



Vlaanderen
is materiaalbewust



**MILIEU-ECONOMISCHE ANALYSE
VAN INZAMEL- EN
VERWERKINGSSCENARIO'S VOOR
HUISHOUDELIJK BIOAFVAL EN
VERGELIJKBAAR BIOAFVAL VAN
BEDRIJVEN IN VLAANDEREN**

SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER

OVAM

cmartlife[©]



WWW.OVAM.BE



**MILIEU-ECONOMISCHE ANALYSE VAN INZAMEL-
EN VERWERKINGSSCENARIO'S VOOR
HUISHOUDELIJK BIOAFVAL EN VERGELIJKBAAR
BIOAFVAL VAN BEDRIJVEN IN VLAANDEREN**

publicatiedatum / 10.02.2022



DOCUMENTBESCHRIJVING

- | | |
|--|--|
| 1 <i>Titel van publicatie:</i>
Selectieve inzameling bioafval eindrapport
RDC | 2 <i>Verantwoordelijke Uitgever:</i>
OVAM |
| 3 <i>Wettelijk Depot nummer:</i> nvt | 4 <i>Trefwoorden:</i>
bioafval gft keukenafval groenafval
inzameling huishoudelijk afval lokale
besturen milieu economische analyse |
| 5 <i>Samenvatting:</i>
Dit rapport geeft de resultaten weer van een vergelijkende milieu-economische analyse van
inzamelscenario's voor huishoudelijk bioafval. Daarnaast werd de invloed van tariefbeleid
onderzocht op het aandeel bioafval in huisvuil. Voor vergelijkbaar bioafval van bedrijven werd
een kwalitatieve bevraging uitgevoerd naar de voorkeuren van bedrijven om bioafval selectief
in te zamelen. | |
| 6 <i>Aantal bladzijden:</i> 168 | 7 <i>Aantal tabellen en figuren:</i> 74 & 47 |
| 8 <i>Datum publicatie:</i>
10 februari 2022 | 9 <i>Prijs*:</i> / |
| 10 <i>Begeleidingsgroep en/of auteur:</i>
Stuurgroep: OVAM, Interafval, Vlaco, RDC
Environment | 11 <i>Contactpersonen:</i>
Gil Gram, Nico Vanaken, Ann Braekevelt,
Annemie Andries, An Van Pelt, Ann De Boeck |
| 12 <i>Andere titels over dit onderwerp:</i> / | |

U hebt het recht deze brochure 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.

smartlife ©



Deze studie werd uitgevoerd in het kader van het Smartlife project actie 'C10 – Optimalisering van de inzameling en verwerking van bioafval'. Het Smartlife project ontvangt steun van het LIFE programma van de Europese Unie.

INHOUD

Samenvatting	7
Summary	16
Inleiding	25
Definities	26
Afkortingen.....	27
1 Context en doel van de studie	28
1.1 Context van de studie	28
1.2 Doel van de studie	28
1.3 Doelpubliek	29
1.4 Beheer van de studie	29
2 Methodologie.....	30
2.1 Algemeen plan van aanpak	30
2.1.1 Maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA)	30
2.1.2 De onderzochte scenario's	31
2.1.3 Iteratieve aanpak	34
2.1.4 Jaarlijkse productie bioafval	34
2.1.5 Inzameling huishoudelijk bioafval	35
2.1.6 Participatiegraad	38
2.2 Economische impacten	39
2.2.1 Inzamelkost	39
2.2.2 Recyclagepark	39
2.2.3 Verwerkingskost bioafval	40
2.2.4 Recipiënt	40
2.3 Milieu-impacten	41
2.3.1 Levenscyclusanalyse	41
2.3.2 Systeemgrenzen	43
2.3.3 Transport	47
2.3.4 Verwerkingsmethoden bioafval	48
2.3.5 Inzamelrecipiënten	50
2.4 Sociale impacten	51
2.4.1 Jobcreatie	51
2.4.2 Tijdskost	52
2.4.3 Plaatsinname door recipiënt	52
3 Gegevens.....	53
3.1 Jaarlijkse productie bioafval	53
3.1.1 Selectief ingezameld bioafval	53
3.1.2 Bioafval in huisvuil	53
3.1.3 Totaal aangeboden hoeveelheid bioafval (selectief + niet-selectief)	54
3.1.4 Thuis composteren	55
3.2 Participatiegraad	56
3.3 Inzamelingsmethode tuinafval	57
3.4 Selectieve inzameling	57
3.4.1 Stappen van de inzamelronde	57
3.4.2 Brengsysteem op korte afstand	59
3.5 Economische impacten	60
3.5.1 Inzamelkost	60
3.5.2 Verwerkingskosten bioafval	60
3.5.3 Recyclagepark	63

3.5.4	Recipiënten	63
3.6	Milieu-impacten	64
3.6.1	Transport	64
3.6.2	Verwerking bioafval	64
3.6.3	Recipiënten	71
3.7	Sociale impacten	72
3.7.1	Jobcreatie	72
3.7.2	Tijdskost	74
3.7.3	Plaatsinname door recipiënt	75
4	Resultaten huis-aan-huis inzameling	77
4.1	Totale maatschappelijke impact	77
4.2	Economische impacten	81
4.2.1	Totale economische impact	81
4.2.2	Inzamelkost	82
4.3	Milieu impacten	83
4.4	Sociale impacten	84
4.5	Alternatieve inzamelfrequenties	85
4.5.1	Variatie 1 (frequentie van het huisvuil wordt verlaagd)	85
4.5.2	Variatie 2 (bioafval wekelijks, huisvuil driewekelijks)	87
4.6	Sensitiviteitsanalyse	89
4.6.1	Participatiegraad keukenafval	89
4.6.2	Snelheid vuilniswagen in stedelijk gebied	90
5	Resultaten Sterk stedelijk gebied	93
5.1	Totale maatschappelijke impact	93
5.2	Economische impacten	95
5.2.1	Totale economische impact	95
5.2.2	Inzamelkost	96
5.3	Milieu impacten	97
5.4	Sociale impacten	98
6	Econometrische analyse Diftar	100
6.1	Inleiding	100
6.2	Literatuur	100
6.3	Data	102
6.4	Schattingen en resultaten	106
6.4.1	Gft-regio	106
6.4.2	Gft- en groenregio	110
6.5	Conclusie	112
6.6	Bibliografie	113
7	Kwalitatieve analyse mogelijke aansluiting private producenten op selectieve inzameling van bioafval	114
7.1	Inleiding	114
7.2	Geïnterviewde personen	114
7.3	Bespreking van de criteria die de relevantie bepalen	115
7.3.1	Productie bioafval	115
7.3.2	Inzamelrecipiënten	116
7.3.3	Plaatsinname	116
7.3.4	Tijdskost	117
7.3.5	Inzamelfrequentie	117
7.3.6	Stimulansen	117
7.4	Conclusie	117
8	Limieten van de studie	119
9	Conclusies	121

Lijst van tabellen	123
Lijst van figuren	125
10 Bijlagen.....	127
10.1 Monetaire waardering	127
10.2 Dubbeltelling in kosten-batenanalyse: totale, externe, geïnternaliseerde effecten	134
10.3 Jobcreatie	136
10.4 Lijst van steden	139
10.5 Impact categorieën PEF	141
10.6 Normalisatie- en wegingsfactoren	142
10.7 Monetarisatiefactoren	143
10.8 Volledige LCI	144
10.9 Data quality assessment primary data	150
10.10 Data quality assessment secondary data	151
10.11 Bijkomende resultaten MKBA	154
10.11.1 Huis-aan-huis inzameling, variatie 1	154
10.11.2 Huis-aan-huis inzameling, variatie 2	155
10.11.3 Huis-aan-huis inzameling, variatie 3	155
10.12 Niet-gemonetariseerde resultaten milieu (LCA)	157
10.12.1 Resultaten huis-aan-huis inzameling in heel Vlaanderen	157
10.12.2 Resultaten in sterk stedelijk gebied	164
10.13 Econometrische analyse	171

Samenvatting

Inleiding

Het afvalbeleid beweegt steeds meer naar hoogwaardige toepassingen van ons afval, waar getracht wordt grondstoffen te recupereren in plaats van als restafval te verbranden waarbij enkel energierecuperatie plaatsvindt. Om het afval op een hoogwaardige manier terug in de materialenkringloop te brengen, moet het eerst selectief ingezameld worden. De selectieve inzameling van huishoudelijk bioafval (keukenafval + groenafval) is momenteel niet veralgemeend.

De selectieve inzameling van bioafval zal in de komende jaren verder uitgebreid worden, onder invloed van verschillende doelstellingen:

- Tegen 2030 minstens 50% van de recycleerbare fractie van huishoudelijk en bedrijfsafval recycleren (regeerakkoord 2019-2024)
- Tegen 31 december 2023 bioafval van bedrijven en huishoudens aan de bron scheiden en recycleren, of selectief inzamelen en recycleren (Kaderrichtlijn Afval; Actieplan voedselverlies en biomassa circulair 2021-2025)
- Tegen 2030 restafvaldoelstelling van max 100 kg per inwoner per jaar (Vlaams Energie- en Klimaatplan 2021-2030).

De sorteeraanlyse huisvuil 2019-2021 geeft ook aan dat bioafval nog steeds een relatief groot deel van het huisvuil omvat. Het is een belangrijke afvalstroom waarvan de selectieve inzameling zeker geoptimaliseerd moet worden om de restafvaldoelstelling tegen 2030 te halen.

In het Uitvoeringsplan huishoudelijk afval en gelijkaardig bedrijfsafval worden de acties vastgesteld die moeten toelaten deze restafvaldoelstelling te halen. Deze studie dient mede als voorbereiding voor het nieuwe Uitvoeringsplan huishoudelijk afval en gelijkaardig bedrijfsafval 2023 – 2028.

Deze studie bestaat uit drie delen die elk een eigen vraag trachten te beantwoorden:











- Deel I MKBA selectieve inzameling huishoudelijk bioafval: welk scenario omtrent inzameling en verwerking van bioafval is het best voor de maatschappij?
- Deel II Econometrische analyse Diftar: hoe hoog moet het verschil tussen de tarifiering van huisvuil en bioafval zijn om de participatie aan de selectieve inzameling van bioafval voldoende te stimuleren?
- Deel III Kwalitatieve analyse: welk scenario is aangewezen om private producenten van vergelijkbaar bioafval te laten aansluiten op de selectieve inzameling van huishoudelijk bioafval?

Maatschappelijke kosten-baten analyse (MKBA) selectieve inzameling huishoudelijk bioafval

In de MKBA worden verschillende inzamel- en verwerkingsscenario's van huishoudelijk bioafval gemodelleerd, en de impact ervan op de maatschappij geanalyseerd. Het bioafval kan selectief ingezameld worden als gft of als keukenafval en tuinafval elk apart. Voor deze inzameling bestaan verschillende opties, die worden weergegeven in onderstaande tabel. Het referentiescenario is het huidig minimumscenario van selectieve inzameling van bioafval: een groenregio waar enkel het recyclagepark beschikbaar is voor selectieve inzameling van tuinafval. Er is hier dus geen huis-aan-huis inzameling voor bioafval en het keukenafval wordt thuisgecomposteerd, vervoerd, of ingezameld met het huisvuil. Het selectief ingezameld bioafval wordt

verwerkt via compostering, voorvergisting met nacompostering of vergisting (de mogelijke verwerkingstechnieken zijn afhankelijk van het type bioafval, zie 2.1.2.3 en 2.1.2.4 voor meer informatie).

Tabel 1: Overzicht onderzochte inzamelscenario's

Scenario	Inzamelwijze keukenafval	Inzamelwijze tuinafval
Ref.	Niet-selectief bij huisvuil	Recyclagepark
A1	Gft wordt ingezameld in een container van 120l (huizen) of 40l (appartementen)	
A2	Zak van 20l 	Recyclagepark 
A3	Container van 40l 	Recyclagepark 
A4 (Optimo)	Zak van 20l 	Zak van 60l 
A5	Zak van 20l 	Container van 240l 
B1 (enkel voor sterk stedelijk gebied)	Gft wordt ingezameld in een ondergrondse container in openbare ruimte, op wandelafstand	

Afhankelijk van de manier van inzamelen wordt een andere participatiegraad verwacht per inzamelscenario; dit heeft een invloed op de totale hoeveelheid bioafval dat bijkomend selectief kan ingezameld worden en dus uit het huisvuil verdwijnt. De participatiegraad¹ is gebaseerd op bestaande gegevens rond inzameling van bioafval (selectief en niet-selectief) en enkele hypothesen. Scenario's A4 (Optimo) en A5 (TAB+) worden momenteel nog in proeffase uitgevoerd waardoor de aannames nog moeten worden afgetoetst met de resultaten van deze proefprojecten. De gehanteerde participatiegraad per scenario wordt voorgesteld in onderstaande tabel.

In het basisgeval (deze stelt de huidige meest courante situatie voor) wordt bioafval en huisvuil tweewekelijks opgehaald. Het is belangrijk op te merken dat in 39% (117/300) van de Vlaamse gemeenten (waarvan 65 groengemeenten zijn) vandaag wel nog een wekelijkse inzamelfrequentie van huisvuil wordt toegepast. In twee alternatieven worden de inzamelfrequenties van bioafval en huisvuil gevarieerd, met een gevolg voor de participatiegraad die nu hoger wordt ingeschat.

¹ Gedefinieerd als de hoeveelheid selectief ingezameld bioafval gedeeld door de totale hoeveelheid ingezameld bioafval (selectief + niet-selectief)

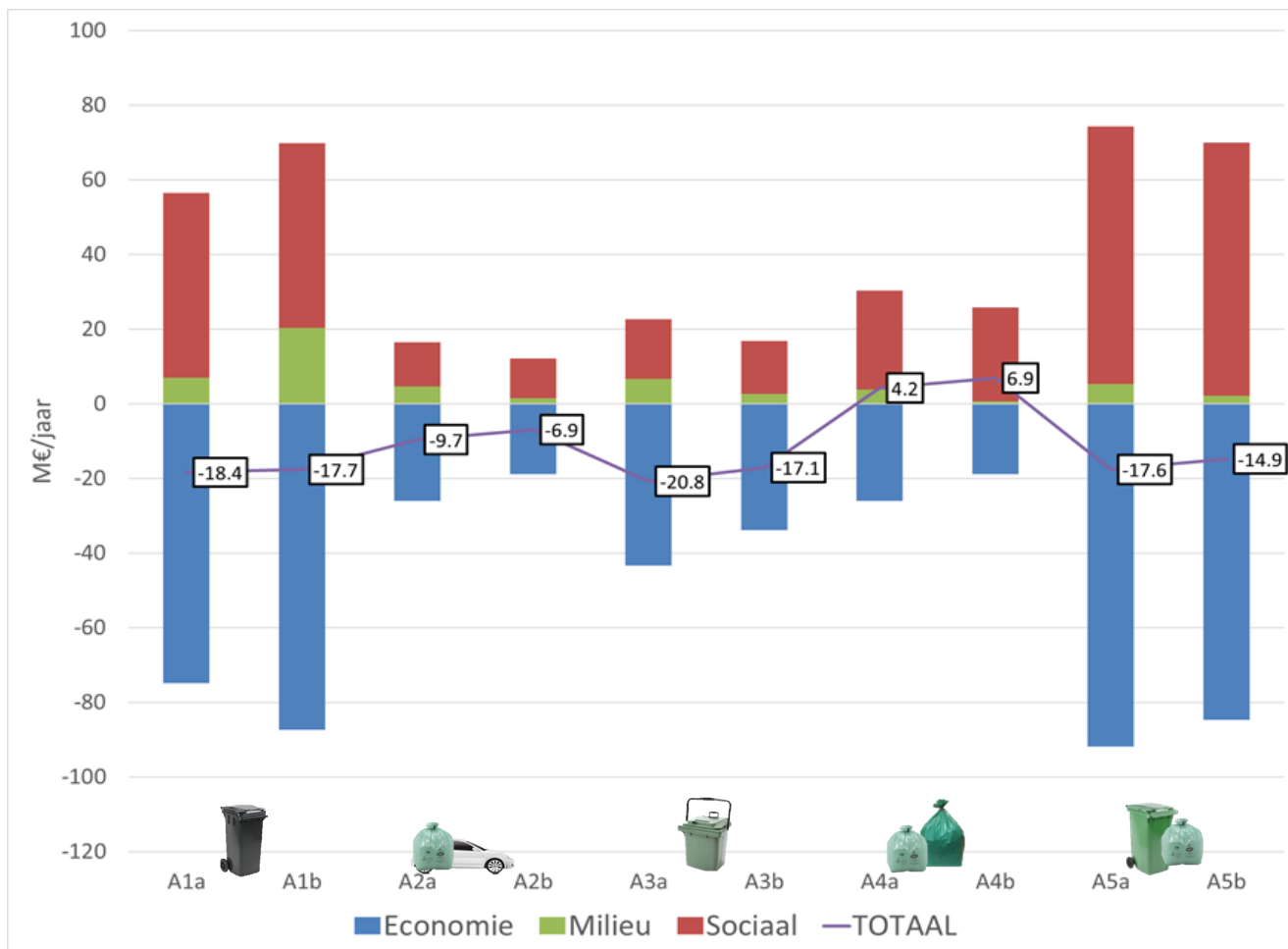
Tabel 2: Variaties inzamelfrequentie op onderzochte inzamelscenario's

Scenario	Basisgeval (%)		Alternatief 1 (%)		Alternatief 2 (%)	
	Bio (2-wekelijks) C0.5 en huisvuil (2-wekelijks) C0.5		bio C0.5 (2-wekelijks) en huisvuil (3-wekelijks) C0.33		bio C1 (wekelijks) en huisvuil C0.33 (3-wekelijks)	
	Keukenafval	Tuinafval	Keukenafval	Tuinafval	Keukenafval	Tuinafval
A1	45	97,5	65	100	90	100
A2	30	90	50	90	70	90
A3	40	90	60	90	80	90
A4	30	95	50	100	70	100
A5	30	97,5	50	100	70	100
B1	80		80		80	

De resultaten worden in twee delen voorgesteld:

- Resultaten van inzamelscenario's A1 - A5 in heel Vlaanderen
- Resultaten van de inzamelscenario's A1 – B1 in sterk stedelijk gebied; het brengsysteem met ondergrondse containers is enkel relevant in sterk stedelijk gebied, dus wordt enkel in deze gebieden gemodelleerd. De overige inzamelscenario's A1 – A5 (huis-aan-huis) worden in dit deel ook herberekend aan sterk stedelijk gebied.

De totale maatschappelijke impact (huis-aan-huis (HAH) in heel Vlaanderen) wordt voorgesteld in Figuur 1. Een positieve waarde betekent een maatschappelijke baat, een negatieve waarde een maatschappelijke kost.



Figuur 1: Totale maatschappelijke impact huis-aan-huis inzamelscenario's en verwerkingsscenario's (a/b) voor bioafval

De resultaten m.b.t. de maatschappelijke impacten (economie, milieu, sociaal) worden gepresenteerd als delta-grafieken, i.e. het verschil t.o.v. het referentie-scenario; bv. de economische pijler omvat zowel de inzamelkost van het bioafval als de vermeden kost van inzameling van dit bioafval bij het huisvuil. Op de x-as staan de onderzochte inzamel- en verwerkingsscenario's (a/b) (Tabel 6) en op de y-as wordt de jaarlijkse netto-kost/netto-baat in miljoen € per jaar getoond.

In de meeste inzamelscenario's wordt een netto maatschappelijke kost gevonden; een grote economische kost die niet wordt opgeheven door de milieu- en sociale baten. In scenario A4 (Optimo-systeem) wordt wél een netto maatschappelijke baat gevonden. Dit scenario heeft een lagere inzamelkost aangezien één vuilniswagen meerdere afvalfracties tegelijkertijd kan inladen (van de totale inzamelkost wordt dus maar een deel aan het bioafval gealloceerd). De conclusies moeten nog bevestigd worden na evaluatie van de proefperiode van dit inzamelsysteem.

Zoals eerder aangegeven wordt een andere participatiegraad gehanteerd in elk scenario, dit heeft een directe invloed op de extra hoeveelheid bioafval dat selectief ingezameld kan worden en dus uit het huisvuil verdwijnt. De jaarlijkse vermindering van de restafvalproductie (kg/inwoner/jaar) in elk scenario op Vlaams niveau wordt gepresenteerd in tabel 3 (voor het basisgeval, namelijk bioafval 2-wekelijks, huisvuil 2-wekelijkse inzameling).

Om de 100 kg restafvaldoelstelling te halen², is het scenario met de grootste vermindering het meest relevant. Deze tabel leert ons dat de grootste reductie verwacht kan worden in scenario A1 (inzameling van gft), en slechts een beperkte hoeveelheid in de andere scenario's. In scenario A2 wordt zelfs minder ingezameld dan vandaag de dag reeds gebeurt. De berekende hoeveelheden selectief ingezameld bioafval zijn indicatief en geven enkel de onderlinge verhoudingen weer van de onderzochte scenario's. In realiteit hanteren de meeste gemeenten scenario A1; de effectieve ingezamelde hoeveelheid bioafval zal bepaald worden door het scenario, tarieven en inzamelfrequentie die de individuele gemeenten kiezen.

Tabel 3: Indicatief reductiepotentieel op Vlaams niveau per onderzocht scenario bij 2 wekelijkse inzamelfrequentie, wanneer alle gemeenten overschakelen op één bepaald scenario

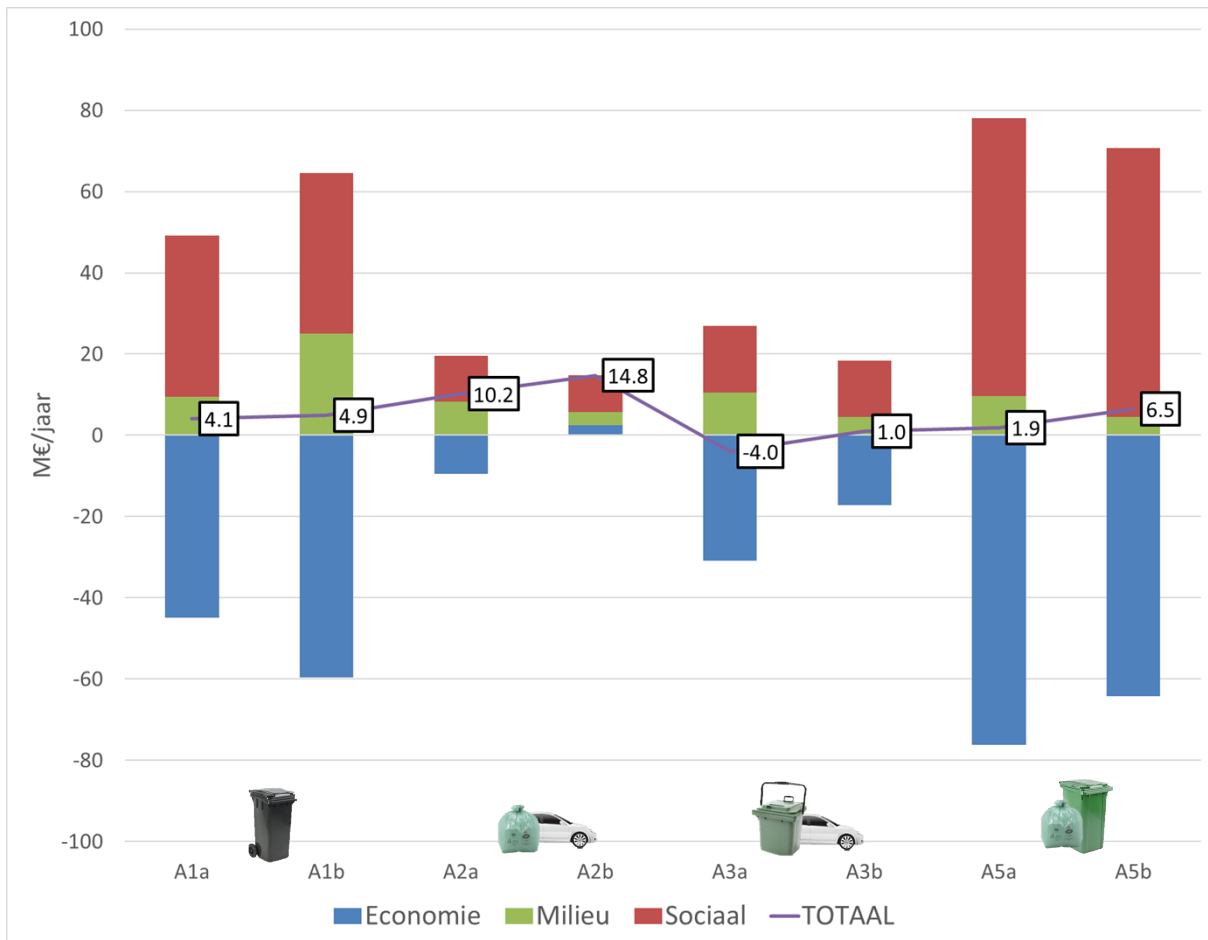
Inzamelscenario	kg/inwoner/jaar
A1	10,6
A2	-3
A3	2
A4	1,2
A5	3,2

Eén van de alternatieven is het verlagen van de inzamelfrequentie van het huisvuil naar driewekelijks en de inzamelfrequentie van bioafval op tweewekelijks houden; de totale maatschappelijke impact per scenario wordt in Figuur 2 getoond voor dit alternatief. Op deze figuur is A4 niet aanwezig, aangezien in dit scenario alle afvalfracties gelijktijdig worden opgehaald. Het is hier dus niet mogelijk de inzamelfrequentie van bioafval en huisvuil te ontkoppelen.

In dit alternatief wordt wel in de meeste scenario's een maatschappelijke baat gevonden. Hiervoor zijn twee redenen: enerzijds wordt een grote economische baat gevonden door het verlagen van de inzamelfrequentie van huisvuil, anderzijds zorgt het verlagen van deze inzamelfrequentie voor een grotere participatiegraad aan de inzameling van bioafval wat deze inzameling efficiënter maakt. Het lijkt dus dat het verlagen van de inzamelfrequentie van huisvuil een belangrijke factor kan zijn om van een maatschappelijke kost een baat te maken, en kan helpen de participatiegraad te verhogen wat directe gevolgen heeft voor het behalen van de restafvaldoelstelling.

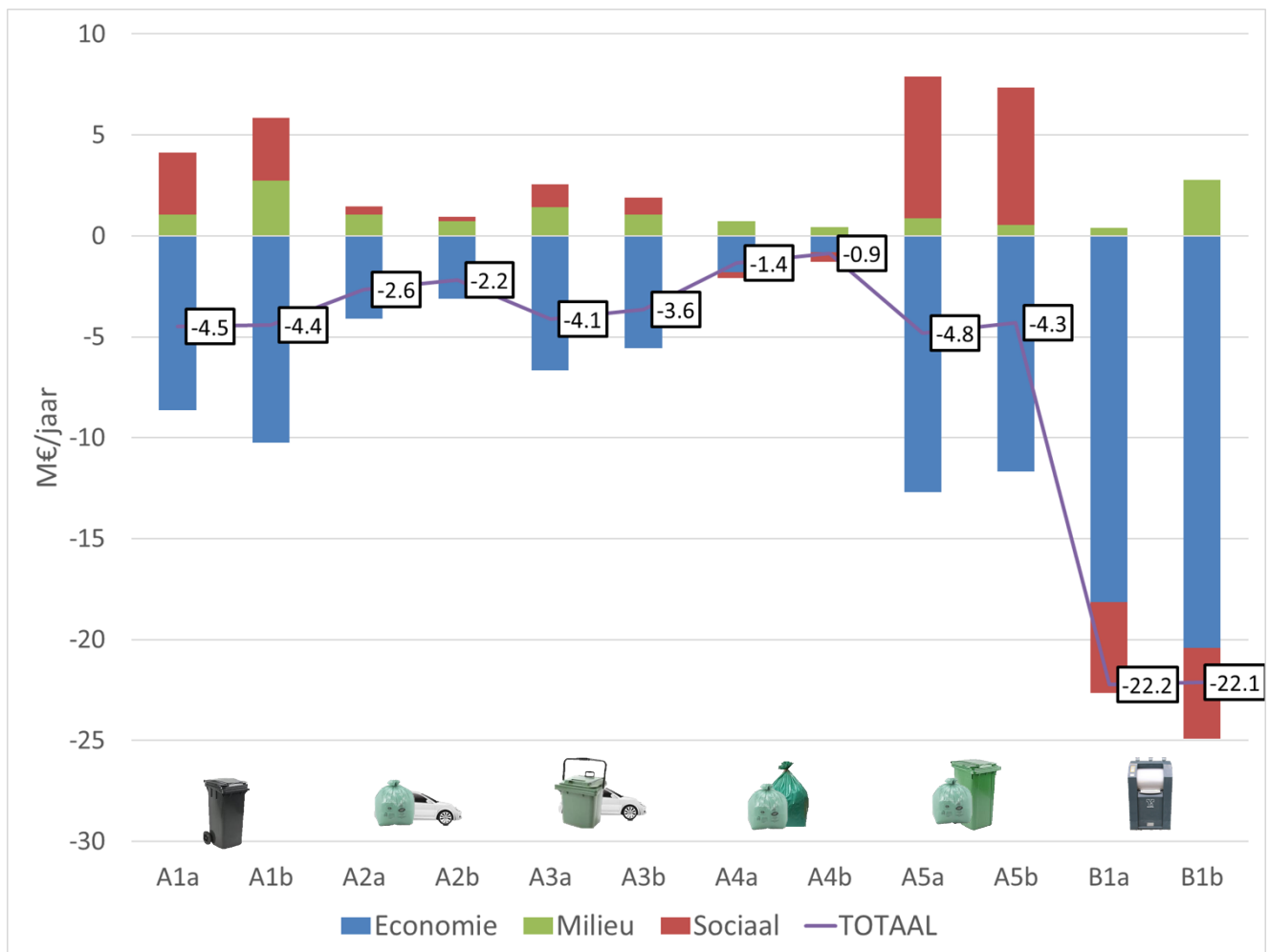
Natuurlijk rijst dan de vraag of het opportuun is de inzamelfrequentie van huisvuil te verlagen tot driewekelijks in bepaalde regio's; Dit kan leiden tot meer huisvuil in het bioafval. Er zullen dan bijkomende flankerende maatregelen nodig zijn voor de kwaliteitsbewaking van de selectieve inzameling en de huisvuilinzameling. Ook voor stadscentra waar momenteel vaak wekelijks of twee keer per week het huisvuil wordt opgehaald, zal een aanpak op maat aangewezen zijn, gebaseerd op het principe 'de vervuiler betaalt' en gedragsverandering van de inwoners.

² Ter referentie: de restafvalproductie bedroeg 143,5 kg/inwoner/jaar in 2019



Figuur 2: Maatschappelijke impact inzamelscenario's (uitgezonderd A4) bij 3-wekelijkse inzameling huisvuil en 2-wekelijkse inzameling en verwerkingsscenario's (a/b) voor bioafval

Vervolgens worden de resultaten in sterk stedelijk gebied voorgesteld in Figuur 3. Het brengsysteem op korte afstand (B1) scoort veel slechter dan de huis-aan-huis inzameling. In geval van B1a en B1b is er een grotere economische kost, en een sociale kost in plaats van baat in vergelijking met de andere scenario's. De grotere economische kost is grotendeels te wijten aan de wekelijkse inzamelfrequentie die minstens nodig is bij gelijkaardige systemen (vanwege mogelijke geurhinder), terwijl de inzamelfrequentie bij de andere inzamelscenario's wel nog vastligt op tweewekelijks. Ook de kost van de smart access containers zorgt ervoor dat de economische kost groot is. Bovenop deze grotere economische kost wordt ook een grote sociale kost gevonden in dit scenario, deze is te wijten aan de sociale tijds-kost die optreedt tijdens de verplaatsing van burgers naar zo'n ondergrondse container.



Figuur 3: Maatschappelijke impact inzamelscenario's en verwerkingsscenario's (a/b) voor bioafval in sterk verstedelijkt gebied

De resultaten tonen aan dat de bijdrage van de bijkomende selectieve inzameling van bioafval aan de restafvaldoelstelling beperkt zal zijn met de huidige participatiegraad. Er moet optimaal gebruik gemaakt worden van verschillende stimulansen die ter beschikking zijn: gewichtsdiftar toepassen, inzamelrequentie van het huisvuil verlagen, sensibiliseringscampagnes, etc.

Op maatschappelijk vlak leidt de selectieve inzameling van het bioafval tot een netto maatschappelijke kost, door de grote economische kost die eraan verbonden is bij tweewekelijkse inzameling. Op sociaal en milieuvlak wordt wel een netto maatschappelijke baat gevonden. De sensitiviteitsanalyse (toegepast op het basialternatief) geeft aan dat ook bij toenemende participatiegraad er nog steeds een maatschappelijke kost blijft bestaan, en dit niet wordt omgezet in een maatschappelijke baat. Het effect van deze toenemende participatiegraad is niet dezelfde voor alle inzamelscenario's; bij de meeste scenario's neemt de totale maatschappelijke kost toe met toenemende participatiegraad, bij scenario A5 neemt deze wel af. Bedenk wel dat de maatschappelijke kost per ton bioafval wel afneemt bij toenemende participatiegraad. Voor de selectieve inzameling van andere afvalfracties (bv. PMD+) geldt ook de conclusie van een hoge economische kost. Het verschil bij PMD+ is dat deze kost wordt gealloceerd naar de actoren die verpakkingen op de markt brengen (verpakingsverantwoordelijken). Als de verdere optimalisatie van selectieve inzameling van bioafval ertoe leidt dat de inzamelrequentie van het huisvuil kan verlaagd worden naar driewekelijks, zou de netto economische kost veel lager liggen waardoor de selectieve inzameling wel tot een netto maatschappelijke baat zou leiden.

In het basisgeval is er één inzamelscenario, A4, het Optimo-scenario met een netto maatschappelijke baat. Het Optimo systeem is momenteel nog in proeffase en wordt eind 2024 geëvalueerd op basis van reële data.

Bovendien kunnen in dit scenario bepaalde stimulansen, die nodig zijn om de participatiegraad te verhogen, niet gebruikt worden; de inzamelfrequentie van bioafval en huisvuil zijn aan elkaar gekoppeld, en het toepassen van gewichtsdiftar is niet mogelijk. Op basis van deze studie kan men zich niet uitspreken over de globale voor- en nadelen van het A4 scenario, het Optimo-systeem, want daarvoor zou een bredere modellering nodig zijn, inclusief alle andere stromen die nu door dit systeem ingezameld worden.

Er kan geconcludeerd worden dat de grootste milieubaat werd gevonden wanneer het bioafval wordt ingezameld als gft, en verwerkt via voorvergisting met nacompostering. Dit scenario komt daarentegen wel met de op één na grootste maatschappelijke kost.

Econometrische analyse Diftar

Het tarief voor de selectieve inzameling van gft, zij het per volume of per gewicht, heeft volgens de schattingen wel een duidelijke invloed op het sorteergedrag van huishoudens. Wanneer het tarief voor de selectieve inzameling van gft toeneemt, bv. met 5 eurocent per kg, dan stijgt het aantal ingezamelde kg huisvuil per capita met om en bij de 7,8%, wat gemiddeld overeenkomt met 7,4 kg. Deze schatting geeft dus aan dat huishoudens met de prijs voor de selectieve inzameling van gft, hiermee rekening houden wanneer ze hun afval sorteren. Er blijkt dus een kostenafweging te bestaan bij huishoudens om al dan niet gft uit het huisvuil te sorteren.

De keuze – zo geven de schattingen aan – wordt deels gedreven door het tarief voor de selectieve inzameling van gft en huisvuil. Wanneer het tarief voor het inzamelen van huisvuil beperkt stijgt (gewicht of volume), dan daalt het aantal ingezamelde kg huisvuil per capita zeer beperkt. Wanneer het tarief voor die inzameling per gewicht berekend wordt, dan daalt het aantal ingezamelde kg huisvuil per capita zelfs iets sterker.

Bijgevolg pleit de interpretatie van de schattingen - indien het doel is om de ingezamelde kg huisvuil per capita te reduceren - voor een voldoende grote delta tussen het tarief voor de selectieve inzameling van gft en het huisvuiltarief, dat o.b.v. het ingezamelde gewicht berekend wordt. Let op, het tarief voor de inzameling van huisvuil mag niet te hoog liggen, dat zou immers leiden tot illegaal storten van huisvuil (Watkins et al., 2012).

De conclusie blijft gelden maar is minder duidelijk wanneer we beide gft- en groenregio's geaggregeerd analyseren. Onze schattingen geven aan dat het beperkt verhogen van het tarief voor de inzameling van huisvuil een negatieve maar uiterst kleine invloed blijft hebben op het aantal ingezamelde kg huisvuil per capita. We stellen statistisch vast dat wanneer gft selectief ingezameld wordt, er minder huisvuil per capita ingezameld wordt.

Kwalitatieve analyse mogelijke aansluiting van private producenten met vergelijkbaar bioafval

Voor dit deel van de studie werden enkele interviews uitgevoerd om na te gaan welke van de verschillende inzamelscenario's van huishoudelijk bioafval uit de MKBA het best geschikt zouden zijn voor een mogelijke aansluiting van de private producenten. Dit deel is zuiver kwalitatief. Er werd geen modellering uitgevoerd.

Tijdens deze interviews werd overlopen welke parameters belangrijk zijn voor de private producenten en hoe deze hun keuze kunnen beïnvloeden om al dan niet mee te doen met de selectieve inzameling door de lokale besturen, of besluiten hun afvalinzameling te laten verzorgen door private bedrijven. Enkel bedrijven die bioafval produceren dat naar aard, samenstelling en hoeveelheid vergelijkbaar is met huishoudelijk bioafval komen hiervoor in aanmerking.

Mogelijke aansluiting van bedrijven aan de openbare selectieve inzameling van bioafval betreft vooral:

- Horeca en bakkers (scholen en woonzorgcentra hebben vaak te veel bioafval)
- Inzameling met containers (om de FAVV-regels te kunnen naleven), behalve voor zaken met zeer kleine ruimtes (zakken nemen minder plaats in)
- Inzameling met een voldoende hoge frequentie (wekelijks)
- Brengsysteem voor kleine zaken (omwille van de hoge frequentie, zeker relevant voor zaken met zeer kleine ruimtes)

Het lijkt duidelijk dat het enkel over een relatief klein aandeel van het bedrijfsbioafval gaat. Mogelijke aansluiting is vooral relevant voor kleine horecazaken en bakkers. In geval van aansluiting zal de inzamelfrequentie voldoende hoog moeten zijn om te voorkomen dat men het bioafval lange tijd moet stockeren. In sterk stedelijk gebied is vaak al een wekelijkse inzamelfrequentie voor het huishoudelijk bioafval voorzien; in deze gebieden kan de aansluiting van de private producenten dus wel een mogelijkheid zijn.

Summary

Introduction

Waste policy is increasingly moving toward high-value applications of our waste, where it seeks to recover raw materials instead of burning them as residual waste with only energy recovery. To bring waste back into the materials cycle in a high-quality manner, it must first be collected separately. Separate collection of household bio-waste (kitchen waste + green waste) is currently not generalized.

The separate collection of bio-waste will be further implemented in the coming years, influenced by several objectives:

- By 2030, recycle at least 50% of the recyclable fraction of household and company waste (coalition agreement 2019-2024)
- By December 31, 2023 separate and recycle bio-waste from companies and households at source, or separately collect and recycle (Waste Framework Directive; Food Loss and Biomass Circular Action Plan 2021-2025)
- By 2030 residual waste target of max 100 kg per inhabitant per year (Flemish Energy and Climate Plan 2021-2030).

The 2019-2021 sorting analysis of door-to-door collected residual household waste also indicates that bio-waste still comprises a relatively large proportion of that residual household waste. It is an important waste stream whose separate collection must certainly be optimized to meet the residual waste target by 2030.

The Household Waste and Comparable Industrial Waste Implementation Plan defines the actions to be taken to achieve this residual waste target. This study also serves as preparation for the new Household Waste and Comparable Industrial Waste Implementation Plan 2023 - 2028.

This study consists of three parts, each trying to answer its own question:

- Part I SCBA³ separate collection of household bio-waste: which scenario regarding collection and treatment of bio-waste is best for society?
- Part II Econometric analysis Diftar⁴: how big should the difference be between the pricing of door-to-door collected residual household waste and bio-waste in order to sufficiently stimulate participation in the separate collection of bio-waste?
- Part III Qualitative analysis: which scenario is appropriate for companies with comparable bio-waste to join the separate collection of household bio-waste?

Societal cost-benefit analysis (SCBA) separate collection of household bio-waste

The SCBA models different collection and processing scenarios of household bio-waste, and analyzes their impact on society. The bio-waste can be separately collected as vfg⁵ or separately as kitchen waste and garden waste. Several options exist for this collection, which are shown in the table below. The reference scenario is the current minimum scenario of separate collection of bio-waste: a 'green region' where only the recycling park











³ Societal Cost Benefit Analysis

⁴ Differential tariff

⁵ Vfg: vegetable, fruit and garden waste (including kitchen waste).

is available for separate collection of garden waste. Thus, there is no door-to-door collection for bio-waste here and kitchen waste is composted at home, used as feed, or collected with the residual household waste. The separately collected bio-waste is processed through composting, anaerobic digestion with post-composting, or anaerobic digestion (the possible treatment techniques depend on the type of bio-waste, see 2.1.2.3 and 2.1.2.4 for more information).

Table 4: Overview of collection scenarios studied

Scenario	Collection method kitchen waste	Collection method garden waste
Ref.	Non-separate with residual household waste collected door-to-door	Recycling park
A1	Vfg is collected in a 120l (houses) or 40l (apartments) container	
A2	Bag (20l) 	Recycling park 
A3	Container (40l) 	Recycling park 
A4 (Optimo)	Bag (20l) 	Bag (60l) 
A5	Bag (20l) 	Container (240l) 
B1 (for highly urbanized area only)	Vfg is collected in an underground container in public space, within walking distance	

Depending on the collection method, a different participation rate is expected per collection scenario; this affects the total amount of bio-waste that can additionally be separately collected and thus doesn't end up in the residual household waste. The participation rate⁶ is based on existing data on bio-waste collection (separate and non-separate) and some hypotheses. Scenarios A4 (Optimo) and A5 (TAB+) are currently still in pilot phase, so the assumptions still need to be checked against the results of these pilot projects. The participation rates used for each scenario are presented in the table below.

In the default case (this represents the current most common situation), bio-waste and residual household waste are collected every two weeks. It is important to note that in 39% (117/300) of Flemish municipalities (65 of which are municipalities from a 'green region') a weekly collection frequency of residual household waste is still applied today. In two alternatives, the collection frequencies of bio-waste and residual household waste are varied, with an impact on the participation rate that is estimated to be higher for now.

⁶ Defined as the amount of separately collected bio-waste divided by the total amount of collected bio-waste (separate + non-separate)

Table 5: Variations in collection frequency on collection scenarios studied

Scenario	Default case (%) Bio-waste (every 2 weeks) C0.5 and residual household waste (every 2 weeks) C0.5		Alternative 1 (%) Bio-waste C0.5 (every 2 weeks) and residual household waste (every 3 weeks) C0.33		Alternative 2 (%) Bio-waste C1 (every week) and residual household waste C0.33 (every 3 weeks)	
	Kitchen waste	Garden waste	Kitchen waste	Garden waste	Kitchen waste	Garden waste
A1	45	97,5	65	100	90	100
A2	30	90	50	90	70	90
A3	40	90	60	90	80	90
A4	30	95	50	100	70	100
A5	30	97,5	50	100	70	100
B1	80		80		80	

The results are presented in two parts:

- Results of collection scenarios A1 - A5 in the whole of Flanders
- Results of collection scenarios A1 - B1 in highly urban areas; the bring-it-yourself system with underground containers is only relevant in highly urban areas, so is modeled only in these areas. The remaining collection scenarios A1 - A5 (door-to-door) are also recalculated to highly urbanized areas in this section.

The total societal impact (door-to-door throughout Flanders) is presented in Figure 1. A positive value means a societal benefit, a negative value a societal cost.

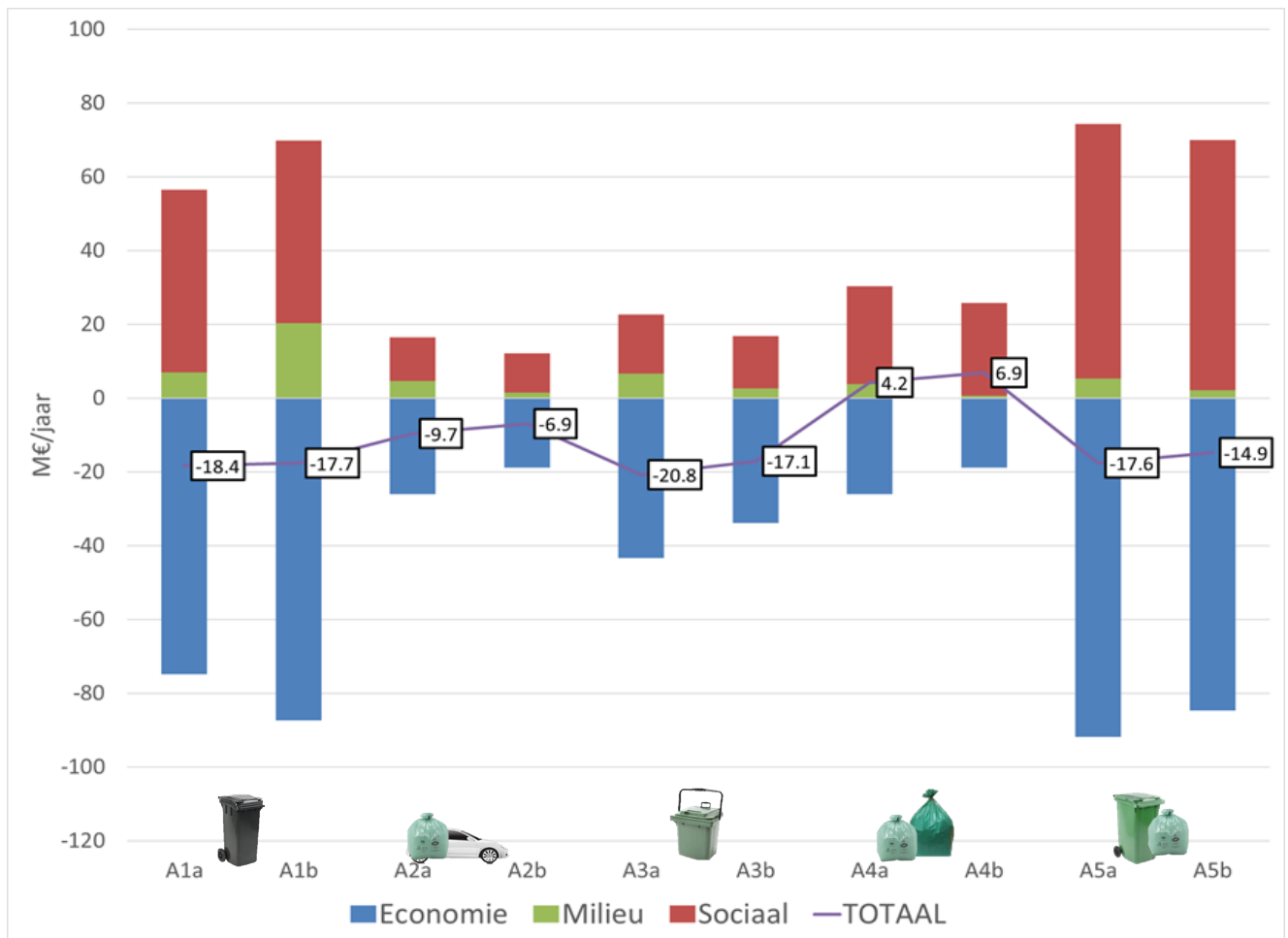


Figure 4: Total societal impact (million Euros per year) door to door collection scenarios and treatment scenarios for bio-waste.

The results regarding the societal impacts (economic, environmental, social) are presented as delta graphs, i.e. the difference compared to the reference scenario; e.g. the economic pillar includes both the collection cost of the bio-waste and the avoided cost of collecting this bio-waste with the residual household waste. The x-axis shows the collection and treatment scenarios studied (a/b) (Table 6) and the y-axis shows the annual net cost/net benefit in million Euros per year.

In most collection scenarios, a net societal cost is found; a large economic cost that is not cancelled out by the environmental and social benefits. In scenario A4 (Optimo system) a net societal benefit is found. This scenario has a lower collection cost as one garbage truck can load several waste fractions at the same time (thus only part of the total collection cost is allocated to bio-waste). The conclusions remain to be confirmed after evaluation of the trial period of this collection system.

As indicated earlier, a different participation rate is used in each scenario. This has a direct impact on the additional amount of bio-waste that can separately be collected and thus doesn't end up in the residual household waste. The annual reduction in residual waste generation (kg/inhabitant/year) in each scenario at the Flemish level is presented in Table 3 (for the default case, i.e. bio-waste collected every two weeks, residual household waste every two weeks). To meet the 100 kg residual waste target⁷, the scenario with the largest reduction is the most relevant. This table shows that the largest reduction can be expected in scenario A1 (collection of vfg), and only a limited amount in the other scenarios. In scenario A2, even less is collected than

⁷ For reference, residual waste generation was 143.5 kg/inhabitant/year in 2019

already happens today. The calculated quantities of separately collected bio-waste are indicative and only reflect the mutual relationships of the scenarios studied. In reality, most municipalities use scenario A1; the effective quantity of bio-waste collected will be determined by the scenario, tariffs and collection frequency chosen by individual municipalities.

Table 6: Indicative reduction potential at the Flemish level per scenario studied for a frequency of collection of every two weeks, when all municipalities switch to one particular scenario

Collection scenario	kg/inhabitant/year
A1	10,6
A2	-3
A3	2
A4	1,2
A5	3,2

One of the alternatives is to reduce the collection frequency of residual household waste to every three weeks and keep the collection frequency of bio-waste at every two weeks; the total societal impact per scenario is shown in Figure 2 for this alternative. A4 is not present on this figure, since in this scenario all waste fractions are collected simultaneously. Thus, it is not possible here to decouple the collection frequency of biowaste and residual household waste.

In this alternative, however, a societal benefit is found in most scenarios. The reason is twofold: on the one hand, a large economic benefit is found by lowering the collection frequency of residual household waste; on the other hand, lowering this collection frequency results in a higher participation rate in bio-waste collection, making this collection more efficient. Thus, it seems that reducing the frequency of residual household waste collection can be an important factor in turning a societal cost into a benefit, and can help increase the participation rate, which has a direct impact on achieving the residual waste target.

Of course, the question then arises whether it is opportune to reduce the collection frequency of residual household waste to every three weeks in certain regions; This may lead to more residual household waste in bio-waste. Additional supporting measures will then be needed for quality control of separate collection and residual household waste collection. Also for city centers where currently residual household waste is often collected once or twice a week, a tailored approach will be appropriate, based on the "polluter pays" principle and behavioral change of residents.

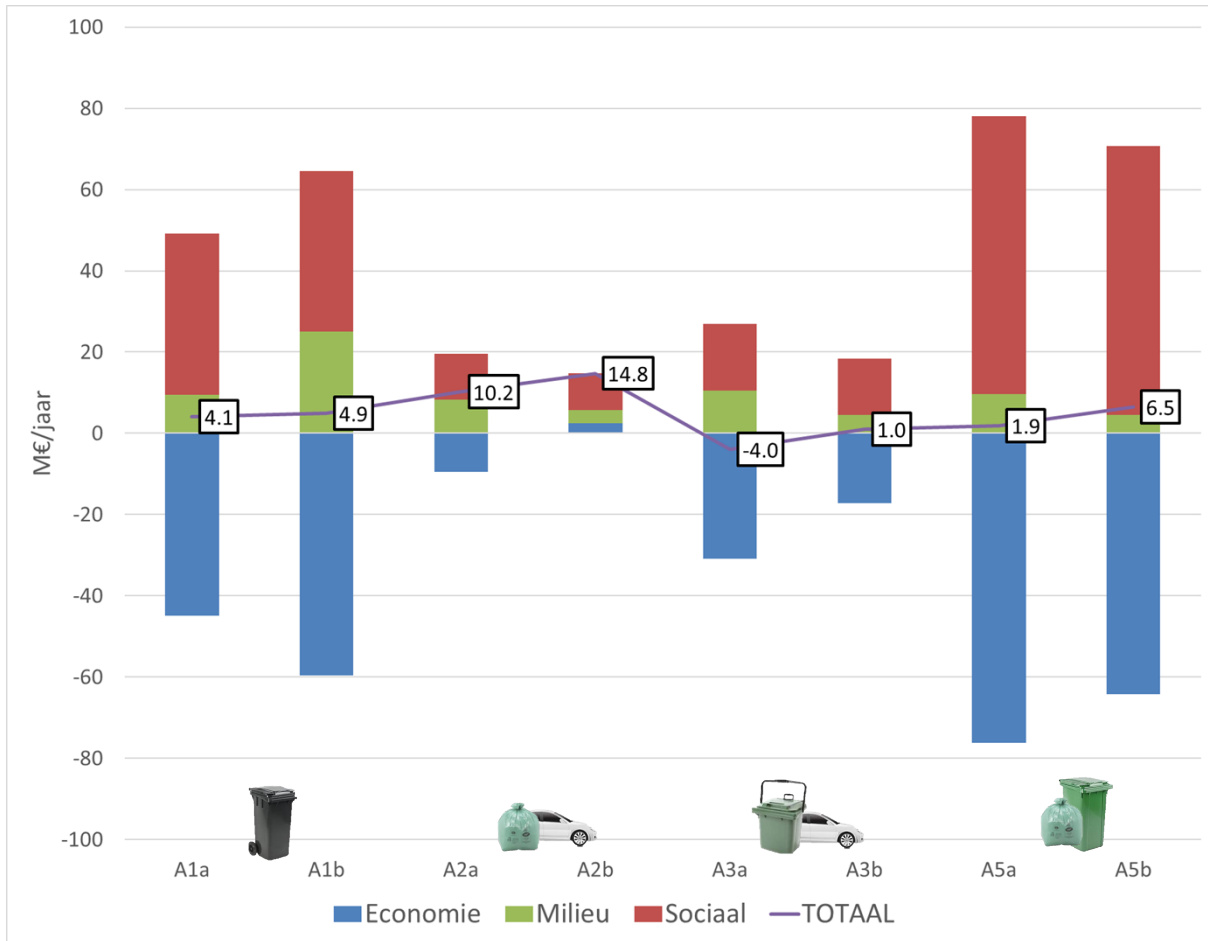


Figure 5: Societal impact (million Euros per year) of collection scenarios (excluding A4) for collection every three weeks of residual household waste and collection every two weeks and treatment scenarios (a/b) for biowaste

The results in highly urban areas are presented in Figure 3. The short-distance bring system (B1) scores much worse than door-to-door collection. In the case of B1a and B1b, there is a greater economic cost, and a social cost rather than benefit compared to the other scenarios. The greater economic cost is largely due to the weekly collection required at least in similar systems (due to possible odor nuisance), whereas in the other collection scenarios the collection frequency is still fixed at every two weeks. The cost of the smart access containers also makes the economic cost high. On top of this higher economic cost, a large social cost is also found in this scenario, this is due to the social time cost that occurs during the movement of citizens to such an underground container.

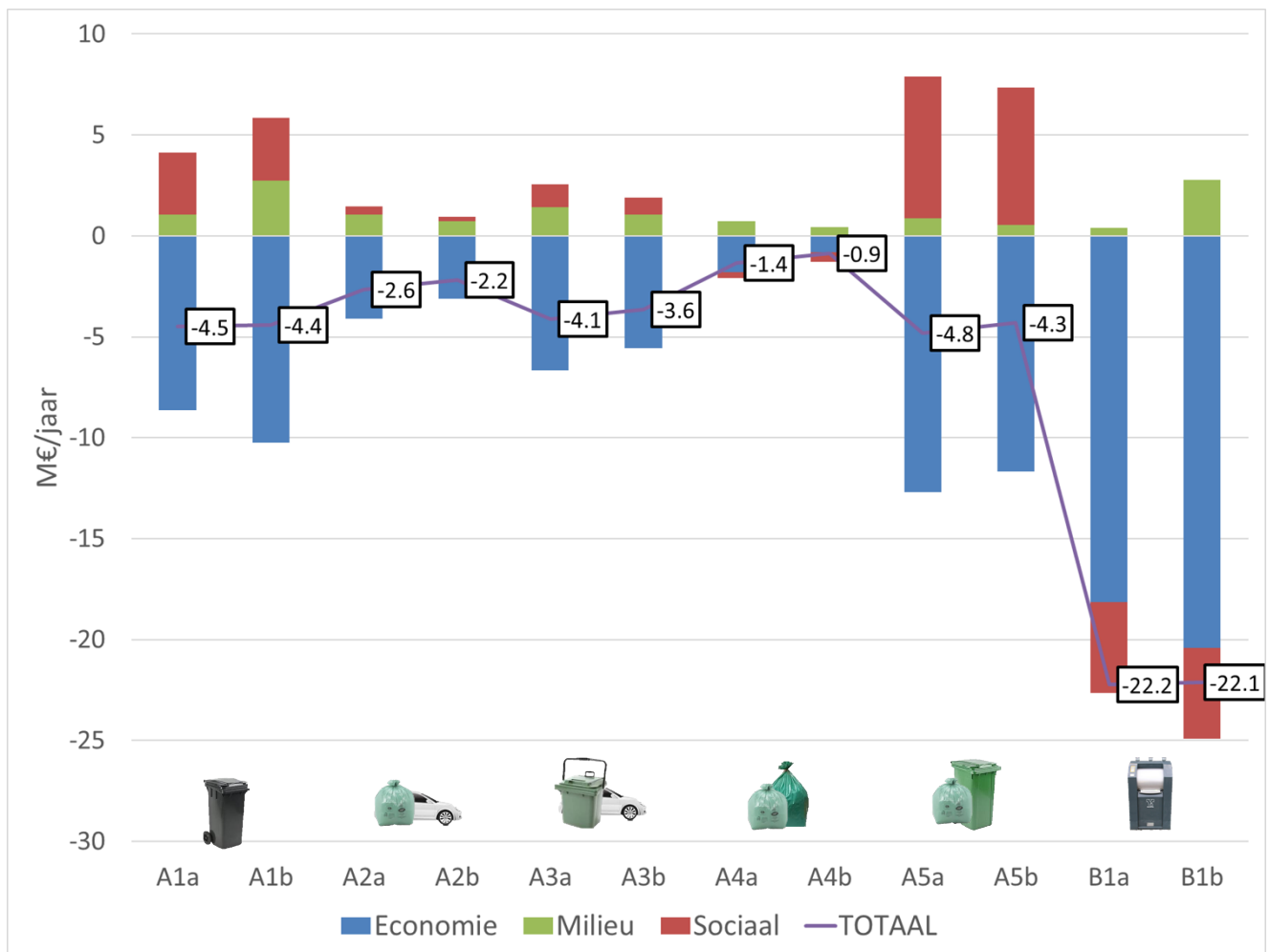


Figure 6: Societal impact (million Euros per year) for collection scenarios and processing scenarios (a/b) for bio-waste in highly urbanized area

The results show that the contribution of additional separate bio-waste collection to the residual waste target will be limited with the current participation rate. Optimal use should be made of various incentives that are available: apply weight diftar, reduce collection frequency of residual household waste, awareness campaigns, etc.

On a societal level, the separate collection of bio-waste leads to a net societal cost, due to the large economic cost associated with a collection of every two weeks. On a social and environmental level, a net societal benefit is found. The sensitivity analysis (applied to the default alternative) indicates that even with increasing participation rates, a societal cost remains, and this is not converted into a societal benefit. The effect of this increasing participation rate is not the same for all collection scenarios; in most scenarios the total societal cost increases with increasing participation rate, but in scenario A5 it does decrease. Keep in mind that the societal cost per ton of bio-waste does decrease with increasing participation rate. For the separate collection of other waste fractions (e.g. PMD+) the conclusion of a high economic cost also applies. The difference with PMD+ is that this cost is allocated to the actors who put packaging on the market (packaging managers). If the further optimization of separate bio-waste collection leads to a reduced frequency of residual household waste collection of every three weeks, the net economic cost would be much lower. This means that separate collection would lead to a net societal benefit.

In the default case, there is only the Optimo collection scenario A4 with a net societal benefit. The Optimo system is currently still in pilot phase and will be evaluated at the end of 2024 based on real data. Moreover, in

this scenario, certain incentives needed to increase participation rates cannot be used; the collection frequency of bio-waste and residual household waste are linked, and applying weight based tariffication is not possible. Based on this study, it is not possible to comment on the overall advantages and disadvantages of the A4 scenario, the Optimo system, as this would require broader modeling, including all other streams currently collected by this system.

It can be concluded that the greatest environmental benefit was found when the bio-waste is collected as vfg, and treated through anaerobic digestion with post-composting. On the other hand, this scenario comes with the second largest societal cost.

Econometric Analysis Diftar

The tariff for the separate collection of vfg, be it per volume or per weight, does have a clear influence on the sorting behavior of households, according to the estimates. When the rate for separate vfg collection increases, e.g. by 5 euro cents per kg, the amount of residual household waste collected per capita increases by around 7.8%, which corresponds to 7.4 kg on average. This estimate therefore indicates that households take into account the price of separate collection of vfg when sorting their waste. There thus appears to be a cost trade-off among households as to whether or not to sort vfg from residual household waste.

The choice - the estimates indicate - is partly driven by the tariff for separate collection of vfg and residual household waste. When the tariff for the collection of residual household waste increases to a limited extent (weight or volume), the amount of residual household waste collected per capita decreases very little. When the tariff for such collection is weight based, the amount of residual household waste collected per capita decreases even slightly more.

As a consequence, the interpretation of the estimates - if the goal is to reduce the amount of residual household waste collected per capita - argues for a sufficiently large delta between the tariff for the separate collection of vfg and for the residual household waste, which weight based. Note that the residual waste collection tariff should not be too high, as this would lead to illegal dumping of waste (Watkins et al., 2012).

The conclusion remains valid but is less clear when we analyze both vfg and 'green regions' together. Our estimates indicate that a limited increase in the residual household waste collection tariff continues to have a negative but extremely small impact on the amount of residual household waste collected per capita. We find that when vfg is collected separately, less residual household waste is collected per capita.

Qualitative analysis possible affiliation of companies with comparable bio-waste

For this part of the study, some interviews were conducted to identify which of the different household bio-waste collection scenarios from the SCBA would be potentially best suited for companies to participate. This part is purely qualitative. No modeling was done. During these interviews, we assessed which parameters are important to companies and how these may influence their choice whether to join the public separate collection, or decide to have their waste collection handled by private waste collection companies. Only companies producing bio-waste that is comparable to household bio-waste in terms of nature, composition and quantity are considered.

Possible connection of companies to the public separate collection of bio-waste mainly concerns:

- Restaurants and bakeries (schools and retirement homes often have too much bio-waste)

- Collection with containers (to comply with food safety regulations), except for businesses with very little storage room available (bags take up less space)
- Collection with high frequency (weekly)
- Bringing systems for small amounts (because of the high frequency, especially relevant for items with very little storage room available)

It seems that it is only about a relatively small proportion of company bio-waste. Possible participation is mainly relevant for small catering businesses and bakeries. However, the collection frequency will have to be sufficiently high to avoid having to store the bio-waste for a long time. In highly urbanized areas, a weekly collection frequency is often already provided for household bio-waste. In these areas, companies are more likely to join a public selective collection system.

Inleiding

Hoofdstuk 1: Context en doel van de studie

De context van de studie wordt kort geschetst en het doel wordt voorgesteld met enkele grote vragen die deze studie tracht te beantwoorden.

Hoofdstuk 2: Methodologie

De gehanteerde methodologie van de MKBA (maatschappelijke kosten-baten analyse) wordt in detail besproken; de methodologie van alle geanalyseerde impacten (economie, milieu, sociaal) komt hier aan bod.

Hoofdstuk 3: Gegevens

Alle gegevens die gebruikt worden in de modellering van de MKBA worden voorgesteld, per impact.

Hoofdstuk 4: Resultaten huis-aan-huis inzameling

De resultaten van de MKBA worden gepresenteerd. Dit hoofdstuk bevat de resultaten van de huis-aan-huis inzameling in heel Vlaanderen voor de verschillende inzamel- en verwerkingsscenario's.

Hoofdstuk 5: Resultaten sterk stedelijk gebied

De resultaten van de MKBA worden gepresenteerd. Dit hoofdstuk toont de resultaten van de huis-aan-huis inzameling toegepast in sterk stedelijk gebied voor de verschillende inzamel- en verwerkingsscenario's. In dit hoofdstuk zijn ook de resultaten van het brengsysteem op korte afstand met ondergrondse container terug te vinden.

Hoofdstuk 6: Econometrische analyse Diftar

Dit deel houdt de econometrische analyse van de tarifiering van de inzameling van huisvuil en groente- en fruit- en tuinafval (gft) in, om elasticiteiten in prijssetting in te schatten en aan te bevelen hoe gft beter uit het huisvuil gesorteerd kan worden.

Hoofdstuk 7: Kwalitatief onderzoek mogelijke aansluiting private producenten vergelijkbaar bioafval

Om de mogelijke aansluiting na te gaan van private producenten op de selectieve inzameling van bioafval door de lokale besturen, werden interviews afgenomen met sectorfederaties en stadsbesturen ter bespreking van de mogelijke opportuniteiten en hindernissen. De belangrijkste parameters, die deze aansluiting beïnvloeden, worden kwalitatief besproken.

Hoofdstuk 8: Limieten van de studie

De limieten van de studie worden besproken.

Hoofdstuk 9: Conclusies

Ten slotte worden de conclusies van de studie besproken, met eventuele bijhorende aanbevelingen voor de selectieve inzameling van bioafval in Vlaanderen.

Hoofdstuk 10: Bijlagen

Alle bijlagen zijn terug te vinden in dit hoofdstuk.

Definities

- Bioafval: verzamelnaam voor het organisch biologisch afval, dit omvat keukenafval en groenafval.
- Brengsysteem: een mogelijk inzamelsysteem van afval, hierbij worden (ondergrondse) containers in de openbare ruimte voorzien om zich te ontdoen van een bepaalde gesorteerde afvalstroom. Bekende voorbeelden zijn de glasbollen en de textielcontainers.
- Diftar: “gedifferentieerde tarieven”; tarief per volume/gewicht per type afvalstroom waarmee de afvalheffing per huishouden wordt berekend.
- Gft: groen, fruit en tuin afval. Voor deze studie wordt gft beschouwd als keukenafval (groenten, fruit) + klein tuinafval.
- Gft-regio: geografisch gebied waar selectieve inzameling van gft plaatsvindt via huis-aan-huis inzameling of via brengsysteem (ondergrondse containers in sterk verstedelijkte gebieden); groenafval kan apart ingezameld worden via het recyclagepark.
- Groenafval: het groenafval omvat tuinafval en snoeihout. In deze studie wordt snoeihout niet meegenomen. Er wordt dus enkel inzameling van tuinafval gemodelleerd in de verschillende inzamelscenario's.
- Groen-regio: geografisch gebied waar selectieve inzameling van groenafval plaatsvindt via huis-aan-huis inzameling of via brengsysteem (recyclagepark, ondergrondse containers in sterk verstedelijkte gebieden).
- Levenscyclusanalyse: methode om de milieu-impact van een product/dienst te analyseren, over de gehele levenscyclus heen.
- Maatschappelijke kosten-baten analyse: zie 2.1.1 voor een uitgebreide definitie.
- Vergelijkbaar bedrijfsafval: afval dat naar aard, samenstelling en hoeveelheid vergelijkbaar is met huishoudelijk afval.

Afkortingen

- CAPEX: Capital Expenditures
- CP: collectiepunt
- DS: droge stof
- HAH: huis-aan-huis
- ILCD: International Life Cycle Data
- ISO: Internationale Organisatie voor Standaardisatie
- JRC: Joint Research Center
- KAS: kalkammonsalpeter
- LCA: Life Cycle Assessment / levenscyclusanalyse
- LCI: Life Cycle Inventory
- MJ: Megajoule
- MKBA: maatschappelijke kosten-baten analyse
- $\text{NH}_4(\text{SO}_2)$: ammoniumsulfaat
- OPEX: Operating Expenditures
- PEF: Product Environmental Footprint
- TSP: tripelsuperfosfaat
- VTE: voltijdsequivalent
- WKK: warmtekrachtkoppeling

1 CONTEXT EN DOEL VAN DE STUDIE

1.1 CONTEXT VAN DE STUDIE

Huishoudelijk bioafval omvat het keukenafval en tuinafval van burgers. De intercommunales organiseren samen met de gemeenten de (selectieve) inzameling van dit bioafval. Er zijn twee types gemeente, voor de inzameling van het huishoudelijk bioafval:

- Gft-regio: selectieve inzameling van gft (= keukenafval + tuinafval) via huis-aan-huis inzameling of via brengsysteem (ondergrondse containers in sterk verstedelijkte gebieden); groenafval kan apart ingezameld worden via het recyclagepark
- Groen-regio: selectieve inzameling van tuinafval via huis-aan-huis inzameling of via brengsysteem (recyclagepark, ondergrondse containers in sterk verstedelijkte gebieden)

In elke Vlaamse gemeente is minstens een recyclagepark beschikbaar voor de selectieve inzameling van groenafval, dit is de minimale service die wordt aangeboden in Vlaanderen. In de groen-regio's wordt geen selectieve inzameling van keukenafval voorzien, dit belandt als gevolg bij het huisvuil of wordt thuis gecomposteerd. In de gft-regio's wordt selectieve inzameling van keukenafval en tuinafval aangeboden maar toch tonen de recente sorteeraanlyse van OVAM en van verschillende intercommunales, aan dat nog steeds een relatief groot deel van het huishoudelijk bioafval in het huisvuil belandt in heel Vlaanderen.

Dit niet-selectief ingezameld bioafval wordt samen met het restafval verbrand. Verschillende Vlaamse en Europese doelstellingen rond afvalbeheer streven ernaar deze praktijk te voorkomen, en meer in te zetten op hoogwaardigere behandelingsopties, zoals compostering en vergisting. De meest relevante doelstellingen die gelinkt zijn aan de verdere selectieve inzameling van bioafval, zijn:

- Tegen 2030 minstens 50% van de recycleerbare fractie van huishoudelijk en bedrijfsafval recycleren (regeerakkoord 2019-2024)
- Tegen 31 december 2023 bioafval van bedrijven en huishoudens aan de bron te scheiden en te recycleren, of selectief in te zamelen en te recycleren (Kaderrichtlijn Afval)
- Tegen 2030 restafvaldoelstelling van 100 kg per inwoner per jaar (Vlaams Energie- en Klimaatplan 2021-2030)

Aangezien het huishoudelijk bioafval nog steeds een belangrijke fractie in het huisvuil vormt, zal verder worden ingezet op de selectieve inzameling van deze afvalfractie.

1.2 DOEL VAN DE STUDIE

Deze studie kadert in de besluitvorming inzake circulaire economie en duurzame ontwikkeling voor de uitbreiding van de selectieve inzameling van bioafval in Vlaanderen. De studie bestaat uit drie delen, die elk trachten een antwoord te bieden op de volgende vragen:

- Deel I MKBA selectieve inzameling huishoudelijk bioafval: welk scenario omtrent inzameling en verwerking van bioafval is het best voor de maatschappij?
- Deel II Econometrische analyse Diftar: hoe hoog moet het verschil tussen de tarifiering van huisvuil en bioafval liggen om de participatie aan de selectieve inzameling van bioafval voldoende te stimuleren?
- Deel III Kwalitatieve analyse: welk scenario is beter om private producenten van vergelijkbaar bioafval te laten aansluiten op de selectieve inzameling van huishoudelijk bioafval?

Deze analyse dient als input bij het opstellen van een strategie omtrent de selectieve inzameling van huishoudelijk bioafval in Vlaanderen.

Het document wordt openbaar gemaakt voor het publiek.

1.3 DOELPUBLIEK

Deze studie moet bijdragen tot de voorlichting van alle besluitvormers die beslissingen zullen moeten nemen in verband met de uitbreiding van de inzamelings- en sorteerinstructies voor keukenafval en tuinafval.

1.4 BEHEER VAN DE STUDIE

De studie wordt geleid door de OVAM, dat een stuurgroep regelmatig op de hoogte houdt van de voortgang van de werkzaamheden. Deze stuurgroep bestaat uit werknemers van verschillende werkgroepen binnen de OVAM, de intercommunales en Vlaco. Deze stuurgroep bestaat uit een tiental leden die hun deskundigheid inbrengen, de gegevens verschaffen die nodig zijn voor de modellering en de voorgestelde hypothesen valideren (Tabel 4).

Tabel 7: Samenstelling van de stuurgroep

Samenstelling van de stuurgroep	
OVAM	Andries Annemie
OVAM	Braekevelt Ann
OVAM	De Boeck Ann
OVAM	Gram Gil
OVAM	Vanaken Nico
OVAM	Van Pelt An
Interafval/VVSG (IMOG)	Bonnier Johan
Interafval/VVSG	Coessens Sara
Interafval/VVSG (IOK)	Macken Paul
Vlaco	Vandenbroek Kristel

2 METHODOLOGIE

2.1 ALGEMEEN PLAN VAN AANPAK

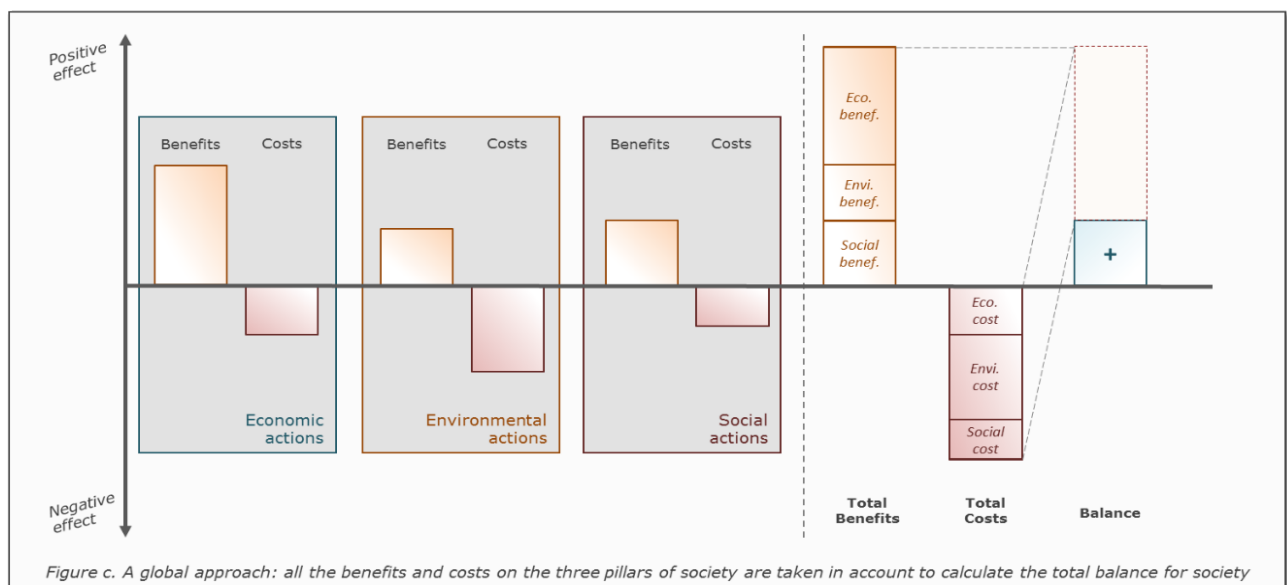
2.1.1 Maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA)

Een MKBA is een instrument dat toegepast wordt bij grote projecten en beleidskeuzes, met als doel een duidelijk beeld te scheppen van de impact op de maatschappij bij het uitvoeren van deze projecten of beleidskeuzes. De MKBA gaat verder dan een gewone kosten-batenanalyse waar enkel financiële kosten en baten worden geanalyseerd, door het toevoegen van impacten op milieu- en sociaal vlak.

Ter vergemakkelijking van de interpretatie van de resultaten worden alle impacten via monetarisatie omgezet in eenzelfde eenheid '€', die het welzijn van een gemiddelde burger weergeeft. Zo worden bv. het aantal gecreëerde jobs, of de uitstoot van broeikasgassen van een project geanalyseerd en omgezet in dezelfde eenheid zodat deze opgeteld worden bij elkaar om uiteindelijk een enkele score te bekomen.

Wanneer de som van de drie pijlers van de MKBA (economie, milieu, sociaal) wordt gemaakt en een negatieve score wordt bekomen, houdt dit een maatschappelijke kost in. Andersom betekent een positieve score een maatschappelijke baat die het gemiddeld welzijn doet stijgen.

Een economische kost kan één van drie zaken zijn: kapitaal, mankracht, en hulpbronnen. Wanneer één van deze drie worden opgebruikt in een bepaald project, zijn ze niet meer beschikbaar voor een ander doeleind (= opportuniteitskost). Daarmee is dit een kost voor de maatschappij. Het is hier niet van belang wie betaalt (burger, bedrijf, gemeente...). Een kost verschilt van de 'prijs', waar een marge, belastingen en eventuele subsidies mee in zitten vervat. Deze zijn niet van belang voor de maatschappelijke welvaart en worden dus niet meegenomen in de analyse.



Figuur 7: schematische voorstelling van MKBA en monetarisatie

In deze MKBA worden verschillende scenario's van selectieve inzameling van bioafval in Vlaanderen geanalyseerd met doel dat scenario te kunnen kiezen dat het best is voor de maatschappij.

2.1.2 De onderzochte scenario's

2.1.2.1 Bestudeerde afvalstromen

Het bestudeerde huishoudelijk bioafval bestaat uit keukenafval en tuinafval. Groenafval bestaat uit snoeihout en tuinafval, maar de inzameling van het snoeihout wordt verondersteld gelijk te zijn in alle scenario's (inzameling via recyclagepark) dus wordt er enkel gefocust op het tuinafval binnen dit groenafval. Wanneer er over bioafval wordt gesproken verder in de studie, betreft het dus het keukenafval en tuinafval.



Het huishoudelijk bioafval kan op verschillende manieren ingezameld worden:

- Gft: het keukenafval en tuinafval wordt samen ingezameld, in eenzelfde inzamelrecipiënt
- Keukenafval: deze fractie wordt apart ingezameld
- Tuinafval: deze fractie wordt apart ingezameld

2.1.2.2 Bestudeerde inzamelwijzen

Er worden verschillende scenario's onderzocht waarbij het bioafval, ingezameld als gft of met keuken- en tuinafval als aparte fracties, wordt ingezameld in verschillende inzamelrecipiënten. Deze worden voorgesteld in Tabel 5 **Error! Reference source not found.**

Tabel 8: Onderzochte inzamelscenario's (* In dit geval is er dus geen huis-aan-huis inzameling van het tuinafval)

Scenario	Inzamelwijze keukenafval	Inzamelwijze tuinafval
Ref.	Niet-selectief bij huisvuil	Recyclagepark
A1	Gft wordt ingezameld in een container van 120l (huizen) of 40l (appartementen)	
A2	Zak van 20l 	Recyclagepark* 
A3	Container van 40l 	Recyclagepark* 
A4	Zak van 20l 	Zak van 60l 
A5	Zak van 20l 	Container van 240l 
B1	Gft wordt ingezameld in een ondergrondse container in openbare ruimte, op wandelafstand	

In alle scenario's blijft de mogelijkheid bestaan om het tuinafval naar een recyclagepark af te voeren. Scenario A4 is het zogenaamde 'Optimo' systeem dat door Limburg.net wordt uitgerold in enkele van hun gemeentes, hierbij worden verschillende afvalfracties (huisvuil, PMD, groenafval, keukenafval & textiel) in eenzelfde vuilniswagen ingezameld in zakken die later via optische sortering gescheiden worden om naar hun eigen verwerking te sturen. Enkel in dit scenario wordt het huishoudelijk bioafval samen met andere afvalfracties ingezameld. Dit systeem is nog in proeffase in enkele gemeenten in Vlaanderen, en kan momenteel dus niet als representatief scenario voor heel Vlaanderen naar voor geschoven worden.

In het basisgeval wordt de huis-aan-huis inzameling gemodelleerd met een tweewekelijkse frequentie van het bioafval en tweewekelijkse frequentie van het huisvuil; in twee alternatieve scenario's wordt nagegaan hoe de

resultaten veranderen wanneer de inzamelfrequentie van het huisvuil verlaagt naar driewekelijks, en wanneer de frequentie van het bioafval verhoogd wordt naar wekelijks en die van het huisvuil verlaagd naar driewekelijks. De sorteertanalyses tonen aan dat het bioafval nog steeds een belangrijk deel uitmaakt van het huisvuil (in gft- en groen-regio's). Indien al dit bioafval uit het huisvuil verdwijnt, zou de productie van het huisvuil lager liggen wat een lagere inzamelfrequentie toelaat. Ook bepaalde problemen veroorzaakt door het bioafval, zoals geurhinder of aantrekken van ongedierte, zouden niet/minder voorkomen bij de inzameling van het huisvuil dus kan een lagere inzamelfrequentie gehanteerd worden.

Het scenario B1 is enkel relevant in sterk verstedelijkte gebieden, en wordt als gevolg **enkel vergeleken met de huis-aan-huis inzameling in dezelfde sterk verstedelijkte gebieden**. De ondergrondse containers worden wekelijks geleegd, voor de inzameling van huis-aan-huis wordt de tweewekelijkse frequentie van bioafval en huisvuil behouden.

2.1.2.3 Bestudeerde verwerkingsmethoden

Het bioafval wordt verwerkt op verschillende manieren, afhankelijk van hoe het wordt ingezameld:

- Gft-afval:
 - o Gft-compostering
 - o Voorvergisting van gft met nacompostering van het digestaat
- Keukenafval:
 - o Voorvergisting van keukenafval met nacompostering van het digestaat
 - o Vergisting, met nabehandeling van het digestaat; scheiden in een vaste fractie, en een vloeibare fractie waaruit stikstof wordt gewonnen via stripping/scrubbing; na deze stap wordt de vloeibare fractie verder gezuiverd (techniek in opkomst, nog niet aanwezig in Vlaanderen op grote schaal)
- Tuinafval:
 - o Groencompostering
 - o Toevoeging in gft-compostering of voorvergisting met nacompostering om het aandeel structuurmateriaal te verhogen in deze installaties. De hoeveelheid tuinafval dat in deze installaties wordt gebruikt is afhankelijk van de hoeveelheid gft/keukenafval dat selectief wordt ingezameld (dit is afhankelijk van participatiegraad, en verschilt dus tussen scenario's)

2.1.2.4 De totale scenario's

Er worden verschillende inzamelscenario's en verwerkingsmethoden voor het selectief ingezameld bioafval onderzocht. Deze scenario's worden vergeleken met het **referentiescenario**, i.e. het minimumscenario zoals die vandaag de dag voorkomt in groenregio's Vlaanderen; selectieve inzameling van groenafval via het recyclagepark dat verwerkt wordt via groencompostering, en keukenafval en een klein deel van het tuinafval dat mee wordt opgehaald en verwerkt (verbranding) met het huisvuil dat aan huis wordt opgehaald met een tweewekelijkse frequentie. Zoals eerder aangegeven wordt het brengsysteem op korte afstand enkel toegepast in sterk stedelijk gebied.

De resultaten van de MKBA worden in twee delen voorgesteld op basis van de scenario's:

- Resultaten van huis-aan-huis inzameling in heel Vlaanderen (Hoofdstuk 4); dit omvat de scenario's A1-A5
- Resultaten in sterk stedelijk gebied (Hoofdstuk 5); hier wordt het brengsysteem op korte afstand vergeleken met de andere scenario's waar huis-aan-huis inzameling wordt gemodelleerd, maar deze dan alles aangepast aan sterk stedelijk gebied om een relevante vergelijking te kunnen maken.

Tabel 9: Alle onderzochte scenario's (inzameling & verwerking)

Scenario	Keukenafval		Tuinafval	
	Inzamelwijze	Verwerking	Inzamelwijze	Verwerking
Ref.	Niet-selectief bij huisvuil	Verbranding	Recyclagepark	Groencompostering
A1a	Gft in container	Gft-compostering	Gft in container	Gft-compostering
A1b	Gft in container	Voorvergisting + nacompostering	Gft in container	Voorvergisting + nacompostering
A2a	Zak (20l)	Voorvergisting + nacompostering	Recyclagepark	Groencompostering/ structuurmateriaal in voorvergisting + nacompostering
A2b	Zak (20l)	Vergisting	Recyclagepark	Groencompostering
A3a	Container (40l)	Voorvergisting + nacompostering	Recyclagepark	Groencompostering/ structuurmateriaal in voorvergisting + nacompostering
A3b	Container (40l)	Vergisting	Recyclagepark	Groencompostering
A4a	Zak (20l)	Voorvergisting + nacompostering	Zak (60l)	Groencompostering/ structuurmateriaal in voorvergisting + nacompostering
A4b	Zak (20l)	Vergisting	Zak (60l)	Groencompostering
A5a	Zak (20l)	Voorvergisting + nacompostering	Container (240l)	Groencompostering/ structuurmateriaal in voorvergisting + nacompostering
A5b	Zak (20l)	Vergisting	Container (240l)	Groencompostering
B1a	Gft in ondergrondse container	Gft-compostering	Gft in ondergrondse container	Gft-compostering
B1b	Gft in ondergrondse container	Voorvergisting + nacompostering	Gft in ondergrondse container	Voorvergisting + nacompostering

2.1.3 Iteratieve aanpak

We gebruiken een iteratief proces voor de modellering, de gegevensinzameling, de berekeningen en de analyse van de resultaten.

2.1.3.1 Eerste iteratie

In een eerste iteratie wordt gebruik gemaakt van direct beschikbare gegevens en een relatief eenvoudige modellering. Ook de analyse is beperkt tot de meest relevante impactcategorieën. De resultaten van de eerste iteratie laten toe de belangrijke impacten te identificeren:

- Impacten met een grote bijdrage tot de totale impact
- Impacten die leiden tot grote verschillen tussen de bestudeerde scenario's
- Impacten die zorgen voor een grote onzekerheid op de resultaten

2.1.3.2 Tweede iteratie

In een tweede iteratie wordt er verder gefocust op deze impacten en diens modellering verder uitgebouwd, als ook meer tijd besteed aan de gegevensverzameling. In deze stap worden sensitiviteitsanalyses uitgevoerd om na te gaan hoe bepaalde parameters de resultaten en de uiteindelijke rangschikking van de onderzochte scenario's zullen beïnvloeden. Met deze werkwijze worden de middelen (tijd) optimaal besteed om relevante, betrouwbare resultaten en conclusies te verkrijgen. Er wordt geen tijd verloren om gegevens te verzamelen die uiteindelijk geen merkbare invloed gaan hebben op de resultaten en conclusies. Daarom wordt deze aanpak ook door het ILCD Handbook aanbevolen:

“In order to achieve the required precision with the minimum necessary effort, it is recommended to collect data and select external data sources in an iterative manner. (...) The apparent paradox is that one must know the final result of the LCA (so one can show that the omission of a certain process is insignificant for the overall results) to be able to know which processes, elementary flows etc. can be left out this paradox”

2.1.3.3 Conclusies en aanbevelingen

Ten slotte wordt de studie in een laatste fase beschreven in het eindrapport, met conclusies en aanbevelingen.

2.1.4 Jaarlijkse productie bioafval

De hoeveelheid selectief ingezameld bioafval is afhankelijk van de participatiegraad en de jaarlijkse totale productie van bioafval in Vlaanderen. Deze laatste wordt berekend als de som van het reeds selectief ingezameld bioafval en het bioafval dat nog in het huisvuil aanwezig is. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen landelijk en stedelijk gebied, aangezien verwacht wordt dat er meer tuinafval geproduceerd wordt in landelijk gebied waar mensen typisch een grotere tuin hebben dan in stedelijk gebied.

Het selectief ingezameld bioafval wordt jaarlijks per gemeente bijgehouden, dit bestaat uit:

- Gft ingezameld via huis-aan-huis inzameling & wijkinzameling
- Gemengd tuinafval via huis-aan-huis inzameling, wijkinzameling & gemeentelijk depot
- Gemengd tuinafval dat naar het recyclagepark wordt gebracht

Ook snoeihout wordt apart selectief ingezameld (het overgrote merendeel via het recyclagepark), er wordt aangenomen dat de inzameling van deze fractie dezelfde blijft onafhankelijk van het inzamelscenario. Deze fractie wordt dus niet meegenomen in de modellering, aangezien deze dezelfde is in alle scenario's.

Het bioafval dat nog aanwezig is in het huisvuil wordt berekend als de totale jaarlijkse productie van huisvuil vermenigvuldigd door het percentage bioafval in het huisvuil, gebaseerd op de recentste sorteeraanlyse van het huisvuil door OVAM. Deze hoeveelheid wordt per gemeente berekend, rekening houdend met de eigenschappen ervan; landelijk/stedelijk en gft-/groengemeente. Buiten deze twee fracties is er nog een derde; het bioafval dat door de burger thuis wordt verwerkt (thuiscompostering, mulching...). Van deze hoeveelheid werd reeds in het verleden een schatting gemaakt, deze blijkt niet verwaarloosbaar te zijn vergeleken met de totale hoeveelheid ingezameld bioafval. Een betere service voor het huis-aan-huis ophalen van bioafval kan mogelijks leiden tot een "aanzuigefect": mensen bieden meer bioafval aan voor inzameling dan thuis te composteren. Dit effect kan bv. mogelijks optreden in een gemeente waar eerst tuinafval werd ingezameld in zakken, en daarna in een container: takken die de zak zouden doen scheuren en eerst thuis werden gemulcht, worden nadien wel ingezameld in de container waar dit geen probleem geeft. Dit aanzuigefect is dus afhankelijk van het oude en nieuwe inzamelsysteem, en zou ook in de andere richting kunnen optreden (meer thuis verwerkt bij overgang naar een nieuw inzamelsysteem).

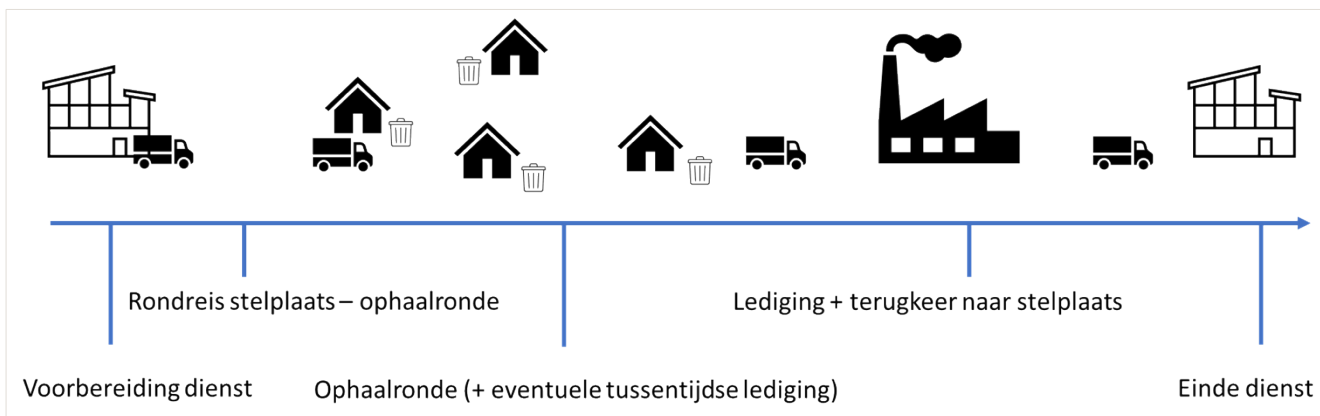
Aangezien elke gemeente zelf beslist welk inzamelsysteem wordt gebruikt, kan geen algemene trend van dit aanzuigefect voorspeld worden voor Vlaanderen. Daarom wordt geopteerd te werken met een range op de jaarlijkse hoeveelheid bioafval dat thuis verwerkt wordt, dat bijkomend wordt ingezameld of verdwijnt uit de jaarlijkse inzameling.

2.1.5 Inzameling huishoudelijk bioafval

2.1.5.1 Huis-aan-huis inzameling

De huis-aan-huis inzameling bestaat uit verschillende stappen:

- Voorbereiding dienst
- Vaste rondreis van stelplaats tot begin ophaalronde
- De eigenlijke ophaalronde, met eventuele tussentijdse lediging
- Vaste rondreis van einde ophaalronde naar plaats van lediging
- Lediging vuilniswagen en terugkeer naar stelplaats
- Einde dienst



Figuur 8: Schematische voorstelling huis-aan-huis inzameling

Alle stappen van de inzameling, buiten de ophaalronde, worden gemodelleerd door middel van een vaste duur. De duur van een werkdag minus de totale duur van deze stappen geeft dan de maximale duur die een ophaalronde kan hebben.

Voor de ophaalronde zelf wordt een complexere modellering gehanteerd:

- De vuilniswagen legt een bepaalde afstand af tussen twee collectiepunten; deze afstand is afhankelijk van de participatiegraad. De duur om deze afstand af te leggen is afhankelijk van de gemodelleerde snelheid die ook afhankelijk is van de participatiegraad; bij hogere participatiegraad zal de vuilniswagen vaker moeten stoppen en dus gemiddeld trager rijden. De afstand van de totale ophaalronde wordt berekend met gegevens van één intercommunale (Limburg.net) waarvoor afstanden per gemeente beschikbaar zijn; de gemeenten worden ingedeeld in landelijk/stedelijk gebied volgens de Belfius clusters, en de gemiddelde afstand per landelijk/stedelijk gebied wordt geëxtrapoleerd naar landelijk/stedelijk Vlaanderen met de oppervlakte. Aangezien Limburg minder dicht bevolkt is dan Vlaanderen, wordt een correctiefactor toegepast op de geëxtrapoleerde afstand met de populatiedensiteit van Limburg en Vlaanderen (voor landelijk en stedelijk gebied).
- Aan een collectiepunt wordt bioafval ingeladen in de vuilniswagen, de duur hiervan is afhankelijk van het type recipiënt, het aantal laders en het type collectiepunt. Bij gebruik van een container moet deze een automatische lediging doorgaan die een bepaalde duur in beslag neemt, en kunnen slechts twee containers op hetzelfde moment ingeladen worden. Vuilniszakken daarentegen kunnen met meerdere tegelijkertijd ingeladen worden. Aan huizen zullen afhankelijk van het scenario meestal slechts één of twee zakken aangeboden worden; aan appartementen kunnen zakken van meerdere huishoudens aangeboden worden en sneller ingezameld worden aangezien de laders meerdere zakken tegelijk kunnen inladen.
- Per collectiepunt wordt een bepaalde hoeveelheid bioafval ingeladen, afhankelijk van het type collectiepunt (huis of appartement). De vuilniswagen heeft een maximaal laadvermogen en als deze overschreden zou worden, wordt een tussentijdse lediging gemodelleerd. Deze lediging heeft een bepaalde duur, waardoor de maximale duur van de ophaalronde verminderd wordt.

Op deze manier wordt de ophaalronde dus gemodelleerd met twee limieten; enerzijds de tijdslimiet via de maximale duur van een werkdag, en de gewichtslimiet via het maximaal laadvermogen van de vuilniswagen.

Op het einde van de ophaalronde zal de vuilniswagen een bepaalde lading bioafval opgehaald hebben. Het totaal aantal ophaalrondes nodig in Vlaanderen wordt dan berekend door de totale hoeveelheid selectief aangeboden bioafval te delen door deze gemodelleerde gemiddelde lading (inclusief tussentijdse lediging) per vuilniswagen.

Bij de huis-aan-huis inzameling worden volgende aannames gemaakt:

- Elk huishouden dat bioafval aanbiedt, bestaat uit het gemiddeld aantal personen per huishouden. De personen in dit huishouden produceren een gemiddelde hoeveelheid bioafval per jaar, afhankelijk van landelijk of stedelijk gebied.
- Bij de inzameling van tuinafval wordt aangenomen dat er geen tuinafval wordt aangeboden bij appartementen, en enkel bij huizen. Een huishouden dat tuinafval aanbiedt ter inzameling zal dit niet enkel via huis-aan-huis inzameling doen, maar zal ook gebruik maken van de recyclageparken. De relatieve hoeveelheid tuinafval dat wordt aangeboden voor huis-aan-huis inzameling is afhankelijk van het inzamelscenario, en wordt berekend met de gegevens van de HAS-enquête.

2.1.5.2 Brengsysteem op korte afstand

In scenario B1 worden ondergrondse containers op openbaar domein ('sorteerstraten') voorzien, waarin burgers onder andere hun bioafval kunnen achterlaten. Deze manier van inzameling wordt enkel als een relevante optie beschouwd in sterk stedelijk gebied; als proxy voor sterk stedelijk gebied komen alle steden met een populatiedensiteit van +1000 inwoners/km² in aanmerking. In dit inzamelsysteem worden ook alle andere afvalfracties ingezameld via deze sorteerstraten, er is dus geen huis-aan-huis inzameling in scenario B1.

Het aantal ondergrondse containers is gebaseerd op de maximale afstand (100 – 300m) in vogelvlucht tot een ondergrondse container voor een willekeurige burger; deze wordt gemodelleerd met een range om het effect ervan op de totale maatschappelijke kost te analyseren. Deze afstand bepaalt hoeveel mensen tot deze container behoren; deze wordt berekend als de oppervlakte x populatiedensiteit, met:

- De oppervlakte (km²) berekend als $\pi \times \text{straal}^2$ met straal de maximale afstand in vogelvlucht
- Populatiedensiteit in inwoners/km²

Per ondergrondse container wordt wekelijks een bepaalde hoeveelheid bioafval ingezameld, waarbij volgende aannames worden gemaakt:

- De jaarlijkse productie van tuinafval in sterk stedelijk gebied ligt lager dan de gemiddelde productie in stedelijk gebied, er wordt een factor toegepast op deze jaarlijkse productie. De jaarlijkse productie van keukenafval voor een gemiddeld persoon in sterk stedelijk gebied wordt wel aangenomen gelijk te zijn aan de gemiddelde jaarlijkse productie van een persoon in stedelijk/landelijk gebied.
- Mensen laten hun bioafval achter in de ondergrondse container waar ze het dichtst bij wonen, dit kan in de realiteit anders zijn als bv. een andere container iets verder ligt maar wel op het thuis-werk traject ligt.

De modellering van deze inzameling gebeurt gelijkaardig aan die van de huis-aan-huis inzameling:

- Per werkdag is er een maximale duur beschikbaar voor de ophaalronde, die wordt bekomen door de duur van voorbereiding, duur vaste rondreis en duur einde van de shift af te trekken van de maximale duur van een werkdag.
- De duur van het traject tussen twee containers wordt gemodelleerd afhankelijk van de afstand tussen twee containers, en de snelheid van de vuilniswagen. Aan elke container wordt een duur voor lediging toegevoegd, waardoor een vuilniswagen een beperkt aantal containers kan ledigen per werkdag.
- Afhankelijk van de participatiegraad wordt de lading per container berekend die wordt ingeladen in de vuilniswagen, dewelke een max. laadvermogen heeft. Indien deze wordt overladen, wordt een bijkomende intermediaire lediging met bepaalde duur gemodelleerd.

Deze inzameling van gft via ondergrondse containers wordt vergeleken met de huis-aan-huis inzameling van bioafval in scenario's A1 – A5, maar dan enkel in stedelijk gebied. Voor de huis-aan-huis inzameling in sterk stedelijk gebied zullen enkele parameters aangepast worden:

- De snelheid van de vuilniswagen tussen twee opeenvolgende collectiepunten zal lager liggen in sterk stedelijk gebied.
- De afstand van de ophaalronde in sterk stedelijk gebied wordt gemodelleerd met de totale afstand in stedelijk gebied en de oppervlakte stedelijk en sterk stedelijk gebied. Er wordt aangenomen dat de afstand sterk stedelijk gebied evenredig is met de afstand in stedelijk gebied.
- Meer mensen wonen in een appartement, waar geen tuinafval wordt aangeboden. Er zijn dus relatief minder collectiepunten voor tuinafval in sterk stedelijk gebied dan in landelijk/stedelijk Vlaanderen.

2.1.5.3 Recyclageparken

In alle scenario's blijven de recyclageparken beschikbaar ter collectie van het tuinafval. Burgers brengen hun tuinafval naar het recyclagepark, waarbij wordt aangenomen dat ze deze verplaatsing met de auto uitvoeren. Het ingezameld tuinafval wordt na inzameling op het recyclagepark vervoerd naar een verwerkingsinstallatie.

De hoeveelheid tuinafval dat naar het recyclagepark wordt gebracht ten opzichte van de totale hoeveelheid aangeboden tuinafval via de inzamelscenario's, is afhankelijk van het scenario en wordt berekend met de gegevens van de HAS-enquête.

De ratio wordt berekend als de hoeveelheid tuinafval ingezameld in recyclageparken gedeeld door het totaal tuinafval ingezameld via huis-aan-huis inzameling en recyclageparken:

- Scenario A1: de gemiddelde ratio van alle gft-regio's
- Scenario's A2 - A5: deze inzamelsystemen komen nog niet lang en niet op grote schaal voor, dus wordt de gemiddelde ratio van alle regio's genomen
- Scenario's in brengsysteem op korte afstand: de ratio in Antwerpen, deze stad dient als proxy voor de sterk stedelijke gebieden

2.1.6 Participatiegraad

2.1.6.1 Huis-aan-huis inzameling

De participatiegraad wordt gedefinieerd als de hoeveelheid selectief ingezameld bioafval tegenover de totale hoeveelheid aangeboden bioafval (selectief + niet-selectief). De participatiegraad is gebaseerd op de gegevens van de sorteeraanlyse (hoeveel bioafval zit nog in het huisvuil?) en de gegevens omtrent de selectief ingezamelde hoeveelheid bioafval (HAS-enquête). De participatiegraad per scenario wordt dan berekend met gegevens van gemeenten die het dichtst aanleunen bij het scenario:

- Referentiescenario: gegevens van alle gemeenten die tuinafval enkel inzamelen via het recyclagepark (minimumscenario). Aangezien de sorteeraanlyse enkel onderscheid maakt tussen groen/gft-regio en dus niet tussen de verschillende types groenregio's, kan verwacht worden dat het aandeel groenafval in het huisvuil te laag wordt ingeschat voor deze regio's. Daarom wordt er 5% afgetrokken van de bekomen participatiegraad.
- Inzameling keukenafval:
 - o In zak (A2, A4, A5): gegevens van alle gemeenten die gft inzamelen; de hoeveelheid keukenafval in het gft tegenover de som van deze hoeveelheid en het keukenafval dat nog in het huisvuil aanwezig is.
 - o In container (A3): de participatiegraad van keukenafval in zak wordt genomen, en hierbij wordt 10% toegevoegd wegens het bijkomend comfort van de container vergeleken met de vuilniszak.
 - o Samen met tuinafval in gft (A1): de participatiegraad van keukenafval in zak wordt genomen, en hierbij wordt 15% toegevoegd wegens het bijkomend comfort van de container vergeleken met de vuilniszak. Vergeleken met enkel keukenafval in een container, wordt een hogere participatiegraad voor keukenafval in gft verwacht, omdat hier minder hinder verwacht wordt (tuinafval is droger, samen inzamelen voorkomt gedeeltelijk geurhinder, insecten...).
- Inzameling tuinafval:
 - o In minimumscenario (A2, A3): zoals referentiescenario.
 - o In zak (A4): gegevens van alle gemeenten die tuinafval inzamelen, en met volumediftar werken.
 - o In container (A5): gegevens van alle gemeenten die tuinafval inzamelen, en met gewichtsdiftar werken.

Deze gegevens worden gebruikt om de participatiegraad per scenario in te schatten in het basisgeval (tweewekelijkse inzameling van bioafval en huisvuil). De gegevens die hiervoor worden aangehaald zijn

afkomstig van heel Vlaanderen, maar niet overal in Vlaanderen worden deze inzamelfrequenties gehanteerd. In 117 gemeenten wordt het huisvuil wekelijks ingezameld, in de overige gemeenten tweewekelijks. Deze situatie is te complex om helemaal te modelleren, er wordt dus als proxy aangenomen dat overal een tweewekelijkse inzamelfrequentie voor huisvuil geldt. Dit is een limiet van de studie.

2.1.6.2 Brengsysteem op korte afstand

De participatiegraad in het scenario waar sorteerstraten met ondergrondse containers worden voorzien op korte afstand wordt berekend met gegevens afkomstig van bestaande sorteerstraten in de stad Antwerpen; daar werd een enquête uitgevoerd met onder andere de vraag hoe vaak het huishouden van de bevroegde persoon de sorteerstraat bezocht om specifiek gft in te zamelen. Als proxy voor de participatiegraad wordt het percentage van 100% min de personen die 'nooit' antwoordden, gebruikt. Deze enquête heeft een steekproefgrootte van 4179 personen en wordt dus als robuust beschouwd om deze parameter van af te leiden. Antwerpen is representatief voor de stadskernen, de enige plaats waar dit type systeem wordt overwogen. Daarom zijn de Antwerpse gegevens extrapoleerbaar.

2.2 ECONOMISCHE IMPACTEN

2.2.1 Inzamelkost

De inzamelkost voor een bepaald gebied wordt berekend door het totaal aantal gemodelleerde ophaalrondes (zie 2.1.5.1) te vermenigvuldigen met de kost van een ophaalronde; de kost van een ophaalronde is de totale duur van een werkdag vermenigvuldigd door de kost per uur, die de som is van de kost per uur van de vuilniswagen, chauffeur en lader(s). Hier bovenop komt nog een administratieve kost, die simpelweg een percentage is van de totale kost.

Inzamelkost = aantal ophaalrondes * (duur van een werkdag * (kost per uur van de vuilniswagen, chauffeur en laders)

De kost per uur van de vuilniswagen wordt berekend als de aankoopprijs plus operationele kosten (diesel, verzekering, onderhoud...) over de gehele afschrijfperiode minus de restwaarde op het einde van de levensduur, gedeeld door het aantal gepresteerde uren.

Het selectief ingezameld bioafval moet niet langer ingezameld worden met het huisvuil. De kost van deze vermeden inzameling wordt gemodelleerd als het verschil van de inzamelkost in het geval dat al het bioafval met het huisvuil ingezameld wordt, en het geval waarbij het huisvuil en al het overige niet-selectief ingezamelde bioafval ingezameld wordt. Op deze manier wordt rekening gehouden met het hoger aantal intermediaire ledigingen die zouden optreden wanneer al het bioafval met het huisvuil wordt ingezameld. De kostdaling kan ook resulteren van de daling van de inzamelfrequentie (van C0.5 naar C0.33).

2.2.2 Recyclagepark

De kostenberekening ter opslag van het bioafval op recyclageparken wordt berekend als de jaarlijks totaal ingezamelde hoeveelheid vermenigvuldigd met de kost per ton, deze kost is afkomstig van een lopende studie van de OVAM rond de kostprijsberekening van recyclageparken in Vlaanderen, waarin een kostprijsmodel wordt ontwikkeld.

In deze studie worden de kosten per afvalfractie met verschillende allocatiemethoden berekend, in de modellering hanteren we de allocatie volgens homogeniteit; deze houdt in dat de kosten evenredig verdeeld worden over de verschillende afvalfracties. Deze allocatie is gebaseerd op de redenering dat diverse infrastructuuruitgaven verricht zijn voor alle afvalgroepen, onafgezien van hun gewicht. Daarnaast is het een

feit dat het personeel op het containerpark zijn aandacht moet verdelen over alle afvalgroepen en niet in functie van hun gewicht.

2.2.3 Verwerkingskost bioafval

2.2.3.1 Voorbehandeling

In het Optimo-systeem worden vuilniszakken van verschillende afvalfracties samen ingezameld, deze worden nadien via optische sortering gescheiden. Aangezien het Optimo-systeem nog maar net is uitgerold, zijn er enkel voorlopige cijfers beschikbaar over deze sorteringskost. Er wordt een range gehanteerd op de voorlopige kost. Het bioafval dat in zakken wordt ingezameld, passeert langs een voorbehandelingsstap waar de zakken worden gescheurd. Ook deze voorbehandelingsstap heeft een bepaalde kost. Er worden enkel plasticen vuilniszakken gebruikt in de modellering om de stevigheid van de zakken te garanderen, al het bioafval dat ingezameld wordt in zakken passeert dus langs deze stap.

Tijdens de voorbehandeling waarbij de zakken worden gescheurd, bestaat de kans dat kleine deeltjes plastic in het bioafval terechtkomt. Deze verontreinigingen zullen verwijderd moeten worden, om te voldoen aan de kwaliteitsvereisten voor het compost/digestaat. De kost van deze behandeling is niet meegenomen in de modellering, dit is een limiet van de studie.

2.2.3.2 Verwerking bioafval

Per type verwerkingsmethode wordt een kost per ton bekomen door de technologie-specifieke CAPEX en OPEX op te sommen. In tegenstelling tot verbranding, waar enkel energierecuperatie optreedt, wordt er bij compostering/vergisting materiaal gerecupereerd. Het compost is een bodemverbeterend middel dat organisch stof en nutriënten bevat, waardoor er een afzetmarkt is in verschillende sectoren. De baat van dit compost wordt gemodelleerd als de prijs die men bereid is te betalen ervoor (dankzij het gehalte organisch stof en nutriënten in de compost), en de bijkomende baten⁸ die optreden maar niet in deze prijs vervat zitten; ziekteverminderend, waterbergend vermogen, voorkomen van erosie. In geval van vergisting wordt er een gedroogd digestaat bekomen als product, ook hier zal een afzetmarkt voor zijn dankzij de aanwezige nutriënten in deze fractie. Wanneer het bioafval wordt verwerkt via voorvergisting met nacompostering of vergisting zal er ook energierecuperatie optreden, met productie van elektriciteit dat verkocht wordt aan het elektriciteitsnet.

De hoeveelheid selectief ingezameld bioafval wordt niet met het restafval verwerkt in de verbrandingsovens, en dus wordt de kost van verbranding van bioafval vermeden. Deze vermeden kost wordt gemodelleerd met de proxy van gate fee van de verbrandingsinstallatie. De eigenlijke kost ter verbranding van bioafval zal lager liggen, dankzij diens lagere calorische waarde dan gemiddeld restafval (de capaciteit van de ovens is een thermische capaciteit); dus wordt deze gate fee vermenigvuldigd met een factor die de verhouding van calorische waarde van bioafval over die van restafval weergeeft.

2.2.4 Recipiënt

Er zijn verschillende mogelijkheden voor de inzamelrecipiënten van bioafval; zakken (20/60l) of containers (40/120/240l). De keuze van het inzamelrecipiënt is afhankelijk van het scenario en het type collectiepunt (huis of appartement).

⁸ Ecologische en economische voordelen gft- en groencompost, Vlaco, 2009

Per scenario wordt het totaal aantal zakken/containers berekend, rekening houdend met het maximale gewicht per type recipiënt, en vermenigvuldigd met diens eenheidskost. In tegenstelling tot de zakken gaan de containers enkele jaren mee. De kost ervan wordt dus gespreid over de gehele levensduur van de container. Mensen beginnen soms al een tweede zak met keukenafval te vullen wanneer de eerste nog niet helemaal gevuld is, er wordt een factor toegevoegd aan het aantal zakken om deze vullingsgraad mee in rekening te nemen.

2.3 MILIEU-IMPACTEN

2.3.1 Levenscyclusanalyse

2.3.1.1 Belangrijkste stappen

De methodologie die voor de milieubeoordeling gebruikt werd, is de Levenscyclusanalyse (of LCA⁹), waarvoor internationale normen bestaan: ISO 14040 en 14044:2006 en methodologische richtlijnen van de JRC¹⁰.

Een Levenscyclusanalyse bestaat uit 5 stappen:

1. Vastleggen van het doel van de studie
2. Vastleggen van de reikwijdte van de studie
3. Berekening en analyse van de levenscyclusinventaris
4. Beoordeling van de gevolgen van de levenscyclus
5. Interpretatie van de resultaten

De levenscyclusanalyse is in het kader van deze studie uitgevoerd aan de hand van een door RDC Environment zelf ontwikkelde LCA-software "RangeLCA".

2.3.1.2 Milieu-impactcategorieën

De linkerkolom in Tabel 7 geeft de impact categorieën weer waarmee de gemonetariseerde milieu-impact wordt berekend, de rechterkolom de overeenkomstige impact categorieën die aanbevolen worden door de PEF.

Tabel 10: Milieu-impact categorieën

Gemonetariseerde impactcategorieën	JRC-impactcategorieën
Klimaatverandering	Climate change
Verzuring van de lucht	Acidification
Verbruik van natuurlijke hulpbronnen	Resource use, fossils Resource use, minerals and metals
Daling van de waterkwaliteit	Eutrophication on freshwater Eutrophication marine
Waterverbruik	Water use
Aantasting van de ozonlaag	Ozone depletion

⁹ Life Cycle Assessment.

¹⁰ 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>

Toxiciteit voor de mens	Cancer human health effect Non-cancer human health effect Photochemical ozone formation human health Respiratory inorganics
Schade aan structuren	-
Ecotoxiciteit	Ecotoxicity freshwater
Ioniserende straling	Ionising radiation
Landgebruik	Land use

Scope

Milieu-impacten van de verschillende onderzochte trajecten worden berekend aan de hand van een LCA-aanpak.

Bronnen

De gegevens voor de milieu modellering zijn afkomstig van volgende LCI databanken/bronnen:

- Ecolnvent: Generalistische database van een Zwitsers bedrijf met LCI-data over de hele wereld.
- Intercommunales
- Vlaco
- Bedrijven die inzamelrecipiënten van afval produceren: Eurobins, Geotainer, Kliko...

Monetaire waardering van milieu-impacten

Voor deze studie werd geopteerd voor monetarisatie (nu “Monetaire waardering” genoemd volgens de ISO 14008-norm¹¹) want het biedt de mogelijkheid om:

- Verschillende milieu-impacten 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 nadelen en voordelen 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 10.2 voorgesteld.
- De voor- en nadelen voor het milieu te vergelijken met de sociale aspecten en de financiële kosten van de verschillende systemen.

De ISO 14008:2019 norm specificeert een methodologisch kader voor de monetaire waardering van milieu-impacten en aanverwante milieuaspecten. Milieu-impacten omvatten effecten op de menselijke gezondheid, infrastructuur en 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.**

¹¹ <https://www.iso.org/standard/43243.html>

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, zou overeen moeten komen met de waarde van de schade en/of voordelen die zij betekenen voor de mens en dus de maatschappij. De monetaire waardering wijzigt de onzekerheid over de verwachte milieuschade niet. Monetarisatie stelt ons dus 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 of € per DALY). Soms wordt midpoint gemodelleerd en soms endpoint. Als de impact zwaar op de globale resultaten weegt, wordt de hele effectketen gemodelleerd.

De milieueffecten zijn op verschillende vlakken merkbaar:

- 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 ondervonden 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 ondervonden effecten (Euro).

De gedetailleerde methodiek wordt beschreven in 10.1.

2.3.2 Systeemgrenzen

2.3.2.1 Functionele eenheid

In het hoofdstuk met resultaten worden ook niet-gemonetariseerde resultaten van het milieu-gedeelte (LCA) gepresenteerd. Deze resultaten worden voorgesteld op de gebruikelijke wijze in een LCA, met een functionele eenheid. De functionele eenheid van deze studie wordt gedefinieerd als: *Inzameling van één ton bioafval, aangeboden voor selectieve inzameling in Vlaanderen, en daaropvolgende verwerking van dat bioafval.*

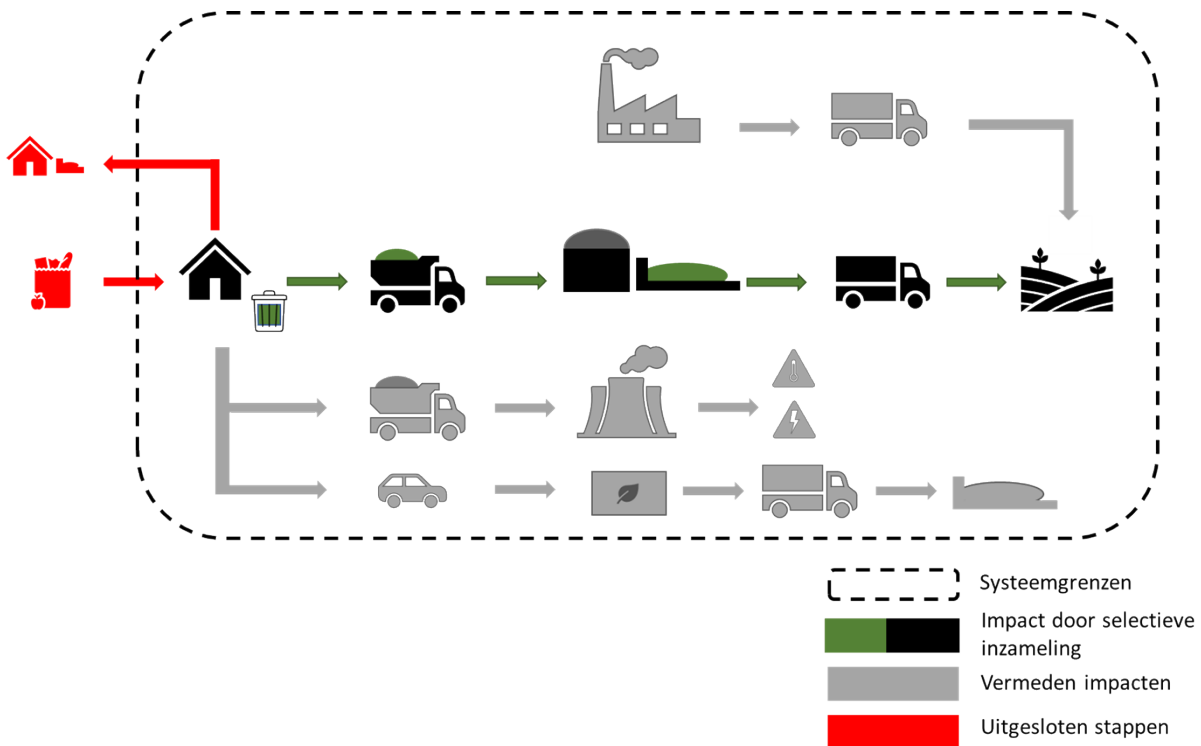
Verliezen van het bioafval tijdens de inzameling of transport naar de verwerkingsinstallatie worden niet in rekening gebracht; als één ton bioafval wordt aangeboden door de burgers, wordt één ton bioafval ingezameld en verwerkt. De hoeveelheid bioafval dat ingezameld wordt, is afhankelijk van de inzamelscenario's. Wat niet ingezameld wordt, wordt door de burger verwerkt (thuiscompostering, mulching, op de grond laten...). De samenstelling van het bestudeerde bioafval is verschillend tussen de verschillende scenario's, vanwege de verschillende participatiegraad voor keukenafval en tuinafval die hier gehanteerd worden.

2.3.2.2 Inbegrepen en uitgesloten stappen

De verschillende fasen van het afvalbeheer zijn de fasen die plaatsvinden vanaf het moment dat de burger het afval produceert. In LCA's van afvalbeheersystemen wordt doorgaans geen rekening gehouden met de emissies en het verbruik die samenhangen met de eerdere stadia van de levenscyclus voordat het product afval wordt. De reden hiervoor is dat de stadia die voorafgaan aan het ontstaan van afval (b.v. voor verpakkingsafval, winning

van grondstoffen, vormgeving van verpakkingen, vervoer naar distributiecentra en winkels, gebruik door de consument) betrekking hebben op de productie van producten en niet op de behandeling van afval. Bovendien zijn ze vergelijkbaar, ongeacht de bestudeerde afvalbeheersscenario's, en heffen ze elkaar dus op. Zij worden derhalve niet in aanmerking genomen bij de afbakening van de bestudeerde systemen.

Anderzijds wordt rekening gehouden met de stroomafwaartse stadia (inzameling, sortering, verbranding en recycling) tot aan de productie van een secundaire grondstof of een secundaire brandstof en de daadwerkelijke vervanging van een primaire grondstof of brandstof.



Figuur 9: Systeemgrenzen van het bestudeerd systeem

De systeemgrenzen en alle stappen die erbinnen vallen, worden schematisch gepresenteerd in Figuur 9; Het bioafval wordt selectief ingezameld en vervoerd naar een verwerkingsinstallatie. Het product van deze verwerking wordt naar diens afzetmarkt vervoert en er gebruikt. Deze selectieve inzameling van bioafval vermijdt het referentiescenario:

- Het transport van een deel van het bioafval met het huisvuil en de daaropvolgende verbranding (hierdoor wordt dus ook een elektriciteits- en warmteproductie gemeden),
- Het tuinafval dat selectief via het recyclagepark wordt ingezameld en nadien via groencompostering wordt verwerkt

Veder wordt ook de productie en vervoer vermeden van de grondstoffen die het product van het verwerkingsproces van bioafval vervangt (bv. compost vervangt het gebruik van kunstmeststoffen op akkers). Een deel van het geproduceerd bioafval wordt thuis verwerkt (bv. thuis compostering), in bepaalde scenario's kan een aanzuig-/afzuigeffect verwacht worden waarbij meer/minder bioafval wordt aangeboden voor selectieve inzameling. Het verschil in milieueffect tussen thuis en industrieel composteren wordt niet opgenomen in de systeemgrenzen.

Stappen die gelijk zijn in de bestudeerde scenario's en in het referentiescenario worden niet gemodelleerd:

- Verwerking van het bioafval residu (wordt verbrand)
- Verwerking van het aandeel bioafval dat in alle scenario's in het huisvuil belandt; dit heeft betrekking op het bioafval dat blijft plakken aan de zakken en mee met de zakken naar verbranding gaat

2.3.2.3 Geografische en temporale scope

Het geografische gebied waarop deze studie betrekking heeft, is Vlaanderen voor:

- De inzameling en sortering van het bioafval
- De verwerking van het selectief ingezamelde bioafval (compostering/vergisting)
- Verbranding van huishoudelijk restafval en sorteeresiduen

De betrokken periode is 2023-2027. Deze keuze van tijdschema komt overeen voor de periode van het nieuwe afvalplan (voorzien begin 2023). De periode is de geïmagineerde periode van geldigheid van het toekomstig afvalplan van Vlaanderen.

Deze toekomstige periode wordt gemodelleerd met de onveranderde huidige situatie als proxy. We maken hierbij de hypothese dat parameters met weinig invloed op de resultaten, zoals bv. de elektriciteitsmix, onveranderd blijven tijdens deze periode. Voor parameters met significante invloed wordt wel een analyse gemaakt van de mogelijke evolutie van de parameter.

2.3.2.4 Cut-off criteria

Het Pareto-principe ("80% van de resultaten wordt verkregen met 20% van de inspanning") wordt in deze studie toegepast. De modellering en de gegevensverzameling zijn daarom toegespitst op de elementen die de resultaten het meest beïnvloeden.

In de praktijk gaan we bij het verzamelen van gegevens iteratief te werk, zoals aanbevolen in het ILCD-handboek en ISO 14040/44:2006.

- Eerste iteratie: wij gebruiken standaardwaarden (reeksen van waarden) die worden verstrekt door belanghebbenden met een globaal beeld van het probleem (Informazout) en secundaire gegevensbanken of met conservatieve aannames om op een automatische en uitputtende manier de belangrijke modelparameters te bepalen
- Tweede iteratie: gegevens die een niet te verwaarlozen effect hebben, worden verfijnd door contact met aanvullend onderzoek in de literatuur. Tweede iteratie: gegevens met een significant effect worden verfijnd door contact met aanvullend literatuuronderzoek. Waar mogelijk worden ook de in de eerste studie vastgestelde leemten opgevuld
- Derde iteratie: definitieve validatie en zoeken van gegevens

Deze aanpak zorgt ervoor dat geen tijd wordt verspild met het zoeken naar gegevens die niet van invloed zijn op de balans, en dat de nadruk ligt op het vinden van gevoelige gegevens. Aldus kan voor deze gevoelige gegevens een hogere mate van betrouwbaarheid worden bereikt.

Het besluit om al dan niet een proces of een stroom te modelleren is derhalve gebaseerd op de naleving van de volgende regels:

- Massa: wanneer massa als criterium wordt gebruikt, zou een passende beslissing vereisen dat alle inputs die cumulatief meer dan een bepaald percentage van de massa van het te bestuderen systeem uitmaken, in de studie worden opgenomen.
- Energie: ook wanneer energie als criterium wordt gebruikt, zou een passende beslissing vereisen dat de inputs die cumulatief meer dan een bepaald percentage van de energie-input van het productiesysteem bijdragen, in de studie worden opgenomen.
- Milieu: stromen die kunnen worden uitgesloten vanwege hun massa of energiegebruik, mogen niet worden uitgesloten indien de effecten die aan deze materialen zijn verbonden, significant zijn voor de effectindicatoren die worden beoordeeld.

Op basis van dit iteratieve werk en de aanvankelijke doelstelling om 100% van de gemodelleerde effecten te bereiken, wordt het afkappunt door deskundigen geschat op 5% voor alle drie de criteria: massa, energie en milieueffect. Intrinsiek is het criterium "milieueffect" het meest relevant in LCA, maar het is ook het moeilijkst te begrijpen. Daarom worden het massa- en het energiecriterium in de praktijk het meest op kwantitatieve wijze gebruikt, terwijl het milieu-effectcriterium wordt toegepast op basis van het oordeel van deskundigen.

2.3.2.5 Impactcategorieën

De 16 impactcategorieën zoals aanbevolen door de PEF worden geanalyseerd, de lijst met impactcategorieën en bijhorende karakterisatiemodel wordt meegegeven in 10.5.

2.3.2.6 Allocatie

- 'Optimo'-systeem: scenario A4 is een bestaand inzamelsysteem dat recent werd ingevoerd in enkele gemeenten binnen de intercommunale Limburg.net. Hierbij worden 5 verschillende afvalfracties (huisvuil, PMD, keukenafval, tuinafval en textiel) ingezameld in eenzelfde vuilniswagen ter optimalisatie van het inzamelingsstelsel. De vuilniswagen heeft een relatief lage maximale ladingscapaciteit van 6t om te voorkomen dat de zakken, waarin de verschillende fracties worden ingezameld, scheuren en andere zakken contamineren. Aangezien de vuilniswagen dus gelimiteerd wordt door de massa van het ingezameld afval, en niet het volume (bv. relevant bij PMD) wordt de allocatie van de milieu-impacten gebaseerd op het massa-aandeel van het bioafval tegenover de totale massa van de ingezamelde afvalfracties.
- Personenvervoer naar recyclagepark: in alle scenario's blijft de mogelijkheid het tuinafval af te voeren naar het recyclagepark. Hierbij wordt aangenomen dat mensen zicht tot dit recyclagepark vervoeren met een auto, wat een milieu-impact heeft. Vaak zullen mensen een trip naar het recyclagepark combineren met het wegbrengen van een andere fractie, of met een andere taak zoals naar de winkel gaan. Er wordt als gevolg slechts een deel van de milieu-impact van het vervoer gealloceerd naar het tuinafval.
- Personenvervoer naar ondergrondse container: gelijkaardig aan het transport naar het recyclagepark, treedt er in het scenario met het brengsysteem transport op naar de ondergrondse containers. Er wordt aangenomen dat een deel van deze verplaatsingen met de auto worden uitgevoerd, wat leidt tot een milieu-impact. Opnieuw wordt slechts een deel van deze impact gealloceerd naar het bioafval, aangezien deze trip gecombineerd kan worden met het afzetten van andere afvalfracties of een andere taak na of voor het bezoeken van de ondergrondse container.
- Vermijden productie kunstmeststoffen: afhankelijk van de verwerkingstechnologie van het bioafval wordt een hoogwaardig product bekomen dat kan toegepast worden als bodemverbeterend middel (compost) of organische meststof (gedroogde dikke fractie van digestaat), deze producten kunnen dankzij hun nutriëntvervangingswaarde kunstmeststoffen vervangen. Op basis van de concentratie van bepaalde nutriënten in het compost/digestaat wordt een hoeveelheid kunstmeststof berekend dat

evenveel nutriënten zou leveren. De milieu-impact van de productie van deze kunstmeststoffen wordt vermeden dankzij de selectieve inzameling van bioafval. De impact van veenontginning en andere structuurrijke bodemverbeteraars wordt vermeden bij toepassing van compost en dikke fractie digestaat als bodemverbeteraar. De baat van vermeden impact wordt volledig gealloceerd naar de selectieve inzameling van het bioafval.

- Vermeden energieproductie in verbrandingsinstallatie: door het bioafval niet samen met het restafval te verbranden, wordt een bepaalde hoeveelheid elektriciteit en thermische energie vermeden. Deze vermeden energieproductie wordt terug aangevuld met de gemiddelde elektriciteitsmix, en gemiddelde thermische mix (enkel fossiele brandstoffen) in België. Dankzij de selectieve inzameling van het bioafval is er dus bijkomende productie, gebruik makend van deze gemiddelde elektriciteits-/thermische mix. De milieu-impact van deze energieproductie wordt volledig gealloceerd naar de selectieve inzameling van het bioafval.

2.3.2.7 Kwaliteitsvereisten van de gegevens

De betrouwbaarheid van de resultaten en conclusies van een milieu-evaluatie hangt af van de kwaliteit en de volledigheid van de gegevens die worden gebruikt. Daarom is het van belang ervoor te zorgen dat deze gegevens voldoen aan bepaalde gespecificeerde eisen die in overeenstemming zijn met het doel van de studie.

Volgens de ISO-norm moeten de eisen inzake gegevenskwaliteit ten minste de geldigheid van de gegevens garanderen, wat in dit geval neerkomt op de representativiteit ervan in termen van leeftijd, geografische oorsprong en technologische prestaties. De gebruikte gegevens moeten dus representatief zijn voor:

- De gekozen periode: 2022-2027
- De geografische context waarin de bestudeerde systemen zich bevinden; Vlaanderen
- De technologische kenmerken van de processen die zij beschrijven

2.3.2.8 Peer review

De studie werd extern kritisch geëvalueerd door **Gweny Thomassen**, onder leiding van **Jo Dewulf** van de UGent. De kritische beoordeling bestaat uit het onderzoeken van het LCA-werk en het evalueren van de afwijkingen van de aanbevelingen van ISO 14 040:2006 en ISO 14 044:2006. Dit houdt in dat de kernpunten van het werk, de transparantie en de consistentie ervan worden beoordeeld.

2.3.3 Transport

2.3.3.1 Vuilniswagens

Het transport door vuilniswagens wordt opgesplitst in een landelijk, stedelijk en vast gedeelte. De totale afstand die wordt afgelegd in landelijke en stedelijke gebieden wordt in de modellering van de inzamelkost meegenomen. Dezelfde totale afstand wordt ook gebruikt om de milieu-impact te berekenen. De afstand tijdens het vast deel wordt berekend als de duur van de vaste rondreis en eventuele intermediaire lediging vermenigvuldigd met een gemiddelde snelheid.

De milieu-impacten van het transport door vuilniswagens zijn te wijten aan:

- Productie en onderhoud van de vuilniswagens
- Emissies van de productie en levering van brandstoffen
- Directe emissies bij de verbranding van brandstof
- Infrastructuur

Het brandstofverbruik en de luchtmissies worden bepaald met de COPERT 5-methodologie.

COPERT 5 is een instrument ter berekening van de uitstoot van verontreinigende stoffen door het wegvervoer. Hiermee kunnen de emissies van de belangrijkste verontreinigende stoffen (CO, NO_x, VOS, PM, NH₃, SO₂, zware metalen) worden geraamd die door de verschillende voertuigcategorieën (van auto's tot opleggers) worden geproduceerd, alsook de emissies van broeikasgassen (CO₂, N₂O, CH₄).

COPERT 5 geeft het verbruik van een 100% geladen vrachtwagen. Voor de berekening van het werkelijk verbruik wordt het gemodelleerde laadvermogen gehanteerd, om deze overschatting te voorkomen.

De emissienormen waaraan het gemodelleerde vrachtwagenpark voldoet, worden als volgt aangenomen¹²:

- 11% Euro 3
- 19% Euro 4
- 28% Euro 5
- 46% Euro 6

2.3.3.2 Personenvervoer

In alle scenario's kan het tuinafval naar het recyclagepark gebracht worden; er wordt aangenomen dat deze verplaatsing met de auto wordt gedaan. Veruit het grootste deel van de Belgische vloot bestaat uit auto's die rijden op benzine of diesel, enkel deze twee opties worden gemodelleerd. De verhouding tussen deze twee opties is 50/50¹³. Beide worden gemodelleerd met emissienorm Euro 5.

2.3.4 Verwerkingsmethoden bioafval

2.3.4.1 Samenstelling bioafval

Het selectief ingezameld bioafval bevat typisch enkele percenten onzuiverheden, die ertoe leiden dat een voorbehandeling van het bioafval nodig is. De onzuiverheden worden verwijderd uit het bioafval, en naar een verbrandingsinstallatie vervoerd. Ook de zakken waarin het bioafval wordt ingezameld (wanneer deze worden gebruikt, afhankelijk van het scenario) worden naar de verbrandingsinstallatie vervoerd, er worden geen biodegradeerbare zakken gemodelleerd die mee in het composteerproces belanden.

Wanneer het bioafval in een zak wordt ingezameld, is er een extra stap nodig in de voorbehandeling waarbij de zakken gescheurd worden. Vaak blijft er nog wat bioafval plakken in de zak (vooral van belang voor keukenafval), en gaat dit bioafval mee naar de verbrandingsinstallatie. Nauwkeurige cijfers voor het verlies van bioafval tijdens deze stap is niet voorhanden; de cijfers die hiervoor worden gebruikt, zijn inschattingen van personen die in de afvalsector werken. Het vervoer naar de verbrandingsinstallatie en verbranding van de onzuiverheden en zakken (met een kleine fractie bioafval) wordt toegevoegd aan de modellering.

2.3.4.2 Verwerking bioafval

Compostering

¹² Schatting op basis van 2017 Europese gegevens over voertuigleeftijd van Eurostat.

¹³ <https://statbel.fgov.be/nl/themas/mobiliteit/verkeer/voertuigenpark#figures>

Gft en tuinafval kunnen elk naar een composteringsproces gaan waar ze in aerobe omstandigheden in compost worden omgevormd. Afhankelijk van het type bioafval zal het rendement van het proces en de eigenschappen van de compost kunnen variëren.

Het product van dit composteringsproces is een bodemverbeterend middel met verschillende opties als afzetmarkt (landbouw, potgrond, groenvoorziening). Door het gebruik van compost wordt het gebruik van andere grondstoffen (veen, kunstmeststoffen) vermeden.

Voorvergisting met nacompostering

Om een deel van de intrinsieke energie in het bioafval te recupereren, kan een voorvergistingsstap toegepast worden voor de compostering. Het selectief ingezameld gft of keukenafval kan vergist worden, waarbij biogas en digestaat gevormd wordt. Het biogas wordt in een warmtekrachtkoppeling (WKK) omgezet in elektriciteit en warmte, een deel van de opgewekte energie wordt terug gevoed aan de gehele installatie om deze draaiende te houden. Het digestaat wordt verwerkt via compostering door het te mengen met tuinafval, dat dient als structuurmateriaal. Net als bij gewone compostering wordt hier een product bekomen (compost) dat gebruikt wordt als bodemverbeterend middel.

Vergisting

Het selectief ingezamelde keukenafval kan ook naar vergisting gaan, waar het in anaerobe omgeving wordt omgezet in biogas en digestaat. In een warmtekrachtkoppeling (WKK) wordt dit biogas omgezet in elektriciteit en warmte, een deel van de opgewekte energie wordt terug gevoed aan de vergistingsinstallatie om deze draaiende te houden. Het digestaat wordt gescheiden in een dikke en dunne fractie en verder behandeld. De dikke fractie wordt gedroogd, dit product kan gebruikt worden als organische meststof en voorkomt zo de productie van kunstmeststoffen. Cf. de aannames in het vergistingsscenario wordt de dunne fractie naar een stripping/scrubbing unit gestuurd om er de stikstof uit te recupereren in de vorm van ammoniumsulfaat. Tot slot wordt de dunne fractie verwerkt in een biologische waterzuivering en een constructed wetland zodat het kan geloosd worden of als irrigatiewater gebruikt worden.

2.3.4.3 Vermeden impacten door verwerking bioafval

Verbranding

Het bioafval dat selectief ingezameld wordt, zal niet langer met het restafval verbrand worden in één van de verbrandingsinstallaties. De exacte toerekening van de geproduceerde energie is gebaseerd op de calorische waarde van het bioafval, deze is relatief laag vergeleken met gemiddeld restafval. Door deze lage warmte-inhoud zou verondersteld kunnen worden dat dit bioafval geen werkelijke bijdrage levert aan de energieproductie van de verbrandingsinstallatie. In deze modellering zal toch een deel van de energieproductie toegewijd worden aan het bioafval (in overeenkomst met aannames van Vlaco).

Vermeden productie grondstoffen

Het verwerkingsproces geeft aanleiding tot de productie van compost in geval van compostering, of digestaat in geval van vergisting. Dit compost wordt geclassificeerd als bodemverbeterend middel, de dikke fractie van het digestaat als organische meststof. Dankzij de aanwezigheid van organische stof en nutriënten kan dit compost/digestaat gebruikt worden in verschillende sectoren zoals de landbouw, groenvoorziening, tuinbouw (als potgrond). Het gebruik voorkomt daardoor de productie van andere grondstoffen, als veen en kunstmeststoffen. De grondstoffen wiens consumptie wordt vermeden door gebruik van compost/digestaat

worden gepresenteerd in Tabel 8 (onder elk product worden de grondstoffen gegeven die door dit product worden vermeden).

Tabel 11: Vermeden grondstoffen door gebruik compost/digestaat

Vermeden grondstoffen		
Compost	Digestaat (gedroogde dikke fractie)	Digestaat (dunne fractie)
Veen	KAS (kalkammonsalpeter)	NH ₄ (SO ₂)
KAS (kalkammonsalpeter)	TSP (tripelsuperfosfaat)	
TSP (tripelsuperfosfaat)	Kali 60 (Kaliumchloride/kaliumsulfaat)	
Kali 60 (Kaliumchloride/kaliumsulfaat)		
Kieseriet (magnesiumsulfaat)		
Dolokal (magnesiumoxide)		

Het vervangen van veen voorkomt de milieu-impact van de ontginning van het veen, het transport van veen (voornamelijk vanuit Scandinavië) naar Vlaanderen, en de mineralisatie van het fossiele CO₂ in het veen. Mineralisatie is het proces waarbij het opgeslagen koolstof in veen door activiteit van micro-organismen wordt afgebroken tot CO₂ dat ontsnapt naar de atmosfeer¹⁴. Alle fossiele koolstof in het veen zal na 100 jaar gemineraliseerd worden. De kost van uitstoot van CO₂ in de toekomst ligt lager dan de kost voor dezelfde uitstoot vandaag, dit wordt mee in rekening gebracht via een discount factor¹⁵: $1 - (\text{levensduur}/100)$. Hierbij is 100 jaar dus de cut-off levensduur waarbij geen voordelen meer worden ondervonden door het recycleren.

2.3.5 Inzamelrecipiënten

2.3.5.1 Huis-aan-huis inzameling

In alle scenario's waar het bioafval aan huis wordt opgehaald, wordt dit ingezameld in een zak of container:

- Gft-afval: container van 120l (huis) of 40l (appartement)
- Keukenafval: zak van 20l of container van 40l
- Tuinafval: zak van 60l of container van 240l

Alle inzamelrecipiënten worden gemodelleerd uit HDPE. Voor vuilniszakken zijn er verplichtingen rond het gerecycleerd gehalte in het VLAREMA, voor de containers wordt het gerecycleerd percentage van een producent gehanteerd. Aangezien de vuilniszakken niet biodegradeerbaar/composteerbaar zijn, worden ze na inzameling naar een verbrandingsinstallatie gestuurd. De containers worden daarentegen volledig gerecycleerd.

¹⁴ <https://www.ecopedia.be/encyclopedie/mineralisatie>

¹⁵ Voor de coherentie met de evaluatiemethode van de impacten van broeikasgassen (Kyoto protocol en latere internationale akkoorden omtrent klimaatsverandering), geëvalueerd op basis van een tijdschhorizon van 100 jaar

2.3.5.2 Ondergrondse containers

De ondergrondse containers waarin gft wordt ingezameld, bestaan uit een betonnen put met een stalen binnencontainer die uit de put getild wordt bij het ledigen. Voor de modellering van deze containers worden technische gegevens gebruikt van een producent van deze ondergrondse containers. Aangezien het om een geconcentreerde afvalstroom gaat, kan aangenomen worden dat 100% van het staal gerecycleerd zal worden. Er wordt aangenomen dat het beton gebruikt wordt als recycalaat bij grote infrastructuurwerken zoals bv. wegenwerken.

2.4 SOCIALE IMPACTEN

2.4.1 Jobcreatie

Jobcreatie is een maatschappelijke baat, die gecreëerd wordt tijdens drie fasen in de modellering; tijdens de inzameling, op het recyclagepark, en bij de verwerking van het bioafval. De methodologie die gehanteerd wordt om deze jobcreatie om te kunnen zetten in een monetaire waarde wordt in meer detail uitgelegd in 10.3.

2.4.1.1 Inzameling

De jobcreatie tijdens inzameling wordt berekend door het totaal aantal vuilniswagens nodig voor een ophaalronde te vermenigvuldigen met de duur van een werkdag en het aantal personen per vuilniswagen (afhankelijk van stedelijk/landelijk); dit geeft het totaal aantal uur dat er gewerkt wordt tijdens een ophaalronde. Deze waarde wordt gedeeld door het aantal uur in een vol werkjaar, om zo het totaal aantal VTE¹⁶-jaren te bekomen tijdens een ophaalronde. Door middel van een monetarisatiefactor wordt dit omgezet in een monetaire waarde.

Tegenover deze baat staat ook het verlies van jobcreatie door de inzameling van bioafval naast inzameling van huisvuil, die nu minder intensief gebeurt (daling van frequentie of daling van aantal rondes).

2.4.1.2 Recyclagepark

De jobcreatie op het recyclagepark wordt gemodelleerd door de totale jaarlijkse inzamelkosten van tuinafval te vermenigvuldigen met een factor die de personeelskosten t.o.v. de totale kosten van een recyclagepark weergeeft, om totale personeelskosten gealloceerd aan tuinafval te geven. Deze kosten gedeeld door het jaarlijkse loon geeft het aantal VTE-jaren, dat opnieuw omgevormd wordt in een monetaire baat door middel van de monetarisatiefactor.

Dezelfde berekening wordt toegepast op de jobcreatie tijdens transport van het ingezamelde tuinafval van recyclageparken naar verwerkingsinstallaties.

2.4.1.3 Verwerking bioafval

Voor de verschillende verwerkingsmethoden van het ingezameld bioafval zijn gegevens beschikbaar over het aantal VTE-jaren voor een installatie van bepaalde capaciteit. De totale hoeveelheid VTE-jaren wordt dan berekend door de totale hoeveelheid selectief ingezameld bioafval te delen door de gemiddelde capaciteit van zo'n verwerkingsinstallatie, en te vermenigvuldigen met aantal VTE-jaren per verwerkingsinstallatie.

Ook de vermeden jobcreatie door het niet verbranden van bioafval in de verbrandingsinstallaties wordt op deze manier gemodelleerd.

¹⁶ Voltijdsequivalent

2.4.2 Tijdskost

2.4.2.1 Recyclagepark

In scenario's A2 en A3 wordt tuinafval niet langer aan huis ingezameld, maar wordt het door de burger naar het recyclagepark gebracht. Ook in de andere scenario's hebben burgers de optie om hun tuinafval in te zamelen via het recyclagepark. Hieraan moet de burger tijd spenderen, die niet meer aan iets anders gewijd kan worden (bv. werk of hobby). Het bedraagt hier dus om een sociale opportuniteitskost, die mee in rekening gebracht zal worden. Er wordt aangenomen dat per huishouden één persoon het tuinafval wegbrengt en hiervoor een auto zal gebruiken als vervoersmiddel, de kost hiervan wordt d.m.v. de kilometervergoeding, zoals die vast ligt in het Belgisch staatsblad¹⁷, gemodelleerd.

Ter berekening van deze kost wordt de totale duur gemodelleerd als de tijd nodig om te rijden tot aan het recyclagepark en terug, plus de tijd die wordt doorgebracht in het recyclagepark. Deze duur wordt dan vermenigvuldigd met de waarde van de tijd voor een burger.

Er wordt rekening gehouden met de waarschijnlijkheid dat een burger deze trip naar het recyclagepark zal optimaliseren door bv andere afvalfracties mee te nemen om af te zetten aan het recyclagepark. Daarom wordt slechts een deel van de totale kost gealloceerd naar het bioafval. De hier gemodelleerde kost is een maatstaf van de kwaliteit van de dienst voor de burger.

2.4.2.2 Brengsysteem

Gelijkaardig aan de kost om naar het recyclagepark te gaan, is er ook een sociale kost om het gft naar de ondergrondse recipiënten te brengen. Hiervoor wordt aangenomen dat de meeste mensen deze verplaatsing te voet zullen uitvoeren, en slechts een klein deel van de mensen met de auto.

Opnieuw wordt de duur berekend, en vermenigvuldigd met een kost per tijd. Ook in dit scenario kan aangenomen worden dat mensen deze trip zullen combineren met een andere taak, zoals bv. naar de winkel in de buurt gaan en wordt dus opnieuw slechts een deel van de totale kost gealloceerd naar het bioafval.

2.4.3 Plaatsinname door recipiënt

2.4.3.1 Huis-aan-huis inzameling

De inzamelrecipiënten van bioafval nemen plaats in, dat niet langer bruikbaar is voor andere doeleinden. Deze opportuniteitskost wordt mee opgenomen in de modellering door de gemiddelde huurprijs per m² te vermenigvuldigen met de oppervlakte (m²) ingenomen door de zakken/containers afhankelijk van het scenario. Er wordt wel enkel aangenomen dat deze opportuniteitskost optreedt in appartementen waar ruimte schaarser is en dus elke m² telt. In huizen kan aangenomen worden dat de inzamelrecipiënten worden bewaard op een plaats met een marginale waarde zoals de garage, berging, tuinhuis...

2.4.3.2 Brengsysteem

Ook in geval van de collectiepunten wordt plaats ingenomen, in de openbare ruimte. Deze ruimte zou anders gebruikt kunnen worden als fietspad, voetpad, parkeerplaats... Ook in dit scenario wordt dus een kost voor deze plaatsinname berekend. Als proxy wordt de maandelijkse huurprijs van een parkeerplaats in stedelijk gebied genomen, om tot een kost per m² te komen.

¹⁷ Belgisch staatsblad/moniteur belge, 2020

3 GEGEVENS

3.1 JAARLIJKSE PRODUCTIE BIOAFVAL

3.1.1 Selectief ingezameld bioafval

De totale hoeveelheid bioafval dat selectief wordt ingezameld per gemeente, wordt opgevraagd via de HAS-enquête. Volgende gegevens, voor landelijke en stedelijke gemeenten worden gehaald uit deze enquête (voor het jaar 2019).

Tabel 12: Selectief ingezameld bioafval

Bioafval fractie	Landelijk (t/jaar)	Stedelijk (t/jaar)
Tuinafval	171 800	170 165
Gft	132 150	136 045

Het ingezamelde gft wordt ingedeeld in keukenafval en tuinafval, met een ratio van 30/70¹⁸. Zo bekomen we uiteindelijk volgende waarden voor totaal ingezameld tuinafval en keukenafval per inwoner per jaar in landelijk en stedelijk gebied.

Tabel 13: Selectief ingezameld bioafval (2)

Bioafval fractie	Landelijk (kg/inwoner/jaar)	Stedelijk (kg/inwoner/jaar)
Keukenafval	13,7	10,9
Tuinafval	91,7	70,9

3.1.2 Bioafval in huisvuil

De hoeveelheid bioafval dat in het huisvuil terecht komt, wordt berekend door gebruik te maken van de sorteeraanlyse van het huisvuil, uitgevoerd door OVAM. De laatste sorteeraanlyse die werd uitgevoerd, dateert van 2019-2020.

In de sorteeraanlyse van het huisvuil worden verschillende fracties en hun aandeel (wt%) in het huisvuil geanalyseerd, het gft, tuinafval en keukenafval worden berekend als volgt:

- Gft: som van volgende fracties
 - o Fractie 1 'totaal composteerbaar gft'
 - o Fractie 3 'tuinafval'
- Keukenafval: fractie 1 'totaal composteerbaar gft'¹⁹

¹⁸ Data van Vlaco

¹⁹ De benaming van deze fractie lijkt aan te geven dat hierin keukenafval en tuinafval inbegrepen zit, dit is toch niet het geval (gevalideerd door OVAM).

- Tuinafval: fractie 3 'tuinafval'

Volgende waarden (Tabel 11) worden vervolgens bekomen voor het aandeel tuin- en keukenafval in het huisvuil.

Tabel 14: Aandeel tuin- en keukenafval in huisvuil

Gft/groenregio	Landelijk/stedelijk	% huisvuil	
		Tuinafval	Keukenafval
Gft-gemeente	Landelijk	2%	26%
	Stedelijk	2,3%	29,3%
Groengemeente	Landelijk	1,7%	36,6%
	Stedelijk	3,7%	42,8%

Met deze waarden wordt de jaarlijkse hoeveelheid tuin- en keukenafval in het huisvuil per inwoner berekend (Tabel 12).

Tabel 15: Bioafval in huisvuil

Bioafval fractie	Landelijk (kg/inwoner/jaar)	Stedelijk (kg/inwoner/jaar)
Keukenafval	29,1	43,1
Tuinafval	1,9	3,6

3.1.3 Totaal aangeboden hoeveelheid bioafval (selectief + niet-selectief)

De totale jaarlijkse hoeveelheid aangeboden bioafval dat per inwoner in landelijk en stedelijk gebied wordt berekend met bovenstaande gegevens, hiervoor bekomen we volgende resultaten (Tabel 13).

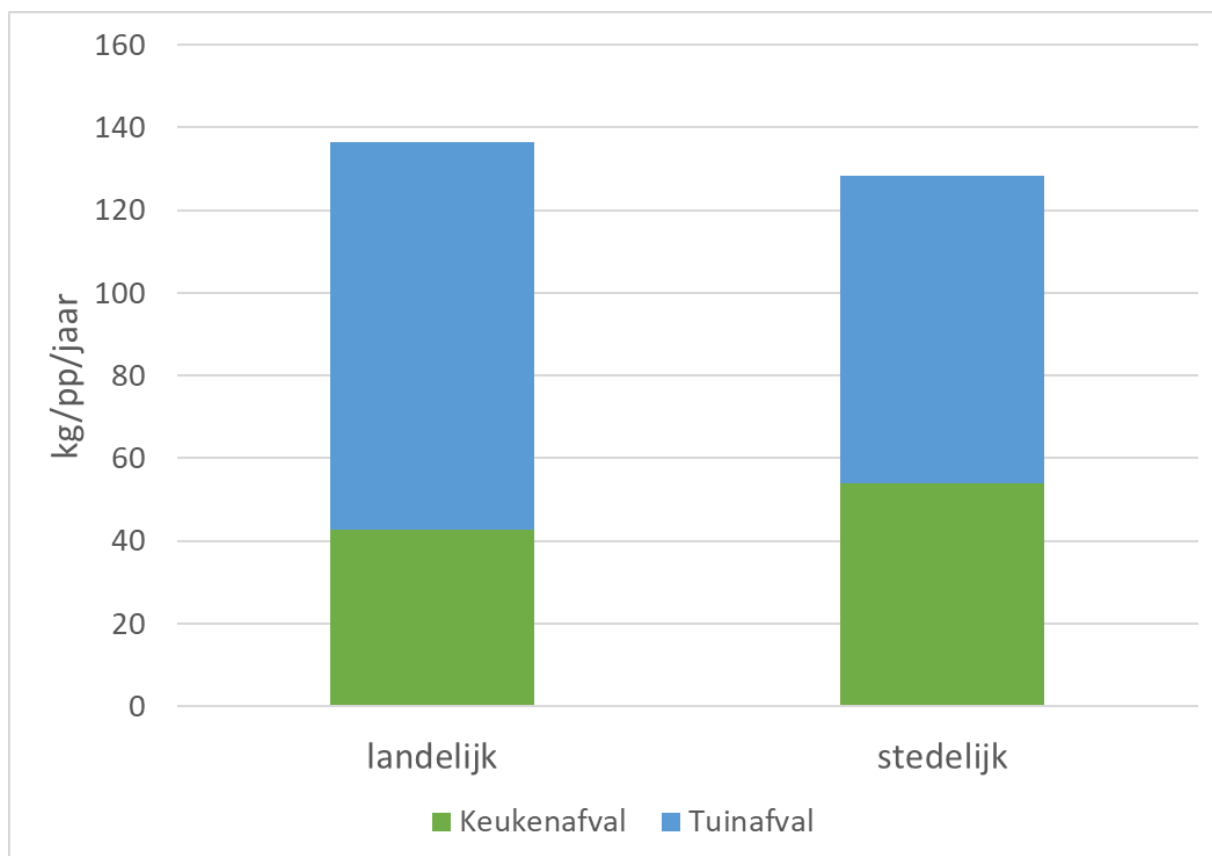
Tabel 16: Totale aangeboden hoeveelheid bioafval (selectief + niet-selectief)

Bioafval fractie	Landelijk (kg/inwoner/jaar)	Stedelijk (kg/inwoner/jaar)
Keukenafval	42,8	54
Tuinafval	93,5	74,5

Een gemiddeld persoon in landelijk gebied zal jaarlijks meer bioafval aanbieden voor inzameling dan een gemiddeld persoon in stedelijk gebied, 136 kg/inwoner/jaar tegenover 128 kg/inwoner/jaar. In absolute waarden geeft dit een totale jaarlijkse hoeveelheid van 874 285 ton²⁰ bioafval over heel Vlaanderen.

²⁰ Dit komt ongeveer overeen met de 922 902 t die wordt bekomen in de berekening omtrent thuis composteren, uitgevoerd door Vlaco.

Anderzijds zal de gemiddelde persoon in stedelijk gebied wel meer keukenafval aanbieden dan de gemiddelde persoon in landelijk gebied. Men kan verwachten dat gemiddelde eetpatronen onafhankelijk zijn van landelijk of stedelijk gebied, en er ongeveer evenveel keukenafval wordt aangeboden in beide gebieden. Anderzijds is er een groot aandeel Vlamingen dat zijn bioafval (gedeeltelijk) thuis composteert, het aandeel keukenafval dat in de thuis compostering verdwijnt kan mogelijks hoger liggen in landelijk gebied.



Figuur 10: jaarlijkse productie bioafval per Vlaming

3.1.4 Thuis composteren

Zo'n 41% van de Vlamingen composteert zelf (gedeeltelijk) zijn bioafval thuis. Dit betekent jaarlijks zo'n 283 kt bioafval²¹ dat thuis wordt gecomposteerd, er wordt een range toegepast op de hoeveelheid dat in de selectieve inzameling terechtkomt van [-25%; +25%]. Ook voor het bioafval dat thuis wordt gecomposteerd wordt de verhouding 70/30 van tuinafval/keukenafval gehanteerd, de range op deze twee fracties geeft dan in absolute waarden:

- Tuinafval: - 49 527; + 49 527 t per jaar
- Keukenafval: - 21 226; + 21 226 t per jaar

²¹ Berekening thuiscomposteren, Vlaco.

3.2 PARTICIPATIEGRAAD

Het huidige aandeel dat selectief ingezameld wordt t.o.v. de totale aangeboden hoeveelheid bioafval (selectief + niet-selectief).

Tabel 17: Ratio selectief / (selectief + niet-selectief)

Bioafval fractie	Landelijk	Stedelijk	Vlaanderen
Keukenafval	32%	20%	25%
Tuinafval	98%	95%	97%
Bioafval	77%	64%	71%

Volgende participatiegraden in Tabel 15 worden gehanteerd voor de verschillende scenario's.

Tabel 18: Participatiegraad per scenario

Scenario	Basisgeval (%)		Alternatief 1 (%)		Alternatief 2 (%)	
	bio C0.5 en huisvuil C0.5		bio C0.5 en huisvuil C0.33		bio C1 en huisvuil C0.33	
	Keukenafval	Tuinafval	Keukenafval	Tuinafval	Keukenafval	Tuinafval
A1	45	97,5	65	100	90	100
A2	30	90	50	90	70	90
A3	40	90	60	90	80	90
A4	30	95	50	100	70	100
A5	30	97,5	50	100	70	100
B1	80		80		80	

Volgende assumptie worden hierbij genomen: Wanneer de frequentie van het huisvuil daalt tot driewekelijks en de frequentie van bioafval stijgt tot wekelijks, zullen mensen gedwongen worden meer bioafval selectief in te zamelen. In de twee alternatieven wordt een hogere participatiegraad verwacht.

Volgende inzamelfrequenties worden gehanteerd:

- Basisgeval:
 - o Bioafval: tweewekelijks (C0.5)
 - o Huisvuil: tweewekelijks (C0.5)
- Alternatief:

- Bioafval: (twee)wekelijks (C1/C0.5)
- Huisvuil: driewekelijks (C0.33)

3.3 INZAMELINGSMETHODE TUINAFVAL

Het selectief aangeboden tuinafval wordt ofwel via huis-aan-huis inzameling, ofwel via het recyclagepark aangeboden. De ratio van hoeveelheid aangeboden tuinafval via huis-aan-huis inzameling tegenover totale hoeveelheid aangeboden tuinafval (huis-aan-huis + recyclagepark) is afhankelijk van de regio;

- Gft-regio: 56 % wordt aangeboden via huis-aan-huis inzameling, deze ratio wordt gebruikt in A1
- Vlaanderen: 43 % wordt aangeboden via huis-aan-huis inzameling, deze ratio wordt gebruikt in scenario's A2 – A5
- Antwerpen: 90 % wordt aangeboden via huis-aan-huis inzameling, deze ratio wordt gebruikt in alle inzamelscenario's in sterk stedelijk gebied (brengsysteem)

Deze waarden worden berekend met de aanname dat het selectief ingezameld gft bestaat uit 70/30 tuinafval en keukenafval

3.4 SELECTIEVE INZAMELING

3.4.1 Stappen van de inzamelronde

De ophaalronde bestaat uit verschillende stappen, waarvan enkele gemodelleerd worden door middel van een vaste duur (Tabel 16).

Tabel 19: Modelling vaste onderdelen inzameling

Onderdeel inzamelronde	Duur (h)
Voorbereiding & einde dienst	0.5
Vaste rondreis (stelplaats – ophaalronde & ophaalronde – verwerkingsinstallatie – stelplaats)	1
Intermediaire lediging (als het plaatsvindt)	1

De ophaalronde zelf wordt door middel van een complexere methodologie gemodelleerd, om deze afhankelijk te laten zijn van bepaalde parameters die verschillen tussen de verschillende scenario's (bv. participatiegraad, tijd inzamelen inzamelreceptiënt...). De proportie van ophaalrondes met intermediaire lediging is ook afhankelijk van deze parameters.

De modellering bestaat uit twee stappen:

1. Berekening duur rijden tussen twee collectiepunten
2. Berekening duur inzamelen bioafval aan een collectiepunt

De duur tussen twee collectiepunten is afhankelijk van de afstand tussen twee collectiepunten, en de snelheid van de vuilniswagen. Ter berekening van de afstand worden volgende gegevens in Tabel 17 gebruikt.

Tabel 20: Parameters ter berekening van duur tussen collectiepunten

Parameter	Waarde	Bron
Afstand totale ophaalronde stedelijk gebied in Vlaanderen (km/jaar)	31 355	Extrapolatie afstanden ophaalrondes van stedelijke/landelijke gebaseerd op gemeentes binnen Limburg.net en Belfius clusters
Afstand totale ophaalronde landelijk gebied in Vlaanderen (km/jaar)	33 594	
Aantal huizen – landelijk	1 016 943	https://statbel.fgov.be/-nl/themas/bouwenwonen/-gebouwenpark#figures
Aantal appartementen - landelijk	40 226	
Aantal huizen- stedelijk	1 129 846	
Aantal appartementen - stedelijk	95 253	
Aantal personen per huishouden	2,3	https://www.statistiekvlaanderen.be/-nl/huishoudtypes
Aantal huishoudens per appartementsgebouw	5,3	Berekening gebaseerd op gegevens hierboven
Snelheid vuilniswagen bioafval – landelijk (km/h)	10 - 15	RDC hypothese
Snelheid vuilniswagen bioafval – stedelijk (km/h)	5 - 10	
Snelheid vuilniswagen huisvuil/Optimo – landelijk (km/h)	8	
Snelheid vuilniswagen huisvuil/Optimo – stedelijk (km/h)	4	

Aan een collectiepunt wordt het bioafval, ofwel in een vuilniszak of in een container, ingezameld. In geval van zakken kan een lader dit snel in de vuilniswagen gooien en zich naar het volgende collectiepunt begeven, in geval van een container wordt deze d.m.v. een automatisch systeem met bepaalde duur geleidigd en moet de container teruggebracht worden naar de oorspronkelijke plaats. Hierdoor neemt het inzamelen van containers meer tijd in beslag.

Bovendien kan aangenomen worden dat een lader meerdere zakken tegelijk kan oprapen, dit is van belang bij appartementen waar zakken van meerdere huishoudens bijeen liggen. Ook in het Optimo-systeem wordt aangenomen dat een lader in één beurt alle afvalzakken van een huishouden (huisvuil, pmd, keukenafval, groenafval & textiel) kan meepakken.

Volgende gegevens in Tabel 18 worden gebruikt ter berekening van de inzamelduur.

Tabel 21: Parameters ter berekening inzameltijd

Parameter	Waarde	Bron
Aantal laders - landelijk	1,5	RDC hypothese
Aantal laders - stedelijk	2	
Max. aantal zakken per lader	4	
Duur inzamelen zak (s)	5	
Duur inzamelen container (s)	22 ²²	

²² 12 seconden voor automatische lediging van de container, 5 seconden om de container te gaan halen (zoals bij zakken), en 5 seconden om de container terug te zetten

3.4.2 Brengsysteem op korte afstand

Het gebied waar de ondergrondse containers als een optie worden beschouwd, zijn alle steden met een populatiedensiteit groter dan 1000 inwoners/km² (zie 10.4). Voor dit gebied worden de gegevens in Tabel 19 gebruikt.

Tabel 22: Parameters ter modellering sterk stedelijk gebied

Parameter	Waarde	Bron
Totale oppervlakte sterk stedelijk gebied (km ²)	730	https://nl.wikipedia.org/wiki/-Lijst_van_steden_in_Vlaanderen
Totaal aantal inwoners in sterk stedelijk gebied (#)	1 289 941	

Hiermee wordt een populatiedensiteit van 1766 inwoners/km² in dit sterk stedelijk gebied bekomen.

Het aantal ondergrondse containers wordt dan gemodelleerd met de aanname dat deze te bereiken zijn op een maximale afstand in vogelvlucht van 100 – 300 m voor een willekeurige burger. Elke ondergrondse container bedient dan een oppervlakte van $\pi \times \text{straal}^2$. Voor een maximale afstand van bv. 200 m wordt dan berekend:

$$\text{Oppervlakte: } \pi \times 0.2^2 = 0.13 \text{ km}^2$$

$$\text{Aantal personen per ondergrondse container: } 0.13 \text{ km}^2 \times 1766 \text{ inwoners/km}^2 = 222 \text{ personen}$$

Ter modellering van de inzameling van het bioafval in deze ondergrondse containers wordt een factor van 25 – 50% toegepast op de gemiddelde jaarlijkse productie per inwoner van tuinafval. Deze factor wordt toegepast vanwege de aanname dat mensen in sterk stedelijk gebied gemiddeld minder tuinafval produceren (geen/kleinere tuin in vergelijking met niet sterk stedelijk gebied).

Het brengsysteem op korte afstand wordt vergeleken met de huis-aan-huis inzameling in scenario's A1 – A5, enkel toegepast in sterk stedelijk gebied.

De totale afstand van de ophaalronde in sterk stedelijk gebied wordt berekend met de gegevens van stedelijk gebied;

$$\text{Ophaalronde sterk stedelijk gebied (km)} = 31\,355 \text{ km} / 5762 \times 730 = 6621 \text{ km}$$

Om de huis-aan-huis inzameling in dit gebied te modelleren, worden enkele parameters aangepast. De aangepaste parameters worden gepresenteerd in Tabel 20.

Tabel 23: Parameters ter modellering van huis-aan-huis inzameling in sterk stedelijk gebied

Parameter	Waarde	Bron
Snelheid vuilniswagen (km/h)	4	RDC hypothese
Aandeel huishoudens in huizen in sterk stedelijk gebied (%)	57	https://statbel.fgov.be/-nl/themas/bouwenwonen/-gebouwenpark#figures Gegevens van de Vlaamse steden

Aandeel huishoudens in appartementen in sterk stedelijk gebied (%)	43	die gebruikt worden als proxy voor sterk stedelijk gebied
--	----	---

3.5 ECONOMISCHE IMPACTEN

3.5.1 Inzamelkost

De inzamelkost wordt berekend met de gegevens in Tabel 21.

Tabel 24: Parameters ter berekening inzamelkost

Parameter	Waarde	Bron
Kost vuilniswagen HAH ²³ zakken (€/h)	22 ²⁴	OVAM
Kost vuilniswagen HAH container (€/h)	25	
Kost vuilniswagen lediging ondergrondse container (€/h)	55	SUEZ
Kost chauffeur (€/h)	31	Interafval
Kost lader	30	
Administratieve kosten (%)	10	RDC hypothese

3.5.2 Verwerkingskosten bioafval

3.5.2.1 Voorbehandeling

Volgende gegevens worden gebruikt voor de voorbehandelingsstappen.

Tabel 25: Gegevens ter berekening van de voorbehandelingskosten

Parameter	Kost (€/ton)	Bron
Sorteringsstap Optimo	12 - 16	Limburg.net
Scheuren zakken	0,5 - 1	

3.5.2.2 Verwerking bioafval

Kosten verwerkingsmethoden

De kosten per verwerkingstechnologie van het selectief ingezameld bioafval worden weergegeven in Tabel 23.

Tabel 26: Gegevens ter berekening van verwerkingskosten bioafval

Parameter	Kost (€/ton)	Bron
-----------	--------------	------

²³ Huis-aan-huis

²⁴ Berekend met de kost van de vuilniswagen met kambelading (containers) waarvan de kost van kambelading (40 000 €) is afgetrokken van de aankoopprijs

Composteren gft		CAPEX: 28 – 37 OPEX: 31 – 44	Economische marktanalyse van de verwerking van (deelstromen) van groen- en gft-afval met voorstel van beleidsaanbevelingen, OVAM, 2009, <i>aangepast aan inflatie</i>
Voorvergisting nacompostering gft	+	CAPEX: 60 - 69 OPEX: 45 - 53	Berekening op basis van Onrendabele top, 2020 & OVAM, 2009
Groencompostering		CAPEX: 6 – 17 OPEX: 15 - 32	Economische marktanalyse van de verwerking van (deelstromen) van groen- en gft-afval met voorstel van beleidsaanbevelingen, OVAM, 2009, <i>aangepast aan inflatie</i>
Voorvergisting nacompostering keukenafval	+	CAPEX: 46 - 55 OPEX: 34 - 42	Berekening op basis van Onrendabele top, 2020 & OVAM, 2009
Vergisting keukenafval		CAPEX: 19 OPEX: 18	Onrendabele top, 2020

De CAPEX en OPEX van voorvergisting met nacompostering van gft worden berekend met de gegevens van de onrendabele top, deze geven enkel een kost voor de voorvergistingsstap. Hierboven wordt de CAPEX en OPEX van gft compostering (in Tabel 23) bijgeteld. Niet de gehele OPEX van de gft-compostering wordt erbij geteld, de kost van energieverbruik wordt hiervan afgetrokken, er wordt aangenomen dat alle benodigde energie voor het composteringsproces wordt geleverd door de energie die wordt gewonnen uit het biogas, afkomstig van de voorvergistingsstap.

- CAPEX:
 - o Voorvergisting: $(12\,900 \text{ €/kWe} \times 1300 \text{ kWe}) / (15 \text{ jaar} \times 35\,000 \text{ t/jaar}) = 32 \text{ €/t}$
 - o Totale CAPEX: $32 \text{ €/t} + \text{range CAPEX gft-compostering} (28 - 37 \text{ €/t}) = 60 - 69 \text{ €/t}$
- OPEX:
 - o Voorvergisting: $(783 \text{ €/kWe} \times 1300 \text{ kWe}) / 35\,000 \text{ t/jaar} = 29 \text{ €/t/jaar}$
 - o Totale OPEX: $29 \text{ €/t/jaar} + \text{range OPEX gft-compostering} (16 - 24 \text{ €/t/jaar}) = 45 - 53 \text{ €/t/jaar}$

De CAPEX en OPEX voor voorvergisting met nacompostering voor keukenafval wordt op een gelijkaardige manier berekend, maar dan met de cijfers van vergisting van keukenafval en gft-compostering.

Wanneer tuinafval als structuurmateriaal wordt toegevoegd aan gft-compostering of voorvergisting met nacompostering van gft/keukenafval als structuurmateriaal, wordt de kost van verwerking van deze afvalfractie gemodelleerd met de cijfers van gft-compostering als proxy. Aangezien deze fractie pas in de nacomposteringstap wordt toegevoegd, moet enkel een kost van compostering aangerekend worden en niet die van voorvergisting.

In geval van vergisting van keukenafval zal er een nabehandeling van het digestaat volgen, hiervoor worden volgende gegevens gebruikt in Tabel 24.

Tabel 27: Gegevens ter berekening van de kost van nabehandeling van digestaat bij vergisting

Parameter	Waarde	Bron
Kost mechanisch scheiden ruw digestaat (€/t ruw digestaat)	6	https://ibbt.emis.vito.be/content/randvoorwaarden
Kost drogen dikke fractie (€/t dikke fractie)	15	Graskracht, eindrapport, Inverde, 2012

Kost stripping/scrubbing (€/t keukenafval)	20	Addendum bij de studie “Beste Beschikbare Technieken (BBT) voor mestverwerking - derde uitgave”, Vito, 2020
Kost zuivering vloeibare fractie na stripping/scrubbing en constructed wetland (€/t vloeibare fractie)	3,5	

Baten verwerkingsmethoden

De baten van de producten van compostering/vergisting worden berekend met de gegevens in Tabel 25.

Tabel 28: Gegevens ter berekening van de baten van de verschillende verwerkingsmethoden

Parameter	Waarde (€/ton)	Bron
Verkoopprijs groencompost	1,73	Afzetenquête cijfers 2019
Verkoopprijs gft-compost	3,88	
Verkoopprijs gedroogd digestaat	0 - 25	Graskracht, eindrapport, Inverde, 2012
Verkoopprijs ammoniumsulfaat	0 - 15	Nutriman
Baat ziektevermindering	2,19	Ecologische en economische voordelen gft- en groencompost, Vlaco, 2009
Baat waterbergend vermogen	5,18	
Baat voorkomen erosie	0,81	

3.5.2.3 Vermeden verbranding

De vermeden kosten van verbranding van het bioafval worden berekend met de gegevens in Tabel 26.

Tabel 29: Parameters ter berekening van kost ter verbranding bioafval

Parameter	Waarde	Bron
Gate fee verbranding (€/t)	102,4	Tarieven verbranden huishoudelijk afval 2014 – 2019, OVAM (na inflatie)
Lower Heating Value bioafval (MJ/kg)	3,2	Achtergronddocument CO2-tool Vlaco, 2018
Lower Heating Value restafval (MJ/kg)	7,5	https://document.environment.brussels/opac_css/elecfile/Afval%2035

De gate fee dient hier als proxy om de kost ter verbranding van bioafval te berekenen, deze wordt wel nog vermenigvuldigd met een factor die rekening houdt met de LHV van het bioafval aangezien de ware kost van verbranding hieraan gelinkt is:

$$\text{Bioafval: } 102,4 \text{ €/t} \times 3,2/7,5 = 43,7 \text{ €/t}$$

3.5.3 Recyclagepark

De kosten ter opslag van het ingezamelde tuinafval op de Vlaamse recyclageparken en het daaropvolgende transport naar de verwerkingsinstallaties worden berekend met de gegevens in Tabel 27.

Tabel 30: Gegevens ter berekening opslag in recyclagepark/intermediaire opslag

Parameter	Waarde	Bron
Kost opslag recyclagepark (€/t)	47,5	OVAM, lopende studie kostprijsberekening recyclagepark
Kost vrachtwagen (€/h)	20	OVAM
Kost chauffeur (€/h)	31	Interafval

3.5.4 Recipiënten

De jaarlijkse totale kost door inzamelrecipiënten wordt berekend met de gegevens in Tabel 28.

Tabel 31: Gegevens ter berekening van de kost van recipiënten

Parameter	Waarde	Bron
Kost zak 20 (€)	0,03	RDC hypothese
Kost zak 60l (€)	0,09	
Container 40l (€)	14 – 18	OVAM
Container 120l (€)	15	OVAM
Container 240l (€)	19	OVAM
Levensduur container (jaar)	10	Interafval
Kost ondergrondse recipiënt	CAPEX: 9 525 € OPEX: 810 €/jaar	Interafval
Levensduur ondergrondse recipiënt (jaar)	20	RDC hypothese

3.6 MILIEU-IMPACTEN

De milieu-impacten worden gemodelleerd aan de hand van de database EcolInvent 3.7²⁵, alle gebruikte processen zijn terug te vinden in hoofdstuk 10.8.

3.6.1 Transport

De milieu-impact van transport van vuilniswagens tijdens het vast deel van de ophaalronde wordt met volgende gegevens gemodelleerd (Tabel 29).

Tabel 32: Gegevens ter berekening milieu-impact transport vuilniswagens

Parameter	Waarde	Bron
Snelheid vuilniswagen tijdens vaste rondreis, intermediaire lediging (km/h)	30	RDC hypothese
Verdeling landelijk/stedelijk traject tijdens vaste rondreis, intermediaire lediging	80/20	
Allocatie impact vervoer naar recyclagepark, voor tuinafval	20 – 50%	
Allocatie impact vervoer naar ondergrondse container, voor gft	15 – 30%	Gebaseerd op bevraging sorteerstraten stad Antwerpen (steekproefgrootte van 4179 personen)

Ter berekening van de milieu-impact van het transport in landelijk en stedelijk gebied zijn de totale afstand en laadvermogen belangrijk, deze zijn geen vaste parameters maar worden gemodelleerd in het model.

3.6.2 Verwerking bioafval

3.6.2.1 Voorbehandeling bioafval

Wanneer het bioafval in containers wordt ingezameld, komt de volledig ingezamelde stroom in de verwerking terecht. In het geval van inzameling in zakken, wordt een bijkomende voorbehandelingsstap gemodelleerd waarbij de zakken gescheurd worden en waarbij bioafval aan de zakken kan blijven plakken. Enkel het tuinafval en keukenafval wordt ingezameld in zakken, gft wordt altijd in een container ingezameld. Volgende percentuele verliezen worden gehanteerd die optreden bij het scheuren van de zakken:

- Tuinafval: 0 – 1%
- Keukenafval: 2 – 5%

Tuinafval is typisch een droge fractie die amper blijft plakken aan de zak, maar dit kan variëren van jaar tot jaar afhankelijk van het weer (nat of droog jaar). Keukenafval bevat een hoger vochtgehalte en is typisch iets 'plakkeriger' dan tuinafval. De juiste grootte van deze verliezen zijn moeilijk te achterhalen en deze waarden zijn slechts inschattingen van personen die werken in de afvalsector.

²⁵ <https://www.ecoinvent.org/>

3.6.2.2 Verwerking van bioafval

Compostering

Compostering wordt toegepast op het selectief ingezamelde tuinafval ("groencompostering") en gft ("gft-compostering"). Volgende gegevens in Tabel 30 worden gebruikt bij de modellering van de milieu-impact van het composteerproces.

Tabel 33: Parameters ter modellering van het composteerproces

Parameter	Tuinafval	Gft	Bron
Rendement (t/t gft)	0,5	0,375	Ecologische en economische voordelen gft- en groencompost, Vlaco, 2009
Elektriciteitsconsumptie (kWh/t gft)	23,5	41,2	
Dieselverbruik uitspreiden compost (MJ/t bioafval) ²⁶	30	22,5	
Emissies naar lucht (kg/t)			
NH3	0,7		Ecoinvent 3.5
CO2, biogeen	220		
H2S	0,53		
CH4, biogeen	1	0,79	Achtergronddocument CO2-tool Vlaco, 2018
N2O	0,11	0,04	
Residu (%)			
Residu naar verbranding	0 – 0,03	2,5 - 10	Data van Vlaco

Wanneer gft wordt gecomposteerd, wordt dit gemengd met groenafval om meer structuurmateriaal in de composteerinstallatie in te brengen. Dit groenafval kan huishoudelijk tuinafval zijn, of gemeentelijk groenafval (bermmaaisel, groenafval van openbare parken...) Volgende samenstelling²⁷ is typisch voor een composteerinstallatie waarin gft wordt verwerkt:

- 11% groenafval
- 24% zeefoverloop
- 65% gft

²⁶ 60 MJ/t compost, omvorming naar MJ/t bioafval met rendement van verwerkingsmethode

²⁷ EINDRAPPORT IWT-VIS TRAJECT SYNECO, <https://www.vlaco.be/sites/default/files/generated-/files/page/eindrappport-syneco.pdf>

Voorvergisting met nacompostering

Bij deze verwerkingstechniek wordt het gft of keukenafval eerst vergist, het ruw digestaat wordt nadien verwerkt tot compost. Deze verwerkingsmethode wordt gemodelleerd met de Ecoinvent 3.5 LCI 'treatment of biowaste by anaerobic digestion, CH' dewelke een vergisting met nacomposteringsstap voorstelt en aangevuld/aangepast met volgende gegevens in Tabel 31. De energieconsumptie in deze Ecoinvent LCI wordt vervangen met de gegevens afkomstig van Vlaco en gemodelleerd door deze consumptie af te trekken van de geproduceerde energie via verbranding van het biogas in de WKK. Ook de emissies van methaan en lachgas worden vervangen met gegevens van Vlaco die meer representatief zijn voor de Vlaamse installaties.

Er zijn geen cijfers voorhanden voor deze verwerkingsmethode wanneer het wordt toegepast op keukenafval, aangezien hiervoor nog geen installaties bestaan. Wel kan opgemerkt worden dat keukenafval typisch meer vervuiling bevat dan tuinafval en gft, en er dus minstens een voorbehandelingsstap voor het keukenafval nodig zal zijn.

Tabel 34: Parameters ter modellering van de voorvergisting met nacomposteringsproces

Parameter	Gft	Keukenafval	Bron
Rendement (t/t gft)	0,375	0,375	Ecologische en economische voordelen gft- en groencompost, Vlaco, 2009
Energieconsumptie (kWh/t gft)	45,8	45,8	
Dieserverbruik uitspreiden compost (l diesel/t gft)	22,5	22,5	
Emissies naar lucht (kg/t)			
CH ₄ , biogeen	2		Achtergronddocument CO ₂ -tool Vlaco, 2018
N ₂ O	0,043		
Residu (%)			
Residu naar verbranding	2,5 - 10	2,5 - 10	Data van Vlaco

Wanneer keukenafval of gft behandeld wordt via voorvergisting met nacompostering, wordt opnieuw groenafval toegevoegd als extra structuurmateriaal. Voor gft wordt dezelfde verhouding gehanteerd als bij gft-compostering (zie hierboven), voor keukenafval wordt dit als volgt berekend:

- 11% groenafval
- 24% zeefoverloop
- 65% gft, hierin is de verhouding tuinafval/keukenafval 70/30

Wanneer gft of keukenafval wordt behandeld via voorvergisting met nacompostering, wordt dus opnieuw een deel van het ingezameld tuinafval (in de recyclageparken) gebruikt in dit proces om het proces goed te laten verlopen. Dit tuinafval wordt toegevoegd na de voorvergistingsstap, bij het nacomposteren en dus wordt de milieu-impact van het toegevoegd tuinafval gemodelleerd met de gegevens van gft-compostering als proxy.

Vergisting

Vergisting wordt toegepast op het selectief ingezameld keukenafval, het ruw digestaat wordt nadien verder behandeld. Dit digestaat wordt eerst gescheiden in een dikke en dunne fractie, de dikke fractie wordt nadien gedroogd en de dunne fractie ondergaat stripping/scrubbing, waarbij stikstof wordt gerecupereerd in de vorm van ammoniumsulfaat, en een waterzuivering om tot een effluent te komen dat geloosd kan worden.

Het vergistingsproces van keukenafval wordt gemodelleerd met de Ecoinvent 3.5 LCI 'treatment of biowaste by anaerobic digestion' dat wordt aangepast om zelf de energieconsumptie van het proces toe te voegen, en de emissies van CH₄ en N₂O. De energieconsumptie van het proces wordt voorzien door zelf-consumptie van een deel van de opgewekte energie in de WKK. Ook de emissies naar water, voorzien in deze LCI, worden weggelaten om dubbeltelling met de emissies naar water gemodelleerd tijdens de afvalwaterzuivering te voorkomen. Volgende gegevens in Tabel 32 worden gebruikt bij de modellering van de milieu-impact van het vergistingsproces van keukenafval.

Tabel 35: Parameters ter modellering vergistingsproces

Parameter	Waarde	Bron
Rendement ruw digestaat (t/t keukenafval)	0,9	Data van Vlaco
Energie auto-consumptie	3% geproduceerde elektriciteit 10% geproduceerde warmte	Achtergronddocument CO2-tool Vlaco, 2018
Energie auto-consumptie (scheiden en drogen)	3% geproduceerde elektriciteit	Achtergronddocument CO2-tool Vlaco, 2018
Emissies naar lucht (kg/t afval)		
CH ₄ , biogeen	0,46	Achtergronddocument CO2-tool Vlaco, 2018
N ₂ O	0,01	

Het ruw digestaat wordt nadien verder verwerkt tot een gedroogde fractie, ammoniumsulfaat en een effluent dat geloosd mag worden. De percentages van elektriciteit/warmte in Tabel 32 van zelf-consumptie bevatten reeds het energieverbruik voor de scheiding van dikke en dunne fractie, en het drogen van deze dikke fractie. Er wordt dus enkel nog stripping/scrubbing gemodelleerd, en waterzuivering van de dunne fractie (na stripping/scrubbing). De hoeveelheid dikke (gedroogde) fractie en dunne wordt berekend met volgende gegevens:

Vochtgehalte ruw digestaat²⁸: 96%

Fractie droge stof in gedroogd digestaat²⁹: 80%

Dan wordt de totale hoeveelheid gedroogd digestaat per ton keukenafval berekend als:

$$0,9 \text{ t/t keukenafval} \times (1 - 96\%) \times (1/80\%) = 0,045 \text{ t gedroogde fractie/t keukenafval}$$

De hoeveelheid dunne fractie is dan:

$$0,9 \text{ t} - 0,045 \text{ t} = 0,855 \text{ t dunne fractie/t keukenafval}$$

²⁸ Samenstelling digestaat uit vergisting van 50% keukenafval, 50% oba (Vlaco)

²⁹ <https://www.vlaco.be/digestaat-gebruiken/wat-is-digestaat/gedroogd-digestaat>

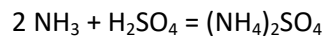
De dunne fractie ondergaat stripping/scrubbing, waarbij het stikstof wordt gerecupereerd in de vorm van ammoniumsulfaat. De hoeveelheid stikstof dat gerecupereerd kan worden wordt berekend met volgende gegevens:

- Stikstofgehalte in ruw digestaat²⁸: 5000 mg/l
- Efficiëntie stripping/scrubbing³⁰: 85%

Er wordt aangenomen dat het stikstof in het ruw digestaat zich gelijk verdeelt over de dikke en dunne fractie en er dus ook 5000 mg/l N in de dunne fractie aanwezig is³¹. De hoeveelheid N dat gerecupereerd kan worden per ton keukenafval is dan:

$$0,855 \text{ t dunne fractie/t keukenafval} \times 0,005 \text{ kg/l dunne fractie} \times 85\% = 3,63 \text{ kg N/t keukenafval}$$

Tijdens de stripping/scrubbing wordt het stikstof (als NH₃) in contact gebracht met zwavelzuur (H₂SO₄) ter vorming van ammoniumsulfaat ((NH₄)₂SO₄), de chemische reactie die optreedt is:



De hoeveelheid zwavelzuur dat nodig is tijdens het stripping/scrubbing wordt dan berekend met de molaire massa's³² van deze stoffen:

$$3,63 \text{ kg N/t keukenafval} \times 17/14 \times 132/(2 \times 17) = 12,72 \text{ kg H}_2\text{SO}_4/\text{t keukenafval}$$

De hoeveelheid ammoniumsulfaat dat wordt geproduceerd per ton keukenafval wordt dan berekend op gelijkaardige manier:

$$3,63 \text{ kg N/t keukenafval} \times 17/14 \times 132/(2 \times 17) = 17,13 \text{ kg (NH}_4)_2\text{SO}_4/\text{t keukenafval}$$

Het effluent zal na het stripping/scrubbing een waterzuivering ondergaan, de milieu-impact hiervan wordt gemodelleerd met de Ecoinvent 3.5 LCI 'treatment of wastewater from anaerobic digestion of whey, capacity 1E9l/year, CH' waarbij de energieconsumptie wordt afgetrokken en wordt toegevoegd als bijkomende zelfconsumptie.

3.6.2.3 Vermeden impacten

Verbranding

Volgende gegevens in Tabel 33 worden gebruikt bij de modellering van de vermeden verbranding van het bioafval.

³⁰ https://nutriman.net/farmer-platform/technology/id_265

³¹ Er zit iets meer N in de dikke fractie, maar dit heeft een verwaarloosbare invloed op de resultaten

³² N = 14 g/mol, NH₃ = 17 g/mol, (NH₄)₂SO₄ = 132 g/mol

Tabel 36: Parameters ter modellering van verbranding van bioafval

Parameter	Tuinafval	Keukenafval	Bron
Vochtigheid (%)	60	70	https://www.researchgate.net/-publication/323483247_Municipal-solid_waste_as_an_alternative_energy_source
Calorische waarde (MJ/kg)	3,2	3,2	Achtergronddocument CO2-tool Vlaco, 2018

De vochtigheid van het bioafval (keukenafval + tuinafval) in de LCI van Ecoinvent bedraagt 65%, de factor die wordt toegepast op de impact van het verbrandingsproces is dus:

- Keukenafval: $65/70 = 93\%$
- Tuinafval: $65/60 = 108\%$

Compost

De eigenschappen van de compost is afhankelijk van de gebruikte verwerkingsmethode, en leidt zo tot verschillen in de hoeveelheid grondstoffen die het kan vervangen. De hoeveelheid vermeden grondstof per type verwerking³³ wordt weergegeven in Tabel 34, in het geval van optimale substitutie.

Tabel 37: Parameters ter modellering van vermeden productie door compost

Vermeden grondstof	Verwerkingsmethode (kg/t afval)		
	Groencompostering	gft-compostering	Voorvergisting + nacompostering
Veen	303	227	227
KAS (als N)	4	4,13	3,04
TSP (als P ₂ O ₅)	1,13	2,63	1,69
Kali 60 (als K ₂ O)	1,88	3,14	1,5
Kieseriet	0,90	1,35	0,88
Dolokal	6,63	9,18	7,57

Wanneer veen wordt vervangen door compost, is het niet enkel de ontginning ervan die wordt vermeden. Ook het transport ervan naar Vlaanderen wordt vermeden, het dieselverbruik bij verspreiden en de mineralisatie van de fossiele koolstof in veen.

³³ Ecologische en economische voordelen gft- en groencompost, Vlaco, 2009

- Transport: inbegrepen in proces van Ecoinvent 3.5
- Uitspreiden veen: 0,49 l diesel/t tuinafval & 0,37 l diesel/t gft/keukenafval
- Mineralisatie: 82.3% koolstofgehalte in veen, vermenigvuldigen met kg veen/t afval om vermeden hoeveelheid fossiele CO₂ uitstoot door mineralisatie te berekenen. Hierop wordt een discount factor van 50,5%³⁴ toegepast om rekening te houden met vermeden emissies van fossiel koolstof in de toekomst.

Digestaat

Het ruw digestaat wordt verwerkt tot een gedroogde dikke fractie, en een vloeibare fractie. De hoeveelheden hiervan worden berekend met volgende gegevens in Tabel 35.

Tabel 38: Gegevens ter berekening van de hoeveelheid digestaat

Parameter	Waarde	Bron
Productie ruw digestaat (t/t keukenafval)	0,9	Vlaco
Vochtgehalte ruw digestaat (%)	96	Vlaco
Fractie droge stof (DS) in gedroogd digestaat (%)	80	https://www.vlaco.be/digestaat-gebruiken/wat-is-digestaat/gedroogd-digestaat

De hoeveelheid gedroogd digestaat per ton keukenafval wordt dan berekend als:

$$1 \text{ t keukenafval} \times 0,9 \text{ t/t keukenafval} \times (1 - 96\%) \times (1/80\%) = 0,045 \text{ t/t keukenafval}$$

De hoeveelheid vloeibare fractie is dan het verschil tussen het gewicht van het ruw digestaat en het gewicht van het gedroogd digestaat:

$$0,9 \text{ t} - 0,045 \text{ t} = 0,855 \text{ t/t keukenafval}$$

Het gedroogd digestaat en de vloeibare fractie hebben volgende nutriëntvervangingswaarden³⁵, gepresenteerd in Tabel 36.

Tabel 39: Nutriëntvervangingswaarden van het gedroogd digestaat

Nutriënt	Gedroogd digestaat (kg/t)	Vloeibare dunne fractie (kg/t)
N	1,4	5
P2O5	18,1	
K2O	24,9	

³⁴ Deze discount factor wordt berekend als $(\sum_{t=0}^{t=100} 1 - (\frac{t}{100})) / 100$

³⁵ Economische en Ecologische voordelen van digestaat, Vlaco, 2016

De productie ammoniumsulfaat die wordt vermeden door het stripping/scrubbing van de vloeibare fractie, wordt hierboven al berekend.

3.6.3 Recipiënten

3.6.3.1 Huis-aan-huis inzameling

Bij de berekening van de milieu-impact van de recipiënten worden volgende gegevens in Tabel 37 gebruikt.

Tabel 40: Gegevens ter modellering inzamelrecipiënten (HAH)

Parameter	Waarde	Bron
Vuilniszakken		
Gewicht zak 20l (g/zak)	15	Interafval
Gewicht zak 60l (g/zak)	45	
Gerecycleerd content zak 20/60l (%)	80	Minimale verplichting Vlarema
Vullingsgraad zakken (%)	90	RDC hypothese
Aandeel zakken naar verbranding bij EoL (%)	100	RDC hypothese
Allocatiefactor voordelen/nadelen recyclageproces tussen aanbieder & afnemer	0,5	PEF, annex C ³⁶ (default waarde HDPE)
Lower Heating Value (LHV) HDPE (MJ/kg)	42,5	EcoInvent 3.5
Containers		
Gewicht container 40l (kg/container)	3	Kliko Belgium
Gewicht container 120l (kg/container)	8,6	
Gewicht container 240l (kg/container)	11,5	
Gerecycleerd content container 40/120/240l (%)	50	
Jaarlijkse hoeveelheid water uitkuisen container (l)	50	RDC hypothese
Jaarlijkse hoeveelheid zeep uitkuisen container (g)	20	
Aandeel containers naar recyclage bij EoL (%)	100	OVAM

³⁶ https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/PEFCR_OEFSSR_en.htm

Allocatiefactor voordelen/nadelen recyclageproces tussen aanbieder & afnemer	0,5	PEF, annex C (default waarde HDPE)
Factor kwaliteit gerecycleerd materiaal/kwaliteit virgin materiaal	0,9	PEF, annex C (default waarde HDPE)

3.6.3.1 Brengsysteem op korte afstand

De gegevens die worden gebruikt ter modellering van de ondergrondse containers, die worden gebruikt bij het brengsysteem op korte afstand, worden gepresenteerd in Tabel 38.

Tabel 41: Gegevens ter modellering ondergrondse containers

Parameter	Waarde	Bron
Gewicht stalen binnencontainer (kg)	745	Geotainer ³⁷
Volume betonnen buitencontainer (m ³)	5,25	
Gerecycleerd content stalen binnencontainer (%)	54	PEF, annex C (default waarde)
Allocatiefactor voordelen/nadelen recyclageproces tussen aanbieder & afnemer staal	0,2	PEF, annex C (default waarde staal)
Aandeel staal naar recyclage (%)	100	RDC hypothese
Aandeel beton als recyclelaat infrastructuurwerken (%)	100	RDC hypothese

3.7 SOCIALE IMPACTEN

3.7.1 Jobcreatie

3.7.1.1 Inzameling

Volgende gegevens (Tabel 39) worden gebruikt bij de berekening van de sociale baat door jobcreatie tijdens inzameling van het bioafval.

Tabel 42: Parameters ter berekening sociale baat door jobcreatie tijdens inzameling

Parameter	Waarde	Bron
Aantal werkdagen per jaar (#)	220	RDC hypothese
Aantal uur in een werkdag (h)	7,6	

³⁷https://www.geotainer.com/fileadmin/user_upload/aktuelles/download/Afval_en_recyclebare_stoffen_containers_20_NL_web.pdf

Monetarisatiefactor per VTE-jaar (€/VTE-jaar)	45 456	Zie 10.3
Aandeel laaggeschoolden bij inzameling (%)	100	RDC hypothese
Aantal werknemers HAH landelijk	2,5 (chauffeur + 1,5 lader)	
Aantal werknemers HAH stedelijk	3 (chauffeur + 2 laders)	
Aantal werknemers CP stedelijk/landelijk	1 (chauffeur)	
Aantal werknemers bedrijfsafval stedelijk/landelijk	1 (chauffeur)	

3.7.1.2 Recyclagepark

Volgende gegevens (Tabel 40) worden gebruikt bij de berekening van de sociale baat door jobcreatie tijdens inzameling van het bioafval op het recyclagepark en het transport van het bioafval naar de verwerkingsinstallatie.

Tabel 43: Parameters ter berekening sociale baat door jobcreatie op recyclagepark

Parameter	Waarde	Bron
Aandeel personeelskosten in jaarlijkse kosten recyclagepark (%)	50	OVAM
Aandeel personeelskosten in transportkosten bioafval recyclagepark naar verwerkingsinstallatie (%)	50	RDC hypothese ³⁸
Loonkost werknemer recyclagepark (€/jaar)	45 062	OVAM
Loonkost chauffeur transport (€/jaar)	50 190	Interafval (30 €/h)

3.7.1.3 Verwerkingsmethoden

Volgende gegevens (Tabel 41) worden gebruikt bij de berekening van de sociale baat door jobcreatie tijdens de behandeling van het bioafval.

Tabel 44: Parameters ter berekening sociale baat door jobcreatie tijdens verwerking bioafval

Verwerkingstechnologie	Gemiddelde capaciteit (t)	# VTE-jaar/installatie	Bron
Groencompostering	15 000	2 – 3	Vlaco
Gft-compostering	40 000	8 – 10	
Voorvergisting nacompostering gft/keukenafval +	40 000	8 – 10	

³⁸ Aanname gebaseerd op kost per uur voor vrachtwagen en chauffeur, afkomstig van OVAM & intercommunes (beide ongeveer 30 €/h)

Vergisting	60 000	4 – 6	
------------	--------	-------	--

3.7.1.4 Vermeden verbranding

Volgende gegevens (Tabel 42) worden gebruikt bij de berekening van de sociale baat door jobcreatie tijdens de behandeling van het bioafval.

Tabel 45: Parameters ter berekening sociale baat door jobcreatie tijdens verbranding bioafval

Parameter	Waarde	Bron
Gemiddelde verbrandingsinstallatie (t) capaciteit	370 000	http://www.uvelia.be/index.php?page=introduction
#VTE-jaar/installatie	71,7	NBB, social report 2015

De waarden in Tabel 42 worden enkel gebruikt om een waarde te bekomen voor de jobcreatie per capaciteit, deze waarden geven een totaal van: 0,19 VTE-jaar/kt afval.

3.7.2 Tijdskost

3.7.2.1 Recyclagepark

Volgende gegevens (Tabel 43) worden gebruikt bij de berekening van de sociale kost door verplaatsing van de burger naar het recyclagepark om bioafval af te zetten.

Tabel 46: Parameters ter berekening sociale kost door verplaatsing naar recyclagepark

Parameter	Waarde	Bron
#trips per jaar naar recyclagepark in scenario A1, A4 en A5	2 - 3	RDC hypothese
#trips per jaar naar recyclagepark in scenario A2, A3 en referentiescenario	4 - 6	
Afstand tot recyclagepark (km)	2 – 7	RDC hypothese ³⁹
Kost auto/km (€/km)	0,37	Fedweb
Snelheid auto (km/h)	25	RDC hypothese

³⁹ 95,8% van de Vlaamse inwoners woont op ca. 5km van een recyclagepark, maar hierbij wordt verondersteld dat alle recyclageparken binnen een intercommunale toegankelijk zijn voor alle inwoners van die intercommunale, wat in realiteit niet het geval is. Om hier rekening mee te houden, wordt de maximale afstand tot het recyclagepark verhoogd tot 7km.

Tijd doorgebracht op recyclagepark (min)	5 – 20	RDC hypothese
Tijdskost burger (€/h)	5 – 20	
Allocatie kost naar tuinafval (%)	20 – 50	

3.7.2.2 Brengsysteem op korte afstand

Volgende gegevens (Tabel 44) worden gebruikt bij de berekening van de sociale kost door verplaatsing van de burger naar de collectiepunten om bioafval af te zetten.

Tabel 47: Parameters ter berekening sociale kost door verplaatsing naar ondergrondse container

Parameter	Waarde	Bron
#trips per week naar ondergrondse container	2,1	Gebaseerd op bevraging sorteerstraten stad Antwerpen (steekproefgrootte van 4179 personen)
Verhouding verplaatsing te voet/met de auto	80/20	RDC hypothese
Snelheid te voet (km/h)	3-4	
Snelheid auto (km/h)	15	
Kost auto/km (€/km)	0,37	Fedweb
Tijdskost burger (€/km)	5 – 20	RDC hypothese
Allocatie kost naar gft (%)	15 - 30 ⁴⁰	Gebaseerd op bevraging sorteerstraten stad Antwerpen (steekproefgrootte van 4179 personen)

3.7.3 Plaatsinname door recipiënt

Volgende gegevens (Tabel 45) worden gebruikt bij de berekening van de sociale kost door plaatsinname door de recipiënt bij huishoudens.

Tabel 48: Parameters ter berekening sociale kost door plaatsinname recipiënt

Parameter	Waarde	Bron
Oppervlakte zak 20l (m ²)	0,12	Fost Plus studie, uitgevoerd door RDC
Oppervlakte zak 60l (m ²)	0,18	

⁴⁰ 30% is het aantal wekelijkse trips naar de sorteerstraat voor gft / totaal aantal wekelijkse trips naar sorteerstraat voor alle afvalfracties, de verplaatsing naar de sorteerstraat kan gecombineerd worden met een andere verplaatsing (bv. naar de winkel). Daarom wordt 30% als bovengrenswaarde gehanteerd.

Oppervlakte container 40l (m ²)	0,23	https://www.miwa.be/nl/-diftar/formaten-containers/
Oppervlakte container 120l (m ²)	0,27	
Oppervlakte container 240l (m ²)	0,44	
Gemiddelde huurprijs appartement (€/maand)	627	https://www.statistiekvlaanderen.be/nl/gemiddelde-huurprijs-private-woningmarkt
Gemiddelde oppervlakte appartement (m ²)	66	https://www.logic-immo.be/nl/blog/andere/elk-jaar-kleiner-wonen-5980

4 RESULTATEN HUIS-AAN-HUIS INZAMELING

In dit hoofdstuk worden de resultaten gepresenteerd van de MKBA rond selectieve inzameling van huishoudelijk bioafval, toegepast in heel Vlaanderen. De totale maatschappelijke impact per scenario wordt gepresenteerd en besproken, en vervolgens wordt dieper ingegaan in de verschillende impacten (economie, milieu & sociaal). Per scenario wordt de link gemaakt met de restafvaldoelstelling; met hoeveel kg/inwoner/jaar daalt de restafvalproductie jaarlijks?

Ook de totale maatschappelijke impact in de alternatieve scenario's (variatie in inzamel frequentie) wordt gepresenteerd. Verder wordt nog een sensitiviteitsanalyse uitgevoerd op enkele relevante parameters. Enkele parameters worden gemodelleerd gebruik makend van een range; onderstaande resultaten worden berekend met de gemiddelde waarde van deze ranges. Parameters die een belangrijke invloed blijken te hebben op de resultaten (door hun grote bijdrage aan de globale impacts, of door de grote onzekerheid op de waarde van deze parameter) worden meer in detail bekeken in de sensitiviteitsanalyse.

De resultaten m.b.t. de maatschappelijke impacten (economie, milieu, sociaal) worden gepresenteerd als delta-grafieken; per scenario wordt de delta met het referentie-scenario getoond; bv. de economische pijler omvat beide de inzamelkost van het bioafval en de vermeden inzamelkost van dit bioafval bij het huisvuil. Op de x-as van de volgende grafieken in dit hoofdstuk staan alle mogelijke inzamel- en verwerkingsscenario's, op de y-as wordt de jaarlijkse kost/baat in miljoen € getoond. Een positieve waarde betekent een maatschappelijke baat, een negatieve waarde een maatschappelijke kost.

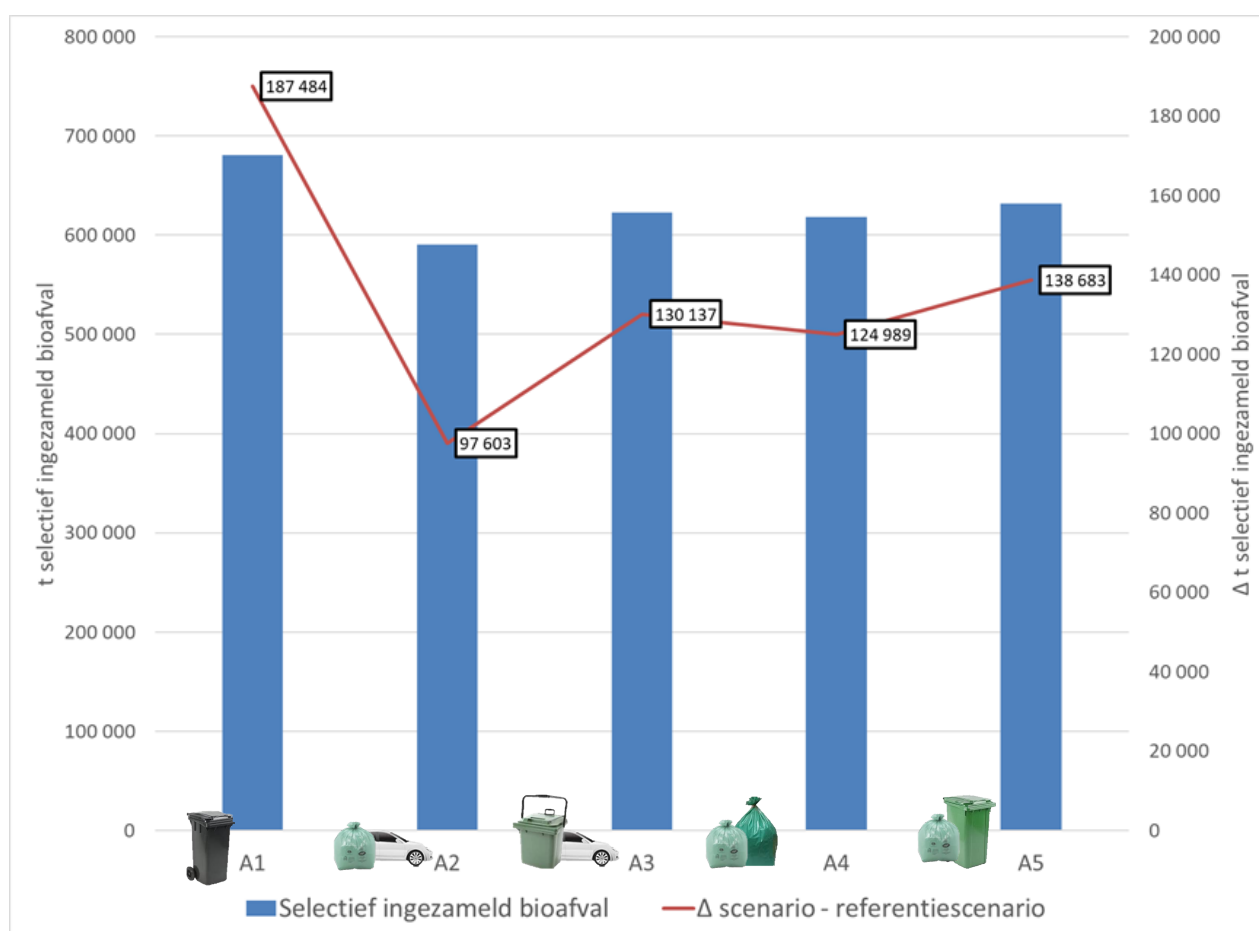
4.1 TOTALE MAATSCHAPPELIJKE IMPACT

In het basisgeval wordt jaarlijks rond de **875 000 ton** bioafval (keukenafval + tuinafval) aangeboden (selectief + niet selectief) voor inzameling in alle scenario's (impliciet betekent dit geen variatie in preventie, thuis compostering, mulching (gras) of "laten liggen van bladeren of takken" in functie van het gekozen scenario). De totale hoeveelheid bioafval dat selectief wordt ingezameld, wordt gepresenteerd in Figuur 8. De grootste hoeveelheid bioafval wordt ingezameld in scenario A1 (inzameling bioafval als gft).

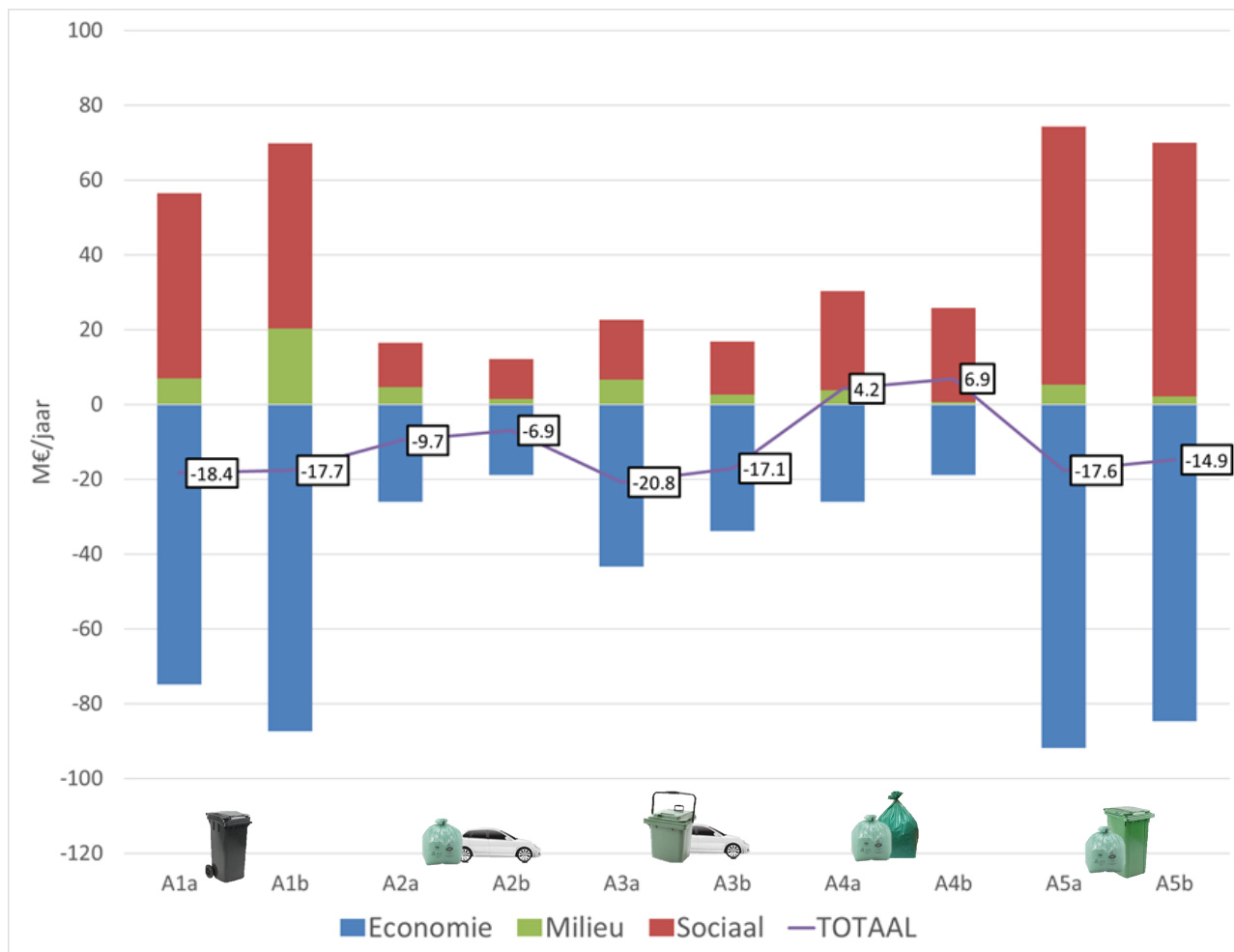
De belangrijkste randvoorwaarde voor de scenario's is het halen van de restafvaldoelstelling; het dalen onder de 100 kg restafval/inwoner/jaar tegen 2030 (ter referentie, de gemiddelde productie in 2019 bedroeg 143,5 kg/inwoner). De bekomen hoeveelheden selectief ingezameld bioafval worden vergeleken met de totale hoeveelheid selectief ingezameld bioafval vandaag (610 159 t/jaar, zie Tabel 9) om te zien hoeveel kg bioafval per inwoner meer wordt ingezameld en uit het restafval verdwijnt. De grootste waarde wordt gevonden in scenario A1: hier wordt 10,6 kg bioafval per inwoner per jaar bijkomend selectief ingezameld. In scenario A2 wordt zelfs verwacht dat er terug meer bioafval in het huisvuil zou belanden; dit omdat er een lage participatiegraad voor keukenafval wordt verwacht en lagere participatiegraad voor tuinafval dan de gemiddelde participatiegraad die vandaag wordt gevonden (in dit scenario wordt het tuinafval via het recyclagepark ingezameld).

Tabel 49: Hoeveelheid bioafval dat uit het huisvuil verdwijnt per scenario

Inzamelscenario	kg/inwoner/jaar
A1	10,6
A2	-3
A3	2
A4	1,2
A5	3,2



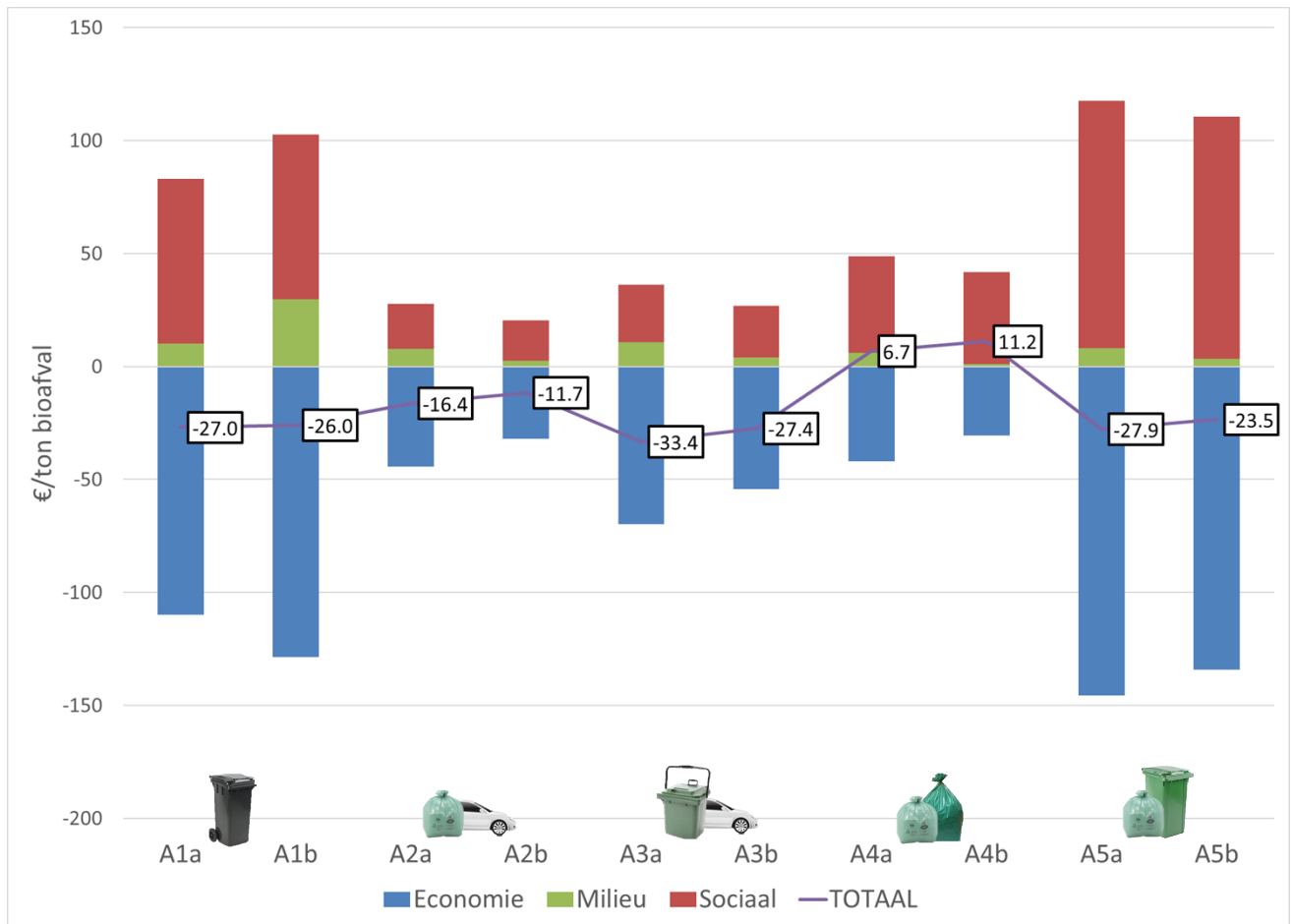
Figuur 11: Totaal selectief ingezameld bioafval per scenario



Figuur 12: Totale maatschappelijke kosten/baten per inzamelscenario (HAH) en verwerkingsscenario (a/b) voor bioafval

De totale maatschappelijke kosten en baten per pijler (economie, milieu & sociaal) worden weergegeven per scenario in Figuur 9. In één inzamelscenario's treedt er een maatschappelijke baat op bij het toevoegen van een selectieve inzameling van bioafval: A4 (Optimo-systeem). Alle andere scenario's hebben een netto maatschappelijke kost; A3a heeft gemiddeld⁴¹ de hoogste maatschappelijke kost. In alle scenario's wordt een economische kost gevonden, en een sociale en milieubaat. Scenario A5 is het duurst op economisch vlak, omwille van de twee aparte ophaalrondes nodig ter inzameling van keukenafval en tuinafval. Anderzijds zorgt scenario A5 ook voor de grootste sociale baat; deze twee vaststellingen zijn aan elkaar gebonden: een groot deel van de inzamelkosten zijn personeelskosten die een sociale baat via jobcreatie creëren. De grootste milieubaat wordt gevonden in scenario A1 waar het bioafval wordt ingezameld als gft en verwerkt via voorvergistening met nacompostering. De totale maatschappelijke kost/baat wordt ook gepresenteerd per ton selectief ingezameld bioafval in Figuur 10.

⁴¹ Gemiddeld per inzamelscenario, dus bv. Het gemiddelde van A1a en A1b



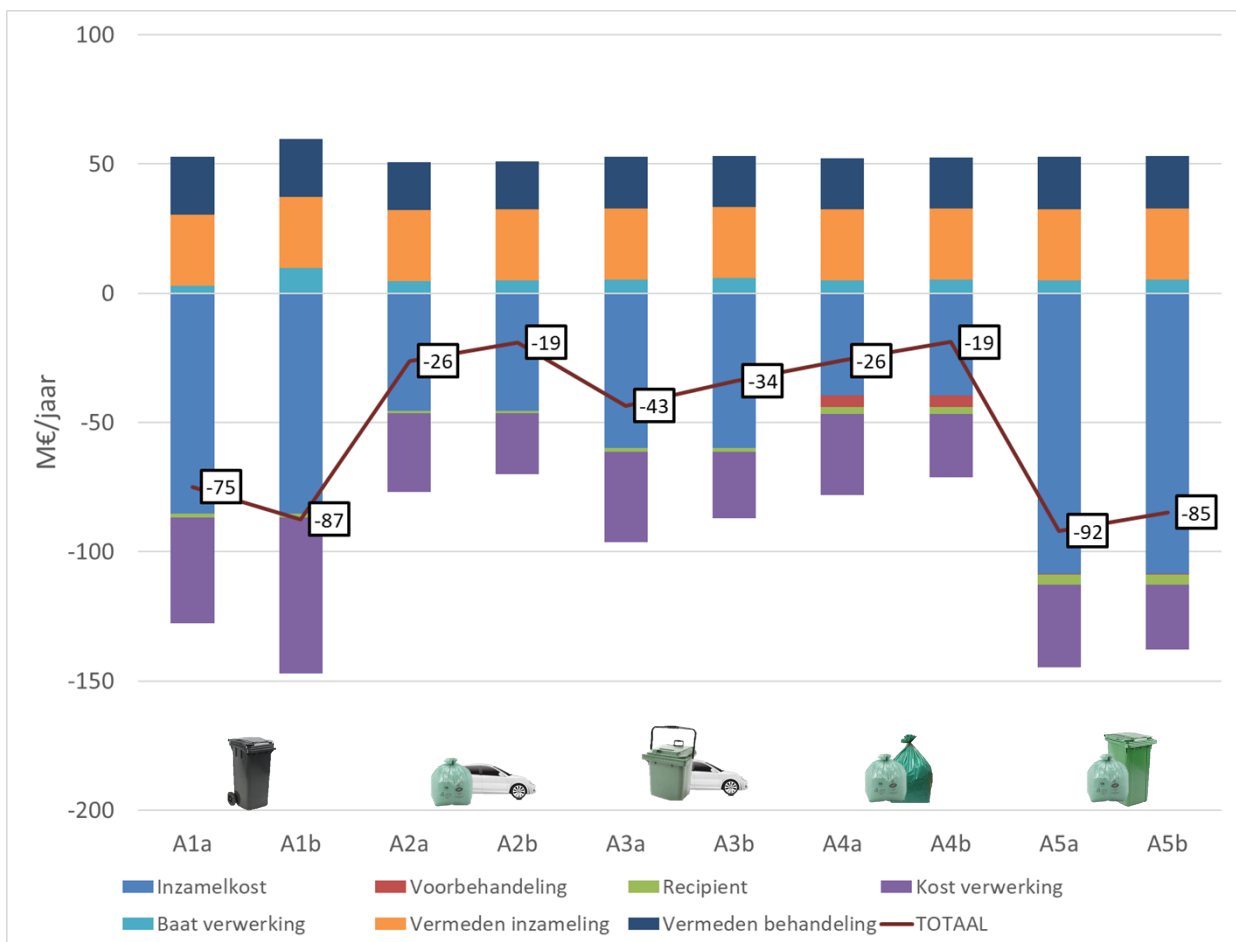
Figuur 13: Totale maatschappelijke kosten/baten per ton selectief ingezameld bioafval (HAH) en per verwerkingsscenario (a/b)

4.2 ECONOMISCHE IMPACTEN

4.2.1 Totale economische impact

Alle economische impacten worden per scenario gepresenteerd in Figuur 11. Ter vereenvoudiging van de figuur worden enkele impacten gegroepeerd:

- **Inzamelkost:** omvat inzameling via huis-aan-huis en via recyclagepark
- **Voorbehandeling:** kost voor scheuren van de plasticen zakken, en sorteerstep bij Optimo-systeem
- **Kost/baat verwerking:** kosten en baten van de verwerking van al het ingezameld bioafval (gft, keukenafval en/of tuinafval)
- **Vermeden inzameling:** de vermeden inzameling van keukenafval en een klein deel van het tuinafval bij het huisvuil, en het tuinafval dat via het recyclagepark wordt ingezameld
- **Vermeden behandeling:** de kosten/baten van het keukenafval en een klein deel van het tuinafval dat met het huisvuil naar de verbrandingsinstallatie gaat, en het tuinafval dat verwerkt wordt via groencompostering



Figuur 14: Economische impacten per inzamelscenario (HAH) en verwerkingsscenario (a/b) voor bioafval

In alle scenario's zal een economische kost optreden, de kleinste in scenario A4 en A2. In dit scenario worden de laagste inzamelkosten gevonden; enerzijds in A4 omdat de inzamelkost gealloceerd wordt over de fractie bioafval ten opzichte van het totale ingezamelde gewicht (bioafval, huisvuil, pmd, textiel) en anderzijds in A2 door de lage participatiegraad bij inzameling van het keukenafval, en de goedkopere inzameling van het

tuinafval via het recyclagepark. Scenario A3 verschilt van A2 door het gebruik van een container als inzamelrecipiënt voor het keukenafval, dit leidt tot een hogere participatiegraad. De grotere hoeveelheid bioafval dat wordt ingezameld, en de grotere kost ter inzameling door gebruik van een container zorgen voor de grotere inzamelkost in scenario A3 vergeleken met A2. De grootste economische kost wordt gevonden in scenario A5 en A1b; in A5 door de grote **inzamelkost** omdat er twee aparte ophaalrondes nodig zijn (een voor het keukenafval, en een voor het tuinafval), in A1b dankzij de grote **verwerkingskost**.

Het overgrote deel van de totale kost wordt gevormd door de **inzamelkost** (huis-aan-huis en recyclagepark) en **verwerkingskost**. De grootste verwerkingskost wordt gevonden in scenario A1b waar gft wordt verwerkt via voorvergisting met nacompostering, deze technologie heeft de grootste CAPEX en OPEX per ton bioafval van de bestudeerde verwerkingstechnologieën. In de scenario's waar keukenafval wordt ingezameld, kan dit verwerkt worden via voorvergisting met nacompostering of vergisting. Deze eerste methode is duurder, en bijkomend wordt hiervoor een deel van het apart ingezameld tuinafval gebruikt als structuurmateriaal; deze verwerking van tuinafval is duurder dan de goedkopere groencompostering (waar wel al het apart ingezamelde tuinafval belandt wanneer het keukenafval via vergisting wordt verwerkt).

De economische baten zijn maar beperkt tegenover de economische kosten; de bijkomende inzamelronde voor selectieve inzameling en verwerking van bioafval is duurder dan de inzameling en verwerking van het bioafval samen met het huisvuil.

4.2.2 Inzamelkost

De inzamelkost vormt samen met de verwerkingskost het merendeel van de economische kost, de inzamelkost per ton ingezameld bioafval wordt voorgesteld in Tabel 47. De laagste inzamelkost per ton wordt bekomen in A4 waar het keuken- en tuinafval samen wordt ingezameld met andere afvalfracties (huisvuil, PMD en textiel). Wanneer keukenafval of tuinafval apart wordt ingezameld, wordt een veel hogere inzamelkost per ton bekomen. In scenario A2 en A3 wordt geen tuinafval ingezameld via huis-aan-huis inzameling, enkel via het recyclagepark.

De inzameling van keukenafval of tuinafval apart leidt tot grote inzamelkosten per ton bioafval, deze is afhankelijk van inzamelrecipiënt en participatiegraad; de inzamelkost voor keukenafval in scenario A3 ligt hoger aangezien een container wordt gebruikt (duurt langer om in te laden, en hogere kost/uur voor vrachtwagen met automatisch laadsysteem) ondanks de hogere participatiegraad.

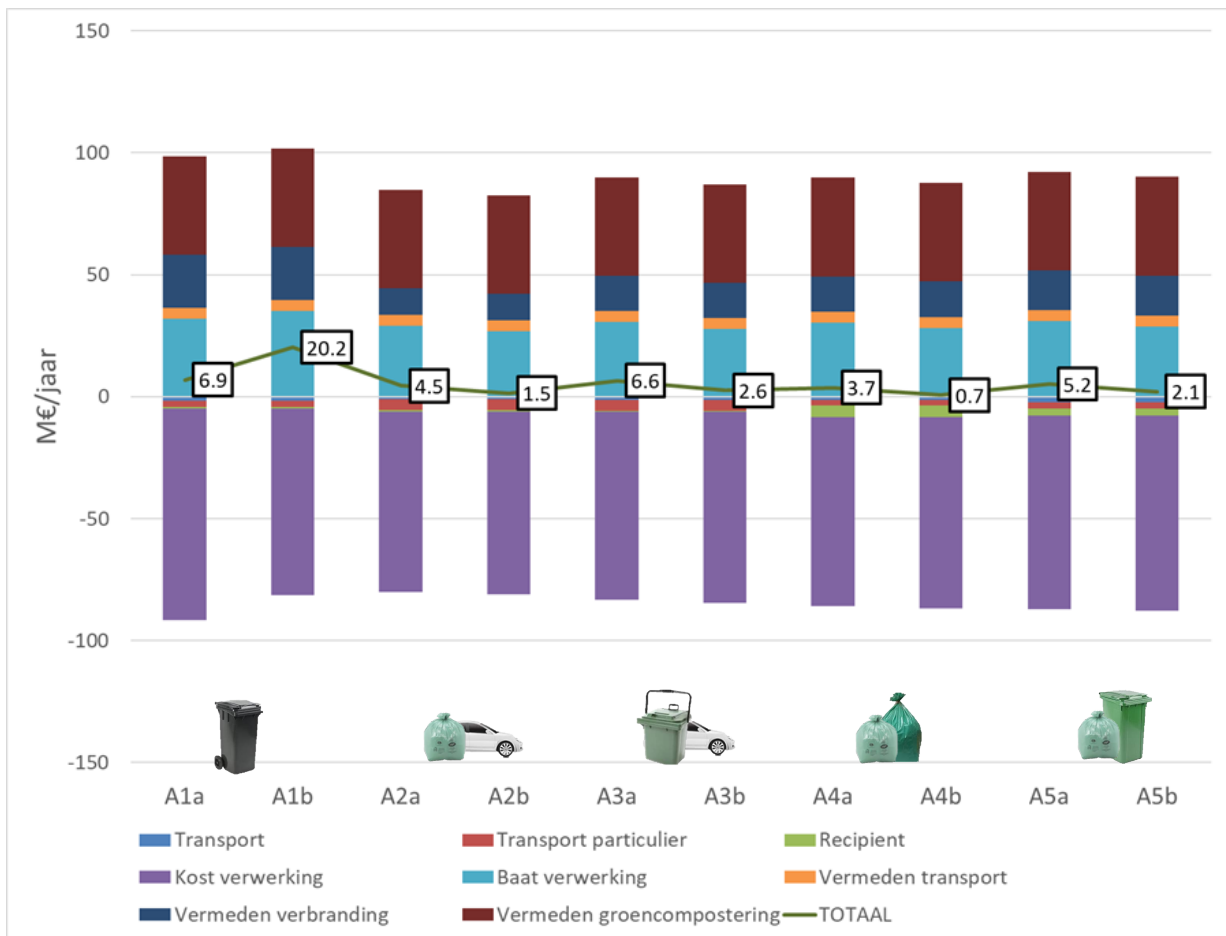
Tabel 50: Inzamelkost van huis-aan-huis inzameling (€/t bioafval) per scenario

Afvalfractie	Inzamelkost HAH (€/t bioafval)				
	A1	A2	A3	A4	A5
Gft	162				
Keukenafval		307	339	71	306
Tuinafval				71	269

4.3 MILIEU IMPACTEN

De totale milieu-impact per scenario wordt gepresenteerd in Figuur 12. In alle scenario's wordt een netto milieubaat gevonden. Ter vereenvoudiging van de figuur worden bepaalde impacten gegroepeerd:

- Transport: omvat het transport van de huis-aan-huis inzameling van bioafval, en het transport van bioafval van het recyclagepark naar de verwerkingsinstallatie.
- Kost/baat verwerking: milieukosten en -baten van de verwerking van al het ingezameld bioafval (gft, keukenafval en/of tuinafval).



Figuur 15: Milieu-impacten per inzamelscenario (HAH) en verwerkingsscenario (a/b) voor bioafval

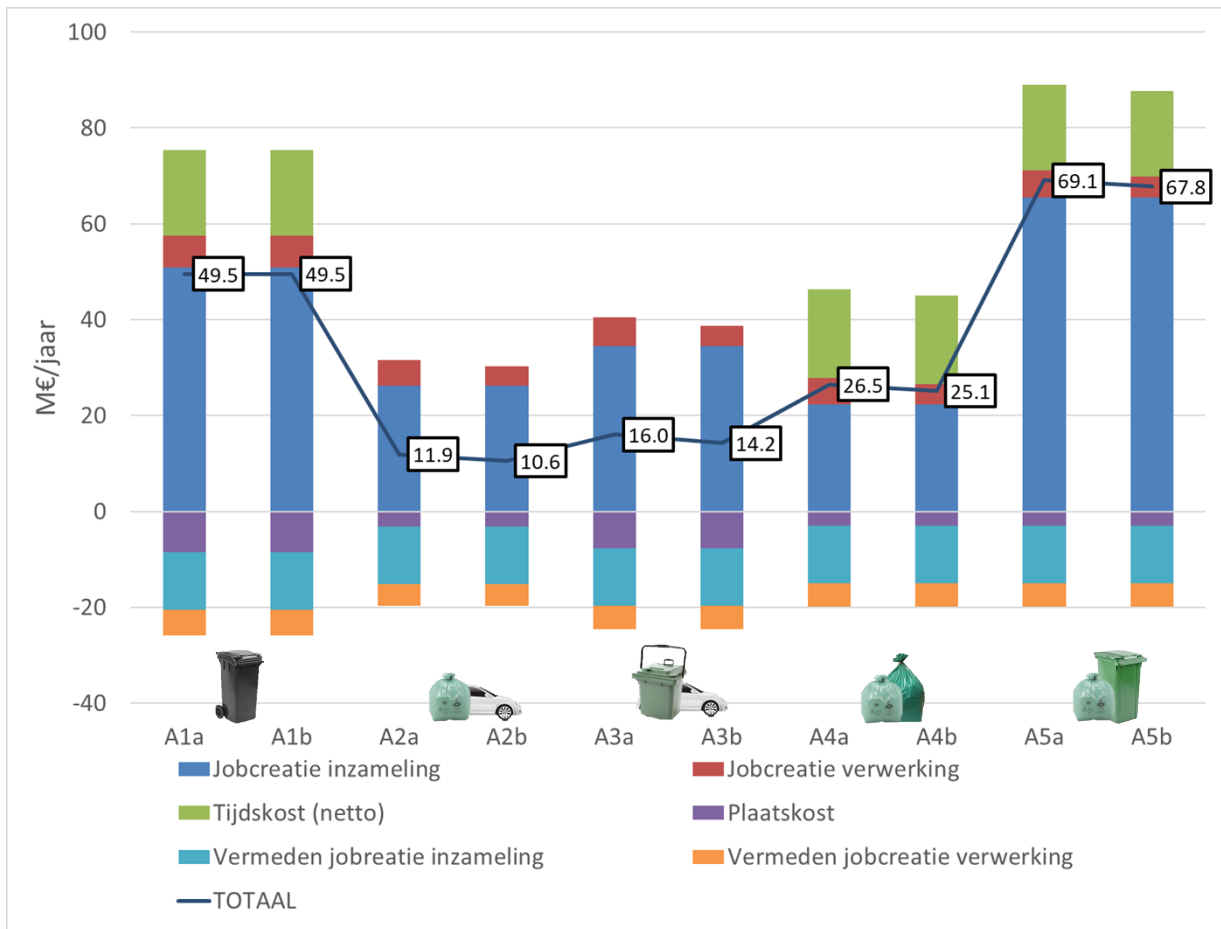
De grootste baat wordt gevonden in scenario A1b waar het bioafval als gft wordt ingezameld, en verwerkt via voorvergisting met nacompostering. In scenario's A2 – A5 wordt het keukenafval apart ingezameld, er wordt een grotere milieubaat gevonden in de scenario's waar dit keukenafval wordt verwerkt via voorvergisting met nacompostering (in tegenstelling tot de andere scenario's waar vergisting van keukenafval wordt gemodelleerd). Het selectief inzamelen en verwerken van bioafval zorgt voor een grote baat door het vermijden van verbranding van dit bioafval, en door de baat van de producten die voortkomen uit de verwerkingstechnologieën van het bioafval:

- Compost: compost voorkomt ontginning van veen en bijhorende mineralisatie van het fossiele koolstof in dit veen dankzij het organisch stofgehalte in dit compost. De aanwezigheid van nutriënten in het compost voorkomt het gebruik van kunstmeststoffen die anders zouden worden gebruikt om deze nutriënten aan te brengen in de bodem.
- Digestaat: bij vergisting van keukenafval wordt het digestaat verder behandeld om een gedroogde fractie te bekomen met een welbepaalde nutriëntvervangingswaarde waardoor deze fractie het gebruik van kunstmeststoffen voorkomt. Uit de vloeibare fractie wordt ammoniumsulfaat gewonnen.
- Biogas: bij voorvergisting met nacompostering van gft/keukenafval en vergisting van keukenafval wordt biogas geproduceerd dat in een WKK wordt omgezet in elektriciteit en warmte. Een deel van de geproduceerde elektriciteit kan op het net gezet worden, om de gemiddelde Belgische elektriciteitsmix, met diens milieu-impact, te vermijden.

4.4 SOCIALE IMPACTEN

De totale sociale impact wordt gepresenteerd in Figuur 13, in alle scenario's wordt een netto sociale baat gevonden, voornamelijk door de baat van jobcreatie tijdens inzameling van het bioafval. De grootste sociale baat wordt bekomen in scenario A5, waar twee aparte ophaalrondes gemodelleerd worden voor het bioafval wat leidt tot meer jobcreatie en dus een grotere baat voor deze impact.

In de scenario's waar het tuinafval via huis-aan-huis inzameling wordt opgehaald, treedt een netto baat op voor de impact tijdskost; de tijdskost die optreedt bij de verplaatsing naar het recyclagepark is kleiner dan die in het referentiescenario waar enkel tuinafval ingezameld wordt via het recyclagepark en dus een groter aantal jaarlijks trips per huishouden naar het recyclagepark wordt gemodelleerd. In scenario's A2 en A3 wordt ook dit minimumscenario van inzameling van tuinafval via het recyclagepark gemodelleerd, dus is de netto tijdskost nul.



Figuur 16: Sociale impacten per inzamelscenario (HAH) en verwerkingsscenario (a/b) voor bioafval

4.5 ALTERNATIEVE INZAMELFREQUENTIES

Er worden twee variaties gemodelleerd, met verschillende inzamel frequenties:

- Variatie 1: tweewekelijkse inzameling van bioafval & driewekelijkse inzameling van huisvuil
- Variatie 2: wekelijkse inzameling van bioafval & driewekelijkse inzameling van huisvuil

Aangezien in het Optimo-systeem het bioafval samen wordt ingezameld met het huisvuil, is het niet mogelijk de inzamel frequenties van deze afvalfracties los te koppelen. Deze alternatieve inzamel frequenties worden dus enkel toegepast op de scenario's A1, A2, A3 en A5.

4.5.1 Variatie 1 (frequentie van het huisvuil wordt verlaagd)

De totale maatschappelijke kost in het alternatief scenario wordt gepresenteerd in Figuur 14. In dit alternatief scenario waar enkel de frequentie van het huisvuil wordt verlaagd, treedt er in het algemeen een verbetering op in alle scenario's. In drie scenario's zal er een baat optreden, onafhankelijk van de verwerkingsmethode; A1 en A2 en A5. In scenario A3 wordt nog steeds een maatschappelijke kost gevonden bij de selectieve inzameling van het bioafval. De verlaging van de inzamel frequentie van het huisvuil zorgt voor volgende impactten:

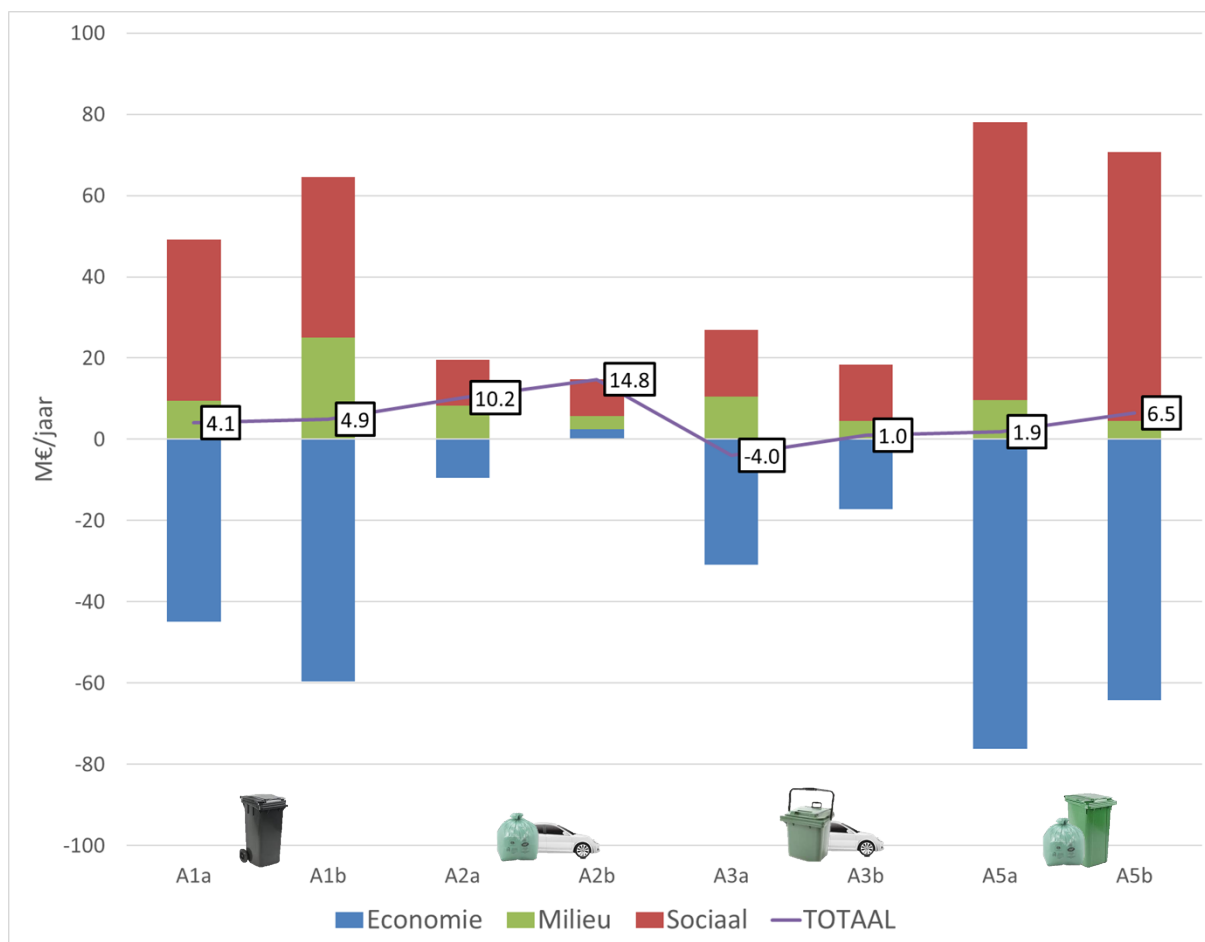
- Een economische kost wordt uitgespaard wanneer er minder inzamelrondes nodig zijn voor het huisvuil (+)

- Het lager aantal inzamelrondes voor het huisvuil zorgt voor een lagere sociale baat door jobcreatie tijdens deze inzamelronde (-)
- De hogere participatiegraad (door lagere inzamelfrequentie van het huisvuil) voorkomt meer verbranding van bioafval en zorgt voor meer selectieve verwerking van het bioafval, dit leidt netto tot een grotere milieubaat (+)

De verlaging van de inzamelfrequentie van het huisvuil zorgt voor een hogere participatiegraad voor de selectieve inzameling van bioafval, dit zorgt op zijn beurt voor een grotere vermindering van de jaarlijkse gemiddelde restafvalproductie (Tabel 48).

Tabel 51: Hoeveelheid bioafval dat uit het huisvuil verdwijnt per scenario (alternatief geval 1)

Inzamelscenario	kg/inwoner/jaar
A1	22,5
A2	6,9
A3	11,8
A5	15,1



Figuur 17: Totale maatschappelijke kosten/baten per inzamelscenario en verwerkingsscenario (a/b) voor bioafval, alternatief inzamelrequentie 1 (HAH)

4.5.2 Variatie 2 (bioafval wekelijks, huisvuil driewekelijks)

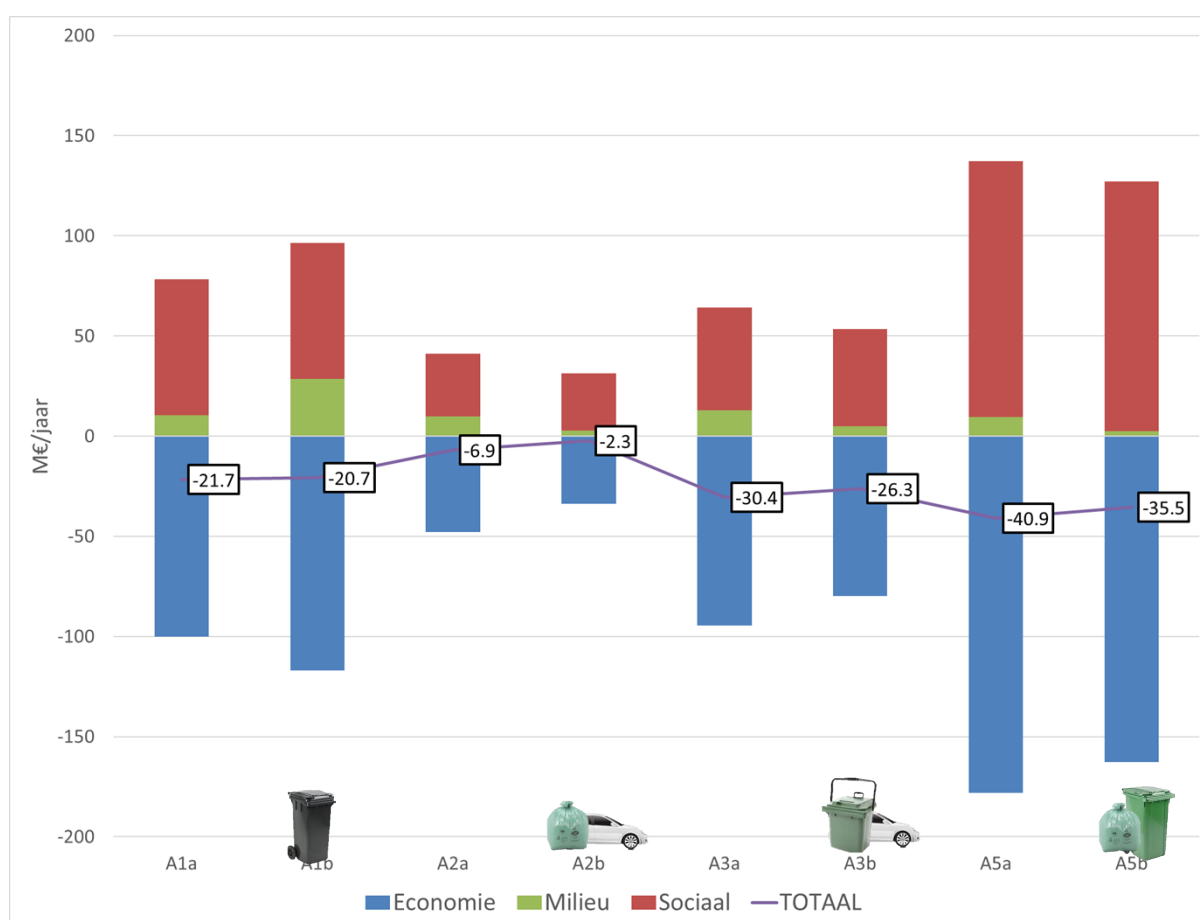
Figuur 15 toont de maatschappelijke kosten en baten per scenario wanneer de inzamelrequentie van het bioafval zou toenemen tot wekelijks, en de inzamelrequentie van het huisvuil afnemen tot driewekelijks. De resultaten zijn verslechtert ten opzichte van de resultaten uit het basisscenario, dit is te wijten aan:

- Een grotere inzamelkost, aangezien het bioafval nu wekelijks wordt ingezameld. Deze toenemende inzamelkost weegt zwaarder door dan de verlaging van de inzamelrequentie van het huisvuil (-); er worden 52 inzamelrondes gemodelleerd voor het bioafval tegen een vermindering van het aantal inzamelrondes van het huisvuil met 9 (van 26 naar 17). Dit is zeker relevant in scenario A5 waar twee aparte ophaalrondes worden gemodelleerd.
- Meer inzamelrondes in totaal zorgt voor een grotere sociale baat door de jobcreatie tijdens deze inzamelrondes (+).
- De hogere participatiegraad voorkomt meer verbranding van bioafval en zorgt voor meer selectieve verwerking van het bioafval, dit leidt netto tot een grotere milieubaat (+).

De verlaging van de inzamelrequentie van het huisvuil en verhoging van de inzamelrequentie van het bioafval zorgt voor een hogere participatiegraad voor de selectieve inzameling van bioafval dit zorgt op zijn beurt voor een grotere vermindering van de jaarlijkse gemiddelde restafvalproductie (Tabel 49).

Tabel 52: Hoeveelheid bioafval dat uit het huisvuil verdwijnt per scenario (alternatief geval 2)

Inzamelscenario	kg/inwoner/jaar
A1	34,8
A2	16,7
A3	21,6
A5	24,9



Figuur 18: Totale maatschappelijke kosten/baten per inzamelscenario en verwerkingsscenario (a/b) voor bioafval, alternatieve inzamelfrequentie 2 (HAH)

De toenemende inzamelfrequentie van het bioafval zorgt vooral voor een grote toename van de maatschappelijke kost in scenario A5 (twee aparte ophaalrondes), dit scenario behaalt de grootste maatschappelijke kost. De laagste maatschappelijke kost wordt gevonden in scenario A2.

4.6 SENSITIVITEITSANALYSE

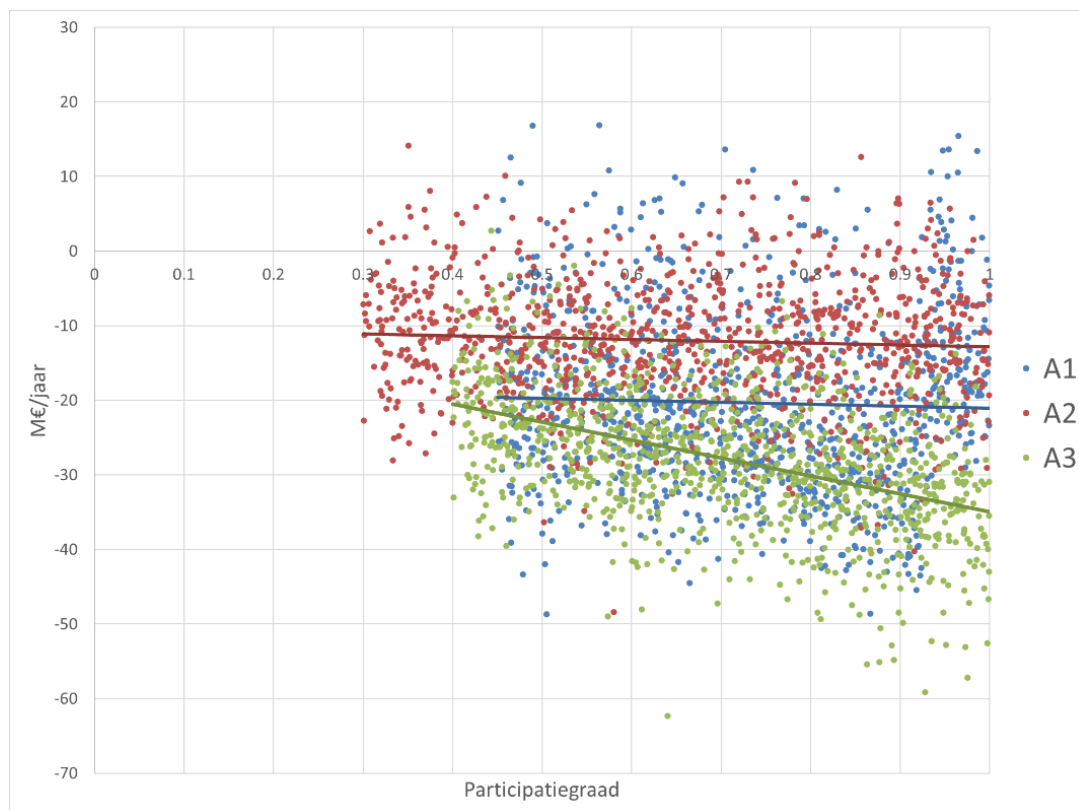
Ter vereenvoudiging van de figuren die de sensitiviteitsanalyses weergeven, wordt per inzamelscenario een 50/50 verwerking gemodelleerd van de twee verwerkingsmethoden die mogelijk zijn per inzamelscenario. Er zijn enkele parameters die zwaar wegen op de resultaten, de belangrijkste zijn:

- Parameters gelinkt aan tijdkost om naar recyclagepark te gaan
- Participatiegraad keukenafval
- Snelheid vuilniswagen in stedelijk gebied

De invloed van de participatiegraad en snelheid in stedelijk gebied worden met een sensitiviteitsanalyse onderzocht. In de modellering wordt een factor toegevoegd op de hoeveelheid bioafval dat niet langer wordt thuis gecomposteerd en aangeboden voor inzameling of omgekeerd het bioafval dat naar thuiscomposteren verdwijnt. Deze factor blijkt geen belangrijke invloed te hebben op de resultaten, en wordt niet verder besproken in de sensitiviteitsanalyse.

4.6.1 Participatiegraad keukenafval

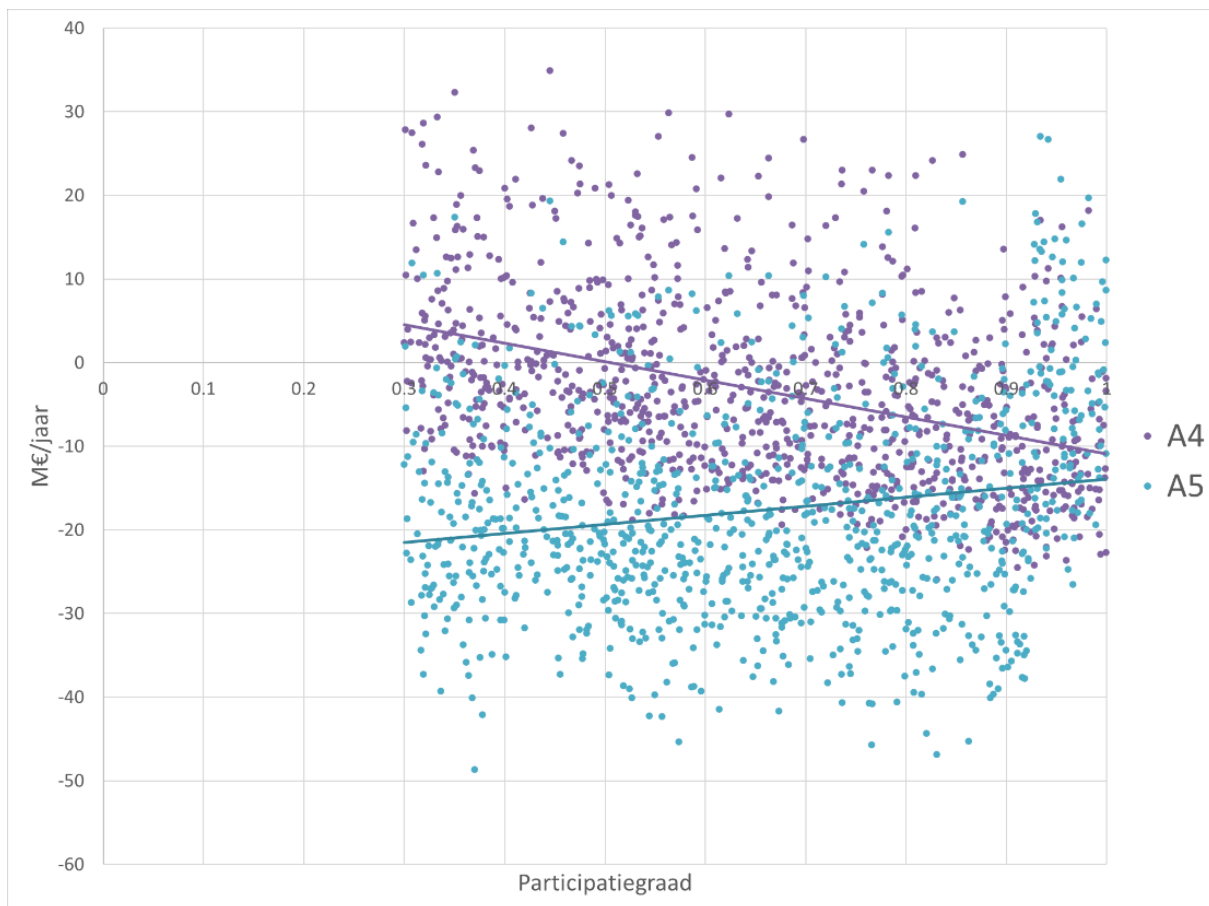
De participatiegraad, per scenario, wordt gevarieerd tussen de participatiegraad die vandaag wordt verwacht (die gepresenteerd wordt in Tabel 15) tot 100%. Om de figuren duidelijk te maken, worden de resultaten opgesplitst in twee figuren; één (a) met scenario's A1, A2 en A3 (Figuur 16), een ander figuur (b) met scenario's A4 en A5 (Figuur 17).



Figuur 19: Sensitiviteitsanalyse participatiegraad (a)

De participatiegraad heeft duidelijk een invloed op de uiteindelijke maatschappelijke kost van de selectieve inzameling, maar er blijft veel residuele onzekerheid over dankzij andere gevoelige parameters. In de meeste scenario's neemt de totale maatschappelijke kost toe met de participatiegraad (wel zeer beperkt bij scenario's A1 en A2); de economische kosten wegen zwaarder door dan de extra milieubaten bij toenemende participatiegraad. Bedenk wel dat de hoeveelheid selectief ingezameld bioafval toeneemt bij stijgende participatiegraad, dus dat de maatschappelijke kost per ton bioafval wel afneemt met toenemende participatiegraad.

In alle scenario's, behalve A3, zijn er over de hele range van participatiegraad data punten boven de x-as te vinden, wat een maatschappelijke baat voorstelt. Afhankelijk van de andere gevoelige parameters kan er dus wel in sommige gevallen al een maatschappelijke baat optreden in al deze scenario's.



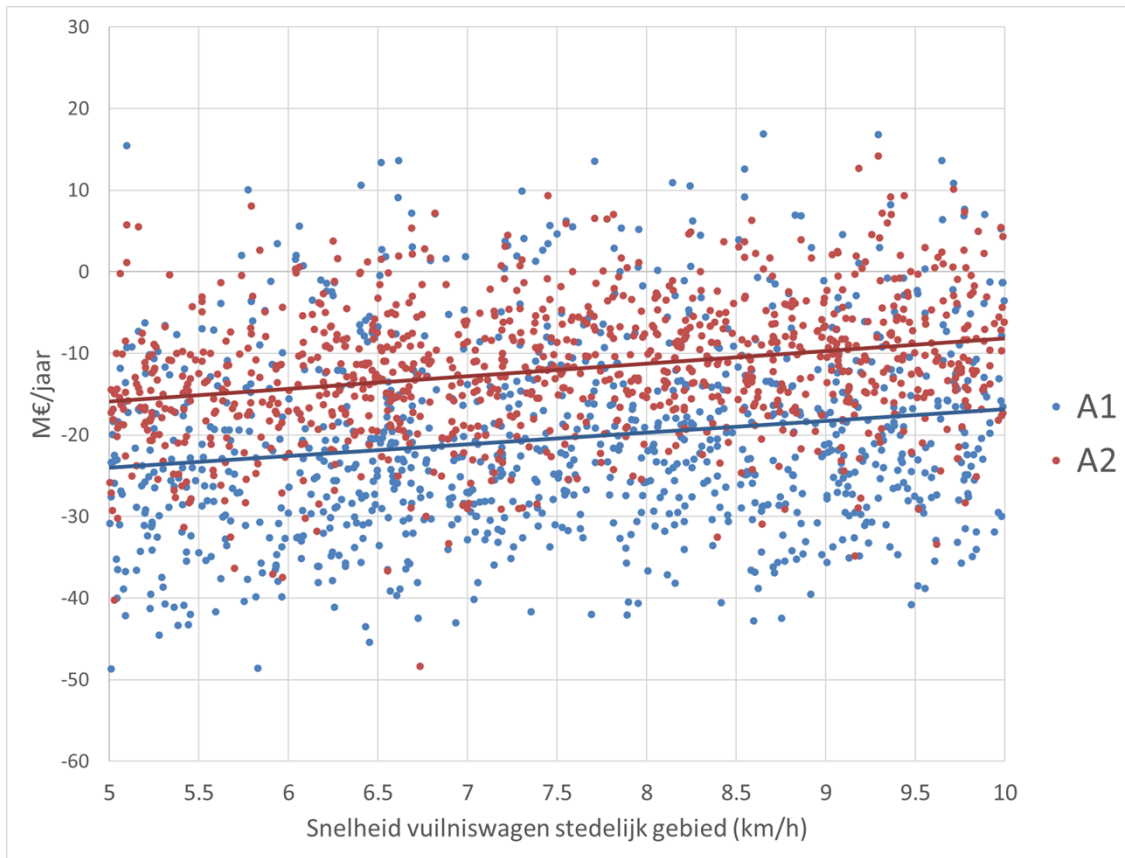
Figuur 20: Sensitiviteitsanalyse participatiegraad (b)

4.6.2 Snelheid vuilniswagen in stedelijk gebied

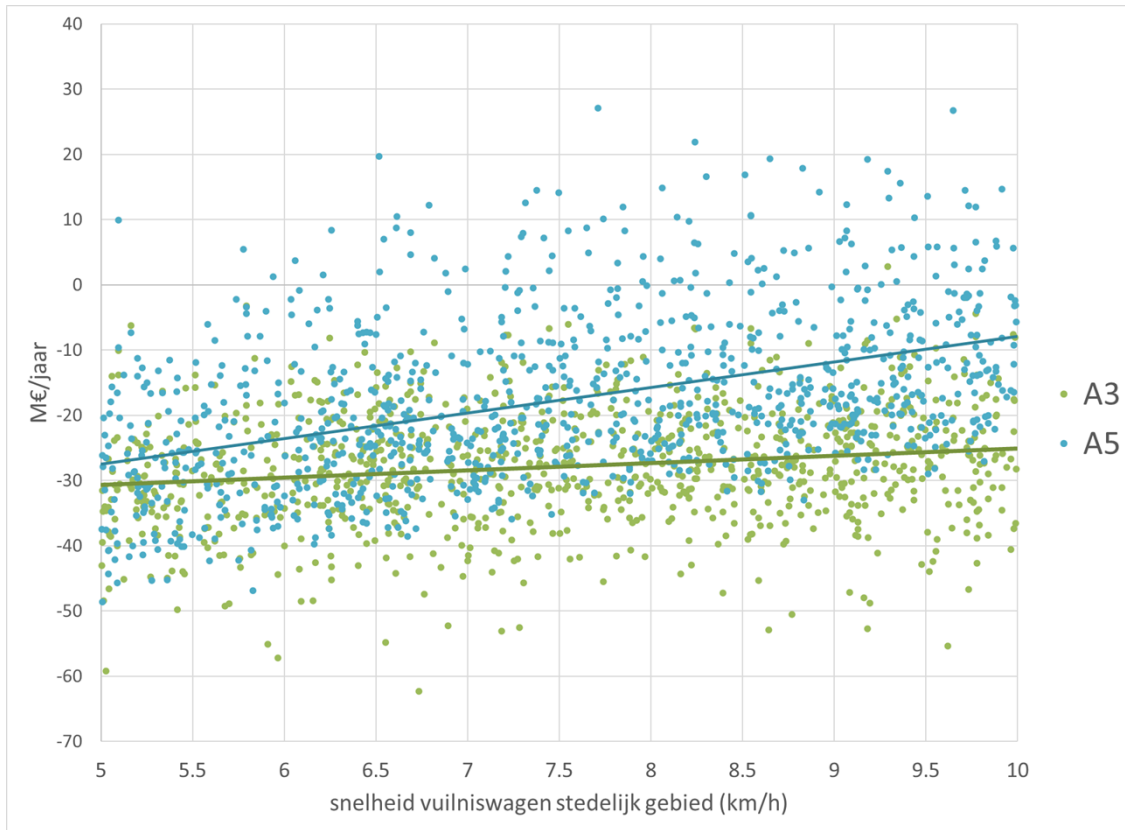
De resultaten worden opnieuw gesplitst in twee figuren. Scenario A4 is niet terug te vinden in deze sensitiviteitsanalyse. Aangezien in dit scenario de verschillende afvalfracties tegelijkertijd worden ingezameld, wordt er geen range verwacht op de snelheid die deze vuilniswagen kan halen en wordt hiervoor altijd een vaste waarde gebruikt die lager ligt dan in de andere scenario's.

In alle scenario's zal de maatschappelijke kost dalen bij grotere snelheid van de vuilniswagen in stedelijk gebied; de inzamelronde wordt efficiënter en dus daalt de inzamelkost per ton bioafval. De grootste helling van de

trendlijnen wordt gevonden in scenario A5, het scenario dat het meest afhankelijk is van de inzamelkost aangezien er hier twee inzamelrondes worden gemodelleerd.



Figuur 21: Sensitiviteitsanalyse snelheid vuilniswagen (a)



Figuur 22: Sensitiviteitsanalyse snelheid vuilniswagen (b)

5 RESULTATEN STERK STEDELIJK GEBIED

In dit hoofdstuk worden de resultaten gepresenteerd van de MKBA rond selectieve inzameling van huishoudelijk bioafval, toegepast in sterk stedelijk gebied. De totale maatschappelijke impact per scenario wordt gepresenteerd en besproken, en vervolgens wordt dieper ingegaan in de verschillende impacten (economie, milieu & sociaal).

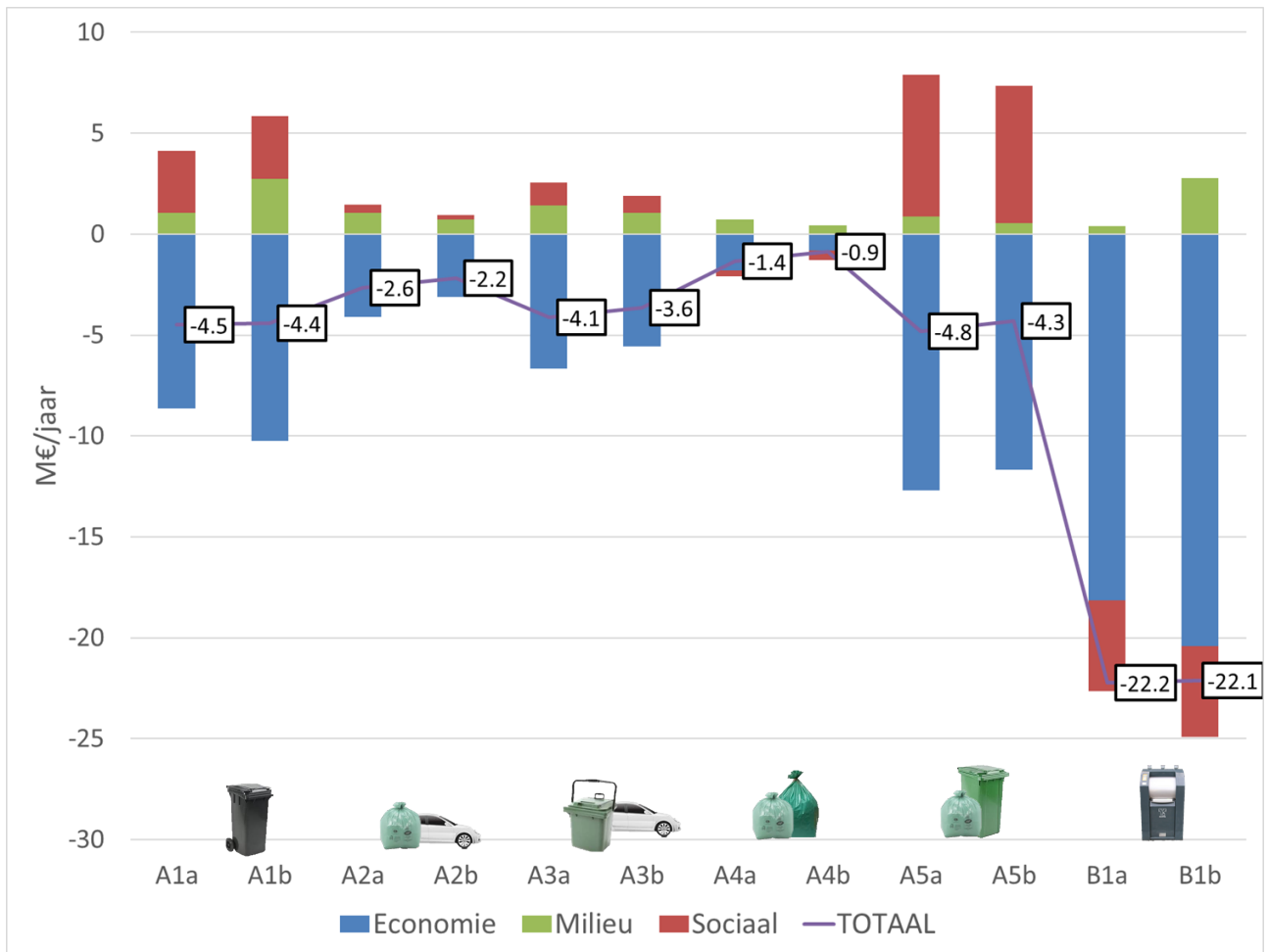
Enkele parameters worden gemodelleerd gebruik makend van een range, onderstaande resultaten worden berekend met de gemiddelde waarde van deze ranges. Parameters die een belangrijke invloed blijken te hebben op de resultaten (door hun belang in de modellering, of door de grote onzekerheid op de waarde van deze parameter) worden later meer in detail bekeken in de sensitiviteitsanalyse.

De resultaten met maatschappelijke impacten (economie, milieu, sociaal) worden gepresenteerd als delta-grafieken; per scenario wordt de delta met het referentie-scenario getoond (bv. de economische pijler omvat onder andere de inzamelingskost van het bioafval, en ook de vermeden inzamelingskost van dit bioafval bij het huisvuil). Op de x-as staan alle mogelijke inzamel- en verwerkingsscenario's, op de y-as wordt de jaarlijkse kost/baat in miljoen € getoond.

Een positieve waarde betekent een maatschappelijke baat, een negatieve waarde een maatschappelijke kost. Ter herinnering: het brengsysteem op korte afstand is enkel relevant in sterk stedelijk gebied. Dus wordt dit inzamelsysteem, net als alle andere inzamelscenario's (A1 – A5) in dit deel gemodelleerd, enkel toegepast in deze sterk stedelijke gebieden.

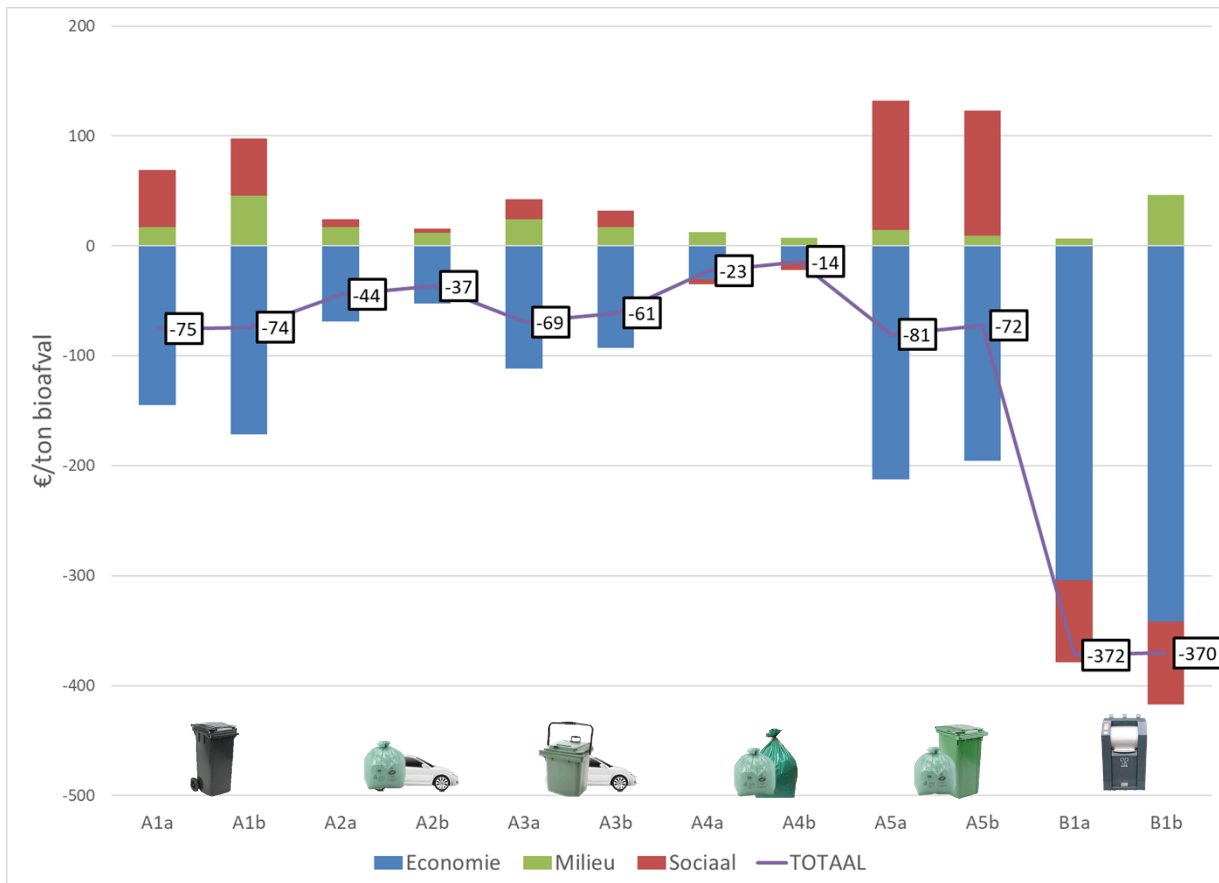
5.1 TOTALE MAATSCHAPPELIJKE IMPACT

De totale maatschappelijke impact per scenario wordt weergegeven in Figuur 20. In alle scenario's wordt een maatschappelijke kost bekomen. Het brengsysteem scoort opmerkelijk slechter dan de andere scenario's waar het bioafval via huis-aan-huis inzameling wordt ingezameld. In alle scenario's wordt een economische kost en milieubaat gevonden, de netto sociale impact kan een kost of baat zijn.



Figuur 23: Totale maatschappelijke kosten/baten per inzamelscenario (brengsysteem) en verwerkingsscenario (a/b) voor bioafval

De maatschappelijke kost per ton bioafval wordt ook weergegeven in Figuur 21, deze ligt enkele malen hoger dan de maatschappelijke kost per ton die wordt gevonden bij de scenario's toegepast in heel Vlaanderen.



Figuur 24: Totale maatschappelijke kosten/baten per ton selectief ingezameld bioafval per inzamelscenario (brengsysteem) en verwerkingsscenario (a/b) voor bioafval

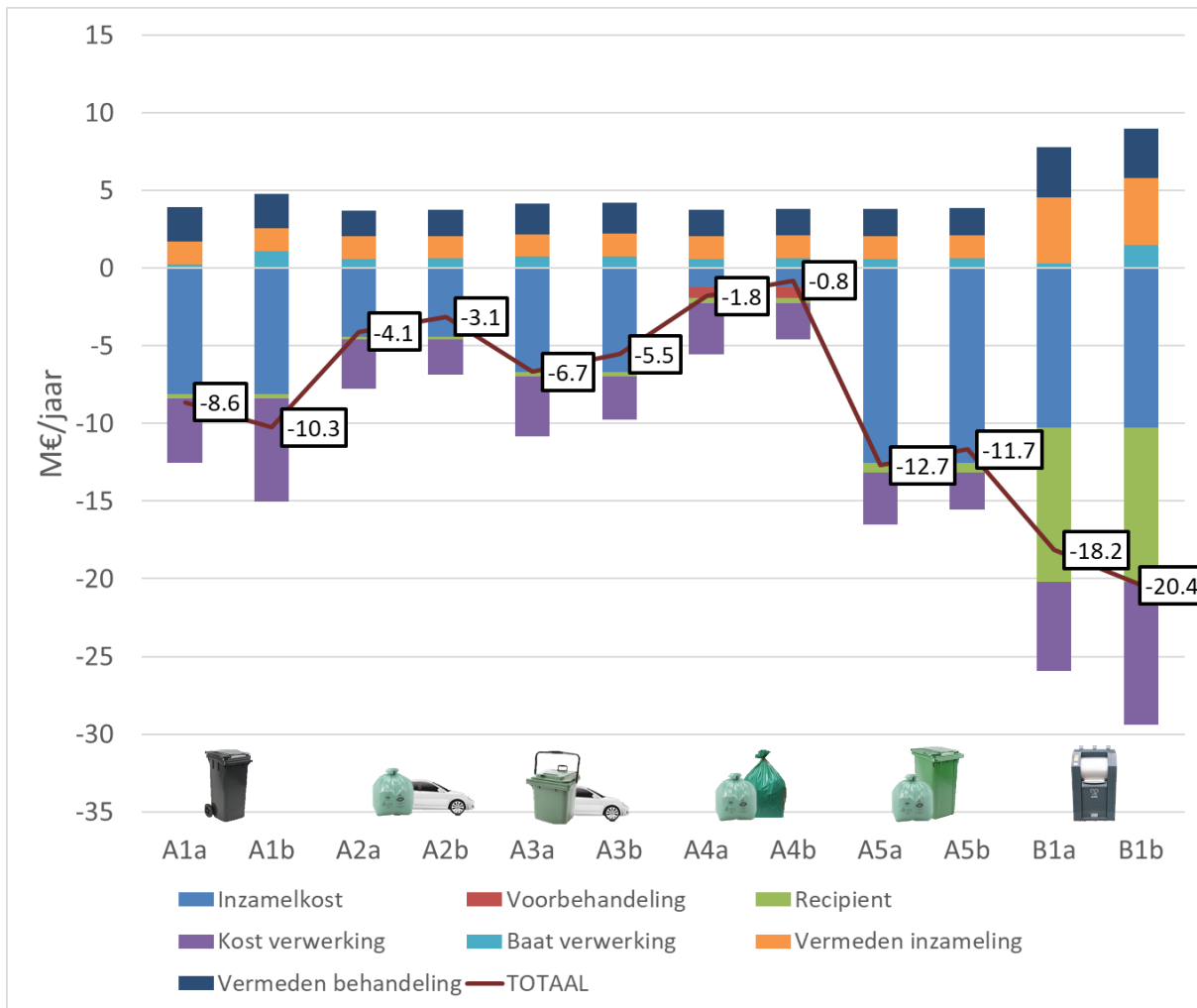
5.2 ECONOMISCHE IMPACTEN

5.2.1 Totale economische impact

De totale economische kost per scenario wordt weergegeven in Figuur 22, opnieuw worden enkele impacten gegroepeerd ter vereenvoudiging van de figuur:

- **Inzamelkost:** omvat inzameling via huis-aan-huis en via recyclagepark
- **Voorbehandeling:** kost voor scheuren van de plasticen zakken, en sorteerstap bij Optimo-systeem
- **Kost/baat verwerking:** kosten en baten van de verwerking van al het ingezameld bioafval (gft, keukenafval en/of tuinafval)
- **Vermeden inzameling:** de vermeden inzameling van keukenafval en een klein deel van het tuinafval bij het huisvuil, en het tuinafval dat via het recyclagepark wordt ingezameld.
- **Vermeden behandeling:** de kosten/baten van het keukenafval en een klein deel van het tuinafval dat met het restafval naar de verbrandingsinstallatie gaat, en het tuinafval dat verwerkt wordt via groencompostering.

De vermeden inzameling bij het brengsysteem is enkele malen groter dan die bij de huis-aan-huis inzamelscenario's, omdat deze anders wordt gemodelleerd: bij het brengsysteem wordt de huisvuilronde afgeschaft, de volledige kost van de oorspronkelijke ronde wordt vermeden. Deze kost wordt vermenigvuldigd met het aandeel bioafval in het huisvuil. Een belangrijke kost bij het brengsysteem is die van het recipiënt (de ondergrondse container).



Figuur 25: Totale economische kost/baat per inzamelscenario (brengsysteem) en verwerkingsscenario (a/b) voor bioafval

De kleinste economische kost wordt opnieuw gevonden bij het Optimo-systeem, waar het bioafval samen met andere afvalfracties wordt ingezameld.

5.2.2 Inzamelkost

De inzamelkost per ton bioafval wordt gepresenteerd in Tabel 50, in de meeste gevallen wordt een kleinere inzamelkost gevonden dan de situatie in heel Vlaanderen. In (sterk) stedelijk gebied wordt gemiddeld meer keukenafval aangeboden voor inzameling dan in landelijk gebied, en wonen er relatief meer mensen in appartementen waar meerdere zakken tegelijk ingezameld kunnen worden. Deze effecten zorgen voor een efficiëntere inzameling. Er wordt wel trager gereden in sterk stedelijk gebied, maar het netto effect blijkt een verlaging van de inzamelkost in te houden.

In scenario A4 (het Optimo-systeem) wordt de totale inzamelkost gemodelleerd en gealloceerd naar het bioafval, op basis van het relatief gewicht van deze afvalfractie in de vuilniswagen. Deze allocatiefactor ligt lager in sterk stedelijk gebied, omdat hier minder tuinafval wordt geproduceerd. Het bioafval neemt dus een kleiner deel in van het totale gewicht in de vuilniswagen, de inzamelkost per ton bioafval ligt dus lager dan in het scenario voor heel Vlaanderen.

In het geval van aparte inzameling van tuinafval (scenario A5) wordt wel een hogere inzamelkost per ton gevonden, dit is te wijten aan de kleinere hoeveelheid tuinafval dat wordt aangeboden in sterk stedelijk gebied. Er wordt per inzamelronde minder ingezameld, dus ligt de kost per ton hoger.

Tabel 53: Inzamelkost van huis-aan-huis inzameling (€/t bioafval) per scenario in sterk stedelijk gebied

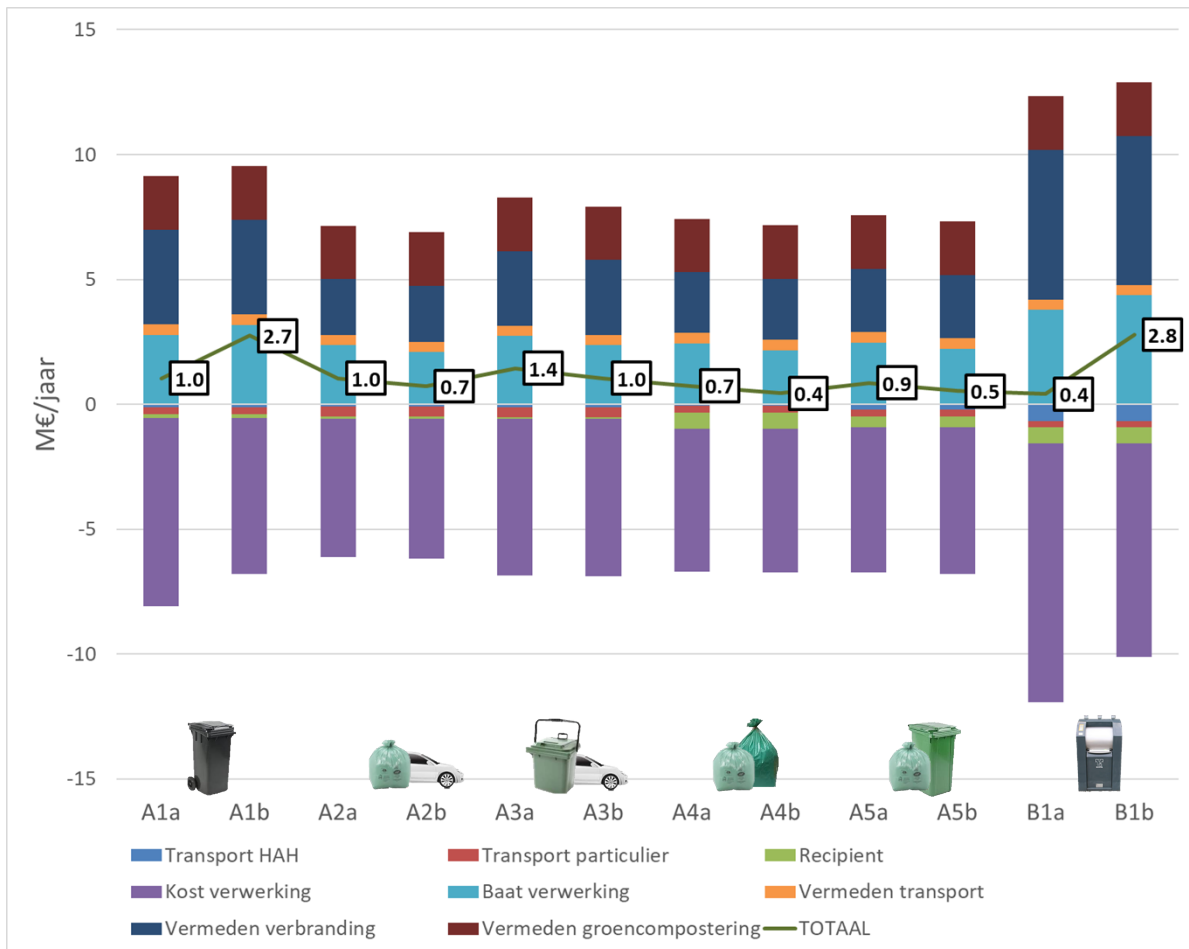
Afvalfractie	Inzamelkost HAH (€/t bioafval)					
	A1	A2	A3	A4	A5	B1
Gft	145					132
Keukenafval		219	246	30	219	
Tuinafval				30	318	

5.3 MILIEU IMPACTEN

De milieu-impacten worden gepresenteerd in Figuur 23, de trend is zeer gelijkaardig aan de resultaten die worden gevonden in de inzamelscenario's toegepast in heel Vlaanderen.

De grootste milieubaat wordt gevonden in A1b en B1b waar gft wordt verwerkt via voorvergisting met nacompostering, deze technologie levert biogas en compost met al hun bijhorende baten. Deze technologie toegepast op gft levert meer milieuvoordelen dan toegepast op keukenafval, aangezien er meer materiaal vergist wordt en er dus meer biogas geproduceerd wordt.

In het brengsysteem wordt meer bioafval selectief ingezameld, dus zijn de verschillende impacten groter in absolute waarde. In tegenstelling tot de economische kost van de ondergrondse containers, is de milieukost van deze containers zeer beperkt.



Figuur 26: Totale milieu-impact per inzamelscenario (brengsysteem) en verwerkingsscenario (a/b) voor bioafval

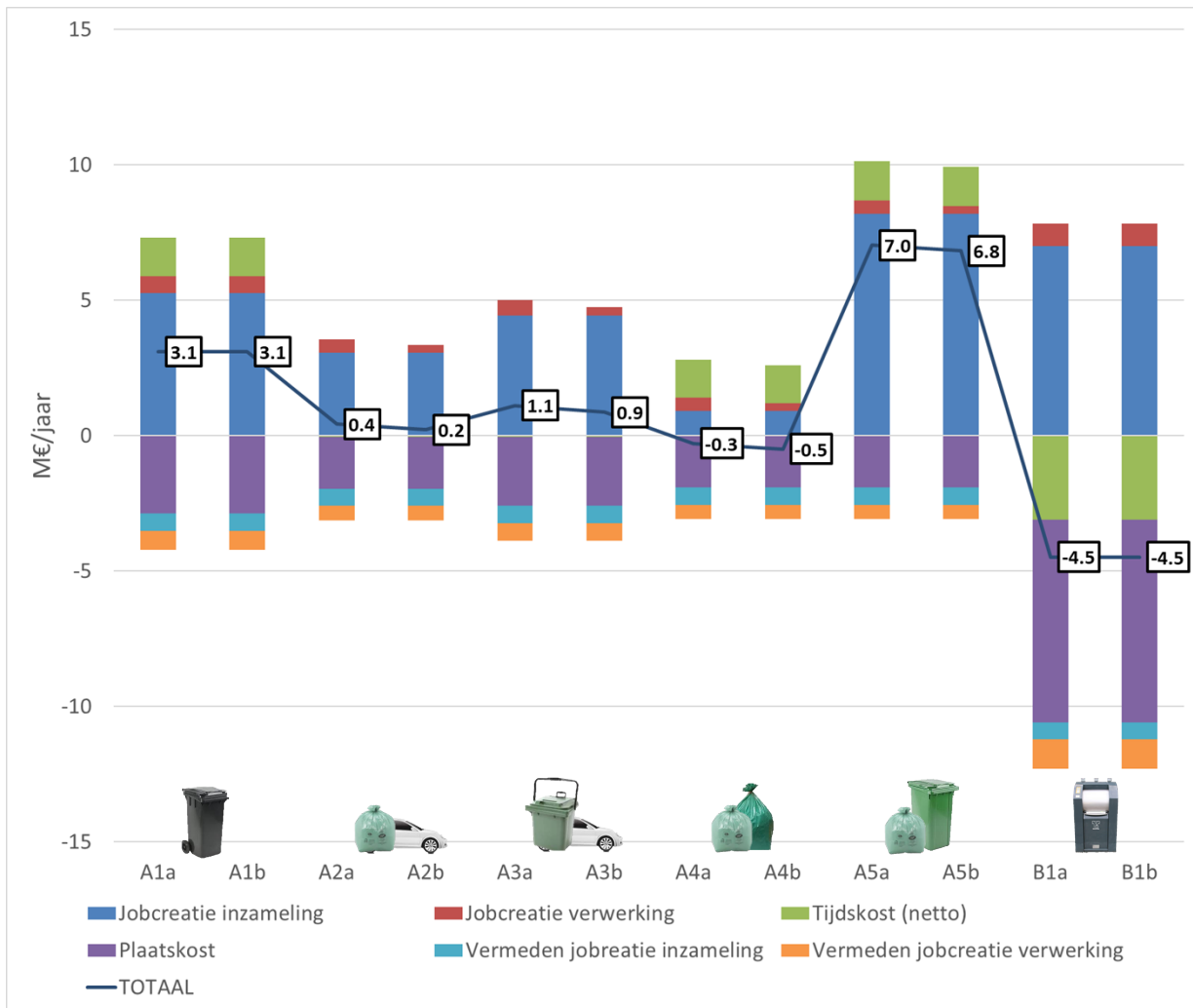
In scenario's waar keukenafval apart wordt ingezameld, kan dit keukenafval verwerkt worden via voorvergisting met nacompostering of vergisting. De grootste milieubaat wordt gevonden wanneer dit keukenafval wordt verwerkt via deze eerste keuze.

5.4 SOCIALE IMPACTEN

De sociale impacten worden gepresenteerd in Figuur 24. In tegenstelling tot de eerdere resultaten wordt niet in elk scenario een sociale baat gevonden. In scenario A4 en B1 wordt een netto sociale kost gevonden. In scenario B1 is dit te wijten aan de tijdskost die optreedt voor de burgers die zich verplaatsen naar het brengsysteem, en de kost van plaatsinname door de ondergrondse containers. In alle scenario's wordt de kost van plaatsinname relatief belangrijker, aangezien er in sterk stedelijk gebied meer mensen in een appartement wonen (waar deze kost door plaatsinname optreedt).

In scenario A4 (Optimo-systeem) worden minder inzamelkosten gealloceerd naar het bioafval (zie hierboven), dus ook minder jobcreatie ten gevolge van deze inzameling. Als gevolg is de sociale baat door 'jobcreatie inzameling' zeer klein in scenario A4.

Opnieuw wordt de grootste sociale baat gevonden in scenario A5, dankzij de grote baat door jobcreatie tijdens de twee inzamelrondes die nodig zijn ter inzameling van het keukenafval enerzijds, en het tuinafval anderzijds.



Figuur 27: Totale sociale impact per inzamelscenario (brengsysteem) en verwerkingsscenario (a/b) voor bioafval

6 ECONOMETRISCHE ANALYSE DIFTAR

6.1 INLEIDING

Deze analyse werd uitgevoerd in de context van een grotere studie die uitbesteed werd door de OVAM aan RDC Environment. De Universiteit Antwerpen - onderaannemer van RDC Environment – verzorgde deel 2. Dit deel houdt de econometrische analyse van de tarifiering van de inzameling van huisvuil en groente- en fruit- en tuinafval (gft) in. Bedoeling is elasticiteiten te schatten en aan te bevelen hoe gft beter uit het huisvuil gesorteerd kan worden. “Elasticiteiten” is een term gebruikt in de economie die aangeeft hoe gevoelig de vraag is voor prijswijzigingen. Een prijselastische vraag zal meer dan evenredig reageren op een prijswijziging, een prijsinelastische vraag minder dan evenredig. Kruislingse prijselasticiteit geeft aan hoe de prijswijziging van product X een invloed heeft op de vraag naar product Y. In de context van deze studie: hoe een prijswijziging voor de selectieve inzameling van gft invloed heeft op de vraag naar inzameling van huisvuil.

De leiding van het project werd bij de Universiteit Antwerpen verzorgd door prof. dr. Steven Van Passel. De uitvoering werd ondersteund door dr. Loïc De Weerd.

De studie is als volgt opgebouwd: eerst wordt er een overzicht van de bestaande relevante wetenschappelijke literatuur voorgesteld. Nadien bouwen we een econometrische model om de ingezamelde hoeveelheid huisvuil te verklaren. Dit model laat toe inzicht te verwerven in hoe huishoudens afval produceren en hoe huishoudens sorteerbekeuzes maken. Bovendien helpt het model ook onze latere interpretatie van coëfficiënten te staven. De titel over de data stelt de primaire en secundaire data voor. Voor de studie koppelen we primaire data aan o.a. socio-economische data. Vervolgens stellen we onze schattingen voor en besluiten we hoe gft optimaal uit het huisvuil gesorteerd kan worden.

6.2 LITERATUUR

De inzameling van huishoudelijk afval is uitgebreid bestudeerd in de wetenschappelijke literatuur. Uit die literatuur blijkt dat de meeste beleidsmakers streven naar het “de vervuiler betaalt” principe door de introductie van “pay-as-you-throw” mechanismen. Ook in Vlaanderen vindt die transitie plaats, o.a. door de invoering van het diftarsysteem. Niettegenstaande, de selectieve inzameling van huishoudelijk bioafval, bestaande uit groente-, fruit- en tuinafval (gft) en groenafval, is nog niet veralgemeend in Vlaanderen. De meerderheid van de gemeenten, ongeveer twee derde, biedt een selectieve huis-aan-huis- of wijkinzameling van gft aan (zgn. gft-regio). De overige Vlaamse gemeenten, bevolkt door twee miljoen inwoners, focussen op de selectieve inzameling van groenafval en op de thuiscompostering van gft (zgn. groenregio) (OVAM, 2012).

Het inzamelen van gft in groenregio’s zou kunnen leiden tot de inzameling van meer homogeen huisvuil. Andersson en Stage (2018) vinden dat een afzonderlijke inzameling van biologisch keukenafval erg doeltreffend is in het reduceren van huisvuil. Huishoudens de mogelijkheid geven te sorteren – eventueel in combinatie met gedifferentieerde inzameltarieven – zou dus kunnen leiden tot een vermindering van huisvuil. Die vermindering van huisvuil hangt uiteraard samen met de alternatieven die huishoudens ter beschikking hebben, bv. thuiscompostering. In 2012 deed het grootste deel (52%) van de huishoudens in Vlaamse groenregio’s aan thuiscompostering (OVAM, 2012). Bijgevolg moeten we een eventuele vermindering van huisvuil na het invoeren van een selectieve gft-inzameling in groenregio’s niet overschatten. Dat komt omdat de meeste huishoudens in die groenregio’s hun gft al sorteren en zelf composteren, de participatiegraad zal na een invoering van een selectieve gft-inzameling wellicht laag zijn.

In gft-regio's wordt gft ingezameld volgens het "pay-as-you-throw" principe. Zoals beschreven door Sasao et al. (2021) kan het "Pay-as-you-throw" principe m.b.v. vier prijsmechanismen worden toegepast: (I) huishoudens betalen een jaarlijkse vaste bijdrage voor de inzameling van hun afval, (II) afval wordt enkel ingezameld wanneer het in specifiek daartoe voorbestemde tariefzakken zit, (III) huishoudens betalen een vaste prijs per lediging van hun afvalcontainer, (IV) huishoudens betalen per kg afval die wordt ingezameld. In Vlaanderen zamelen de meeste gemeenten volgens het tweede en vierde prijsmechanisme gft in. Merk op dat er geen Vlaamse retributieregelgeving bestaat omtrent de selectieve inzameling van gft, gemeenten kiezen dus zelf het gehanteerde prijsmechanisme. Een minderheid van gemeenten maakt gebruik van het eerste of derde prijsmechanisme, of een combinatie van prijsmechanismen.

De verschillende prijsmechanismen zijn uitgebreid bestudeerd in de literatuur, vaak met een specifieke focus op huisvuil. Niettegenstaande, stellen we in onderstaand literatuuroverzicht ook resultaten voor m.b.t. de doeltreffendheid van de verschillende prijsmechanismen om bioafval beter te sorteren, zoals bestudeerd door Lee en Jung (2017).

Allers en Hoeben (2009) vinden dat de invoering van tariefzakken in Nederland leidt tot een vermindering van het selectief ingezamelde huishoudelijk afval. Gemiddeld gezien daalt het ingezamelde huisvuil met 28% en het selectief ingezamelde bioafval met 43%. Tariefzakken blijken huishoudens te stimuleren hun bioafval zelf te composteren (Reschovsky en Stone, 1994; Folz en Giles, 2002; Bench et al. 2005). Fullerton en Kinnaman (1996), die onderzoek doen naar de inzameling van huishoudelijk afval in de VS, concluderen dat het ingezamelde afval het meest gereduceerd wordt wanneer de inzamelprijs afhangt van het aangeboden gewicht. In de context van deze studie houdt dat een betere uitsortering van gft, en waarschijnlijk een verhoogde graad van thuiscompostering in. Nadien is de verhoogde afvalreductie ten gevolge van een gewicht gebaseerde prijs vaak bevestigd geweest, ofschoon we onderstaand inzichten bespreken die nuance aanbrengen in deze conclusie.

Eerst en vooral moet er een onderscheid gemaakt worden tussen de dynamieken die een gewicht of volume gebaseerde prijs teweegbrengt (Watkins et al., 2012). De doeltreffendheid van een gewicht gebaseerde prijs is tweeledig: (I) de prijszetting zorgt voor een reductie van het aangeboden afval, (II) gedifferentieerde prijzen voor de inzameling van afvalstromen leiden tot een verbeterde uitsortering. De opzet van deze studie is vooral om de tweede dynamiek – een betere uitsortering met als gevolg een reductie van huisvuil – in Vlaanderen te bestuderen.

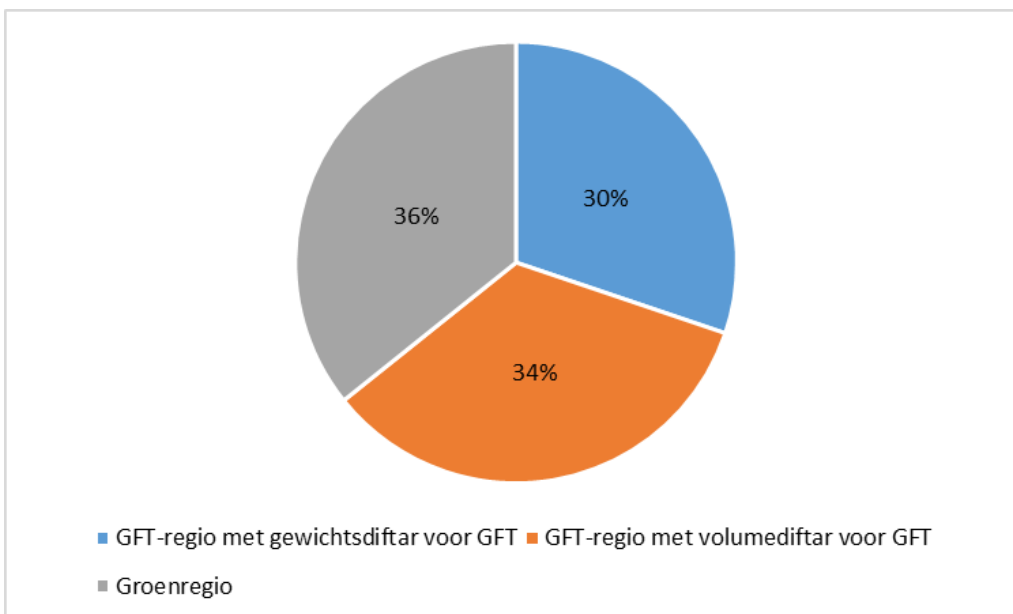
Watkins et al. (2012) wijzen terecht op het feit dat inzameltarieven over het algemeen niet te hoog mogen liggen, dat zou immers leiden tot illegaal storten van afval. Gelijkaardige resultaten werden gevonden door Dijkgraaf en Gradus (2004) die onderzoek doen naar huishoudelijke afvalstromen in Nederland. Dijkgraaf en Gradus (2004) bestuderen niet alleen huisvuil maar ook PMD- en bioafval. Ze concluderen dat huishoudens hun bioafval sterker reduceren (-60%) dan andere afvalstromen (-40%) na de introductie van een gewicht gebaseerde prijs voor alle huishoudelijk afval. Hoogstwaarschijnlijk wordt deze dynamiek gedreven door het gratis alternatief van thuiscompostering voor huishoudens met een tuin. Anderzijds, wanneer een gewicht gebaseerde prijs geïntroduceerd wordt voor alle huishoudelijk afval maar bioafval gratis wordt ingezameld, stijgt het gewicht van selectief ingezameld bioafval (+36%). Dit wordt waarschijnlijk gedreven door een betere uitsortering van afvalstromen, maar eventueel ook door het "dumpen" van bv. huisvuil in de zak of container voor bioafval. In hun onderzoek controleren Dijkgraaf en Gradus (2004) of gemeenten die vrijwillig een gewicht gebaseerde prijs invoeren, bevolkt zijn door burgers die inherent meer gemotiveerd zijn om hun afval beter te sorteren of te reduceren. Ze controleren deze inherente motivatie van gemeenteburgers door de verkiezingsuitslag van de laatste gemeenteraadsverkiezingen te betrekken in de analyse. In gemeenten waar de groene partij sterk vertegenwoordigd is, blijken burgers hun afval sterker te reduceren. Daaruit volgt dat de impact van de invoering van een gewicht gebaseerde prijs overschat zou kunnen worden indien men geen rekening houdt met de heterogene motivatie van burgers van verschillende gemeenten om afval te reduceren.

Meer recent werd een studie uitgevoerd door Bel en Gradus (2016). Zij stellen een meta-regressie voor en bevestigen de narratieve meta-analyse van Kinnaman (2006). De vraag naar inzameling van huishoudelijk afval dat via een “pay-as-you-throw” principe ingezameld wordt is in het algemeen inelastisch, d.w.z. dat de vraag minder dan evenredig wijzigt. Opgemerkt moet worden dat de introductie van gewicht gebaseerde prijzen de vraag naar de inzameling van huishoudelijk afval meer minder inelastisch maakt t.o.v. andere pay-as-you-throw mechanismen. Voor bioafval kan zelfs gezegd worden dat de vraag naar selectieve inzameling elastisch wordt na de introductie van gewicht gebaseerde prijzen. Dat blijkt uit de studie van Linderhof et al. (2001), die de selectieve inzameling van bioafval in Nederland onderzoeken en vinden dat de invoering van een gewicht gebaseerde prijs zorgt voor een elastische vraag (-1.39) naar selectieve inzameling van bioafval. Deze elastische vraag wordt volgens hen gedreven door thuiscompostering als gratis alternatief.

We eindigen de literatuurstudie door op te merken dat de resultaten hierboven beschreven steeds de elasticiteiten van de vraag naar afvalinzameling op korte termijn onderzoeken. Op lange termijn zijn de reductie-effecten minder duidelijk. Sasao et al. (2021) en De Jaeger en Eyckmans (2015) die de introductie van gewicht gebaseerde prijzen in Vlaanderen onderzoeken, vinden dat de reductie-effecten van het ingezamelde huisvuil op lange termijn niet bevestigd kunnen worden. Dit wordt bevestigd door Usui en Takeuchi (2014). Hun studie, gebaseerd op Japanse data, geeft aan dat reductie-effecten “eroderen” doorheen de tijd. We merken op dat deze studies de vergelijking maken tussen inzamelmechanismen met op gewicht gebaseerde prijzen en inzamelmechanismen met prijzen per volume.

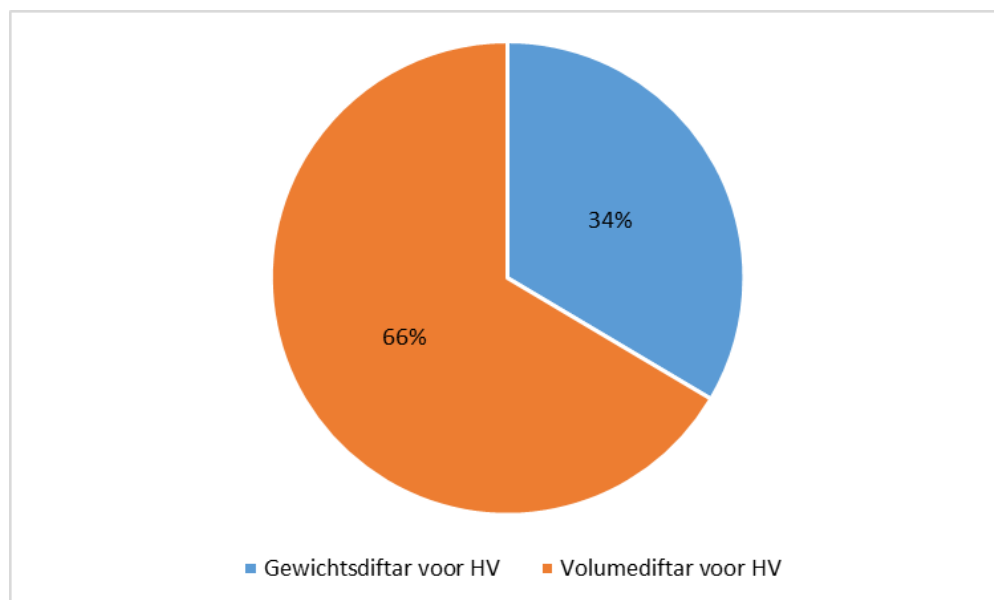
6.3 DATA

De primaire data, verzameld door de OVAM, bestaat uit 828 observaties van Vlaamse gemeenten over een tijdspanne van drie jaar 2017-2019. We spreken over ongebalanceerde paneldata, ongebalanceerd omdat niet elke gemeente een observatie heeft in elk jaar. Figuur 25 geeft aan hoe de 828 observaties verdeeld zijn tussen gft- en groenregio's en geeft aan welk diftarsysteem er geldt voor de selectieve inzameling van gft. Merk op dat wanneer er een gewichtsdiftar geldt, er in 14% van de gevallen ook een vaste prijs per inzameling gevraagd wordt. We noemen dit een aanbiedingskost.



Figuur 28: Diftarsystemen gft

Figuur 26 geeft aan hoe de 828 observaties verdeeld zijn tussen de mogelijke diftarsystemen voor de inzameling van huisvuil. Opvallend is dat de meeste gemeenten tijdens de jaren 2017-2019 nog met een volumediftar werkten. 60% van de gemeenten die met een gewichtsdiftar werkten hanteerde ook een aanbiedingskost – een vaste kost per ophaling bovenop het tarief per kg.



Figuur 29: Diftarsystemen huisvuil

Naast het feit dat gemeenten zich onderscheiden o.b.v. hun diftarsystemen, zijn er ook andere verschillen tussen gemeenten, zoals het gemiddelde inkomen per capita, die een invloed zouden kunnen hebben op de vraag naar de inzameling van huisvuil. Zo betrekken we ook - steeds per gemeente uitgedrukt - het aantal inwoners, het aantal woonsten en aantal appartementen, en de oppervlakte. De oppervlakte van een gemeente laat ons toe de populatiedensiteit te berekenen. Merk op dat we ervoor kiezen geen categorieke variabele stedelijk/landelijk opnemen in de analyse. Het verschil tussen stedelijke of landelijke gebieden zit al op een meer nauwkeurige wijze vervat in de variabelen “populatiedensiteit” en “aandeel appartementen”. Zo betrekken we ook het inzamelrecipiënt niet in de analyse omdat het recipiënt heel erg afhankelijk is van het gehanteerde diftarsysteem. We betrekken de laatste verkiezingsuitslag van de gemeenteraadsverkiezingen niet in de analyse, in tegenstelling tot wat Dijkgraaf en Gradus (2004) doen. Gemeentepartijen zijn typisch kleine lokale partijen die zich niet per se situeren in het klassieke politieke spectrum (links-rechts). Bijgevolg is het quasi onmogelijk een variabele te maken die het procentueel aantal stemmen voor de groene partij aangeeft. Als alternatief hebben we onderzocht of we de Vlaamse verkiezingsuitslag als proxy kunnen gebruiken. Gezien de Vlaamse verkiezingsuitslag slechts op kantonniveau bekend is, is die data niet nauwkeurig genoeg en kiezen we ervoor om geen variabele voor de politieke preferentie in de analyse te betrekken.

Tabel 51 rapporteert de meest interessante beschrijvende statistieken van onze variabelen. In Appendix A worden alle beschrijvende statistieken getoond. Merk op dat we twee observaties in 2019 – Halen en Maaseik – als uitschieters beschouwen en dus niet betrekken in de analyse.

Tabel 54: Uittreksel beschrijvende statistieken

2017	obs.	gem.	SD	min	max
Tarief HV in euro/kg	274	0.20	0.07	0	0.36
kg HV/capita per jaar	274	105	32	52	254
kg HV/woonst per jaar	274	287	99	139	923
Tarief gft in euro/kg	179	0.06	0.06	0	0.25
kg GF/capita per jaar	178	59	29	12	154
kg GF/woonst per jaar	178	163	76	32	407
2018	obs.	gem.	SD	min	max
Tarief HV in euro/kg	274	0.21	0.05	0	0.33
kg HV/capita per jaar	273	105	33	55	255
kg HV/woonst per jaar	273	287	100	137	902
Tarief gft in euro/kg	168	0.07	0.60	0	0.24
kg GF/capita per jaar	159	56	25	11	136
kg GF/woonst per jaar	159	154	67	29	367
2019	Obs.	gem.	SD	min	max
Tarief HV in euro/kg	279	0.21	0.05	0	0.32
kg HV/capita per jaar	279	103	30	55	239
kg HV/woonst per jaar	279	283	94	138	873
Tarief gft in euro/kg	182	0.06	0.06	0	0.24
kg GF/capita per jaar	182	60	28	13	151
kg GF/woonst per jaar	182	164	72	33	388

De ingezamelde gewichten huisvuil en gft die we in de studie gebruiken, zijn gebaseerd op data van de OVAM. We betrekken enkel de gewichten gerapporteerd via huis-aan-huis inzameling of via een wijkinzameling. Gegeven dat recyclageparken niet dezelfde retributieregels volgen, zou het onjuist zijn om afval ingezameld via recyclageparken te betrekken in de analyse. Merk op dat we de ingezamelde kg huisvuil en GF beide per capita en per woonst uitdrukken. Deze verschillende uitdrukking van het gewicht laat toe met meer nuance uitschieters of vreemdheden in de data te detecteren. Zo vinden we bv. dat bepaalde kustgemeenten een zeer grote vraag tonen naar de selectieve inzameling van huisvuil per capita, wanneer die vraag van diezelfde gemeente per woonst wordt uitgedrukt, is die eerder gemiddeld. We gaan ervan uit dat deze verschillen door toerisme gedreven worden. In appendix A Figuren A.1 en A.2, gaan we verder in op de verdelingen van de vraag voor de selectieve inzameling van huisvuil en gft, we besluiten geen verdere bewerkingen uit te voeren op de data.

De tarieven voor de selectieve inzameling van huisvuil en gft worden steeds omgerekend naar een prijs per kg, uitgedrukt in 2017 euro's⁴². Wanneer afval met een volumediftar wordt ingezameld gaan we uit van een gemiddelde prijs per liter en gebruiken we omzettingsvoeten (liter/kg) die intern gebruikt worden bij de OVAM, 1 m³ huisvuil weegt 0.125 ton en dat 1 m³ gft weegt 0.775 ton (Vandewalle, 2018). In Appendix A Figuur A.3, gaan we verder in op de verdeling van de tarieven.

Aangezien de andere variabelen die we in de analyse betrekken geen uitschieters of vreemdheden vertonen, gaan we niet verder in op hun verdeling. We transformeren wel nog alle variabelen die uitgedrukt worden in waarden die strikt positief zijn. Omwille van de analyse van elasticiteiten die volgt op dit deel, drukken we deze

⁴² We werken met 2017 euro's uitgaande van een inflatie van 2.1% in 2018 en 1.5% in 2019, zoals weergegeven door Statistiek Vlaanderen.

variabelen uit in de vorm van hun natuurlijke logaritme. Wanneer beide de afhankelijke en onafhankelijke variabele uitgedrukt zijn in een natuurlijk logaritme, kunnen de coëfficiënten als elasticiteiten geïnterpreteerd worden.

Tabel 52 geeft de correlatie tussen alle variabelen weer. Zwakke correlaties zijn in het wit aangegeven, sterk negatieve in het rood en sterk positieve in het blauw. Onze variabelen blijken geen uitzonderlijke correlaties te vertonen. In Appendix A Tabel A.2, rapporteren we de “Variance Inflation Factor” (VIF) die aangeeft dat er geen problematische multicollineariteit aanwezig is tussen de variabelen en dat de analyse dus juist uitgevoerd kan worden. Uiteraard houden we wel rekening met correlaties in de analyse, bv. het niet regresseren van “populatie-densiteit”, en bij de interpretatie van resultaten.

Tabel 55: Correlatietabel

	Tarief HV	Ln(kg HV/capita)	Ln(kg HV/woonsteden)	Inzamelfre q. HV	Tarief gft	Ln(kg GF/capita)	Ln(kg GF/woonsteden)	Inzamelfre q. gft	Delta Tarieven	Ln(inkomen/capita)	Ln(populatie-densiteit)	% appartementen	Gewichtsdi ftar gft	Aanbiedingskost gft	Gewichtsdi ftar HV	Aanbiedingskost HV
Tarief HV	1															
Ln(kg HV/capita)	-0.2416	1														
Ln(kg HV/woonsteden)	-0.2013	0.9565	1													
Inzamelfre q. HV	-0.0921	0.5088	0.5209	1												
Tarief gft	0.2568	-0.5215	-0.4805	-0.2084	1											
Ln(kg gft/capita)	0.1656	-0.3742	-0.4027	-0.3254	-0.1913	1										
Ln(kg gft/woonsteden)	0.176	-0.3276	-0.3011	-0.2825	-0.2155	0.9794	1									
Inzamelfre q. gft	0.0311	0.491	0.5046	0.6373	-0.2195	-0.206	-0.1598	1								
Delta tarieven	0.456	0.2451	0.2315	0.2127	-0.6217	0.2488	0.2691	0.214	1							
Ln(inkomen/capita)	0.1932	-0.0526	-0.061	0.237	0.1017	-0.0476	-0.0595	0.2567	0.084	1						
Ln(populatie-densiteit)	0.1543	0.4034	0.5257	0.2748	-0.1754	-0.0606	0.0571	0.4827	0.2261	0.3123	1					
% appartementen	-0.0719	0.4317	0.597	0.2917	-0.1633	-0.1075	0.0408	0.3799	0.0963	-0.0305	0.6144	1				
Gewichtsdi ftar gft	-0.019	-0.3798	-0.3561	-0.1717	0.8376	-0.237	-0.262	-0.3073	-0.6511	-0.1482	-0.3058	-0.1067	1			
Aanbiedingskost gft	0.0245	-0.2451	-0.1919	-0.1611	-0.2171	0.3425	0.3683	-0.258	0.142	0.0264	-0.0459	0.0131	-0.0846	1		

Gewichtsdi ftar HV	- 0.015 4	- 0.425 3	- 0.406 2	- 0.241 5	0.797	- 0.150 9	- 0.180 4	- 0.230 2	- 0.650 6	- 0.101 5	- 0.258 9	- 0.142 8	0.844 4	- 0.128 3	1	
Aanbi eding skost HV	0.029 8	- 0.342	- 0.312 2	- 0.200 9	0.641 9	- 0.156 5	- 0.171 3	- 0.228 8	- 0.432 8	0.210 8	- 0.064 1	- 0.140 4	0.497 9	0.072 8	0.613 5	1

6.4 SCHATTINGEN EN RESULTATEN

Dit deel van de studie bevat de schattingen van modellen en de resultaten van de statistische testen. De informatie die deze testen en modellen geven, leiden tot de keuze van het best passende model. De conclusie wordt vervolgens gebouwd o.b.v. dit model.

In deze titel maken we onderscheid tussen de schattingen die expliciet rekening houden met kenmerken van gft-regio's en de schattingen die dat niet doen. Dit onderscheid is belangrijk omdat het bepaalt welke data gebruikt wordt. Wanneer we expliciet rekening houden met kenmerken van gft-regio's, kunnen we geen gemeenten uit groenregio's betrekken in de analyse.

6.4.1 Gft-regio

We starten met het onderzoeken van de data die enkel gemeenten uit gft-regio's bevat. Alhoewel we minder observaties hebben, is de data "rijker" en kunnen we gemakkelijker concluderen over hoe huisvuil gereduceerd zou kunnen worden. We werken met expliciete kenmerken van gemeenten in een gft-regio, zoals de inzamelfrequentie van gft. De opzet van de analyse in deze subtitel is om de kruislingse elasticiteit te meten tussen de prijs voor een selectieve inzameling van gft en de vraag naar de inzameling van huisvuil. Om die elasticiteit te meten, schatten we onderstaand verband.

$$\ln\left(\frac{kg\ HV}{capita}\right) = \alpha + \beta_1(\text{tarief HV } kg_{it}) + \beta_2(\text{tarief GFT } kg_{it}) + \beta_3(\text{inzamelfrequentie GFT}_{it}) + \beta_4 \ln\left(\frac{\text{inkomen}_{it}}{\text{capita}_{it}}\right) + \beta_5\left(\frac{\text{appartementen}_{it}}{\text{woonsten}_{it}}\right) + \beta_6(\text{gewichtsdiftar HV}_{it}) + \beta_7(\text{aanbiedingskost HV}_{it}) + \beta_8(\text{gewichtsdiftar GFT}_{it}) + e_{it}$$

Onze data bestaan uit verschillende observaties van dezelfde gemeenten over een tijdsperiode van drie jaar, we spreken dus over paneldata. De eerste stap in de analyse van deze paneldata is nagaan of we panelmodellen moeten gebruiken. Wat we in feite willen onderzoeken is of de foutterm geclusterd is per gemeente wanneer we een gewone lineaire regressie uitvoeren. Indien gemeenten homogeen zijn, is de foutterm niet geclusterd en hoeven we geen panelmodellen te gebruiken in de analyse.

De Breusch en Pagan Lagrange multiplicator (BPLM) test, die nagaat of er systematische verschillen van de variantie van residuen is tussen verschillende gemeenten, geeft aan dat we onze data als paneldata moeten beschouwen (zie appendix B Output B.1). Gemeenten zijn dus heterogeen en er moet rekening gehouden worden met deze heterogeniteit in onze analyse. Door het gebruik van panelmodellen geven we aan in onze regressies dat observaties van dezelfde gemeente in verschillende jaren samenhangen.

We beschouwen drie verschillende panelmodellen: fixed effects, random effects, en mixed effects. Uit onze analyse blijkt dat het fixed effects model het best passende model is, d.w.z. zowel consistent en efficiënt⁴³. We bespreken hierna kort de drie modellen en staven onze keuze voor het fixed effects model.

Het fixed effects model schat coëfficiënten en bepaalt dat de heterogeniteit tussen verschillende gemeenten in het intercept vervat zit. Elke gemeente heeft dus een verschillend intercept, de helling van de functie is voor elke gemeente gelijk en wordt d.m.v. de “ordinary least squares” (OLS) methode⁴⁴ geschat. Het random effects model daarentegen, gaat uit van een intercept dat d.m.v. een component in de foutterm aangepast wordt voor elke gemeente. De helling van de functie wordt niet met de OLS-methode geschat maar d.m.v. de “generalized least squares” (GLS) methode⁴⁵. Beide methoden hebben voor- en nadelen. Het fixed effects model is gekend consistent te zijn maar niet efficiënt. Het omgekeerde geldt voor het random effects model. Wanneer we kunnen aantonen dat er geen significant verschil is tussen de geschatte bèta's door het fixed effects en het random effects model, dan verkiezen we de schattingen van het random effects model omdat die dan efficiënt maar ook consistent zijn. Wanneer er wel significante verschillen zijn, dan werken we met het consistente fixed effects model.

Een derde alternatief is het mixed effects model dat gebruik maakt van een combinatie van fixed en random effects. Deze methode wordt vooral gebruikt wanneer data geclusterd is en die clustering niet even expliciet is als dat in het geval deze studie is, bv. gemeenten die een gewichtsdiftar gebruiken voor huisvuil en andere gemeenten die dat niet doen. Onze data laat toe die clustering met een dummy variabele op te vangen en het causaal effect ervan te schatten. Aangezien onze data toelaat om clustering met dummy variabelen op te vangen, besluiten we niet verder in te gaan op het mixed effects model. We concentreren ons dus op de keuze tussen het fixed effects en random effects model.

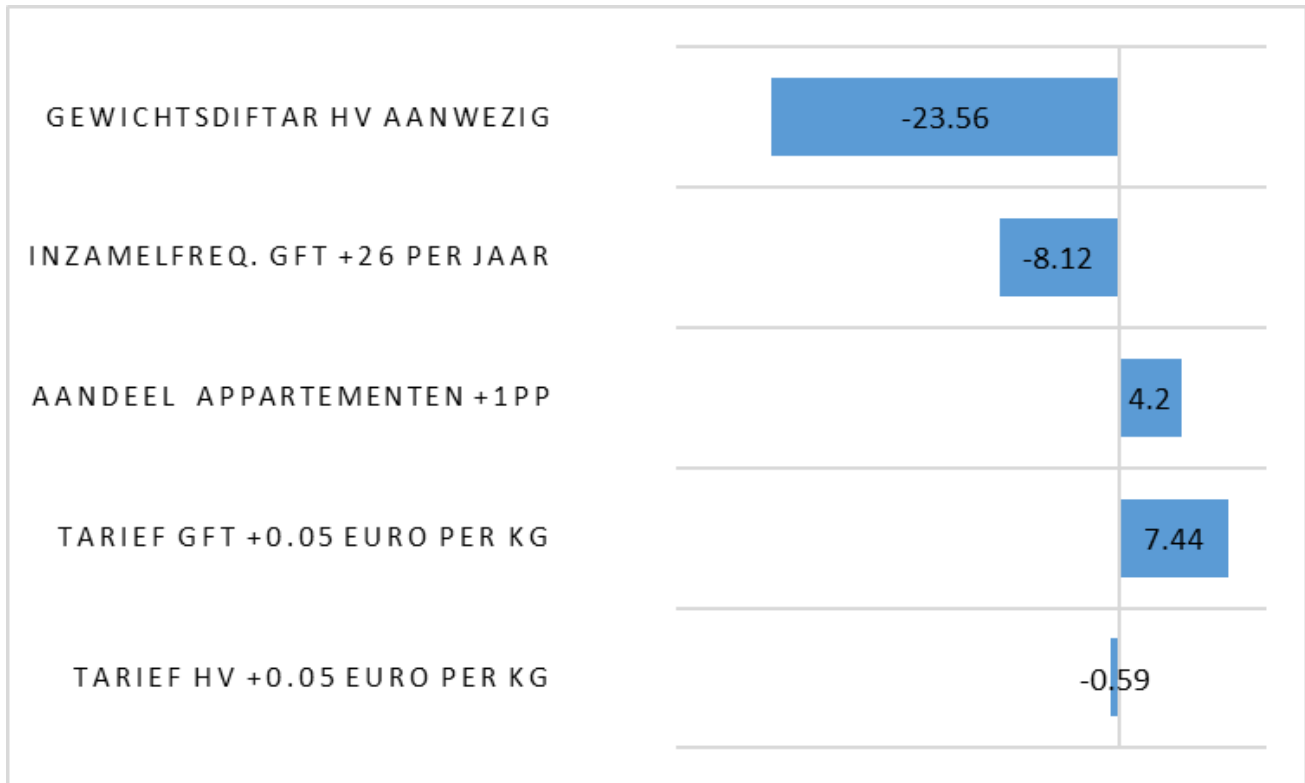
Om te onderzoeken of het random effects model ook consistent is, moeten we zowel het fixed effects en random effects model schatten. Na deze schattingen, voeren we de Hausman test uit. Deze test onderzoekt of de coëfficiënten geschat door enerzijds het fixed effects model, anderzijds het random effects model significant verschillend zijn van elkaar. We vinden dat we de nulhypothese – coëfficiënten zijn niet systematisch verschillend – moeten verwerpen (zie appendix B output B.2). Bijgevolg werken we in deze subtitel verder met de schattingen van het fixed effects model.

Voor we de discussie over de geschatte coëfficiënten aanvatten, merken we op dat er drie type variabelen opgenomen zijn in de schattingen: (i) natuurlijke logaritme van variabelen, (ii) continue variabelen, en (iii) dummy variabelen. Gegeven dat de afhankelijke variabele het natuurlijke logaritme van de ingezamelde kg huisvuil per capita is, kan elk ander natuurlijke logaritme van een verklarende variabele als een elasticiteit geïnterpreteerd worden. Dit geldt niet voor de continue variabelen, die moeten als volgt geïnterpreteerd worden: een eenheidsverandering van een continue variabele zorgt voor een 100 x (coëfficiënt) % verandering van de afhankelijke variabele. De interpretatie van dummy variabelen is gelijkaardig: een verandering van 0 naar 1 zorgt voor een 100 x (coëfficiënt) % verandering van de afhankelijke variabele.

⁴³ Termen gebruikt in statistiek. Consistent wil zeggen dat in de limiet de geschatte bèta gelijk is aan de ware bèta. Efficiënt wil zeggen dat de standaardafwijking van bèta zo klein mogelijk is.

⁴⁴ Het kwadraat van verschillen tussen de observatie en de geschatte functie wordt geminimaliseerd, elk verschil heeft een gelijk gewicht.

⁴⁵ Het kwadraat van verschillen tussen de observatie en de geschatte functie wordt geminimaliseerd, grotere afwijkingen krijgen een kleiner gewicht.



Figuur 30: Elasticiteiten gft-regio – verandering kg HV/capita

Tabel 56: elasticiteiten gft-regio

R-squared:	Number of obs	=	490
within = 0,6489	Number of groups	=	202
between = 0,3422			
overall = 0,3540			

Ln(kg HV/capita)	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]
Tarief HV	-,1244506	,0409409	-3,04	0,002	-,2046932 - ,044208
Tarief GFT	1,566103	,2633436	5,95	0,000	1,047718 2,084488
Inzamelrequentie GFT	-,0032937	,0013355	-2,47	0,014	-,0059226 ,0006649
Ln(inkomen/capita)	-,3116113	,212416	-1,47	0,142	-,7279391 ,1047164
Aandeel appartementen	4,423513	,2646602	16,71	0,000	3,902536 4,944489
Gewichtsdiftar HV	-,2484922	,051382	-4,84	0,000	-,3496362 -,1473482
Aanbiedingskost HV	,0299428	,0355648	0,84	0,401	-,0400655 ,0999511
Gewichtsdiftar GFT	-,0235291	,0360386	-0,65	0,514	-,09447 ,0474119
Constante	7,726096	,9753394	7,92	0,000	5,806167 9,646024

Figuur 27 en Tabel 53 geven de schatting van het fixed effects model weer. Figuur 27 doet dit door de geschatte coëfficiënten toe te passen op een gemiddelde persoon en de resultaten in kg uit te drukken. De figuur geeft dus aan hoe een gemiddelde persoon in Vlaanderen zijn vraag naar inzameling van huisvuil aanpast, uitgedrukt in kg.

Tabel 53 is de statistische output die ook meer detail over de schatting zelf geeft. In appendix B output B.3, onderzoeken we of de foutterm homoskedastisch⁴⁶ is. We vinden dat er geen algemene significantie is tussen de verklarende variabelen en het kwadraat van de foutterm. We besluiten dat er geen heteroskedasticiteit is en dat het model juist gedefinieerd is. Dat bevestigt ook de R^2 statistiek in Tabel 53⁴⁷. Deze statistiek geeft aan hoeveel van de geobserveerde variantie door het model kan worden verklaard. De algemene R^2 is een gewogen gemiddelde van de R^2 die de variantie tussen gemeenten meet en de R^2 die de variantie in een bepaalde gemeente meet. Merk op dat we vooral geïnteresseerd zijn in de R^2 die de variantie binnen een gemeente meet, het model wil meten hoe inwoners zich aanpassen na veranderingen.

Veel van de coëfficiënten – weergegeven in Tabel 53 – zijn significant verschillend van nul. In wat volgt bespreken we de interpretatie van de coëfficiënten. Wanneer het tarief per kg voor de inzameling van huisvuil met 5 eurocent stijgt, daalt het ingezamelde aantal kg huisvuil per capita met om en bij de 0.6% of gemiddeld 0.59 kg. Het omgekeerde geldt wanneer het tarief per kg voor de selectieve inzameling van gft stijgt met 5 eurocent. In dat geval stijgt het ingezamelde aantal kg huisvuil per capita met ongeveer 7.8% of gemiddeld 7.44 kg. Wanneer de inzamelingsfrequentie van gft stijgt, bv. met 26 per jaar, dan daalt het aantal kg per capita ingezamelde huisvuil met ongeveer 7.8% of gemiddeld 8.12 kg. Het inkomen per capita blijkt geen significante invloed uit te oefenen op het aantal kg per capita ingezamelde huisvuil. Het aandeel appartementen in een gemeente heeft wel een significante en grote invloed. Wanneer het aandeel appartementen in een gemeente met 1 procentpunt toeneemt, dan stijgt het aantal kg per capita ingezamelde huisvuil met 4.4% of gemiddeld 4.2 kg. Het gebruik van een gewichtsdiftar voor het verzamelen van huisvuil blijkt een sterk reducerend effect te hebben. Gemiddeld genomen daalt het aantal kg per capita ingezamelde huisvuil met 24.8%⁴⁸ of 23.56 kg. De dummy variabele voor een aanbiedingskost voor de inzameling van huisvuil en de dummy variabele voor het gebruik van een gewichtsdiftar voor de selectieve inzameling van gft zijn niet significant verschillend van nul. Dat komt, respectievelijk, omdat het geen marginale beslissing is en omdat de prijs voor de selectieve inzameling van gft lager is dan die van huisvuil. Merk op dat we in appendix B, output B.4 robuustheidscontroles uitvoeren, bv. huisvuil en gft niet per capita maar per woonst beschouwen. We vinden steeds dat de coëfficiënten, weergegeven in Tabel 53, robuust zijn.

We nemen geen interacties⁴⁹ op in onze resultaten. We schatten interacties tussen, bv. het inkomen per capita en het tarief voor de inzameling van huisvuil, maar vinden steeds coëfficiënten voor deze interacties die statistisch niet significant zijn. We vermoeden dat de tarieven voor de inzameling van huisvuil van die mate zijn dat de vraag naar inzameling niet beïnvloed wordt door het inkomen per capita. Merk op dat het wel nog steeds nuttig is om het inkomen per capita als variabele op te nemen in de analyse. Het inkomen per capita beïnvloedt consumptie in het algemeen, wat zou kunnen leiden tot een verschillende afvalgeneratie.

⁴⁶ Homoskedasticiteit verwijst naar een constante variantie van de foutterm. Homoskedasticiteit is o.a. belangrijk voor de hypothesetoets of een coëfficiënt al dan niet significant is. Het tegenovergestelde is heteroskedasticiteit. Heteroskedasticiteit verwijst typisch naar een groeiende variantie van de foutterm doorheen de tijd. In het geval van heteroskedasticiteit blijft er informatie in de foutterm achter die niet in de resultaten weergegeven wordt.

⁴⁷ De R^2 statistieken die we vinden zijn vergelijkbaar met die gevonden in vergelijkbare literatuur.

⁴⁸ Gezien de beperkte data in de tijd kunnen we geen afnemende effecten meten doorheen de tijd.

⁴⁹ Interacties zijn zinvol te schatten wanneer een gemeente getypeerd door karakteristiek A een verschillende elasticiteit blijkt te hebben dan een gemeente met karakteristiek B, maar ook dat een gemeente door beide A en B getypeerd een elasticiteit blijkt te hebben verschillend van de som van de elasticiteit gevonden voor A en voor B.

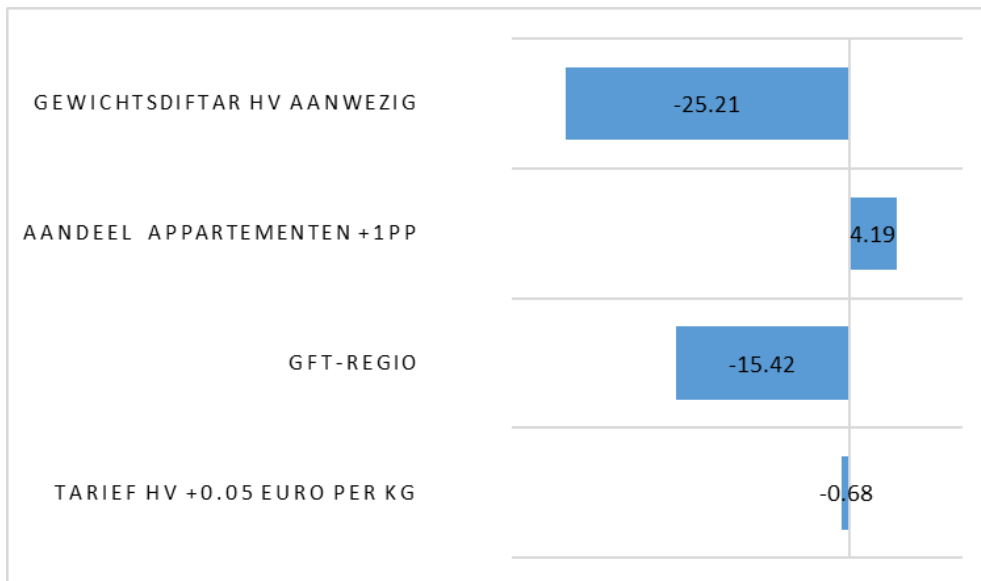
We houden in onze analyse rekening met eventuele niet-lineaire verbanden tussen de ingezamelde kg huisvuil per capita en het tarief voor die inzameling. Dat doen we door een kwadraat van het tarief voor inzameling van huisvuil als variabele op te nemen. We vinden geen significante coëfficiënten voor de niet-lineaire variabele. Echter, dat wil niet zeggen dat er geen niet-lineaire verbanden aanwezig zijn. Hoogstwaarschijnlijk is onze data te beperkt in tijd (en daarom ook in heterogeniteit) om niet-lineaire verbanden te detecteren bij de schattingen. We schatten dus een lineair verband.

6.4.2 Gft- en groenregio

We vervolgen het onderzoek met het analyseren van de data die zowel gemeenten uit gft- als groenregio's bevat. Wanneer we deze geaggregeerde data analyseren kunnen we geen specifieke karakteristieken betrekken die slechts in gft-regio's voorkomen, bv. inzamelrequentie gft. Uiteraard kunnen we wel een dummy variabele opnemen in de analyse die aangeeft wanneer een gemeente deel uitmaakt van een gft-regio. Die dummy variabele laat toe om verschillen in aantal ingezamelde kg huisvuil per capita te schatten tussen de regio's, maar ook om de eventueel verschillende elasticiteit van de twee type regio's te schatten. Om die elasticiteit te meten schatten we onderstaand verband.

$$\ln\left(\frac{kg\ HV}{capita}\right) = \alpha + \beta_1(\text{tarief HV } kg_{it}) + \beta_2 \ln\left(\frac{inkomen_{it}}{capita_{it}}\right) + \beta_3\left(\frac{appartementen_{it}}{woonsten_{it}}\right) + \beta_4(\text{gewichtsdiftar HV}_{it}) + \beta_5(\text{aanbiedingskost HV}_{it}) + \beta_6(\text{regio}_{it}) + \beta_7((\text{regio}_{it})(\text{tarief HV } kg_{it})) + e_{it}$$

We gaan in deze subtitel gelijkaardig tewerk als in de vorige. We beginnen met een gewone lineaire regressie en onderzoeken of de fouttermen geclusterd zijn. Net zoals in de vorige subtitel, vinden we dat we met een panelmodel moeten werken (zie appendix C output C.1). Wederom beschouwen we enkel het fixed effects en random effects model. De eventuele clustering tussen gemeenten in een gft of groenregio gelegen kunnen we m.b.v. een dummy variabele oplossen. Ook voor de geaggregeerde data geeft de Hausman test aan dat het random effects model niet consistent is. We kiezen dus verder te werken met het fixed effects model (zie appendix C output C.2).



Figuur 31: Elasticiteiten groen- en gft-regio – verandering kg HV/capita

Tabel 57: Elasticiteiten gft- en groenregio

R-squared:	Number of obs	=	826
within = 0,4955	Number of groups	=	281
between = 0,3350			
overall = 0,3658			

Ln(kg HV/capita)		Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]
Tarief HV		-,1322522	,0189264	-6,99	0,000	-,1693472 - ,0951572
Ln(inkomen/capita)		-,6213755	,3109237	-2,00	0,460	-1,230775 - ,0119763
Aandeel appartementen		3,998869	,2203731	18,15	0,000	3,565972 4,431766
Gewichtsdiftar HV		-,2401779	,0470374	-5,11	0,000	-,3325773 - ,1477785
Aanbiedingskost HV		,0017931	,0372338	0,05	0,962	-,0713483 ,0749346
Regio		-,1468641	,0420382	-3,49	0,001	-,2294433 - ,0642849
(Tarief HV) * (Regio)		,1651092	,1925488	0,86	0,392	-,2131305 ,5433488
Constante		10,78631	,8429559	12,80	0,000	9,130421 12,4422

Figuur 28 en Tabel 54 geven de schatting van het fixed effects model weer. Figuur 28 doet dit door de geschatte coëfficiënten toe te passen op een gemiddelde persoon. De figuur geeft dus aan hoe een gemiddelde persoon in Vlaanderen zijn vraag naar inzameling van huisvuil aanpast, uitgedrukt in kg. Tabel 54 is de statistische output die ook meer detail over de schatting zelf geeft. In appendix C output C.3, onderzoeken we of de foutterm homoskedastisch is. Net zoals voor de gemeenten die deel uitmaken van een gft-regio, vinden we voor de geaggregeerde data dat er geen algemene significantie is tussen de verklarende variabelen en het kwadraat van de foutterm.

De geschatte coëfficiënten van de verklarende variabelen die in Tabel 54 weergegeven worden, zijn veelal gelijkaardig aan die van Tabel 53. Niettegenstaande bekijken en vergelijken we hierna enkele coëfficiënten. Zo

merken we op dat de coëfficiënt gelinkt aan het aandeel appartementen bij de analyse van de geaggregeerde data minder groot is. Die schatting is niet onverwacht. In de vorige subtitel was de rationale: huishoudens die in een appartement leven zullen sneller geneigd zijn gft niet te sorteren en onderscheiden zich daarmee van huishoudens die in een huis wonen. Aangezien in groenregio's geen selectieve inzameling van gft bestaat, onderscheiden huishoudens die in een appartement of in huis wonen zich minder van elkaar. Het onderscheid doet zich niet voor in de opportuniteitskost van een extra afvalbak, maar doet zich enkel voor op vlak van de mogelijkheid tot zelfcompostering. Diezelfde hypothese leidt waarschijnlijk ook tot de iets beperktere invloed die een gewichtsdiffrar voor huisvuil uitoefent op het aantal kg ingezameld huisvuil per capita. Gegeven de geaggregeerde data, betrekken we een dummy variabele voor de regio (1 wanneer gft-regio) waarvan we ook de interactie met het tarief per kg voor de inzameling van huisvuil schatten. Onze schatting geeft aan dat het aantal kg ingezameld huisvuil per capita ongeveer 14.6% daalt wanneer gft selectief ingezameld wordt, wat gemiddeld overeenkomt met 15.42 kg. Let op, gezien de beperkte heterogeniteit – gemeenten die tussen een groen- en gft-regio switchen – moeten we deze coëfficiënt nuanceren. Wanneer een gemeente uit een groenregio plots gft selectief ingezameld, dan mogen we niet veronderstellen dat de participatiegraad, d.w.z. het aantal mensen dat ingaat op de selectieve inzameling van gft, dezelfde is. Bij gemeenten die initieel deel uitmaakte van een groenregio, verwachten we een veel gematigdere daling van huisvuil op korte termijn. Op langere termijn is een geen reden om te geloven dat de coëfficiënt overschat zou zijn. Onze schattingen geven aan dat er geen verschillende elasticiteiten bestaan tussen gft- en groenregio's. De coëfficiënt voor de interactie tussen het tarief voor huisvuil en de regio is niet significant verschillend van nul.

In appendix C output C.4 voeren we een robuustheidscontrole uit. We voeren dezelfde schatting uit maar drukken de variabelen per woonst i.p.v. per capita uit. De schatting blijkt robuust te zijn. Merk op dat de R^2 in Tabel 54 lager ligt dan in Tabel 53. Dat heeft uiteraard te maken met de variabelen specifiek voor gft-regio's die niet opgenomen kunnen worden.

6.5 CONCLUSIE

Deze econometrische studie onderzoekt hoe, en of het ingezamelde gewicht huisvuil per capita in Vlaanderen gereduceerd kan worden. Ingezameld huisvuil bevat vaak bioafval. Beter sorteren, d.w.z. de fractie bioafval in het huisvuil reduceren, kan leiden tot een vermindering van de ingezamelde kg huisvuil per capita.

De selectieve inzameling van bioafval is nog niet veralgemeend in Vlaanderen. Enerzijds wordt er in groenregio's ingezet op thuiscompostering van gft, anderzijds wordt er in gft-regio's ingezet op de selectieve inzameling van gft. Beide type regio zamelen wel groenafval in. Wat betreft gft-regio's, bestaat er geen Vlaamse retributieregelgeving. Bijgevolg publiceert elke gemeente in een gft-regio haar eigen gemeentelijke retributieregelgeving voor de selectieve inzameling van gft. De meeste gemeentelijke retributieregelgevingen kunnen herleid worden tot een systeem waar per volume of per gewicht betaald wordt voor de selectieve inzameling van gft. Onze resultaten geven niet aan dat deze keuze het sorteergedrag van huishoudens m.b.t. huisvuil zou beïnvloeden. Het tarief voor de selectieve inzameling van gft, zij het per volume of per gewicht, heeft volgens onze schattingen wel een duidelijke invloed op het sorteergedrag van huishoudens. Wanneer het tarief voor de selectieve inzameling van gft toeneemt, bv. met 5 eurocent per kg, dan stijgt het aantal ingezamelde kg huisvuil per capita met om en bij de 7.8%, wat gemiddeld overeenkomt met 7.44 kg. Deze schatting geeft dus aan dat huishoudens met de prijs voor de selectieve inzameling van gft rekening houden wanneer ze hun sorteergedrag bepalen. Er blijkt dus een afweging te bestaan bij huishoudens om al dan niet gft uit het huisvuil te sorteren. De keuze – zo geven onze schattingen aan – wordt deels gedreven door het tarief voor de selectieve inzameling van gft en huisvuil. Wanneer het tarief voor het inzamelen van huisvuil beperkt stijgt, dan daalt het aantal ingezamelde kg huisvuil per capita zeer beperkt. Wanneer het tarief voor die selectieve inzameling per gewicht berekend wordt, dan daalt het aantal ingezamelde kg huisvuil per capita iets sterker. Bijgevolg pleit de interpretatie van onze schattingen - indien het doel is om de ingezamelde kg huisvuil

per capita te reduceren - voor een optimaal tarief voor de selectieve inzameling van gft en voldoende hoge delta met een hoger tarief voor huisvuil, dat o.b.v. het ingezamelde gewicht berekend wordt. Let op, het tarief voor de inzameling van huisvuil mag niet te hoog liggen, dat zou immers leiden tot illegaal storten van huisvuil (Watkins et al., 2012).

De conclusie blijft gelden maar is minder duidelijk wanneer we beide gft- en groenregio's geaggregeerd analyseren. Onze schattingen geven aan dat het beperkt verhogen van het tarief voor de inzameling van huisvuil een negatieve maar uiterst kleine invloed blijft hebben op het aantal ingezamelde kg huisvuil per capita. We vinden dat wanneer gft selectief ingezameld wordt, er minder huisvuil per capita ingezameld wordt.

Onze conclusie volgt de bestaande literatuur. Het selectief verzamelen van gft zorgt voor een daling van het ingezamelde huisvuil (Andersson en Stage, 2018). Een gewichtsdiftar voor huisvuil zorgt ook voor een daling van het ingezamelde huisvuil (Linderhof et al., 2001). Merk op dat in deze studie mogelijke erosie van de verhoogde elasticiteit – zoals besproken in het literatuuroverzicht (Sasao et al., 2021; De Jaeger en Eyckmans, 2015; Usui en Takeuchi 2014) – niet gemeten kan worden door de beperkte observatiejaren van de beschikbare paneldata. Naar de toekomst toe zou het interessant zijn een vergelijkbare studie uit te voeren die ook de selectieve inzameling van PMD betreft in de analyse.

6.6 BIBLIOGRAFIE

Allers, M. A., & Hoeben, C. (2010). Effects of unit-based garbage pricing: a differences-in-differences approach. *Environmental and Resource Economics*, 45(3), 405-428.

Andersson, C., & Stage, J. (2018). Direct and indirect effects of waste management policies on household waste behaviour: The case of Sweden. *Waste management*, 76, 19-27.

Bel, G., & Gradus, R. (2016). Effects of unit-based pricing on household waste collection demand: A meta-regression analysis. *Resource and Energy Economics*, 44, 169-182.

Bench, M. L., Woodard, R., Harder, M. K., & Stantzos, N. (2005). Waste minimisation: home digestion trials of biodegradable waste. *Resources, Conservation and Recycling*, 45(1), 84-94.

Claes, A., & Smet, J. (2012). Evaluatieonderzoek materialenkringloop GFT- en groenafval. OVAM

De Jaeger, S., & Eyckmans, J. (2015). From pay-per-bag to pay-per-kg: The case of Flanders revisited. *Waste Management & Research*, 33(12), 1103-1111.

Dijkgraaf, E., & Gradus, R. H. J. M. (2004). Cost savings in unit-based pricing of household waste: the case of The Netherlands. *Resource and energy economics*, 26(4), 353-371.

Folz, D. H., & Giles, J. N. (2002). Municipal experience with "pay-as-you-throw" policies: Findings from a national survey. *State and Local Government Review*, 34(2), 105-115.

Fullerton, D., & Kinnaman, T. C. (1996). Household responses to pricing garbage by the bag. *American Economic Review*, 86(4), 971-984.

Kinnaman, T. C. (2006). Policy watch: examining the justification for residential recycling. *Journal of Economic Perspectives*, 20(4), 219-232.

Lee, S., & Jung, K. (2017). Exploring effective incentive design to reduce food waste: A natural experiment of policy change from community based charge to RFID based weight charge. *Sustainability*, 9(11), 2046.

Linderhof, V., Kooreman, P., Allers, M., & Wiersma, D. (2001). Weight-based pricing in the collection of household waste: the Oostzaan case. *Resource and Energy Economics*, 23(4), 359-371.

- OVAM. (2021). Impact van de Verhoging van de Verbrandingsheffing. Mechelen, Belgium.
- Reschovsky, J. D., & Stone, S. E. (1994). Market incentives to encourage household waste recycling: Paying for what you throw away. *Journal of policy analysis and management*, 13(1), 120-139.
- Sasao, T., De Jaeger, S., & De Weerd, L. (2021). Does weight-based pricing for municipal waste collection contribute to waste reduction? A dynamic panel analysis in Flanders. *Waste Management*, 128, 132-141.
- Usui, T., & Takeuchi, K. (2014). Evaluating unit-based pricing of residential solid waste: a panel data analysis. *Environmental and Resource Economics*, 58(2), 245-271.
- Vandewalle, A. (2018). Omrekeningstabel(Werkkopie), OVAM, Mechelen, Belgium.
- Watkins, E., Hogg, D., Mitsios, A., Mudgal, S., Neubauer, A., Reisinger, H., Tröltzsch, J., Van Acoleyen, M., (2012) Use of Economic Instruments and Waste Management Performances. Final report prepared for the European Commission – DG Environment.

7 KWALITATIEVE ANALYSE MOGELIJKE AANSLUITING PRIVATE PRODUCENTEN OP SELECTIEVE INZAMELING VAN BIOAFVAL

7.1 INLEIDING

In het deel 'context van de studie' worden enkele relevante doelstellingen aangehaald; hieronder ook de verplichting het bioafval van bedrijven tegen 2023 aan de bron te scheiden om selectief te kunnen verwerken in plaats van verbranden met het huisvuil.

Sinds begin 2021 geldt de selectieve inzamelplicht van keukenafval voor 'grote' bedrijven binnen enkele sectoren; vanaf januari 2024 geldt deze ook voor de overige bedrijven binnen deze sectoren en alle bedrijven binnen enkele andere sectoren.

Het (bio)afval van bedrijven wordt typisch opgehaald door private ophalers; inzameling door de intercommunales is enkel toegelaten als de volledige inzamelprijs wordt aangerekend aan het bedrijf. Dit om oneerlijke concurrentie met de privé ondernemingen te voorkomen.

Indien de volledige inzamelprijs wel wordt betaald, kan het bioafval van bedrijven wel opgehaald worden samen met het huishoudelijk bioafval. Dit kan mogelijks leiden tot efficiëntere ophaalrondes, die leiden tot een lagere inzamelkost per ton door een schaaffect. Enkel bedrijven die vergelijkbaar (met huishoudelijk) bioafval produceren, komen hiervoor in aanmerking. Vergelijkbaar afval is afval dat naar aard, samenstelling en hoeveelheid vergelijkbaar is met huishoudelijk afval⁵⁰.

Voor dit deel van de studie werden enkele interviews uitgevoerd ter bespreking van de verschillende inzamelscenario's van huishoudelijk bioafval die in de MKBA worden geanalyseerd, om na te gaan welk van deze scenario's het best geschikt zou zijn voor een mogelijke aansluiting van de private producenten. Er werd geen modellering uitgevoerd. Dit deel is zuiver kwalitatief.

7.2 GEÏNTERVIEWDE PERSONEN

Volgende personen werden geïnterviewd ter bespreking van de mogelijke aansluiting van private producenten van vergelijkbaar bioafval op de selectieve inzameling door de intercommunales. Zeven zijn in dienst bij vier federaties die een bepaalde sector vertegenwoordigen die als relevant wordt beschouwd voor de mogelijke aansluiting op de selectieve inzameling. De drie anderen werken binnen een stadsbestuur (Hasselt en Leuven) waar ze omwille van hun positie ervaring hebben met het afvalbeleid in hun stad.

Tabel 58: Geïnterviewde personen deel III

Contactpersoon	Organisatie/ positie
Diels Eve	HorecaVlaanderen
Jaecques Siegfried	Vlozo

⁵⁰ <https://www.ovam.be/selectieve-inzameling-bij-bedrijven-veelgestelde-vragen-en-antwoorden#methavergl>

Desaeger Kristine Wauters Franky	Katholiek onderwijs Vlaanderen
Van Damme Eddy Ceulemans Bart Tomassen Bart	Bakkers Vlaanderen
Pootemans Hilde	Milieuambtenaar Hasselt
Stroobants Danny Van Aenroyde Bruno	Afdelingshoofd reinigingsdienst Leuven Diensthoofd reinigingsdienst Leuven

7.3 BESPREKING VAN DE CRITERIA DIE DE RELEVANTIE BEPALEN

Tijdens de meetings werden verschillende factoren besproken die een invloed kunnen hebben op de bereidheid om aan te sluiten bij de selectieve inzameling door de intercommunales; deze worden punt per punt besproken.

7.3.1 Productie bioafval

Enkel bedrijven met vergelijkbaar bioafval binnen de relevante sectoren komen in aanmerking voor de mogelijke aansluiting; er staat met andere woorden een limiet op de productie van bioafval die de bedrijven mogen hebben. Het aandeel bedrijven dat vergelijkbaar bioafval produceert binnen een sector is afhankelijk van de sector. Vooral bij de horeca en de bakkers zal dit aandeel groot zijn, en veel kleiner voor scholen en woonzorgcentra, die meestal te grote hoeveelheden produceren.

De productie van bioafval zal enerzijds afhankelijk zijn van de grootte van het bedrijf, maar anderzijds ook van hun manier van omgaan met voedselverspilling en bioafval; vier gevallen werden geïdentificeerd waar de hoeveelheid bioafval significant lager kan zijn:

- Acties tegen voedselverspilling, voornamelijk relevant binnen de horeca en scholen die inzetten op zo min mogelijk voedselverspilling via bv sensibiliseringscampagnes, of horecazaken die het 'no waste' concept volgen en hun zaak ook zo promoten.
- Bakkers bieden ook minder bioafval aan dan ze produceren; oud brood wordt nog vaak opgevraagd door mensen met klein vee (geiten, kippen...) om deze te voederen.
- Scholen buiten de stad gelegen, hebben typisch een groot domein waar ze hun voedselafval kunnen composteren; dit kan ook gebruikt worden binnen hun lessen (denk aan tuinbouwscholen).
- Bedrijven werken soms samen met externen die instaan voor de inzameling voor het bioafval; scholen en woonzorgcentra met een grote tuin werken vaak samen met een tuinaannemer die het groenafval zelf afvoert en naar het recyclagepark brengt. Kleinere scholen die warme maaltijden aanbieden, werken soms samen met een privé cateringbedrijf dat ook de inzameling van het voedselafval op zich neemt.

Er zijn dus verschillende redenen waarom een bedrijf binnen een van deze sectoren minder bioafval zal aanbieden voor inzameling dan gedacht kan worden op basis van de grootte. Dit soort beperking van de hoeveelheid bioafval vindt men minder terug in de woonzorgcentra waar op een andere manier wordt omgegaan met voedsel; in deze sector bevinden zich meer kwetsbare mensen, dus moet bioafval typisch sneller worden verwijderd en wordt dan volledig aangeboden voor inzameling.

7.3.2 Inzamelrecipiënten

Volgens de regels van de FAVV (Federaal Agentschap voor de veiligheid van de voedselketen), waar deze bedrijven zich aan moeten houden, moet het bioafval ingezameld worden in een afsluitbaar recipiënt en op dergelijke manier dat het geen last voor derden kan creëren: geurhinder, aantrekken van pesten (insecten, knaagdieren).

Om te voorkomen dat er hinder optreedt door de inzameling van hun bioafval, zullen bedrijven geneigd zijn hiervoor een container te gebruiken (indien de nadelen van deze container niet groter zijn, zie verder). Bij zakken bestaat immers de mogelijkheid tot scheuren onder het gewicht van het afval, door scherpe kanten van het afval (voornamelijk relevant bij groenafval, denk aan takken) en door ongedierte dat eraan knaagt/pikt. Dit nadeel van zakken zal nog extra groot zijn wanneer het bioafval wordt ingezameld in composteerbare zakken die typisch nog zwakker zijn dan hun plastic alternatieven. Een container daarentegen zal bijna nooit lekken of scheuren en aanleiding geven tot hinder door slecht ingezameld bioafval.

De inzameling van groenafval is vooral relevant voor scholen en woonzorgcentra en dan vooral diegenen gelegen in landelijk gebied omdat hier het meeste groenafval geproduceerd wordt. Groenafval is zelden relevant voor horeca en bakkers die hier typisch geen productie van hebben. Zoals eerder vermeld werken de bedrijven met een groen plek vaak samen met een tuinaannemer die zelf het groenafval afvoert. Grote hoeveelheden groenafval zullen dus niet aangeboden worden bij de huis-aan-huis inzameling. Voor de overig groenafval kan een container (120/240l) volstaan; dit inzamelrecipiënt wordt verkozen wegens het groter comfort (ergonomie), en omdat er voldoende plaats is om deze te stockeren.

7.3.3 Plaatsinname

7.3.3.1 Huis-aan-huis inzameling

De plaatsinname door het inzamelrecipiënt kan mogelijks een probleem zijn, voornamelijk dan voor de horeca en bakkers die typisch veel kleinere zaken zijn dan de scholen en woonzorgcentra en voor wie ruimte dus meer een schaars goed is. Zeker in stadscentra is het bijzonder moeilijk een (bijkomende) container voor bioafval te voorzien. Voor deze zaken zal het gebruik van zakken als inzamelrecipiënt wel relevant zijn; zij zullen elk voor zich de afweging maken tussen de ruimte nodig ter inzameling van het bioafval, en het voldoen aan de regels van de FAVV.

Deze kwestie is minder problematisch voor bedrijven in meer landelijk gebied, en voor scholen en woonzorgcentra in het algemeen; vaak hebben zij een ruimte voorzien voor de inzameling van afval of een tuin(huis) om het bioafval selectief in te zamelen.

7.3.3.2 Brengsysteem

In sterk stedelijk gebied kan een brengsysteem op korte afstand relevant zijn voor bepaalde zaken (horeca, bakkers) die maar beperkte ruimte beschikbaar hebben in hun zaak ter opslag van het bioafval tot het wordt opgehaald. Maar ook de plaatsinname van de ondergrondse containers in de openbare ruimte is niet te onderschatten; in veel stadscentra kan het moeilijk zijn om deze ondergrondse containers te plaatsen door de reeds aanwezige kabels en andere infrastructuur in de grond. Om een systeem als dit te laten werken, moeten er voldoende ondergrondse containers voorzien worden (op een maximale afstand van 100 – 200 m). Het vinden van voldoende geschikte plekken voor al deze ondergrondse container in reeds bestaande stadscentra zou een moeilijke taak zijn.

Anderzijds kan deze inzamelmethode wel proactief ingepland worden in stadsdelen in ontwikkeling, waar een voldoende grote dichtheid van huishoudens en zaken wordt verwacht.

7.3.4 Tijdskost

Er is niet per se extra tijd nodig om het bioafval selectief in te zamelen, dit zal afhangen van hoe het bioafval wordt geproduceerd in de zaken. Dit is vooral relevant voor het keukenafval, aangezien dit vermengd kan zijn met bv. verpakkingen. In de meeste sectoren werd deze tijdskost niet als een probleem beschouwd, maar wel bij de woonzorgcentra; alle beschikbare tijd van de medewerkers in deze sector is voorzien te gaan naar de dienstverlening voor de ouderen in het woonzorgcentrum. Als extra tijd nodig is voor de inzameling van het bioafval, is er minder tijd over ter verzorging van de ouderen. Zeker in woonzorgcentra waar men al met een tekort aan personeel kampt, kan dit een drempel zijn.

Overigens kan opgemerkt worden dat privé-ophalers vaak een volle container ledigen en een nieuwe, propere container in de plaats achterlaten. Deze reinigingsdienst zit inbegrepen bij de afvalinzameling. Dit is niet het geval bij inzameling door intercommunales. Indien bedrijven de switch maken van privé-ophaler naar intercommunale, zullen ze zelf hun containers moeten kuisen wat een tijdskost inhoudt.

7.3.5 Inzamelfrequentie

De minimale nodige inzamelfrequentie is afhankelijk van de verschillende parameters die eerder werden besproken; de praktische kant wordt afgewogen tegen de financiële kant. De bedrijven die samen werken met een privé-ophaler spreken een inzamelfrequentie af die toelaat hun bioafval voldoende snel, vóór het zorgt voor overlast, af te voeren zonder te veel te moeten betalen voor deze dienst.

Voor sommige zaken zal de inzamelfrequentie die gehanteerd wordt door de intercommunales voldoende hoog zijn om mee in te stappen met deze inzamelronde. Hierdoor kan de inzameling mogelijk verder geoptimaliseerd worden, wat leidt tot lagere inzamelkosten per ton bioafval. Dit zou dus ook deze zaken ten goede komen.

7.3.6 Stimulansen

De selectieve inzameling van keukenafval is of wordt verplicht voor bedrijven. Het naleven van deze wetgeving wordt opgevolgd door de lokale overheden zelf. Zij moeten ook gestimuleerd worden om deze controles daadwerkelijk uit te voeren; een mogelijke stimulans is bv. het opnemen van de bespaarde CO₂-uitstoot door de selectieve inzameling van dit keukenafval in de klimaatdoelstellingen van deze lokale overheden. Ook de privé-producenten kunnen meer gestimuleerd worden als zij een baat ondervinden bij deze selectieve inzameling; bv. het verstrekken van groene-stroomcertificaten die voortkomen uit de vergisting van het keukenafval.

7.4 CONCLUSIE

Mogelijke aansluiting door bedrijven aan de openbare selectieve inzameling van bioafval betreft vooral:

- Horeca en bakkers (scholen en woonzorgcentra hebben vaak te veel bioafval)
- Inzameling met containers (om de FAVV regels te kunnen naleven), behalve voor zaken met zeer kleine ruimtes (zakken nemen minder plaats in)
- Inzameling met een voldoende hoge frequentie (wekelijks)
- Brengsysteem voor kleine zaken (omwille van de hoge frequentie, zeker relevant voor zaken met zeer kleine ruimtes)

Het lijkt duidelijk dat het enkel een relatief klein aandeel van het bedrijfsbioafval betreft. Het is vooral relevant voor kleine horecazaken en bakkers. Bij de aansluiting van deze private producenten zal de inzamelfrequentie voldoende hoog moeten zijn om te voorkomen dat ze hun bioafval lange tijd moeten stockeren. In sterk stedelijk gebied wordt vaak al een wekelijkse inzamelfrequentie voor het huishoudelijk bioafval gehanteerd, in deze gebieden kan de aansluiting van de private producenten dus wel een mogelijkheid zijn.

8 LIMIETEN VAN DE STUDIE

Er zijn verschillende limieten aan de studie door onzekerheid van verschillende parameters, of veroorzaakt door de grenzen aan de modellering.

- Inzameling: Om de modellering van de inzameling niet onnodig complex te maken, worden voor bepaalde parameters gemiddelde waarden gehanteerd (gemiddeld aantal personen per gezin, gemiddelde productie bioafval/inwoner per dag...). Het basisgeval gaat uit van een tweewekelijkse inzamelfrequentie, maar in Vlaanderen zijn er momenteel nog 117 gemeenten (waarvan 65 groengemeenten) waar een wekelijkse inzamelfrequentie wordt toegepast. Data van alle gemeenten (met wekelijkse en tweewekelijkse inzamelfrequentie) worden gebruikt als proxy voor de situatie waar een tweewekelijkse inzamelfrequentie wordt toegepast in heel Vlaanderen. De personen die bioafval produceren zijn geografisch gelijk verspreid over heel Vlaanderen, hier wordt wel een onderscheid gemaakt tussen landelijk en stedelijk gebied om rekening te houden met het verschil in populatiedensiteit in deze gebieden. Er zijn dus limieten aan de modellering van de inzameling, waarvan wel aangenomen wordt dat deze voldoende uitgebreid is binnen de context en doel van deze studie; het is namelijk niet de bedoeling gedetailleerde ophaalrondes voor deze afvalfractie te modelleren. Er wordt bovendien een sensitiviteitsanalyse uitgevoerd op de meest gevoelige parameters van de inzamelkosten om na te gaan of er een omslagpunt is waar de conclusies kunnen veranderen.
- De verwerking van keukenafval via vergisting of voorvergisting met nacompostering wordt nog niet toegepast in de praktijk in Vlaanderen, er zijn geen gegevens voorhanden om deze technologie juist te modelleren. De milieu-impact wordt gemodelleerd met bepaalde data van voorvergisting met nacompostering van gft als proxy. Een mogelijke over- of onderschatting van deze milieu-impact is mogelijk.
- Tijdens de voorbehandeling waarbij de zakken worden gescheurd of gescheiden, bestaat de kans dat kleine deeltjes plastic in het bioafval terecht komen. Ook wanneer bioafval wordt ingezameld in een container, bestaat de kans op aanwezigheid van vervuiling in het bioafval (bv. plastic verpakkingen die mee in de container worden gegooid). Deze verontreinigingen moeten verwijderd worden, om te voldoen aan de kwaliteitsvereisten voor het compost/digestaat. Er is een trend waarbij deze verplichtingen steeds strenger worden, waardoor aangenomen kan worden dat een intensievere of bijkomende voorbehandeling in alle inzamelscenario's nodig zal zijn.
- De zakken worden gemodelleerd uit kunststof (HDPE), zoals bv. in het Optimo-systeem, en niet uit composteerbare materialen wat ook een mogelijkheid is. De economische/milieu-impact van de zakken is beperkt op de resultaten is beperkt, en zal de conclusies niet beïnvloeden.
- De participatiegraad is van belang voor het halen van de restafvaldoelstelling, hoe groot deze zal zijn in elk scenario is mede gebaseerd op enkele hypotheses. Deze parameter kan sterk veranderen in de toekomst onder verschillende stimuli.
- De sensitiviteitsanalyses tonen aan dat er grote onzekerheid zit in de resultaten door de verschillende gevoelige parameters die aanwezig zijn. Een deel van deze onzekerheid wordt veroorzaakt door de tijdskost die optreedt bij het verplaatsen naar het recyclingpark, er bestaat namelijk een grote range op deze tijdskost.

- Het potentieel kwaliteitsprobleem van het ingezameld gft via ondergrondse containers wordt niet meegenomen in de modellering. In bestaande sorteerstraten vormt de kwaliteit van dit gft soms al een probleem, door het aanwezige restafval in dit selectief ingezamelde gft. Daartegen kunnen zeker voorzorgsmaatregelen genomen worden om deze verontreiniging tegen te gaan, dus hoeft dit vermits strategische aanpak over de voorziening van deze containers geen probleem te vormen. Bovendien kan de ligging van de container een rol op de kwaliteit spelen; sorteerstraten worden vaak gebruikt in wijken met veel appartementen, waar typisch meer multiculturele en kansarme bevolking gehuisvest is. Dit is mogelijks een reden voor de huidige lagere kwaliteit van het ingezameld afval. Maar dit probleem is dus niet noodzakelijk extrapoleerbaar.
- De inzameling van bioafval gebeurt in zakken of containers. De inzameling van bioafval via zakken lijkt ergonomisch minder interessant dan containers die voortgetrokken worden in plaats van opgetild worden. Anderzijds kunnen zeer volle rolcontainers ook moeilijk voortbewegen, wat een last kan zijn voor de persoon die deze container naar de straatkant verplaatst of de lader die deze inlaadt. De impact van de ergonomie van het inzamelrecept wordt niet meegenomen in de modellering.

9 CONCLUSIES

De resultaten leiden tot volgende conclusies over het selectief inzamelen van bioafval.

– **Stimulansen zijn nodig om de participatiegraad te verhogen**

De bijdrage van het selectief inzamelen van bioafval voor het behalen van de restafvaldoelstelling (100 kg/inwoner/jaar) is afhankelijk van de participatiegraad; met de huidige participatiegraad zal de bijdrage niet voldoende zijn om deze doelstelling te halen. Stimulansen voor de bevolking zijn nodig door de inzet van een mix van instrumenten, bv. gewichtsdiftar voor huisvuil, tarief verschil tussen huisvuil en bioafval, verlaging van de inzamelfrequentie van het huisvuil, sensibiliseringscampagnes, etc.

– **De selectieve inzameling van bioafval is relevant voor het Optimo-systeem**

In het Optimo-systeem wordt netto wel een maatschappelijke baat gevonden voor de selectieve inzameling van bioafval via een bijkomende zak; 'dit inzamelscenario is nog in proefprojectfase en moet nog worden geëvalueerd..

NB: Op basis van deze studie kan men zich niet uitspreken over de globale voor- en nadelen van het Optimo-systeem want daarvoor zou een bredere modellering nodig zijn, inclusief alle andere stromen die nu door dit systeem ingezameld worden. Het samen inzamelen van de verschillende afvalfracties optimaliseert economische kosten van de afvalinzameling, maar anderzijds verliest men op deze manier de mogelijkheid om gewichtsdiftar toe te passen op het huisvuil en bioafval, een middel om de participatiegraad voor de selectieve inzameling van bioafval te beïnvloeden. Ook de mogelijkheid om de inzamelfrequentie van de diverse fracties te laten variëren ten opzichte van elkaar valt weg.

– **De selectieve inzameling van bioafval leidt in de meeste gevallen tot een maatschappelijke kost; het verlagen van de inzamelfrequentie van huisvuil kan deze kost in een maatschappelijke baat omzetten**

De grote economische kost weegt zwaarder door dan de sociale en milieubaten. De bijkomende inzamelronde van het bioafval leidt tot een grote kost; deze wordt maar amper tegengewerkt door de vermeden inzamelkost van het huisvuil wanneer zijn inzamelfrequentie niet verandert en tweewekelijks blijft. Wanneer deze inzamelfrequentie verlaagt naar driewekelijks, wordt wel een significante verbetering van de resultaten gevonden; in A1, A2 en A5 wordt dan gemiddeld een maatschappelijke baat gevonden. Deze is te verklaren door de besparing op de inzameling van het huisvuil, en de hogere participatiegraad bij de inzameling van het bioafval. Indien de inzamelfrequentie van het bioafval toeneemt tot wekelijks, en de inzamelfrequentie van het huisvuil verlaagd naar driewekelijks, kan een nog grotere participatiegraad verwacht worden voor het bioafval. Deze toename van de participatiegraad is echter niet voldoende om het kosteffect van de verdubbeling van de inzamelrondes tegen te werken; opnieuw wordt in alle scenario's een maatschappelijke kost gevonden.

– **Het brengsysteem op korte afstand in sterk stedelijk gebied scoort slechter dan de scenario's waar het bioafval selectief huis-aan-huis wordt ingezameld.**

In dit inzamelscenario wordt een grote economische kost gevonden (door de hoge investerings-, onderhouds- en ledigingskost) en een sociale kost, door de tijds kost ter verplaatsing van de burger tot het inzamelpunt.

- **De grootste milieubaat wordt gevonden wanneer het bioafval wordt ingezameld als gft, en verwerkt via voorvergisting met nacompostering.**

Hierbij wordt biogas en compost gevormd, elk met hun eigen milieubaten. Deze verwerkingstechniek kan ook toegepast worden op het keukenafval, waarna het digestaat met tuinafval wordt gemengd en gecomposteerd. Hierbij wordt een grote hoeveelheid biogaspotentieel gemeden aangezien het tuinafval enkel in de nacompostering wordt toegevoegd, en niet gedeeltelijk (het deel van het tuinafval in het gft) langs de vergistingsstap passeert. Anderzijds heeft deze verwerkingstechnologie wel de grootste economische kost. Dit inzamel- en verwerkingsscenario heeft bijgevolg wel de op één na grootste maatschappelijke kost.

- **Een groot deel van de economische kost bestaat uit inzamelkost.**

Aangezien deze inzameling voornamelijk uit personeelskosten bestaat, wordt een groot deel van deze kosten teruggevonden als sociale baat door de jobcreatie tijdens deze inzameling van bioafval.

- **De bereidheid van privé-producenten om aan te sluiten op de selectieve inzameling van huishoudelijk bioafval is afhankelijk van verschillende parameters die sterk kunnen verschillen tussen relevante sectoren en tussen bedrijven binnen deze sectoren.**

Dit maakt het moeilijk één inzamelscenario naar voren te schuiven waar de meeste privé-producenten bij zouden aansluiten. Een mogelijke aansluiting van privé-producenten is vooral relevant voor horecazaken en bakkers, in systemen waar een wekelijkse inzamelfrequentie wordt gehanteerd (al vaak het geval voor huishoudelijk bioafval in sterk stedelijk gebied). Ook ondergrondse containers op korte afstand bieden de mogelijkheid aan zaken om snel van hun bioafval af te geraken, waardoor ze makkelijk de regels van de FAVV rond opslag van bioafval kunnen respecteren.

Privé-producenten moeten sinds begin 2021 of vanaf begin 2024 (afhankelijk van sector, en grootte bedrijf) keukenafval selectief inzamelen. Enerzijds moeten dus de bedrijven gemotiveerd geraken om deze inzameling uit te voeren, en moeten de publieke en private inzamelaars gemotiveerd zijn voldoende te controleren hierop. Verschillende stimulansen kunnen hierbij helpen.

Lijst van tabellen

Tabel 1: Overzicht onderzochte inzamelscenario's.....	8
Tabel 2: Variaties inzamelfrequentie op onderzochte inzamelscenario's	8
Tabel 3: Indicatief reductiepotentieel op Vlaams niveau per onderzocht scenario bij 2 wekelijkse inzamelfrequentie, wanneer alle gemeenten overschakelen op één bepaald scenario	10
Tabel 4: Samenstelling van de stuurgroep	19
Tabel 5: Onderzochte inzamelscenario's (* In dit geval is er dus geen huis-aan-huis inzameling van het tuinafval)	21
Tabel 6: Alle onderzochte scenario's (inzameling & verwerking).....	23
Tabel 7: Milieu-impact categorieën	31
Tabel 8: Vermeden grondstoffen door gebruik compost/digestaat.....	40
Tabel 9: Selectief ingezameld bioafval.....	43
Tabel 10: Selectief ingezameld bioafval (2).....	43
Tabel 11: Aandeel tuin- en keukenafval in huisvuil	44
Tabel 12: Bioafval in huisvuil.....	44
Tabel 13: Totale aangeboden hoeveelheid bioafval (selectief + niet-selectief).....	44
Tabel 14: Ratio selectief / (selectief + niet-selectief).....	46
Tabel 15: Participatiegraad per scenario.....	46
Tabel 16: Modellerings vaste onderdelen inzameling.....	47
Tabel 17: Parameters ter berekening van duur tussen collectiepunten	47
Tabel 18: Parameters ter berekening inzameltijd	48
Tabel 19: Parameters ter modellering sterk stedelijk gebied	49
Tabel 20: Parameters ter modellering van huis-aan-huis inzameling in sterk stedelijk gebied	49
Tabel 21: Parameters ter berekening inzamelkosten	50
Tabel 22: Gegevens ter berekening van de voorbehandelingskosten	50
Tabel 23: Gegevens ter berekening van verwerkingskosten bioafval	50
Tabel 24: Gegevens ter berekening van de kost van nabehandeling van digestaat bij vergisting	51
Tabel 25: Gegevens ter berekening van de baten van de verschillende verwerkingsmethoden.....	52
Tabel 26: Parameters ter berekening van kost ter verbranding bioafval	52
Tabel 27: Gegevens ter berekening opslag in recyclagepark/intermediaire opslag.....	53
Tabel 28: Gegevens ter berekening van de kost van recipiënten.....	53
Tabel 29: Gegevens ter berekening milieu-impact transport vuilniswagens	54
Tabel 30: Parameters ter modellering van het composteerproces	55
Tabel 31: Parameters ter modellering van de voorvergistings met nacomposteringsproces	56
Tabel 32: Parameters ter modellering vergistingsproces.....	57
Tabel 33: Parameters ter modellering van verbranding van bioafval	59
Tabel 34: Parameters ter modellering van vermeden productie door compost	59
Tabel 35: Gegevens ter berekening van de hoeveelheid digestaat	60
Tabel 36: Nutriëntvervangingswaarden van het gedroogd digestaat	60
Tabel 37: Gegevens ter modellering inzamelrecipiënten (HAH)	61
Tabel 38: Gegevens ter modellering ondergrondse containers	62
Tabel 39: Parameters ter berekening sociale baat door jobcreatie tijdens inzameling	62
Tabel 40: Parameters ter berekening sociale baat door jobcreatie op recyclagepark	63
Tabel 41: Parameters ter berekening sociale baat door jobcreatie tijdens verwerking bioafval	63
Tabel 42: Parameters ter berekening sociale baat door jobcreatie tijdens verbranding bioafval	64
Tabel 43: Parameters ter berekening sociale kost door verplaatsing naar recyclagepark	64
Tabel 44: Parameters ter berekening sociale kost door verplaatsing naar ondergrondse container	65
Tabel 45: Parameters ter berekening sociale kost door plaatsinname recipiënt.....	65

Tabel 46: Hoeveelheid bioafval dat uit het huisvuil verdwijnt per scenario.....	68
Tabel 47: Inzamelkost van huis-aan-huis inzameling (€/t bioafval) per scenario	72
Tabel 48: Hoeveelheid bioafval dat uit het huisvuil verdwijnt per scenario (alternatief geval 1)	76
Tabel 49: Hoeveelheid bioafval dat uit het huisvuil verdwijnt per scenario (alternatief geval 2)	77
Tabel 50: Inzamelkost van huis-aan-huis inzameling (€/t bioafval) per scenario in sterk stedelijk gebied.....	86
Tabel 51: Uittreksel beschrijvende statistieken	93
Tabel 52: Correlatietabel	94
Tabel 53: elasticiteiten gft-regio	97
Tabel 54: Elasticiteiten gft- en groenregio.....	100
Tabel 55: Geïnterviewde personen deel III.....	104
Tabel 56: Gemonetariseerde impactcategorieën	120
Tabel 57: Belangrijkste hypothesen voor de monetarisatie van de milieueffecten	122
Tabel 58: Lijst van Vlaamse steden	129
Tabel 59: Impact categorieën PEF	131
Tabel 60: Normalisatie- en wegingsfactoren	132
Tabel 61: Monetarisatiefactoren	133
Tabel 62: LCI verwerking bioafval	134
Tabel 63: LCI plastic zak/container	138
Tabel 64: LCI van een ondergrondse container	139
Tabel 65: LCI van het transport.....	139
Tabel 66: Data quality assessment primary data.....	140
Tabel 67: Criteria for assessing the quality of the data.....	141
Tabel 68: Definitions of data quality levels used in this study	142
Tabel 69: Overall level of data quality according to ratings	142
Tabel 70: Verschillende fasen bij de inzameling/verwerking van bioafval	147
Tabel 71: Hiërarchie tussen scenario's voor geheel van de impact categorieën (HAH).....	148
Tabel 72: Hiërarchie tussen scenario's voor geheel van de belangrijkste impact categorieën (HAH)	149
Tabel 73: Verschillende fasen bij de inzameling/verwerking van bioafval	154
Tabel 74: Hiërarchie tussen scenario's voor geheel van de impact categorieën (sterk stedelijk gebied)	155
Tabel 75: Hiërarchie tussen scenario's voor geheel van de belangrijkste impact categorieën (sterk stedelijk gebied).....	156
Tabel 76: Beschrijvende statistieken.....	162

Lijst van figuren

Figuur 1: Totale maatschappelijke impact huis-aan-huis scenario's bioafval	9
Figuur 2: Maatschappelijke impact inzamelscenario's (uitgez. A4) bij 3-wekelijkse inzameling huisvuil en 2-wekelijkse inzameling bioafval	11
Figuur 3: Maatschappelijke impact inzamelscenario's in sterk verstedelijkt gebied	12
Figuur 4: schematische voorstelling van MKBA en monetarisatie	20
Figuur 5: Schematische voorstelling huis-aan-huis inzameling	25
Figuur 6: Systeemgrenzen van het bestudeerd systeem.....	34
Figuur 7: jaarlijkse productie bioafval per Vlaming	45
Figuur 8: Totaal selectief ingezameld bioafval per scenario	68
Figuur 9: Totale maatschappelijke kosten/baten per scenario (HAH)	69
Figuur 10: Totale maatschappelijke kosten/baten per ton selectief ingezameld bioafval (HAH).....	70
Figuur 11: Economische impacten per scenario (HAH)	71
Figuur 12: Milieu-impacten per scenario (HAH)	73
Figuur 13: Sociale impacten per scenario (HAH).....	75
Figuur 14: Totale maatschappelijke kosten/baten per scenario, alternatief inzamelfrequentie 1 (HAH)	76
Figuur 15: Totale maatschappelijke kosten/baten per scenario, alternatieve inzamelfrequentie 2 (HAH)	78
Figuur 16: Sensitiviteitsanalyse participatiegraad (a).....	79
Figuur 17: Sensitiviteitsanalyse participatiegraad (b).....	80
Figuur 18: Sensitiviteitsanalyse snelheid vuilniswagen (a)	81
Figuur 19: Sensitiviteitsanalyse snelheid vuilniswagen (b)	81
Figuur 20: Totale maatschappelijke kosten/baten per scenario (brengsysteem)	83
Figuur 21: Totale maatschappelijke kosten/baten per ton selectief ingezameld bioafval per scenario (brengsysteem)	84
Figuur 22: Totale economische kost/baat per scenario (brengsysteem)	85
Figuur 23: Totale milieu-impact per scenario (brengsysteem)	87
Figuur 24: Totale sociale impact per scenario (brengsysteem)	88
Figuur 25: Diftarsystemen gft	91
Figuur 26: Diftarsystemen huisvuil	92
Figuur 27: Elasticiteiten gft-regio – verandering kg HV/capita.....	97
Figuur 28: Elasticiteiten groen- en gft-regio – verandering kg HV/capita.....	99
Figuur 29: Voorbeeld van de monetarisatie methodiek toegepast op een milieueffect	118
Figuur 30: Dubbeltelling bij milieu-effecten	125
Figuur 31: Dubbeltelling bij de handel in emissierechten	125
Figuur 32: Dubbeltelling bij abiotische grondstoffen.....	126
Figuur 33: Dubbeltelling bij welzijn van werknemers.....	126
Figuur 34: Sociaal voordeel van een gecreëerde job in VTE op basis van een bruto jaarloon van 40 000 €	128
Figuur 35: Totale maatschappelijke kosten/baten per scenario, alternatief inzamelfrequentie 1 (€/ton)	144
Figuur 36: Totale maatschappelijke kosten/baten per scenario, alternatief inzamelfrequentie 2 (€/ton)	145
Figuur 37: Totale maatschappelijke kosten/baten per scenario (alternatief 3).....	146
Figuur 38: Totale maatschappelijke kosten/baten per scenario, alternatief inzamelfrequentie 3 (€/ton)	147
Figuur 39: Resultaten voor Resource use, fossils per scenario en per fase (HAH)	150

Figuur 40: Totale resultaten voor Ecotoxicity freshwater, per scenario en per fase (HAH).....	151
Figuur 41: Resultaten voor Climate change, per scenario en per fase (HAH).....	152
Figuur 42: Totale resultaten voor Acidification, per scenario en per fase (HAH)	153
Figuur 43: Totale resultaten voor Particulate matter, per scenario en per fase (HAH)	154
Figuur 44: Totale resultaten voor Resource use, fossils per scenario en per fase (sterk stedelijk gebied).....	157
Figuur 45: Totale resultaten voor Ecotoxicity, freshwater per scenario en per fase (sterk stedelijk gebied).....	158
Figuur 46: Resultaten voor Climate change, per scenario en per fase (sterk stedelijk gebied)	159
Figuur 47: Totale resultaten voor Acidification, per scenario en per fase (sterk stedelijk gebied) ..	160
Figuur 48: Totale resultaten voor Particulate matter, per scenario en per fase (sterk stedelijk gebied)	161
Figuur 49: Vraag naar de Inzameling van Huisvuil.....	164
Figuur 50: Vraag naar selectieve inzameling van gft.....	164
Figuur 51: Tarieven inzameling afval.....	165

10 BIJLAGEN

10.1 MONETAIRE WAARDERING

Monetarisatie is een complexe taak, die doorgaans de uitwerking van een **monetarisatiemodel** vereist, dat altijd afhankelijk is van de modelleringshypothesen en soms ook van de geografische en tijdsgebonden context.

Twee benaderingen zijn mogelijk:

- bij de benadering via het traject van de effecten (« Impact pathways »), wat neerkomt op een « bottom – up » -raming, is het volgende te bepalen:
 - o de effectenketen tussen een elementaire stroom (bijv. een emissie van CO₂) en de uiteindelijk door een mens gevoelde effecten (bijv. hitte omwille van klimaatverandering);
 - o de monetaire waarde van deze gevoelde effecten (Euro).
- bij de gemiddelde benadering en de « top-down »-raming worden effecten eveneens aan elementaire stromen toegerekend, maar op een gemiddelde manier. De gemodelleerde effectenketen is minder gedetailleerd en laat niet toe het effect van een bijkomende hoeveelheid elementaire stroom af te zonderen, zoals dat bij de marginale benadering (« impact pathways ») wel mogelijk is. De gevoelde effecten worden op dezelfde wijze globaal geraamd en de totale kosten voor de schade of voor de herstelactiviteiten worden toegerekend aan alle elementaire stromen die verantwoordelijk zijn voor die effecten.

Voor de benadering die voor elke milieuproblematiek gekozen werd, zie Tabel 57.

De verhouding tussen de monetaire waarde van de gevoelde effecten en de elementaire stroom die ervoor verantwoordelijk is (fysische eenheden) wordt de **monetarisatiefactor (MF)** van de elementaire stroom genoemd.

De effectenketen

Eerste stap is te bepalen of de elementaire stroom tot rechtstreekse schade leidt dan wel of hij voorwerp uitmaakt van een actie tot preventie/herstel van de schade om die schade te verminderen of op te heffen.

In het **geval van rechtstreekse schade** is de MF de monetaire raming van die schade (aard en omvang te bepalen).

In het **geval van een preventie/herstelactie** is de MF gelijk aan de som van meerdere elementen:

- de monetaire raming van de effecten eigen aan de preventie/herstelactie. Deze wordt vaak benaderd via de milieueffecten van de gemiddelde Europese activiteit.
- de monetaire raming van het verlies van welzijn veroorzaakt door de gedwongen uitgave die deze actie inhoudt. Bij gelijkblijvend volume van de economische activiteit leidt immers elke bijkomende uitgave tot het wegvallen van een andere activiteit, waar een gelijkwaardig uitgavebedrag tegenover staat.
- de monetaire raming van de effecten eigen aan de weggevallen activiteit (in negatieve waarde). Een aanvaardbare vereenvoudiging in dit laatste geval kan erin bestaan een specifieke activiteit via de gemiddelde economische activiteit te benaderen.

De aangewezen methode om effectenketens te modelleren is gebaseerd op de modellering van de marginale effecten. Die optie is de meest afdoende want zij probeert die effecten te modelleren, die voortvloeien uit de stijging met één eenheid van de stroom die verantwoordelijk is voor het effect. Niettemin kunnen de resultaten

van een marginale modellering, onder bepaalde voorwaarden, benaderd worden door een gemiddelde modellering.

De tussenliggende effecten kunnen een wereldwijde, regionale of lokale dimensie hebben. In dit laatste geval is het nodig om rekening te houden met de eigenheden van de lokale context (bijvoorbeeld: de blootgestelde bevolking, de topografie, de kwetsbaarheid van de waterlopen, enz.).

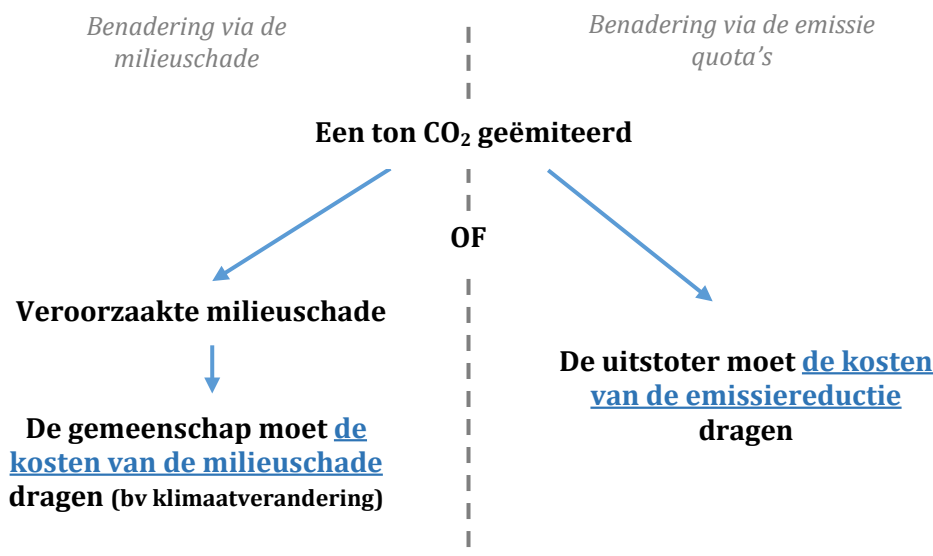
Bepaling van de monetaire waarde van de gevoelde effecten

Deze gebeurt

- ofwel door bepaling van de 'willingness to pay' (bereidwilligheid om te betalen / aanvaarden ter compensatie van een gunstig/ongunstig effect) met betrekking tot een gevoeld effect (benadering via de verklaarde⁵¹ of opgetekende⁵² voorkeuren),
- ofwel door bepaling van de handelswaarde van de gevoelde effecten (kosten van de veroorzaakte schade, herstelkosten, enz.).

Desgevallend wordt een (aan de inflatie gekoppelde) actualisatie- en/of correctiefactor op deze monetaire waarden toegepast.

Bijvoorbeeld zijn er twee benaderingen mogelijk voor de CO₂-emissies:



Figuur 32: Voorbeeld van de monetarisatie methodiek toegepast op een milieueffect

Totale milieukosten en externe effecten

Twee types milieukosten bestaan, de externe en de totale kosten:

- De totale milieukosten bestrijken alle milieueffecten van een activiteit.
- De externe milieukosten zijn de milieukosten waarmee geen rekening gehouden wordt in het economische gedeelte; zij worden ook «externe milieueffecten» genoemd. Sommige milieukosten zijn

⁵¹ voorwaardelijke evaluatie

⁵² verplaatsingskosten

immers opgenomen in het economische gedeelte, bijvoorbeeld in de vorm van belastingen (b.v. storthellingen). Het is van belang om te voorkomen dat deze zogenaamde «geïnternaliseerde» kosten twee keer meegeteld worden (één keer in het milieugedeelte en een tweede keer in het economische gedeelte).

De totale milieukosten (som van de geïnternaliseerde en de externe kosten) kunnen voorgelegd worden opdat de lezer het reële belang van de milieueffecten zou kunnen inschatten, maar het zijn de externe milieukosten die in aanmerking genomen worden voor het samenvoegen van de economische, maatschappelijke en milieukosten.

Opmerking: theoretisch gezien geldt hetzelfde voor de maatschappelijke aspecten, maar in het kader van deze studie wordt het verschil als verwaarloosbaar beschouwd.

De resultaten van deze milieubeoordeling worden gegeven in totale monetaire waarde (€).

Grenzen van de monetarisatie

Conceptueel gezien vertoont monetarisatie dezelfde grenzen als de andere samenvoegings- en wegingsmethodes die mogelijk gebruikt kunnen worden om de milieueffecten van een LCA-studie uit te drukken in een single score.

De toegankelijkheid van de gegevens vormt in de praktijk een potentiële grens. Een tekort aan beschikbare gegevens kan zich immers in de verschillende fases van de monetarisatie voordoen:

- de effectenketens tussen de tussenliggende effecten (die a priori in een LCA-studie beschouwd worden) en de gevoelde effecten die de mens beïnvloeden.
- de lokale context die de effectenketens beïnvloeden
- de waardering van het gevoelde effect op de mens.

In de praktijk is monetarisatie in een aantal gevallen gebaseerd op minorante en majorante benaderingen:

- Geval van een majorante benadering: een moeilijkheid kan zijn om aan bepaalde elementaire stromen monetaire waarden toe te kennen die door de markt in prijzen uitgedrukt of vertaald zijn. Voorbeeld: de beoordeling van de hinder die veroorzaakt wordt door een verbrandingsinstallatie, in hoofdzaak geluids-, geur- en visuele hinder. De kans bestaat dat het bedrag dat men bereid is te betalen om de bron van de hinder weg te nemen, een deel van de effecten van de atmosferische vervuiling op de gezondheid bestrijkt, daar waar deze effecten al onderzocht zijn in de categorie «toxiciteit». Het gevolg is dat dit bedrag mogelijk overschat is.
- Geval van een minorante benadering: wanneer de effectenketen herstelling van de schade omvat, is het in werkelijkheid mogelijk dat de schade niet volledig opgeheven wordt en dat een deel van de schade overblijft. Deze restschade zal echter niet opgenomen worden in de beoordeling, die dus onderschat zal zijn. Maar los van eventuele overblijvende schade, de betaalde herstellingskosten liggen sowieso lager dan de schadekosten, anders had geen herstelling plaatsgevonden.
- Om dit illustreren: Wat is de waarde van schoenen van 1 jaar? Stel dat deze 1-jarige schoenen worden beschadigd. Als de herstellingskosten 50 € bedragen, worden ze niet hersteld. Als de herstellingskosten 20 € bedragen, worden ze wél hersteld. Dus de waarde van 1-jarige schoenen bedraagt tussen 20 (minorant) en 50 € (majorant).
- Tot slot rijst de vraag van de gemeenschappelijke betekenis van de euro wanneer gemonetariseerde milieueffecten samengevoegd en afgetoetst worden aan de financiële kosten en de maatschappelijke gevolgen, en dit ondanks de gemeenschappelijke definitie die men aan een bijkomende euro probeert te geven gemeten naar de bijbehorende variatie in het welzijn.

Beschrijving van de gemonetariseerde impactcategorieën

De gemonetariseerde impactcategorieën zijn in 11 onder categorieën ingedeeld.

Tabel 59: Gemonetariseerde impactcategorieën

Gemonetariseerde impactcategorieën	JRC-impactcategorieën
Klimaatverandering	Climate change
Verzuring van de lucht	Acidification
Verbruik van natuurlijke hulpbronnen	Resource use, fossils Resource use, minerals and metals
Daling van de waterkwaliteit	Eutrophication on freshwater Eutrophication marine
Waterverbruik	Water use
Aantasting van de ozonlaag	Ozone depletion
Toxiciteit voor de mens	Cancer human health effect Non-cancer human health effect Photochemical ozone formation human health Respiratory inorganics
Schade aan structuren	/
Ecotoxiciteit	Ecotoxicity freshwater
Ioniserende straling	Ionising radiation
Landgebruik	Land use

De methodologie die toegepast werd om voor elke categorie de factoren vast te leggen, wordt hierna beschreven.

Klimaatverandering

De monetaire waarde die we proberen te bepalen is de waarde van de schade veroorzaakt door een extra uitgestoten ton CO₂, ook wel de sociale kost van koolstof genoemd.

Een tutelare waarde, vastgesteld op basis van de vermijdingskosten, is een goede indicatie voor de maatschappelijke kosten van koolstof. Het vaststellen van een voogdijwaarde voor CO₂ is namelijk als het maken van een afweging tussen de kosten van de schade die door de klimaatverandering wordt veroorzaakt en de kosten van het vermijden van de emissie van één ton CO₂. In de praktijk, om een bepaalde doelstelling voor de opwarming van de aarde te bereiken en het "koolstofbudget" te respecteren, variëren de vermijdingskosten in de tijd omdat de goedkoopste vermijdingsmaatregelen per ton vermeden CO₂ prioriteit krijgen (marginale vermijdingskostencurve).

De waarden zijn in 2019 door de commissie Quinet⁵³ voor de Franse regering (France Stratégie) vastgesteld. De waarden in functie van het jaar van emissie komen overeen met de vermijdingskosten die verbonden zijn aan een emissietraject (of koolstofbudget) dat in 2050 een netto-emissieneutraliteit in Frankrijk mogelijk zou maken, wat de doelstelling van de Franse regering is, afgestemd op de doelstelling van de Europese Commissie.

53 Referentiedocument: Quinet, A.; 2019; The value of climate action - A carbon proxy to evaluate investments and public policies, rapport voor France Stratégie.

De Quinet-commissie heeft de waarde bepaald op 500 EUR₂₀₁₈/t CO₂eq. in 2040 en deze waarde in de tijd gevarieerd met een discontovoet van 4,5% (inclusief een zuiver voorkeurspercentage van 1% voor het heden). Voor een emissie in 2020 is de waarde van 214 € per ton CO₂ eq. (in EUR 2020).

Er zij op gewezen dat de commissie Quinet in haar algemene aanbevelingen lagere waarden vóór 2040 aanhoudt om redenen van politieke consistentie met de eerder gebruikte officiële waarden. Er wordt een "inhaalbeweging" tussen het vorige, lagere traject en het huidige traject voorgesteld. RDC houdt niet vast aan deze inhaalbeweging, die overeenstemt met een politiek compromis en niet met de maatschappelijke kosten van broeikasgasemissies.

Deze benadering komt overeen met de veronderstelling van een sterke vasthoudendheid van het bestuur:

- Als een agens vandaag één ton CO₂ uitstoot en als de hoeveelheid koolstof die per jaar kan worden uitgestoten, gecontroleerd wordt om aan de verwachte emissieroute te voldoen, dan heeft de koolstofuitstoot geen marginaal effect op het milieu, omdat een ander agens vandaag de dag niet kan uitstoten, tegen een kostprijs die overeenkomt met de kosten van de huidige vermindering (een agens wordt er niet van weerhouden om in 2050 één ton CO₂ uit te stoten).
- De geldwaarde van een CO₂-emissie vandaag de dag moet de kosten van de vermindering vandaag de dag zijn en groeien volgens het traject van de vermijdingskosten.

In gevoeligheidsanalyse kan de waarden in verband met het scenario van zwak bestuur worden getest, namelijk de waarde van 694 €₂₀₂₀ per ton CO₂ voor een emissie in 2020. De waarden zijn ontleend aan modellen die Anthoff⁵⁴ in 2007 in het kader van het Europese onderzoeksproject NEEDS heeft uitgevoerd. De waarden vertegenwoordigen de marginale kosten van CO₂-emissies. De modellering is gebaseerd op het FUND (Climate Framework for Uncertainty, Negotiation and Distribution) geïntegreerd beoordelingsmodel (IAM) versie 3. Van de IAM-modellen is het FUND-model een van de meest gedetailleerde. Het model bestrijkt de periode van 1950 tot 2300.

De belangrijkste modelparameters die zijn gebruikt, zijn de volgende:

- Intergenerationele billijkheidsbenadering: 0% zuiver voorkeursstarief: dit is een "ethische" benadering waarbij toekomstige generaties hetzelfde gewicht hebben als de huidige generatie. Bij deze benadering zijn de waarden relatief hoog omdat de toekomstige generaties die schade lijden een relatief groot gewicht in de berekening hebben.
- Intragenerationele billijkheidsbenadering: bij de waardering wordt aan dezelfde schade in arme regio's een groter gewicht toegekend dan in rijke regio's. De waarde is gestandaardiseerd op EU-niveau, zodat 1 euro van het model 1 euro waard is voor een gemiddelde Europeaan.

De Duitse overheidsinstantie UBA gebruikt dezelfde bron om de sociale kosten van broeikasgasemissies voor Duitsland te bepalen.

Verbruik van natuurlijke hulpbronnen

54 Referentiedocument: Anthoff, D., 2007, NEEDS project Delivery n° 5.4 - RS 1b "Report on marginal external damage costs inventory of greenhouse gas emissions", Project medegefinancierd door de Europese Commissie binnen het Zesde Kaderprogramma (2004-2008).

De uitputting van niet-hernieuwbare hulpbronnen is een last voor toekomstige generaties, die van bepaalde vormen van gebruik zullen worden beroofd of meer zullen moeten betalen voor de toegang tot hulpbronnen.

De uitputting van de niet-hernieuwbare hulpbronnen wordt beoordeeld aan de hand van een monetaire waarderingmethode, ontwikkeld door RDC Environment en Bo Weidema. Deze ontwikkeling heeft geleid tot de publicatie in januari 2019 van een peer-reviewed wetenschappelijk artikel in het tijdschrift *Resources*, dat gratis toegankelijk is⁵⁵.

Citaat: Huppertz, T., Weidema, B. P., Standaert, S., De Caemel, B., & van Overbeke, E. (2019). The Social Cost of Sub-Soil Resource Use. *Resources*, 8(1), 19.

De monetaire waardering van de natuurlijke hulpbronnen heeft tot doel de optimale prijs van de natuurlijke hulpbronnen te evalueren om rekening te houden met deze negatieve externaliteiten voor toekomstige generaties.

Het principe van onze methode is:

- de marktprijs gebruiken, die geacht wordt vele effecten (toegevoegde waarde, vervangbaarheid, tijd tot uitputting...) correct weer te geven,
- maar de markt geeft de voorkeur aan het heden → deze marktprijs moet gecorrigeerd worden om de huidige en toekomstige generaties eerlijk weer te geven; dit gebeurt met behulp van een "sociale" discontovoet.

Andere belangrijkste hypothesen voor de monetarisatie van de milieueffecten

Tabel 60: Belangrijkste hypothesen voor de monetarisatie van de milieueffecten

Elementary flows affected	Sub impact categories / other subdivisions	Type of effects chains / method of monetization	Main assumptions
Air acidification			
Acidifying emissions in the air.	Buildings and structures (excluding fouling due to particles)	Repair / average approach (« top-down »)	Environmental impacts of repair activities are equal to those of the average economic activity. Average approach « top-down » . ⁵⁶
	Lakes	Repair / « top-down »	
	Crops	Repair / « top-down »	

⁵⁵ <https://www.mdpi.com/2079-9276/8/1/19/pdf>

⁵⁶ In the "top / down" approach, it is assumed that the monetization values are reported according to emission sources (see the third column. Ex: Lakes, crops, forests) compared to the total acidifying emissions. Illustrative example: the value of 1000 € / kg SO₂ emitted (for example) is used for the repair of buildings. This amount of 1 000 € evaluates in reality the 20% (example) of SO₂ emitted molecules that really react with buildings. The remaining 80% react with forests, crops and others. However, the 1 000 € are reported to kg SO₂ emitted.

Elementary flows affected	Sub impact categories / other subdivisions	Type of effects chains / method of monetization	Main assumptions
	Forests	Damages (loss of productivity, aesthetic and recreational aspects) / « top-down »	
Ozone depletion			
Air emissions of substances depleting the ozone layer.		Damages / "top/down"	The adoption of a non-zero MF can only be justified for studies involving emission of former refrigerant (eg old fridges).
Eutrophication, freshwater & marine			
Emissions of P-substances in water and soil	Eutrophication, freshwater	Repair/ "top-down"	Damages are estimated through ecosystem restoration costs (source: OVAM 2017 "Annex: monetisation of the MMG method (2017)").
Emissions of N-substances to air and water	Eutrophication, marine		
Human toxicity			
Air emissions of particulates, NO _x and SO ₂	Toxicity, particulate matter	Damages / « impact pathways »	Upper bound determined for each elementary flow among monetisation factors obtained either by <ul style="list-style-type: none"> • Monetary valuation of PM2.5 from NEEDS 2007 combined with the midpoint LCIA method "Particulate matter, EF3.0" • Endpoint LCIA method ReCiPe "Fine particulate matter formation - Recipe 2016 – Endpoint" expressed in DALY and monetisation of a DALY
Air emissions of VOCs and N-substances	Toxicity – Photochemical ozone formation	Damages / « impact pathways »	Upper bound determined for each elementary flow among monetisation factors obtained either by <ul style="list-style-type: none"> • Monetary valuation of NMVOC eq from the tool EcoSenseWebV1.2 - 21.12.2007 combined with the midpoint LCIA method "Photochemical ozone formation, human health, EF 3.0" • Endpoint LCIA method ReCiPe "Ozone formation, Human health - Recipe 2016 - Endpoint " expressed in DALY and monetisation of a DALY
Emissions of carcinogenic substances to air, water and soil	Human toxicity – cancer	Damages / « impact pathways »	Upper bound determined for each elementary flow among monetisation factors obtained either by <ul style="list-style-type: none"> • Monetary valuation of chromium VI emitted to air from the tool EcoSenseWebV1.2 - 21.12.2007 combined with the midpoint LCIA method "Human toxicity, cancer, EF 3.0" • Endpoint LCIA method ReCiPe "Human carcinogenic toxicity - Recipe 2016 - Endpoint" expressed in DALY and monetisation of a DALY

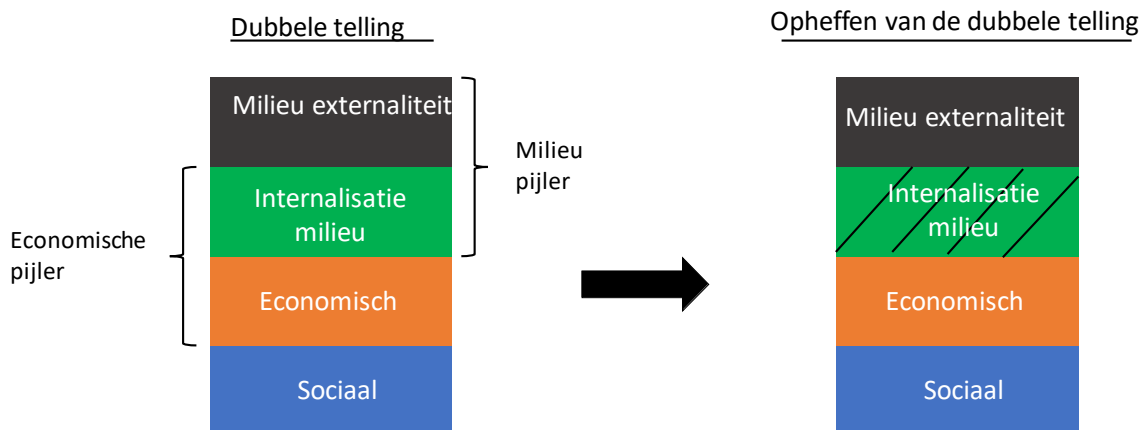
Elementary flows affected	Sub impact categories / other subdivisions	Type of effects chains / method of monetization	Main assumptions
Emissions of non-carcinogenic metals to air, water and soil	Human toxicity – non-cancer	Damages / « impact pathways »	Upper bound determined for each elementary flow among monetisation factors obtained either by <ul style="list-style-type: none"> Monetary valuation of lead emitted to air from the tool EcoSenseWebV1.2 - 21.12.2007 combined with the midpoint LCIA method “Human toxicity, non-cancer,EF 3.0” Endpoint LCIA method ReCiPe “Human non-carcinogenic toxicity - Recipe 2016 - Endpoint” expressed in DALY and monetisation of a DALY
Ionising radiation			
Alpha, beta, gamma and neutron radiations		Damage/”Impact pathways”	Damages are estimated through loss of DALY (source: OVAM 2017 “Annex: monetisation of the MMG method (2017)”.
Ecotoxicity - freshwater			
Emissions to water, air and soil		Damage	Damages are estimated through willingness-to-pay for biodiversity protection (source: OVAM 2017 “Annex: monetisation of the MMG method (2017)”.
Photochemical ozone formation, vegetation			
Air emissions of VOCs and N-substances		Damage/impact pathway	Based on economic costs of estimated production losses for crops, grasslands and forests (source: study 2020 by European Topic Centre on Air Pollution, Transport, Noise and Industrial Pollution)
Water use			
		Damage	Based on economic costs and environmental external costs of desalination and economic costs of water transport (source: Zhou et al. 2005)

10.2 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 impacten (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”.

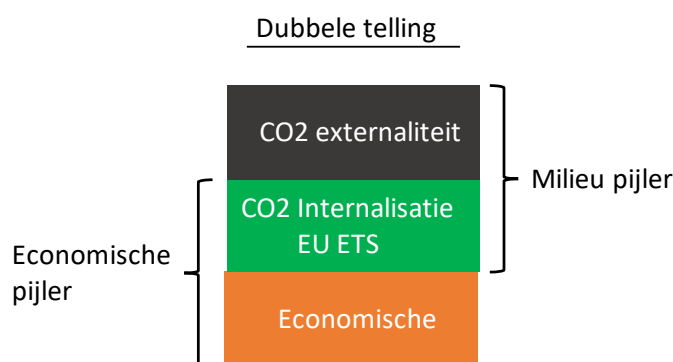
In een kosten-batenanalyse moet, bij de beoordeling van de drie pijlers, afzonderlijk aandacht worden besteed aan dubbeltellingen en volledige internalisatie. Zo kunnen milieueffecten (bijv. het gebruik van fossiele brandstoffen) geïnternaliseerd worden en in twee pijlers (economisch en ecologisch) opgenomen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



Figuur 33: Dubbeltelling bij milieu-effecten

Voorbeeld: eu-regeling voor de handel in emissierechten (eu-ets)

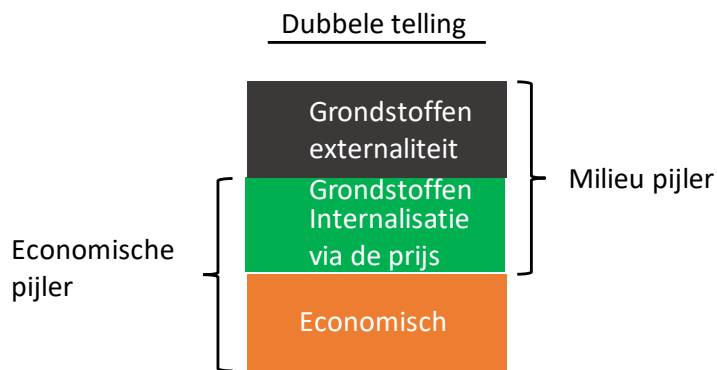
Bij de berekening van de milieupijler van een kosten-batenanalyse wordt de totale CO₂-uitstoot meegenomen. Maar het emissiehandelssysteem van de EU maakt dat sommige CO₂-uitstoot geïnternaliseerd wordt (via CO₂-emissiecertificaten) en dat de betaalde prijs ook in de economische pijler zit. Bij het moneteriseren moet er dus aandacht besteed worden aan dubbeltelling: het gedeelte van de CO₂-emissies waarvoor betaald werd moet afgetrokken worden van het milieukost.



Figuur 34: Dubbeltelling bij de handel in emissierechten

Voorbeeld: abiotische grondstoffen

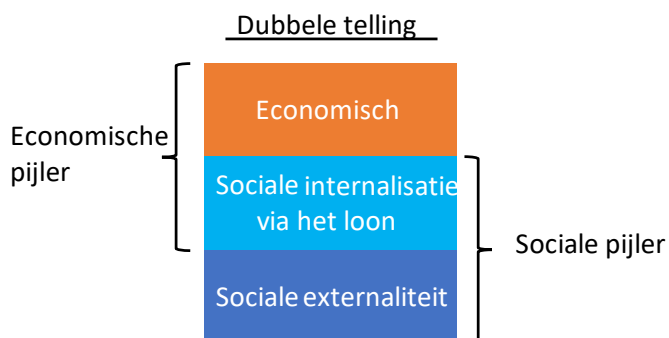
Volgens de RDC-methode voor de milieuwaardering van grondstoffen kan de prijs van een niet-hernieuwbare abiotische grondstof worden gebruikt als basis voor de berekening van de milieu-impact ervan, maar de prijs moet worden aangepast om rekening te houden met het niet meer beschikbaar zijn van de grondstoffen voor de toekomstige generaties. In de milieupijler krijgen we dus een totale milieu-impact 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 we de prijs van de grondstof niet dubbel gemonetariseerd wordt in het maatschappelijk resultaat.



Figuur 35: Dubbeltelling bij abiotische grondstoffen

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.



Figuur 36: Dubbeltelling bij welzijn van werknemers

10.3 JOB-CREATIE

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 voor de constructie en operatie van de hoogspanningslijn.

Monetaire waardering van de sociale waarde van jobcreatie

De nettocreatie 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-jaar⁵⁷.

De monetaire waarde van het welzijn door de creatie van een nieuwe job wordt geschat met de revealed preference theory⁵⁸ 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 groter⁵⁹ dan het subsidiebedrag dat per inwoner toegekend wordt (bijvoorbeeld: men dient 2 jobs te subsidiëren voor de nettocreatie 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 lager⁶⁰ dan het subsidiebedrag.

⁵⁷ Een job tijdens een jaar.

⁵⁸ <https://www.youtube.com/watch?v=kPXov3D1tfA>

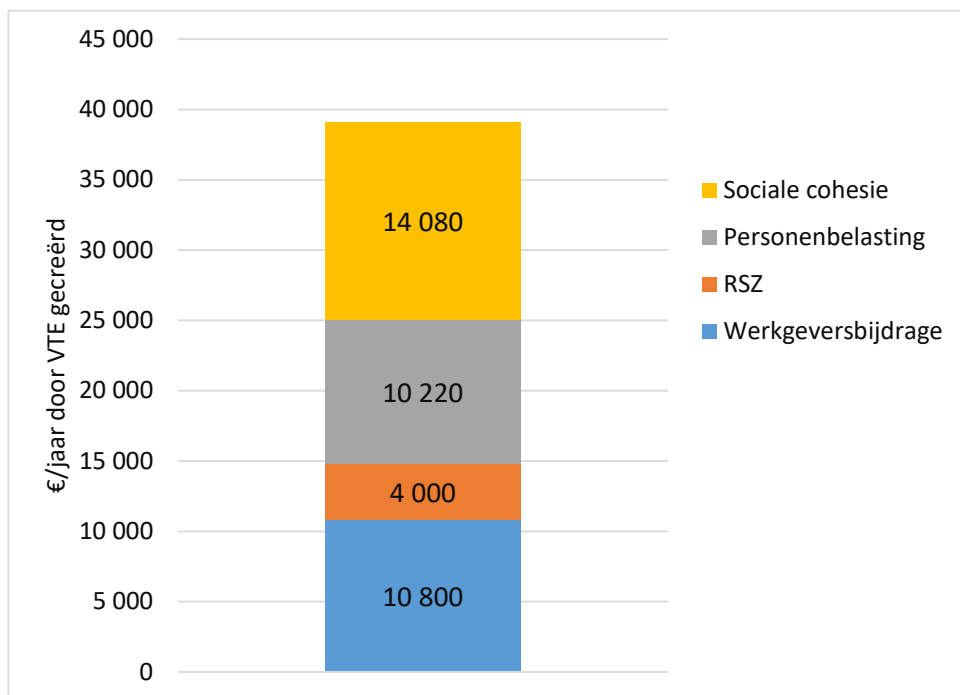
⁵⁹ Subsidie = 1000€ per inwoner. Door 2 personen te subsidiëren (2000€), wordt 1 job gecreëerd. Als de politici dit beseffen, is het maximaal bedrag per netto gecreëerde job 2000€.

⁶⁰ De Staat betaalt 1000€ maar weet dat zij sowieso 700€ terugkrijgt. Netto betaalt de staat dus 300€.

De waarde van een job-jaar kan het best geëvalueerd worden via het maximumbedrag⁶¹ 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 14 080 € per job-jaar. Het is gebaseerd op de subsidies die in het Waalse Gewest toegekend worden voor een EFT⁶²-ondernemingsstage, waarvoor het meevallereffect en het terugwerkend effect geacht worden gering te zijn. Deze waarde is vergelijkbaar in alle OESO⁶³-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 37: Sociaal voordeel van een gecreëerde job in VTE op basis van een bruto jaarloon van 40 000 €

De monetarisatiefactoren, die de maatschappelijke baten van de jobcreatie uitlichten volgens de methode van RDC Environment, zijn de volgende (**voor een bruto jaarloon van 40 000 €**):

⁶¹ 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)

⁶² *Entreprise de Formation par le Travail*.

⁶³ Organisatie voor Economische Samenwerking en Ontwikkeling.

- 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: 14 080 € per jaar per gecreëerde VTE-job
- Dus een totaal van 39 100 € per jaar per gecreëerde VTE-job

Ter vergelijking, de methode van de Europese Commissie⁶⁴ hanteert waarden van 24 800 € tot 39 600 € per jaar per gecreëerde VTE-job, zonder sociale cohesie.

10.4 LIJST VAN STEDEN

Alle Vlaamse steden worden gepresenteerd in, de steden met populatiedensiteit > 1000 inwoners/km² (aangeduid in groen) worden gebruikt als proxy ter berekening van de oppervlakte en aantal inwoners in het sterk stedelijk gebied waar het brengsysteem op korte afstand plaats vindt.

Tabel 61: Lijst van Vlaamse steden

Stad	Oppervlakte (km ²)	Inwoners	Populatiedensiteit (inwoner/km ²)
Aalst	78.12	84 329	1079
Aarschot	62.52	29 529	472
Antwerpen	204.51	517 042	2528
Beringen	78.3	45 242	578
Bilzen	75.9	31 829	419
Blankenberge	17.41	20 013	1150
Borgloon	51.12	10 579	207
Bree	64.96	15 785	243
Brugge	138.4	118 053	853
Damme	89.52	10 907	122
Deinze	75.55	30 667	406
Dendermonde	55.67	45 367	815
Diest	58.2	23 538	404
Diksmuide	149.4	16 551	111
Dilsen-Stokkem	65.61	20 287	309
Eeklo	30.05	20 561	684
Geel	109.85	39 225	357
Genk	87.85	65 691	748
Gent	156.18	257 029	1646
Geraardsbergen	79.71	33 136	416

⁶⁴ European Commission, (2014). Guide to Cost-Benefit analysis of Investment Projects.

Gistel	42.25	11 851	280
Halen	36.29	9 566	264
Halle	44.4	38 289	862
Hamont-Achel	43.66	14 356	329
Harelbeke	29.14	27 536	945
Hasselt	102.24	76 685	750
Herentals	48.56	27 728	571
Herk-de-Stad	42.83	12 608	294
Hoogstraten	105.32	21 183	201
Ieper	130.61	34 959	268
Izegem	25.48	27 550	1 081
Kortrijk	80.02	75 506	944
Landen	54.05	15 944	295
Leuven	56.63	99 288	1 753
Lier	49.7	34 905	702
Lokeren	67.5	40 626	602
Lommel	102.37	33 957	332
Lo-Reninge	62.94	3 277	52
Maaseik	76.94	25 133	327
Mechelen	65.19	84 523	1 297
Menen	33.07	32 877	994
Mesen	3.58	1 054	294
Mortsel	7.78	25 551	3 284
Nieuwpoort	31	11 379	367
Ninove	72.57	38 051	524
Oostende	37.72	70 600	1 872
Oudenaarde	68.06	30 990	455
Oudenburg	35.38	9 279	262
Peer	86.95	16 312	188
Poperinge	119.33	19 755	166
Roeselare	59.79	60 999	1 020
Ronse	34.48	25 925	752
Scherpenheuvel-Zichem	50.5	22 833	452
Sint-Niklaas	83.8	75 208	897
Sint-Truiden	106.9	40 158	376

Tielt	68.5	20 159	294
Tienen	71.77	34 185	476
Tongeren	87.56	30720	351
Torhout	45.23	20 486	453
Turnhout	56.06	42 965	766
Veurne	96.34	11 674	121
Vilvoorde	21.48	43 017	2003
Waregem	44.34	37 606	848
Wervik	43.61	18 529	425
Zottegem	56.66	25 899	457
Zoutleeuw	46.73	8 364	179

10.5 IMPACT CATEGORIEËN PEF

De 16 impact categorieën van de PEF worden gepresenteerd in Tabel 59.

Tabel 62: Impact categorieën PEF

Impact category	Indicator	Unit	Recommended default LCIA method	Source of CFs	Robustness
Climate change (CC)	Radiative forcing as Global Warming Potential (GWP100)	kg CO ₂ eq	Baseline model of 100 years of the IPCC (based on IPCC 2013)	EC-JRC, 201784	I
Ozone depletion (OD)	Ozone Depletion Potential (ODP)	kg CFC-11 eq	Steady-state ODPs as in (WMO 1999)	EC-JRC, 2017	I
Human toxicity, cancer (Canc)	Comparative Toxic Unit for humans (CTUh)	CTUh	USEtox model (Rosenbaum et al, 2008)	EC-JRC, 2017	III/interim
Human toxicity, non-cancer (Non-canc)	Comparative Toxic Unit for humans (CTUh)	CTUh	USEtox model (Rosenbaum et al, 2008)	EC-JRC, 2017	III/interim
Particulate matter (PM)	Impact on human health	disease incidence	PM method recommended by UNEP (UNEP 2016)	EC-JRC, 2017	I
Ionising radiation, human health (IR)	Human exposure efficiency relative to U235	kBq U235 eq	Human health effect model as developed by Dreicer et al. 1995 (Frischknecht et al, 2000)	EC-JRC, 2017	II
Photochemical ozone formation, human health (POF)	Tropospheric ozone concentration increase	kg NMVOC eq	LOTOS-EUROS model (Van Zelm et al, 2008) as implemented in ReCiPe 2008	EC-JRC, 2017	II

Acidification (Ac)	Accumulated Exceedance (AE)	mol H+ eq	Accumulated Exceedance (Seppälä et al. 2006, Posch et al, 2008)	EC-JRC, 2017	II
Eutrophication, terrestrial (Eutr t)	Accumulated Exceedance (AE)	mol N eq	Accumulated Exceedance (Seppälä et al. 2006, Posch et al, 2008)	EC-JRC, 2017	II
Eutrophication, freshwater (Eutr f)	Fraction of nutrients reaching freshwater end compartment (P)	fresh water: kg P eq	EUTREND model (Struijs et al, 2009) as implemented in ReCiPe	EC-JRC, 2017	II
Eutrophication, marine (Eutr m)	Fraction of nutrients reaching marine end compartment (N)	fresh water: kg N eq	EUTREND model (Struijs et al, 2009) as implemented in ReCiPe	EC-JRC, 2017	II
Ecotoxicity, freshwater (Ecotox)	Comparative Toxic Unit for ecosystems (CTUe)	CTUe	USEtox model, (Rosenbaum et al, 2008)	EC-JRC, 2017	III/interim
Land use (LU)	Soil quality index Biotic production Erosion resistance Mechanical filtration Groundwater replenishment	Dimension-less (pt)	Soil quality index based on LANCA (Beck et al. 2010 and Bos et al. 2016)	EC-JRC, 2017	III
Water use (WU)	User deprivation potential (deprivation-weighted water consumption)	m3 world eq	Available Water Remaining (AWARE) as recommended by UNEP, 2016	EC-JRC, 2017	III
Resource use, minerals and metals (RU, min)	Abiotic resource depletion (ADP ultimate reserves)	kg Sb eq	CML 2002 (Guinée et al., 2002) and van Oers et al. 2002.		III
Resource use, fossils (RU, f)	Abiotic resource depletion - fossil fuels (ADP-fossil)	MJ	CML 2002 (Guinée et al., 2002) and van Oers et al. 2002	EC-JRC, 2017	III

10.6 NORMALISATIE- EN WEGINGSFACTOREN

Tabel 63: Normalisatie- en wegingsfactoren

Impact categorie	Normalisatie-factor	Wegings-factor
Climate change, EF 3.0, With Unique Flow	8.10E+03	0.2106

Ozone depletion,EF 3.0, With Unique Flow	5.36E-02	0.0631
Human toxicity, cancer,EF 3.0, With Unique Flow	1.69E-05	0.0213
Human toxicity, non-cancer,EF 3.0, With Unique Flow	2.30E-04	0.0184
EF-particulate Matter,EF 3.0, With Unique Flow	5.95E-04	0.0896
Ionising radiation, human health,EF 3.0, With Unique Flow	4.22E+03	0.0501
Photochemical ozone formation - human health,EF 3.0, With Unique Flow	4.06E+01	0.0478
Acidification,EF 3.0, With Unique Flow	5.56E+01	0.062
Eutrophication, terrestrial,EF 3.0, With Unique Flow	1.77E+02	0.0371
Eutrophication, freshwater,EF 3.0, With Unique Flow	1.61E+00	0.028
Eutrophication marine,EF 3.0, With Unique Flow	1.95E+01	0.0296
Ecotoxicity, freshwater,EF 3.0, With Unique Flow	4.27E+04	0.0192
Land use,EF 3.0, With Unique Flow	8.19E+05	0.0794
Water use,EF 3.0, With Unique Flow	1.15E+04	0.0851
Resource use, minerals and metals,EF 3.0, With Unique Flow	6.36E-02	0.0755
Resource use, fossils,EF 3.0, With Unique Flow	6.50E+04	0.0832

10.7 MONETARISATIEFACTOREN

Tabel 64:Monetarisatiefactoren

Gemonetariseerde impactcategorieën	Monetarisatie waarde		in combinatie met de volgende LCIA methode	Opmerking
	Waarde	eenheid		
Klimaatverandering	0.214	€2020 / kg CO2 eq	Climate change EF3.0 + toegevoegde factoren voor biogenische CO2 emissies	Externe kost van fossiele CO2 emissies: 0.194€/kg CO2 (aanname van internalisering voor fossiele CO2 alleen: 20€/t CO2)
Verzuring van de lucht	0.586	€2020 / Moles H+ eq	Acidification EF3.0	
Verbruik van natuurlijke hulpbronnen	Aparte waarde per materiaal, meer informatie in Huppertz, T., Weidema, B. P., Standaert, S., De Caavel, B., & van Overbeke, E. (2019). The Social Cost of Sub-Soil Resource Use. <i>Resources</i> , 8(1), 19.		Geen verbonden LCIA method	RDC eigen methode

Eutrofiëring, zoetwater	20.99	€2020/kg P	Eutrophication, freshwater,EF 3.0	
Eutrofiëring, marien	8.81	€2020/kg N	Eutrophication marine,EF 3.0	
Waterverbruik	0.0628	€2020/ m3 World eq	Water use,EF 3.0	
Aantasting van de ozonlaag	1.033	€2020/kg CFC-11	Ozone depletion,EF 3.0,	
Toxiciteit voor de mens	<i>Approach "value per midpoint + LCIA midpoint EF3.0"</i>		<i>Approach "ReCiPE endpoint in DALY with a value of 128 000 €2020 /DALY"</i>	
	4 396 033	€2020/CTUh	Human toxicity, cancer,EF 3.0	Human carcinogenic toxicity - Recipe 2016 - Endpoint
	491 992	€2020/CTUh	Human toxicity, non-cancer,EF 3.0	Human non-carcinogenic toxicity - Recipe 2016 - Endpoint
	0.835	€2020/kg NMVOC eq	Photochemical ozone formation - human health,EF 3.0	Ozone formation, Human health - Recipe 2016 - Endpoint
	44.06	€2020/kg PM2.5 as Emissions to non-urban air close to ground	EF-particulate Matter,EF 3.0	Fine particulate matter formation - Recipe 2016 - Endpoint
Fotochemische ozonvorming, vegetatie	0.229	€2020/kg NMVOC	Photochemical ozone formation - human health,EF 3.0 --> except for N-emissions	
	0.570	€2020/kg NOx	Ozone formation, Terrestrial ecosystems - Recipe 2016 - Midpoint --> for N-emissions only	
Ecotoxiciteit	0.000194	€2020/CTUe	Ecotoxicity, freshwater,EF 3.0	
Ioniserende straling	0.00304	€2020/kBq U235 eq	Ionising radiation, human health,EF 3.0	

For each elementary flow, upper bound determined as the maximum value among monetisation factors obtained by these 2 approaches

10.8 VOLLEDIGE LCI

De volledige LCI voor de verwerking van één ton bioafval wordt gepresenteerd in onderstaande tabel; verliezen tijdens voorbehandeling niet meegenomen in deze tabel want deze verschillen tussen de scenario's.

Tabel 65: LCI verwerking bioafval

Parameter	Ecoinvent 3.7 proces	Eenheid	Waarde
Groencompostering			
Elektriciteitsconsumptie	market for electricity, medium voltage, BE	kWh	23.49
Verwerking afvalwater compostering	market for wastewater, average, EU w/o CH	m ³	0.225
Infrastructuur	market for composting facility, open, GLO	unit	7.41E-06
Dieselvebruik uitspreiden compost	diesel, burned in agricultural machinery, GLO	MJ	6
Emissie NH3	ammonia, emissions to air, unspecified	kg	0.7
Emissie CO2, biog	carbon dioxide, biogenic, emissions to air, unspecified	kg	220
Emissie N2O	Nitrous oxide, emissions to air, unspecified	kg	0.11
Emissie H2S	Hydrogen sulfide, emissions to air, unspecified	kg	0.526
Emissie CH4	Methane, emissions to air, unspecified	kg	1
Vermeden veenproductie	market for peat, RER	kg	302.95
Vermeden mineralisatie uit veen	carbon dioxide, fossil, emissions to air, unspecified	kg	125.95
Vermeden dieselvebruik uitspreiden veen	diesel, burned in agricultural machinery, GLO	MJ	18.13
Vermeden productie KAS	calcium ammonium nitrate production, GLO	kg	4
Vermeden productie TSP	triple superphosphate production, GLO	kg	1.5
Vermeden productie Kali 60	market for potassium chloride, as K2O, RER	kg	2.5
Vermeden productie Kieseriet	market for magnesium sulfate, GLO	kg	0.9
Vermeden productie Dolokal	market for magnesium oxide, GLO	kg	0.3315
Gft-compostering			
Elektriciteitsconsumptie	market for electricity, medium voltage, BE	kWh	41.2
Verwerking afvalwater compostering	market for wastewater, average, EU w/o CH	m ³	0.225
Infrastructuur	market for composting facility, open, GLO	unit	7.41E-06
Dieselvebruik uitspreiden compost	diesel, burned in agricultural machinery, GLO	MJ	4.5
Emissie NH3	ammonia, emissions to air, unspecified	kg	0.7
Emissie CO2, biog	carbon dioxide, biogenic, emissions to air, unspecified	kg	220
Emissie N2O	Nitrous oxide, emissions to air, unspecified	kg	0.041

Emissie H2S	Hydrogen sulfide, emissions to air, unspecified	kg	0.526
Emissie CH4	Methane, emissions to air, unspecified	kg	0.79
Vermeden veenproductie	market for peat, RER	kg	227.21
Vermeden mineralisatie uit veen	carbon dioxide, fossil, emissions to air, unspecified	kg	94.5
Vermeden dieselverbruik uitspreiden veen	diesel, burned in agricultural machinery, GLO	MJ	13.7
Vermeden productie KAS	calcium ammonium nitrate production, GLO	kg	4.125
Vermeden productie TSP	triple superphosphate production, GLO	kg	2.625
Vermeden productie Kali 60	market for potassium chloride, as K2O, RER	kg	3.75
Vermeden productie Kieseriet	market for magnesium sulfate, GLO	kg	1.35
Vermeden productie Dolokal	market for magnesium oxide, GLO	kg	0.459
Voorvergisting met nacompostering gft			
Vergisting bioafval	treatment of biowaste by anaerobic digestion, CH aangepast: geen elektriciteitsconsumptie & emissies CH ₄ & N ₂ O, geen emissies naar water in geval van vergisting van keukenafval	kg	1000
Emissie N2O	Nitrous oxide, emissions to air, unspecified	kg	0.043
Emissie CH4	Methane, emissions to air, unspecified	kg	2
Dieselverbruik uitspreiden compost	diesel, burned in agricultural machinery, GLO	MJ	4.5
Verbranden biogas in WKK (elektriciteit)	heat and power co-generation, biogas, gas engine, BE (electricity, high voltage) aangepast: geen biogas input & emissies CH ₄ & N ₂ O	kWh	235.3
Verbranden biogas in WKK (warmte)	heat and power co-generation, biogas, gas engine, BE (heat) aangepast: geen biogas input & emissies CH ₄ & N ₂ O	MJ	1064.3
Vermeden veenproductie	market for peat, RER	kg	227.21
Vermeden mineralisatie uit veen	carbon dioxide, fossil, emissions to air, unspecified	kg	94.5
Vermeden dieselverbruik uitspreiden veen	diesel, burned in agricultural machinery, GLO	MJ	13.7
Vermeden productie KAS	calcium ammonium nitrate production, GLO	kg	3.0375
Vermeden productie TSP	triple superphosphate production, GLO	kg	1.6875
Vermeden productie Kali 60	market for potassium chloride, as K2O, RER	kg	1.5
Vermeden productie Kieseriet	market for magnesium sulfate, GLO	kg	0.88
Vermeden productie Dolokal	market for magnesium oxide, GLO	kg	0.3785

Vermeden elektriciteitsproductie (elektriciteitsproductie min zelf-consumptie)	market for electricity, medium voltage, BE	kWh	188
Voorvergisting met nacompostering keukenafval			
Vergisting bioafval	treatment of biowaste by anaerobic digestion, CH aangepast: geen elektriciteitsconsumptie & emissies CH ₄ & N ₂ O, geen emissies naar water in geval van vergisting van keukenafval	kg	1000
Emissie N2O	Nitrous oxide, emissions to air, unspecified	kg	0.043
Emissie CH4	Methane, emissions to air, unspecified	kg	2
Dieselvebruik uitspreiden compost	diesel, burned in agricultural machinery, GLO	MJ	4.5
Verbranden biogas in WKK (elektriciteit)	heat and power co-generation, biogas, gas engine, BE (electricity, high voltage) aangepast: geen biogas input & emissies CH ₄ & N ₂ O	kWh	278.1
Verbranden biogas in WKK (warmte)	heat and power co-generation, biogas, gas engine, BE (heat) aangepast: geen biogas input & emissies CH ₄ & N ₂ O	MJ	1257.8
Vermeden veenproductie	market for peat, RER	kg	227.21
Vermeden mineralisatie uit veen	carbon dioxide, fossil, emissions to air, unspecified	kg	94.5
Vermeden dieselvebruik uitspreiden veen	diesel, burned in agricultural machinery, GLO	MJ	13.7
Vermeden productie KAS	calcium ammonium nitrate production, GLO	kg	3.0375
Vermeden productie TSP	triple superphosphate production, GLO	kg	1.6875
Vermeden productie Kali 60	market for potassium chloride, as K ₂ O, RER	kg	1.5
Vermeden productie Kieseriet	market for magnesium sulfate, GLO	kg	0.88
Vermeden productie Dolokal	market for magnesium oxide, GLO	kg	0.3785
Vermeden elektriciteitsproductie (elektriciteitsproductie min zelf-consumptie)	market for electricity, medium voltage, BE	kWh	222
Vergisting keukenafval			
Vergisting bioafval	treatment of biowaste by anaerobic digestion, CH aangepast: geen elektriciteitsconsumptie & emissies CH ₄ & N ₂ O, geen emissies naar water in geval van vergisting van keukenafval	kg	1000

Emissie N2O	Nitrous oxide, emissions to air, unspecified	kg	0.46
Emissie CH4	Methane, emissions to air, unspecified	kg	0.01
Dieserverbruik uitspreiden compost	diesel, burned in agricultural machinery, GLO	MJ	4.5
Verbranden biogas in WKK (elektriciteit)	heat and power co-generation, biogas, gas engine, BE (electricity, high voltage) aangepast: geen biogas input & emissies CH4 & N2O	kWh	278.1
Verbranden biogas in WKK (warmte)	heat and power co-generation, biogas, gas engine, BE (heat) aangepast: geen biogas input & emissies CH4 & N2O	MJ	1257.8
Waterzuivering dunne fractie	treatment of wastewater from anaerobic digestion of whey, capacity 1E9l/year, CH aangepast: geen elektriciteitsconsumptie	m ³	0.864
Productie zwavelzuur	market for sulfuric acid, RoW	kg	0.218484
Vermeden elektriciteitsproductie (elektriciteitsproductie min zelf-consumptie)	market for electricity, medium voltage, BE	kWh	261
Vermeden productie KAS	calcium ammonium nitrate production, GLO	kg	0.063
Vermeden productie TSP	triple superphosphate production, GLO	kg	0.8145
Vermeden productie Kali 60	market for potassium chloride, as K2O, RER	kg	1.1205
Vermeden productie ammoniumsulfaat	market for ammonium sulfate	kg	3.63
Verbranding			
Verbranding keukenafval	treatment of biowaste, municipal incineration with fly ash extraction, CH	kg	928.5
Verbranding tuinafval	treatment of biowaste, municipal incineration with fly ash extraction, CH	kg	1083.3

De volledige LCI voor 1 kg plastic zak/container wordt gepresenteerd in onderstaande tabel, de massa per zak/container verschilt met het volume. Het vermenigvuldigen van het totale gewicht per type zak/container met de gegevens in deze tabel geeft de LCI van deze specifieke zak/container.

Tabel 66: LCI plastic zak/container

Parameter	Ecoinvent 3.7 proces	Eenheid	Waarde
Plastic zak			
Virgin productie HDPE	market for polyethylene, high density, granulate, GLO	kg	0.61

Productie gerecycleerd deel	market for polyethylene, high density, granulate, recycled	kg	0.41
Productie vuilniszak: extrusion	extrusion, plastic film, RER	kg	1.02
Verbranding van HDPE (vuilniszak)	treatment of waste polyethylene, municipal incineration with fly ash extraction, CH + Energy valorization	kg	1.00
Plastiek container			
Virgin productie HDPE	market for polyethylene, high density, granulate, GLO	kg	0.75
Productie gerecycleerd deel	market for polyethylene, high density, granulate, recycled	kg	0.25
Productie container: injection moulding	injection moulding, RER	kg	1.01
Water voor reiniging	market for tap water, EU w/o CH	kg	2.15
Zeep voor reiniging	market for soap, GLO	kg	0.00
Recycleren vuilniscontainer	market for polyethylene, high density, granulate, GLO	kg	-0.45
	market for polyethylene, high density, granulate, recycled	kg	0.55

De volledige LCI voor 1 ondergrondse container wordt gepresenteerd in onderstaande tabel.

Tabel 67: LCI van een ondergrondse container

Parameter	Ecoinvent 3.7 proces	Eenheid	Waarde
Virgin productie staal	steel production, converter, low-alloyed, RER	kg	664.54
Productie gerecycleerd deel	steel production, electric, low-alloyed, EU w/o Switzerland & Austria	kg	80.46
Productie stalen container	metal working, average for steel product manufacturing, RER	kg	745
Recycleren staal	steel production, converter, low-alloyed, RER	kg	-596
	steel production, electric, low-alloyed, EU w/o Switzerland & Austria	kg	596
Productie beton	market for concrete, high exacting requirements, RoW	m ³	5.25
Recycleren beton	market for gravel, crushed, CH	kg	-1200
	treatment of waste concrete, not reinforced, recycling, EU w/o CH	kg	1200

De volledige LCI ter modellering van het particulier transport wordt gegeven hieronder. Er worden geen waarden gegeven aangezien er geen vaste waarde wordt gebruikt voor het totaal aantal gereden km naar recyclagepark/ondergrondse container, deze afstand wordt gemodelleerd en is dus afhankelijk van het scenario.

Tabel 68: LCI van het transport

Parameter	Ecoinvent 3.7 proces	Eenheid
Wagen op benzine	transport, passenger car, medium size, petrol, EURO 5, RER	Km
Wagen op diesel	transport, passenger car, medium size, diesel, EURO 5, RER	km

10.9 DATA QUALITY ASSESSMENT PRIMARY DATA

De kwaliteit van de primaire data wordt beoordeeld in onderstaande tabel.

Tabel 69: Data quality assessment primary data

Verwerking bioafval		Recipiënt		Transport	
Percentage bioafval dat aan zak blijft plakken bij voorbehandeling	+	Gewicht zak/container	+++	Verdeling emissienormen van de vuilniswagens (Euro 3-6)	+
Rendement verwerkingsmethode	+++	Gerecycleerd aandeel HDPE (zak/container)	+++	Snelheid vuilniswagen tijdens vaste rondreis	++
Elektriciteitsverbruik verwerkingsmethode	+++	Vullingsgraad zakken	+	Verdeling landelijk/stedelijk tijdens vaste rondreis	+
Emissies broeikasgassen verwerkingsmethode	+++	Aandeel zakken naar verbranding	+++	Snelheid personenvervoer naar recyclagepark	++
Overige emissies verwerkingsmethode	++	Aandeel containers naar recyclage	+++	Type personenvervoer (benzine, diesel)	++
Biogaspotentieel bioafval	+++	Calorische waarde HDPE	+++		
Energetische efficiëntie WKK	++	Hoeveelheid staal ondergrondse container	++		
Nutriëntvervangingswaarde compost/digestaat	+++	Gerecycleerd aandeel staal ondergrondse container	+		
Calorische waarde bioafval	+++	Hoeveelheid beton ondergrondse container	++		
Energetische efficiëntie verbrandingsinstallatie	++	EoL ondergrondse container	++		

De legende van deze tabel:

Uitstekende kwaliteit	+++	Sterke invloed op resultaten	
Gemiddelde/voldoende kwaliteit	++	Gemiddelde invloed op resultaten	
Zwakke kwaliteit	+	Zwakke invloed op resultaten	

10.10 DATA QUALITY ASSESSMENT SECONDARY DATA

A semi-quantitative assessment of secondary data quality is carried out using the following procedure:

1. Identify the main inventories
2. Assess the quality of the data by a semi-quantitative judgement based on 3 criteria related to the data:
 - technological representativeness (TeR) ;
 - temporal representativeness (TiR)
 - geographical representativeness (GR);

Five quality levels are defined for each criterion:

- very good (1)
- good (2)
- fair (3)
- poor (4)
- very poor (5)

The description of the criteria is given in the following table:

Tabel 70: Criteria for assessing the quality of the data

TeR	Technological representativeness	The extent to which the dataset reflects the technological scope under consideration
TiR	Temporal representativeness	The extent to which the dataset reflects the particular conditions of the system under consideration with respect to the date/age of the data.
GR	Geographical representativeness	The extent to which the dataset reflects the geographical scope of interest

The temporal representativeness criterion is based on the average of the following two sub-criteria

- the difference between the study base year and the end of the life cycle inventory validity period (TiR dataset validity);
- the difference between the study reference year and the TiR reference year.

$$TiR (average) = \frac{TiR \text{ dataset validity} + TiR \text{ reference year}}{2}$$

The scoring criteria for life cycle inventories are presented in the following table:

Tabel 71: Definitions of data quality levels used in this study

Score	TiR	TeR	GR
1	Less than 2 years from the reference year or the end of the validity period	The technology covered by the study is exactly the same as that of the dataset	The process modeled in the study takes place in the geographic area represented in the dataset
2	Less than 5 years from the reference year or the end of the validity period	The technology covered by the study is covered by the mix of technologies represented in the dataset	The process modelled in the study takes place in one of the geographic areas covered by the dataset
3	Less than 10 years from the reference year or the end of the validity period	The technology under study is partially covered by the perimeter of the dataset	The process modelled in the study takes place in one of the geographic areas extrapolated by the dataset
4	Less than 15 years from the reference year or the end of the validity period	The technology under study is similar to that of the perimeter of the dataset	The process modelled in the study takes place in a geographic area that is not covered by the dataset but there are sufficient similarities to say from expert
5	More than 15 years in relation to the reference year or the end of the validity period	The technology covered by the study is different from that of the perimeter of the dataset	The process modelled in the study takes place in a different geographic area than that covered by the dataset

The quality score obtained from the evaluation of each inventory allows the overall quality of the study to be judged in relation to the inventory data used.

Tabel 72: Overall level of data quality according to ratings

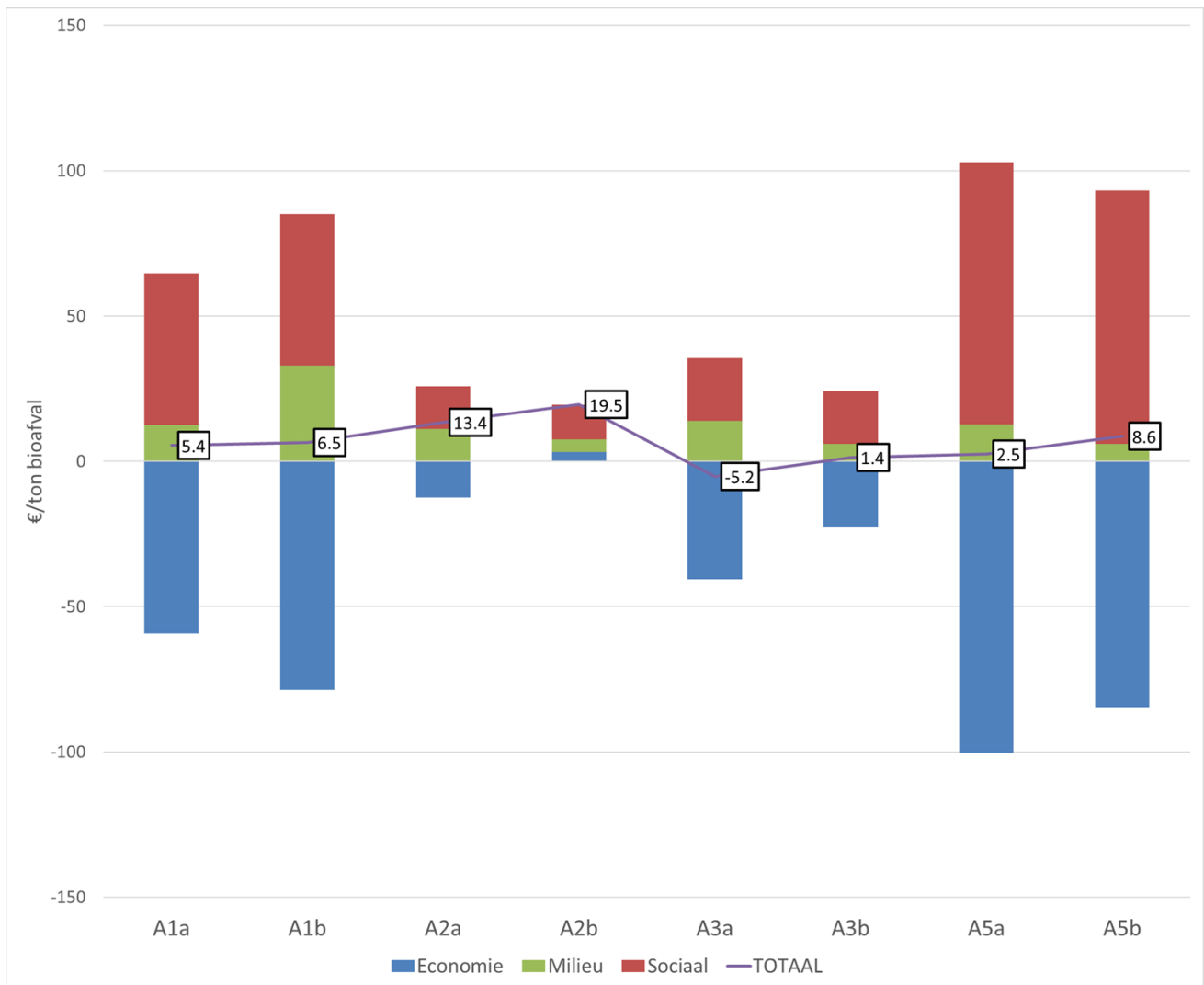
Overall data quality rating	Overall level of data quality
≤ 1.6	Excellent quality
>1.6 et ≤ 2.0	Very good quality
>2.0 et ≤ 3.0	Good quality
>3 et ≤ 4.0	Satisfactory quality
>4	Insufficient quality

LCI	TiR	TeR	Gr	Total
Transport by Truck, Articulated, RER, RDC modelling (Copert V emissions)	2	1	2	1.7
market for electricity, medium voltage, BE	2	1	1	1.3
market for wastewater, average, EU w/o CH	2	2	2	2.0
market for composting facility, open, GLO	2	1	2	1.7
diesel, burned in agricultural machinery, GLO	3	1	2	2.0
treatment of biowaste by anaerobic digestion, CH	2	1	4	2.3
heat and power co-generation, biogas, gas engine, BE (electricity, high voltage)	2.5	1	1	1.5
heat and power co-generation, biogas, gas engine, BE (heat)	2.5	1	1	1.5
treatment of wastewater from anaerobic digestion of whey, capacity 1E9l/year, CH	3	2	4	3.0
market for sulfuric acid, RoW	2	1	2	1.7
treatment of biowaste, municipal incineration with fly ash extraction, CH	2.5	1	4	2.5
market for peat, RER	2	1	2	1.7
calcium ammonium nitrate production, GLO	1.5	1	2	1.5
triple superphosphate production, GLO	1.5	1	2	1.5
market for potassium chloride, as K ₂ O, RER	1.5	1	2	1.5
market for magnesium sulfate, GLO	2	1	2	1.7
market for ammonium sulfate, RER	1.5	1	2	1.5
market for polyethylene, high density, granulate, GLO	2	2	2	2.0

market for polyethylene, high density, granulate, recycled, EU w/o CH	2	2	1	1.7
treatment of waste polyethylene, municipal incineration with fly ash extraction, CH	2.5	1	4	2.5
extrusion, plastic film, RER	3	2	2	2.3
injection moulding, RER	3	2	2	2.3
market for tap water, EU w/o CH	2	1	2	1.7
market for soap, GLO	2	2	2	2.0
steel production, converter, low-alloyed, RER	2	1	2	1.7
steel production, electric, low-alloyed, EU w/o Switzerland & Austria	2	1	2	1.7
metal working, average for steel product manufacturing, RER	2.5	2	2	2.2
market for concrete, high exacting requirements, RoW	2	1	2	1.7
market for gravel, crushed, CH	2	2	4	2.7
transport, passenger car, medium size, petrol, EURO 5, RER	2	1	2	1.7
transport, passenger car, medium size, diesel, EURO 5, RER	2	1	2	1.7

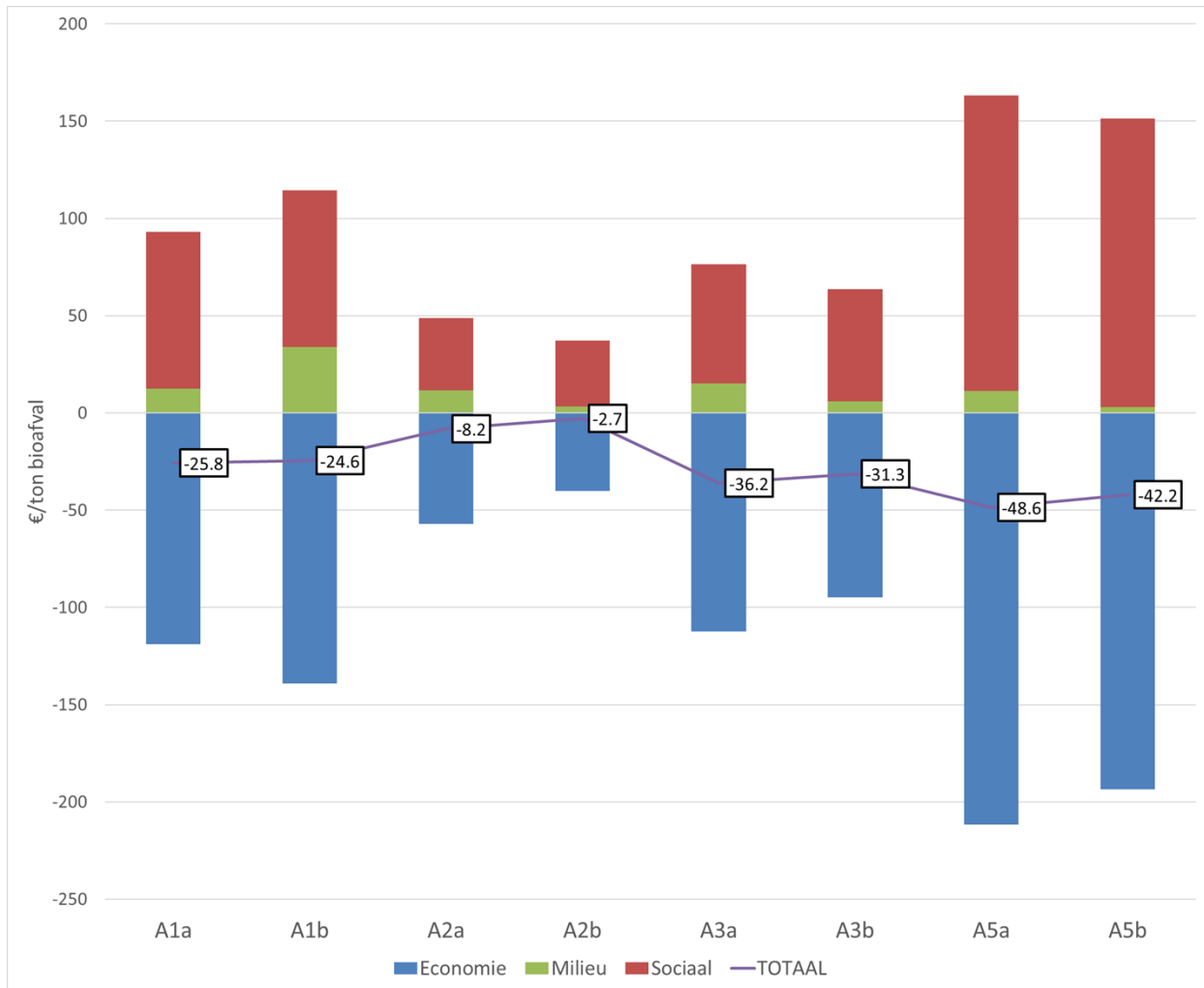
10.11 BIJKOMENDE RESULTATEN MKBA

10.11.1 Huis-aan-huis inzameling, variatie 1



Figuur 38: Totale maatschappelijke kosten/baten per scenario, alternatief inzamelfrequentie 1 (€/ton)

10.11.2 Huis-aan-huis inzameling, variatie 2



Figuur 39: Totale maatschappelijke kosten/baten per scenario, alternatief inzamelfrequentie 2 (€/ton)

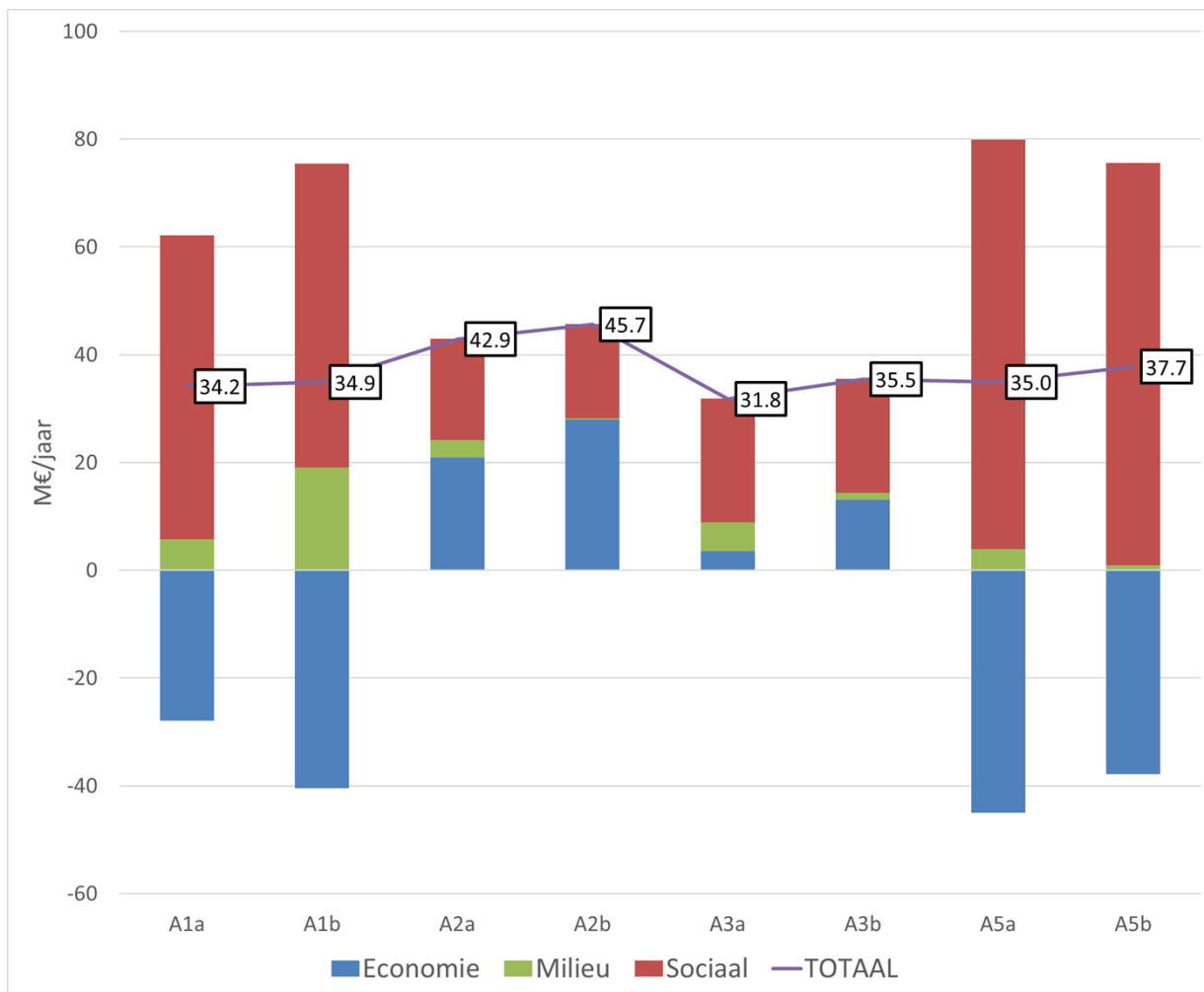
10.11.3 Huis-aan-huis inzameling, variatie 3

Een bijkomende variatie wordt berekend waar:

- het bioafval tweewekelijks (C0.5) wordt ingezameld
- het huisvuil tweewekelijks (C0.5) wordt ingezameld, maar oorspronkelijk wekelijks (de selectieve inzameling van bioafval leidt tot de verlaging van de inzamelfrequentie van het huisvuil)

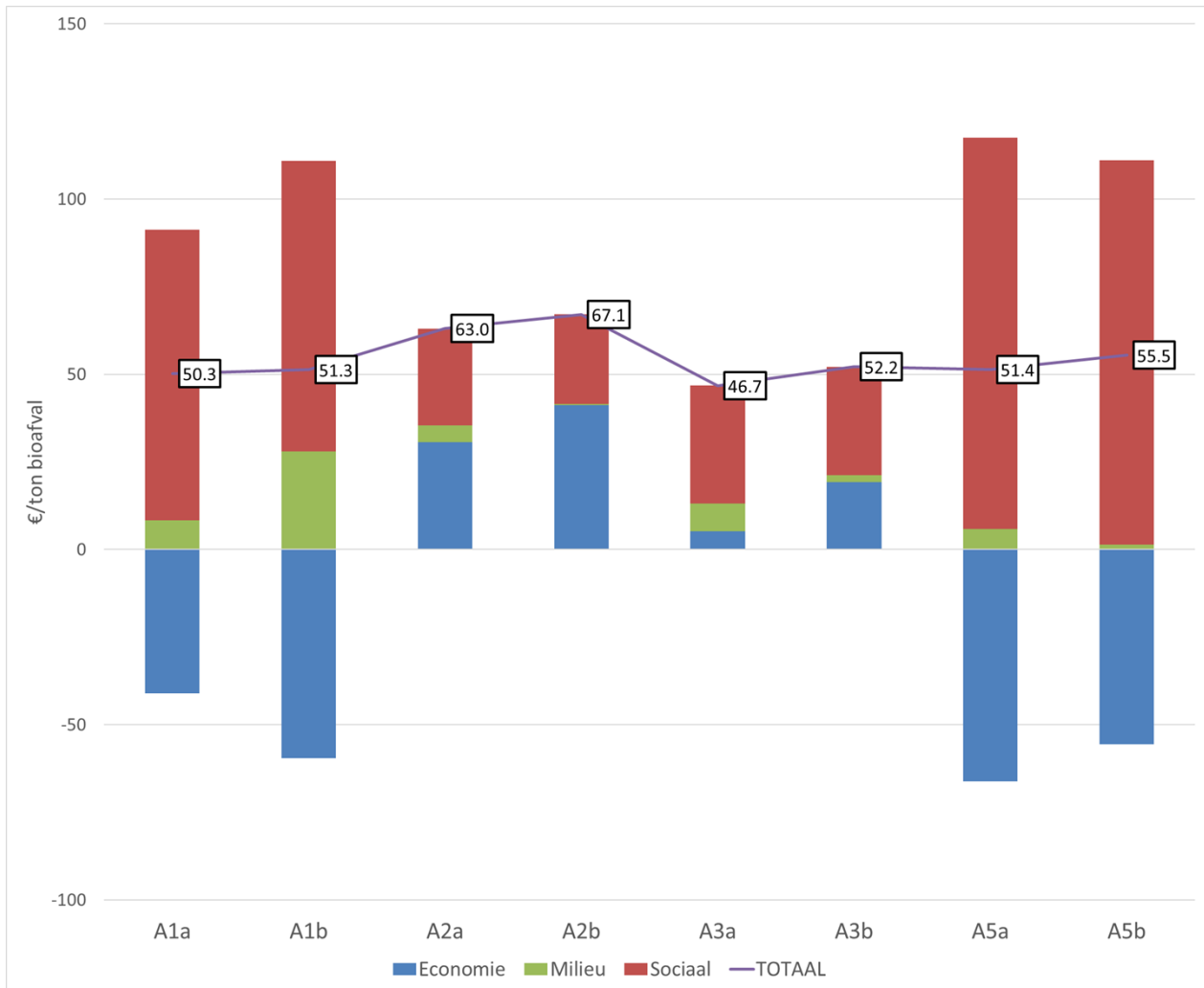
Ter berekening van dit scenario worden dezelfde participatiegraden gehanteerd als in het basisscenario (zie Tabel 15).

De totale jaarlijkse maatschappelijke impact per scenario, en de impact per ton bioafval worden gepresenteerd in Figuren 37 en 38.



Figuur 40: Totale maatschappelijke kosten/baten per scenario (alternatief 3)

De verlaging van de inzamelfrequentie van het huisvuil heeft een belangrijk effect op de totale maatschappelijke impact; de vermeden inzamelkosten zorgen voor een netto maatschappelijke baat.



Figuur 41: Totale maatschappelijke kosten/baten per scenario, alternatief inzamelfrequentie 3 (€/ton)

10.12 NIET-GEMONETARISEERDE RESULTATEN MILIEU (LCA)

10.12.1 Resultaten huis-aan-huis inzameling in heel Vlaanderen

10.12.1.1 Inleiding

De niet-gemonetariseerde resultaten worden voorgesteld door gebruik te maken van de 16 impact categorieën, aanbevolen door de PEF. De belangrijkste impact categorieën worden nadien in detail besproken. De resultaten worden voorgesteld gebruik makend van volgende fasen, in Tabel 70.

Tabel 73: Verschillende fasen bij de inzameling/verwerking van bioafval

Fase	Uitleg
Transport huis-aan-huis	Het transport van de vuilniswagens die het bioafval aan huis ophalen

Transport particulieren	Het transport van particulieren die het tuinafval aan een recyclagepark afzetten
Recepiënt	Productie, gebruik en end-of-life van de inzamelreceptanten van bioafval
Verwerking (TA)	De verwerking van het apart ingezameld tuinafval
Verwerking (K/gft)	De verwerking van het selectief ingezamelde gft of keukenafval
Vermeden transport	Het vermeden transport van bioafval in het referentiescenario
Vermeden verbranding	De vermeden verbranding van het bioafval, ingezameld met het restafval, in het referentiescenario
Vermeden groencompostering	De vermeden compostering van het tuinafval, selectief ingezameld in het referentiescenario

10.12.1.2 Resultaten van de 16 impact categorieën

De hiërarchie tussen scenario's per impact categorie wordt voorgesteld in Tabel 71. In deze tabel worden de impact categorieën aangeduid met afkortingen, de afkorting per impact categorie wordt uitgelegd in 10.5.

Tabel 74: Hiërarchie tussen scenario's voor geheel van de impact categorieën (HAH)

I.C.	A1a	A1b	A2a	A2b	A3a	A3b	A4a	A4b	A5a	A5b
CC	3	1	4	7	2	6	9	10	5	8
OD	6	1	4	8	5	9	2	3	7	10
Ac	10	1	3	5	2	4	6	8	7	9
Eutr t	10	1	3	5	2	4	6	7	8	9
Eutr f	2	1	4	9	3	10	5	7	6	8
Eutr m	6	1	4	9	2	10	3	7	5	8
POF	2	1	5	9	3	7	4	8	6	10
RU, min	1	2	8	10	7	9	3	5	4	6
RU, f	10	1	9	7	4	2	6	3	8	5
IR	10	1	6	3	5	2	7	4	9	8
PM	10	1	3	5	2	4	6	7	8	9

Canc	2	1	8	10	6	9	3	5	4	7
Non-canc	1	2	9	10	5	8	4	7	3	6
Ecotox	6	1	3	7	2	10	4	8	5	9
WU	4	1	7	5	3	2	10	9	8	6
LU	10	1	3	6	2	5	4	7	8	9

10.12.1.3 Analyse per impact categorie

De impact categorieën die gemiddeld over de verschillende scenario's samen minstens 80% van de totale impact (na weging en normalisatie, zie factoren in 10.6) vormen, worden vervolgens in detail besproken. Aangezien er fasen zijn waarbij een milieu-impact optreedt, en andere waarbij een milieu-impact wordt vermeden, worden de absolute waarden voor resultaten per fase gehanteerd; op deze manier wordt voorkomen dat een belangrijke indicator gemist wordt⁶⁵.

De impact categorieën die in detail worden bekeken zijn:

- Resource use, fossils
- Ecotoxicity freshwater
- Climate change
- Acidification
- Particulate matter

De hiërarchie tussen de verschillende scenario's wordt opnieuw gepresenteerd, enkel voor de belangrijkste impact categorieën; deze zorgen voor het grootste deel van de milieu-impact en dus zullen de scenario's die hierop het best scoren, het best scoren qua milieu-impact. Zo zien we dat scenario's A1b en A3a hoog scoren op alle impact categorieën.

Tabel 75: Hiërarchie tussen scenario's voor geheel van de belangrijkste impact categorieën (HAH)

I.C.	A1a	A1b	A2a	A2b	A3a	A3b	A4a	A4b	A5a	A5b
RU, f	10	1	9	7	4	2	6	3	8	5
Ecotox	6	1	3	7	2	10	4	8	5	9
CC	3	1	4	7	2	6	9	10	5	8
Ac	10	1	3	5	2	4	6	8	7	9

⁶⁵ Bv. Een indicator waarvoor de milieu-impact en vermeden milieu-impact respectievelijk 50 en -48 zijn, heeft een netto impact van 2. Als voor een andere indicator 5 en -1 wordt berekend voor de milieu-impact en vermeden milieu-impact, geeft dit een netto impact van 4. De tweede indicator lijkt belangrijker dan de eerste, en verbergt het belang van de eerste.

PM	10	1	3	5	2	4	6	7	8	9
----	----	---	---	---	---	---	---	---	---	---

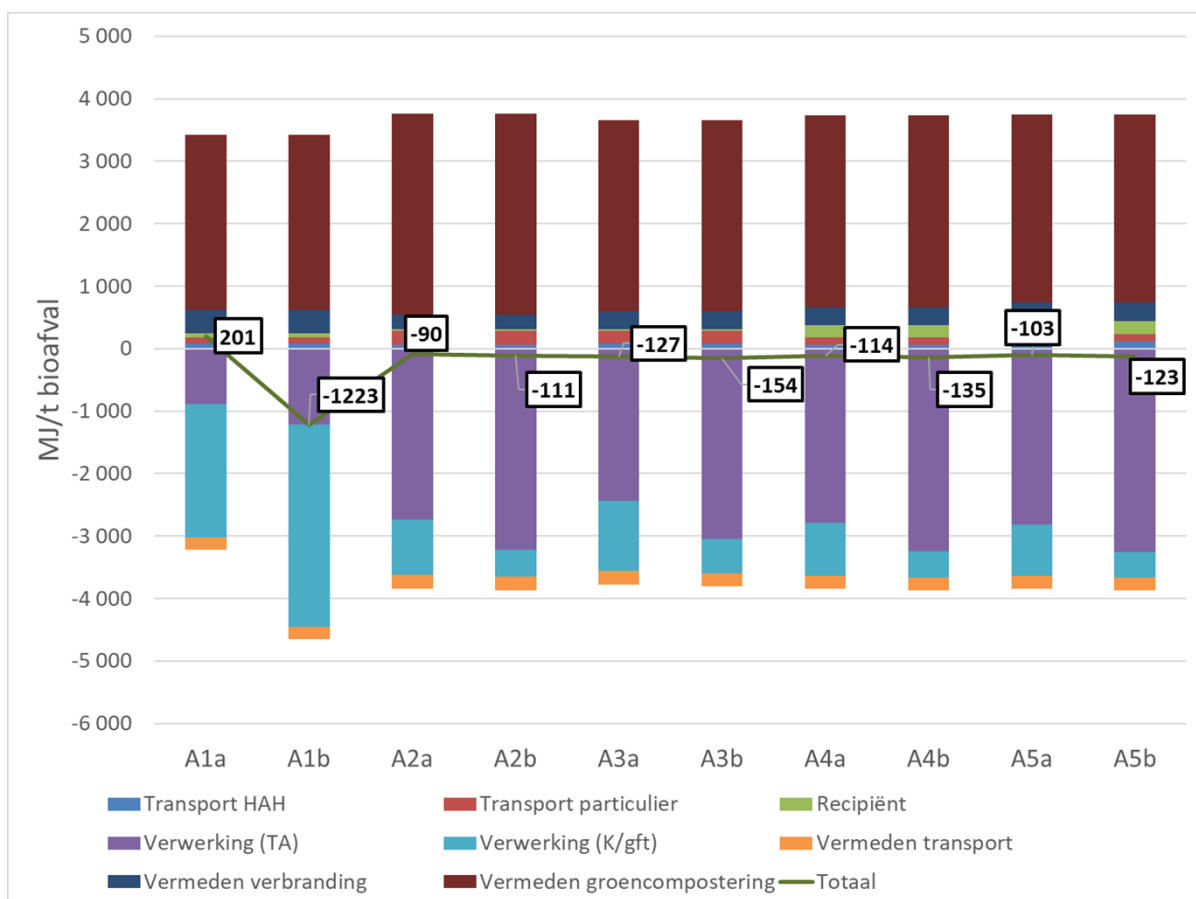
Resource use, fossils

De resultaten voor de impact categorie *Resource use, fossils* worden gepresenteerd per scenario en per fase op Figuur 39. In alle scenario's, behalve A1a, wordt netto een verbruik van fossiele hulpbronnen vermeden; de grootste impact wordt vermeden in scenario A1b.

De vermeden impacten (negatieve waarden) worden vooral geleverd door:

- De productie van biogas en de hieraan gebonden vermeden elektriciteitsproductie
- De productie van compost en de vermeden ontginning van veen (met uitstoot van fossiel CO2)

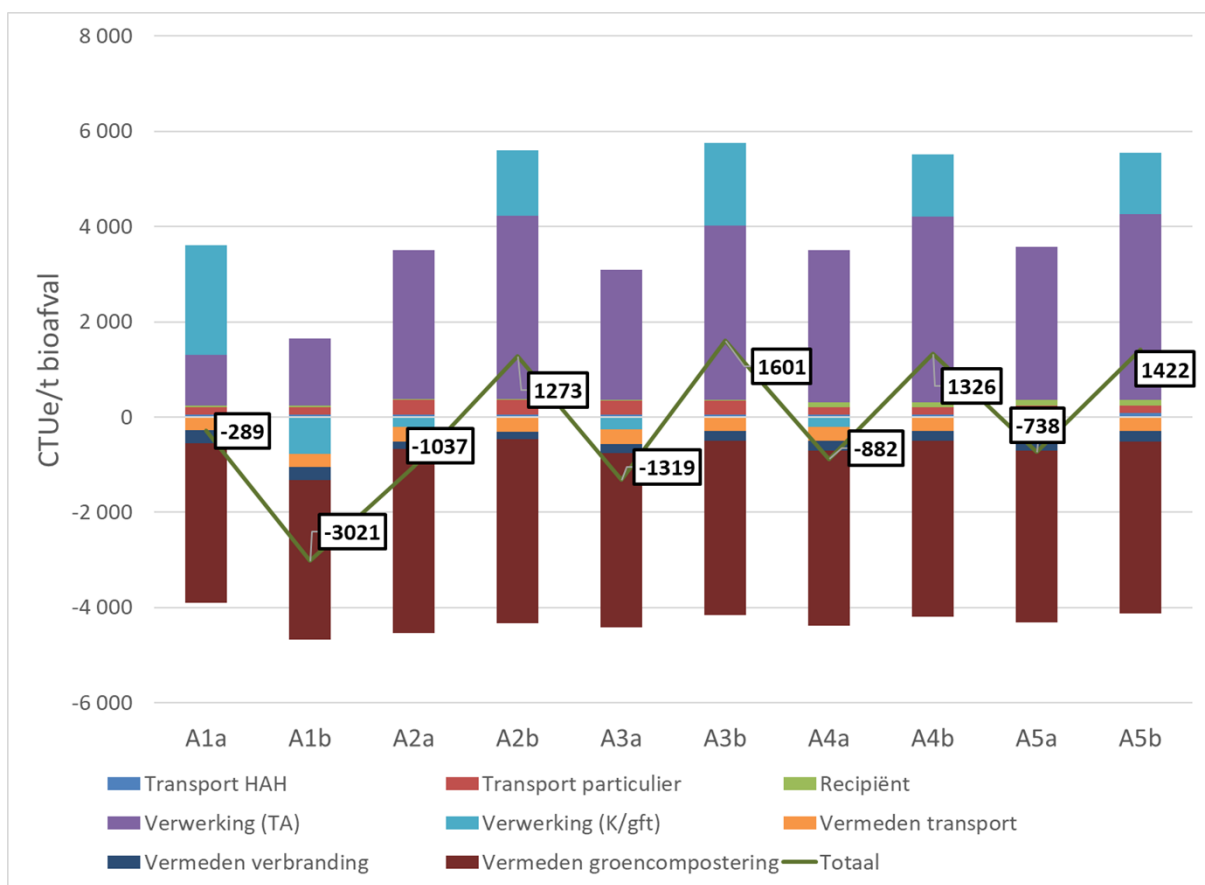
In scenario A1b wordt gft vergist, in dit scenario wordt het meeste biogas geproduceerd (in andere scenario's met vergisting, wordt enkel keukenafval vergist). Scenario A1a is het enige scenario waar geen vergisting (en dus productie van biogas) plaats vindt, hier wordt wel compost geproduceerd.



Figuur 42: Resultaten voor Resource use, fossils per scenario en per fase (HAH)

Ecotoxicity freshwater

Resultaten voor de impact categorie *Ecotoxicity freshwater* worden gepresenteerd op Figuur 40. De grootste vermeden impact wordt gevonden in scenario A1b, de grootste impact in scenario A3b. In de scenario's waar voorvergisting met nacompostering wordt gehanteerd als verwerkingsmethode van het gft/keukenafval wordt een netto impact vermeden. De andere scenario's, waar keukenafval wordt vergist of gft verwerkt via compostering, leiden tot een netto impact.



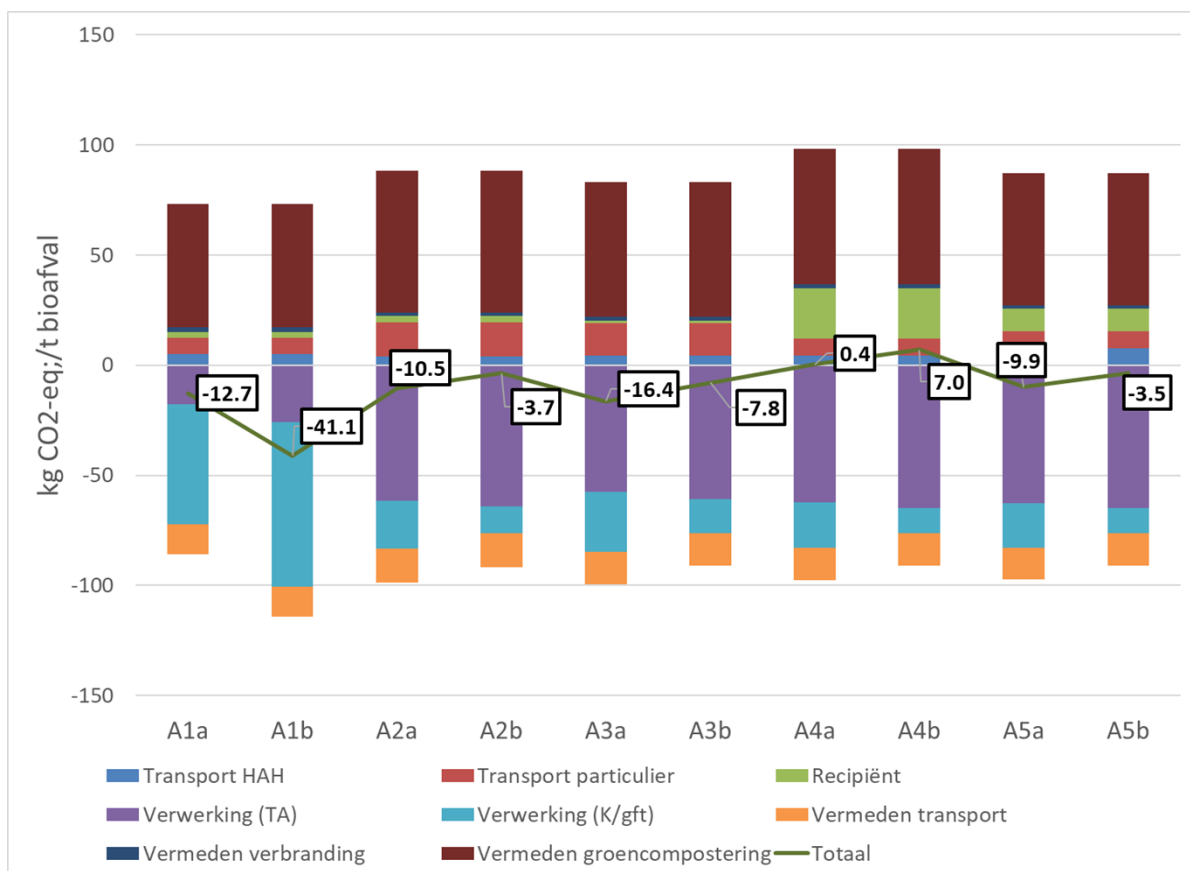
Figuur 43: Totale resultaten voor Ecotoxicity freshwater, per scenario en per fase (HAH)

Climate change

De totale vermeden uitstoot van broeikasgassen (in kg CO₂-eq.) per ton ingezameld bioafval wordt gepresenteerd op Figuur 41. In alle scenario's, behalve A4, wordt een uitstoot vermeden; de grootste vermeden uitstoot in scenario A1a waar gft wordt ingezameld en verwerkt via voorvergistings met nacompostering, de grootste uitstoot in scenario A4b waar het keukenafval wordt verwerkt via vergisting.

De belangrijkste (vermeden) impactten worden geleverd door de verwerking van het bioafval, een netto uitstoot van broeikasgassen wordt voorkomen bij compostering/vergistings dankzij de grondstoffen/energie die de producten van deze verwerkingsprocessen leveren.

In scenario A4 wordt, in tegenstelling tot de andere scenario's, een relatief belangrijke impact gevonden voor de recipiënten; enkel in dit scenario wordt het keukenafval en tuinafval apart in een eigen zak ingezameld.

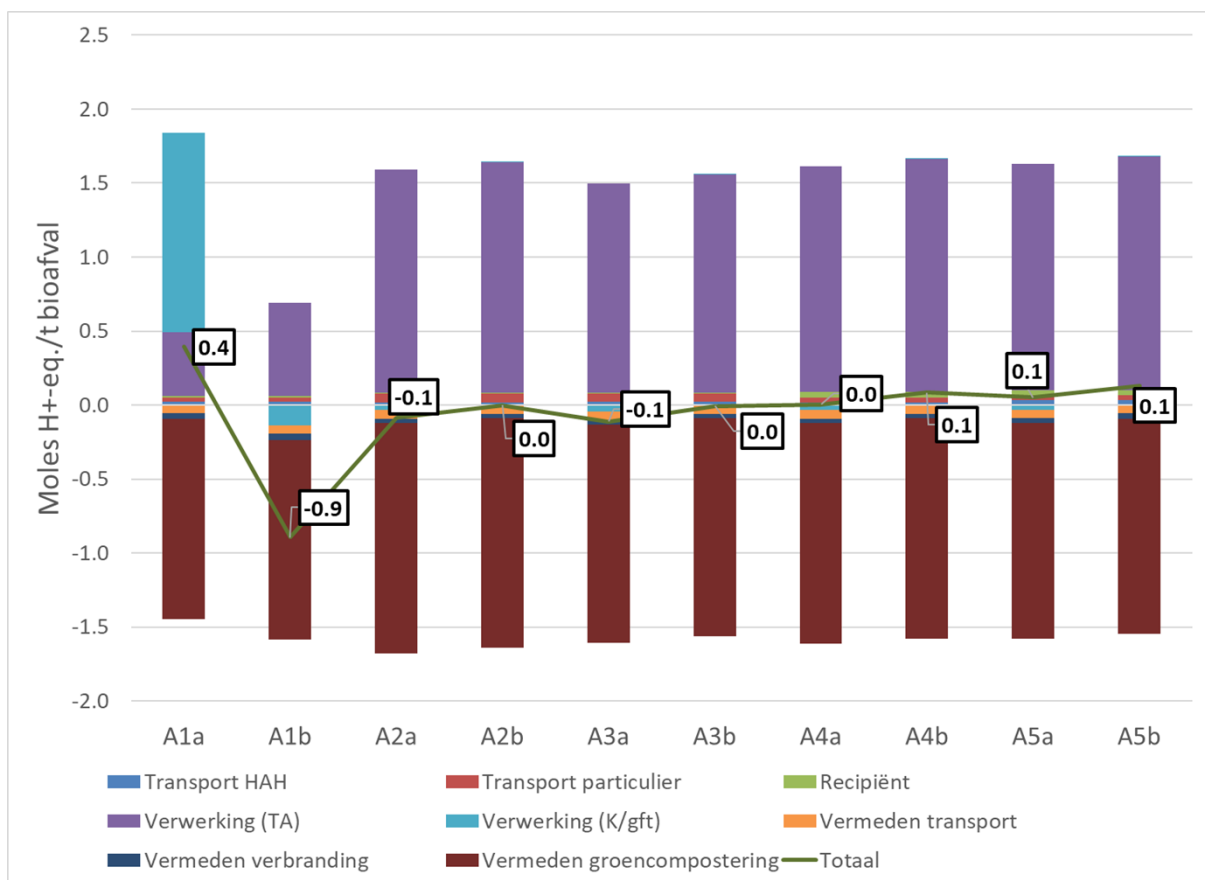


Figuur 44: Resultaten voor Climate change, per scenario en per fase (HAH)

Acidification

Resultaten voor *Acidification* worden per scenario en per fase gepresenteerd op Figuur 42. De grootste impact wordt gevonden in scenario A1a, de grootste vermeden impact in scenario A1b. In alle scenario's, waar keukenafval/gft wordt verwerkt via voorvergisting met nacompostering of vergisting, wordt een kleine vermeden impact gevonden voor de fase van verwerking van dit bioafval. Wanneer gft/tuinafval wordt verwerkt via compostering, wordt een relatief grote impact gevonden.

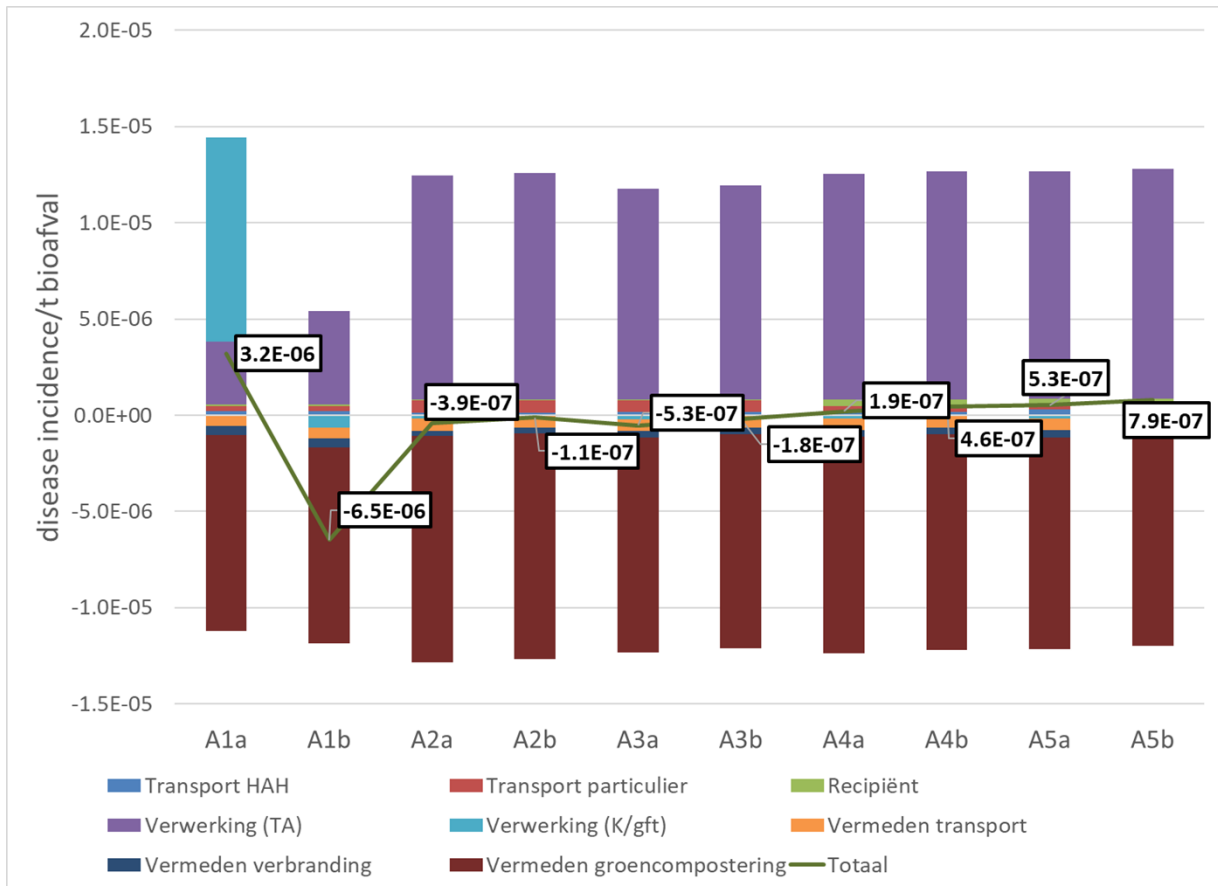
In scenario A1 wordt een groot deel van het tuinafval ingezameld als onderdeel van het gft, en wordt er dus maar een relatief kleine impact gevonden voor verwerking van tuinafval (vergeleken met de andere scenario's).



Figuur 45: Totale resultaten voor Acidification, per scenario en per fase (HAH)

Particulate matter

Resultaten voor *Particulate matter* worden per scenario en per fase gepresenteerd op Figuur 43. De resultaten volgen een zeer gelijkaardige trend met de resultaten van *Acidification*. De grootste impact wordt bekomen in scenario A1a, de grootste vermeden impact in scenario A1b. Wanneer het bioafval wordt verwerkt via voorvergisting met nacompostering of vergisting wordt een netto kleine vermeden impact gevonden voor de behandeling van dit bioafval, wanneer het behandeld wordt via compostering een relatief grote impact.



Figuur 46: Totale resultaten voor Particulate matter, per scenario en per fase (HAH)

10.12.2 Resultaten in sterk stedelijk gebied

10.12.2.1 Inleiding

De niet-gemonetariseerde resultaten worden voorgesteld door gebruik te maken van de 16 impact categorieën, aanbevolen door de PEF. De belangrijkste impact categorieën worden nadien in detail besproken.

De resultaten worden voorgesteld gebruik makend van volgende fasen, in Tabel 73.

Tabel 76: Verschillende fasen bij de inzameling/verwerking van bioafval

Fase	Uitleg
Transport huis-aan-huis	Het transport van de vuilniswagens die het bioafval aan huis ophalen
Transport particulieren	Het transport van particulieren die het tuinafval aan een recyclagepark afzetten
Recipiënt	Productie, gebruik en end-of-life van de inzamelrecipiënten van bioafval
Verwerking (TA)	De verwerking van het apart ingezameld tuinafval

Verwerking (K/gft)	De verwerking van het selectief ingezamelde gft of keukenafval
Vermeden transport	Het vermeden transport van bioafval in het referentiescenario
Vermeden verbranding	De vermeden verbranding van het bioafval, ingezameld met het restafval, in het referentiescenario
Vermeden groencompostering	De vermeden compostering van het tuinafval, selectief ingezameld in het referentiescenario

10.12.2.2 Resultaten van de 16 impact categorieën

De hiërarchie tussen scenario's per impact categorie wordt voorgesteld in Tabel 74. In deze tabel worden de impact categorieën aangeduid met afkortingen, de afkorting per impact categorie wordt uitgelegd in 10.5.

Tabel 77: Hiërarchie tussen scenario's voor geheel van de impact categorieën (sterk stedelijk gebied)

I.C.	A1a	A1b	A2a	A2b	A3a	A3b	A4a	A4b	A5a	A5b	B1a	B1b
CC	7	2	4	10	1	8	6	12	5	11	9	3
OD	10	1	4	9	3	8	2	5	7	11	12	6
Ac	11	1	4	8	3	7	5	9	6	10	12	2
Eutr t	11	1	4	7	3	6	5	9	8	10	12	2
Eutr f	6	2	4	9	3	11	7	10	8	12	5	1
Eutr m	7	1	4	9	2	12	5	10	6	11	8	3
POF	4	3	2	10	1	9	5	11	6	12	8	7
RU, min	1	4	8	12	3	9	6	10	7	11	2	5
RU, f	10	2	4	9	3	7	5	11	6	12	8	1
IR	11	1	9	5	6	3	7	4	10	8	12	2
PM	11	1	4	8	3	6	5	9	7	10	12	2
Canc	6	2	3	9	1	7	4	8	5	10	12	11
Non-canc	4	5	7	11	3	9	6	10	8	12	1	2
Ecotox	7	1	4	9	3	12	5	10	6	11	8	2

WU	10	3	7	4	5	1	12	9	11	6	8	2
LU	11	1	4	7	3	6	5	8	9	10	12	2

10.12.2.3 Analyse per impact categorie

De impact categorieën die gemiddeld over de verschillende scenario's samen minstens 80% van de totale impact (na weging en normalisatie, zie factoren in 10.6) vormen, worden vervolgens in detail besproken. Aangezien er fasen zijn waarbij een milieu-impact optreedt, en andere waarbij een milieu-impact wordt vermeden, worden de absolute waarden voor resultaten per fase gehanteerd; op deze manier wordt voorkomen dat een belangrijke indicator gemist wordt⁶⁶.

De impact categorieën die in detail worden bekeken zijn:

- Resource use, fossils
- Ecotoxicity freshwater
- Climate change
- Acidification
- Particulate matter

De hiërarchie tussen de verschillende scenario's wordt opnieuw gepresenteerd, enkel voor de belangrijkste impact categorieën; deze zorgen voor het grootste deel van de milieu-impact en dus zullen de scenario's die hierop het best scoren, het best scoren qua milieu-impact. Zo zien we dat scenario's A1b en A3a hoog scoren op alle impact categorieën.

Tabel 78: Hiërarchie tussen scenario's voor geheel van de belangrijkste impact categorieën (sterk stedelijk gebied)

I.C.	A1a	A1b	A2a	A2b	A3a	A3b	A4a	A4b	A5a	A5b	B1a	B1b
RU, f	11	1	4	7	3	6	5	8	9	10	12	2
Ecotox	6	2	3	9	1	7	4	8	5	10	12	11
CC	7	2	4	10	1	8	6	12	5	11	9	3
Ac	1	4	8	12	3	9	6	10	7	11	2	5
PM	6	2	4	9	3	11	7	10	8	12	5	1

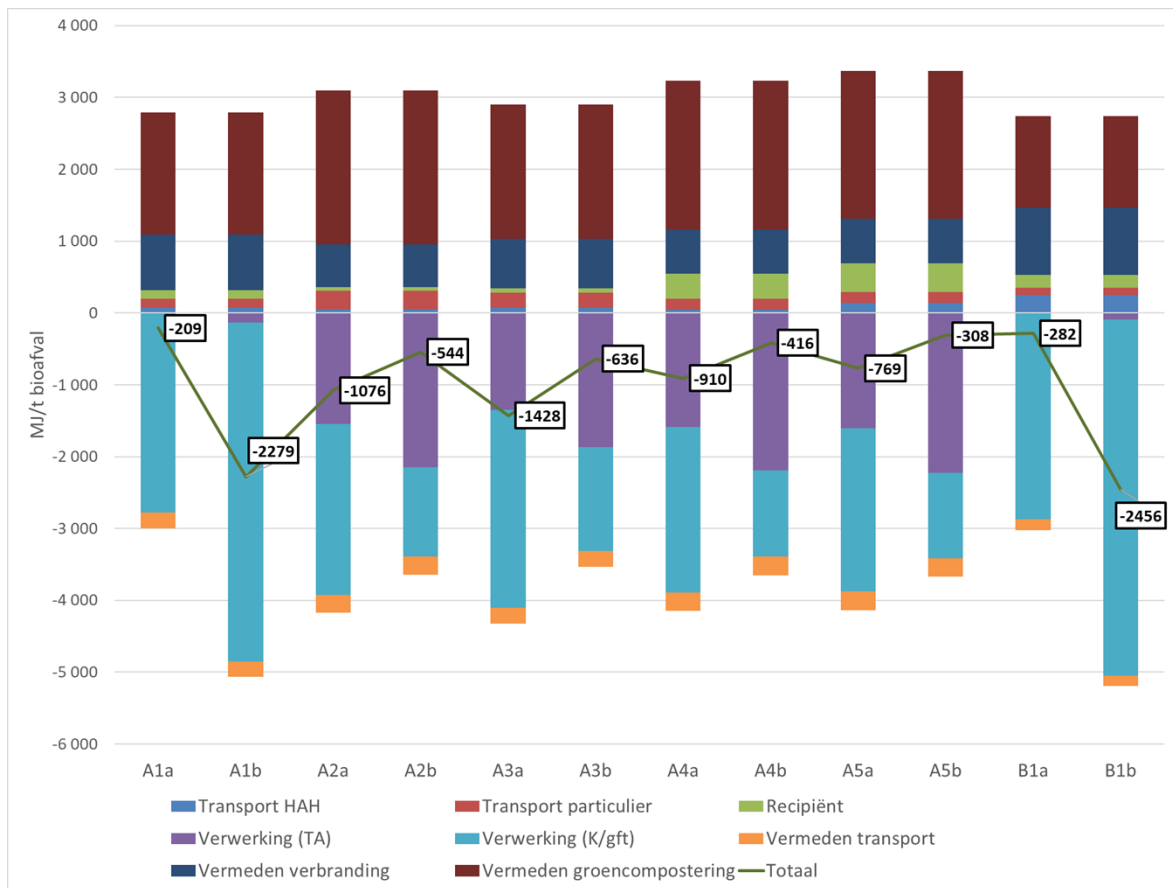
Resource use, fossils

De resultaten voor de impact categorie *Resource use, fossils* worden gepresenteerd op Figuur 44. In alle scenario's wordt een vermeden impact op deze impact categorie gevonden. De grootste vermeden impact

⁶⁶ Bv. Een indicator waarvoor de milieu-impact en vermeden milieu-impact respectievelijk 50 en -48 zijn, heeft een netto impact van 2. Als voor een andere indicator 5 en -1 wordt berekend voor de milieu-impact en vermeden milieu-impact, geeft dit een netto impact van 4. De tweede indicator lijkt belangrijker dan de eerste, en verbergt het belang van de eerste.

wordt gevonden in scenario B1b en A1b, de twee scenario's waar gft wordt ingezameld en verwerkt via voorvergistening met nacompostering.

Vergeleken met de resultaten voor selectieve inzameling in heel Vlaanderen worden er grotere verschillen gevonden binnen dezelfde inzamelscenario's tussen de twee mogelijke verwerkingsmethoden (bv. A3a en A3b). Dit komt door de lagere productie van tuinafval in sterk stedelijk gebied waardoor de fractie keukenafval in het ingezameld bioafval groter wordt, en dus ook de impact van de verwerking van dit keukenafval belangrijker wordt op de totale resultaten.

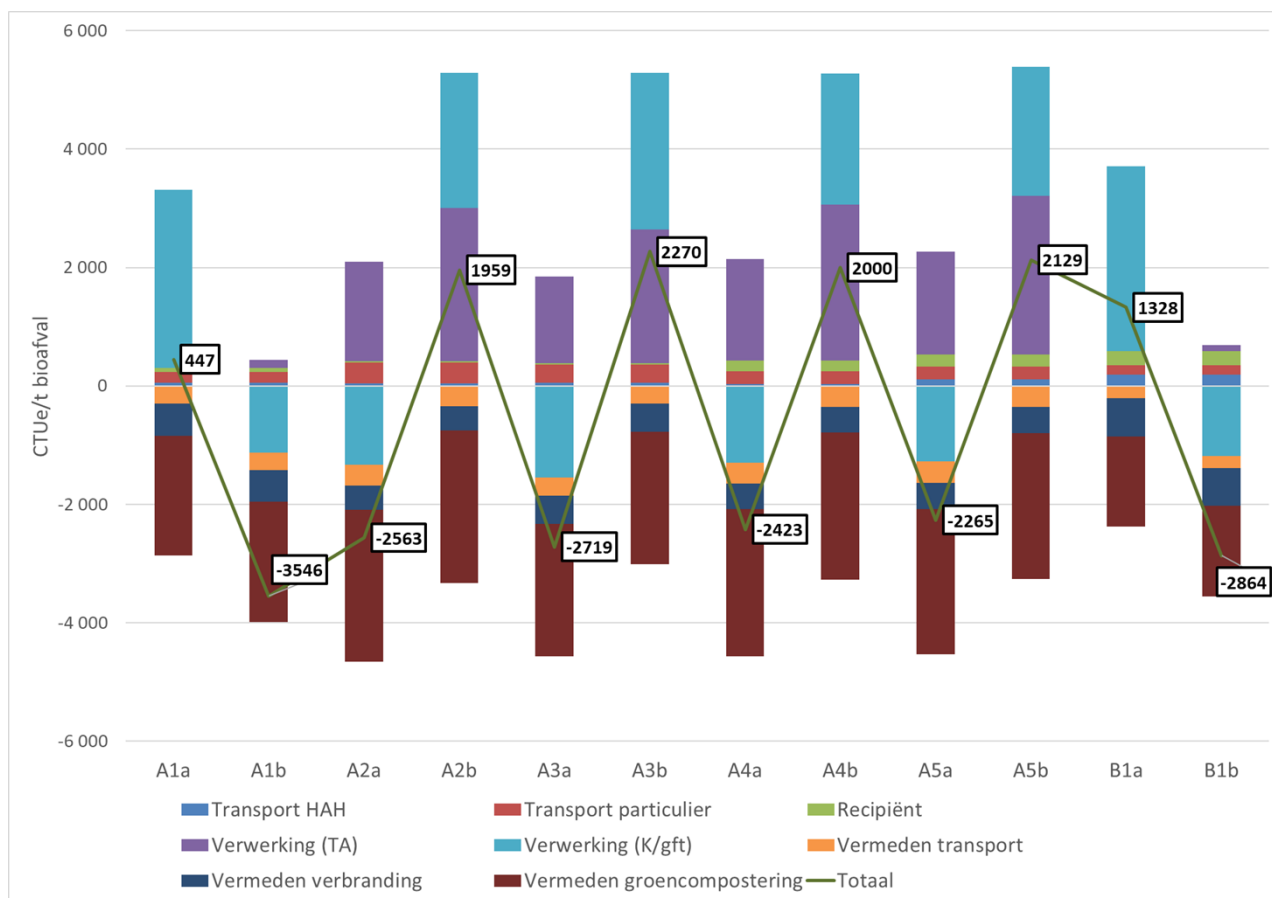


Figuur 47: Totale resultaten voor Resource use, fossils per scenario en per fase (sterk stedelijk gebied)

Ecotoxicity freshwater

Resultaten voor de impact categorie *Ecotoxicity freshwater* worden gepresenteerd op Figuur 45. De grootste vermeden impact wordt gevonden in scenario A1b, de grootste impact gevonden in scenario A3b (zoals bij de resultaten voor selectieve inzameling in heel Vlaanderen).

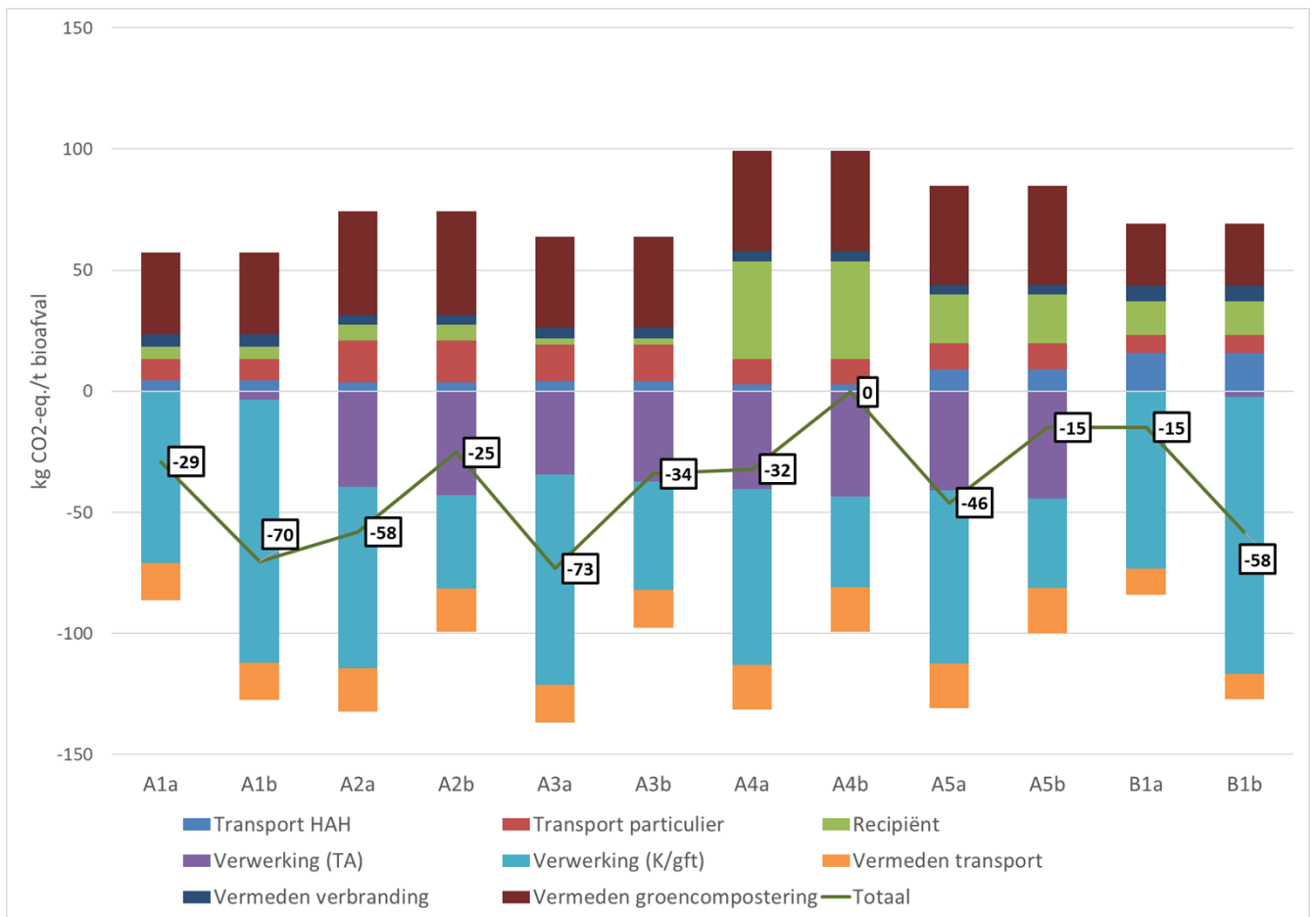
Bioafval dat wordt verwerkt via compostering of voorvergistening met nacompostering zorgt voor een relatief grote impact op het totale resultaat, bioafval dat wordt verwerkt via vergisting zorgt voor een relatief grote vermeden impact op het totale resultaat.



Figuur 48: Totale resultaten voor Ecotoxicity, freshwater per scenario en per fase (sterk stedelijk gebied)

Climate change

De resultaten per scenario en per fase worden gepresenteerd op Figuur 46. In alle scenario's wordt een netto impact vermeden, behalve in scenario A4b. De grootste vermeden impact wordt gevonden in scenario A3a. In scenario's A1 en B1 wordt het bioafval als gft ingezameld, waardoor er amper tuinafval apart wordt ingezameld. In deze scenario's is er dus amper een impact door aparte verwerking van tuinafval.

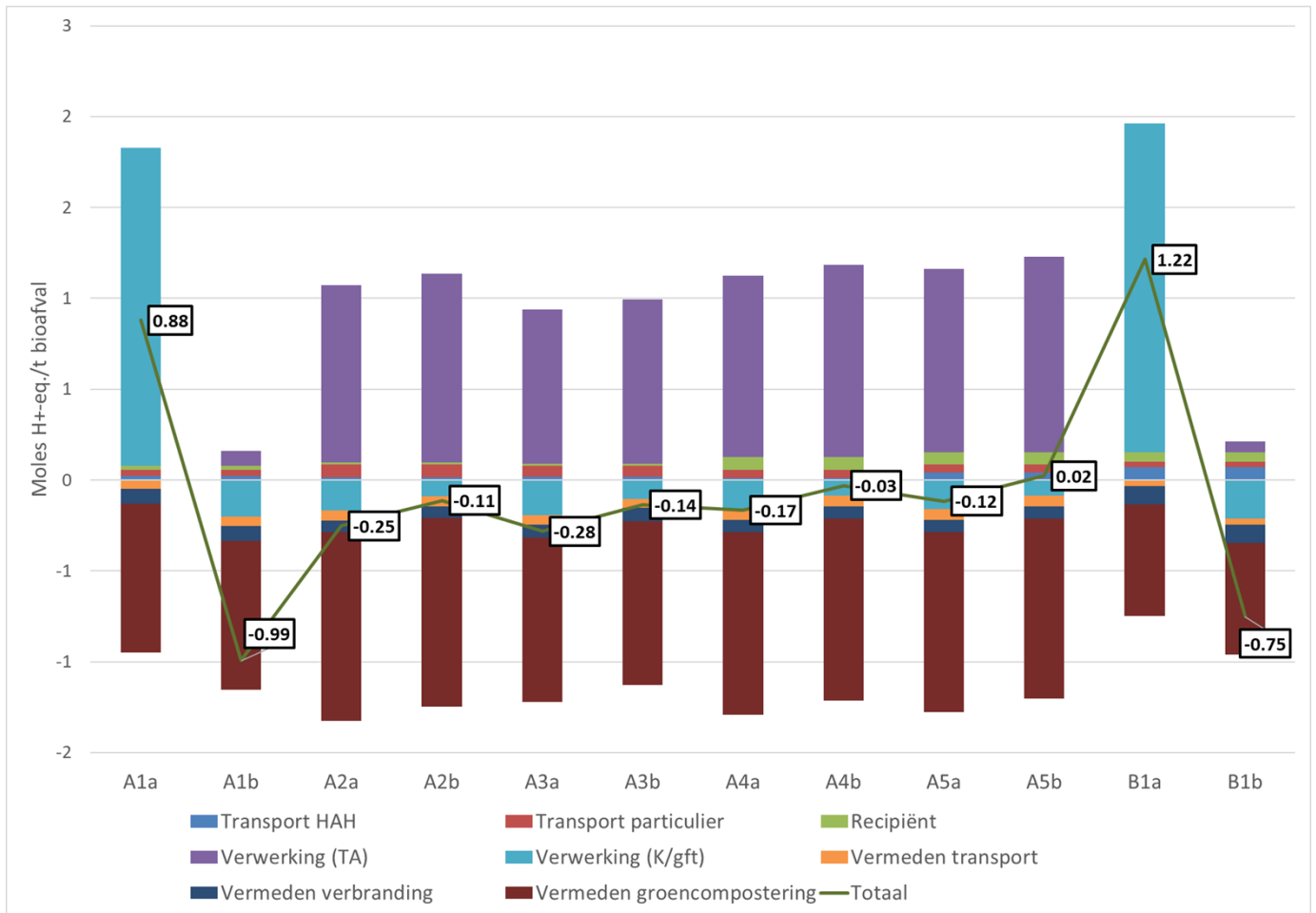


Figuur 49: Resultaten voor Climate change, per scenario en per fase (sterk stedelijk gebied)

Acidification

De resultaten per scenario en per fase voor de impact categorie *Acidification* worden gepresenteerd op Figuur 47. De grootste impact wordt gevonden in scenario's A1a en B1a waar het gft wordt verwerkt via compostering, de grootste vermeden impact waar dit gft wordt verwerkt via voorvergistiging met nacompostering.

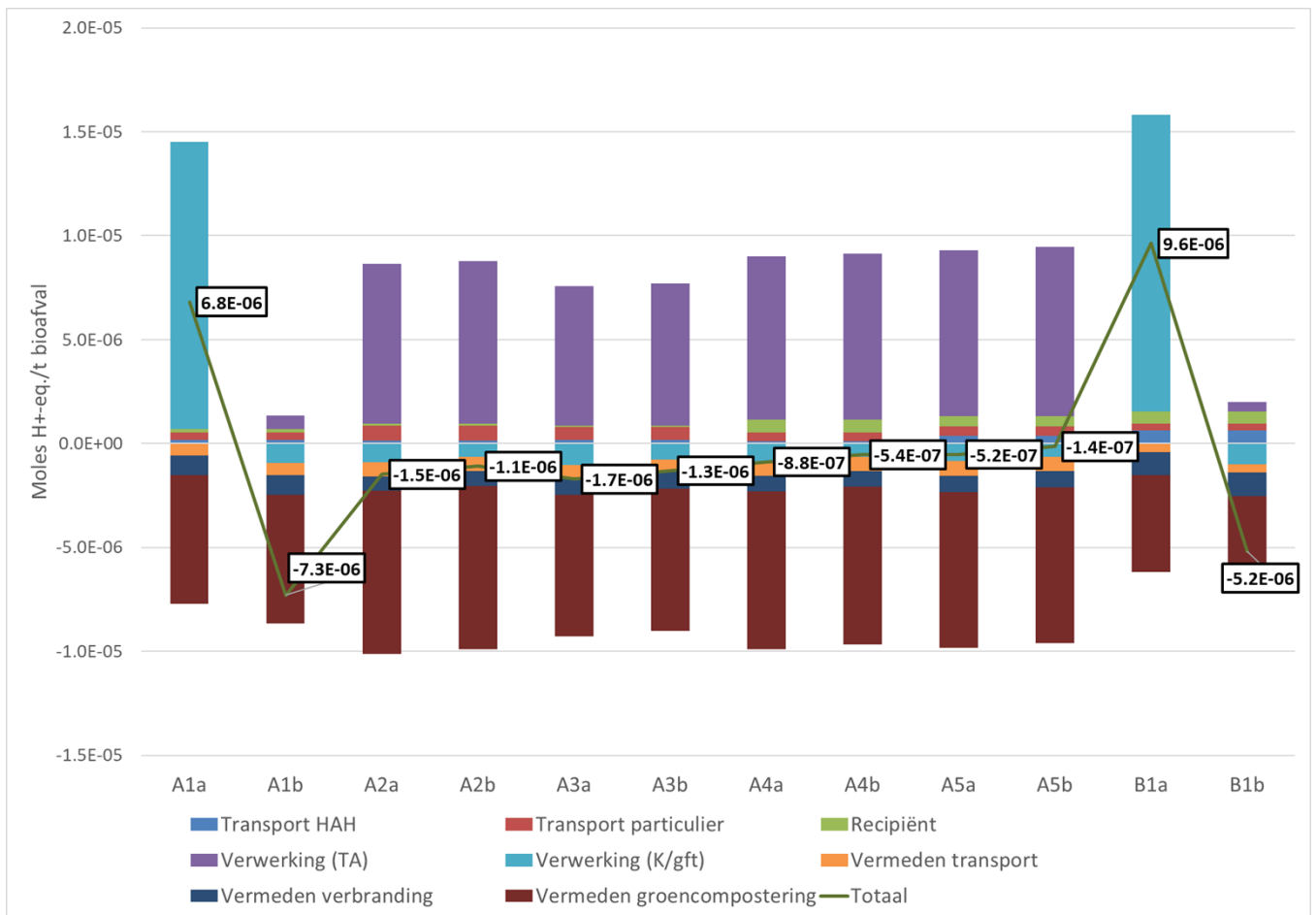
Scenario's waar het keukenafval wordt behandeld via voorvergistiging met nacompostering scoren iets beter dan wanneer het wordt verwerkt via vergisting.



Figuur 50: Totale resultaten voor Acidification, per scenario en per fase (sterk stedelijk gebied)

Particulate matter

De resultaten per scenario en per fase voor de impact categorie Particulate matter worden gepresenteerd op Figuur 48. De resultaten volgen dezelfde trend als de resultaten voor *Acidification*; de grootste impact wordt gevonden in scenario's A1a en B1a, de grootste vermeden impact in scenario's A1b en B1b.



Figuur 51: Totale resultaten voor Particulate matter, per scenario en per fase (sterk stedelijk gebied)

10.13 ECONOMETRISCHE ANALYSE

Appendix A

De volgende data is fout gerapporteerd of mist in de primaire dataset:

– Huisvuil

- In meerdere gevallen, bv. voor de gemeenten Hasselt of Hechter-Eksel, blijkt de eenheidsprijs voor afvalzakken voor huisvuil uitgedrukt te zijn per 10 zakken. In sommige gevallen staat dit expliciet vermeld bij “opmerkingen”, in andere gevallen niet. Voor deze laatste gevallen leiden we dat af uit de buitenproportionele prijs.

Voor de volgende gemeenten missen we data over huisvuil:

- 2019: Bever, Bornem, Boutersem, Gent, Houthalen-Helchteren, Lennik
- 2018: Bornem, Gent, Lennik

- 2017: Affligem, Bever, Bornem, Galmaarden, Gent, Halen, Heist-Op-Den-Berg, Herentals, Herenthout, Herk-De-Stad, Herne, Houthulst, Knesselare, Knokke-Heist, Kortesseem, Ledegem, Lennik, Nieuwerkerken, Oostrozebeke, Oudenburg, Roeselare, Sint-Amands, Sint-Martens-Latem

— Gft

- Voor gft vinden we ook dat de prijs voor zakken soms per 10 wordt uitgedrukt. We maken dezelfde correcties als diegene die we uitvoeren voor huisvuil.

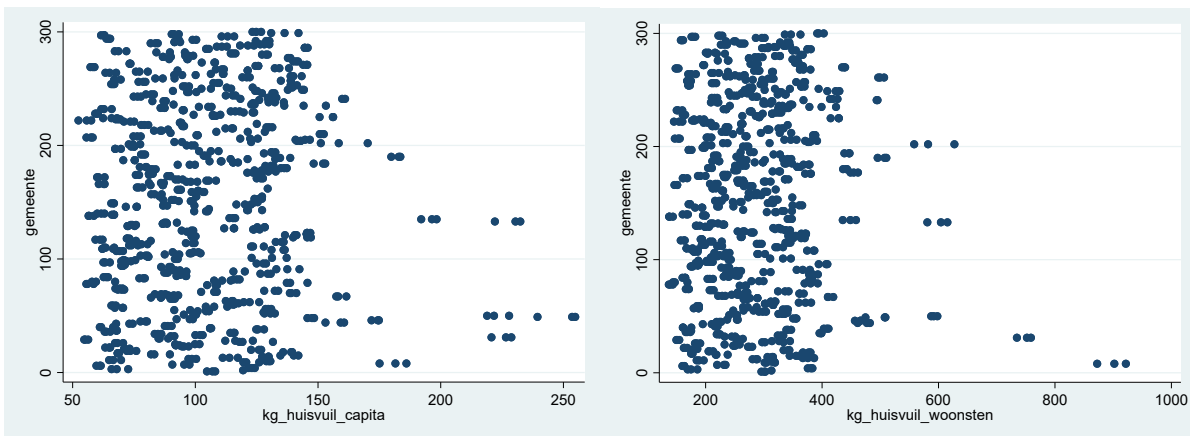
Voor de volgende gemeenten gelegen in een gft-regio missen we data over gft:

- 2019: Genk, Gent, Wezembeek-Oppem
- 2018: Gent, Zuienkerke
- 2017: Affligem, Brasschaat, Drogenbos, Gent, Hasselt, Koekelare, Kortemark, Kortrijk, Kuurne, Lendeledede, Leopoldsburg, Lichtervelde, Linkebeek, Lovendegem, Niel, Nieuwpoort, Zandhoven

Tabel 79: Beschrijvende statistieken

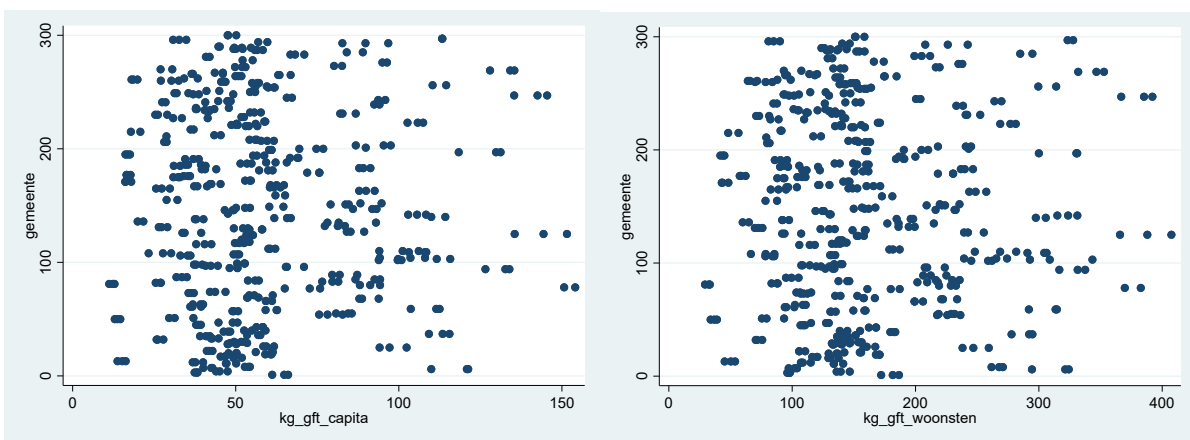
2017	obs.	gem.	SD	min	max
Tarief HV	274	0.20	0.07	0	0.36
kg HV/capita	274	104.71	32.37	253.56	253.56
kg HV/woonst	274	287.14	99.32	139.17	921.77
Ophaalfreq. HV	256	32.48	14.37	12	52
Tarief gft	178	0.06	0.06	0	0.25
kg gft/capita	178	59.43	28.67	12.33	154.08
kg gft/woonst	178	163.11	76.23	32.42	407.46
Ophaalfreq. gft	169	28.57	10.52	12	52
delta tarieven	178	0.15	0.08	-0.22	0.35
Inkomen/capita	274	20250.74	2253.93	13601.30	30628.71
Populatie per km ²	274	539.95	466.71	51.71	3287.11
% appartementen	274	0.04	0.04	0	0.30
2018	obs.	gem.	SD	min	max
Tarief HV	274	0.21	0.05	0	0.33
kg HV/capita	273	104.76	32.56	54.72	254.81
kg HV/woonst	273	287.13	99.51	136.82	901.98
Ophaalfreq. HV	251	32.76	14.37	12	52
Tarief gft	168	0.07	0.60	0	0.24
kg gft/capita	159	56.35	25.42	11.21	135.52
kg gft/woonst	159	154.32	67.44	29.35	366.77
Ophaalfreq. gft	151	28.80	10.62	12	52
delta tarieven	168	0.14	0.07	-0.04	0.29
Inkomen/capita	273	20758.60	2344.83	14603.73	30166.29
Populatie per km ²	273	543.18	470.67	51.88	3317.43
% appartementen	273	0.04	0.04	0	0.30
2019	obs.	gem.	SD	min	max
Tarief HV	279	0.20	0.05	0	0.32
kg HV/capita	279	103.35	30.46	55.20	239.45

kg HV/woonst	279	282.71	93.74	137.79	872.53
Ophaalfreq. HV	252	34.82	12.37	6	52
Tarief gft	182	0.06	0.06	0	0.24
kg gft/capita	182	60.05	27.55	12.84	150.69
kg gft/woonst	182	164.40	72.27	33.24	387.95
Ophaalfreq. gft	173	28.32	10.60	12	52
delta tarieven	182	0.26	0.17	-0.01	0.57
Inkomen/capita	279	20663.83	2315.67	14260.92	30436.48
Populatie per km ²	279	540.94	470.75	51.91	3352.76
% appartementen	279	0.04	0.04	0	0.30



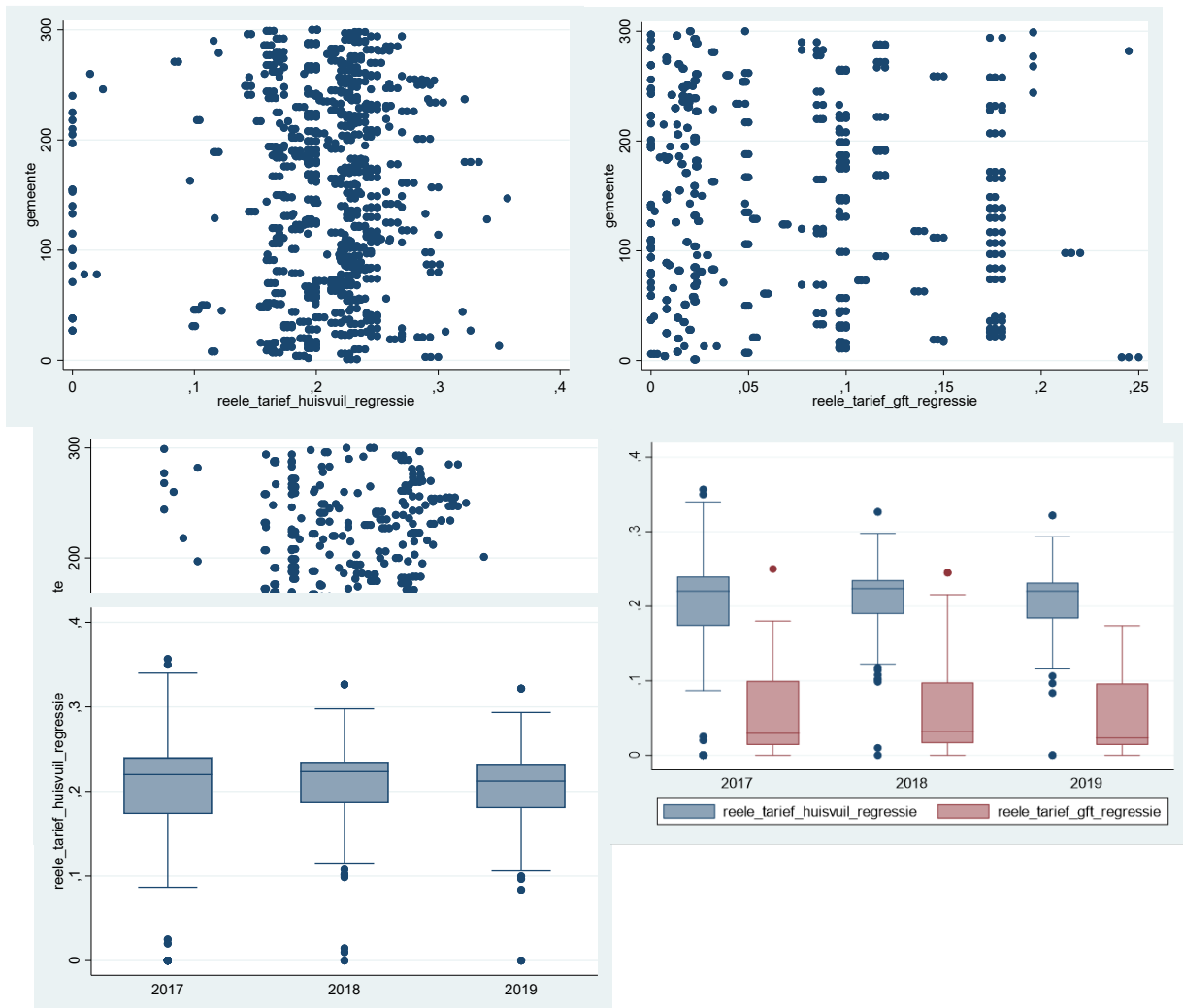
Figuur 52: Vraag naar de Inzameling van Huisvuil

Tabel 76 geeft aan dat er eventueel uitschieters zouden kunnen zijn in de vraag naar de inzameling huisvuil. We drukken die vraag per capita en per woonst uit. Bovenstaande figuur geeft aan dat er in beide gevallen sprake zou kunnen zijn van uitschieters. Echter, wanneer mogelijke uitschieters van beide luiken vergelijken, wordt het duidelijk dat het steeds om verschillende gemeenten gaat. We besluiten dus dat mogelijke uitschieters veroorzaakt worden door o.a. toerisme en niet door datafouten. We kiezen geen verdere bewerkingen uit te voeren.



Figuur 53: Vraag naar selectieve inzameling van gft

De vraag naar de selectieve inzameling van gft volgt een minder brede verdeling dan die naar huisvuil. Ook hier is geen sprake van uitschieters veroorzaakt door datafouten. We kiezen geen verdere bewerkingen uit te voeren.



Figuur 54: Tarieven inzameling afval

De inzameltarieven voor huisvuil zijn breder verdeeld dan die voor gft. We merken dat er in het verschil tussen de twee tarieven, de variabele delta, normaal verdeeld is.

Tabel A.2: Variance Inflation Factor

Variable	VIF	1/VIF
Gewichtsdiftar GFT	6,23	0,160531
Tarief GFT	5,22	0,191692
Gewichtsdiftar HV	4,22	0,236898
Aanbiedingskost HV	1,98	0,505973
Inzamelfreq. GFT	1,45	0,690963
Ln(inkomen/capita)	1,35	0,741271
Aandeel appartementen	1,32	0,758895
Tarief HV	1,31	0,763962
Mean VIF	2,88	

Gezien de VIF steeds onder 10 is besloten we dat er geen problematische multicollineariteit aanwezig is tussen de gebruikte variabelen.

Appendix B

Output B.1

Breusch-Pagan / Cook-Weisberg test for heteroskedasticity
 Ho: Constant variance
 Variables: fitted values of ln_kg_huisvuil_capita

chi2(1) = 9,39
 Prob > chi2 = 0,0022

De BPLM-test geeft duidelijk aan dat we rekening moeten houden met de heterogeniteit van gemeenten. M.a.w., we moeten panelmodellen gebruiken.

Output B.2

	(b)	(B)	(b-B)	sqrt(diag(V_b-V_B))
	fixed	random	Difference	S.E.
Tarief HV	-,1244506	-,2862749	,1618243	,0810706
Tarief GFT	1,566103	1,848272	-,282169	,1922263
Inzamelfrequentie GFT	-,0032937	,002791	-,006084	,0009031
Ln(inkomen/capita)	-,3116113	-,2081576	-,103453	,0592385
Aandeel appartementen	4,423513	3,530062	,893451	,1249525
Gewichtsdiftar HV	-,2484922	-,1013052	-,147187	,0418963
Aanbiedingskost HV	,0299428	,0005058	,029437	,0222032
Gewichtsdiftar GFT	-,0235291	,0453983	-,068927	,0211265

b = consistent under Ho and Ha; obtained from xtreg

B = inconsistent under Ha, efficient under Ho; obtained from xtreg

Test: Ho: difference in coefficients not systematic

```

chi2(8) = (b-B)'[(V_b-V_B)^(-1)](b-B)
          =      212,04
Prob>chi2 =      0,0000
(V_b-V_B is not positive definite)

```

De Hausman test geeft duidelijk aan dat het random effects model niet consistent is. We werken dus met het fixed effects model.

Output B.3

R-squared:

within = 0,0623

between = 0,0507

overall = 0,0442

Prob > F

= 0,2921

Squared residuals	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]
FD_Tarief HV	,0219169	,0716245	0,31	0,760	-,1201841 ,1640178
FD_Tarief GFT	-,3049259	,1967451	-1,55	0,124	-,6952626 ,0854109
Inzamelfrequentie GFT	,000238	,0007112	0,33	0,739	-,001173 ,001649
Ln(inkomen/capita)	,0659066	,0531013	1,24	0,217	-,0394449 ,1712581
Aandeel appartementen	-,1242737	,1374605	-0,90	0,368	-,3969914 ,1484439
Gewichtsdiftar HV	,0500393	,0479987	1,04	0,300	-,0451887 ,1452673
Aanbiedingskost HV	,0048332	,0352499	0,14	0,891	-,0651016 ,074768
Gewichtsdiftar GFT	,0259574	,024323	1,07	0,288	-,0222988 ,0742136
Constante	-,6291521	,524037	-1,20	0,233	-1,668827 ,4105224

De BPLM-test die onderzoekt of er algemene significantie is tussen het kwadraat van de residuen en de onafhankelijke variabelen geeft aan dat de foutterm homoskedastisch is.

Output B.4

R-squared:	Number of obs	=	490
within = 0,7677	Number of groups	=	202
between = 0,4173			
overall = 0,4392			

Ln(kg HV/woonsten)	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]
Tarief HV	-,1339010	,0012462	-10,74	0,000	-,158327 - ,0109475
Tarief GFT	1,461525	,2739729	5,33	0,000	,922217 2,000833
Inzamelfrequentie GFT	-,0057863	,0013448	-4,30	0,000	-,0084336 -,0031391
Ln(inkomen/woonsten)	-,0544829	,0899927	-0,61	0,545	-,231631 ,1226652
Aandeel appartementen	6,871083	,3192678	21,52	0,000	6,242613 7,499553
Gewichtsdihtar HV	-,2695404	,0535055	-5,04	0,000	-,3748645 -,1642164
Aanbiedingskost HV	,0264017	,0367265	0,72	0,473	-,0458935 ,0986969
Gewichtsdihtar GFT	-,0953493	,0376738	-2,53	0,012	-,1695091 -,0211896
Constante	6,21564	,9758606	6,37	0,000	4,294685 8,136595

Output B.4 is een robuustheidscontrole. We doen dezelfde regressie als die in Tabel A.2 weergegeven, maar berekenen de variabelen niet per capita maar per woonst. We besluiten dat coëfficiënten niet sterk verschillen.

Appendix C

Output C.1

Breusch-Pagan / Cook-Weisberg test for heteroskedasticity
Ho: Constant variance
Variables: fitted values of ln_kg_huisvuil_capita

chi2(1) = 13,69
Prob > chi2 = 0,0002

De BPLM-test geeft duidelijk aan dat we rekening moeten houden met de heterogeniteit van gemeenten. M.a.w., we moeten panelmodellen gebruiken.

Output C.2

	(b)	(B)	(b-B)	sqrt(diag(V_b-V_B))
	fixed	random	Difference	S.E.
Tarief HV	-,1322522	-,2671976	,1349454	,0441122
Ln(inkomen/capita)	-,6213755	-,4843871	-,1369884	,0451861
Aandeel appartementen	3,998869	3,604357	,3945115	,1083306
Gewichtsdiftar HV	-,2401779	-,214656	-,025522	,0369818
Aanbiedingskost HV	,0017931	,0198017	-,0180086	,02242
Regio	-,1468641	-,1775384	,0306743	,0106447
(Tarief HV) * (Regio)	,1651092	,1558552	,009254	,0409261

b = consistent under Ho and Ha; obtained from xtreg

B = inconsistent under Ha, efficient under Ho; obtained from xtreg

Test: Ho: difference in coefficients not systematic

```
chi2(7) = (b-B)'[(V_b-V_B)^(-1)](b-B)
        =      55,46
Prob>chi2 =      0,0000
(V_b-V_B is not positive definite)
```

De Hausman test geeft duidelijk aan dat het random effects model niet consistent is. We werken dus met het fixed effects model.

Output C.3

R-squared:	Number of obs	=	545
within = 0,0320	Number of groups	=	274
between = 0,0001	Prob > F	=	0,2783
overall = 0,0021			

Squared residuals	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]
FD_Tarief HV	-,0154103	,0487014	-0,32	0,752	-,1113029 ,0804822
ln(inkomen/capita)	,0232024	,0381508	0,61	0,544	-,0519162 ,0983209
Aandeel appartementen	,0346	,0953046	0,36	0,717	-,1530538 ,2222538
Gewichtsdiftar HV	,01895	,0287999	0,66	0,511	-,0377567 ,0756567
Aanbiedingskost HV	-,0125846	,0244022	-0,52	0,606	-,0606323 ,0354631
Regio	,0078967	,023291	0,34	0,735	-,0379631 ,0537565
(Tarief HV) * (Regio)	-,1313281	,1080314	-1,22	0,225	-,344041 ,0813848
Constante	-,165123	,3790309	-0,44	0,663	-,9114312 ,5811852

De BPLM-test die onderzoekt of er algemene significantie is tussen het kwadraat van de residuen en de onafhankelijke variabelen geeft aan dat de foutterm homoskedastisch is.

Output C.4

R-squared:	Number of obs	=	826
within = 0,5802	Number of groups	=	281
between = 0,4363			
overall = 0,4634			

Ln(kg HV/woonsten)		Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]
Tarief HV		-,1902825	,1548376	-1,23	0,220	-,494443 ,113878
Ln(inkomen/woonsten)		-,317777	,0754162	-4,21	0,000	-,4659233 -,1696306
Aandeel appartementen		5,9167	,2411104	24,54	0,000	5,443067 6,390333
Gewichtsdihtar HV		-,2551237	,0484183	-5,27	0,000	-,3502357 -,1600117
Aanbiedingskost HV		-,0313441	,0383797	-0,82	0,414	-,1067364 ,0440483
Regio		-,2061234	,0429257	-4,80	0,000	-,2904459 -,1218009
(Tarief HV) * (Regio)		,4258219	,1976	2,15	0,032	,0376598 ,813984
Constante		9,033578	,8214359	11,00	0,000	7,419963 10,64719

Output C.4 is een robuustheidscontrole. We doen dezelfde regressie als die in Tabel A.2 weergegeven, maar berekenen de variabelen niet per capita maar per woonst. We besluiten dat coëfficiënten niet sterk verschillen.