeden product

In verschillende rapporten over katoenrecycling wordt gemeld dat de vezel niet geverfd hoeft te worden. Dit is ten dele juist. Gerecyclede textiel/katoen wordt op kleur gesorteerd, daarmee kunnen verschillende kleuren gerecyclede garen worden geproduceerd. Echter de kleuren zijn valer dan van het origineel. Het is niet geheel gelijkwaardig, echter in de praktijk worden gerecyclede katoen niet geverfd. Er wordt gekozen voor een toepassing waar dat niet nodig is. Als het product op gelijkwaardig niveau gebracht wordt, bijvoorbeeld voor spijkerbroeken, dan zal het gekleurd moeten worden. De gevoeligheid hiervoor is opgenomen in de gevoeligheidsanalyse.

Het maximaal percentage gerecyclede katoen in garen is 50%. De vezels worden met virgin katoenvezels of met andere vezels zoals bijvoorbeeld viscose gemixt. Conform Bijlage F9 van LAP3 [5] wordt bij toepassing alleen de verwerking van materiaal dat behoorde tot het oorspronkelijk materiaal voor verwerking (hier: 1 ton katoen gesorteerd) en de daarbij behorende vermeden productie gemodelleerd.

De volgende vermeden producten/processen zijn gehanteerd:

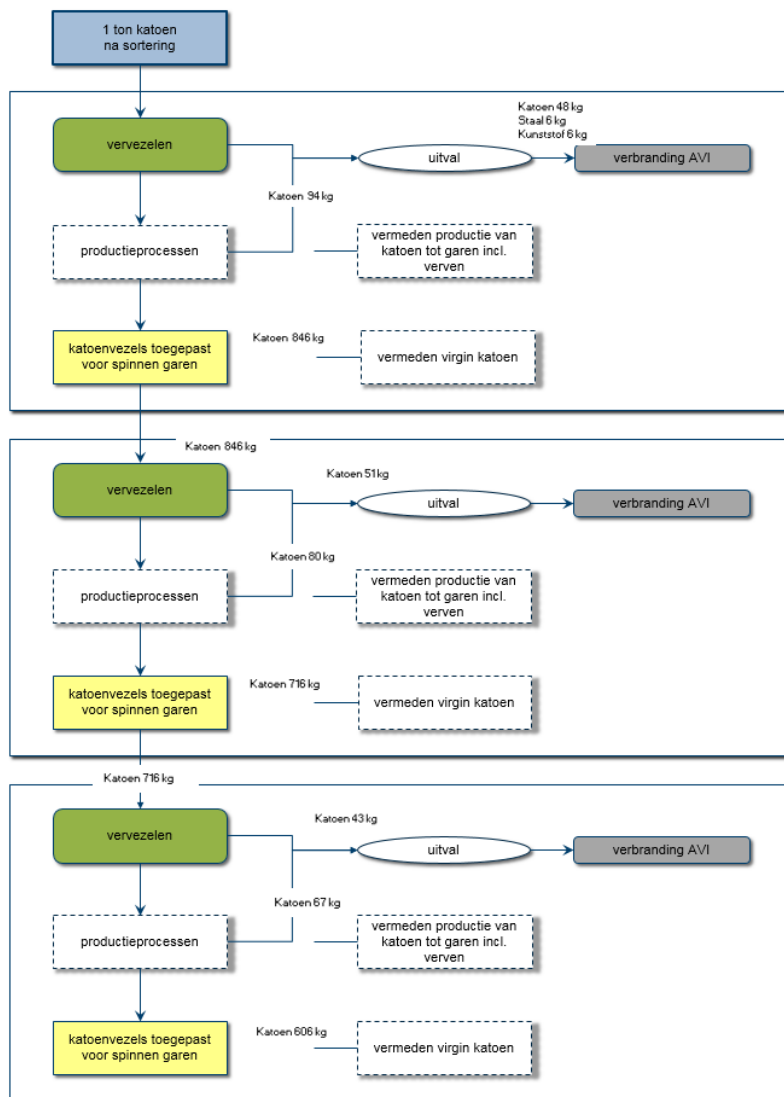
- Textile, knit cotton {GLO}| textile production, knit cotton, yarn dyed | Alloc Rec, U, met aanpassing: de energie van kaarden t/m spinnen is gelijk gemaakt aan die van de bovenstaande inventarisatie
- Textile, woven cotton {GLO}| market for | Alloc Rec, U, met aanpassing: productie is verwijderd. Proces is daarmee alleen gebruikt voor de transport processen. De productie van het katoen is die van de bovenstaande proces.

NB. Deze vermeden producten/processen voor katoen hebben een hoge milieu impact. Van winning (telen) katoen, t/m verwerking (incl. verven) is de impact 1440 ReCiPe punten (Pt). Conform de Bijlage F9 wordt de vermeden producten/processen bij elke cyclus in de mLCA opgevoerd.

### **Cyclus twee en drie**

Voor cyclus twee en drie zijn dezelfde processen aangehouden. In elke stap gaat er 6% bij het vervezelen en 10% aan bij het spinnen aan afval ontstaat. Verwerking afval in AVI met energierugwinning.

Figuur 1 toont de procesboom voor deze verwerkingstechniek.



Figuur 1 Procesboom verwerking katoen, ten behoeven van het vervezelen voor spinnen van garen

#### 4.2.2. Verwerking in isolatieplaatmateriaal voor automobielandustrie

De verwerking van katoenvezels in isolatieplaatmateriaal is een veel toegepaste verwerking. Het proces volgt aanvankelijk dezelfde stappen als het spinnen tot en met het kaarden. Vervolgens volgt een kalenderproces, waarbij een smeltvezel wordt toegevoegd en een mat aan materiaal thermisch en onder lichte druk wordt gevormd tot een isolatieplaat. Het is een harde plaat die in de gewenste vormen kan worden geperst.

Proces eigenschappen kalenderen (bron: interview firma Klieverik)

- Snelheid 10 meter / minuut
- Breedte 2,5 meter
- Output 1,5 kg / m<sup>2</sup>
- Soortelijk gewicht 500 - 700 kg / m<sup>3</sup>
- Productie per uur  $10 \cdot 60 \cdot 2,5 / 1,5 = 1000$  kg
- Afval aan randen 3%, wordt direct weer ingevoerd in proces
- Energie 50 kWh per uur
- Katoen / smeltvezel PE 80% / 20%

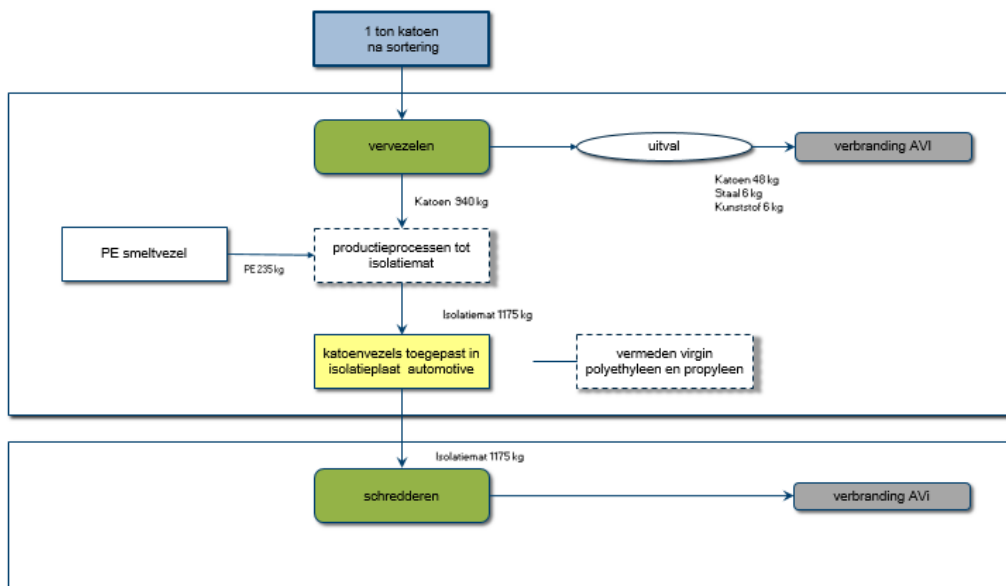
### Vermeden productie

Katoen isolatiemateriaal wordt in de automobiel niet met virgin katoen toegepast. Het plaatmateriaal kan van PE of PP zijn. In deze analyse is 50% (HD)PE en 50% PP aangehouden. Soortelijk gewicht (HD)PE is 960 kg/m<sup>3</sup> en PP 910 kg/m<sup>3</sup>.

### Tweede cyclus

Het isolatiemateriaal uit autowrakken wordt op dit moment nog verbrand (bron de heer Ubbink, ARN). Er lopen proeven om damwanden te maken van de autowrak restfractie van kunststof met daarin isolatiemateriaal. De variant met damwanden is niet meegenomen in deze analyse, de reden hiervoor is dat er nog onvoldoende data over deze proef beschikbaar is. SGS Intron voert op dit momenteel in opdracht van ARN een inventarisatie voor dit proces uit. In deze analyse is verbranding met energieregwinning aangehouden als eindverwerking. Door de toevoeging van smeltvezel is het gewicht van de verwerken isolatieplaat 1175 kg.

Figuur 2 toont de procesboom voor deze verwerkingstechniek.



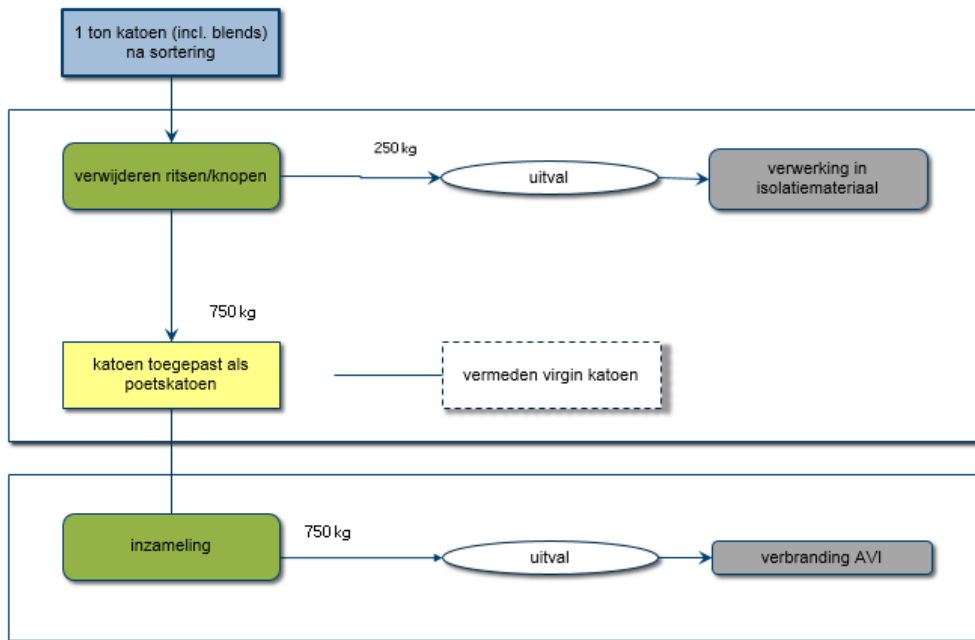
Figuur 2 Procesboom verwerking katoen in isolatie plaatmateriaal automobiele industrie

In Bijlage 3 is de samenvatting van de inventarisatie voor deze verwerking opgenomen.

### 4.2.3. Verwerken in poetsdoeken

Voor poetsdoeken wordt het katoen op maat gesneden, ontdaan van metaal en andere versturende elementen. Bij een spijkerbroek komt het erop neer dat ze alleen de pijpen gebruiken. Het maken van poetsdoeken is een handmatig proces. Circa 25% van de spijkerbroek is niet bruikbaar als poetslap (bron: de heer Smedinga van Reshare), dat deel wordt verwerkt tot vezels ten behoeve van de automobielindustrie.

De milieulasten die aan het fabriceren van poetslappen worden toegekend zijn de transportbewegingen. Voor de afstand van het afval naar verwerking is 100 km aangenomen. Dit geldt zowel voor de verwerking in poetsdoeken als de verwerking in isolatieplaatmateriaal.



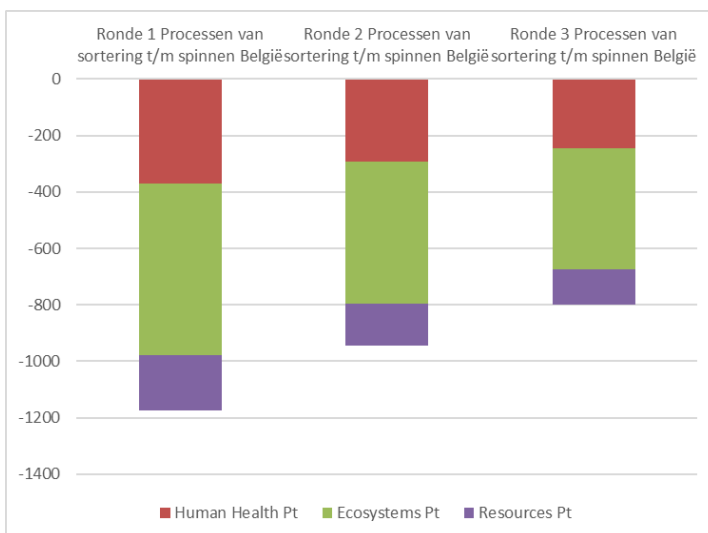
Figuur 3 Verwerking van katoen in poetsdoeken

#### 4.3. Resultaten mLCA voor de katoen verwerkingstechnieken

Per verwerkingsvariant worden hierna de mLCA resultaten per cyclus in beeld gebracht, gevolgd door de totaalvergelijking tussen de varianten.

##### 4.3.1. Vervezelen en opnieuw spinnen van garen

De resultaten van het proces van vervezelen tot en met spinnen van garen wordt hieronder in Figuur 4 getoond.

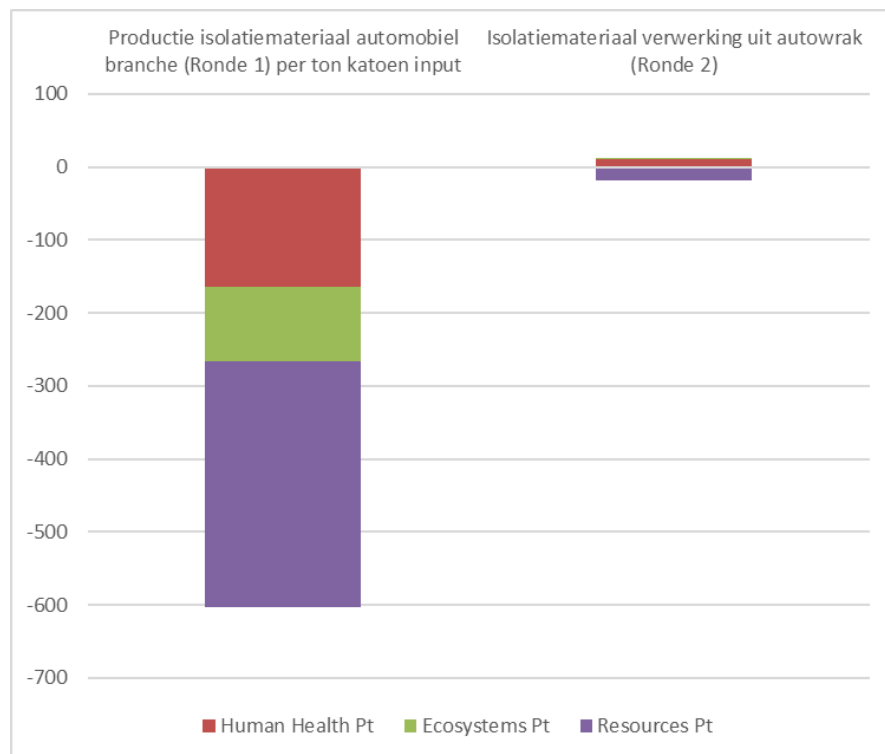


Figuur 4 Resultaat in Pt (ReCipe 3.11) voor drie ronden verwerking katoen: vervezelen t/m spinnen van garen.

In de eerste cyclus is de score -1173 Pt, die loopt af naar -799 Pt in de derde cyclus. In de derde cyclus is door 16% afval per cyclus, het vermeden product tot 60% gedaald. Kanttekening hierbij is dat de gerecyclede vezels niet geleverd worden, zoals dat in de praktijk ook niet plaatsvindt. Zoals beschreven is het verwerkte recyclelaat in dat geval niet gelijkwaardig aan het virgin materiaal. De totale score over drie cycli is -2917 Pt.

#### 4.3.2. Verwerking in isolatiemateriaalplaten voor automobiellndustrie

Figuur 5 toont de resultaten van deze verwerkingsmethode.

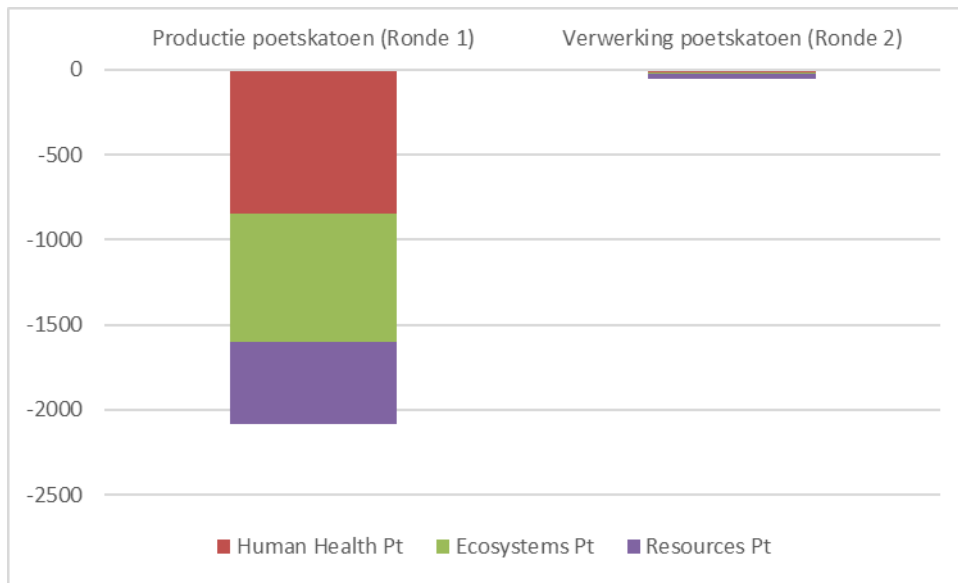


Figuur 5 Resultaat in Pt verwerking katoen, vezelen en productie van isolatieplaat in automobiellndustrie.

De verwerking van het katoen in isolatieplaten in de automobiellndustrie heeft in de twee cycli een waarde van totaal -611 Pt op. Die komt bijna geheel tot rekening van de eerste cyclus door het vermeden product PE en PP: -604 Pt.

#### 4.3.3. Verwerking in poetsdoeken

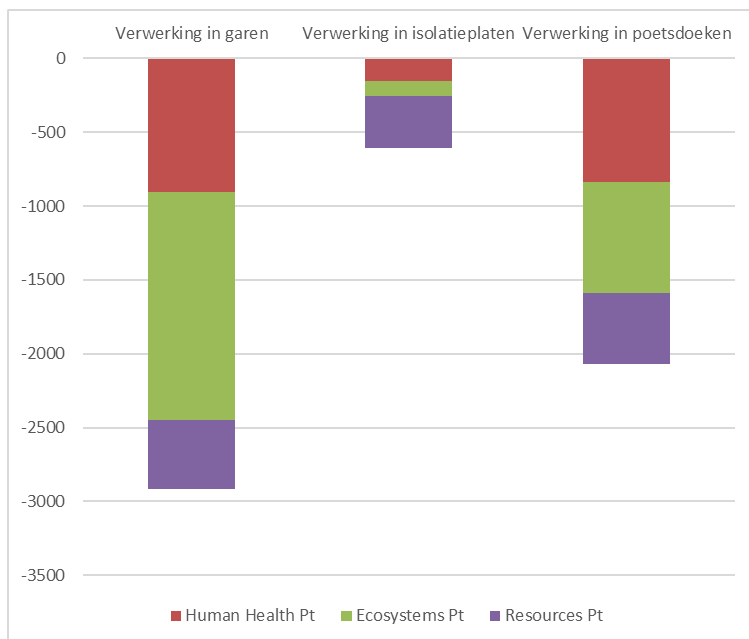
Per ton katoen is hieronder twee cycli voor poetsdoeken weergegeven. De eerste cyclus is de verwerking in poetsdoeken en vermeden katoenproductie. De tweede is verbranding van de gebruikte poetsdoeken. Figuur 6 geeft de resultaten weer. Te zien is een totale waarde van -2068 Pt. Die valt op 0,4 Pt in de tweede cyclus na geheel in de eerste cyclus.



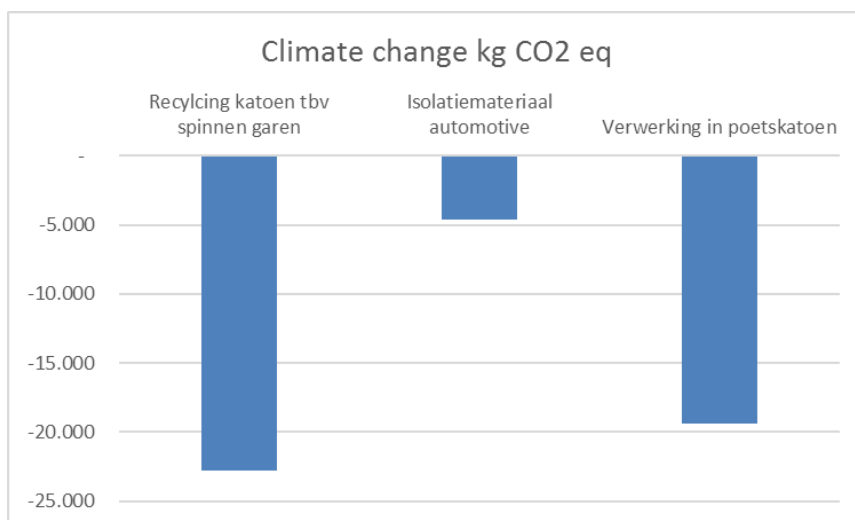
Figuur 6 Resultaat in Pt (ReCiPe) verwerking katoen in poetsdoeken.

#### 4.4. Vergelijk verwerkingstechnieken voor katoen recycling

Figuur 7 toont het resultaat van de vergelijking van de drie verwerkingstechnieken van katoen. De verwerking in garen heeft de beste score circa 5,5 keer beter dan de verwerking in isolatieplaten. De verwerking in poetsdoeken scoort ondanks de slechts twee cycli relatief goed.



Figuur 7 Vergelijking drie verwerkingstechnieken (Pt) totaal van drie cycli (twee cycli voor isolatieplaten en poetsdoeken)



Figuur 8 Resultaat vergelijking verwerkingstechnieken in kg CO<sub>2</sub>-eq (ReCiPe)

Figuur 8 toont het resultaat in kg CO<sub>2</sub>-eq. De verhouding ligt in lijn met de Pt-waarden, waarbij opgemerkt wordt dat de CO<sub>2</sub>-eq-score voor de verwerking in poetsdoeken relatief beter is dan de ReCiPe Pt-waarde. De verklaring daarvoor is het hoge elektrische energieverbruik voor het weven van katoen. Bij poetskatoen wordt het weefproces vermeden. Elektrische energie heeft een hoge CO<sub>2</sub>-eq component die losgezien een groter onderscheid heeft dan gewaardeerd in ReCiPe punten.

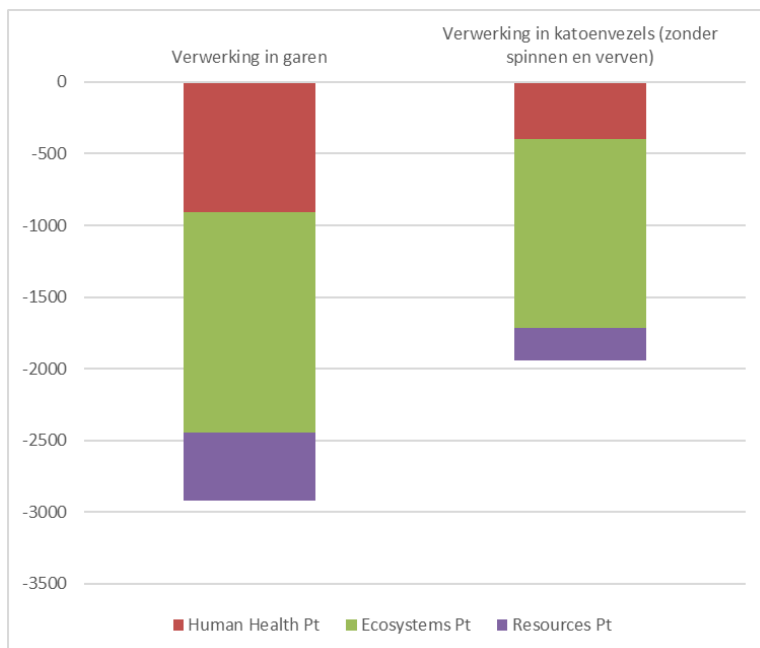
#### 4.5. Gevoeligheidsanalyse katoenrecycling

Er zijn twee gevoeligheidsanalyses uitgevoerd: de invloed van het verfproces en de invloed van het transport voor het spinnen.

##### 4.5.1. Gevoeligheid verven van katoen

In de paragraaf 4.2.1 is geconstateerd dat het spinnen van garen van gerecycled katoen niet geheel gelijkwaardig is aan het spinnen van virgin katoengaren inclusief verven. Om inzichtelijk te maken wat het verschil is van het verfproces is een analyse gedaan waarbij het vermeden product onbehandelde katoenvezels is. Het gehele proces tot en met spinnen en verven is buiten beschouwing gelaten. Het resultaat is te zien in Figuur 9. Te zien is dat het verfproces een relatief groot aandeel heeft. De waarde voor het vermeden productieproces (verfproces) zorgt voor een verschil van circa 1000 Pt. De score komt daarmee op het niveau (fractie lager) van die van poetsdoeken.

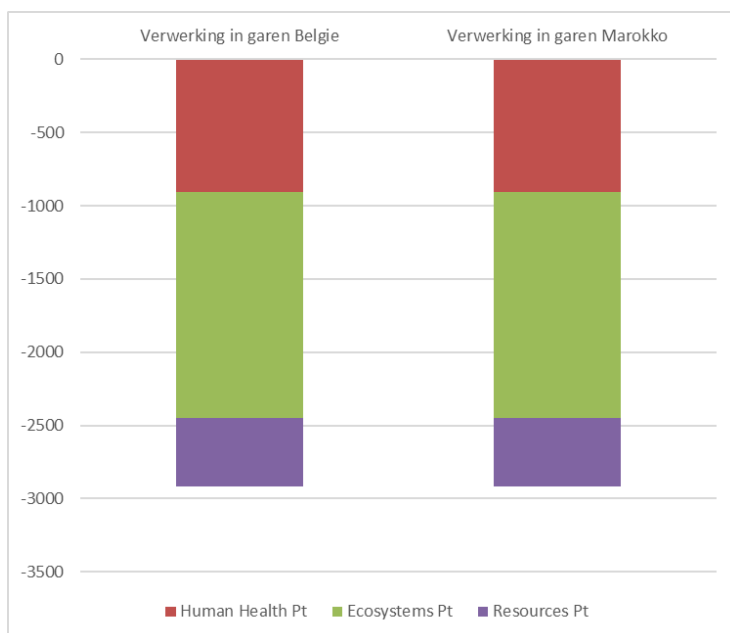




Figuur 9 Gevoeligheidsanalyse vermeden gesponnen en geverfde virgin katoen versus vermeden katoenvezels

#### 4.5.2. Gevoeligheid afstand verwerking spinnen

In de huidige praktijk wordt gerecycled katoen gesponnen in België, Duitsland, Italië, Spanje en Marokko. In de beschreven case is België gehanteerd vanwege een concrete toepassing. Om de gevoeligheid te analyseren is ook de worst case locatie, Marokko geanalyseerd. Figuur 10 toont het resultaat van deze gevoeligheidsanalyse. Te zien is de gevoeligheid voor de verwerking zeer gering is.



Figuur 10 Gevoeligheidsanalyse afstand verwerking spinnen

## 4.6. Beleidsregelmodel katoenrecycling

In deze paragraaf is het beleidsregelmodel op de recycling van katoen toegepast.

### 4.6.1. Spinnen van garen

- De gehele hoeveelheid katoen (1 ton) wordt verwerkt,  $H = 1$ .
- Er ontstaat 6% afval bij het vervezelen en 10% afval tijdens het spinnen  $94\% \cdot 90\% = 84,6\%$ , de toepassingsgraad  $G = 0,85$ .
- De toepassing wordt ondanks de valere kleur op de eerste graad ingeschaald. De vezels worden opnieuw toegepast in kleding. Kortom de wegingsfactor  $q = 1$ .
- De GER-waarde voor katoenvezel is 84,0 MJ/kg. De energie voor vervezelen is 0,25 MJ/kg, extra energie voor spinnen vergt 1,3 MJ/kg. De energie recycling < 35% van virgin en daarmee is  $e = 1$ .
- Wegingsfactor  $s$  (factor voor schaarste) is hieronder uitgewerkt.

De beleidsregel formule zonder de factor  $s$  levert hoogwaardigheidsscore 0,85.

#### **Berekening marktwaarderatio toegepast op het spinnen garen**

De marktwaarde voor virgin katoenvezels is € 2,50 per kg en voor gerecyclede katoenvezels € 0,70 per kg (bron Texperium). De systeemgrens in deze case ligt echter tot en met het proces van het spinnen. En bij die systeemgrens draait de verhouding voor de marktwaarde om. Garen gesponnen uit een mix van recyclede en virgin vezels blijkt 10% duurder dan garen uit alleen virgin vezels (bron: Texperium). De reden is dat het verwerken van recyclede vezels nog extra aandacht vergt bij het instellen van de kaart- en spinnmachines. Tevens is de verwerking kleinschaliger waardoor er geen volume voordeel wordt behaald. De reden dat het toegepast wordt, is omdat de klant bereid is extra te betalen, het betreft dan een "showcase".

Met marktwaarderatio is 0,9.

#### **Berekening rentabiliteitsratio toegepast op het spinnen garen**

- De inkoop voor gerecyclede spijkerbroeken is € 0,03 / kg (bron Texperium);
- Kosten voor het vervezelen (arbeid en overige kosten) zijn ca € 0,22 / kg;
- De kosten van de vervolgstap, het spinnen, zijn niet bekend. De toepassing is te kleinschalig om tot een betrouwbare rentabiliteitsberekening te komen.
- Er zijn geen subsidies van toepassing die ingrijpen op de kostenopbouw voor het recyclingproces van katoen.

De rentabiliteitsratio is niet bepaald omdat er geen gegevens zijn over kosten en winst van het spinnen van garen.

#### **Resultaat voor het spinnen garen**

1. De beleidsregel formule zonder de factor  $s$  levert hoogwaardigheidsscore 0,85;
2. Met rentabiliteitsratio als schaarste factor is niet bepaald.
3. Met rentabiliteitsratio als schaarstefactor  $s$  en marktwaarderatio als factor is niet bepaald.

### 4.6.2. Isolatiemateriaal automobielindustrie

- De gehele hoeveelheid katoen (1 ton) wordt verwerkt,  $H = 1$ .
- Er ontstaat 6% afval bij het vervezelen. De toepassingsgraad  $G$  wordt daarmee 0,94.
- De toepassing heeft een beduidend andere toepassing/functie dan oorspronkelijk. De toepassing geeft geen of niet direct een optie voor recycling na deze toepassing. Het is een derde graad wegingsfactor  $q = 0,25$ .

- De GER-waarde voor PP en PE ligt gemiddeld rond 75 MJ/kg. De energie voor vervezelen is 0,25 MJ/kg. De energie voor recycleat < 35% van virgin en daarmee is  $e = 1$ .
- Wegingsfactor  $s$  (factor voor schaarste) is hieronder uitgewerkt.

De beleidsregel formule zonder de factor  $s$  geeft hoogwaardigheidsscore 0,235.

#### **Berekening marktwaarderatio toegepast op isolatiemateriaal**

De marktwaarde voor PE en PP is €0,50 resp. €0,57 per kg [24]. Omgerekend naar de hoeveelheid PE en PP dat nodig is om een equivalent te krijgen van katoen wordt dat:

$$PE \ 910/600 * 0,50 = € \ 0,75$$

$$PP \ 960/600 * 0,57 = € \ 0,91$$

Op een 50%/50% basis voor PP en PE wordt dat €0,83

De marktwaarde voor gerecyclede katoenvezels voor de automobielenindustrie is €0,33 per kg (bron Texperium). Deze is lager omdat het minder bewerkt is als vezels voor het spinnen van garen. De marktwaarderatio is daarmee  $€0,33 / €0,83 = 0,40$ .

#### **Berekening rentabiliteitsratio toegepast op isolatiemateriaal**

Er zijn geen subsidies binnen deze branche die de toepassing die ingrijpen op de kostenopbouw voor de verwerking van gerecyclede katoen.

Berekening productiekosten katoenvezels

- De inkoop van gerecyclede spijkerbroeken is. €0,03 / kg.
- Kosten voor het vervezelen (arbeid en overige kosten) zijn ca €0,22 / kg.

De rentabiliteitsratio is  $€0,33 / €0,25 = 1,32$ .

#### **Resultaat voor het isolatiemateriaal**

- De beleidsregel formule zonder de factor  $s = 0,235$ .
- Met rentabiliteitsratio als schaarste factor  $s = 0,31$ .
- Met rentabiliteitsratio als schaarste factor  $s$  en marktwaarderatio als factor  $q = 0,496$ .

#### **4.6.3. Verwerking in poetsdoeken**

- De gehele hoeveelheid katoen (1 ton) wordt verwerkt,  $H = 1$ ;
- Er ontstaat 25% afval, de toepassingsgraad  $G = 0,75$ ;
- De verwerking leidt niet tot een oorspronkelijke toepassing en geeft beperkte optie tot recycling na gebruik van poetsdoeken (in dit geval verbranding). Deze toepassing wordt als derde graad ingeschaald:  $q = 0,25$ ;
- De energie die nodig is voor de productie van poetsdoeken uit gerecyclede katoen is verwaarloosbaar. De energiefactor  $e = 1$ .
- Wegingsfactor  $s$  (rentabiliteitsratio) is hieronder uitgewerkt.

De beleidsregel formule zonder de factor  $s$  geeft hoogwaardigheidsscore 0,19.

#### **Berekening marktwaarderatio toegepast op poetsdoeken**

De marktwaarde voor poetsdoeken is €1,29 (bron [www.nonpaints.com/nl/zware-poetslappen-bont-5-kg](http://www.nonpaints.com/nl/zware-poetslappen-bont-5-kg)). De prijs voor virgin katoenen poetsdoeken is circa €4,00 / kg (diverse bronnen)

De marktwaarde ratio wordt daarmee  $€1,29 / €4,00 = 0,32$ .

#### **Berekening rentabiliteitsratio toegepast op poetsdoeken**

- De inkoop voor gerecyclede spijkerbroeken is €0,03 / kg (bron Texperium).

- Kosten voor de productie van poetsdoeken is ingeschat € 0,30 / kg.
- Er zijn geen subsidies van toepassing die ingrijpen op de kostenopbouw voor het recyclingproces van katoen.

De rentabiliteitsratio is  $\text{€ } 1,29 / \text{€ } 0,33 = 3,9$ .

#### Resultaat voor poetsdoeken

- De beleidsregel formule zonder de factor s levert hoogwaardigheidsscore 0,19.
- Met rentabiliteitsratio als schaarstefactor  $s = 0,74$ .
- Met rentabiliteitsratio als schaarstefactor s en marktwaarderatio als factor q = 0,947.

#### 4.7. Conclusies

In Tabel 2 is een samenvatting gegeven van de uitkomsten van de toepassing van mLCA en het beleidsregelmodel op de recycling van katoen.

Tabel 2: Samenvatting uitkomsten mLCA en beleidsregelmodel voor recycling van katoen (ratio's en hoogwaardigheidsscore uitgedrukt in %)

Cases en routes	Spinnen van garen	Isolatieplaten	Poetsdoeken
<b>mLCA</b>	<b>100%</b>	<b>21%</b>	<b>71%</b>
H	100%	100%	100%
G	84%	94%	75%
Q	100%	25%	25%
E	100%	100%	100%
<b>Beleidsregelmodel (zonder s)</b>	<b>85%</b>	<b>24%</b>	<b>19%</b>
Marktwaarderatio	28%	40%	32%
Rentabiliteitsratio	280%	132%	390%
<b>met rentabiliteit als s</b>	<b>238%</b>	<b>31%</b>	<b>74%</b>
<b>met rentabiliteitsratio als s en marktwaarderatio als q</b>	<b>67%</b>	<b>49,8%</b>	<b>94,7%</b>

Daaruit zijn de volgende conclusies te trekken

- Het beleidsregelmodel geeft voor de vergelijking tussen het spinnen van garen en isolatieplaten dezelfde uitkomst als met de mLCA, spinnen van garen scoort beter dan isolatieplaten.
- Voor de vergelijking met poetsdoeken scoort het beleidsregelmodel lager dan de mLCA. De mLCA scoort voor poetsdoeken goed vanwege de vermeden productie van katoen.
- De marktwaarderatio levert een lagere score op voor het spinnen van garen. Oorzaak kan zijn dat de inkopers weten wat de factorkosten zijn voor gerecycled katoen, met een handelsmarge wordt dan de prijs bepaald. De prijs is dus niet gerelateerd aan virgin minus een afslag voor kwaliteit, maar aan de beschikbaarheid en wereldmarkt.
- Indien de winst (handelsmarge) niet meegenomen wordt in de factorkosten, dan zijn in deze case de rentabiliteitsratio's hoger dan 1. We merken op dat daartoe tabel 1 en toelichting in het rapport Economische hoogwaardigheid recycling [2] geen duidelijke definities geeft voor het berekenen van de rentabiliteitsratio. De onderbouwing hiervoor wordt toegelicht in hoofdstuk 10 onder discussie.

## 5. BUREASTOELEN

### 5.1. Algemene uitgangspunten bureaustoelencasus

Voor de bureaustoelen worden twee scenario's met elkaar vergeleken:

1. shredderen en recyclen; en
2. demontage en hergebruik onderdelen

Alle geraadpleegde bronnen bevestigen dat de materiaalsamenstelling voor de beide bureaustoelcases dezelfde kan zijn als wordt uitgegaan van een bureaustoel uit het hogere segment, al zouden slimmigheden om materialen beter te kunnen scheiden iets meer materiaal of onderdelen kunnen vragen. Met andere woorden: design for disassembly bureaustoel hoeft niet wezenlijk anders te zijn dan een stoel waarbij dat principe niet is gehanteerd.

De geselecteerde bureaustoel heeft een aluminium stervoet en bestaat uit:

- 8,64 kg aluminium (gietlegering)
- 2,90 kg staal (laaggelegeerd)
- 0,80 kg polyurethaan (PU; schuim)
- 6,44 kg polyamide, glasvezelversterkt (PA-GF, nylon)
- 0,14 kg polypropyleen (PP)
- 0,15 kg textiel (wol)

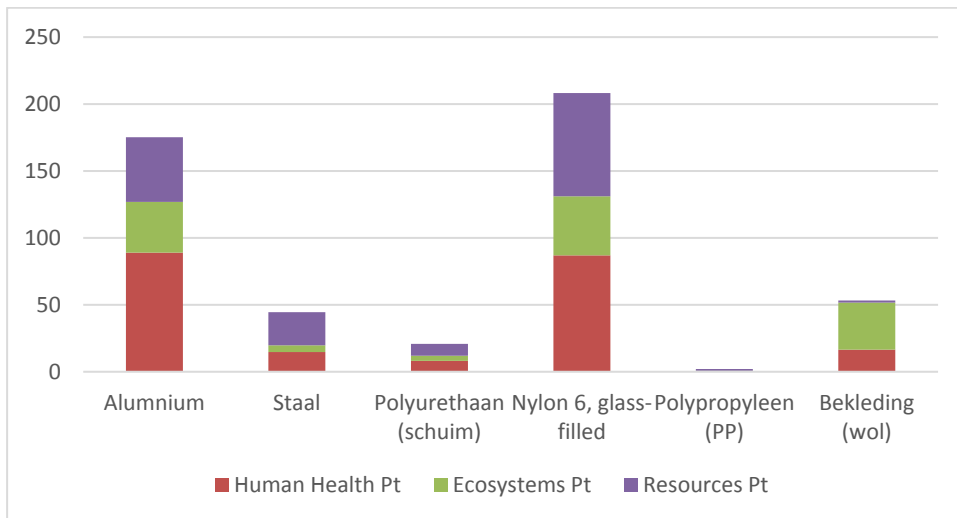
Hiermee wordt 96% van de materialen waaruit de bureaustoel is samengesteld beschreven. De overige materialen<sup>8</sup> hebben ieder minder dan 1% massa-aandeel. Daarvan werd de massa niet gegeven. De milieu-impact van productie en afdanking van deze materialen wordt ingeschat als evenredig en is verder buiten beschouwing gebleven. Verondersteld wordt dat dit de resultaten niet substantieel beïnvloedt.

Voor textiel, de bekleding, is in deze analyse 100% wol genomen. Dat is in ongeveer de helft van dergelijke, wat luxere, stoelen het geval. Gezien het geringe massa-aandeel (0,75%) en omdat er geen onderscheid is in verwerkingsroute ten opzichte van andere toegepaste materialen<sup>9</sup> is de impact van deze keuze gering.

Bij deze casus is allereerst een berekening gemaakt van de milieu-impact van de productie van een ton (= 52,47 stoelen) bureaustoelen op basis van de samenstelling om zo een idee te krijgen van de milieu-impact van de verschillende materialen.

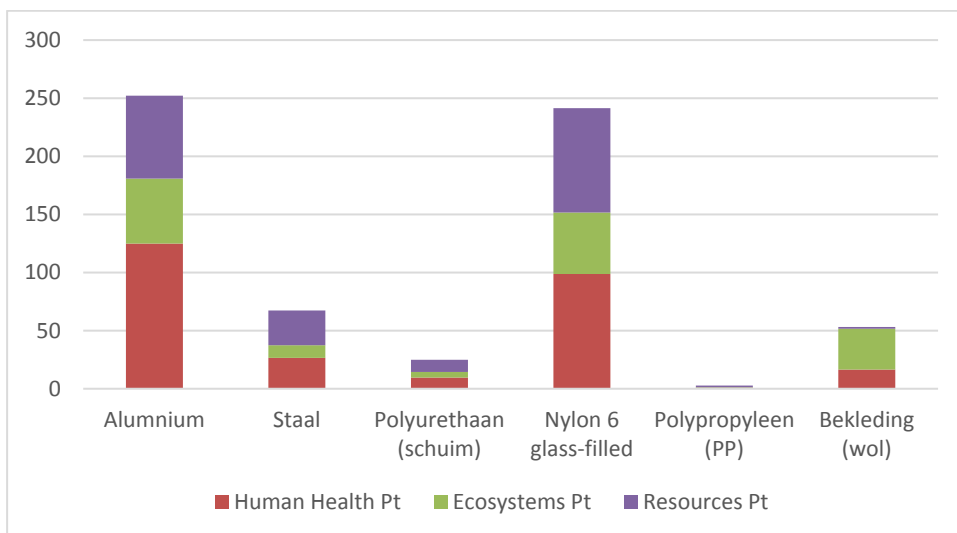
<sup>8</sup> Thermoplastische polyurethaan, polyethyleen, zamak, polybutyleentereftalaat, polyester, polyoxymethyleen

<sup>9</sup> (Mix van) wol, polyamide, polyester, polyurethaan, leer



Figuur 11 Milieu-impact productie materiaal 1 ton bureaustoelen (per materiaal, per schadecategorie; ReCiPe Pt)

In Figuur 12 is ook het vormgeven van het materiaal, inclusief de daarbij optredende productie verliezen en materiaalrecycling, opgenomen (uitgezonderd bekleding).



Figuur 12 Milieu-impact productie en vormgeven materiaal 1 ton bureaustoelen (per materiaal, per schadecategorie; ReCiPe Pt)

Aluminium en glasvezelversterkt nylon hebben de grootste bijdragen, op ruime afstand gevolgd door staal en wol. De milieu-impact (volgens Ecoinvent en ReCiPe) van de productie van glasvezelversterkt nylon is 17% lager dan die van nylon zonder glasvezel.

## 5.2. Beschrijving verwerkingstechnieken bureaustoelen

### 5.2.1. Bureaustoel, shredderen en recyclen

De eerste verwerkingsvariant betreft het shredderen. Uit gesprekken met diverse stakeholders komen verschillende geluiden, maar de huidige praktijk lijkt te zijn dat schroothandelaren shredderen en vervolgens alleen de metalen (aluminium, staal) aanbieden voor recycling. Kunststoffen uit een afgedankte stoel worden dus in de regel in het geheel niet gerecycled. Zelfs de producent die het wil kan niet aan secundair glasvezelversterkt nylon komen dat aan de criteria voldoet (met name het bekend zijn van de vorige toepassing en voldoende omvang en continuïteit zijn belangrijk). In overleg met de begeleidingscommissie is besloten dicht op deze huidige praktijk te blijven.

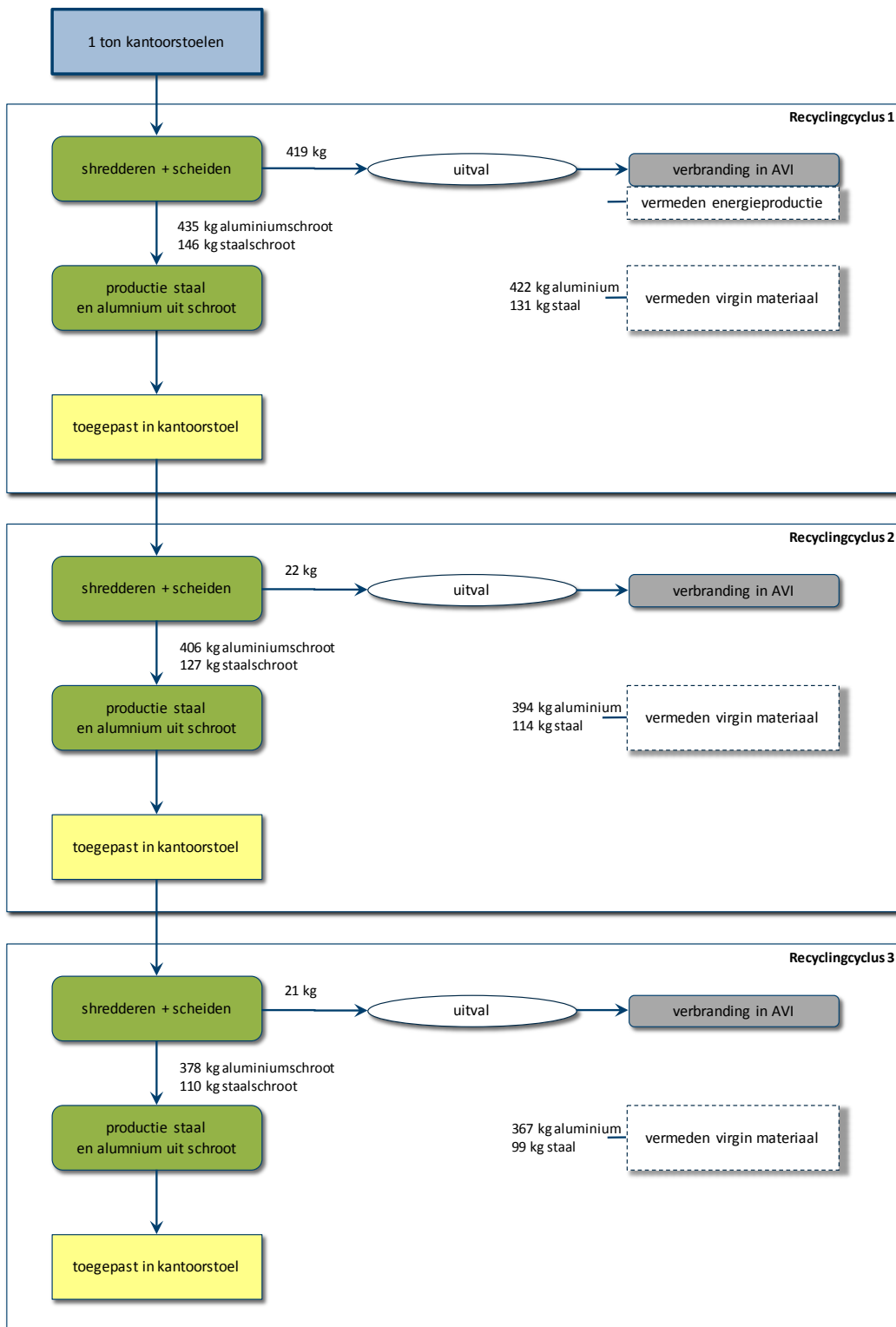
Na het shredderen worden alleen aluminium en staal gerecycled en worden de overige materialen verbrand in een AVI met energierugwinning. Recycling van aluminium vindt veelal plaats in Duitsland (aanne: 500 km per as) en van staal in Turkije (aanne: 5000 km per schip) waar er onderdelen voor de auto-industrie uit worden geproduceerd. Vanuit de opzet van de mLCA is in een tweede en derde cyclus toepassing in een kantoorstoel aangehouden. Bij shredderen is, voor zowel staal- als aluminium, 4% verlies aangehouden dat via een AVI wordt verwerkt. 96% wordt aangeboden voor recycling. Vervolgens zijn bij het recyclingproces zelf de standaardverliezen aangehouden volgens Ecoinvent:

- 1,030 kg aluminium schroot (“post-consumer, prepared for melting”) is nodig voor 1 kg aluminiumproductie; en
- 1,105 kg ijzerschroot is nodig voor de productie van 1 kg laaggelegeerd staal.

Voor vermeden productie is aluminiumproductie uit bauxiet aangehouden en het hoogovenproces (converter) voor staal.

Er is verondersteld dat dit drie cycli mogelijk is.

Voor de basisvariant ziet het schema er in hoofdlijnen als volgt uit:



Figuur 13 Processchema bureaustoel, shredderen en recylen



### 5.2.2. Bureaustoel, demontage en hergebruik onderdelen

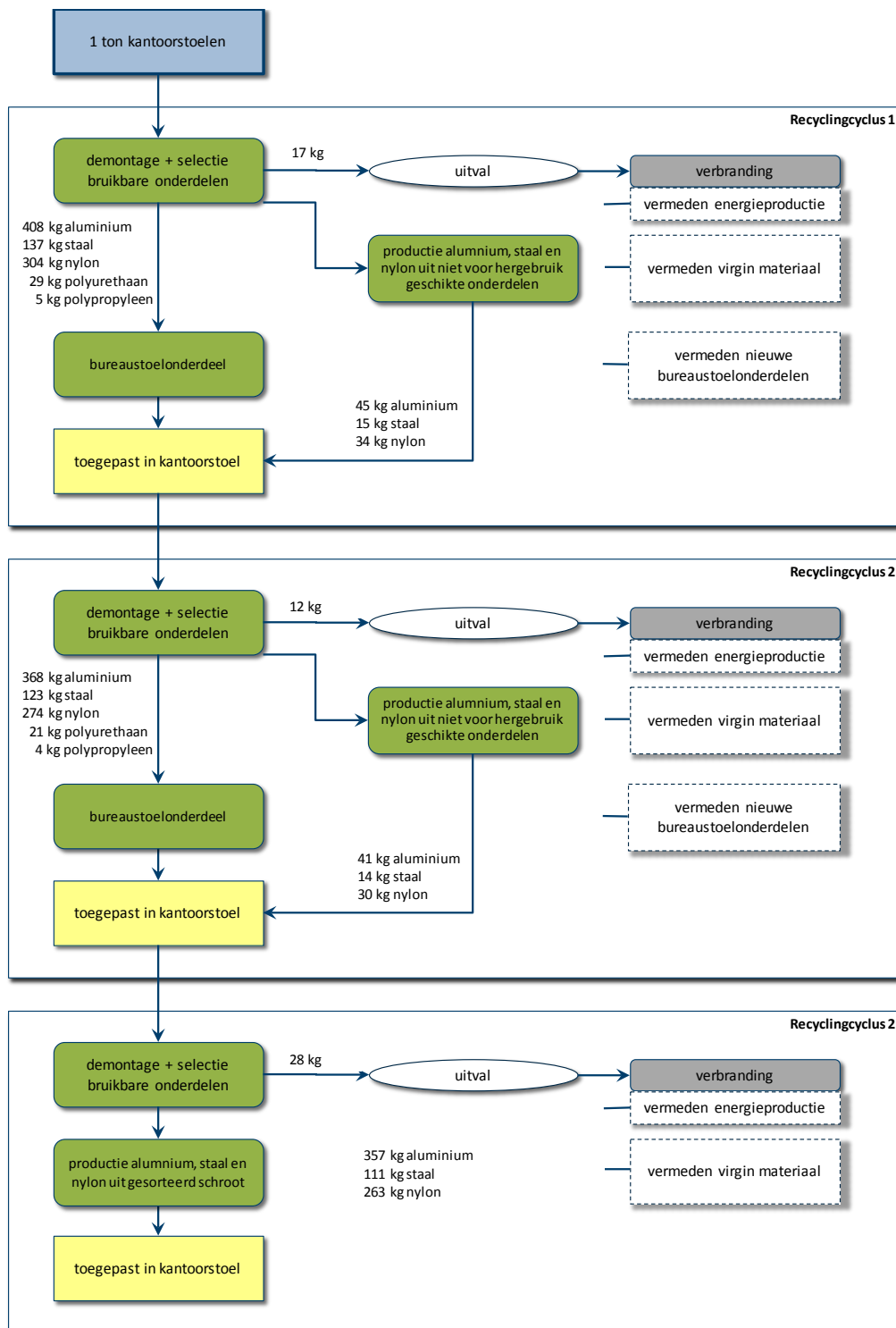
De enige producent die structureel bureaustoelen demonteert voor hergebruik werkt al sinds het bedrijf in 1996 startte volgens design for disassembly. Van de verkochte stoelen komt 15% à 20% terug bij de producent, ondanks een €50-statiegeldsysteem. Een deel van de verklaring voor dit lage percentage is mogelijk het dealernetwerk dat tussen de producent en klant zit. Bij een “second life” stoel mag je zien dat hij gebruikt is. Er wordt garantie verleend en ook op deze stoelen zit €50 statiegeld. De stoelen die terugkomen bij de producent zijn het vertrekpunt voor de analyse. Overigens komt het ook steeds vaker voor dat refurbishment-werkzaamheden plaatsvinden bij de klant, buiten kantoor tijd.

Allereerst vindt selectie plaats. Er is, ook binnen stoelen van één partij, vaak een groot verschil in de mate waarin de stoelen zijn gebruikt. Bij kandidaten voor second life wordt beoordeeld wat er moet gebeuren (slijtagedelen moeten sowieso vervangen worden) en de overige stoelen worden volledig gedemonteerd. Demontage gebeurt voor hergebruik van onderdelen, maar ook om strikt gescheiden de slijtagedelen en defecte onderdelen op materiaal retour te kunnen geven aan de producent. De bureaustoelproducent heeft zelf minimumcriteria waaraan de refurbished stoel moet voldoen, maar kan ook rekening houden met eisen van de klant zoals bijvoorbeeld wanneer deze nieuwe bekleding wil (omwille van uniformiteit). Slechts een klein deel van de stoelen is helemaal niet bruikbaar. Er zijn geen exacte gegevens over welke onderdelen in welke mate worden hergebruikt. Wel lijkt duidelijk dat er, afgezien van bekleding, schuim, bovenkant van armleggers en achterkant van rugleuning, geen onderdelen zijn die significant meer worden afgekeurd voor hergebruik dan andere. Overigens worden ook bekleding en schuim hergebruikt als dat mogelijk is, maar wel in mindere mate. Op basis van inschatting van de producent zijn we ervan uitgegaan dat 90% van alle aluminium, stalen en nylon onderdelen van de bureaustoel als product worden hergebruikt (waarbij 10% als materiaal wordt gerecycled<sup>10</sup>) en dat ook 70% van de bekleding, het schuim en de polypropreen onderdelen worden hergebruikt (waarbij 30% naar de afvalverbranding gaat).

Drie cycli voor demontage en hergebruik, nadat de stoel al eenmaal is gebruikt voordat hij voor de eerste keer wordt aangeboden, lijkt meerdere geïnterviewden één cyclus te veel. In deze analyse is daarom uitgegaan van twee cycli met productonderdeelhergebruik zoals hierboven beschreven waarna in een derde cyclus (via demontage) materiaalrecycling en verbranding is aangehouden zoals bij de restfracties die in cyclus een en twee niet als productonderdeel werden hergebruikt.

---

<sup>10</sup> Uit de inventarisatie is gebleken dat nylon in de praktijk momenteel niet wordt gerecycled. Ook met glasvezelversterkte nylon is echter te recyclen in een soortgelijke toepassing: tot aan ongeveer 20% bijmenging aan virgin materiaal kan dit zonder dat extra sterktetesten nodig zijn. Er is in de praktijk slecht aan voldoende materiaal te komen waarvan de herkomst bekend is, wat door een verwerker als voorwaarde wordt gesteld. In dit geval is de herkomst bekend, maar de omvang nog onvoldoende. Omdat het maar een klein deel van de glasvezelversterkte nylon betreft (het grootste deel wordt als onderdeel hergebruikt) heeft deze aanname weinig invloed.



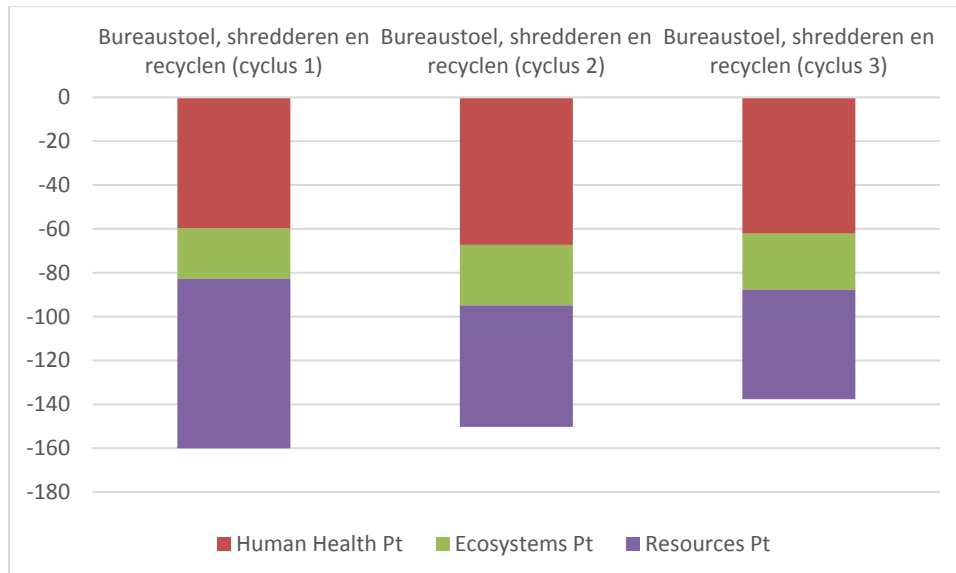
Figuur 14 Processchema bureaustoel, demontage en hergebruik onderdelen

### 5.3. Resultaten mLCA

Per verwerkingsvariant worden hierna de mLCA-resultaten per cyclus in beeld gebracht, gevolgd door de totaalvergelijking tussen de varianten.

### 5.3.1. Bureaustoel, shredderen en recyclen

Per ton bureaustoel is hieronder per cyclus, de milieu-impact van de optie shredderen en recyclen weergegeven.

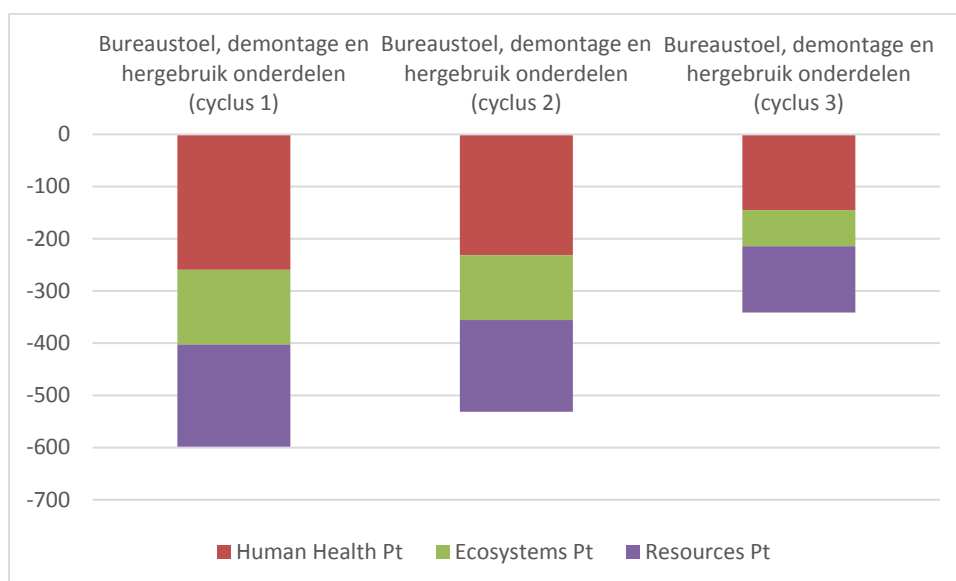


Figuur 15 Milieu-impact 1 ton bureaustoelen, shredderen en recyclen metaal (per cyclus, per schadecategorie; in ReCiPe Pt)

Duidelijk zichtbaar is het verschil tussen cyclus een, waarin metaal wordt gerecycled en kunststof verbrand, en cyclus twee en drie waarin alleen de metalen nog worden gerecycled.

### 5.3.2. Bureaustoel, demontage en hergebruik onderdelen

Per ton bureaustoel is hieronder per cyclus, de milieu-impact van de verwerkingsvariant demontage en hergebruik onderdelen weergegeven (cyclus 3: materiaalrecycling / AVI).

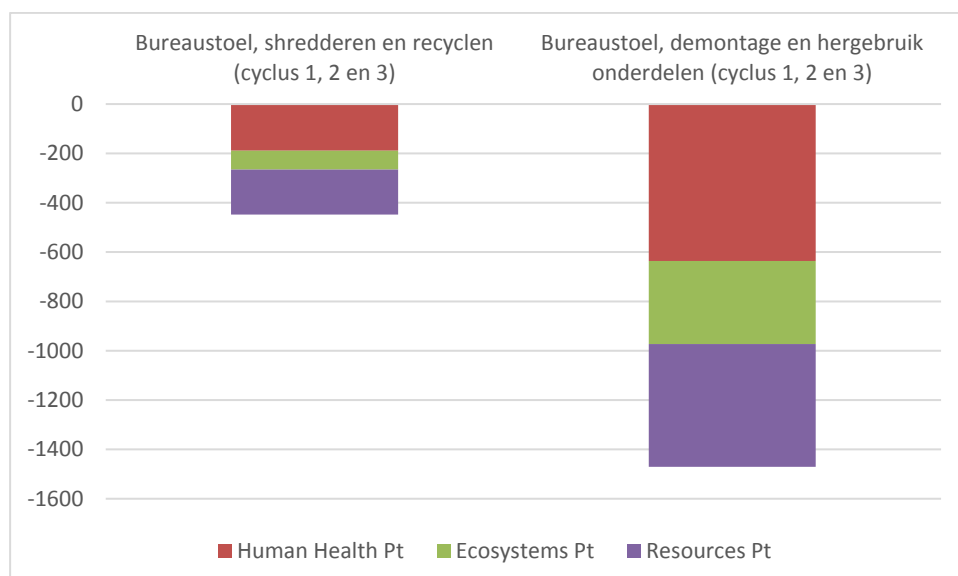


Figuur 16 Milieu-impact 1 ton bureaustoelen, demontage en hergebruik (per cyclus, per schadecategorie; in ReCiPe Pt)

In Figuur 16 liggen scores van cyclus een en twee juist dicht bij elkaar omdat daarin hergebruik van onderdelen is aangehouden, terwijl in cyclus drie aluminium en staal als materiaal worden gerecycled en de overige materialen worden verbrand met energierugwinning.

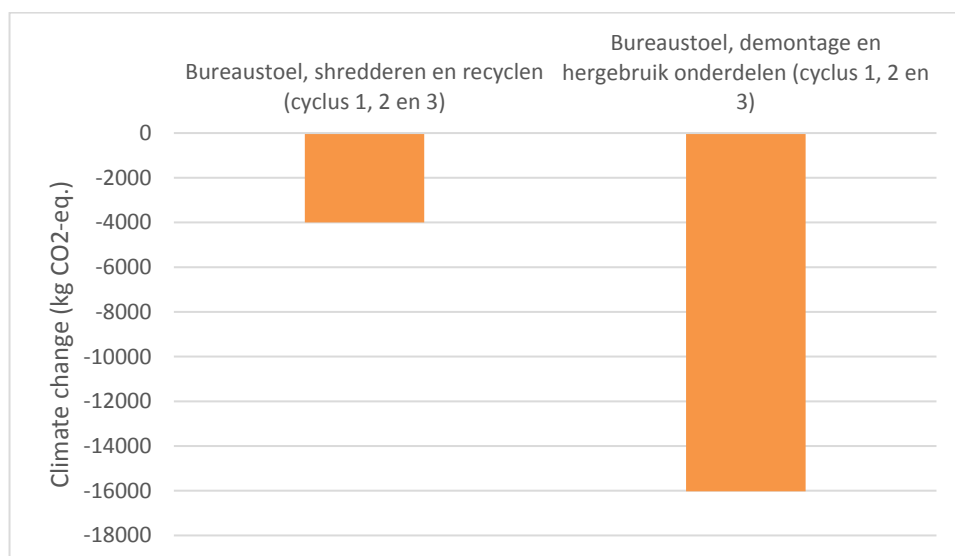
### 5.3.3. Bureaustoel, totaalvergelijking 'shredderen en recycelen' en 'demontage en hergebruik onderdelen'

Per ton bureaustoelen is hieronder de vergelijking tussen de beide verwerkingsopties over drie cycli weergegeven.



Figuur 17 Milieu-impact 1 ton bureaustoelen, shredderen en recycelen versus demontage en hergebruik (drie cycli opgeteld, per schadecategorie; in ReCiPe Pt)

Hier wordt in één oogopslag duidelijk dat de winst van onderdeelhergebruik veel groter is dan van metaalrecycling. Onderstaande figuur laat zien dat de verschillen van de CO<sub>2</sub>-equivalenten eenzelfde beeld geeft.



Figuur 18 Versterkt broeikaseffect 1 ton bureaustoelen, shredderen en recycelen versus demontage en hergebruik (3 cycli opgeteld, kg CO<sub>2</sub>-equivalenten)

## 5.4. Gevoeligheidsanalyses

### 5.4.1. Langetermijnemissies

Indien gerekend wordt inclusief lange-termijn emissies (zie paragraaf 2.1) verandert het resultaat beperkt: shredderen en recyclen wordt dan -450 Pt (+1%) en demontage en hergebruik -1514 Pt (+3%).

### 5.4.2. 50-50-methode (allocatie recycling)

Wanneer een materiaal wordt gerecycled dan wordt volgens de mLCA methode gerekend met 100% vermeden primaire productie door inzet van dit materiaal. Dit wordt de substitutiemethode genoemd. De vermeden productie kan hetzelfde materiaal betreffen, maar ook een ander materiaal wanneer dat wordt vermeden door inzet van het recyclaat. Al sinds het begin van LCA-methodiek is de wijze van toerekening (allocatie) onderwerp van discussie. Er is wetenschappelijk geen consensus over enige methode en volgens de ISO-normen dient allocatie bij voorkeur vermeden te worden. Dat is niet altijd mogelijk. Vanuit de begeleidingscommissie was er het verzoek om als gevoeligheidsanalyse ook de 50-50 methode door te rekenen, onder andere vanuit de veronderstelling dat deze simpeler toepasbaar is, beter in beeld brengt wat daadwerkelijk aan milieu-impact wordt vermeden en met het idee dat de uitkomsten van de mLCA en het beleidsregelmodel dan dichterbij elkaar liggen.

De 50-50 methode komt erop neer dat een product maximaal 100% credits kan krijgen, namelijk maximaal 50% credits als het product gerecycled materiaal gebruikt, en nog eens maximaal 50% credits als het dezelfde hoeveelheid materiaal van dezelfde kwaliteit weer oplevert. Maximaal kan een product zo dus 100% credits krijgen, dus 100% aftrek van cradle-to-gate materiaalimpact. In de praktijk zijn er altijd inefficiënties bij de inzameling en recycling, en bovendien kan er kwaliteitsverlies zijn ten opzichte van het oorspronkelijk materiaal (waarvoor dan kan worden gecorrigeerd met behulp van de economische waarde van het recyclaat versus het oorspronkelijke materiaal).

Voor de bureaustoelen is kwantitatief verkend wat de impact is van het rekenen met 50-50. De afwijking van de uitgangspunten in Bijlage F.9 van het LAP door toepassen van de 50-50-methode betreft meer onderwerpen dan alleen de allocatie zelf. Daarvoor moeten keuzes worden gemaakt en wellicht deels nog discussie worden gevoerd.

Onderwerpen zijn:

- De systeemgrens ligt net als bij het basisscenario bij 1 ton afgedankt en reeds ingezameld materiaal/product, klaar voor verwerking. De '1 ton bureaustoel' is (letterlijk) als gegeven beschouwd: er is geen milieu-impact toegerekend. Zodoende blijft de vergelijking tussen verwerkingsalternatieven mogelijk: de referentie blijft gelijk.
- Vermeden productie van een materiaal (of productonderdeel) wordt, net als bij de substitutiemethode, alleen gerekend over de hoeveelheid die daadwerkelijk wordt gerecycled of hergebruikt. Alle vermeden productie, door materiaalrecycling en door producthergebruik, wordt voor 50% toegerekend aan het voortbrengend systeem. Omdat het voortbrengend en afnemend systeem evenveel credits krijgen is het verschil met de standaard gehanteerde substitutiemethode op dit punt klein (of 0), mits ook het afnemend systeem binnen de systeemgrens valt. Het vierde productsysteem (na drie recyclingcycli) valt echter buiten de scope en wordt als ontvangend systeem gezien waar 50% van de impact aan wordt toegerekend.

- Bij verbranding in een AVI is de vermeden energieproductie is gehalveerd, maar valt de andere helft buiten de systeemgrens.
  - Een aanpassing van de productiemix (bijvoorbeeld groene energie in plaats van grijze mix) staat los van de 50-50 allocatie en is niet onderzocht.
  - Of emissies van en hulpstoffen voor afvalverbranding ook 50% of toch 100% moeten worden toegerekend aan het voortbrengende systeem is de vraag, omdat deze veelal direct gerelateerd zijn aan het te verbranden materiaal.
- Bij de 50-50 methode betreft allocatie alleen vermeden materiaalproductie van het materiaal dat een product in gaat en eruit komt, en niet materiaalproductie van een materiaal dat mogelijk door het recycleat wordt vervangen (bijvoorbeeld gerecycled DKR 350 materiaal dat hardhout vervangt).

Vergelijkend met de eerdere resultaten laat bij 50-50 de variant 'shredderen en recycling + verbanding' in de eerste cyclus, met relatief veel verbranding, nu de laagste winst zien, terwijl dat eerder de hoogste was.

De andere verwerkingsvariant (demontage en hergebruik onderdelen) laat over de drie cycli eenzelfde patroon zien als eerder. Verbranding speelt hier een minder grote rol en is gelijkmatiger over de drie cycli verdeeld.

Bij vergelijking van de varianten komt shredderen en recyclen bij 50-50 wat slechter uit, waardoor de varianten iets verder uit elkaar te liggen.

De 50-50-allocatie is bij de mLCA voor afvalverwerking goed toe te passen. Het zal vooral tot andere resultaten leiden in die gevallen waarbij verbranding een grote rol speelt en wanneer er virgin materiaal wordt vermeden dat een hogere milieu-impact heeft dan de materiaalproductie van het huidige afval eerder had.

## 5.5. Beleidsregelmodel

In het rapport Hoogwaardige recycling [1] wordt in paragraaf 3.7 opgemerkt "Het vaststellen van een hoogwaardigheidsscore voor samengestelde stromen ... vereist aanzienlijk meer kennis over de systemen". Bij het toepassen van de beleidsformule op een uit verschillende materialen samengesteld product, zoals een bureaustoel, blijkt meteen dat dit lastiger is. Dat geldt in het bijzonder voor de rentabiliteits- en marktwaarderatio. Zie volgende bladzijde.

### 5.5.1. Bureaustoel, shredderen en recyclen

De bureaustoel betreft een 'samengestelde stroom' (of 'gecombineerde afvalstroom') [Hoogwaardige recycling - Gevat in een beleidsformule en een multicyclus-LCA-methodiek", CE Delft, IVAM, Rebel, juli 2016]. Volgens de regels moet de hoogwaardigheidsscore voor iedere afzonderlijk te detecteren afval/materiaalstroom worden bepaald; vervolgens wordt een (op massabasis) gewogen score berekend.

Bij de verwerking shredderen en recyclen worden aluminium en staal gerecycled voor recycling en de overige materialen verbrand.

Er is volgens de regels aangehouden dat het gaat om het materiaal dat daadwerkelijk gerecycled is. Dat maakt de bepaling van H wel meteen wat ingewikkelder omdat de uitval bij het sorteren en de productie van recycleat (rendement van het recycleproces) moet worden beschouwd. De eerste ronde van de mLCA data staat hiervoor model (zie paragraaf 5.2.1).

H wordt dan:

- $8,05 \text{ kg (rh aluminium)} / 8,64 \text{ kg (h aluminium)} \times 100\% = 93,2\%$
- $2,52 \text{ kg (rh staal)} / 2,90 \text{ kg (h staal)} \times 100\% = 86,9\%$

Ten behoeve van het gewogen gemiddelde van de hoogwaardigheidsscore wordt 19,06 kg (=totale beschouwde stoel) aangehouden.

De toepassingsgraad is conform de definitie voor aluminium en staal gesteld op eerste graad.

$$G = 1$$

$$q = 1 \text{ (voor eerste graad)}$$

Gebaseerd op GER-waarden en CO<sub>2</sub>-lijst - januari 2017 [6] is de hoeveelheid energie voor recycklaat ten opzichte van primair materiaal voor:

- Aluminium 15% → e = 1
- Staal 29% → e=1

Zonder factor voor schaarste (Si) is de hoogwaardigheidsscore voor aluminium en voor staal gelijk aan H omdat de overige factoren 1 zijn, dus respectievelijk 0,932 en 0,869. De totale hoogwaardigheidsscore voor de stoel is met deze verwerkingsroute ((8,64 kg \* 0,932 + 2,90 kg \* 0,869) / 19,06 kg=) 0,55 of 55%.

De economische waardebeoordeling van recycklaat versus virgin blijkt voor staal niet mogelijk. De marktwaarde van (staal-) recycklaat en de marktwaarde van virgin staal (nodig om de marktwaarderatio te kunnen bepalen) betreffen heel verschillende stoffen uitgaande van staalschroot en grondstoffen voor het hoogoven proces. Net als bij de mLCA is gebeurd zou je smelterroute moeten doormodelleren tot laaggelegeerd staal en de marktkosten daarvan vergelijken met die van het hoogovenproces (feitelijk ook niet 100% virgin omdat er ook schroot in gaat) voor laaggelegeerd staal. Zelfs dan nog zijn de producten echter beperkt vergelijkbaar: sommige komen (voornamelijk) uit het elektroovenproces en andere (hoofdzakelijk) uit het hoogovenproces. Door de geslotenheid van de sector is bovendien weinig bekend over kosten en marges (zie verder onder kopje "Staal"). Doordat de rentabiliteitsratio en de marktwaarderatio voor staal niet kunnen worden bepaald, kunnen de rentabiliteitsratio en de marktwaarderatio niet worden gebruikt voor de bepaling van de hoogwaardigheidsscore van de bureaustoelverwerking als geheel.

De reeds verzamelde kosteninformatie is hierna wel opgenomen, zonder dat een rentabiliteitsratio en een marktwaarderatio zijn bepaald.

### **Inzamel- en sorteerkosten**

Er zijn verschillende kosten genoemd gerelateerd aan inzameling:

- Het afvoeren van een bureaustoel kost ongeveer €11 per stoel voor logistieke kosten en zo'n €10 per stoel aan verwerkingskosten (samen €21). Dat geldt voor een klant wanneer deze daarom vraagt (ook bij levering nieuwe stoelen), maar ook voor de leverancier.
- (Meermaals gehoord: afvoeren als BSA is goedkoper dan afvoeren als bureaustoel.)
- De schrootwaarde bij de oud-ijzerhandel is, bij 80% metaal (50/50 staal alu) en 20% 'uitval': €150/ton. Met uitval wordt hier onder meer de kunststoffractie bedoeld.
- Vanuit de afvalverwerker bezien is 1 ton stoelen ongeveer €90 waard (waarbij van gemiddeld €50 per ton inzamelkosten is uitgegaan); €150 per ton stoelen is ook opgetekend.
- Verbranden nylon kost €25 à €30/ton.

### **Staal**

"Door de geslotenheid van de sector is weinig bekend over kosten en marges. Uit informatie afkomstig van verschillende bronnen valt te destilleren dat de verwerkingskosten en margeopslagen die worden toegevoegd door de scrap yards (transport, sorteren, scheiden, opslag, handel etc.) per saldo circa €45,- per ton

ijzer/staal bedragen. De inkoopprijs van ijzer/staal scrap is sterk afhankelijk van de soort legering en/of de mate van vervuiling. De inkoopprijs van ijzer/staal varieert van ca €50,- per ton (ongesorteerd wit- en bruingoed) tot ca €270,- (schone proces- en productieafval)."[12].

Ook: "Doordat de prijs van ijzer- en staalschroot per saldo een factor 5 lager ligt dan bij aluminium, is het om logistieke reden alleen lonend om grote afvalvolumes te sorteren en te verwerken. Dit is ook één van de redenen waarom de metaal recyclebedrijven al hoog in de keten actief zijn; daar waar in de aluminiumketens de klanten van de (om)smelters hun processchroot direct terugleveren aan de (om)smelter, wordt ditzelfde processchroot in de staalsector afgenomen door de metaalrecyclebedrijven, die het verder sorteren en tot bulkpartijen samenvoegen."

En: "Ondanks het grote schrootoverschot op de Nederlandse staalmarkt ondervinden de Nederlandse staalproducenten toch 'problemen' bij het voorzien in hun schrootbehoefte. De sterke conjuncturele gevoeligheid van (wereldwijde) sector leidt immers tot sterk fluctuerende schrootvoorraden en derhalve een sterk wisselend prijsniveau. Dit leidt weer tot speculatie bij de metaalhandelaren met als gevolg een nog sterker wisselend voorraad- en prijsniveau. De structureel sterk stijgende vraag naar ijzer- en staalschroot maakt het bovendien aantrekkelijk voor handelaren naar deze landen te exporteren omdat het om grote volumes gaat en de vraag minder kritisch is met betrekking tot sortering, eventuele vervuiling (van bijv. plastics) en legeringsgehalten (ten aanzien van bijvoorbeeld koper en tin). Voor de Nederlandse staalproducenten betekent dit dat ze – ondanks de grote handelsstromen in scrap in Nederland – soms toch moeilijk de hand kunnen leggen op kwalitatief goede partijen tegen scherpe prijzen, terwijl hun afhankelijkheid van scrap toch vrij groot is<sup>11</sup>. Daar komt nog bij dat de scrap yards dermate machtig zijn, dat zij zelfs kunnen dreigen met het 'droogleggen' van een staalproducent. Voor Tata Steel is dit de reden geweest om te zoeken naar alternatieven voor de inzet van schroot. Per saldo is de Nederlandse staal-producerende industrie dus nog steeds zoekende naar en gebaat bij een meer stabiele scrapaanvoer van goede kwaliteit tegen acceptabele prijzen."

### **Aluminium**

Aluminium: €1520 /ton (\$2000/ton) gemiddeld over de laatste 10 jaar [11].

Aluminium schroot inkoop: €0,75/kg over laatste drie jaar en offsetplaten die zuiverder zijn €1,10/kg [13].

### **Kunststoffen**

- Virgin PP is inkoop €1,40/kg (fluctueert sterk €1,20-1,80) en recycleat is vrij constant €1,00/kg. Aanvankelijk compenseerde het prijsverschil niet voor storingen in en aanpassingen aan het productieproces. Na een aanloop is het stabiel en levert het winst op. Ook de afnemer (klant) eist overigens een deel van deze winst op.
- Er zit enorme fluctuatie in de prijs van primair (virgin) materiaal, met name bij PP en PE wordt bewust schaarste gecreëerd. Maar voor technische kunststof zoals virgin glasvezelversterkt PA is de prijs stabiel €2,70 (€2,60-2,80).

---

<sup>11</sup> Voor Tata IJmuiden vanwege de omvang van haar productiecapaciteit en voor Nedstaal (destijds; HVE) vanwege haar 100% schrootinzet.



### 5.5.2. Bureaustoel, demontage en hergebruik onderdelen

De hoeveelheden van cyclus een van de mLCA bureaustoel, demontage en hergebruik onderdelen, is de basis voor het bepalen van de hoeveelheden.

Er wordt gerekend met twee productonderdeelhergebruikspercentages: 90% voor de aluminium, stalen en glasvezelversterkte nylon onderdelen en 70% voor onderdelen die minder vaak worden hergebruikt als product, zoals bekleding, schuim en PP.

H wordt dan:

- $8,61 \text{ kg (rh aluminium)} / 8,64 \text{ kg (h aluminium)} \times 100\% = 99,7\%$
- $2,87 \text{ kg (rh staal)} / 2,90 \text{ kg (h staal)} \times 100\% = 99,0\%$
- $6,43 \text{ kg (rh nylon)} / 6,44 \text{ kg (h nylon)} \times 100\% = 99,8\%$
- $0,56 \text{ kg (rh PUR)} / 0,8 \text{ kg (h PUR)} \times 100\% = 70,0\%$
- $0,0987 \text{ kg (rh PP)} / 0,141 \text{ kg (h PP)} \times 100\% = 70,0\%$
- $0,105 \text{ (rh wol)} / 0,150 \text{ kg (h wol)} \times 100\% = 70,0\%$

Ook hier geldt dat:

$G = 1$

$q = 1$  (voor eerste graad)

$E = \text{steeds } 1$

Voor de 10% glasvezelversterkt nylon, die niet als productonderdeel wordt hergebruikt maar als materiaal wordt gerecycled (0,64 kg in eerste cyclus), kan worden betoogd dat dit niet de eerste graad is (zoals in deze case aangehouden) maar de tweede graad. De definitie van graden geeft hier onvoldoende houvast want recyclaatzet op "hetzelfde of een vergelijkbaar niveau" (eerste graad  $\rightarrow q = 1$ ) is net zo goed te verdedigen als "kwaliteit niet meer op zelfde niveau" (tweede graad  $\rightarrow q = 0,5$ ) omdat producenten niet meer dan 20% recyclelaat willen inzetten en dus 80% primair. Van verontreiniging is echter geen sprake. In deze case is de invloed van de keuze voor  $q$  klein, maar voor een goede toepassing van de beleidsregel is meer duidelijkheid gewenst.<sup>12</sup>

Merk op dat recycling van metalen en productonderdeelhergebruik niet leiden tot een andere  $q$ . Het verschil wordt wel zichtbaar in de hoeveelheid  $H$ . Bij hergebruik is er geen verlies (wanneer een product kan worden hergebruikt) en bij recycling is er wel enige uitval.

Zonder  $S_i$  is de hoogwaardigheidsscore voor de individuele materialen van de bureaustoel gelijk aan  $H$  zoals hierboven genoemd omdat de overige factoren 1 zijn. De totale hoogwaardigheidsscore voor de stoel is met deze verwerkingsroute is 0,96 of 96%. Dat is erg hoog, maar bedenk hierbij dat dit de stoelen betreft die voor hergebruik worden aangeboden. Op basis van de huidige praktijk is dit 15% à 20% (zie paragraaf 5.2.2). Het is aannemelijk dat de staat van deze stoelen gemiddeld (iets) beter is vergeleken met de 80% à 85% stoelen die niet voor producthergebruik van onderdelen worden aangeboden.

Voor wat betreft de bepaling van de kosten geldt hier wat eerder bij de andere verwerkingsroute gold, wellicht nog sterker vanwege onzekerheid over kosten van het sorteren, demonteren en weer assembleren bij deze verwerkingsoptie (zie hieronder). De reeds verzamelde kosteninformatie is hierna wel opgenomen, zonder dat een rentabiliteitsratio en een marktwaarderatio zijn bepaald.

<sup>12</sup> Hier betreft het maar 10% van de hoeveelheid glasvezelversterkt nylon, maar wanneer het om 100% gaat betekent dit een halvering van de hoogwaardigheidsscore. Omdat de relatie van de aanname voor  $q$  met de uitkomst van de hoogwaardigheidsscore uit de beleidsformule steeds 1-op-1 is, hebben we besloten dit niet als gevoeligheidsanalyse te presenteren.

## Kosten

- De €50 statiegeld heeft waarschijnlijk niet een-op-een-relatie met de daadwerkelijke waarde en kosten die gemaakt moeten worden voor hergebruik van onderdelen. De exacte waarde en kosten zijn niet bekend en bovendien is het al sinds de start van het bedrijf filosofie om dit zo te doen waardoor het ook marketingwaarde heeft.
- Ondanks dat de stoelen technisch hun functie weer kunnen vervullen worden ze tegen een beduidend lagere prijs verkocht dan de nieuwe, mede afhankelijk van in hoeverre nieuwe materialen zijn toegepast voor met name schuim en bekleding.
- De kosten van vormgeven van producten, zoals spuitgieten, is niet nader onderzocht vanwege eerdergenoemde onzekerheden. Ze zijn bij hergebruik van onderdelen relevant omdat deze kosten worden vermeden ten opzichte van de primaire route.

## 5.6. Overzicht mLCA en beleidsmodel, beschouwing en conclusies

De mLCA's van de beide verwerkingsvarianten shredderen en recycling en demontage en onderdeelhergebruik konden goed worden uitgevoerd en leveren als resultaat respectievelijk -448 en -1471 ReCiPe-punten per ton bureaustoelen. Net als in bijlage H van het eerder onderzoek naar hoogwaardige recycling (zie ook Hoofdstuk 9) is in bovenstaande tabel zijn voor de bureaustoelcase het laagste mLCA resultaat (de beste milieuprestatie) op 100% gesteld en is de andere mLCA score daaraan gerelateerd.

Tabel 3 bevat voor de bureaustoel de mLCA-uitkomst en beleidsmodeluitkomst en -ingrediënten met waarderatio's.

De beleidsformule is voor de bureaustoel goed te volgen tot aan de waardebepaling (Si). Zonder economische hoogwaardigheid in beschouwing te nemen is de uitkomst van de beleidsformule 55% voor materiaalrecycling en 96% voor productonderdeelhergebruik. De beleidsformule wijst dus in dezelfde richting maar het verschil is groter berekend volgens mLCA.

Tabel 3 Gecombineerde tabel bureaustoel, mLCA en beleidsmodel met waarderatio's

Cases en routes	Shredderen en recycelen	Demontage, hergebruik onderdelen
mLCA	<b>30%</b>	<b>100%</b>
H	55%	96%
Q*	100%	100%
E*	100%	100%
Beleidsregelmodel (zonder s)	<b>55%</b>	<b>96%</b>
Martkwaarderatio	Niet bepaald	Niet bepaald
Rentabiliteitsratio	Niet bepaald	Niet bepaald
met rentabiliteit als s	Niet bepaald	Niet bepaald
met rentabiliteitsratio als s en marktwaarderatio als q	Niet bepaald	Niet bepaald

\*betreft de materialen die gerecycled en onderdelen die hergebruikt worden

Wat in het eerste deel van de beleidsformule opvalt is dat recycling van metalen enerzijds en productonderdeelhergebruik anderzijds niet leiden tot andere wegingsfactoren voor grondstoffen (q). Wel is er verschil zichtbaar in de hoeveelheid H door verliezen in het recycleproces.

In Economische hoogwaardigheid van recycling [2] zijn voorstellen gedaan voor de economische waardebeoordeling. De waarde-ratio op basis van marktwaarde en op basis van (productiefactor)kosten zijn getoetst aan de hand van vijf cases. Deze vijf cases (PET, beton, bitumineus dakafval, hout en glasverpakking) betreffen allen monomateriaalstromen waarbij het er bovendien vaak om hangt of recycling economisch profijtelijk is. Er zijn geen metalen beschouwd.

De waardebeoordeling is lastig om meerdere redenen:

#### *Shredderen en recycling*

- Verwerking via de schroothandel waar de complete stoel wordt aangeboden maar die geen interesse heeft in kunststoffen. Dat voor die kunststofafvoer betaald moet worden lijkt men op de koop toe te nemen. Prijzen van metalen fluctueren en het is in het geval van een bureaustoel een mix van aluminium en staal.
- Staal kent eigenlijk geen recycling en virgin variant zoals in Tabel 1 genoemd omdat ook bij het hoogovenproces schroot wordt ingezet. Belangrijker nog is dat er weinig bekend is over kosten en marges door de geslotenheid van de sector.

#### *Demontage en onderdeelhergebruik*

- Kosten voor selectie, demontage en assemblage zijn niet goed te bepalen.

Voor een goede toepassing van de beleidsregel is meer duidelijkheid gewenst over de te hanteren graad bij de bepaling van Q: 1<sup>ste</sup>, 2<sup>de</sup> of 3<sup>de</sup>. In het geval van recycling van glasvezelversterkt nylon is zowel de 1<sup>ste</sup> als de 2<sup>de</sup> graad te verdedigen wanneer naar de instructies [1] wordt gekeken.

## 6. KUNSTSTOF, DKR 350-FRACTIE

### 6.1. Algemene uitgangspunten DKR 350-casus

Voor de DKR 350-fractie worden twee cases met elkaar vergeleken:

1. Mechanisch recyclen waarbij de DKR 350-fractie wordt ingezet als grondstof voor de productie van straatmeubilair.
2. Chemisch recyclen waarbij de DKR 350-fractie door middel van pyrolyse wordt omgezet in nafta voor de productie van nieuwe kunststoffen.

De DKR 350-fractie is een van de stromen die ontstaan bij het sorteren van kunststof verpakkingsafval. Het is een restant dat overblijft nadat het kunststofafval is gesorteerd waarbij met name de goed recyclebare stromen uit het afval worden verwijderd. De DKR 350-fractie heeft doorgaans een negatieve economische waarde (verdere verwerking kost geld) en moet voordat het kan worden toegepast in nieuwe producten eerst verder worden opgewerkt.

Volgens de specificaties (Der Grüne Punkt Product Specification 01/2017 Fraction-No. 0350-8) bestaat de DKR 350-fractie uit volledig geledigd plastic verpakkingsafval (PE, PP, PS, PET) inclusief verpakkingsonderdelen zoals deksels, labels en dergelijke. Het materiaal bestaat voor minimaal 90% uit deze kunststoffen met een maximale samenstellingseis van 10% voor PET.

Voor verontreinigingen geldt onder meer het volgende:

Onzuiverheden	Maximale waarde (massabasis)
Onzuiverheden (totaal)	< 10%
Metallische en minerale onzuiverheden met een massa van meer dan 100g	Niet toegestaan
Papier, karton	< 5%
Overige metalen	< 2%
PET flessen, transparant	< 4%
PVC niet afkomstig uit verpakkingen	< 0,5%
Overige restmaterialen	< 3%

## 6.2. Beschrijving verwerkingstechnieken DKR 350-fractie

### 6.2.1. DKR 350-fractie mechanisch recyclen en toepassen in straatmeubilair

In dit scenario wordt de DKR 350-fractie opgewerkt en in dikwandige kunststofproducten toegepast die volledig uit secundair kunststof bestaan.

Voor dit scenario is de opwerking van de DKR 350-fractie meegenomen op basis van literatuurgegevens [14]. Om een inschatting te kunnen maken hoeveel materiaal uit de DKR 350-fractie uiteindelijk opnieuw wordt toegepast in producten is gebruik gemaakt van een certificaat van een Duitse opwerker [15]. Op basis hiervan is het recyclepercentage van de DKR 350-fractie op 75% gesteld. Volgens het certificaat wordt de resterende 25% verbrand in een AVI met energierecuperatie.

Voor het verzamelen van gegevens over het mechanisch recyclen van DKR 350-materiaal is contact gelegd met een verwerkend bedrijf. Het geïnterviewde bedrijf produceert dikwandige kunststofproducten uit secundaire bronnen, waaronder DKR 350-materiaal. Volgens het bedrijf kan de DKR 350-fractie volledig worden ingezet voor de productie van producten die 100% bestaan uit gerecycled kunststof. Om een constante kwaliteit te bereiken zal echter altijd materiaal uit andere (secundaire of gerecyclede) bronnen worden toegevoegd, zoals bijvoorbeeld materiaal afkomstig uit landbouwplastic. Het productieproces is vergelijkbaar met een regulier spuitgietproces.

Dikwandige kunststofproducten kunnen volgens het geïnterviewde bedrijf na de toepassingsduur weer opnieuw gerecycled worden. Uitsluitend een dunne laag aan het oppervlak van de producten zal verweren/ degraderen. Het grootste deel van de kunststof in het product blijft daardoor van voldoende kwaliteit om via een vergelijkbaar productieproces (verkleinen en spuitgieten) te worden toegepast in nieuwe producten. Volgens het geïnterviewde bedrijf zijn de drie cycli die in deze studie worden gehanteerd een reële schatting voor het aantal recyclingcyclussen dat het kunststof in deze producten kan doorlopen.

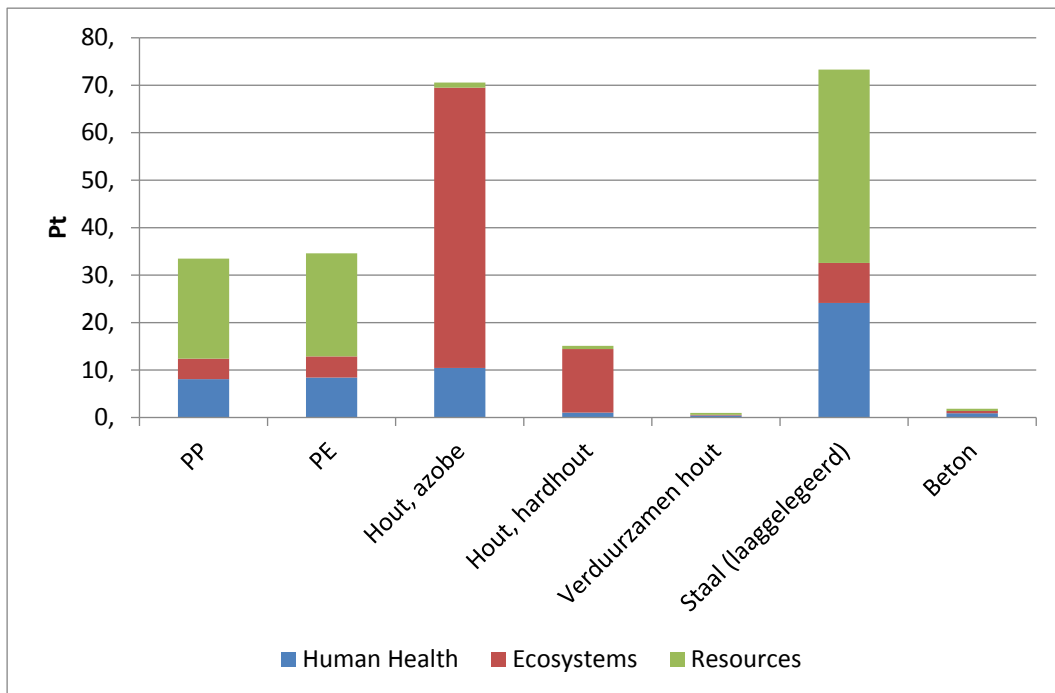
De verliezen die optreden tussen de levenscyclussen zijn geschat op 5%. Het gaat hier dus om het “terugwinnen” van kunststof uit steigerplanken, bermpaaltjes enzovoorts het materiaal is dan geen DKR 350-fractie meer. De verliezen zijn gemodelleerd als verbranden in een AVI.

Het bepalen van de keuze van de primaire producten die door het recyclen van de DKR 350-fractie worden vermeden is niet altijd eenduidig. Volgens het geïnterviewde bedrijf wordt het materiaal vaak toegepast in steigermateriaal en bermpaaltjes waarin het voornamelijk hout vervangt. Om deze reden is als default in deze studie ervan uitgegaan dat het gerecyclede kunststof hout vervangt. Het uitgangspunt is dat een combinatie van azobé en verduurzaamd Europees hardhout wordt vervangen.

Welke primaire producten er worden vermeden is erg afhankelijk van de toepassing. Om een goede afweging hierin te maken zouden ook functionele eigenschappen moeten worden meegewogen. Om inzichtelijk te maken wat het betekent wanneer andere materialen worden vervangen is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd waarin de primaire materialen die worden uitgespaard als gevolg van het nuttig toepassen van secundaire kunststof zijn overgenomen uit [17]. Het secundaire kunststof vervangt een combinatie van verschillende materialen:

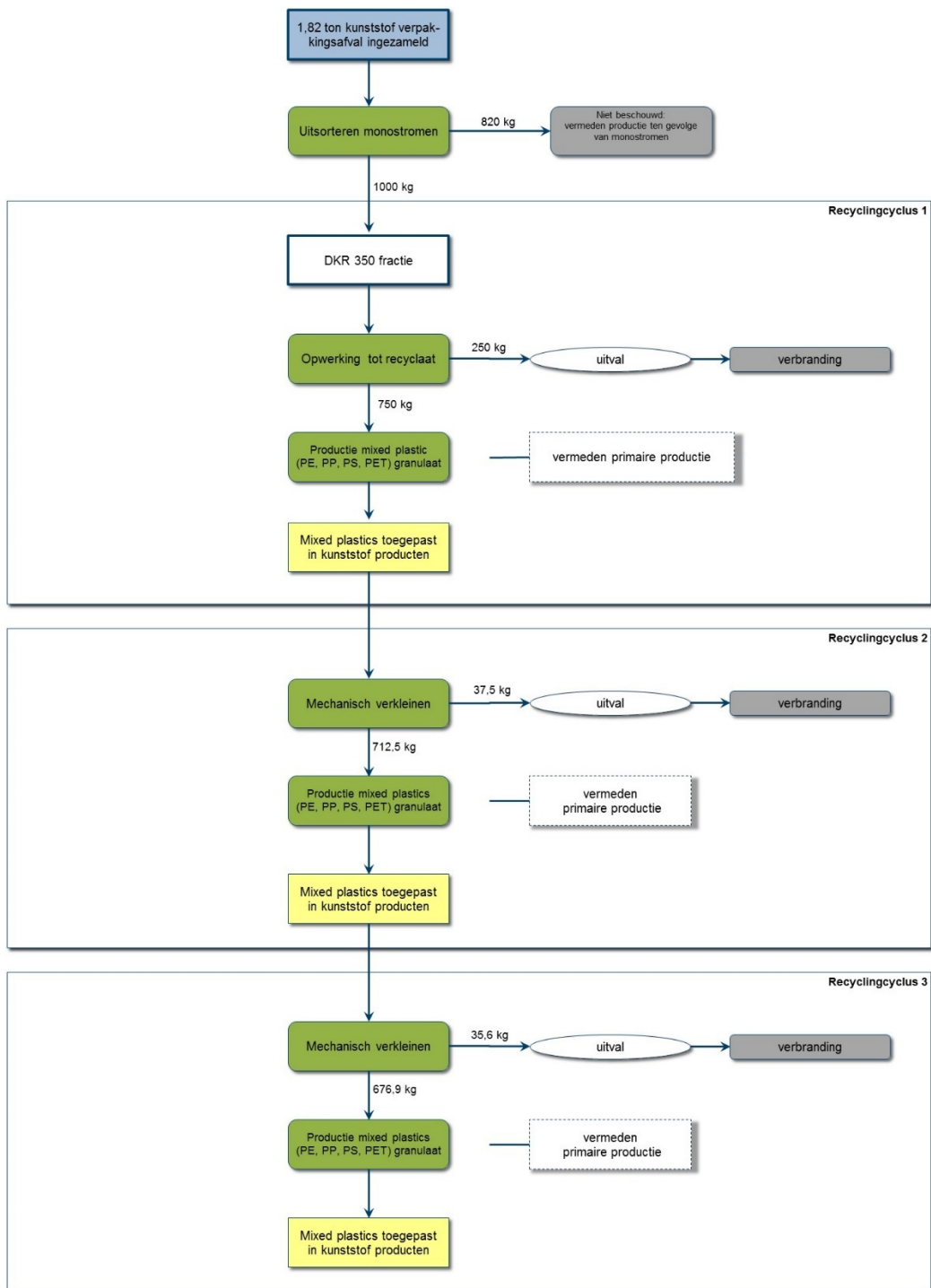
1. ¼ virgin kunststof, dat voor de helft uit PP en voor de andere helft uit PE bestaat;
2. ¼ hardhout, de helft hiervan is verduurzaamd hout;
3. ¼ staal;
4. ¼ beton.

In Figuur 19 zijn de milieuscores te zien voor 1 ton “gemiddeld vermeden product”. Hoe hoger de milieubelasting van het betreffende product hoe groter het aandeel van het materiaal bij de vermeden milieubelasting. Hieruit blijkt dat in deze verwerkingsopties, de milieuwinst voor een groot deel wordt veroorzaakt door het vermijden van hout (azobé) en staal. Om deze reden zijn ook scenario's met andere hoeveelheden en combinaties van vermeden producten bekeken.



Figuur 19 Zwaartepunten in het milieuprofiel van per ton gemiddeld vermeden product

In de onderstaande figuur is de procesboom weergegeven.



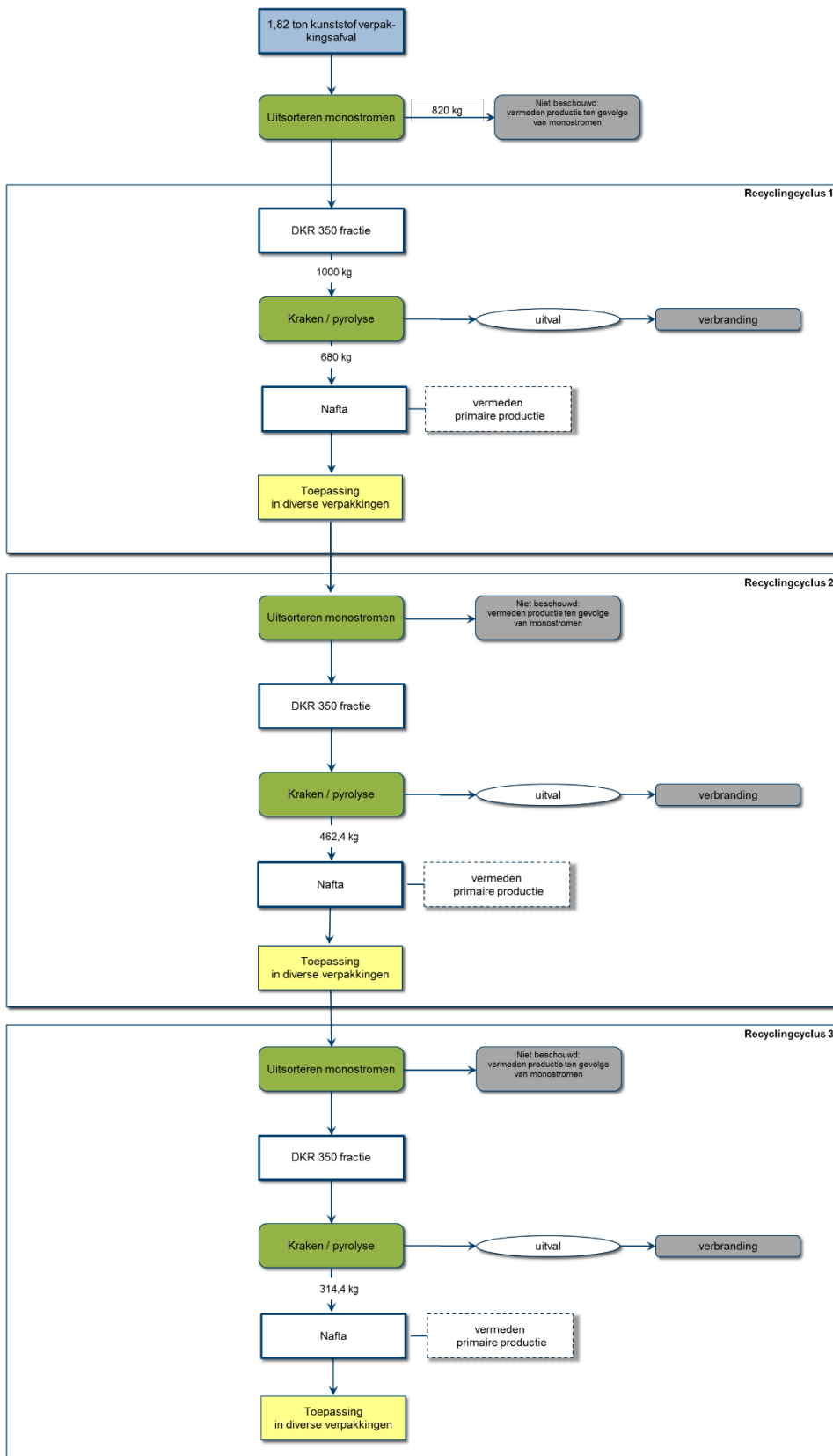
Figuur 20 Processchema DKR 350-fractie mechanisch recycleren en toepassen in producten

### **6.2.2. DKR 350-fractie chemisch recyclen tot nafta voor productie kunststoffen**

Voor het verzamelen van gegevens over het chemisch recyclen van de DKR 350-fractie is het (ondanks een positief contact met een Nederlandse marktpartij) niet gelukt primaire (proces- en marktgegevens) gegevens te verkrijgen. SGS heeft ervaring met een soortgelijk proces maar er is gezien de vertrouwelijkheid van die informatie voor gekozen om in plaats daarvan gebruik te maken van literatuurgegevens van een vergelijkbaar proces [14]. Deze Schotse gegevens zijn afkomstig van technologie leveranciers en kunnen afwijken van praktijkdata. In dit proces wordt het kunststofafval eerst gedroogd en vervolgens in een pyrolyse reactor gevoerd. Hier wordt het materiaal verhit waarbij het wordt gekraakt tot een mengsel van voornamelijk koolwaterstoffen. Een klein gedeelte wordt omgezet in roet/teer (char), dat wordt afgevoerd als afval. In het LCA-model gaan we ervan uit dat het wordt verbrand als gevaarlijk afval. Het mengsel van koolwaterstoffen bestaat uit een gasvormige fractie die wordt verbrand en een deel van de benodigde thermische energie voor het pyrolyseproces levert. Het resterende deel wordt in een destillatiestap gescheiden in een lichtere en een zwaardere fractie. De lichtere fractie wordt ook verbrand en levert ook een deel van de van de benodigde thermische energie voor het proces. De zwaardere fractie is het eigenlijke product (in de gehanteerde studie gaat men uit van inzetten als diesel). Voor dit onderzoek is SGS ervan uitgegaan dat de productstroom wordt ingezet als nafta.

In Bijlage 3 zijn de gebruikte inventarisatiedata van deze recyclingroute opgenomen.





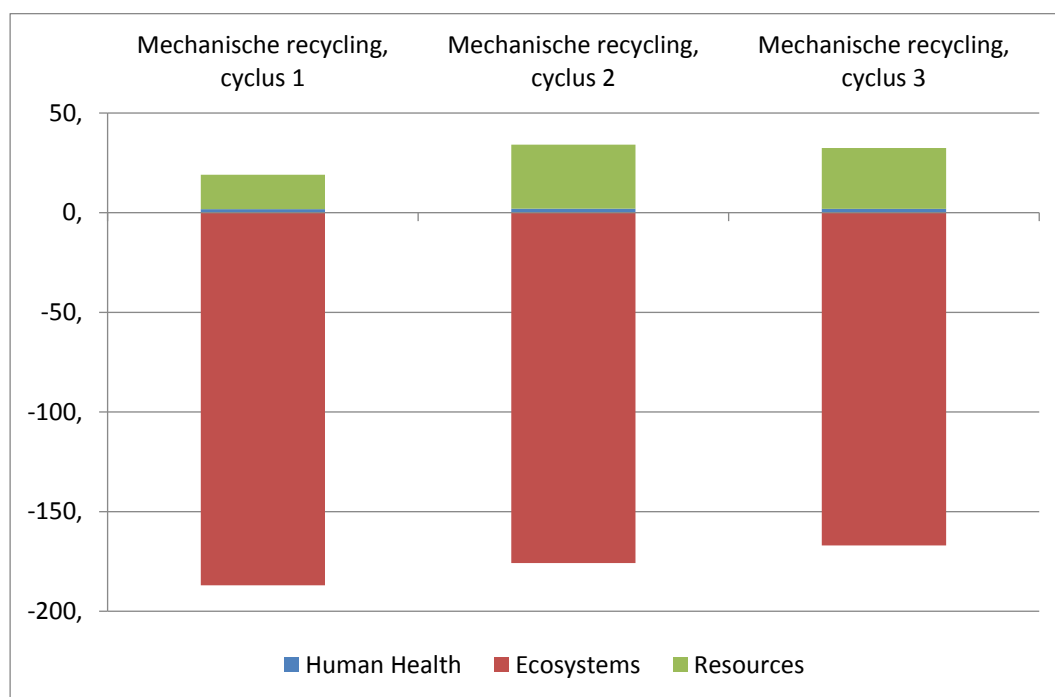
Figuur 21 Processchema DKR 350-fractie chemisch recycelen tot nafta voor productie kunststoffen

## 6.3. Resultaten mLCA

### 6.3.1. Mechanisch recyclen

Per ton DKR 350-materiaal is hieronder per cyclus de milieu-impact van de verwerkingsoptie mechanisch recyclen weergegeven. Dit is het default scenario waarin de kunststof, primair hout vervangt. Doordat de milieubelasting van het product dat wordt vervangen groter is dan de milieubelasting voor het opwerken van het kunststof is de totale milieubelasting negatief. De milieuscores voor de eerste, tweede en derde cyclus zijn respectievelijk -168, -142 en -135 Pt. Het verschil tussen cyclus 1 en de cyclussen 2 en 3 wordt veroorzaakt door het verschil in het aantal processtappen. In de eerste cyclus is dat het sorteren en opwerken van de DKR 350-fractie waarbij een deel van het kunststof alsnog wordt verbrand. In cyclus twee en drie is dat het granuleren van een min of meer zuiver product en opnieuw produceren van kunststof van/voor dikwandige kunststofproducten inclusief een uitval van grondstoffen tijdens de verwerking.

De negatieve milieubelasting als gevolg van het vermijden van primair hout heeft twee belangrijke oorzaken. Ongeveer 80% van de negatieve waarde wordt veroorzaakt door vermeden landgebruik ("agricultural land occupation"), zo'n 10% van de negatieve waarde wordt veroorzaakt door de vermeden emissie van fijnstof bij de houtwinning ("particulate matter formation").

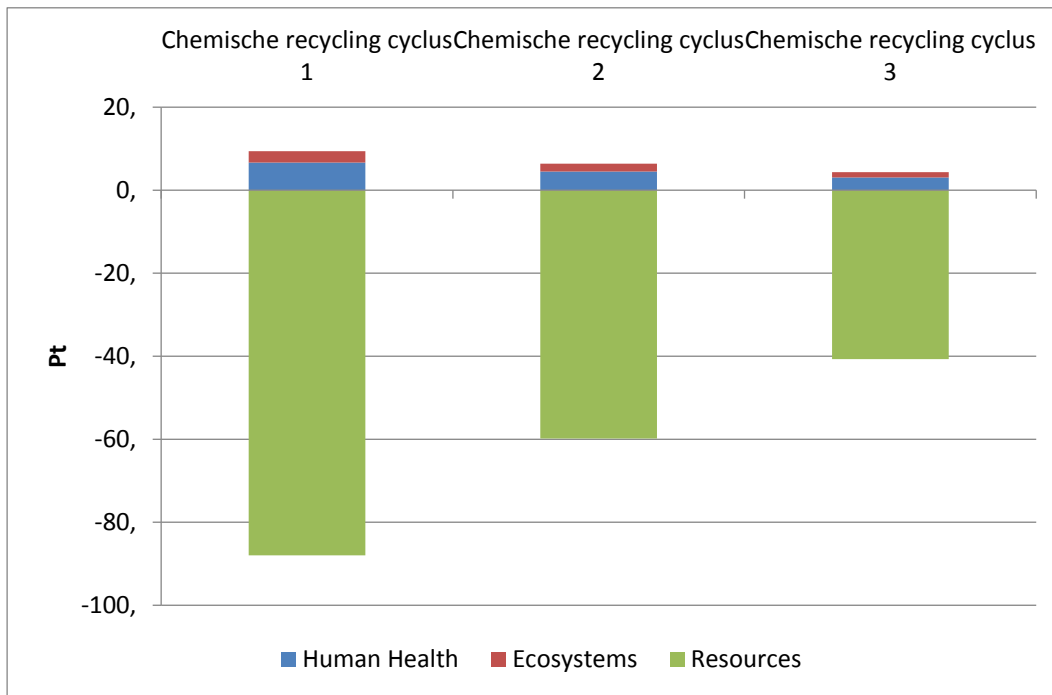


Figuur 22 Milieu-impact 1 ton DKR 350, mechanisch recyclen (per cyclus, per schadecategorie; in ReCiPe Pt)

### 6.3.2. Chemisch recyclen

In de onderstaande figuur is het milieuprofiel afgebeeld voor de verwerkingsoptie chemische recycling. De totale milieubelasting van cyclus een, twee en drie is respectievelijk -79, -53, en -36 Pt. Per cyclus is een duidelijke afname te zien van de milieubelasting/ milieuwinst doordat een deel van de oorspronkelijke hoeveelheid kunststofafval bij het proces wordt verbruikt. Ook in dit scenario zijn de milieuscores negatief. De vermeden milieubelasting door het vermijden van nafta is groter dan de milieubelasting van het pyrolyseproces. Veruit de belangrijkste bijdrage aan de

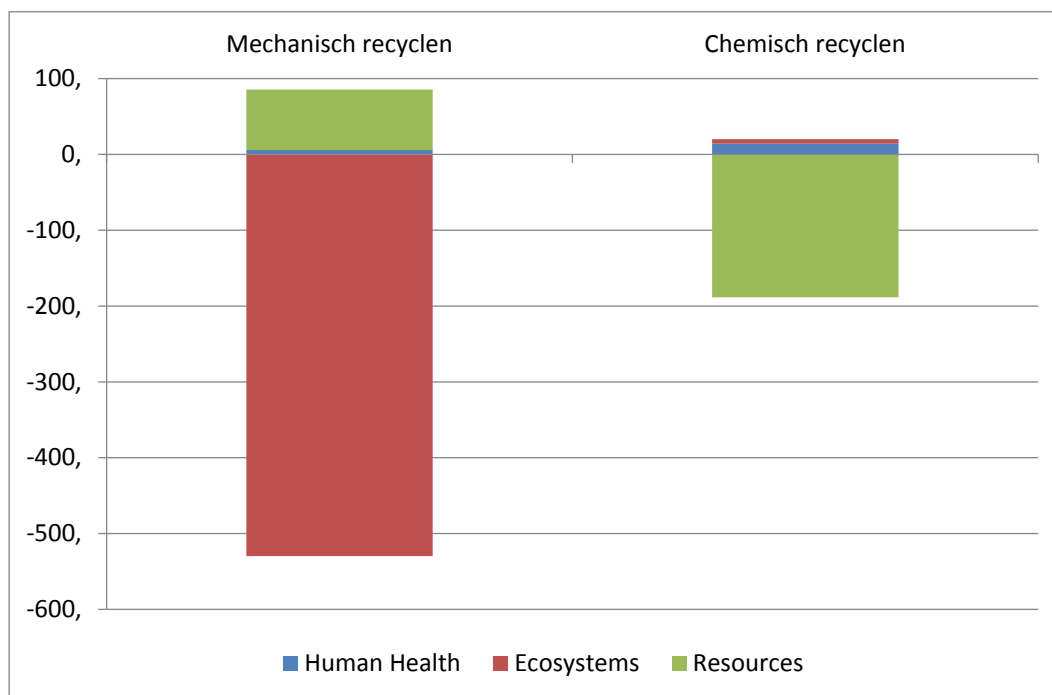
“negatieve” milieubelasting wordt veroorzaakt door de vermeden uitputting van fossiele energiedragers (“fossil depletion”).



Figuur 23 Milieu-impact 1 ton DKR 350, chemisch recyclen (per cyclus, per schadecategorie; in ReCiPe Pt)

### 6.3.3. Totaalvergelijking mechanische- vs chemische recycling

In de onderstaande figuur is de vergelijking te zien van de gewogen milieuscores van beide verwerkingsopties. Te zien is dat de milieuwinst bij het mechanisch recyclen (-444 Pt) groter is dan bij het chemisch recyclen (-168 Pt). Het resultaat van deze vergelijking is zeer afhankelijk van de keuzes die worden gemaakt van de producten die worden vermeden. Dit zal verder worden onderzocht in de gevoeligheidsanalyse.



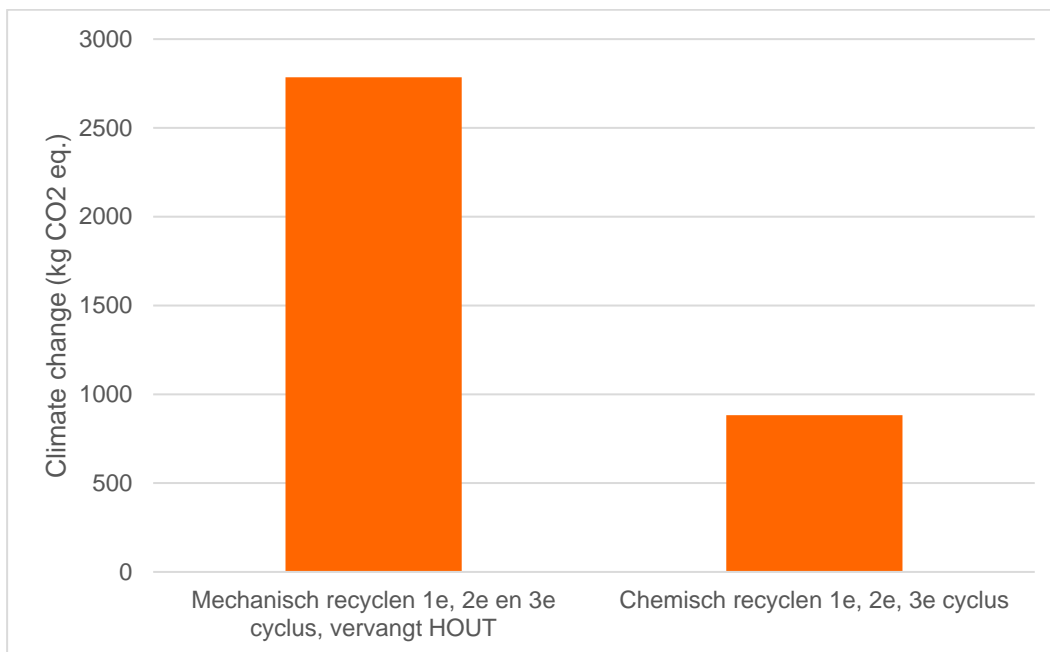
Figuur 24 Totaalvergelijking milieu-impact 1 ton DKR 350, mechanisch- vs chemisch recycelen (per schadecategorie; in ReCiPe Pt)

Wanneer uitsluitend naar het milieueffect 'versterkt broeikaseffect' wordt gekeken (Figuur 25) dan valt op dat voor dit milieueffect, de milieubelasting een positieve waarde laat zien. Dit betekent dat de bijdrage van het vermijden van de primaire grondstoffen kleiner is dan de bijdrage van de processen die nodig zijn om de DKR 350-fractie om te vormen tot een vergelijkbare, secundaire grondstof. Wanneer alleen naar versterkt broeikaseffect wordt gekeken is deze emissie bij mechanische recycling groter dan die van chemische recycling. De mate waarin de processen in deze verwerkingsopties bijdragen aan het milieueffect klimaatverandering zijn afgebeeld in Figuur 26 en Figuur 27.

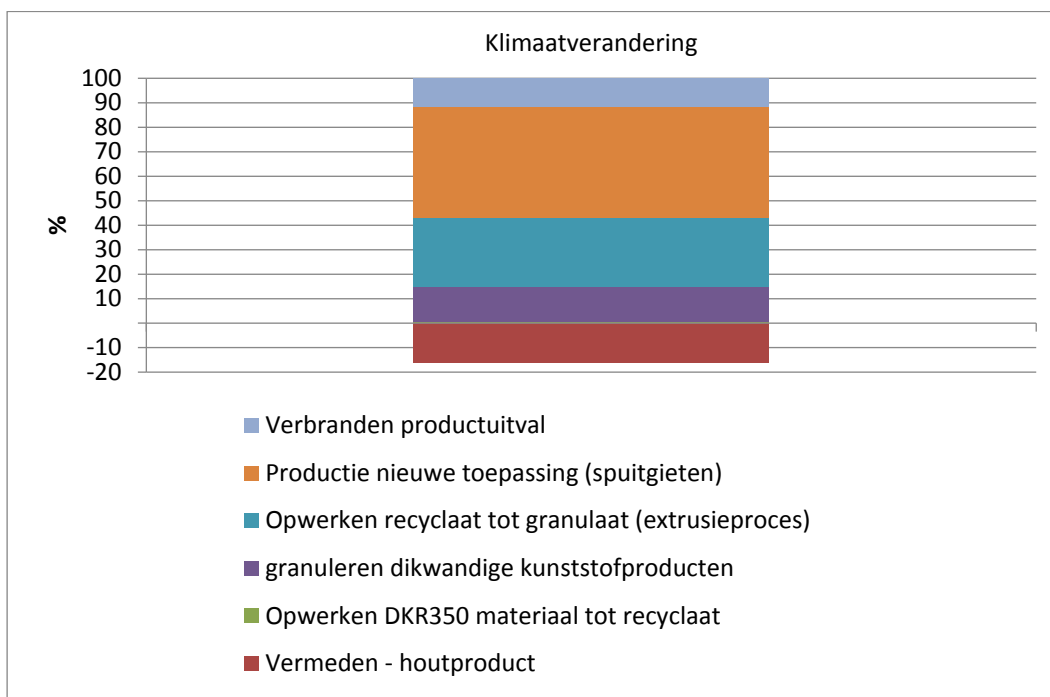
Voor de verwerkingsoptie mechanische recycling wordt de CO<sub>2</sub>-emissie veroorzaakt door de processen die nodig zijn om de DKR 350 te verwerken tot granulaat (extrusie) en vervolgens de productie (spuitgieten) tot een kunststofproduct (bijvoorbeeld een plank). Voor extrusie en spuitgieten is het elektriciteitsgebruik van deze processen de voornaamste oorzaak van de bijdrage aan klimaatverandering. Het opwerken tot granulaat en de productie tot een nieuw product is voor deze recyclingsoptie meegenomen om tot een product te komen vergelijkbaar met het vermeden product (hout<sup>13</sup>), waarvoor dergelijke processen ook zijn meegenomen. In het geval van hout is dat drogen, zagen van planken etc. Het vastleggen van biogeen CO<sub>2</sub> door het groeien van de bomen voor het hout wordt in de ReCiPe-methode niet gekarakteriseerd. De berekende waarde voor CO<sub>2</sub> wordt dus niet veroorzaakt door vermeden CO<sub>2</sub> opname (wat in het resultaat van de berekening gelijk zou staan aan een emissie). Het is ook niet te verwachten dat in de beoogde toepassing de CO<sub>2</sub> in het hout zodanig lang blijft opgeslagen dat het niet meer tot de korte koolstofkringloop zou worden gerekend.

Voor de verwerkingsoptie chemische recycling leveren het verbranden van de lichte fracties en teer de grootste bijdrage aan de CO<sub>2</sub>-emissie. In mindere mate dragen de overige energiedragers voor het proces bij aan dit milieueffect (elektriciteit en aardgas).

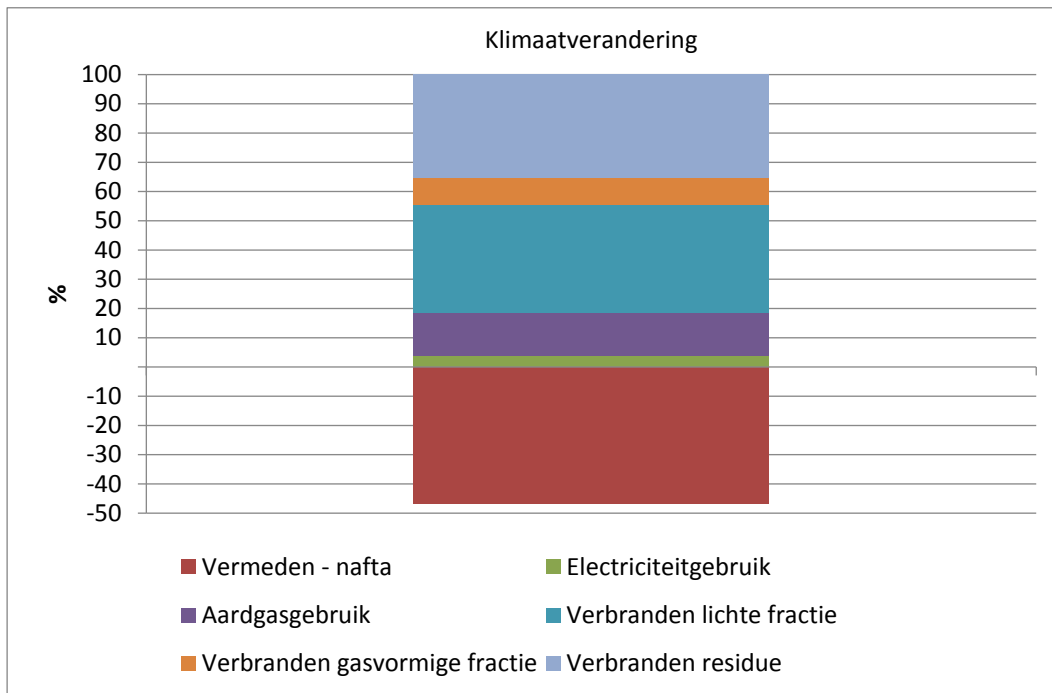
<sup>13</sup> Het uitgangspunt is dat een combinatie van azobé en verduurzaamd Europees hardhout wordt vervangen.



Figuur 25 Versterkt broeikaseffect 1 ton DKR 350, mechanische recycling vs chemische recycling (3 cycli opgeteld, kg CO2-equivalenten)



Figuur 26 Zwaartepunten in het milieueffect klimaatverandering bij de verwerkingsoptie: Mechanische recycling



Figuur 27 Zwaartepunten in het milieueffect klimaatverandering bij de verwerkingsoptie: Chemische recycling

## 6.4. Gevoeligheidsanalyse

### 6.4.1. Invloed van langetermijn emissies

Wanneer de vergelijking wordt uitgevoerd inclusief de langetermijn emissies dan heeft dat nagenoeg geen effect op het resultaat van de vergelijking. De milieubelasting van mechanisch recyclen wordt dan -438 Pt, de milieubelasting van chemisch recyclen -138 Pt.

### 6.4.2. Vermeden primaire producten

In het scenario van mechanische recycling is de berekende milieubelasting sterk afhankelijk van de keuze voor de vermeden primaire materialen die worden vervangen. Ook is op voorhand moeilijk in te schatten hoeveel van elk materiaal door een bepaalde hoeveelheid gerecycled kunststof zal worden vervangen. Dit is afhankelijk van het materiaal maar ook van de toepassing.

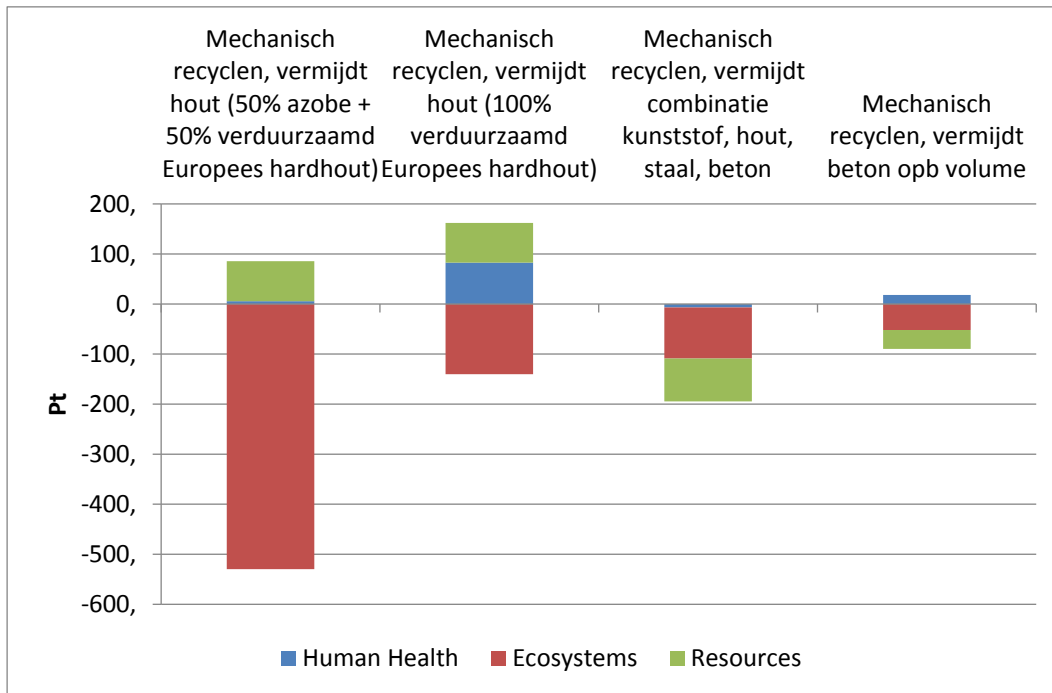
Om een inschatting te geven hoe sterk dit het resultaat kan beïnvloeden is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. In de onderstaande figuur is de milieubelasting van (3 cycli) mechanische recycling. Naast het standaardscenario (waarin 1 kg gerecycled kunststof 0,5 kg verduurzaamd hout en 0,5 kg azobé vervangt) zijn drie scenario's toegevoegd. De berekening is uitgevoerd over 3 cycli. De scenario's zijn:

1. Het default scenario, 1 kg gerecycled kunststof vervangt ½ kg azobé en ½ kg verduurzaamd Europees hout. De totaalscore van deze variant is -444 Pt.
2. Variant 1: 1 kg gerecycled kunststof vervangt 1 kg verduurzaamd Europees hardhout. De totaalscore van deze variant is 22 Pt. In deze variant is er dus geen netto milieuwinst.
3. Variant 2: 1 kg gerecycled kunststof vervangt een combinatie van materialen, namelijk ¼ kg kunststof, ¼ kg hout (50% azobé, 50% verduurzaamd hardhout), ¼ kg staal en ¼ kg beton. De totaalscore van deze variant is -194 Pt. Naast het

vervangen van azobé draagt ook het vervangen van staal in relatief hoge mate bij aan de negatieve milieubelasting in dit scenario.

4. Variant 3: 1 m<sup>3</sup> gerecycled kunststof (910 kg/m<sup>3</sup>) vervangt 1 m<sup>3</sup> beton (2300 kg/m<sup>3</sup>). De totaalscore van deze variant is -72 Pt.

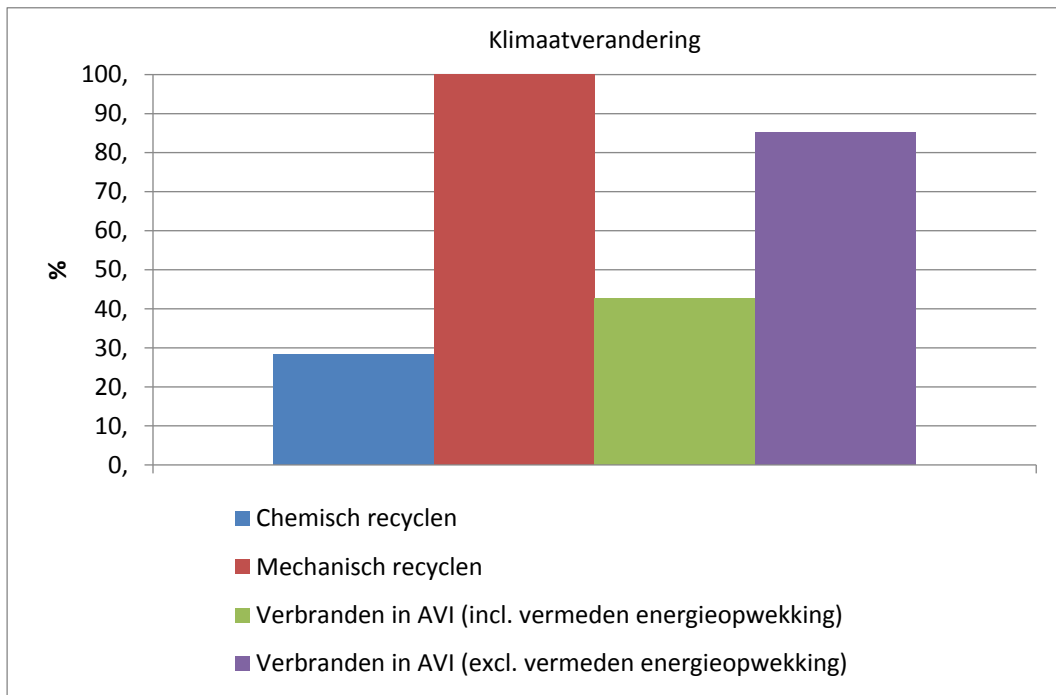
Dit laat zien dat het resultaat van deze berekening erg afhankelijk is van de keuzes die worden gemaakt. Dit heeft ook grote gevolgen voor de conclusies die worden getrokken voor de vergelijking tussen mechanische en chemische recycling.



Figuur 28 Gevoeligheidsanalyse milieu-impact 1 ton DKR 350, mechanische recycling waarbij de invloed van de keuze voor de primaire grondstoffen inzichtelijk is gemaakt over 3 cycli. Het resultaat van de default variant (50% azobe en 50% verduurzaamd hout wordt vergeleken met 1: vervangen van 100% verduurzaamd Europees hard, 2: combinatie van ¼ kunststof, ¼ hout, ¼ staal en ¼ beton), en 3: vervangen van beton op volumebasis (1 m<sup>3</sup> gerecycled kunststof vervangt 1 m<sup>3</sup> (2300 kg) beton (per schadecategorie; in ReCiPe Pt).

#### 6.4.3. Vergelijking van recycling met verbranden in een AVI op klimaatverandering

Ten aanzien van het milieueffect klimaatverandering laten beide verwerkingsopties een positieve bijdrage zien aan dit milieueffect. Er is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd waarbij de milieuscores van beide recyclingopties worden vergeleken met het verbranden van de DKR 350 fractie in een AVI. Het resultaat van deze analyse is afgebeeld in Figuur 29. Voor de verbrandingsoptie zijn twee varianten onderzocht. In één variant is de vermeden opwekking van elektriciteit en warmte wél meegenomen in de andere variant niet. Hieruit blijkt dat wanneer uitsluitend naar het milieueffect klimaatverandering wordt gekeken, chemische recycling de gunstigste verwerkingsoptie is (ervan uitgaande dat in de verwerkingsoptie mechanische recycling kunststof, hout vervangt). Mechanische recycling is de minst gunstige variant ook wanneer er wordt vergeleken met verbranden van de DKR 350 fractie in een AVI. Dit laatste is echter sterk afhankelijk van het al dan niet meenemen van het terugwinnen van elektriciteit en warmte in een AVI.



Figuur 29 Vergelijking recycling vs verbranden in een AVI van de DKR 350 fractie



## 6.5. Beleidsregelmodel

### 6.5.1. Beleidsregel formule toegepast op de mechanisch recyclen van DKR 350

- Per ton DKR 350, komt 0,75 t in recycelaat terecht,  $H=75\%$ .
- Er is een recyclingstroom dus de toepassingsgraad  $G=100\%$ .
- De gerecyclede kunststof wordt op een minder hoogwaardig niveau ingezet als het oorspronkelijke materiaal. Om deze reden is de weegfactor  $q$  op 50% gesteld.
- De GER-waarde voor de vermeden producten is 43 GJ/t. De GER-waarde voor de DKR 350-recycling is 12 GJ/t. De energierecycling  $< 35\%$  van virgine en daarmee is  $e = 100\%$ .
- Wegingsfactor  $s$  (factor voor schaarste) wordt hieronder uitgewerkt.

De beleidsregel formule zonder de factor  $s$  levert hoogwaardigheidsscore 0,375.

#### Marktwaarderatio

Vanwege het gebrek aan goede gegevens over prijzen op grondstofniveau is de marktwaarderatio geschat door op productniveau de prijzen te vergelijken van gerecycled kunststof met die van het vermeden product, hout. Wanneer ook hier wordt uitgegaan van 50% vervanging van azobé en 50% verduurzaamd hout dan berekent SGS dat de economische waarde van de kunststofproducten 1,15 bedraagt ten opzichte van hout.

#### Rentabiliteitsratio

Volgens het geïnterviewde bedrijf zijn er in Nederland geen subsidies op het toepassen van gerecycled kunststof of op het toepassen van producten vervaardigd uit gerecycled kunststof. De opbrengsten worden bepaald door de opbrengsten van de producten die variëren van €1200 tot €3000 per m<sup>3</sup> product. Ook het innemen van DKRR 350 levert geld op ca. €70 - €120 per ton. De productiekosten en de kapitaalkosten zijn echter niet bekend. Aangezien het bedrijf draait zonder subsidie is de rentabiliteit  $\geq 1$ .

### 6.5.2. Beleidsregel formule toegepast op de chemisch recyclen

- Per ton DKR 350, wordt 0,68 verwerkt tot nafta,  $H=68\%$ .
- Er is 1 recycling stroom dus de toepassingsgraad  $G=100\%$ .
- Er wordt een grondstof gemaakt waarmee opnieuw verpakkingsmateriaal kan worden gemaakt. Om deze reden is  $q$  gesteld op 1.
- De GER-waarde voor de vermeden nafta is 39 GJ. De GER-waarde van het recycleproces is 18 GJ. Dit is 46% van het vermeden primaire product. Hiermee is de waarde door  $e$  op 50% gesteld.
- Wegingsfactor  $s$  (factor voor schaarste) wordt hieronder uitgewerkt.

De beleidsregel formule zonder de factor  $s$  levert hoogwaardigheidsscore 0,34.

Er zijn geen gegevens beschikbaar voor het bepalen van de marktwaarderatio en de rentabiliteitsratio voor chemisch recyclen. Beide zijn op 1 gesteld. Het idee daarbij is dat de prijs van de nafta gekoppeld zal zijn aan de "wereldprijs" van nafta.

Er zijn geen gegevens verkregen over de productiekosten mede vanwege het feit dat de productie in de opstartfase is. Wel zijn gegevens verkregen uit literatuur [14]. De kosten blijken in zeer sterke mate afhankelijk van de kapitaalkosten (capex). In een uitgebreide berekening wordt in een 10-jaars periode een netto opbrengst van £81 bij een productprijs van £409 berekend. De rentabiliteitsratio is dan dus 1,27.

## 6.6. Overzicht mLCA en beleidsmodel, beschouwing en conclusies

In de onderstaande tabel zijn de resultaten van de mLCA en de beleidsformule samengevat.

Cases en routes	Mechanisch recyclen	Chemisch recyclen
<b>mLCA</b>	<b>100%</b>	<b>38%</b>
H	75%	68%
Q	50%	100%
E	100%	50%
<b>Beleidsregelmodel (zonder s)</b>	<b>38%</b>	<b>34%</b>
Marktwaarderatio	115%	100%
Rentabiliteitsratio	100%	127%
<b>met rentabiliteitsratio</b>	<b>38%</b>	<b>43%</b>
<b>met rentabiliteitsratio als s en marktwaarde-ratio als q</b>	<b>87%</b>	<b>43%</b>

Wanneer naar het resultaat van de mLCA wordt gekeken dan is mechanisch recyclen gunstiger ten opzichte van chemisch recyclen. Voor beide verwerkingswijzen is het voordeel van recycling door vermeden milieu-impact groter dan de milieu-impact van het recycleproces zelf. Het milieuvoordeel van mechanische recycling is veruit het grootst.

Wanneer echter naar het resultaat van de beleidsformule wordt gekeken dan scoort chemische recycling juist beter dan mechanische recycling. Echter vooral de waarden van de rentabiliteitsratio zijn zeer onzeker.

In het mechanische recyclingscenario zijn er grote verschillen tussen de primaire materialen die als gevolg van de kunststofrecycling worden vermeden en de kunststofproducten die in het proces worden gevormd. Het resultaat van de mLCA is erg afhankelijk van de keuzes die hierin worden gemaakt. Dit zou eigenlijk per product en wellicht zelfs per toepassing berekend moeten worden. Het is aannemelijk dat dit ook geldt voor het invullen van de beleidsregel formule. Ook hierin worden keuzes gemaakt voor de primaire materialen die worden uitgespaard, elk met eigen kostenaspecten.

## 7. SPOORBALLAST

### 7.1. Algemene uitgangspunten case spoorballast

Voor spoorballast worden twee verwerkingstechnieken vergeleken:

1. Toepassing van spoorballast als funderingsmateriaal onder de weg;
2. Toepassing van spoorballast als toeslagmateriaal in beton.

Volgens NEN-EN 13450+C1 is de definitie van spoorballast: "een toeslagmateriaal waarvan 100% van het oppervlak van de deeltjes beschreven kan worden als zijnde totaal gebroken om te gebruiken bij het aanleggen van een ballastbed". In Nederland wordt uitsluitend materiaal van natuurlijk oorsprong gebruikt (steenslag) met een dichtheid groter of gelijk aan  $2,6 \text{ g/cm}^3$  (zie Prorail productspecificatie SPC00033).

### 7.2. Beschrijving verwerkingstechnieken spoorballast

#### 7.2.1. Spoorballast toepassen als funderingsmateriaal voor wegen

In deze verwerkingsoptie wordt spoormateriaal afgevoerd naar een breeklocatie waar het materiaal wordt gebroken zodat het kan worden toegepast als ongebonden funderingsmateriaal voor wegverhardingen.

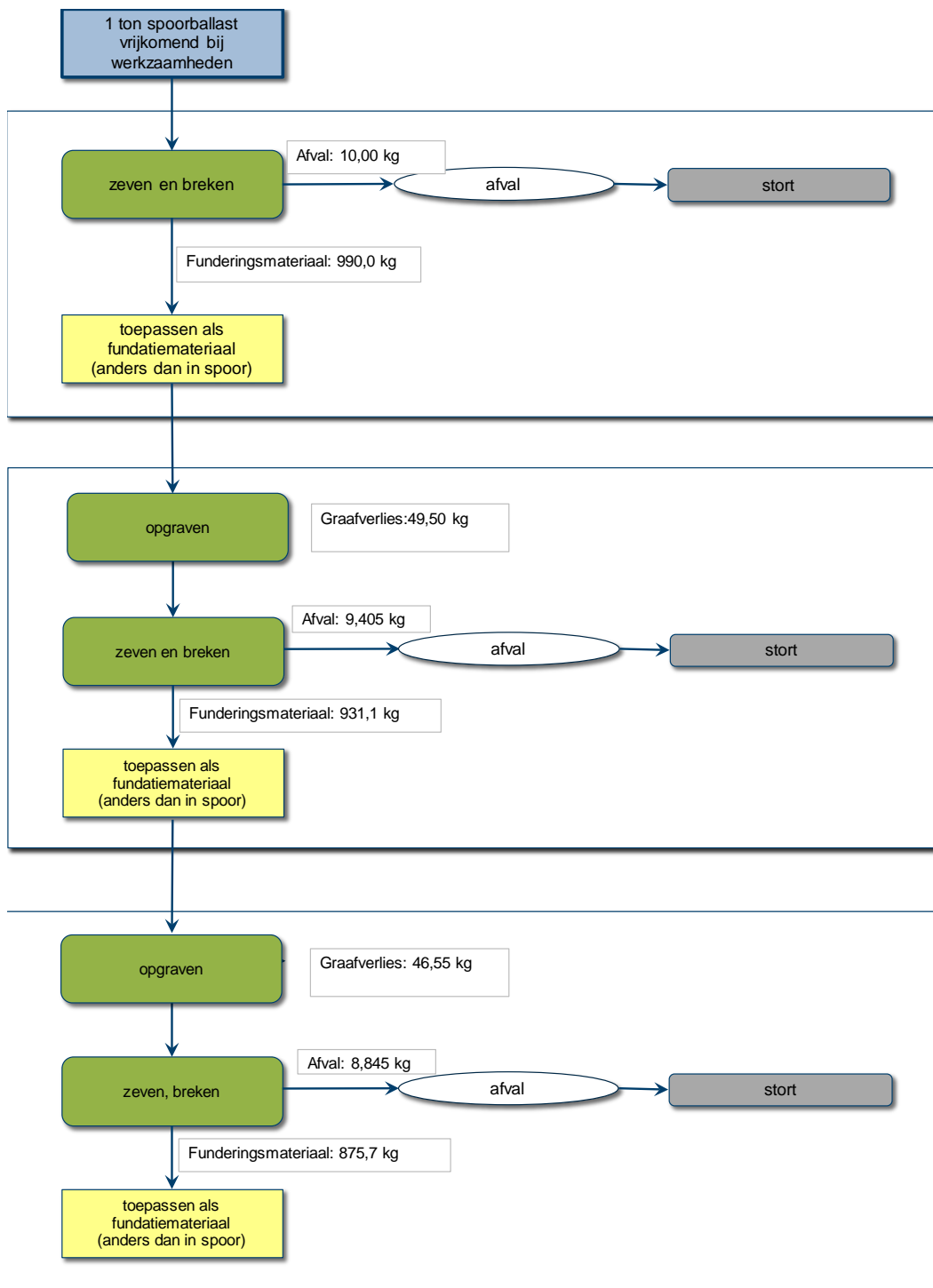
Na iedere nieuwe toepassing wordt het funderingsmateriaal uit (voormalige) spoorballast opgegraven, gebroken en opnieuw toegepast onder de weg. Telkens als het materiaal opnieuw wordt gebruikt is er een klein verlies aangenomen van 1%. Ook zal het aandeel van de fijne fractie telkens toenemen. Aangenomen is dat in de tweede en derde cyclus steeds 5% van het materiaal niet opnieuw in het funderingsmateriaal terecht komt maar op een andere wijze wordt toegepast.

In Nederland is menggranulaat het belangrijkste materiaal dat wordt gebruikt voor wegfunderingen. Menggranulaat ontstaat bij het breken van steenachtig bouw- en sloopafval (metselwerk en beton). Dit betekent dat wanneer gebroken spoorballast wordt gebruikt als funderingsmateriaal, menggranulaat (een secundaire grondstof) wordt uitgespaard. Het ligt niet direct voor de hand dat hierdoor in een andere toepassing wél primair materiaal wordt uitgespaard. Dit komt ook omdat het menggranulaat niet op aanvraag wordt geproduceerd, maar dat de productie bepaald wordt door de aangevoerde hoeveelheden steenachtig bouw- en sloopafval. Een afname van de vraag als funderingsmateriaal heeft een indirect effect op het zoeken naar andere toepassingen, die ofwel hoogwaardig zijn (toeslagmaterialen in beton) ofwel laagwaardig (ophoogmaterialen).

Om het effect van vermijden van primair materiaal door te rekenen is in de gevoeligheidsanalyse een variant doorgerekend waarbij zand-cement stabilisatie als funderingsmateriaal wordt uitgespaard. Zand-cement stabilisatie is een primair materiaal dat op kleinere schaal wordt toegepast als funderingsmateriaal.

Het energiegebruik voor het breken van spoorballast is meegenomen op basis van gegevens van een puinbreker 0,23 liter diesel per ton materiaal dat de breker in gaat. Verder is de 1% stort meegenomen inclusief het transport van materiaal naar de stort (vijftig kilometer per vrachtwagen).

In de onderstaande figuur is de procesboom van deze verwerkingsoptie weergegeven.



Figuur 30 procesboom spoorballast toepassen als funderingsmateriaal

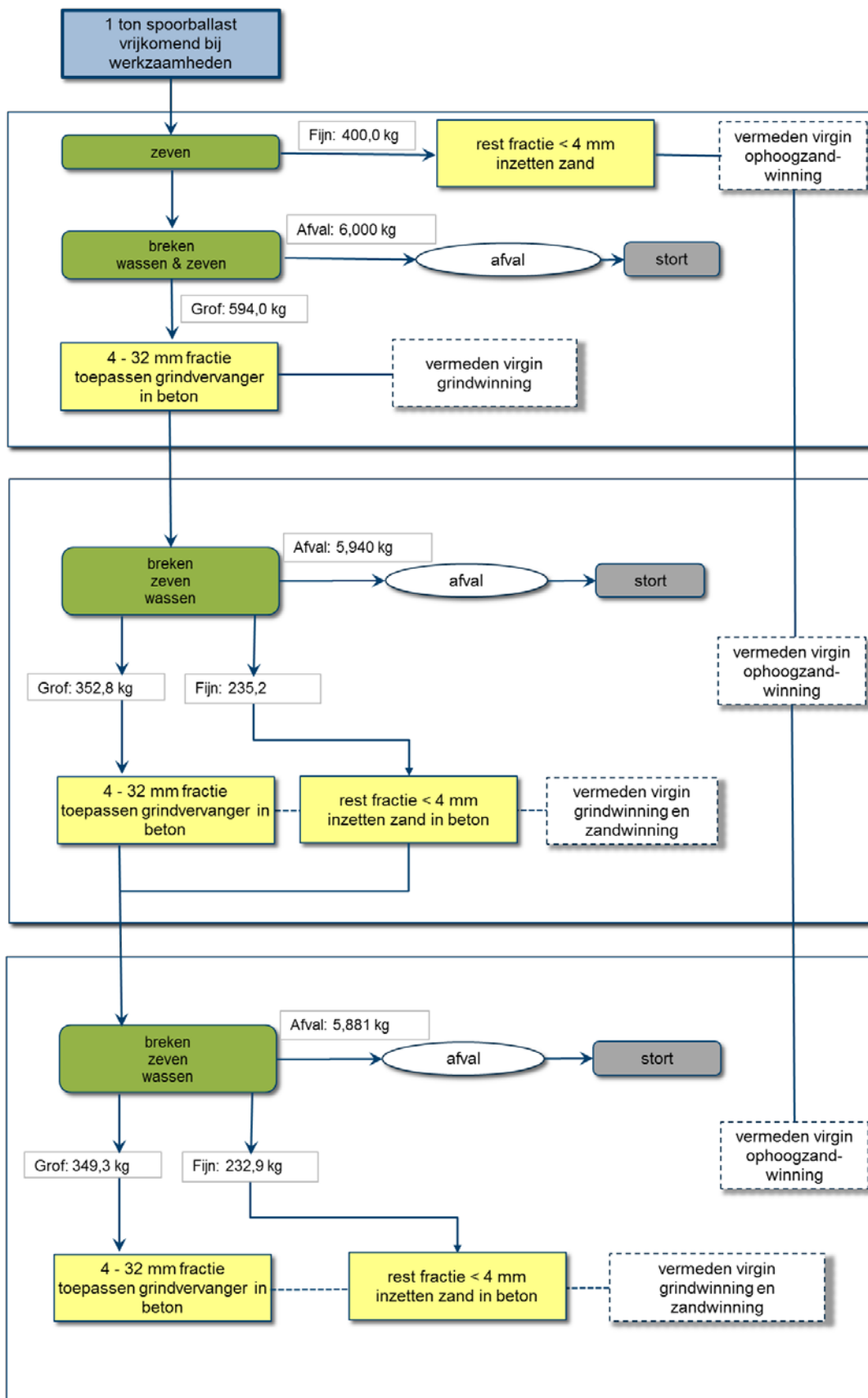
### **7.2.2. Spoorballast toepassen als toeslagmateriaal voor beton**

In dit verwerkingsscenario wordt de spoorballast gezeefd, gebroken, nogmaals gezeefd en gewassen. Het gewassen product wordt toegepast als toeslagmateriaal voor beton. In de eerste zeefstap wordt de fijne fractie (zandfractie, 40%) afgescheiden. De grove fractie (60%) wordt gebroken en gewassen. De grove fractie vervangt (het primaire) grind in beton, de fijne fractie vervangt ophoogzand. De milieuhygiënische kwaliteit van de fijne fractie bepaalt de inzetbaarheid van dit ophoogzand. Dit ophoogzand uit de fijne fractie van de spoorballast wordt ook in een tweede en derde levenscyclus toegepast. Het beton met toeslagmateriaal spoorballast wordt in de tweede en derde cyclus, gebroken tot grof en fijn betongranulaat die beide weer opnieuw in beton worden toegepast. In deze verwerkingsoptie zijn het primaire grind en zand (betonzand en ophoogzand) die worden vervangen van het productsysteem afgetrokken.

Een verwerker van spoorballast heeft gegevens aangeleverd over het dieselgebruik voor het zeven, breken, en wassen inclusief zeven van spoorballast. Dit is achtereenvolgens 0,185 l/t, 0,23 l/t en 0,33 l/t.

In iedere cyclus is rekening gehouden met een verlies van 1% van de ingaande stroom dat is gemodelleerd als stort, inclusief transport (50 km per vrachtwagen).

In de onderstaande figuur is de procesboom van deze verwerkingsroute opgenomen:



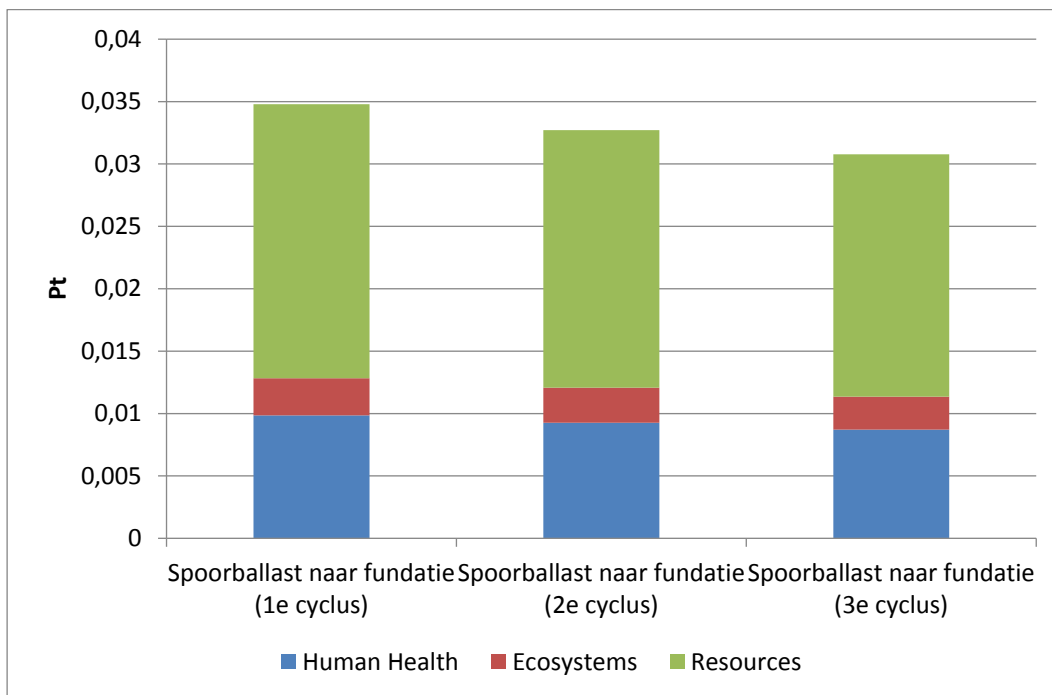
Figuur 31 procesboom spoorballast toepassen als toeslagmateriaal voor beton

### 7.3. Resultaten mLCA

#### 7.3.1. Spoorballast, toepassen als funderingsmateriaal

In de onderstaande figuur is het resultaat opgenomen van de mLCA van spoorballast dat in drie cyclussen wordt toegepast in wegfunderingen. Omdat in deze verwerkingsoptie geen processen en/of primaire materialen van het productsysteem worden afgetrokken heeft de berekende milieubelasting geen “negatieve” component.

Doordat in iedere cyclus steeds materiaal verloren gaat, en per cyclus uitsluitend wordt gekeken naar de oorspronkelijke ton spoorballast die wordt hergebruikt neemt de milieubelasting per cyclus af ten opzichte van de vorige cyclus.

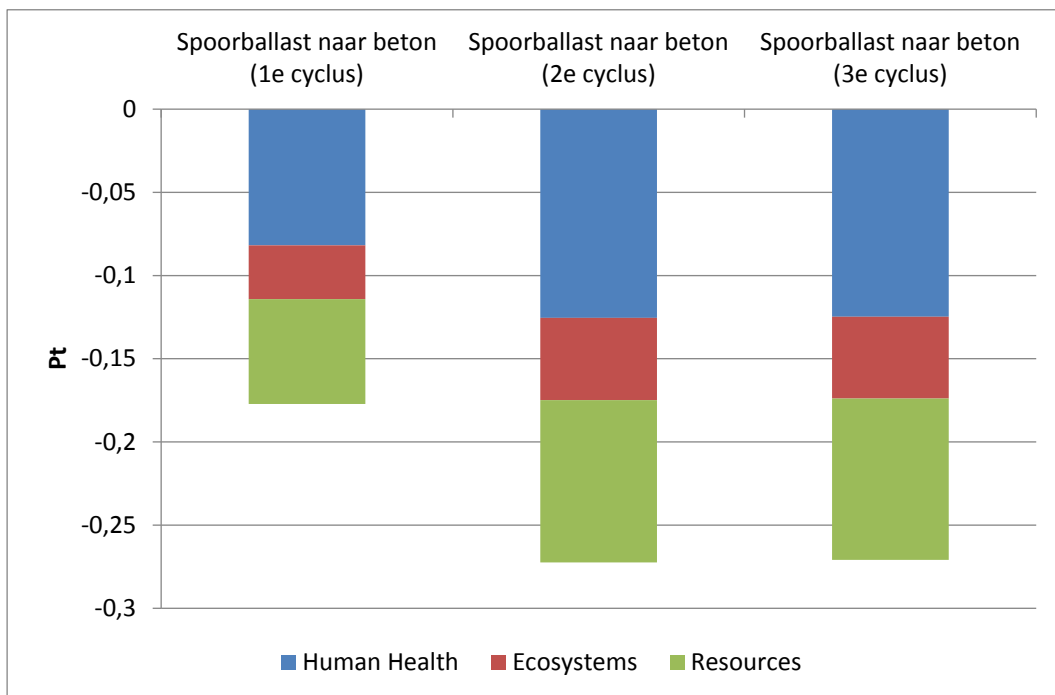


Figuur 32 Milieu-impact 1 ton spoorballast als funderingsmateriaal (per cyclus, per schadecategorie; in ReCiPe Pt)

#### 7.3.2. Spoorballast, toepassen als toeslagmateriaal voor beton

De gewogen milieuscores voor de verwerkingsoptie waarin spoorballast wordt toegepast als toeslagmateriaal in beton is afgebeeld in de onderstaande figuur. Te zien is dat dit leidt tot negatieve milieuscores. Dit duidt erop dat uitgespaarde milieubelasting van het winnen van grind en zand groter zijn dan de milieubelasting van het breken zeven en wassen van de spoorballast.

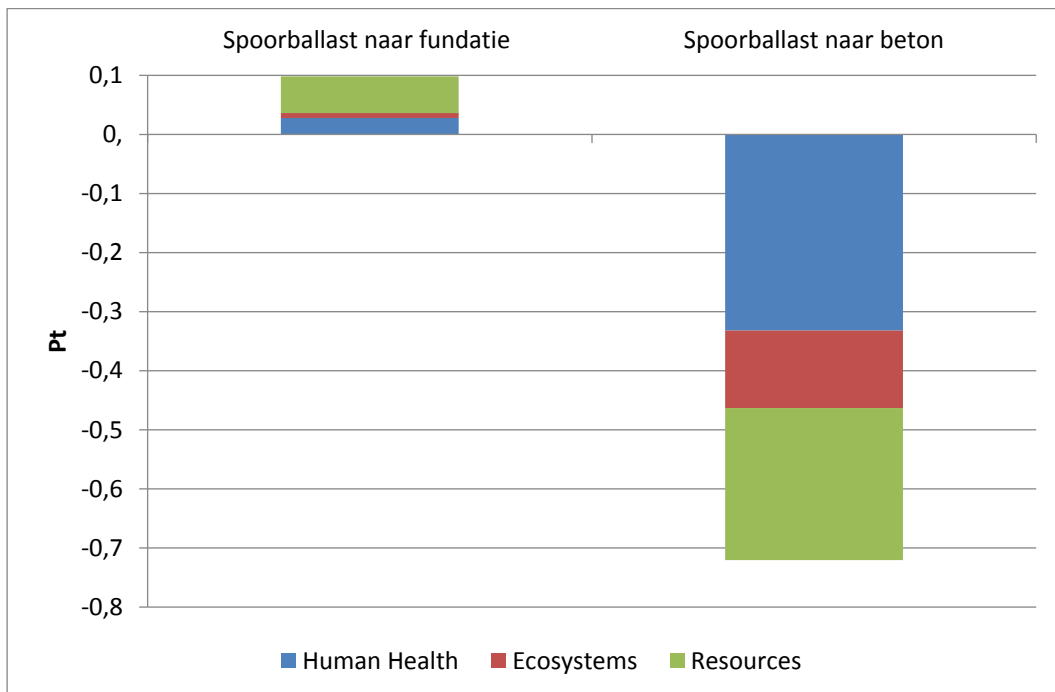
De negatieve waarden nemen naarmate het aantal cycli toenemen af omdat de referentiestroom steeds kleiner wordt doordat per breekstap, 60% in de grove fractie terecht komt waarmee verder wordt gerekend.



Figuur 33 Milieu-impact 1 ton spoorballast als toeslagmateriaal voor beton (groe + fijne fractie) (per cyclus, per schadecategorie; in ReCiPe Pt)

### 7.3.3. Spoorballast, vergelijken van de twee verwerkingsopties

In de onderstaande figuur zijn de resultaten afgebeeld van de (gewogen) milieuscores van beide verwerkingsopties in één figuur.

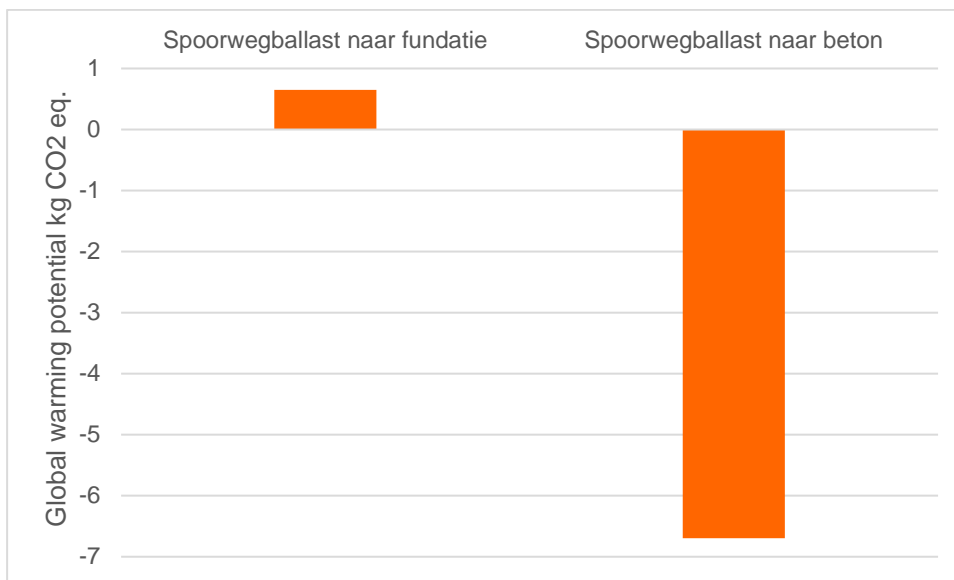


Figuur 34 Milieu-impact 1 ton spoorballast, funderingsmateriaal versus toeslagmateriaal voor beton (drie cycli opgeteld, per schadecategorie; in ReCiPe Pt)



De mLCA's van de beide verwerkingsvarianten funderingsmateriaal en toeslagmateriaal in beton konden goed worden uitgevoerd en leveren als resultaat respectievelijk +0,098 en -0,72 ReCiPe-punten per ton spoorballast.

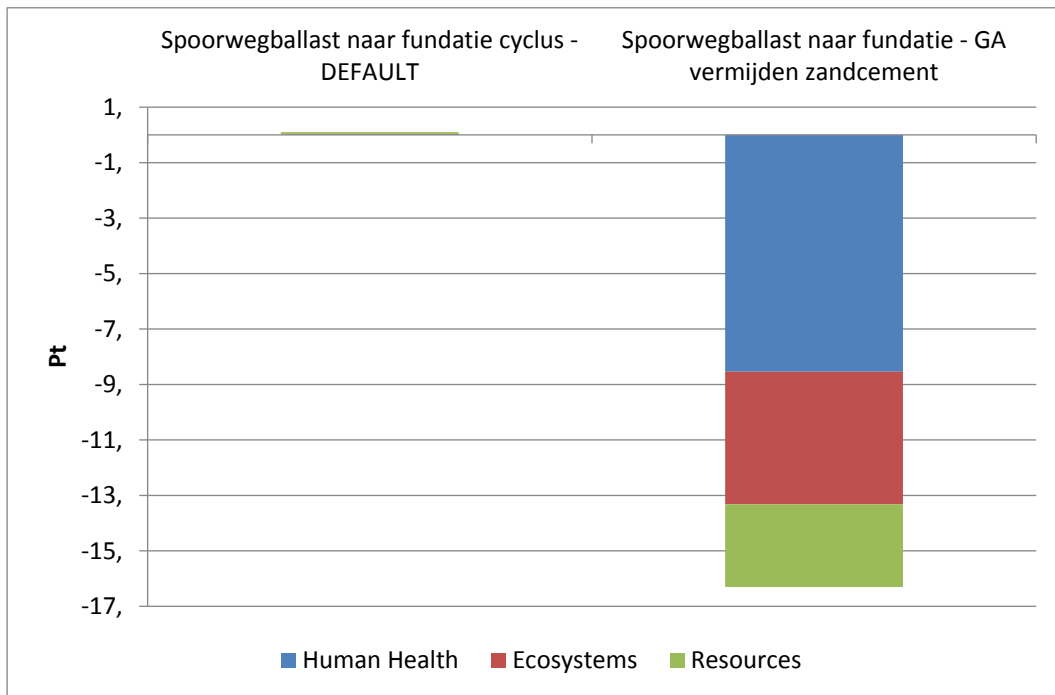
In de onderstaande figuur is de bijdrage aan het milieueffect versterkt broeikaseffect weergegeven. Voor een ton spoorwegballast naar fundatie en een ton spoorwegballast naar beton is de bijdrage aan dit milieueffect (voor drie levenscyclussen) respectievelijk 0,65 en -6,7 kg CO<sub>2</sub>-equivalenten. Dit is analoog aan het resultaat van de single score.



Figuur 35 Bijdrage aan versterkt broeikaseffect voor 1 ton spoorballast, funderingsmateriaal versus toeslagmateriaal voor beton (drie cycli opgeteld, ReCiPe)

#### 7.3.4. mLCA gevoeligheidsanalyses

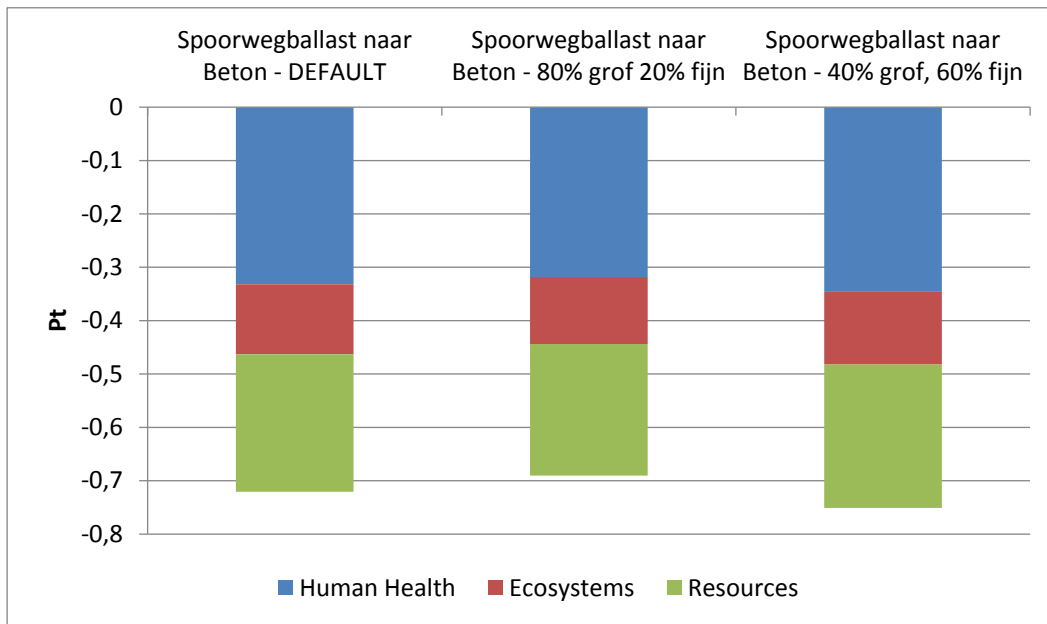
In de gevoeligheidsanalyse is onderzocht wat het milieueffect is, bij vermijden van primair materiaal zand-cement als funderingsmateriaal (10% Portlandcement in zand). De milieuscore voor de toepassing als funderingsmateriaal wordt dan aanmerkelijk gunstiger en gaat van +0,10 naar -16,3 ReCiPe-punten per ton spoorballast.



Figuur 36 Gevoeligheidsanalyse spoorballast als fundatiemateriaal: default versus vermijden zandcement  
Milieu-impact 1 ton spoorballast als funderingsmateriaal  
(drie cycli opgeteld, per schadecategorie; in ReCiPe Pt)

Aangezien de toepassing zand-cement als funderingsmateriaal in de praktijk echter nauwelijks voorkomt, is dit niet als hoofdvariant gekozen in de mLCA analyse. In de praktijk blijken menggranulaat en ook spoorballast betere eigenschappen te hebben als funderingsmateriaal. Zand-cement stabilisatie is gevoelig voor scheurvorming en is daarom minder aantrekkelijk.

In de gevoeligheidsanalyse is tevens onderzocht wat het effect is van een andere keuze voor de verhouding grof/fijn bij het breken van beton tot betongranulaat in de stappen twee en vier. In de hoofdvariant is uitgegaan van een verdeling 60% grof en 40% fijn materiaal.



Figuur 37 Gevoeligheidsanalyse spoorballast naar beton: default versus andere verdeling grof & fijn bij breekproces in tweede en derde cyclus. Milieu-impact 1 ton spoorballast als funderingsmateriaal (drie cycli opgeteld, per schadecategorie; in ReCiPe Pt)

Het blijkt, dat deze verdeling grof/fijn slechts een zeer beperkt effect heeft op de milieuscore van de toepassing van spoorballast als toeslagmateriaal in beton.

Indien gerekend wordt inclusief lange-termijn emissies verandert het resultaat minder dan 1%.

#### 7.4. Beleidsformule

Zie voor de beleidsformule en toelichting op de onderdelen ervan paragraaf 2.2.

##### 7.4.1. Spoorballast als funderingsmateriaal

1000 ton spoorballast leidt tot 990 ton gebroken puin dat wordt toegepast als funderingsmateriaal. In de praktijk zal gebroken spoorballast in de wegenbouw worden toegepast als vervanger voor menggranulaat uit bouw- en sloopafval. In de vorige studie [1] is de vergelijking gemaakt met zandcement als primair materiaal dat wordt uitgespaard door de inzet van betongranulaat. Zandcement wordt echter weinig toegepast, de vergelijking met menggranulaat is realistischer.

Voor funderingsmaterialen zijn de eisen opgenomen in de Europese norm NEN-EN 13242, in de RAW-standaard en in de BRL 2506-deel 1 (tabel B1) en deel 2. Voor spoorballast zijn de eisen opgenomen in de Europese norm EN 13450, in de BRL 9324 (milieu) en ProRail document SPCC00033.

##### 7.4.2. Spoorballast als toeslagmateriaal voor beton

1000 ton spoorballast leidt tot 594 ton toeslagmateriaal in beton en tot 400 ton zand (voor ophoogmateriaal). Spoorballast als toeslagmateriaal in beton vervangt primair grind of steenslag als toeslagmateriaal.

Voor spoorballast als toeslagmateriaal in beton zijn de eisen opgenomen in de Europese norm NEN-EN 12620 en in de BRL 2506-deel 1 (tabel B6).

### 7.4.3. Economische waardebeoordeling

De kostenopbouw van de opwerking van spoorballast tot funderingsmateriaal is als volgt:

Zeven:	€ 1,5
Breken:	€ 2,5
Totaal:	€ 4,0

De opbrengst van spoorballast als funderingsmateriaal is €5 – 6.

De kostenopbouw van de opwerking van spoorballast tot toeslagmateriaal voor beton is als volgt (alle prijzen per ton):

Zeven:	€ 1,5
Breken:	€ 2,5
Zeven:	€ 1,5
Wassen:	€ 3,5 – 4
Totaal:	€ 9 – 9,5

De opbrengst van spoorballast als secundair toeslagmateriaal voor beton is € 11 – 12. De opbrengst van het primaire materiaal grind is enkele euro's per ton hoger, ca. € 14 – 15 /ton.

De eventuele kosten voor opwerking van industriezand uit spoorballast tot schoon zand of de negatieve opbrengst van industriezand zijn hierin niet meegenomen.

De opbrengst van spoorballast als funderingsmateriaal is gelijk aan de opbrengst van menggranulaat als funderingsmateriaal.

De opbrengst van recyclinggranulaten varieert sterk met vraag en aanbod. De marge van het recyclingbedrijf blijkt daarbij min of meer constant. Wanneer er weinig aanbod van puin is en een relatief sterke vraag naar recyclinggranulaat daalt het tarief voor het ontdoen van puin bij de inname van puin door het recyclingbedrijf en stijgt de prijs van het geproduceerde recyclinggranulaat. Wanneer er een groot aanbod van puin is en een beperkte vraag naar recyclinggranulaten stijgt het tarief voor het ontdoen van het puin, maar dalen de prijzen van recyclinggranulaten.

Op dit moment is sprake van weinig aanbod van puin en liggen de inname tarieven op:

Schoon betonpuin: € 0,-

Overige puin: € 3,-

In de kostenberekeningen is geen rekening gehouden met de transportkosten van het product naar de betoncentrale of naar het werk waar het als funderingsmateriaal gebruikt wordt. Deze afstanden zijn gemiddeld vergelijkbaar, maar kunnen voor individuele bedrijven een groot verschil uitmaken. Betoncentrales liggen vaak aan het water en het primaire materiaal grind wordt dan per schip aangevoerd. Als het bewerkte spoorballast over de weg moet worden aangevoerd is dit een groot nadeel.

De meest gunstige situatie treedt op voor een verwerker die de spoorballast per spoor krijgt aangeleverd en die het product zelf op locatie kan toepassen in beton in een betoncentrale.

Uit bovenstaande gegevens zijn de marktwaarderatio en de rentabiliteitsratio voor beide toepassingen berekend:

	Funderingsmateriaal	Toeslagmateriaal beton
<b>Marktwaarderatio</b>	1	0,79
<b>Rentabiliteitsratio</b>	1,4	1,2

#### 7.4.4. Toepassing beleidsformule

##### Toepassing als funderingsmateriaal

Hoeveelheidsratio is  $H = 1$

Toepassingsratio is  $G = 0,99$  (1% afval)

Wegingsfactor  $q = 0,25$  voor de derde graad is gekozen voor de toepassing als funderingsmateriaal, omdat de toepassing als spoorballast veel hogere eisen stelt.

Wegingsfactor  $e = 0,25$ , omdat de hoeveelheid energie voor het verkrijgen van het secundaire toeslagmateriaal meer is dan 70% van het benodigde energieverbruik die de productie van menggranulaat vraagt.

Wegingsfactor  $s$  (rentabiliteitsratio) = 1,4

- De beleidsregelformule zonder de factor  $s$  geeft de hoogwaardigheidsscore: 0,06
- Met rentabiliteitsratio als schaarstefactor: 0,09
- Met rentabiliteitsratio als schaarstefactor  $s$  en marktwaarderatio als factor  $q$  0,35

##### Toepassing als toeslagmateriaal voor beton

Hoeveelheidsratio  $H = 1$

Toepassingsratio is  $G_1 = 0,59$  (4-32 materiaal voor beton) en  $G_2 = 0,39$  (zand)

Wegingsfactor  $q_1 = 1,0$  voor de eerste graad geldt voor 4-32 toeslagmateriaal en  $q_2 = 0,25$  voor de derde graad geldt voor de toepassing van het zand

Wegingsfactor  $e_1 = 0,25$  omdat de hoeveelheid energie voor het verkrijgen van het secundaire toeslagmateriaal meer is dan 70% van het benodigde energieverbruik voor de productie van primair materiaal. De wegingsfactor  $e_2 = 1$  omdat de hoeveelheid energie voor het verkrijgen van het secundaire toeslagmateriaal kleiner is dan 35% van het benodigde energieverbruik voor de productie van primair materiaal, omdat we het energieverbruik van het opwerkingsproces toerekenen aan de productie van het toeslagmateriaal.

Wegingsfactor  $s$  (rentabiliteitsratio) =  $s_1 = 1,2$

De beleidsregelformule zonder de factor  $s$  geeft de hoogwaardigheidsscore 0,25 (hoogwaardigheidsscore totaal =  $H_1 + H_2 = 0,59 \cdot 1 \cdot 0,25 \cdot 1 + 0,39 \cdot 0,25 \cdot 1 \cdot 1 = 0,25$ )

Met rentabiliteitsratio als schaarstefactor: 0,30

Met rentabiliteitsratio als schaarstefactor  $s$  en marktwaarderatio als factor  $q$ : 0,53 (hoogwaardigheidsscore totaal =  $0,59 \cdot 0,79 \cdot 0,25 \cdot 1,2 + 0,39 \cdot 1 \cdot 1 \cdot 1 = 0,14 + 0,39 = 0,53$ )

Hoogwaardigheidsscore voor de toepassing als toeslagmateriaal voor beton is dus hoger dan voor de toepassing als funderingsmateriaal.

#### 7.5. Overzicht mLCA en beleidsmodel, beschouwing en conclusies

De mLCA's van de beide verwerkingsvarianten funderingsmateriaal en toeslagmateriaal in beton konden goed worden uitgevoerd en leveren als resultaat respectievelijk +0,10 en -0,72 ReCiPe-punten per ton spoorballast. Voor de spoorballast is het laagste mLCA resultaat (de beste milieuprestatie) op 100% gesteld en is de andere mLCA score daaraan gerelateerd. Zie Tabel 4.

De beleidsformule en de mLCA leiden tot dezelfde scoringsvolgorde. De mLCA geeft een aanmerkelijk betere score voor de toepassing als toeslagmateriaal voor beton. De beleidsformule geeft ook een hogere score voor deze toepassing.

Tabel 4 Gecombineerde tabel spoorballast, mLCA en beleidsmodel met waarderatio's

Cases en routes	Funderingsmateriaal	Toeslagmateriaal in beton
<b>mLCA</b>	<b>-14%</b>	<b>100%</b>
H	100%	100%
G	99%	99%
Q	25%	100%/25%
E	25%	25%/100%
<b>Beleidsregelmodel (zonder s)</b>	<b>6%</b>	<b>25%</b>
Marktwaarderatio	100%	79%
Rentabiliteitsratio	140%	120%
<b>met rentabiliteitsratio als s</b>	<b>9%</b>	<b>30%</b>
<b>met rentabiliteitsratio als s en marktwaarderatio als q</b>	<b>35%</b>	<b>53%</b>

De beleidsformule met toepassing van de marktwaarde geeft een positieve waarde voor de route als toeslagmateriaal in beton die voornamelijk bepaald wordt door de bijdrage van het zand uit de fijne fractie van de spoorballast. De incentive voor deze route is echter de toepassing als grindvervanger in beton, niet de toepassing van de fijne fractie als ophoogzand. Omdat echter bij de berekening van de marktwaarde per grondstofstroom (zandfractie) gekeken worden naar de relatieve waarde ten opzichte van het alternatieve materiaal (ophoogzand) geeft dit een hoge bijdrage in de factor q in de berekening.

Bij de factor q is de indeling voor de onderzochte opties niet duidelijk, maar wel zeer bepalend voor het eindresultaat van de beleidsformule. De factor q is moeilijk te hanteren bij een verwerkingsroute, waarbij het afvalproduct in een nieuwe cyclus terecht komt. De factor q wordt kan zowel bepaald door de waarde van het product in de nieuwe cyclus ten opzichte van het oorspronkelijk product, als door de waarde van het product in de nieuwe cyclus ten opzichte van het alternatieve product in deze nieuwe cyclus. Het verdient aanbeveling hier onderscheid tussen te maken.

In een van de verwerkingsroutes (funderingsmateriaal) vervangt de spoorballast een ander secundair product (menggranulaat). In de mLCA-methode staat in principe voorgeschreven om alleen primaire producten af te trekken van de milieuscore. Het verdient aanbeveling om dit ook met secundaire producten te kunnen doen. Door de toename van secundaire producten zal dit zich vaker voor gaan doen.

Indien de toepassing als funderingsmateriaal wordt vergeleken met de toepassing van het primaire materiaal zandcement-stabilisatie, dan heeft de toepassing van spoorballast in funderingsmateriaal een veel betere score. Aangezien zandcement echter niet het reguliere funderingsmateriaal is, heeft deze vergelijking minder realiteitswaarde.

De hoogte van de milieuscore van zandcement toepassing geeft wel aan dat de beide routes voor spoorballast beide een lage waarde hebben. Het verschil tussen beide routes is daarmee ook relatief klein.

De mLCA-berekening geeft daarmee ook een waarde aan de hoogte van de verschillen tussen verschillende verwerkingsroutes, terwijl de beleidsformule alleen een relatieve ordening van de verschillende routes geeft.

## 8. BERMGRAS

### 8.1. Algemene uitgangspunt bermgrascase

Voor bermgrascase zijn twee verwerkingsmethodes vergeleken.

1. Vergisting voor de productie van biogas en digestaat;
2. Bio-raffinage in verschillende fracties, zoals vezels, eiwitten, mineralen en aminozuren.

Uitgangspunt is 1 ton bermgras, gemaaid op locatie. Zo heeft voorjaarsmaaisel meer ruw eiwit dan najaarsmaaisel, najaarsmaaisel is vezeliger. Ook wordt er onderscheid gemaakt tussen het bermgras van de eerste meter (1M-maaisel) naast de weg en de overige meters (OM-maaisel). De 1M-bermgras strook heeft meer vervuiling en wordt meermaalig per jaar gemaaid. De OM-strook wordt doorgaans eenmaal in het voorjaar en eenmaal in het najaar gemaaid. Uit proeven met vergisting van bermgras wordt gebruik gemaakt van de samenstelling en eventuele vervuiling van het bermgras van de overige meters OM. Bron Alterra-rapport 2010 [8]

Als uitgangspunt in deze case is het gemiddelde van voor- en najaarsgras genomen.

#### Samenstelling bermgras

De droge stof ( $ds^{14}$ ) gehalte van bermgras varieert. Het is afhankelijk van het tijdstip van maaien (dauw in de ochtend), het weer (regen) en of het gras op het veld te drogen heeft gelegen. Het droog stofgehalte kan variëren van 20 tot 50%. Uitgangspunt voor de berekening is een droog stofgehalte van 35%. Circa 10% van de droge stof is zand [18].

De samenstelling van de bermgras is daarmee:

- 315 kg droge stof
- 35 kg zand
- 650 liter vocht

### 8.2. Beschrijving verwerkingstechnieken bermgras

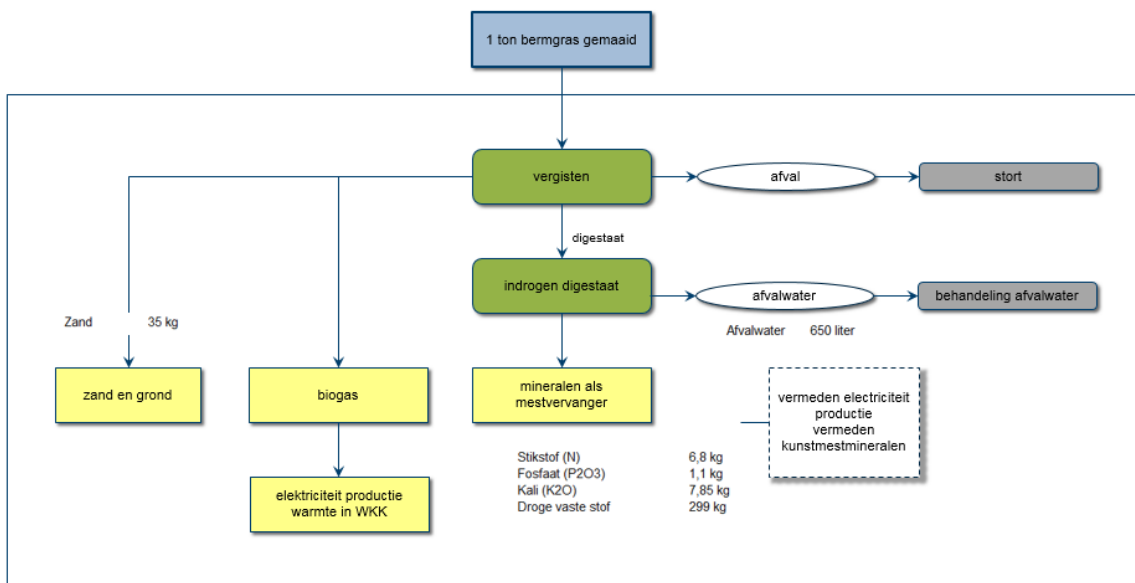
#### 8.2.1. Vergisten bermgras

In Nederland zijn proeven gedaan met natte co-vergisting van bermgras. Bermgras wordt dan toegevoegd aan de mix van mest (runder-, varkens- en/of kippenmest) en vegetatie (snijmais, aardappelvezel, vetemulsie, bietenperpulp etc.). Circa 82% van de vergistingsinstallaties in Nederland zijn natte mest co-vergistingsinstallaties [8].

Bermgras staat in Bijlage Aa van de Meststoffenwet. Bermgras genoemd onder categorie G van Bijlage Aa, hetgeen betekent dat voor deze stromen maximale waarden gelden voor zware metalen en microverontreinigingen. Diegene die bermgras gebruikt voor co-vergisting, dient zich ervan te vergewissen dat de maximale waarden in bermgras niet wordt overschreden.

Figuur 38 toont de procesboom voor vergisten van bermgras.

<sup>14</sup> Ds= droge stof, eenheid voor alle vaste stoffen in een materiaal (in dit geval bermgras)



Figuur 38 Procesboom vergisting bermgras

### Eisen aan en extra bewerking voor vergisting

Zowel voor vergisting als voor raffinage is aandacht bij het maaiproces vereist. Zo voldoet de techniek waarbij het gras wordt gedroogd en op rollen wordt opgeslagen niet. Het gras wordt dan in een te grote lengte gemaaid en zorgt voor verstopping van de beide verwerkingssystemen. Voor de verwerking in vergisting en raffinage moet het gras een korte lengte hebben. Er zijn twee technieken voor het verkleinen van bermgras:

1. Klepelen tijdens het maaien (haksel proces in de maaigang);
2. Extrusie bij de verwerking. Bij deze techniek wordt het gras net voor toevoer aan de vergister verkleind.

Uit onderzoek blijkt dat extrusie als voorbehandeling van bermgras relatief duur is vanwege slijtage en afschrijving. Met het klepelen worden goede resultaten in vergisting bereikt. Klepelen is als uitgangspunt in deze case aangehouden. Daarbij is het van belang dat het bermgras wordt opgenomen en niet opgezogen. Bij opzuigen komt te veel procesverstoring zand en grond mee. Het maaiproces wordt zowel voor vergisten als raffinage gelijkgesteld. Tevens is de aanname dat verschil in het energieverbruik voor maaien nihil is ten opzichte van andere verwerkingsmethodes zoals composteren.

Nat-vergisten is een continu proces, en het maaiproces is iteratief. De logistiek moet ontkoppeld worden. Daartoe wordt het gras ingekuuld, de kuil dient als buffer voor een continue aanvoer aan de vergistingsinstallatie. Informatie voor het inkuilproces is ontleend aan een forumdiscussie op internet **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden..** Bij inkuilen wordt ca. 6 ton gras per uur verwerkt (aangereden, verdicht), een tractor of shovel verbruikt daarbij 25 liter per uur. Voor het afgraven is de helft van dit brandstofverbruik gerekend. Het gebruikte referentieproces is *Diesel, burned in agricultural machinery {GLO} diesel, burned in agricultural machinery | Alloc Rec, U*

### Het vergistingsproces

Bij (co)vergisting ontstaat biogas, dat bestaat uit methaan (CH<sub>4</sub>), koolstofdioxide (CO<sub>2</sub>), waterstof (H<sub>2</sub>), zuurstof (O<sub>2</sub>) en stikstof (N<sub>2</sub>). Tevens ontstaat er digestaat in een harde fractie en een vloeibare fractie.



Het proefproject van Alterra *Biogas uit bermmaaisel* [8] dient als uitgangspunt voor deze studie. De proef betreft een natte mest vergistingsinstallatie. In de proef was het gewichtsaandeel van het bermgras is 3,7%. De opbrengst is 70 Nm<sup>3</sup> biogas per ton bermgras met een methaangehalte van 55%. Dit is een conservatieve aanname volgens de auteurs van het rapport.

Uit het rapport *Bermgras Droge anaerobe vergisting van bermgras* [21] blijkt dat vers aangevoerde voorjaarsgras een biogaspotentieel heeft van 150-180 Nm<sup>3</sup>/ton. Najaarsgras en gras dat werd aangevoerd via tussenopslag (uit inkuil) heeft een beduidend lager gaspotentieel (60-150 Nm<sup>3</sup>/ton), gemiddeld 105 Nm<sup>3</sup>/ton.

In deze case wordt uitgegaan van het gemiddelde van het gemiddelde van de twee studies. Dat komt neer op 87,5 Nm<sup>3</sup>/ton.

### **Emissies vergistingsproces**

Het nitraatgehalte van bermgras is nihil (het wordt niet bemest). Er wordt geen lachgas (N<sub>2</sub>O) emissie toegerekend aan de vergisting van bermgras.

In de installatie is er sprake van een lekkage van 1% aan Biogas.

Het methaan wordt verbrand in de biogas motor. De emissies van dat proces zijn ontleend aan het Ecoinvent proces *Electricity, high voltage {BE}| heat and power co-generation, biogas, gas engine | Alloc Rec, U*. In dit proces is ook de installatie meegenomen. Er is geen Nederlands proces in de database, daartoe is het proces van België geselecteerd. In het proces wordt voor 1 kWh, 0,344 Nm<sup>3</sup> biogas gebruikt. Het aantal kWh dat de motor levert is 87,5 Nm<sup>3</sup> / ton gedeeld door 0,344 Nm<sup>3</sup> / kWh

### **Vermeden product voor geproduceerde biogas**

Een groot deel van de vergistingsinstallaties in Nederland zijn gekoppeld direct aan een warmtekrachtinstallatie (WKK) (bron: Evaluatie van vergisters in Nederland, Agentschap NL, 2011) [20]. In deze case is gekozen om de in de WKK-installatie opgewekte elektriciteit en gemiddelde nuttige inzet van warmte als product te nemen. Daarmee worden elektriciteit en warmte vermeden product in deze case. Deze aanname staat tevens het meest dichtbij wat in de praktijk wordt toegepast.

Biogas heeft bij een methaangehalte van 55% een energiedichtheid van 21,5 MJ/Nm<sup>3</sup>. Ter vergelijking: Gronings aardgas heeft bij een methaangehalte van 81% een energiedichtheid van 31,7 MJ/Nm<sup>3</sup>.

Het elektrisch rendement van biogasmotoren is 25% - 35% [20]. Deze spreiding wordt veroorzaakt door de grootte van de installatie en het kunnen draaien op vollast. Kleinere installaties zijn minder efficiënt. Ook wordt een deel van de energie voor eigen proces gebruikt. In rapport "Bermgras Droge anaerobe vergisting van bermgras", OWS 2013 [21] wordt over een elektrisch rendement van 39% gesproken. Ook in "Evaluatie van vergisters in Nederland" [20] wordt geschreven over een rendement van meer dan 35%, echter met de kanttekening dat die nooit gehaald wordt. In deze case wordt conservatief 25% als elektrisch rendement aangehouden. Dit conform gemeten waarden van Alterra [8].

Met 25% elektrisch rendement komt de berekening voor elektriciteit bestemd voor verkoop als volgt: per ton bermgras op 87,5 Nm<sup>3</sup> biogas (\*55%) = 48,1 Nm<sup>3</sup> Methaan (\*21,5) = 1883 MJ / ton (\*25%) = 471 MJ en met 1% lekkage (\*99%) = 466 MJ (129,5 kWh). Deze energie is de basis voor de vermeden elektriciteit, de referentie daarvoor is het Ecoinvent *Electricity, low voltage {NL}| market for | Alloc Rec, U* aangehouden.

De warmterendement van een WKK bij vergisting is 49%, zie OWS [21]. Daarvoor is ca. 15% nodig voor de eigen installatie. Het rendement van de warmte is in de praktijk niet relevant, het wordt bij mestvergisting slecht benut. Gemiddeld wordt 20% (iets minder dan de helft van de brutowarmteopbrengst) nettowarmte nuttig gebruikt voor verwarming en in andere processen dan die voor de vergister.

### Vermeden product voor digestaat

Het digestaat wordt in de praktijk het meest toegepast als meststof. Dat uiteraard als aan de voorwaarde uit de Meststoffenwet wordt voldaan. Voor het indikken van digestaat is warmte en elektriciteit nodig, deze wordt aan de vergistingsinstallatie ontleend en is al verwerkt in de nettowarmte en elektriciteitsproductie. Uit [8] blijkt dat de nutriënten opbrengst dat toegerekend kan worden aan bermgras als volgt is, per ton bermgras:

- Stikstof (N) 6,8 kg
- Fosfaat ( $P_2O_3$ ) 1,1 kg
- Kali ( $K_2O$ ) 7,85 kg
- Droge vaste stof 299 kg

De gehanteerde Ecoinvent referenties zijn:

Stikstof (N) *Nitrogen fertiliser, as N {GLO} | market for | Alloc Rec, U*  
Fosfaat ( $P_2O_3$ ) *Phosphate fertiliser, as  $P_2O_5$  {GLO} | market for | Alloc Rec, U*  
Kali ( $K_2O$ ) *Potassium fertiliser, as  $K_2O$  {GLO} | market for | Alloc Rec, U*

### Overige verwerking

- Afvalwater 650 liter
- Zand 35 kg

Het afvalwater wordt per riool afgevoerd. Ecoinvent referentie is *Sewage sludge {RoW} | treatment of by anaerobic digestion | Alloc Rec, S*. De aanname is dat het zand in de omgeving van de installatie wordt toegepast. Omdat de vermeden productie en de milieulast in hoge mate afhankelijk is van de transportafstand, wordt in deze case ervan uit gegaan dat de last en vermeden productie aan elkaar gelijk zijn.

### Tweede en derde cyclus van mLCA voor vergisting van bermgras

In deze case zijn geen tweede of derde cycli.

#### 8.2.2. Raffinage van bermgras

Raffinage van bermgras komt net uit de pilotfase. Het bedrijf Newfoss ontwikkelt grasraffinage installaties. Het hoofddoel is het verkrijgen van grasvezels die nuttig ingezet kunnen worden bij de productie van papier, karton, isolatiemateriaal of turfvervanging in de tuinbouw.

In deze case wordt ervan uitgegaan dat de vezel wordt toegepast als vervanger van gerecyclede cellulose ten behoeve van papier. Bij de papierproductie wordt maximaal 10% grasvezel toegevoegd voor de vervanging van gerecyclede papier. Grasvezels worden niet ingezet voor printkwaliteit papier, waar primaire cellulose wordt gebruikt. Er wordt in de praktijk met de raffinage van bermgras geen primaire cellulose vermeden.

Figuur 39 toont de procesboom voor de raffinage van bermgras.



deze analyse is 200 kWh per ton vezel aangehouden. Voor de 250 kg betekent dat 50 kWh.

Vezels gewonnen uit bermgras zijn minimaal van dezelfde kwaliteit dan vezels van cellulose uit hout. Het geselecteerde Ecoinvent proces voor vermeden primaire productie voor cellulose is "Thermo-mechanical pulp {GLO} market for | Alloc Rec, U".

### Verwerking natte fractie

Momenteel wordt de natte fractie gecomposteerd of ingezet als mestvervanging. In deze case is mestvervanging geselecteerd met daarmee vermeden kunstmestmineralen. Op dit moment ontbreekt een analyse van die materialen voor deze verwerkingstechniek. Aangenomen is dat de opbrengst aan mineralen gelijk is dan die van de vergistingcase.

### Tweede en derde cyclus mLCA

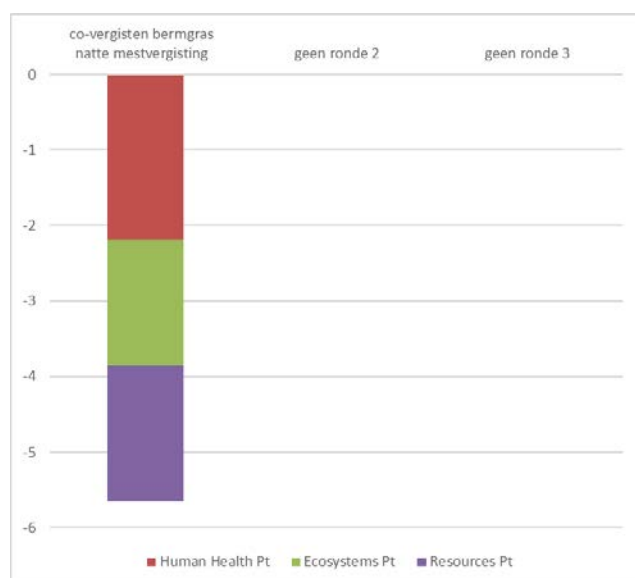
Papiervezels worden zeven keer gerecycled, waarna ze te kort zijn voor inzet in papierproductie. Dat betekent een afname van 14% uitval per cyclus. De vezels zijn onderdeel geworden van papier gemaakt uit 100% gerecyclede papier. De processtappen in de tweede en derde cyclus zijn exact gelijk tussen het primaire gerecyclede papier en de grasvezels die in het gerecyclede papier zijn verwerkt. Dat is op die wijze gemodelleerd. De consequentie is dat de tweede en derde cyclus geen voordeel gehaald wordt door grasvezels ten opzichte van andere vezels in het gerecyclede papier.

## 8.3. Resultaten mLCA bermgras

Per verwerkingsvariant worden hierna de mLCA resultaten per cyclus in beeld gebracht, gevolgd door de totaalvergelijking tussen de varianten.

### 8.3.1. Verwerking bermgras vergisten

Per ton bermgras is hieronder voor een cyclus, de milieu-impact van de verwerkingsoptie bermgras vergisten werkgegeven. Deze verwerkingstechniek kent maar een cyclus.

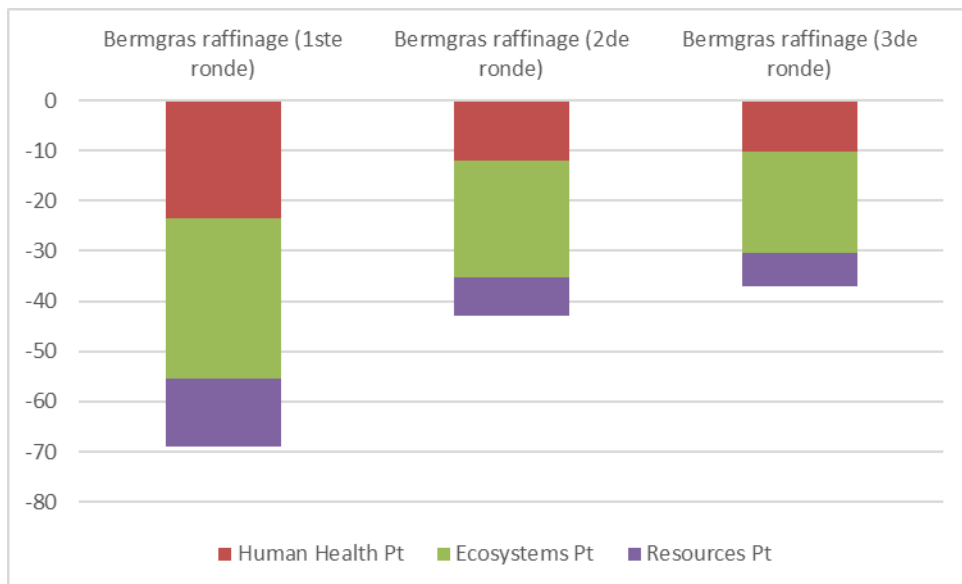


Figuur 40 Milieu-impact 1 ton bermgras vergist (per cyclus, per schadecategorie; in ReCiPe Pt)

De impactcategorieën zijn gelijk verdeeld. De verwerking levert een milieuwinst op van de score is -5,6 Pt.

**8.3.2. Bermgras verwerkingsoptie raffineren**

Per ton bermgras is hieronder voor per cyclus, de milieu-impact van de verwerkingsoptie bermgras raffinage werkgegeven.

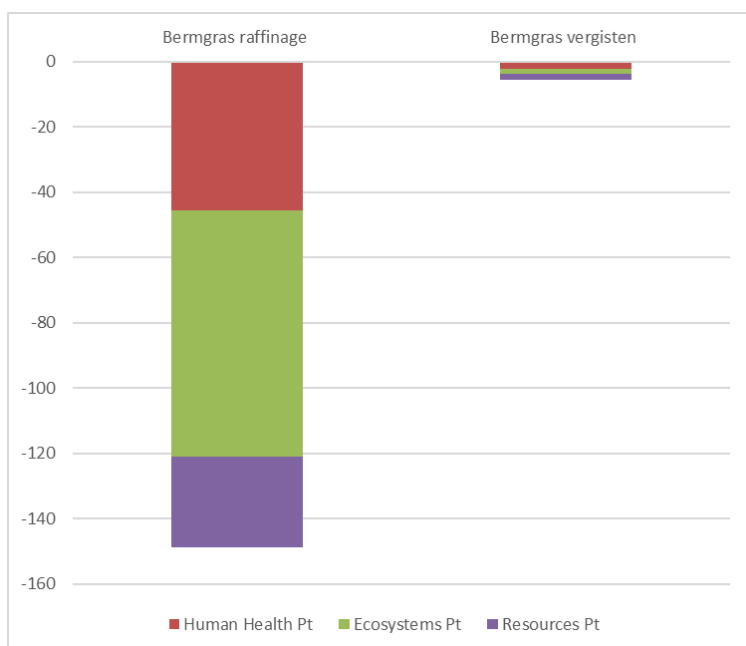


Figuur 41 Milieu-impact raffinage van 1 ton bermgras (per cyclus, per schadecategorie; in ReCiPe Pt)

In cyclus een bevat naast vermeden verwerking van gerecyclede papier ook vermeden kunstmest mineralen. De verwerking levert een milieuwinst op van de score is -148 Pt.

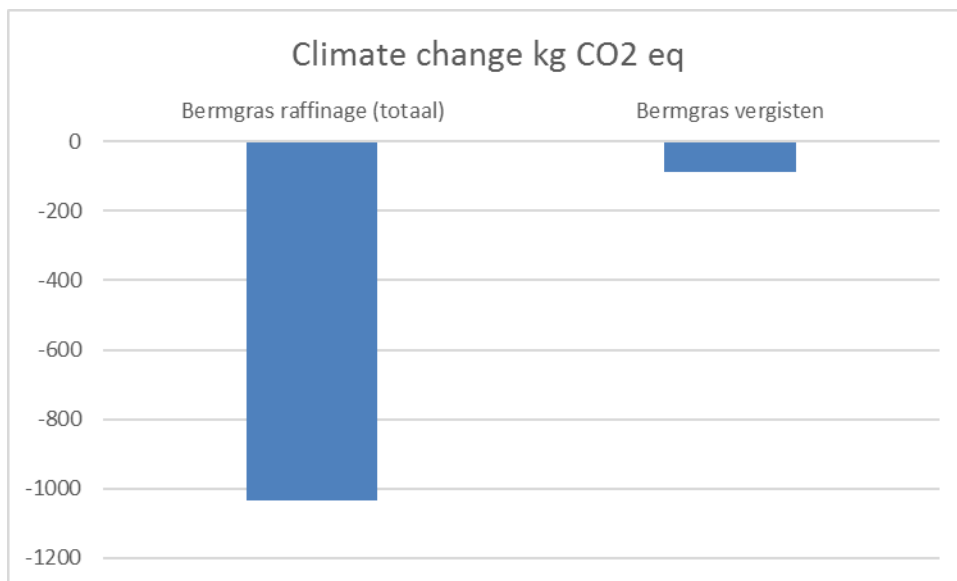
**8.3.3. Vergelijk twee verwerkingsoptie voor bermgras**

Het onderstaande figuur geeft de vergelijking tussen de twee verwerkingsopties.



Figuur 42 vergelijk verwerkingstechnieken bermgras (totaal, per schadecategorie; in ReCiPe Pt)

Het verschil tussen de twee verwerkingstechnieken is duidelijk, maar ligt ook in dezelfde orde grootte: raffinage heeft een totaalscore van -148 Pt en vergisten -5,6 Pt.



Figuur 43 CO2eq vergelijk raffinage versus vergisten

Te zien is dat ook op CO2eq emissie raffinage beter scoort als vergisten.

## 8.4. Beleidsregelmodel voor de twee verwerkingstechnieken van bermgras

### 8.4.1. Beleidsregel formule voor vergisten van bermgras

Vergisten van bermgras is gericht op de energie-inhoud. De term recycleert uit het afvalproduct bermgras is vanwege de biotische oorsprong niet eenvoudig te interpreteren. Er is in deze analyse een aanname gedaan om alleen de droog stofgehalte van het bermgras te beschouwen. De hoeveelheid droog stof is 35% = 350 kg.

- De gehele hoeveelheid droog stofgehalte a 350 kg wordt in aanvang verwerkt,  $H = 1$ .
- Uit de 350 kg droog stof wordt 48,1 Nm<sup>3</sup> (= 34,6 kg) methaan gewonnen, 6,8 kg Stikstof (N), 1,1 kg Fosfaat (P<sub>2</sub>O<sub>3</sub>), 7,85 kg kali. De resterende hoeveelheden zijn zand 35 kg en de resterende droge vaste stof 229 kg.
- Voor de meststoffen en zand geldt dat het zo veel mogelijk in bedrijf blijft, factor is dan 0,5. Voor het methaangas geldt dat het na verbranding en energiewinning verloren is gegaan factor q is dan 0,25.
- Uit de GER-lijst: elektriciteit NL-mix is 41 MJ, elektriciteit uit biogas = 0,78 MJ. e voor de output elektriciteit is 1. De GER-waarden voor de meststoffen zijn niet in de GER-lijst opgenomen. Aangenomen is dat ook voor de meststoffen en zand de energie lager dan 35% is dan de fossiel gewonnen meststoffen  $e=1$ .
- Wegingsfactor s (factor voor schaarste) = wordt hieronder uitgewerkt.

De beleidsregel formule zonder de factor s levert hoogwaardigheidsscore 0,29. Het is als volgt berekend:

- Methaan  $34,6 / 350 * 0,25 * 1 = 0,025$ .
- Meststoffen  $(6,8+1,1+7,85) / 350 * 0,5 * 1 = 0,023$ .
- Resterende droge stof en zand  $(299 + 35) / 350 * 0,25 * 1 = 0,239$ .

Er wordt tevens warmte geproduceerd. Echter, energie is geen element in de formule.

### **Berekening marktwaarderatio toegepast op het vergisten van bermgras**

De marktwaarderatio voor elektriciteit en warmte zijn per definitie 1. De markt bepaald de prijs en er wordt geen onderscheid gemaakt naar herkomst van elektriciteit of warmte.

### **Berekening rentabiliteitsratio toegepast op het vergisten van bermgras**

Voor de productie van elektriciteit en warmte met vergisting is SDE+-subsidie beschikbaar. Vergisters zijn afhankelijk van deze subsidie, zonder dat maakt een vergister verlies. Uit onderzoek blijkt dat de inkomsten voor 35% gerealiseerd wordt met de verkochte elektriciteit en 63% subsidie. De resterende 2% wordt gerealiseerd met de verkoop van warmte en meststoffen. De vergisters draaien break-even of met verlies. Indien een vergister break-even draait, dan wordt de rentabiliteitsratio  $35\% / 98\% = 36\%$ .

### **Resultaat voor het vergisten van bermgras**

1. De beleidsregel formule zonder de factor s levert hoogwaardigheidsscore 0,239.
2. Met rentabiliteitsratio als schaarstefactor  $s = 0,086$ .
3. Met rentabiliteitsratio als schaarstefactor s en marktwaarderatio als factor q = 0,086.

### **8.4.2. Beleidsregel formule voor raffinage van bermgras**

Vergisten van bermgras is gericht op de het verkrijgen van vezels. Ook hier wordt uitgegaan van de hoeveelheid droge stof is  $35\% = 350$  kg.

- De gehele hoeveelheid droog stofgehalte 350 kg wordt in aanvang verwerkt,  $H = 1$ .
- Uit de 350 kg droge stof wordt 250 kg vezels. Daarnaast levert het 6,8 kg Stikstof (N), 1,1 kg Fosfaat ( $P_2O_3$ ), 7,85 kg Kali op. De resterende hoeveelheden zijn zand 35 kg en de resterende droge vaste stof 229 kg.
- Grasvezels worden verwerkt in product papier. De factor q is daardoor lastig te bepalen, is papier een hogere of lagere kwaliteit? De materiaalsoorten zijn moeilijk vergelijkbaar. De aanname voor de score  $q = 1$ . De reden is dat de vezels meerdere malen te recyclen zijn. Voor de meststoffen en zand geldt dat het zo veel mogelijk in bedrijf blijft, factor is dan 0,5.
- Uit de GER-lijst: papier karton 28,6 MJ/kg. De productie met grasraffinage is 35% lager dan de GER lijst factor,  $e=1$ . Net als bovenstaand: voor meststoffen is eveneens  $e = 1$ .
- Wegingsfactor s (factor voor schaarste) = wordt hieronder uitgewerkt.

De beleidsregel formule zonder de factor s levert hoogwaardigheidsscore 0,79. Het is als volgt berekend:

- Vezels  $250 / 350 * 1 * 1 = 0,71$ .
- Meststoffen  $(6,8+1,1+7,85) / 350 * 0,5 * 1 = 0,023$ .
- Resterende droge stof en zand  $(49 + 35) / 350 * 0,25 * 1 = 0,06$ .

### **Berekening marktwaarderatio toegepast op het raffinage van bermgras**

Het project komt net uit een pilotfase, er zijn nog geen betrouwbare gegevens over prijs en kosten. Tevens zijn de partijen nog niet bereid gevonden eventuele businesscase berekeningen te verstrekken.

### **Berekening rentabiliteitsratio toegepast op het raffinage van bermgras**

Het project komt net uit een pilotfase, er zijn nog geen betrouwbare gegevens over prijs en kosten. Tevens zijn de partijen nog niet bereid gevonden eventuele businesscase berekeningen te verstrekken.

### Resultaat voor het raffinage van bermgras

1. De beleidsregel formule zonder de factor s levert hoogwaardigheidsscore 0,79.
2. Met rentabiliteitsratio als schaarstefactor s is nog niet mogelijk.
3. Met rentabiliteitsratio als schaarstefactor s en marktwaarderatio als factor q is nog niet mogelijk.

### 8.5. Conclusies bermgras

In Tabel 5 is een samenvatting gegeven van de uitkomsten van de toepassing van mLCA en het beleidsregelmodel op de verwerking van bermgras. Daaruit worden de volgende conclusies getrokken:

- Het beleidsregelmodel geeft voor de vergelijking tussen de twee verwerkingstechnieken een overeenkomstige uitkomst met de mLCA.
- De rentabiliteit verlaagt de score van vergisting aanzienlijk. Dit komt overeen met de praktijk waarin vergisting fors gesubsidieerd is.
- Er is geen vergelijk met raffinage op beleidsregelmodel mogelijk. Het feit dat commerciële partijen momenteel de pilot opschalen naar proven technologie, doet vermoeden dat de rentabiliteit beter is dan vergisting. Het verschil in score zal daarmee nog beter voor raffinage uitkomen.
- Toepassen van de beleidsregelmodel op biotische producten lijkt niet logisch. Zo is de term recycleat niet van toepassing. Mogelijk is de term "massa vaste grondstof" een betere.
- Bij raffinage wordt in elk van de drie ronde voor vermeden product primaire houtpulp toegepast. Dat conform Bijlage F9. Echter in deze case wordt 100% gerecycled papier vermeden. Onze indruk is dat dit niet correct is en te veel ten bate is van de verwerkingstechniek. Bijlage F9 lijkt niet hiermee niet robuust voor de toepassing bij hoge recycling graden. Iets wat in de circulaire economie verwacht wordt. Ons advies is regel te definiëren voor een realistische aanname voor vermeden product en productie. Daarbij moet ook secundaire product en productie worden meegenomen.

Tabel 5 resultaten toepassing mLCA en beleidsregelmodel op de verwerking van bermgras

Cases en routes	Vergisten	Raffinage
mLCA	4%	100%
Beleidsregelmodel (zonder s) <sup>15</sup>	29%	79%
Marktwaarderatio	100%	Nb
Rentabiliteitsratio	36%	Nb
Met rentabiliteitsratio als s	9%	-%
Met rentabiliteitsratio als s en marktwaarderatio als q	9%	-%

<sup>15</sup> De H, Q en E zijn niet apart berekend, de beleidsregelmodel is per outputstroom bepaald en daar is vervolgens de som van genomen.



## 9. EERDERE CASES

### 9.1. Hoogwaardige recycling

In het kader van onderzoek naar hoogwaardige recycling zijn eerder mLCA en beleidsmodel (basisregel, zonder kosten) toegepast op diverse cases [1].

Tabel 6 Fragment uit Bijlage H Complete tabel mLCA vs beleidsmodel [1]

Cases en routes	mLCA model Single score	Beleids model (%) <sup>16</sup>	Beleids model input H= recycle%	Beleids model input Q cyclus 1 %	Beleids model input E= energie %
<b>PET</b>					
Best case	100%	100%			
Statiegeld naar PET	88%	95%	95%	100%	100%
Plastic heroes mixed – hout	59%	0%	55%	50%	0%
Plastic heroes mixed – beton	55%	14%	55%	50%	100%
Plastic heroes, weer in verpakking	12%	55%	55%	100%	100%
Plastic heroes, eenmalig product	4%	14%	55%	25%	100%
PET als brandstof	21%	nvt	0%	nvt	0%
<b>Beton/puin</b>					
Funderingsmateriaal	23%	25%	100%	25%	100%
Grindvervanger	-42%	0%	100%	50%	0%
Oorspronkelijke componenten	100%	100%	100%	100%	100%
<b>Autowrakken</b>					
Handmatige demontage, geen PST-fabriek	15%	8%	16%	100%	50%
Geen handmatige demontage, residu naar PST-fabriek	92%	19%	38%	50%	100%
Handmatige demontage glas + kunststof onderdelen, residu naar PST-fabriek	100%	32%	32%	100%	100%
handmatige demontage glas, residu naar PST-fabriek	100%	31%	31%	100%	100%
<b>A/B hout</b>					
Recycling, uitsparing houtchips	10%	0%	100%	50%	0%
Recyclen uitsparing volhout	100%	50%	100%	50%	100%
Verbranding in bioenergiecentrale	12%	nvt	100%	nvt	nvt
<b>Dakafval</b>					
Recyclen tot asfalt	100%	49%	98%	50%	100%
Recyclen tot dakbaan	82%	70 à 90%	vertrouwelijk	vertrouwelijk	vertrouwelijk
AVI verbranding	2%	nvt	0%	nvt	0%
Verbranding in TAG-reiniger	2%	8%	32%	25%	100%

In bovenstaande tabel zijn per case de laagste mLCA-resultaten op 100% gesteld en zijn de overige mLCA-scores daaraan gerelateerd.

<sup>16</sup> Dit is zonder markt- en rentabiliteitswaarde omdat dat in het parallelonderzoek werd onderzocht.

## 9.2. Economische hoogwaardigheid

Binnen het eerdere onderzoek naar economische hoogwaardigheid [2] zijn de volgende vijf cases onderzocht:

- kunststof
- bitumineus dakafval
- beton
- hout
- glas

Tabel 12 Score op waarderatio's [2]

Materiaal	Recyclingroute	Marktwaarderatio (A)	Rentabiliteitsratio (B)	Gecombineerd A*B
Kunststof	PET regranulaat 'bottle to bottle' via statiegeld	1,0 tot 1,2	0,6	0,7
	PET maalgoed via plastic hero-systeem	0,8	0,45	0,35
Beton	Recycling tot oorspronkelijke elementen	0,75	n.b.	n.b.
	Betongranulaat in nieuw beton	0,45	1	0,45
	Funderingsmateriaal	0,3	1	0,3
Bitumen	Bitumen asfalt	0,3 tot 1	1	0,3 tot 1
	Bitumen dakbedekking	n.b.	<1	n.b.
Hout	Spaanplaat	0,5	1	0,5
	Energie toepassing	0,4	0,3	0,12
Glas	Wit glas	1	0,6	0,6
	Gekleurd glas	<1	0,6	< 0,6

NB: De donkergekleurde cellen geven aan dat hier sprake is van overheidsingrijpen.

De eerste vier cases komen overeen met de cases die ook zijn geanalyseerd in het eerdere onderzoek naar het beleidsmodel en het ontwerp van het mLCA-model, maar niet alle recyclingroutes zijn onderzocht. De glas-case was toegevoegd ten opzichte van het eerdere onderzoek en is hierna niet verder beschouwd.

Op basis van dit onderzoek naar economische hoogwaardigheid vonden de onderzoekers het meeste te zeggen voor het hanteren van de rentabiliteitsratio om de wegingsfactor  $s$  te bepalen in combinatie met het hanteren van de  $q$  om stromen 'af te waarderen'. Daarbij werd opgemerkt dat dan eventueel de marktwaarderatio zelf gehanteerd kan worden om  $q$  te bepalen, in plaats van de graden zoals in Hoogwaardige recycling genoemd.

## 9.3. Hoogwaardige recycling & Economische hoogwaardigheid gecombineerd

Tabel 7 geeft het gecombineerde overzicht van de cases uit de twee eerdere studies.

Tabel 7 Gecombineerde tabel mLCA en beleidsmodel uit [1] en waarderatio's uit [2]

Cases en routes	mLCA model Single score standaard (H/A)	Beleids model zonder markt-/ rentab.- waarde (%)	Beleids model input H= recycle%	Beleids model input Q %	Beleids model input E %	Markt- waarde- ratio (A)	Renta- bilitateits- ratio (B)	Gecom- bineerd A*B
<b>PET</b>								
Best case	100%	100%				-	-	-
Statiegeld naar PET	88%	95%	95%	100%	100%	1,0 tot 1,2	0,6	0,7
Plastic heroes, naar verpakking	12%	55%	55%	100%	100%	- <sup>17</sup>	-	-
Plastic heroes, eenmalig product	4%	14%	55%	25%	100%	0,8	0,45	0,35
<b>Beton/puin</b>								
Oorspronkelijke componenten	100%	100%	100%	100%	100%	0,75	n.b.	n.b.
Grindvervanger	-42%	0%	100%	50%	0%	0,45	1	0,45
Funderingsmateriaal	23%	25%	100%	25%	100%	0,3	1	0,3
<b>A/B hout</b>								
Recycling, uitsparing houtchips	10%	0%	100%	50%	0%	0,5	1	0,5
Recyclen uitsparing volhout	100%	50%	100%	50%	100%	-	-	-
Verbranding in bioenergiecentrale	12%	nvt	100%	nvt	nvt	0,4	0,3	0,12
<b>Dakafval</b>								
Recyclen tot asfalt	100%	49%	98%	50%	100%	0,3 tot 1	1	0,3 tot 1
Recyclen tot dakbaan	82%	70 à 90%	vertrouwelijk	vertrouwelijk	vertrouwelijk	n.b.	<1	n.b.
AVI verbranding	2%	nvt	0%	nvt	0%	-	-	-
Verbranding in TAG-reiniger	2%	8%	32%	25%	100%	-	-	-

De volgende subparagrafen geven, per case uit de eerdere studies, de resultaten. Deze resultaten worden gepresenteerd in het format zoals dat ook per case in dit onderzoek is gepresenteerd. Zodoende kunnen ze worden meegenomen bij het trekken van conclusies in hoofdstuk 10.

### 9.3.1. PET

Tabel 8 resultaten toepassing mLCA en beleidsregelmodel op de verwerking van PET

Cases en routes	Best case	Statiegeld naar PET	Plastic heroes, naar verpakking	Plastic heroes, eenmalig product
<b>mLCA</b>	<b>100%</b>	<b>88%</b>	<b>12%</b>	<b>4%</b>
H		95%	55%	55%
Q		100%	100%	25%
E		100%	100%	100%
<b>Beleidsregelmodel (zonder s)</b>	<b>100%</b>	<b>95%</b>	<b>55%</b>	<b>14%</b>
Marktwaarderatio	-	100% tot 120%	-	80%
Rentabiliteitsratio	-	60%	-	45%
<b>Met rentabiliteitsratio als s</b>	<b>-</b>	<b>57%</b>	<b>-</b>	<b>6%</b>
<b>Met rentabiliteitsratio als s en marktwaarderatio als q</b>	<b>-</b>	<b>63%</b>	<b>-</b>	<b>5%</b>

<sup>17</sup> Volgens het rapport naar de economische hoogwaardigheid van recycling [2] is toepassing in 'food-approved-bottle-to-bottle' in strijd met EU-wetgeving, omdat minimaal 95% van het input-materiaal uit flessen bestemd voor dranken en voeding moet bestaan. Omdat deze zuiverheid niet wordt gehaald in het plastic-heroes systeem, wordt PET uit het plastic-heroes systeem gebruikt voor laagwaardiger toepassingen dan food-approved-bottle-to-bottle toepassingen.

Met gebruikmaking van rentabiliteitsratio (en ook gecombineerd met marktwaarderatio) lijkt de uitkomst van het beleidsmodel wat dichter bij die van de mLCA te liggen.

### 9.3.2. Beton/puin

Tabel 9 resultaten toepassing mLCA en beleidsregelmodel op de verwerking van beton/puin

Cases en routes	Oorspronkelijke componenten	Grindvervanger	Funderingsmateriaal
<b>mLCA</b>	<b>100%</b>	<b>-42%</b>	<b>23%</b>
H	100%	100%	100%
Q	100%	50%	25%
E	100%	0%	100%
<b>Beleidsregelmodel (zonder s)</b>	<b>100%</b>	<b>0%</b>	<b>25%</b>
Marktwaarderatio	75%	45%	30%
Rentabiliteitsratio	n.b.	100%	100%
<b>Met rentabiliteitsratio als s</b>	-	<b>0%</b>	<b>25%</b>
<b>Met rentabiliteitsratio als s en marktwaarderatio als q</b>	-	<b>0%</b>	<b>30%</b>

Op basis van de eerdere case beton/puin en toepassing als funderingsmateriaal is de uitkomst van het beleidsrekenmodel ongeveer gelijk indien gebaseerd op rentabiliteitsratio en gebaseerd op de combinatie met marktwaarderatio als q. Die uitkomst ligt in dit geval ook in de buurt van de mLCA uitkomst.

### 9.3.3. A/B-hout

Tabel 10 resultaten toepassing mLCA en beleidsregelmodel op de verwerking van A/B hout

Cases en routes	Recycling, uitsparing houtchips	Recyclen uitsparing volhout	Verbranding in bioenergiecentrale
<b>mLCA</b>	<b>10%</b>	<b>100%</b>	<b>12%</b>
H	100%	100%	100%
Q	50%	50%	nvt
E	0%	100%	nvt
<b>Beleidsregelmodel (zonder s)</b>	<b>0%</b>	<b>50%</b>	<b>nvt</b>
Marktwaarderatio	50%	-	40%
Rentabiliteitsratio	100%	-	30%
<b>Met rentabiliteitsratio als s</b>	<b>0%</b>	-	-
<b>Met rentabiliteitsratio als s en marktwaarderatio als q</b>	<b>0%</b>	-	-

Op basis van de eerdere case A/B-hout is geen conclusie te trekken over toepassing van rentabiliteits- of marktwaarderatio in het beleidsrekenmodel.

### 9.3.4. Dakafval

Tabel 11 resultaten toepassing mLCA en beleidsregelmodel op de verwerking van dakafval

Cases en routes	Recyclen tot asfalt	Recyclen tot dakbaan	AVI verbranding	Verbranding in TAG-reiniger
<b>mLCA</b>	<b>100%</b>	<b>82%</b>	<b>2%</b>	<b>2%</b>
H	98%	Vertrouwelijk	0%	32%
Q	50%	Vertrouwelijk	nvt	25%
E	100%	Vertrouwelijk	0%	100%
<b>Beleidsregelmodel (zonder s)</b>	<b>49%</b>	<b>70 à 90%</b>	<b>nvt</b>	<b>8%</b>
Marktwaaarderatio	0,3 tot 1	n.b.	-	-
Rentabiliteitsratio	1	<1	-	-
<b>Met rentabiliteitsratio als s</b>	<b>49%</b>	<b>&lt;70 à 90%</b>	-	-
<b>Met rentabiliteitsratio als s en marktwaaarderatio als q</b>	<b>29% tot 49%</b>	-	-	-

Ook op basis van de eerdere case dakafval is geen conclusie te trekken over toepassing van rentabiliteits- of marktwaaarderatio in het beleidsrekenmodel.

## 10. CONCLUSIES, DISCUSSIE EN AANBEVELINGEN

### 10.1. Conclusies

In de eerdere studie naar hoogwaardige recycling [1] werd de conclusie getrokken dat het beleidsmodel en de mLCA-methodiek beter aansluiten bij de principes van de circulaire economie en het gecascadeerd inzetten van biomassa dan een klassieke LCA, en dat het beleidsmodel en de mLCA beter geschikt zijn om de transitie naar een circulaire economie te sturen.

De conclusie met betrekking tot mLCA (zoals in LAP3) in relatie tot LCA (zoals geïntroduceerd in LAP1) kan op basis van deze vervolgstudie worden onderschreven: er kan goed onderscheid worden gemaakt tussen verschillende vormen van recycling. Voor het beleidsregelmodel geldt dat in duidelijk mindere mate.

Het doel van deze vervolgstudie is de toepasbaarheid van de mLCA en het beleidsregelmodel te bepalen en na te gaan in welke mate het beleidsregelmodel en de mLCA tot vergelijkbare uitkomsten leiden.

De onderzoekers konden zowel de mLCA-methodiek als het beleidsregelmodel toepassen waarbij er bij beide methoden wel enkele terugkerende discussiepunten waren. Deze zijn beschreven onder de volgende paragrafen: discussie en aanbevelingen. Het doorvoeren van de aanbevelingen maakt beide methoden beter uitvoerbaar.

Het beleidsregelmodel kent vanuit de eerdere studie nog opties voor de invulling van schaarste (s) en kwaliteit (q), op basis van rentabiliteitsratio en marktwaarderatio. Op basis van de in totaal tien onderzochte cases, vijf uit de eerdere studie en de vijf uit deze vervolgstudie, kunnen over de voorkeursvolgorde van verwerkingsalternatieven bij toepassing van het beleidsregelmodel met de diverse opties in relatie tot mLCA de volgende conclusies worden getrokken:

- Wanneer de mLCA en het beleidsregelmodel zonder schaarstefactor (s) worden vergeleken dan komt daar in 7 van de 10 cases dezelfde voorkeursvolgorde uit.
  - Bij case 8 kunststof/DKR350 ook, zij het nipt want ze eindigen in het beleidsregelmodel nagenoeg gelijk terwijl de mLCA een duidelijk verschil laat zien.
  - Bij 2 cases, textiel en dakafval, draait de voorkeursvolgorde om ten opzichte van de mLCA.
- Wanneer de mLCA en het beleidsregelmodel met rentabiliteitsratio als schaarstefactor (s) worden vergeleken dan komt de voorkeursvolgorde in 4 cases overeen. In 2 cases niet (kunststof/DKR350 en dakafval) en in 4 cases kon de rentabiliteitsratio niet worden bepaald.
- Wanneer de mLCA en het beleidsregelmodel met rentabiliteitsratio als schaarstefactor (s) en marktwaarderatio in plaats van kwaliteitsfactor (q) worden vergeleken dan komt de voorkeursvolgorde voor verwerking in 5 cases overeen. In 1 case, dakafval, niet en in de overige 4 cases kon de rentabiliteitsratio niet worden bepaald.
- Een vierde variant, marktwaarderatio als q (zonder rentabiliteitsratio voor s), is additioneel bepaald op basis van ervaringen lopende deze studie mede omdat de eerdere studie een relatie tussen marktwaarde en q suggereerde. Wanneer de uitkomst hiervan wordt vergeleken met de mLCA dan blijkt dat dat de voorkeursvolgorde in 3 cases overeenkomt, in 3 cases niet en bij de overige 4 kon het niet worden bepaald.

Op basis van de 10 cases is de conclusie dat het beleidsregelmodel zonder schaarstefactor (s) in 60 à 80% dezelfde voorkeursvolgorde geeft vergeleken met de mLCA-methodiek. Toepassing van rentabiliteitsratio en/of marktwaarderatio brengt de uitkomsten van het beleidsregelmodel niet beter in lijn met die van de mLCA, terwijl het aantal varianten waarvoor geen uitkomst kan worden bepaald toeneemt.

## 10.2. Discussie

Zowel bij het toepassen van de mLCA als bij het beleidsregelmodel had SGS op sommige punten behoefte aan nadere instructie om tot een eenduidige interpretatie van de regels te komen.

### 10.2.1. Over de bruikbaarheid van de mLCA

De mLCA kon in de behandelde cases goed worden opgesteld.

Wel zijn er enkele terugkerende discussiepunten bij de mLCA methode:

- **Vermeden productie**  
 Bijlage F.9.3.1 bij het LAP schrijft voor dat bij recycling de winning en productie van virgin-materiaal moet worden vermeden. Dat is niet altijd mogelijk of logisch. Wat te doen als het uitgespaarde materiaal een secundair materiaal is? Is het reëel dat een vermeden product meer milieu-impact vermijdt dan ooit met de materiaalproductie van het huidige afval gemoeid was, zoals wanneer inzet van DKR350 materiaal hout of staal vermijdt of afgedankt spoorballast zandcement? Bij vermeden productie in een andere materiaalketen is ook het hanteren van een functionele eenheid van belang. Dus niet het op massabasis vermijden van ¼ virgin kunststof, ¼ hardhout, ¼ staal, ¼ beton door inzet van recyclelaat (DKR350 case). De spreiding in de resultaten neemt bij toepassingen in ander materiaalketens bovendien sterk toe.  
 En hoe om te gaan met als er secundair materiaal wordt gebruikt, en er door verschuiving tussen secundaire materialen elders in de economie toch sprake is van uitsparing van primair materiaal?  
 Bij de spoorballast case is de productie van puingranulaat daarnaast aanbod-gestuurd: hoe dat in de mLCA op te nemen?
- **Systeemgrens**  
 De mLCA-methode kan niet hard voorschrijven welke systeemgrens moet worden gehanteerd: bij de mLCA is bepalend om de recycling door te modelleren totdat er geen verschillen meer zijn met het materiaal of product dat wordt vermeden. Dat kan per verwerkingsroute sterk verschillen, zoals bij DKR350 mechanisch recyclen of opwerken tot nafta. LCA-uitvoerders, die veelal gewend zijn te denken in product-cycli, moeten anders modelleren dan zij gewend zijn.

### 10.2.2. Over de bruikbaarheid van het beleidsregelmodel

De hoogwaardigheidsscore volgens het basisbeleidsregelmodel ( $\text{Hoogwaardigheidsscore} = H * q * e$ ), dus zonder invulling van de schaarstefactor  $s$  of vervanging van factor  $q$  door de marktwaarderatio, kan voor alle afvaltypen redelijk worden bepaald.

Het grootste discussiepunt is de factor  $q$ , omdat die factor op verschillende wijzen geïnterpreteerd kan worden, hetgeen bepalend is voor het resultaat. De andere factoren  $H$  en  $e$  kunnen goed bepaald worden.

#### Opmerkingen bij het toepassen van basisbeleidsregelmodel:

- De term recyclelaat, zoals gebruikt in de beleidsregel formule, is voor biotische afvalstromen zoals bermgras niet goed toepasbaar.
- De waardering voor de kwaliteitsfactor  $q$  voor de metalen in de bureaustoel is voor productonderdeelhergebruik en materiaalrecycling gelijk, de score is conform de definitie 1. Dat er geen onderscheid mogelijk is voor deze factor voor productonderdeelhergebruik en recycling is contra-intuïtief. Er is wel verschil zichtbaar in de hoeveelheid  $H$ , door verliezen in het recycleproces, dat tot uitdrukking komt in de hoogwaardigheidsscore.

- Bij de bureaustoel case kan voor het recyclen van glasvezelversterkt nylon worden gediscussieerd of dit 'eerste graad' betreft of de 'tweede graad'. De definitie van graden geeft hier onvoldoende houvast want recyclaatinzet op "hetzelfde of een vergelijkbaar niveau" (eerste graad  $\rightarrow q = 1$ ) is net zo goed te verdedigen als "kwaliteit niet meer op zelfde niveau" (tweede graad  $\rightarrow q = 0,5$ ) omdat producenten niet meer dan 20% recycleert willen inzetten en dus 80% primair. Voor een goede toepassing van de beleidsregel is meer duidelijkheid gewenst.
- Voorwaarde voor het eenvoudig bepalen van  $e$  is dat het in de GER-waarden lijst [6] is opgenomen. Volgens het rapport Hoogwaardige recycling [1] moet worden gekeken naar niet-hernieuwbaar primair energieverbruik. In de praktijk is het onderscheid slecht te maken en niet zinvol omdat afhankelijk van welk materiaal het betreft zowel de primaire als de secundaire keten (deels) gebruik zouden kunnen maken van energie uit niet-fossiele bronnen.

### **Opmerkingen bij de toepassing van rentabiliteitsratio**

De wijze waarop de rentabiliteitsratio moet worden berekend is niet eenduidig gedefinieerd. Er worden termen toegepast die bedrijfseconomisch gezien een andere berekening inhouden. Dit kan leiden tot verschillende interpretaties bij de gebruikers van het model. Het betreft de volgende punten:

- De term 'rentabiliteit' staat binnen de bedrijfseconomie voor winst per geïnvesteerd vermogen. In de beleidsregel formule betreft rentabiliteitsratio de verhouding tussen kostprijs en marktprijs;
- Het is niet duidelijk welke kosten wel en niet meegenomen moeten worden. Dat betreft bijvoorbeeld indirecte kosten, kapitaallasten (rente), afschrijving en belasting.
- De term 'factorkosten' staat normaal voor alle kosten plus winst, terwijl kostprijs wordt bedoeld.
- Het is onduidelijk waarom handelsmarge in de tabel is opgenomen. Dat suggereert dat winst (=handelsmarge) moet worden meegenomen, terwijl kostprijs wordt bedoeld.
- Bij innovatieve systemen zijn de kostprijzen niet bekend of worden nog niet bekend gemaakt. Het is mogelijk dat bij een aanvraag de aanvragende partij wel weet wat de kostprijzen zijn. De aanvragende partij heeft immers een belang en waarschijnlijk een business case. Dit kan echter door een derde partij moeilijk geverifieerd worden.

Vanuit de verkoopprijs kan de kostprijs worden berekend, wanneer de winst bekend is. Winstcijfers zullen niet snel gedeeld worden. Andersom geldt ook: wanneer je verkoopprijs en kostprijs kent is daaruit de winst af te leiden. Daarom is ook de kostprijs gevoelige, vaak niet eenvoudig verkrijgbare informatie.

Overige bevindingen uit de cases:

- Doordat de rentabiliteitsratio en de marktwaarderatio voor staal niet kunnen worden bepaald, kunnen de rentabiliteitsratio en de marktwaarderatio niet worden gebruikt voor de bepaling van de hoogwaardigheidsscore van de bureaustoelverwerking als geheel.
- Voor nieuwe technologie zoals raffinage van bermgras kunnen rentabiliteits- en marktwaarderatio nog niet worden bepaald. Het feit dat commerciële partijen momenteel de pilot opschalen naar proven technologie, doet vermoeden dat de rentabiliteit beter is dan vergisting. Het verschil in score zal daarmee voor raffinage nog beter uitkomen.



### **Opmerkingen bij de toepassing van marktwaarderatio als q**

- De factor q is goed te bepalen, marktprijzen voor recyclede en virgin materialen zijn relatief eenvoudig vindbaar. Voor sommige materialen geldt dat niet. Bij bijvoorbeeld staal is geen sprake van 100% virgin (Hoogovens met schrootinzet).
- De beleidsformule met toepassing van de marktwaarde geeft een positieve waarde voor de route voor spoorballast als toeslagmateriaal in beton die voornamelijk bepaald wordt door de bijdrage van het zand uit de fijne fractie van de spoorballast. De incentive voor deze route is echter de toepassing als grindvervanger in beton, niet de toepassing van de fijne fractie als ophoogzand. Maar omdat bij de berekening van de marktwaarde per grondstofstroom (zandfractie) gekeken wordt naar de relatieve waarde ten opzichte van het alternatieve materiaal (ophoogzand) geeft dit een hoge bijdrage in de factor q in de berekening.
- De waarde q, gebaseerd op marktwaarderatio, geeft vaak een afwijkend resultaat van de basismethode die werkt met drie graden (1, 0,5 of 0,25). Wanneer verwerkingsvarianten worden vergeleken dan leiden marktwaarderatio en graad vaak wel tot dezelfde volgorde, maar niet altijd. Voor de cases waarbij de marktwaarderatio en q werden bepaald zijn er grote (>0,5) afwijkingen genoteerd bij spinnen van garen (marktwaarderatio 0,28; q=1), bij mechanisch recyclen van DKR 350 (mwr 1,15; q=0,5), spoorballast als funderingsmateriaal (mwr 1; q=0,25) en als toeslagmateriaal in beton (mwr 0,79; q=1/q=0,25) en PET via plastic Heroes naar eenmalig product (mwr 0,8; q=0,25).
- Het resultaat van de hoogwaardigheidsberekening wordt sterk beïnvloed door de factor q, ongeacht de methode.
- Op dit moment is de beleidsregel vanwege q nog niet robuust. Mogelijk kan de marktwaarderatio wel worden ingezet wanneer de keuze voor een graad niet eenduidig kan worden gemaakt.

### **10.2.3. Over de vergelijking van mLCA en beleidsregelmodel**

In drie van de vijf in deze studie onderzochte cases, te weten bureaustoelen, spoorballast en bermgras, geeft het basisbeleidsregelmodel dezelfde voorkeur voor verwerking als de mLCA.

- Ook bij kunststof DKR350-factie is de voorkeur hetzelfde, zij het nipt. Redenen hiervoor zijn:
  - In het mechanische recyclingsscenario zijn er grote verschillen tussen de primaire materialen die als gevolg van de kunststofrecycling worden vermeden en de kunststofproducten die in het proces worden gevormd. Het resultaat van de mLCA is erg afhankelijk van de keuzes die hierin worden gemaakt. Dit zou eigenlijk per product en wellicht zelfs per toepassing berekend moeten worden. Het is aannemelijk dat dit ook geldt voor het invullen van de beleidsregel formule. Ook hierin worden keuzes gemaakt voor de primaire materialen die worden uitgespaard, elk met eigen kostenaspecten.
  - In de beleidsformule is het verschil tussen scores van de verwerkingswijze klein vergeleken met het verschil in scores in de mLCA.
- Bij Textiel geeft het beleidsregelmodel voor de vergelijking tussen het spinnen van garen en isolatieplaten een overeenkomstige uitkomst met de mLCA. Voor de vergelijking met poetsdoeken scoort het beleidsregelmodel lager dan de mLCA. Dat komt door de lage waardering van de factor q, die is 0,25 in het geval van poetsdoeken. Bij de mLCA van textiel scoort de verwerking in poetsdoeken goed vanwege de vermeden productie van katoen.

## 10.3. Aanbevelingen

### 10.3.1. mLCA (aanbevelingen voor de LCA-bijlage bij LAP3)

- Het verdient aanbeveling om ook secundair materiaal (in plaats van virgin) te kunnen vermijden als dat de praktijk is. Door de toename van secundaire materialen in de circulaire economie zal dit zich vaker voor gaan doen.
- Tevens verdient het de aanbeveling om een vermeden virgin materiaal toe te passen dat zo veel mogelijk lijkt op het oorspronkelijke materiaal. Bijvoorbeeld DKR 350-fractietoegepast in planken vervangt dan primair kunststof in plaats van hardhout. Een voorwaarde is wel dat het daadwerkelijk in de praktijk gebeurt.
- Het begrenzen van de vermeden milieu-impact op de oorspronkelijke cradle-to-gate impact van het afgedankte materiaal is gewenst en sluit beter aan bij de circulaire economie gedachte. In sommige gevallen zal de oorspronkelijke impact lastig vast te stellen zijn.
- De mLCA behandelt kortcyclische producten, zoals verpakkingen, op eenzelfde manier als langcyclische, zoals bouwproducten terwijl de tijdshorizon kan variëren van minder dan één tot meer dan honderd jaar. Aan de ermee samenhangende onzekerheid zou bij langcyclische producten aandacht moeten worden gegeven.

### 10.3.2. Beleidsregelmodel

- De term recycleert in de beleidsregel is niet altijd logisch. Voor biotische producten is de term “massa vaste (grond)stof” mogelijk een betere.
- Voor een goede toepassing van de beleidsregel is meer duidelijkheid gewenst over de te hanteren graad bij de bepaling van rekenfactor  $q$ : eerste, tweede of derde. In het geval van recycling van bijvoorbeeld glasvezelversterkt nylon is kijkend naar de instructies [1] zowel de eerste als de tweede graad te verdedigen.
- Het rapport over economische hoogwaardigheid noemt dat de marktwaarderatio parallelen vertoont met de rekenfactor  $q$ . Op basis hiervan zou een extra optie onderzocht kunnen worden, namelijk het vervangen van de rekenfactor  $q$  door de marktwaarderatio in de basisformule (zonder dat gebruik wordt gemaakt van rentabiliteitsratio). Deze optie, marktwaarderatio als  $q$ , is door SGS verkend (zie bijlage 4). Zoals eerder in dit hoofdstuk verwoord kan volgens SGS de marktwaarderatio beter dienen als tweede mogelijkheid wanneer de graadbepaling niet eenduidig is (zie vorige punt).
- Bij de factor  $q$  is de indeling voor de onderzochte opties (bij spoorballast) niet duidelijk, maar wel zeer bepalend voor het eindresultaat van de beleidsformule. De factor  $q$  is moeilijk te hanteren bij een verwerkingsroute, waarbij het afvalproduct in een nieuwe cyclus terecht komt. De factor  $q$  wordt kan zowel bepaald door de waarde van het product in de nieuwe cyclus ten opzichte van het oorspronkelijk product, als door de waarde van het product in de nieuwe cyclus ten opzichte van het alternatieve product in deze nieuwe cyclus. Het verdient aanbeveling hier onderscheid tussen te maken.
- Tijdens de analyses blijkt dat de definitie voor de rentabiliteitsratio niet eenduidig is gedefinieerd. SGS stelt de volgende verbeteringen voor:
  - Maak gebruik van de juiste bedrijfskundige termen. Dit is van belang omdat in de toekomst vergelijkbare analyses te krijgen. Nu is er te veel ruimte voor verschillende interpretaties en worden gebruikers door onjuiste termen op het verkeerde been gezet.
  - SGS adviseert om in plaats van rentabiliteitscore de term “netto winstmarge” te gebruiken. Het is een gangbare berekening, waarbij het duidelijk is welke kosten wel en niet meegenomen moeten worden. Uiteraard vraagt dit om verdere uitwerking om het in te passen in de beleidsregelformule.
  - SGS adviseert aansluitend daarop de post “handelsmarge” uit tabel 1 te verwijderen en een andere definitie dan “factorkosten” te gaan gebruiken.

## BRONNEN

- [1] Hoogwaardige recycling - Gevat in een beleidsformule en een multicyclus-LCA-methodiek", CE Delft, IVAM, Rebel, juli 2016.
- [2] Economische hoogwaardigheid recycling, CE Delft, Rebel, juli 2016.
- [3] SimaPro 8.4 met als inventarisatiedata Ecoinvent 3.3 database en als karakterisatie-/weegmethode ReCiPe 2008 (versie 1.13, November 2016).
- [4] Bepalingsmethode Milieuprestatie Gebouwen en GWW-werken, versie 2.0 met wijzigingsbladen juni en augustus 2017, Stichting Bouwkwiteit, Rijswijk, 1 augustus 2017.
- [5] Bijlage F.9 LAP3: Uitvoeren van LCA's i.r.t. het LAP, december 2017.
- [6] GER-waarden en CO2-lijst - januari 2017.xlsx uit MeerJarenAfspraak Energiebesparing, RVO, januari 2017.
- [7] Handbook of recycling techniques, A.A. Nijkerk en W.L. Dalmijn, Nijkerk Consultancy, Den Haag, 2001.
- [8] <https://schonekieren.nl/informatie/fag/vervuiling>
- [9] LCI/LCA Cotton Incorporated (2012) Life Cycle Assessment of Cotton Fiber & Fabric.
- [10] Textiel recycling, een overzicht, Click.nl, 2015.
- [11] <https://www.finanzen.nl/grondstoffen/aluminum-price>
- [12] Grip op ijzer en staal scrap, Casteller in opdracht van Agentschap NL, Den Haag, mei 2011. (Er is ook een aluminiumrapport uit 2010; dat is hier niet gebruikt.)
- [13] <http://www.kh-metals.nl/nl/schrootprijzen/schrootprijzen-historie>
- [14] Plastics to oil products, Sam Haig, Liz Morrish, Roger Morton, Uchenna Onwuamaegbu, Peter Speller and Simon Wilkinson, IFM002 final report.
- [15] Ecocycle certificaat: EC-2017-AZ-004 betreffende recyclepercentage DKR 350-fractie bij Relux Kunststofftechnik GmbH & Co.
- [16] LCA: recycling van kunststof verpakkingafval uit huishoudens, CE Delft, november 2011
- [17] Marktverkenning mix kunststoffen en folies, TNO rapport R10139, 28 maart 2017
- [18] Verwijdering van zand uit bermmaaisel door middel van wassen, Pro Natura Oost-Vlaanderen, 2012
- [19] Biogas uit bermmaaisel, duurzaam en haalbaar? Alterra, 2010.
- [20] Evaluatie van vergisters in Nederland, Organic Waste Systems voor Agentschap NL, 2011)
- [21] Bermgras Droge anaerobe vergisting van bermgras, Organic Waste Systems. 2013
- [22] [www.tractorfan.nl/topic/46036](http://www.tractorfan.nl/topic/46036)
- [23] Kamerstukken II 2011/12, 30872, 116.
- [24] [http://plasticker.de/preise/pms\\_en.php?show=ok&make=ok&aog=A&kat=Mahlgut](http://plasticker.de/preise/pms_en.php?show=ok&make=ok&aog=A&kat=Mahlgut)

# BIJLAGE 1 CONCLUSIES, KANTTEKENINGEN EN AANBEVELINGEN UIT DE EERDERE STUDIES NAAR HOOGWAARDIGE RECYCLING

## De studie naar de mLCA en het beleidsregelmodel

### Hoofdconclusies

- Het beleidsregelmodel en de mLCA-methodiek zijn interessante toevoegingen aan de bestaande afvalhiërarchie en aan bestaande LCA's over afval.
- het beleidsregelmodel en de mLCA-methodiek sluiten beter aan bij de principes van de circulaire economie en het gecascadeerd inzetten van biomassa dan een klassieke LCA.
- Het beleidsregelmodel biedt een eerste handzame stap om hoogwaardigheid te duiden, de mLCA is beschikbaar voor complexere cases en in geval van discussie over de resultaten van het beleidsregelmodel.
- Beide modellen wijzen over het algemeen dezelfde recyclingopties aan als meest hoogwaardige optie. Ook over de minst hoogwaardige optie zijn de modellen het meestal eens. Voor complexe cases waarbij recycelaat ingezet wordt in een andere sector lopen de oordelen van de methodieken echter vaak uiteen.
- Beide modellen geven aan dat ketens met hoge inzamelingspercentages, beperkte energiebehoefte in het recyclingproces en de mogelijkheid om meer malen te recyclen het beste scoren.
- Het beleidsregelmodel deelt in drie grove stappen, de mLCA-methodiek geeft kleine verschillen preciezer weer.
- De mLCA-berekening kijkt naar alle milieuaspecten. Het beleidsregelmodel neemt besparing op grondstoffen en energiegebruik als grove maat voor deze aspecten.

### Kanttekeningen

- Veel recyclingopties zijn nog in ontwikkeling. In dit geval is het belangrijk om niet alleen de huidige situatie te beoordelen met de methodieken maar ook een inschatting te maken van de uitontwikkelde techniek en deze te beoordelen.
- Hoogwaardige recycling is een deelaspect van de circulaire en duurzame economie. De twee methodieken zijn ontworpen als beoordeling van verschillende manieren van omgaan met afval. Het is goed om te benadrukken dat dit slechts één van de aspecten van de circulaire duurzame economie is en dat aspecten als preventie van materiaalgebruik, levensduurverlenging, productthergebruik, etc. hierin niet meegenomen zijn. Daardoor zijn de hier gepresenteerde indicatoren alleen geschikt voor het beoordelen van verschillende recyclingopties en niet geschikt voor het geven van een totaal duurzaamheidsoordeel over materialen en of producten.

### Aanbevelingen voor vervolg (allen ontleend aan het rapport)

- I. de mLCA-methodiek voorleggen aan andere LCA-onderzoekers met de vraag: Is de mLCA beter geschikt om richting de circulaire economie te sturen dan standaard LCA-studies?;
- II. de methodieken verder bediscussiëren met stakeholders in het afval- en recyclingveld;
- III. de methodieken testen met meer afvalstromen om tot een meer definitief oordeel te komen over de bruikbaarheid;
- IV. het economische aspect van recycling ook meenemen in het beleidsregelmodel en naast de mLCA-resultaten;  
*Bij de ontwikkeling van het beleidsregelmodel deed zich de vraag voor of de aard/schaarste van het teruggewonnen materiaal wel voldoende tot uiting komt. Het basismodel gaat immers primair uit van een massabepaling waarbij het terugwinnen van een kilo zand even zwaar lijkt te tellen als terugwinnen een kilo kunststof of een kilo aardmetaal. Idee was om na te gaan of het resultaat van de studie naar economische hoogwaardigheid – die aanvankelijk als aparte studie*

*werd opgezet - een bruikbaar aanknopingspunt is om het beleidsregelmodel op dit punt te verfijnen.*

- V. in beleidstukken over recycling het beleidsregelmodel als belangrijkste indicator voor beleid meenemen die in complexe gevallen aangevuld moet worden met een mLCA-berekening;
- VI. bij recyclingkeuzes de mLCA-benadering als circulair check te laten berekenen;
- VII. het gedachtegoed van het mLCA-model en het beleidsregelmodel ook loslaten op een roadmap circulaire economie richting 2030/2040 waarbij grote afval en materiaalstromen in de economie worden beoordeeld en geoptimaliseerd.
- VIII. voor de mLCA-benadering een standaard 100%-ideaalscore definiëren om de afstand tot het uiteindelijke doel beter weer te geven;
- IX. in het beleidsregelmodel kijken naar een betere energie/planetfactor voor hout/biomateriaalvervanging;
- X. voor beide methodieken een handleiding laten maken waarmee uitvoerders stap voor stap aan de hand worden genomen;
- XI. onderzoeken of de mLCA-methodiek ook te vertalen is naar product LCA's die gebruikt worden om producten te vergelijken.

### **De studie naar de economische hoogwaardigheid**

#### **Marktwaarderatio**

Voor de meeste materialen komt de hoogte van de marktwaarderatio overeen met de intuïtie; is een materiaal zuiverder of kent het een hoogwaardigere toepassing, dan komt dit tot uiting in de marktprijs van het recyclaat. Hierbij zijn in ieder geval de volgende kanttekeningen relevant:

- Interessant is dat wit glas bij deze ratio beter scoort dan gekleurd glas, ondanks dat met gekleurd glas meer grondstoffen worden uitgespaard (kleurstoffen). Dit voorbeeld geeft aan dat de ratio niet altijd een goede maat is voor de hoeveelheid en aard van de uitgespaarde materialen.
- De marktwaarderatio wordt beïnvloed door overheidsingrijpen. Een voorbeeld is de verplichting om recyclaat te gebruiken in nieuwe flessen; hierdoor wordt de prijs kunstmatig opgedreven, waardoor de waarde van het recyclaat zelfs hoger ligt dan de virgin-prijs. Dit toont aan dat de marktwaarderatio niet zondermeer als maat voor de 'schaarste' van materialen kan worden gebruikt.
- Van belang is dat prijzen volatiel zijn en de marktwaarderatio slechts een momentopname weergeeft. De marktwaarderatio is bijvoorbeeld sterk afhankelijk van ontwikkelingen op de internationale (virgin) grondstoffenmarkt. Ofwel, terwijl de schaarste en milieueffecten van een materiaal niet veranderen, wijzigt de ratio wel wanneer de OPEC de olieproducten beperkt of wanneer China vanuit strategisch oogpunt minder aardmetalen op de markt brengt. Ook dit leidt tot de vraag hoe goed deze ratio als maat voor schaarste kan worden gebruikt.

### **Rentabiliteitsratio**

Als de kosten van alle ingezette productiefactoren samen hoger zijn dan de marktprijs, daalt de ratio onder de 1 en is het proces op zichzelf niet rendabel. Immers, in een markt zonder subsidies of verplichtingen, moet de rentabiliteitsratio op de langere termijn 1 of groter zijn, anders zouden marktpartijen verlies maken.

De studie maakte duidelijk dat voor een aantal van de onderzochte materiaalstromen de ratio één bedraagt. Echter, voor kunststoffen, B-hout voor energietoepassing, bitumen voor nieuwe dakbanen en glasrecycling is de ratio kleiner dan één en is het proces niet rendabel zonder overheidsingrijpen<sup>18</sup>.

Als kanttekeningen hierbij

- wordt ook deze ratio sterk beïnvloed door overheidsingrijpen (zie hiertoe de voorbeelden in voetnoot 5) en
- ook deze ratio is afhankelijk van ontwikkelingen op de internationale (virgin) grondstoffenmarkt. Ook hier blijft het dus de vraag hoe goed deze ratio als maat voor schaarste kan worden gebruikt.

### **Implicaties voor beleid**

De onderzoekers concluderen dat aan de hand van beide waardeverhoudingen een snelle indicatie kan worden verkregen van de economische hoogwaardigheid van een recyclingroute ten opzichte van een andere recyclingroute. De verhoudingen zelf vereisen echter een zorgvuldige interpretatie.

De marktwaardeverhouding geeft een indicatie van de kwaliteit recyclebaar en de inzetbaarheid van recyclebaar als vervanger voor een primaire grondstof. Een waarde in de buurt van 1 geeft aan dat recyclebaar en virgin onderling uitwisselbaar zijn. Een score in de buurt van 1 betekent echter nog niet aan dat marktpartijen recyclebaar ook daadwerkelijk gaan gebruiken om primaire grondstoffen mee te vervangen. Als de primaire grondstof toch nog steeds een hogere perceptie van kwaliteit heeft in relatie tot de kosten of als er mogelijk issues zijn rondom beschikbaarheid of de stabiliteit van de aanvoer, kunnen marktpartijen nog steeds de voorkeur voor primair of virgin-materiaal hebben. In dit soort gevallen doet zich de vraag voor of de overheid hier actief in wil interveniëren.

De rentabiliteitsratio geeft aan of recycling van een materiaalstroom zelf uit kan en een positieve businesscase heeft. Bij een waarde hoger dan 1 is geen overheidsinterventie nodig. Bij een waarde lager dan 1 kan de overheid zich afvragen of ze wil interveniëren en zo ja, hoe dan.

---

<sup>18</sup> Tertoelichting:

- recycling van kunststof is levensvatbaar door verplichtingen (statiegeld) en vergoedingen (plastic heroes);
- verbranding van B-hout vóór energietoepassing wordt mogelijk gemaakt door MEP/SDE+;
- recycling van verpakkingsglas is mogelijk door vergoedingen die gemeenten ontvangen voor de inzameling van glasverpakkingen;
- recycling tot nieuwe dakbanen wordt niet gestimuleerd door de overheid en is daarom niet levensvatbaar op de langere termijn.

### Naar een integratie met de beleidsformule

Het rapport onderscheidt een viertal opties<sup>19</sup> voor de integratie van economische hoogwaardigheid in de formule van het beleidsregelmodel. Het gaat dan met name om het bepalen van de  $s_i$  in:

$$\text{Hoogwaardigheidsscore} = \sum (H * G_i * q_i * e_i * s_i) i$$

Mede omdat er overlap is tussen wegingsfactor  $q$  en de marktwaarderatio valt het gebruik van zowel  $q$  als de marktwaarderatio in de beleidsformule af. In het verlengde hiervan valt ook het gebruik van een gecombineerde waarderatio (marktwaarderatio \* rentabiliteitsratio) af. De onderzoekers concluderen op basis van het onderzoek dat het meest is te zeggen voor het hanteren van de rentabiliteitsratio om de wegingsfactor  $s$  te bepalen in combinatie met het hanteren van de  $q$  om stromen 'af te waarderen' (waarbij dan eventueel de marktwaarderatio zelf gehanteerd kan worden om  $q$  te bepalen).

### Aanbevelingen voor vervolg (ontleend aan het rapport, maar wel aangevuld)

De methodiek moet verder worden getoetst, met daarbij de volgende aandachtspunten:

- XII. Delen en bespreken methodiek met stakeholders.
- XIII. Gedetailleerd doorlopen van de methodiek in een aantal cases samen met partijen die betrokken zijn bij verschillende ketens, mede in relatie tot de ontwikkelde mLCA-methodiek.  
Hierbij lijkt het wenselijk om de beleidsregel formule op meerdere wijzen toe te passen op casussen waarvoor ook de mLCA is gebruikt en deze methoden met elkaar en met de uitkomst van de mLCA te vergelijken
  - Zonder gebruik van de schaarstefactor  $s_i$
  - Met gebruik van de rentabiliteitsratio als  $s_i$
  - Met het gebruik van de rentabiliteitsratio als  $s_i$  en de marktwaarderatio om  $q$  te bepalen
- XIV. Praktisch toepasbaar maken van de methodiek voor beleidsmakers, maar ook voor stakeholders door een gebruikershandleiding op te stellen. Hierin kan dan
  - (1) bijvoorbeeld aandacht besteed worden aan de omgang met de volatiliteit van marktprijzen
  - (2) de vraag of er een nauwkeuriger inschatting van de factorkosten benodigd is en hoe daar dan toe gekomen kan worden, en
  - (3) de vraag welke marktwaarde voor virgin van toepassing is in de vergelijking.

<sup>19</sup> Deze vier opties zijn kort gezegd:

- a. de wegingsfactor  $q$  wordt op de eerder voorgestelde manier bepaald (afwaardering voor tweede en derde graad) en de marktwaarderatio wordt gebruikt als een soort ijking of check, maar wordt niet ook gebruikt in de beleidsformule;
- b. de marktwaarderatio wordt gehanteerd om de wegingsfactor  $q$  te bepalen. Dit betekent dat de meer kwalitatieve wijze om  $q$  te bepalen wordt vervangen door een meer kwantitatieve wijze (marktwaarde recycelaat/ marktwaarde virgin).
- c. Om de wegingsfactor  $s$  te bepalen, wordt de rentabiliteitsratio gehanteerd. De uitkomst van de rentabiliteitsratio kan rechtstreeks als  $s$  worden gehanteerd. Er zouden ook waardes voor  $s$  (tussen 0 en 1) aan bepaalde intervallen van de rentabiliteitsratio kunnen worden toegekend.
- d. De wegingsfactor  $s$  wordt bepaald door een alternatieve gecombineerde waarderatio, namelijk de rentabiliteitsratio ( $x$ ) de marktwaarderatio.

## BIJLAGE 2 GERAADPLEEGDE BEDRIJVEN / CONTACTPERSONEN PER CASUS

### Textiel

- Wieland Textiles (sorteerbedrijf), de heer Bon
- Frankenhuis (vervezelaar) , mevrouw De Vries
- Branchevereniging VHT, de heer Ferrari
- Texperium (onderzoek recycling), de heer Bos
- Sympany (inzamelaar), de heer Smedinga
- ARN (autorecycling), de heer Ubbink
- Klievering (machinebouw), de heer d'Hondt
- RWS, mevrouw Op den Brouw
- Wolkat (sorteerder, vervezelaar, spinnerij), mevrouw Boumans

### Bureaustoelen

- Interstuhl, Joost Thijssen
- Desko, Michael Kuiper
- Ahrend, Diana Zeijs
- RWS, Joan Prummel
- Van Gansewinkel/Renewi, Bernd Geerkens
- BMA-Ergonomics / Flokk (Axia), Eelco Mensinga
- Timmerije BV (kunststof spuitgieten), Rogier van de Meerendonk

### DKR 350

- Lankhorst Engineered Products, A. van Belkom
- Van Scherpenzeel, R. Marsman
- Voor informatie over chemische recycling is contact geweest met een Nederlandse marktpartij. Deze heeft ervoor gekozen om geen gegevens beschikbaar te stellen.

### Spoorballast

- Marktconsultatie
- BRBS, Max de Vries

### Bermgras

- Recycling papier en karton Hielke van de Brink PRN
- Producenten papier en karton Corneel Lambregts VPN
- Raffinage techniek Rob Kwinten Newfoss
- Kenniscentrum Papier en Karton Michiel Adriaanse Bumaga



## BIJLAGE 3 GEBRUIKTE LIFE CYCLE INVENTORY DATA

### Textiel, katoen

#### Referentieprocessen voor katoen, spinnen van garen

Proces	Hoeveelheid	Eenheid	Referentieproces
Vervezelen	7	kWh	Electricity, low voltage {NL}  market for   Alloc Rec, U
Openen	300	MJ	Electricity, low voltage {BE}  market for   Alloc Rec, U
Kaarden	384	MJ	Electricity, low voltage {BE}  market for   Alloc Rec, U
Trekken	315	MJ	Electricity, low voltage {BE}  market for   Alloc Rec, U
Spinnen	5.290 (+25%)	MJ	Electricity, low voltage {BE}  market for   Alloc Rec, U
Transport enkele reis België	380	km	Transport, freight, lorry, unspecified {GLO}  market for   Alloc Rec, U
Verbranding katoenafval	6% bij vervezelen 10% bij spinnen	kg	Waste textile, soiled {CH}  treatment of, municipal incineration with fly ash extraction   Alloc Rec, U, incl. 100 km en vermeden energieopwekking (verbrandingswaarde katoen = 14,45 MJ/kg)
Vermeden katoen productie van vezels tot garen incl. verven	Afhankelijk van cyclus	kg	Textile, knit cotton {GLO}  textile production, knit cotton, yarn dyed   Alloc Rec, U GVR (energie aangepast aan de hand van [9])
Vermeden transport katoen wereldproductie	Ontleend aan EcoInvent proces	tkm	Textile, woven cotton {GLO}  market for   Alloc Rec, U (aangepast, productie verwijderd, proces gebruikt voor (market for) transport)

#### Referentieprocessen voor katoen, isolatieplaatmateriaal

Proces	Hoeveelheid	Eenheid	Referentieproces
Vervezelen, openen, kaarden, verbranden	Gelijk aan eerste verwerking		Gelijk aan eerste verwerking
Smeltvezel	235	kg	Polyethylene, high density, granulate {GLO}  market for   Alloc Rec, U
Transport van vervezelen naar verwerking in isolatieplaat	100	tkm	Transport, freight, lorry, unspecified {GLO}  market for   Alloc Rec, U
Vermeden product PE, gewicht gecorrigeerd op soortelijk gewicht	$1,175/2/600*960=0,94$	kg	Polyethylene, high density, granulate {GLO}  market for   Alloc Rec, U
Vermeden productie PE	$1,175/2/600*960=0,94$	kg	Injection moulding {RER}  processing   Alloc Rec, U
Vermeden product PP, gewicht gecorrigeerd op soortelijk gewicht	$1,175/2/600*910=0,89$	kg	Polypropylene, granulate {RER}  production   Alloc Rec, U
Vermeden productie PP	$1,175/2/600*910=0,89$	kg	Injection moulding {RER}  processing   Alloc Rec, U

## Bureaustoel

### Referentieprocessen voor algemeen, beide verwerkingsroutes bureaustoel

Uitgangspunten en opmerkingen Proces / materiaal	Gebruikte Ecoinvent processen
<p>Materiaalsamenstelling bureaustoel:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 8,64 kg aluminium (gietlegering)</li> <li>• 2,90 kg staal (laaggelegerd)</li> <li>• 0,80 kg polyurethaan (PU; schuim)</li> <li>• 6,44 kg polyamide, glasvezelversterkt</li> <li>• 0,14 kg polypropyleen (PP)</li> <li>• 0,15 kg textiel (wol)</li> </ul> <p>Bewerkingen:</p>	<p>Aluminium, cast alloy {GLO}  market for   Alloc Rec            Steel, low-alloyed {GLO}  market for   Alloc Rec            Polyurethane, flexible foam {GLO}  market for   Alloc Rec            Nylon 6, glass-filled {GLO}  market for   Alloc Rec            Polypropylene, granulate {GLO}  market for   Alloc Rec            Sheep fleece in the grease {GLO}  market for   Alloc Rec</p> <p>Metal working, average for aluminium product manufacturing {RER}  processing   Alloc Rec            Metal working, average for steel product manufacturing {RER}  processing   Alloc Rec            Injection moulding {RER}  processing   Alloc Rec</p>
<p>Verbranding, inclusief 100 km transport en vermeden energieproductie. Energieterugwinning is steeds meegenomen op basis van onderste verbrandingswaarde (LHV) en 16% elektrisch en 18% thermisch rendement.</p>	<p>Transport, freight, lorry, unspecified {GLO}  market for   Alloc Rec            Electricity, high voltage {NL}  market for   Alloc Rec            Heat, district or industrial, natural gas {Europe without Switzerland}  heat production, natural gas, at industrial furnace low-NOx &gt;100kW   Alloc Rec</p>

### Referentieprocessen voor bureaustoel, shredderen en recyclen

Uitgangspunten en opmerkingen Proces / materiaal	Gebruikte Ecoinvent processen
<p>Transport afstand naar shredder: 50 km. Aanname op basis van [4]</p>	<p>Transport, freight, lorry, unspecified {GLO}  market for   Alloc Rec</p>
<p>Materiaal in shredder: Aanname: 750 kWh per 40.000 ton, o.b.v. "Grote versnipperaars (750-2200 kW); capaciteit 40.000-125.000 ton per jaar" [7]</p>	<p>Electricity, medium voltage {NL}  market for   Alloc Rec, U</p>
<p>Recycling en verwerking            Het saldo van:            Opwerking materiaal -            Vermeden materiaal =            Vermeden productie</p>	<p>Aluminium, cast alloy {RER}  treatment of aluminium scrap, post-consumer, prepared for recycling, at refiner   Alloc Rec (voor opwerking)            MINUS Aluminium, cast alloy {GLO}  market for   Alloc Rec</p> <p>Steel, low-alloyed {RoW}  steel production, electric, low-alloyed   Alloc Rec (voor opwerking)            MINUS Steel, low-alloyed {RoW}  steel production, converter, low-alloyed   Alloc Rec</p>
<p>Verbranding            Energieterugwinning o.b.v. onderste verbrandingswaarde (LHV) zoals vermeld in betreffende Ecoinvent proces en 16% elektrisch en 18% thermisch rendement.</p>	<p>Waste polypropylene {CH}  treatment of, municipal incineration with fly ash extraction   Alloc Rec            Waste polyurethane {CH}  treatment of, municipal incineration with fly ash extraction   Alloc Rec            Waste plastic, mixture {CH}  treatment of, municipal incineration with fly ash extraction   Alloc Rec            Waste textile, soiled {CH}  treatment of, municipal incineration with fly ash extraction   Alloc Rec</p>

**Referentieprocessen voor bureaustoel, demontage en hergebruik**

Uitgangspunten en opmerkingen Proces / materiaal	Gebruikte Ecoinvent processen
Transport afstand naar demontage: 150 km. Aanname op basis van [4]	Transport, freight, lorry, unspecified {GLO}  market for   Alloc Rec, U
(Aan de demontage zelf is geen milieu-impact toegekend.)	N.v.t.
Onderdeelhergebruik en verwerking Bij onderdeelhergebruik is geen transportafstand verondersteld. Het hergebruik vermijdt de bulkgrondstof, maar ook het vormgeven met bijbehorende verliezen.  Vermeden product Vermeden productie	Aluminium, cast alloy {GLO}  market for   Alloc Rec Metal working, average for aluminium product manufacturing {RER}  processing   Alloc Rec Steel, low-alloyed {GLO}  market for   Alloc Rec Metal working, average for steel product manufacturing {RER}  processing   Alloc Rec Polyamide (PA, nylon) ==>Nylon 6 {GLO}  market for   Alloc Rec Injection moulding {RER}  processing   Alloc Rec
Recycling en verwerking Bij recycling is steeds 150 km transport verondersteld naar de productielocatie.  Vermeden materiaal Vermeden productie	Aluminium, cast alloy {RER}  treatment of aluminium scrap, post-consumer, prepared for recycling, at refiner   Alloc Rec (voor opwerking) MINUS Aluminium, cast alloy {GLO}  market for   Alloc Rec  Steel, low-alloyed {RoW}  steel production, electric, low-alloyed   Alloc Rec (voor opwerking) MINUS Steel, low-alloyed {RoW}  steel production, converter, low-alloyed   Alloc Rec
Verbranding Energie terugwinning o.b.v. onderste verbrandingswaarde (LHV) zoals vermeld in betreffende Ecoinvent proces en 16% elektrisch en 18% thermisch rendement.	Waste polypropylene {CH}  treatment of, municipal incineration with fly ash extraction   Alloc Rec Waste polyurethane {CH}  treatment of, municipal incineration with fly ash extraction   Alloc Rec Waste plastic, mixture {CH}  treatment of, municipal incineration with fly ash extraction   Alloc Rec Waste textile, soiled {CH}  treatment of, municipal incineration with fly ash extraction   Alloc Rec

## DKR 350

### Referentieprocessen voor DKR 350, mechanische recycling

Uitgangspunten en opmerkingen Proces / materiaal	Gebruikte Ecoinvent processen
Opwerken DKR 350 [16], per ton DKR 350: Elektriciteit 3,4MJ/t (Duitse energiemix omdat de opwerking (meestal) in Duitsland gebeurt) Water: 300 kg  NaOH: 10 kg  Aardgas: 0,91 MJ  Verbranden van de uitgesorteerde fractie (0,25t per ton DKR 350).  Transport naar de AVI 100 km.  Vermeden elektriciteitsopwekking (op basis van LHV: 30.79 MJ/kg en rendement 16%)  Vermeden warmteopwekking (op basis van LHV: 30.79 MJ/kg en rendement 18%)  Productie van granulaat uit opgewerkt DKR 350-materiaal.	Electricity, medium voltage {DE}  market for   Alloc Rec, U Tap water {RER}  market group for   Alloc Rec, U Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO}  market for   Alloc Rec, U Heat, district or industrial, natural gas {Europe without Switzerland}  heat production, natural gas, at industrial furnace >100kW   Alloc Rec, U Waste plastic, mixture {Europe without Switzerland}  treatment of waste plastic, mixture, municipal incineration   Alloc Rec, U Transport, freight, lorry, unspecified {GLO}  market for   Alloc Rec, U Electricity, high voltage {NL}  market for   Alloc Rec, U Heat, district or industrial, natural gas {Europe without Switzerland}  heat production, natural gas, at industrial furnace low-NOx >100kW   Alloc Rec, U Extrusion, plastic film {RER}  production   Alloc Rec, U
Productie van kunststofproduct uit granulaat. Dit proces is meegenomen omdat anders een oneerlijke vergelijking ontstaat. Bijvoorbeeld t.o.v. hout waar drogen, verwerking tot planken etc. is meegenomen.	Injection moulding {RER}  processing   Alloc Rec, U. Aangepast door NL elektriciteitsmix te kiezen en de hoeveelheid aan te passen op basis van gegevens geïnterviewd bedrijf.
Verwerking (verkleinen) van dikwandige kunststofproducten aan het eind van de toepassing. Elektriciteit: 600 kWh/t. Dit is een schatting van het elektriciteitsgebruik van kunststof recycling, overgenomen uit de Ecoinvent database.	Electricity, medium voltage {NL}  market for   Alloc Rec, U
Vermeden primaire producten (in default scenario 50% Azobé & 50% verduurzaamd hout): Hout, Azobé (gerekend met een dichtheid van 1000 kg/m <sup>3</sup> ) Verduurzaamd hout (gerekend met een dichtheid van 750 kg/m <sup>3</sup> ) Verduurzamen hout (8 kg/m <sup>3</sup> , deze hoeveelheid wordt genoemd in de toelichting bij het betreffende Ecoinvent proces)	Sawnwood, azobe from sustainable forest management, planed, air dried {GLO}  market for   Alloc Rec, U Sawnwood, hardwood, raw, dried (u=10%) {RER}  market for   Alloc Rec, U Wood preservation, vacuum pressure method, organic salts, Cr-free, outdoor use, ground contact {GLO}  market for   Alloc Rec, U
In de gevoeligheidsanalyse zijn de volgende materialen in de mix van vermeden primaire producten toegevoegd: PP  PE  Staal  Beton	Polypropylene, granulate {RER}  production   Alloc Rec, U Polyethylene, high density, granulate {GLO}  market for   Alloc Rec, U Steel, low-alloyed {GLO}  market for   Alloc Rec, U Concrete, normal {RoW}  market for   Alloc Rec, U

### Referentieprocessen voor DKR350, chemische recycling

Uitgangspunten en opmerkingen Proces / materiaal	Gebruikte Ecoinvent processen
Energie & emissies kraak/pyrolyseproces:	
Energie drogen plastic afval, 126 kWh/t. Aanname SGS, aardgas. De gebruikte studie is niet duidelijk over de energiebron die hiervoor wordt aangewend.	Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland}  market for heat, central or small-scale, natural gas   Alloc Rec, U
Warmte voor kraakproces uit verbranden lichte fractie, 0,5 MWh/t	Heat, district or industrial, other than natural gas {Europe without Switzerland}  refinery gas, burned in furnace   Alloc Rec, U. Deze kaart is aangepast zodat alleen de emissies van het verbrandingsproces worden meegenomen.
Warmte voor kraakproces uit verbranden residu, 0,9 MWh/t	Heat, district or industrial, other than natural gas {Europe without Switzerland}  heat production, light fuel oil, at industrial furnace 1MW   Alloc Rec, U. Deze kaart bevat alleen emissies van het verbranden en is daarom niet aangepast.
Energie destillatie 121 kWh/t Aanname SGS, aardgas. De gebruikte studie is niet duidelijk over de energiebron die hiervoor wordt aangewend.	Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland}  market for heat, central or small-scale, natural gas   Alloc Rec, U
Elektriciteitsgebruik: 50 kWh/t	Electricity, medium voltage {NL}  market for   Alloc Rec, U
Voor de milieubelasting van de productie kunststof uit nafta zijn geen gegevens beschikbaar. Dit is geschat door de productie van PP te nemen en daar de productie van nafta af te trekken.	Polypropylene, granulate {RER}  production   Alloc Rec, U Naphtha {Europe without Switzerland}  petroleum refinery operation   Alloc Rec, Naphtha {Europe without Switzerland}  petroleum refinery operation   Alloc Rec, U
Vermeden primair product: Nafta, 680 kg/t	Naphtha {Europe without Switzerland}  petroleum refinery operation   Alloc Rec, U

### Spoorwegballast

#### Referentieprocessen spoorwegballast, funderingsmateriaal

Uitgangspunten en opmerkingen Proces / materiaal	Gebruikte Ecoinvent processen
Breken, diesel, 0,23 l/t	Diesel, burned in building machine {GLO}  market for   Alloc Rec, U
Productieafval (verlies)	Inert waste, for final disposal {RoW}  treatment of inert waste, inert material landfill   Alloc Rec, U
Transport naar stort, 100 km	Transport, freight, lorry, unspecified {GLO}  market for   Alloc Rec, U
Vermeden product menggranulaat	Nationale milieudatabase, menggranulaat, branchedata BRBS

### Referentieprocessen spoorwegballast, als toeslagmateriaal in beton

Uitgangspunten en opmerkingen Proces / materiaal	Gebruikte Ecoinvent processen
Zeven (spoorwegballast) 0,185 l/t Breken, diesel, 0,23 l/t Zeven & wassen (van spoorwegballast en betongranulaat voortoepassing in beton), diesel, 0,33 l/t	Diesel, burned in building machine {GLO}  market for   Alloc Rec, U
Productieafval (verlies) Transport naar stort, 100 km	Inert waste, for final disposal {RoW}  treatment of inert waste, inert material landfill   Alloc Rec, U Transport, freight, lorry, unspecified {GLO}  market for   Alloc Rec, U
Vermeden product ophoogzand grind	Nationale milieudatabase, ophoogzand (NVLB) Nationale milieudatabase, grind (NVLB)

### Bermgras

#### Referentieprocessen bermgras, verwerking vergisten

Proces	Hoeveelheid	Eenheid	Referentieproces
Inkuilen aanleg Inkuilen afgraven	25/((1,2*6,3*1000)*35,9 25/((1,2*6,3*1000)*35,9*5	MJ	Diesel, burned in agricultural machinery {GLO}  diesel, burned in agricultural machinery   Alloc Rec, U
Vergisten en verbranden in biogas motor	87,5 Nm3/ ton / 0,344Nm3 / kWh	kWh	Electricity, high voltage {BE}  heat and power co-generation, biogas, gas engine   Alloc Rec, U.
Vermeden electriciteitsproductie	87,5 Nm3 biogas (*55%) = 48,1 Nm3 Methaan (* 21,5) = 1883 MJ / ton (*25%) = 471 MJ	MJ	Ecoinvent Electricity, low voltage {NL}  market for   Alloc Rec, U
<b>Stikstof (N)</b> <b>Fosfaat (P2O3)</b> <b>Kali (K2O)</b>	6,8 1,1 7,85	kg	Nitrogen fertiliser, as N {GLO}  market for   Alloc Rec, U Fosfaat (P2O3) Phosphate fertiliser, as P2O5 {GLO}  market for   Alloc Rec, U Kali (K2O) Potassium fertiliser, as K2O {GLO}  market for   Alloc Rec, U
Afvoer afvalwater	750	l	Sewage sludge {RoW}  treatment of by anaerobic digestion   Alloc Rec, S

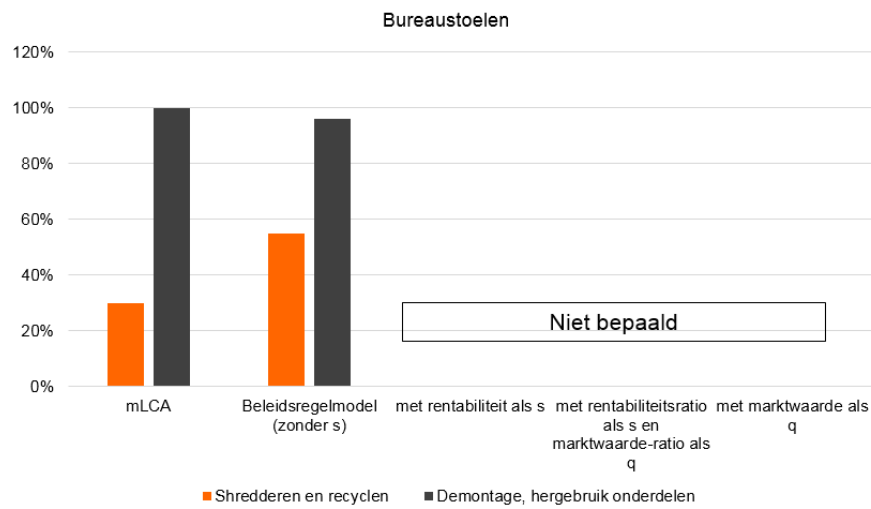
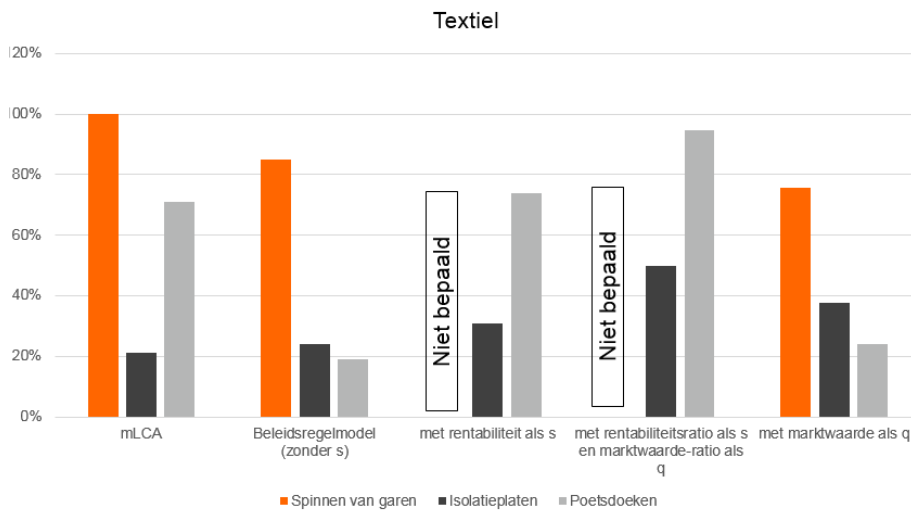
### Referentieprocessen bermgras, verwerking raffinage

Proces	Hoeveelheid	Eenheid	Referentieproces
Inkuilen aanleg Inkuilen afgraven	25/(1,2*6,3*1000)*35,9 25/(1,2*6,3*1000)*35,9*5	MJ	Diesel, burned in agricultural machinery {GLO}  diesel, burned in agricultural machinery   Alloc Rec, U
Raffinageproces	1,5	kWh	Electricity, low voltage {NL}  market for   Alloc Rec, S
Fibbrileren	200*0,25	kWh	Electricity, low voltage {NL}  market for   Alloc Rec, S
Vermeden proces	250	kg	Deinked pulp, wet lap {RoW}  treatment of waste paper to pulp, wet lap, totally chlorine free bleached   Alloc Rec, U GVR (waste paper 100% eu ex Zw)
Vermeden kunstmest Stikstof (N) Fosfaat (P2O3) Kali (K2O)	6,8 1,1 7,85	Kg Kg kg	Nitrogen fertiliser, as N {GLO}  market for   Alloc Rec, U Fosfaat (P2O3) Phosphate fertiliser, as P2O5 {GLO}  market for   Alloc Rec, U Kali (K2O) Potassium fertiliser, as K2O {GLO}  market for   Alloc Rec, U

## BIJLAGE 4 SAMENVATTING IN STAAFDIAGRAM VAN DE CASES HOOGWAARDIGE RECYCLING

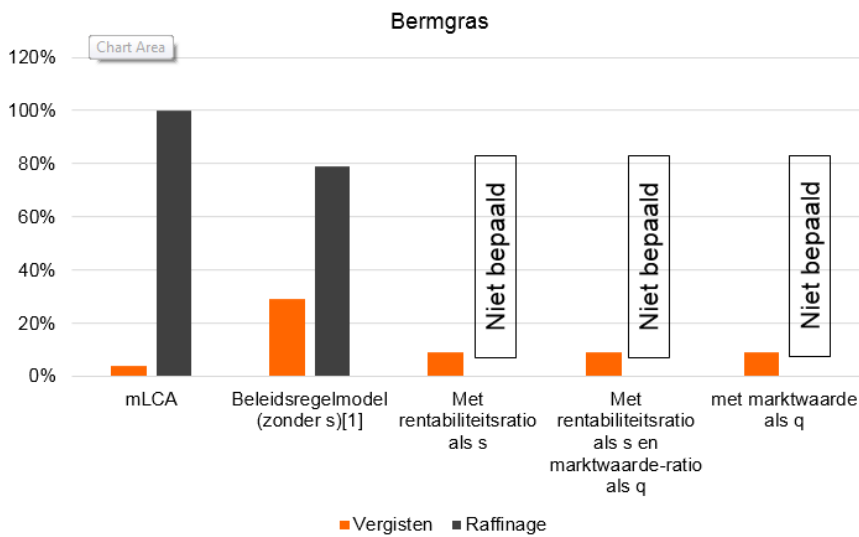
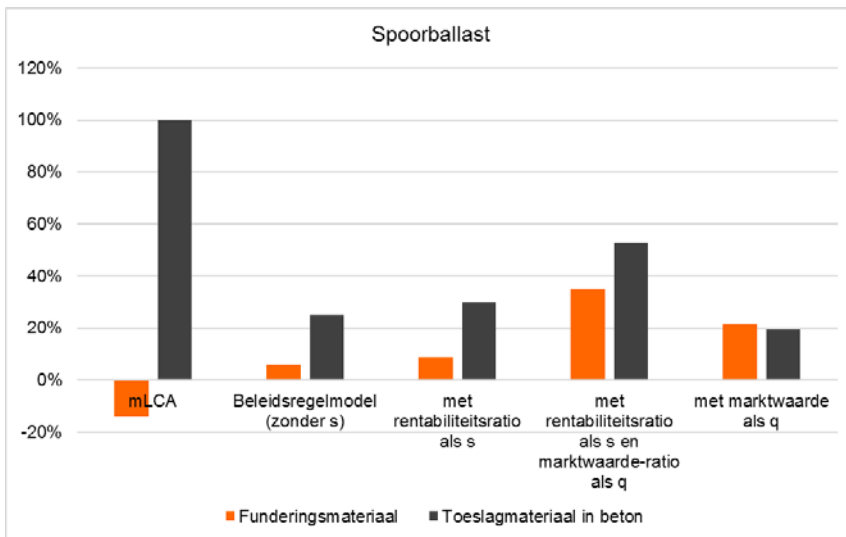
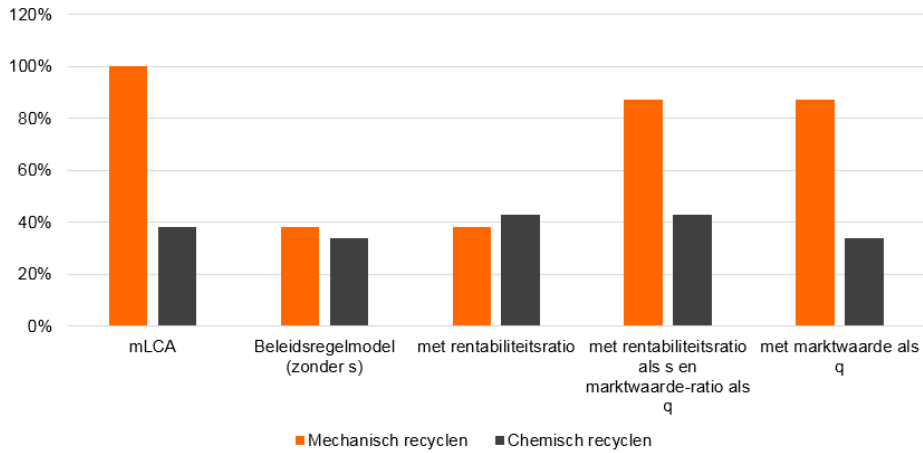
Dit onderzoek is primair bedoeld om de bruikbaarheid van de mLCA-methode en het beleidsregelmodel te testen, niet om hoogwaardige recycling te onderzoeken.

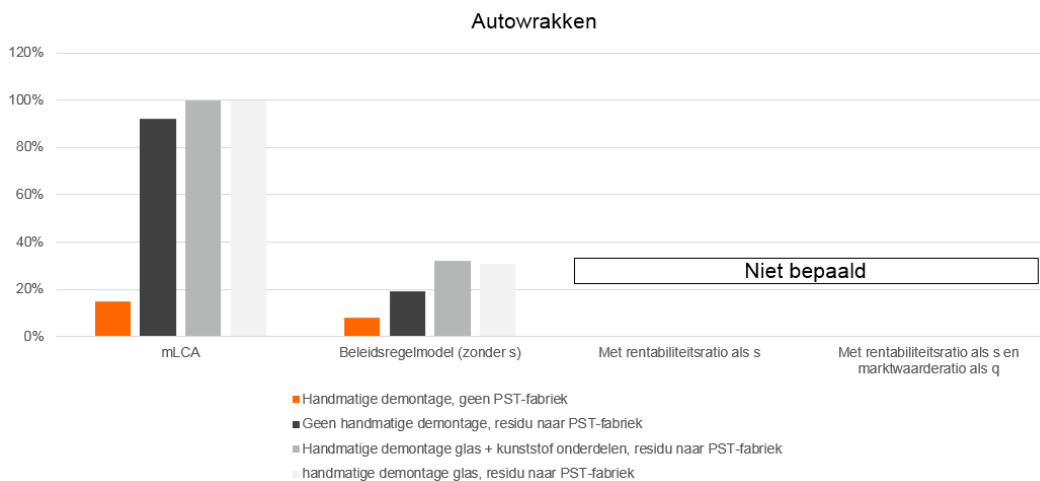
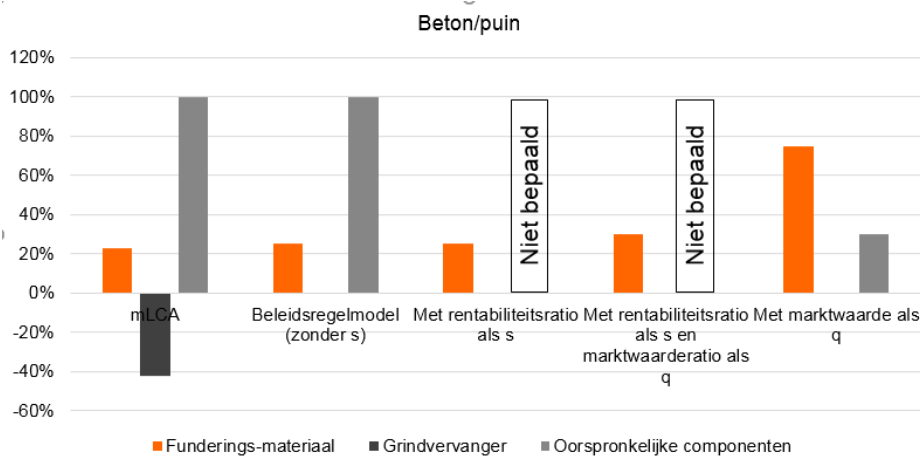
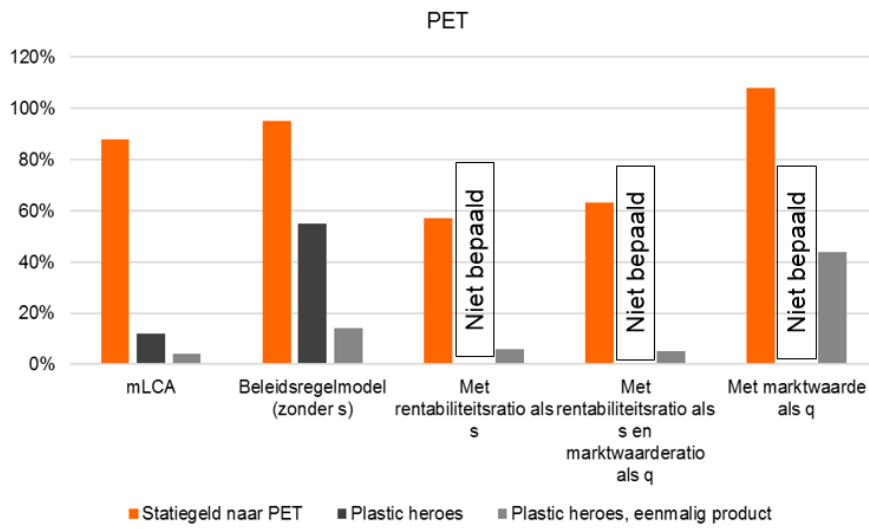
Per figuur in deze bijlage is bij mLCA de best scorende optie steeds op +100% gezet en zijn de overige opties daaraan gerelateerd om ze vergelijkbaar te maken met de uitkomsten van het beleidsregelmodel. Deze mLCA-figures geven dus milieuprestatie weer terwijl alle mLCA-figures in het hoofdrapport milieuprestatie weergeven.



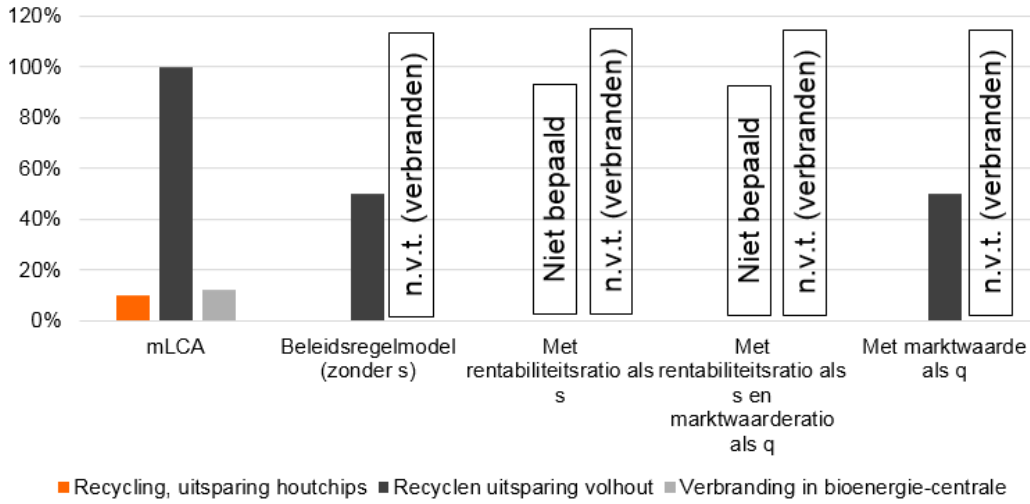


## KUNSTSTOF, DKR 350-FRACTIE





## A/B hout



## Dakafval

