

# Berekening van broeikasgasemissies door de productie van tuinbouwproducten

## Verkenning en oplossingen van methodiekvragen ten behoeve van de ontwikkeling van het Nederlandse koolstof voetsporen protocol voor tuinbouwproducten

Hans Blonk, Anton Kool,
Boki Luske, Tommie Ponsioen

*Versie: mei 2009*

BLONK | MILIEUADVIES
werken aan duurzaamheid

*Versie: mei 2009*

**Blonk Milieu Advies BV**
Kattensingel 3
2801 CA Gouda
Telefoon: 0182 579970
Email: info@blonkmilieuadvies.nl
Internet: www.blonkmilieuadvies.nl

*Blonk Milieu Advies ondersteunt bedrijfsleven, overheden en maatschappelijke organisaties in hun streven naar duurzaamheid in de agro- en foodketen. Onafhankelijk onderzoek vormt de basis van waaruit we helder en toegesneden advies geven. Voor meer informatie zie www.blonkmilieuadvies.nl*

# Berekening van broeikasgasemissie door de productie van tuinbouwproducten

## Verkenning en oplossingen van methodiekvragen ten behoeve van de ontwikkeling van het Nederlandse koolstof voetsporen protocol voor tuinbouwproducten

Hans Blonk,

Anton Kool

Boki Luske,

Tommie Ponsioen

*Versie: mei 2009*

# Inhoud


**1. Inleiding ..... 4**

**2. Scope en werkwijze ..... 5**

**3. Casestudies ..... 9**

3.1 Selectie van cases ..... 9

3.2 Opzet en uitvoering ..... 9

3.3 Resultaten ..... 10

**4. Systeemafbakening ..... 14**

4.1 Probleembeschrijving ..... 14

4.2 Verkenning van oplossingen ..... 16

4.3 Aanbevelingen voor protocol en rekentool ..... 18

4.4 Aanbevelingen voor nader onderzoek en toekomstige updates ..... 19

**5. Allocatie ..... 20**

5.1 Inleiding en kader ..... 20

5.1.1 Voorstel voor allocatieprincipes ..... 22

5.2 Warmte krachtkoppeling (WKK) in de glastuinbouw ..... 24

5.2.1 Probleembeschrijving ..... 24

5.2.2 Verkenning van oplossingen ..... 24

5.2.3 Aanbevelingen voor protocol en rekentool ..... 34

5.2.4 Aanbevelingen voor nader onderzoek ..... 34

5.3 Bouwplanallocatie ..... 34

5.3.1 Probleembeschrijving ..... 34

5.3.2 Verkenning van oplossingen ..... 36

5.3.3 Aanbevelingen voor protocol en rekentool ..... 38

5.3.4 Aanbevelingen voor nader onderzoek ..... 38

5.4 Allocatie bij complexere productsystemen, van bedrijfsemissies naar productemissies bij groentehandel, bewerking en verwerking, opslag en distributiecentrum ..... 39

5.4.1 Probleembeschrijving ..... 39

5.4.2 Verkenning van oplossingen ..... 39

5.4.3 Aanbevelingen voor protocol en rekentool ..... 40

5.4.4 Aanbevelingen voor nader onderzoek ..... 40

5.5 Recycling en afvalverwerking ..... 41

5.5.1 Probleembeschrijving ..... 41

5.5.2 Verkenning van oplossingen ..... 43

5.5.3 Aanbevelingen voor *Best Practice* in protocol ..... 47

5.5.4 Aanbevelingen voor nader onderzoek ..... 47

5.6 Dierlijke mest meerekenen ..... 47
5.6.1 Probleembeschrijving ..... 47
5.6.2 Verkenning van oplossingen ..... 48
5.6.3 Aanbevelingen voor protocol en rekentool ..... 50
5.6.4 Aanbevelingen voor nader onderzoek ..... 50
**6. Broeikasgasemissies bodem en bemesting ..... 51**
6.1 Probleembeschrijving ..... 51
6.2 Verkenning van oplossingen ..... 53
6.3 Aanbevelingen voor protocol ..... 54
6.4 Aanbevelingen voor de rekentool ..... 56
6.5 Aanbevelingen voor nader onderzoek ..... 56
**7. Landgebruik en landconversie ..... 57**
7.1 Probleembeschrijving ..... 57
7.2 Verkenning van oplossingen (Nadere analyse) ..... 60
7.2.1 Landconversie ..... 60
7.2.2 Verlies aan sink functie ..... 62
7.2.3 Organische stof verschillen ..... 63
7.3 Aanbevelingen voor tuinbouwprotocol ..... 65
7.3.1 Landconversie ..... 65
7.3.2 Verlies aan sink functie ..... 65
7.3.3 Organisch stof verlies vanwege landbouw ..... 65
7.3.4 Rapportage ..... 65
7.4 Aanbevelingen voor nader onderzoek ..... 65
**8. Broeikasgasemissies gerelateerd aan het gebruik van veen ..... 66**
8.1 Probleembeschrijving ..... 66
8.2 Verkenning van oplossingen ..... 66
8.3 Aanbevelingen voor tuinbouw protocol ..... 67
8.4 Aanbevelingen voor nader onderzoek ..... 68
**9. Transportmodellering ..... 69**
9.1 Probleembeschrijving ..... 69
9.2 Verkenning van oplossingen ..... 69
9.3 Aanbevelingen voor protocol en rekentool ..... 71
9.4 Aanbevelingen voor nader onderzoek ..... 72
**10. Data ..... 74**
10.1 Probleembeschrijving ..... 74
10.2 Nadere analyse en voorstel voor data ..... 75
10.2.1 Beschouwing van enkele relevante PAS2050 richtlijnen ..... 75

10.2.2 Standaard secondaire data van voorgrondprocessen voor tuinbouwketens ..... 77
10.2.3 Data voor achtergrondprocessen ..... 79
10.3 Aanbevelingen voor protocol ..... 86
10.4 Aanbevelingen voor nader onderzoek ..... 86
**Referenties ..... 87**

# 1. Inleiding

Begin 2007 creëerde enkele Britse detailhandelorganisaties een vraag naar inzicht in de broeikasgasemissie door de productie van landbouwproducten door aan te kondigen dat zij producten gaan labellen met een "carbon footprint". Dit initiatief heeft in Groot Brittannië en internationaal geleid tot diverse productgeoriënteerde studies, maar daarbij werd ook duidelijk dat er behoefte was aan een gestandaardiseerde rekenmethodiek. Medio 2007 startte het British Standards Institute met het opstellen van een protocol gericht op het berekenen van broeikasgasemissies door de productie van diverse producten (PAS2050). Dit protocol werd eind oktober 2008 gepubliceerd (BSI 2008).

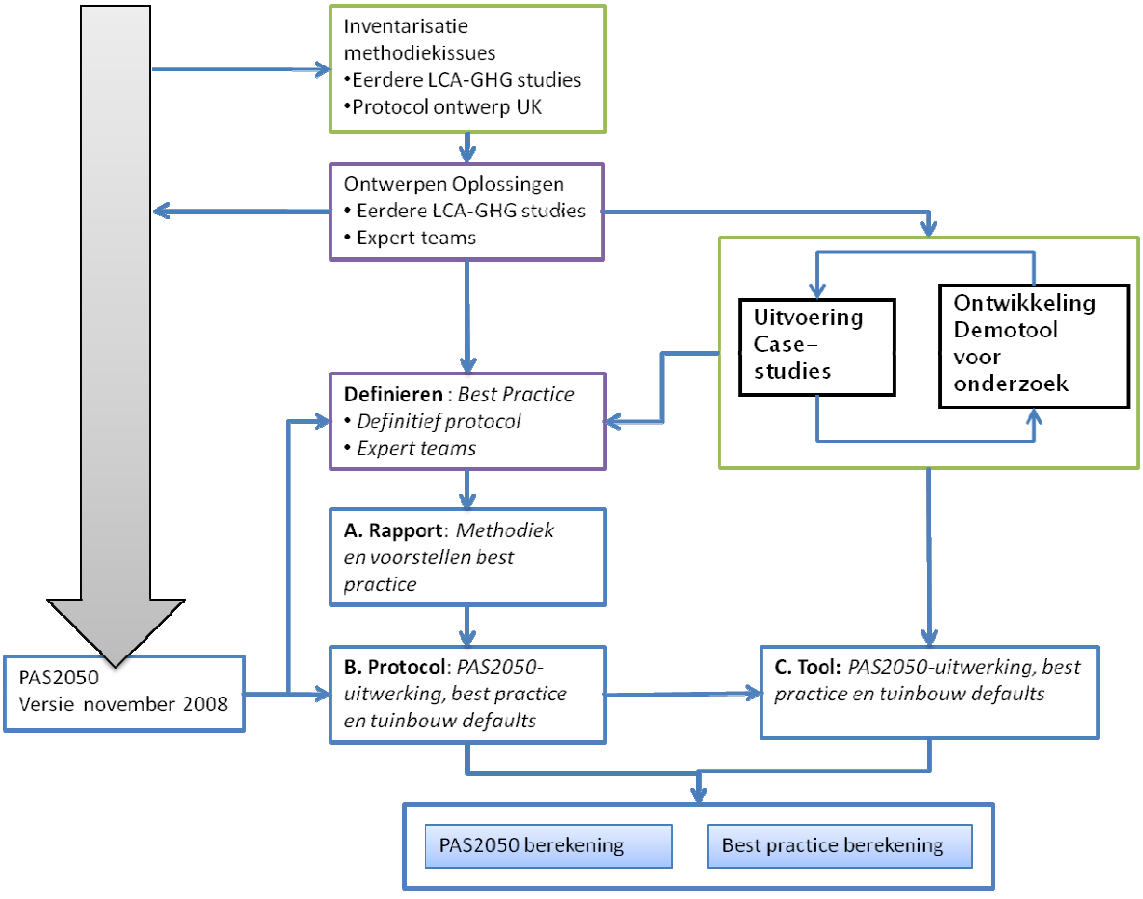
In Nederland reageerden met name de bedrijven die producten leveren aan Groot Brittannië op de PAS2050 door studies uit te laten voeren. Tevens onderkende het Nederlandse bedrijfsleven het belang om een goed gefundeerde rekensystematiek beschikbaar te hebben. Het Productschap Tuinbouw initieerde in reactie op deze ontwikkelingen in de zomer van 2007 een project dat de Nederlandse tuinbouwsector moest voorzien met een protocol en een rekentool om te kunnen anticiperen op de ontwikkelen in Groot Brittannië. Het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselveiligheid (LNV) heeft vervolgens geparticipeerd door mede opdrachtgever te worden van het project. Na twee jaar is het project afgerond met een protocol voor de berekening van broeikasgasemissies door de productie van tuinbouwproducten en een demo van de rekentool dat werkt via het internet en waarmee tuinders en handelsbedrijven berekeningen kunnen uitvoeren voor hun producten. In het protocol zijn *best practices* (aanbevolen methodes en standaardgegevens) gedefinieerd voor de berekening van broeikasgasemissies door de productie van tuinbouwproducten. Deze *best practices* zijn het resultaat van een analyse van methodiekvraagstukken binnen het kader van PAS2050 en de meest recente richtlijnen van het International Panel for Climate Change (IPCC) en ten behoeve van levenscyclusanalyse uitvoering. De vraagstukken en de gekozen oplossingen voor de *best practices* worden beschreven in deze rapportage.

In Hoofdstuk 2 beschrijven we de scope en werkwijze die we hebben gehanteerd bij de behandeling van de methodiekissues. De methodiekissues zijn zowel benaderd vanuit de theorie als vanuit de praktijk. Er zijn een groot aantal casestudies van broeikasgasemissie berekeningen van tuinbouwproducten uitgevoerd om een goed zicht te krijgen op de methodiekvraagstukken en de oplossingen. Dit betekent dat de geformuleerde *best practice* is getoetst aan praktijksituatie en praktijkdeskundigheid. Hoofdstuk 3 doet verslag van de case studies. In de daaropvolgende hoofdstukken worden de verschillende vraagstellingen verkend en worden *state of the art* oplossingen aangereikt voor het protocol voor de berekening van koolstof voetsporen van tuinbouwproducten.

Aan dit onderzoek hebben diverse onderzoekers en praktijkdeskundigen meegewerkt. Allereerst gaat het dan om de onderzoekers vanuit WUR LEI: Myrtille Danse, Rolien Wiersinga, Nico van der Velden, Jan Benninga, Rob Stokkers, Gerben Jukema, Sabine Hiller en WUR PPO: Peter Vermeulen en Kees van Wijk. Zij maakten deel uit van het onderzoeksteam en hebben in verschillende stadia van het onderzoek een bijdrage geleverd in de vorm van het aanleveren van data of het becommentariëren van conceptteksten. Vervolgens heeft een aantal mensen deelgenomen aan expertmeetings voor diverse deelonderwerpen (zie bijlage 1). Ook hun inbreng is belangrijk geweest voor het onderzoek.

# 2. Scope en werkwijze

Het project voor de berekening van broeikasgasemissies door de productie van tuinbouwproducten is uitgevoerd in reactie op het Britse initiatief om broeikasgasemissie van producten te berekenen en te communiceren naar de consument. Het Britse initiatief vloeide voort uit het eerder ontwikkelde *foodmiles* concept dat gebaseerd is op het concept dat negatieve milieueffecten door het transport van voedingsmiddelen of ingrediënten kunnen worden vermeden door meer lokaal te produceren. Inmiddels is het inzicht gegroeid dat voor de broeikasgasemissie door een product het transport en de broeikasgassen die daarbij ontstaan lang niet altijd (of juist vaak niet) bepalend zijn voor de broeikasgasemissie door een product. De methodiekontwikkelaars in Groot Brittannië (Carbon Trust, Defra en British Standards Institute) waren zich dat ook goed bewust. De door het Britisch Standards Institutie (BSI) ontwikkelde standaard BSI EN PAS2050 (BSI 2008) voor de berekening van broeikasgasemissie van producten gaat er vanuit dat alle broeikasgasemissies over alle productiefasen van het product meegerekend moeten worden.
Gedurende het project voor de berekening van broeikasgasemissies door de productie van tuinbouwproducten is het Britse protocol PAS2050 opgesteld en afgerond. De concepten van het protocol zijn naast de algemene levenscyclusanalyse (LCA) literatuur en specifieke landbouw LCA literatuur input geweest voor de methodiekontwikkeling in het project. Figuur 2.1 geeft een schematisch overzicht van het ontwikkelingstraject van het project. Hieronder wordt het gevolgde stappenplan van het project met de tussenresultaten besproken.




*Figuur 2.1 Schematische weergave onderzoekstraject en producten*

### *Stap 1: inventarisatie methodiekvragen*

Allereerst is er een inventarisatie gemaakt van relevante methodiekissues voor de berekening van broeikasgasemissies van tuinbouwproducten. Daarbij is gebruik gemaakt van al eerder opgedane kennis en ervaringen met betrekking tot de berekening van broeikasgasemissies met LCA's van tuin- en akkerbouwproducten[1]. Ook was er medio oktober 2007 een eerste versie van het Britse protocol voor de berekening van broeikasgasemissies van producten beschikbaar (PAS2050). Op basis van deze bronnen is een aantal issues geïdentificeerd waarvan ingeschat werd dat de bijdrage aan de broeikasgasemissies voor tuinbouwproducten substantieel kan zijn en waarvoor het belangrijk is om specifiek en eenduidige rekenregels te formuleren.

### *Stap 2: analyse methodiekoplossingen*

Vervolgens is een aantal concept oplossingen gedefinieerd op basis van diverse LCA protocollen (ISO14040 serie, Nederlandse handleiding voor LCA uitvoering (Guinee 2002), EPLCA initiatief) gecombineerd met voorstellen en werkwijzen vanuit het landbouw – en broeikasgasemissie onderzoek [2]. De oplossingen kunnen geclassificeerd worden in drie categorieën: 1) zo moet je het doen, 2) zo mag/kan je het doen en 3) zo zou je het kunnen doen. In het eerste geval is er consensus over de aanpak en zijn de rekenregels eenduidig. In andere gevallen bestaan er meerdere werkwijzen naast elkaar en geeft de LCA methodiek geen uitsluitsel, maar beschrijft wel de verschillende werkwijzen. Een voorbeeld hiervan is allocatie bij coproductie: hoeveel, broeikasgasemissie reken je toe aan de verschillende producten die in één proces uit een grondstof worden geproduceerd. Er is (in hoge mate) consensus over de verschillende opties en zelfs een voorkeursvolgorde van opties wordt genoemd in ISO 14040. Deze opties zijn vervolgens naast elkaar geëvalueerd op bruikbaarheid voor de tuinbouw. Tenslotte zijn er vraagstukken waarvoor de LCA systematiek geen duidelijke richting geeft en waar voorstellen voor gedefinieerd zijn vanuit de wetenschap die zich bezighoudt met het broeikaseffect van de landbouw. Denk hierbij aan de berekening van lachgasemissies in relatie tot bemesting of de toerekening in een bouwplansituatie. Hier hebben we te maken met een situatie waarbij de voorgestelde aanpak nog geen status heeft en waarover nog wetenschappelijke consensus gevormd moet worden.

### *Stap 3: cases*

Om de methodiekvoorstellen zo concreet mogelijk te maken in de vorm van (concept) rekenregels zijn er twee activiteiten uitgevoerd. Allereerst is er een rekentool ontwikkeld waarmee het onderzoeksteam berekeningen kon uitvoeren voor concrete producten. Vervolgens is met deze rekentool een aantal casestudies doorgerekend. Dit heeft plaats gevonden in een aantal ronden, want bij de uitvoering van casestudies ontstaan weer nieuwe vraagstukken over de berekening van het broeikaseffect die vervolgens weer kunnen leiden tot nieuwe methodiek voorstellen. De methodiekopties die in Stap 2 zijn gedefinieerd zijn in de rekentool als volgt vertaald:

- 'moeten' = standaard rekenregel
- 'kunnen/mogen' = standaard opties die altijd worden doorgerekend
- 'zouden kunnen' = keuzeopties die de gebruiker al dan niet in kan schakelen.

---

1 Blonk Milieu Advies heeft in de afgelopen jaren ketenanalyses van een groot aantal (verwerkte) tuin- en akkerbouwproducten uitgevoerd in diverse mate van detail (Blonk 2000 en 2001; Blonk en Arts 2005; Blonk et al. 2007). Daarnaast is er een aantal projecten belangrijk uitgevoerd aan het eind van de jaren 90 ten behoeve van de ontwikkeling van LCA kenninsinfrastructuur voor landbouw en voedingsmiddelen (Wegener Sleeswijk et al 1996; Blonk et al. 1997; Audsley et al. 1998), Voor wat betreft de LCA methodiek zijn de Nederlandse en Deense LCA handleiding belangrijk en uiteraard zijn de ISO normen voor LCA belangrijk. Ook is gekeken naar enkele recente Engelse studies (o.a Cranfield2006 ) en is gebruik gemaakt van internationale databases zoals Eco-Invent en de artikelen gepubliceerd in the International Journal of Lifecycle Assessment.

2 Denk hierbij vooral aan IPCC 2007, aan NIR 2006 en broeikaseffectrekenprotocollen van het ministerie VROM en divers recent Nederlands onderzoek ten aanzien van broeikaseffect en landbouw, zoals (Schils et al. 2006).

### *Stap 4: synthese*

De laatste stap betreft een synthese waarin de resultaten van eigen onderzoek en het finale protocol van PAS2050 dat eind oktober 2008 gepubliceerd is door de BSI zijn verwerkt tot een:

a Eindrapport met methodiekverkenning en voorstellen *best practice* voor tuinbouwproducten
b Protocol met richtlijnen, rekenregels en standaardwaarden voor de berekening van broeikasgasemissie van tuinbouwproducten
c Rekentool waarmee Nederlandse tuinders en handel berekeningen kunnen maken voor hun product, bedrijf of productenpakket.

Het PAS2050 protocol is niet specifiek gericht op tuinbouwproducten en geeft een algemeen kader en algemene richtlijnen voor de berekening van het broeikaseffect van producten. De in dit project ontwikkelde methodiek voor tuinbouwproducten kan op veel fronten gezien worden als een nadere specificatie van de PAS2050. Op een aantal gebieden worden ook alternatieve voorstellen gedaan of invulling gegeven aan een onderwerp dat wel in PAS2050 is geadresseerd maar nog niet uitgewerkt.
In de synthesestap zijn de eerder geformuleerde keuzeopties nader geconcretiseerd tot best practices.

### *Opbouw van de rapportage*

Dit rapport doet verslag van de verkenning van methodiekvraagstukken die specifiek voor de berekening van broeikasgasemissies van tuinbouwproducten van belang zijn. In Hoofdstuk 3 presenteren we een aantal casestudies, de redenen voor de selectie en een overzicht van de resultaten van de casestudies. De casestudies gaven onder andere inzicht in de range van broeikasgasemissies per kilogram product en de relatieve bijdrage van processen en activiteiten aan de broeikasgasemissies. Hiermee hebben de casestudies input geleverd voor het vraagstuk ten aanzien van systeemafbakening van tuinbouwproducten. Dit onderwerp wordt in Hoofdstuk 4 verder uitgewerkt. Dit hoofdstuk is de eerste van zes hoofdstukken waarin de methodiekopties worden verkend. Al deze hoofdstukken zijn op de zelfde manier opgebouwd.

In de eerste paragraaf van het hoofdstuk wordt een het methodiekissue beschreven vanuit twee perspectieven: 1) de LCA methodologie en de IPPC richtlijnen voor kwantificering van broeikasgasemissies en 2) het geformuleerde PAS2050 voorstel op dit onderwerp. Vervolgens wordt in de volgende paragraaf een verkenning gemaakt van berekeningswijzen voor tuinbouwproducten. Deze oplossingen hebben soms het karakter van een keuze tussen de verschillende beschikbare opties om de broeikasgasemissies binnen LCA uit te rekenen en soms het karakter van een nieuw berekeningsvoorstel omdat een methodiek nog ontbreekt . In dan volgende paragraaf wordt de keuze geconcretiseerd tot een richtlijn voor de berekening van broeikasgasemissies van tuinbouwproducten. Tenslotte worden aanbevelingen gegeven voor vervolgonderzoek op dit terrein. Dit vervolgonderzoek heeft betrekking op het initiëren van onderzoek voor nieuwe methodiekonderdelen en op het actualiseren van de rekenmethodiek.

Het geheel van richtlijnen voor berekening vormt de basis van het tuinbouw *carbon footprint* protocol. Dit protocol wordt separaat gepubliceerd en is qua hoofdstukopbouw gelijk aan dat van de PAS2050. Het tuinbouw *carbon footprint* protocol bevat ten aanzien van de hier behandelde methodiekopties steeds twee varianten:

1. een nader specificatie van PAS2050
2. aanbevolen alternatief naast PAS2050

Tabel 2.1 geeft de relatie tussen de hoofdstukken in dit rapport en het type oplossing (specificatie en/of alternatieve methodiek) in het protocol weer.

*Tabel 2.1 Hoofdstukindeling en relatie met tuinbouw protocol*

| | Onderwerp | Type oplossing voor protocol |
|---|---|---|
| H-4 | Systeemafbakening (PAS2050-2008 hoofdstuk 6 ) | Nadere specificatie PAS2050<br>met tuinbouw-defaults |
| H-5.2 | Allocatie: WKK (PAS2050-2008 hoofdstuk 8.3) | Nadere specificatie PAS2050 en alternatief voorstel |
| H-5.3 | Bouwplanallocatie (PAS2050-2008 niet gedefinieerd) | Nadere specificatie PAS2050 |
| H-5.4 | Gecombineerde productie binnen bedrijf (?) | Nadere specificatie PAS2050 |
| H-5.5 | Recycling en afvalverwerking (PAS2050-2008 hoofdstuk) | Nadere specificatie PAS2050 en alternatief voorstel (gebaseerd op systeemuitbreiding) |
| H-5.6 | Toepassing van dierlijke mest (PAS2050-2008 niet gedefinieerd) | Nadere specificatie PAS2050 |
| H-6 | Bodem en bemesting (PAS2050-2008 hoofdstuk 7.8) | Nadere specificatie PAS2050 |
| H-7 | Landgebruik en landconversie ( PAS2050-2008 hoofdstuk 5.4 en 5.5) | Alternatief voorstel pAS2050 |
| H-8 | Transport (in aanvulling op PAS2050-2008 hoofdstuk 5.1 en hoofdstuk 8.4) | Nadere specificatie PAS2050<br>Alternatief voorstel voor luchtverkeer |
| H-9 | Gebruik van data (PAS2050-2008 hoofdstuk 7) | Nadere specificatie PAS2050<br>Voorgronddata: tuinbouw defaults WKK-emissies en default CO2ketens voor 100 tuinbouwproducten<br>Achtergronddata: set van defaults voor productie, recycling en verbruik van materialen, brandstoffen en energiedragers<br>Alternatieve berekening voor veensubstraat |

### *Tussenproducten*

Gedurende het project is een aantal tussenproducten geproduceerd die uiteindelijk niet gepubliceerd zijn. Enkele daarvan zijn:

Rekentool voor onderzoekers

De voorstellen vanuit het methodiekontwikkeling traject zijn geconcretiseerd in een rekentool die voor de deelnemende onderzoekers van LEI en Blonk Milieu Advies is ontworpen om aan de hand van concrete casestudies te testen wat het effect is van verschillen in methodiekaanpak. Het ontwerp van deze rekentool was met name gericht op het systematisch onderzoeken van hoe groot de impact van verschillen in methodiek is voor de diverse tuinbouwproducten. Daarnaast heeft de rekentool voor onderzoekers ook gefungeerd als een vertrekpunt voor de ontwikkeling van een applicatie voor extern gebruik.

Casestudierapportages

Er is een groot aantal casestudies uitgevoerd in verschillende stadia van het project. Voor een deel van de casestudies zijn rapportages opgesteld maar deze zijn niet gepubliceerd omdat in die rapportages niet de methodiek is toegepast die hier in deze rapportage uiteindelijk wordt voorgesteld. De overall resultaten van de casestudies worden hier gerapporteerd in Hoofdstuk 3.

# 3. Casestudies

## 3.1 Selectie van cases

De casestudies zijn uitgevoerde voor twee doeleinden:

- Allereerst geven ze inzicht in de relatieve bijdrage van de verschillende onderdelen in de keten aan de broeikasgasemissie van een tuinbouwproduct. Inzicht in deze bijdrage is van belang om aanbevelingen te doen over systeemafbakening en de te gebruiken data. Daarmee kan de inspanning voor het verzamelen van data worden gestroomlijnd.
- Ten tweede zijn de casestudies uitgevoerd om inzicht te vergaren in het effect van methodiekkeuzes. Daarbij speelt enerzijds het effect van deze keuzes op de eindresultaten maar ook de databehoeften gekoppeld aan de methodiekkeuzen. Bij het doen van methodiekkeuzes spelen namelijk ook praktische overwegingen. Zo moet bijvoorbeeld de inspanning voor dataverzameling voor een berekening worden afgewogen tegen de bijdrage aan het eindresultaat.

De cases zijn zo gekozen dat de verschillende methodiekvraagstukken konden worden geanalyseerd. In Tabel 3.1 is een overzicht gegeven van welke methodiekissues in welke cases aan bod zijn gekomen.

*Tabel 3.1 Casestudies en specifieke methodiekissues*

| | Methodiekissue |
|---|---|
| **Groenten en fruit** | |
| Tomaat Nederland (in- en exclusief WKK) | Allocatie bij WKK, modellering methaanslip |
| Tomaat Biologisch Nederland | Biologische teeltsysteem |
| Sperziebonen verwerkt in diverse verpakkingen. | Bouwplan, verpakkingsdata, allocatie bij materialen |
| Bananen uit Equador | Zeetransport, lachgas tropische bodems |
| Aardbeien (kas, stellingen, volle grond) | Veensubstraat, variatie binnen een gewas |
| Ananas uit Costa Rica (Gangbaar en Biologisch) | Zeetransport, lachgas tropische bodems |
| Appels Nederland | Koeling en bijdrage aan broeikasgasscore |
| Appels Nieuw Zeeland | Zeetransport |
| Bloemkool Nederland regulier | Bouwplan, allocatie bij gebruik dierlijke mest |
| Bloemkool Nederland Biologisch | Bouwplan biologisch |
| **Paddenstoelen** | |
| Champignons Nederland vers | Mestallocatie |
| Champignons Nederland verwerkt in diverse verpakkingen | Mestallocatie, bijdrage verwerking |
| Bloemen en planten | |
| Rozen Kenia | Luchttransport |
| Rozen Nederland | Allocatie bij WKK, data methaanslip |
| Phaelenopsis (diverse teelten) | Effect van verschillende teeltperioden |
| Kerstster | |
| Ficus (diverse teelten) | Effect van verschillende teeltperioden, veensubstraat |
| Hortensia | Effect van verschillende teeltperioden, veensubstraat |

## 3.2 Opzet en uitvoering

Omdat de casestudies primair gericht zijn op methodiekontwikkeling is er voor gekozen om te werken vanuit illustratieve praktijksituaties die informatie geven over een veel voorkomende teeltpraktijk voor een product. Hiervoor was het niet nodig om heel precieze data te verzamelen. Het is voldoende wanneer data een goede indruk gaven van de praktijk en van het relatieve belang van data op de totale broeikasgasemissies. De teeltsituaties zijn vaak ook geen gemiddelden voor een gewas voor een land. De absolute resultaten van de casestudies geven weliswaar een goede indruk van de score van een gewas maar zijn geen gemiddelden en kunnen daarom niet gebruikt worden voor een vergelijking onderling.

De primaire teeltdata die gebruikt zijn in de casestudies zijn afkomstig van de volgende bronnen. Voor Nederland is meestal uitgegaan van KWIN data al dan niet aangevuld met informatie van telers en teeltbegeleiders. Voor het buitenland is gebruik gemaakt van eerder verzamelde data uit de literatuur (tomaten Spanje) en primaire data van telers, plantages en handelaren (ananas, bananen). Voor de data van verwerkingsprocessen, transport en achtergrondprocessen zoals productie van energie en verpakkingsmaterialen is gebruik gemaakt van een groot aantal literatuurbronnen die in Hoofdstuk 10 aan de orde komen.

In de casestudies zijn verschillende allocatiemethodes toegepast: economische allocatie, systeemuitbreiding en allocatie op fysieke grondslag. In het eerste voorstel van de PAS2050 werd economische allocatie voorgesteld als de standaard allocatiemethode in het geval van coproductie. Om het effect van deze keuze te laten zien ten opzichte van andere allocatiemethoden, is er voor gekozen om daarnaast de twee andere allocatiemethoden systematisch door te rekenen[3]. Daarnaast was het mogelijk om met de rekentool voor onderzoekers het effect van variatie in generieke parameters en de keuze voor bepaalde datasets gemakkelijk te onderzoeken.

Alle berekeningen zijn gemaakt uitgaande van het gewicht van het product inclusief verpakking en ander "mee verkocht product" zoals dat aangevoerd wordt in de supermarkt. Voor groenten en fruit is het gewicht ook een logische eenheid maar dat geldt niet voor bloemen en planten die per stuk, per pot of per bos worden verkocht.

## 3.3 Resultaten

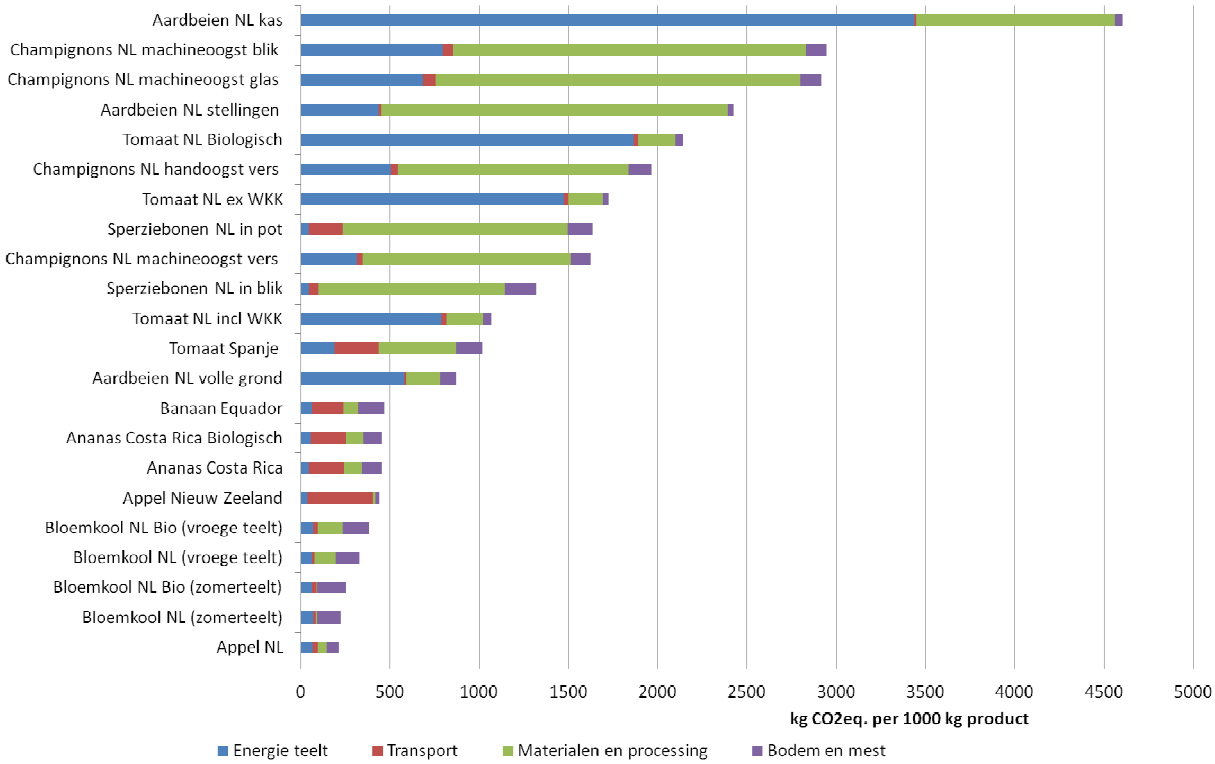
De casestudies zijn niet apart gerapporteerd omdat ze in de loop van het proces zijn uitgevoerd ten behoeve van de methodiekontwikkeling en er is voor een deel van casestudies geen finale berekening uitgevoerd met de methodiek zoals die uiteindelijk wordt aanbevolen. In de Figuren 3.1, 3.2 en 3.3 zijn de resultaten weergegeven van de casestudies met de methodiekuitwerking zoals de stand van zaken was bij de uitvoering. De resultaten hebben betrekking op één allocatiemethode[4].

De resultaten zijn onderling niet zomaar vergelijkbaar. De absolute scores kunnen nog een factor twee variëren afhankelijk van teeltspecifieke situaties, dus niet op basis van methodiek maar op basis van onderliggende praktijkdata. Daarnaast is er nog een grote variatie afhankelijk van de toegepaste methodiek en data.

De resultaten in de Figuren 3.1, 3.2 en 3.3 geven een goed inzicht in het bereik waarbinnen de broeikasgasemissie van een bepaalde productcategorie zich bevindt en hoe de bijdrage van ketenonderdelen varieert afhankelijk van de absolute broeikasgasemissie. Bij groenten en fruit is de variatie ongeveer een factor twintig in de broeikasgasemissie per kilogram product, afhankelijk van of een product al dan niet wordt geteeld in een verwarmde kas en afhankelijk van de inzet van zaken als veensubstraat en andere materialen. De broeikasgasemissie door transport over zee wordt pas belangrijk bij zeer grote afstanden en wanneer de rest van de productieketen een relatief lage broeikasgasemissie heeft. Het over het algemeen geringe belang van transport in de broeikasgasemissie van groenten en fruit is opvallend. Wel moet opgemerkt worden dat er geen scenario's met vliegtransport zijn meegenomen. Daarnaast bleek de bijdrage van veensubstraat opvallend. Het gaat daarbij met name om oxidatie van fossiele koolstof uit potgronden bij teelt en gebruik daarna.

[3] Met de op die manier verkregen resultaten was het ook mogelijk om te kunnen reageren op de concepten voor het PAS2050 protocol in Groot Brittannië.

[4] Oorspronkelijk waren er drie allocatiemethoden gehanteerd.




*Figuur 3.1 Broeikasgasemissies van groenten en fruit*

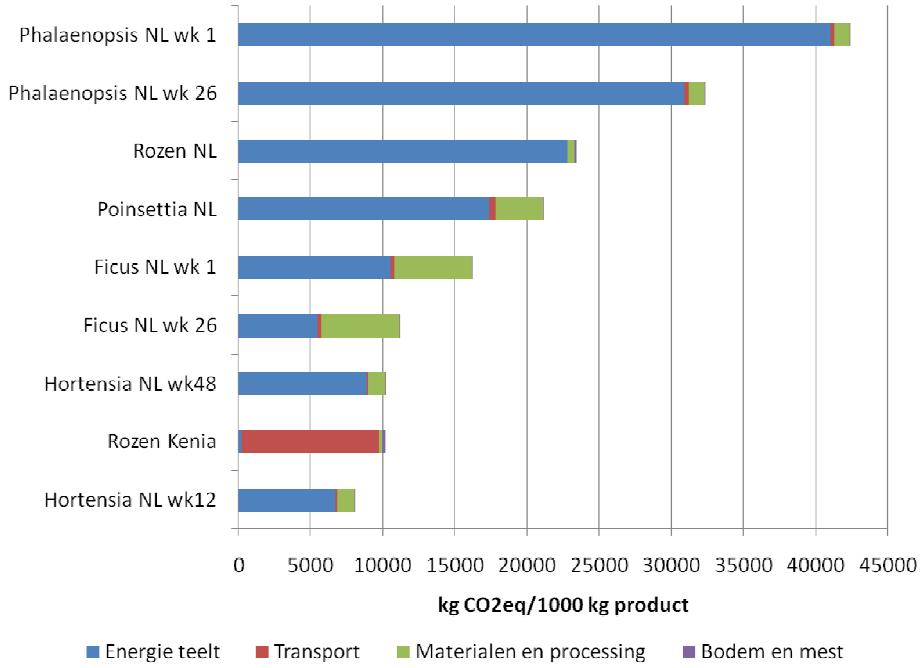
Methodologisch het grootste effect op de resultaten van de onderzochte groente en fruit hebben:

- de allocatie bij WKK in het geval van tomaten (zie Hoofdstuk 5.2)
- de allocatie in relatie tot materiaalrecycling en afvalverwerking in het geval van verpakking van conserven (Hoofdstuk 5.5)
- de systeemafbakening bij oxidatie van veensubstraat in het geval van aardbeien en champignons (Hoofdstuk 10).

De onderzochte potplanten en bloemen variëren in broeikasgasemissie een factor tien. Het verbruik van gas en elektriciteit in verwarmde en belichte kassen heeft de grootste bijdrage maar ook de bijdrage van potgrond is groot. In één casestudie (rozen Kenia) is vliegverkeer meegenomen. In dat geval wordt de totale broeikasgasemissie vrijwel uitsluitend door het vliegverkeer bepaald.

Methodologisch hebben de volgende methodiekparameters het grootste effect op de resultaten:

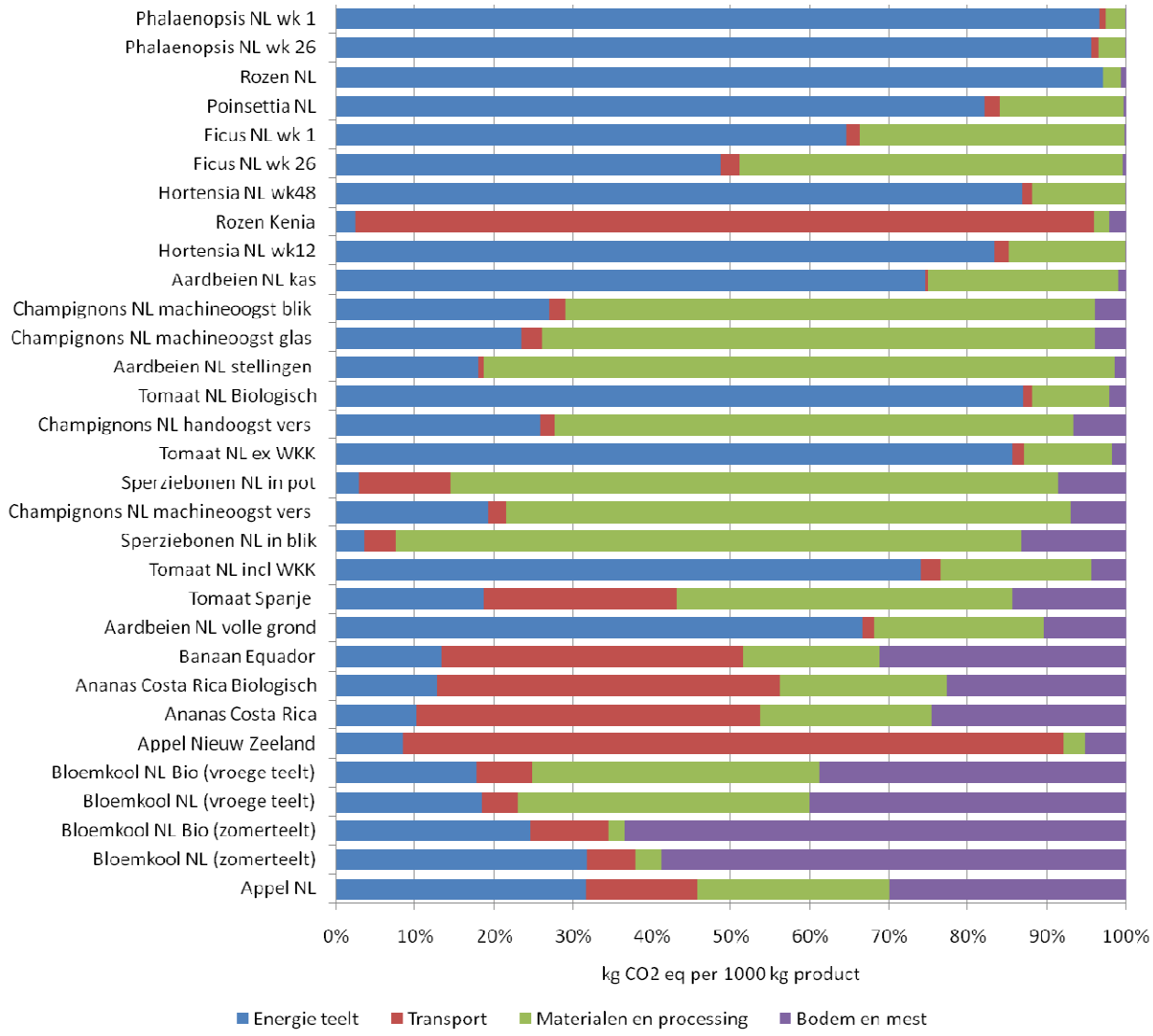
- de systeemafbakening bij oxidatie van veensubstraat (wel of niet gebruiksfase meenemen).
- de aannamen over belading, type vliegtuig en broeikasgasemissie door vliegtransport.




*Figuur 3.2 Broeikasgasemissie van bloemen en planten*[5]

Figuur 3.3 laat beter zien wat de relatieve bijdragen zijn aan de totale broeikasgasemissie van de cases. Bij producten met een relatief hoge broeikasgasemissie in de teeltfase vanwege het gebruik van energie en de oxidatie van veensubstraat is transport niet of nauwelijks van belang tenzij er wordt gevlogen. Pas bij producten met een wat lagere broeikasgasemissie (lager dan 500 kg $CO_2$eq per ton product) in de teeltfase wordt weg- of zeetransport een dominante factor. De broeikasgasemissie van producten aan de onderkant van het spectrum wordt steeds meer bepaald door lachgasemissies vanwege stikstofbemesting of stikstofbinding. In de volgende hoofdstukken zullen de inzichten vanuit de casestudies per methodiek issue meer in detail worden besproken.

[5] Lopende het project is de systematiek om het broeikaseffect van vliegverkeer internationaal gewijzigd. Hierdoor komt het broeikaseffect van rozen uit Kenia ongeveer 40% lager uit dan weergegeven in figuur 3.2, zie verder over dit onderwerp, hoofdstuk 9.




*Figuur 3.3. Relatieve bijdrage van ketenonderdelen aan het totale broeikaseffect (broeikaseffect loopt op van onder naar boven in de grafiek)*

# 4. Systeemafbakening

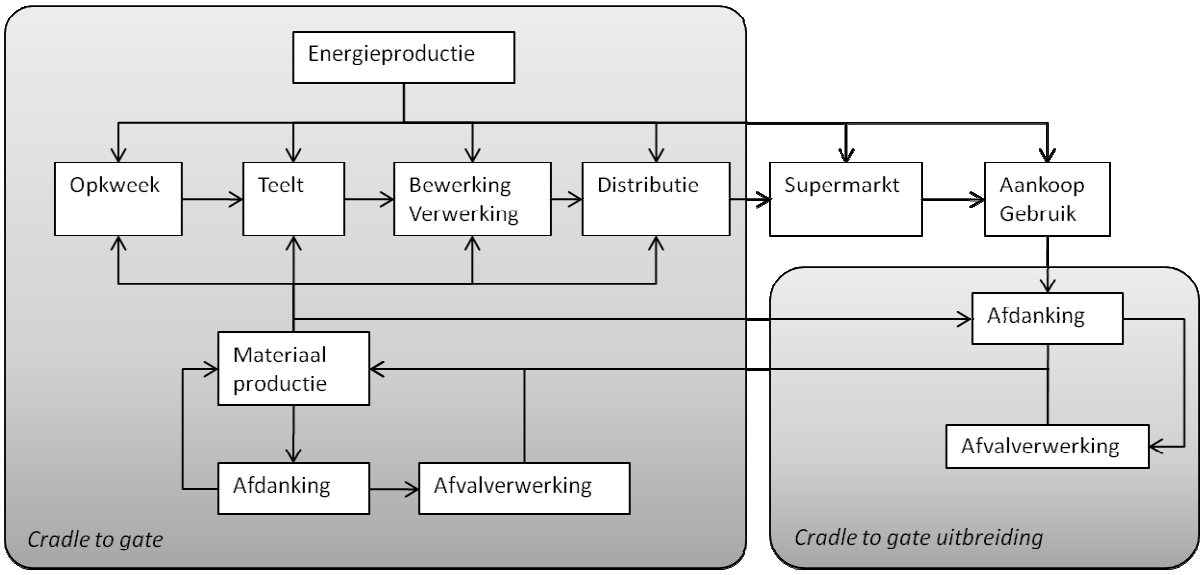
## 4.1 Probleembeschrijving

Bij de berekening van het broeikaseffect van een tuinbouwproduct speelt een aantal vragen over het wel of niet meerekenen van processen:

1. Hoe ver wordt de levensloop van een tuinbouwproduct gevolgd (afkap van de keten)
2. Welke processen leveren nog een significante bijdrage (significantie)
3. Welke processen worden beïnvloed door een verandering in de keten en welke niet (beïnvloeding)
4. Wordt er een consistente afkap gehanteerd bij de productie van verbruikte goederen (diepte in de keten)

1. Afkap van de keten

Figuur 4.1 geeft een overzicht van de processen die deel uitmaken van een volledige levenscyclus van een tuinbouwproduct vanaf de teelt van het uitgangsmateriaal tot en met de consumptie en afvalverwerking. De teelt en de opkweek van het teeltmateriaal zijn tuinbouwspecifieke processen. De andere processen in de keten (zoals verwerking of distributie) zijn vaak minder specifiek omdat het tuinbouwproduct dan onderdeel uitmaakt van een meer generiek productieproces. Het tuinbouwproduct wordt in een supermarkt aangeboden en verkocht, na aankoop door de gebruiker wordt het bewaard, bereid en geconsumeerd en deels of geheel komt het product in de afvalverwerking terecht. De levenscyclusprocessen worden gevoed door energie- en materiaalproductie, die vervolgens weer gevoed worden door een diepere laag van energie- en materiaalproductie.




*Figuur 4.1 Schematische weergave van processen die deel uitmaken van de tuinbouwketen*

Er is een aantal plaatsen in de levenscyclus waar logischerwijs aan afkap kan worden gemaakt. De PAS2050 definieert twee analysesituaties: *cradle to gate* en *cradle to grave*. Bij een *cradle to gate* analyse worden alle processen meegenomen tot aan de poort van de partij waar ze worden afgeleverd. Dit kan de supermarkt, het distributiecentrum of een teler zijn. Wat er daarna met het product gebeurt, wordt dan verder niet uitgerekend en is de verantwoordelijkheid van de afnemer van het product. Bij de andere systeemafbakening *cradle to grave* wordt de gehele keten van het product van opkweek tot en met

afvalverwerking na gebruik gekwantificeerd. Met deze afbakening worden ook de activiteiten en emissies in de eindconsumptie fase van het product meegenomen. Een tussenvorm die niet in PAS2050 wordt benoemd, maar die in LCA's vaak gehanteerd wordt, is een *cradle to gate* benadering waarbij wel de gehele levenscyclus van materialen wordt verdisconteerd die tot de *gate* zijn ingezet. In figuur 4.1 is deze *extended cradle to gate* benadering weergegeven met het tweede gearceerde gebied. De vraag voor tuinbouwproducten in het geval van *cradle to gate* analyses is of de beperkte of de uitgebreide afbakening het meest passend is.

2. Significantie

Met significantie bedoelen we hier de mate waarin een proces bijdraagt aan de totale broeikasgasemissie van een product. De PAS2050 heeft hiervoor een aantal richtlijnen geformuleerd. Uitgaande van de best beschikbare kennis zouden we alle emissiebronnen moeten meerekenen die substantieel bijdragen aan de te bereken broeikasgasemissie. Voor het maken van de berekeningen is niet altijd in te schatten of een onderdeel substantieel zal bijdragen en daarom beveelt de PAS2050 aan om allereerst een inventariserende of *screening* LCA uit te voeren. Verder stelt de PAS2050 richtlijn de volgende criteria voor bij het meenemen of uitsluiten van processen:

- Bij een broeikasgasanalyse zonder de gebruiksfase moeten worden meegenomen:
    - alle emissiebronnen met een substantiële bijdrage;
    - tenminste 95% van de verwachte broeikasgasemissie;
    - als een bron (bijvoorbeeld het gasgebruik in de glastuinbouw) meer dan de helft van het broeikaseffect bepaald, ten minste 95% van de verwachte broeikasgasemissie van het restant.
- Voor het broeikasgasanalyse van de gebruiksfase moet worden meegenomen:
    - alle emissiebronnen met een substantiële bijdrage;
    - tenminste 95% van het verwachte broeikaseffect.

Als minder dan honderd procent van de verwachte broeikasgasemissie wordt berekend, dan moet het worden gecorrigeerd.

Omdat we voor tuinbouwproducten al een groot aantal inventariserende LCA's hebben uitgevoerd kunnen we de PAS2050 richtlijnen nader specificeren tot een concrete set aanbevelingen voor het wel of niet meerekenen van processen.

3. Beïnvloeding (marginale analyse)

De derde vraag om de broeikasgasemissie van processen wel of niet te berekenen is in hoeverre de emissies zullen wijzigen wanneer het product niet wordt geproduceerd. Een aantal processen vallen dan af. Het wonen en vervoeren van ondernemers en werknemers in de keten wordt daarom meestal niet meegerekend. Wonen en vervoeren van personen zou immers ook plaats vinden wanneer het product niet geproduceerd zou worden.

Ook zijn er ketenprocessen die niet of nauwelijks veranderen wanneer het product niet meer wordt geproduceerd. Een voorbeeld hiervan is de productie van stro: stro is een product van de tarweteelt dat in hoofdzaak plaatsvindt voor graanproductie maar waaraan wel een deel van het broeikaseffect van de teelt wordt toegerekend. Een aardbeienteler die stro gebruikt krijgt daarmee de broeikasgasemissie van de stro toegerekend. Het productievolume van stro is echter niet afhankelijk van de vraag van de aardbeienteler en vindt zijn weg in de markt van de vele strotoepassingen ongeacht de productiewijze van aardbeien. Men zou daarom ook kunnen argumenten om broeikasgasemissie vanwege de productie van stro buiten beschouwing te laten voor de aardbeienteler.

In de literatuur over LCA's worden twee verschillende soorten LCA's onderscheiden: de *attributional* en de *consequential* LCA. In de *attributional* LCA berekenen we de broeikasgasemissie van een keten en in de *consequential* LCA berekenen we de verandering in broeikasgasemissie door een verschuiving van één bepaalde keten naar een verbonden keten. De PAS2050 beveelt de *attributional* LCA aan, waarbij de

broeikasgasemissie van bijvoorbeeld stro met een economische allocatie wordt meegerekend. In een *consequential* LCA kan de broeikasgasemissie van tarweteelt voor stroproductie buiten beschouwing worden gelaten en met een marktanalyse een substitutiescenario worden geformuleerd.

4. Diepte in de keten

De vierde vraag heeft betrekking op de diepte van analyse van gebruikte materialen en producten in de keten. In theorie hebben we een oneindige keten van energie- en materiaalproductie die weer nodig zijn voor de energie- en materiaalproductie die gebruikt wordt in de tuinbouw. Waar ligt het afkapmoment en moet dit consequent worden toegepast of in het ene geval wel en het andere niet afhankelijk van de significantie (punt 2). Bijzonder aandachtpunt zijn hier de kapitaalgoederen. Bij de energie- en materiaalproductie van kapitaalgoederen gaat het vaak om een verwaarloosbare (niet substantiële of significante) bijdrage aan de totale broeikasgasemissie van een productketen. Voor de tuin en akkerbouw zijn er echter studies bekend waarin deze bijdrage substantieel is en die daarom aan bevelen dit mee te nemen in de analyse (Nemecek et al. 2003, 2004). De PAS2050 adviseert de broeikasgasemissies van kapitaalgoederen niet mee te rekenen.

## 4.2 Verkenning van oplossingen

1. Afkap in de keten

De *cradle to gate* systeemafbakening zoals PAS 2050 die voorstelt is te beperkt omdat het een deel van het voorspelbare broeikaseffect vanwege materiaalgebruik niet zichtbaar maakt. Daarom stellen we voor om ook in een *cradle to gate* analyse de gebruik- en afdankfase van de materialen in het eindproduct mee te nemen. Hiermee sluiten we aan bij meest gangbare LCA methodiek in vergelijkende studies van materiaal– en verpakkingssystemen . Op deze wijze houden we rekening met de consequenties van het gebruik van materialen in een product, ook wanneer de milieueffecten verder *downstream* in de keten plaatsvinden. De effecten zijn per land afhankelijk van de specifieke fracties van materiaalinzameling voor recycling en de wijze van afvalverwerking (finale stort of eerst afvalverbranding en dan finale stort). Met deze informatie kan een producent bijvoorbeeld keuzes maken tussen verschillende verpakkingsmaterialen en verschillende substraatmaterialen. Bijvoorbeeld bij geconserveerde sperziebonen heeft de keuze van het verpakkingsmateriaal (glazenpot of een blik) een effect van ongeveer twintig procent op de totale broeikasgasemissie. Overigens is deze keuze niet onafhankelijk van de gekozen allocatiemethode (zie verder Hoofdstuk 5). Een ander voorbeeld is de keuze voor een substraatmateriaal, waarbij substraatoxidatie en daarmee veel broeikasgasemissie elders in de keten kan worden voorkomen.

Anders dan de *cradle to gate* benadering in PAS2050 bevelen we een werkwijze aan waarbij de *downstream* effecten van gebruikte materialen wel mee worden gerekend. De teler, bewerker en verwerker krijgt daarmee een veel completer overzicht van de broeikasgasemissie van zijn product en de mogelijkheden om dat te beïnvloeden. De afnemers kunnen dan overwegen om hun producten te halen bij telers, die minder broeikasgasemissie per eenheid product veroorzaken.

2. Significantie

Door de casestudies in dit project, een aantal aanvullende studies en andere bronnen hebben we een goed inzicht gekregen in welke processen een substantiële bijdrage leveren aan de broeikasgasemissie en welke minder. Op basis hiervan kunnen we aanbevelingen doen over het meerkenen van processen waarmee het verzamelen van data en doorrekenen van de keten aanzienlijk kan worden versneld. Tuinbouwproducten kunnen op basis van de opbouw van het broeikaseffect grofweg ingedeeld worden in een zestal categorieën:

1. Stookteelt zonder luchttransport
2. Stookteelt met luchttransport
3. Beschermd en/of uit de grond niet verwarmd, met luchttransport

4. Beschermd en/of uit de grond niet verwarmd, zonder luchttransport
5. Vollegronds zonder luchttransport, verwerkt
6. Vollegronds zonder luchttransport, onbewerkt

In Tabel 4.1 is voor deze zes tuinbouwcategorieën aangegeven hoeveel de verschillende processen bijdragen. Met deze tabel kan de dataverzameling gestroomlijnd worden.

*Tabel 4.1 Bijdragen van processen en verbruik van materialen in een productieketen tot aan distributiecentrum*

| | Raming (kg $CO_2$e/ton) | Bijdrage aan broeikaseffect van meer dan 5% | Meestal lage bijdrage (1-5%) | Meestal verwaarloosbare bijdrage (< 1%) |
|---|---|---|---|---|
| 1. Stookteelt zonder luchttransport | 1000-50000 | Energiegebruik in de kas; Veensubstraat; | Substraatmaterialen (niet veen); N-mest; Kas; Verpakkingsmaterialen; Transport; Koeling en opslag, Teeltmateriaal | Pesticiden; Fosfaat; Kali |
| 2. Stookteelt met luchttransport | 3000-60000 | Energiegebruik in de kas; Veensubstraat; Luchttransport | Substraatmaterialen (niet veen); N-mest; Kas; Verpakkingsmaterialen; Transport; Koeling en opslag, Teeltmateriaal | Pesticiden Fosfaat Kali |
| 3. Beschermd en/of uit de grond niet verwarmd, met luchttransport | 3000-12000 | Veensubstraat; Teeltmateriaal; Vliegverkeer; | N-bemesting, Verpakkingsmaterialen; Bouwmaterialen; Beschermingsmateriaal; Energiegebruik op boerderij; Transport (overig); Koeling en opslag | Pesticiden Fosfaat Kali |
| 4. Beschermd en/of uit de grond niet verwarmd, verwerkt zonder luchttransport | 300-2500 | Veensubstraat; Teeltmateriaal; N-Bemesting; Materialen Transport | Verpakkingsmaterialen; Bouwmaterialen; Beschermingsmateriaal; Energiegebruik op boerderij; Transport (overig); Koeling en opslag; Pesticiden; Kali en fosfaat | |
| 5. Vollegrond, zonder luchttransport, verwerkt | 500-25000 | N-Bemesting; Transport (bij grote afstanden); Energie verwerking; Verpakking | Verpakkingsmaterialen; Energiegebruik op boerderij; Transport (overig); Koeling en opslag; Kapitaalgoederen | Pesticiden Fosfaat Kali |
| 6. Vollegrond, zonder luchttransport, onbewerkt | 100-800 | N-Bemesting; Transport (bij grote afstanden); N-kunstmest productie; Energiegebruik boerderij | Pesticiden; kapitaalgoederen; Kali en fosfaat; Koeling; Kapitaalgoederen | |

3. Beïnvloeding (marginale analyse)

In een attributional LCA berekenen we de broeikasgasemissie van een productketen op basis van een status quo van de huidige productie waarbij in het geval van co-productie de milieulast wordt verdeeld middels allocatie. In een consequential LCA worden veranderingen onderzocht waarbij de vraag centraal staar welke processen er worden beïnvloed door een verschil in de situatie voor en na de verandering. De basissystematiek voor carbon footprinting is een attributional LCA waarbij in principe alle processen worden meegenomen die redelijkerwijs gekoppeld zijn aan de betreffende productieketen. Toch vind er meestal impliciet een afkap plaats van processen die niet worden meegenomen omdat ze niet echt beïnvloed worden door de betreffende productieketen. Denk hierbij aan woon-werkverkeer de huisvesting van landbouwondernemers, de ondersteunde dienstverlening voor de ondernemer, etc. Deze afbakening is in feite een ongeschreven regel die ook hier wordt gevolgd.

4. Diepte van de keten

Theoretisch zouden we alle achterliggende processen van een keten mee moeten rekenen en dan bij voorkeur op het zelfde "diepteniveau". Echter, hoe verder het proces is verwijderd van de hoofdprocessen in de keten, hoe schaarser de informatie. Schaarste aan informatie leidt tot grote onzekerheid in de berekeningen. Een praktische oplossing voor het afbakenen van de keten is door slechts de achterliggende processen mee te rekenen waarvan voldoende informatie beschikbaar is of door gebruikt te maken van defaults. Theoretisch zou in principe overal het zelfde diepteniveau gehanteerd moeten worden ten zij er praktische overwegingen zijn om dit niet te doen.

Vooralsnog stellen we voor om hier de PAS2050 richtlijnen te volgen wat inhoudt dat bijvoorbeeld wel de productie van energiedragers meegenomen worden maar niet de productie en afschrijving van machines, transportmiddelen en kapitaalgoederen. Hiermee wordt het broeikaseffect wel onderschat met over het algemeen enkele procenten en is dit een punt dat bij latere updates verbeterd kan worden.

## 4.3 Aanbevelingen voor protocol en rekentool

We hebben de volgende aanbevelingen geformuleerd voor de berekening van het broeikaseffect van tuinbouwproducten:

- Reken de processen mee, waarvan we verwachten dat ze voor meer dan één procent bijdragen aan de totale broeikasgasemissie, behalve voor de productie van kapitaalgoederen.
- Corrigeer eventueel voor opslag (niet meegenomen processen)
- Als andere processen dan PAS2050 aanbeveelt worden meegenomen, vermeldt deze expliciet

In Tabel 4.2 staat een aantal resultaten van berekeningen voor broeikasgasemissie door gebruik van kapitaalgoederen (materiaalgebruik) in de kasteelt, en biocide-, fosfaat- en kaligebruik in de akkerbouw. Het gebruik van kapitaalgoederen in de kasteelt hangt sterk af van de opbrengst per vierkante meter.

De broeikasgasemissie door het gebruik van biociden en fosfaat is voor de meeste akkerbouwgewassen rond de 2 kg $CO_2$e per ton product. Dit getal zal voor verreweg de meeste gewassen minder dan één procent van de totale broeikasgasemissie zijn. Voor gekoelde aardbeien en asperges is de broeikasgasemissie echter veel hoger dan de gemiddelden. Dit komt voornamelijk door de relatief lagere opbrengsten in ton per hectare (met vergelijkbare gewassen). In deze gevallen zou het pesticiden- en fosfaatgebruik meegerekend moeten worden. Voor de meeste akkerbouwgewassen is de gemiddelde broeikasgasemissie door het gebruik van kali 3,3 kg $CO_2$e/ton product. Voor sommige gewassen zou dit getal boven de één procentgrens uitkomen en in principe meegerekend moeten worden.

*Tabel 4.2 Een aantal resultaten van berekeningen voor broeikasgasemissie door gebruik van kapitaalgoederen (materiaalgebruik) in de kasteelt, en biocide-, fosfaat- en kaligebruik in de akkerbouw*

| Proces | Broeikasgasemissie |
|---|---|
| | kg $CO_2$e/ton |
| Materiaal gebruik kastomaat (58 kg/m$^2$) | 85 |
| Materiaal gebruik kasroos (10 kg/m$^2$) | 453 |
| Pestcidegebruik gemiddeld akkerbouw | 2 |
| Pesticidengebruik aardbei (gekoeld) (17 ton/ha) | 14 |
| Pesticidengebruik asperges (5,2 ton/ha) | 20 |
| Fosfaatgebruik gemiddeld akkerbouw | 1,5 |
| Fosfaatgebruik asperges (groen) (4,2 ton/ha) | 28 |
| Kaligebruik gemiddeld akkerbouw | 3,3 |
| Kaligebruik asperges en broccoli (7,5 ton/ha) | 15 |

## 4.4 Aanbevelingen voor nader onderzoek en toekomstige updates

Het onderdeel systeemafbakening leidt niet tot specifieke onderzoeksaanbevelingen. Er zijn wel aanbevelingen van meer praktische aard:

- Verfijn het inzicht over de bijdrage van processen en de daaruit voortvloeiende ophoogfactoren
- Volg de internationale methodiekontwikkeling voor systeemafbakening en sluit daarbij aan.

# 5. Allocatie

## 5.1 Inleiding en kader

Op diverse plaatsen in de productieketen speelt de vraag hoe milieueffecten verdeeld moeten worden over de diverse producten van één proces. Het gaat in dit vraagstuk om drie verschillende situaties:

- Bij c*oproductie* produceert een unit-proces (deelproces) tegelijkertijd meerdere producten. Een aantal voorbeelden zijn: 1) de WKK (warmtekracht koppeling) in de glastuinbouw waarbij elektriciteit, aardgas en koolstofdioxide tegelijkertijd worden geproduceerd ; 2) bij de verwerking van tuinbouwproducten kunnen er bijproducten worden geproduceerd die elders worden ingezet (bonenpuntjes als voer); 3) in de akkerbouw speelt coproductie bij bijvoorbeeld de gezamenlijke productie van granen en stro.
- Bij g*ecombineerde productie* worden op een bedrijf meerdere producten in een bepaalde periode geproduceerd in verschillende unit-processen, waarbij de producties van elkaar afhankelijk zijn. Voorbeelden hiervan zijn: 1) het bouwplan van de akkerbouwer waarbij de gewassen worden geteeld volgens een bepaalde volgorde (volgteelten) en een rotatie (teeltwisselingen per jaar); 2) de bewerking en verwerking binnen een bedrijf waarbij energiestromen van de verschillende bewerking en verwerkingen onderling zijn verweven.
- Bij a*fvalverwerking en recycling* vormt een afvalstroom van een productieketen de grondstofinput voor een andere.

De ISO (International Organization for Standardization) heeft algemene uitgangspunten voor allocatie binnen LCA's geformuleerd in de internationale norm ISO 14044. Hierin wordt de volgende volgorde van allocatiemethoden voorgesteld:

1. Opsplitsen van het proces naar kleinere processen waarbij geen coproductie plaats vindt (vermijden van allocatie).
2. Uitbreiden van het productiesysteem door meerdere functies en alternatieve productie toe te voegen.
3. Verdelen van de milieulast over de coproducten op basis van een fysieke of een andere verklarende variabele (bijvoorbeeld massa, energie-inhoud of financiële opbrengst/economische allocatie)

De PAS2050 volgt deze richtlijn behalve dat ze voor de derde methode alleen verdeelt op basis van economische allocatie.

De ISO 14044 volgorde voor allocatie resulteert bij coproductie in een aanpak die allocatie probeert te vermijden. Het vermijden van allocatie bij coproductie kan op twee manieren: 1) door of het proces op te splitsen in deelprocessen waar geen coproductie plaats vindt; of 2) het systeem uit te breiden waardoor er dus meerdere functies in beschouwing worden genomen. Vaak is de eerste manier niet mogelijk: bijvoorbeeld bij de gecombineerde productie van warmte en elektriciteit met een WKK in de glastuinbouw. Met de tweede manier wordt ook de elektriciteitproductie meegenomen als een extra functionaliteit naast de tomatenteelt bij de betreffende teler. Dit heeft in eerste instantie tot gevolg dat er meerdere producten worden geproduceerd, terwijl we focusten op tomaten. Dat kan worden ondervangen door de vermeden productie van elektriciteit niet mee te rekenen in de analyse. De vraag wordt dan: wat voor elektriciteitproductie had er plaats gevonden zonder het aanbod van de betreffende teler? Wanneer deze optie niet haalbaar of wenselijk is zou het broeikaseffect nog verdeeld kunnen worden op

bijvoorbeeld energie-inhoud en financiële opbrengsten. In Sectie 5.2 gaan we verder in op het allocatieprobleem bij de WKK in de glastuinbouw en formuleren we de beste aanpak.

Naast de WKK in de glastuinbouw is er ook sprake van coproductie in het geval van uitsortering van product die op verschillende plaatsen in de keten kan plaatsvinden[6]. Denk hierbij bijvoorbeeld aan appels waar een deel van het product niet geschikt is voor versproductie vanwege beschadigingen en daarom afgezet wordt aan de verwerkingsindustrie (sap, stroop). Ook bij de verwerkingsindustrie wordt product uitgesorteerd. Hier worden producten vervolgens afgevoerd als veevoeder (bijvoorbeeld wortel en bonenpuntjes).

Vaak zijn de processen bij bedrijven en de efficiëntie ervan in meer of mindere mate aan elkaar verbonden. Daarbij gaat het niet zozeer om coproductie van één specifiek proces maar om het gehele netwerk en de efficiëntie van processen. Hieronder vallen de algemene processen en activiteiten die altijd plaats vinden ongeacht de productie, denk hierbij aan de verlichting of de temperatuurregeling in een bedrijfsruimte. Maar ook is er bij veel processen sprake van een zekere basislast en een optimale efficiëntie afhankelijk van de productie (denk aan de auto die stationair draait en een kruissnelheid heeft waarmee hij het zuinigst presteert). In dergelijke situaties ontstaan gecompliceerde allocatievraagstukken. In tuinbouwketens speelt dat bij twee situaties: 1) bij teelten die onderdeel vormen van een bouwplan (rotaties, wisselteelten, volgteelten); en 2) bij processen die elders in de keten meerdere producten in een bepaalde tijdsperiode door een bedrijf worden bewerkt of verwerkt. In Sectie 5.3 behandelen we de bouwplanallocatie en in Sectie 5.4 de gecombineerde bewerking en verwerking van producten.

Na afdanking van het product wordt het gerecycled of komt het terecht bij de finale afvalverwerking. Hiervoor is een aantal algemene richtlijnen geformuleerd in PAS2050 die ook bruikbaar zijn voor de tuinbouw. Eén specifiek onderwerp is daar echter niet uitgewerkt: de productie en aanwending van mest. In Sectie 5.5 wordt het onderwerp verder uitgewerkt. In Sectie 5.6 wordt het onderwerp afvalverwerking en recycling nader uitgewerkt voor de tuinbouwsector.

Voordat we verder ingaan op de keuze van specifieke allocatieregels definiëren we allereerst een algemene "allocatiefilosofie" voor de berekening van het broeikaseffect van tuinbouwproducten. Daarbij bouwen we voort op het onlangs verschenen werkconcept van het ILCD (International Reference Life Cycle Data System). Dit is een groot opgezet initiatief van de Europese Unie voor verdere harmonisatie van LCA's (ILCD 2008). Het zal waarschijnlijk een belangrijke standaard voor de uitvoering van LCA's worden. Het ILCD stelt dat er geen *one fit all solution* is voor allocatievolgorde, maar wel een aantal voorwaarden voor selectie en toepassing van allocatieregels in specifieke situaties. Het berekenen van een *carbon footprint* van een product heeft een specifiek doeleinde. Bij elke doeleinde past een bepaalde allocatiesystematiek. Het ILCD heeft daarom een aantal criteria opgesteld voor de selectie van allocatieregels:

- Kies een allocatiemethode die in lijn is met de doelbepaling en het daaruit afgeleide modelleringprincipe: gaat het om het modelleren van veranderingen of het beschrijven van een bestaande situatie?
- Vermijd onplausibele uitkomsten door veranderingen in met de allocatie samenhangende systeemvariabelen (grote prijsschommelingen bij economische allocatie of keuzes in vermeden productie bij systeemuitbreiding)
- Vermijd keuzes die slecht zijn te onderbouwen door slecht beschikbare of grote hoeveelheden en complexe data

6 In de akkerbouw vindt er ook nog coproductie plaats direct bij de teelt. Bij granen wordt het stro van het gewas verhandeld voor diverse doeleinden en wordt met economische allocatie ongeveer 10-20% toegerekend naar het stro.

- Vermijd (subjectieve) keuzes zonder een onderliggend principe die niet of slecht reproduceerbaar zijn
- Zorg dat de allocatieregels toepasbaar zijn voor recycling zonder gedetailleerde kennis van het tweede leven van het materiaal
- Vermijdt onredelijkheid tussen producenten en stakeholders die belang hebben bij de rekenmethodiek en de uitkomsten
- Wees redelijk in datavereisten (kosten)

Vervolgens selecteren de ILCD een aantal toepassingsgebieden voor allocatieregels. Een van die toepassingsgebieden is het opstellen van een EPD (Environmental Product Declaration). Dit lijkt veel op het uitvoeren van een broeikasgasanalyse van producten. In grote lijnen is de aanbeveling van het EPD:

- Hanteer een beschrijvende werkwijze (*attributional* LCA), waarbij in het geval van coproductie het coproduct:
    - het systeem verlaat, fysieke of economische allocatie wordt toegepast, of
    - het product weer elders in het systeem wordt toegepast, systeemuitbreiding op basis van substitutie van processen wordt toegepast.

Het voorstel van EPD wordt als leidend opgepakt voor de allocatie bij tuinbouwproducten. De PAS2050 wijkt hier van af en stelt voor eerst systeemuitbreiding toe te passen en wanneer dat niet praktisch haalbaar is economische allocatie. Fysieke allocatie beveelt de PAS2050 niet aan. Voor allocatie bij tuinbouwproducten streven we naar een hantering van een consistente set van allocatieregels, die er in navolging op de aanbeveling van EPD er in hoofdlijnen als volgt uitziet.

### 5.1.1 Voorstel voor allocatieprincipes

<u>Allocatieprincipe 1. Indeling van situaties</u>
Er zijn drie situaties van coproductie van belang in tuinbouwketens.

1. Coproductie waarbij een product het systeem verlaat
2. Coproductie waarbij een product als grondstof het systeem binnenkomt
3. Eindverwerking waarbij er een "loop" kan ontstaan (samenvoeging van situatie 1 en 2)

Voor de keuze tussen een fysieke of economische allocatie is het van belang of de coproducten – die vrijkomen bij de splitsing in een proces – functioneel en fysiek goed vergelijkbaar zijn, of verschillend zijn in gebruik. In het eerste geval heeft een allocatie op basis van een fysieke grondslag de voorkeur en in het tweede geval kiezen we voor economische allocatie. Als er een terugvoer in het systeem voorkomt (bijvoorbeeld materiaal- of energierecycling), dan zijn er andere aanbevelingen voor allocatie. Tabel 5.1 geeft de aanbevelingen voor voorkeur allocatiesystemen bij de drie situaties met bepaalde specificaties.

*Tabel 5.1 Aanbevelingen voor voorkeur allocatiesystemen bij de drie situaties met bepaalde specificaties*

| Situatie | Specificatie 1 | Specificatie 2 | Aanbeveling voor allocatie voor protocol tuinbouwproducten |
|---|---|---|---|
| 1. Coproductie in productsysteem | 1.1. Splitsing van een of meerder inputs in meerdere outputs met vergelijkbare kenmerken en/of functionaliteit: | 1.1.1 Zonder terugvoer in het productsysteem | Allocatie op basis van een of meerdere fysieke kenmerken |
| | | 1.1.2 Met terugvoer in het product systeem | Terugvoer compenseren op de input van primaire productie, dan allocatie op basis van een of meerdere fysieke kenmerken |
| | 1.2. Splitsing van een of meerder inputs in meerdere outputs met verschillende kenmerken en/of functionaliteit: | 1.2.1 Zonder terugvoer in het productsysteem | Economische allocatie op basis van gemiddelde prijzen van vrij verhandelbare producten |
| | | 1.2.2 Met terugvoer in het product systeem | Terugvoer compenseren op de input van primaire productie, dan economische allocatie op basis van gemiddelde prijzen van vrij verhandelbare producten |
| 2. Instroom van coproduct uit een ander productsysteem | 2.1 Geen gealloceerd milieueffect vanuit ander productsysteem | | Behandelen als een primaire grondstof |
| | 2.2. Wel gealloceerd milieueffect vanuit ander productsysteem | Vanwege afvalverwerking Functie | Toegerekend milieueffect vanuit ander productsysteem in rekenen op basis van fysieke kenmerken |
| | | Vanwege economische waarde | Toegerekend milieueffect vanuit ander productsysteem in rekenen op basis van economische allocatie |
| 3. Eindverwerking | 3.1 Met terugvoer in het productsysteem | | Terugvoer compenseren op de input van primaire productie en volledig primair energiegebruik. |
| | 3.2 Zonder terugvoer in het productsysteem | | Behandelen als 1) coproductie |

Allocatieprincipe 2. Som van gealloceerde subsystemen is gelijk aan totaal van niet gealloceerd systeem

Leidend voor de specifieke allocatieoplossingen is dat het broeikaseffect van de som van alle gealloceerde producten in een systeem gelijk moet zijn aan het totaal van het niet gealloceerde broeikaseffect van het totale systeem.

Allocatieprincipe 3. Opsplitsing van samengestelde processystemen in unit processen

Opsplitsing van complexe bedrijfssystemen naar unit processen is alleen nodig als het praktisch haalbaar is en het geen extra subjectiviteit of gevoeligheid introduceert. Als het niet nodig is voldoet een input/output toerekening op basis van fysieke of economische kenmerken.

Allocatieprincipe 4. ILCD criteria

De ILCD criteria voor het toepassen van allocatieregels raden we aan als ondersteuning. Samengevat houden deze criteria in dat de allocatiekeuze a) praktisch (wat betreft dataverzameling), b) reproduceerbaar, c) begrijpelijk en d) herkenbaar moet zijn.

## 5.2 Warmte krachtkoppeling (WKK) in de glastuinbouw

### 5.2.1 Probleembeschrijving

Op een belangrijk deel van de Nederlandse glastuinbouwbedrijven wordt naast gewassen ook energie geproduceerd. Met een WKK wordt uit aardgas warmte en elektriciteit opgewekt. De warmte (en koolstofdioxide) en een deel van de elektriciteit worden benut in de kas, de resterende energie (vaak in de vorm van elektriciteit) wordt afgezet aan derden. Met de productie van een ander product naast het gewas ontstaat de vraag hoe de broeikasgasemissie van de WKK te verdelen over de coproducten.

### 5.2.2 Verkenning van oplossingen

Het opsplitsen van het proces naar kleinere processen waarbij geen coproductie plaats vindt, is in het geval van WKK op een tuinbouwbedrijf niet mogelijk. Immers de productie van warmte en elektriciteit middels de WKK zijn onlosmakelijk met elkaar verbonden. Er resteren daarom twee opties om het broeikaseffect van een tuinbouwbedrijf met een WKK te alloceren naar het gewas en andere producten:

1. Systeemuitbreiding
2. Fysieke of economische allocatie

Voor de systeemuitbreiding beschrijven we de methode conform PAS2050 en een variant daarvan die beter aansluit bij de allocatieprincipes die we hebben geformuleerd voor tuinbouwproducten. Voor allocatie beschrijven we een drietal uitwerkingen. Na de beschrijving geven we een afweging tussen de opties en doen we in de resterende paragraven aanbevelingen voor het protocol, de rekentool en nader onderzoek.
De verschillende opties illustreren we aan de hand van twee voorbeeldbedrijven. Een tomaten- en een rozenkwekerij die beiden een WKK hebben en elektriciteit aan het net leveren (Tabel 5.2). In de voorbeeldberekeningen nemen we alleen de broeikasgasemissies mee die gekoppeld zijn aan het energiegebruik en –levering. De broeikasgasemissies die gekoppeld zijn aan materiaalverbruik, bemesting en transport hebben een relatief geringe bijdrage en laten we hier buiten beschouwing.

*Tabel 5.2 De productie en energie-input van het voorbeeld rozen- en tomatenbedrijf.*

| | | Roos | Trostomaat |
|---|---|---|---|
| | lux | 8000 | 0 |
| WKK | MWe/ha | 0,55 | 0,5 |
| Opbrengst tuinbouwproduct | kg/$m^2$ | 12,5 (250 stelen/$m^2$) | 56,5 |
| Levering elektra (in plateau-/daluren) | kWh/$m^2$ | 66 (47/19) | 178 (127/51) |
| Opbrengst tuinbouwproduct | €/kg | 7,4 | 0,8 |
| Opbrengst elektra | €/kWh | 0,08 | 0,08 |
| Gasgebruik WKK | $m^3/m^2$ | 83,9 | 49,7 |
| Gas ketel | $m^3/m^2$ | 0 | 15 |
| Inkoop elektra | kWh/$m^2$ | 92 | 10 |

#### *Allocatieoptie 1: Systeemuitbreiding*

Het principe van systeemuitbreiding is dat de levering van het coproduct de productie van een soortgelijk product elders vermijdt. De PAS2050 schrijft met betrekking tot WKK nadrukkelijk de methode van systeemuitbreiding voor om de coproductie van elektriciteit te verrekenen. In de PAS2050 wordt vervolgens aangegeven dat voor de vermeden elektriciteitsproductie uitgegaan moet worden van de gemiddelde elektriciteitsproductie in het betreffende land. Voor de Nederlandse situatie betekent dit dat de elektriciteitslevering door tuinders met een WKK wordt ingerekend met een vermeden emissie van 463 g $CO_2$ equivalent per geleverde kWh. Deze emissie per kWh geldt voor de gemiddelde

elektriciteitsproductie in Nederland in 2007. Echter zoals uit Tabel 5.3 blijkt, varieert de broeikasgasemissie per geproduceerde kWh tussen 2006 en 2007.

*Tabel 5.3 De broeikasgasemissie (g $CO_2$/kWh) op basis van het gemiddelde gebruik aan primaire bronnen voor stroomproductie ( Groot&Vreede 2007 en Groot&Vreede 2008).*

| | 2006 | 2007 |
|---|---|---|
| | g $CO_2$/kWh | |
| Import stroom | 586 | 622 |
| Gemiddelde elektriciteitsproductie NL | 543 | 463 |
| Leveringsmix NL (incl. groene stroom) | 458 | 426 |

De elektriciteitsproductie is in Nederland in 2007 "schoner" geworden ten opzichte van 2006 waardoor het vermeden broeikaseffect lager wordt. Daardoor zullen de broeikasgasemissies per eenheid tuinbouwproduct bij levering van elektra middels WKK stijgen.

De broeikasgasemissie van producten in de glastuinbouw met WKK is dus afhankelijk van de prestaties in de elektriciteitssector. Daarnaast is de prestatie afhankelijk van de keuze tussen geleverde en geproduceerde elektriciteit. Een kanttekening bij de methode van de PAS 2050 is dat wordt uitgegaan van de *productiemix* in een land, terwijl met de elektriciteitslevering door Nederlandse tuinders vooral de Nederlandse *leveringsmix* wordt beïnvloed, ongeacht waar en hoe geproduceerd. Een meer principiële kanttekening bij de benadering volgens de PAS 2050 is dat uitgegaan wordt van vermeden *gemiddelde* productie. Het is echter niet reëel om te veronderstellen dat alle bronnen van elektriciteitsproductie in gelijke mate hun productie naar beneden zullen bijstellen als er (meer) elektriciteit door WKK's op het net wordt gezet. Wij stellen voor om het *marginale* verschil in productie te modelleren. Daarmee komen we op de vraag welke elektriciteitsproductie (als eerste) wordt vervangen als een tuinder elektriciteit aan het net levert. Dit is bepalend voor de uitkomst omdat elektriciteit op uiteenlopende wijzen wordt geproduceerd waarbij de broeikasgasemissie per kwh sterk afhankelijk is van type productie (Tabel 5.4).

*Tabel 5.4 De broeikasgasemissie door elektriciteitsproductie uit verschillende primaire energiebronnen (Seebregts & Volkers 2005; Sevenster et al. 2007; Groot&Van de Vreede 2007 en 2008).*

| | Emissie |
|---|---|
| | g $CO_2$/kWh |
| Kernenergie | 0 |
| Aardgas WKK | 300[1] |
| Aardgas STEG (modernste en efficiëntste wijze) | 353 |
| Aardgas gemiddeld | 450 - 454 |
| Stookolie | 660 |
| Kolen | 870 |

[1] exclusief de broeikasgasemissie die aan warmteproductie wordt toegerekend

We hebben onderzocht wat de marginale of werkelijke vermeden elektriciteitsproductie is bij elektriciteitslevering door WKK's in de tuinbouw. Om tot een passend antwoord te komen, hebben we een aantal deelvragen geformuleerd. Die zijn onder andere in samenspraak met experts uit de tuinbouwpraktijk, energiemarkt, onderzoek in tuinbouw en energie beantwoord. Bij de levering van elektra door tuinbouwbedrijven zijn er twee bepalende aspecten:

- Moment van levering: plateau- (piek-) of daluren.
- Lange termijn contracten of korte termijn levering.

De productie van stroom is door de vraag gestuurd. Van maandag tot en met vrijdag overdag en 's avonds (plateau- of piekuren) is de vraag groter dan 's nachts of in het weekend (daluren). Het tarief voor stroom tijdens piek- en daluren is verschillend. Bij elektriciteitsproductie tijdens dal- en piekuren is er sprake van een bepaalde *base-load* en een deel voor regulering. De *base-load* is een hoeveelheid die constant wordt geproduceerd. De exacte afstemming tussen vraag en aanbod wordt gereguleerd met een aantal flexibel in te zetten productie-units. Bij de vermijding van elektriciteitsproductie speelt ook mee of de elektriciteit wordt geleverd op basis van een lange termijn contract (tuinders sluiten bijvoorbeeld in 2008 al leveringscontracten voor 2010 af) of op basis van korte termijn levering, waarbij de tarieven sterk kunnen veranderen. De verwachting is dat het grootste deel van de geleverde elektriciteit via een lange termijn contract wordt afgezet.

Tijdens piekuren wordt de *base-load* ingevuld met voornamelijk kolen, aardgas en import. De regulering van het aanbod vindt plaats met aardgasgestookte centrales. De geraadpleegde experts hebben aanbevolen uit te gaan van de gemiddelde elektriciteitsproductie op basis van aardgas dat vervangen wordt bij elektriciteitslevering door WKK's in de glastuinbouw. Voor wat betreft de daluren geldt dat de marginale elektriciteitslevering wordt bepaald door kolencentrales. Dat betekent dat bij elektriciteitslevering door WKK's in de glastuinbouw in daluren elektriciteitsproductie op basis van kolen wordt vervangen (Tabel 5.5).

*Tabel 5.5 De vermeden broeikasgasemissie voor de geleverde elektriciteit middels WKK's in de tuinbouw.*

| | Vermeden emissie | Achtergrond |
|---|---|---|
| | g $CO_2$/ kWh | |
| Piekuren | 450 | Gemiddelde aardgascentrale Nederland |
| Daluren | 870 | Gemiddelde kolencentrale Nederland |

Tabel 5.6 geeft het resultaat van de berekening via systeemuitbreiding waarbij onderscheid is gemaakt in levering tijdens piek- en daluren. Een openstaande vraag is in hoeverre in de praktijk informatie beschikbaar is over de geleverde hoeveelheid elektriciteit in piek- en daluren. Als dat niet bekend is kan worden uitgegaan van een gemiddelde (bijvoorbeeld op basis van 2/7 daluren en 5/7 piekuren).

*Tabel 5.6 De broeikasgasemissies per tuinbouwproduct bij een bepaalde verhouding tussen levering van elektriciteit in piek- en daluren en de broeikasgasemissies per vermeden kWh elektriciteitsproductie.*

| | | Roos | Trostomaat |
|---|---|---|---|
| Verhouding geleverde elektriciteit in piekuren | | 5/7 | 5/7 |
| Verhouding geleverde elektriciteit in daluren | | 2/7 | 2/7 |
| Broeikasgasemissies per tuinbouwproduct | kg $CO_2$eq./kg | 15,7 | 0,72 |
| Broeikasgasemissies vermeden elektriciteit | kg $CO_2$eq./kWh | 0,570 | 0,570 |

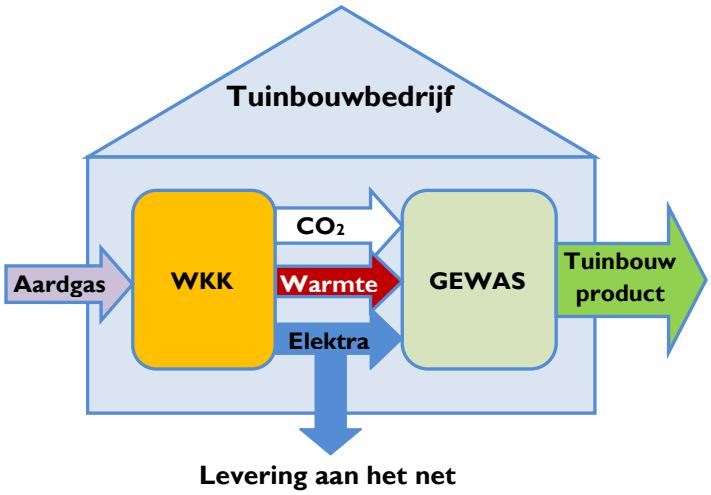
Een voordeel van systeemuitbreiding voor glastuinbouw met WKK is de eenvoud. Voor elke geleverde kWh berekenen we de vermeden emissie. De vermeden emissie is een vaststaand getal voor dal- en piekuren. Het is thans niet goed mogelijk om meer specifiek te werken.

### *Allocatieoptie 2: fysiek of economisch*

Bij allocatie wordt de broeikasgasemissie verdeeld over de producten die voortkomen uit een proces. De verdeelsleutel voor de allocatie kan gebaseerd zijn op economische gronden of fysieke eigenschappen. Hieronder beschrijven we drie opties: economische allocatie, allocatie op basis van gewasbehoefte en allereerst allocatie op basis van energie-inhoud.

### *Allocatieoptie 3: energie-inhoud*

Een WKK produceert uit aardgas warmte, elektra en koolstofdioxide ($CO_2$). Meestal wordt alle warmte en in sommige gevallen ook alle elektra uit de WKK ingezet voor het gewas (Figuur 5.1).




*Figuur 5.1 Een schematische opdeling van de energieproductie middels WKK en gewasproductie in een tuinbouwbedrijf.*

De broeikasgasemissie door verbranding van aardgas in de WKK kan worden verdeeld over de producten die het voortbrengt op basis van de energetische inhoud van de geproduceerde warmte en elektriciteit. De kern van deze methode is dat voor extern (buiten het bedrijf) verkochte energie een bepaalde hoeveelheid op de gasinput in de WKK in mindering wordt gebracht die bepaald wordt door het rendement van de WKK. Het restant van het aardgasverbruik is dan voor rekening van het gewas. Deze berekening gaat stap voor stap als volgt:

a) Uitgaande van een elektrisch en thermisch rendement van respectievelijk 40% en 50% (Van der Velden 2008) wordt er met één kubieke meter aardgas 12,7 MJ elektriciteit en 15,8 MJ warmte geproduceerd (uitgaande van 31,65 MJ LHV van aardgas bij 100% rendement);

b) We gaan uit van 96% nuttige aanwending van warmte in de kas (Smit & Van der Velden 2008), dan levert één kubieke meter aardgas 15,8 * 0,96 = 15,2 MJ nuttige warmte;

c) Dit betekent dat 12,7 / (12,7+15,2) = 45,5% van de aardgasinput is toe te schrijven aan elektriciteitsproductie;

d) Voor productie van één kWh is 1/[12,7/3,6] = 0,28 $m^3$ aardgasinput in de WKK nodig, waarvan dus 45,5% kan worden toegerekend aan de elektriciteitsproductie, dus de aardgasinput van de WKK is 0,129 $m^3$.

Om de input van aardgas in de WKK te scheiden tussen levering van elektriciteit aan het net en energieopwekking ten behoeve van het gewas dient er dus per geleverde kWh aan het net 0,129 $m^3$ gas van de gasinput ten behoeve van WKK te worden afgetrokken. In Tabel 5.7 is dat weergegeven voor de twee voorbeeldbedrijven met het resultaat uitgedrukt in kg $CO_2$ emissie per kg product.

*Tabel 5.7 Allocatie van de milieulast van WKK op het rozen en tomatenbedrijf op basis van energetische inhoud en de resulterende broeikasgasemissies per kg tuinbouwproduct.*

| | Eenheid | Roos | Trostomaat |
|---|---|---|---|
| Gasgebruik WKK | $m^3/m^2$ | 83,9 | 49,7 |
| Levering elektra | $kWh/m^2$ | 66 | 178 |
| Aftrek gasinput WKK (levering elektra x 0,129) | $m^3/m^2$ | -8,5 | -23 |
| Netto gasgebruik WKK | $m^3/m^2$ | 75,4 | 26,7 |
| $CO_2$ emissies vanwege netto gasgebruik WKK kg | kg $CO_2eq/m^2$ | 164 | 58 |
| $CO_2$ emissies energiegebruik (gas in ketel, inkoop elektra) | kg $CO_2eq/m^2$ | 51 | 35 |
| Opbrengst tuinbouwproduct | $kg/m^2$ | 12,5 | 56,5 |
| $CO_2$ emissie per kg product | kg $CO_2eq/kg$ | 17,2 | 1,63 |

In deze methode gaan we uit van standaard waarden voor het rendement van de WKK op basis van Van der Velden (2008). Over het rendement van WKK's in de praktijk zijn weinig onderzoeksgegevens bekend. Vermeulen (2008) heeft de door de leverancier opgegeven rendementen van WKK's tussen 1000 en 2000 kWh (meest gebruikte vermogensklasse) geïnventariseerd op gemiddeld 42%. De ervaring uit de praktijk leert dat dit opgegeven rendement veelal niet gehaald wordt en daarmee lijkt 40% elektrisch rendement een goede inschatting. Verder komt uit de inventarisatie een gemiddeld thermisch rendement van rond de 50% goed overeen komt met de standaard waarde. Voor de benutting van warmte gaan we uit van een standaard waarde van 96% (Smit & Van der Velden 2008). De benutting zal in de praktijk echter tussen de bedrijven en tussen de seizoenen variëren.

Met de allocatiemethode gebaseerd op energie-inhoud berekenen we minder broeikasgasemissie per eenheid tuinbouwproduct bij bedrijven die zuiniger omgaan met warmte. Een bedrijf dat de WKK extra laat draaien om elektriciteit te leveren zonder de warmte te benutten, krijgt voor iedere kubieke meter aardgas die daarvoor gebruikt wordt een extra aardgasgebruik van (1-0,129) 0,871 $m^3$ aan het tuinbouwproduct toegerekend. Dus stel dat het voorbeeld tomatenbedrijf een kwart meer elektra zou leveren (45 $kWh/m^2$) zonder nuttige warmtebenutting dan geeft dat een extra aardgasgebruik ten behoeve van het gewas van 7,0 $m^3/m^2$ (10 kWh bij 40% elektrisch rendement = 12,8 $m^3$ aardgas – (45 x 0,129) = 7,0). Dat gebruik geeft een extra broeikasgasemissie van 0,27 kg $CO_2$/kg tomaat, een stijging van 17%. Tenslotte is deze methode gemakkelijk uit te breiden voor warmtelevering buiten het bedrijf: 100 MJ geleverde nuttige warmte vergt 6,58 $m^3$ gasinput in de WKK. Dit is exclusief warmteverlies tijdens transport dat daarin nog verrekend moet worden.

### *Allocatieoptie 4: gewasbehoefte*

Bij de allocatieoptie op basis van gewasbehoefte gaan we uit van de specifieke behoefte aan inputs van het gewas. Voor de vraag vanuit het gewas kan gebruik worden gemaakt van een model van WUR Glastuinbouw dat de gewasbehoefte aan warmte, belichting en $CO_2$ bepaalt. Die behoefte vertaalt het model in benodigde aardgasinput via de WKK. Hiermee wordt uit het totale aardgasgebruik het gebruik ten behoeve van het gewas gedestilleerd. Dat gebruik is dan input voor de analyse van de broeikasgasemissies per eenheid tuinbouwproduct (Tabel 5.8).

*Tabel 5.8 De berekeningswijze voor allocatie op basis van gewasbehoefte en het resultaat daarvan.*

| | | | | Roos | Trosto-maat |
|---|---|---|---|---|---|
| Totaal: | A | Gasgebruik WKK | $m^3/m^2$ | 83,9 | 49,7 |
| | B | Gasgebruik ketel | $m^3/m^2$ | 0 | 15 |
| | C | Elektriciteitsinkoop | $kWh/m^2$ | 92 | 10 |
| | D | Elektriciteitsinkoop bij NIET WKK | $kWh/m^2$ | 343 | 10 |
| | E | Elektriciteitslevering aan het net | $kWh/m^2$ | 66 | 178 |
| Model: | X | Gasgebruik ten behoeve van warmtevraag gewas | | 13,1 | 34,6 |
| | Y | Gasgebruik ten behoeve van elektriciteitsproductie | | 63,3 | 26,7 |
| | Z | Gasgebruik ten behoeve van $CO_2$ productie voor gewas | | 7,5 | 3,4 |
| Berekening: | | Gasgebruik ten behoeve van gewas = | | | |
| | | X + Z + Y*(D-C)/(D-C+E) | $m^3/m^2$ | 70,7 | 23,0 |
| | | Elektra inkoop ten behoeve van gewas (=C) | | 92 | 10 |
| Resultaat: | | Broeikasgasemissies per kg product | kg $CO_2$eq/kg | 16,4 | 1,48 |

Een voordeel van deze methode is dat de behoefte van het gewas aan energie-input gedestilleerd kan worden uit het totale energiegebruik van het bedrijf. Daarmee kan vrij zuiver de energie-input van het tuinbouwproduct bepaald worden. Een beperking is dat het model slechts van toepassing is voor een beperkt aantal (standaard) bedrijfssituaties en daarmee niet breed toepasbaar in de praktijk.

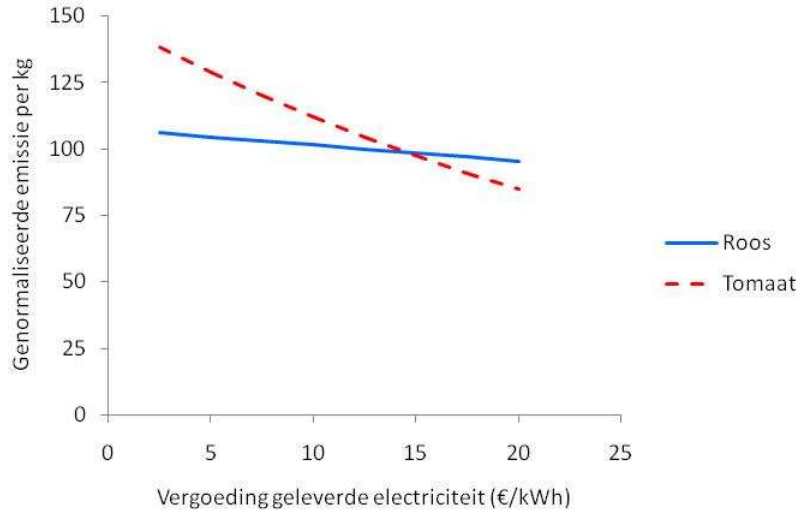
### *Allocatieoptie 5: economische allocatie*

Economische allocatie is een methode waarbij de milieulast van een proces (en de voorliggende keten) over de producten wordt verdeeld naar rato van de economische opbrengst van die producten. Voor de twee voorbeeldbedrijven is die verdeling en de daaraan gerelateerde broeikasgasemissies per tuinbouwproduct en geleverde elektra uiteengezet in Tabel 5.9.

*Tabel 5.9 Het aandeel van de tuinbouwproducten en geleverde elektra in de totale economische opbrengst van de voorbeeld roos- en tomatenbedrijf.*

| | Eenheid | Roos | Trostomaat |
|---|---|---|---|
| Aandeel economische opbrengst tuinbouwproduct | | 95% | 76% |
| Aandeel economische opbrengst tuinbouwproduct levering elektra | | 5% | 24% |
| Broeikasgasemissies per kg tuinbouwproduct | kg $CO_2$eq/kg | 17,7 | 1,91 |
| Broeikasgasemissies geleverde elektra | kg $CO_2$eq/kWh | 0,191 | 0,191 |

De uitkomsten bij gebruik van economische allocatie zijn afhankelijk van prijs- en marktontwikkelingen. Bij een toenemende vergoeding voor de geleverde elektriciteit (en gelijkblijvende opbrengst voor het tuinbouwproduct) daalt de broeikasgasemissie van het tuinbouwproduct (Figuur 5.2). Dit effect is sterker naarmate er relatief meer elektra geleverd wordt. In Figuur 5.2 is dat goed zichtbaar; de lijn is bij tomaat veel steiler dan bij roos.




*Figuur 5.2 Het effect van de prijs voor de geleverde elektriciteit op de broeikasgasemissie per kg tuinbouwproduct, genormaliseerd op basis van energetische inhoud (100).*

Een voordeel van de economische allocatie is dat het breed wordt toegepast in LCA studies. Een nadeel is dat het resultaat afhankelijk is van externe factoren zoals prijzen op de energiemarkt. Verder is het niet eenvoudig om data op bedrijfsniveau of sectorniveau te verzamelen over de opbrengstverdeling tussen tuinbouwproducten en elektriciteitslevering.

### *Vergelijking en afweging*

De opties om met de coproductie bij WKK om te gaan: systeemuitbreiding (conform PAS2050 en volgens onze best practice) en drie varianten van allocatie (op basis van gewasbehoefte, energie-inhoud en economische opbrengst) geven uiteenlopende resultaten (Tabel 5.10). We kunnen voor bedrijven met WKK vergelijken met bedrijven zonder WKK. Uitgaande van dezelfde productie komen we voor een rozen- en tomaten bedrijf zonder WKK op respectievelijk 19,4 en 1,55 kg $CO_2$eq/kg product. Bij roos zien we dat ongeacht methode het voorbeeldbedrijf met WKK minder broeikasgasemissie veroorzaakt. Terwijl we met tomaat en de economische allocatie meer broeikasgasemissie berekenen, komt de berekening met systeemuitbreiding duidelijk lager uit bij gebruik van WKK. De allocatie op basis van energie-inhoud en gewasbehoefte geeft een respectievelijk hogere en lagere score.

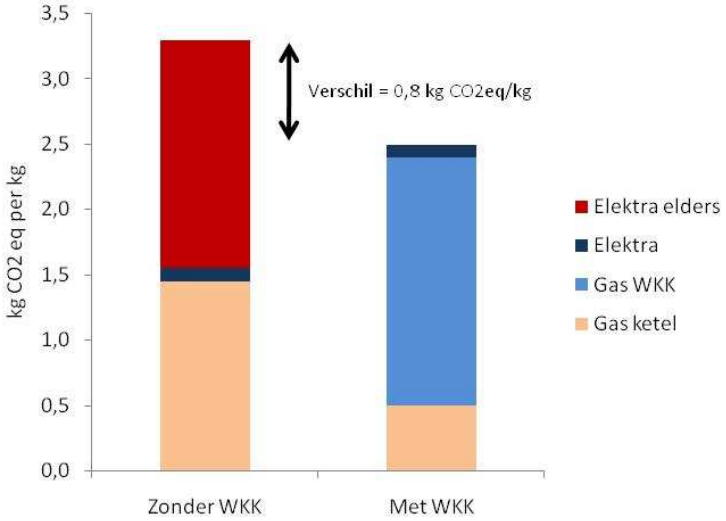
*Tabel 5.10 De broeikasgasemissies per kg tuinbouwproduct bij de verschillende allocatiemethoden.*

| | Roos | Tomaat |
|---|---|---|
| | kg $CO_2$eq/kg | |
| Allocatie op basis van energie-inhoud | 17,2 | 1,63 |
| Allocatie op basis van gewasbehoefte | 16,4 | 1,48 |
| Allocatie op basis van economische opbrengst | 17,7 | 1,91 |
| Systeemuitbreiding best practice | 15,7 | 0,72 |
| Systeemuitbreiding PAS 2050[1] | 16,2 | 1,05 |

[1] vermijding productiemix NL 2007 (463 g CO2eq./kWh)

De in Sectie 5.1 beschreven algemene allocatiefilosofie waarbij een terugvoer in de keten allereerst wordt gecompenseerd kan hier van toepassing worden gesteld. Er wordt energie gebruikt en er wordt energie geproduceerd en die mag gecompenseerd worden. Hoewel een kanttekening daarbij is dat de energievorm verschilt en daarvoor moeten extra processen meegerekend worden namelijk elektriciteitsproductie in ene gas en een steenkoolcentrale. Een aanvullend argument om hier te kiezen voor systeemuitbreiding ligt in de systeemvergelijking van teelt met en zonder WKK en de aanvullende elektriciteitsproductie om tot een

gelijke functionaliteit te komen. Figuur 5.3 laat het verschil in berekende broeikasgasemissie zien tussen voorbeeldbedrijf met WKK en een bedrijf zonder WKK, waar een gelijke hoeveelheid tomaten en elektriciteit wordt geproduceerd (als de geleverde elektra middels WKK) volgens de gemiddelde Nederlandse (centrale) productie. De broeikasgasemissie door productie zonder WKK is 1,55 kg $CO_2$eq per kg en het verschil is 0,8 kg $CO_2$eq per kg tomaat (Figuur 5.5). Wanneer de situatie met WKK op bedrijfsniveau leidt tot een lager broeikaseffect op systeemniveau dan is het acceptabel dat dit zich ook doorvertaalt in het broeikaseffect van de geproduceerde tomaten.

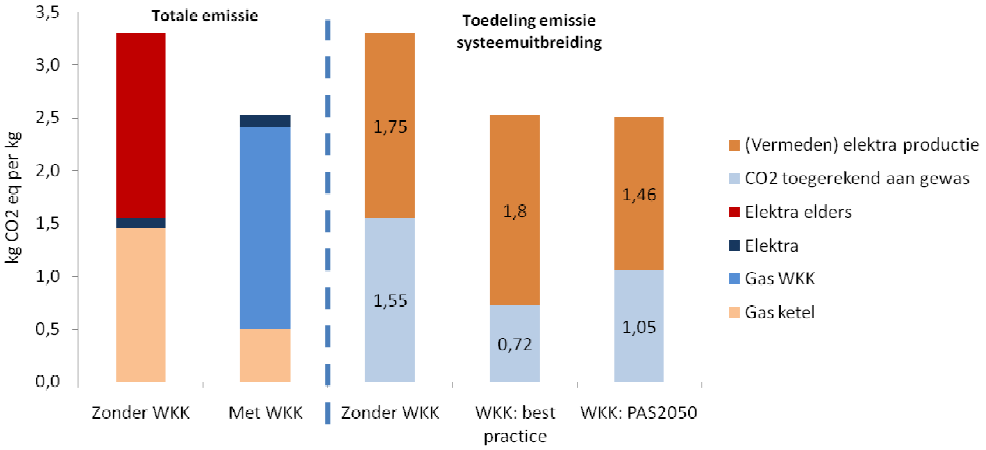



*Figuur 5.3 Het verschil in broeikasgasemissies (in kg $CO_2$eq per kg tomaat) tussen het voorbeeld tomatenbedrijf met WKK en zonder WKK plus de centrale elektriciteitsproductie elders gelijk aan de elektriciteitsproductie op het tomatenbedrijf met WKK*

Hieronder beschrijven we met behulp van een aantal figuren hoe de totale milieulast bij een bedrijf met WKK wordt verdeeld over de verschillende producten (geleverde elektra en tomaten) bij de verschillende allocatiemethoden.

### *Systeemuitbreiding*

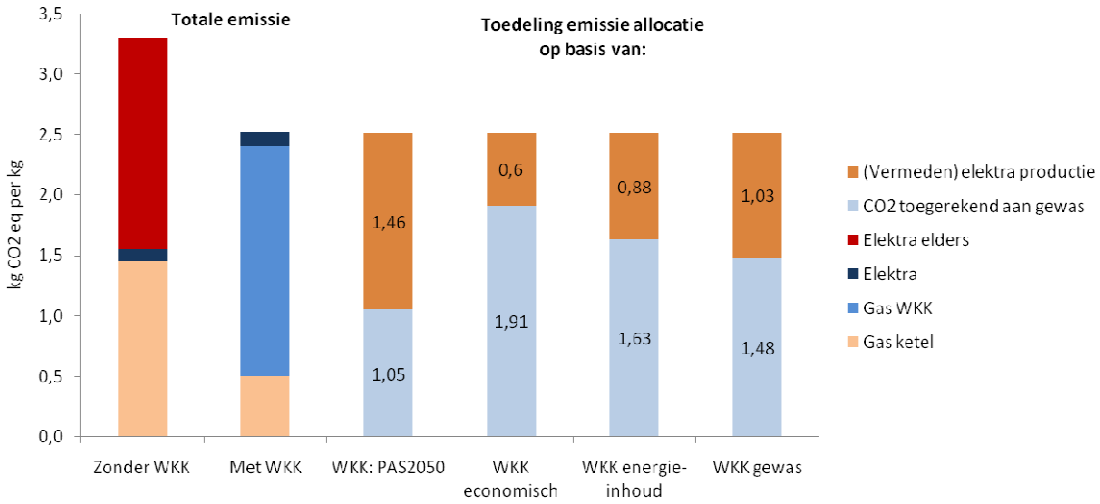
Bij systeemuitbreiding komt het erop neer dat van de totale emissies van een bedrijf met WKK de vermeden elektriciteit in mindering wordt gebracht. Afhankelijk van de uitgangspunten voor de vermeden elektriciteit resulteert dat in een restant van de emissies die aan het tuinbouwproduct worden toegerekend. Als we dat resultaat (0,72 en 1,05 kg $CO_2$eq per kg tomaat voor respectievelijk *Best Practice* en PAS 2050) vergelijken met de broeikasgasemissie voor tomaat productie zonder WKK en het werkelijke verschil (respectievelijk 1,55 en 0,8 kg $CO_2$eq per kg tomaat) dan valt op dat met deze methode zo ongeveer het gehele verschil wordt toegerekend aan het tuinbouwproduct. Bij Best Practice is het zelfs iets meer en bij PAS2050 iets minder. Op zichzelf is dat geen probleem, wel dient dan in ogenschouw te worden genomen dat aan de geleverde elektriciteit door de tuinbouw geen (of een klein resterend deel) besparing van broeikasgasemissie wordt toegerekend. De geleverde elektriciteit door de tuinbouw middels WKK krijgt dan een broeikasgasemissie gelijk aan de vermeden emissie. Dit om te voldoen aan Principe 2 van onze allocatieregels dat de som van alle gealloceerde emissies gelijk is aan de totaalemissies op systeemniveau. Dit heeft als consequentie dat bij bepaling van de broeikasgasemissie van de geproduceerde en geleverde elektriciteit in Nederland de elektriciteit uit WKK's uit de tuinbouw dienen te worden ingerekend met deze (hogere!) broeikasgasemissie. Bij *Best Practice* is die hogere broeikasgasemissie 570 g $CO_2$/kWh bij de methode conform PAS 2050 463 g $CO_2$/kWh (op basis van productiemix NL 2007).




*Figuur 5.4 De broeikasgasemissies per kg tomaat bij de twee uitwerkingen van systeemuitbreiding waarbij van de totale emissies de vermeden elektriciteit in mindering wordt gebracht.*

### *Fysieke en economische allocatie*

De milieulast van de WKK kan verdeeld worden op basis van economische opbrengst, energetische inhoud en gewasbehoefte. In Figuur 5.4 is uitgebeeld hoe de allocatie volgens deze drie verdeelsleutels uitpakt. Voor economische allocatie betekent dit het volgende: Het tuinbouwproduct vertegenwoordigt in het geval van het voorbeeld tomatenbedrijf 76% van de economische opbrengst. Dit betekent dat 76% van de totale milieulast aan de tomatenproductie wordt toegerekend. Als we dat resultaat in Figuur 5.5 vergelijken met een bedrijf zonder WKK dan blijkt het bedrijf met WKK via deze methode meer broeikasgasemissie per kg tuinbouwproduct te krijgen. Dit betekent dat het voordeel van WKK toepassing op systeemniveau op deze manier in z'n geheel ten goede komt van de geleverde elektriciteit. De broeikasgasemissie per kWh geleverde elektriciteit komt via deze methode op 191 g $CO_2$/kWh. Dat is bijna 50% lager dan de meeste efficiënte elektriciteitsproductie op basis van gas (STEG centrale).



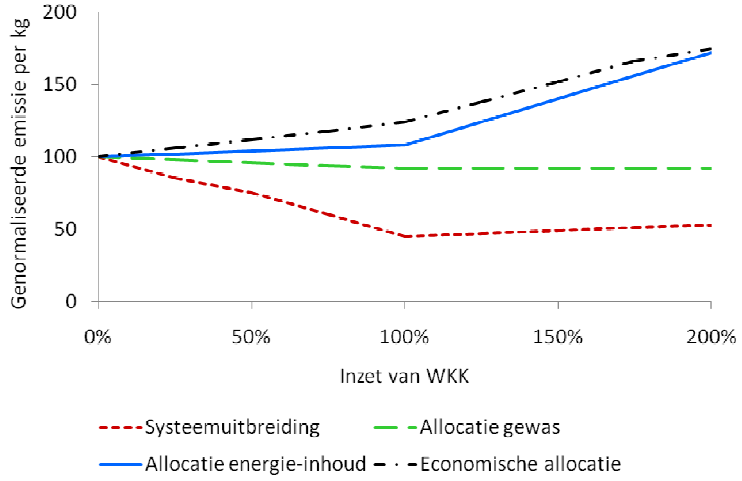

*Figuur 5.5 De broeikasgasemissies per kg tomaat bij de verschillende opties van allocatie .*

Bij de allocatie op basis van energie-inhoud wordt van de totale broeikasgasemissie door de gewasproductie op het bedrijf de broeikasgasemissie vanwege elektriciteitsproductie afgetrokken (vermeden elektra productie in de balk van WKK energie-inhoud in Figuur 5.5). Het restant wordt toegerekend aan de tuinbouwproductie en komt op een vergelijkbaar niveau uit als voor een

tuinbouwbedrijf zonder WKK. Dus ook hier komt het voordeel op systeemniveau geheel ten goede aan de geleverde elektra. Bij de allocatie op basis van gewasbehoefte wordt een deel van de energie-input toegerekend aan het gewas. Het resultaat daarvan is vrijwel gelijk aan de uitkomst van het bedrijf zonder WKK (de balk WKK gewas in Figuur 5.5)[7].

Kortom, afhankelijk van de gekozen optie kan het verschil in broeikasgasemissie van toepassing van WKK op systeemniveau verschillend verdeeld worden over het tuinbouwproduct en de geleverde elektra. Bij de systeemuitbreiding komt het voordeel geheel op rekening van het tuinbouwproduct, bij fysieke of economische allocatie vrijwel geheel op rekening van de elektra. Het is een lastige keuze aan welk product het voordeel toegerekend dient te worden of hoe die onder die producten verdeeld kan worden. Maar gezien het feit dat de introductie van WKK op systeemniveau een milieuvoordeel oplevert is het logisch om een deel van het voordeel aan de productie van het gewas te koppelen. Deze redenering pleit dus voor de optie systeemuitbreiding. Er moet dan wel consistent omgegaan worden met toerekenen van het voordeel. Als het voordeel geheel bij het tuinbouwproduct terecht komt er geen milieuvoordeel aan de geleverde elektra. Dat zou betekenen dat de broeikasgasemissie van het elektriciteitsnet gecorrigeerd moet worden.

Verder is interessant hoe de milieuscore zich ontwikkelt bij een veranderende WKK inzet of elektriciteitsproductie op het tuinbouwbedrijf bij gebruik van de verschillende rekenopties. In Figuur 5.6 is uitgebeeld hoe de milieuscore per kg tomaat verandert (tov een kg tomaat geproduceerd op het voorbeeldbedrijf zonder WKK = 100)> Uit Figuur 5.6 blijkt dat bij systeemuitbreiding (volgens *Best Practice*) de broeikasgasemissie per kg tomaat duidelijk daalt bij een toenemende inzet van WKK tot 100%. Daarna stijgt de broeikasgasemissie, maar deze stijging gaat minder hard dan de daling tot 100%. De economische allocatie en de allocatie op basis van gewasbehoefte geeft bij een toenemende inzet van WKK een stijgende broeikasgasemissie per kg tomaat. Voorbij 100% inzet van WKK (dus waar de warmte niet meer nuttig wordt benut) schiet de broeikasgasemissie steiler omhoog. Bij de allocatie op basis van gewasbehoefte blijft de broeikasgasemissie vrijwel gelijk omdat daar steeds uitgegaan wordt van de inputs die benodigd zijn voor het gewas.




*Figuur 5.6 de broeikasgasemissies per kg tomaat bij het voorbeeld tomatenbedrijf bij toenemende inzet van WKK (100% betekent dat de warmtevraag van het bedrijf volledig is gedekt met de warmteproductie van de WKK) voor vier verschillende allocatiemethoden (systeemuitbreiding volgens Best Practice).*

[7] Dat is logisch en betekent dat het gewasmodel blijkbaar de benodigde inputs goed voorspelt want het komt vergelijkbaar uit als een bedrijf zonder WKK. Echter ook hier wordt op deze manier het milieuvoordeel op systeemniveau bijna in z'n geheel toegeschoven naar de geleverde elektriciteit.

### 5.2.3 Aanbevelingen voor protocol en rekentool

We bevelen aan om wat betreft het vraagstuk van coproductie van elektriciteit met een WKK in de glastuinbouw uit te gaan van systeemuitbreiding conform *Best Practice*. De uitgangspunten daarbij zijn dat de vermeden elektriciteit betrekking heeft op de marginaal geproduceerde elektriciteit in piek- en daluren (met een vaste verhouding daartussen) en dat de broeikasgasemissies gekoppeld aan elektriciteitsproductie middels WKK consistent worden doorberekend in de nationale berekening van de broeikasgasemissie van de geproduceerde elektriciteit. Concreet betekent dit dat de broeikasgasemissie van elektriciteitsproductie in Nederland zal stijgen omdat vooralsnog milieuvoordeel van elektriciteitsopwekking via WKK aan de elektriciteit werd toegerekend (bijvoorbeeld Groot & Van de Vreede 2007 en 2008). In de rekentool bevelen we aan de resultaten via *Best Practice* te presenteren en daarnaast de resultaten indien berekend conform PAS2050.

### 5.2.4 Aanbevelingen voor nader onderzoek

Het verdient aanbeveling om te monitoren in hoeverre in vergelijkbare situaties, landen en sectoren met WKK's voor dezelfde oplossing wordt gekozen. Twee sporen zijn verder niet meer onderzocht, fysieke allocatie op basis van de energie-inhoud van warmte, elektriciteit en koolstofdioxide. Daarbij wordt relatief veel broeikaseffect toegerekend aan de elektriciteitsproductie omdat de warmte een laagwaardig product is. Economische allocatie waarbij niet de waarde van de tomaten wordt gehanteerd als verdeelsleutel maar de waarde van de warmte en koolstofdioxide wanneer die met conventionele technologie zou worden ingekocht (een soort schaduwprijs). Mogelijk dat beide sporen in de toekomst nog interessant zijn om te onderzoeken wanneer systeemuitbreiding bij WKK op termijn niet de consensusmethode blijkt te worden.

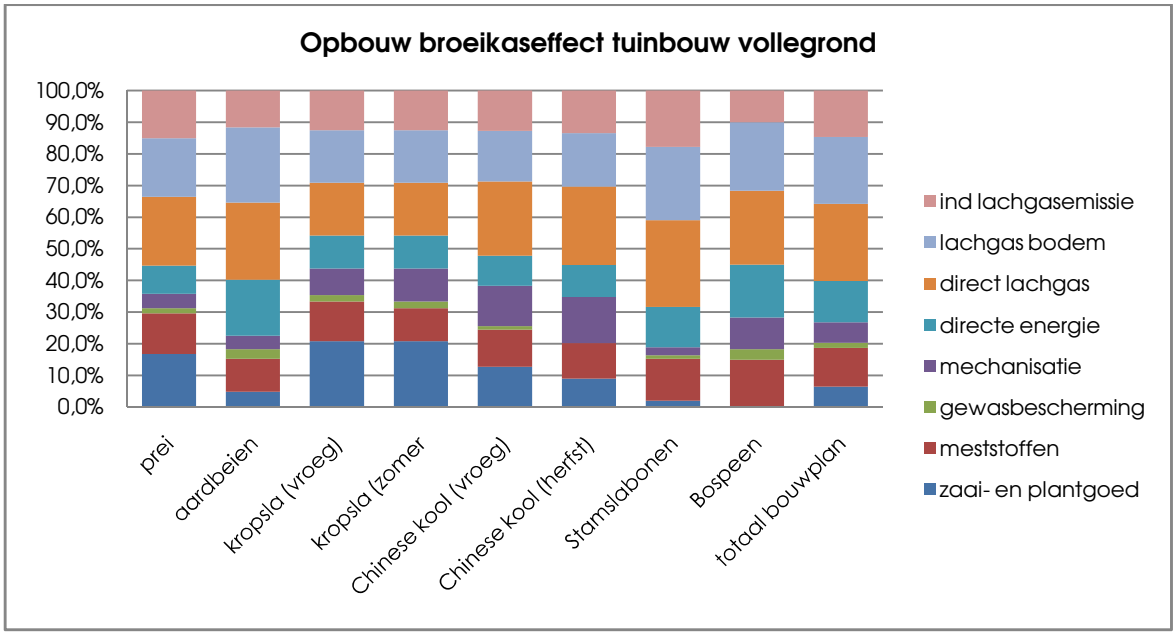
## 5.3 Bouwplanallocatie

### 5.3.1 Probleembeschrijving

Veel vollegrondsgroenten worden geteeld in een bouwplan waarbij diverse gewassen in een jaar naast elkaar op verschillende percelen worden geteeld en waarbij een rotatieschema wordt gehanteerd waarbij het ene gewas volgt op het andere gewas. Bij de bemesting van gewassen wordt rekening gehouden met de nalevering van meststoffen van gewassen die daarvoor geteeld zijn. Ook houdt de groenteteler of akkerbouwer rekening bij het bemesten van percelen met het beschikbaar komen van meststoffen na het eerste gewas dat geoogst wordt. Dit is vooral het geval bij toediening van dierlijke mest en organische stof op het perceel.
De literatuur over bouwplanallocatie in LCA is beperkt. Wel wordt geconstateerd door diverse auteurs dat de allocatiemethode die wordt gebruikt om bemesting toe te rekenen naar de gewassen beslissend kan zijn voor de uitkomsten (Nemecek et al. 2001; Zeijts 1999). Dit belang vloeit voort uit het grote aantal emissies die plaats vinden bij bemesting en de productie van meststoffen (Tabel 5.11) en het aandeel van bemesting in het broeikasgasprofiel van tuinbouwproducten die in een bouwplan worden geteeld (Figuur 5.7).

*Tabel 5.11 Broeikasgasemissies bij verschillende processen gerelateerd aan bemesting*

| Proces/ emissiebron gerelateerd aan bemesting | Emissies |
|---|---|
| Achtergrondemissies gerelateerd aan landbouw | • $CO_2$ vanwege oxidatie organisch stof,<br>• $CO_2$ vanwege oxidatie veen<br>• $N_2O$ vanwege achtergrond stikstofdepositie |
| Toediening en productie stikstofkunstmest (beschikbaar in teelt) | • $N_2O$ en $CO_2$ vanwege productie van stikstofmest,<br>• $N_2O$ vanwege omzetting toegediende N (onderscheid in direct en indirect) |
| Toediening stikstof in dierlijke mest (beschikbaar in teelt) | • $N_2O$ vanwege toegediende (onderscheid in direct en indirect), $CO_2$ vanwege energiegebruik landbouwapparatuur |
| Productie dierlijke mest | • $CO_2$ en andere broeikasgassen afhankelijk van meerkenen van transport en productie |
| Stikstofbinding | • $N_2O$ vanwege stikstofbinding (onderscheid in direct en indirect) |
| Stikstof in gewasresten | • $N_2O$ vanwege nitrificatie van stikstof in gewasresten |
| Toediening van $P_2O_5$ en $K_2O$ totaal | • $CO_2$ vanwege productietraject |
| Toediening en productie van OS | • $CO_2$ vanwege productietraject en $N_2O$ vanwege toegediende N in de compost |




*Figuur 5.7 Het aandeel van bemesting in het broeikasgasprofiel van tuinbouwproducten die in een bouwplan worden geteeld*

Het Nederlandse LCA landbouwmethodiek project heeft een systematische werkwijze geformuleerd in 1996 (Wegener Sleeswijk et al. 1996). De werkwijze komt neer op de volgende aanbevelingen:

- De stikstof in een meststof die in het jaar van toediening beschikbaar komt wordt toegerekend aan het gewas.
- De totale gift van fosfaat en kali wordt verdeeld over de gewassen in het bouwplan naar rato van de aanbevolen hoeveelheden uit het KWIN vollegrondsgroenten en akkerbouw
- Van de effectieve organische stof en de moeilijk afbreekbare stikstoffractie uit dierlijke mest kan elk gewas evenveel profiteren omdat de bodemvruchtbaarheid in brede zin wordt bevorderd. Beide stikstoffracties worden verdeeld over de gewassen in het bouwplan naar rato van het oppervlakteaandeel.

- De stikstof vanwege gewasresten wordt verdeeld over alle gewassen in het bouwplan naar rato van het oppervlakteaandeel.

Deze werkwijze vormt de basis voor de toerekening van broeikasgasemissies samenhangend met de toediening van mest. Een belangrijke filosofie achter dit voorstel is dat een deel van de bemesting in een bouwplan plaats vindt ten behoeve van specifieke gewassen en een ander deel meer algemeen ten behoeve van het behoud van bodemvruchtbaarheid wat alle gewassen ten goede komt. Een aantal vragen worden niet beantwoord met dit voorstel:

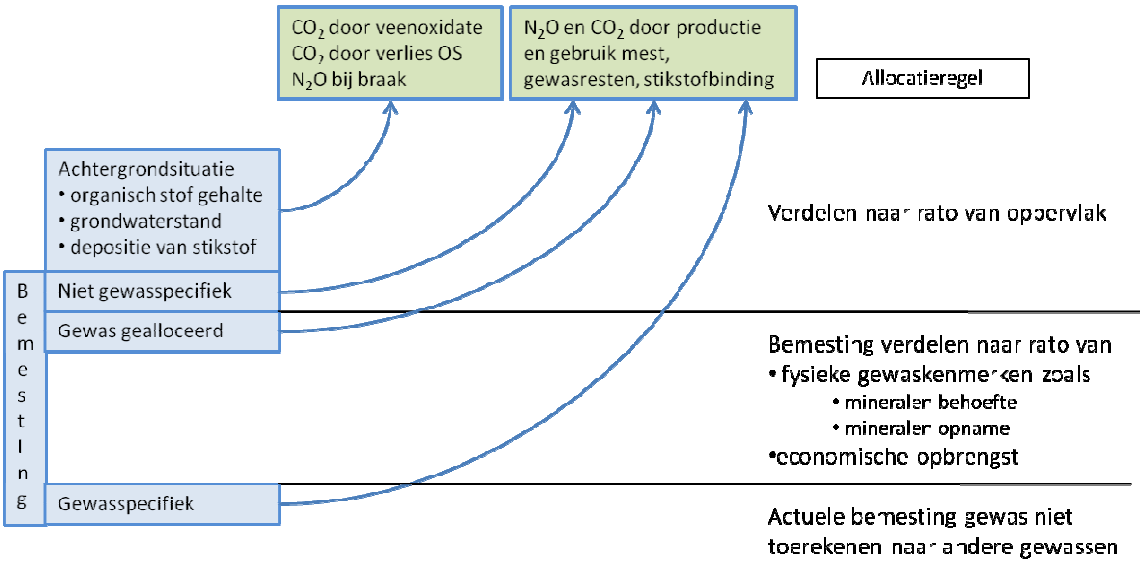
- Bij bouwplanbemesting wordt met de gift van dierlijke mest een grote hoeveelheid mineralen geplaatst op een relatief klein areaal van het bouwplan. De uitspoeling van nitraat leidend tot een lachgasemissie is niet lineair met de gift (Drecht et al. 1998), zodat de uitspoeling bij gebruik van dierlijke mest mogelijk hoger is dan op basis van de gemiddelde gift op het bouwplan verwacht mag worden. Is het mogelijk om een gewasspecifieke toerekening te maken waarbij de nitraatuitspoeling en de daarbij optredende lachgasemissies worden verdeeld naar de gewassen?
- Is er een verschil tussen uitspoeling van biologische dierlijk en regulier dierlijke mest en kunstmest?
- Hoe moet worden omgegaan met stikstofbinding en hoe moet die worden verdeeld over de verschillende gewassen?
- Hoe moet worden omgegaan met volgteelten en vanggewassen?

### 5.3.2 Verkenning van oplossingen

Op basis van bovengenoemde probleemstellingen voor bouwplanallocatie is een expert meeting georganiseerd waarbij mestexperts van het LEI, PPO en het Louis Bolk instituut waren uitgenodigd om te brainstormen over een gewasspecifieke aanpak. Een belangrijke constatering vanuit de expertgroep was dat de relatie tussen uitspoeling en bemestingspraktijk op bouwplanniveau al complex is, laat staan wanneer we gaan toerekenen naar gewassen. Over de benutting van de stikstof bij aanwending van dierlijke (reguliere en biologische) mest ten opzichte van kunstmest liepen de meningen uiteen. De meeste experts hebben het gevoel dat er meer stikstof verloren gaat bij reguliere toepassing maar bij gebruik van dierlijke mest in biologische systemen geldt dit zeker niet. Een belangrijke parameter voor de stikstofuitspoeling is het minerale stikstofgehalte van de bodem na de oogst van het gewas en dat hangt weer af van de hoeveelheid stikstof in de gewasresten en het tijdstip van oogst. De uispoeling hangt ook weer af van wat er na de oogst gebeurt. De resultaten van de expertbijeenkomst en de LCA literatuur leverde als eerste resultaat op dat het vooralsnog geen zin heeft om de methodiek voor wat betreft nitraatuitspoeling verder te specificeren vanwege concentratie van dierlijke mest op één perceel. Een tweede resultaat betrof een methodiekidee dat verkend is in een van de casestudies voor sperziebonen maar dat vooralsnog niet wordt aanbevolen als methode voor de berekening van bemesting in een bouwplan[8].
Naar aanleiding van de expertbijeenkomst hebben we geconstateerd dat een nadere specificering van alloactie bij bouwplanbemesting dan het voorstel Van Wegener Sleeswijk (1996) niet is aan te bevelen. Voor het protocol werken we deze aanpak daarom verder uit. In Figuur 5.8 zijn schematische de emissies van bemesting en de achtergrondemissies vanwege omzettingen in koolstof en stikstof weergegeven in

[8] De kern van dit idee is om de verschilemissies van een gewas in een gemiddeld bouwplan vast te stellen. Dit is later verworpen omdat het meer past binnen een consequential dan een attributional LCA methode en omdat het een grote databehoefte heeft.

relatie tot twee typen allocatie: 1) allocatie naar rato van oppervlak; en 2) allocatie naar rato van gewas(opbrengst)kenmerken. Daarnaast zijn er bemestingsgegevens die niet gealloceerd worden.




*Figuur 5.8 Schematische weergave van de emissies door bemesting en de achtergrondemissies vanwege omzettingen in koolstof en stikstof weergegeven in relatie tot twee typen allocatie*

Het voorstel van Wegener Sleeswijk, kunnen we als we stikstofbinding er aan toevoegen uitwerken in een berekeningsmethodiek zoals die bij voorkeur uitgevoerd zou worden (Tabel 5.12). Een onderliggende aanname is overigens dat het bouwplan er over de jaren heen gemiddeld er ongeveer hetzelfde uit blijft zien, anders is de verdeling over gewassen niet correct. De vraag of dat er op bouwplanniveau een economische allocatie uitgevoerd zou moeten worden is verder niet uitgewerkt. PAS2050 geeft de voorkeur voor een economische allocatie. Wij stellen hier een aanpak op basis van fysieke allocatie voor op basis van de mineralenbehoefte.

*Tabel 5.12 Conceptuele uitwerking van bouwplanallocatie*

| Proces/ emissiebron | Verdelen naar rato van oppervlak van gewassen | Verdelen naar rato van gewasopbrengst en oogstkenmerken | Niet alloceren |
|---|---|---|---|
| Achtergrondemissies gerelateerd aan landbouw | Voorkeursoptie | | |
| Toediening en productie stikstofkunstmest (beschikbaar in teelt) | | Optie wanneer slechts totale bemesting gegevens beschikbaar zijn | Optie wanneer mestgegevens per gewas beschikbaar zijn |
| Toediening stikstof dierlijke mest (beschikbaar in teelt) | | Optie wanneer slechts totale bemesting gegevens beschikbaar zijn | Optie wanneer mestgegevens per gewas beschikbaar zijn |
| Toediening stikstof dierlijke mest (beschikbaar na teelt) | Voorkeursoptie | | |
| Productie dierlijke mest | Voorkeursoptie | | |
| Stikstofbinding | | Optie wanneer slechts totaal van stikstofbinding op bouwplan bekend is | Optie wanneer specifieke stikstofbinding van gewas beschikbaar is |
| Stikstof gewasresten | Voorkeursoptie | | |
| Toediening van P2O5 en K2O totaal | | Voorkeursoptie | |
| Toediening en productie van OS | Voorkeursoptie | | |

### 5.3.3 Aanbevelingen voor protocol en rekentool

Voor het protocol en de rekentool is het van belang om de rekensystematiek af te stemmen op de gegevensbeschikbaarheid en daarmee de praktische uitvoerbaarheid van de berekeningen. Afhankelijk daarvan kunnen de algemene allocatieprincipes vertaald worden naar een aantal allocatieregels. In Tabel 5.13 is aangegeven wat de allocatiesleutel is voor de volgende beschikbaarheid van gegevens:

1. Mestgiften van totale bouwplan en gewasarealen
2. Mestgiften van totale bouwplan en gewasarealen en mineralenbehoeften van de gewassen bij standaardopbrengst
3. Mestgiften van totale bouwplan en gewasarealen en mineralenbehoeften van de gewassen bij werkelijke opbrengst

*Tabel 5.13. Uitwerking van bouwplanallocatie in relatie tot gegevensbeschikbaarheid*

| | 1) Mestgiftenbouwplan totaal en gewasarealen | 2) Mestgiften bouwplan totaal en gewasarealen en standaard mineralen behoeften van gewas | 3) Mestgiften gewasspecifiek,, behoeften van mineralen per gewas per standaard-opbrengst en opbrengsten van gewas |
|---|---|---|---|
| Toerekenen aan oppervlak | ➢ Productie dierlijke mest | ➢ Productie dierlijke mest | ➢ Productie dierlijke mest |
| | ➢ N-r fractie dierlijke mest | ➢ N-r fractie dierlijke mest | ➢ N-r fractie dierlijke mest |
| | ➢ N- gewasresten | ➢ N- gewasresten | ➢ N- gewasresten |
| | ➢ Os-fractie anders dan dierlijke mest | ➢ Os-fractie anders dan dierlijke mest | ➢ Os-fractie anders dan dierlijke mest |
| | ➢ N-kunstmest | | |
| | ➢ N snelle fractie | | |
| | ➢ N-binding | | |
| | ➢ $P_2O_5$ | | |
| | ➢ $K_2O$ | | |
| Toerekenen aan gewas op basis van mineralenbehoefte | | ➢ N-kunstmest | ➢ |
| | | ➢ N snelle fractie | ➢ |
| | | ➢ N-binding | ➢ |
| | | ➢ $P_2O_5$ | ➢ $P_2O_5$ |
| | | ➢ $K_2O$ | ➢ $K_2O$ |
| Niet alloceren | | | ➢ N-kunstmest |
| | | | ➢ N snelle fractie |
| | | | ➢ N-binding |

De concrete rekenregels die voortvloeien uit deze verkenning zijn opgenomen in het protocol voorstel voor tuinbouwproducten.

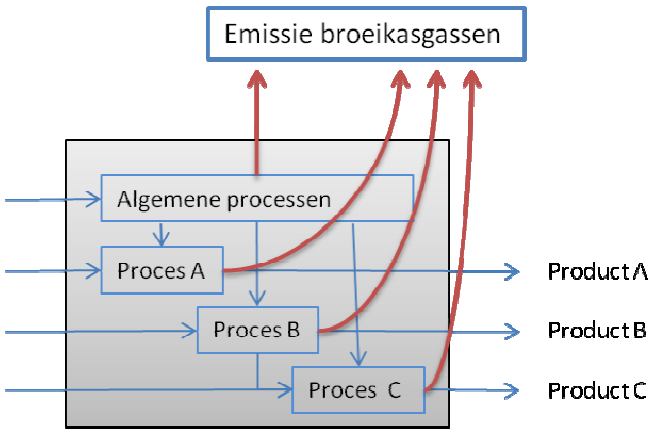
### 5.3.4 Aanbevelingen voor nader onderzoek

Gedurende het onderzoek hebben we weinig voorstellen gevonden van oplossingen voor bouwplanallocatie. Het is echter waarschijnlijk dat voor een aantal sectoren zoals verwerkte akkerbouwproducten en veevoeders deze problematiek ook op de agenda staat als onderdeel van een methodiek voor berekening van het broeikaseffect van producten. We bevelen aan om als onderdeel van een eventuele toekomstige update van de systematiek een inventarisatie te maken van de beschikbare voorstellen voor bouwplanallocatie en te beoordelen of hier nieuwe rekenregels uit afgeleid kunnen worden.

## 5.4 Allocatie bij complexere productsystemen, van bedrijfsemissies naar productemissies bij groentehandel, bewerking en verwerking, opslag en distributiecentrum

### 5.4.1 Probleembeschrijving

Vaak zijn de processen bij bedrijven, de organisatie en de efficientie ervan en de daarbij vrijkomende broeikasgassen aan elkaar verbonden. Figuur 5.9 geeft dat schematisch weer voor een situatie waarbij één of meerdere algemene processen binnen een bedrijf de procesoutputs worden ingezet in productspecifieke processen. Voorbeelden van algemene processen zijn: warmte of gecombineerde warmtekracht productie binnen een bedrijf of de verwarming of koeling van de centrale ruimte.




*Figuur 5.9 Onderlinge afhankelijkheid van processen en het berekende broeikaseffect van producten.*

Er zijn ook productspecifieke processen. Proces A van Figuur 5.9, dat product A oplevert, wordt deels gevoed door algemene processen en deels door specifieke processen. Het is ook mogelijk dat een ouput van een proces weer input vormt voor een ander proces. Zo wordt proces C gevoed door een specifieke input, een algemene input en een input van productieproces B.

### 5.4.2 Verkenning van oplossingen

Bij groentebewerking en -verwerking worden vaak een groot aantal gewassen van het land aangevoerd en volgens gaan ze een ongeveer gelijk procedé door in de verwerkingsfabriek en worden ze verdeeld over een groot aantal producten. De berekening van het broeikasgasemissie kan op drie verschillende aggregatieniveaus worden uitgevoerd:

1. Input outputanalyse op basis van een fysieke of economische parameter over het gehele systeem
2. Hybride analyse
    a. met globale procesanalyse: waarbij de "vaste" broeikasgasemissies voor de basislast van "het draaien" van de fabriek worden verdeeld op basis van input/output analyse naar de producten en er daarnaast alleen een specifieke analyse wordt uitgevoerd voor producten wanneer er evident verschillende processen worden toegepast of procesparameters van belang zijn waardoor het resultaat af zal wijken van de input/output analyse.
    b. met gedetailleerde procesanalyse: waarbij zoveel mogelijk wordt uitgegaan van de productspecifieke situatie waarbij voorts de "vaste"broeikasgasemissies worden opgeteld
3. Procesanalyse

a. waarbij de specifieke emissie wordt berekend op basis van bedrijfsspecifieke efficiënties en processen

b. waarbij alleen de marginale emissies vanwege het specifieke product worden vastgesteld.

Het is niet eenvoudig om voor algemene situaties een beste oplossing te formuleren. De oplossing hangt namelijk af van de specifieke bedrijfssituatie. Het is in ieder geval aan te bevelen om te starten met een input/output analyse over het gehele bedrijf en om deze vervolgens te verfijnen naar het product toe, zodat er een globale of zelfs gedetailleerde hybride analyse wordt uitgevoerd. Ter illustratie om het broeikaseffect van het proces conserveren van bruine bonen te berekenen kan als volgt te werk worden gegaan. Allereerst worden op bedrijfsniveau de jaarcijfers van de conservenfabriek geraadpleegd voor wat betreft inputs van energie, grondstoffen en outputs in de vorm van producten, co-producten en afvalstoffen (die producten die met een negatieve waarde worden aangeboden voor eindverwerking). Vervolgens worden productspecifieke parameters verzameld die geheel zijn verbonden aan het product, zoals de gebruikte verpakking en de uitval van het product in de vorm van co-product en resterend afval. Ten slotte wordt bekeken in hoeverre het product proces-specifieke parameters heeft die afwijken van de gemiddelde procescijfers. Dat kan gaan om een eventuele extra processtap of om bijvoorbeeld verschillen in kooktijd en de warmtevraag voor het opwarmen van het product die weer afhankelijk is van het drogestofgehalte. Wanneer de afwijking van de processpecifieke parameters groot is en een zichtbaar effect heeft van bijvoorbeeld meer dan 1% op het broeikaseffect in de keten, wordt aanbevolen om de analyse te verfijnen op basis van de processpecifieke parameters. Een ander criterium voor het al dan niet verfijnen van de analyse is of het verschil groot is ten opzichte van de basislast van de fabriek. Door verschillen in productievolume afhankelijk van economie en oogst tussen de jaren treedt ook een fluctuatie op in de toegerekende basislast per eenheid product.

In de praktijk wordt meestal de globale of gedetailleerde hybride analyse uitgevoerd. Een groot voordeel van deze analyses is dat de basislast niet onderschat wordt en dat onderlinge relaties tussen energiestromen zichtbaar worden. Een dergelijke onderschatting bestaat wel bij een procesanalyse waarbij vooral geredeneerd wordt vanuit de diverse procesparameters. Bovendien kan een dergelijke procesanalyse in sommige gevallen tot overschattingen leiden. Bijvoorbeeld wanneer binnen het bedrijf door een koppeling van energie en materiaalstromen een efficiëntie behaald wordt die niet vanzelfsprekend voortvloeit uit de procesanalyse. Een bekend voorbeeld is het overschatten van de energie ten behoeve van droging van bijproducten die vaak (ten dele) met restwarmte plaats vindt.
Een bijzondere vorm van procesanalyse is de marginale analyse die uit gevoerd kan worden als onderdeel van een consequential LCA. Wat gebeurt er als het product niet meer wordt geproduceerd in die fabriek maar een ander of omgekeerd.? Deze analyse zal hier niet verder uitgewerkt worden omdat ze geen onderdeel uitmaakt van het basisprincipe.

### 5.4.3 Aanbevelingen voor protocol en rekentool

We bevelen aan om een iteratief proces te hanteren waarbij gestart wordt met input/output analyse en vervolgens nader wordt verfijnd via een hybride analyse.

### 5.4.4 Aanbevelingen voor nader onderzoek

Er zijn geen specifieke aanbeveling voor wat betreft nader onderzoek of te verwachten ontwikkelingen waarop geanticipeerd moet worden.

## 5.5 Recycling en afvalverwerking

### 5.5.1 Probleembeschrijving

Materiaalverbruik kan een substantiële bijdrage hebben in het broeikaseffect van een tuinbouwproduct (zie Hoofdstuk 3). Het broeikaseffect van materiaalverbruik wordt bepaald door een aantal factoren, waarvan het productieproces, de mate van inzet van primaire en secundaire materialen en de wijze van afvalverwerking de belangrijkste zijn. Type en efficiency van het productieproces worden behandeld in Hoofdstuk 9 bij het onderdeel achtergronddata. In deze paragraaf gaat het specifiek om hoe recycling en afvalverwerking gealloceerd moeten worden. In Hoofdstuk 4 hebben we vastgesteld dat voor alle materialen die ingezet worden[9] in het traject van productie tot en met de detailhandel een volledige analyse maken waarbij de recycling na afdanking en de afvalverwerking worden meegerekend. In Sectie 5.1 hebben we een aantal allocatieprincipes gedefinieerd voor eindeverwerking die we hier verder uitwerken. Het belangrijkste principe is dat we terugvoer in de keten door recycling van materialen en energie compenseren. We berekenen dus een netto vraag naar materialen en energie op basis van de primaire vraag, gecompenseerd met de terugvoer.

*Materiaalrecycling*

De methodiek om terugvoer in de keten te compenseren wordt voorgesteld door diverse materiaalproducenten in diverse landen (WRAP UK, World Steel Association) en vormt ook de basis van de berekening van het broeikaseffect van verpakkingen in Nederland (Bergsma 2004; Sevenster et al. 2007). Juist de materiaalproducenten benadrukken het belang van deze aanpak omdat de mate van inzet van primaire en secundaire materialen in een product en de recycling van materiaal na afdanking sterk uiteenloopt afhankelijk van de toepassing. Zo is de inzet van secundair materiaal in het staal van verpakkingsblik minimaal, terwijl het staal na afdanking door magnetische (na)scheiding grotendeels wordt herwonnen voor toepassing in andere producten met andere producteisen. De vraag is of dat voor de productie van verpakkingsstaal uitgegaan moet worden van de feitelijke inzet of van het verlies aan materiaal dat samenhangt met die toepassing en waarvoor dus nieuw primair materiaal in de materiaalkringloop moet worden gebracht. Het belang hiervan illustreren we aan de hand van een rekenvoorbeeld. Een stalen verpakking wordt in eerste instantie geproduceerd vanuit voornamelijk primaire grondstoffen in een hoogoven. Er wordt daarbij een kleine hoeveelheid schroot (4%) toegevoegd vanwege conditionering in de oven maar het staal wordt hoofdzakelijk geproduceerd uit de ijzererts, kalksteen en cokes. Uitgaande van deze feitelijke situatie is de broeikasgasemissie door de productie van verpakkingsstaal ongeveer 2,7 kg $CO_2$eq/kg verpakkingsstaal. Wordt echter uitgegaan van de primaire productie benodigd voor compensatie van verlies aan staal in de keten, dan komen we tot een veel lagere emissie, namelijk ongeveer 1,1 kg $CO_2$eq/kg staal. Dit verschil ontstaat door het grote verschil in broeikasgasemissie voor de primaire en de secundaire productie route.

9 Behalve de materialen van kapitaalgoederen en de materialen met een zeer kleine bijdrage aan het broeikaseffect van de keten

*Tabel 5.14 Broeikasgasemissie van een staaltoepassing in relatie tot (toegerekende) secundaire productie [op basis van WRAP en ECOinvent]*

| | | Broeikasgasemissie materiaalproductie | Broeikasgasemissie product |
|---|---|---|---|
| | | kg $CO_2$eq/kg | |
| Feitelijke inzet primaire grondstoffen | 96% | 2,8 | 2,7 |
| Feitelijke inzet schroot | 4% | 0,3 | 0,0 |
| Totaal | | | 2,7 |
| Verlies aan staal uit de keten gecompenseerd door primaire productie | 30% | 2,8 | 0,8 |
| Productie vanuit ingezameld schroot | 70% | 0,3 | 0,2 |
| Totaal | | | 1,1 |

PAS2050 stelt dat bij recycling uitgegaan moet worden van de inzet van primair en secundair materiaal zoals dat in werkelijkheid plaats vindt. Compensatie van de inzet van primair materiaal vanwege materiaalrecycling in de keten wordt niet toegepast. Deze aanpak heeft in beginsel een relatief lage data behoefte omdat het lot van het materiaal na recycling niet hoeft te worden meegenomen. Het nadeel is dat inspanningen in de keten ten behoeve van recycling niet of zeer beperkt zichtbaar worden[10]. Bovendien vragen we ons af of deze richtlijn in PAS2050 consistent is met de richtlijn om bij de elektriciteitsproductie met WKK wel compensatie te hanteren.

Voor materiaalrecycling zijn de volgende vragen relevant.

1. Op wat voor wijze moet compensatie van materiaalverlies worden ingerekend?
2. Is de compensatiemethode praktisch uitvoerbaar en welke data moeten hiervoor worden gebruikt?

### *Afvalverwerking*

Bij afvalverwerking is er een soortgelijk compensatievraagstuk als bij materiaalrecycling. Bij afvalverwerking gaat het om de conversie van materialen naar energie. Kunststoffen, hout, papier, karton en andere organische producten hebben een calorische waarde die benut kan worden in een afvalverwerkingsproces zoals verbranding, vergisting of compostering. Het maakt voor het berekenen van de broeikasgasemissie van deze materialen veel uit of dat de energieterugwinning bij de afvalverwerking wel of niet wordt meegenomen als compensatie op het energiegebruik in de keten. PAS2050 is onduidelijk over wat hier moet gebeuren. Consistent met de toerekening van energiecompensatie bij een WKK zou zijn dat het ook bij afvalverbranding zou gebeuren.

Voor afvalverwerking in het protocol voor de berekening van broeikasgasemissies door de productie van tuinbouwproducten zijn de volgende vragen relevant.

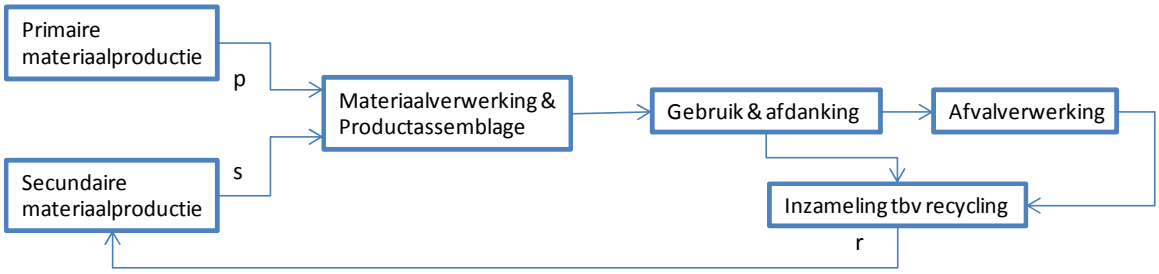
1. Op wat voor wijze moet compensatie van energieconversie bij afvalverwerking van materialen worden ingerekend?
2. Is de compensatiemethode praktisch uitvoerbaar en welke data moeten hiervoor worden gebruikt?

[10] Wat wel zichtbaar wordt, is de vermeden afvalverwerking maar het effect hiervan is bij de niet brandbare materialen zoals staal glas en aluminium te verwaarlozen.

### 5.5.2 Verkenning van oplossingen

*Materiaalrecycling*

Er zijn diverse voorstellen gedaan om de mate van secundaire productie voor een materiaaltoepassing in een land uit te middelen op basis van het feitelijk aandeel inzet bij de productie en de mate van hergebruik, gecorrigeerd voor verliezen bij hergebruik (slijtage, vermenging, diffuse verspreiding) (Blonk 1992; Kortman 1996; Bergsma *et al.* 2004; Birat 2006; CE 2007). De meest praktische methode komt er op neer dat wanneer er sprake is van een recyclingproces waarbij het materiaal wordt teruggevoerd in een verwerkingsproces waarmee dezelfde soort producten worden gemaakt, het percentage inzet van secundair materiaal wordt bepaald als een gemiddelde van de feitelijke inzet en de recycling na afdanking van het product.




*Figuur 5.10. Schematische weergave van "materiaalkringloop"*

Het broeikasgasemissie vanwege productie van een product wordt dan als volgt berekend:

$C_P = (1- (r + s)/2) * C_{PMP} + (r + s)/2 * C_{SMP} + C_{PV}$

$C_P$ is de broeikasgasemissie door het product in kg $CO_2$eq/kg
*r* is recyclingpercentage na gebruik en afdanking van het product
*s* is feitelijke inzet van secundair materiaal bij productie van het materiaal voor het product
*p* is feitelijke inzet van primair materiaal bij productie van het materiaal voor het product (p+s=1)
$C_{PMP}$ is de broeikasgasemissie door primaire materiaalproductie in kg $CO_2$eq/kg
$C_{SMP}$ is de broeikasgasemissie door secundaire materiaalproductie in kg $CO_2$eq/kg
$C_{PV}$ is de broeikasgasemissie door materiaalverwerking en productvervaardiging tot product in kg $CO_2$eq/kg

De volgende complicerende factoren bespreken we hier:

1. Uitval
2. Recycling van procesafval
3. Kwaliteitsverlies bij recycling
4. Integrale versus gescheiden primaire en secundaire productie
5. Tijdsaspect

*Factor 1: Uitval*

Op verschillende plaatsen vindt er uitval van materiaal plaats. Daarbij gaat het om afval dat wordt afgevoerd naar finale afvalverwerking, maar ook om materiaal dat gedurende gebruik verdwijnt door bijvoorbeeld slijtage, oxidatie of andere chemische conversie. In de voorgestelde berekening van de broeikasgasemissie wordt alleen gerekend met de fractie [*r*] van het materiaal dat weer beschikbaar komt ten behoeve van recycling. Er is geen precieze informatie nodig over de uitval van het materiaal.

*Factor 2: Recycling van procesafval*

Bij materiaalverwerking en productassemblage ontstaat uitval van relatief schoon materiaal dat wordt ingezameld ten behoeve van materiaalrecycling. In een preciezere berekening zou er onderscheid gemaakt moeten worden in een recyclingpercentage bij materiaalverwerking en productassemblage (*rp*) en een recyclingpercentage na gebruik en afdanking (*ra*). De berekening wordt dan complexer omdat er veel meer data nodig zijn over de inputs en outputs bij materiaalverwerking en productvervaardiging. (Birat et *al.* 2006) geeft daarvoor een voorstel voor de staalrecycling. Hier wordt dit niet nader uitgewerkt vanwege de focus op het tuinbouwprotocol en de complexiteit op dit onderwerp sterk zou toenemen. Voor de toekomst is het wel een onderwerp dat nader uitgewerkt kan worden.

*Factor 3: Kwaliteitsverlies*

Niet alle materialen behouden dezelfde functionele eigenschappen na gebruik en recycling. Metalen en glas kunnen in theorie eindeloos worden gerecycled maar bij materialen met een vezel- of polymeerstructuur ligt dat anders. Hier is sprake van slijtage waardoor het aantal recyclingcycli beperkt is en waardoor er over de tijd een vaste input van primair materiaal nodig is om het verlies aan kwaliteit te compenseren. Recycling van papier en karton leidt tot een verkorting van de vezellengte waardoor er uiteindelijk maar ongeveer zes recyclingcycli mogelijk zijn. Dat betekent dat er een continue instroom van primair materiaal nodig is om het kwaliteitsverlies te compenseren. Bij glas en metalen vindt er in de praktijk ook kwaliteitsverlies plaats door menging met andere materialen, legeringen of kleurstellingen. Hier geldt dat een meer specifieke inzameling bij recycling de input van primair materiaal sterk kan reduceren. Er is ook een categorie van materialen die niet teruggevoerd kunnen worden in hetzelfde proces. Veel steenachtige materialen en beton worden weliswaar gerecycled maar niet voor eenzelfde materiaaltoepassing omdat het materiaal chemisch geconverteerd is waardoor opwerking tot het oorspronkelijke materiaal niet meer mogelijk is. Hier is sprake van een laagwaardige toepassing waarbij een ander materiaal wordt vervangen. Dat kan overigens ook plaats vinden bij materialen die in principe wel recyclebaar zijn maar die vanwege menging alleen gebruikt kunnen worden voor toepassingen die anders met een ander goedkoper materiaal zouden worden gefabriceerd. Denk bijvoorbeeld aan de kunststof bermpaaltjes waarmee in feite een houttoepassing wordt vervangen.

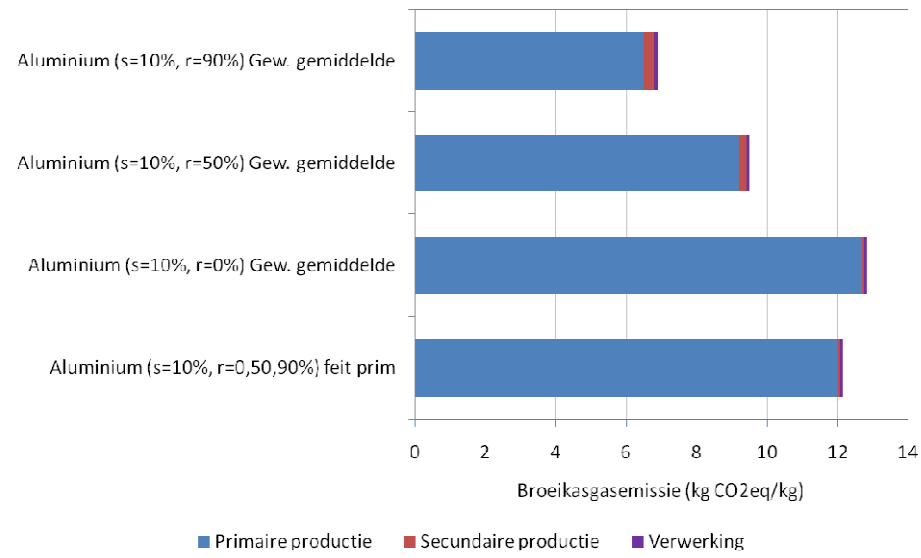
*Factor 4: Integrale versus gescheiden primaire en secundaire productie*

Er zijn verschillende momenten waarop de primaire en secundaire productie samenkomen in de keten. Bij glas en enkele metalen wordt het secundaire materiaal ingevoerd in het zelfde proces waar de productie vanuit primaire grondstoffen plaats vindt. Bij kunststoffen, papier en karton en aluminium is het secundaire materiaalproductieproces geheel gescheiden van het primaire proces. Bij staal zijn beide mogelijk. Een deel van het schroot wordt ingevoerd in de hoogovens en een deel in het elektrostaalproces.

*Factor 5: Tijdsaspect*

Vooral bij materialen die in langlevende producten worden gebruikt wordt de berekening veel complexer vanwege voorraadaspecten en het verschil in technologie en inzamelingstructuur bij productie en afdanking. Birat *et al.* (2006) formuleerde ten dele een oplossing voor de complexiteit in staalrecycling. In deze studie werken we dat niet verder omdat langlevende producten zoals kapitaalgoederen niet meegerekend worden.

Vooralsnog gaan we uit van de middelingmethode voor *closed loop recycling*. In Figuur 5.11 is voor aluminium de middelingmethode naast de PAS2050 methode geplaatst (onderste balk). Bij oplopende recyclingpercentages neemt de broeikasgasemissie van één kilogram aluminium belangrijk af.



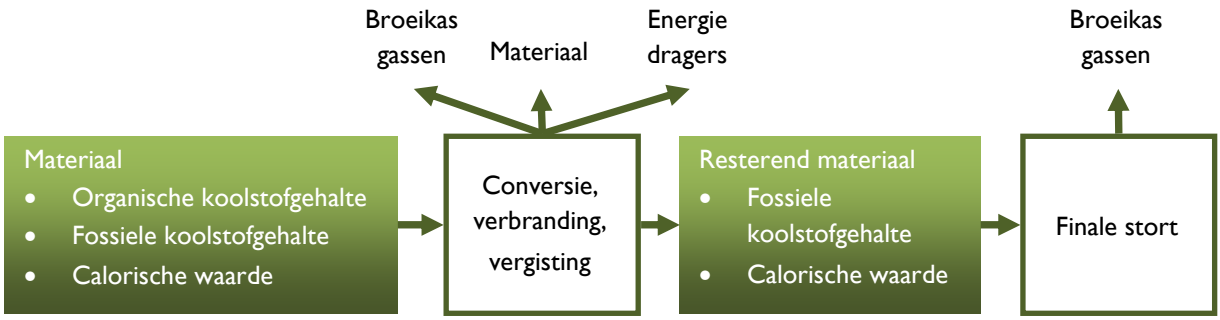

*Figuur 5.11 Broeikasgasemissie van een aluminiumproduct afhankelijk van methode en recycling na afdanking*

### *Afvalverwerking*

Producten die bij de afvalverwerking terechtkomen bevatten diverse eigenschappen die relevant zijn voor de berekening van het broeikaseffect:

- Organische koolstofgehalte
- Fossiele koolstofgehalte
- Stikstofgehalte
- Vochtgehalte
- Calorische waarde

In Nederland en veel andere landen wordt voor de finale stort een afvalverwerkingsproces toegepast gericht op compressie van het materiaal en benutten van energie of materialen. De specifieke vorm van afvalverwerking is wettelijk bepaald per afvalstroom. In Nederland is dat voor een belangrijk deel afvalverbranding voor materialen als resterende papier/karton en plastics. Vochtrijk organisch materiaal moet gecomposteerd of vergist worden. Bij deze afvalverwerkingsprocessen treedt een conversie op waarbij de calorische waarde (ten dele) wordt benut en waarbij energiedragers worden geproduceerd (elektriciteit, warmte, methaan), producten (digestaat, compost, etc.) en restmaterialen die worden gestort.




*Figuur 5.12. Afvalverwerkingstraject van materialen.*

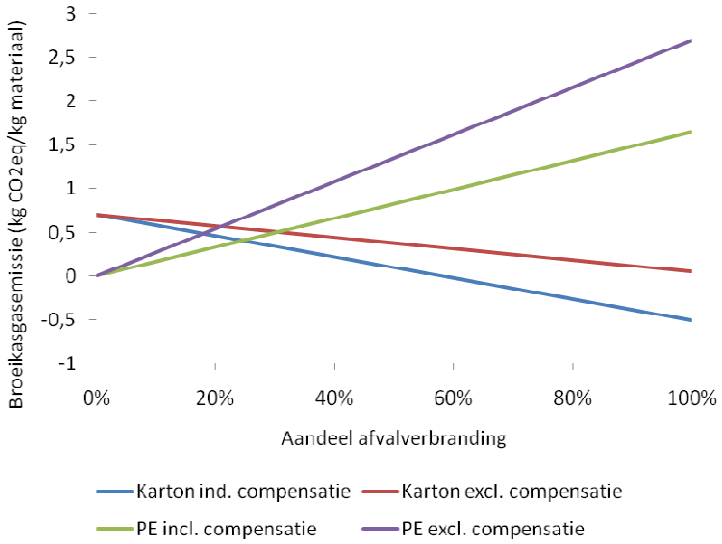
Naast de nuttige producten komen er broeikasgassen vrij. Alleen de koolstofdioxide afkomstig van de fractie fossiele koolstof wordt meegerekend. De emissie van methaan en lachgas wordt geheel meegerekend .

Materialen bevatten dus een aanzienlijk potentieel broeikasgasemissie of vermijding van broeikasgasemissie. Dit wordt geïllustreerd aan de hand van de verwerking in een AVI (afvalverbrandingsinstallatie) met een elektriciteitsrendement van twintig procent. Bij de verbranding van polyetheen (inclusief vulstoffen) komt gemiddeld een emissie van 2,8 kg $CO_2$eq/kg vrij. Bij een rendement van twintig procent en een vermeden broeikasgasemissie bij elektriciteitsproductie van 0,57 kg $CO_2$eq/kWh wordt 1,2 kg $CO_2$eq vermeden. Het netto effect is dan 1,6 kg $CO_2$eq per kg verbrand polyetheen in een AVI. Bij karton en GFT kan op de zelfde wijze worden berekend dat het nettorendement op respectievelijk -0,52 kg en -0,11 kg $CO_2$eq per kg ligt.

*Tabel 5.15 Berekening broeikaseffect van afvalverwerking van materialen (op basis van Eco-invent en MER LAP data)*

| | Stookwaarde | Fossiele koolstof | | vermeden | Netto broeikasgas-emissie uit AVI |
|---|---|---|---|---|---|
| | MJ/kg | kg $CO_2$/kg | kWh/kg | kg $CO_2$/kg | kg $CO_2$/kg |
| Polyetheen | 38 | 2,8 | 2,11 | 1,20 | 1,60 |
| Karton | 18 | 0,05 | 1,00 | 0,57 | -0,52 |
| GFT | 3,5 | 0 | 0,19 | 0,11 | -0,11 |

Bij het storten van dezelfde materialen is het beeld geheel anders. Daar hebben kunststoffen een eigen broeikasgasemissie van 0 kg $CO_2$eq/ton omdat de kunststof inert is en niet wordt geëmitteerd naar de lucht. Bij karton ligt dit anders door anaerobe vergisting op de stort treedt er een emissie op van 0,62 kg $CO_2$eq/kg materaal (CE 2007). In een land wordt een materiaal deels gestort en deels verbrand. Vergelijking van een aantal verschillende stort- en verbrandingsscenario's leert dat de verschillen in de berekende broeikasgasemissie per materiaal hoog zijn. Bovendien maakt het veel uit of dat er wel of niet gecompenseerd wordt voor de opgewekte elektriciteit.




*Figuur 5.13 Broeikasgasemissie in relatie tot het aandeel afvalverbranding*

Figuur 5.13 laat ook zien dat de keuze van een materiaal door een producent afgestemd kan worden op het afvalverwerkingscenario in een land. Wanneer er relatief veel verbranding plaats vindt zal dat een voordeel zijn voor papieren verpakking[11].

[11] De vergelijking hangt van broeikasgasemissies door productie van een verpakking af van de totale levenscyclus van het product. Naast het afvalverwerkingscenario zijn het hergebruik en het verschil in gewicht belangrijke factoren.

Een belangrijk voordeel van de PAS2050 systematiek is de lagere gegevensbehoefte voor het berekenen van de broeikasgasemissie vanwege materiaalverbruik. Dat geldt zowel voor materiaalrecycling als voor afvalverwerking. Een nadeel is dat de PAS2050 systematiek niet consistent is met de eerder in Sectie 5.1 geformuleerde allocatieprincipes. Bovendien heeft de versimpeling van de PAS2050 systematiek tot gevolg dat de broeikasgasemissie voor materialen, recycling en afvalverwerking onvolledig in beeld worden gebracht waardoor een potentieel aan verbeteropties buiten het zicht blijft. Wij stellen daarom voor om de compensatie bij materiaalrecycling en afvalverwerking wel mee te rekenen. Bij materiaalrecycling via een middeling van inzet van secundair materiaal en recycling na afdanking en bij afvalverwerking middels compensatie (systeemuitbreiding) waarbij de inverdieneffecten van energieterugwinning worden meegerekend.

### 5.5.3 Aanbevelingen voor *Best Practice* in protocol

Voor het protocol bevelen we aan om de compensatie mee te rekenen bij recycling op basis van middeling en bij afvalverwerking op basis van systeemuitbreiding wanneer er sprake is van energieopwekking. Deze aanpak vereist dat er specifieke gegevens verzameld moeten worden over inzet van primair en secundair materiaal bij materiaalproductie en recycling na afdanking en de wijze afvalverwerking van het materiaal dat niet meer wordt gerecycled. Dit leidt tot een verhoogde vraag naar data bij de uitvoering van broeikaseffectanalyses. Dit kan worden beperkt door het gebruik van een database van standaard waarden voor materialen, hergebruik en afvalverwerking. Deze data kunnen dan gebruikt worden voor een iteratieberekening van het broeikaseffect waarmee het relatief belang van het broeikaseffect van materiaalverbruik kan worden vastgesteld en de paarmeters die hierbij van belang zijn.

### 5.5.4 Aanbevelingen voor nader onderzoek

Het onderwerp recycling en afvalverwerking is nog niet uitgekristalliseerd in de PAS2050. Het verdient aanbeveling om de ontwikkelingen hierin te volgen en te bezien of dat er aanpassingen gewenst zijn.

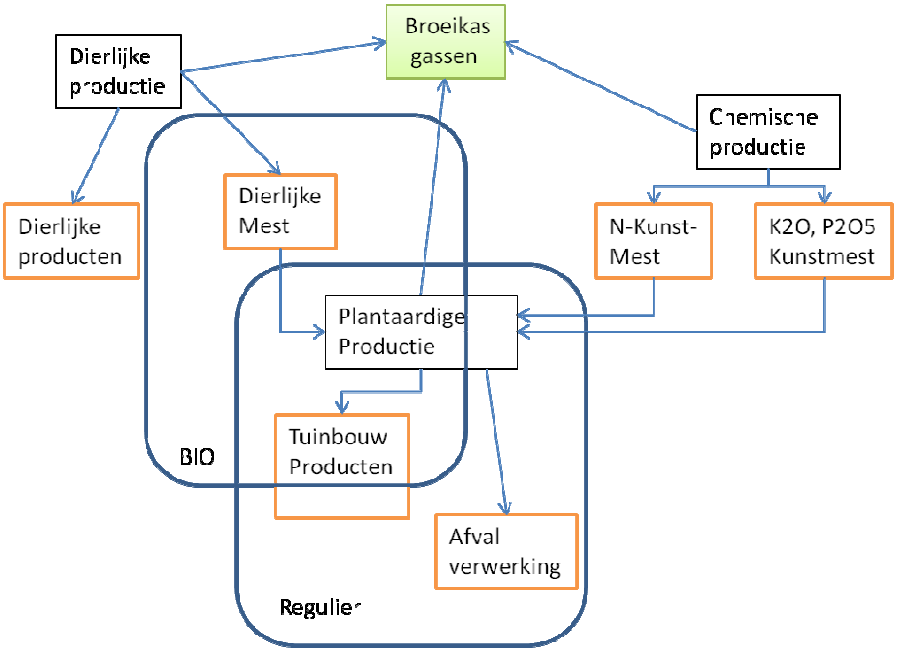
## 5.6 Dierlijke mest meerekenen

### 5.6.1 Probleembeschrijving

Organische mest wordt in de tuinbouw toegepast als leverancier van mineralen en organische stof. Veel gebruikte varianten zijn dierlijke mest, compost en champost (champignonmest). Dierlijke mest is in Nederland, met een zeer grote dichtheid aan veehouderijbedrijven, in overschot aanwezig. Intensieve veehouderijbedrijven met weinig of geen grond moeten mest afvoeren en betalen daarvoor aan de transporteur en de akkerbouwer of tuinder. Ook de champignonteler betaalt voor de afzet van champost. Zeker sinds de aanwending van champost binnen de mestwetgeving het zelfde wordt behandeld als dierlijke. De mestafzetprijzen variëren door het jaar heen, per mestsoort en per regio maar er is vrijwel constant sprake van een situatie waarbij de veehouder (of champignonteler zich moet ontdoen van de mest of champost. In levenscyclusanalyse termen betekent dit dat er sprake is van een afvalsituatie aangezien het restproduct een negatieve economische waarde heeft. Landbouwkundig heeft de mest echter wel waarde voor de tuinder of akkerbouwer. Met de mest wordt organische stof, stikstof, fosfaat en kalium aangevoerd. Wel is het zo dat door de uitbetaling voor gebruik van dierlijke mest en de minder constante kwaliteit het gebruik minder optimaal is dan bij kunstmest in de reguliere landbouw.
In de biologische landbouw is de toepassing van dierlijke veel meer een noodzaak dan in de reguliere landbouw. Omdat er geen kunstmest wordt aangevoerd is er een aanvoerstroom van organische nutriënten noodzakelijk voor behoud van bodemvruchtbaarheid. Dit uit zich ook in de prijzen voor de mest. Het is de verwachting dat wanneer de normstelling voor aanvoer van het aandeel biologische mest

bij de biologische landbouw wordt aangescherpt dat de prijzen zullen stijgen en dat in ieder geval voor een deel van de mest betaald zal worden door de akkerbouwer (Prins 2008)

De twee verschillende situaties voor biologisch en regulier zijn geïllustreerd in Figuur 5.14.




*Figuur 5.14 Gebruik van dierlijke mest "combinatie van inzet van een grondstof en afvalverwerking"*

### 5.6.2 Verkenning van oplossingen

Voor de berekening van de broeikasgasemissie van een tuinbouwproduct gaat het erom om vast te stellen welk deel van de productieketen van mest en van het gebruik van mest toegerekend moet worden aan de tuinbouwketen. Deze situatie is verschillend voor de (Nederlandse) reguliere en biologische landbouw.

#### *Dierlijke mest en enkele andere meststoffen uit de reguliere landbouw*

Voor de reguliere landbouw in Nederland, waarbij de dierlijke mest een negatieve waarde heeft en het gebruik van dierlijke mest door de tuinbouw deels een afvaldienst betreft voor de dierlijke sector in Nederland, stellen we uitgaande van de eerder geformuleerde allocatieprincipes de volgende methode voor:

Verdeel de emissies van de aanvoer en aanwending van dierlijke mest over de dierlijke productie en de tuinbouw op basis van de efficiëntie van toepassing de dierlijke mest. Als referentie hanteren we daarvoor de efficiëntie van stikstoftoepassing in relatie tot de efficiency van de aanwending van stikstofkunstmest zoals wettelijk vastgelegd (Tabel 5.16 Brochure mestbeleid 2008-2009). De stikstofefficiëntie is gekozen omdat dit veruit de meest bepalende factor is voor het broeikaseffect vanwege mestaanwending[12].

12 Een tweede bepalende factor is de organische stof aanwending. Op dit moment is het echter nog niet goed mogelijk om het effect op de toe of afname van het organische stof gehalte in de bodem gedetailleerd te koppelen aan de mestaanwending. (zie ook Hoofdstuk 7)

*Tabel 5.16 Werkingscoëfficient van verschillende soorten organische mest*

| Mestsoort | Werkingscoëfficiënt |
|---|---|
| Dunne fractie (na mestbewerking ) en gier | 80% |
| Drijfmest op klei en veen | 60% |
| Vaste mest van varkens, pluimvee en nertsen | 55% |
| Vaste mest van overige diersoorten | 40% |
| Champost | 25% |
| Overige organische meststoffen | 50% |

Bij dit voorstel maken we een aantal kanttekeningen:

1. Het gebruik van deze methode geldt alleen voor de situatie waarbij de dierlijke mest voor de producent een negatieve waarde heeft. In diverse andere Europese landen heeft de mest een positieve waarde en dan wordt een deel van de milieulast van de dierlijke productie meegerekend bij de tuinbouwproductie. Deze methode is hieronder verder uitgewerkt voor biologische productie.
2. In LCA's worden er ook wel twee andere methoden toegepast. De zogenaamde knipmethode waarbij honderd procent van de emissies vanwege aanvoer en aanwending wordt meegerekend en systeemuitbreiding waarbij de toepassing van dierlijke mest een toepassing van kunstmest vervangt. De eerste methode leidt tot hogere broeikasgasemissie voor de tuinbouw en daaraan gekoppeld lagere broeikasgasemissie voor de dierlijke productie. De tweede methode leidt tot vergelijkbare broeikasgasemissie wanneer uitgegaan wordt van een stikstof werkingscoëfficiënt van zestig procent. (Blonk 2008).
3. In de mestwetgeving worden ook stikstof werkingscoëfficiënten gehanteerd voor champost, compost en overige organische meststoffen zoals diverse bijproducten uit de voedingsmiddelenindustrie. Hiervoor hanteren we de volgende aanpak. Champost met een stikstof werkingscoëfficiënt van vijfentwintig procent wordt hetzelfde behandeld als dierlijke mest omdat de situatie vergelijkbaar is. Een champignonkwekerij is gezien het biologisch conversieproces goed vergelijkbaar met dierlijke productie en de champignonkwekerij bevindt zich qua mestafzet ook in dezelfde situatie. Voor compost en de overige producten die als meststof worden gebruikt, geldt dat de herkomst voor een belangrijk deel buiten de landbouw valt. Voor een deel gaat het om producten met een positieve economische waarde, zoals verenmeel of bloedmeel. Van deze producten wordt het productietraject (*rendering* van dierlijke restproducten) meegerekend

### *Biologisch*

Bij biologische mest doet zich een andere situatie voor namelijk dat er een landbouwkundige noodzaak is voor het gebruik van dierlijke mest. Daarbij speelt dat de inzet van biologische mest in de biologische landbouw in de komende jaren verder verhoogd zal worden wat uiteindelijk zal betekenen dat de akkerbouwer/tuinbouwer betaalt voor de mest.

*1. Economische allocatie*

Wanneer biologische mest een positieve waarde krijgt, kan door middel van economische allocatie worden berekend welk deel van de dierlijke biologische productie toegerekend moet worden aan de tuin- of akkerbouw. Uit verkenningen van het Louis Bolk Instituut ligt een opbrengst op termijn van vijf euro per ton voor runddrijfmest in de range van mogelijke uitkomsten. Op basis van dit gegeven en een saldoberekening voor de gemiddelde biologische veehouderij (Prins 2005; KWIN 2007; Blonk 2007) kan berekend worden dat per ton mest ongeveer 20 kg $CO_2$eq moet worden toegerekend aan de tuinbouwer. Bij een typisch gebruik van 30 ton per hectare voor veel gewassen is dat een hoeveelheid van ongeveer 1800 kg $CO_2$/ha. De broeikasgasemissie per kg stikstof komt daarmee in de range van kunstmest terecht.

*Tabel 5.17 Berekening van broeikasgasemissies door productie van biologische runddrijfmest van een melkveehouderij met een opbrengstprijs voor de biologische mest van €5 per ton.*

| | Opbrengst biologische veehouderij | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | kg/ha | kg drogestof/ha | kg N/ha | GJ/ha | €/ha |
| Mest | 3217 | 353 | 15,1 | 5,3 | 16 |
| Dierlijke productie af boerderij | 8101 | 859 | 48,8 | 64,8 | 2835 |
| Totaal (ex voer) | 11319 | 1212 | 63,9 | 70,1 | 2852 |

| Broeikasgasemissie | |
|---|---|
| kg $CO_2$/ha | 11340 |
| kg $CO_2$/kg mest/ha | 64,0 |
| kg $CO_2$/ton mest | 19,9 |
| kg $CO_2$/ton N | 3616 |

### 5.6.3 Aanbevelingen voor protocol en rekentool

De splitsing tussen het dierlijk en plantaardige productiesysteem in relatie tot de toepassing van dierlijke mest is een issue in de reguliere landbouw vanwege de lagere doelmatigheid van aanwending van mineralen die ontstaat vanuit de mestoverschotsituatie. Bij een allocatiemethode die gericht is op het in beeld brengen van het effect van veranderingen op systeemniveau zou de afvalverwerkingfunctie van de akkerbouw of tuinbouw verdisconteerd moeten worden. Voor het protocol en de rekentool is het belangrijk om onderscheid te maken in de situatie dat de mest wel of geen waarde heeft.

Daarnaast is het gebruik van dierlijke mest issue vanwege de noodzakelijk verwevenheid van de plantaardige en dierlijke systemen. Dit speelt veel sterker bij Biologische landbouw vanwege de grotere afhankelijkheid van dierlijke mest. Hier zou economische allocatie een methode kunnen zijn om een deel van de dierlijke mestproductie toe te rekenen aan de plantaardige productie. Dit werkt alleen wanneer de Biologische mest daadwerkelijk een positieve en relatief constante waarde heeft.

### 5.6.4 Aanbevelingen voor nader onderzoek

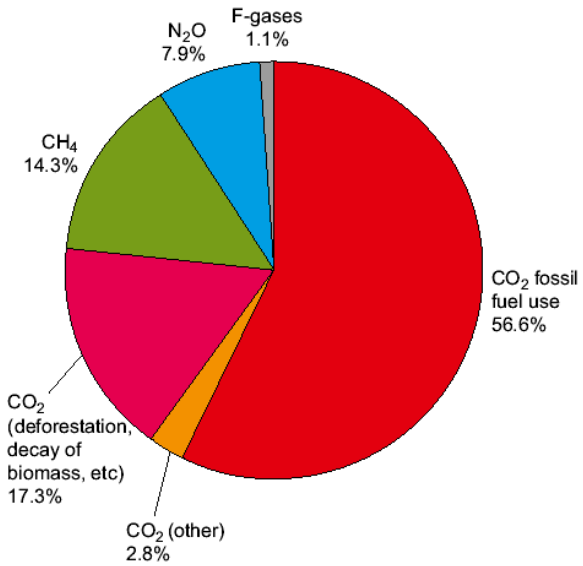
Vervolg onderzoek zou zich toe kunnen spitsen op drie onderwerpen:

- Hoe moet afvalfunctie van verwerking van dierlijke mest van de reguliere akkerbouw en tuinbouw worden ingerekend.
- Hoe moet bij Biologische mest de onderlinge verwevenheid van plantaardige en dierlijke productie worden uitgesplitst in delen van de emissie van broeikasgassen van dierlijke productie die toegerekend worden aan de plantaardige productie en vice versa.
- Hoe moet de tussenopslag van dierlijke mest waarbij emissies van methaan en lachgas plaats vinden worden verdeeld over de dierlijke en plantaardige productie.

# 6. Broeikasgasemissies bodem en bemesting

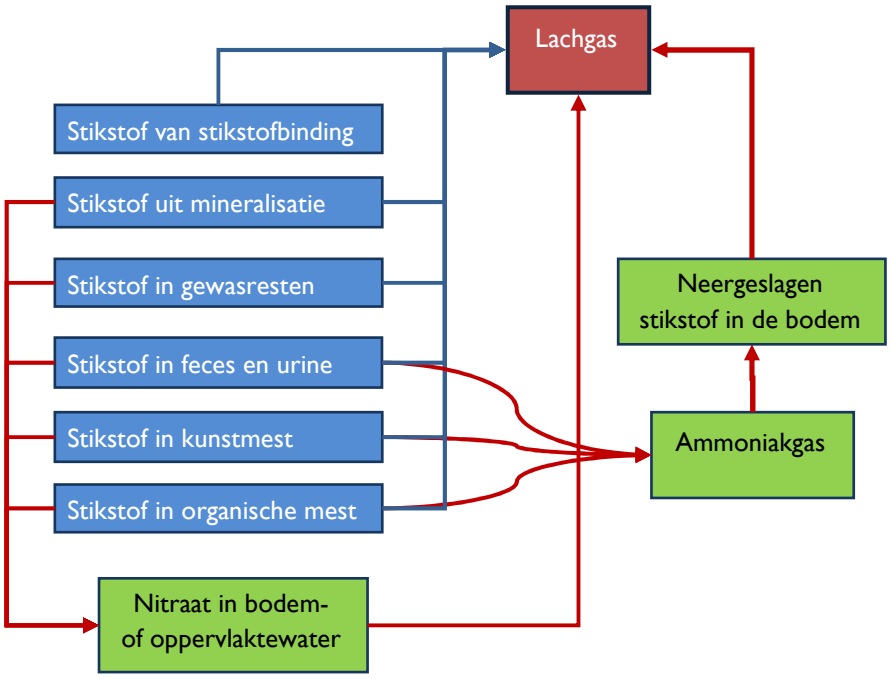
## 6.1 Probleembeschrijving

De totale Nederlandse broeikasgasemissie bedraagt in 2006 circa 207 miljard ($10^9$) kg koolstofdioxide equivalenten (MNC 2008). Hiervan is ongeveer acht procent lachgas ($N_2O$) dat voor circa de helft afkomstig is uit de landbouw door emissies uit de landbouwbodems en door de veehouderij. Ook wereldwijd is de bijdrage van lachgas aan de broeikasgasemissie ongeveer acht procent (Figuur 6.1)




*Figuur 6.1 Het broeikaseffect op wereldschaal (IPCC 2006)*

Lachgas ontstaat in de bodem door een combinatie van microbiële processen (zoals mineralisatie, nitrificatie en denitrificatie) die sterk beïnvloed worden door bemesting (hoeveelheid, type meststof, tijdstip van toediening) en door bodemomstandigheden. De lachgasemissie die ontstaan door bemesting en van gewasresten kan worden verdeeld in directe en indirecte emissies (Figuur 6.2). Bij aanwending van meststoffen emitteert een gedeelte van de stikstof van de meststoffen direct als lachgas (directe emissie). Daarnaast emitteert een deel van de aangewende stikstof als ammoniak en een deel spoelt naar grond- of oppervlaktewater uit als nitraat. De stikstof die via nitraatuitspoeling in het water terecht komt wordt gedeeltelijk omgezet in lachgas. Ook slaat een deel van de ammoniak en NOx beer op de bodem en in het water (depositie). Ook van deze stikstoftoevoer wordt weer een fractie omgezet in lachgas. Wanneer er minder efficiënt bemest wordt, zal er meer stikstof van de meststoffen als lachgas de lucht in gaan en zal de indirecte emissie toenemen.




*Figuur 6.2 Schematisch overzicht van directe (blauwe pijlen) en indirecte (rode pijlen) stikstofstromen die leiden tot lachgasemissie in teeltsystemen*

Veruit de belangrijkste bron van lachgasemissies uit de landbouw zijn directe emissies (ongeveer 60%). Op de tweede plaats staan de indirecte emissies (ongeveer 35%). Lachgasemissies uit de veehouderij vormen slechts een klein aandeel (ongeveer 7%) en ontstaan tijdens mestopslag en -verwerking (Brandes 2006). Vooral bij vollegrondse tuinbouwproducten is de lachgasemissie vanuit de bodem een dominante factor.

Naast de lachgasemissies die in de bodem ontstaan vanwege bemesting kunnen er ook lachgasemissies ontstaan vanwege bodemprocessen onafhankelijk van bemesting. In veengronden die in gebruik zijn voor landbouw worden ontwaterd waardoor oxidatie plaatsvindt van organisch materiaal. Deze oxidatie resulteert in de koolstofdioxide- en lachgasemissie en een daling van het maaiveld met 2 tot 25 mm per jaar. Het areaal veengrond in Nederland bedraagt zo'n 210.000 ha (Alterra 2009). De geschatte broeikasgasemissie vanwege oxidatie van veengronden in Nederland bedraagt circa 4,6 miljoen ton $CO_2$eq per jaar.

Voor de berekening van de directe en indirecte broeikasgasemissies uit bodems zijn richtlijnen van het IPCC (2006) beschikbaar. Deze richtlijnen vormen de basis voor de jaarlijkse emissieregistratie die landen moeten uitvoeren in het kader van het Kyoto-protocol (National Inventory Reports of NIR's). De IPCC richtlijnen van 1996 (IPCC 1996) vormt in principe de leidraad voor de NIR's die tot en met 2012 in het kader van het Kyoto-protocol worden gedaan. Vanaf 1996 zijn er echter nieuwe wetenschappelijke inzichten over het berekenen van lachgasemissie gepubliceerd, onder andere door IPCC zelf, maar ook door andere wetenschappers en technici. Ook geven de IPCC richtlijnen de mogelijkheid voor een nationale berekening binnen bepaalde kaders, de zogenaamde Tier 2 en Tier 3 aanpak. Daardoor kan potentieel de berekening van lachgas per land verschillen. Een nadere specificatie van lachgasemissie-berekening is vooral te verwachten in landen waar lachgas vanuit de bodem een zichtbare bijdrage heeft en waar gericht onderzoek wordt gedaan op dit onderwerp en waar er een verplichting is voor monitoren in het kader van het Kyoto-protocol. Voor de teelt van gewassen in tropische landen zullen vaak geen

nadere specificaties beschikbaar zijn terwijl het de verwachting is dat daar wel een verschil kan optreden ten opzichte van teelt in meer gematigde gebieden.

De PAS2050 geeft geen nadere specificatie van hoe de lachgasemissies moeten worden berekend. Wel wordt aangegeven dat de IPCC methode en meer specifiek de meest recente IPCC richtlijnen moet worden gevolgd en dan bij voorkeur de hoogst mogelijke Tier methode. Voor de ontwikkeling van het reken*protocol* voor de tuinbouw staan de volgende vragen centraal:

- Wat is voor Nederland de meest accurate methode van berekening van lachgas?
- Is er een verschil te verwachten in lachgasemissies bij gelijke bemesting in gematigde en tropische regio's
- Moet er per land gebruik gemaakt worden van dezelfde lachgasemissie-modellering.

## 6.2 Verkenning van oplossingen

*Nederlandse methodiek*

Binnen de methodiek van IPCC hebben landen de mogelijkheid om te werken met standaard modellering en emissiefactoren (Tier 1), maar ook een meer specifieke benadering (Tier 2) is toegestaan. Dat laatste is alleen mogelijk indien die specifieke benadering voldoende is onderbouwd met wetenschappelijke data. In de Nederlandse emissieregistratie wordt gewerkt volgens een gedeeltelijke specifieke (Tier 2) en gedeeltelijke standaard benadering (Tier 1). Deze werkwijze wordt beschreven in protocollen die beschikbaar zijn via de website www.broeikasgasemissies.nl. In het kader van het Kyoto-protocol is afgesproken dat de landelijke registraties van de jaren die vallen binnen de afspraken van het Kyoto-protocol (1990 – 2012) worden uitgevoerd conform de IPCC richtlijnen van 1996. Daar tegenover staat dat gedurende die tijd er voorschrijdend inzicht omtrent broeikasgasemissies beschikbaar komt. Zo heeft de IPCC in 2006 nieuwe richtlijnen uitgegeven en zijn in 2007 de GWP (Global Warming Potential) factoren van methaan en lachgas herzien (IPCC 2007). Die nieuwe ontwikkelingen zouden in principe wel meegenomen moeten worden in de lopende registraties. Echter onduidelijk is nog welke wijzigingen daadwerkelijk meegenomen kunnen en gaan worden. Op deze manier ontstaat de keuze tussen enerzijds de methodiek opstellen analoog aan de jaarlijkse emissieregistratie voor het Kyoto-protocol die gebaseerd is op deels verouderde kennis en methodiek en anderzijds de methodiek opstellen conform de recentste inzichten (zoals onder andere beschreven in de IPCC richtlijnen van 2006), maar die (nog) niet conform de Nederlandse emissieregistratie is. De PAS2050 kiest in principe voor de eerste optie: conform de NIR's dus conform de IPCC richtlijnen van 1996. Overigens is de PAS2050 niet geheel consistent omdat ze ook refereren naar "de meest recente IPCC richtlijnen".

*Tropische klimaten*

Bodemprocessen verlopen in warme klimaten sneller dan in gematigde klimaten. Daarom is er onderzocht of het mogelijk was om meer specifieke lachgasemissie-factoren te gebruiken voor verschillende klimaten. Een nadere analyse van het onderzoek onderliggend aan de IPCC richtlijnen laat zien dat de lachgasemissies onafhankelijk van het klimaat sterk kunnen verschillen. Zo lijkt het erop dat het aandeel stikstof van meststoffen dat vervluchtigd groter wordt naarmate er meer stikstof toegediend wordt en dat bodems met een hogere koolstof- en stokstofgehalte een hogere directe lachgasemissie laten zien (IFA-FAO 2001). Lokale bodemomstandigheden, zoals de bodemvochtigheid, heeft ook een sterke invloed op de lachgasemissies (Mosier 1997; Crill 2000; Weitz 2001). Bodems in warme klimaten lijken hogere lachgasemissies door bemesting te hebben dan bodems in gematigde klimaten, maar er is nog onvoldoende kennis om deze emissies te specificeren voor verschillende klimaten (IFA-FAO 2001). IPPC heeft deze inzichten niet verwerkt in specifieke richtlijnen per klimaatzone of bodemtype. Alleen

voor het landbouwgebruik van veengronden (Histosolen) heeft de IPCC afwijkende emissiefactoren gedefinieerd in hun richtlijnen.

## 6.3 Aanbevelingen voor protocol

De PAS2050 schrijft voor om de lachgasemissies te berekenen volgens de meest specifieke (hoogste Tier methode) berekening die in het land van productie wordt gehanteerd. Dit betekent dat in de PAS2050 in wezen de IPCC richtlijnen van 1996, met eventuele specificaties per land opgenomen in de National Inventory Reports (NIR), leidend zijn. Een nadeel van deze aanpak is dat geen gebruik kan worden gemaakt van de meest recente inzichten. Zo is de emissiefactor voor indirecte lachgasemissie uit nitraatuitspoeling in de IPCC richtlijnen van 2006 (IPCC 2006) bijgesteld naar 0,75%, terwijl in 1996 een emissiefactor van 2,5% gehanteerd werd. Verder wordt in de richtlijnen van 2006 de stikstoffixatie niet meer opgenomen als bron voor lachgasemissies.

In de aanpak '*Best Practice'* kiezen we daarentegen wel voor om gebruik te maken van de meest recente inzichten. Dit betekent dat wel de nationale methodiek van emissieregistratie wordt gevolgd maar aangepast op die onderdelen waar de IPCC richtlijnen van 2006 zijn gewijzigd ten opzichte van die van 1996.

Indien niet bekend is hoe het land van productie de emissieregistratie uitvoert of überhaupt de emissies niet registreert kan conform de PAS2050 worden teruggevallen op de algemene methodiek (Tier 1) van de IPCC richtlijnen van 1996 en conform de *Best Practice* op de algemene methodiek van de IPCC richtlijnen van 2006.

*Algemene methodiek IPCC richtlijnen*
De algemene methodiek van de IPCC voor berekening van broeikasgasemissie uit de landbouw is beschreven in de richtlijnen van 1996 en 2006 (IPCC 1996 en 2006). De directe lachgasemissies worden bepaald door de input van stikstof via kunstmest, organische mest, urine en uitwerpselen, gewasresten, stikstofmineralisatie en biologische stikstofbinding. Volgens de IPCC richtlijnen van 1996 en 2006 is de lachgas emissiefractie van deze stikstofbronnen als in Tabel 6.1 aangegeven. Tabel 6.2 geeft de factoren voor indirecte lachgasemissie. De meest opvallen veranderingen zijn: 1) directe lachgasemissie door biologische stikstofbinding wordt niet meer meegerekend; 2) directe lachgasemissie door urine en uitwerpselen werd in 1996 niet en in 2006 met een twee keer zo hoge factor dan organische mest meegenomen; 3) vervluchtiging uit organische mest werd in 1996 niet meegenomen; en 4) de lachgas emissiefactor voor uitgespoelde stikstof werd gereduceerd van 0,0250 kg/kg in 1996 tot 0,0075 kg/kg in 2006.

*Tabel 6.1 Directe emissies volgens de IPCC richtlijnen*

| Emissiefactor | | IPCC 1996 | IPCC 2006 |
|---|---|---|---|
| Kunstmest, organische mest en gewasresten | kg/kg | 0,0125 | 0,0100 |
| Biologische stikstofbinding | kg/kg | 0,0125 | - |
| Urine en uitwerpselen | kg/kg | - | 0,0200 |
| Gebruik van veengrond (gematigd klimaat) | kg $N_2O$-N/ha | 5 | 8 |
| Gebruik van veengrond (tropisch klimaat) | kg $N_2O$-N/ha | 10 | 16 |

*Tabel 6.2 De emissie van ammoniak en $NO_x$ en de nitraatuitspoeling bij aanwending van kunstmest en organische mest en het deel wat daarvan emitteert als lachgas (IPCC 2006).*

| | IPCC 1996 kg/kg | IPCC 2006 kg/kg |
|---|---|---|
| Vervluchtiging kunstmest | 0,10 | 0,10 |
| Vervluchtiging organische mest | - | 0,20 |
| Vervluchtiging feces en urine | 0,20 | 0,20 |
| Uitspoeling nitraat | 0,30 | 0,30 |
| Emissiefactor vervluchtiging | 0,0100 | 0,0100 |
| Emissiefactor uitspoeling | 0,0250 | 0,0075 |

*Nederlandse emissieregistratie*

De Nederlandse methodiek wordt beschreven in de National Inventory Report (NIR) (VROM 2008) en maakt gebruik van een combinatie van standaard waarden (Tier 1) en landspecifieke emissiefactoren (Tier 2) (Tabel 6.3 en 6.4). De specificatie van de Nederlandse methode betreft een onderscheid in aanwendingsmethodiek van de dierlijke mest, kunstmestsoorten, en type bodem (mineraal: zand en klei en organisch is veen). Bij de berekening van de directe lachgasemissie dient volgens de NIR bij aanvoer van stikstof via organische en kunstmest eerst de ammoniakvervluchtiging te worden afgetrokken. Van de resterende aangevoerde stikstof wordt lachgasemissie bepaalt met de emissiefactoren uit Tabel 6.3.

*Tabel 6.3 Emissiefactoren voor directe lachgasemissie uit landbouwgrond volgens de Nationale emissieregistratie van Nederland (NIR) (bron: VROM 2008)*

| Toevoerbron | EF (kg N2O–N per kg N toevoer) | |
|---|---|---|
| | Minerale bodem | Organische bodem |
| Aanwending kunstmest | | |
| - ammoniumhoudend (geen nitraat) | 0.005 | 0.01 |
| - overige kunstmestsoorten | 0.01 | 0.02 |
| Aanwending dierlijke mest | | |
| - bovengrondse aanwending | 0.01 | 0.02 |
| - emissie arme aanwending | 0.02 | 0.02 |
| Beweiding landbouwhuisdieren | | |
| - faeces | 0.01 | 0.01 |
| - urine | 0.02 | 0.02 |
| Stikstofbinding | 0.01 | |
| Achterblijvende gewasresten | 0.01 | |
| Landbouwkundig gebruik histosolen | 0.02 | |

*Tabel 6.4 De fractie van de (bruto) aangevoerde N in organische en kunstmest die emitteert als ammoniak.*

| | Fractie ammoniakvervluchtiging |
|---|---|
| | kg/kg |
| Dierlijke mest bovengrondse aanwending | 0,1035 |
| Dierlijke mest emissiearme aanwending | 0,1035 |
| Ammuniumsulfaat | 0,08 |
| KAS | 0,02 |
| Urea | 0,15 |
| Andere mestsoorten | 0,034 |

De indirecte lachgasemissie wordt afgeleid uit de hoeveelheid ammoniakemissie en nitraatuitspoeling die ontstaat uit toevoer van stikstof aan de bodem. Voor de nitraatuitspoeling wordt in de NIR een standaard waarde gehanteerd van 0,30 kg/kg van de bruto (dus zonder aftrek van ammoniakemissie) aangevoerde stikstof. Deze uitspoelingfractie heeft betrekking op alle posten van stikstofaanvoer. Voor de lachgasemissie factor uit depositie van ammoniakemissie hanteert de NIR 0,010 kg/kg en uit nitraatuitspoeling 0,025 (conform IPCC 1996; nota bene niet conform 2006, Tabel 6.2). Verder wordt uit de ammoniakemissie ook de NOx-vervluchtiging bepaald (15% van de ammoniakemissie). Die emissie heeft dezelfde lachgasemissie factor als ammoniak (0,010 kg/kg). Voor de stikstoftoevoer via gewasresten en stikstofbinding worden in de NIR standaardwaarden gegeven (Bijlage 1 in VROM 2008[2])

## 6.4 Aanbevelingen voor de rekentool

Voor de demotool simplificeren we de berekeningen door te veronderstellen dat alle teelt plaats vindt in Nederland en dus de Nederlandse methodiek van toepassing is. De Nederlandse methodiek wordt beschreven in de National Inventory Report (NIR) en maakt gebruik van een combinatie van deze standaardwaarden (Tier 1) en landspecifieke emissiefactoren (Tier 2). De stikstoffracties voor vervluchtiging bij het toedienen van verschillende meststoffen zijn hierbij gespecificeerd (Tabel 6.3 en 6.4). In Nederland is een nog meer specifieke berekeningsmethode beschikbaar waarbij een belangrijk element de grondwaterstand is die de uitspoeling van nitraat beïnvloed. Vooralsnog laten we deze methodiek buiten beschouwing omdat het niet is verwerkt in de NIR.

## 6.5 Aanbevelingen voor nader onderzoek

De methodiek voor de berekening van lachgasemissies wordt continue verbetert, o.a. in IPCC en in NIR verband. Het verdient aanbeveling dit nauwgezet te volgen en te beoordelen dat het protocol voor tuinbouwproducten hierop moet worden aangepast.

# 7. Landgebruik en landconversie

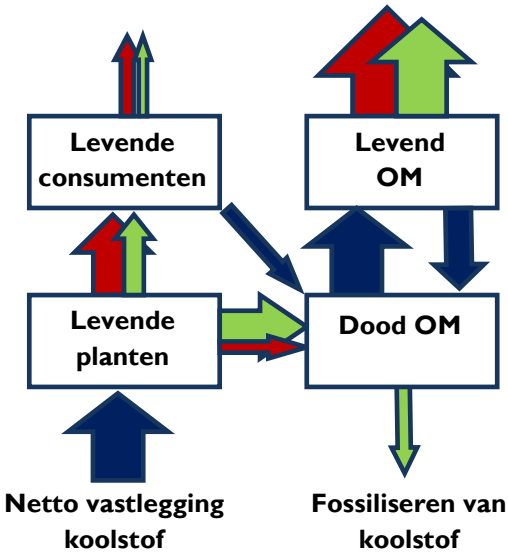
## 7.1 Probleembeschrijving

Landgebruik en landconversie hebben op verschillende manieren invloed op broeikasgasemissies:

1. Bij landontginning voor landbouw wordt de koolstof in de bovengrondse biomassa verwijderd en/of verbrand. Dit zorgt voor een eenmalige broeikasgasemissies.

2. Doordat er vaak veel minder koolstof wordt vastgelegd in het landbouwsysteem dat het natuurlijke systeem vervangt, wordt ook een potentiële hoeveelheid opslag voor koolstof uitgeschakeld. Ook de ondergrondse koolstofvoorraad (dood organisch materiaal, DOM) wordt na landconversie niet verder aangevuld, terwijl decompositie wel doorgaat (Figuur 7.1). In natuurlijke ecosystemen kan, afhankelijk van de lokale omstandigheden in de bodem, een gedeelte van het DOM in de bodem fossiliseren. Veengronden bijvoorbeeld leggen koolstof langzaam vast in organisch materiaal, de zuurstofloze omstandigheden in de veenbodem zorgen ervoor dat bacteriën voor decompositie niet overleven en het DOM accumuleert. Het in gebruik nemen van natuurlijke arealen voor de landbouw zorgt ervoor dat de aanvoer van vastgelegde koolstof aan de voorraad DOM sterk wordt verminderd (slechts een klein gedeelte blijft achter als gewasresten). Natuurlijke ecosystemen verliezen daarmee hun opslag of *sink* functie (Schlesinger 1990). Landgebruik zorgt er daarmee dus voor dat er een potentiële vastlegging van koolstof in de bodem wordt vermeden.

3. Naast het stopzetten van de fossilisatie wordt de voorraad DOM in de bodem na ontginning afgebroken. Door ontwatering, ploegen en bemesting neemt de decompositiesnelheid van de bodem toe, waardoor de ondergrondse koolstofvoorraad verder afneemt. De snelheid hiervan hangt af van het management, de gewassen en de inputs die gebruikt worden. Gewassen die bijvoorbeeld in zijn geheel geoogst worden en waarbij geen gewasresten achterblijven op het land hebben een snellere afname van de ondergrondse koolstofvoorraad dan gewassen waarbij dit niet gebeurt (Lasco *et al.* 2006). Uiteindelijk zal de afname stoppen stabiliseren tot een nieuw evenwicht van organisch koolstof in de bodem, die passend is bij de dan heersende biotische en abiotische factoren.




*Figuur 7.1. Koolstof kringloop binnen een natuurlijk ecosysteem (blauwe en groene pijlen) waarin er sprake is van fossilisatie en binnen een landbouw situatie (blauwe en rode pijlen) waar geen fossilisatie plaats vindt.*

Zoals Figuur 6.1 in Hoofdstuk 6 liet zien, heeft landgebruik en landconversie een bijdrage van meer dan 17% op het totaal wereldbroeikaseffect. Wanneer we inzoomen op landbouwproducten dan is deze bijdrage veel hoger omdat de landbouw slechts verantwoordelijk is voor een beperkt deel van de wereld broeikasgasemissie en landconversie bijna geheel op het conto van productie en consumptie van landbouwproducten kan worden geschreven. Een goede kwantificering van de broeikasgasemissies die zijn gerelateerd aan landgebruik en landconversie is daarom belangrijk.

De PAS2050 geeft alleen een richtlijn voor het kwantificeren van de broeikasgasemissies door landconversie. Deze richtlijn is afgestemd op het Engelse *biofuel protocol* en roept een aantal vragen op die hier worden besproken. Voor het uitrekenen van de broeikasgasemissie door de blokkade van de *sink* functie doet PAS2050 geen voorstel. Wel geeft ze aan dat op termijn een nadere specificatie van organische stof verschillen in de bodem wenselijk is, vooral in relatie tot het verschil van management in de landbouw. Ten aanzien van broeikasgasemissies door veenoxidatie kunnen de IPCC richtlijnen worden gevolgd voor landgebruik en landconversie.

In het geval van landconversie schrijft de PAS2050 voor dat het verlies aan koolstof door omzetting van een natuurlijke vegetatie naar een landbouwgebied de eenmalige emissie door het vrijmaken van koolstof over 20 jaar moet worden afgeschreven en dat 5% van de broeikasgasemissies per teeltjaar moet worden meegerekend tot dat deze periode is verstreken. Bijvoorbeeld in het geval van sojateelt op landbouwgrond in Brazilië dat zes jaar terug is ontstaan door kap van natuurlijk regenwoud moet voor veertien jaar aan landconversie worden meegerekend, wat neerkomt op nog veertien jaar een emissie van 37 $CO_2$ equivalenten per hectare meerekenen. Dat is een factor vijftien hoger dan alle broeikasgasemissies die plaats vinden op een hectare sojateelt. De keuze voor deze tijdsperiode wordt in de PAS2050 overigens niet nader toegelicht. Voor veel andere tijdsgebonden broeikasgasemissies wordt een periode van honderd jaar gehanteerd. Nog los van de min of meer arbitraire periode waarover afgeschreven moet worden en de lineaire vermindering van de afschrijving, is er een aantal bezwaren aan te voeren voor deze methodiek:

1. Allereerst is er een theoretisch bezwaar. De methodiek richt zich uitsluitend op die situaties waarbij er voor de teelt van dat gewas op het areaal een *directe* omzetting heeft plaatsgevonden van natuurgebied naar landbouwgebied waar dat gewas wordt geteeld. Wanneer er in de tussentijd een ander gewas werd geteeld of veeteelt heeft plaats gevonden dan is volgens de meest strikte interpretatie de directe relatie tussen teelt en landconversie verbroken. Juist bij soja is er vaak sprake van een situatie waarbij de teelt wordt geïntroduceerd nadat de ontginning eerst heeft plaatsgevonden ten behoeve van veeteelt (Bindraban en Grecco, 2008). Moet er dan geen conversie naar soja worden toegerekend? Een andere vraag is hoe omgegaan moet worden met een rotatieschema. Stel dat er eerst een jaar graan wordt verbouwd dan weer twee jaar soja en dan weer graan. Moet alles toegerekend worden naar het graan en daarna niet meer? Ook kan er sprake zijn van braak in de rotatie of na de periode van ontginning en voor de eigenlijke teelt. Het lijkt in ieder geval logisch om te veronderstellen dat de conversie verdeeld moet worden over de gewassen in de rotatie.

   De volgende stap in de redenering is dat het logisch is om de conversies te verdelen over de (vaak vaste volgorde) van landbouwvormen na de conversie. De motivatie van landconversie is vaak complex, omdat economische, politieke en agrarische factoren meespelen. Overigens kan er ook nog sprake zijn van benutting van organische producten bij ontginning, bijvoorbeeld het hout dat wordt gekapt en gebruikt wordt als brandstof of materiaal. In een hypothetische periode van 20 jaar vanaf de start van de ontginning worden er diverse producten geproduceerd, zoals hout, vlees, gewassen. Al deze producten hebben een zekere relatie met de ontginning. De meest simpele eerste orde benadering zou zijn om de conversie te verdelen over alle outputs in een periode van 20 jaar op basis van het geleverde nut. Hiervoor kan de economische

allocatiemethode worden gehanteerd. Nadat deze allocatie is toegepast kan dan het broeikaseffect van de landconversie worden afgeschreven over 20 jaar.

2. Wanneer het begrip "directe omzetting" op een bepaald areaal ruimer geïnterpreteerd zou worden zoals in punt 1 is betoogd, dan wordt het onderscheid tussen *directe* en *indirecte* conversie minder stringent. Indirecte conversie betreft conversie die elders geïnitieerd wordt door een verandering in de vraag naar het totaal en/of het soort gewassen. Bijvoorbeeld de groei van koolzaadteelt in de EU ten behoeve van biofuels ging ten koste van andere akkerbouwgewassen die elders geteeld moeten worden. Bovendien heeft de groei van de koolzaad biodieselmarkt ook een aanzuigende werking op biodiesel van andere oliezaden waardoor ook palmolie en sojaolie specifiek voor dit doeleinde wordt geteeld wat leidt tot ene groeiende vraag naar land voor deze gewassen. Als we het onderscheid tussen direct en indirecte conversie loslaten dan ontstaat er een ander vertrekpunt. Er is sprake van landconversie in de wereld en wat zijn de belangrijkste drijvende krachten voor die conversie en hoe kan de conversie op een specifieke locatie verdeeld worden over de vraag naar de diverse gewassen. Hiervoor was totnogtoe geen methodiek beschikbaar. In deze studie doen we daarvoor een eerste aanzet (zie 7.2).

3. Een ander theoretisch bezwaar is dat met het gebruik van de afschrijvingsmethode voor berekening van het broeikaseffect van landconversie de resultaten uit de pas kunnen gaan lopen met het totaal van alle gewassen in de wereld. Wanneer er geen landconversie meer op zou treden op wereldschaal, dan wordt volgens de PAS2050 methode er nog 20 jaar landconversie meegerekend.

4. Een praktisch bezwaar ligt hier in de controle van de door de producent verzamelde data. PAS2050 stelt voor om uit te gaan van een aantoonplicht bij de producent die de hoogste broeikaseffectscore voor landconversie krijgt toegerekend, mits hij aantoont dat in zijn situatie geen of beperkte landconversie heeft plaats gevonden. Deze score krijgt hij toebedeeld wanneer hij niets kan aantonen over de herkomst van geteelde grondstoffen en de landconversie die in relatie tot die grondstoffen heeft plaats gevonden. Weet hij alleen het land van herkomst, dan krijgt hij de hoogst mogelijke score van dat land. Wat deze benadering oproept, is een praktisch interpretatie- en controleprobleem van de analyse van landconversie, vooral wanneer er veel tussenschakels zijn (bijvoorbeeld in de sojateelt) en het begrip van directe landconversie oprekbaar is.

Gezien bovenstaande bezwaren die in ieder geval vragen om een verdere uitwerking van de systematiek binnen PAS2050, stellen wij voor om dit vraagstuk anders te benaderen. Er is jaarlijks wereldwijd sprake van een zekere hoeveelheid landconversie en hoe verdelen we dat over de groeiende arealen van landbouwgewassen.

Met betrekking tot de verdere ontwikkeling van ons protocol stellen we de volgende vragen:

1. In hoeverre is het mogelijk om een alternatieve methodiek te definiëren voor landconversie die uitgaat van een verdeling van alle conversie van natuur naar landbouw in de wereld op basis van een statistische analyse.

2. Is het mogelijk om een methodiek te definiëren voor het verlies aan *sink* functie door het beslag op de ruimte.

3. Is het mogelijk om een methodiek te definiëren voor de verandering in organische stof vanwege agrarisch grondgebruik.

## 7.2 Verkenning van oplossingen (Nadere analyse)

### 7.2.1 Landconversie

De basisgedachte achter het toerekenen van landconversie naar gewassen is dat voor de totale groeiende vraag naar landbouwproducten in de wereld extra land nodig is die verdeeld kan worden over het totale productievolume van landbouwproducten. Steinfeld *et al.* (2006) geven een uitwerking van deze gedachte in hun rapportage "World' s livestock long shadow", waarbij ze vaststellen welk deel van het broeikaseffect van landconversie en landdegradatie moet worden toegerekend aan de veehouderij. De uitgangspunten en kwantificering zijn op sommige fronten discutabel, maar de basisgedachte biedt uitgangspunten voor een toerekening van landgebruik via afgeleide landconversie naar afgeleide broeikasgasemissie. In deze studie is dit idee op hoofdlijnen uitgewerkt voor een aantal continenten en gewascategorieën. De methodiek bestaat uit de volgende stappen:

1. Allereerst brengen we de jaarlijkse verandering van het landbouwareaal per gewas en per land in kaart door een trendanalyse op basis van FAO statistieken (zie Tabel 7.1).
2. Voor landen waar toename in totaal landbouwareaal plaatsvindt nemen we aan dat een vaste fractie van de toename in areaal van de gewassen die toenemen in areaal afkomstig is van landconversie en de rest van afnemend gewasareaal (de fractie is gelijk aan 1 – [som areaal van gewassen die afnemen in areaal]/[som areaal van gewassen die toenemen in areaal]).
3. De jaarlijkse veranderingen in gewasareaal in een land afkomstig van landconversie combineren we met een geschatte hoeveelheid bovengrondse biomassa per hectare (gewogen gemiddelde van arealen per soort bos van FAO gegevens en bovengrondse biomassa per soort bos van IPCC gegevens) van geconverteerd land en een vaste hoeveelheid broeikasgasemissie per bovengrondse biomassa (1,4 ton $CO_2$eq/ton; schatting aan de hand van berekeningen met IPCC gegevens) (zie Tabel 7.2).

*Tabel 7.1 Trends van relatieve veranderingen in areaal van verschillende gewassen gebaseerd op gegevens van FAOSTAT tussen 1982 en 2007 en op basis van het areaal in 2007*

| Crop | Africa | North America | South America | Eastern Asia | Southern Asia | Southeast Asia | West Asia | Oceania | Europe Central Asia | Rest of the world | World | Brazil | Argentina | U.S.A. |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Soybeans | 2,1% | 1,2% | 2,7% | 0,8% | 3,8% | -2,0% | -20,0% | -11,8% | -1,2% | -27,7% | 1,9% | 2,4% | 3,2% | 1,1% |
| Wheat | 0,7% | -1,8% | -0,1% | -1,6% | 0,6% | -1,6% | 0,8% | 1,2% | -0,5% | -4,8% | -0,3% | 11% | 8,8% | -0,5% |
| Apples | 3,6% | 0,0% | 1,1% | 2,5% | 1,6% | 0,0% | 2,1% | 1,2% | 0,0% | 0,0% | 0,6% | 1,8% | 0,0% | 0% |
| Bananas | 1,2% | 2,0% | 1,4% | 3,3% | 1,4% | 1,6% | 2,4% | 1,9% | 0,0% | 0,0% | 1,4% | 0,8% | 0% | 2,0% |
| Beans, green | 3,1% | 0,9% | 0,0% | 4,1% | 0,6% | 4,9% | 1,3% | 0,4% | 0,0% | 0,0% | 2,3% | 0,0% | 1% | 0,6% |
| Grapes | 0,0% | 1,1% | 0,0% | 2,9% | 1,8% | 2,8% | 0,0% | 3,0% | 0,0% | 0,0% | -0,9% | 0,7% | 0,0% | 1,2% |
| Oranges | 1,5% | 1,8% | 0,9% | 1,7% | 2,4% | 1,7% | 1,2% | 0,0% | 0,1% | 0,0% | 1,6% | 0,9% | 0,4% | 1,8% |
| Pineapples | 1,5% | 0,0% | 2,8% | 3,5% | 1,9% | 0,3% | 3,6% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 1,4% | 2,2% | 0% | 0,0% |
| Potatoes | 2,4% | 0,3% | 0,0% | 2,6% | 1,9% | 2,2% | 2,8% | 0,4% | 0,0% | 0,0% | 0,4% | 0,0% | 0,0% | 0,0% |
| Tomatoes | 2,4% | 0,0% | 0,2% | 3,3% | 2,9% | 0,1% | 2,3% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% |
| Totaal | 0,3% | -0,2% | 0,4% | 0,4% | 0,0% | 0,6% | 1,9% | -0,3% | -0,1% | 0,4% | 0,2% | 0,7% | 0,1% | -0,2% |

*Tabel 7.2 Resultaten van berekeningen voor broeikasgasemissie door landconversie naar verschillende gewassen in kg $CO_2$eq/ha*

| Crop | Africa | North America | South America | Eastern Asia | Southern Asia | Southeast Asia | West Asia | Oceania | Europe Central Asia | Rest of the world | World | Brazil | Argentina | U.S.A. |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Soybeans | 3427 | 0 | 6915 | 1223 | 194 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2830 | 6731 | 832 | 0 |
| Wheat | 1165 | 0 | 0 | 0 | 29 | 0 | 1639 | 0 | 0 | 0 | 0 | 29888 | 2311 | 0 |
| Apples | 5804 | 0 | 2757 | 3761 | 80 | 0 | 4445 | 0 | 0 | 0 | 861 | 5113 | 0 | 0 |
| Bananas | 1910 | 0 | 3427 | 5016 | 70 | 2254 | 4923 | 0 | 0 | 0 | 2109 | 2208 | 0 | 0 |
| Beans, green | 4919 | 0 | 0 | 6104 | 33 | 6746 | 2760 | 0 | 0 | 0 | 3424 | 0 | 257 | 0 |
| Grapes | 0 | 0 | 0 | 4392 | 90 | 3806 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2089 | 0 | 0 |
| Oranges | 2390 | 0 | 2308 | 2611 | 121 | 2361 | 2445 | 0 | 0 | 0 | 2355 | 2442 | 97 | 0 |
| Pineapples | 2386 | 0 | 7112 | 5239 | 96 | 428 | 7596 | 0 | 0 | 0 | 2053 | 6257 | 0 | 0 |
| Potatoes | 3902 | 0 | 66 | 3886 | 98 | 2989 | 5923 | 0 | 0 | 0 | 511 | 0 | 0 | 0 |
| Tomatoes | 3851 | 0 | 531 | 5027 | 146 | 138 | 4754 | 0 | 0 | 0 | 861 | 0 | 0 | 0 |
| Totaal | 402 | 0 | 907 | 657 | 1 | 841 | 4013 | 0 | 0 | 0 | 325 | 1883 | 14 | 0 |

Met de getalswaarden uit de tabellen is de methodiek praktisch uitvoerbaar. De resultaten zoals gepresenteerd in Tabel 7.2 zijn echter tentatieve berekeningen. De waarden in de tabel betreffen broeikasgasemissie door landconversie gekoppeld aan de teelt van gewassen in een aantal wereldregio's. We stellen voor om deze cijfers te gebruiken wanneer een producent geen gedetailleerdere gegevens beschikbaar heeft. Een hoger detailniveau is dan bijvoorbeeld het land waar het gewas wordt geteeld en de specifieke eisen die aan de teelt en conversie in het gewas worden gesteld. Een meer specifieke landenbenadering kan een groot effect op de resultaten hebben (Tabel 7.2, kolommen van Brazilië, Argentinië en Zuid-Amerika).

Een nadere uitwerking naar meerdere landen is mogelijk, gezien de benodigde gegevens via het internet toegankelijk zijn (faostat.fao.org). Uitzonderingen op deze methode zijn:

- De landconversie maakt onderdeel uit van de broeikasgasemissie analyse, dus als in het jaar voorafgaande of het jaar van teelt de landconversie heeft plaats gevonden, dan moet de gehele conversie worden toegerekend aan de betreffende teelt.
- Er is sprake van een teeltsituatie die een andere relatie heeft met de betreffende conversies in Tabel 7.1 dan gemiddeld. Dat kan het geval zijn bij het gebruik van specifieke teeltcriteria of een sterk afwijkende situatie in een land.

De methode voor het berekenen van broeikasgasemissie door landconversie is consistent en geeft concrete getallen. Echter, in de meeste gevallen krijgen we geen eenduidig antwoord op de vraag of de landconversie of hoeveel van de landconversie toe te rekenen is aan de teelt van één bepaald gewas. De berekening is daarmee vooral een indicatie van het belang van het effect. Vooralsnog stellen we voor om de broeikasgasemissie van landconversie separaat te rapporteren.

### 7.2.2 Verlies aan sink functie

Om het verlies aan *sink* functie vast te stellen definiëren we een referentiesituatie. Een referentiesituatie kan zijn voordat het areaal in gebruik genomen werd door de mens, maar ook de situatie die potentieel ontstaat wanneer het land wordt verlaten (tendeert naar het natuurlijk potentieel). Wij kiezen voor de laatste aanpak. De redenen hiervoor zijn:

- Terugkijken naar het verleden direct voor het definiëren van de referentiesituatie kan voor verwarring zorgen, omdat het onmogelijk is deze te generaliseren. In Nederland is veel grond al decennia lang in gebruik, terwijl in diverse tropische landen de landconversie recentelijk heeft plaatsgevonden. Dit leidt soms tot moeilijk interpreteerbare resultaten. Zo gebruiken Koop *et al.* (2007) verschillende referentiesituaties. Zij nemen aan dat wanneer een stuk land in Europa of in de Verenigde Staten in gebruik wordt genomen, de referentiesituatie een landbouwgebied is dat geen productie heeft van vergelijkbare producten. Voor andere regio´s nemen zij aan dat de referentie situatie een ongecultiveerd areaal is. Bij het toepassen van deze methode worden er dus verschillende referentiesituaties gekozen dat er toe leidt dat landgebruik in Europa of de Verenigde Staten automatisch een lagere broeikasgasemissie heeft dan landgebruik in andere landen of continenten.
- Een referentie situatie in het verleden brengt een allocatie probleem met zich mee, want het kan zijn dat het areaal voor verschillende doeleinden wordt gebruikt en daarmee zouden de emissies ook over deze doeleinden verdeeld moeten worden.
- Het zal niet eenvoudig zijn om data te verzamelen uit het verleden over landgebruik en het effect van een bepaald gewas op de koolstofvoorraad.

Een manier om de onzekerheid over de voorgaande referentiesituatie te omzeilen is om de huidige situatie met een potentiële natuurlijke situatie te vergelijken (een situatie waarin het areaal niet zou worden gebruikt). Praktisch gezien blijft de uitvoering van deze methode lastig. In Nederland bijvoorbeeld zou een groot deel van het land onder water komen te staan. Echter, de methode geeft een grove indicatie van hoe landgebruik beslag legt op koolstofvastlegging. Met deze methode wordt dus onderzocht welke potentiële koolstofvastlegging er wordt geblokkeerd doordat het areaal in gebruik is door de mens.

We kunnen een eerste orde benadering definiëren, die net als de berekening voor landconversie apart gerapporteerd zou moeten worden. We stellen voor om het verlies aan *sink* functie te berekenen op basis van een constant verlies aan jaarlijkse opnamecapaciteit voor natuurareaal in de wereld. Volgens R. Houghton was gedurende de jaren 90 de netto *sink* van globale terrestriële ecosystemen 0,7 Pg koolstof per jaar. Wanneer we dit delen door de 144,15 miljoen vierkante kilometer die deze ecosystemen innemen, dan is de gemiddelde vermeden koolstofvastlegging door landgebruik 48,6 kg C/ha/jaar. Landgebruik zorgt dus voor een emissie van 178 kg $CO_2$/ha/jaar. Volgens Nabuurs & Schelhaas (2002) is de gemiddelde *sink* functie van natuurlijke bossen in Europa die tussen de 0 en 300 jaar oud zijn 110 kg C/ha/jaar. De emissie van de vermeden koolstof vastlegging zal daardoor gemiddeld 403 kg $CO_2$/ha/jaar zijn. De *sink* functie is echter sterk afhankelijk van de leeftijd van een bos ecosysteem. In de eerste jaren zal de netto primaire vastlegging van $CO_2$ veel groter zijn dan de decompositiesnelheid. Wanneer het climaxecosysteem is bereikt, zal de decompositiesnelheid in verhouding tot de vastlegging van $CO_2$ toenemen en de vastlegging van koolstof in de bodem minder snel gaan. Vooralsnog hanteren we deze waarde van 403 kg $CO_2$ equivalenten per hectare voor alle biotopen in de wereld waar landbouw akkerbouw wordt bedreven.

### 7.2.3 Organische stof verschillen

In verschillende studies is berekend dat het organisch stof gehalte in Nederlandse landbouwbodems afneemt en dat er dus een broeikasgasemissie plaatsvindt vanuit landbouwbodems (Bos et al. 2007, Reijnders niet gepubliceerd, Vleeshouwers & Verhagen 2001). Vleeshouwers en Verhagen (2001) hebben een model ontwikkeld om evenwichtsvoorraden te berekenen voor verschillende type bodemgebruik in Nederland.

De evenwichtsituaties voor organisch stof in de bodem verschillen sterk per type landgebruik, bodemsoort en vochtgehalte waarbij vooral de mate van verstoring van de bodem (omploegen) bepalend is voor het uiteindelijk resultaat. Blijvend grasland scoort daarom erg goed, granen hebben een tussenpositie, knolgewassen scoren nog lager en tuinbouwgewassen scoren het slechtst.

De verschillen in koolstofgehalte tussen grasland en bouwland zijn in de praktijk overigens minder groot. Uit feitelijke metingen komt het beeld naar voren als in Tabel 7.3.

*Tabel 7.3 Koolstofvoorraad in grasland, bouwland en bos (bron: Smit en Kuikman 2005)*

| | Ha* 1000 | C voorraad (Mton C) | ton C/ha |
|---|---|---|---|
| Grasland | 1426 | 148 | 96 |
| Bouwland | 920 | 85 | 108 |
| Bos (incl. overige natuur) | 445 | 31 | 144 |
| Totaal | 2791 | 264 | 106 |

Met name de voorraad op bouwland wijkt sterk af. Deels heeft dit te maken met de oorspronkelijke (natuurlijke) koolstofvoorraad voordat het land in gebruik was als bouwland. Een andere oorzaak betreft de langdurige en omvangrijke aanvoer van organische stof naar de bodem in de vorm van bemesting en in vroeger tijden ook in de vorm van plaggen. Deze twee aspecten zijn door Vleeshouwers en Verhagen niet in de berekeningen betrokken (Smit en Kuiman 2005).

Uit een langlopende studie (35 jaar) naar de effecten van landgebruik (Nevens *et al*, 2003) bleek ook een groot verschil in organische stof gehaltes tussen permanent grasland, permanent bouwland en wisselbouw. Bij een permanente omzetting van grasland naar bouwland wordt er in een periode van 30 jaar 250 ton $CO_2$ per hectare geëmitteerd. Voor tuinbouwproducten gaat het er om hoe groot de jaarlijkse verandering is de koolstof vooraard in de bodem. De cijfers over de verliezen in verschillende studies zijn niet identiek, maar de meesten geven aan dat er sprake is van een koolstofverlies uit landbouwbodems (Reinders, Vleeshouwers). Voor de methodiek van berekening van broeikasgasemissie voor tuinbouwproducten zijn de volgende vragen relevant:

- Is een gewasspecifieke berekening van het verlies aan organische stof mogelijk?
- Is er een verschil tussen biologische en reguliere akker en tuinbouw?
- Hoe zijn de verschillen in koolstofafbraak tussen de landen?

Bos *et al.* (2007) hebben een groot aantal gegevens van biologische en gangbare akker- en tuinbouwbedrijven naast elkaar gezet. Zij komen tot de volgende resultaten:

1. Er is geen trend te vinden in het verschil tussen de gemeten koolstofvoorraad in de bodem van biologische of gangbare bedrijven. Soms scoren de biologische en soms de gangbare bedrijven beter.
2. Over de jaren heen is er geen trend zichtbaar in het organisch stof gehalte op biologische bedrijven, het neemt even vaak toe als af.
3. Een modelberekening van de ontwikkeling van het organische stof gehalte in de bodem bij gangbare en biologische bedrijven laat zien dat de afname van koolstof bij biologische bedrijven 300 kg per hectare per jaar bedraagt en bij gangbare bedrijven 470 kg per hectare per jaar.

De resultaten van Bos *et al.* (2007) wijken voor wat betreft biologische landbouw af van buitenlands onderzoek van Rodale (Pimentel 2005) dat gecontroleerd is door CE (Slingerland en van der Wielen 2005). Een cruciale kanttekening bij het buitenlands onderzoek is dat het geoptimaliseerde biologische systemen zijn waarbij een lineaire toename van de koolstofopslag is aangenomen. Bos et al. (2007) hebben daarentegen een meer reële evenwichtsmodellering gehanteerd en hebben vergelijke Nederlandse biologische en gangbare bedrijven bestudeerd.

Vooralsnog wordt aangenomen dat de uitkomsten van Bos et al. (2007) representatief zijn voor Nederland en West Europa. Gezien echter de nog grote mate van discussie is een nadere specificatie naar gewas nog niet mogelijk. Bovendien speelt dan ook het probleem van bouwplanallocatie mee.

## 7.3 Aanbevelingen voor tuinbouwprotocol

Op basis van de bovenstaande overwegingen stellen we de volgende aanpak voor:

### 7.3.1 Landconversie

Hanteer bij het ontbreken aan specifieke informatie de tabellen met broeikasgasemissie vanwege landconversie per continent per gewas of - wanneer deze beschikbaar zijn – de tabellen per land per gewas (Tabel 7.2). Er zijn nu twee afwijkende situaties:

1. Uitbreiding van landbouwareaal maakt expliciet onderdeel uit van de levenscyclus van het product.
2. Er worden teeltcriteria gehanteerd die leiden tot een lagere landconversie op macroschaal voor dat gewas

### 7.3.2 Verlies aan sink functie

Hanteer een standaard emissiefactor voor alle landgebruik van 400 kg $CO_2$eq/ha.

### 7.3.3 Organisch stof verlies vanwege landbouw

Hanteer de volgende waarden West Europa of Nederland?

*Tabel 7.4 Broeikasgasemissie door verlies van organische stof*

| | Carbon Loss C-ha*jaar |
|---|---|
| Bouwplan Regulier Nederland klei | 450 |
| Bouwplan Regulier Nederland zand | 450 |
| Bouwplan Biologisch Nederland klei | 300 |
| Bouwplan Biologisch Nederland zand | 300 |
| Grasland | 0 |

### 7.3.4 Rapportage

Alle drie de methodes zijn nog niet uitgekristalliseerd, rapporteer de uitkomsten daarom separaat.

## 7.4 Aanbevelingen voor nader onderzoek

De hier voorgestelde methodes voor de berekening van het broeikaseffect gekoppeld aan landgebruik en landconversie moeten worden beschouwd als een eerste aanzet om de omvang van het effect te kwantificeren in relatie tot de teelt van gewassen. Daarbij hebben we aangegeven dat gezien de huidige kennisontwikkeling het belangrijk is om de resultaten van een berekening met deze methode separaat te rapporteren.
Er is op dit onderwerp nog methodologisch onderzoek nodig in twee hoofdrichtingen:

1. Hoe groot zijn de effecten van het verlies aan sinkfunctie, organische stof veranderingen en landconversie. Op diverse plaatsen in de wereld zal thans op dit onderwerp onderzoek worden gedaan. Een verkenning van dit onderzoek en een nadere analyse van de verschillende methoden die beschikbaar zijn in de diverse landen is wenselijk, waarna de berekening per hectare kan worden geactualiseerd.
2. Daarnaast is meer fundamenteel LCAtechnisch onderzoek wenselijk ten aanzien van de vraag hoe en in hoeverre deze effecten gealloceerd moeten worden naar producten.

# 8. Broeikasgasemissies gerelateerd aan het gebruik van veen

## 8.1 Probleembeschrijving

In de tuinbouw worden, vooral in de bedekte en verwarmde teelten, uiteenlopende substraten gebruikt voor de teelt van de gewassen. Ook bij teelten in de vollegrond worden substraten (zoals potgrond) toegevoegd ter aanvullingen van afgevoerde grond in kluiten (van bijvoorbeeld bomen) of organische stof. Een belangrijk type substraat is veensubstraat: negentig procent van alle groeimedia zijn gemaakt op basis van veen. De Nederlandse potgrondproducenten importeren jaarlijks ongeveer 4,2 miljoen kubieke meter veen, voornamelijk uit de Baltische landen (M. Bertens persoonlijke communicatie; Estland, Letland en Litouwen), de Scandinavische landen (Denemarken, Noorwegen, Zweden en Finland), Rusland en Ierland (Verhagen e.a. 2008). De jaarlijkse consumptie van potgrond in Europa schatten we op twintig tot dertig miljoen kubieke meter. De overige grondstoffen voor de groeimedia is compost of organisch materiaal van andere herkomst dan veen.

Veen is een fossiele grondstof die ontstaat doordat veenmos koolstofdioxide vastlegt in organische stof. Fossilisatie is een traag verlopend proces. In anaerobe omstandigheden kan de koolstof voor duizenden jaren vastgelegd blijven. De winning en het gebruik van veen in potgrond zorgt er voor dat de koolstof weer vrijkomt als koolstofdioxide en andere broeikasgassen in de atmosfeer. Voor de winning en het transport van veen is energie nodig, waarbij ook broeikasgassen vrijkomen. Bij de winning wordt vaak ontwaterd, waardoor de toestand van de bodem aeroob wordt en bijkomende lachgasemissie wordt veroorzaakt. Bij het gebruik van veen in bijvoorbeeld potgrond zal de fossiele organische stof in het veen oxideren waardoor koolstofdioxide en lachgas vrijkomt in de atmosfeer.

## 8.2 Verkenning van oplossingen

IPCC (2006) beschrijft een methodiek om emissies te berekenen voor het afgraven van veen uit veenbodems dat gebruikt wordt in de tuinbouwsector. Daarin wordt onderscheid gemaakt in verschillende fases in de productiecyclus van veenafgravingen en wordt ook de gebruiksfase van het veen meegenomen. Ons doel is om emissiefactoren te kwantificeren voor de hoeveelheid veen dat wordt gebruikt in de tuinbouw. We sluiten hiervoor zo veel mogelijk aan bij de richtlijnen van de IPCC.
De productiecyclus van veen afgravingen bestaat uit drie fases:

1. ***Preparatie***: de veengebieden worden klaar gemaakt voor extractie. In de preparatiefase worden er drainagegreppels gegraven om te zorgen voor ontwatering van het gebied. Wanneer de grondwaterstand begint te dalen wordt de biomassa aan de oppervlakte van het veen (inclusief bomen, struiken en levend veenmos) verwijderd. Sommige afgravingen zijn al in een eerder stadium voor andere doelen dan winning van veen ontwaterd. De broeikasgassen die vrijkomen in deze fase zijn vooral koolstofdioxide door verwijdering van organisch materiaal en de afbraak van veen door ontwatering. De standaardwaarde voor de duur van de ontwateringfase is vijf jaar. De emissie tijdens de preparatie is verdeeld over vijfendertig jaar, de gemiddelde tijd dat een veengrond afgegraven kan worden.

2. ***Extractie***: het veen wordt in stukken afgegraven en gedroogd door de zon. Dit gaat op verschillende manieren: vacuüm of het niet vacuüm uitsnijden van blokken. Na drogen wordt het veen vervoerd. De belangrijkste bronnen van broeikasgassen in deze fase zijn de afbraak van organisch materiaal van het veen op de afgraving ("on-site"), waarbij koolstofdioxide en lachgas vrijkomt.

3. ***Ander gebruik***: Veengronden die niet meer in gebruik zijn voor het winnen van veen worden vaak voor andere doeleinden gebruikt en blijven dus ontwaterd, waardoor broeikasgassen blijven vrijkomen.

De emissie factoren voor preparatie en de extractie van veen zijn gespecificeerd voor nutriëntrijke, nutriëntarme, en tropische veengronden. Voor de berekening van de broeikasgasemissie voor het gebruik van veen is uitgegaan van een gemiddelde nutriëntenrijkdom van veen uit een gematigd klimaat (Baltische landen en Ierland).

De jaarlijkse gemiddelde opbrengst van een veenpakket schat Cleary (2005) op 100 ton per hectare en het brandstofverbruik tijdens de extractie op 676 kilogram diesel per hectare en 0,4 kubieke meter gas per hectare.

*Tabel 8.1 Emissies tijdens de extractie en preparatie van veen afgravingen (omgerekend van 5 over 35 jaar)*

| | Nutriënt rijke veen grond | EF1 | Nutriënt arme veen grond | EF2 | Koolstof /stikstof in emissie | Omreken-factor | $CO_2$ emissie |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | ha | | Ha | | ton/ha/jr | kg/kg | kg $CO_2$/ton |
| On site $CO_2$ | 0,5 | 1,1 | 0,5 | 0,2 | 0,00065 | 44/12 | 23,83 |
| On site $N_2O$ | 0,5 | 1,8 | 0,5 | 0 | 0,0042 | 44/28 | 42,15 |
| $CO_2$ preparatie | 0,5 | 1,1 | 0,5 | 0,2 | 0,00065 | 5/35* | 3,40 |

De emissies in Tabel 8.1 en 8.2 gelden voor luchtdroog veen met een vochtgehalte van 35 tot 55 procent en een soortelijke gewicht van gemiddeld 0,378 kg per kg (Blain 2006). De koolstoffractie van luchtdroog veen is gemiddeld 0,425 kg per kg (Blain, 2006). Op basis van (Aarts 1999) nemen we aan dat 0,60 kg per kg van de koolstoffractie uiteindelijk zal oxideren tot koolstofdioxide. Dit betekent dat de off-site emissie 0,935 kg koolstof per kg veen is. Voor stikstof is aangehouden dat 0,6 kg per kg van de aanwezige stikstof in het veen mineraliseert. Hiervan wordt twee procent lachgas stikstof. Omgerekend in koolstofdioxide equivalenten is dit 0,124 kg koolstofdioxide per kg veen.

*Tabel 8.2 Emissies die optreden door oxidatie van veen wanneer deze verwerkt is in bijvoorbeeld potgrond.*

| | Fractie C of N | Mineralisatie fractie | Broeikasgasemissie veen |
|---|---|---|---|
| | kg/kg | kg/kg | kg $CO_2$e/ton |
| Decompositie koolstof (off-site) | 0,425 | 0,60 | 935 |
| Decompositie stikstof (off-site) | 0,022 | 0,60 | 124 |

Het transport van veen vanuit de Baltische landen over de weg is ongeveer 1600 km. Hiervoor hebben we een emissie berekend van 21,5 koolstofdioxide equivalenten per ton veen.

Veen wordt gewonnen uit drie typen velden: primaire veengebieden, gecultiveerde veengebieden die vaak in gebruik zijn voor de landbouw, en uit beboste veengebieden. De hoogste kwaliteit veen komt van primaire veengebieden. Er bestaan ook verschillende typen veen. Witveen is de bovenste anderhalve meter van een veen pakket. Het wit veen is droger en lichter van structuur dan de vochtige onderlaag, het zwartveen. Er is een aantal alternatieven voor het gebruik van veen zoals kokos en compost. Het opstellen van nieuw teeltadvies is belangrijk bij het werken met nieuwe potgrondmengsels.

## 8.3 Aanbevelingen voor tuinbouw protocol

We bevelen aan om uit te gaan van de resultaten van onze berekeningen voor de totale broeikasgasemissie door het gebruik van veen per ton of per kubieke meter (Tabel 8.3).

*Tabel 8.3 Broeikasgasemissie door gebruik van veen per onderdeel per ton en per kubieke meter (uitgaande van 0,165 kg per m³)*

| | Broeikasgasemissie veen | | Fractie |
|---|---|---|---|
| | kg $CO_2$e/ton | kg $CO_2$e/$m^3$ | |
| Preparatie veenafgraving | 3,4 | 0,001 | 0% |
| Veenextractie (on-site) | 66,0 | 0,010 | 5% |
| Brandstofverbruik bij veenextractie | 58,1 | 0,009 | 5% |
| Decompositie koolstof (off-site) | 935,0 | 0,146 | 77% |
| Decompositie stikstof (off-site) | 123,6 | 0,019 | 10% |
| Transport | 21,5 | 0,003 | 2% |
| Totaal | 1207,6 | 0,188 | 100% |

## 8.4 Aanbevelingen voor nader onderzoek

De meest bepalende broeikasgasemissie die gepaard gaat met het gebruik van veen is de decompositie van koolstof (Tabel 8.3). Deze emissie wordt bepaald door het koolstofgehalte van het veen en de mate waarin het afbreekt. In deze studie gaan we uit van het koolstofgehalte van gemiddeld 0,425 kg per kg (Blain 2006). Blok (2008) gaat uit van 0,58 kg per kg koolstofgehalte in veen; hij neemt echter aan dat veen voor honderd procent uit plantmateriaal bestaat. Blok (2008) geeft een ondergrens voor veen voor verbranding van ongeveer 0,44 kg per kg, hoger dan het geschatte gehalte van Blain (2006). Voor onzekerheidsanalyses kunnen we rekening houden met de hogere waarden van Blok (2008).

In deze studie gaan we uit van de expert schatting van 0,6 kg per kg decompositie door Aarts (1999). Blok (2006) schat de decompositie van koolstof in veen op 0,85 kg per kg. Deze waarde is gebaseerd op een tijdsbestek van honderd jaar en veen dat in de tuinbouw veelal in substraatvorm wordt toegepast waarbij relatief veel organisch materiaal omgezet wordt. Een andere toepassing is dat veen in de volle grond wordt opgebracht en vermengd. In dat laatste geval zal er relatief minder organisch materiaal worden afgebroken. Volgens Blok (2008) is in dat geval 0,6 kg per kg representatief maar bij toepassing in de tuinbouw is een hogere afbraak representatiever. Dat zou betekenen dat bij gebruik van 0,6 kg per kg we de broeikasgasemissie door gebruik van veen in grote mate onderschatten. Een onzekerheidsanalyse is daarom van groot belang in nader onderzoek.

# 9. Transportmodellering

## 9.1 Probleembeschrijving

Tuinbouwproducten zullen altijd in één of meerdere schakels als versproduct vervoerd worden. Het vervoeren van versproducten zorgt ervoor dat er meer tijdsdruk en verlies kan optreden in vergelijking tot houdbare producten. De mate van tijdsdruk die met het transport van versproducten gepaard gaat, beïnvloedt de keuze van het transportmiddel (over grote afstand is een vliegtuig sneller dan een schip) en bijvoorbeeld de beladingsgraad (extra uitval versus lagere beladingsgraad). De case specifieke broeikasgasemissie van een tuinbouwproduct is dus niet alleen afhankelijk van de kilometerafstand, maar ook van de gekozen transportmiddelen en de efficiëntie waarmee beladen en vervoerd wordt.

In de literatuur zijn vele emissiefactoren voor transport per transportmiddel beschikbaar. Deze data zijn niet altijd eenduidig en bovendien wordt er vaak slechts een gemiddelde waarde per transportmiddel gegeven terwijl er allerlei aannamen over belading, extra kilometers en voertuigefficiency onderliggen. Ook betreft het vaak geaggregeerde data waarbij niet of voorhand duidelijk is of de productie van brandstoffen en de eventuele productie van voertuigen en infrastructuur is meegerekend.

De PAS2050 geeft geen concrete aanwijzingen voor de modellering van de broeikasgasemissie door transport, op één punt uitgezonderd. Voor vliegverkeer geeft de PAS2050 aan dat de uitstoot van broeikasgassen op grote hoogte door vliegtuigen niet gecorrigeerd hoeft te worden voor de uitstoot van verschillende andere gassen, zoals ozon, water en $NO_x$,waarbij er wolkvorming optreedt wat een stimulerend broeikaseffect heeft op de aarde (Radiative Factor = 1). Voor de tuinbouw is het de vraag of het hanteren van een set van standaardwaarden bevredigend is. Wij zijn er van uitgegaan dat een meer preciezere berekening van de broeikasgasemissie per transportsituatie noodzakelijk is.

## 9.2 Verkenning van oplossingen

Binnen dit project is op basis van een combinatie van praktijkgegevens en literatuurdata een model ontwikkeld die de broeikasgasemissies per functionele eenheid kan berekenen voor verschillende transportsituaties. Hierin zijn laadvermogen (of type) van het transportmiddel, beladingsgraad en extra afgelegde kilometers parameters die aangepast kunnen worden. Tabel 9.1 laat zien dat deze instellingen de broeikasgasemissie per ton per kilometer kan beïnvloeden.

*Tabel 9.1 Broeikasgasemissies per ton per km van de drie transportmiddelen; Ecoinvent data vergeleken met uitkomsten van de rekentool. Geen extra afgelegde kilometers is weergegeven als extra km factor 100%.*

| Ecoinvent/tool | transportmiddel (type/laadvermogen) | extra km factor | Tussen-stops | Beladings-graad | RF | Broeikasgasemissie $CO_2$eq/ton/km |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Eco invent | Vliegtuig | | | | | 1,056-1,963 |
| rekentool | vliegtuig (B747 100-300)* | 100% | 0 | 76% | 1,9 | 1,0415 |
| rekentool | vliegtuig (B747 100-300)* | 150% | 0 | 76% | 1,9 | 1,6575 |
| rekentool | vliegtuig (B747 100-300)* | 150% | 1 | 76% | 1,9 | 1,7126 |
| rekentool | vliegtuig (B747 100-300)* | 150% | 1 | 70% | 1,9 | 1,8594 |
| Eco invent | vrachtwagen (>16 ton) | | | | | 0,1253 |
| rekentool | vrachtwagen (24 ton) | 150% | 0 | 75% | 1 | 0,0919 |
| rekentool | vrachtwagen (24 ton) | 200% | 0 | 50% | 1 | 0,1767 |
| Eco invent | vrachtwagen (3,5-16 ton) | | | | | 0,3317 |
| rekentool | vrachtwagen (9,25 ton) | 150% | 0 | 75% | 1 | 0,1757 |
| rekentool | vrachtwagen (9,25 ton) | 200% | 0 | 50% | 1 | 0,3332 |
| Eco invent | | | | | | 0,0090 |
| rekentool | containerschip (2750 TEU) | 150% | 0 | 80% | 1 | 0,0025 |
| rekentool | containerschip (5000 TEU) | 150% | 1 | 80% | 1 | 0,0015 |

* Uitgaande van een afgelegde vliegafstand van 5500km i.v.m. de verdeling van de extra tussenstops over de afgelegde afstand.

Het model is als volgt opgebouwd:

### *Vliegtuigtransport*

Het kerosine verbruik is voor zes vliegtuigtypen gemodelleerd (Sorensen en Kilde 2001). In Vergelijking 9.1 De gebruikte formule voor de broeikasgasemissie in koolstofdioxide equivalenten door het kerosineverbruik tijdens het transport.

$$GHG_{Vlieg} = ((a*(A_{Vlieg} * f_{Extra})^2 + b*(A_{Vlieg} * f_{Extra})) * GHG_{Kerosine} * RF) + t * LTO * GHG_{Kerosine} \quad (9.1)$$

Waarin:

- $GHG_{Vlieg}$ is de broeikasgasemissie door het kerosineverbruik tijdens het transport [kg $CO_2$eq/kg]
- $a$ en $b$ zijn regressiefactoren voor het berekenen van het kerosinegebruik voor de afgelegde afstand, waardoor $a$ de eenheid [kg/km$^2$] en $b$ de eenheid [kg/km] heeft
- $A_{Vlieg}$ is de afgelegde afstand per vliegtuig [km]
- $f_{Extra}$ is één plus de ratio van de extra afstand over de afgelegde afstand per vliegtuig [km/km]
- $t$ is het aantal tussenstops
- LTO is het Landing Take Off kerosene verbruik [kg]
- $GHG_{Kerosine}$ is de broeikasgasemissie per kilogram gebruikte kerosine [3,55 $CO_2$-eq/kg]
- RF is de Radiative Forcing factor [1,0 kg $CO_2$eq/kg $CO_2$eq]

De waardes voor LTO, $a$ en $b$ van verschillende vliegtuigtypen staan in Tabel 9.2.

*Tabel 9.2 Parameterwaarden van vliegtransport.*

| Vliegtuigtype | Landing Take Off kerosene verbruik (LTO) | Kerosine verbruik vlucht a | Kerosine verbruik vlucht b | Max. laadvermogen[a] | Max. vliegafstand |
|---|---|---|---|---|---|
| | kg | kg/km$^2$ | kg/km | kg | km |
| B747 100-300 | 3414 | 0,00026 | 10,3057 | 100000 | 9075 |
| B747 400 | 3403 | 0,00021 | 7,736 | 112400 | 9200 |
| DC 10-30 | 2381 | 0,00022 | 9,3337 | 70000 | 7505 |
| B777 | 2563 | -0,00011 | 7,52 | 54884 | 14316 |
| MD 82 | 1003 | 0 | 3,879 | 20000 | 4000 |
| F 100 | 160 | 0 | 2,959 | 10200 | 3000 |

a. Bronnen: Boeing 2003, Freight Watchers, Airliners

### *Wegtransport*

Het diesel verbruik voor vrachtwagens is op basis van laadvermogen gemodelleerd (NTM 2002; Kristensen 2006; Bakker Wiltink 2008; Greenery 2008). Vergelijking 9.2 geeft de gebruikte formule voor de broeikasgasemissie in koolstofdioxide equivalenten per kilometer afgelegde transport te berekenen.

$$GHG_{Weg} = [(a_{Weg} * \text{laadvermogen [ton]} + b_{Weg} * c_{Weg} * A_{Weg} * f_{extraWeg}] * \rho_{diesel} * GHG_{diesel} \quad (9.2)$$

- $GHG_{Weg}$ is de broeikasgasemissie afkomstig van wegtransport [kg $CO_2$-eq/trip].
- $a_{Weg}$ is de regressiefactor voor laadvermogen (0,0065 kg/ton).
- $b_{Weg}$ is de regressiefactor voor beladingsgraad (0.22247 kg).
- $c_{Weg}$ is de gecorrigeerde beladingsgraad [ton/ton]. Deze kan berekend worden met de volgende formule (TNO persoonlijke communicatie): c = 0,25*beladingsgraad [%]+0,75
- $A_{Weg}$ is de afgelegde afstand over de weg [km]
- $f_{extraWeg}$ is één plus de ratio van de extra afstand over de afgelegde afstand over de weg [km/km]
- $\rho_{diesel}$ is de brandstof dichtheid van diesel (0,84 kg · liter$^{-1}$)

- $GHG_{diesel}$ is de broeikasgasemissie per kilogram gebruikte diesel [3,6 kg $CO_2$eq/kg]

Bij gekoeld transport wordt aangenomen dat het brandstofverbruik met 5% toeneemt.

***Zeetransport***

Het stookolie verbruik van containerschepen is gemodelleerd op basis van laadvermogen van de schepen (Maersk Line 2007). De gebruikte formule om emissies te berekenen in koolstofdioxide equivalenten is:

$$GHG_{Zee} = (0{,}001 * laadvermogen\ [ton] + 50{,}26 * c_{Zee} * A_{Zee} * f_{extraZee} + (d_{Zee} * (t_{Zee} + 1)) * GHG_{stookolie} \quad (9.3)$$

- $GHG_{Zee}$ is de broeikasgasemissie afkomstig van zeetransport [kg $CO_2$-eq/trip].
- 0,001 is het stookolieverbruik per ton laadvermogen per km zeetransport.
- 0,56 is het stookolieverbruik bij een beladingsgraad van 100% per km zeetransport.
- $A_{Zee}$ is de afgelegde afstand over zee.
- $f_{extraZee}$ is één plus de ratio van de extra afstand over de afgelegde afstand over zee [km/km].
- $c_{Zee}$ =0,14*beladingsgraad[%]+0,86.
- $d_{Zee}$ is het stookolieverbruik in de haven door o.a. *"hotelling"* [4080kg].
- $t_{Zee}$ is het aantal extra stops in zeehavens.
- $GHG_{stookolie}$ is de broeikasgasemissie per kilogram gebruikte stookolie [3,58 kg $CO_2$eq/kg]

De beladingsgraad kan niet lager zijn dan 0,38, i.v.m. het meenemen van ballastwater voor stabiliteit. Per haven is het brandstofverbruik onafhankelijk van schipgrootte 4080 kg stookolie (omgerekend van EPA 2000 en Trozzi & Vaccaro 1998).

Het brandstofverbruik van containerschepen wordt berekend op basis van het laadvermogen in TEU, een volumemaat. Om het verbruik per ton te berekenen, moet de belading (ton) per container ingevuld worden en de beladingsgraad van de containers (percentage dat beladen is). Op basis hiervan wordt de emissie per ton vervoerd product berekend.

Tabel 9.3. Standaard instellingen voor modellering van transportemissies in de rekentool.

| Variabele | Vliegtuig | Vrachtwagen | Containerschip |
|---|---|---|---|
| Laadvermogen/type | Boeing 747 100-300 | 14 ton[a,b,c] | 2750 TEU[d] |
| Laadvermogen [ton] | 100 | 14 | 2750*14=38500[e] |
| Beladingsgraad | 76%[f] | 100% | 80% |
| Extra kilometer factor | 200% | 175% | 150% |
| Correctie beladingsgraad (c) | - | 0,25*beladingsgraad + 0,75=1 | 0,14*beladingsgraad + 0,86=0,972 |
| Brandstofverbruik haven/luchthaven | 3414 kg kerosine | - | 4080 kg stookolie |
| Dichtheid brandstof | - | 0.84 kg/l[g] | |
| RF | 1,0 | - | - |

a.TLN; Bakkerij Wiltink 2006; b. Arcadis 2006; c. Maersk Line 2007; d. CBS 2005; e. Schiphol 2006; f. IPCC 1996 Vol. 2, section 1; g. Sausen et al. 2005;

## 9.3 Aanbevelingen voor protocol en rekentool

Zoals in Hoofdstuk 3 is aangegeven, is het aandeel van het transport voor het broeikaseffect van tuinbouwproducten sterk afhankelijk van de teeltwijze en van het transportmiddel dat gebruikt wordt. Transport per vliegtuig heeft een veel hogere broeikaseffect score per ton/km, dan transport per containerschip.

Vooralsnog is ervoor gekozen om voor de drie transportmiddelen die in de tuinbouwcases aan bod kwamen (vliegtuig, vrachtwagen en containerschip) emissiemodellen te ontwikkelen en deze te verwerken in de rekentool. Op basis van gemiddelde typen transportmiddelen, beladingsgraad en extra kilometers zijn er standaard broeikasgasemissies vastgesteld per kilometer. Met de huidige rekentool kan er dus vastgesteld worden bij welke posten de zwaartepunten van de broeikasgasemissies liggen door de standaard instellingen te gebruiken. Als hieruit blijkt dat bijvoorbeeld het vliegverkeer een groot aandeel heeft ten opzichte van de totale emissies, dan is het mogelijk om case specifieke instellingen te gebruiken in plaats van standaard instellingen. De beladingsgraad, tussenstops en extra afgelegde kilometers kunnen dan veel invloed hebben op de totale score.

Wanneer het transport een marginaal aandeel heeft op de totale broeikasgas score dan zullen de standaard instellingen voor de transportmiddelen kunnen voldoen. Wanneer case specifieke informatie over transportmiddelen (bijv. grootte van een transportmiddel, beladingsgraad en extra kilometers) voorhanden is kunnen deze waarden eenvoudig aangepast worden.

Door het aantal getransporteerde kilometers in te vullen voor het transport van de ene naar de volgende schakel, kan de broeikasgasemissie door transport per functionele eenheid worden berekend. In de rekentool is er voor de transportmiddelen zelf (de materialen, bouw en onderhoud van bijv. vliegtuigen) geen broeikasgasemissie ingebouwd, omdat het te moeilijk was om deze te alloceren naar de verschillende tuinbouwproducten. Waarschijnlijk zou dit ook slechts een zeer geringe bijdrage leveren aan de totale score door het intensieve en langdurige gebruik van transportmiddelen.

## 9.4 Aanbevelingen voor nader onderzoek

Voor het up to date houden van de rekentool zal het nodig zijn om de ontwikkelingen binnen de transportsector te volgen, want er is op dit moment veel gaande. Zo is het bijvoorbeeld in de scheepvaart een trend dat de containerschepen steeds groter worden (Man B&W Diesel A/S), waardoor de emissies per functionele eenheid naar beneden gaan. Ook wordt er onderzocht of de invoering van grotere vrachtwagens haalbaar is in Europa. Dit zal ook een lagere emissie van broeikasgassen per functionele eenheid tot gevolg hebben. Verder zijn er ontwikkelingen gaande die het mogelijk maken het vliegtransport van tuinbouwproducten te vervangen door scheepstransport die de broeikasgasemissies zeer kunnen beperken.

Op dit moment is de wetenschap volop bezig met onderzoek naar het broeikaseffect van vliegtuigemissies. Er is nog geen concensus over het wel of niet corrigeren voor het Radiative Forcing (RF) effect van uitlaatgassen op grote hoogte door vliegtuigen. Zo is bekend dat emissies van vliegtuigen directe effect heeft op het broeikaseffect (uitstoot van $CO_2$ en methaan), maar ook een indirect effect zoals de vorming van condensatie trails (contrails) cirrus bewolking (Minnis et al. 1999, Stuber & Forster 2006). Met name over de indirecte effecten op het broeikaseffect is nog weinig bekend en hierover verschillen de meningen. De RF waarde van vliegtuigemissies was in 1999 door de IPCC op 2,7 berekend, maar recentelijk wordt deze factor steeds vaker op 1 gesteld (BSI, 2008)(Defra, 2008).De IPCC guidelines (IPCC, 2006) laten de radiative factor in zijn geheel achterwege in het hoofdstuk waar zij de methode beschrijven op welke wijze de broeikasgasemissie moet worden berekend voor de luchtvaart.

In een studie van Defra (2008) wordt verwezen naar een voorgestelde tekst die de issues omtrent radiative forcing uitlegt (zie boz 9.1).

*Box 9.1: Voorgestelde tekst die de issues uitlegt omtrent radiative Forcing*

Aviation has effects on climate beyond that resulting from its CO2 emissions, including effects on tropospheric ozone and methane from its NOx emissions, water vapour, particle emissions and formation of contrails/enhanced cirrus cloudiness. This is usually calculated with the climate metric 'radiative forcing'. Aviation was shown by the IPCC (1999) to have a total radiative forcing of 2.7 times that of its CO2 radiative forcing for a 1992 fleet (the so-called Radiative Forcing Index, or RFI), excluding any effect from enhanced cirrus cloudiness which was too uncertain to be given a 'best estimate'. More recently, the radiative forcing for the year 2000 fleet was evaluated by Sausen et al. (2005) which implies an RFI of 1.9, based upon better scientific understanding, which mostly reduced the contrail radiative forcing. Similarly to IPCC (1999), Sausen et al. (2005) excluded the effects of enhanced cirrus cloudiness but others (e.g. Stordal et al., 2005) have improved calculations over IPCC (1999), which indicates that this effect may be 10 and 80 mW/m2 (cf 0 to 40 mW/m2 of IPCC) but are still unable to give a 'best estimate' of radiative forcing.

Whilst it is incorrect to multiply CO2 emissions by the RFI, it is clear from the foregoing that aviation's effects are more than that of CO2. Currently, there is not a suitable climate metric to express the relationship between emissions and radiative effects from aviation in the same way that the global warming potential does but this is an active area of research. Nonetheless, it is clear that aviation imposes other effects on climate which are greater than that implied from simply considering its CO2 emissions alone.

*References*

IPCC (1999) Aviation and the Global Atmosphere, J. E. Penner, D. H. Lister, D. J. Griggs, D. J. Dokken and M. McFarland (Eds). Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge
University Press, Cambridge.

Sausen R., Isaksen I., Grewe V., Hauglustaine D., Lee D. S., Myhre G., Köhler M. O., Pitari G., Schumann U., Stordal F. and Zerefos C. (2005) Aviation radiative forcing in 2000: and update on IPCC (1999). Meteorologische Zeitschrift 114, 555 * 561.

Stordal F., Myhre G., Stordal E. J. G., Rossow W. B., Lee D. S., Arlander D. W. And Svenby T. (2005) Is there a trend in cirrus cloud cover due to aircraft traffic? Atmospheric Chemistry and Physics 5, 2155 * 2162.

Omdat de RF waarde van grote invloed is op de broeikaseffect score voor vliegtransport zal het nodig zijn om de ontwikkelingen hierin te volgen en de RF waarde voor vliegverkeer wellicht bij te stellen in de rekentool.

# 10. Data

## 10.1 Probleembeschrijving

Voor de betrouwbaarheid en de consistentie van de te berekenen carbon footprint van een product is de aard van de te gebruiken databronnen van groot belang. Daarbij maakt het verschil hoe specifiek de gegevens over de beschouwde processen zijn en hoe groot de verwachte bijdrage van een proces is aan de totale broeikasgasemissies.

Een typisch tuinbouwproduct doorloopt de volgende processenstappen.

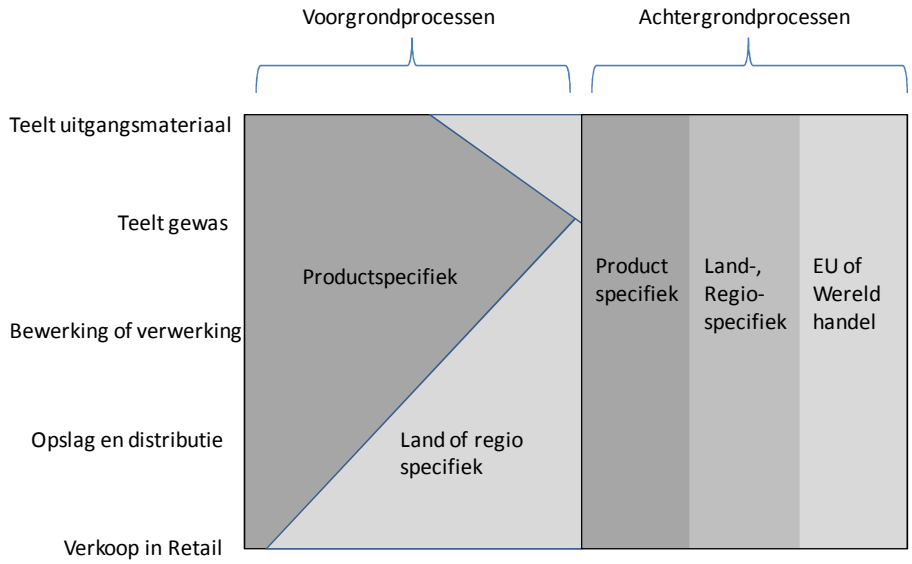
- teelt van uitgangsmateriaal
- teelt van gewas
- bewerking of verwerking (van het gewas tot een consumentenproduct)
- opslag en distributie (tussen en in diverse schakels)
- transport tussen alle schakels tot aan detailhandel

Deze processen zijn voor een belangrijk deel specifiek voor het product en moeten voor de uitvoering van de berekeningen in kaart gebracht worden met specifieke data voor deze processen. Deze methode wordt ook aanbevolen in de PAS2050[13]. Hoe dichterbij het eindproduct in de keten, hoe minder specifiek de processen gekoppeld zijn aan het eindproduct. Bijvoorbeeld, in een supermarkt worden veel meer producten verkocht dan het tuinbouwproduct dat wordt onderzocht, dus welk algemeen deel van de processen van de supermarkt moet worden toegerekend aan het tuinbouwproduct? Zie ook Sectie 5.4.

De processen die specifiek gerelateerd zijn aan de tuinbouwketen worden voorgrondprocessen genoemd. Hiervan moet worden vastgesteld waar de processtappen gelokaliseerd zijn en hiervan moeten zoveel mogelijk specifieke data worden verzameld. Een voorbeeld van voorgrondprocessen is afvalverwerking.

Daarnaast zijn er ook zogenaamde achtergrondprocessen. Dit zijn processen die niet beïnvloed worden door de specifieke tuinbouwketen maar die wel toeleverend zijn aan de tuinbouwketen. Denk hierbij aan de productie van energiedragers, verpakkingsmaterialen en afvalverwerking. Gegevens over achtergrondprocessen kunnen op lokaal, nationaal en op wereldniveau worden gespecificeerd. Een voorbeeld van achtergrondprocessen is de productie van kunstmest of metalen die verhandeld worden op de wereldmarkt. Vaak zal er bij achtergrondprocessen gebruik gemaakt worden van meer algemene gemiddelde data. Wanneer er geen specifieke relatie is tussen de tuinbouwketen en deze materialen dan heeft het gebruik van deze data ook de voorkeur. Het valt dan immers niet te voorspellen waar een bepaald product is geproduceerd. Een wereld of Europees gemiddelde heeft dan de voorkeur boven een waarde van een specifiek productieproces op een bepaalde locatie. Figuur 10.1 illustreert wat voor type processen gebruikt worden in een tuinbouwketen en wat voor type representativiteit van data van belang is.

[13] PAS2050 volgt hierbij algemene richtlijnen zoals geformuleerd in de LCA ISO norm 14044: 2006 ten aanzien van representativiteit (periode, locatie, technologie), meetprecisie en onzekerheid, compleetheid en consistentie. Vervolgens worden een aantal specificaties gegeven over het gebruik van primaire en secundaire data en de mate van representativiteit en precisie.




*Figuur 10.1 Voorgrond en achtergrondprocessen in een tuinbouwketen en mate van specificiteit van procesinformatie.*

De PAS2050 geeft een aantal specifieke richtlijnen voor de selectie en het gebruik van data. In dit hoofdstuk geven we een nadere invulling van deze richtlijnen. Voorts verkennen we een aantal belangrijke voorgronddata voor tuinbouwproducten en gaan we in op een aantal bronnen voor achtergronddata.

## 10.2 Nadere analyse en voorstel voor data

### 10.2.1 Beschouwing van enkele relevante PAS2050 richtlijnen

De PAS2050 geeft een aantal richtlijnen voor de selectie en het gebruik van data. Hier verkennen we in hoeverre deze richtlijnen toegepast kunnen worden voor tuinbouwproducten en wat voor verdere specificaties nodig zijn:

1. Primaire meetgegevens

Het bedrijf dat de PAS2050 analyse uitvoert dient daarbij gebruik te maken van primaire meetgegevens voor wat betreft processen en activiteiten die in eigendom zijn of direct beheerd worden. Dit geldt biedt voor zogenaamde downstream processen die plaats vinden nadat het product is afgeleverd aan de klant. Echter, wanneer het bedrijf dat een carbon footprint conform de PAS2050 uitvoert een bijdrage levert van minder dan 10% van de upstream emissies door het product dat wordt afgeleverd aan de volgende schakel, dan geldt het gebruik van primaire meetgegevens voor de eerste upstream schakel die meer dan 10% bijdraagt. De primaire meetgegevens hebben overigens voornamelijk betrekking op energie- en materiaalverbruik en niet op de emissies van lachgas en methaan.

Dit principe betekent concreet voor een handelsbedrijf in tuinbouwproducten dat hij met zijn leverancier primaire meetgegevens van de teelt of van transport moet genereren. Voor de teelt is dat een logische vereiste. Voor het transport kan dat veel moeilijker zijn. Transport is vaak uitbesteed aan een transportonderneming, bijvoorbeeld een luchtvaartmaatschappij. Bij een strikte interpretatie van deze richtlijn zou dan voor het benodigde (gemiddeld of representatief) luchttransport moeten worden gemeten wat het brandstofverbruik is. Dit is waarschijnlijk wel te realiseren voor grote handelspartijen. Voor kleinere klanten zullen deze gegevens waarschijnlijk niet snel beschikbaar komen. Voor handelspartijen van tuinbouwproducten zijn standaard voor transport en teelten gewenst

2. Secondaire data

Secondaire data mogen gebuikt worden voor alle andere processen waarbij de best mogelijke data moeten worden geselecteerd, uitgaande van de LCA ISO 14044: 2006 norm ten aanzien van representativiteit (periode, locatie, technologie), meetprecisie en onzekerheid, compleetheid en consistentie. Daar voegt de PAS2050 aan toe dat secondaire data verkregen uit een PAS2050 analyse de voorkeur verdienen boven andere secondaire data. Wanneer deze data niet beschikbaar zijn dan hebben data uit peer-reviewed publicaties en data van andere competente onafhankelijke bronnen (zoals overheidsorganisaties) de voorkeur. Voor de toekomst geeft de PAS2050 aan dat ze zal bestuderen of de ILCD data geschikt zijn[14]. Op basis van deze richtlijn hebben we specifieke voorgronddata voor de Nederlandse teelt opgesteld die als secondaire data kan worden gebruikt door handelspartijen. Ook hebben we een selectie gemaakt van te gebruiken achtergronddata uitgaande van de specifieke allocatie en systeemafbakening vereisten die we in het protocol voor de berekening van broeikasgasemissies door de productie van tuinbouwproducten gaan hanteren. Vooralsnog zijn daarvoor geen externe databronnen die hier volledig op aansluiten en hebben vooralsnog een eigen dataset opgesteld (zie achtergronddata).

3. Veranderingen in de levenscyclus van een product

In de PAS2050 wordt een aantal criteria geformuleerd voor het regelmatig actualiseren van data. Deze criteria zijn weliswaar logisch maar mogelijk te streng gezien de praktijk van productie bij tuinbouw verwerkende bedrijven. Hier wordt verder niet op ingegaan, uit de praktijk moet de werkbaarheid blijken.

4. Periodieke variaties in het broeikaseffect

PAS2050 stelt dat bij een periodieke variatie in de broeikasgasemissies een gemiddelde moet worden berekend over een periode die geschikt is om deze periodieke variatie uit te middelen. In het geval van een continue teelt zou dat tenminste een jaar moeten zijn maar gezien de mogelijke fluctuaties in opbrengsten zou dat uitgemiddeld kunnen worden over meerdere jaren. Daarbij geldt dan wel dat er in die periode geen verstorende situaties of veranderingen hebben plaatsgevonden. Hierbij kan gedacht worden aan plagen in de teelt waardoor de opbrengst lager is dan verwacht of veranderingen in de gebruikte apparatuur. Denk bijvoorbeeld aan het plaatsen en inregelen van een WKK installatie. Ook zou beargumenteerd kunnen worden dat er een klimaatcorrectie zou moeten plaats vinden. In Nederland kennen we al een dergelijk systeem waarbij het gasverbruik in de glastuinbouw wordt gecorrigeerd op basis van graaddagen. We stellen voor deze correctie toe te passen op stookteelten.

Voor gewassen die in een bouwplan worden geteeld in de vollegrond stellen we voor om een meerjaargemiddelde te hanteren van tenminste twee jaar waarin inputs en outputs worden uitgemiddeld over deze periode en toegedeeld worden naar de gewassen (Hoofdstuk 5). In het geval van volgteelten die niet nadrukkelijk verbonden zijn in een bouwplan of rotatieschema kan overwogen worden om de teeltperiode te hanteren als de periode waarover de broeikasgasemissies wordt vastgesteld. Daarvoor geldt dan wel dat de teelt in de praktijk duidelijk af te scheiden moet zijn van de teelt daarvoor of daarna[15].

5. Steekproefdata

Wanneer er meerdere productielijnen of toeleverende bedrijven aanwezige zijn dan mag gebruik worden gemaakt waarbij de LCA ISO 14044: 2006 richtlijnen ten aanzien van representativiteit (periode, locatie, technologie), meetprecisie en onzekerheid, compleetheid en consistentie in acht worden genomen. Met andere woorden wanneer voldoende aannemelijk gemaakt kan worden dat slechts voor een gedeelte van de productie data hoeft te worden verzameld dan is dat toegestaan. Voor tuinbouwproducten is dat relevant voor de handelspartijen en voor bewerkende verwerkende bedrijven zoals groentesnijbedrijven en conservenfabrieken. De variatie zit hem daarbij

[14] Deze data worden opgesteld in het kader van een Europees LCA harmonisatieproject EPLCA

[15] Deze uitgangspunten impliceren onder andere dat aanbevolen wordt om voor een jaarrond teelt als tomaten alleen jaargemiddelden te berekenen. Het laten zien van de periodieke fluctuatie in broeikaseffect per geleverde periode heeft geen zin wanneer daar niet opgestuurd wordt en de teler toch jaarrond blijft telen.

vooral in het aangeleverd product. Om tot een betrouwbaar analyse te komen moet worden vastgesteld wat homogene grondstofcategorieën zijn en wat bijdrage is van de grondstoffen die worden verhandeld, bewerkt of verwerkt. Uiteraard is de praktische uitwerking ook afhankelijk van het product dat in beschouwing wordt genomen. Het aantal leveranciers dat gegevens moet aanleveren kan snel oplopen. Een samengesteld gesneden groentepakket bevat al snel vijf verschillende groenten waarvan de herkomst door het jaar kan variëren. Dat betekent dat een steekproef van vier leveranciers per groente al snel nodig is om tot een betrouwbaar resultaat te komen. Er zijn dus gegevens nodig van twintig bedrijven. Afhankelijk van het aandeel van de te verwachten broeikasgasemissies dat deels kan worden afgeleid van het gewichtsaandeel en deels van standaard berekende broeikasgasemissies ten aanzien van teelten, kan er mogelijk worden volstaan met minder gegevens.

6. Emissiedata voor het verbruik van brandstoffen en energiedragers (elektriciteit en warmte)

De PAS050 specificeert hier een aantal zaken nogmaals die eerder al zijn vastgesteld bij het onderwerp systeemafbakening, namelijk dat de productie van energiedragers vanaf de winning van de brandstoffen tot en met de leverantie van de energiedrager meegenomen moeten worden (exclusief kapitaal goederen). Dat geldt ook voor de energiedragers die als hernieuwbaar of groen worden getypeerd. Dat betekent bij biomassa dat het gehele productietraject meegenomen moet worden. Deze aanbevelingen worden hier uiteraard ook gevolgd.

Voor het Nederlands elektriciteitsgebruik is verder van belang dat gebruik gemaakt moet worden van de elektriciteitsmix die gecorrigeerd is voor WKK levering aan het net en voor biomassa verkregen uit afvalverwerking. Beide processen zijn immers al meegerekend als een inverdieneffect op de broeikasgasemissies door de productie van tuinbouwproducten (zie Secties 5.2 en 5.6). Voor 2007 wordt de broeikasgasemissie door elektriciteitsproductie met een Nederlandse elektriciteitsmix vanwege de directe verbranding van brandstoffen 0,58 kg CO2eq/kWh in plaats van 0,46 kg CO2eq /kWh (Tabel 10.1). In Tabel 10.1 zijn niet de waarden van productie van aardgas en steenkool verdisconteert.

*Tabel 10.1*

| | gram CO2eq/ kWh | Verdeling 2007 | gram CO2eq/ kWh | Verdeling 2007 Gecorrigeerd | gram CO2eq/ kWh |
|---|---|---|---|---|---|
| Kernenergie | 0 | 6% | 0 | 11% | 0 |
| Aardgas WKK | 300 | 43% | 129 | | 0 |
| Aardgas gemiddeld | 450 | 24% | 108 | 42% | 189 |
| Stookolie | 660 | 0% | 0 | 0% | 0 |
| Kolen | 870 | 24% | 208 | 42% | 366 |
| overig | 483 | 3% | 14 | 5% | 25 |
| Totaal | | 100% | 460 | 100% | 581 |

Deze correctie zou bij het consequent hanteren van allocatieregels ook voor buitenlandse elektriciteitsproductie moeten plaats vinden. Het effect zal in de meeste Europese landen kleiner zijn vanwege het overwegend lager aandeel van WKK in de elektriciteitsvoorziening.

### 10.2.2 Standaard secondaire data van voorgrondprocessen voor tuinbouwketens

In deze paragraaf gaan we in op een aantal belangrijke voorgrondprocessen en bronnen van voorgronddata. Achtereenvolgens bespreken we:

1. KWIN data
2. Methaanslip bij WKK in de tuinbouw

1. KWIN data voor eerste orde berekende broeikasgasemissies door Nederlandse teelten

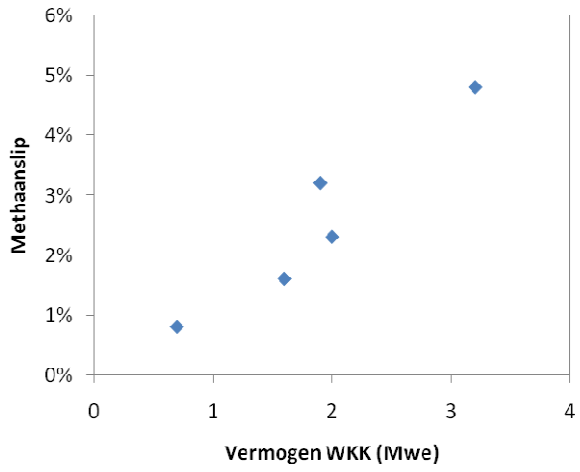
In Nederland wordt door de WUR PPO een aantal handboeken beheerd met technische kengetallen voor de tuinbouw. Deze zogenaamde KWIN handboeken (KWIN staat voor kwantitatieve informatie) bevatten een groot aantal kengetallen die representatief zijn voor de gemiddelde teeltsituatie in Nederland en daarom goed bruikbaar voor een eerste iteratie in de berekening van broeikasgasemissies. Er zijn diverse KWIN publicaties beschikbaar voor:

- akkerbouw en vollegrondsgroente
- glastuinbouw
- fruit
- boomteelt

Met behulp van de KWIN data gecombineerd met broeikasgasemissie gegevens over methaanslip en veen en de achtergrondprocessen kan in veel gevallen een betrouwbare eerste orde broeikasgasemissie berekening worden gemaakt. De KWIN glastuinbouw en vollegrondsgroenten en akkerbouw (KWIN 2007) zijn opgenomen in een rekentool waarmee "tuinbouw Nederland" zijn broeikasgasemissie berekening kan maken en waaraan hij vervolgens zijn eigen specifieke data aan toe te voegen om de berekening nauwkeuriger te maken.

2. Methaanslip bij WKK's

Bij de verbranding van aardgas in een WKK ontsnapt een deel van het methaan in het aardgas aan het verbrandingsproces en wordt via de uitlaatgassen geëmitteerd. Op basis van metingen (De Laat et al. 2001) en latere bijstellingen (Van Dijk 2004) is een gemiddelde methaanslip van 1,8% (percentage van de brandstofinput) te herleiden voor de toegepaste WKK's in de glastuinbouw. Dit gemiddelde is toegepast in de eerdere fasen van dit project (Kool et al. 2007). Recente metingen (Dueck et al. 2008 en Olthuis en Engelen 2007) geven het beeld dat in de praktijk de methaanslip zich rond dit gemiddelde beweegt. De methaanslip van de vijf onderzochte WKK's in het WUR onderzoek (Dueck et al. 2008) varieerde van 0,7 – 4,5 % waarbij het beeld bevestigd wordt dat de methaanslip positief gecorreleerd is met het vermogen van de WKK. Met andere woorden hoe hoger het vermogen hoe hoger de methaanslip (Figuur 10.1).




*Figuur 10.1 Gemeten methaanslip (als percentage van de ingaande brandstof) bij 5 WKK's met oplopend vermogen (Dueck, et al. 2008).*

De KEMA (Olthuis en Engelen 2007) heeft bij 10 installaties in de range van ongeveer 1500 – 5000 kWh de methaanslip onderzocht en vond een vergelijkbare spreiding van 1,5% - 4,3% . Daarin is een spreiding te zien en ook het beeld van een lineair verband tussen vermogen van de WKK en methaanslip wordt daarin bevestigd.

Afgezien van één motor met een groot vermogen van 5 Mwe die een relatief lage methaanslib liet zien. Uit de onderzoeken van WUR en KEMA is een gemiddelde methaanslip te herleiden die in beide gevallen uitkomt op van 2,5% (als percentage van de brandstofinput). Dit gemiddelde is inclusief de relatief hoge en lage score van enkele bedrijven. Veruit de meest toegepaste WKK's zitten wat betreft vermogen in de range van 1000 – 2000 kWh. Het gemiddelde van de installaties die binnen die range vallen is zowel in het WUR als KEMA rapport (afgerond) 2,3% (of 1230 mg C/ $m^3$).

WKK installaties moeten voldoen aan het Besluit Emissie Eisen Stookinstallaties B (BEES-B). In het najaar van 2008 heeft de Minister van VROM in een brief aan de Tweede Kamer (9 december 2008) aangekondigd dat de eisen in dit besluit worden aangescherpt. Deze actualisatie van het Besluit Emissie Eisen Stookinstallaties B (BEES-B) omvat ook een eis voor de emissie van koolwaterstoffen (dus ook methaan). Die actualisatie zal naar verwachting nog voor de zomer van 2009 in werking treden. De eis voor methaan in het ontwerpbesluit is 1500 mg C/$m^3$ voor met gasgestookte WKK-installaties (VROM, 2008 en Bussemaker, 2008). De hoogte van deze eis komt overeen met een methaanemissie van 528 g CH4/GJ brandstofinput, oftewel een methaanslip percentage van 2,8%. Deze eis ligt daarmee hoger dan het gemiddelde beeld uit de van de WUR (Dueck et al. 2008) en KEMA (Olthuis en Engelen 2007).

Hoogstwaarschijnlijk moeten bedrijven in de loop van 2009 aan de emissie-eis van 1500 mg C/$m^3$ moeten gaan voldoen en het beeld dat de meest gebruikte WKK's in de range van 1-2 Mwe daar gemiddeld al onder blijven, gaan we in deze studie uit van de gemiddelde methaanslip bij WKK's in die range, te weten 1230 mg C/ $m^3$o (oftewel een methaanslip van 2,3% als percentage van de brandstofinput). Deze waarde staat gelijk aan een methaanemissie van 13,71 g $CH_4$ per $m^3$ aardgas dat in de WKK gebruikt wordt. Omgerekend naar broeikasgasequivalenten (GWP van methaan is 25, op basis van IPCC (2007) is dat een broeikasgasemissie van 343 g CO2eq/$m^3$ gas in de WKK . Deze emissie ten gevolge van de methaanslip komt dus extra bovenop de emissies vanwege verbranding en productie van aardgas. Echter bij de verbranding van aardgas in de WKK en de daarbij vrijkomende koolstofdioxide dient de niet-verbrande methaan (2,3% methaanslip) verrekend te worden. Die 2,3% van het methaan is namelijk niet verbrand en er dient dus voorkomen te worden dat dat dubbel wordt meegeteld. Bij verbranding van 1 m3 aardgas komt met een methaanslip% van 2,3% een broeikasgasemissie vrij van 1,73 kg $CO_2$ (in plaats van 1,77 bij 0% slip). Bij elkaar geeft de verbranding van een $m^3$ aardgas in de WKK daarmee een broeikasgasemissie van 1,73+0,1+0,343 = 2,173 kg $CO^2$eq/$m^3$ gasinput.

### 10.2.3 Data voor achtergrondprocessen

De berekende broeikasgasemissies van een tuinbouwproduct wordt behalve in het geval van een glastuinbouwproduct op basis van stookteelt grotendeels bepaald door andere processen dan het energiegebruik op het tuinbouwbedrijf (zie ook Figuur 3.4 in Hoofdstuk 3).

De bijdrage in totale berekende broeikasgasemissies van een tuinbouwproduct vanwege productie van brandstoffen, elektriciteit en materialen kan oplopen tot meer dan 60% in het geval van verwerkte producten maar is altijd nog ongeveer 10% in het geval van stookteelten onder glas in Nederland. De volgende productieprocessen hebben een goed zichtbare bijdrage in het broeikaseffect:

- productie van brandstoffen die worden verbrand op het bedrijf (aardolieproducten, aardgas)
- productie van ingekochte elektriciteit en warmte
- productie van kunstmest
- productie van diverse materialen voor substraten, stellingen, afdek- en kasmateriaal en uiteraard verpakkingen, etc.

De keuze en betrouwbaarheid van de achtergronddata en de consistentie met de doelen en systeemafbakening van de uitgevoerde LCA zijn dus van groot belang. Voor deze data zijn er vijf type databronnen te onderscheiden:

1. Primaire databronnen vanuit industrie, brancheverenigingen of brancheonderzoek
2. LCA databases
3. LCA onderzoeken
4. Data vanuit (inter)nationale en statistieken
5. Database gekoppeld aan Broeikaseffect monitoring en Energie benchmarks.

Hieronder verkennen we een deze databronnen en doen een aantal aanbevelingen over het gebruik

1. Primaire sectorale databronnen.

Er zijn diverse primaire databronnen voor basismaterialen, verpakkingsmaterialen en kunstmest. Vaak heeft een Europese of nationale sector het initiatief genomen om LCA data te verzamelen en beschikbaar te stellen. Bekende databronnen zijn de databases van de Europese brancheverenigingen voor Plastic, Staal en Papier- en Kartonfabrikanten. Ook zijn er van diverse materiaalsectoren gedegen onderzoeken beschikbaar, o.a gefinancierd door de sector ten aanzien van de milieueffecten waaronder het broeikaseffect van de productieketen. Denk hierbij aan de studie van Davis & Haglund (1999) voor de kunstmestindustrie. Deze studies vormen overigens vaak de basis voor meer centraal beheerde (commerciële) LCA database zoals die van Eco-invent (zie www. http://www.ecoinvent.ch/), zie volgende paragraaf. Hoewel veel van deze data niet meer geheel up to date zijn, zijn ze nog goed bruikbaar voor een eerste orde analyse of een analyse waarbij het materiaalverbruik geen substantieel onderdeel uitmaakt van de broeikaseffectscore van het tuinbouwproduct. Anderzijds is het in de praktijk vaak moeilijk om op korte termijn data van betere kwaliteit te verkrijgen. Een groot voordeel van veel branchdata is dat ze op een geografisch groot schaal niveau zijn opgesteld (bijvoorbeeld representatief voor West Europa of Western World) dat tevens ook het representatief is voor het onderzoek. Immers, veel materialen worden van een commodity markt betrokken en specifieke data van één bedrijf zijn dan vaak niet geschikt, ook al zijn ze wellicht actueler en meer precies.

2. LCA databases

Er is een aantal internationale databases beschikbaar, gedeeltelijk commercieel, gedeeltelijk publiek, voor de uitvoering van LCA´s. Bekende en bruikbare databases zijn de Deense LCA food data, de `Europese` ELCD data en de Zwitserse Eco-invent database. Al deze databases richten zich voornamelijk op Europa en zijn met name goed bruikbaar vanwege de beschikbaarheid van systematisch doorgerekende cumulatieve broeikaseffectscores van productie van de diverse energiedragers. De basisdata die daarvoor worden gebruikt zijn voor een belangrijk deel afkomstig van internationale databases ten aanzien van energie monitoring en van materiaalproducenten.

De data die LCA databases leveren ten aanzien van materialen en kunstmeststoffen zijn vaak afkomstig uit de eerder genoemde primaire databronnen maar dan verder bewerkt en zoveel mogelijk consistent gemaakt met de systeemafbakening en allocatieregels die in de LCA databases worden gebruikt. Een nadeel is dat een groot deel van de data in de LCA databases tussen de 5 en de 10 jaar oud zijn van data. De data over energieprocessen zijn daarentegen recenter.

Een ander nadeel van de databases is dat ze zijn opgesteld met een systeemafbakening en op basis van allocatieregels die afwijken van wat gewenst is voor de broeikaseffectanalyses voor tuinbouwproducten (bijvoorbeeld cf de PAS 2050 of de best practice afbakening). Een gunstige ontwikkeling ten aanzien van de Eco-invent database is dat ze straks custom made voor verschillende vormen van systeemafbakening en allocatie beschikbaar komen. Ook is het nu vaak niet mogelijk om de mate van recycling te variëren met de data die vanuit LCA databases komen.

3. LCA onderzoeken

Voor LCA onderzoeken gelden de zelfde opmerkingen als voor LCA databases. In hoeverre de keuzes ten aanzien van systeemafbakening en allocatie en de representativiteit van het onderzoek "passend" is, bepaalt de bruikbaarheid. Een veel gevolgde strategie door LCA onderzoekers bij het gebruik van deze studies is dat niet de resultaten maar de verzamelde data worden gebruikt en aangepast aan het eigen LCA model.

4. Data vanuit internationale statistieken

Data voor de productie van elektriciteit (inclusief warmte) met betrekking tot de gebruikte brandstofmix en het opwekkingsrendement worden wereldwijd geïnventariseerd door de International Energy Agency (www.iea.org). Vervolgens worden deze data door de OECD weer gebruikt voor de berekening van broeikasgasemissies per kWh per land uitgaande van de broeikasgasemissie bij verbranding van de diverse brandstoffen en het energetisch rendement van de centrale (zie bijv. International Energy Agency Data Services. 2006. "CO2 Emissions from Fuel Combustion (2007 Edition)". Voor Europa leveren Eco-invent, ELCD en GEMIS specifieke cijfers voor de productie van elektriciteit, exclusief warmte en inclusief de broeikasgasemissies van de productie van brandstoffen. Voor elektriciteit zijn er dus volledige en recente data per land beschikbaar.

5. Database gekoppeld aan Broeikaseffect monitoring en Energie benchmarks.

Een andere bron van energiedata van de industrie zijn de diverse energie benchmarks. In Nederland heeft in het kader van de meerjaren afspraken energie een groot aantal grote bedrijven het convenant benchmarking energie-efficiency ondertekend. Dit impliceert dat bedrijven hebben afgesproken om tot de wereldtop te gaan behoren wat betreft energie-efficiency en dat ze dat in kaart brengen. Voor veel energie-intensieve sectoren zijn dus gegevens beschikbaar over het gemiddelde energiegebruik wereldwijd en de verdeling daarvan. Deze gegevens worden thans echter niet openbaar gepubliceerd maar het geeft wel aan dat er centraal meer recente gegevens beschikbaar zijn dan in de LCA databases zijn opgenomen. De benchmark resultaten van het convenant die wel gepubliceerd worden laten zien dat er sprake is van behoorlijke verbeteringen in de energie-efficiency en spreiding in het energiegebruik tussen bedrijven.

### *Enkele databronnen voor achtergrondprocessen*

Per materiaalcategorie word hieronder beknopt ingegaan op beschikbare gegevens en eventuele verschillen tussen databronnen. Opgemerkt moet daarbij worden dat het hier nog gaat om een globale inventarisatie van databronnen omdat hier aan minder prioriteit is gegeven vanwege het minder specifieke karakter voor de tuinbouw.

Productie van brandstoffen

De belangrijkste brandstoffen die in tuinbouwketens worden verstookt zijn:

- stookolie bij scheepstransport in elektriciteitscentrales in tuinderijen en verwerkende bedrijven
- diesel bij transport over de weg
- kerosine voor vliegtuigen
- aardgas in de glastuinbouw, bij verwerklende bedrijven en elektriciteitsbedrijven
- steenkool en bruinkool voor productie van elektriciteit.

*Tabel 10.2 Verschillen tussen Eco-invent en ELCD data in energiegebruik voor de productie van brandstoffen*

| | Verbranding Gr CO2/m3 of kg | Verbranding gr CO2-eq/MJ | Productie cf Ecoinvent gr CO2/MJ | | Productie cf ELCD gr CO2/MJ | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Aardgas | 1,81 | 57 | 10 | 18% | 15,6 | 27% |
| Diesel | 3,24 | 76 | 12 | 16% | 10,4 | 14% |
| zware stookolie | 3,27 | 80 | 11 | 14% | 9,6 | 12% |
| Kerosine | 3,20 | 74 | 12 | 16% | 9,1 | 12% |

Tabel 10.2 laat zien dat tussen de verschillende databronnen nog behoorlijke verschillen kunnen bestaan tussen het energiegebruik ten behoeve van de productie van brandstoffen. Naast verschillen in systeemafbakening zijn ook verschillen in ruimtelijke representativiteit belangrijk. De verschillen in broeikaseffect in het productietraject tot aan de consument zijn groot. Volgens de Eco-invent database is het extra broeikaseffect boven op de (volledige) verbranding van Nederlands aardgas 5,3% en voor Oostenrijks aardgas is dat 38,4% (Tabel 10.3). Oftewel aardgas stoken is in Nederland een stuk schoner ten opzichte van diesel dan in andere Europese landen zoals Oostenrijk.

*Tabel 9.3 Extra broeikasgasemissie boven op de verbranding van aardgas (high pressure) volgens Eco-invent*

| | Extra broeikaseffect vanwege upstream productie voor aardgas |
|---|---|
| EU gemiddeld | 19,9% |
| Duitsland | 21,1% |
| Frankrijk | 21,4% |
| Nederland | 5,3% |
| Oostenrijk | 38,4% |
| Ierland | 7,7% |
| Engeland | 3,5% |

Ook in Duits onderzoek komt in grote lijnen dit beeld ten aanzien van extra broeikaseffect vanwege productie van brandstoffen naar voren vanuit onderzoek van Wuppertal (geciteerd in CE 2006). Dit onderzoek gebruikt de GEMIS database http://www.oeko.de/service/gemis/en/.

*Tabel 9.3 Resultaten van het Wuppertal instituut op basis van GEMIS database (zoals geciteerd in CE 2006)*

| | Volledige verbranding (g CO2-eq/MJ) | Productie tot aan verbranding (g CO2-eq/MJ) |
|---|---|---|
| Aardgas | 56 | 10-25 |
| Aardolie | 77 | 10 |
| Steenkool | 92 | 15 |
| Ligniet | 110 | 27,5 |

Recent onderzoek naar de broeikasgasemissies in de productiefase van aardgas uitgevoerd door het CE voor de International Gas Union laat eveneens het beeld zien dat er grote verschillen zijn in de zogenaamde upstream emissies tot en met opslag (Tabel 10.4).

*Tabel 10.4 Upstream emissies vanuit recent onderzoek van International Gas Union*

| | Gram $CO_2/m^3$ aardgas | | |
|---|---|---|---|
| | gemiddeld | NWE/E | Russia/Asia |
| Aardgasproductie | 162 | 35 | 120 |
| Aardgastransport | 216 | 11 | 310 |
| Aardgasverbranding | 1772 | 1772 | 1772 |
| extra CO2-emissie boven op verbranding | 21,3% | 2,6% | 24,3% |

### *Voorstel standaard upstream broeikasgasemissies voor Nederland*

Gezien de resultaten uit de verschillende databases en LCA onderzoek ten aanzien van upstream emissies stellen we de volgende factoren voor, voor de Nederlandse situatie (Tabel 10.5 en 10.6)

*Tabel 10.5 Emissiefactoren voor verbranding en productie van brandstoffen*

| | Volledige verbranding (g CO2-eq/MJ) Vreuls 2006 | Productie tot aan verbranding (g CO2-eq/MJ) |
|---|---|---|
| Aardgas | 56,8 | 3 |
| Aardolieproducten | 77 | 10 |
| Steenkool | 92 | 15 |

*Tabel 10.6 Emissiefactoren voor verbranding en productie van brandstoffen*

| | | ex precom | precomb | inc per com |
|---|---|---|---|---|
| | | Kg CO2 eq /eenheid | | |
| ruwe olie | Kg | 3,13 | 0,43 | 3,56 |
| motorbenzine | kg | 3,17 | 0,44 | 3,61 |
| kerosine | kg | 3,11 | 0,44 | 3,55 |
| petroleum | kg | 3,10 | 0,43 | 3,53 |
| Diesel | kg | 3,17 | 0,43 | 3,60 |
| zware stoololie | kg | 3,17 | 0,41 | 3,58 |
| smeerolie | kg | 3,03 | 0,41 | 3,45 |
| antraciet | kg | 2,61 | 0,40 | 3,01 |
| cokeskolen | kg | 2,70 | 0,43 | 3,13 |
| steenkool | kg | 2,32 | 0,37 | 2,69 |
| bruinkool | kg | 2,02 | 0,30 | 2,32 |
| Aardgas | m3 | 1,78 | 0,09 | 1,87 |

<u>Productie van elektriciteit en/of warmte</u>

Een belangrijke en behoorlijk volledige bron voor de productie van elektriciteit en warmte zijn de OECD data uit de jaarlijkse publicatie "CO2 Emissions from Fuel Combustion". Hierin worden data per land gegeven voor de kg CO2eq bij energieproductie (kWh en verkochte warmte) in elektriciteitscentrales uitgaande van de broeikasgasemissie die vrijkomt vanuit de verbranding van brandstoffen. De OECD data zijn weer gebaseerd op de data van de IEA die jaarlijks een publicatie uitgeeft ten aanzien van de samenstelling van elektriciteitproductie in landen en de rendementen. Eco-invent gaat van dezelfde basis uit maar scheidt de warmteproductie af en 'voegt toe' de productie van brandstoffen en kapitaalgoederen (elektriciteitscentrales en elektriciteitsnet).

*Tabel 10.7 Vergelijk van broeikasgasemissies van elektriciteitproductie van OECD (2007) en Ecoinvent (2007)*

| | kg CO2-eq/kWh Ecoinvent | kg CO2-eq/kWh OECD | Relatief verschil Ecoinvent versus OECD | Absoluut verschil Ecoinvent minus OECD kg CO2-eq/kWh |
|---|---|---|---|---|
| AT | 0,387 | 0,221 | 175% | 0,17 |
| BE | 0,330 | 0,281 | 117% | 0,05 |
| CH | 0,111 | 0,024 | 464% | 0,09 |
| ES | 0,499 | 0,383 | 130% | 0,12 |
| FR | 0,089 | 0,087 | 103% | 0,00 |
| GR | 0,973 | 0,781 | 125% | 0,19 |
| IT | 0,565 | 0,455 | 124% | 0,11 |
| LU | 0,558 | 0,333 | 168% | 0,22 |
| NL | 0,669 | 0,440 | 152% | 0,23 |
| PT | 0,594 | 0,452 | 131% | 0,14 |
| DE | 0,639 | 0,453 | 141% | 0,19 |
| DK | 0,557 | 0,308 | 181% | 0,25 |
| FI | 0,296 | 0,261 | 114% | 0,04 |
| GB | 0,582 | 0,467 | 125% | 0,12 |
| IE | 0,762 | 0,573 | 133% | 0,19 |
| SE | 0,086 | 0,051 | 168% | 0,03 |
| NO | 0,033 | 0,007 | 478% | 0,03 |
| CZ | 0,794 | 0,503 | 158% | 0,29 |
| HU | 0,618 | 0,401 | 154% | 0,22 |
| PL | 1,101 | 0,665 | 166% | 0,44 |
| SK | 0,452 | 0,247 | 183% | 0,20 |
| SI | 0,425 | 0,336 | 126% | 0,09 |
| HR | 0,465 | 0,298 | 156% | 0,17 |
| BA | 0,660 | 0,589 | 112% | 0,07 |
| BG | 0,592 | 0,471 | 126% | 0,12 |
| RO | 0,652 | 0,418 | 156% | 0,23 |
| Gemiddeld | | | | 0,15 |

Het verschil tussen de Ecoinvent data en de OECD data is in relatieve termen erg groot en sterk variërend per land. In absolute termen is de variatie overigens kleiner en bedraagt die gemiddeld 0,15 kg CO2eq/kwh

Worden de in Tabel 10.7 aangegeven waarden voor elektriciteit vergeleken met de productiemix anno 2006 in Nederland inclusief duurzame energie en decentrale WKK (De Groot 2008), dan volgt voor Nederland het volgende overzicht.

| | |
|---|---|
| Productiemix, inclusief WKK exclusief precombustion | 0,46 kg CO2-eq/kWh |
| Productiemix, inclusief WKK, inclusief precopmbustion en methaanslip | 0, 51kg CO2-eq/kWh |
| Productiemix, exclusief WKK exclusief precombustion | 0,58 kg CO2-eq/kWh |
| Productiemix, exclusief WKK inclusief precombustion | 0,65 kg CO2-eq/kWh |

De waarde van Eco-invent van 0,67 CO2eq/kWh ligt hier iets boven hebben. Het viel buiten het bestek van deze studie om de verschillen die waarschijnlijk het gevolg zijn van keuzes in systeemafbakening en het gebruik van basisdata volledig te onderzoeken.

Productie van kunstmestsoorten

Davis en Haglund (1999) en Kongshaug (1998) geven de meest gebruikte oorspronkelijke industriedata in studies en vormen ook de basis voor LCA databases zoals eco-invent. In onderstaande tabel is een vergelijk gemaakt van enkele bronnen. De " Review of Greenhouse Gas Emission Factors for Fertiliser Production." van de IEA taskforce bioenergy (Wood en Cowie 2004) benoemt deze bronnen ook als meest volledig en kunnen ook gebruikt worden in een eerste rekentool.

*Tabel 10.8*

| Stikstof fertilzer | Davis en Hagelund 1999 | Kongshaug 1998 | Williams et al. 2006 | Econinvent 2007 |
|---|---|---|---|---|
| N (KAS WE gemiddeld) | 7,48 | 6,89 | 7,4 | 8,8 |
| N (ureum) | 4,00 | 1,33 | 3,5 | 3,4 |
| N (Ureum Ammonium Nitraat) | 5,67 | 4,10 | | 5,9 |
| N (ammoniumnitraat) | 7,03 | 6,80 | 7,2 | 8,6 |
| P-fertilizers | | | | |
| Triple super fosfaat | 1,04 | 0,35 | 1,2 | 2,7 |
| Single super fosfaat | 1,05 | 0,10 | 0,6 | 2,1 |
| N-P-fertilizers | | | | |
| Mono-ammonium fosfaat | 0,70 | 0,31 | | |
| Di-ammonium fosfaat | 0,87 | 0,46 | | |
| N-P-K-fertilizers | | | | |
| Phosph. Acid 15-15-15 | 1,12 | 0,97 | | |
| Nitrofosfaat 15-15-15 | 1,18 | 0,83 | | |

Productie van materialen

Belangrijke materialen die gebruikt worden in de tuinbouwketens zijn kunststoffen, metalen, glas beton, hout en papier en karton.

*Tabel 10.9*

| Materiaalcategorie | Materialen | Producttoepassingen |
|---|---|---|
| Kunststoffen | Thermoplastics: LDPE, HDPE, PP, PVC, PETP, PA<br>Synthetische rubbers, SBR | Verpakkingen, landbouwfolies, plantenpotjes, luierfolies, substraten, kassen, goten, leidingen, etc. |
| Metalen | Staal, Aluminium, Zink, Koper | Verpakkingen, (elektriciteits)leidingen, gotten, stellagemateriaal, kasmateriaal |
| Keramische en steenachtige materialen | Glas, baksteen, beton, Steenwol;, glaswol | Verpakkingen, substraten, schuren, |
| Natuurlijke materialen | Hout, papier, karton, turf, potgrond, kokosvezels, etc. | Verpakkingen, constructiemateriaal, substraten |
| Chemicaliën organisch | | Bestrijdingsmiddelen, reinigingsmiddelen |

Om deze materialen te produceren zijn er verschillende productieroutes beschikbaar. Belangrijke variabelen voor het broeikaseffect zijn:

- productieproces
- efficiency van proces
- mate van inzet van secundaire of primaire materialen.
- ingezette of toegerekende energieproductieprocessen

In de regel geldt dat hoe hoger de inzet van secundair materiaal hoe lager het broeikaseffect zal zijn.

De diverse databronnen geven een behoorlijke variatie in de broeikaseffectscore van producten, processen en materialen terwijl niet op voorhand duidelijk is hoe dit verschil door wordt veroorzaakt. Bij de verdere ontwikkeling van een protocol is het standaardiseren van het gebruik van databronnen belangrijk.
Voor een aantal typen tuinbouwproducten waar de broeikaseffectbijdrage van materialen groot is, is de keuze van databron van grote invloed op de broeikaseffectscores. Bij de verdere ontwikkeling van een protocol en een rekentool verdient dit dus ook de nodige aandacht.

Er zijn in principe twee strategieën denkbaar voor het selecteren en beheren van achtergronddata.

1. aansluiten bij bestaande databases
2. zelf een database ontwikkelen en beheren

Deze twee richtingen worden hier kort verkend.

1. Aansluiten bij bestaande databases

Het aansluiten bij bestaande databases heeft een aantal grote voordelen, zoals:

- het beheer van de databases (validatie en actualisering) ligt bij een derde partij wat de garantie biedt dat
- interne consistentie van de gebruikte data

Nadeel

- Invloed op kwaliteit en verbetering is laag
- Inzicht op opbouw van data is vaak beperkt
- data zijn soms/vaak gedateerd
- flexibiliteit is beperkt, bijvoorbeeld voor berekening van inzet van secundair materiaal

2 Zelf database ontwikkelen en beheren in afstemming met databases van bedrijven en branches

Deze aanpak vergt een eenmalige investering van tijd en geld maar heeft een aantal voordelen boven de eerste optie.

- opbouw en kwaliteit van data is bekend
- flexibele inzet van secundair en primair materiaal kan worden ontwikkeld,
- uitvoering van gewenste allocatieregels is mogelijk

Vooralsnog is er voor gekozen om een beperkte standaard dataset te ontwikkelen die de mogelijkheid biedt om te kunnen variëren in de mate van recycling en de het afvalverwerkingscenario.

## 10.3 Aanbevelingen voor protocol

Vooralsnog is er een beperkte set van data opgenomen in de tool waarmee onderzoekers een inschatting kunnen maken van de belangrijkste materialen. Het blijkt overigens ook al voor onderzoekers op het gebied van broeikaseffect van landbouw het lastig om het onderdeel materialen in te vullen omdat dat specifieke kennis vereist.

## 10.4 Aanbevelingen voor nader onderzoek

- Verdere ontwikkeling van een aantal standaard producten afhankelijk van doelgroep en gebruik van rekentool.
- Optimum zoeken tussen maatwerk, flexibiliteit en aansluiten bij de mainstream databases

# Referenties


Aarts, R. A. 1999. Milieukeur substraat, onderzoek ten behoeve van het opstellen van Milieukeurcriteria. SV&A report no. Msp/3-2, Leiden.

Alterra 2009. http://www.alterra.wur.nl/NL/onderzoek /Werkveld+Bodem/LD/VEE/

Arcadis 2006 ?

Audsley A, Alber S, Clift R, Cowell S, Crettaz R, Gaillard G, Hausheer J, Jolliett O, Kleijn R, Mortensen B, Pearce D, Roger E, Teulon H, Weidema B, Zeijts H van (1997): Harmonisation of environmental Life Cycle Assessment for agriculture. Final report, concerted action AIR3-CT94-2028, European commission DG VI, Brussels, Belgium, p 139

Bakker Wiltink 2006. Persoonlijke communicatie ten aanzien van brandstofverbruik wagenpark

Bergsma G.C. et al. 2004. Verkenning van een nieuwe milieumethodiek voor verpakkingen en integratie met productbeleid. CE/KPMG, Delft

Bertens, M., 2008. Mondelinge mededeling potgrondsamenstelling (Lentse potgrond/ Hortimea).

Bindraban, P.S. en F. Grecco. 2008. The sustainability and resource use of soybean cultivation. In: Berkum, S. en P.S. Bindraban (editors) Towards sustainable soy. An assessment of opportunities and risks for soybean production based on a case study Brazil. LEI, Den Haag.

Blain, D. R. 2006. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 7: Wetlands,. In IPCC, *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas inventories.* (pp. 7.1-7.24).

Blok, Ch. 2008. Persoonlijke communicatie. Wageningen-UR Glastuinbouw, Bleiswijk.

Blonk, T.J. 1992 Broeikaseffect vanwege Materiaalverbruik in Nederland, Bureau B& G, Rotterdam.

Blonk, T.J. 2001 LCA champignons ten behoeve van het opstellen van Milieukeureisen voor paddestoelen, Blonk Milieu Advies, Gouda

Blonk, T.J. 2001. MONITORING milieuprestaties van duurzame landbouwinitiatieven: Pilotstudie bedekte teelt, Blonk Milieu Advies, Gouda

Blonk, T.J en R. Aarts 2005. Duurzaam Bier, Visiedocument Gulpener. Blonk Milieu Advies, Gouda.

Blonk, T.J. A. Kool en L.R.C. van der Vlaar, 2007. Landbouw en klimaat in Brabant. CLM en Blonk Milieu Advies, Culemborg 2007

Blonk, T.J. et al. 1997, Towards an environmental information structure for the Dutch foord industry (28 pagina's met 7 bijlagen), Gezamenlijk rapport IVAM-ER, en CLM, IVAM-ER 97-05, Universiteit van Amsterdam, Amsterdam

Blonk, T.J., A. Kool & B. Luske 2008. Milieueffecten van Nederlandse consumptie van eiwitrijke producten. Gevolgen van vervanging van dierlijke eiwitten anno 2008. Blonk Milieu Advies, Gouda.

Bos et al. 2007 Bos, J.F.F.P., J.J. de Haan en W. Sukkel, 2007. Energieverbruik, broeikasgasemissies en koolstofopslag; de biologische en de gangbare landbouw vergeleken. PRI Wageningen UR. Rapport 140.

Drecht van G, E. Schepper 1998. Actualisering van model NLOAD voor de nitraatuitspoeling van landbouwgronden; beschrijving van model en GIS-omgeving, RIVM, rapport nr. 711501002, Bitlthoven 1998.

BSI 2008. PAS 2050. Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissisions of goods and services. British Standards Institution (BSI).

CBS 2007. Duurzame energie in Nederland. Centraal Bureau voor de Statistiek, Voorburg/Heerlen.

Cleary, J. R. 2005. Greenhouse Gas Emissions from Canadian Peat Extraction, 1990-2000: A life-Cycle Analysis. *Ambio, vol 34, no 6* , 456-461.

Crill, P.M., Keller, M., Weitz, A., Grauel, B. & E. Veldkamp. 2000. Intensive field measurements of nitrous oxide emissions from a tropical agricultural soil. *Global Biogeochemical Cycles* **14**,volume 1:85-95.

Davis, J. and Haglund, C. 1999. Life Cycle Inventory (LCI) of Fertiliser Production.Fertiliser Products Used in Sweden and Western Europe. SIK-Report No. 654.Masters Thesis, Chalmers University of Technology.

Dueck, Th.A., van Dijk, C.J., Kempkes, F., van der Zalm, T. 2008. Emissies uit WKK installaties in de glastuinbouw. Wageningen UR Glastuinbouw. Januari 2008.

Ecoinvent 2007. ecoinvent data v2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007

EPA 2000, US Environmental Protection Agency, Office of Mobile Sources, Analysis of commercial marine vessels emissions and fuel consumption data.

FA-FAO 2001. Global estimates of gaseous emissions of NH3, NO and N2O from agricultural land.

Greenery 2008. Persoonlijke communicatie.

Groot, M.I. & G.J. van de Vreede. 2007. Achtergrondgegevens stroometikettering 2006. CE, Delft.

Groot, M.I. & G.J. van de Vreede. 2008. Achtergrondgegevens stroometikettering 2007. CE, Delft.

Guinee 2002 Handbook on Life Cycle AssessmentOperational Guide to the ISO Standards Series: Eco-Efficiency in Industry and Science , Vol. 7 Guinée, Jeroen B. (Ed.) 2002, 708 p., ISBN: 978-1-4020-0557-2

IFA-FAO 2001 IFA-FAO 2001. Global estimates of gaseous emissions of NH#, NO and N2O from agricultural land.

ILCD 2008 http://lct.jrc.ec.europa.eu/eplca/deliverables-1/ILCD-Draft-Main-guidance-document-for-all-applications-and-scope-situations-22May2008-Home-reducet.pdf

IPCC 1996. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. JT Houghton, LG Meira Filho, B Lim, K Treanton, I Mamaty, Y Bonduki, DJ Griggs and BA Callender (Eds) IPCC/OECD/IEA. UK Meteorological Office, Bracknell

IPCC 2006, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. and Tanabe K. (eds.). IGES, Hayama, Japan.

IPCC 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning (eds.)].

Jardine, C.N. 2005. Part 1: Calculating the Environmental Impact of Aviation Emissions.

Kongshaug, G. 1998. Energy Consumption and Greenhouse Gas Emissions in Fertilizer Production. IFA Technical Conference, Marrakech, Morocco, 28 September-1 October, 1998, 18pp.

Kool et al. 2007 Greenhouse Gas emission profile of flowers Greenhouse Gas emission calculations of the production lifecycle of rose and alstroemeria as a case study for the design of a GHG calculation tool

Koop, K., Croezen, H., Koper, M., Kampman, B. & C. Hamelinck. 2007. Technical specification: greenhouse gas calculator for biofuels. Ecofys.

Kristensen, O., 2006. Cargo transport by sea and road - Technical and economical environmental factors. Naval engineers journal2006, vol. 118, 3: 115-129.

Kroon, Peek & C.H. Volkers. 2007. Actualisatie van de uitstoot van broeikasgassen in het SE- en GE-scenario. ECN, Petten.

KWIN 2007 Akkerbouw en Vollegrondsgroenten

Laiho, R., T. Penttilä, J. Laine, 2004. Variation in Soil nutrient concentrations and bulk density within peatland forest sites, silva Fennica 38 (1).

Lasco, R. D., Macdicken, K. G., Pulhin, F. B., Guillermo, I. Q., Sales, R. F. & Cruz, R. V. O. 2006. Carbon stocks assessment of a selectively logged dipterocarp forest and wood processing mill in the Philippines. Journal of Tropical Forest Science 18(4): 212–221

Maersk Line 2007 . Constant Care for the environment.

Minnis et al., 1999. Global distribution of contrail radiative forcing- Geophys Res, Lett 26, 1853-1856.

MNC 2008. www.milieuennatuurcompendium.nl

Mosier, A.R, Delgado, J.A. Cochran, V.L., Valentine, D.W. & W.J. Parton. 1997. Impact of agriculture on soil consumption of atmospheric CH4 and a comparison of CH4 and N2O flux in subarctic, temperate and tropical grasslands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **49**: 71-83.

Nabuurs G.J. & M.J. Schelhaas 2002. Carbon profiles of typical forest types across Europe assessed with CO2FIX. Ecological Indicators 1(3): 213-223

Nemecek, T., A. Heil, O. Huguenin, S. Meier, S. Erzinger, S. Blaser, D. Dux and A. Zimmermann. 2004. Life cycle inventories of agricultural production systems, Data v1.1. FAL Reckenholz, FAT Tänikon, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.

Nemecek, T. and S. Erzinger. 2005. Modelling representative life cycle inventories for Swiss arable crops. The International Journal of Life Cycle Assessment. 10, 1: 68_76.

Nemecek, T., C. Frick, D. Dubois and G. Gaillard. 2001. Comparing farming systems at crop rotation level by LCA. Proceedings of International Conference on LCA in Foods. The Swedish Institute for Food and Biotechnology, Gothenburg, Sweden. 65_69.

Nevens *et al*, 2003 35 jaar wisselbouwproef te Melle (België);vruchtwisselingseffect op aardappelNTM 2002

OECD 2007 IEA 2007 electricity data

Olthuis, H.J. & P.A.C. Engelen 2007. Overzichtsrapportage emissieonderzoek methaanemissie bij gasmotoren op continu vollast, 5076926-TOS/TCM07-7080 KEMA Technical & Operational Services

Ozdemir, O, M. Scheepers & A. Seebregts. 2008. Future electricity prices. ECN, Petten.

Prins 2005 Verzelfstandiging van de biologische landbouw op het gebied van mest, voer en stro Studie naar de haalbaarheid van het terugdringen van importen uit de gangbare landbouw en het buitenland, Louis Bolk Instituut, Driebergen

Prins 2008. Persoonlijke communicatie.

Sainsbury, 2008. Make the difference. Corporate Responsibility Report 2007. Sainsbury, London UK.

R. Sausen et al. 2005: Aviation radiative forcing in 2000: An update on IPCC (1999) in Meteorologische Zeitschrift, Vol. 14, No. 4, 555-561 (August 2005

Schils, R.L.M., D.A. Oudendag, K.W. van der Hoek, J.A. de Boer, A.G. Evers & M.H. de Haan, , 2006a. Broeikasgasmodule BBPR. Praktijkrapport Rundvee 90, Alterra rapport 1268, RIVM rapport 680.125.006, Animal Sciences Group / Praktijkonderzoek, Wageningen UR, Lelystad, 50 pp.

Schils, R.L.M., L.B.J. Šebek, H.F.M. Aarts, R. Jongschaap, H. de Boer & H.-J. van Dooren, 2006b. Verlaging van de methaan- en lachgasemissie uit de Nederlandse melkveehouderij. Startnotitie in het kader van implementatie Reductieplan Overige Broeikasgassen in Koeien en Kansen. ASG / PRI, Wageningen UR, 30 pp.

Schiphol, Jaarverslag 2006

Schlesinger, W.H. 1991 Biogeochemistry: An analysis of global change. Academic Press, San Diego.443 p. (Fifth printing, 1995)

Schmilevski, G., Growing media – area of use and composition characterise quality, Klasmann-deilmann GmbH, Geeste-Gross Hesepe Germany.

Seebregts , A.J. & C.H. Volkers. 2005. Monitoring Nederlandse elektriciteitscentrales 2000-2004. ECN, Petten.

Sevenster, M.N., H.J. Croezen, M. Blom & F. Rooijers. 2007. Nieuwe elektriciteitscentrale in Nederland. CE, Delft

Smit, A.; Kuikman, P.J. 2005 Organische stof: onbemind of onbekend? Wageningen : Alterra, (Alterra-rapport 1126) - p. 39.

Smit, P.X. & N.J.A. van der Velden. 2008. Energiebenutting warmtekrachtkoppeling in de Nederlandse glastuinbouw. LEI Wageningen UR, Den Haag.

Staatscourant. 2007. Vaststelling waarden KRW en KRE en de waarden ter bepaling van de kooldioxide-index WKK-installatie met als krachtbron uitsluitend een of meerdere gasmotoren 2007. Staatscourant 24 juli 2007, nr. 140 / pag. 10

Steinfeld, H., P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales, C. de Haan. 2006. Livestock's long shadow - Environmental issues and options, FAO document, 390 pp.

Stuber, N; Forster, PM; Radel, G; Shine, KP (2006) The importance of the diurnal and annual cycle of air traffic for contrail radiative forcing, Nature, 441(7095), pp864-867. doi:10.1038/nature04877

Tennet. 2008. Rapport Monitoring Leveringszekerheid 2007-2023. Tennet, Arnhem.

Trozzi C. & Vaccaro R., 1998. Methodologies for estimating future air pollutant emissions from ships. Techne

report MEET RF98b. http://www.inrets.fr/infos/cost319/MEETdel25-ship.pdf.

Van der Velden, N. J.A. & P.X. Smit. 2007. Energiemonitor van de Nederlandse glastuinbouw 2000-2006. LEI Wageningen UR, Den Haag.

Van der Velden, N. J.A. 2008. Persoonlijke communicatie. LEI Wageningen UR, Den Haag.

Van Dijk, G.H.J. van 2004: Inventarisatie CH4- en NOx-emissiereductie voor aardgasmotoren.

Verhagen, Blok, Diemont, Joosten, Verweij, Wosten, Schouten, Schrijver, 2008. Peatlands and carbon flows; outlook and importance for the Netherlands. PRI, Wageningen.

Vermeulen, P. 2008. Persoonlijke communicatie. Wageningen UR Glastuinbouw, Bleiswijk.

Vermeulen, P. 2008. Kwantitatieve Informatie van de glastuinbouw, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving Wageningen UR, Bleiswijk.

Vleeshouwers en Verhagen 2001 CESAR: a model for carbon emission and sequestration by agricultural land use

Vreuls H.H.J. 2006, Nederlandse lijst van energiedragers en standaard CO2-emissiefactoren, SenterNovem, Utrecht

VROM 2008[1]. Protocollen broeikasgasmonitoring. Protocol 8131 Landbouw bodem indirect, 4D: N2O landbouwBODEM: indirecte emissies

VROM 2008[2]. Protocollen broeikasgasmonitoring. Protocol 8132 Landbouw bodem direct, 4D: N2O landbouwBODEM: directe emissies en beweidingsemissies.

Wegener Sleeswijk, A., Kleijn, R., Meeusen-van Onna, M.J.G., Leneman, H., Sengers, H.H.W.J.M., Van Zeijts, H., & Reus, J.A.W.A. 1996. Application of LCA to agricultural products: 1. Core methodological issues; 2. Supplement to the LCA guide; 3. Methodological background. Leiden, Utrecht, The Hague: Centre of Environmental Science, CLM, LEI-DLO.

Weitz, A.M., E. Linder, S. Frolking, P.M. Crill, and M. Keller. 2001. $N_2O$ emissions from humid tropical agricultural soil: Effect of soil moisture, texture, and nitrogen availability. Soil Biol. Biochem. 33:1077–1093.

Wetzels, W. 2008 Persoonlijke communicatie. ECN, Petten.

Williams, A.G., Audsley, E. and Sandars, D.L. (2006) *Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities.* Main Report. Defra Research Project IS0205. Bedford: Cranfield University and Defra. Available on www.silsoe.cranfield.ac.uk, and www.defra.gov.uk

WRAP 2006

Wuppertal XXXX

www.defra.gov.uk/hort/peat/ geraadpleegd op 30 september 2008

www.wikipedia.nl Turf (brandstof), soortelijk gewicht van droge turf.

Zeijts, H. van, H. Lenenman & A. Wegener Sleeswijk. 1999. Fitting fertilisation in LCA: allocation to crops in a cropping plan. J Cleaner Prod 7: 69-74

Zevenhoven, M. 2008. Mededeling basis bemesting potgrond. RHP.

# Bijlage 1. Deelnemers expert meetings

### *Bemesting in open teelt (14 december-2007 te Gouda):*

- Peter Dekker (PPO-AGV),
- Harry Luesink (LEI-dier),
- Udo Prins (Louis Bolk Instituut),
- Peter Vermeulen (LEI-glastuinbouw),
- Anton Kool,Hans Blonk en Boki Luske (BMA).

### *WKK en energielevering in glastuinbouw (18 september 2008 te Zoetermeer):*

- Nico van der Velden, LEI, WUR. Onderzoeker energie en klimaat glastuinbouw
- Wouter Wetzels,ECN, Onderzoeker
- Bart Ummels, TU Delft, Promovendus inpassing windenergie in energiemarkt
- Stijn Schlatman, Cogen Projects, Directeur
- Ferdi van Elswijk, Prominent, manager energie en milieu
- Peter Vermeulen, PPO Glastuinbouw WUR, Onderzoeker energie en klimaat
- Rob van der Valk, LTO Noord Glaskracht, beleidsmedewerker energie