



Vlaanderen
is materiaalbewust



AFWEGINGSKADER BIOBRANDSTOFFEN DEEL 1: AFWEGINGSKADER EN PRAKTISCHE GIDS

SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER

OVAM

WWW.OVAM.BE



Publicatiedatum / november 2020

AFWEGINGSKADER BIOBRANDSTOFFEN

DEEL 1:

AFWEGINGSKADER EN PRAKTISCHE GIDS



DOCUMENTBESCHRIJVING

- | | |
|---|---|
| 1 <i>Titel van publicatie:</i>
Afwegingskader biobrandstoffen Deel 1:
Afwegingskader en praktische gids
<i>Wettelijk Depot nummer:</i> | 2 <i>Verantwoordelijke Uitgever:</i>
OVAM |
| 4 <i>Samenvatting:</i>
Dit deelrapport werkt een voorstel uit voor een afwegingskader dat kan worden gehanteerd om de inzet van biomassa-reststromen voor biobrandstofproductie te beoordelen. Dit kader kan door de overheid en betrokken stakeholders worden gebruikt als standaard om beleidsvragen inzake de optimale inzet van biomassa-reststromen op een wetenschappelijk onderbouwde en objectieve wijze te evalueren. In een tweede deel wordt het afwegingskader toegepast op een aantal cases. De resultaten van deze cases geven aanleiding tot aanbevelingen voor verder onderzoek en randvoorwaarden bij de toepassing van het afwegingskader. | 3 <i>Trefwoorden:</i>
biobrandstoffen cascadering hiërarchie levenscyclus LCA
biomassa-reststromen hout maïs afwegingskader |
| 5 <i>Aantal bladzijden:</i> 82 | 6 <i>Aantal tabellen en figuren:</i> / |
| 7 <i>Datum publicatie:</i>
november 2020 | 8 <i>Prijs*:</i> / |
| 9 <i>Begeleidingsgroep en/of auteur:</i>

<u><i>Auteurs</i></u>
<i>Bernard De Caemel (RDC Environment)</i>
<i>Elisabeth Van Overbeke (RDC Environment)</i>
<i>Luc Pelkmans (CAPREA Sustainable Solutions)</i>
<i>Marc De Vos (RDC Environment)</i>
<i>Tom Huppertz (RDC Environment)</i>

<u><i>Begeleidingsgroep</i></u>
<i>An Van Pelt (OVAM)</i>
<i>Nico Vanaken (OVAM)</i>
<i>Leden klankbordgroep (zie bijlage 4.5.)</i> | 10 <i>Contactpersonen:</i>
<i>Nico Vanaken (OVAM, nico.vanaken@ovam.be)</i>
<i>An Van Pelt (OVAM, an.vanpelt@ovam.be)</i> |

Andere titels over dit onderwerp:
Afwegingskader biobrandstoffen -
Deel 2: casestudies

U hebt het recht dit rapport te downloaden, te printen en digitaal te verspreiden. U hebt niet het recht deze aan te passen of voor commerciële doeleinden te gebruiken.

De meeste OVAM-publicaties kunt u raadplegen en/of downloaden op de OVAM-website:
<http://www.ovam.be>

* Prijswijzigingen voorbehouden.

Inhoudsopgave

1	Introductie	7
1.1	Context	7
1.2	Doelstelling	10
2	Ontwikkeling afwegingskader – Fundamenten en specifieke ontwikkelingen	11
2.1	Toepassingsgebied van de evaluatie	11
2.1.1	Drie pijlers van duurzame ontwikkeling	11
2.1.2	De verschillende stadia van de levenscyclus in beschouwing nemen	12
2.1.3	Geografische omvang	12
2.2	Modelleren van te evalueren scenario's: consequentiële aanpak	13
2.2.1	Identificeer cascade-effecten	13
2.2.2	Voer een marktstudie uit om effectieve substituties te bepalen	13
2.2.3	Modelleer een onderscheid tussen situaties	14
2.2.4	Onderzoek van de maatregelen die nodig zijn voor de uitvoering van de beslissing	14
2.2.5	Bepaal de Grenzen van het bestudeerde consequentiële systeem	15
2.3	Beoordeling van de milieueffecten	15
2.3.1	Een 5-stappen analyse	15
2.3.2	Milieu-impactcategorieën	16
2.3.3	Specifieke beoordelingsmethoden voor het onderzoek naar biobrandstoffen	18
2.4	Modelleren economische impacten	34
2.4.1	Algemene principes	34
2.4.2	Praktische Toepassing	35
2.4	Modelleren sociale impacten	35
2.4.1	Algemene principes	35
2.5.2	Praktische toepassing	35
2.6	Beoordeling van het relatieve belang van de effecten: weging en monetaarisatie	36
2.6.1	Gemeenschappelijke aanpak	36
2.6.2	Weging met de wegingfactoren van het JRC	36
2.6.3	Monetaire waardering van milieu impacten	40
2.6.4	Keuze van de wegingsmethode	41
2.7	Iteratieve aanpak	42
2.8	Beheer van de onzekerheid	43
2.9	Interpretatie en presentatie van de resultaten	43
3	Afwegingskader: Gids voor de praktische uitvoering	45
3.1	Scenariomodelleren	45
3.1.1	Modelleren van de levenscyclusfase Definitie van de functionele eenheid	45
3.1.2	Definitie van geëvalueerde scenario's	46
3.1.3	Levensfase modelleren	47
3.2	Evaluatie van de milieueffecten	55
3.2.1	Brandstofverbruik	55
3.2.2	Referentiescenario	57

3.2.3	Bestudeerd scenario: biobrandstof	57
3.2.4	Het stoppen van de functie of het initiële beheer van de stroom en mogelijke compensatie	61
3.3	Evaluatie van de economische effecten	62
3.3.1	Algemene aanpak	62
3.3.2	Brandstof consumptie	63
3.3.3	Referentiescenario	64
3.3.4	Bestudeerd scenario	66
3.4	Evaluatie van de sociale effecten	71
3.4.1	Algemene aanpak	71
3.4.2	Referentiescenario	71
3.4.3	Bestudeerd scenario	72
4	Bijlage	73
4.1	Modellering sociale impacten - gedetailleerde methodologie	73
4.2	Dubbeltelling in kosten-batenanalyse: totale, externe, geïnternaliseerde effecten	77
4.2.1	Voorbeeld: EU-regeling voor de handel in emissierechten (EU-ETS)	77
4.2.2	Voorbeeld: Abiotische grondstoffen	78
4.2.3	Voorbeeld: welzijn van de werknemers	79
4.3	Karakteristieken van de standplaatsen	80
4.4	Sociale discontovoet	81
4.5	samenstelling klankbordgroep	82

1 INTRODUCTIE

1.1 CONTEXT

Voor de consumptie van biobrandstoffen in transport voorziet de Richtlijn Hernieuwbare Energie 2009/28/EG via de wijziging door (EU)2015/1513 een beperking van biobrandstoffen uit primaire biomassa (granen, suikers, oliehoudende gewassen) tot max. 7% van de doelstelling van 10% hernieuwbare energie in het eindverbruik in transport tegen 2020. Voor 2030 wordt in de aangepaste Richtlijn Hernieuwbare Energie 2018/2001 een plafonnering van primaire biobrandstoffen voorzien, en een specifieke doelstelling van geavanceerde biobrandstoffen op basis van biomassa-reststromen. Bijlage IX van de richtlijn 2018/2001 bevat een lijst van grondstoffen, waarvan de meeste biomassa-reststromen zijn. De biobrandstoffen die uit deze grondstoffen geproduceerd worden, mogen dubbel geteld worden voor de doelstelling van 14% hernieuwbare energie in transport tegen 2030. De grondstoffen binnen deel A van bijlage IX komen in aanmerking voor de specifieke doelstelling van 3,5% tegen 2030 voor geavanceerde biobrandstoffen.

Richtlijn 2018/201 - Bijlage IX:

Deel A. Grondstoffen voor de productie van biogas voor vervoer en geavanceerde biobrandstoffen, waarvoor ervan mag worden uitgegaan dat hun bijdrage tot het behalen van de in artikel 25, lid 1, eerste en vierde alinea, bedoelde minimumaandelen, het dubbele van hun energie-inhoud is:

- a) *Algen wanneer zij worden gekweekt op het land in vijvers of fotobioreactoren.*
- b) *De biomassafractie van gemengd stedelijk afval, maar niet gescheiden ingezameld huishoudelijk afval waarvoor de recyclingstreefcijfers gelden overeenkomstig artikel 11, lid 2, onder a), van Richtlijn 2008/98/EG.*
- c) *Bioafval als gedefinieerd in artikel 3, punt 4, van Richtlijn 2008/98/EG van particuliere huishoudens, waarop gescheiden inzameling van toepassing is als gedefinieerd in artikel 3, punt 11, van die richtlijn.*
- d) *De biomassafractie van industrieel afval ongeschikt voor gebruik in de voeder- of voedselketen, met inbegrip van materiaal van de groot- en detailhandel, de agrovoedingsmiddelenindustrie en de visserij- en aquacultuursector, met uitzondering van de in deel B van deze bijlage vermelde grondstoffen.*
- e) *Stro.*
- f) *Dierlijke mest en zuiveringsslib.*
- g) *Effluenten van palmoliefabrieken en palmtrossen.*
- h) *Talloliepek.*
- i) *Ruwe glycerine.*
- j) *Bagasse.*
- k) *Draf van druiven en droesem.*
- l) *Notendoppen.*
- m) *Vliezen.*
- n) *Kolfspillen waaruit de maïskiemen zijn verwijderd.*
- o) *Biomassafractie van afvalstoffen en residuen uit de bosbouw en de houtsector, zoals schors, takken, precommercieel dunningshout, bladeren, naalden, boomkruinen, zaagsel, houtkrullen/spaanders, zwart residuloog, bruin residuloog, vezelslib, lignine en tallolie.*
- p) *Ander non-food cellulosemateriaal.*
- q) *Ander lignocellulosisch materiaal met uitzondering van voor verzaging geschikte stammen of blokken en finer.*

Deel B. Grondstoffen voor de productie van biobrandstoffen en biogas voor vervoer waarvan de bijdrage tot het behalen

van het in artikel 25, lid 1, eerste alinea, vastgestelde minimaal aandeel wordt beperkt en waarvoor ervan mag worden uitgegaan dat deze het dubbele van hun energie-inhoud is

a) Gebruikte bak- en braadolie.

b) Dierlijke vetten, ingedeeld als categorieën 1 en 2 overeenkomstig Verordening (EG) nr. 1069/2009.

Het nationaal Energie- en Klimaatplan 2021-2030 (NEKP) voorziet om het aandeel biobrandstoffen in de mix te laten stijgen van 5,5 % in 2017 tot 13,9 % in 2030 (uitgedrukt op energiebasis), waarvan 7 % op basis van voedingsgewassen, het maximaal toegelaten niveau.

Dit impliceert dus dat tegen 2030, bijna 7% van het volume moet bestaan uit andere hernieuwbare energiebronnen, waaronder biobrandstoffen uit niet-voedingsgewassen. Hieronder zitten bv. houtige biomassa, maar ook reststromen van biomassa (bijlage IX van richtlijn hernieuwbare energie). Let wel dat de meeste hiervan mogen dubbel geteld worden voor de doelstelling, dus de fysieke hoeveelheid ligt eerder in de buurt van 3,5% in 2030. Het NEKP voorziet dat ongeveer de helft hiervan komt van gebruikte plantaardige oliën en dierlijke vetten (Deel B), de andere helft van andere biomassa reststromen (Deel A). Gelet op het totaal energieverbruik in transport van ongeveer 8,5 miljoen ton olie-equivalent (toe) in België, zou het aandeel biobrandstoffen uit Deel A biomassa reststromen dan neerkomen op 150.000 toe op Belgisch niveau.

Het gevolg van de bijkomende doelstelling geavanceerde biobrandstoffen is dat er een toenemende vraag gaat komen naar reststromen van biomassa als grondstof voor biobrandstofproductie. Een aantal van deze reststromen hebben momenteel al een materiaaltoepassing in Vlaanderen. Onafgezien van de vraagtekens over de marktrijpheid (TRL) van technologieën voor tweede generatie biobrandstoffen (2GEN biobrandstoffen) zal Vlaanderen zich moeten voorbereiden op een **mogelijke verschuiving van het gebruik van biomassa reststromen voor materiaaltoepassingen naar biobrandstofproductie**.

Bij de vaststelling van beleidsmaatregelen ter bevordering van de productie van brandstoffen uit de in bijlage IX vermelde grondstoffen, besteden de lidstaten passende aandacht aan de afvalhiërarchie, zoals vastgesteld in artikel 4 van Richtlijn 2008/98/EG, met inbegrip van het daarin bepaalde principe over het levenscyclusdenken met betrekking tot de algemene effecten van het produceren en beheren van verschillende afvalstromen. Bij het **toevoegen van grondstoffen** (i.e. reststromen in bijlage IX van richtlijn 2018/2001) verwijst artikel 28 lid 6 ook naar een aantal **aspecten die in rekening moeten worden gebracht** bij de beoordeling van de wenselijkheid van het toevoegen van grondstoffen aan die bijlage:

- 1 de in Richtlijn 2008/98/EG bepaalde beginselen van de circulaire economie en de afvalhiërarchie; in het bijzonder Artikel 4.2:

Bij het toepassen van de in lid 1 bedoelde afvalhiërarchie nemen de lidstaten maatregelen om de opties te stimuleren die over het geheel genomen het beste milieuresultaat opleveren. Dit kan betekenen dat voor bepaalde specifieke afvalstromen van de hiërarchie moet worden afgeweken indien dit op grond van het levenscyclusdenken met betrekking tot de algemene effecten van het produceren en beheren van dergelijke afvalstoffen gerechtvaardigd is. (...)

De lidstaten dienen rekening te houden met de algemene milieubeschermingsprincipes zoals het voorzorgs- en duurzaamheidsbeginsel, de technische uitvoerbaarheid en economische haalbaarheid, de bescherming van hulpbronnen, alsook met de algemene effecten voor milieu en menselijke gezondheid

en op economisch en maatschappelijk gebied, overeenkomstig de artikelen 1 (“Bij deze richtlijn worden maatregelen vastgesteld ter bescherming van het milieu en de menselijke gezondheid door preventie of beperking van de negatieve gevolgen van de productie en het beheer van afvalstoffen, ter beperking van gevolgen in het algemeen van het gebruik van hulpbronnen en ter verbetering van de efficiëntie van het gebruik ervan”) en 13 (“De lidstaten nemen de nodige maatregelen om ervoor te zorgen dat het afvalstoffenbeheer geen gevaar oplevert voor de gezondheid van de mens en geen nadelige gevolgen heeft voor het milieu, met name:

- a zonder risico voor water, lucht, bodem, fauna en flora;
- b zonder geluids- of stankhinder te veroorzaken; en tevens
- c zonder schade te berokkenen aan natuur- en landschapsschoon.”).

- 2 de in artikel 29 (van RL 2018/2001), leden 2 tot en met 7, bepaalde duurzaamheidscriteria van de Unie (“Duurzaamheids- en broeikasgasemissiereductiecriteria voor biobrandstoffen, vloeibare biomassa en biomassabrandstoffen”), die ongeacht de geografische herkomst van de biomassa gelden;
 - a Voorwaarden voor landbouwresiduen & bodemkwaliteit en -koolstof.
 - b Biomassa mag niet gehaald worden uit land met hoge biodiversiteitswaarde (tenzij deel van management)
 - c Biomassa mag niet gehaald worden uit land met hoge koolstofopslag dat na 2008 geconverteerd is
 - d Biomassa mag niet gehaald worden uit veengronden die na 2008 geconverteerd zijn
 - e Voorwaarden voor duurzaam bosbeheer voor biomassa uit bossen;
 - f Broeikasgasemissiereductie >65% voor nieuwe installaties
- 3 de noodzaak aanzienlijk versturende effecten op markten voor (bij)producten, afvalstoffen of residuen te voorkomen;
- 4 het potentieel om, vergeleken met fossiele brandstoffen en op basis van een levenscyclusbeoordeling van emissies, substantiële broeikasgasemissiereducties op te leveren;
- 5 de noodzaak negatieve gevolgen voor het milieu en de biodiversiteit te voorkomen;
- 6 de noodzaak geen extra vraag naar land te veroorzaken.

In uitvoering van bovenstaand artikel 4 streeft het Vlaamse afval- en materialenbeleid ernaar om biomassareststromen volgens een vastgelegde verwerkingshiërarchie te beheren. Het afleiden van reststromen van materiaal- naar energietoepassingen kan een bedreiging voor dit beleid vormen.

Afwijkingen op dit beleid kunnen worden toegestaan op basis van het levenscyclusdenken zoals uitgewerkt in artikel 8 van het Materialendecreet. Het Materialendecreet verwijst hier naar enkele principes van het decreet van 5 april 1995 houdende algemene bepalingen inzake milieubeleid;

- de technische uitvoerbaarheid
- de economische haalbaarheid;
- de bescherming van hulpbronnen;
- de algemene effecten voor het milieu;
- de menselijke gezondheid en op economisch en maatschappelijk gebied.

Het materialendecreet en VLAREMA gaan het toetsingskader formaliseren voor latere analyses (art. 4 Europese kaderrichtlijn afval voor de afwijking van de hiërarchie).

1.2 DOELSTELLING

“Om de wenselijkheid van het gebruik van biomassa-reststromen voor biobrandstoffen te evalueren, moeten deze aspecten onderzocht en tegenover elkaar afgewogen worden. Bij de selectie van de aspecten wordt geacht dat de biomassa-reststromen voldoen aan de duurzaamheidscriteria van artikel 29 van de Richtlijn Hernieuwbare Energie van 21 december 2018 (RL 2018/2001).

De studie geeft aan hoe de effecten op deze aspecten concreet kunnen worden geëvalueerd, i.e. welke indicatoren relevant zijn voor de evaluatie van de effecten van een gewijzigd gebruik van biomassa-reststromen.

Deze indicatoren worden gebruikt om een CLCA uit te voeren voor 4 stromen en worden tegenover elkaar afgewogen. De 3 wegingsmethodes moeten voldoende robuust zijn om te zorgen dat de principes van artikel 8 van het Materialendecreet gerespecteerd worden om een afwijking op het principe van de afvalverwerkingshiërarchie te motiveren. De casestudies dienen ook om de toepasbaarheid van het afwegingskader te testen.

De 4 bestudeerde reststromen, geselecteerd vooral omwille van hun potentieel (er is een significant potentieel voor industriële schaalgrootte in Vlaanderen), zijn:

- Houtige fractie van groenafval;
- Residuen van bosexploitatie;
- Post-consumer houtafval (A-hout);
- Korrelmaïsresten (stengels, spillen).

Op basis van deze cases worden aanbevelingen geformuleerd met betrekking tot:

- het afwegingskader (selectie van indicatoren en wegingsfactoren, modellering, default values, databronnen) en zijn toepassing
- de milieu- en maatschappelijke relevantie van de productie van biobrandstoffen op basis van de 4 reststromen
- suggesties van onderzoeksvragen om het afwegingskader te verbeteren.

2 ONTWIKKELING AFWEGINGSKADER – FUNDAMENTEN EN SPECIFIEKE ONTWIKKELINGEN

In dit hoofdstuk wordt de theoretische aanpak van de evaluatie van de biobrandstoffenproblematiek voorgesteld. De fundamenten worden beschreven, besproken en geselecteerd. Waar methodiek ontbreekt, werden pogingen gedaan om toch een schatting te kunnen maken van de effecten, om te vermijden dat bepaalde effecten verwaarloosd zouden worden omwille van gebrekkige kwantitatieve data. Het hoofdstuk is als volgt ingedeeld:

- Toepassingsgebied van de evaluatie
- Modelleren van te evalueren scenario's: consequentiële aanpak
- Impact beoordeling
 - Milieu impacts
 - Economische impacts
 - Sociale impacts
- Beoordeling van het relatieve belang van de effecten: weging en monetarisatie
- Beheer van de onzekerheid
- Presentatie en interpretatie van de resultaten

De praktische aanpak wordt in een apart hoofdstuk voorgesteld (zie 3. "Afwegingskader: Gids voor de praktische uitvoering").

2.1 TOEPASSINGSGEBIED VAN DE EVALUATIE

2.1.1 Drie pijlers van duurzame ontwikkeling

2.1.1.1 Algemeen kader

Op de Earth Summit van Rio in 1992 werden voor het eerst **de drie pijlers van duurzame ontwikkeling uiteengezet: de economische, sociale en ecologische pijler**, ook wel bekend als de "3Ps" (Profit/Product/Progress, People, Planet). Sindsdien zijn er steeds meer conferenties geweest (Rio 1992, Millenniumtop 2000, Rio+20...) en werd het belang van duurzame ontwikkeling opnieuw bevestigd. In 2015 hebben de Verenigde Naties 17 internationale doelstellingen voor duurzame ontwikkeling voor 2030 aangenomen (bekend als de "SDG" voor duurzame ontwikkeling), die vandaag de dag het internationale kader voor duurzame ontwikkeling vormen.

Het doel is om de **impacts** van een product, dienst, organisatie of besluitvorming op het **welzijn van personen**¹ te **beoordelen** door het bepalen van een **keten van effecten**. De verandering in het welzijn wordt uitgedrukt als één enkele score, waarbij gebruik wordt gemaakt van **wegingsfactoren of monetaire**

¹ Er wordt een antropocentrisch perspectief gehanteerd, d.w.z. de natuurlijke omgeving wordt alleen als waardevol beschouwd voor zover deze, direct of indirect, het welzijn van de mens ten goede komt.

effectbeoordelingsmethoden. Deze unieke score vergemakkelijkt de toewijzing van de resultaten en maakt **besluitvorming** op basis van **meerdere criteria** mogelijk.

Alle relevante impacts van een besluitvorming op het gebied van welzijn worden in één enkele beoordeling in rekening genomen. Deze effecten worden vaak voorgesteld in 3 pijlers volgens de weergegeven typologie van de impacts:

- milieu: klimaatverandering, uitputting van hulpbronnen, enz.
- sociaal: sociale samenhang in verband met de creatie van werkgelegenheid, ongemakken (bijv. tijdverlies), ...
- economisch: de kosten van de productiefactoren (mobilisatie van arbeid, kapitaal en middelen), de economische voordelen ...
- De volgende twee gidsen behandelen de theoretische grondslagen van de maatschappelijke kosten-batenanalyse:
- OECD (2018), *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use*, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264085169-en>.
- Sartori, Davide, et al. "Guide to cost-benefit analysis of investment projects." Economic appraisal tool for Cohesion Policy 2020 (2014).

2.1.1.2 Pragmatische aanpak: eerst een milieubeoordeling

Het is raadzaam om in eerste instantie de milieuvoordelen van het bestudeerde systeem te testen. De economische en sociale belangen worden alleen bestudeerd als de milieubalans van de beslissing gunstig is voor het onderzochte alternatief.

Er kan inderdaad worden aangenomen dat het economische evenwicht van de beslissing waarschijnlijk negatief is. Als het alternatieve scenario minder duur was dan het huidige, zou het waarschijnlijk al door de markt zijn uitgevoerd. Als de auteur van de analyse mogelijk significante sociale gevolgen verwacht, dan wordt aanbevolen om de sociale impacts ook te analyseren in parallel met de milieu-impacts.

2.1.2 De verschillende stadia van de levenscyclus in beschouwing nemen

"Life Cycle Thinking" of "Life Cycle Perspective" heeft betrekking op alle stadia van de levenscyclus, van de ontginning van grondstoffen tot het afvalbeheer. Deze aanpak wordt ook "van wieg tot graf" ("from cradle to grave") genoemd.

Deze "Life Cycle Thinking" aanpak is gebaseerd op consensus en wordt aanbevolen door de Europese Commissie en door de ISO-normen (14001).

2.1.3 Geografische omvang

De geografische omvang is bepalend voor de resultaten van de maatschappelijke analyse:

- Voor de milieu impacts werd de wereld als geografische scope gekozen want de impacts van bijv. CO₂ zijn dezelfde los van waar ze uitgestoten worden.
- Voor de gezondheids-, economische en sociale impacts is België de geografische scope omdat voor dit gedeelte van het beleid elk land zijn eigen belangen verdedigt. De globale context is meegenomen voor de modellering maar enkel de impacts op het welzijn van de Belgen wordt geanalyseerd.

2.2 MODELLERING VAN TE EVALUEREN SCENARIO'S: CONSEQUENTIËLE AANPAK

2.2.1 **Identificeer cascade-effecten**

De uitvoering van een beslissing kan de betrokken systemen in hun dynamisch evenwicht verstoren. Deze verstoring heeft een cascade-effect tot gevolg, door ketens van oorzaak- en gevolgrelaties, totdat een nieuw evenwicht wordt bereikt. Voorbeelden van verstoringen in het kader van deze studie:

- Toenemende vraag naar alternatieve grondstoffen (bijv. afvalhout)
- Vergroting van het aanbod van biobrandstoffen.

Om de effecten van deze verstoring te kunnen modelleren, moeten alle directe en indirecte gevolgen die op de markt veroorzaakt worden, geïdentificeerd en gedefinieerd worden.

In de praktijk probeert de analist deze gevolgen te vertalen in een vergelijkend diagram dat aangeeft welke processen worden beïnvloed, hoe en in welke mate. Typische vragen die de analist stelt zijn de volgende:

Wat is de beslissing?

- Welke markten worden rechtstreeks door het besluit beïnvloed?
 - Toename van de vraag (bijv. vraag naar maïsresidu, vraag naar afvalhout, etc.).
Wat zijn de huidige functies/bestemmingen van de grondstof?
 - Kan de markt meer grondstof leveren?
 - Zullen de huidige gebruikers de grondstof niet meer gebruiken en zo de functieverliezen of zullen ze het door een ander product met een soortgelijke functie vervangen? In welke verhouding? Is de functie verschillend?
 - Is de markt voor het substituuat op zijn beurt verstoord (indirecte effecten)?
- Toename van het aanbod (bijv. extra biobrandstofproductie)
 - Is er een effect op de marktprijs?
 - Is de vraag elastisch? Zullen de verbruikte hoeveelheden toenemen?
 - Kan het product volledig of gedeeltelijk door een ander product worden vervangen?
- Veroorzaken prijsschommelingen op de markten een daling of stijging van de koopkracht, wat tot schommelingen in het verbruik en het welzijn van de actoren (consumenten, producenten) leidt?

Verstoringen verschuiven evenwichtspunten en lokken reacties uit van de getroffen markten. Deze reacties hebben zowel binnen als tussen de productlevenscycli hun weerslag en kunnen een uiteindelijke impact hebben op het menselijk welzijn in alle aspecten van duurzame ontwikkeling.

Deze indirecte gevolgen moeten worden geïdentificeerd en in rekening worden genomen. Idealiter zouden de grenzen van het onderzochte systeem moeten worden uitgebreid tot alle processen die beïnvloed worden door een vermindering of toename van de stromen van of naar het onderzochte systeem. In de praktijk mogen verwaarloosbaar geachte gevolgen uit de studiescope blijven, mits verantwoording (zie 2.2.5 “Bepaal de Grenzen van het bestudeerde consequentiële systeem”).

2.2.2 **Voer een marktstudie uit om effectieve substituties te bepalen**

Om te bepalen welke substitutie(s) effectief zal (zullen) zijn, is in theorie een echte marktanalyse nodig, waarbij de eigenschappen van het product worden beschreven en de verschillende segmenten (locatie in tijd en ruimte,

consumenten) worden geanalyseerd. In de praktijk worden experts geraadpleegd om de marktsituatie te modelleren met redelijke aannames.

De reacties van de markt zijn afhankelijk van economische, technologische en wettelijke parameters. Zij worden zelf beïnvloed door de geografische en chronologische contexten en door de reikwijdte van het besluit (hoeveel materialen/producten betrokken zijn).

Met name bij beslissingen met gevolgen voor de middellange en lange termijn bestaat er onzekerheid over de beschikbare technologie in de geëvalueerde periode. Er bestaat een methode om de maturiteit van technologieën te kwalificeren op een schaal van 1 tot 9, die informatie verschaft over de ontwikkelfase van de technologie en hoever deze nog van de markt staat. Deze methode is het Technology Readiness Level (TRL). Zo kan bijvoorbeeld worden besloten om technologieën boven of gelijk aan TRL 6 in aanmerking te nemen omdat de toekomst van technologieën in TRL 5 of lager te onzeker is in het beschouwde tijds kader van de studie (in dit geval 2030). De volgende definities worden door de Europese Commissie gebruikt in het kader van het onderzoeksprogramma Horizon 2020.

- TRL 1 – basic principles observed
- TRL 2 – technology concept formulated
- TRL 3 – experimental proof of concept
- TRL4 – technology validated in lab
- TRL 5 – technology validated in relevant environment (industrially relevant environment in the case of key enabling technologies)
- TRL 6 – technology demonstrated in relevant environment (industrially relevant environment in the case of key enabling technologies)
- TRL 7 – system prototype demonstration in operational environment
- TRL 8 – system complete and qualified
- TRL 9 – actual system proven in operational environment (competitive manufacturing in the case of key enabling technologies; or in space

De daadwerkelijke vervanging(en) hangt(en) ook af van de hoeveelheden waarop de beslissing betrekking heeft. Zij worden uiteindelijk bepaald door de prijselasticiteit van vraag en aanbod op de markt.

2.2.3 Modelleer een onderscheid tussen situaties

Het vastgestelde model moet het onderscheid weergeven tussen de situatie met en de situatie zonder de uitvoering van het besluit. De modellering van effecten die gelijk blijven in beide situaties is in principe nutteloos; het is enkel relevant voor communicatie, om het relatief aandeel van de veranderingen te evalueren t.o.v. de totale effecten van de betrokken producten.

Om de keteneffecten volledig te begrijpen, is het uiteraard noodzakelijk om de gehele levenscyclus in rekening te nemen.

2.2.4 Onderzoek van de maatregelen die nodig zijn voor de uitvoering van de beslissing

Voor de uitvoering van de beslissing kan het nodig zijn om bijvoorbeeld communicatie- en controlemiddelen in te zetten. Deze acties moeten in de scenario's in rekening worden genomen, vooral als ze zich in de loop van de tijd uitstrekken en grote gevolgen hebben in vergelijking met andere kosten en baten.

Als de acties onbekend zijn, kunnen ze als kwalitatief in rekening genomen worden.

2.2.5 Bepaal de Grenzen van het bestudeerde consequentiële systeem

In de praktijk moet de uitbreiding van het systeem worden stopgezet in het stadium waarin de gevolgen van een verdere uitbreiding van het systeem zo klein of zo onzeker zijn dat het geen aanvullende informatie oplevert die nuttig is voor het besluit.

Het is daarom nuttig om een drempelcriterium (cut-off) vast te stellen waaronder processen worden uitgesloten van het systeem. Dit criterium is een minimale bijdrage van het proces aan het totale systeem (in massa, energieverbruik, uitstoot van verontreinigende stof(fen)). Er bestaat een consensus om standaard aan te bevelen dat alle processen die samen bijdragen aan meer dan 95% van de massa van de input in het systeem worden behouden (dit criterium is in de praktijk het gemakkelijkst te gebruiken). Dit is een streefdoel. Dit moet in elk specifiek geval beoordeeld worden door de studie uitvoerder. Het doel is dat geen significante (groep van) impacts uitgelaten worden.

Deze drempelwaarde moet van geval tot geval worden aangepast, afhankelijk van de gewenste algemene nauwkeurigheid (toegankelijk) en het aantal betrokken processen (kleine stromen maken grote rivieren). Op deze manier is het belangrijk om te voorkomen dat een (deel van een) model te veel wordt opgesplitst in processen die elk verwaarloosbaar en verwaarloosd zijn, maar gezamenlijk wel van belang zijn.

Bij de praktische toepassing van de cut-off blijft het oog van de deskundige belangrijk, omdat het echte probleem in de praktijk in het identificeren van verwaarloosbare impacts en hoeveelheden ligt. Het gebruik van het massaverhoudingspercentage is daarom een maatstaf voor het meten van de effecten; daarom is het aan te raden om systematisch op zijn minst een kwalitatieve beoordeling door een deskundige te laten uitvoeren, zodat de grote effecten niet worden verwaarloosd.

Bij de toepassing van deze aanpak moet men enkel aandacht hebben voor de delen van de systemen die significant verschillend zijn. Uiteindelijk moet men 95% van de verschillen identificeren.

2.3 BEOORDELING VAN DE MILIEUEFFECTEN

2.3.1 Een 5-stappen analyse

De methodologie die voor de milieubeoordeling gebruikt wordt, is de Levenscyclusanalyse (of LCA), waarvoor internationale normen bestaan (ISO 14040:2006 en 14044:2006) alsook methodologische guidelines van het JRC².

Een LCA bestaat uit 5 stappen:

1. Vastleggen van het doel van de studie
2. Vastleggen van de reikwijdte van de studie

² Joint Research Centre (Europese Commissie). <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/ILCD-Handbook-General-guide-for-LCA-DETAILED-GUIDANCE-12March2010-ISBN-fin-v1.0-EN.pdf>

3. Modelling, berekening en analyse van de levenscyclusinventaris
4. Beoordeling van de impacts
5. Interpretatie van de resultaten

2.3.2 Milieu-impactcategorieën

De meest aanbevolen set van indicatoren voor de analyse van de milieu impacts zijn de 16 indicatoren aanbevolen door de Europese Commissie in het kader van de berekening van de product environmental footprint (PEF):

Tabel 1: Impact categorieën

Impact category	Model	Source	Classification
Climate change	Bern model – Global Warming potentials (GWP) over a 100-year time horizon	Intergovernmental Panel on Climate Change, 2013 ; EC-JRC 2017	I
Ozone depletion	EDIP model based on the ODPs of the World Meteorological Organization (WMO) over an infinite time horizon	WMO, 1999 ; EC-JRC 2017	I
Human toxicity, cancer	USETox model	Rosenbaum et al., 2008 ; EC-JRC 2012	III/interim
Human toxicity, non-	USETox model	Rosenbaum et al., 2008 ; EC-JRC 2012	III/interim
Particulate matter and	USETox model	Rosenbaum et al., 2008 ; EC-JRC 2012	III/interim
Ionising radiation	UNEP recommended model	Fantke et al, 2016 ; EC-JRC 2017	I
Photochemical ozone	Human Health effect model	Dreicer et al., 1995 ; EC-JRC 2012	II
Acidification	LOTOS-EUROS model	Van Zelm et al., 2008 as applied in ReCiPe ; EC-JRC	II
Terrestrial	Accumulated Exceedance model	Seppälä et al., 2006; Posch et al., 2008 ; EC-JRC	II
Freshwater	Accumulated Exceedance model	Seppälä et al., 2006; Posch et al., 2008 ; EC-JRC	II
Marine eutrophication	EUTREND model	Struijs et al., 2009b ; EC-JRC 2012	II
Ecotoxicity freshwater	EUTREND model	Struijs et al., 2009b ; EC-JRC 2012	II
Land use	LANCA	Beck et al. 2010 ; EC-JRC 2012 ; Bos et al. 2016	III
Water scarcity	Swiss Ecoscarcity model	Frischknecht et al., 2008	III
Resource use (mineral and metals)	CML 2002 model	Van Oers et al., 2008	III
	ADP ultimate reserves	CML-IA method v. 4.8 (2016)	
Resource use (fossils)	CML 2002 model	Van Oers et al., 2008	III
	ADP fossil	CML-IA method v. 4.8 (2016)	

2.3.3 Specifieke beoordelingsmethoden voor het onderzoek naar biobrandstoffen

2.3.3.1 Inleiding

In het kader van de analyse van de milieurelevantie van biobrandstoffen zijn sommige milieueffecten belangrijk maar worden onvoldoende meegenomen door de conventionele LCA.

Dit gaat meer bepaald over de gevolgen voor de biodiversiteit, bodemkwaliteit en de ecosysteemdiensten die door bossen en velden worden geleverd. Deze effecten kunnen belangrijk zijn in scenario's waarbij gebruik wordt gemaakt van bijvoorbeeld houtresten uit bossen en residuen van korrelmaïs.

De literatuur levert weinig gegevens en nog minder kant-en-klare modellen om dergelijke effecten op een robuuste manier te beoordelen. Daarom wordt een ad-hoc methode voorgesteld, die gebaseerd is op monetarisering (cf. Bijlage 4.1.).

In deze rubriek worden voorgesteld:

- Mogelijke benaderingen van de milieueffectbeoordeling
- Toepassing van deze aanpak op de gevolgen van bijkomende houtextractie in bossen.

2.3.3.2 Mogelijke benaderingen van de milieueffectbeoordeling

Gezien de complexiteit van ecosystemen en het frequent gebrek aan gegevens moeten verschillende complementaire benaderingen worden gecombineerd. Deze benaderingen zijn:

- **Aanpak op basis van de totale economische waarde van het betreffende ecosysteem**
 - Eerst wordt de totale waarde van de betrokken milieurijkdommen (hier het bos of de velden) geëvalueerd. Deze waarde komt overeen met de totale vernietiging van deze milieurijkdommen. Het gaat bijvoorbeeld over de totale waarde van de bossen in Vlaanderen.
 - Vervolgens kan op basis van de beschikbare informatie een inschatting worden gemaakt van het aandeel van de milieurijkdommen dat als gevolg van de actie daadwerkelijk zou verdwijnen.

De eerste stap in deze aanpak is het verkrijgen van een bovengrens waarde van de impact. Door deze waarde in de eerste iteratie te gebruiken, kan worden ingeschat of het effect potentieel groot is in verhouding tot de andere effecten van het scenario en kan worden besloten om al dan niet verder te gaan in de beoordeling, onder meer door modellering van de effectenketen.
- **Modellering van de effectenketen**

Deze aanpak bestaat uit het identificeren en kwantificeren van de cascade-effecten van actie tot impact op de mens, zoals uitgelegd in bijlage 4.5.2. **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**

Theoretisch is deze aanpak de meest nauwkeurige manier om de waarde van de impact te bepalen. Als het systeem echter slecht gekend is (en dat is vaak zo voor ecosystemen), wordt het in de praktijk moeilijk om ze uit te voeren, wat tot onzekere resultaten leidt.
- **Aanpak gebaseerd op gereveleerde voorkeuren door overheidsbeleid**

Sommige overheidsbeleidsmaatregelen zijn gericht op de bescherming van de biodiversiteit door middel van subsidies aan bosbeheerders of landbouwers, op voorwaarde dat zij goede beheerpraktijken toepassen die de biodiversiteit bevorderen.

Voor een bepaald ecosysteemtype kan het bedrag van de subsidie worden beschouwd als de waarde die door de overheid wordt toegekend aan de naleving van goede praktijken, en dus aan de kwaliteit van de biodiversiteit die door goede praktijken wordt gegarandeerd.

Op voorwaarde dat het type ecosysteem en het type praktijk waarop de subsidies betrekking hebben, vergelijkbaar zijn met de te beoordelen elementen, kan de waarde van de subsidie worden beschouwd als de ondergrens³ waarde van het effect.

- **Andere mogelijke benaderingen uit de literatuur**

Sommige methoden bestaan in de literatuur, maar worden als onbevredigend beschouwd, omdat ze niet precies ingaan op onze reikwijdte (maar een engere reikwijdte), ofwel omdat de aanpak te simpel lijkt, te oud is, enz. Deze methoden kunnen worden gebruikt om vergelijkingswaarden te produceren, waardoor we de grootteorde kunnen bevestigen. In het geval van biodiversiteit worden de volgende twee benaderingen soms gebruikt:

- Organische stofgehalte van de bodem (SOM); SOM gaat minder over biodiversiteit, maar eerder over bodemvruchtbaarheid (best mee te nemen als indicator, bv gelinkt aan de compoststudie van VLACO) en koolstofopslag (via klimaatindicator). Maar het wordt door sommigen als proxy gebruikt voor de evaluatie van de biodiversiteit. Voor OVAM maakt dit deel uit van een set van indicatoren voor land use.
- Waarde van het verlies aan soortendiversiteit door verandering in landgebruik - Potentially Disappeared Fraction of species /m²/year.

In een context van onzekerheid en complexiteit zijn deze benaderingen complementair omdat zij het mogelijk maken hetzelfde effect te beoordelen door complementaire niveaus van precisie en zekerheid te combineren: een hoge mate van zekerheid voor boven- en ondergrens waarden en lagere niveaus van zekerheid voor waarden die specifiek gericht zijn op het effect.

2.3.3.3 Toepassing op de gevolgen van de houtextractie in bossen

Het doel van dit hoofdstuk is het bepalen van de geldwaarde die moet worden gebruikt bij de beoordeling van de effecten op de biodiversiteit en de ecosysteemdiensten in verband met de oogst van houtresiduen in bossen. Dit gebeurt door (te proberen) de hierboven beschreven methoden toe te passen.

2.3.3.3.1 Het modelleren van de effectenketen

Algemeen schema

Het volgende diagram toont de mogelijke modellering van de effecten van het oogsten van residuen.

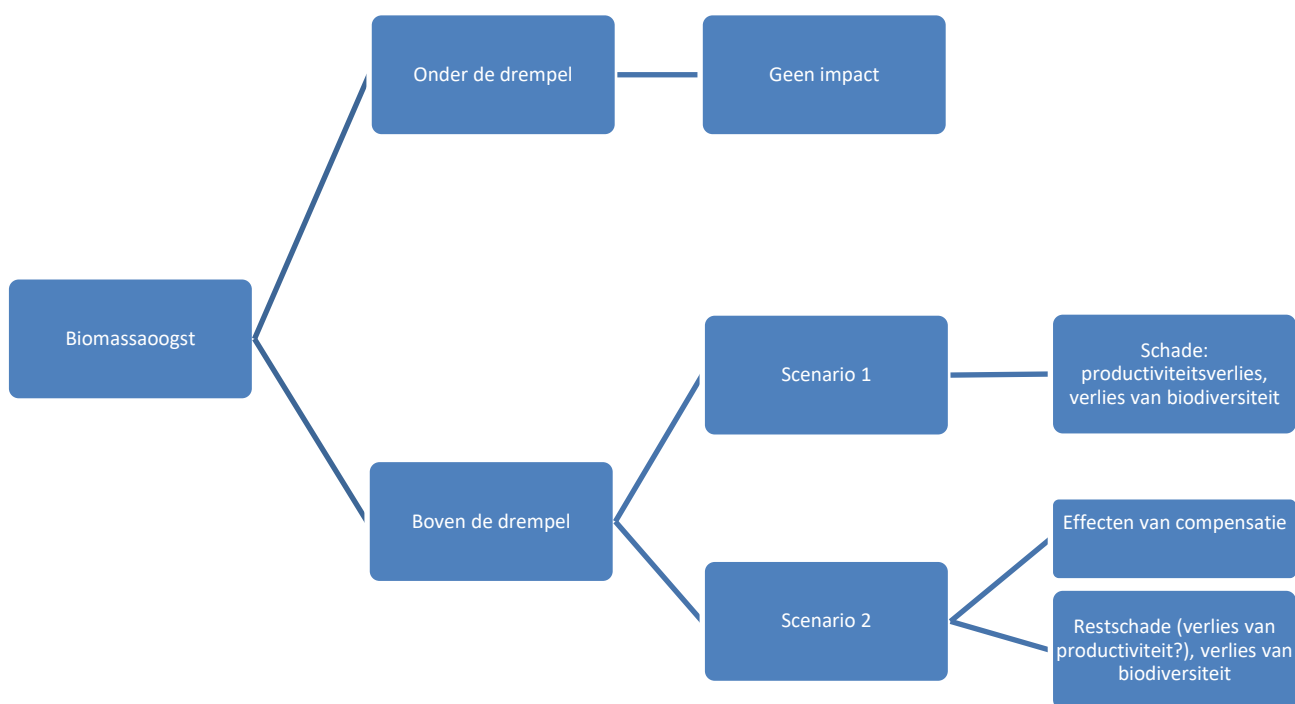
Onder een bepaalde oogstdrempel (x% van het geoogste maximumresidu), afhankelijk van de kenmerken van elk bos, heeft het oogsten van residu's (zo goed als) geen effect op biodiversiteit of bodemkwaliteit.

Boven de drempel kan de oogst een verlies aan productiviteit, biodiversiteit en ecosysteemdiensten veroorzaken. Deze kunnen gedeeltelijk worden gecompenseerd, bijvoorbeeld door het verspreiden van as of

³ Gezien het overheidsbudget beperkt is en de overheid zeer zelden een 100% subsidie geeft, kan de ondergrenswaarde veel lager liggen dan de te modelleren waarde.

compost. In het geval van compensatie komt de impact overeen met de impact van de compensatie + de niet-gecompenseerde verliezen.

Figuur 1: Effectenketen van het oogsten van residuen van bosexploitatie



Bestaan van een drempel

De omvang van de effecten is een niet-lineaire functie van het aandeel organisch materiaal dat uit bossen wordt geoogst. In verschillende landen worden aanbevelingen gemaakt voor een goed beheer van kapresiduen, afhankelijk van de gevoeligheid van bossen voor nutriëtniveaus of hun rijkdom aan biodiversiteit. Deze aanbevelingen omvatten de vaststelling van kritische drempels voor de uitvoer van houtresiduen, afhankelijk van de situatie, waarboven de gevolgen van het oogsten van extra hoeveelheden significant worden.

Onder deze drempel en op voorwaarde dat aan de minimumeisen voor de exploitatiepraktijken wordt voldaan, zoals het vermijden van de uitvoer van gebladerte, kunnen de effecten in het model als verwaarloosbaar worden beschouwd.

De volgende tabellen geven de aanbevolen drempels in Vlaanderen en Frankrijk weer.

1. INBO 2015, *Verfijnen van een algemeen afwegingskader voor biomassa-oogst in Vlaamse bossen tot een werkbaar terreininstrument*. Begeleidend document: Methodiek en onderbouwing

Tabel 2 : Aanbevelingen voor de bijkomende biomassa-oogst – Bron: INBO 2015

Standplaats-karakteristieken	Mogelijkheid tot bijkomende biomassa-oogst		
	Huidige studie (Vlaanderen)	Cacot et al. 2004 (Frankrijk)	Meiwes 2010 (Oostenrijk)
Arme standplaatsen			
	Geen	Geen (enkel mogelijk mits gepaste bemesting)	Geen
Matige standplaatsen			
Dunning en eindkap gescheiden (gelijkvormige bestanden)	1 keer in de totale levensloop, enkel dikke takken	1 keer in de totale levensloop, al het takhout	Dik takhout mag + 1/3 ^{de} van het dun takhout
Dunning en eindkap samen (ongelijkjarige, ongelijkvormige bestanden)	1 maal op 4 exploitaties, alle takken	1 keer in de totale levensloop	(bekalking in nabij verleden/toekomst is vereist)
Rijke standplaatsen			
Dunning en eindkap gescheiden (gelijkvormige bestanden)	alle takken bij eindkap +1 op 4 dunningen	Geen restricties	Steeds de helft van het dun takhout ter-plaatse laten
Dunning en eindkap samen (ongelijkjarige, ongelijkvormige bestanden)	1 op 2 exploitaties alle takken		

De standplaatskarakteristieken zijn opgenomen in de Bijlage 4.3.

2. Landmann G et al. 2018. *Recommandations pour une récolte durable de biomasse forestière pour l'énergie - Focus sur les menus bois et les souches*. Paris : ECOFOR, Angers : ADEME, 50 pages

Aandeel van hout residu dat moet achtergelaten worden, afhankelijk van de toestand van de biodiversiteit en de bodemgevoeligheid voor mineralen export (biomassa oogst).

Tabel 3 : Aanbevelingen voor de bijkomende biomassa-oogst in Frankrijk – Bron: ADEME 2018

Toestand van bescherming van de biodiversiteit	Bodemgevoeligheid voor mineralen export		
	Laag	Matig	Hoog
Geen speciale beschermingstoestand	Laat minstens 10% hout residu achter	Laat minstens 30% hout residu achter	Oogsten van hout residu afgeraden
Intermediaire beschermingstoestand	Laat minstens 20% hout residu achter	Laat minstens 30% hout residu achter	
Sterke beschermingstoestand	Oogsten van hout residu sterk afgeraden (als het niet al verboden is)		

Aangepast op basis van Landmann G et al. 2018. *Recommandations pour une récolte durable de biomasse forestière pour l'énergie - Focus sur les menus bois et les souches*. Paris : ECOFOR, Angers : ADEME, 50 pages

Impacten boven de drempel

Houtkapresiduen dragen bij aan de volgende ecosystemendiensten:

- Voedingsstoffenvoorziening: Hout residu bevat verhoudingsgewijs meer voedingsstoffen dan stamhout. Bladeren bevatten een groot deel van de voedingsstoffen, ondanks hun lage massa. De meta-analyse in de ADEME-Resobio 2014 studie toonde aan dat *“de aard van de geëxporteerde onderdelen en het ontwikkelingsstadium van de bomen veel meer invloed hebben op de hoeveelheden biomassa en voedingsstoffen die worden geëxporteerd dan de species”*
- Opslag van organisch materiaal en koolstof in de bodem.
- Bodemtextuur
- Bijdrage aan de biodiversiteit: dood hout biedt een habitat voor een verscheidenheid aan species. ADEME-Resobio 2014 p12: *“Overblijfselen van bossen vormen een habitat en/of een hulpbron voor vele species. Saproxylische soorten (voornamelijk insecten, schimmels en korstmossen) hebben per definitie een direct trofisch verband met het dode hout op de grond. Andere soorten zijn afhankelijk van de overblijfselen als structuur (architectuur, microklimatologische aspecten, fysieke bescherming). Veel meer dan het totale beschikbare volume, is de diversiteit van de stukken hout op de grond de belangrijkste bepalende factor voor de diversiteit van de bijhorende soorten, omdat elk stuk hout de drager is van oorspronkelijke aanwezige stromen.* » (Vertaald door RDC)

Volgens ADEME-Resobio 2014 heeft de valorisatie van deze bijkomende hulpbron potentiële gevolgen voor de bosecosystemen, met name voor:

- een verlies aan vruchtbaarheid van de bosbodem en een vermindering van de houtproductie: deze risico's hebben betrekking op de zwakke gebieden waar de intensivering van het oogsten van bosresiduen de biogeochemische cycli kan verstoren door de export van extra minerale elementen, waarvan de concentratie hoger is in houtresidu. Het weghalen van de overblijfselen kan leiden tot verdere bodemverdichting van gevoelige bodems.
- Verlies aan biodiversiteit: dood hout op de grond, dat deels afkomstig is van overblijfselen, is de habitat van vele species, en veranderingen van de eigenschappen van de bodem (zowel fysisch als chemisch) hebben een impact op de biodiversiteit. (Vertaald door RDC)

Belangrijkste gebruikte infobronnen

- INBO 2015, « Verfijnen van een algemeen afwegingskader voor biomassa-oogst in Vlaamse bossen tot een werkbaar terreininstrument. Begeleidend document: Methodiek en onderbouwing »
- ADEME-Resobio 2014 : Landmann G., Nivet., C. (coord.) 2014. Projet Resobio. « *Gestion des rémanents forestiers : préservation des sols et de la biodiversité* ». Angers : ADEME, Paris : Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt - GIP Ecofor. Rapport final, 243 p.
- ADEME-Gerboise 2018 : Landmann G., Augusto L., Pousse N., Gosselin M., Cacot E., Deleuze C., Bilger I., Amm A., Bilot N., Boulanger V., Leblanc M., Legout. A., Pitocchi S., Renaud J.-P., Richter C., Saint-André L., Schrepfer L., Ulrich E., 2018. « *Recommandations pour une récolte durable de biomasse forestière pour l'énergie - Focus sur les menus bois et les souches* ». Paris : ECOFOR, Angers : ADEME, 50 pages

2.3.3.3.2 Aanpak op basis van de totale maatschappelijke waarde van het getroffen ecosysteem

De aanpak bestaat erin:

- De totale maatschappelijke waarde te schatten van het "bos"-ecosysteem en
- Het deel van deze waarde dat als gevolg van de beoordeelde actie verloren gaat,
- Alvorens de twee waarden te vermenigvuldigen om een effectbeoordeling te verkrijgen.

Ecosysteemwaarden

De literatuur stelt een groot aantal maatschappelijke waarden voor ecosystemen voor. In het licht van deze overvloed aan waarden blijven enkele vragen onbeantwoord:

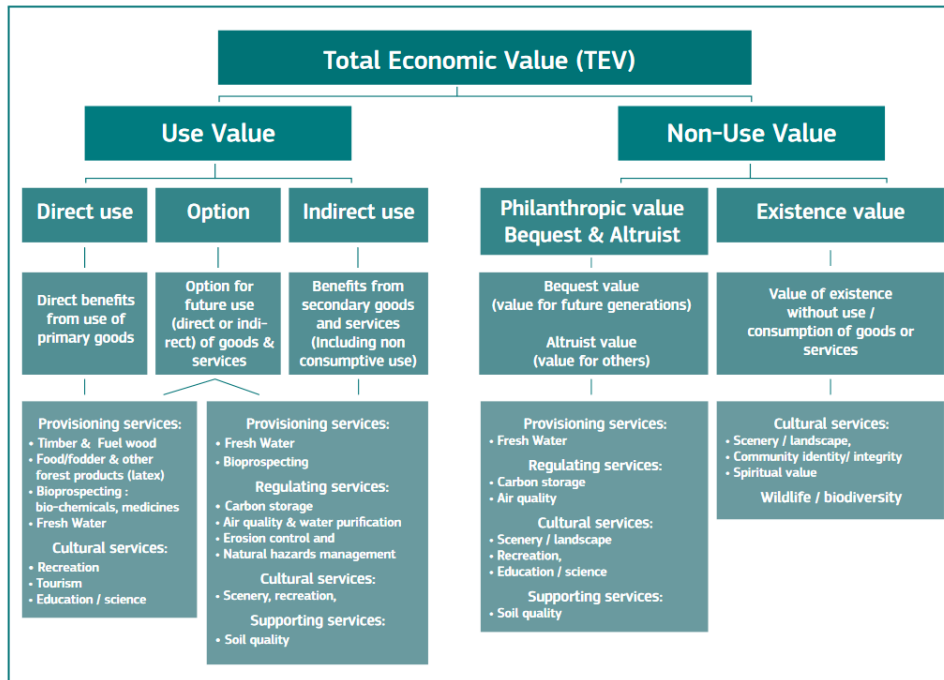
- Wat is de precieze definitie van wat wordt gewaardeerd? In welke mate houdt de berekende totale waarde rekening met alle aspecten van biodiversiteit en ecosystemendiensten?
- De waarden worden uitgedrukt per hectare per jaar. Hoe kunnen deze waarden worden gebruikt wanneer er een risico bestaat op het uitsterven van soorten (impact die niet in verhouding staat tot een bepaald gebied) of wanneer een ecosysteem niet kan worden geregenereerd (impact die onbeperkt is in de tijd)?
- Sommige waarden zijn zeer afhankelijk van de context. Zo zijn de waarden van luchtfiltratie en recreatieve gebruiksfuncties sterk afhankelijk van de bevolkingsdichtheid rond het ecosysteem. Welke waarde moet worden behouden voor Vlaanderen?

Het volgende schema probeert de verschillende waarden samen te vatten die moeten worden opgeteld om de totale maatschappelijke ⁴waarde te verkrijgen.

⁴ In de economische literatuur wordt het adjectief "economisch" als synoniem van "maatschappelijk" beschouwd.

Figuur 2: Ecosysteemwaarden– Bron: EC 20135

Figure 5: The Total Economic Value (TEV) framework in the context of Natura 2000



Source: White et al, 2011, adapted from Kettunen et al (2009), adapted from Pearce & Moran 1994

De volgende twee tabellen geven een reeks economische waarden weer voor bepaalde ecosystemen op internationaal niveau voor de eerste tabel (OESO 2018) en voor Frankrijk voor de tweede (Chevassus-au-Louis 2009).

⁵ EC, 2013, The Economic benefits of the Natura 2000 Network, Synthesis Report.

Tabel 4 : Waarde van ecosystemendiensten EUR 2019 per ha (Conversie door RDC Environment) - Bron Markandya (2016)⁶ in OECD 2018

€/ha		Coastal wetlands	Inland wetlands	Temperate forests	Woodlands	Grasslands
Provisioning services total		3 282	1 816	735	277	1 429
1	Food	1 216	672	327	57	1 305
2	Water	1 332	447	209	-	66
3	Raw materials	392	465	198	186	58
4	Genetic resources	11	-	-	-	-
5	Medicinal resources	330	108	-	-	1
6	Ornamental resources	-	125	-	35	-
Regulating services total		187 757	19 008	537	56	174
7	Air quality regulation	-	-	-	-	-
8	Climate regulation	71	534	166	8	44
9	Disturbance moderation	5 858	3 269	-	-	-
10	Water flow regulation	-	6 137	-	-	-
11	Waste treatment	177 478	3 301	8	-	82
12	Erosion prevention	4 301	2 854	5	14	48
13	Nutrient recycling	49	1 875	102	-	-
14	Pollination	-	-	-	34	-
15	Biological control	-	1 038	257	-	-
Habitat services total		18 761	2 687	944	1 398	1 329
16	Nursery services	11 656	1 409	-	1 394	-
17	Genetic diversity	7 105	1 279	944	3	1 329
Cultural services total		2 401	4 601	1 083	8	28
18	Aesthetic information	-	1 414	-	-	183
19	Recreation	2 401	2 420	1 083	8	28
20	Inspiration	-	766	-	-	-
21	Spiritual experience	-	-	-	-	-

⁶ OECD (2018), Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264085169-en>.

22	Cognitive development	-	-	1	-	-
Total economic value		212 201	28 113	3 299	1 738	3 143
<i>Bron: Markandya (2016) – Adapted from De Groot et al., 2012.</i>						

In

Tabel 4 staan in de kolommen “forests & woodland” nogal wat streepjes waar we cijfers zouden kunnen verwachten, bv. bij “air quality”, “water flow regulation”. In het Vlaams Gewest verwachten we voornamelijk een significante waarde voor “asthetic information”. Het totaal is dus een ondergrensschatting.

Deze waarden zijn gemiddelde waarden. Naast deze gemiddelde waarden worden in het rapport van Markandya (2016)⁷ ook de minimum- en maximumwaarden gegeven. Voor het gematigd bos ligt het interval tussen 9% en 545% van de gemiddelde waarde (3299 EUR2019/ha/jaar), dus tussen 300 en 18 000 EUR2019/ha/jaar.

Merk op dat deze waarden de waarde van het hout omvatten, die in de pijler “Economische impacts” beschouwd wordt. Het is ook het geval voor de bijdrage aan klimaatverandering, die in de betrokken indicator beschouwd moet worden. Dubbele telling van deze waarden moet worden vermeden.

Chevassus-au-Louis (2009) stelt volgende waarden voor (zie volgende pagina).

⁷ Markandya, A., 2016, Cost benefit analysis and the environment: How to best cover impacts on biodiversity and ecosystem services. OECD Environment Working Papers No. 101.

Tabel 5: Waarde van ecosystemendiensten in het bos – Bron: Chevassus-au-Louis (2009)⁸

Tableau VII-15 : Valeurs de référence proposées pour les différents services écosystémiques de la forêt française (en euros par hectare et par an)

Services	Valeur proposée	Remarques
Services de prélèvement		
- bois	75 € (75 à 160 €)	Selon méthode d'estimation (bois sur pied ou après exploitation)
- autres produits forestiers (hors gibier)	10 à 15 €	
Services de régulation		
- fixation carbone	115 €	360 € en 2030
- stockage carbone	414 € (207 à 414 €)	650 à 1 300 € en 2030
- autres gaz atmosphériques	Non évaluée	Manque de bilans quantitatifs fiables
Services de régulation (suite)		
- eau (quantité annuelle)	0 €	Hypothèse d'absence d'effet majeur des forêts sur le bilan hydrologique annuel Manque d'études pertinentes
- eau (régulation des débits)	Non évaluée	
- eau (qualité)	90 €	Manque d'études pertinentes Évaluée via les autres services Manque d'études pertinentes
- protection (érosion, crues)	Non évaluée	
- biodiversité	Non évaluée directement	
- autres services de régulation (santé, etc.)	Non évaluée	
Services culturels		
- promenades (hors cueillette et chasse)	200 € (0 à 1 000 €)	Selon fréquentation
- chasse	55-69 €	Externalités négatives à déduire Manque d'études pertinentes
- autres services culturels	Non évaluée	
TOTAL* (min.-max.)**	env. 970 € 500 à plus de 2 000 €	

* En prenant la valeur indiquée ou la moyenne de la fourchette indiquée.

** En additionnant simplement les valeurs minimales et maximales.

De waarden in EUR 2019 zijn als volgt (berekening: totale waarden van Tabel 5 + inflatie):

- Minimum: 579 EUR/ha/jaar
- Gemiddelde: 1 123 EUR/ha/jaar
- Maximum: 2 316 EUR/ha/jaar

Merk op dat deze waarden geen rekening houden met de “non-use value” (“niet-gebruikswaarde”, zie Figuur 2: Ecosysteemwaarden– Bron: EC 2013), die zeer hoog kan zijn. Merk nog op dat deze waarden de waarde van het hout omvatten, die in de pijler “Economische impacts” beschouwd wordt. Het is ook het geval voor de bijdrage aan

⁸ Chevassus-au-Louis, B., 2009, Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes - Contribution à la décision publique, Centre d'analyse stratégique.

klimaatverandering, die in de betrokken indicator beschouwd moet worden. Dubbele telling van deze waarden moet worden vermeden.

Voorgestelde waarden voor deze studie voor het gematigde bos in Vlaanderen

Aangezien er geen gemiddelde waarde bestaat voor de Vlaamse bossen, stellen we een reeks waarden voor, waarbij rekening wordt gehouden met de volgende elementen:

- Gezien de hoge bevolkingsdichtheid in Vlaanderen is de waarde van bepaalde ecosystemendiensten zoals recreatie of de regulering van de lucht- en waterkwaliteit relatief hoog t.o.v. andere landen. Daarom moet de waarde aan de bovenkant van het interval worden genomen in het basis geval. De OESO-waarde wordt hier geselecteerd omdat de bronnen recenter en gedetailleerder zijn.
- Voor bossen van mindere waarde wat betreft recreatie en biodiversiteit (wat niet het geval is in Vlaanderen), mag de gemiddelde waarde van de OESO-tabel gehanteerd worden.
- In het basisgeval worden voldoende houtresten overgelaten en dan leidt hun inzameling niet tot een onherstelbaar verlies aan biodiversiteit en kan een jaarlijkse waarde worden overwogen.
- In een gevoeligheidsanalyse wordt het geval overwogen waarin het inzamelen van residuen tot een risico van definitief verlies van biodiversiteit leidt. In dit geval kan worden uitgegaan van een cumulatieve schade van meer dan 100 jaar zonder actualisatie. Voor de berekeningen wordt een tijdshorizon van 100 jaar genomen, zoals het voor klimaatverandering het geval is.

Voor een onbeperkte (oneindig lange) duur en een sociale actualisatie factor van 2 %⁹ wordt de jaarlijkse waarde met 51 vermenigvuldigd (equivalent aan 51 jaar met een actualisatie factor 0).

- Gezien de intrinsiek lage biodiversiteitswaarde van de bossen in het Vlaams Gewest is het niet relevant om de waarde per jaar te verdisconteren over een aantal jaren dat groter is dan de tijd die nodig is een gelijkaardig bos terug te krijgen.

We kunnen dus de schade op 10 en 20 jaar verdisconteren met een sociale actualisatie factor van 2 %.

- In elk geval worden de specifieke waarden van impacts op houtproductie en klimaat effect verwijderd om dubbeltelling te vermijden (reductie van 18 000 naar 16 000€).

Tabel 6: Waarden voor het gematigde bos in Vlaanderen

Waarden voor het gematigde bos in Vlaanderen		
	Bossen van mindere waarde	Bossen van matige waarde (voor default modellering)
Waarde per jaar (EUR/ha/jaar)	3 000 10	16 000 11
Waarde per ha (EUR/ha)	27 000	147 000

⁹ De details over de sociale actualisatie factor is in bijlage 4.4.

¹⁰ Gebaseerd op de 3299 EUR/ha/jaar van de OESO-tabel voor gematigd bos, minus de waarden van hout en klimaat impact.

¹¹ Gebaseerd op de maximumwaarde van Markandya (2016), minus de waarden van hout en klimaat impact.

Schade op 10 jaar met sociale actualisatie factor van 2 %		
Waarde per ha (EUR/ha)	50 000	267 000
Schade op 20 jaar met sociale actualisatie factor van 2 %		
Waarde per ha (EUR/ha)	153 000	816 000
Onbeperkte duur met sociale actualisatie factor van 2 %		
Waarde per ha (EUR/ha) zonder actualisatie op 100 jaar	300 000	1 600 000

Deze waarden betreffen een situatie waar de schade compleet en onomkeerbaar is, dus de maximale waarde. De reële waarde ligt daaronder omwille van de niet-volledige vernietiging en/of de herstelbaarheid van de biodiversiteit (afhankelijk van, bij het verdwijnen van een bos, hoe lang het duurt om terug op te bouwen tot een situatie die qua biodiversiteit vergelijkbaar is met de huidige).

De relevantie van deze waarden voor de evaluatie wordt verder in het rapport besproken.

Als we naar de waarde kijken die de overheid aan bos/natuur geeft (bv. er wordt landbouwgrond aangekocht door de overheid of Natuurpunt om er terug natuur van te maken) ligt de prijs per ha lager dan 100.000 €/ha. Het betreft echter de ontwikkeling van een nieuwe plek waar de biodiversiteit nog gecreëerd moet worden. Deze waarde is dus een ondergrens van de te beoordelen waarde.

2.3.3.3.3 Aanpak gebaseerd op gereveleerde voorkeuren door overheidsbeslissingen

In het kader van het Natura 2000-netwerk bieden sommige Europese staten subsidies aan bosbeheerders, met name voor het achterlaten van dode bomen in bossen. Deze subsidies zijn een ondergrens voor hun door de overheid-geschatte toegevoegde waarde. Het is een ondergrens want:

- Als de waarde lager zou liggen, dan zouden ze maar een kleinere subsidie aanbieden
- De waarde kan hoger liggen, want ze kunnen ervan uitgaan dat andere stimuli (exploitatiekosten, langetermijn visie...) bestaan om het gedrag van bosbeheerders te beïnvloeden.

2.3.3.3.4 Andere mogelijke aanpakken op basis van de literatuur

Organische stof in de bodem (SOM)

Soil organic matter (SOM, Organische stof in de bodem) is een bodemkwaliteitsindicator voorgesteld door Mila I Canals (2007) en gebruikt in LCA. Het heeft betrekking op eigenschappen als buffercapaciteit, bodemstructuur en vruchtbaarheid (niet op biodiversiteit). Er worden generieke waarden van karakteriseringsfactoren gegeven voor landgebruiksstromen (*occupation of transformation*) voor achtergrondsystemen, maar van de gebruiker wordt verwacht dat hij specifieke waarden voor het bestudeerde voorgrondstelsel berekent.

Organische koolstof in de bodem (SOC) is een maat voor de organische stof in de bodem (SOM). Verlies van organische koolstof in de bodem kan worden gewaardeerd op basis van de preventiekosten, gerelateerd aan maatregelen in de landbouwsector om de verliezen te voorkomen, bijvoorbeeld nulbewerkingen. De monetaire waardering hangt af van de waarde die aan de CO₂-emissies wordt toegekend (cf. *Monetisation of the MMG method*, OVAM, 2017¹²) maar het is maar één van de factoren die de totale monetaire waarde van SOC bepalen.

Waarde van het verlies aan soortendiversiteit door verandering in landgebruik - Potentially Disappeared Fraction of species /m²/year.

In het EC NEEDS-project (2006) wordt de volgende aanpak voorgesteld om de gevolgen van veranderingen in het landgebruik voor de biodiversiteit te beoordelen:

- Het aantal verschillende soorten dat op een m² aanwezig is, wordt beoordeeld voor een reeks bodembedekkingsklassen (bijv. intensieve teelten, gematigde bossen, wetlands, bebouwde gebieden, enz.) Een van deze klassen is de referentieklassse.
- De PDF-indicator (Potentially Disappeared Fraction of Species) komt overeen met de snelheid waarmee het aantal soorten verandert bij verandering van landgebruik.
- Op basis van een analyse van de herstelkosten die moeten worden gemaakt om van een klasse naar een rijkere klasse van biodiversiteit te gaan, worden monetaire waarden in €/PDF/m²/jaar voorgesteld.
- Meer recente ontwikkelingen maken gebruik van aangegeven voorkeuren om naast de restauratiekosten ook de WTP's¹³ in te schatten.

De waarde die CE Delft 2017 aanhoudt is 0,47 €2004/PDF/m²/jaar, i.e. 0,61 €2019/PDF/m²/jaar. Uitgaande van het volledige verlies aan biodiversiteit van het zeer rijke referentielandschap (PDF = 1) gedurende 1 jaar, wordt de schade geraamd op 6.100 EUR/ha/jaar. Voor een semi-natuurlijk loofbos wordt de waarde geschat op EUR 3.660 €2019/ha/jaar. Voor bestaand naaldbos zou de waarde een stuk lager moeten liggen.

Deze aanpak is in feite een variant op de hierboven gepresenteerde top-downbenadering.

2.3.3.5 Conclusie

De ketenbenadering laat zien dat er sprake is van een drempel-effect: mits de beginselen van goed bosbeheer worden gerespecteerd en rekening wordt gehouden met de kenmerken van de bossen, kunnen effecten zo goed als volledig worden vermeden. In dit geval is de impact verwaarloosbaar.

Het is echter mogelijk dat de beginselen van goed beheer niet goed worden toegepast en dat de drempel wordt overschreden. In dit geval is het moeilijk om het effect precies te beoordelen. In de eerste iteratie kan een bovengrens waarde worden gebruikt, aangezien het verzamelen van houtresten hooguit alle

¹² <https://ovam.be/sites/default/files/atoms/files/Monetisation%20of%20the%20MMG%20method%20-%20Anex%20-%20update%202017.pdf>

¹³ Willingness To Pay (bereidwilligheid om te betalen)

ecosysteemdiensten van het bos annuleert. In de tweede iteratie, als het effect groot en dus bepalend voor de conclusies is, moet een diepgaandere studie worden uitgevoerd.

Voor een onherstelbare beschadiging van een ecosysteem met een relatief hoge waarde moet 816 000 EUR/ha als bovengrenswaarde worden gebruikt omwille van permanent verlies van ecosysteemdiensten.

Tabel 7: Waarden voor het gematigde bos in Vlaanderen

Waarden voor het gematigde bos in Vlaanderen		
	Bossen van mindere waarde	Bossen van matige waarde (voor default modellering)
Waarde per ha (EUR/ha) Schade op 10 jaar met sociale actualisatie factor van 2 %	27 000	147 000
Waarde per ha (EUR/ha) Schade op 20 jaar met sociale actualisatie factor van 2 %	50 000	267 000
Waarde per ha (EUR/ha) Onbeperkte duur met sociale actualisatie factor van 2 %	153 000	816 000

Voor de duidelijkheid, als het ecosysteem herstelbaar is, moet men een 0-waarde hanteren voor het intrinsiek verlies aan biodiversiteit en enkel het verlies van ecosysteemdiensten en de herstelkosten in rekening nemen. In dit geval kan als eerste iteratie kan een van de volgende waarden gekozen worden afhankelijk van de tijd die nodig is om een gelijkaardig bos terug te krijgen:

- 10 jaar: 147 000 €/ha
- 20 jaar: 267 000 €/ha

2.3.3.4 Toepassing van afvoer van korrelmaisresiduen

2.3.3.4.1 Effecten ketenmodellering

De afvoer van de maisresiduen uit de velden¹⁴ heeft de potentiële volgende gevolgen:

- Daling van de hoeveelheid voedingsstoffen in de bodem, waardoor de vruchtbaarheid afneemt
- Schade aan de bodemstructuur en daling van de biologische activiteit, met als gevolg een verminderde vruchtbaarheid, erosie en een verminderd vermogen om waterstromen te reguleren (overstromingspreventie).

Er kan ook verwarring ontstaan tussen de effecten in de milieupijler en deze in de economische pijler. Dit is van beperkt belang zolang dubbeltellingen worden vermeden.

¹⁴ We bedoelen dat gemaaid wordt vanaf >10 cm boven de grond. Stoppel en wortels blijven achter.

- Het verlies aan voedingsstoffen kan gedeeltelijk worden gecompenseerd met meststoffen of compost, wat echter ecologische (impacts van meststoffenproductie) en economische kosten met zich meebrengt. Een eventueel resterend verlies aan vruchtbaarheid kan leiden tot een daling van de oogst. Deze aspecten moeten in de ecologische (hoe wordt dit verlies gecompenseerd? Met extra productie elders?) en economische pijler worden ingerekend.
- De geringste regulatie van overstromingen moet worden ingerekend in de economische pijler, evenals de mogelijke gevolgen van extra meststoffen, zoals de eutrofiëring van waterlopen.

In een studie in de Verenigde Staten wordt de schade van de erosie van landbouwgrond, met inbegrip van het verlies aan voedingsstoffen,¹⁵ geraamd op 78¹⁶ USD1992/ha/jaar, of ongeveer 17117 €¹⁸ /ha/jaar. Deze kosten omvatten productiviteitsverliezen (92 €/ha/jaar), bemestings- en bewateringskosten, kosten in verband met afzettingen in waterlopen en reservoirs (sedimentatie). De totale kosten van de milieupijler kunnen worden geraamd op 25¹⁹ €/ha/jaar.

Opmerking: Deze waarde houdt geen rekening met

- Impacten op biologische activiteit (geen waarde beschikbaar)
- Milieu impacts van de productie van meststoffen, in het geval waarin het productiviteitsverlies door het gebruik van meststoffen wordt gecompenseerd
- de klimaatveranderingsaspecten.

2.3.3.4.2 Aanpak gebaseerd op de totale maatschappelijke waarde van het ecosysteem

Brenner stelt waarden voor landbouwgrond in Catalonië (Spanje) voor die geen rekening houden met erosiebestrijding en bodemvorming. De tabel wordt hieronder weergegeven. De waarde voor de categorie "Cropland" is interessant voor ons.

Tabel 8: Waarden voor landbouwgrond in Catalonië

Table 2
Non-market value of ecosystem services provided by each land and marine cover type along the Catalan coast (USD/ha•yr in 2004). Empty cells indicate lack of value data.

Domain	Land and marine cover	Gas/climate regulation	Disturbance regulation	Water regulation	Water supply	Erosion control	Soil formation	Nutrient cycling	Waste treatment	Pollination	Biological control	Habitat/refugia	Genetic resources	Aesthetic and recreation	Cultural and spiritual	Total ESV (USD/ha•yr)
Coastal and marine	Shelf (<=50 m)				1,287				1,787		49				86	3,210
	Seagrass bed								24,228							24,228
	Beach or dune		67,400										36,687		59	104,146
	Saltwater wetland		766						13,376			497	64	445		15,147
Terrestrial	Temperate forest	133			403	122	12		109	400	5	2,281	20	301	2	3,789
	Grassland	7		5		37	7		109	32	30		2			230
	Cropland									20	30	2,053		37		2,140
	Freshwater wetland	331	9,037	7,378	3,815				2,071			279		3,474	2,199	28,585
	Open freshwater				1,011									880		1,890
	Riparian buffer		217		4,747									3,385	10	8,359
	Urban greenspace	830		15										5,266		6,111
	Urban/barren/burned/mining															0
	Total		1,301	77,420	7,398	11,263	159	19	26,015	15,664	452	114	5,110	20	50,098	2,802

¹⁵ Pimentel, D., et al. (1995), Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits, in Science, New series, Vol. 267.

¹⁶ Deze waarde is door RDC herrekend om winderosie uit te sluiten, die was inbegrepen in de waarde van het artikel.

¹⁷ Op basis van een inflatie van 2% per jaar en een wisselkoers van 0,9.

¹⁸ € = EUR2019

¹⁹ Berekening van RDC op basis van de in het artikel beschreven informatie: Totale kosten exclusief winderosie = 34,8 miljard USD/jaar waarvan 27 miljard USD/jaar productiviteitsverlies.

Bron: Brenner, J, et al. 2009, *An assessment of the non-market value of the ecosystem services provided by the Catalan coastal zone, Spain, Ocean and Coastal management* 53 (2010) 27-3.

De waarde van 2140 USD/ha/jaar wordt voornamelijk verklaard door de waarde van de habitats en toevluchtsoorden (2053 USD/ha/jaar). Deze bijdrage wordt niet duidelijk uitgelegd in het artikel en lijkt weinig extrapoleerbaar naar de landbouwgebieden van Vlaanderen.

Merk op dat de door VITO gerealiseerde "natuurwaardeverkenner" waarden voor landbouwgrond in Vlaanderen voorstelt, maar dat de diensten met betrekking tot bodemerosie en bodemvorming, die hier de belangrijkste diensten zijn die worden beïnvloed, niet worden geëvalueerd. Deze waarde wordt bijgevolg niet gebruikt.

2.3.3.4.3 Aanpak gebaseerd op gereveleerde voorkeuren door overheidsbeleid

Deze aanpak wordt voorgesteld door de OVAM (2018)²⁰ voor het effect "grondgebruik - Landbouw", dat een gemiddelde waarde van 60 EUR 2017/ha/jaar (met een minimum van 15 en een maximum van 240 EUR/ha/jaar) in overweging neemt. Deze waarde komt overeen met de begroting van het Europese programma "Biodiversiteitsstrategie van de EU", dat gericht is op de bescherming van de biodiversiteit in het landbouwmilieu door middel van preventieve maatregelen. Deze waarde is indicatief want het betreft andere aspecten dan het behoud van de bodemkwaliteit:

- Het is een door de politieke bepaalde waarde, dus een compromis tussen de schade en de kost om de schade te beperken.
- Deze waarde omvat de impact op klimaatverandering

2.3.3.4.4 Andere mogelijke aanpakken op basis van de literatuur

Waarde van het verlies aan soortendiversiteit door verandering in landgebruik - Potentially Disappeared Fraction of species /m²/year.

Gezien de beperkte gegevens die beschikbaar zijn voor de totale waarde van de landbouwvelden, kunnen we verwijzen naar de "PDF"-methode. (Cf. Sectie 2.3.3.3.44). Op basis van de evaluatie van de soortendiversiteit van het NEEDS 2006 voor "Conventional arable" kan een totale waarde van 1 525 euro/ha/jaar worden geschat. Deze waarde heeft betrekking op alle ecosystemendiensten zonder onderscheid te maken.

2.3.3.4.5 Conclusie

De beperkingen voor het definiëren van de waarde zijn:

- Enkel de kost van het marginale effect van het weghalen van korrelmaïsresten uit de maïs velden zou in aanmerking moeten genomen worden; daarentegen is de kost van een totale "vernietiging" van de door het veld geleverde diensten niet relevant als er geen totale vernietiging is. De grootteorde van de totale waarde van het veld is 1 525 EUR/ha/jaar (PDF-benadering). Het is een bovengrens van de werkelijke

²⁰ OVAM (2018), bijlage: monetarisatie van de MMG-methode (update 2017).

impact, die duidelijk veel lager ligt want de experts gaan ervan uit dat de impacts zo goed als verwaarloosbaar zijn indien maximaal 2/3 van de residuen weggehaald worden.

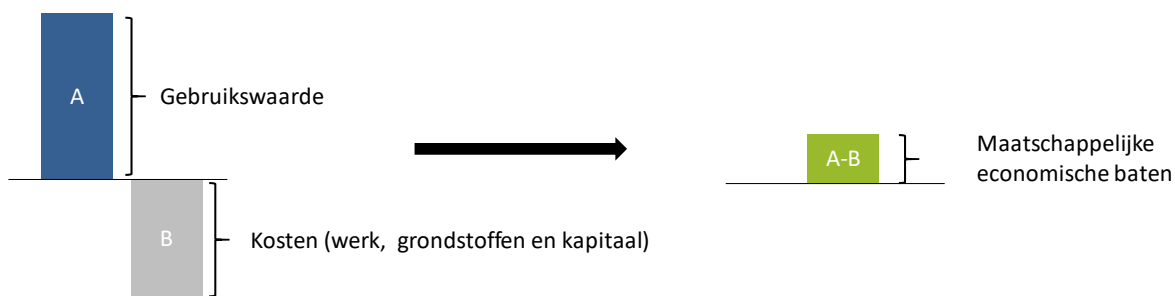
- De waarde van de opslag van koolstof in de bodem wordt hier niet in aanmerking genomen om dubbelrekening te vermijden want ze zitten al in het deel over klimaatverandering.
- Mogelijke onderschatting van de waarde van de impact op de biologische activiteit in de bodem
- Indien mogelijk een onderscheid maken tussen de aspecten die onder de economische pijler moeten worden ingerekend.

In de eerste iteratie wordt voorgesteld om 25 €/ha/jaar in aanmerking te nemen, wat overeenkomt met de huidige waarde van de Pimentel-studie (1995).

2.4 MODELLERING ECONOMISCHE IMPACTEN

2.4.1 Algemene principes

Figuur 3: Principe van economische kosten-batenanalyse



De centrale baten van een economische activiteit is de gebruikswaarde van de goederen en diensten.

De kosten zijn het gebruik van productiefactoren:

- De kost van arbeid (of opportunity cost of the working time) wordt gebruikt voor de inschatting van de kost voor de samenleving van het tijdsgebruik van het individu in de onderzochte activiteit. Deze waarde wordt geschat op basis van het super-brutoloon (nettoloon + sociale lasten en belastingen van de werknemer + werkgeverslasten)²¹.
- De kost van kapitaal (of opportunity cost of capital) wordt gebruikt om de kost voor de maatschappij van het mobiliseren van kapitaal te schatten.
- De kost van hulpbronnen/grondstoffen wordt gebruikt om de kost voor de samenleving van het mobiliseren van hulpbronnen te schatten.

Er moet op gewezen worden dat de evaluatie op de kosten moet worden gebaseerd en niet op de prijzen. De prijs is gelijk aan de kosten plus de marge en eventuele belastingen.

²¹ Eigenlijk zou hier het nettoloon + voordelen (inclusief recht op pensioen) moeten genomen worden. Voor de presentatie van de resultaten werd geopteerd voor de inclusie van alle sociale bijdragen als kost in de economische pijler en als baat in de sociale pijler. In de praktijk neutraliseren deze economische kost en sociale baat elkaar en zijn ze dus neutraal voor de globale analyse.

$$\text{Prijs} = \text{kosten} + \text{marge} + \text{belastingen}$$

De marge wordt niet in aanmerking genomen omdat deze niet overeenkomt met een productiefactor.

De belasting is een geldoverdracht tussen actoren, dus theoretisch neutraal voor de maatschappij.

De economische kost komt dus overeen met de economische kost die in de winst- en verliesrekening is opgenomen.

2.4.2 Praktische Toepassing

- Evaluatie van de kosten aan de hand van prijzen exclusief belasting indien geen gegevens over de kosten beschikbaar zijn
- Evaluatie van de verliezen en winsten in tijd en productiviteit door de verschillende actoren in de keten
- Waardering van overschotverliezen en -winsten door prijsverschillen (koopkrachtverschillen)

Meer details worden gegeven in de praktische gids (3 “Afwegingskader: Gids voor de praktische uitvoering”).

2.4 MODELLERING SOCIALE IMPACTEN

2.4.1 Algemene principes

Het netto creëren van werkgelegenheid dat verband houdt met een activiteit vormt een sociaal voordeel voor zowel de betrokken werknemers als voor de samenleving als geheel, dankzij de totstandbrenging van sociale samenhang door middel van werk.

Andere aspecten zoals visuele en recreatieve voorzieningen zouden in principe ook in de sociale pijler geanalyseerd moeten worden. In het kader van dit afwegingskader staat de waarde van ecosystemen centraal en worden deze aspecten in de milieupijler geanalyseerd. Deze keuze is neutraal voor de globale analyse.

Het doel is om het aandeel gecreëerde jobs in te schatten die in het kader van de activiteit noodzakelijk zijn. Dat aandeel wordt «netto job aangroei» genoemd. De aanwerving van één VTE komt niet automatisch neer op de netto creatie van één job, want men dient rekening te houden met verschuiving en vervanging van jobs.

De gedetailleerde methodologie wordt in appendix 4.1 beschreven.

2.5.2 Praktische toepassing

Dit houdt in dat het aantal banen wordt geschat op basis van de werk intensiviteitsfactoren in de verschillende activiteiten (sectorale gegevens, enquêtegegevens).

Deze schatting moet worden vervolledigd door een meer diepgaande studie in het geval dat in één van de scenario's een groot aantal laaggekwalificeerde²² banen betrokken is.

Aandachtspunten:

- De geografische grenzen die voor dit effect in aanmerking worden genomen, moeten worden gespecificeerd.
- Onderzoek of een scenario betrekking heeft op werk in landen met zeer lage sociale normen.

2.6 BEOORDELING VAN HET RELATIEVE BELANG VAN DE EFFECTEN: WEGING EN MONETARISATIE

In dit hoofdstuk worden de methoden gepresenteerd die moeten worden gebruikt om effecten van verschillende aard te wegen. Er worden twee methoden gepresenteerd:

- JRC-wegingsfactoren voor milieueffectcategorieën
- Monetaire factoren of monetarisatiemodellen voor alle gevolgen.

2.6.1 Gemeenschappelijke aanpak

Pijler van duurzame ontwikkeling	Scope	Aanpak	Impact categorieën	Weging – JRC factors	Weging – Monetaire waardering
Milieu	Levenscyclus	Consequentiële	16 impact categorieën cf. PEF	Ja	Ja
Economisch			<ul style="list-style-type: none"> •Gebruikswaarde •Productiekosten •Rechtstreekse hinder 	Nee	
Sociaal			<ul style="list-style-type: none"> •Jobcreatie 	Nee	

2.6.2 Weging met de wegingfactoren van het JRC

Het JRC²³ presenteert drie reeksen wegingsfactoren: (1) factoren op basis van voorkeuren die door een steekproef van burgers zijn aangegeven, (2) factoren op basis van deskundig LCA-advies en (3) webinar. De Tabel 9 geeft de drie sets van factoren weer, respectievelijk van links naar rechts. De mogelijkheid of een hybride aanpak bestaat ook met de volgende weging (zie Tabel 10):

- 25% public
- 25 % experts
- 50 % webinar

²² Veronderstelling: er is geen jobcreatie voor hooggekwalificeerde banen omdat er geen job tekort is. Als er geen job is in een scenario kunnen ze een andere job elders vinden.

²³ JRC, 2018, Development of a weighting approach for the Environmental Footprint.

Het JRC past ook robuustheidsfactoren aan de wegingsfactoren toe (zie Tabel 11).

Tabel 9 : Wegingsfactoren voorgesteld door het JRC (Extract uit JRC-rapport 201824)

(In original document: "Table 25. Weighting sets calculated according to the three options, excluding toxicity-related impact categories")

	Public (Option 3a)	Experts (option 3b)	Webinar (option 3c)
Climate change	19.31	20.73	11.47
Ozone depletion	6.37	4.76	8.27
Particulate matter/Respiratory inorganics	6.24	6.69	7.07
Ionizing radiation, human health	6.18	4.73	8.69
Photochemical ozone formation, human health	5.35	5.22	6.47
Acidification	4.72	4.80	7.49
Eutrophication terrestrial	4.66	4.37	2.70
Eutrophication freshwater	4.92	5.22	2.70
Eutrophication marine	4.45	4.54	2.70
Land use	11.65	12.43	10.15
Resource use, water	11.31	14.14	11.06
Resource use, mineral and metals	6.71	6.17	10.12
Resource use, fossils	8.13	6.19	11.12

²⁴ JRC, 2018, Development of a weighting approach for the Environmental Footprint.

Tabel 10 : Wegingsfactoren voorgesteld door het JRC (Extract uit JRC-rapport 201825)

(In original document: "Table 27. Aggregated weighting sets(from sets in table 25), excluding toxicity-related impact categories.")

	Aggregated set (50:50)
Climate change	15.75
Ozone depletion	6.92
Particulate matter/Respiratory inorganics	6.77
Ionizing radiation, human health	7.07
Photochemical ozone formation, human health	5.88
Acidification	6.13
Eutrophication terrestrial	3.61
Eutrophication freshwater	3.88
Eutrophication marine	3.59
Land use	11.10
Resource use, water	11.89
Resource use, mineral and metals	8.28
Resource use, fossils	9.14

Tabel 11 : Wegingsfactoren voorgesteld door het JRC met robuustheidsfactoren (Extract uit JRC-rapport 201826)

(In original document: "Table 32. The recommended weighting set, robustness factors and final weighting factors excluding toxicity-related impact categories.")

	Aggregated weighting set	Robustness factors	Intermediate Coefficients	Final weighting factors (incl. robustness)
	(A)	(B)	C=A*B	C scaled to 100
Climate change	15.75	0.87	13.65	22.19
Ozone depletion	6.92	0.60	4.15	6.75
Particulate matter	6.77	0.87	5.87	9.54
Ionizing radiation, HH	7.07	0.47	3.30	5.37
Photochemical ozone formation, HH	5.88	0.53	3.14	5.10
Acidification	6.13	0.67	4.08	6.64
Eutrophication, terrestrial	3.61	0.67	2.40	3.91
Eutrophication, freshwater	3.88	0.47	1.81	2.95
Eutrophication, marine	3.59	0.53	1.92	3.12
Land use	11.10	0.47	5.18	8.42
Water use	11.89	0.47	5.55	9.03
Resource use, mineral and metals	8.28	0.60	4.97	8.08
Resource use, fossils	9.14	0.60	5.48	8.92

²⁵ JRC, 2018, Development of a weighting approach for the Environmental Footprint.

²⁶ JRC, 2018, Development of a weighting approach for the Environmental Footprint.

Deze factoren moeten worden gebruikt na toepassing van de in de volgende tabel gepresenteerde normalisatiefactoren. Illustratief voorbeeld voor een systeem die 200 kg CO₂ eq en 0.003 kg CFC-11eq emitteert.

De totale impact

= climate change + ozone depletion

= 200 kg CO₂ eq / 7.76E+03 * 22.19 + 0.003 kg CFC-11 eq / 2.34E-02 * 6.75

= 0.572 (climate change) + 0.865 (ozone depletion)

= 1.437 (dimensieloos getal)

Tabel 12: Normalisatiefactoren voorgesteld door het JRC27

Impact category	Unit	Global NFs (2010) for EF	Global NFs (2010) for EF per person
Climate change	kg CO ₂ eq	5.35E+13	7.76E+03
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	1.61E+08	2.34E-02
Human toxicity, cancer	CTUh	2.66E+05	3.85E-05
Human toxicity, non-cancer	CTUh	3.27E+06	4.75E-04
Particulate matter and respiratory	death	4.39E+06	6.37E-04
Ionising radiation	kBq U-235 eq.	2.91E+13	4.22E+03
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq.	2.80E+11	4.06E+01
Acidification	mol H+ eq	3.83E+11	5.55E+01
Terrestrial eutrophication	mol N eq	1.22E+12	1.77E+02
Freshwater eutrophication	kg P eq	1.76E+10	2.55E+00
Marine eutrophication	kg N eq	1.95E+11	2.83E+01
Land use	pt	9.20E+15	1.33E+06
Ecotoxicity freshwater	CTUe	8.15E+13	1.18E+04
Water use	m ³ water eq of deprived	7.91E+13	1.15E+04
Resource use (fossils)	MJ	4.50E+14	6.53E+04
Resource use (mineral and metals)	kg Sb eq	3.99E+08	5.79E-02

²⁷ JRC, Global normalisation and weighting factors for Environmental Footprint (EF), Excel file.

2.6.3 Monetaire waardering van milieu impacts

“Monetaire waardering” genoemd volgens de ISO 14008-norm²⁸ biedt de mogelijkheid om:

- Verschillende milieu impacts rechtstreeks met elkaar te vergelijken en vervolgens een hiërarchie op te maken,
- De uitkomst van de beoordeling uit te drukken in de vorm van een single score; dit vergemakkelijkt de rechtstreekse vergelijking van meerdere systemen,
- Het aandeel te berekenen van de voor- en nadelen die geïnternaliseerd zijn, dit wil zeggen die al ingecalculereerd zitten in de prijzen op de markten, en dus in het gedrag van de economische spelers; dit is zeer belangrijk om **dubbeltelling te vermijden**. Voorbeelden van dubbeltelling worden in Appendix 4.24.3 voorgesteld.
- De voor- en nadelen voor het milieu te **vergelijken met de sociale aspecten en de economische kosten** van de verschillende systemen.

De ISO 14008:2019 norm specificeert een methodologisch kader voor de monetaire waardering van milieu-impacts en aanverwante milieuaspecten. Milieu-impacts omvatten effecten op de menselijke gezondheid en op het bebouwde en natuurlijk milieu. Milieuaspecten omvatten de uitstoot van schadelijke stoffen en het gebruik van natuurlijke hulpbronnen.

Tot slot fungeert de monetarisatie methode als een filter, die de verwaarloosbare effecten uit het debat doet verdwijnen en er zo voor zorgt dat de inventaris en de bespreking/beoordeling van de resultaten **focus op de belangrijke effecten en impactbronnen**.

Monetarisatie houdt in dat een raming wordt gemaakt van de monetaire waarde van de milieuschade van een activiteit voor de maatschappij. Deze monetaire waarde, die aan de verschillende effecten toegekend wordt, komt overeen met de waarde van de schade en/of voordelen die zij betekenen voor de mens en dus de maatschappij.

Monetarisatie stelt ons in staat om variatie van het welzijn te meten en uit te drukken in euro. Die eenheid komt overeen met het bijkomend welzijn dat aangereikt wordt door 1 euro aan bijkomend inkomen voor een gemiddelde Europeaan (hier wordt het Europese gemiddelde gedefinieerd volgens het Europees mediaan inkomen). In het kader van de LCA-studie drukt de monetarisatiefactor die waarde uit per eenheid van geïnventariseerde elementaire stroom (bij voorbeeld €/t CO₂).

De milieueffecten zijn op verschillende vlakken merkbaar:

²⁸ <https://www.iso.org/standard/43243.html>

- De elementaire stromen (bijvoorbeeld kg-eq. CO₂) dragen bij tot het voorkomen van concrete “tussenliggende effecten”, ook wel impactcategorieën genoemd (broeikaseffect, verzuring, ...).
- Die “tussenliggende effecten” beïnvloeden rechtstreeks het menselijk wezen (en de andere levende wezens) door hen gevoelde effecten op te leggen (verlies van een levensjaar, verlies van levenskwaliteit).

Milieueffecten uitdrukken in monetaire vorm bestaat erin de schade/voordelen te bepalen die aan de verschillende effecten verbonden zijn. Hiertoe moet het volgende bepaald worden:

- De ketenrelatie tussen de elementaire stromen en de uiteindelijk effecten op de mens;
- De monetaire waarde van deze gevoelde effecten (Euro).

De gedetailleerde methodiek wordt beschreven in bijlage 4.1.

2.6.4 Keuze van de wegingsmethode

De drie belangrijkste wegingsmethoden die worden geëvalueerd, zijn de volgende:

- De op basis van een openbare enquête gedefinieerde wegingsfactoren (JRC-publiek)
- De op basis van een enquête onder deskundigen van het JRC vastgestelde wegingsfactoren
- Factoren en modellen van monetarisering.

De voor- en nadelen van de verschillende methoden zijn als volgt.

Tabel 13: Voordelen en nadelen van de weging methodes

	JRC Publiek	JRC Deskundigen	Monetarisatie
Voordelen	Alle LCA-milieueffectcategorieën worden in aanmerking genomen en de methode wordt door het JRC erkend.	Alle LCA-milieueffectcategorieën worden in aanmerking genomen en de methode wordt door het JRC erkend.	<ul style="list-style-type: none"> - Elke elementaire stroom heeft een ad-hoc evaluatiemethode (informatie van deskundigen, het publiek en eventueel de markten wordt gecombineerd). - De aanpak is flexibel en er kunnen nieuwe monetariseringsmodellen worden ontwikkeld voor nieuwe elementaire stromen, effecten, regio's of perioden. - De aanpak maakt het mogelijk om de milieu-, sociale en economische effecten te vergelijken.

			- De methode maakt het mogelijk om de beperkingen en onzekerheden te presenteren.
Nadelen	<ul style="list-style-type: none"> - Het publiek heeft niet de kennis om het relatieve belang van de effecten te begrijpen op basis van de middelpunten. - De factoren hebben alleen betrekking op de milieueffecten en niet op de sociale en economische gevolgen. 	<ul style="list-style-type: none"> - Deskundigen hebben een beperkte legitimiteit bij het beoordelen van het relatieve belang van de categorieën van invloed op het menselijk welzijn. - De factoren hebben alleen betrekking op de milieueffecten en niet op de sociale en economische gevolgen. 	<ul style="list-style-type: none"> - Methode soms slecht geaccepteerd en verkeerd begrepen - Sommige elementaire stromen worden nog steeds slecht geëvalueerd.

Tot slot wordt voorgesteld de drie methoden te gebruiken en te vergelijken en met behulp van monetarisering conclusies te trekken uit de studie, waarbij de beperkingen duidelijk naar voren komen.

2.7 ITERATIEVE AANPAK

Om onzekerheid te beperken, moet een iteratieve aanpak gebruikt worden. Deze aanpak wordt door het ILCD Handbook²⁹ en ISO 14040/44:2006³⁰ aangeraden en wordt als volgt toegepast:

1 Berekening van de impacts met een vereenvoudigde modellering en standaard monetarisatie waarden. Deze eerste iteratie dient om de grootste maatschappelijke impacts en de parameters met de grootste invloed op de resultaten te bepalen.

2 Berekening van de grootste impacts met complexe modellering en specifieke monetarisatie waarden/modellen

Voor de parameters met een grote invloed op de onzekerheid van de resultaten (omwille van hun bijdrage aan de impacts en hun relatieve onzekerheid) wordt de analyse verfijnd door:

- Dieper literatuuronderzoek om de standaard gegevens door specifieke gegevens te vervangen
- Experten interviews om de modellering en de gegevens te verfijnen
- Het gebruik van intervallen en distributie om de onzekerheid met een grote invloed op de resultaten in de analyse mee te nemen.

Voor impacts met een kleine invloed op het totale resultaat wordt dus een vereenvoudigde modellering gebruikt met een standaardwaarde of een bovengrens waarde.

²⁹ <https://epca.jrc.ec.europa.eu/uploads/ILCD-Handbook-General-guide-for-LCA-DETAILED-GUIDANCE-12March2010-ISBN-fin-v1.0-EN.pdf>

³⁰ <https://www.iso.org/standard/37456.html>

Deze aanpak maakt het dus mogelijk om tijdverlies te vermijden bij het zoeken naar gegevens en verfijnen van de modellering die weinig invloed hebben op de globale resultaten. Het is meer waardevol om zich te concentreren op het zoeken naar gegevens met een grote invloed op de onzekerheid van de resultaten. Zo wordt een hogere betrouwbaarheid bereikt voor deze gevoelige gegevens. LCA-studies worden bijna altijd met een iteratieve aanpak uitgevoerd.

2.8 BEHEER VAN DE ONZEKERHEID

Onzekerheid over de resultaten van de analyse kan voortkomen uit

- Gebruikte gegevens, d.w.z. gegevens die specifiek zijn voor het onderzoek en gegevens uit databanken (met name procesgegevens)
- Evaluatiemethoden om de resultaten in termen van elementaire stromen om te zetten in resultaten per impactcategorie, gewogen resultaten en gemonetariseerde resultaten.
- Keuzes op het gebied van scenariomodellering, zoals de keuze van de overwogen technologieën en de afsluitingscriteria.

De onzekerheid moet zoveel mogelijk worden geminimaliseerd en duidelijk worden aangegeven in de resultaten.

De minimalisering van de onzekerheid wordt bereikt door de iteratieve aanpak, beschreven in paragraaf 2.7.

De omvang van de onzekerheid wordt geëvalueerd en gepresenteerd. De resultaten bevatten een gevoeligheidsanalyse met betrekking tot de belangrijkste onzekerheidsfactoren, informatie over de waarschijnlijkheidsverdeling en de oorsprong van de onzekerheid.

2.9 INTERPRETATIE EN PRESENTATIE VAN DE RESULTATEN

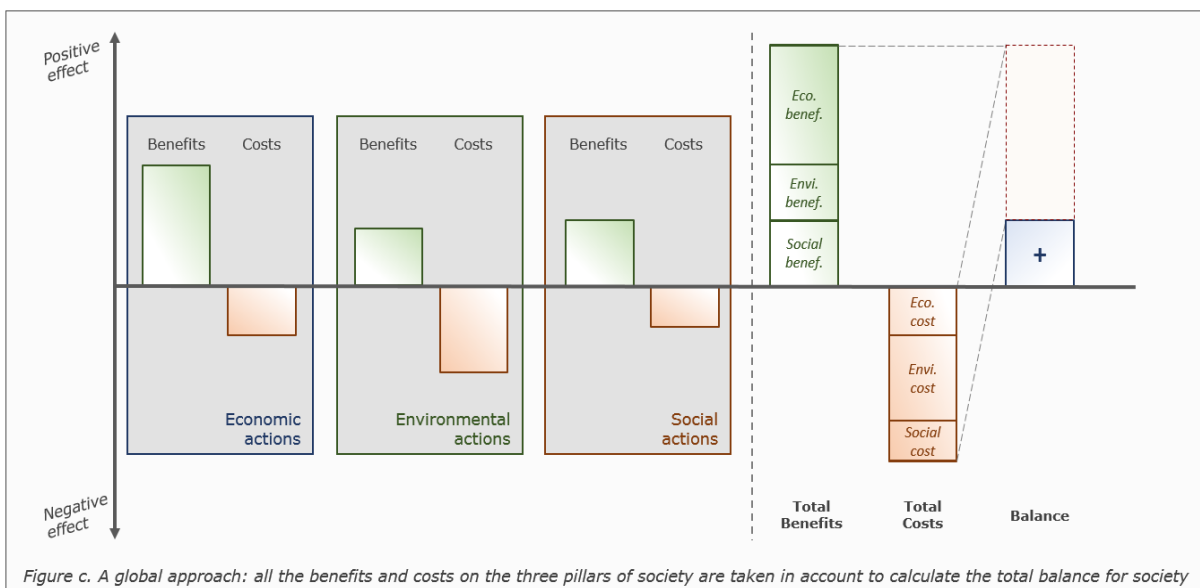
Bij de interpretatie van de resultaten moeten de volgende beginselen in acht worden genomen:

- De nadruk ligt eerst op de milieuaspecten alleen, en vervolgens op de geaggregeerde milieu-, economische en sociale aspecten, zoals aangegeven in punt 2.1.1.22.
- De beginselen van de iteratieve aanpak: er wordt meer aandacht besteed aan de parameters en effecten die het meest bijdragen aan het eindresultaat, zoals aangegeven in punt 2.77.
- De presentatie van de resultaten moet het volgende bevatten
- Een herinnering aan de algemene veronderstellingen van het scenario
- Een presentatie van de algemene resultaten, bijvoorbeeld de totale waarde van het scenario en de waarde per pijler van duurzame ontwikkeling.
- Een kwantitatieve beoordeling van de onzekerheid. Indien dit niet het geval is, moet tenminste een kwalitatieve beoordeling worden verstrekt.
- Een gevoeligheidsanalyse voor de meest invloedrijke parameters en een bespreking van deze parameters. Er moet een onderscheid worden gemaakt tussen mogelijke factoren van variabiliteit in de resultaten:
 - methodologische onzekerheid
 - onzekerheid over technologieën (zie TRL)

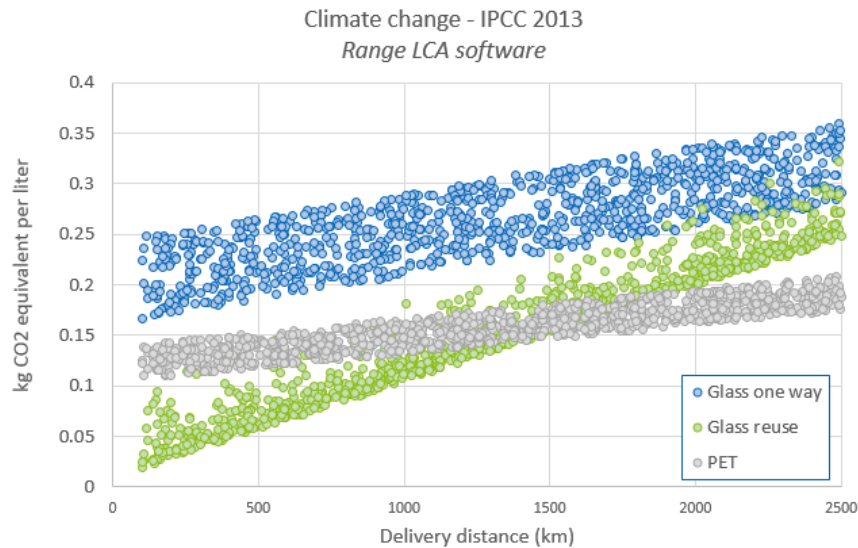
- de verscheidenheid aan mogelijke gevallen
 - het risico.
- Een voorstel voor een methode om de resultaten te verfijnen of de onzekerheid te verminderen.

De volgende grafieken geven voorbeelden van grafische presentatie van resultaten, onzekerheid en gevoeligheidsanalyse.

Figuur 4 : Voorbeeld van grafische presentatie van de resultaten voor de drie pijlers – Bron: RDC



Figuur 5 : Voorbeeld van een grafische presentatie van onzekerheid en gevoeligheid voor invloedrijke parameters – Bron: RDC



3 AFWEGINGSKADER: GIDS VOOR DE PRAKTISCHE UITVOERING

In de praktische gids wordt de te volgen procedure voor de evaluatie van de casestudies gepresenteerd. De beschreven stappen zijn:

- Scenariomodellering
- Evaluatie van de milieueffecten
- Evaluatie van de economische effecten
- Evaluatie van de sociale effecten

3.1 SCENARIOMODELLERING

- Deze paragraaf bevat de volgende onderdelen:
- De definitie van de functionele eenheid
- De definitie van de geëvalueerde scenario's

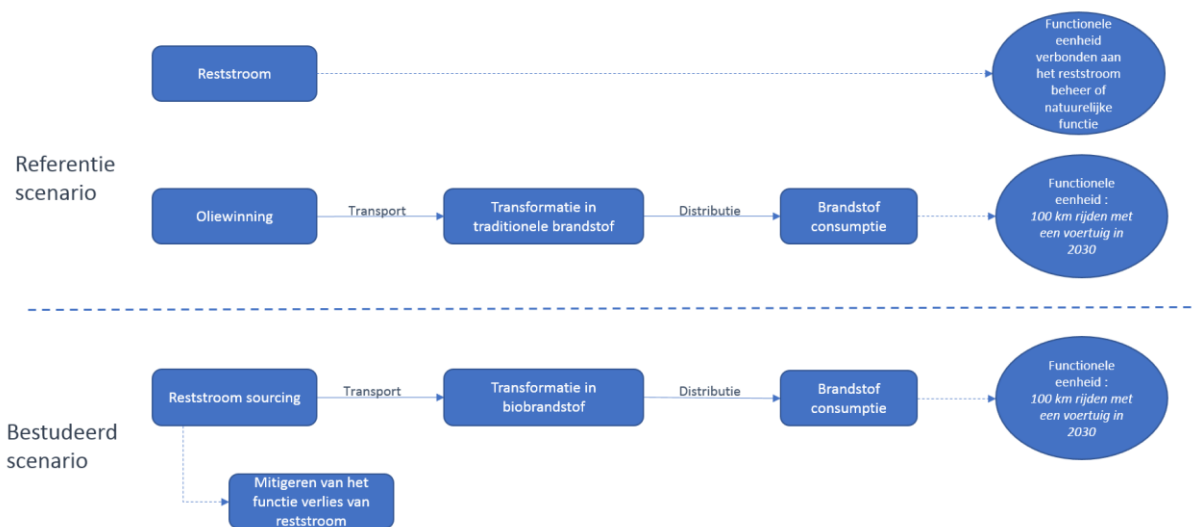
3.1.1 Modelling van de levenscyclusfase - Definitie van de functionele eenheid

De functionele basiseenheid is: "100 km reizen met een voertuig in 2030". Deze eenheid kan naar wens worden gespecificeerd in termen van grootte en type van voertuig.

Deze formule is geschikt voor transporttoepassingen. Voor casestudies in andere toepassingen moet een andere functionele eenheid worden gedefinieerd door de evaluator.

3.1.2 Definitie van geëvalueerde scenario's

- Op basis van het type biomassa worden volgende elementen bepaald:
- De techniek van omzetting in brandstof (zie paragraaf 2.2.22)
- Het type brandstof dat wordt geproduceerd, eventueel gebruikt in een mengsel met andere brandstoffen
- De functie van de brandstof, de wijze van gebruik, met name het type voertuig
- Het type vervangen brandstof, dat het referentiescenario bepaalt.
- De definitie van de geëvalueerde scenario's moet worden uitgevoerd met de hulp van sectordeskundigen en moet leiden tot de definitie van de fasen, zoals weergegeven in het volgende diagram
- Studie- en referentiescenario's
- De grenzen van het systeem.

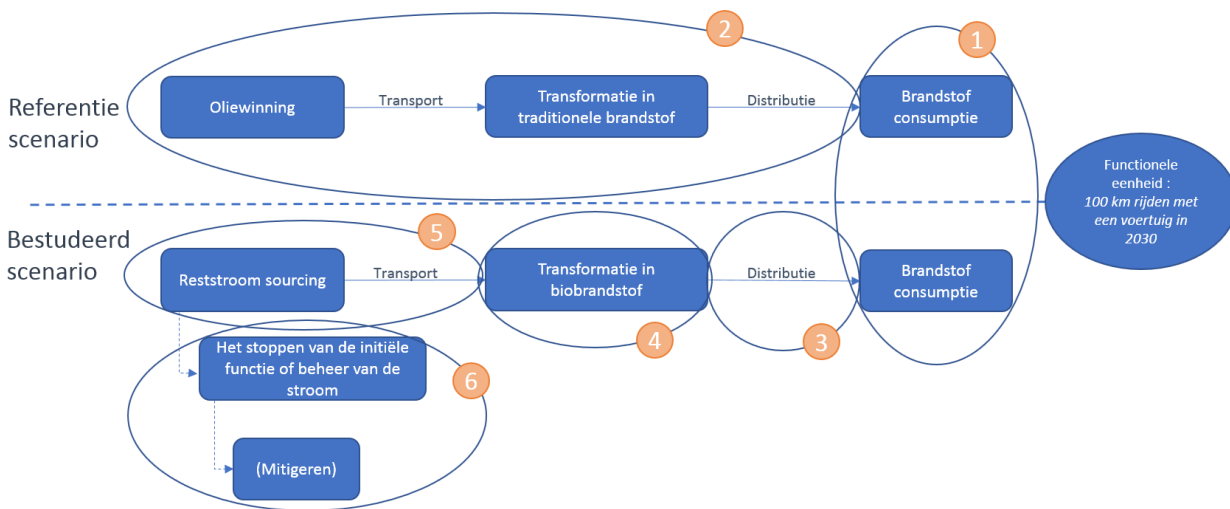


Figuur 6: Studie- en referentiescenario's

In de praktijk mag men een equivalente modellering ('bestudeerd scenario') gebruiken die de interpretatie vergemakkelijkt. In beide systemen wordt het beheer van de reststroom afgetrokken zodanig dat in beide systemen enkel één functie wordt vervuld. Het vermijden van het beheer van de reststroom komt dus met een negatieve waarde in het bestudeerd scenario.

3.1.3 Levensfase modellering

In dit hoofdstuk wordt de modellering beschreven in de volgorde die in het volgende diagram is weergegeven.



Figuur 7: Modellering levensfase.

3.1.3.1 Brandstof consumptie

De activiteiten die nodig zijn om de functie te vervullen tijdens de gebruiksfase te bereiken, worden gedefinieerd. Meer bepaald moeten volgende parameters worden vastgesteld, waarbij zoveel mogelijk rekening moet worden gehouden met de tijdschors van de evaluatie:

Tabel 14: Parameters brandstofconsumptie

Activiteit	Te definiëren parameters	Bronnen
Brandstofverbruik	<ul style="list-style-type: none"> - Referentie: Fossiel brandstofverbruik per 100 km, voor een representatief voertuig of volgens het gemiddelde van het betrokken wagenpark; verbruik in het algemeen uitgedrukt in volume (of massa) per 100 km. - - Parameters van fossiele brandstoffen en biobrandstoffen van de tweede generatie: - Lagere verwarmingswaarde (LHV, MJ/kg of MJ/Nm3) - Dichtheid (kg/liter of kg/Nm3) - - 	<p>Gegevens die representatief zijn voor de huidige situatie: LCA-databases (bv. ecoinvent) of specifiek voor de vervoerssector (bv. COPERT).</p> <p>Gegevens die door het GCO (Europese Commissie) worden gebruikt in de studies "Well-to-Wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context". https://ec.europa.eu/jrc/sites/jrcsh/files/wtt_appendix_1_v4a.pdf</p> <p>Hypothese die deel uitmaakt van de definitie van het casestudiescenario</p>

	<ul style="list-style-type: none"> - Aandeel fossiele brandstof vervangen door de equivalente biobrandstof - Gegevens of hypothese over de verhouding tussen het verbruik van biobrandstoffen en het verbruik van fossiele brandstoffen; de praktijk van de sector bestaat erin deze verhouding uit te drukken op basis van de respectievelijke energie-inhoud. Bijvoorbeeld: veronderstelling van een identieke output per MJ (en dus een equivalent aantal km/MJ). <p>Opmerking: Op basis van de substitutiegraad in MJ en de brandstofparameters worden de hoeveelheden van elk type brandstof gedefinieerd die nodig zijn voor de productie van de functionele eenheid en die het mogelijk maken om alle stadia van de bestudeerde levenscyclus te koppelen aan deze functionele eenheid</p>	Deskundigenadvies of ad-hoc literatuur over de prestaties van biobrandstoffen van tweede generatie
Gebruik van het voertuig	<ul style="list-style-type: none"> - Verschil in levensduur - Verschil in onderhoudseisen - Verschil in bandengebruik - ... 	Het wordt verondersteld dat het gebruik van biobrandstof geen effect heeft op deze parameters gerelateerd met het voertuigleven. Indien relevant, een door een deskundige uit de sector te verstrekken raming.
Inkoop: reizen om brandstof te kopen	<ul style="list-style-type: none"> - extra reiskilometers voor de consument om zich te bevoorraden. 	A priori zijn de benodigde hoeveelheden brandstof per km in beide scenario's voldoende dicht bij elkaar om een verschil in de afgelegde afstand tot de pomp als verwaarloosbaar te kunnen beschouwen. Indien een alternatieve modellering nodig is, moet worden gezorgd voor consistentie met de economische evaluatie.
Gebruik van wegen	<ul style="list-style-type: none"> - Identiek, niet geëvalueerd. 	Niet van toepassing.
...

De functionele eenheid is normaal gesproken zo gedefinieerd dat een groot deel van de activiteiten in de gebruiksfase identiek zijn tussen het beschouwde scenario en het referentiescenario. Bij wijze van voorbeeld is behalve in het geval van een verandering in de motortechnologie, het gebruik van het voertuig hetzelfde: het type voertuig, de levensduur en de onderhoudsvereisten kunnen in het bestudeerde scenario en het referentiescenario hetzelfde zijn.

Wanneer de activiteiten in beide scenario's identiek zijn, kan de modellering ervan worden genegeerd. De mogelijke onzekerheid over het brandstofverbruik van voertuigen in 2030 heeft dus een klein (verwaarloosbaar) effect op het verschil tussen de twee scenario's.

3.1.3.2 Referentiescenario: van extractie tot distributie

De modellering van het referentiescenario is gebaseerd op geaggregeerde gegevens die beschikbaar zijn in databases of in de literatuur. De modellering is daarom niet erg gedetailleerd.

De specifieke kenmerken van de milieu-, economische en sociale modellering worden gespecificeerd in de desbetreffende hoofdstukken.

3.1.3.3 Bestudeerd scenario

3.1.3.3.1 Distributie

Distributie omvat alle activiteiten vanaf het moment dat de brandstof de fabriek verlaat (verwerking en/of opslag) tot aan de consument.

De activiteiten zijn:

- transport naar het distributiepunt
- beheer van distributiepunten
- communicatie (reclame, enz.).

In de praktijk zijn de distributieactiviteiten dezelfde, ongeacht het scenario. De modellering is dus hetzelfde in de twee vergeleken scenario's, maar de omvang kan variëren afhankelijk van het gewicht en het volume van de brandstof. In de volgende tabel worden de mogelijke verschillen besproken.

Tabel 15: Verschillen distributiescenario's

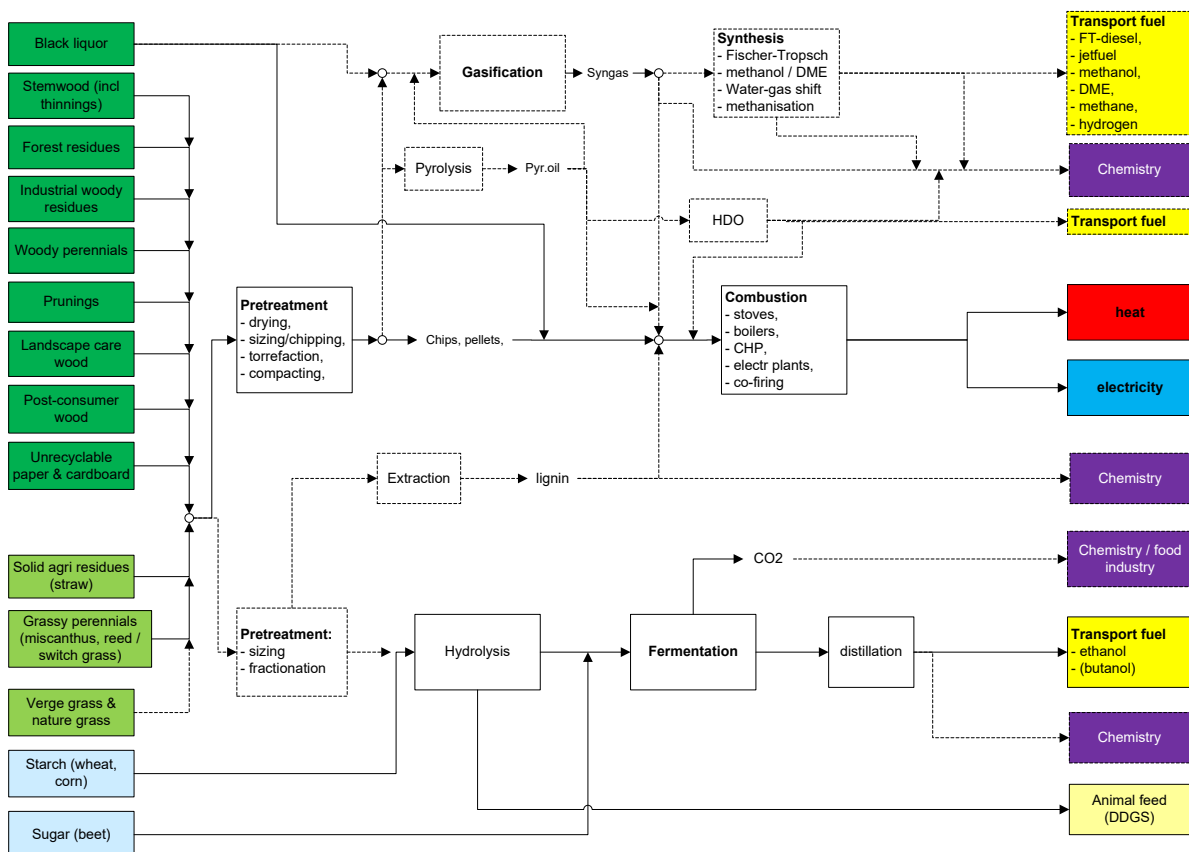
Activiteit	Uitleg van de verschillen tussen de twee scenario's									
Vervoer naar het benzinstation	<p>Tegen 2030 is de impact van het transport evenredig met het gewicht van de vervoerde brandstof. In geval van kleine volumewijzigingen kunnen de vrachtwagens immers worden aangepast om meer volume te vervoeren voor hetzelfde gewicht. Dus alleen het gewicht is echt beperkend.</p> <p>Transportimpact = transportimpact in het referentiescenario * bestudeerd brandstofgewicht / referentiebrandstofgewicht.</p> <p>De in te stellen parameters zijn:</p> <table border="1" data-bbox="549 1451 1227 1722"> <thead> <tr> <th>Te definiëren parameters</th> <th>Mogelijke bronnen</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Type voertuig dat wordt gebruikt</td> <td rowspan="4">Sectordeskundigen Hypothesen</td> </tr> <tr> <td>Capaciteit van het gebruikte voertuig</td> </tr> <tr> <td>Afgelegde afstand</td> </tr> <tr> <td>Gewicht van de bestudeerde brandstof</td> </tr> <tr> <td>Gewicht van de vervangen brandstof</td> <td></td> </tr> </tbody> </table> <p>In de praktijk is een benaderende waarde van de absolute impact van de verdeling voldoende voor de evaluatie: het is het verschil tussen de scenario's dat bepalend is.</p>	Te definiëren parameters	Mogelijke bronnen	Type voertuig dat wordt gebruikt	Sectordeskundigen Hypothesen	Capaciteit van het gebruikte voertuig	Afgelegde afstand	Gewicht van de bestudeerde brandstof	Gewicht van de vervangen brandstof	
Te definiëren parameters	Mogelijke bronnen									
Type voertuig dat wordt gebruikt	Sectordeskundigen Hypothesen									
Capaciteit van het gebruikte voertuig										
Afgelegde afstand										
Gewicht van de bestudeerde brandstof										
Gewicht van de vervangen brandstof										

Investerings in benzinestations	Zelfs als het volume en het gewicht van de brandstof worden gewijzigd, verandert het aantal tankstations, hun grootte en uitrusting niet. Er is geen verschil tussen de scenario's.
Beheer van tankstations	De omvang van het beheer van benzinestations kan worden beschouwd als onafhankelijk van het gewicht en het volume van de brandstof. Er is geen verschil tussen de scenario's.
Reclame	Er is geen verschil tussen de scenario's.

3.1.3.3.2 Productie van de biobrandstof

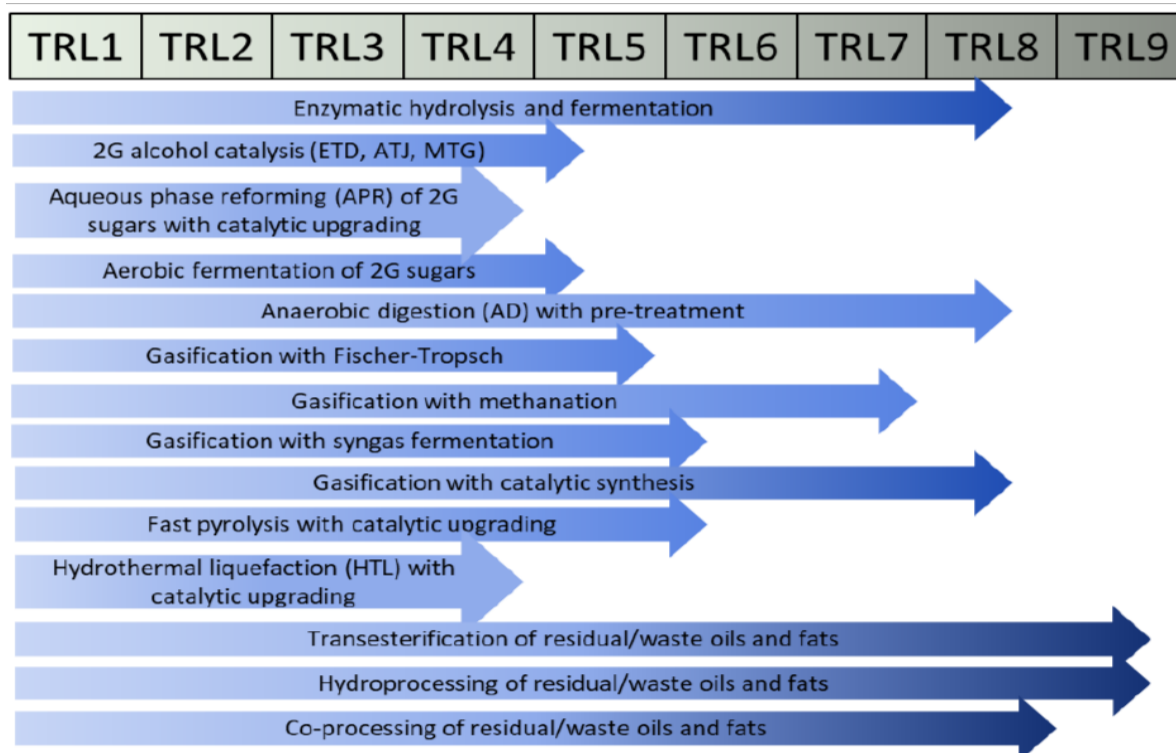
Keuze van de technologie

In functie van het type biomassa wordt bij de evaluatie een te modelleren technologie geselecteerd. De keuze van de te modelleren technologie moet de waarschijnlijke situatie in 2030 op industriële schaal zo goed mogelijk weerspiegelen. Het volgend schema Biomass Policies (2015)³¹ biedt een basis voor de keuze van de technologie.



³¹ L. Pelkmans et al (2015). SWOT analysis of biomass value chains. Deliverable 2.4 of the Biomass Policies project. VITO, March 2015

E4Tech (2018)³² stelt ook een beoordeling voor van de Technology Readiness Levels (TRL's) voor verschillende technologieën, zoals weergegeven in het volgende schema.



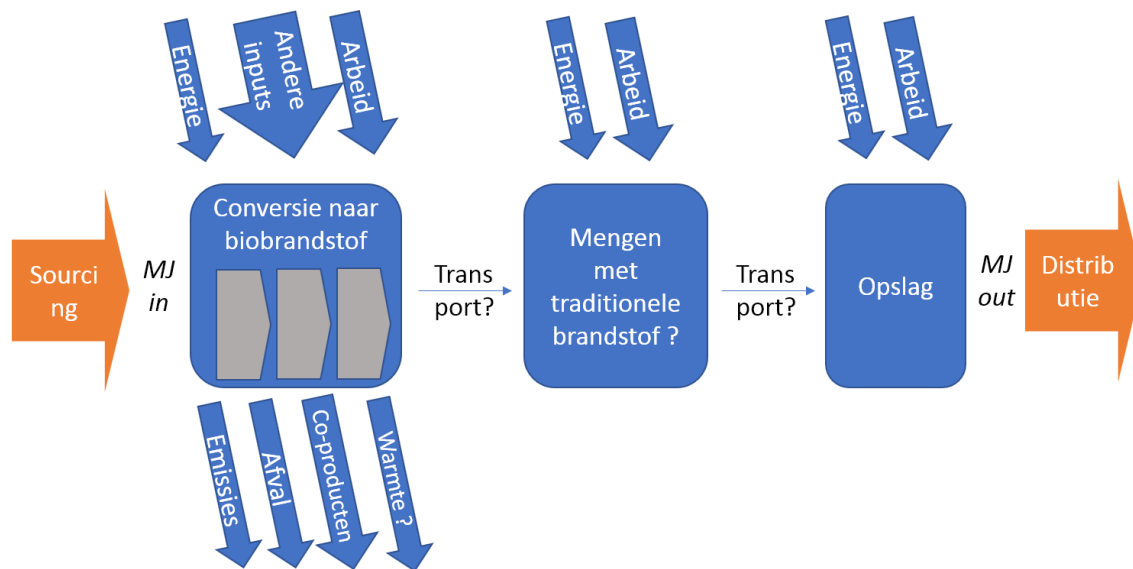
Figuur 8: Beoordeling technologieën naar TRL

Door extrapolatie maakt deze figuur het mogelijk om technologieën te identificeren die in 2030 voldoende uitgebouwd en beschikbaar op de markt zullen zijn. De keuze van de technologie maakt deel uit van de definitie van de studie en wordt gebaseerd op een literatuurstudie en het advies van sectordeskundigen.

Definitie van de verwerkingsstappen

Het volgende schema geeft in het blauw een algemeen beeld van de te modelleren transformatieactiviteiten. Conversie kan een reeks verschillende activiteiten omvatten, waaronder van voorbereidende activiteiten: drogen, malen, zuiveren, sorteren, enz. Afhankelijk van het geval kan een voorbereidingsactiviteit worden overwogen in de verwerkingsfase of in de sourcingfase.

³² E4Tech. Report on market and industrial development intelligence for sustainable advanced biofuels. December 2018. Bijlage in A. O'Connell, M. Prussi, M. Padella, A. Konti, L. Lonza (2019), Sustainable Advanced Biofuels Technology Market Report 2018, EUR 29929 EN, European Commission.



Figuur 9: Te modelleren verwerkingsstappen

Het bepalen van de parameters

De belangrijkste parameters die moeten worden gekwantificeerd zijn de volgende:

- Het totale rendement, de verhouding MJ uit / MJ in. Deze verhouding moet ook worden vertaald in een massa- en volumeverhouding.
- De hoeveelheden energie en input die nodig zijn voor de activiteiten
- Hoeveelheden afval, nevenproducten en andere outputs.

In het geval van multi-input processen (de bestudeerde stroom wordt samen met andere stromen verwerkt) of multi-output processen (bijproducten worden gevormd tijdens de transformatie van de stroom) gaat het om de allocatie van de inputs en outputs van het proces en de kosten die specifiek verbonden zijn aan de bestudeerde stroom of de geproduceerde biobrandstof.

De specifieke aspecten van de milieu-, economische en sociale pijlers worden uitgewerkt in de specifieke rubrieken.

3.1.3.3.3 Sourcing en transport

De modellering van de sourcing is afhankelijk van de geografische spreiding van de beschouwde reststroom:

Tabel 16: Invloed spreiding reststroom op modellering sourcing

Soort stroom	Te modelleren activiteiten en parameters
<p>Stromen die verspreid zijn in de natuur en die momenteel niet aan een specifiek beheer zijn onderworpen.</p>	<p><u>Uitleg</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - De stroom is in relatief kleine hoeveelheden aanwezig op een groot aantal verschillende locaties. - Naast het laden is soms ook een ophaalopdracht nodig, die handmatig of met een machine kan worden uitgevoerd. - Regionale centra voor opslag / sortering / stromingsdroging kunnen nodig zijn. Deze behoefte is afhankelijk van <ul style="list-style-type: none"> • de hoeveelheden die op elk ophaalpunt aanwezig zijn: kunnen we een transportwagen vullen? • reistijden tussen de inzamelpunten en het verwerkingscentrum • de kenmerken van de verzamelde stroom: moet deze worden gesorteerd, gedroogd, verdicht, geplet, etc.? <p><u>Te modelleren activiteiten</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Gebruik van de pick-up/oogst machine - Gebruik van een transportwagen van het verzamelpunt naar een intermediaire opslagplaats of rechtstreeks naar een verwerkingscentrum - Efficiëntie - Groepering - Mogelijke voorbereidingsactiviteit: drogen, vermalen
<p>Stroom die wordt opgevangen en gemengd met andere materialen, waarbij scheiding nodig is</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Sorteren <ul style="list-style-type: none"> • Concentratie van de stroom binnen de initiële gemengde stroom • Verbruik • Afval • Efficiëntie per uur - Mogelijke voorbereidingsactiviteit: drogen, vermalen - Vervoer <ul style="list-style-type: none"> • Type vrachtwagen • Afstanden • Massa en volume
<p>Verzamelde stroom, die niet gescheiden hoeft te worden</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Vervoer <ul style="list-style-type: none"> • Type vrachtwagen • Afstanden • Massa en volume - Mogelijke voorbereidingsactiviteit: drogen, vermalen

Vaak zijn er meerdere logistieke oplossingen mogelijk en kunnen deze naast elkaar bestaan. Het combineren van inzameling met bestaande logistiek kan de behoeften en de impact verminderen. Een voorbeeld is omgekeerde logistiek: een leverancier brengt een product binnen en laat het voertuig traditioneel leeg staan voor de terugreis. Hij zou de beschouwde stroom kunnen terugbrengen naar het depot en zo de lege ruimte van zijn voertuig gebruiken: dit is de omgekeerde logistiek.

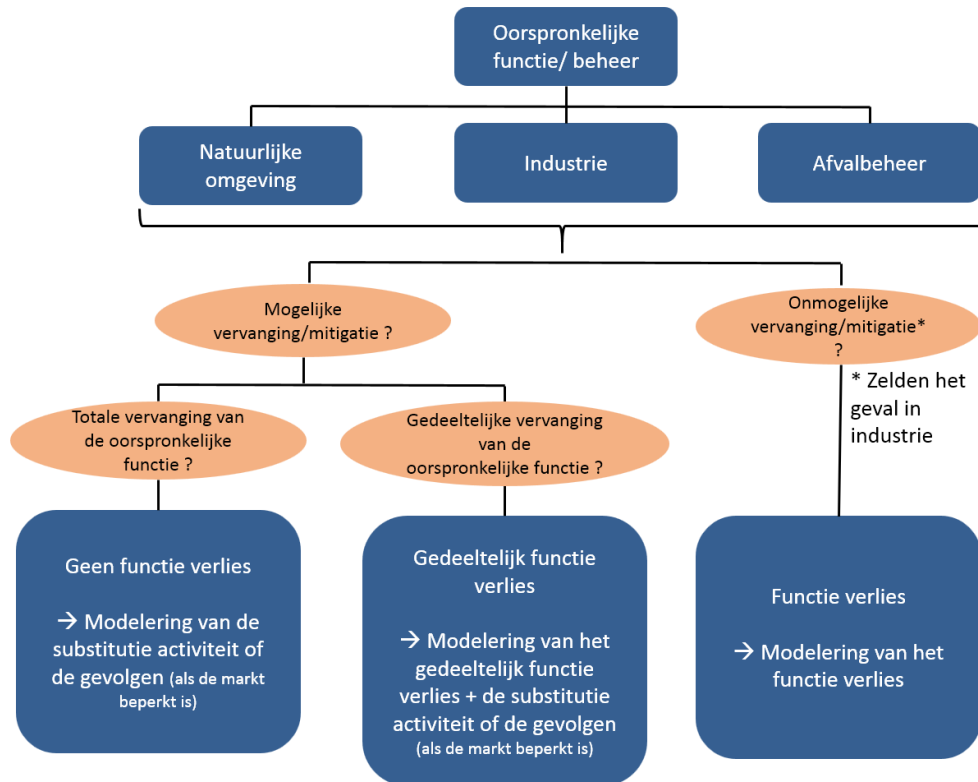
In het geval van een eerste iteratiebasis moet echter een conservatieve, veilige oplossing worden overwogen, die niet afhankelijk is van afzonderlijke activiteiten en een onzekere samenwerking tussen verschillende actoren. Vaak is een toegewijde logistiek de meest conservatieve oplossing, die het mogelijk maakt om een bovengrens waarde van de impact te evalueren, indien nodig in een tweede iteratie te verfijnen.

3.1.3.3.4 Stoppen van de initiële functie of beheer en mogelijke mitigatie

Bij consequentiële LCA zijn de te modelleren elementen afhankelijk van de keten van gevolgen door de mobilisatie van de stroom. Hieronder twee voorbeelden:

- Voorbeeld 1. De flux wordt in eerste instantie gebruikt in de industrie om spaanplaat te produceren. Als de industrie minder stroom heeft, zal ze gebruik maken van virgin hout uit de bossen. De aanvoer van zuiver hout uit de bossen wordt dan gemodelleerd. Opmerking: Het is mogelijk dat de markt voor hout uit bossen "beperkt" is. Dan is er minder hout om de andere functies te vervullen en zal een andere industrie, bijvoorbeeld de energieproductie, hout moeten vervangen door een alternatief, bijvoorbeeld gas. Bijgevolg moet de gasproductie gemodelleerd worden.
- Voorbeeld 2. De flux ligt in eerste instantie verspreid in het bos en speelt een rol in het ecosysteem, met name op het gebied van vruchtbaarheid en koolstofopslag. Compost kan worden verspreid om de negatieve gevolgen voor de bodemvruchtbaarheid op te vangen. Het strooien compenseert echter niet volledig de oorspronkelijke functie. In dit geval moeten de compostproductie en -toepassing + het verlies aan vruchtbaarheid en de negatieve gevolgen voor het functioneren van de bossen worden gemodelleerd.

Het volgende schema geeft de te volgen redenering aan.



Figuur 10: Stoppen van de initiële functie of beheer en mogelijke mitigatie

Als de stroom als afval wordt beheerd en gestort of verbrand, worden de vermeden effecten en het mogelijke functieverlies (energieproductie) gemodelleerd.

3.2 EVALUATIE VAN DE MILIEUEFFECTEN

3.2.1 Brandstofverbruik

In de praktijk zijn de milieueffecten die in de gebruiksfase moeten worden gemodelleerd, de CO₂-emissies en andere verontreinigende stoffen tijdens de verbranding van de brandstof.

Het type motor en de voertuigtechnologie hebben een aanzienlijke invloed op het emissieniveau van de verschillende verontreinigende stoffen. Met name voertuigen die aan de meest recente Euro-normen voldoen, stoten minder fijnstof (PM) en minder NO_x uit. De vergelijking van de emissies met en zonder biobrandstof moet voor voertuigen in 2030 worden gemaakt. Dit kan leiden tot onzekerheid voor sommige vervuilende stoffen. Een gevoeligheidsanalyse en/of het gebruik van waarde-intervallen zijn vereist.

Tabel 17: Brandstofverbruik

Elementaire stroom	Uitleg	Mogelijke bronnen
CO2-uitstoot	De CO2-uitstoot per MJ is afhankelijk van de structuur / chemische samenstelling van de brandstoffen. Bij de vervanging moet enkel rekening worden gehouden met verschillen. In bepaalde gevallen wordt geen verschil in emissies verwacht, zoals bijvoorbeeld bij vervanging van CNG door biogas.	Gegevens (in g CO ₂ /MJ of kg CO ₂ /kg) die beschikbaar zijn in door het JRC (Europese Commissie) gepubliceerde studies "Well-to-Wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context". https://ec.europa.eu/jrc/sites/jrcsh/files/wtt_appendix_1_v4a.pdf
PM-emissies	De uitstoot van deeltjes is vooral een probleem voor voertuigen die op diesel rijden. De verbranding van synthetische biodiesel (tweede generatie) stoot minder fijne deeltjes uit dan die van fossiele diesel. De uitstoot is afhankelijk van de roetfiltertechnologie waarmee de voertuigen zijn uitgerust.	Hoe nieuwer de diesellootvoertuigen zijn, hoe kleiner het verschil in deeltjesuitstoot tussen de twee brandstoffen. Afhankelijk van de studies ³³ tonen de tests die op recente voertuigen zijn uitgevoerd al dan niet verschillen in emissies aan. Voor de casestudies wordt gestreefd naar aannames voor 2030. Voor diesellootvoertuigen wordt aanbevolen een gevoeligheidsanalyse uit te voeren voor deze parameter.
NOx-emissies	De grootte van de verschillen in emissies tussen fossiele brandstof en biobrandstof is afhankelijk van het type brandstof.	Kijk naar dezelfde soorten bronnen als voor fijnstof 33
VOS- / koolwaterstofemissies		
Anderen...		

De andere stappen, zoals de aanschaf en het gebruik van het voertuig, kunnen in het basisscenario als identiek worden beschouwd tussen het referentiescenario en het beschouwde scenario. Het verschil tussen de scenario's kan dus als nul worden beschouwd. Deze veronderstellingen moeten uiteraard in het studierapport worden gespecificeerd.

³³ Voorbeelden van literatuurverwijzingen:

Emissieprestaties van paraffinische HVO-dieselbrandstof in zware bedrijfsvoertuigen". Conferentiedocument in SAE Technical Papers - augustus 2011

https://www.iea-amf.org/app/webroot/files/file/other%20publications/Renewables%202018_biofuels%20and%20air%20quality.pdf

https://www.iea-amf.org/app/webroot/files/file/Annex%20Reports/AMF_Annex_52.pdf

3.2.2 Referentiescenario

Voor de levering van fossiele brandstoffen omvatten de processen die beschikbaar zijn in de LCA-databanken alle fasen van de levenscyclus tot aan de exit van de raffinaderij of de opslag van de brandstof. Het gebruik van geaggregeerde gegevens is voldoende geschikt voor de evaluatie.

Deze bestaande gegevens kunnen worden gebruikt voor 2030 in de veronderstelling dat, gezien de rijpheid van deze sector, in deze tijdshorizon geen significante ontwikkelingen in de richting van een vermindering van de milieueffecten van het aanbod van fossiele brandstoffen worden verwacht.

3.2.3 Bestudeerd scenario: biobrandstof

3.2.3.1 Distributie

Zoals besproken in 3.1.33 “Levensfase modellering”, is het vooral het verschil van distributie transport tussen fossiele en biobrandstof die telt om de milieupacten van deze stap te bepalen.

Voor vloeibare brandstoffen wordt vrachtvervoer beperkt door volume (alhoewel met een potentieel verschillend volume in 2030). In functie van de substitutie ratio in volume, wordt een delta van transport op de bepaalde afstand berekend.

3.2.3.2 Transformatie in brandstof

De modelleringsprincipes voor deze stap werden voorgesteld in deel 3.1.3.3.2.

De transformatiestap die tijdens de scenariobepaling is gekozen bestaat uit:

Stap 1: Beschrijven van de activiteiten die betrokken zijn bij de verwerking en die kunnen bestaan uit droogactiviteiten, voorbereiding van de stroom, productzuivering, enz.

Stap 2: Verzamelen van gegevens om de verschillende activiteiten te karakteriseren in the conversiestap:

- Totaal rendement
- Inputs (energie en hulpstoffen)
- Emissies, nevenproducten en afval

Met het oog op het verzamelen van gegevens gelden volgende aandachtspunten:

- Gezien de relatief verre tijdshorizon van 2030 en de voortdurende ontwikkelingen in de verwerkingstechnologieën is het moeilijk om primaire gegevens te verzamelen. Niet alleen beschikt de sector over beperkte procesgegevens, maar deze gegevens zullen zich tot 2030 blijven ontwikkelen. De sector levert prognoses voor de belangrijkste gegevens, zoals de algemene prestaties. Een gevoeligheidsanalyse zal voor deze waarden worden uitgevoerd om de onzekerheid in deze kerngegevens weer te geven.
- Om op passende manier gebruik te maken van de verwachte algemene prestatie-informatie moet het volgende worden nagegaan:
 - De energie-inhoud van de inkomende stroom, meestal uitgedrukt in MJ per hoeveelheid droge stof.

- De zuiverheidsgraad van de brandstof waarvoor de opbrengst wordt geleverd (met andere woorden, wat zijn precies de stappen die in de definitie van opbrengst zijn opgenomen)
- In het geval van multi-input processen (de bestudeerde stroom wordt samen met andere stromen verwerkt) of multi-output processen (bijproducten worden gevormd tijdens de transformatie van de stroom) gaat het om de allocatie van de inputs en outputs van het proces en de kosten die specifiek verbonden zijn aan de bestudeerde stroom of de geproduceerde biobrandstof; een aanbevolen alternatief is het vermijden van allocatie door systeem expansie wanneer het doenbaar is.

Voor het verzamelen van gegevens wordt de volgende algemene aanpak aanbevolen:

- Alternatieve gegevensbronnen:
 - Ecoinvent-databases voor soortgelijke processen
 - Verslagen uit de sectorale "grijze" literatuur
 - Wetenschappelijke artikelen
 - Sectordeskundigen
 - Actuele primaire gegevens als referentie te gebruiken.
- De evaluator bouwt zelf de modelleringsaannames op aan de hand van de gegevens en zijn kritisch denken, met behulp van de iteratie-aanpak.

De volgende tabellen tonen de stromen die typisch aanwezig zijn in de evaluatie, en de specifieke informatie en aandachtspunten voor de evaluator.

Tabel 18: In- en outputs voor evaluatie

Mogelijke input - focus op de grootste a priori bijdragers	Mogelijke uitleg en bronnen	A priori relevantie (te bevestigen na casestudies)
Elektriciteit	De elektrische mix is de consequentiële mix van 2030. Deze mix bestaat uit de modes van elektriciteitsproductie die in 2030 geactiveerd/ gestopt zullen worden in geval van stijging/ daling van het verbruik, afhankelijk van de typologie van elektriciteitsverbruik (continu, overdag, piekverbruik, etc.). Voor de meeste processen kan men ervan uitgaan dat het continu industrieel gebruik is.	***
Inkomend organisch materiaal	Gedefinieerd door het totale rendement en het energiegehalte van de inkomende biomassa. Projecties van rendementen voor de verschillende conversietechnieken zijn beschikbaar Bij sectordeskundigen In publicaties zoals Irena 2016 (Innovation Outlook. Advanced liquid biofuels, 2016)	***
Warmte	Warmte is minstens gedeeltelijk geproduceerd door inkomende biomassa. Er moet bepaald worden of externe bronnen van warmte ook verbruikt worden (fossiele of andere).	**
Enzymen	Sommige processen gebruiken enzymen, zoals voorbereiding van lignocellulose-houdende biomassa door hydrolyse. Milieu impacts	*

	gelinkt met de productie van enzymen kunnen geschat worden met hulp van de LCI's die beschikbaar zijn in LCA-databases.	
Hulpchemicaliën	Vooraf noodzakelijk voor rookgasreiniging. Hoeveelheden worden benaderd door secundaire emissiegegevens die zijn verkregen voor soortgelijke processen die in LCA-databanken bestaan.	*
Water	De consumptie en verbonden impacts kan significant zijn (bijv. bij de productie van bioethanol).	**

On-site uitstoot	Uitleg / bronnen
CO₂-emissies	Fossiele CO ₂ -emissies: gebaseerd (+/- evenredig met) op fossiele energieverbruik Niet-fossiele CO ₂ -emissies: biogenisch CO ₂ afkomstig van de degradatie van biomassa of van de verbranding van (intermediaire) producten gemaakt uit biomassa
Andere emissies	In de eerste iteratie kunnen secundaire emissiegegevens worden gebruikt; die zijn beschikbaar voor soortgelijke processen in huidige LCA-databanken. Dat komt waarschijnlijk overeen met een conservatieve aanpak (i.e. deze emissies zijn een bovengrens van de reële emissies in 2030).

Co-producten en afval	Uitleg / bronnen
Lignine	Hydrolytisch gescheiden lignine: Als het intern verbruikt wordt, is er geen sprake van allocatie. Anders, allocatie kan vermeden worden door systeem expansie: gevolgen van de toepassing van lignine in een ander systeem moeten in rekening gebracht worden (i.e. verbruik of vervanging van andere bronnen); eventueel verschillende outputs voor dezelfde functie
Biochar	Als het intern verbruikt wordt, is er geen sprake van allocatie. Anders, allocatie kan vermeden worden door systeem expansie: gevolgen van de toepassing van biochar in een ander systeem moeten in rekening gebracht worden (i.e. verbruik of vervanging van andere bronnen); eventueel verschillende outputs voor dezelfde functie
Overschot aan warmte en/of elektriciteit	Vermeden warmte en/of elektriciteitsproductie in het systeem wordt berekend.
Bijkomende afvalstromen	In eerste iteratie wordt afvalproductie gemodelleerd op basis van secundaire gegevens; die zijn beschikbaar voor soortgelijke processen in huidige LCA-databanken

3.2.3.3 Sourcing en transport van de reststroom

In de praktijk moet rekening moet worden gehouden met de effecten van de aanvoer van biomassa vanaf het punt waarop het bestudeerde scenario en het referentiescenario verschillen.

Als in het basisscenario de stroom door de industrie wordt gebruikt of als afval wordt verwerkt, hoeft geen rekening te worden gehouden met de impacts van de inzameling. De mogelijke voorbereidingsfase voorafgaand aan het transport naar het verwerkingsbedrijf moet echter worden meegenomen, evenals het transport.

Anderzijds, voor stromen die verspreid zijn in de natuur en die momenteel niet aan een specifiek beheer zijn onderworpen, moet de verzameling van de stroom ook gemodelleerd worden.

3.2.3.3.1 Verzameling van een verspreide stroom

Het oogsten van de stroom kan de volgende activiteiten omvatten.

Tabel 19: Activiteiten bij oogsten reststroom

Activiteit	Parameters	Bronnen
Gebruik van oogstmachine	Energieverbruik van de oogstmachines per ton biomassa	Sectorspecialisten
Transport van het verzamelpunt naar het voorbereidings- of verwerkings-centrum	Gemiddelde afstand (of afstand range) Maximale en effectieve belading van de transportwagen Energieverbruik van de vrachtwagen per ton.km	Sectorspecialisten (of hypothesen voor belading)

3.2.3.3.2 Off-site voorbereiding

Deze fase omvat alle activiteiten die kunnen plaatsvinden tussen het verzamelen van de stroom en de ingang van de verwerkingsinstallatie: verzameling / opslag / sortering / droging. Ze kunnen worden gemodelleerd op basis van de volgende parameters.

Tabel 20: Parameters voor opslag en voorbehandeling

Parameters	Bronnen
Elektriciteitsverbruik of warmteverbruik per ton	Sectorspecialisten of hypothesen (literatuur)
Landverbruik voor opslag	Sectorspecialisten of hypothesen
Mogelijk biomassa verlies tijdens de opslag	Sectorspecialisten of hypothesen

3.2.3.3.3 Transport naar verwerkingsinstallatie

Als het niet in een andere stap al gerekend is, moet transport van verzamelde stromen naar transformatieplaats inbegrepen worden, op basis van de volgende parameters:

- Gemiddelde afstand (of afstand range)
- Maximale en effectieve ladingsgraden van de vrachtwagen.
- Energieverbruik per ton.km

Vervoer over rivieren/kanalen is eventueel ook mogelijk.

3.2.4 Het stoppen van de functie of het initiële beheer van de stroom en mogelijke compensatie

3.2.4.1 Te modelleren activiteiten

Afhankelijk van de modelkeuze (zie hoofdstuk 3.1.3.3.4) kunnen de te verantwoorden milieueffecten meervoudig zijn en kunnen ze hier niet allemaal worden gedetailleerd. Een paar voorbeelden:

- Vermijden van effecten van afvalbeheer door verbranding of storting
- Gevolgen van compensatie of vervanging door
 - Het gebruik van compost
 - Het gebruik van synthetische meststoffen
 - Het gebruik van hout
 - Het gebruik van energie
- Functieverlies, vooral in bossen of velden. In het theoretische deel 2.3.3 wordt nader ingegaan op deze impact.

3.2.4.2 Gevallen van functieverlies in velden en bossen

3.2.4.2.1 Velden

De oogst van teeltresten uit velden kunnen de volgende bodemkarakteristieken aantasten:

- Vruchtbaarheid door het verlies van nutriënten
- Bodemstructuur door een vermindering van organische koolstof gehalte, met gevolgen op waterretentie, erosie en andere reguleringsdiensten.
- Biologische activiteit

Deze effecten hebben over het algemeen een niet-lineaire relatie met de hoeveelheid geëxporteerde biomassa.

Als de biomassaogst boven de drempel ligt, kunnen de volgende effecten gemodelleerd worden:

- Productieverlies en/of compensatie met gebruik van compost/ meststoffen en met irrigatie; Modelling van deze effecten moet consistent zijn met de aanpak in het economische deel
- Effecten van erosie; in eerste iteratie kunnen deze impacts worden geraamd door een geaggregeerde waarde uit literatuur: 25 EUR/ha/jaar (cf. 2.3.3.4.1); deze waardeert de gevolgen van erosie buiten het veld (dus zonder effecten op productie zelf).
- Vermijding van koolstofopslag: gehanteerd op basis van literatuur of deskundig advies in eerste iteratie. In de tweede iteratie kan, indien dat nodig wordt geacht, een verdere verfijning van de beoordeling worden overwogen, bijvoorbeeld door het gebruik van het RothC-model.
- Eenmalige emissies als gevolg van het blootleggen van de grond: a priori zijn er geen, behalve in specifieke gevallen.
- Verlies aan biologische activiteit: bij de eerste iteratie kan een conservatieve aanpak worden gevolgd.

3.2.4.2.2 Bossen

De theoretische benadering wordt uitgelegd in het theoretische deel 2.3.3.3

Effecten op andere ecosysteemdiensten dan klimaatverandering

In de eerste iteratie kan een hoge waarde van 16.000 EUR/ha/jaar worden overwogen.

In de tweede iteratie moet bij een fijnere analyse rekening worden gehouden met de volgende elementen:

- De waarde van de betrokken bossen

Afhankelijk van het bos kan de waarde van de ecosystemendiensten variëren tussen minder dan 3 000 €/ha/jaar en 16 000 €/ha/jaar.

Het gevoerde beleid kan bepalen dat alleen gebruik kan worden gemaakt van stromen uit bossen met beperkte beschermingswaarde (niet gecatalogeerd als HCV³⁴). Een deel van het hout zou nog steeds afkomstig kunnen zijn uit bossen met een hoge beschermingswaarde. Er moet een gevoeligheidsanalyse met HCV-bossen worden uitgevoerd.

- Inzamelingspraktijken en het drempel-effect

Het is mogelijk dat de inzameling weinig of geen effect heeft onder een bepaalde drempel, en het beleid bepaalt dat de inzameling die drempel niet mag overschrijden.

In dit geval moet men:

- De werkelijke effecten onder de drempelwaarde beoordelen, hiervoor kan de hulp van deskundigen nodig zijn.
- Aannames doen over de vraag of de drempel in de praktijk wordt gehaald (in procent): wanneer onder de drempelwaarde wordt gebleven, is de impact verwaarloosbaar en wanneer ze overschreden wordt, wordt rekening gehouden met de impact op het bos. De effecten moeten echter op lange termijn bekeken worden. De nutriëntenbalans moet op lange termijn neutraal blijven, rekening houdend met natuurlijke aanvoer- (via de lucht, via tussengewassen...) en uitvoerprocessen (erosie, uitloging...).

Gevolgen voor de klimaatverandering

- Vermijding van koolstofopslag: in functie van het bostype (naaldhout of loofhout) en van het bosbeheer, bestaan er in de literatuur typische waarden van verlies van koolstofopslag door oogst van bosresiduen (bv Studie voor EC in 2011³⁵).
- Mogelijke uitstoot van broeikasgassen

Enmalige emissies als gevolg van het blootleggen van de grond: a priori zijn er geen, behalve in specifieke gevallen.

3.3 EVALUATIE VAN DE ECONOMISCHE EFFECTEN

3.3.1 Algemene aanpak

Het doel is het verschil in kosten en baten tussen het referentiescenario en het beschouwde scenario te bepalen.

Het welzijn van de volgende actoren kan worden beïnvloed:

- Consumenten: door een variatie in de aankoopprijs
- Producenten: door een variatie in hun winstmarge

³⁴ HCV = high conservation value

³⁵ Gobin, A., Campling, P., Janssen, L., Desmet, N., van Delden, H., Hurkens, J., Lavelle, P., Berman, S. (2011). Soil organic matter management across the EU – best practices, constraints and trade-offs, Final Report for the European Commission's DG Environment, September 2011.

- Burgers die door de staat worden vertegenwoordigd: door een mogelijke ontwikkeling van de belastinginkomsten, die momenteel ongeveer 50% van de prijs van de functionele eenheid voor de consument vertegenwoordigen.

Wat ons interesseert is de evolutie van de totale kosten van de functionele eenheid vóór belastingen: een daling van de kosten is een positieve economische impact en omgekeerd.

De verdeling van het effect over de categorieën van actoren behoort niet tot de scope van de studie.

3.3.2 Brandstof consumptie

De economische gevolgen in de consumptiefase worden in de volgende tabel gepreciseerd.

Tabel 21: economische gevolgen consumptiefase

Activiteit	Uitleg
Welzijn verbonden aan de functie zelf	De welvaart die de consument ontleent aan de functionele eenheid wordt in beide scenario's (100 km rijden) gelijk verondersteld. Het verschil is dus nihil.
Kost van het voertuig <ul style="list-style-type: none"> • Investeringskosten: afhankelijk van de levensduur van het voertuig • Kosten van voertuigonderhoud en vervanging van slijtdelen 	<p>Basisgeval: er is geen verschil in motortechnologie of levensduur van het voertuig en in het onderhoud, los van de gebruikte brandstof.</p> <p>Specifieke gevallen</p> <ul style="list-style-type: none"> - Andere vervangingstechnologie: een dieselmotor wordt bijvoorbeeld vervangen door een benzinemotor. In dit geval moeten de totale eigendomskosten van de twee voertuigen die vergeleken worden, geraamd worden en teruggebracht tot 100 km. - Verschillende onderhoudskosten: De onderhoudskosten per 100 km moeten voor beide scenario's worden geschat.
Transportkost voor de consument om te gaan tanken	<p>Basis geval: Het brandstofverbruik in liters per gereden kilometer is iets hoger voor biobrandstof. Het aantal tankstations en hun distributie op het grondgebied zijn ongewijzigd. Er is dus geen verschil tussen de scenario's voor de infrastructuur maar wél voor de distributie (aantal vrachtwagens).</p> <p>Specifiek geval: De kost in liter per afgelegde kilometer is zeer verschillend (>25%) en/of het aantal tankstations verandert aanzienlijk. In dit geval kunnen de bijkomende leveringskosten worden geschat zoals de kost van de tijd van de consument + de kosten van het gebruik van het voertuig en de brandstof.</p> <p>Kost van de gebruikerstijd:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Voor een particulier is het gebruikelijk het gemiddelde brutoloon te gebruiken; dat kan worden geschat op 11,5 €/uur (schatting op basis van gegevens van Statbel). - Voor professioneel gebruik is de waarde van de tijd de bruto uurloonkost. Voor een automobilist is de waarde ongeveer 17 €/h (op basis van de NCRC-kostensimulator). <p>Bedrijfskosten van het voertuig:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Vrachtwagens: Waarden worden verstrekt door NRC - Auto: De maximale waarde is de wettelijke kilometervergoeding van 0,346 € per km. Meer representatieve waarden kunnen worden verkregen op basis van simulatoren die beschikbaar zijn op het internet (bijv. Viamichelin.com).

	Opmerking: Er moet een gevoeligheidsanalyse worden uitgevoerd op de kost om te tanken. De kosten zijn namelijk sterk afhankelijk van het gedrag van de gebruiker. De kosten variëren niet altijd en zijn niet alleen afhankelijk van het aantal afgelegde kilometers. Er is een marge voor gedragsoptimalisatie en -aanpassing.
Andere activiteiten voor mogelijke specifieke gevallen	Te specificeren naar gelang het geval.

3.3.3 Referentiescenario

3.3.3.1 Aanpak

De gezochte waarde is de productiekost van het product exclusief belasting. Het kan worden benaderd met de verkoopprijs exclusief accijnzen en BTW minus winst en belastingen, volgens de volgende formule:

$$\text{Productiekost} = \text{Prijs inclusief belasting} - \text{accijnzen} - \text{BTW} - \text{winst op de leveringsketen} - \text{betaalde belastingen op de leveringsketen}$$

3.3.3.2 Mogelijke bronnen en waarden

3.3.3.2.1 Prijzen inclusief BTW en accijnzen

In België is de prijs van aardolieproducten wettelijk geregeld. De zogenaamde "maximumprijs" is samengesteld uit de volgende elementen:

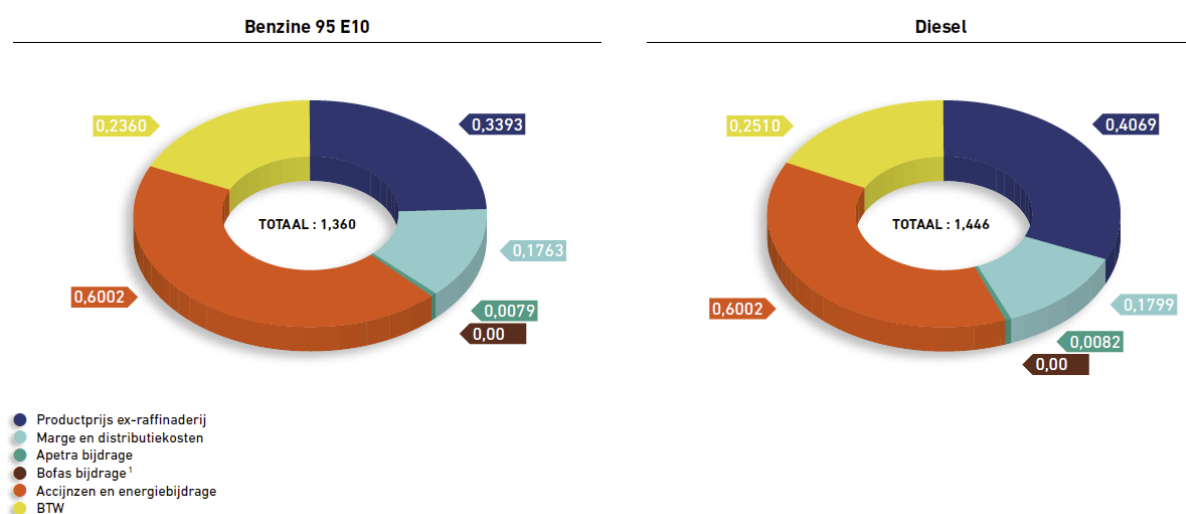
- Prijs van het geraffineerd product
Dit is de maximumprijs van het product dat de raffinaderij verlaat, gedefinieerd op basis van Argus, die met name afhankelijk is van de waarde van de olie op de internationale markten.
- Maximale bruto distributie marge
Dit bedrag dekt de distributiekosten en de distributiemarges. Het wordt vastgelegd per liter, twee keer per jaar.
- Wettelijke bijdragen
Inclusief bedragen voor APETRA, BOFAS en Sociaal Verwarmingsfonds Stookolie.
- Accijnzen, vastgelegd per liter verkochte brandstof
- BTW, overeenkomend met 21% van de som van de voorgaande bedragen.

Het totaal is de maximale prijs. Distributeurs kunnen het product goedkoper verkopen door te spelen op hun productie- en distributiekosten en marges.

De volgende grafieken tonen de waarden voor benzine en diesel eind 2018. Er zijn ook waarden beschikbaar voor de belangrijkste andere aardolieproducten.

Figuur 11: Samenstelling van de maximumprijs van Benzine en diesel (€/l) – Bron: Belgische Petroleum Federatie

19. SAMENSTELLING VAN DE MAXIMUMPRIJS VAN BENZINE 95 E10 EN DIESEL IN BELGIË OP 31 DECEMBER 2018 (€/liter)



In het voorbeeld van benzine bedraagt de prijs exclusief accijnzen en exclusief btw maximaal $0,3393 + 0,1763 = 0,5156$ euro per liter.

3.3.3.2.2 Inkomsten en vennootschapsbelasting in rekening brengen

De productiekost moet bepaald worden. Dit wordt bepaald vertrekkende van het zakencijfer (zie boven). De enige beschikbare informatie is te vinden in de geconsolideerde rekeningen van de oliemaatschappijen die een groot aantal activiteiten combineren; de cijfers die we eruit kunnen halen zijn bijgevolg onzeker. Zo toont de geconsolideerde jaarrekening van Total ³⁶ in 2018 een omzet exclusief accijnzen van EUR 184,1 miljard, een belasting van EUR 0,65 miljard en een nettoresultaat van EUR 11,55 miljard. Hieruit wordt bepaald dat de winst en de belastingen **9,8% van de omzet** exclusief accijnzen vertegenwoordigen ((Nettowinst + belastingen) / Omzet exclusief accijnzen; $(11.55+0.65)/184.1$).

³⁶ Bron: Total, 2019, 2018 Registratiedocument inclusief het financieel jaarverslag.

3.3.3.2.3 Resultaat

Deze ratio kan heel voorzichtig worden toegepast op benzine om de productiekost exclusief belasting en winst te benaderen:

$$\text{Productiekost} = 0,5156 \times (1 - 9,8\%) = 0,465 \text{ euro per liter.}$$

Deze berekening kan worden herhaald voor de andere aardolieproducten.

3.3.4 Bestudeerd scenario

De raming van de kosten van biobrandstoffen moet worden uitgevoerd door middel van levenscycluskostenmodellen, volgens het algemene modelleringsschema (zie hoofdstuk 3.1.2). In de volgende paragrafen wordt de aanpak voor elke stap geschetst.

3.3.4.1 Distributie

In de distributiefase varieert alleen de transportactiviteit tussen de scenario's. De vervoerskosten van het betrokken scenario worden geraamd op basis van de kosten in het referentiescenario, gecorrigeerd voor het verschil in energiedensiteit (MJ/liter).

Schatting van de vervoerskosten in het referentiescenario

De startwaarde voor de waardering van de distributiekosten is die van het referentiescenario, zie hoofdstuk 3.3.3.

De transportkosten zijn een fractie van de "Marge in distributiekosten" minus de winst en de belastingen. Deze moeten worden geschat door de evaluator, die zich kan baseren op:

- Sectorexperts
- Hypotheses voor
 - Gemiddelde afgelegde afstand
 - Kosten voor het gebruik van de truck (met name gebaseerd op de waarden die beschikbaar zijn op CNR.fr)
 - Laad-, los- en retourtijden.

Correctie om de transportkosten in het bestudeerde scenario te verkrijgen

De transportkosten worden berekend aan de hand van de volgende formule:

$$\text{Transportkosten} = \text{transportkosten in het referentiescenario} * \text{bestudeerd brandstofgewicht} / \text{referentiebrandstofgewicht.}$$

Let op: de vervoerskosten moeten worden afgetrokken van de totale kosten van de aanbestedingsfase om de kosten van andere aanbestedingsactiviteiten te kunnen beoordelen.

3.3.4.2 Transformatie in biobrandstof

De verwerkingskosten moeten worden geraamd op basis van een model van de verwerkingsinstallatie. De kosten waarmee rekening moet worden gehouden, zijn doorgaans de volgende:

Tabel 22: Kosten bij transformatie biobrandstof

Kostenpost	Uitleg	Bronnen
Afschrijving van apparatuur en studies	De lijst van het materiaal moet worden opgesteld, met vermelding van de kosten (geïnstalleerd materiaal) en de technische afschrijvingsperiode (niet boekhoudkundig). De jaarlijkse kosten van de installatie worden geschat op basis van de actualiseringstarieven en de afschrijvingsperiode.	Sectorspecialisten Sectorspecialisten Mogelijke benadering op basis van de literatuur
Afschrijving van gebouwen, grondbezit (huur), SRV (wegen, netwerken, diversen)	De kosten worden dan teruggebracht tot de functionele eenheid door een schatting te maken van de hoeveelheid brandstof die jaarlijks kan worden geproduceerd. De berekening is afhankelijk van het aantal ploegen (al dan niet continu).	
Personeel	Schatting van het aantal personeelsleden per categorie van het super-bruto-salaris.	Sectorspecialisten
Beheersvergoedingen, verzekeringen, enz.	Dit zijn de kosten van intern beheer of beheer door de moedermaatschappij, verzekeringskosten, sociaal beheer, enz.	In de eerste iteratie, 8% van de totale kosten nemen. Indien nodig, verfijnen.
Variabele kosten: verbruiksgoederen, energie	Dit is de totale variabele kost van de installatie, met uitzondering van - Het personeel - De reststroom - Afvalbeheer (zie hieronder)	Sectorspecialisten
Kosten en opbrengsten van het afvalbeheer	Dit zijn de kosten en opbrengsten van het afvalbeheer en mogelijke nevenproducten.	Sectorspecialisten

Op al deze waarden bestaat onzekerheid. Hiermee moet rekening worden gehouden door een onzekerheidsmarge rond de gemiddelde waarden te nemen. De distributie die gehanteerd moet worden voor de Monte-Carlo analyse kan een eenvoudige vorm aannemen, bijvoorbeeld een uniforme distributie tussen een minimum en een maximum. In de eerste iteratie is een algemene gevoeligheidsanalyse gepland: deze bepaalt of een verdere verfijning van de waarden nodig is.

3.3.4.3 Sourcing en transport

Als er een marktprijs bestaat voor dezelfde of een vergelijkbare stroom, is de marktprijs van de stroom een goede waarde voor een eerste schatting van de kosten. Deze waarde kan worden gebruikt als uitgangspunt in de eerste iteratie.

Als de stroom als dusdanig niet bestaat of als er geen marktprijs is, moeten de kosten worden gemodelleerd. In de volgende paragrafen worden de drie gevallen voorgesteld.

3.3.4.3.1 Verspreide stroom

Als het logistieke scenario volledig gedefinieerd is, zijn de parameters waarmee rekening moet worden gehouden de volgende.

Tabel 23: Parameters bij verspreide stroom

Parameter/kostenpost	Uitleg / behandeling	Bronnen
Gebruik van de oogstmachine	Schatting van de gebruikskosten per uur en de opbrengst in termen van verzamelde tonnage per uur	Sectorspecialisten
Gebruik van een transportwagen van het verzamelpunt naar het intermediaire opslag of rechtstreeks naar een verwerkingscentrum	Schatting van de gebruikskosten per uur en de transportcapaciteit	Sectorspecialisten Algemene gegevens beschikbaar op CNR.fr
Personeel	Schatting van de loonkosten van de leveranciers van de apparatuur en de handplukkers. Rekening houden met reistijd, laadtijd, insteltijd.	Modellering en sectorspecialisten
Efficiëntie	Schatting van de totale tonnage die door een team in één dag wordt verzameld. Deze berekening moet geëxtrapoleerd kunnen worden naar een industriële schaal.	Modellering en sectorspecialisten
Opslag centrum	Volg dezelfde methode als voor de conversiekosten.	Sectorspecialisten
Algemene beheerskosten	Dit zijn de kosten van intern beheer of beheer door de moedermaatschappij, verzekeringskosten, sociaal beheer, enz.	In de eerste iteratie, 8% van de totale kosten nemen. Indien nodig, verfijnen.

Deze parameters en kostenposten maken het mogelijk om een inzamelkost per ton stroom te berekenen.

3.3.4.3.2 Stroom die wordt opgevangen en gemengd met andere materialen, waarbij scheiding nodig is
De kosten bestaan uit de volgende elementen:

- De waarde van de gemengde stroom (kan negatief zijn)
- De sorteerkosten, die hetzelfde principe volgen als de verwerkingskosten
- De kosten van logistiek en transport: kan de stroom op de inzamelplaats zelf worden gesorteerd of kan de ongesorteerde stroom worden getransporteerd en elders worden gesorteerd?
- De impact op de waarde van de initiële stroom; de waarde kan negatief of positief zijn.

De kosten moeten dan worden gereduceerd tot het gewicht afzonderlijke stroom en vervolgens tot de functionele eenheid.

Voorbeeld van kostenberekening

- We zijn op zoek naar materiaal A.
- We hebben een ton van de initiële stroom AB met 20% materiaal A en 80% materiaal B in een mengsel.
Deze stroom wordt momenteel gebruikt in de landbouw en is 20 €/t waard.

- We scheiden stroom A van stroom B. Sorteren kost 200 €/t van het mengsel.
- De resterende B-stroom is nu 30€/t waard, bijvoorbeeld omdat er minder onzuiverheden in zitten. Dit is de waarde van de stroom "in het sorteercentrum", het transport wordt door de koper betaald.
- De kosten per ton stroom A worden als volgt geschat:
(Sorteerkosten/ton initiële stroom waarde van het initieel debiet/initieel debiet - (Resterend debietaandeel x waarde van B/t van B) / gescheiden debietaandeel.
- De extra kosten voor het transport van het mengsel AB en het transport van stroom A moeten worden toegevoegd.

Let op: In sommige gevallen kunnen de stroomwaarden worden beïnvloed door belastingen en subsidies die gericht zijn op het internaliseren van milieu- of sociale effecten of voordelen, die anders in het milieu- of sociale deel van het onderzoek in rekening worden genomen. Voorzichtigheid is geboden bij het analyseren van de marktwaarde en het schatten van de waarde die zonder deze belastingen en subsidies zou overheersen, om dubbeltellingen te voorkomen.

Deze informatie kan worden gevonden bij specialisten uit de industrie en aangevuld met hypothesen.

3.3.4.3.3 Verzamelde stroom, die niet gescheiden hoeft te worden

De kosten komen dan overeen met de actuele waarde van de stroom, die positief of negatief kan zijn. Net als bij de gemengde stroom moet rekening worden gehouden met eventuele belastingen en subsidies die de waarde van de stroom beïnvloeden.

3.3.4.3.4 Transport

Een vervoersscenario moet worden gedefinieerd dat in overeenstemming is met de milieumodellen, waarbij rekening wordt gehouden met de volgende elementen.

Tabel 24: elementen voor vervoersscenario

Kostenpost	Uitleg	Bron:
Keuze van de vervoerswijze	In de meeste gevallen zullen dit wegvrachtwagens zijn. Vervoer over rivieren/kanalen is ook mogelijk.	Keuze op basis van expertise
Kosten van vervoer per km	De kosten van de functionele eenheid zijn afhankelijk van de energiedichtheid van de getransporteerde stroom en of deze al dan niet gevaarlijk is.	Voorbeeld: CNR (Frankrijk) Industrie-experts om waarde te verfijnen
Kosten voor het laden en lossen - Laadpauzes	Er moet rekening worden gehouden met de tijd die nodig is voor het laden en lossen. In de eerste iteratie kan een percentage worden toegevoegd.	Modellering Sectordeskundigen
Beheerskosten	Dit zijn de kosten van intern beheer of beheer door de moedermaatschappij, verzekeringskosten, sociaal beheer, enz.	In de eerste iteratie, 8% van de totale kosten nemen. Indien nodig, verfijnen.

3.3.4.4 Stopzetten van de functie of initieel productbeheer en -beperking

De afweging van de economische impact is afhankelijk van het type stroom. In de volgende tabel wordt een toelichting gegeven.

Tabel 25: Economische impact in functie van het type stroom

Soort stroom	Kosten voor het beëindigen van de functie of het initiële beheer
Verspreide stroom	<p>Het is noodzakelijk om vast te stellen of de stroom een bepaalde waarde heeft voor de eigenaar in zijn oorspronkelijke staat. Zo kan de stroom als meststof fungeren en zal de afvoer ervan de groei van het gewas verminderen. In dit geval moet het negatieve effect op de waarde van de toekomstige gewassen worden beoordeeld en in rekening worden genomen.</p> <p>Let op:</p> <ul style="list-style-type: none">- Afhankelijk van de modelleringshypothesen is het mogelijk dat er compensatie plaatsvindt, bijvoorbeeld het uitstrooien van kunstmest. In dit geval zijn het de compensatiekosten (zie volgende paragraaf) en de restimpact op de groei van de gewassen die in aanmerking worden genomen.- Dubbeltelling met in geld uitgedrukte milieueffecten moet worden vermeden.
Stroom die wordt opgevangen en gemengd met andere materialen, waarbij scheiding nodig is	<p>Basisgeval: we kunnen ervan uitgaan dat de beëindiging van de functie of het initiële beheer van de stroom al is meegenomen in de kosten van de sourcing (vorige paragraaf).</p> <p>Specifiek geval: het is mogelijk dat de huidige waarde van de stroom "op de markt" de werkelijke waarde voor de huidige gebruiker van de stroom niet nauwkeurig weergeeft. Dit is met name mogelijk als de stroom wordt beheerd door één enkele actor wiens activiteit volledig afhankelijk is van de beschikbaarheid van de stroom. In dit geval is de oplossing om de kosten van een alternatieve, duurdere sourcing voor deze actor te overwegen.</p>
Verzamelde stroom, die niet gescheiden hoeft te worden	

Afhankelijk van de modelleringshypothesen kan een activiteit worden opgezet om de milieu- en economische effecten van de mobilisatie van de stroom te compenseren.

De kosten van deze activiteit moeten in rekening worden genomen.

Afhankelijk van de vraag of de rechtvaardiging voor deze compensatieactiviteit gebaseerd is op economische of milieuaspecten, kunnen de kosten in aanmerking worden genomen in de economische of milieupijler van de studie. Voor een maatschappelijke analyse maakt het niet uit onder welke pijler je de kosten ziet, waar het om gaat is dat je de kosten in ogenschouw neemt en dat je dubbeltellingen voorkomt.

3.4 EVALUATIE VAN DE SOCIALE EFFECTEN

3.4.1 Algemene aanpak

Het doel van de evaluatie is rekening te houden met het effect van de activiteit op het aantal werklozen. Het bestudeerde systeem kan een impact hebben op de werkloosheid als het aantal laaggeschoolde werknemers die betrokken zijn bij de levenscyclus in België aanzienlijk verandert.

Voor elke fase van de levenscyclus wordt een schatting gemaakt van

- Het aantal betrokken VTE's
- Een deel van de laaggekwalificeerde jobs dat gevaar loopt om verloren te gaan. Deze verhouding is een benadering, in de vorm van een interval, waarop een gevoeligheidsanalyse kan worden uitgevoerd.

Het aantal laaggekwalificeerde VTE's wordt dan vermenigvuldigd met de monetaire waarde van een extra baan, zoals gespecificeerd in paragraaf 4.1.1.2.

3.4.2 Referentiescenario

Voor het basisscenario kunnen sectorwaarden, uitgedrukt in VTE's per eenheid van omzet, worden gebruikt. Deze ratio's kunnen dan worden vermenigvuldigd met de economische kosten uit de economische analyse. Merk op dat bij de berekening rekening moet worden gehouden met het feit dat de eerder berekende economische kosten geen rekening houden met belastingen en winsten, terwijl deze wel "geïntegreerd" zijn in de omzet.

3.4.2.1 Werkgelegenheidsschattingen

Statbel³⁷ stelt de volgende sectorgegevens voor het jaar 2017 voor, waaruit de VTE/omzetratio's kunnen worden berekend.

Tabel 26: VTE/omzetratio Statbel 2017

Nace 2 code van economische activiteit	Omzet per werkzame persoon (Bron: Statbel voor 2017)	FTE/Omzet verhouding
19.20 Vervaardiging van geraffineerde aardolieproducten	9 289 000 EUR	1.07654E-07
47,30 Detailhandel in motorbrandstoffen in gespecialiseerde winkels	962.000 EUR	1.0395E-06

Opmerking: de evaluatie van de gebruiksfase wordt in volgens een "delta aanpak" geschat, en besproken in hoofdstuk 3.4.3 van het bestudeerd scenario.

³⁷ Statistiek naar de structuur van de ondernemingen: Belangrijkste indicatoren per jaar en sector van economische activiteit (Nace Rev. 2)

3.4.2.2 Geschatte omvang van het laaggeschoolde personeel

Statbel stelt de volgende segmentgegevens voor.

Tabel 27: Segmentgegevens personeelskosten

Nace 2 code van economische activiteit	Gemiddelde personeelskosten (Bron: Statbel voor 2017)
19.20 Vervaardiging van geraffineerde aardolieproducten	156.000 EUR
47,30 Detailhandel in motorbrandstoffen in gespecialiseerde winkels	33.000 EUR

Voor de raffinage zijn de personeelskosten per persoon zeer hoog (ongeveer drie keer de gemiddelde loonkosten per VTE in België (56 844 EUR³⁸). Het percentage laaggeschoold personeel kan daarom als zeer laag worden beschouwd. Als hypothese kunnen we tussen 0 en 10% nemen.

Voor de distributie is de gemiddelde personeelskost bijna de helft van de gemiddelde kost in België. Het percentage laaggeschoold personeel is hoog en kan in de eerste iteratie variëren tussen 50 en 100%.

3.4.3 Bestudeerd scenario

Voor het bestudeerde scenario is de raming van het aantal VTE's en het percentage laaggeschoolde arbeidskrachten gebaseerd op informatie uit de economische evaluatie. De volgende tabel geeft de details per levenscyclusfase.

Tabel 28: Modelleringswerkgelegenheid bestudeerd scenario

Levenscyclusfase	Modellerings
Gebruiksfase	Het gebruik kan alleen variëren tussen de scenario's als frequentie van tankvulling verandert, mogelijk als gevolg van een grote verandering in de benodigde hoeveelheid brandstof. Deze evolutie is onwaarschijnlijk.
Distributie	De werkgelegenheidsratio's zijn dezelfde als in het referentiescenario. De modellerings is dezelfde als voor de economische pijler.
Transformatie	Afhankelijk van het geval: <ul style="list-style-type: none">- Als de transformatie in de economische pijler in detail wordt gemodelleerd, kunnen de gegevens in termen van VTE's worden genomen.- Als de economische pijler de gegevens wat betreft job-intensiteit niet includeert, moet deze worden geëxtrapoleerd op basis van<ul style="list-style-type: none">• de VTE-verhouding (VTE intensiteit per Euro omzet) van het referentiescenario of van een vergelijkbare activiteit

³⁸ Bron: Statbel voor 2016 (laatste jaar beschikbaar).

	<ul style="list-style-type: none"> • de economische kosten. <p>Opmerking: er is zeer weinig laaggeschoold werk in het verwerkingsstadium.</p>
Sourcing	<p>Afhankelijk van het geval</p> <ul style="list-style-type: none"> - Gebruik economische modelleringswaarden. - Extrapoler op basis van de economische kosten en hypothesen over de volgende parameters
Het stoppen van de functie of het initiële beheer van de stroom	<ul style="list-style-type: none"> • Aandeel van de prijs dat wordt gebruikt om de werkgelegenheid te financieren. Bijvoorbeeld, 60%. • Kost per baan, gebaseerd op de loonkost van een werknemer.

4 BIJLAGE

4.1 MODELLERING SOCIALE IMPACTEN - GEDETAILLEERDE METHODOLOGIE

4.1.1.1 Job verschuiving hypothese

In het kader van deze studie, nemen we aan dat het percentage van netto gecreëerde jobs varieert op volgende manier:

- 100 % voor de laaggeschoolde VTE's (diploma lager dan een diploma hoger middelbaar onderwijs)
Zo zijn er dankzij de 10 gecreëerde (verloren) jobs voor arbeiders, volgens deze hypothese, 10 werkzoekenden minder (meer). Er is een tekort aan job opportuniteiten voor laaggeschoolde mensen. Als banen gecreëerd/geschrappt worden, leidt het effectief tot meer/minder jobs.
- 0 % voor de hooggeschoolde VTE's (ten minste diploma hoger middelbaar onderwijs)
Zo zijn er voor de 10 gecreëerde (verloren) bediendenjobs, volgens deze hypothese, 0 werkzoekenden minder (meer). Voor bepaalde functies voor hooggeschoolde mensen is het moeilijk om personeel te vinden. De ontwikkeling van de betrokken activiteiten kan worden belemmerd door dit tekort aan personeel. De functies worden dus niet vervuld. Indien een baan verdwijnt, vindt de bediende relatief makkelijk een nieuwe job elders.

We gebruiken de bovengrens waarde van 100 % laaggeschoolde jobs in de landbouw, hout- en brandstofproductie.

Deze hypothesen over het aandeel laaggeschoolde/ hooggeschoolde VTE's werd niet verdiept omdat de impacts relatief klein zijn ten opzichte van de globale maatschappelijke kosten en baten.

4.1.1.2 Monetaire waardering van de sociale waarde van jobcreatie

De netto creatie van jobs als gevolg van een activiteit vormt een baat zowel voor de betrokken werknemers als voor de maatschappij. Het doel is de waarde te bepalen van een job-jaar³⁹.

De monetaire waarde van het welzijn door de creatie van een nieuwe job wordt geschat met de revealed preference theory⁴⁰ toegepast op de subsidiëring van jobcreatie door de overheid. Het principe is: de politici kunnen inschatten wat de toegevoegde waarde is en gaan die waarde impliciet gebruiken in hun beleid. Het maximaal budget dat ze beschikbaar maken voor een jobcreatie komt normaliter overeen met deze waarde. Als dit budget bepaald wordt, is de waarde van jobcreatie ook bekend.

De uitgangshypothesen voor de berekening van de referentiewaarde van de job zijn de volgende:

- de jobcreatie gaat gepaard met een toename van de belastingen en de bijdragen van de werknemer en de werkgever (werkgeversbijdragen, personenbelasting en RSZ).
- het beleid houdt rekening met het sociaal voordeel (werknemer) en het maatschappelijk voordeel (maatschappij) van een job om te bepalen welke bedragen voor jobcreatie kunnen uitgetrokken worden. Bijgevolg moet de referentiewaarde van een job rekening houden met het maximumbedrag (subsidie) dat toegekend wordt voor de creatie van een job gedurende één jaar.

De vastlegging van het maximaal subsidiebedrag voor jobcreatie is , impliciet of expliciet, gebaseerd op de (door de politici geschatte) toegevoegde waarde van de jobcreatie.

Ook al is de hypothese van toepassing, het is mogelijk dat de maximale subsidiewaarde teruggebracht tot een job-jaar niet overeenkomt met de waarde van een (netto gecreëerde) job-jaar vanwege twee tegengestelde effecten:

- "Meevallereffect": er is sprake van "meevallereffect" wanneer de subsidie aangewend wordt voor een job die hoe dan ook gecreëerd zou worden. Bijgevolg is de referentiewaarde van de job in werkelijkheid groter⁴¹ dan het subsidiebedrag dat per persoon toegekend wordt (bijvoorbeeld: men dient 2 jobs te subsidiëren voor de netto creatie van één enkele job).
- "Terugwerkend effect": een netto gecreëerde job genereert inkomsten (belastingen, sociale lasten, BTW op hun aankopen, enz.) en lagere uitgaven (het wegvallen van werkloosheidsuitkeringen) voor de Staat. Voor sommige subsidies is het mogelijk dat die inkomsten ingecalculeerd werden bij het bepalen van de begroting. Als dit het geval is, is de referentiewaarde van de job in werkelijkheid lager⁴² dan het subsidiebedrag.

³⁹ Een job tijdens een jaar.

⁴⁰ <https://www.youtube.com/watch?v=kPXov3D1tfA>

⁴¹ Subsidie = 1000€ per persoon. Door 2 personen te subsidiëren (2000€), wordt 1 job gecreëerd. Als de politici dit beseffen, is het maximaal bedrag per netto gecreëerde job 2000€.

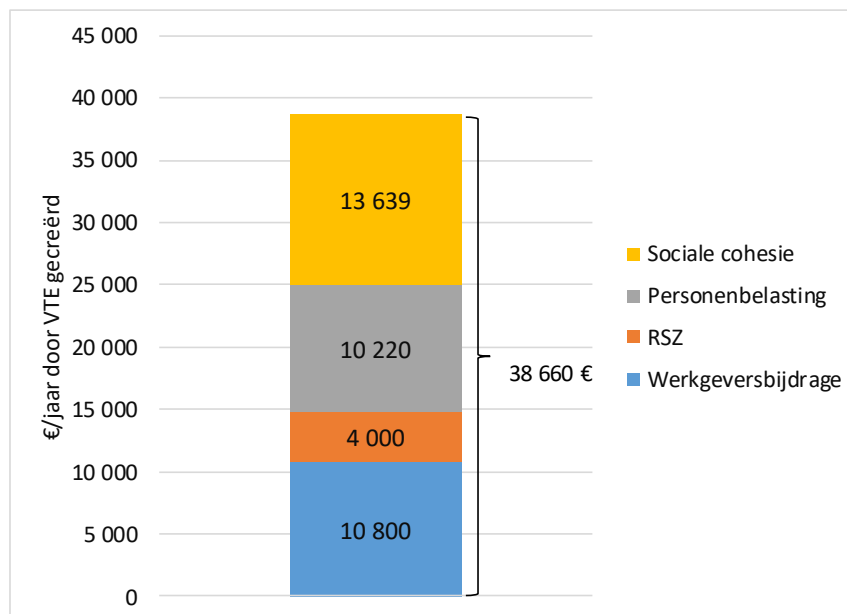
⁴² De Staat betaalt 1000€ maar weet dat hij sowieso 700€ terugkrijgt. Netto betaalt hij dus 300€.

De waarde van een job-jaar kan het best geëvalueerd worden via het maximumbedrag⁴³ dat toegekend wordt voor een job-jaar in het kader van een gesubsidieerd programma waarvoor het meevallereffect en het terugwerkend effect zo gering mogelijk zijn.

Dit bedrag is 13 639 € per job-jaar. Het is gebaseerd op de subsidies die in het Waalse Gewest toegekend worden voor een EFT-ondernemingsstage, waarvoor het meevallereffect en het terugwerkend effect geacht worden gering te zijn. Deze waarde is vergelijkbaar in alle OESO⁴⁴-landen na correctie op basis van de levensstandaard (geraamd aan de hand van het bruto binnenlands product).

Het meevallereffect wordt geacht zeer klein te zijn voor de personen met een profiel die toegang verleent tot deze subsidie, zeer grote moeilijkheden ondervinden om een job te vinden en zonder subsidie nooit een job gevonden zouden hebben. Ook het terugwerkend effect wordt geacht klein te zijn aangezien dit enkel het Waalse Gewest betreft, en dan nog slechts een klein deel daarvan. De uitgaven en inkomsten immers betreffen de Belgische federale Staat, zonder rechtstreeks terugwerkend effect voor de Gewesten (zij ontvangen de BTW-opbrengsten) en met een beperkt onrechtstreeks terugwerkend effect (ongeveer 30% van de uitgaven voor het Waalse Gewest want het vertegenwoordigt ongeveer 30% van de bevolking).

Figuur 12: Sociaal voordeel van een gecreëerde job in VTE op basis van een bruto jaarloon van 40 000 €



⁴³ Het is het hoogste bedrag van alle subsidies, of de hoogste som van alle cumuleerbare subsidies voor jobcreatie. Als het bedrag van een bepaalde subsidie lager ligt dan het maximaal bedrag, is het omdat de netto jobcreatie lager ligt (omwille bijvoorbeeld van het meevallereffect)

⁴⁴ Organisatie voor Economische Samenwerking en Ontwikkeling.

De monetaisatiefactoren, die de maatschappelijke baten van de jobcreatie uitlichten volgens de methode van RDC Environment, zijn de volgende:

- Toename van de belastingen en bijdragen van werknemer en werkgever (werkgeversbijdragen, RSZ, personenbelasting): 25 020 € per jaar per gecreëerde VTE-job
- Toename van de sociale cohesie: 13 639 € per jaar per gecreëerde VTE-job
- Dus een totaal van 38 660 € per jaar per gecreëerde VTE-job

Ter vergelijking, de methode van de Europese Commissie⁴⁵ hanteert waarden van 24 800 € tot 39 600 € per jaar per gecreëerde VTE-job, zonder sociale cohesie.

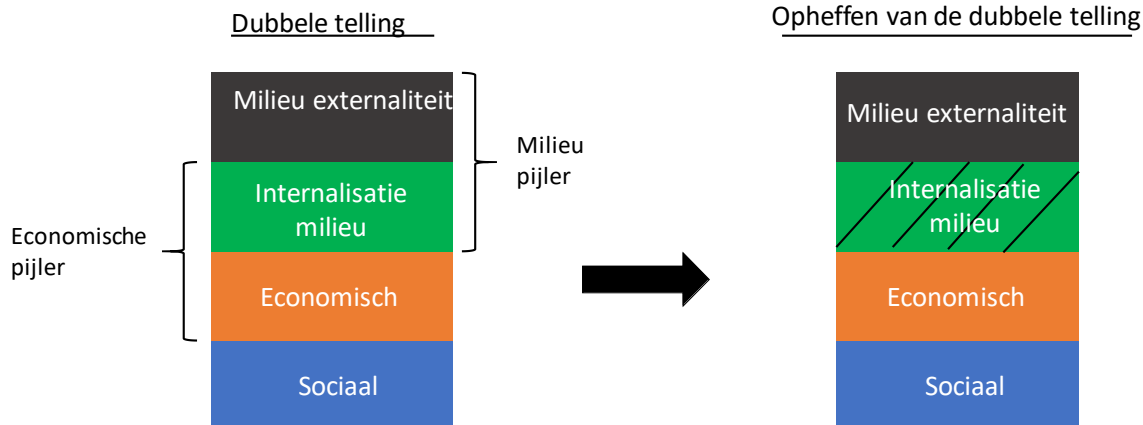
⁴⁵ European Commission, (2014). Guide to Cost-Benefit analysis of Investment Projects.

4.2 DUBBELTELLING IN KOSTEN-BATENANALYSE: TOTALE, EXTERNE, GEÏNTERNALISEERDE EFFECTEN

Van alle kosten/baten die een activiteit uiteindelijk voor de samenleving genereert, is slechts een deel opgenomen in de prijs van de activiteit (of goederen en diensten).

Bijgevolg wordt slechts een deel van de impacts (kosten/baten) van de activiteit weerspiegeld in de marktprijs. Dit deel komt overeen met “geïnternaliseerde effecten”, terwijl effecten die niet in de prijs zijn inbegrepen, worden aangeduid als “externaliteiten” of “externe effecten”.

In een kosten-batenanalyse moet, bij de beoordeling van de drie pijlers⁴⁶, afzonderlijk aandacht worden besteed aan dubbelstellingen en volledige internalisatie. Zo kunnen milieueffecten (bijv. het gebruik van fossiele brandstoffen) geïnternaliseerd worden en in twee pijlers (economisch en ecologisch) opgenomen worden. In dit geval moet dubbel telling worden voorkomen door deze uit de economische of milieupijler te verwijderen wanneer we de drie pijlers optellen om het maatschappelijk resultaat te verkrijgen.

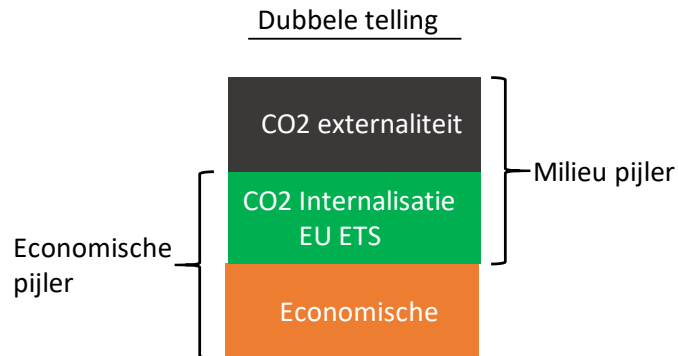


4.2.1 Voorbeeld: EU-regeling voor de handel in emissierechten (EU-ETS)

Bij de berekening van de milieupijler van een kosten-batenanalyse wordt de totale CO₂-uitstoot meegenomen. Maar het emissiehandelssysteem van de EU maakt dat sommige CO₂-uitstoot geïnternaliseerd wordt (via CO₂-

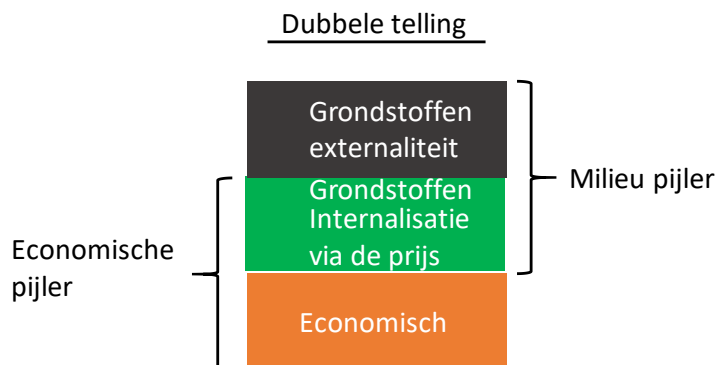
⁴⁶ Milieu, economisch en maatschappelijk

emissiecertificaten) en dat de betaalde prijs ook in de economische pijler zit. Bij het monetariseren moet er dus aandacht besteed worden aan dubbelrekening: het gedeelte van de CO₂-emissies waarvoor betaald werd moet afgetrokken worden van het milieukost.



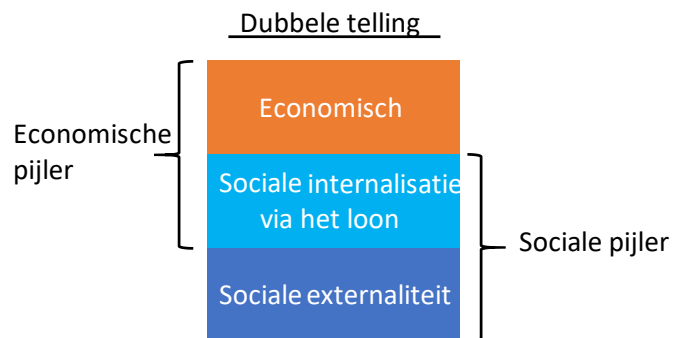
4.2.2 Voorbeeld: Abiotische grondstoffen

Volgens de RDC-methode voor de milieuaardering van grondstoffen kan de prijs van een niet-hernieuwbare abiotische grondstof worden gebruikt als basis voor de berekening van de milieupijler ervan, maar de prijs moet worden aangepast om rekening te houden met het niet meer beschikbaar zijn van de grondstoffen voor de toekomstige generaties. In de milieupijler krijgen we dus een totale milieupijler die bestaat uit de prijs van de grondstof plus de correctie om rekening te houden met toekomstige generaties. De prijs van de grondstof wordt gedragen door de economische actoren en wordt dus ook weerspiegeld in de economische pijler. We moeten ervoor waken dat de prijs van de grondstof niet dubbel gemonetariseerd wordt in het maatschappelijk resultaat.



4.2.3 Voorbeeld: welzijn van de werknemers

Het welzijn van werknemers wordt beoordeeld in de sociale pijler. Negatieve externe gevolgen voor het welzijn van werknemers kunnen ook in de economische pijler worden geïnternaliseerd als bijvoorbeeld werknemers een looncompensatie ontvangen die dit welvaartsverlies compenseert, bijvoorbeeld door een toeslag voor nachtarbeid. We moeten ervoor waken dat we het welzijn van de werknemers niet dubbel gemonetariseerd wordt in het maatschappelijk resultaat.



4.3 KARAKTERISTIEKEN VAN DE STANDPLAATSEN

Figuur 13 : Karakteristieken van de standplaatsen – Bron: INBO 2015⁴⁷ p. 24

Tabel 6: Bostypen in functie van de bodemtextuur en humustype (uit Cornelis et al. 2009), ingedeeld volgens de nutriëntenstatus van de standplaats

Bodemtextuur	Nutriëntenstatus van de standplaats					
Zandige bodems (Z,S,X –bodems)	ARM (±63% totale bosopp) J2,I2		I3,4,5,6 J1,3 H3	I1,6	I1 C2	
Zandleemige bodems (L,P –bodems)		MATIG (±11% totale bosopp)			RIJK (±26% totale bosopp)	
		H3	H1 I1	G2,3 C2	C3 D3,4,5,6	G1 D1,2
Leem-Kleiige bodems (A,E,U,V- bodems)		H3	H1,2	G2,3,4 C2	C3 D3,4,5,6	G1 E F B C1 D1,2
Humustype	Mor-Dysmoder	Moder	Mull-moder	Zure mull	Mull (typische/actieve)	

B: Wilgenvloedbos

C1: Elzenbroekbos met Pluimzegge en Moerasvaren

C2: Elzenbroekbos met Melkeppe en Wateraardbei

C3: Elzenbroekbos met Hop en Moerasspirea

D1: Essen-Elzenbos met Moerasspirea

D2: Essen-Elzenbos met Grote Brandnetel

D3: Essen-Elzenbos met Gewone Braam

D4: Essen-Elzenbos met Goudveil en

Reuzenpaardestaart

D5: Essen-Elzenbos met Bloedzuring

D6: Essen-Elzenbos met Gevlekte aronskelk

E: Iepen-Essenbos

F: Esdoornen-Essenbos

G1: Essen-Eikenbos met Daslook

G2: Essen-Eikenbos met Wilde Hyacint

G3: Essen-Eikenbos met Gewone salomonszegel en

Wilde kamperfoelie

G4: Essen-Eikenbos met Bosgierstgras en Witte

klaverzuring

H1: Eiken-Beukenbos met Wilde Hyacint

H2: Eiken-Beukenbos met Bosgierstgras en Witte

klaverzuring

H3: Eiken-Beukenbos met Adelaarsvaren

I1: Dennen-Eikenbos met Gewone braam

I2: Dennen-Eikenbos met Bochtige smele en

Pijpenstrootje

I3: Dennen-Eikenbos met Am. vogelkers

I4: Dennen-Eikenbos met Am. eik

I5: Dennen-Eikenbos met Pontische rododendron

I6: Dennen-Eikenbos met Gestreepte witbol en gewoon

struisgras

J1: Berken-Elzenbos met Zomereik

J2: Berken-Elzenbos met Wilde gagel en Veenmos

J3: Berken-Elzenbos met Geoorde wilg en Veenmos

- ⁴⁷ INBO, 2015, *Verfijnen van een algemeen afwegingskader voor biomassa-oogst in Vlaamse bossen tot een werkbaar terreininstrument. Begeleidend document: Methodiek en onderbouwing*

4.4 SOCIALE DISCONTOVOET

Volgens de regel van Ramsey is de sociale disconteringsvoet (r) gelijk aan de voorkeur voor het heden (δ) plus de marginale elasticiteit van het nutsbedrijf maal de groei van het BBP per hoofd van de bevolking (g).

$$r = \delta + n * g$$

We kunnen dit model parametriseren om het toe te passen op België:

- Als er geen voorkeur is voor het heden (we gaan dus uit van intergenerationele gelijkheid), dan is $\delta = 0$.
- Schattingen in de literatuur van de marginale elasticiteit van "n" liggen in de buurt van 1.3 %.⁴⁸
- De groei van het Belgische BBP per hoofd van de bevolking bedroeg de laatste jaren ongeveer 1.5 %.
- Voor België krijgen we dus een sociale discontovoet van 1.95 %.
 $0 + 1.3 \% * 1.5 \% = 1.95 \%$

Er bestaat ook de mogelijkheid om goedkopere oplossingen te vinden om de gevolgen te mitigeren.

Andere landen bevelen een sociale disconteringsvoet aan die in maatschappelijke kosten-batenanalyses moet worden gebruikt. De aanbevolen tarieven voor langetermijnbeleid liggen in de buurt van 2.5%.

- In Frankrijk wordt in het Quinet-verslag (2013)⁴⁹ een risicovrij percentage van 2.5 % voorgesteld met een geleidelijke verlaging tot 1.5 % in 2070.
- In het Verenigd Koninkrijk beveelt het Green Book⁵⁰ een tarief zonder sociale voorkeur aan voor het heden van:
 - 3 % van 0 tot 30 jaar
 - 2.57 % van 31 tot 75 jaar oud
 - 2.14 % van 76 tot 125 jaar oud
- In de Verenigde Staten een risicovrij percentage van 3% en een percentage van 2,5% voor intergenerationele projecten⁵¹.

⁴⁸ OECD (2018), *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use*, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264085169-en>.

⁴⁹ http://www.strategie.gouv.fr/sites/strategie.gouv.fr/files/archives/CGSP_Evaluation_socioeconomique_170920131.pdf

⁵⁰ https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/685903/The_Green_Book.pdf

⁵¹ OECD (2018), *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use*, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264085169-en>.

4.5 SAMENSTELLING KLANKBORDGROEP

De volgende organisaties hebben tijdens de uitvoering van de twee delen van deze studie de mogelijkheid gekregen om input te leveren en feedback te geven op de ontwerp teksten.

- FOD Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu
- FOD Economie
- Departement Landbouw en Visserij
- Departement EWI
- Vlaams Energieagentschap
- Agentschap Natuur en Bos
- ILVO
- Boerenbond
- Algemeen Boerensyndicaat
- BBLV vzw
- Vlaco vzw
- Fedustria
- Koepel van Vlaamse Bosgroepen
- Belgian Biodiesel Board
- Belgian Bioethanol Association
- Belgische Petroleumfederatie