



Verkennde vergelijking milieu-efficiëntie van agroproducten

Rapport voor Planbureau voor de Leefomgeving (PBL)

Blonk Consultants ondersteunt bedrijfsleven, overheden en maatschappelijke organisaties in hun streven naar duurzaamheid. Door gedegen, onafhankelijk onderzoek geven we helder en toegesneden advies. De aanpak van Blonk Consultants kenmerkt zich door gedrevenheid van de medewerkers, betrokkenheid met het onderwerp en de opdrachtgever en een helder praktisch resultaat.

Titel	Verkennde vergelijking milieu-efficiëntie van agroproducten	
Datum	10-7-2018	
Plaats	Gouda, NL	
Auteurs	Lody Kuling	Blonk Consultants
	Hans Blonk	Blonk Consultants
	Anton Kool	Blonk Consultants
	Mike van Paassen	Blonk Consultants

Verkennde vergelijking milieuefficiëntie van agroproducten

Rapport voor Planbureau voor de Leefomgeving (PBL)

Samenvatting

Het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) brengt tweejaarlijks de 'Balans voor de Leefomgeving' uit waarin gerapporteerd wordt over de staat van milieu, natuur en ruimte in Nederland. Voor de uitgave van dit jaar (verwacht medio september 2018) wil PBL beter inzicht ^{krijgen} in hoe de milieu-efficiëntie van de Nederlandse landbouwproductie zich verhoudt tot die in andere Europese landen. In dit onderzoek is een verkennende analyse uitgevoerd om dit inzicht in milieu-efficiëntie van Nederlandse en Europese agroproductie te verstrekken.

De agrosectoren die in dit onderzoek in beschouwing worden genomen betreffen de dierlijke en plantaardige productie van resp. (koe)melk, varkens, vleeskuikens, consumptieaardappelen, tarwe en tomaten. De Nederlandse productie wordt met betrekking tot landgebruik, broeikasgasemissies, N- en P-surplus, ammoniakemissie en productiewaarde vergeleken met de productie in een aantal andere belangrijke Europese landen.

In dit onderzoek bleek dat een dergelijke vergelijking tussen landen complex is. Zo heeft agroproductie in elk afzonderlijk land haar specifieke context en de kwaliteit van beschikbare data loopt sterk uiteen in de verschillende Europese landen. Om een zo 'eerlijk' mogelijke vergelijking te maken is een balans gezocht tussen het gebruik van een consistente methodiek en het gebruik van de best beschikbare data. Voor de Nederlandse agroproductie betekent dit dat er, om een consistente vergelijking mogelijk te maken, minder specifieke data zijn gebruikt. Tegelijkertijd is voor de Nederlandse productie in scenario's gerekend met de specifiekere data en emissiefactoren.

Het gebruik van specifiekere informatie in deze scenario's voor de Nederlandse agro-productie leidde niet in alle gevallen tot een lagere milieu-impact:

- De ammoniakemissie bleek in de specifiekere scenario's voor alle productiesystemen lager te zijn.
- Bij melk-, consumptieaardappel- en tarweproductie zijn de overige milieu-impacts in de specifiekere scenario's ook lager.
- Bij varkens- en vleeskuikenproductie blijkt in de specifiekere scenario's de N- en P-excretie hoger te zijn en de broeikasgasemissie vergelijkbaar of hoger.

Er dient een sterk voorbehoud te worden gemaakt bij het interpreteren van de uitkomsten van de vergelijking tussen landen. Vanwege de verschillen in en onzekerheid over datakwaliteit en de niet land-specifieke methodologie kunnen geen harde conclusies worden getrokken. Wel constateren we dat:

- Het landgebruik per eenheid product voor de Nederlandse agroproductie over de hele linie relatief laag lijkt ten opzichte van andere (Europese) landen. Dit geldt vooral voor plantaardige productie en in mindere mate voor dierlijke productiesystemen.
- De broeikasgasemissies per eenheid product voor de Nederlandse dierlijke productiesystemen rond het gemiddelde van de bestudeerde systemen lijken te liggen.
- De N- en P-excretie in de Nederlandse varkens- en vleeskuikenproductie relatief laag lijkt. Echter de relatief hoge concentratie van de dierlijke sector in Nederland (en relatief lage mestexport) draagt bij aan relatief hoge mineralenoverschotten en broeikasgasemissies in de akkerbouw. Het Nederlandse mestoverschot lijkt te leiden tot 'broeikasgas-technisch' gezien inefficiënte productie ten bate van een efficiënt landgebruik.

Inhoudsopgave

Samenvatting	1
1. Inleiding.....	1
2. Methodologie.....	2
2.1 Algemene methodologie	2
2.2 Methodologie per indicator.....	3
2.2.1 Productiewaarde.....	3
2.2.2 Landgebruik.....	3
2.2.3 Broeikasgasemissies.....	4
2.2.4 N- en P-surplus/excretie.....	5
2.2.5 Ammoniakemissie	6
2.3 Iteratieve aanpak en databronnen voor de productiesystemen.....	7
2.4 Data en aannamen per product	8
2.4.1 Melk.....	8
2.4.2 Varkens.....	8
2.4.3 Vleeskuikens.....	9
2.4.4 Consumptieaardappelen.....	11
2.4.5 Tarwe.....	12
2.4.6 Vers-tomaten	13
3. Resultaten	14
3.1 Melk.....	14
3.1.1 Productiewaarde	14
3.1.2 Landgebruik.....	14
3.1.3 Broeikasgasemissies.....	15
3.1.4 N- en P-excretie.....	16
3.1.5 Ammoniakemissie	18
3.2 Varkens	19
3.2.1 Productiewaarde	19
3.2.2 Landgebruik.....	19
3.2.3 Broeikasgasemissies.....	20
3.2.4 N- en P-excretie.....	22
3.2.5 Ammoniakemissie	23
3.3 Vleeskuikens	24
3.3.1 Productiewaarde.....	24
3.3.2 Landgebruik.....	24
3.3.3 Broeikasgasemissies.....	25
3.3.4 N- en P-excretie.....	26

3.3.5	Ammoniakemissie	28
3.4	Consumptieaardappelen	29
3.4.1	Productiewaarde	29
3.4.2	Landgebruik.....	30
3.4.3	Broeikasgasemissies	30
3.4.4	N- en P-surplus	31
3.4.5	Ammoniakemissie	32
3.5	Tarwe.....	33
3.5.1	Productiewaarde	33
3.5.2	Landgebruik.....	33
3.5.3	Broeikasgasemissies	34
3.5.4	N- en P-surplus	35
3.5.5	Ammoniakemissie	36
3.6	Vers-tomaten.....	37
3.6.1	Productiewaarde	37
3.6.2	Landgebruik.....	37
3.6.3	Broeikasgasemissies	38
3.6.4	N- en P-surplus	38
3.6.5	Ammoniakemissie	39
4.	Reflectie en conclusies	40
5.	Referenties	41
	Appendices.....	44
	Waarom geen harde conclusies	49

1. Inleiding

Het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) wil voor haar nieuwe 'Balans voor de Leefomgeving', die medio september 2018 gepubliceerd wordt, een beter inzicht krijgen in hoe de milieu-efficiëntie van Nederlandse agroproducten zich verhoudt tot de milieu-efficiëntie in een aantal andere belangrijke Europese productielanden.

Om deze milieu-efficiëntie in kaart te brengen is Blonk Consultants gevraagd om voor de 30 product-land combinaties in Tabel 1-1 een verkennende analyse uit te voeren wat betreft 5 (milieu-)indicatoren:

- Productiewaarde;
- Landgebruik, onderscheiden naar grasland en bouwland in eigen land en land in buitenland (inclusief veevoer);
- Broeikasgasemissies (inclusief en exclusief landgebruik en landgebruiksverandering);
- N- en P-surplus/excretie;
- Ammoniakemissie.

Tabel 1-1: Product-land combinaties in scope

Product	Nederland	Duitsland	Frankrijk	Polen	Spanje	Roemenië	Italië
Melk	X	X	X	X			X
Varkens	X	X	X	X	X		
Vleeskuikens	X	X	X	X	X		
Consumptieaardappelen	X	X	X	X		X	
Tarwe	X	X	X	X		X	
Verstomaten	X	X			X		X

In dit rapport zal in hoofdstuk 2 ingegaan worden op de gebruikte methodologie. Hierbij wordt eerst het algemene methodologisch kader geschetst en wordt vervolgens ingegaan op specifieke methodologische overwegingen per indicator en per product. In hoofdstuk 3 worden de resultaten per product gepresenteerd voor de 5 milieu-indicatoren. Hoofdstuk 4 bevat naast een kritische reflectie op de uitgevoerde studie een aanzet voor enkele product overstijgende conclusies. Het rapport wordt afgesloten met een bronnenlijst en een appendix met gebruikte achtergronddata. Tot slot is aan de appendices een korte toelichting toegevoegd met een beschrijving waarom er volgens ons geen harde conclusies aan dit onderzoek verbonden kunnen worden.

2. Methodologie

2.1 Algemene methodologie

De score op de 5 milieu-indicatoren is gebaseerd op de Levenscyclusanalyse (LCA) methodologie. Hierin wordt van elk stadium in de levenscyclus van een product een inventarisatie gemaakt van de inputs en outputs van materiaal, energie en emissies. Dit wordt vervolgens vertaald naar een of meerdere milieu-impactcategorieën. Landgebruik en broeikasgasemissies maken deel uit van het reguliere palet van impact-categorieën die gebruikt worden in LCA. Voor de andere 3 indicatoren (productiewaarde, N- en P-overschot en ammoniakemissie) zijn op basis van dezelfde denkwijze indicatoren afgeleid. Meer informatie over de specifieke methodologie per indicator is te vinden in sectie 2.2.

Om de (LCA-)berekeningen uit te voeren moeten er een aantal keuzen worden gemaakt in de methodiek:

Systeemgrens

De gehanteerde systeemgrens in de levenscyclusanalyse is van 'wieg tot boerderij-af'. Dit betekent dat alle materiaal-, energie- en emissiestromen zijn meegenomen tot het moment dat het product de boerderij verlaat. Een specificering van deze systeemgrens per product is terug te vinden in de Appendix in Tabel 0-1.

Functionele eenheid of referentie eenheid.

Er wordt gerekend met de hoeveelheden af-boerderij zoals die geproduceerd worden in landen zonder een nadere specificatie te maken naar kwaliteit of toepassing. Een kg varken levend gewicht in land A wordt vergeleken met een kg in land B. Eventuele verschillen in de kwaliteit van het product die inherent verbonden kunnen zijn aan het productiesysteem zijn niet onderzocht. Bijvoorbeeld bij varkens is de impact per kg gecorreleerd aan het levend gewicht bij aflevering omdat de voederconversie afneemt bij toenemend gewicht van het dier. Ook kunnen er correlaties zijn tussen oogsthoeveelheden per hectare, rassen en toepassing zoals bij bijvoorbeeld tarwe. Een broodtarwe heeft een andere oogst en inputs dan een voedertarwe.¹ Alleen voor melk heeft er een correctie plaats gevonden op basis van vet- en eiwitgehalte, aangezien dit in overeenstemming is met de internationaal leidende LCA-standaarden (International Dairy Federation, 2015; Technical Secretariat Dairy PEF, 2016)

Allocatie

De volgende allocatieregels zijn toegepast in het geval van co-productie en dierlijke mest.

Wanneer er meerdere producten ontstaan in een productieproces (zoals tarwe en stro of sojabonenmeel en sojaolie) is gebruik gemaakt van economische allocatie. Alleen voor de melkveehouderij is een andere allocatieregule toegepast, namelijk biofysische allocatie conform de richtlijnen van de IDF (International Dairy Federation, 2015).

Toepassing van dierlijke mest van buiten het eigen bedrijf wordt alleen ingerekend bij de akkerbouw (of andere plantaardige productiesystemen) en er worden geen positieve of negatieve impacts ingerekend aan de afvoer van dierlijke mest aan de veehouderij die ze produceert. Een voordeel is dat op deze manier geen dubbeltellingen ontstaan. Een nadeel is dat eventuele positieve impacts van het efficiënter benutten van dierlijke mest niet terug te zien is in de efficiëntie van de dierlijke productiesystemen. Zo wordt bijvoorbeeld de energieproductie van Nederlandse kippenmestverbranding niet verdisconteerd als een vermeden milieueffect voor de Nederlandse pluimveehouderij.

Kapitaalgoederen en transport

Kapitaalgoederen zijn voor plantaardige teelt(en) wel ingerekend, maar voor dierlijke productiesystemen en transportmiddelen niet. Emissies ten gevolge van transport in de keten zijn ingerekend voor zowel het

¹ Overigens zijn deze verschillen ook weer gecorreleerd aan de prijs van het product.

voorgroondstelsysteem² als de aangeleverde grondstoffen en voedermiddelen. Aangezien de systeemgrens van 'wieg-tot-boerderij-af' loopt is transport van de boerderij naar de verwerkende industrie niet meegenomen.

2.2 Methodologie per indicator

2.2.1 Productiewaarde

Productiewaarde is op zichzelf geen indicator voor de milieu-efficiëntie van agro-productie. Gecombineerd met (een van) de milieu-indicatoren kan het echter inzicht geven in de milieudruk per Euro productie.

In deze studie wordt de productiewaarde van plantaardige systemen uitgedrukt in Euro per kg hoofdproduct (€/kg). Hierbij wordt de waarde van co-producten ingerekend op basis van de prijs van de co-producten en de (relatieve) omvang van productie ten opzichte van het hoofdproduct.

Voor de vleesproductie is de productie per land op basis van karkasgewicht omgerekend naar een productie van levend gewicht en die vervolgens vermenigvuldigd met de prijzen die beschikbaar zijn op levend gewicht basis. Voor melkveehouderijen rekenen we de co-productie in van dieren die afgevoerd worden naar de slachterij.

2.2.2 Landgebruik

Landgebruik kan om twee redenen meegenomen worden als indicator voor (milieu-)efficiëntie. Ten eerste, landbouwgrond is een schaars goed dat naast voedingsproducten ook in toenemende mate gebruikt wordt voor biomaterialen en biobrandstoffen. Gegeven de beperkte beschikbaarheid van landbouwgrond op aarde en een toenemende vraag door groeiende wereldbevolking en groeiende consumptie per hoofd van de bevolking, is het dus van belang om hier efficiënt mee om te gaan.

Ten tweede kan landgebruik voor agrarische doeleinden beschouwd worden als een eerste ruwe indicator voor biodiversiteitsverlies. Veel biodiversiteit gaat immers verloren bij de omzetting van natuur naar landbouwgebied. De biodiversiteit van landbouwgebied verschilt overigens sterk per type landgebruik. Zo heeft grasland een hogere biodiversiteit dan bouwland. De biodiversiteit binnen deze gebruikscategorieën varieert vervolgens weer afhankelijk van intensiteit van gebruik en management.

Om de impact van verschillen in landgebruik zichtbaar te maken is in de deze studie gekozen om de eerste aanpak te hanteren, waarin gefocust wordt op 'pure' vierkante meters landbouwgrond. In LCA wordt hiervoor de eenheid vierkante meter maal jaar (m²a) gehanteerd. Het landgebruik is hierbij onderverdeeld in drie categorieën: grasland, bouwland en (beschermd) tuinbouwland.³

Naast het onderscheid in type landgebruik wordt er ook onderscheid gemaakt tussen de locatie van het landgebruik (eigen land vs. buitenland). Het onderscheid wat betreft locatie wordt altijd gemaakt vanuit het perspectief van het land waar de productie plaatsvindt.⁴

² Dit behelst het primaire systeem dat bestudeerd wordt, in het geval van melk, bestaat dit dus uit het melkveebedrijf.

³ Met een eenvoudige additionele berekening kan de data door deze uitsplitsing ook gebruikt worden voor een biodiversiteitsvergelijking. De ReCiPe 2016 impact assessment methodologie kent namelijk per type landgebruik een relatieve biodiversiteitsfactor toe ten opzichte van bouwland.

⁴ Oftewel: voor dierlijke productie in Duitsland geldt landgebruik in Nederland als buitenlands landgebruik.

2.2.3 Broeikasgasemissies

De belangrijkste broeikasgassen in de agro-productieketen zijn:

- CO₂ van fossiele grondstoffen, die als brandstof of materiaal worden verbruikt;
- N₂O vanuit landbouw en/of industriële processen (vooral kunstmestproductie);
- CH₄ door anaerobe verteringsprocessen in het dier en in de mest.

De impactfactoren voor deze broeikasgassen zijn gebaseerd op de laatste “ReCiPe impact assessment” methodologie (Huijbregts, Steinmann, Elshout, & Stam, 2016) en zijn weergegeven in Tabel 2-1. Voor methaan van biogene oorsprong wordt in deze studie dus een hogere waarde (34) gebruikt dan de 22.25 die nu in de Nationale Inventory Reports wordt gebruikt. In de toekomst (vanaf ongeveer 2021) zal naar verwachting gerekend worden met deze hogere Global Warming Potential (GWP) factor voor methaan, die gebaseerd is op het laatste IPCC Assessment Report (IPCC, 2013; Lesschen, 2018).

Tabel 2-1: Global Warming Potential (100yr) voor de drie belangrijkste broeikasgassen in agro-productie.

Stofnaam	Stof	Global Warming Potential (GWP)	Eenheid
Koolstofdioxide, fossiel	CO ₂	1	kg CO ₂ eq/kg
Methaan, biogeen	CH ₄	34	kg CO ₂ eq/kg
Lachgas	N ₂ O	298	kg CO ₂ eq/kg

Voor de basismodellering en berekeningen van de broeikasgasemissies is consistent voor alle landen en producten gebruik gemaakt van IPCC tier 2 methodologie.⁵

Broeikasgasemissies ten gevolge van landgebruiksverandering zijn ook meegenomen in deze studie. Deze emissies worden volgens de leidende LCA standaards per land/gewas combinatie berekend op basis van de areaal-veranderingen in de afgelopen 20 jaar (van Zeist, 2016). Het is daarmee dus geen “directe” emissie van het productiesysteem maar een emissie gerelateerd aan de afschrijving van landgebruiksverandering in het verleden. Mede daarom is in de ISO-standaard voor broeikasgas-/carbon footprint berekeningen vastgesteld dat de CO₂-emissies door landgebruiksverandering apart gerapporteerd moeten worden (ISO, 2013) (Europese Commissie Guidelines voor de PEF (Pef Guidance 6.2; 2017)). In deze studie wordt dit uitgangspunt gevolgd.

Gegeven de berekeningsmethodiek voor emissies van landgebruiksverandering (LUC) is de specifieke herkomstmix van gewassen van groot belang. Deze herkomstmix wordt in deze studie bepaald met de crop mix tool (Blonk Consultants, 2017), waarin productie- en handelstatistieken van de FAO (FAO, 2017) gecombineerd worden. De herkomstmix van voermiddelen is voor alle voermiddelen die van binnen de EU komen op land specifiek niveau bepaald. Voor grondstoffen van buiten de EU (voornamelijk soja) is voor alle landen de Europese herkomstmix gebruikt. Dit is gedaan om grote “artificiële” verschillen tussen landen qua carbon footprint ten gevolge van de herkomst van soja te voorkomen.

⁵ In sommige ‘betere data’ scenario’s (zie sectie 2.3) is een hoger tierniveau gebruikt of wordt afgeweken van de default rekenregels van de IPCC. Wanneer dit het geval is wordt dit expliciet vermeld. Tevens worden de resultaten gescheiden weergegeven van de rest, aangezien zij niet met volledig dezelfde methodiek zijn berekend als de andere resultaten.

2.2.4 N- en P-surplus/excretie

Voor de bepaling van het N- en P-surplus van plantaardige en de N- en P- excretie van dierlijke productiesystemen is een balans opgesteld van in-/opgebrachte hoeveelheden stikstof en fosfaat aan de ene kant en afgevoerde hoeveelheden in producten aan de andere kant. Het surplus/excretie is het verschil tussen de in-/opgebrachte hoeveelheid en de afgevoerde hoeveelheid N en P.⁶ Voor plantaardige systemen kan het surplus negatief zijn, dit kan betekenen dat ingeteerd wordt op de in de bodem aanwezige voorraden van stikstof en/of fosfaat, maar in sommige gevallen kan het ook verklaard worden door andere (niet meegenomen) inputstromen.⁷

2.2.4.1 Plantaardige systemen

Voor plantaardige systemen bestaat de opgebrachte N en P voornamelijk uit kunstmest en organische mest (voor het merendeel dierlijke mest).⁸

Een derde bron van stikstof-input is atmosferische depositie en minerale stikstof die beschikbaar komt uit de bodem vanwege groenbemesters of vanwege afbraak van organische stof (vooral in veenbodems). Deze inputs zijn niet meegenomen in deze studie, aangezien zij locatie-specifiek zijn én, in het geval van atmosferische depositie, niet veranderen bij een ander (type-) gebruik van dezelfde grond. Ter indicatie, voor Nederland, West-Duitsland en Noord-Italië was de gemiddelde atmosferische N-depositie in 2009 zo'n 15-25 kg N/ha, terwijl dit in Spanje en Roemenië slechts zo'n 5 kg N/ha was (Louis Bolk Institute, 2015).

De afgevoerde stikstof- en fosfaatstromen voor plantaardige systemen bestaan uit alle (co-)producten die de teelt oplevert en van het land worden afgevoerd. Voor tarwe betekent dit dat zowel het graan als het stro wordt meegerekend en voor aardappels enkel de aardappels zelf omdat er hier geen afvoer is van een co-product. In het laatste geval worden de gewasresten niet meegerekend als afgevoerde stromen, aangezien deze op het land achterblijven. Voor vers-tomaten uit de kas geldt echter dat de gewasresten wel worden afgevoerd, aangezien deze teelt onder glas/plastic plaatsvindt en geruimd wordt om ruimte te maken voor nieuwe planten.

⁶ Merk op dat het N- en P-surplus op het niveau van 1 ketenschakel wordt bepaald en niet zoals bij de andere indicatoren op basis van de volledige 'wieg-tot-boerderij af' keten.

⁷ Zoals bijvoorbeeld atmosferische depositie (zie ook sectie 2.2.4.1)

⁸ Zowel de kunstmest als dierlijke mest input voor de akkerbouwgewassen (tarwe en aardappelen) is in deze studie gebaseerd op Agri-footprint (Blonk Agri-footprint BV, 2017a). In deze database is kunstmest-gift per gewas land/combinatie gebaseerd op literatuurdata, terwijl de dierlijke mest berekend als volgt is bepaald:

"The manure application rates are estimated using International statistics on the total number of animals, the manure produced and the total area on which manure can be applied. This estimation results in an average amount of manure applied per hectare (independent of the crop being cultivated). In reality, the amount of manure applied will depend on the specific crop that is being grown and on the geographic and temporal availability of manure. However, such detailed information is not available and since application of manure will be of benefit to arable soil for a number of years and cropping cycles (as it releases a part of its nutrients relatively slowly), this average manure application rate is maintained/justified."

2.2.4.2 Dierlijke systemen

Bij dierlijke systemen wordt het overschot berekend op basis van de invoer minus de vastlegging in dierlijke producten (melk, vlees, etc.). Dit wordt ook wel de excretie genoemd. Voor de vastlegging wordt gebruik gemaakt van de waarden in Tabel 2-2.

Tabel 2-2 Gehalten aan N en P in dieren (draft PEFCR Red Meat en van Bruggen 2016)

Animal	Live weight	N	P
	Kg	g/kg	g/kg
Pigs			
Born piglet	1.3	18.7	6.2
Piglet before weaning	2.8	23.1	5.4
Piglet after weaning	12	24.2	5.2
Starter of 25 kg	25	24.8	5.3
Pig half way	60	24.8	5.4
Pig before slaughtering	115	25.0	5.4
Sow	250	25.0	5.4
Boar	325	25.0	5.4
Cattle			
Veal at birth/starter	44	29.4	8.0
Veal blanc	225	27.3	5.9
Veal rose	330	26.4	6.8
Cattle bull	450	28.5	7.5
Cattle bull	600-700	27.0	7.4
Suckling cow	650	22.5	7.4
Broilers			
Broiler parents, rooster ca. 20 wks	3	34.5	5.5
Broiler parents, rooster end weight	4.8	35.4	5.7
Broiler parents, hen ca. 20 wks	2.2	33.4	4.9
Broiler parents, hen end weight	3.7	28.4	5.4
Broiler, day-old chick	0.042	25.8	2.5
Broiler, before slaughtering	2.24	28.3	4.4

De P die het dier heeft uitgescheiden blijft in de mest die al dan niet op de boerderij wordt aangewend. Van de uitgescheiden N zal een deel emitteren naar de lucht of naar water. Dit deel is niet beschikbaar in de mest die afgevoerd wordt van het bedrijf.

Feitelijk ontstaat er pas een overschot van N en P vanwege afgevoerde dierlijke mest wanneer ze niet doelmatig afgezet kan worden in de regio. In het kader van deze studie was het niet mogelijk omdat gedetailleerd in beeld te brengen. Dus in hoeverre het surplus leidt tot nadelige milieueffecten is niet geanalyseerd.

2.2.5 Ammoniakemissie

Ammoniakemissie van dierlijke productiesystemen levert een belangrijke bijdrage aan verzuring van het milieu en de gezondheidsproblematiek gerelateerd aan fijnstof. In deze studie wordt voor de dierlijke productiesystemen de ammoniakemissie bepaald per kg dierlijk product af boerderij. Hierbij geldt (net als voor alle andere indicatoren) dat een 'cradle-to-farmgate' perspectief is gehanteerd. Dit betekent dat ook ammoniakemissie in de voorketen (zoals voerproductie) worden meegenomen. In de resultaten wordt de ammoniakemissie bij dierlijke productie en in de voerketen apart gerapporteerd. De ammoniakemissie in de dierlijke productie wordt bepaald met behulp van een Tier 2 benadering waarin ammoniak-emissiefactoren per mestmanagementsysteem en mesthoeveelheid worden toegepast (EEA, 2016).

Voor plantaardige systemen is de ammoniakemissie door de keten vrijwel volledig afhankelijk van de opgebrachte dierlijke mest en kunstmest. De ammoniakemissie in de plantaardige systemen wordt in deze studie op verzoek van PBL uitgedrukt per kg product.

De impact van ammoniakemissie is per land en regio verschillend, afhankelijk van de omgeving waar de emissie plaatsvindt. Voor verzuring bijvoorbeeld is het bufferend vermogen van de bodem van belang en de aanwezigheid van kwetsbare natuur. Deze omgevingsaspecten zijn niet meegenomen in deze studie.

2.3 Iteratieve aanpak en databronnen voor de productiesystemen

Deze studie is uitgevoerd op basis van verschillende iteraties. In eerste instantie is op basis van data die bij Blonk Consultants beschikbaar waren, of die binnen de budgettaire restricties beschikbaar gemaakt konden worden, een consistente modellering van impacts toegepast voor alle landen. Omdat de databeschikbaarheid voor alle landen niet even goed is, is de modellering aangepast aan het niveau van de minimale databeschikbaarheid. Dat betekent bijvoorbeeld dat in eerste instantie een meer gedetailleerde modellering van excretie en ammoniakemissie in relatie tot stalsystemen of verschillen in voersamenstelling niet is meegenomen. Ook zijn data van internationale databases gebruikt, terwijl we bijvoorbeeld betere data beschikbaar hebben voor Nederland. Denk hierbij bijvoorbeeld aan de data voor toepassing van dierlijke mest. De baseline van de aanpak en resultaten van deze studie is deze eerste iteratie met een consistente modellering en data voor de landen in scope.

De resultaten van de eerste iteratie zijn geëvalueerd op de impact van de modellering en het datagebruik. Op basis hiervan is besloten dat de modellering en het datagebruik verder gedetailleerd kan worden en is dit toegepast voor Nederland specifiek. Hierbij gaat het er dan vooral om het verschil tussen detailniveaus van modellering en datagebruik te laten zien, want dit 'betere data scenario' is niet bedoeld voor vergelijking met andere landen.

In het 'betere data scenario' voor Nederland zijn specifieke data en modellering toegepast die van invloed zijn op de indicatoren broeikasgas-, N- en P-surplus/excretie en ammoniakemissie.⁹ Zo is in de dierlijke productiesystemen de ammoniakemissie uit de stal en mestopslag gebaseerd op de TAN-excretie (totaal ammoniak stikstof) en is bij de bepaling van de indirecte lachgasemissie ook de NO_x emissie als bron meegenomen.

De specifieke data die is gebruikt betreft ten eerste N- en P-gehalten in het voer bij dierlijke systemen, gebaseerd op recente landelijke cijfers (Bruggen van, 2017). Ten tweede zijn specifieke data gebruikt betreffende de ammoniakemissie uit stallen, mestopslagen (voor dierlijke productie) en bij mestaanwending (plantaardige systemen), gebaseerd op (Van Bruggen et al., 2017). Ten derde zijn voor de dierlijke systemen specifieke Nederlandse waarden gebruikt voor parameters om de methaanemissie uit mest te bepalen (VS, Bo en MCF), gebaseerd op (Van Bruggen et al., 2017).

De hoeveelheid mest¹⁰ die op akkerbouwland (t.b.v. consumptieaardappelen en tarwe) in Nederland wordt aangebracht is gebaseerd op informatie over mestaanwending in de gemiddelde Nederlandse akkerbouw van het Bedrijven Informatie Netwerk (Wageningen UR, 2017a). Omdat de aanwending van dierlijke mest op bouwplanniveau plaatsvindt is de hoeveelheid toegediende organische mest gelijk verdeeld over de gewassen. De hoeveelheid toegediende kunstmest is specifiek per gewas bepaald o.b.v. de N- en P-behoefte.

Tenslotte is in het 'betere data scenario' bij melkproductie voor enterische methaan emissies een hoger methodologisch tier-niveau gehanteerd (tier 3), dan in de default aanpak (tier 2). Deze specifiek voor Nederland ontwikkelde tier 3 methodologie bestaat uit specifieke methaan-emissie factoren per voermiddel (Šebek, Mosquera, & Bannink, 2016). In de huidige studie is hierbij gebruik gemaakt van de emissiefactoren voor het scenario met 40% snijmais in het ruwvoer-rantsoen.

In de Appendices zijn de afwijkende data in de 'betere data scenario's' voor de Nederlandse productie weergegeven (Tabel 0-5, Tabel 0-6, Tabel 0-7, Tabel 0-8, Tabel 0-9, Tabel 0-10).

⁹ In de grafieken en tabellen in dit document wordt 'betere data scenario' aangeduid met 'NL specifiek'.

¹⁰ Met onderscheid in dierlijke mest, overige organische mest en kunstmest.

2.4 Data en aannamen per product

2.4.1 Melk

Informatie over de zuivelproductie in de landen in scope is afkomstig uit verschillende bronnen. Voor Nederland is uitgegaan van prestaties van de gemiddelde melkveehouderij zoals beschreven door de Werkgroep Uniformering berekening Mest- en mineralencijfers (WUM), (Bruggen van, 2017) en informatie van het Bedrijven Informatie Netwerk (Wageningen UR, 2017a). Voor de overige landen is informatie grotendeels gebaseerd op nationale statistieken (melkgift) en nationale rapportages voor de broeikasgasemissies en achterliggende rapporten (Frankrijk: (Bort, 2017), Duitsland: (Strogies & Gniffke, 2017), (Rösemann et al., 2017), Italië: (Romano et al., 2017), Polen: (Olecka et al., 2017)). In enkele gevallen is dit aangevuld met informatie uit LCAs van de specifieke productiesystemen (Frankrijk: (Koch & Salou, 2016), (Dairy Carbon, 2017)), zie tabel 2-4).

Voor het voergebruik konden alleen voor Nederland specifieke en betrouwbare gegevens worden gevonden. De nationale rapportages voor de broeikasgasemissies en achterliggende rapporten boden voor de meeste overige landen onvoldoende inzicht in het voergebruik in de melkveehouderij. Daarom is gebruik gemaakt van informatie over voergebruik uit het CAPRI-model (Britz & Witzke, 2012) en (Leip, 2017). Het CAPRI-model schat op Europees niveau het voergebruik per diersoort voor regio's in op basis van de behoefte van het dier en de beschikbare grondstoffen. Om consequent te zijn, is voor alle landen, incl. Nederland, het voergebruik bepaald o.b.v. CAPRI. Het resultaat daarvan, de melkgift per kg voeropname (op droge stofbasis), is weergegeven in tabel 2-4, details over de rantsoensamenstelling zijn weergegeven in Tabel 0-3 in de Appendices.

In een aantal landen vindt een deel van de ruwvoerproductie (m.n. grasland) plaats op veengronden die op hun beurt vanwege oxidatie van organische stof broeikasgassen (CO₂ en N₂O) emitteren. Het aandeel veengronden in de verschillende landen is gebaseerd op NIR-rapportages en data van de Global Peat Database (Barthelmes, 2017).

Tabel 2-3: Overzicht van technische kentallen van de melkveehouderij in de landen in scope (bronnen Nederland: (Bruggen van, 2017) (Wageningen UR, 2017a), overige landen NIR's en achterliggende rapporten) .

Technische kentallen	Eenheid	Nederland	Duitsland	Frankrijk	Italië	Polen
Melkgift per melkkoe	kg/jaar	8240	7629	7061	6982	5395
Gewicht melkkoe	kg	625	649.7	594	602.7	500
Vervangingsgraad melkkoe	%	21.7%	32.6%	26.0%	28.0%	28.0%
% beweiding melkkoe	%	12.8%	11.0%	39.0%	5.0%	10.3%
Oppervlakte ruwvoerteelt per melkkoe	Ha/koe	0.54	0.93	1.05	NB ^a	0.87
% veengrond	%	12.9%	11.2%	0%	0%	3.7%
Melkproductie per kg droge stof inname	Kg/kg	1.06	0.82	0.88	0.97	0.83

^aVoor de oppervlakte ruwvoerteelt per melkkoe in Italië zijn geen betrouwbare data gevonden. Omdat deze parameter in de berekeningen alleen wordt gebruikt om de emissies van veengronden te bepalen en het percentage veengrond in Italië 0% is, is deze parameter niet verder gedefinieerd.

2.4.2 Varkens

Voor één van de landen in scope, Polen, bleek tijdens het onderzoek geen data beschikbaar te zijn over de technische performance van de varkenshouderij. Van andere Oost-Europese landen, namelijk Hongarije en Tsjechië, was die informatie wel beschikbaar. Daarom is de keuze gemaakt om de grootste varkensproducent van deze twee, Tsjechië¹¹, als vervanger te nemen voor Polen.

¹¹ In Tsjechië werden in 2013 2,7 miljoen varkens geslacht en in Hongarije 1,1 miljoen. Ter vergelijking in Polen en in Nederland werden in 2013 resp. 19,1 en 14,0 miljoen varkens geslacht (Eurostat database, 2017).

Bepalende parameters voor de milieu-efficiëntie van varkensproductie zijn (technische) prestaties in de varkenshouderijfase (bijvoorbeeld voederconversie; hoeveelheid benodigd voer per kg groei) en voersamenstelling. Om de technische prestaties van de landen in scope te bepalen is uitgegaan van verschillende bronnen. Voor Nederland is uitgegaan van prestaties van de gemiddelde varkenshouderij zoals beschreven door de Werkgroep Uniformering berekening Mest- en mineralcijfers (WUM) (Bruggen van, 2016) aangevuld met informatie van het Bedrijven Informatie Netwerk (Wageningen UR, 2017a) van de WUR en de Kengetallenspiegel van Agrovision (Agrovision, 2013). Voor de overige Europese landen Duitsland, Frankrijk, Spanje en Tsjechië zijn de technische prestaties van de varkenshouderij gebaseerd op informatie van InterPIG ((Hoste, 2017a) en (Hoste, 2017b)), een internationaal netwerk waarin onderzoeksinstituten kennis uitwisselen over de (economische) prestaties van de varkenshouderij. Een overzicht van de belangrijkste kentallen is opgenomen in Tabel 2-5.

Binnen dit onderzoek is het niet mogelijk gebleken specifieke informatie over de samenstelling van het varkensvoer voor de landen in scope te verkrijgen. In deze analyse is zodoende uitgegaan van een gelijke voedersamenstelling voor alle landen in scope (zie

Tabel 0-4 in Appendices), o.b.v. een LCA studie naar feed die is uitgevoerd in opdracht van de IFIF¹² en de FEFANA¹³ (Liedke & Deimling, 2014).

Tabel 2-4: Overzicht van de technische kentallen van de varkenshouderij in de landen in scope (bronnen Nederland:) (Bruggen van, 2016), (Wageningen UR, 2017a) en (Agrovision, 2013), overige landen: InterPIG; (Hoste, 2017a)(Hoste, 2017b) .

Technische kentallen	Eenheid	Nederland	Duitsland	Frankrijk	Spanje	Tsjechië
Biggen per zeug	#	28.8	28.1	26.7	25.9	26.8
Aflevergewicht big	kg	25.3	29.9	31.4	19,1	29.3
Vervangings% zeugen	%	43.0%	38,9%	46.2%	46,0%	38.0%
Groeiperiode vleesvarkens	dagen	117	111	109	122	99
Aflevergewicht vleesvarken	kg	119.0	121.5	120.4	109.5	115.0
Voederconversie ^a	Kg/kg	2.61	2.87	2.83	2.73	2.87

^a voederconversie = totale voergebruik voor de totale groei in de varkensproductie, dus de totale groei van big tot vleesvarken en de groei van de zeugen.

De huisvesting en mestopslag in de varkenshouderij in Nederland en Duitsland is in grote mate vergelijkbaar (Kool et al., 2010). De varkens worden geheel binnen gehouden en vrijwel alle mest wordt als drijfmest geproduceerd. De mestopslag vindt voor driekwart plaats in een afgedekte silo buiten en voor een kwart in een kelder onder de stal. Bij de overige landen is voor het mestmanagementsysteem uitgegaan van de informatie die beschikbaar is in de nationale rapportages voor de broeikasgasemissies. Bewerking van mest zoals mestvergisting, al dan niet op het primaire bedrijf, is buiten beschouwing gelaten.¹⁴

Voor overige kentallen zoals energiegebruik en gewichten van varkens (anders dan de gewichten genoemd in Tabel 2-4) was geen specifieke informatie uit de verschillende landen aanwezig en zijn de data gebaseerd op Nederlandse data. Daarbij is voor het gasgebruik ten behoeve van verwarming van de stallen in Spanje het gebruik gehalveerd en in Tsjechië het gebruik verdubbeld vanwege het respectievelijk warmere en koelere klimaat in de winter in vergelijking met Nederland.

Voor de productie van mengvoeders is gebruik gemaakt van de Agri-footprint 3.0 LCA database (Blonk Agri-footprint BV, 2017a).

In het 'betere data scenario' voor de Nederlandse varkensproductie zijn recentere kentallen zoals bigproductie per zeug en groeisnelheid (o.b.v. Bruggen van, 2017) en specifiekere data voor N- en P-gehalten in het voer gebruikt. Daarnaast is specifiekere informatie over de mestopslag en ammoniak- en methaanemissie uit stal en mestopslag (zie ook Paragraaf 2.3) gebruikt (o.b.v. Bruggen van, 2017).

2.4.3 Vleeskuikens

In de milieu-analyse van vleeskuikenproductie wordt ook de productie van eendagskuikens, die aan de start van het groeitraject worden opgezet, meegenomen. Die productie behelst de eiproductie op vleeskuikenouderdierbedrijven en het uitbroeden van de eieren op broederijen. Vanwege het gebrek aan specifieke informatie over deze schakels in de betreffende landen is voor alle landen uitgegaan van Nederlandse data over deze productie (Wageningen UR, 2017b), (Bruggen van, 2017) en eerdere studies door Blonk Consultants, zoals (Kuling & Blonk, 2016).¹⁵

Voor de technische kentallen van vleeskuikenproductie in Nederland is uitgegaan van prestaties van de gemiddelde vleeskuikenhouderij zoals beschreven door de Werkgroep Uniformering berekening Mest- en mineralcijfers (Bruggen van, 2017), aangevuld met informatie van het Bedrijven Informatie Netwerk

¹² IFIF: International Feed Industry Federation

¹³ FEFANA: EU Association of Specialty Feed Ingredients and their Mixtures

¹⁴ Aangezien de toepassing van dierlijke mest na de cut-off zit, zou de productie van biogas geen impact hebben op de carbon footprint in deze studie. Wat wel een (kleine) impact zou hebben is de mogelijke kortere opslagtijd van dierlijke mest die dit tot gevolg kan hebben.

¹⁵ Daarnaast is impact van eendagskuikens op de totale milieudruk van de vleeskuikenketen zeer beperkt.

(Wageningen UR, 2017a) van de WUR. Voor de overige landen zijn de kentallen voederconversie en aflevergewicht gebaseerd op een recente kostprijsvergelijking van vleeskuikenproductie van WECR (van Horne, 2017). Voor Nederland bleek er een verschil te zijn tussen de voederconversie volgens enerzijds de kostprijsvergelijking van WECR (van Horne, 2017), en anderzijds volgens Binternet (Wageningen UR, 2017a) en WUM (Bruggen van, 2017) namelijk resp. 1.61 vs. 1.68. Een verklaring hiervoor kan zijn dat de kostprijsvergelijking van WECR (van Horne, 2017) zich baseert op bedrijven die uitsluitend snelgroeiende kuikens houden, terwijl Binternet en WUM een gemiddelde voor de sector nemen waarin ook bedrijven zijn opgenomen met minder snelgroeiende kuikens (scharrelkuikens en langzaam groeiende rassen vanwege welzijnseisen). In de resultaten zijn beide voederconversies in aparte scenario's voor Nederland meegenomen; scenario 'Nederland 1.68' gaat uit van de voederconversie van 1.68 (volgens Binternet en WUM) en scenario 'Nederland 1.61' gaat uit van de voederconversie van 1.61 volgens de kostprijsvergelijking van WECR (van Horne, 2017).

Vergelijkbaar als bij varkens is het binnen dit onderzoek niet mogelijk gebleken specifieke informatie over de samenstelling van het vleeskuikenvoer te verkrijgen. In deze analyse is zodoende uitgegaan van een gelijke voedersamenstelling voor alle landen in scope (Tabel 0-7 in Appendices), o.b.v. een LCA studie van (Liedke & Deimling, 2014).

De huisvesting voor vleeskuikens is identiek in de landen in scope; grondhuisvesting op strooisel. Voor overige kengetallen zoals energiegebruik was geen specifieke informatie uit de verschillende landen aanwezig en zijn de data gebaseerd op Nederlandse data. Daarbij is voor het gasgebruik ten behoeve van verwarming van de stallen in Spanje het gebruik gehalveerd en in Polen het gebruik verdubbeld vanwege het, respectievelijk, warmere en koelere klimaat in de winter dan in Nederland.

Tabel 2-5: Overzicht van de technische kentallen van de vleeskuikenhoudery in de landen in scope (bronnen Nederland 1.68 (Bruggen van, 2017) en (Wageningen UR, 2017a), Nederland 1.61 en overige landen: (van Horne, 2017).

Technische kentallen	Eenheid	Nederland 1.68	Nederland 1.61	Duitsland	Frankrijk	Spanje	Polen
Aflevergewicht	gram	2300	2300	2300	1900	2400	2300
Voederconversie	Kg/kg	1.68	1.61	1.61	1.70	1.75	1.65

Voor de productie van mengvoeders is gebruik gemaakt van de Agri-footprint 3.0 LCA database (Blonk Agri-footprint BV, 2017a).

2.4.4 Consumptieaardappelen

De vergelijking van de milieu-efficiëntie van consumptieaardappelen is grotendeels gebaseerd op LCI-data voor aardappelen uit de Agri-Footprint LCI-database v3.0 (Blonk Agri-footprint BV, 2017a). Voor Nederland is aan deze LCI een aantal kleine aanpassingen gedaan, omdat de originele LCI een beeld geeft van de gemiddelde aardappel en niet specifiek van de consumptieaardappelen. Pootaardappelen en zetmeelaardappelen beslaan voor Nederland namelijk bijna 50% van de totale aardappelproductie in de periode 2012-2016 (CBS, 2017), zie Tabel 2-6. In de andere 4 landen in scope (Duitsland, Frankrijk, Polen en Roemenië) wordt een ruime meerderheid van het productieareaal voor consumenten-aardappelen gebruikt (European Commission, 2007) en dus beschouwen we de data uit Agri-footprint zonder aanpassingen als representatief.

Tabel 2-6: Overzicht van de hoeveelheid aardappelproductie in Nederland (kton) uitgesplitst per type en per jaar (CBS, 2017)

Type aardappel	2012	2013	2014	2015	2016	Percentage van totale productie
Consumptieaardappelen	3,384	3,481	3,871	3,325	3,160	51%
Pootaardappelen	1,479	1,400	1,475	1,517	1,475	22%
Zetmeelaardappelen	1,904	1,695	1,754	1,809	1,900	27%

Een bepalende variabele in het verschil in de milieu-impact tussen de verschillende aardappeltypen is de opbrengst per hectare. Voor Nederland is de opbrengst per hectare voor de 3 verschillende typen weergegeven in Tabel 2-7. De opbrengst in de originele LCI is 44.5 ton/ha, wat overeenkomt met het gewogen gemiddelde van de 3 aardappeltypen. Voor deze studie is de opbrengst in navolging van de informatie in Tabel 2-7 aangepast naar 48.4 ton/ha. Ook zijn de opbrengst gerelateerde emissies (zoals lachgasemissies ten gevolge van gewasresten) aangepast voor de nieuwe opbrengsten. De inputs voor aardappelteelt zijn niet aangepast omdat in de Agri-footprint 3.0 database uitgegaan is van de inputs voor consumptieaardappelen.

Tabel 2-7: Opbrengsten per hectare voor aardappelproductie in Nederland (ton/ha) uitgesplitst per type en per jaar (CBS, 2017)

Type aardappel	2012	2013	2014	2015	2016	5-jaars gemiddelde
Consumptieaardappelen	50	49	52	46	44	48.4
Pootaardappelen	38	35	37	36	36	36.3
Zetmeelaardappelen	44	39	42	43	44	42.3

Een overzicht van de gehanteerde opbrengstgetallen is te zien in Tabel 2-8. Hierbij valt op dat de opbrengst per hectare een stuk hoger is in de 3 West-Europese landen dan in Polen en Roemenië.

Tabel 2-8: Opbrengst per hectare (ton/ha) voor consumptieaardappelen

Land	Opbrengst per hectare (ton/ha)
NL	48.4
FR	44.3
DE	43.6
PL	22.3
RO	14.7

In het 'betere data scenario' voor de teelt van consumptieaardappelen en tarwe in Nederland zijn zoveel mogelijk specifieke data m.b.t. toepassing van dierlijke mest, overige organische mest (zoals compost), kunstmest en daaraan gerelateerde ammoniakemissie toegepast. De ammoniakemissie is bepaald met behulp van informatie over de toepassing van verschillende mesttoedieningstechnieken, bijbehorende emissiefactoren en emissiefactoren per specifieke kunstmestsoort o.b.v. (Van Bruggen et al., 2017). Zie

Tabel 0-10 en Tabel 0-11 voor de specifieke data.

2.4.5 Tarwe

De vergelijking van de milieu-efficiëntie van tarwe is gebaseerd op data uit de Agri-Footprint LCI-database v3.0 (Blonk Agri-footprint BV, 2017a). De daarin gebruikte methodologie voor de bepaling van de opgebrachte dierlijke mesthoeveelheid is van cruciaal belang bij de vergelijking van de milieu-impacts van tarwe tussen landen (zie resultaten sectie 3.5). Zoals in sectie 2.2.4.1 is aangegeven, wordt in het 'default'-scenario uitgegaan van het principe van bouwplan-bemesting. Terwijl in het 'betere data scenario' voor Nederland de dierlijke mestgift berekend is op basis van de toegestane gebruiksruimte (zie sectie 2.3). In de resultaten sectie zal hier verder op worden ingegaan.

Van de 5 landen in scope is de opbrengsten per hectare weergegeven in Tabel 2-9. Deze opbrengsten zijn gebaseerd op een 5-jaarsgemiddelde van FAO-statistieken voor de periode 2009-2013. De verschillen tussen landen zijn behoorlijk groot; zo is de opbrengst in Nederland zo'n tweeëneenhalf keer zo groot als in Roemenië.

Tabel 2-9: Opbrengst per hectare (ton/ha) voor tarwe

Land	Opbrengst per hectare (ton/ha)
NL	8.6
DE	7.7
FR	6.9
PL	4.3
RO	3.2

De wereldmarkt voor graan is in hoge mate uniform en de prijzen per kilogram product zijn dat dus ook. Bij de bepaling van de productiewaarde van 1 ha tarwe is uitgegaan van het 5-jaars gemiddelde (2010-2014) van de marktprijs voor tarwe in de verschillende landen op basis van FAO-data (FAO, 2017), zie Tabel 2-10.

Daarnaast is op basis van Agri-footprint een prijs-ratio per kilogram tussen tarwegraan en tarwestro van 2:1 gebruikt. Voor Nederland komt deze aanname redelijk goed overeen met informatie uit de KWIN (Wageningen UR, 2015), waarin een prijs van 80 € per ton tarwestro wordt gegeven. De prijs van tarwestro is echter (veel meer dan voor het graan) afhankelijk van lokale omstandigheden wat betreft afzetmogelijkheden. Vooral de nabije aanwezigheid van een (grote) dierhouderijsector kan flinke impact hebben op de prijs van tarwestro.

Tabel 2-10: Productiewaarde per kg tarwe (€/kg) uitgesplitst per land en per jaar (FAO, 2017)

Land	2010	2011	2012	2013	2014	Gemiddelde
DE	0.17	0.25	0.24	0.21	0.18	0.21
FR	0.21	0.23	0.25	0.21	0.18	0.22
NL	0.18	0.23	0.25	0.22	0.18	0.21
PL	0.17	0.24	0.24	0.22	0.19	0.21
RO	0.16	0.25	0.23	0.22	0.20	0.21

In het 'betere data scenario' voor de teelt van tarwe in Nederland is voor het gebruik van mest dezelfde aanpak gevolgd als bij consumptieaardappelen (zie 2.4.4 en Tabel 0-10 en Tabel 0-11).

2.4.6 Vers-tomaten

Tomaten kunnen grofweg ingedeeld worden in twee categorieën: tomaten die geteeld worden ter verwerking voor in de voedselindustrie (tomatenpuree, ketchup, etc.) en tomaten die geteeld worden voor directe consumptie. Dit onderscheid is belangrijk, aangezien 'industrietomaten' voornamelijk geteeld worden op open velden in voornamelijk warme landen. 'Vers-tomaten' worden voornamelijk geteeld in kassen in zowel warme als koudere landen, waarbij in koudere klimaten (fossiele) energie gebruikt wordt ter verwarming van de kas (Hogberg, 2010). We hebben anders dan in het projectvoorstel werd genoemd Frankrijk in plaats van Duitsland bekeken. Frankrijk bleek een grotere producent van vers-tomaten dan Duitsland en de data beschikbaarheid was beter.

Opbrengsten per hectare (ton/ha) zijn afgeleid van de totale productie van vers-tomaten en het totale areaal voor elk specifiek land (Eurostat, 2018). Aangezien de statistieken alleen compleet lijken te zijn voor de jaren 2015 en 2016 is er een twee-jaargemiddelde genomen voor die jaren voor alle landen. Prijzen van tomaten zijn op basis van een vijf-jaargemiddelde en zijn voor de verschillende landen weergegeven (European Union, 2017). In Tabel 2-11 bevat een overzicht van de gebruikte productiestatistieken en prijzen voor deze studie.

Tabel 2-11: Opbrengst per hectare (ton/ha) en waarde per kg vers-tomaten

Land	Opbrengst per hectare (ton/ha)	Waarde per kg vers-tomaten (€/kg)
NL	503	1.27
FR	189	1.19
ES	84	1.18
IT	35	1.81

Per land is specifiek uitgezocht op welke manier vers-tomaten zijn geteeld, hoeveel kunstmest daarvoor wordt gebruikt en energiebehoefte voor verschillende teeltsystemen. Op basis van literatuurstudie zijn de volgende aannames gedaan voor de berekeningen voor vers-tomaat voor de verschillende landen:

- Nederland: 100% teelt onder glas. Kunstmest gebruik (Anton, Torrellas, Ruijs, & Vermulen, 2011), energie gebruik en elektriciteit terug levering (Wageningen UR, 2014).
- Frankrijk: verschillende teeltsystemen, 39% areaal open veld (Eurostat, 2018). Kunstmest gebruik voor open veld teelt is op Italiaanse gegevens gebaseerd (Region Calabria, 2016). Van de overige 61% is 70% onder glas en 30% in tunnels (Boulard et al., 2011). Kunstmestgebruik en energie gebruik voor tunnel en kasteelt ook van Boulard et al. (2011).
- Spanje: 100% teelt in tunnels. Kunstmest gebruik (Anton et al., 2011). 5% van tunnels zijn gasgestookt¹⁶.
- Italië: teelt op open veld (61%) en in tunnels (39%), lage opbrengsten, lage energie kosten. Kunstmest gebruik voor open veld en 'beschermde' cultivatie (Region Calabria, 2016; Regione Piemonte, 2017).

Voor alle landen zijn de productie van kassen en tunnels meegenomen in de studie.

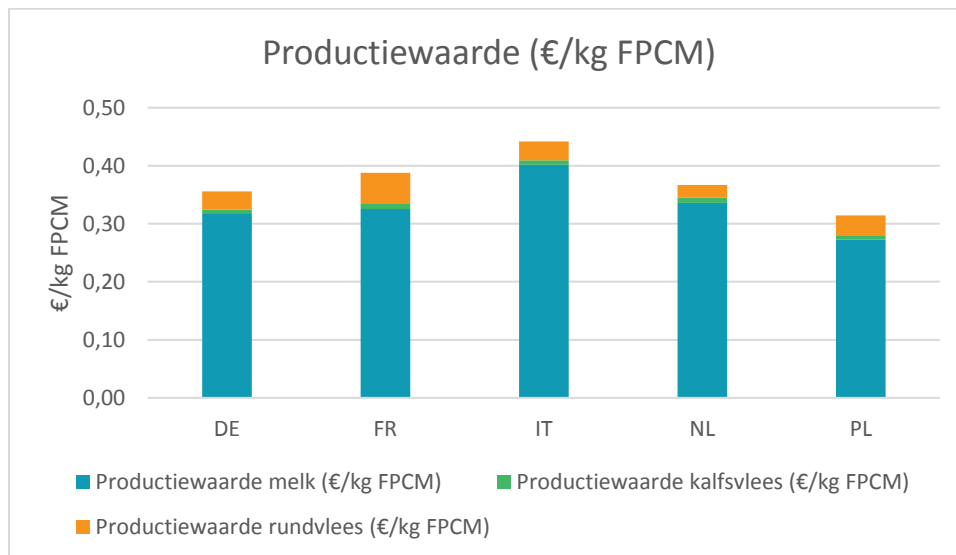
¹⁶ <https://vegetablegrowersnews.com/article/tomato-production-varies-european-countries/>

3. Resultaten

3.1 Melk

3.1.1 Productiewaarde

De productiewaarde van melkproductie bestaat naast de opbrengsten uit melk, uit opbrengsten door verkoop van melkkoeien en kalveren. De productiewaarde bedraagt in Nederland afgerond 37 eurocent per kg Fat Protein Corrected Milk (FPCM) en is vergelijkbaar met de productiewaarde in Frankrijk en Duitsland, duidelijk hoger dan in Polen en duidelijk lager dan in Italië, zie Figuur 3-1. Deze verschillen zijn direct gerelateerd aan verschillen in melkpreizen tussen de landen. De melkpreizen in Duitsland en Frankrijk liggen op een vergelijkbaar niveau als in Nederland, terwijl die prijzen in Polen duidelijk lager en in Italië duidelijk hoger liggen.¹⁷ Relatief gezien heeft in Nederland de melk het grootste aandeel in de totale productiewaarde bij melkproductie, namelijk bijna 92%. Terwijl dat bijvoorbeeld in Frankrijk 84% is en er een groter aandeel is voor rundvlees (van afgestoten melkkoeien).



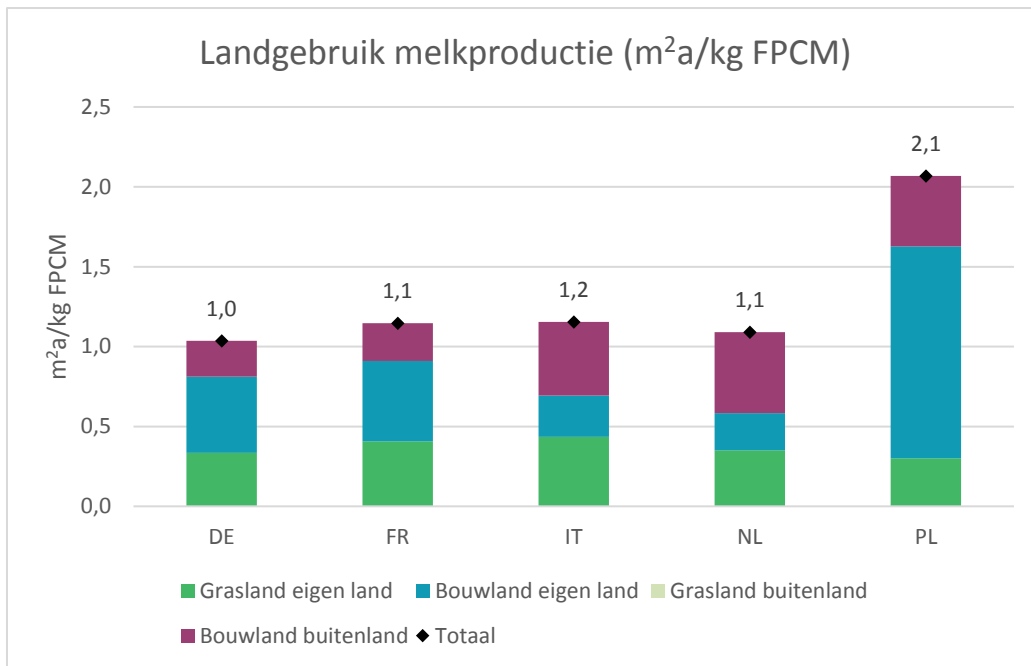
Figuur 3-1: Productiewaarde per kilogram melk (FPCM) inclusief de co-producten: kalfsvlees en rundvlees

3.1.2 Landgebruik

Het landgebruik is in Nederland met 1.1 m²a per kg melk vergelijkbaar met de andere landen in scope, behalve Polen die een bijna tweemaal zo hoog landgebruik kent (Figuur 3-2). Het aandeel van verschillende landgebruikstypen verschilt wel duidelijk tussen Nederland en de landen met een vergelijkbaar totaal landgebruik. Zo kent de Nederlandse melkproductie het hoogste aandeel bouwland in het buitenland (47%) en samen met Duitsland het laagste aandeel eigen grasland (32%). Het relatief hoge aandeel bouwland in het buitenland is gerelateerd aan het mengvoergebruik in de Nederlandse melkveesector.¹⁸

¹⁷ In Tabel 0-2 in de appendix is de gebruikte prijsinformatie terug te vinden.

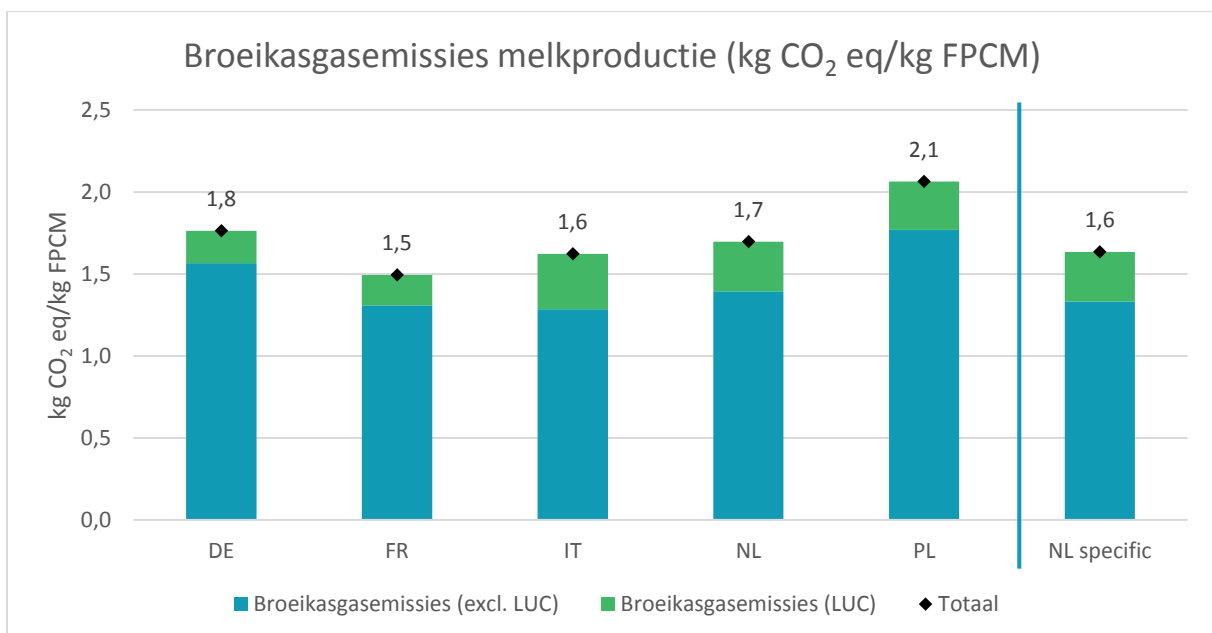
¹⁸ Aangezien er in het 'betere data scenario' geen aannames zijn gebruikt die leiden tot een verandering in het landgebruik is dit niet los weergegeven.



Figuur 3-2: Landgebruik per kilogram melk (FPCM)

3.1.3 Broeikasgasemissies

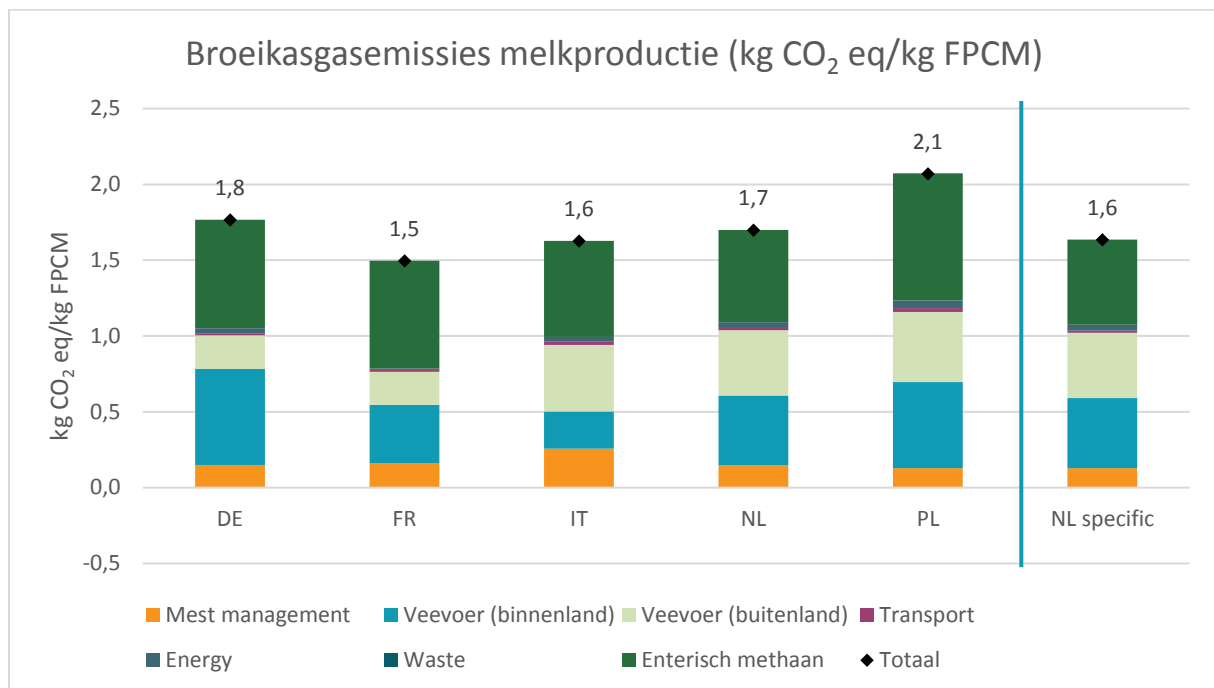
De broeikasgasemissie van de Nederlandse melkproductie bedraagt, inclusief de emissies vanwege Land Use Change (LUC), 1,7 kg CO₂ eq./kg FPCM en neemt daarmee een middenpositie in van de landen in scope (Figuur 3-3). De Franse en Italiaanse melkproductie kent een iets lagere broeikasgasemissie, terwijl de Duitse melkproductie iets meer en de Poolse melkproductie ruimschoots meer broeikasgasemissies met zich mee brengt.



Figuur 3-3: Broeikasgasemissies per kilogram melk (FPCM)

De enterische methaanproductie heeft het grootste aandeel in de broeikasgasemissies (Figuur 3-4) dat varieert tussen ruim een derde voor Nederland tot bijna de helft voor Frankrijk. De productie van het veevoer in het buitenland en in eigen land vormen ook een belangrijk aandeel. Hoge scores voor voer uit het buitenland zoals

bij Polen, Italië en Nederland zijn weer grotendeels (ca. 70%) te herleiden tot Land Use Change, gekoppeld aan teelten in Zuid-Amerika.



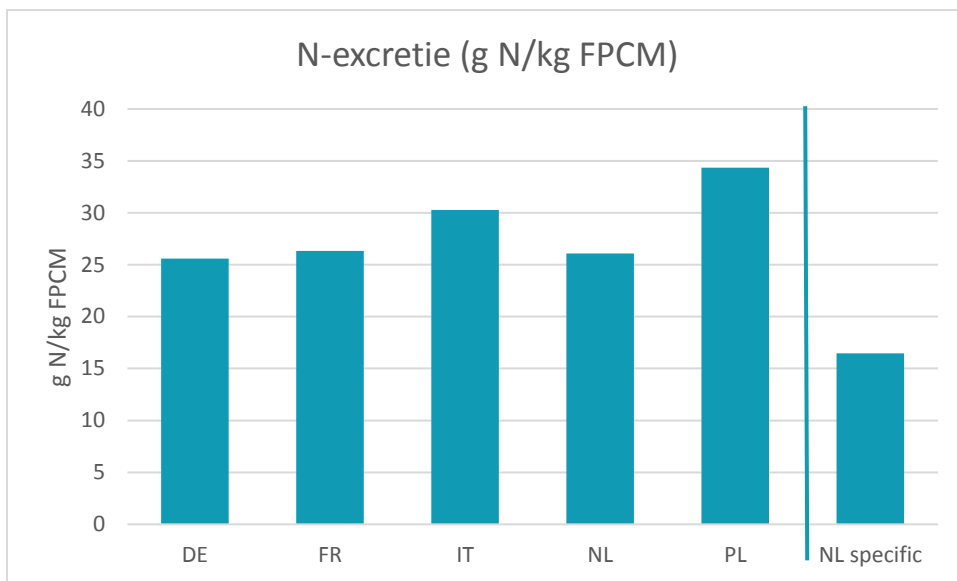
Figuur 3-4: Onderverdeling van broeikasgasemissies per kg melk (FPCM)

Het 'betere data scenario' van Nederland (NL specifiek) resulteert in een 4% lagere broeikasgasemissie per kg melk, 1,6 t.o.v. 1,7 kg CO₂ eq./kg melk (FPCM). Het gebruik van specifieke data omtrent stikstofopname met voer en ammoniakemissie in de stal, bij mestopslag en mestaanwending resulteert in een reductie van lachgasemissies uit mest (zowel in de stal en opslag als bij aanwending). Daar staat echter tegenover dat met het gebruik van specifieke data voor methaanemissies uit mest deze emissiepost juist toeneemt. Het netto-effect is dat de totale broeikasgasemissies uit de post 'mestmanagement en overig' daalt van 0,15 naar 0,13 kg CO₂ eq./kg FPCM. De bepaling van de enterische methaanemissie conform de specifiek voor Nederland ontwikkelde tier 3 methodologie resulteert in een reductie van 8% t.o.v. de originele tier 2 methodologie. Absoluut gezien daalt de broeikasgasemissie op deze post van 0,61 naar 0,56 kg CO₂ eq./kg melk (FPCM). Een groot effect heeft ook de samenstelling van het voer. Uitgaande van de bronnen die we gebruikt hebben, draagt het aandeel buitenlands voer voor 0,43 kg CO₂ eq/kg bij. Wanneer we uit zouden gaan van meer specifieke informatie hierover dan kan deze bijdrage met ca. 0,2 kg CO₂- eq kunnen dalen. In het Nederland specifieke scenario hebben we dat niet meegenomen.

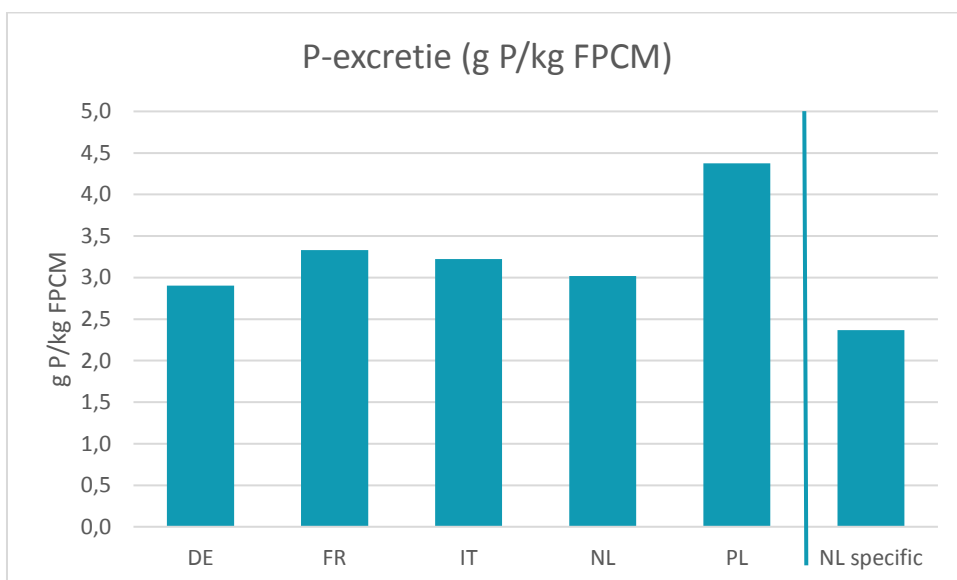
3.1.4 N- en P-excretie

De N-excretie in de Nederlandse melkproductie is met 26,1 g N per kg melk (FPCM) vergelijkbaar met de Franse en Duitse melkproductie (Figuur 3-5) De N-excretie in de Italiaanse en Poolse melkproductie ligt op een duidelijk hoger niveau (resp. 16% en 32% hoger). De P-excretie van de Nederlandse melkproductie verhoudt zich op eenzelfde wijze als de N-excretie, tot de Duitse (vergelijkbaar) en Poolse (duidelijk lager) melkproductie. Echter in tegenstelling tot de N-excretie is de P-excretie van de Franse melkproductie duidelijk hoger dan de Nederlandse melkproductie en het verschil met de Italiaanse melkproductie is geringer.

Het 'betere data scenario' voor Nederland resulteert in een duidelijk lagere N- en P-excretie. De N- excretie is 22% lager en de P-excretie 37% lager dan in het gangbare scenario. Dit komt omdat de specifieke N- en P-gehalten in het voer waarmee in het 'betere data' scenario gerekend wordt lager zijn dan de waarden in het gangbare scenario.



Figuur 3-5: De N-excretie per kg melk (FPCM)



Figuur 3-6: De P-excretie per kg melk (FPCM)

3.1.5 Ammoniakemissie

De ammoniakemissie van de Nederlandse melkproductie ligt iets lager dan de andere landen in scope, Tabel 3-1. Dit beeld wijkt iets af van de N-excretie en dit verschil komt doordat de ammoniakemissie per eenheid uitgescheiden stikstof afwijkt tussen de landen vanwege verschillen in mestsoort (vast of drijfmest), mestopslagsysteem en het aandeel beweiding.

Voor alle landen vinden zo'n 85-95% van de ammoniakemissie plaats op de melkveehouderij zelf, de overige 5-15% wordt geproduceerd bij externe voerproductie. Van de emissies op de melkveehouderij komt de helft tot een derde vrij bij de aanwending van de dierlijke mest op het gras-/maisland. Het overige deel bestaat uit emissies uit de stal en mestopslag. Voor het Nederland specifieke scenario zijn de emissies op de melkveehouderij ongeveer de helft lager ten gevolge van specifieke data voor ammoniakemissie in de stal. Bij dit scenario leveren de aanwendingsemissies op gras-/maisland dan ook de grootste bijdrage aan de ammoniakemissie (72%).

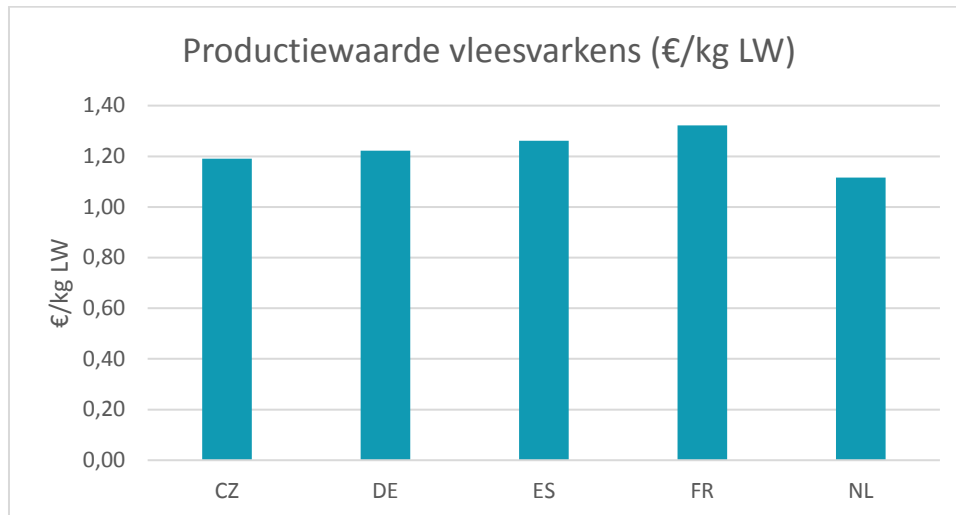
Tabel 3-1: Ammoniakemissie per kg melk (FPCM) per land

Land	Ammoniakemissie (g NH ₃ /kg FPCM)
DE	15
FR	15
IT	17
NL	14
PL	17
NL specifiek	8

3.2 Varkens

3.2.1 Productiewaarde

De productiewaarde van Nederlandse vleesvarkens bedraagt €1.12 per kg levend gewicht en is daarmee het laagste van de landen in scope, zie Figuur 3-7. Voor de productiewaarde van de Duitse vleesvarkens was in de Eurostat statistieken (die zijn gebruikt voor de andere landen in scope) geen informatie beschikbaar. De waarde die voor Duitsland is weergegeven in Figuur 3-7 is een gemiddelde van de andere 4 landen in scope.



Figuur 3-7: Productiewaarde per kilogram vleesvarken (levend gewicht)

3.2.2 Landgebruik

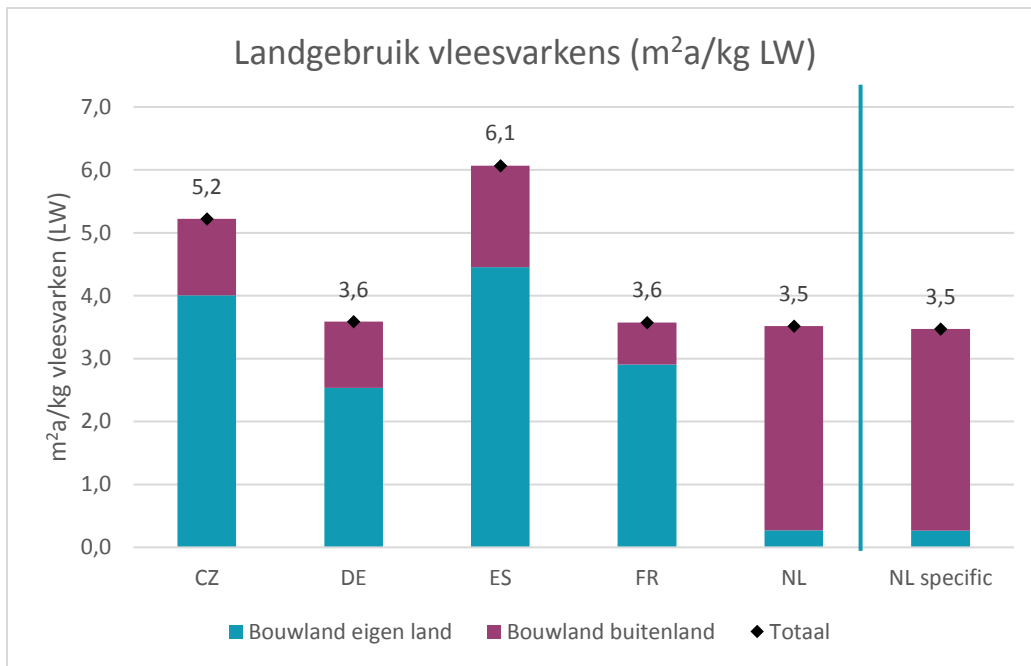
Het landgebruik dat gepaard gaat met de productie van vleesvarkens loopt nogal uiteen tussen de landen in scope. In Tsjechië en Spanje is het landgebruik het hoogst met resp. 5.2 en 6.1 m²a/kg levend gewicht, terwijl het in Nederland, Duitsland en Frankrijk met 3.5 à 3.6 m²a/kg levend gewicht op een duidelijk lager niveau ligt, zie Figuur 3-8. De Nederlandse vleesvarkensproductie onderscheidt zich duidelijk ten opzichte van de andere landen, met het relatief hoge gebruik van landbouwgrond in het buitenland. Dit komt doordat in Nederland relatief weinig veevoedergrondstoffen geteeld worden en de veevoerproductie grotendeels afhankelijk is van import van grondstoffen.

Het landgebruik per kg levend gewicht vleesvarken wordt bepaald door enerzijds de hoeveelheid voer die per kg levend gewicht wordt opgenomen en anderzijds het landgebruik per kg opgenomen voer. De voederconversie¹⁹ van de Nederlandse varkensproductie is met 2.61 het laagst (het efficiëntst) voor alle landen in scope, zie ook Tabel 2-4, en is zo'n 8% - 10% lager dan de voederconversie in Frankrijk en Duitsland. Echter het landgebruik per kg voer dat in Nederland wordt gebruikt is zo'n 6% hoger²⁰ dan in Frankrijk en Duitsland waardoor netto het landgebruik per kg geproduceerd varken vergelijkbaar is.

Het landgebruik in het 'betere data scenario' voor de Nederlandse varkensproductie is vrijwel gelijk aan het originele scenario. Het ongeveer 1% lagere landgebruik (wat vrijwel niet zichtbaar is in Figuur 3-8) komt door een iets lagere voederconversie in het 'betere data' scenario.

¹⁹ Voederconversie is de aanduiding voor de hoeveelheid voer die door het dier is opgenomen om 1 kg groei te realiseren.

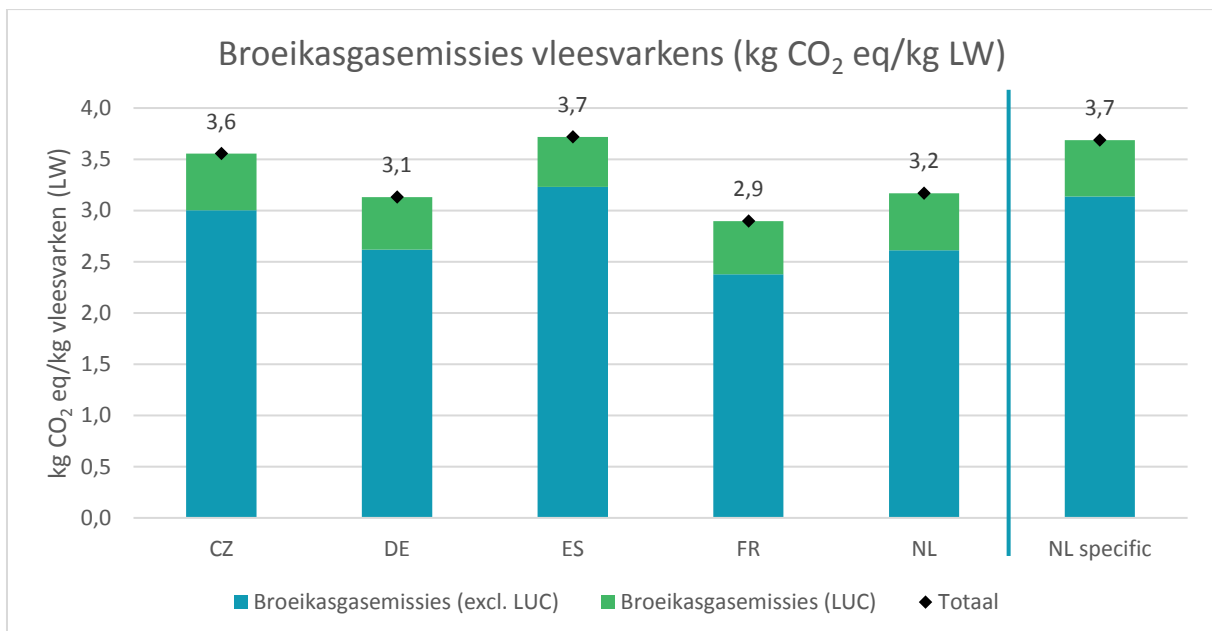
²⁰ Vanwege sourcing binnen Europa.



Figuur 3-8: Landgebruik per kilogram vleesvarken (levend gewicht)

3.2.3 Broeikasgasemissies

De broeikasgasemissies per kg levend gewicht varken dat geproduceerd wordt in de landen in scope lopen uiteen van 2.9 in Frankrijk tot 3.7 kg CO₂ eq./ kg levend gewicht in Spanje (Figuur 3-9). De Nederlandse varkensproductie neemt daarin met een broeikasgasemissie van 3.2 kg CO₂ eq./ kg levend gewicht een tussenpositie in. De absolute bijdrage vanuit Land Use Change (LUC) aan de broeikasgasemissies is met 0.5 – 0.6 kg CO₂ eq./ kg levend gewicht vergelijkbaar tussen de landen.²¹



Figuur 3-9: Broeikasgasemissies per kilogram vleesvarken (levend gewicht)

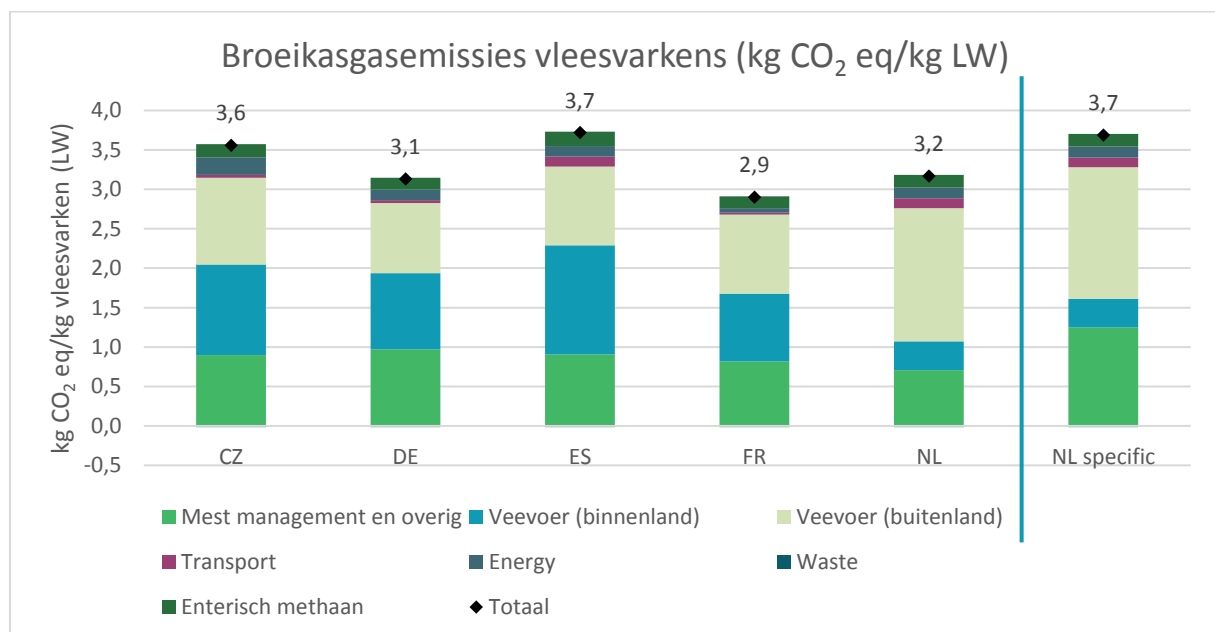
²¹ Dit is een gevolg van de aanname dat voor grondstoffen van buiten de EU voor alle landen de Europese herkomstmix gebruikt is (zie sectie 2.2.3)

De verschillen tussen de landen worden vooral veroorzaakt door de broeikasgasemissies exclusief LUC die gekoppeld zijn aan het voergebruik. De broeikasgasemissies door voergebruik in Frankrijk en Duitsland is 1.86 kg CO₂ eq./ kg levend gewicht. In Nederland is dit 2.05 (10% hoger) terwijl de voederconversie in Nederland beter is dan in Frankrijk en Duitsland. Dus de broeikasgasemissies per kg voer zijn in Nederland fors hoger dan in Frankrijk en Duitsland. Dit is een gevolg van het feit dat de herkomstmix van voergrondstoffen van binnen de EU voor Nederland minder milieu-efficiënte productielanden bevat (zie bijvoorbeeld sectie 3.5.3 voor tarwe geproduceerd in Nederland).

De broeikasgasemissies door mestmanagement zijn in de Nederlandse varkensproductie het laagst. Echter wanneer met specifiekere data voor de Nederlandse varkensproductie nemen de broeikasgasemissies onder deze post met driekwart toe (van 0.7 naar 1.25 kg CO₂ eq./ kg levend gewicht). Deze forse toename is vooral te wijten aan een verdubbeling van de methaanemissie uit de mestopslag. Deze verdubbeling komt doordat een aantal van de parameters waarmee deze emissie wordt berekend, op een duidelijk hoger niveau liggen in het 'betere data scenario'. Dit betreft de uitscheiding van organische stof in de varkensmest (+ 23% voor zeugen en + 12% voor vleesvarkens) en vooral de methaanconversiefactor voor het mestmanagementsysteem (+ 129%, 0.39 i.p.v. 0.17). De factor Bo is wel lager (bijna een kwart) maar netto neemt de methaanemissie in de zeugenhouderij toe van 12 naar 28 kg methaan per zeug en in de vleesvarkenshouderij van 4.9 naar 9.5 kg methaan per gemiddeld aanwezig vleesvarken.

Verder zijn de (directe) lachgasemissies uit de mestopslag in het 'betere data scenario' ook hoger omdat de N-excretie op een hoger niveau ligt (zie ook paragraaf 3.2.4) en het aandeel mestopslag onder de stal in dit scenario hoger is (t.o.v. opslag buiten in een silo). Een hoger aandeel mestopslag in de kelder onder de stal ten opzichte van mestopslag buiten resulteert in de scope van dit onderzoek in meer lachgasemissies omdat de buitenopslag geen lachgasemissies geeft en de opslag in de kelder onder de stal wel. De lagere ammoniakemissie van het 'betere data' scenario zorgen wel voor een lagere indirecte lachgasemissie, echter het effect daarvan weegt niet op tegen de hogere directe lachgasemissies.

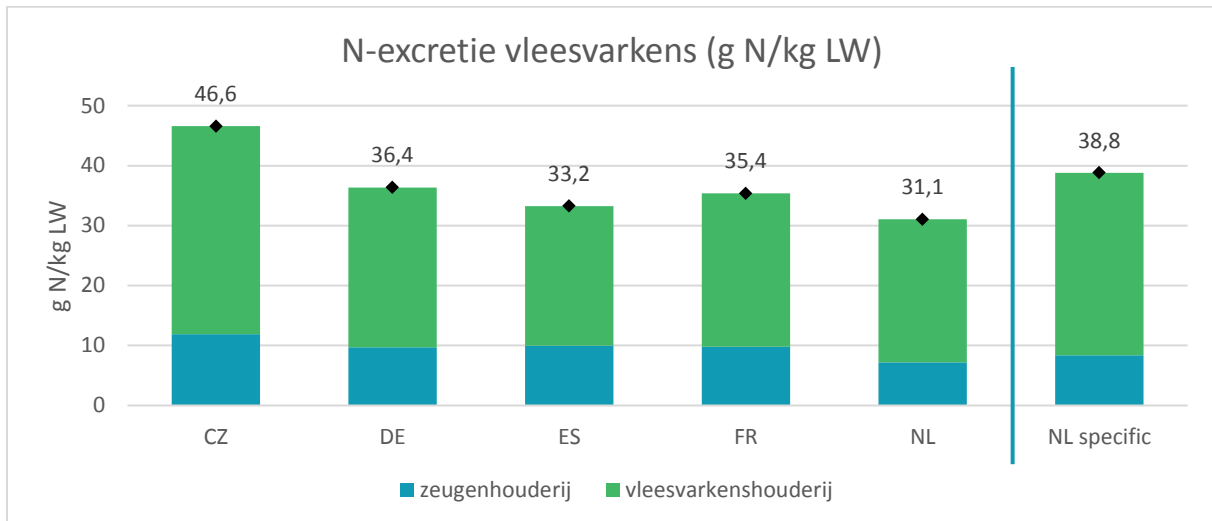
Tenslotte valt op dat, ondanks de geringe bijdrage aan het totaal, de post transport voor de Nederlandse varkenshouderij enkele malen hoger ligt dan bijvoorbeeld in Frankrijk (0.12 t.o.v. 0.02 kg CO₂ eq./ kg levend gewicht). Deze post transport omvat voornamelijk transport van het veevoer en in de Nederlandse productieketen is sprake van relatief veel import van buitenlandse grondstofstromen, t.o.v. landen als Frankrijk waar op grote schaal binnenlandse productie van grondstoffen (bijvoorbeeld granen) plaatsvindt.



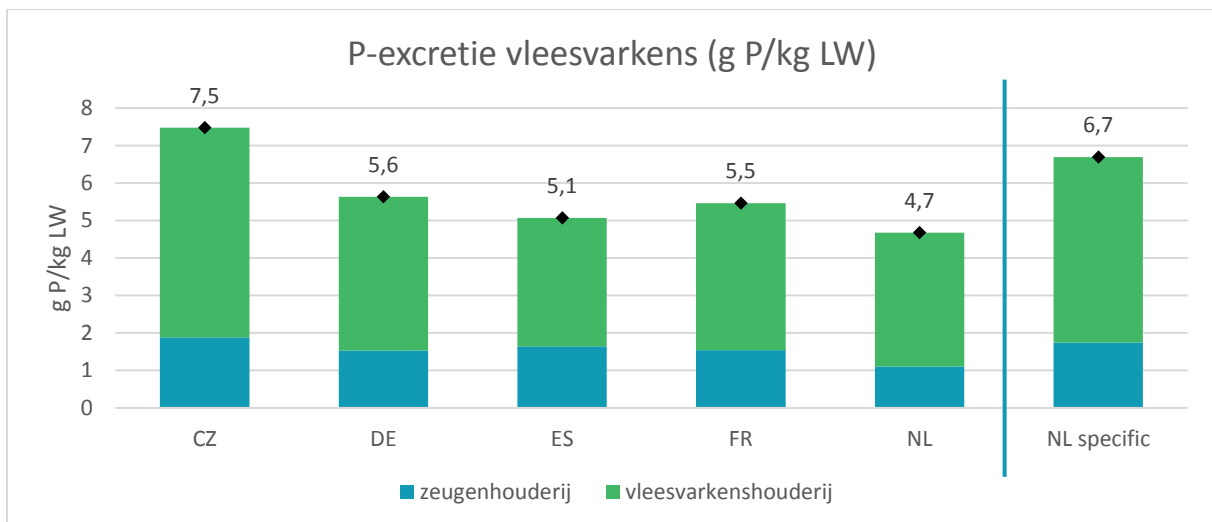
Figuur 3-10: Onderverdeling van broeikasgasemissies per kg vleesvarken (LW)

3.2.4 N- en P-excretie

De N- en P-excretie per kg levend gewicht vleesvarken is in Tsjechië duidelijk het hoogst (zie Figuur 3-11 en Figuur 3-12). De Nederlandse varkenshouderij heeft indien we gebruik maken van de algemene benadering de laagste N- en P-excretie. Echter indien gebruik wordt gemaakt van specifiekere data over de Nederlandse varkenshouderij dan blijkt de N- en P-excretie fors hoger te liggen. Dit komt doordat het N- en P-gehalte van het varkensvoer in Nederland duidelijk hoger ligt dan het referentievoer waarvan uit wordt gegaan in de algemene situatie.



Figuur 3-11. De N-excretie per kg levend gewicht vleesvarken met een onderscheid naar de N-excretie vanuit de zeugen- en vleesvarkenshouderij.



Figuur 3-12. De P-excretie per kg levend gewicht vleesvarken met een onderscheid naar het P-excretie vanuit de zeugen- en vleesvarkenshouderij.

3.2.5 Ammoniakemissie

De ammoniakemissie van de Nederlandse varkensproductie is in de gangbare berekening de laagste van de landen in scope (Tabel 3-2). Dit komt vooral doordat ook de N-excretie, waar de ammoniakemissie direct van afhankelijk is, het laagst is van al deze landen (Figuur 3-11). Voor alle landen geldt dat zo'n 65-75% van ammoniakemissie afkomstig is van dierhouderij, waarvan ongeveer driekwart bij vleesvarkenhoudery en een kwart bij de zeugenhoudery. De overige 25-35% van de ammoniakemissie komen vrij bij de voerproductie.

Indien rekening wordt gehouden met specifieke data over ammoniakemissie in de Nederlandse varkenshoudery (dit betreft vooral de toepassing van emissiearme stalsystemen) dan daalt deze met ruim 40% tot 14 kg ammoniak per kg geproduceerd varken.

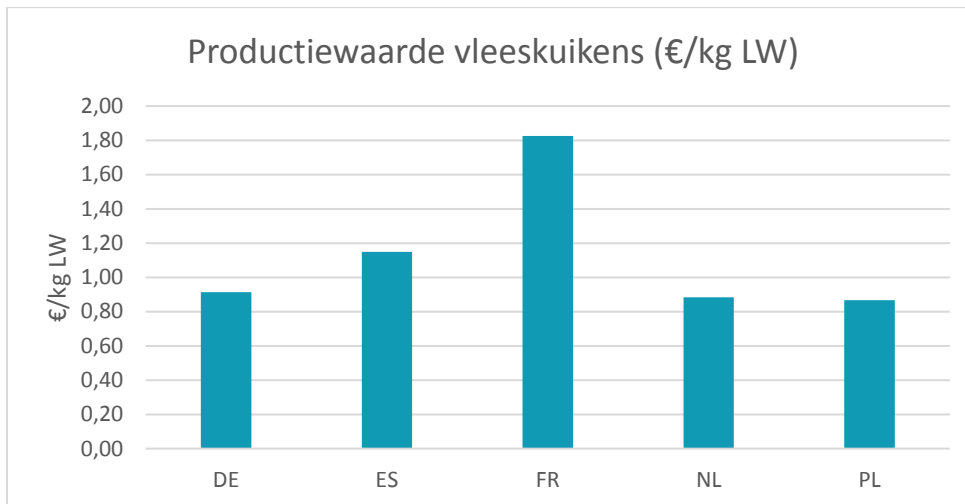
Tabel 3-2: Ammoniakemissie per kg vleesvarken (levend gewicht) per land

Land	Ammoniakemissie (g NH ₃ /kg LW)
CZ	37
DE	27
ES	29
FR	28
NL	24
NL specifiek	14

3.3 Vleeskuikens

3.3.1 Productiewaarde

De productiewaarde van Nederlandse vleeskuikens bedraagt €0.88 per kg levend gewicht en is daarmee samen met de Poolse vleeskuikenproductie het laagste van de landen in scope, zie Figuur 3-13. Wat opvalt is de relatief hoge productiewaarde van de Franse vleeskuikens. De verschillen zijn te herleiden naar de verschillen in opbrengstprijzen van de levende vleeskuikens die worden afgevoerd. Ondanks dat vleeskuikens in Frankrijk op een aanzienlijk lager eindgewicht worden afgeleverd (Tabel 2-5) wordt er relatief een hoge afzetprijs (per kg levend gewicht) gerealiseerd. De oorzaak van dit verschil is niet geanalyseerd omdat dat buiten de scope van deze studie valt.



Figuur 3-13: Productiewaarde per kilogram vleeskuikens (levend gewicht)

3.3.2 Landgebruik

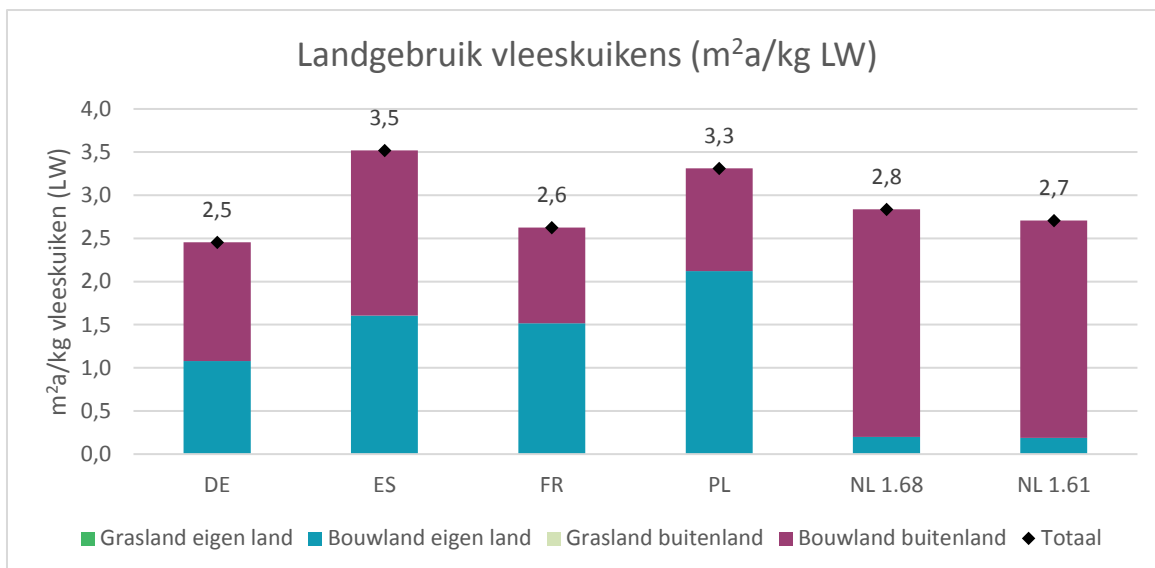
Het landgebruik dat gekoppeld is aan de vleeskuikenproductie loopt uiteen van 2.5 tot 3.5 m²a/kg levend gewicht in resp. Duitsland en Spanje (Figuur 3-14). De Nederlandse vleeskuikenproductie realiseert daarbinnen met 2.7 – 2.8 m²a/kg levend gewicht (voor resp. NL 1.61 en NL 1.68) en samen met Duitsland en Frankrijk het laagste landgebruik.²²

Vergelijkbaar als bij de varkensproductie onderscheidt de Nederlandse vleeskuikenproductie zich duidelijk ten opzichte van de andere landen met het relatief hoge gebruik van landbouwgrond in het buitenland. Dit komt doordat in Nederland relatief weinig veevoedergrondstoffen geteeld worden en de veevoerproductie grotendeels afhankelijk is van import van grondstoffen.

Wat verder vergelijkbaar is met de varkensproductie is dat ondanks de gunstige voederconversie van de Nederlandse vleeskuikenhouderij, het landgebruik niet navenant gunstiger scoort. Immers de Nederlandse vleeskuikenproductie met de gunstigste voederconversie kent samen met Duitsland de laagste voederconversie (Tabel 2-5), maar het landgebruik is duidelijk hoger dan de Duitse productie. En ondanks de duidelijk wat minder gunstige voederconversie in Frankrijk, heeft de Franse vleeskuikenproductie wel een iets lager landgebruik. Dit komt door het hogere landgebruik per kg voer voor Nederland.²³

²² Het landgebruik in de 'betere data' scenario's voor de Nederlandse vleeskuikenhouderij is gelijk aan de originele scenario's (omdat er geen verschil is in voer of voederconversie) en is daarom weggelaten uit Figuur 3-14.

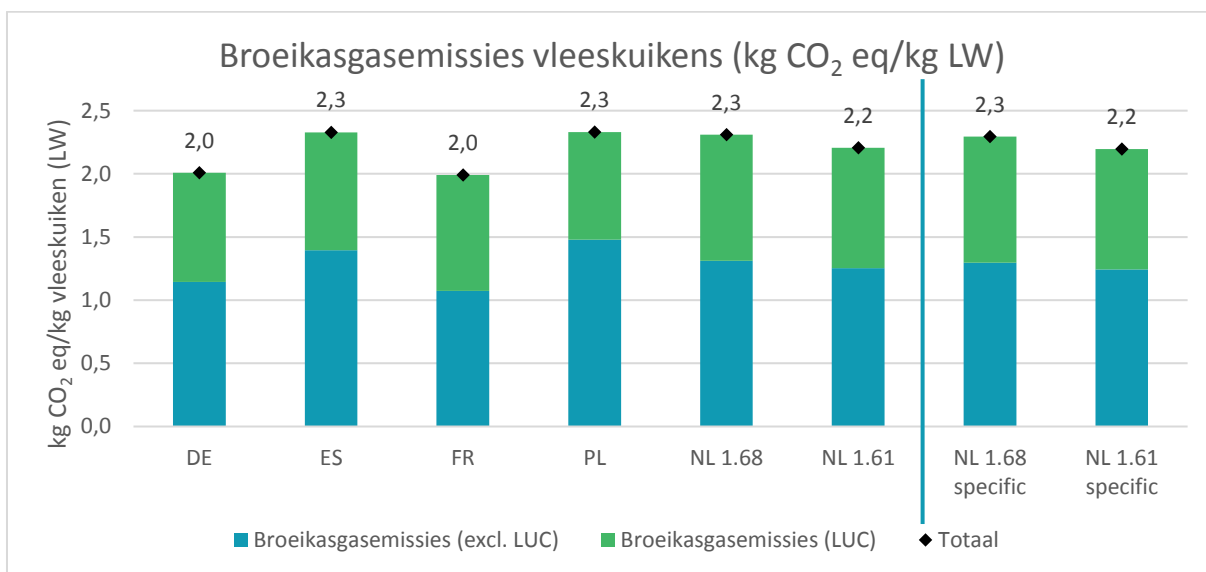
²³ Voor tarwe bijvoorbeeld geldt dat de herkomstmix voor Nederland ten opzichte van Frankrijk en Duitsland een groter deel inefficiënte productielanden wat betreft landgebruik bevat (met name landen uit Oost-Europa).



Figuur 3-14: Landgebruik per kilogram vleeskuikens (levend gewicht)

3.3.3 Broeikasgasemissies

De broeikasgasemissie voor vleeskuikensproductie in de landen in scope bevindt zich in een vrij smalle bandbreedte van 2.1 tot 2.3 kg CO₂ eq. per kg levend gewicht (Figuur 3-15). De Nederlandse vleeskuikensproductie met de hogere voederconversie van 1.68 (NL 1.68) zit met 2.3 kg CO₂ eq. per kg levend gewicht aan de bovenkant van die bandbreedte, en met de wat gunstigere voederconversie van 1.61 (NL 1.61) daalt het iets naar 2.2 kg CO₂ eq. per kg levend gewicht.



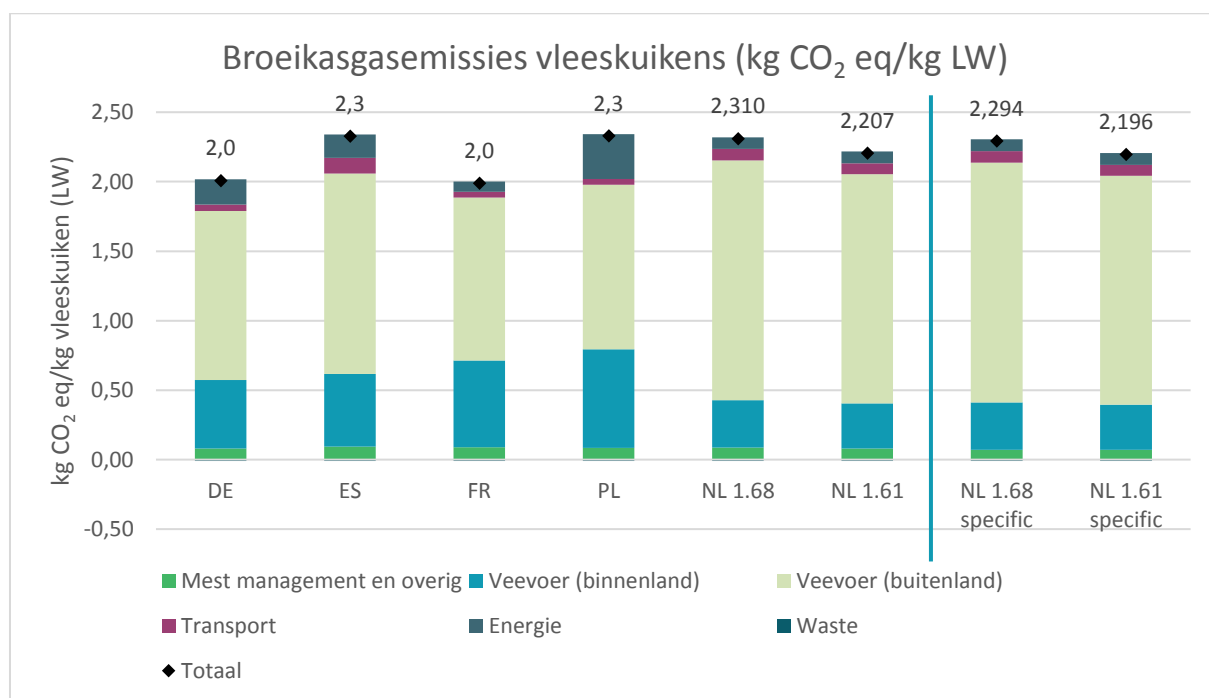
Figuur 3-15: Broeikasgasemissies per kilogram vleeskuikens (levend gewicht)

De absolute bijdrage van broeikasgasemissies vanwege Land Use Change (LUC) is voor de landen in scope met 0.9 – 1.0 kg CO₂ eq. per kg levend gewicht vrijwel vergelijkbaar. Dit beeld zagen we eerder ook bij de vleesvarkens (Paragraaf 3.2.3).

Als we inzoomen op de broeikasgasemissies dan blijkt dat verreweg het grootste deel van deze emissies gerelateerd is aan het voerverbruik. Zo'n 80% in de Poolse en tot zelfs bijna 90% in de Nederlandse productie van de broeikasgasemissies is te wijten aan het voerverbruik. Vergelijkbaar als bij het landgebruik wordt de gunstige voederconversie in de Nederlandse vleeskuikenshouderij gecompenseerd met een relatief hogere klimaatimpact per kg voer. Netto resulteert dit in een hogere broeikasgasemissie per kg vleeskuikens dan in landen met een vergelijkbare of zelfs ongunstiger voederconversie.

De broeikasgasemissie van de 'betere data scenario's' van de Nederlandse vleeskuikenproductie wijken vrijwel niet af van de originele berekening. De 'betere data scenario's' van de Nederlandse vleeskuikenproductie hebben wel degelijk effecten op de broeikasgasemissies. Echter, deze zijn tegengesteld van richting en van vergelijkbare omvang zodat er netto vrijwel geen verschil is. De methaanemissie uit de mest neemt in de 'betere data scenario's' toe met zo'n 60%. Dit is het gevolg van enerzijds een fors hogere waarde voor de uitscheiding van organische stof bij zowel de vleeskuikens (+ 84%) en de vleeskuikenouderdieren (+ 50%) en anderzijds een lagere factor Bo (- 13%). Daartegenover staat echter dat de indirecte lachgasemissies uit de mest in de 'betere data scenario's' fors lager zijn (ruim 50%) doordat een veel lagere ammoniakemissie (zie ook paragraaf 3.3.5).

Vergelijkbaar als bij de varkensproductie (paragraaf 3.2.3) zien we dat de Nederlandse vleeskuikenproductie relatief meer impact heeft vanwege transport van mengvoer. De oorzaak hiervan is dat bij de Nederlandse mengvoerproductie relatief veel import van buitenlandse grondstoffen plaatsvindt.

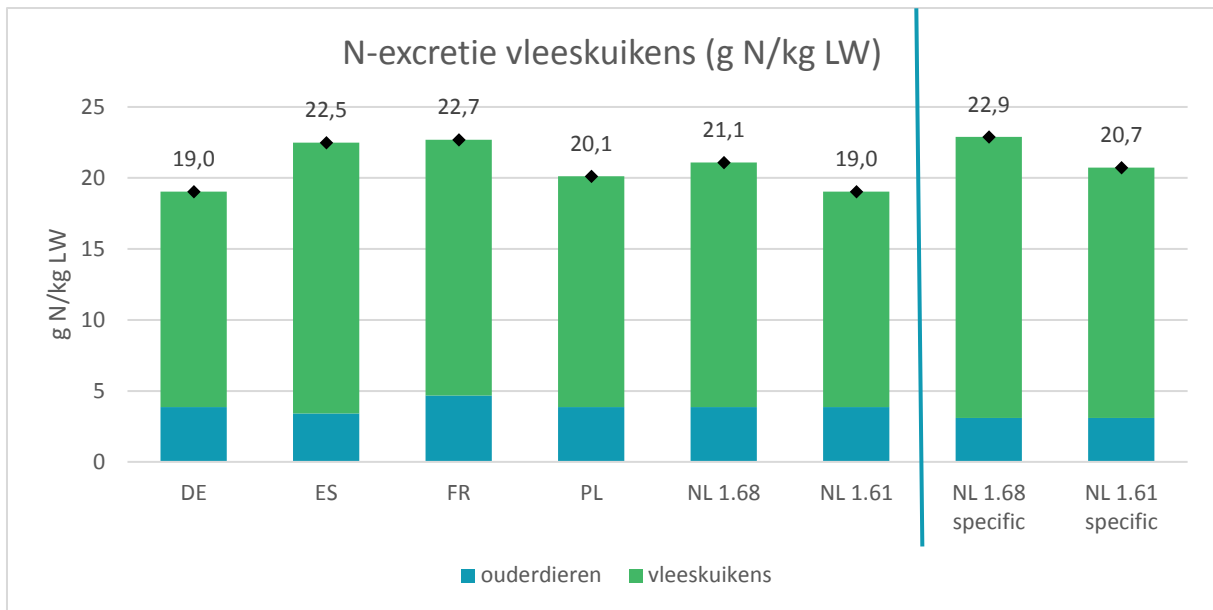


Figuur 3-16: Onderverdeling van broeikasgasemissies per kg vleeskuiken (LW)

3.3.4 N- en P-excretie

De N-excretie per kg levend gewicht varieert tussen 19 g N/kg voor de Duitse en Nederlandse vleeskuikenproductie met voederconversie 1.61 en 22.7 g N/kg voor de Franse vleeskuikenproductie (Figuur 3-17). Een vergelijkbaar beeld zien we terug bij de P-excretie waar de Duitse vleeskuikenproductie en Nederlandse productie met voederconversie 1.61 de laagste excretie scoort en de Franse en Spaanse het hoogste (Figuur 3-18). Het verschil tussen de landen wordt veroorzaakt door het verschil in voederconversie en verschil in aflevergewicht van de vleeskuikens. Door een lager aflevergewicht (1.9 kg bij Frankrijk) telt de N-excretie bij de ouderdieren zwaarder mee dan bij vleeskuikens met een hoger aflevergewicht (overige landen 2.3 of 2.4 kg) waar uit eenzelfde eendagskuiken meer kg vleeskuiken wordt geproduceerd.

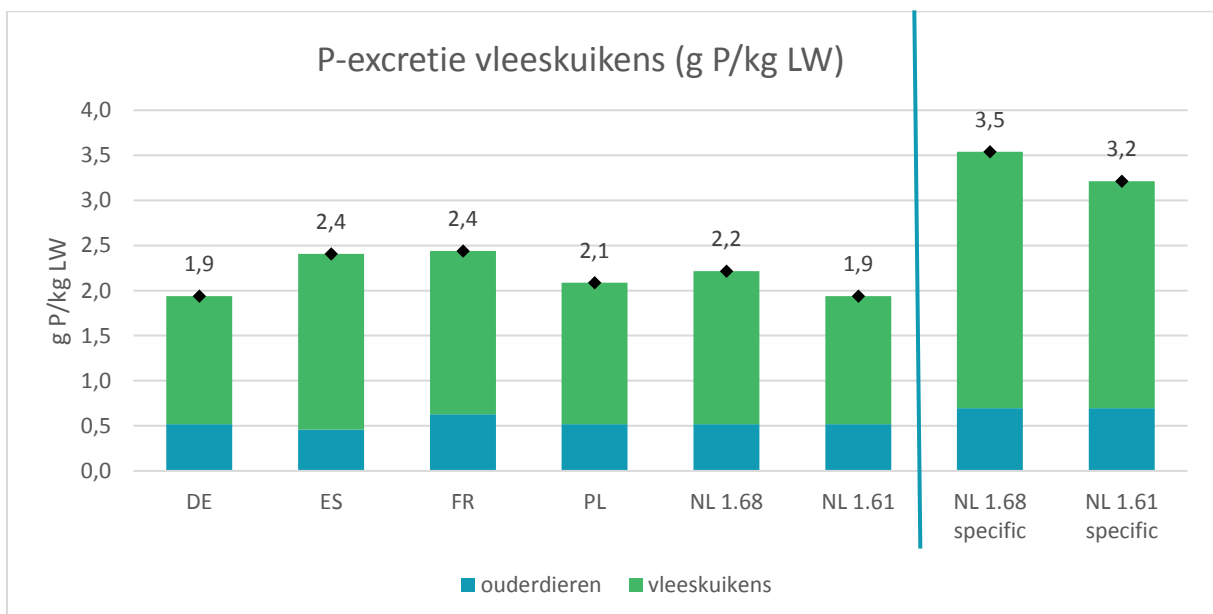
Spanje heeft de hoogste voederconversie (1.75, zie ook Tabel 2-5) en de Duitse en Nederlandse 1.61 vleeskuikenproductie hebben de laagste voederconversie (1.61).



Figuur 3-17. De N-excretie per kg levend gewicht vleeskuiken met een onderscheid naar de N-excretie vanuit de opfokfase (ouderdieren) en afmestfase (vleeskuikens).

De gunstigere voederconversie in het scenario 1.61 van de Nederlandse vleeskuikenhouderij geeft een 10% lager N- en ruim 12% lagere P-excretie t.o.v. het scenario met een voederconversie 1.68.

De 'betere data scenario's' voor de Nederlandse vleeskuikenhouderij geven een hogere mineralenexcretie, vooral bij P is dit effect groot (zo'n twee derde hoger). Dit grote verschil bij P komt doordat zowel in het ouderdiervoer als in het vleeskuikenvoer het P-gehalte duidelijk hoger is (resp. 4.8 en 4.4 tov 3.7 in beide voersoorten). In het geval van N komt dit doordat in de specifieke data het N-gehalte van het vleeskuikenvoer hoger is (29.1 t.o.v. 27.5 g N/ kg). De bijdrage vanuit de ouderdieren aan de N-excretie is juist lager in de specifieke scenario's wat veroorzaakt wordt door lagere N-gehalten in het voer voor de ouderdieren.



Figuur 3-18. De P-excretie per kg levend gewicht vleeskuiken met een onderscheid naar de P-excretie vanuit de opfokfase (ouderdieren) en afmestfase (vleeskuikens).

3.3.5 Ammoniakemissie

De ammoniakemissie is direct gerelateerd aan de N-excretie en daarmee vertoont het beeld van de ammoniakemissie voor de vleeskuikenproductie over de landen in scope (Tabel 3-3) eenzelfde beeld als de N-excretie (Figuur 3-17). De Nederlandse vleeskuikenproductie met de gunstigste voederconversie (1.61) scoort samen met de Duitse de laagste ammoniakemissie (14 kg NH₃ per kg levend gewicht).

De ammoniakemissie uit de stal vormen met zo'n 60% – 67% de belangrijkste bijdrage aan de ammoniakemissie per kg vleeskuiken voor de landen in scope. De overige ammoniakemissie zijn vooral gekoppeld aan de productie van het veevoer (door mestaanwending bij de teelt van veevoedergrondstoffen). In de 'betere data scenario's' voor de Nederlandse vleeskuikenproductie zijn specifieke data gebruikt m.b.t. ammoniakemissie uit pluimveestallen. Deze specifieke waarden voor ammoniakemissie zijn vele malen lager dan de defaults die in de originele scenario's zijn gebruikt. De ammoniak emissiefactor volgens de specifieke waarden is voor vleeskuikenouderdieren en vleeskuikens resp. 25% en (afgerond) 7%, terwijl de default emissiefactor in de originele waarde 50% is.

Tabel 3-3: Ammoniakemissie per kg vleeskuiken (levend gewicht) per land

Land	Ammoniakemissie (g NH ₃ /kg LW)
DE	14
ES	17
FR	16
PL	15
NL 1.68	16
NL 1.61	14
NL 1.68 specific	7
NL 1.61 specific	6

3.4 Consumptieaardappelen

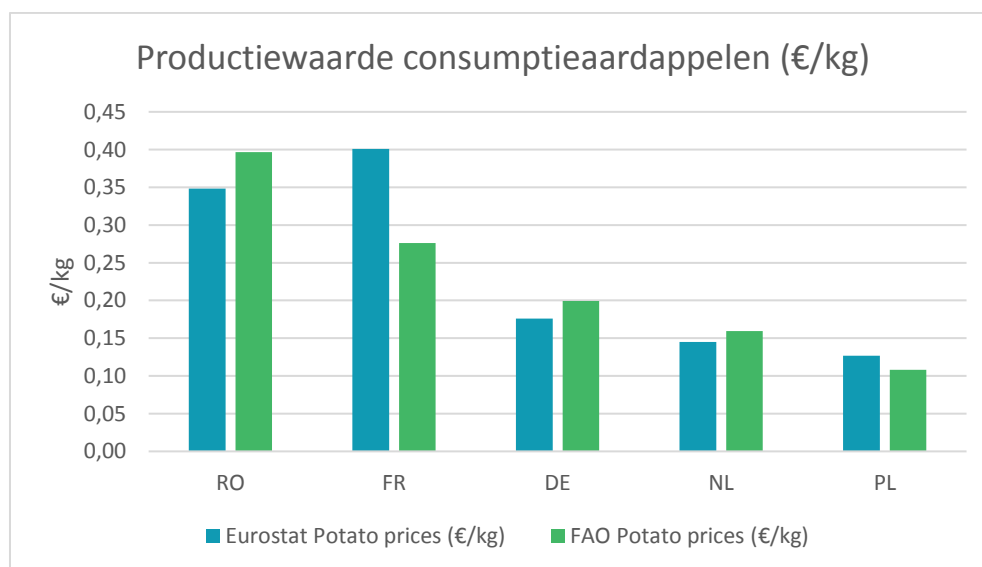
3.4.1 Productiewaarde

De productiewaarde voor consumptieaardappelen wordt volledig bepaald door de prijs per ton product. In tegenstelling tot tarwe is de markt(prijs) voor consumptieaardappelen zeer divers. Dit komt aan de ene kant door de grote variëteit in rassen en aan de andere kant door het lokale/regionale karakter van de markt voor consumptieaardappelen waar de mate van internationale handel veel kleiner is dan bij tarwe. De gemiddelde prijs per ton consumptieaardappelen verschilt per bron sterk. In Tabel 3-4 is naast het 5-jaarsgemiddelde (2010-2014) van de productiewaarde van de FAO (2017)²⁴ ook het 5-jaarsgemiddelde van dezelfde periode van Eurostat (2017).

Tabel 3-4: Productiewaarde per ton (€/ton) consumptieaardappelen volgens (Eurostat, 2018) en (FAO, 2017)

Land	Eurostat €/ton	FAOstat €/ton
FR	401	276
DE	176	200
NL	145	159
RO	348	397
PL	127	108

De verschillen tussen landen zijn behoorlijk groot. Zo is de prijs per ton consumptieaardappelen in Frankrijk en Roemenië een stuk hoger dan in de andere 3 landen. En de orde van grootte van deze verschillen is wel ongeveer vergelijkbaar tussen Eurostat- en FAO-data. Maar tussen de Eurostat- en FAO-datasets zitten ook grote verschillen, zo geeft Eurostat een bijna anderhalf keer hogere prijs voor Frankrijk dan de FAO. Voor de productiewaarde hebben deze verschillen tussen FAO en Eurostat data voornamelijk impact op de grootte van de verschillen tussen de landen, maar een stuk minder op de ordening van de 5 landen ten opzichte van elkaar (zie Figuur 3-19).²⁵



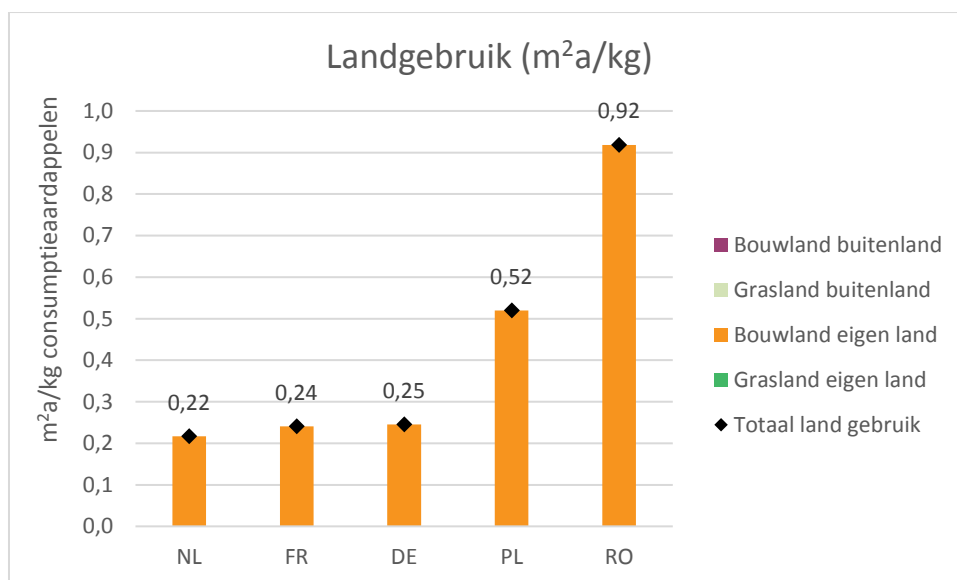
Figuur 3-19: Productiewaarde per kg consumptieaardappelen voor prijsdata uit 2 datasets.

²⁴ Uitgaande van een wisselkoers van 1.16 €/€

²⁵ Waar alleen Roemenië en Frankrijk van plaats wisselen bij het switchen tussen Eurostat- en FAO-data.

3.4.2 Landgebruik

Het landgebruik per kg consumptieaardappelen is hoofdzakelijk afhankelijk van de opbrengst per hectare. Het landgebruik in de aanvoerende keten bestaat vrijwel volledig uit het landgebruik als gevolg van pootaardappelproductie. Echter tussen landen is er een groot verschil in de fractie van het landgebruik dat afkomstig is van pootaardappelen: van zo'n 5% voor Nederland, Duitsland en Frankrijk tot wel 25% voor Roemenië. Aangezien er weinig toegankelijk data is over de handel en distributie van pootaardappelen wordt in Agri-footprint aangenomen dat pootaardappelproductie in hetzelfde land plaatsvindt als de reguliere teelt (Blonk Agri-footprint BV, 2017b). Het landgebruik voor consumptieaardappelen bestaat daarmee dan ook volledig uit bouwland in eigen land (zie Figuur 3-20).



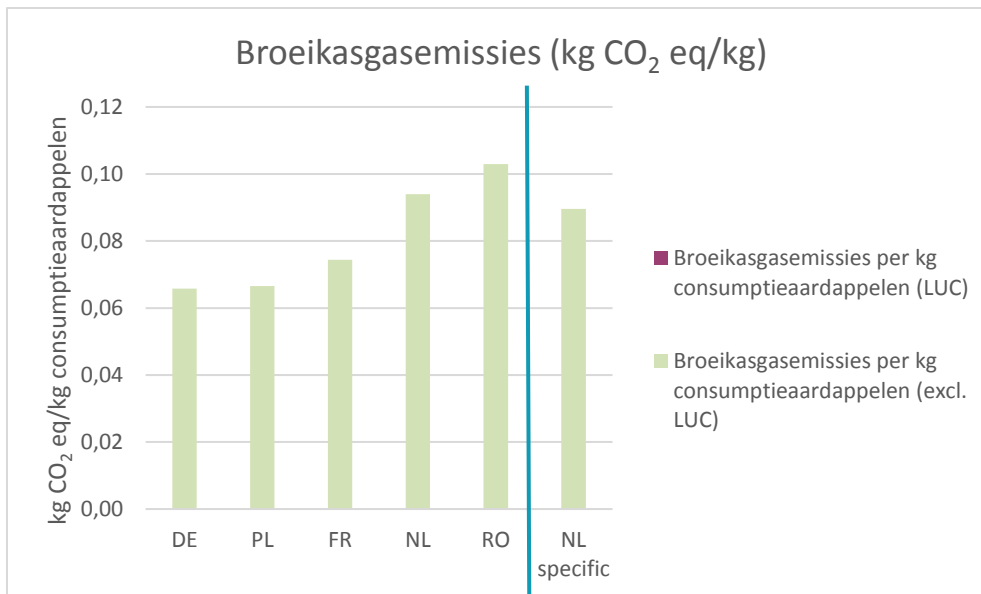
Figuur 3-20: Landgebruik per kilogram consumptieaardappelen

We weten echter dat in de praktijk een groot deel van de pootaardappelen op de wereldmarkt uit Nederland afkomstig is (zo'n 60% in 2012). Als we aan zouden nemen dat alle pootaardappelen voor Polen en Roemenië uit Nederland gehaald zouden worden zou het landgebruik respectievelijk 0.48 en 0.76 worden, waarbij een kleine fractie (resp. 0.04 en 0.08) uit het buitenlands bouwland zou bestaan.

3.4.3 Broeikasgasemissies

De broeikasgasemissies per kg consumptieaardappelen zijn weergegeven in Figuur 3-21. De absolute verschillen tussen de 5 landen zijn per kilogram aardappelen niet heel groot (maximale verschil 0.04 kg CO₂ eq/kg), maar relatief scoren consumptieaardappelen uit Nederland en Roemenië wel respectievelijke zo'n 40% en 55% slechter dan die uit Duitsland en Polen. Voor Roemenië zijn de relatief hoge broeikasgasemissies een direct gevolg van de lage opbrengst per hectare (zie ook Tabel 3-5). Dat consumptieaardappelen uit Nederland relatief slecht scoren is daarentegen te verklaren door de grote hoeveelheid meststoffen die in Nederland opgebracht wordt. De stikstof in deze dierlijke- en kunstmest leidt op het veld namelijk tot lachgasemissies (N₂O). De totale opgebrachte stikstof hoeveelheid per hectare in Nederland is ongeveer 2 keer zo groot als in Duitsland en Frankrijk (zie Tabel 3-6), terwijl de opbrengst per hectare maar zo'n 10% hoger ligt (zie Tabel 3-5).

Wanneer we kijken naar het 'betere data scenario' zien we dat deze een iets (5%) lagere carbon footprint heeft dan het default scenario. Dit verschil kan voor het grootste deel verklaard worden door de lagere totale stikstofinput (zie ook sectie 3.4.4) en de daarbij bijbehorende lachgasemissies. Deze lagere lachgasemissies vanwege mestaanwending worden echter deels gecompenseerd door hogere emissies vanwege een hoger kunstmestgebruik (emissies vanwege kunstmestproductie). Voor andere landen is geen rekening gehouden met specifiekere data omtrent mestgift dan in Agri-footprint methodiek wordt gehanteerd (zie sectie 2.4.5), dus is een vergelijking met het specifiek scenario voor Nederland niet helemaal eerlijk.



Figuur 3-21: Broeikasgasemissies per kilogram consumptieaardappelen

Tabel 3-5: Overzicht van opbrengst per hectare consumptieaardappelen

Land	Opbrengst per hectare (ton/ha)
NL	48.4
FR	44.3
DE	43.6
PL	22.3
RO	14.7

3.4.4 N- en P-surplus

Het N-surplus per hectare consumptieaardappelen per land is dikgedrukt weergegeven in Tabel 3-6. Het N-surplus voor Nederland is vele malen hoger dan voor de andere 4 landen.²⁶ Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door de hoge stikstof gift via dierlijke mest, welke 5 tot 15 keer hoger is dan voor de andere 4 landen. De Nederlandse N-input vanuit kunstmest is qua grootte vergelijkbaar met Duitsland en Frankrijk. De hogere N-gift via dierlijke mest voor Nederland is een logisch gevolg van de relatief grote dierlijke sectoren in Nederland.

Bij het 'beter data scenario' NL specifiek ligt het N- en P-surplus ruim lager dan het baseline scenario wat vooral te danken is aan een lagere N- en P-gift via organische mest. De N- en P-input uit organische mest is hoofdzakelijk afkomstig (ongeveer 82%) uit dierlijke mest. De stikstofgift via kunstmest ligt in de specifieke situatie hoger dan in de baseline omdat de stikstofgift met kunstmest is afgestemd op de N-behoefte van het gewas, rekening houdend met de N-gift via organische mest.

Tabel 3-6: Opbouw van N-surplus voor consumptieaardappelen uit stikstofinput en -afvoer per land

Land	N-surplus (kg N/ha)	Totale N-input (kg N/ha)	N-input via organische mest (kg N/ha)	N-input via kunstmest (kg N/ha)	Totale N-afvoer (kg N/ha)
DE	23	163	33	130	140
FR	33	175	17	158	142
NL	179	334	186	148	156
PL	-2	70	18	52	72
RO	9	56	11	45	47
NL specifiek	125	281	104	176	156

²⁶ Voor Polen is er zelfs een licht negatief N-surplus. Meer over negatieve N-surplus in sectie 2.2.4.

Tabel 3-7: Opbouw van P-surplus voor consumptieaardappelen uit fosfaatinput en -afvoer per land

Land	P-surplus (kg P/ha)	Totale P-input (kg P/ha)	P-input via organische mest (kg P/ha)	P-input via kunstmest (kg P/ha)	Totale P-afvoer (kg P/ha)
DE	16	37	9	28	21
FR	17	39	4	35	22
NL	44	67	52	15	24
PL	5	16	5	11	11
RO	4	12	3	9	7
NL specifiek	12	36	24	11	24

3.4.5 Ammoniakemissie

De 'cradle-to-farmgate' ammoniakemissie van consumptieaardappelen worden voor 75-90% gevormd door de vervluchtiging van stikstofhoudende kunstmest en dierlijke mest tijdens de aardappelteelt. Aangezien in de hier gehanteerde Agri-footprint-methodologie twee vaste vervluchtigingsfracties worden gehanteerd voor kunstmest en voor dierlijke mest zijn de opgebrachte stikstofhoeveelheden bepalend voor de ammoniakemissie. Zoals in secties 3.4.3 & 3.4.4 beschreven is de N-input voor Nederland een stuk hoger dan voor de andere 4 landen. De ammoniakemissie zijn daarmee dus ook een stuk hoger, zoals te zien in Tabel 3-8.

In het 'beter data scenario' voor Nederland is daarentegen gerekend met specifieke vervluchtigingsfracties voor de verschillende vormen van organische mest en kunstmest op basis van het TAN-gehalte. Deze specificering is de belangrijkste reden voor de veel lagere emissies voor het NL specifiek scenario ten opzichte van het default NL-scenario. Daarnaast speelt ook de lagere N-gift uit voornamelijk organische mest een rol.

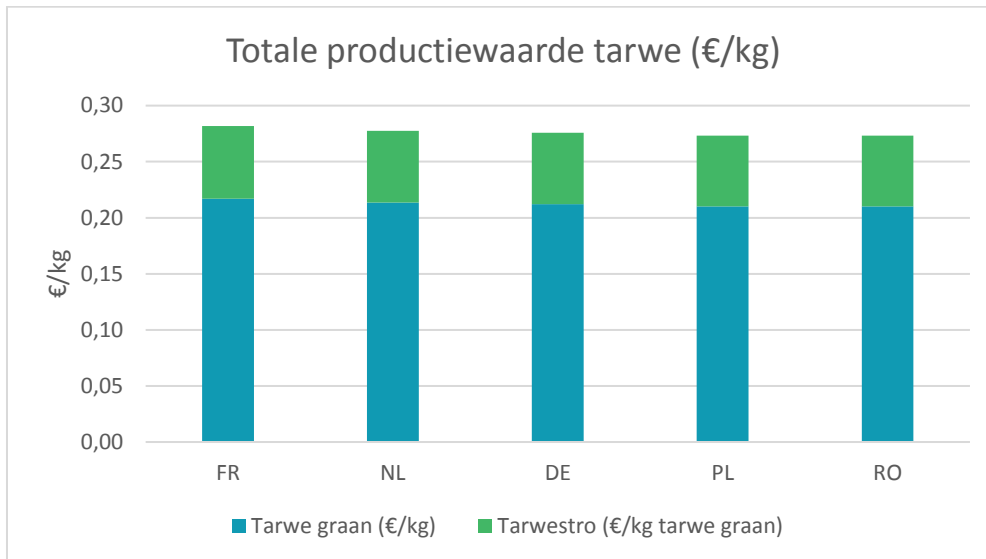
Tabel 3-8: Ammoniakemissie per hectare consumptieaardappelen per land

Land	Ammoniakemissie (kg NH ₃ /kg)
DE	0.6
FR	0.6
NL	1.4
PL	0.6
RO	0.8
NL specifiek	0.4

3.5 Tarwe

3.5.1 Productiewaarde

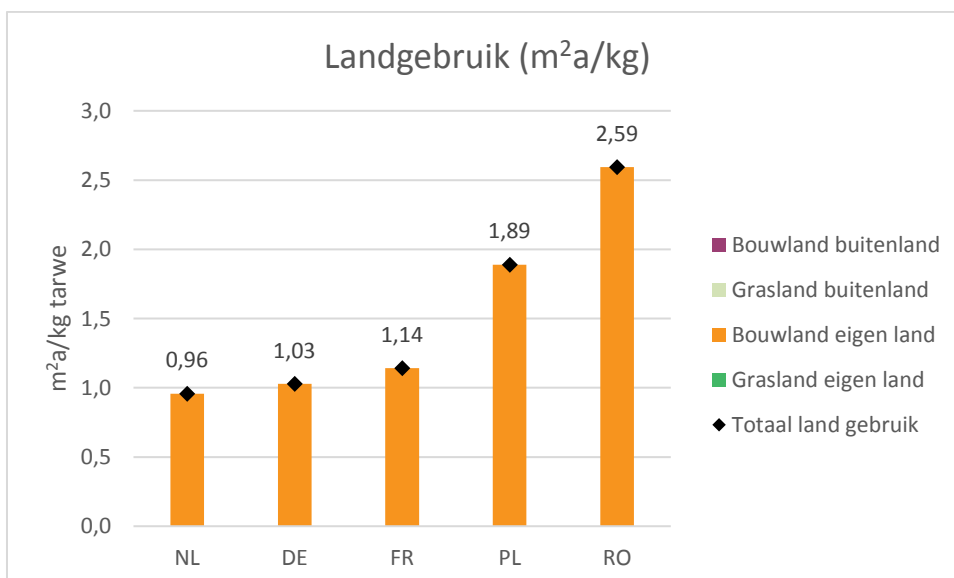
Figuur 3-22 geeft een overzicht van de productiewaarde per hectare voor Nederland, Duitsland, Frankrijk, Polen en Roemenië. De productiewaarde is voor alle landen vrijwel identiek. Dit is een gevolg van de hoge mate van uniformiteit op de wereldmarkt voor tarwe én de aanname dat de stro prijs in alle landen dezelfde verhouding heeft ten opzichte van de graanprijs. In sectie 2.4.5 zijn deze aannames verder uitgewerkt.



Figuur 3-22: Productiewaarde per kg tarwe

3.5.2 Landgebruik

Het landgebruik per kg tarwe (bijna) volledig afhankelijk van de opbrengst per hectare. Het landgebruik in de aanvoerende keten is namelijk zeer gering; alleen het landgebruik als gevolg van zaadproductie komt boven de 1% van het totale landgebruik uit. Aangezien er echter weinig bekend is over de (internationale) handel in zaden wordt in Agri-footprint aangenomen dat zaadproductie in hetzelfde land plaatsvindt als de reguliere teelt (Blonk Agri-footprint BV, 2017b). Het landgebruik voor tarwe zoals te zien in Figuur 3-23 bestaat dan ook volledig uit bouwland in eigen land.

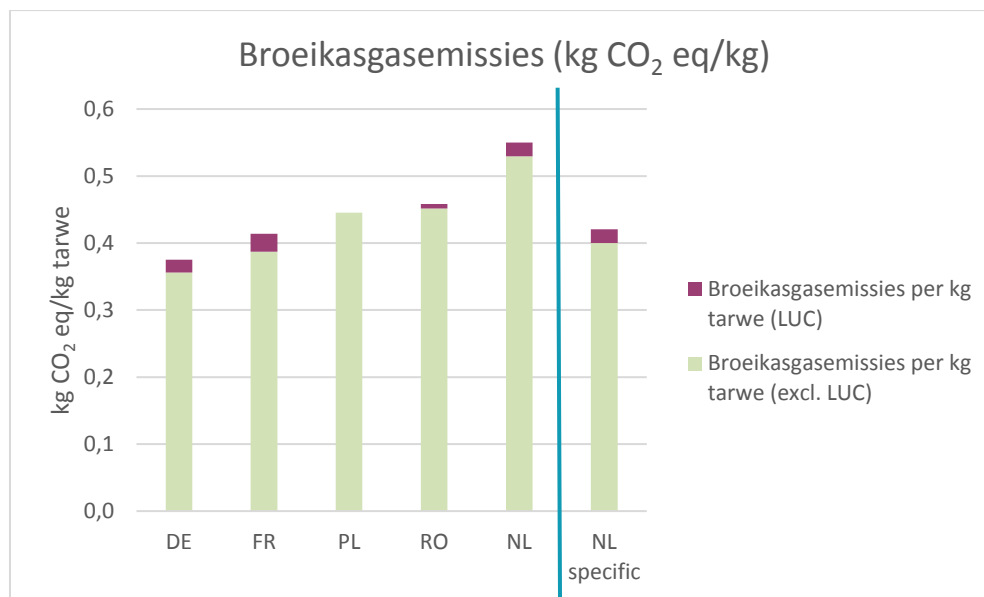


Figuur 3-23: Landgebruik per kilogram tarwe

3.5.3 Broeikasgasemissies

In tegenstelling tot het landgebruik, waar Nederland als beste uit de bus komt, scoort graan uit Nederland relatief slecht op broeikasgasemissies (zie Figuur 3-24). Dit is hoofdzakelijk een gevolg van de grote hoeveelheid meststoffen die in Nederland opgebracht wordt (Blonk Agri-footprint BV, 2017a). De stikstof in deze dierlijke- en kunstmest leidt op het veld tot emissies van lachgas (N_2O), wat een zeer sterk broeikasgas is (zie sectie 2.2.3). De totale opgebrachte stikstof hoeveelheid per hectare (en dus de lachgas-emissies) in Nederland is meer dan 2 keer zo groot als in Duitsland en Frankrijk (zie Tabel 3-10), terwijl de opbrengst per hectare respectievelijk maar zo'n 10% en 25% hoger ligt (zie Tabel 3-9).²⁷

Wanneer we naar het 'betere data scenario' voor Nederland kijken zien we dat de broeikasgasemissies zo'n 24% lager liggen dan in de standaard-aanpak. Dit verschil kan worden verklaard door minder lachgasemissies vanwege een lagere totale stikstofgift en omdat een lager kunstmestgebruik resulteert in minder emissies vanwege kunstmestproductie. Voor andere landen is geen rekening gehouden met specifiekere data omtrent mestgift dan in Agri-footprint methodiek wordt gehanteerd (zie sectie 2.4.5), dus is een vergelijking met het specifiek scenario voor Nederland niet helemaal eerlijk.



Figuur 3-24: Broeikasgasemissies per kilogram tarwe

Voor 4 van de 5 landen is er een kleine bijdrage aan de broeikasgasemissies ten gevolge van directe landgebruiksverandering te zien in Figuur 3-24. De waarden voor landgebruiksverandering in Agri-footprint zijn gebaseerd op de "Land Use Change-tool" (van Zeist, 2016) en worden per land en gewas berekend op basis van de afname van bosareaal in de afgelopen 20 jaar én de (eventuele) toename van areaal van het specifieke gewas. Bij vergelijkingen van productie tussen landen is het meenemen van broeikasgasemissies ten gevolge van directe landgebruiksverandering enigszins dubieus (zie ook sectie 0). Voor tarwe is de impact van landgebruiksverandering echter zo klein dat zij geen impact heeft op de ordening van de landen wat betreft broeikasgasemissies.

²⁷ Als we het N-gebruik vergelijken met de stikstofgebruiksnormen (RVO, 2017) voor Nederland dan is de gerapporteerde N-gift in Agri-footprint hoger dan wettelijk toegestane gebruiksnorm. Deze norm wordt echter toegepast op bouwplanniveau.

Tabel 3-9: Overzicht van opbrengst per hectare tarwe

Land	Opbrengst (kg) per hectare
NL	8638
DE	7657
FR	6877
PL	4326
RO	3220
NL specifiek	8638

3.5.4 N- en P-surplus

Het N-surplus per hectare tarwe per land is dikgedrukt weergegeven in Tabel 3-10. Het N-surplus voor Nederland is vele malen hoger dan voor de andere 4 landen.²⁸ Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door de hoge stikstofgift via dierlijke mest. De N-input vanuit kunstmest is ook iets hoger dan in andere landen, maar dit wordt gecompenseerd door de hogere afvoer van stikstof ten gevolge van de hogere opbrengst per hectare (Tabel 3-9). De hogere N-gift via dierlijke mest voor Nederland is een logisch gevolg van de relatief grote dierlijke sectoren in Nederland en dan in het bijzonder de varkenssector.

Tabel 3-10: Opbouw van N-surplus voor tarwe uit stikstofinput en -afvoer per land

Land	N-surplus (kg N/ha)	Totale N-input (kg N/ha)	N-input via organische mest (kg N/ha)	N-input via kunstmest (kg N/ha)	Totale N-afvoer (kg N/ha)	N-afvoer in tarwe (kg N/ha)	N-afvoer in stro (kg N/ha)
DE	18	183	33	150	165	136	29
FR	30	178	17	161	148	122	26
NL	199	385	186	199	186	153	33
PL	15	109	18	91	93	77	16
RO	-18	51	11	40	69	57	12
NL specifiek	49	236	104	131	186	153	33

Ook het P-surplus per hectare tarwe is een stuk hoger voor Nederland dan voor de andere landen ten gevolge van de hoge dierlijke mest input. Daarnaast is het opvallend dat voor 3 van de 5 landen (Duitsland, Frankrijk en Roemenië) een negatief P-surplus tot stand komt op basis van de gebruikte data. Een mogelijke verklaring hiervoor is het feit dat de gebruikte massapercentage voor fosfor in tarwegraan en -stro vanuit de Nederlandse veevoedertabellen (Centraal Veevoeder Bureau, 2016) te hoog is voor deze landen. Zoals bijvoorbeeld Ali et al. (2014) aantonen leidt een hoger aanbod van fosfor tot een hoger percentage fosfor in de tarwe. En aangezien het fosforaanbod een stuk lager is voor deze landen dan voor Nederland is het ook aannemelijk dat P-gehalte een stuk lager is in de tarwe en het stro. Hiervoor corrigeren zou invloed kunnen hebben op verhouding tussen het P-surplus tussen de 4 andere landen onderling.

Bij het 'beter data scenario' NL specifiek ligt de stikstof- en fosforinput en daarmee ook het resp. N- en P-surplus ruim lager dan het baseline scenario, wat vooral komt door een lagere organische mestgift.

²⁸ Voor Roemenië is er zelfs een licht negatief N-surplus. Meer over negatieve N-surplus in sectie 2.2.4.

Tabel 3-11: Opbouw van P-surplus voor tarwe uit fosfaatinput en -afvoer per land

Land	P-surplus (kg P/ha)	Totale P-input (kg P/ha)	P-input via dierlijke mest (kg P/ha)	P-input via kunstmest (kg P/ha)	Totale P-afvoer (kg P/ha)	P-afvoer in tarwe (kg P/ha)	P-afvoer in stro (kg P/ha)
DE	-10	18	9	9	28	24	5
FR	-12	13	4	9	25	21	4
NL	24	56	52	3	32	27	5
PL	4	20	5	16	16	13	3
RO	-5	6	3	3	12	10	2
NL specifiek	-8	24	24	0	32	27	5

3.5.5 Ammoniakemissie

De 'cradle-to-farmgate' ammoniakemissie van tarwe worden voor 80-90% gevormd door de vervluchtiging van stikstofhoudende kunstmest en dierlijke mest. Aangezien in LCA-methodologie twee vaste vervluchtigingsfracties worden gehanteerd voor kunstmest en voor dierlijke mest zijn de opgebrachte stikstofhoeveelheden bepalend voor de ammoniakemissie. Zoals in sectie 3.5.4 beschreven is de N-input voor Nederland een stuk hoger dan voor de andere 4 landen. De ammoniakemissie zijn daarmee dus ook een stuk hoger, zoals te zien in Tabel 3-12.

Voor het NL-specifieke scenario zijn specifieke vervluchtigingsfactoren gebruikt per (kunst-)mestsoort voor de Nederland situatie; gecombineerd met een lagere dierlijke mestgift in verband met het aangenomen fosfaatplafond leidt dit tot veel lagere ammoniakemissie vergeleken bij het Nederlandse default scenario.

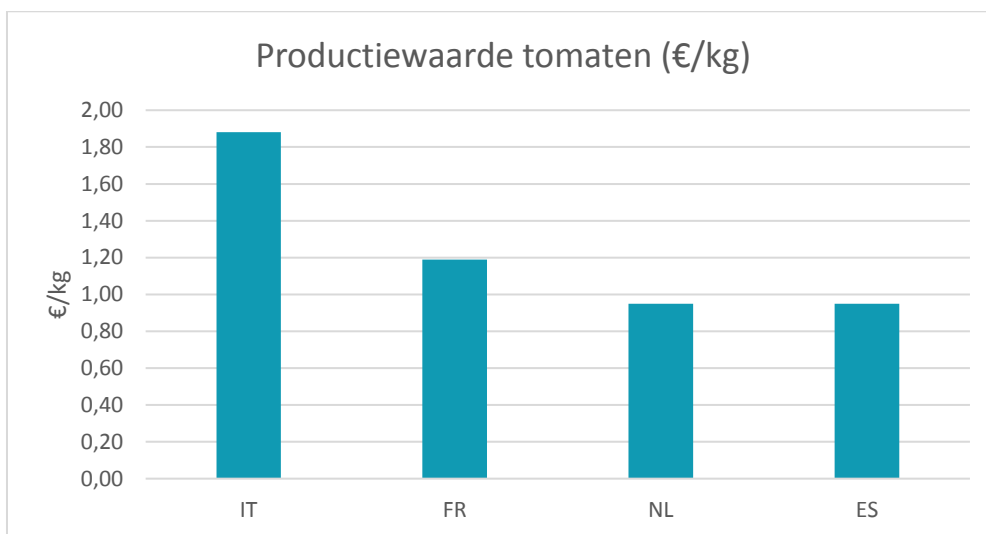
Tabel 3-12: Ammoniakemissie per hectare tarwe per land

Land	Ammoniakemissie (kg NH ₃ /kg)
DE	2.9
FR	2.9
NL	7.0
PL	3.1
RO	2.1
NL specifiek	2.2

3.6 Vers-tomaten

3.6.1 Productiewaarde

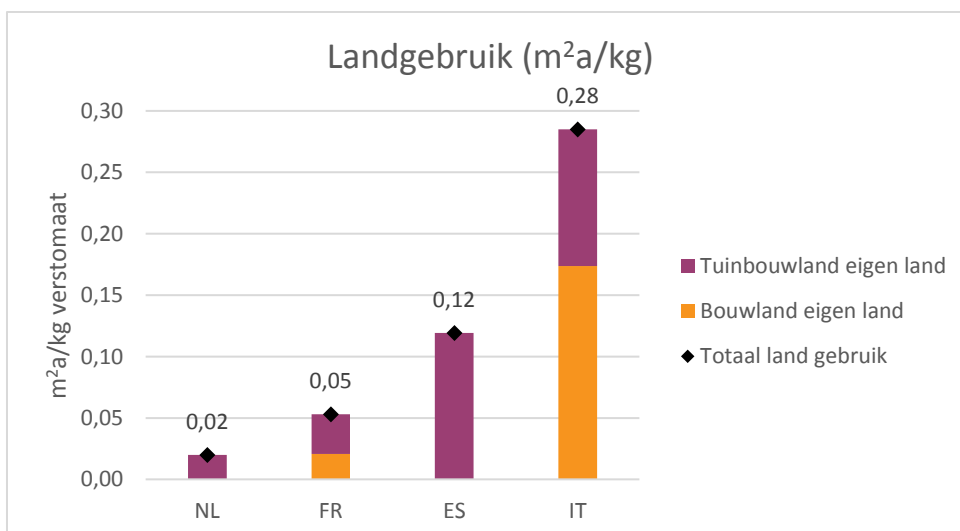
Productie waarde van Europese tomaten zijn gebaseerd op de prijzen van de verschillende landen van oktober 2017 uit de zogenaamde "Agri Dashboard: Tomatoes" (European Union, 2017). Opvallend is dat er prijsverschillen zijn van vers-tomaten tussen verschillende landen. Dit heeft waarschijnlijk te maken heeft met de type tomaten die geteeld worden in de landen. Italiaanse vers-tomaten zijn voornamelijk kleinere cherry-type, waar de Nederlands en Spaanse tomaat vooral de wat grotere tomaten soorten zijn. Ook verschillen de prijzen van tomaten door de seizoenen heen, aangezien vers-tomaten niet lang houdbaar zijn en er niet jaarrond geteeld kan worden op de verschillende locaties.



Figuur 3-25: Productiewaarde per kg vers-tomaat, oktober 2017 (European Union, 2017)

3.6.2 Landgebruik

Het landgebruik per kg tomaat voornamelijk afhankelijk van de opbrengst per hectare. Het landgebruik in de aanvoerende keten is namelijk zeer gering, mede omdat statistieken over de opkweekfase van tomatenplanten niet zijn meegenomen in de studie door gebrek aan data. Het landgebruik voor tomaten zoals te zien in Figuur 3-26 bestaat dan ook volledig uit bouwland in eigen land. Intensieve teelt in Nederland leidt tot laag landgebruik in vergelijking tot andere landen.



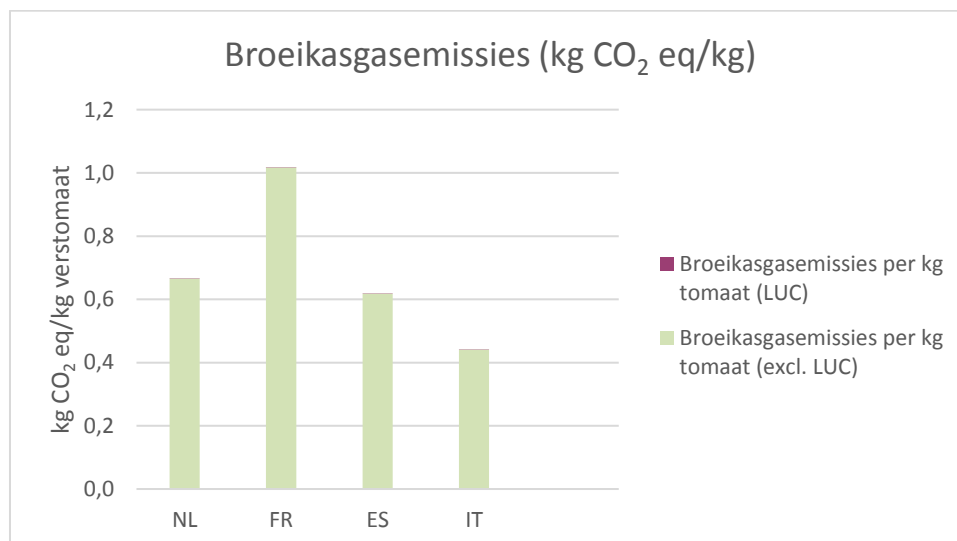
Figuur 3-26: Landgebruik per kilogram vers-tomaat

3.6.3 Broeikasgasemissies

Verschillen in teeltsystemen leidt tot verschillende uitkomsten. Nederlandse vers-tomatenteelt kent een hoog energieverbruik in de vorm van aardgas (ca. 57 m³/m²) maar kent ook hoge elektriciteitsproductie (121 kWh/m² (Wageningen UR, 2014)). De effecten van elektriciteitsproductie zijn van het systeem afgetrokken waardoor broeikasgasemissies aanzienlijk lager worden. Ook omdat er hoge opbrengsten zijn in Nederland, worden de effecten van energiegebruik over een groot aantal tomaten gedragen. Per saldo resulteert dit tot een gemiddelde carbon-footprint voor Nederlandse vers-tomaten ten opzichte van buitenlandse concurrenten.

Energieverbruik voor Franse vers-tomaten zijn gemiddeld ook hoog, dat komt voornamelijk door het deel vers-tomaten dat gekweekt is in kassen en tunnels. Maar in tegenstelling tot in Nederland is energieverbruik voornamelijk in de vorm van elektriciteit (Boulard et al., 2011). Voor het Franse systeem vindt er geen substitutie plaats, wat resulteert in een slechter resultaat ten opzichte van het Nederlandse systeem.

Het Spaanse systeem wordt gekenmerkt door lagere opbrengsten ten opzichte van Nederlandse en Franse gemiddelden, maar ook een veel lager energieverbruik. Aangenomen is dat slechts 5% van het Spaanse areaal gebruik maakt van verwarmde kassen (15 m³/m²). Dit zorgt er netto voor dat Spaanse tomaten minder broeikasgasemissies veroorzaken dan Franse en Nederlandse vers-tomaten. Italiaanse vers-tomaten worden op de meeste extensieve manier van alle vier geteeld. Lagere opbrengsten en vrijwel geen energieverbruik.



Figuur 3-27: Broeikasgasemissies per kilogram vers-tomaat.

3.6.4 N- en P-surplus

Het N-surplus per hectare vers-tomaten per land is dikgedrukt weergegeven in Tabel 3-10. Voor de surplus berekeningen voor vers-tomaten is rekening gehouden met teeltresten die afgevoerd worden in tunnels en kassen (Bondt, Janssens, & de Smet, 2010). Aanname is wel dat tunnels de helft minder gewasresten produceren dan kasteelten, vanwege kortere groeiseizoenen en grotere pad afstanden in tunnels. Afgevoerde reststromen bevatten N- en P-componenten (Dekker, Zeeland, & Paauw, 2010), wat mee is genomen in de berekeningen. Ook zijn er andere emissies berekeningen gebruikt voor kasteelten op substraat (Deltares, 2015).

Tabel 3-13: N-surplus per hectare vers-tomaten voor verschillende landen

Land	N-surplus (kg N/ha)	Totale N-input (kg N/ha)	N-afvoer tomaat (kg N/ha)	N-afvoer gewas resten (kg N/ha)
NL	777	1688	563	347
ES	531	798	94	174
FR	952	1241	211	182
IT	74	181	39	67

Tabel 3-14: P-surplus per hectare vers-tomaten voor verschillende landen

Land	P-surplus (kg P/ha)	Totale P-input (kg P/ha)	P-afvoer tomaat (kg P/ha)	P-afvoer gewas resten (kg P/ha)
NL	-1	177	116	63
ES	170	221	19	31
FR	26	102	43	33
IT	40	60	8	12

3.6.5 Ammoniakemissie

Ammoniakemissie zijn berekend aan de hand van vaste vervluchtigingsfracties voor kunstmest en dierlijke mest. Aangezien kassen en tunnels niet gerekend worden tot akkerbouwland, is voor kassen en tunnels geen dierlijke mest ingerekend. Ammoniakemissie van deze teeltsystemen, zoals in Nederland, komt dus louter van kunstmestgebruik. In de Nederlandse tomatenteelt is het gebruik van kunstmest het hoogst, zoals in Tabel 3-15 is te zien. Echter doordat de opbrengsten in Nederland hoger zijn dan in andere landen zijn de ammoniakemissie per kg product van de Nederlandse tomaat vergelijkbaar met die van de Italiaans en Franse tomaat. Franse en Spaanse tomaten hebben per areaal ongeveer hetzelfde ammoniakemissie, maar door hogere opbrengsten per hectare scoren Franse tomaten op het gebied van ammoniakemissie beter dan de Spaanse concurrent.

Tabel 3-15: Ammoniakemissie per kg vers-tomaten

Land	Ammoniakemissie (kg NH ₃ /ha)	Ammoniakemissie (g NH ₃ /kg)
NL	1551	3.1
ES	583	7.0
FR	551	2.9
IT	100	2.9

4. Reflectie en conclusies

Het vergelijken van de milieu-impacts van landbouwproducten uit verschillende landen blijkt niet gemakkelijk te zijn, aangezien de kwaliteit van beschikbare data sterk verschilt en er in ieder land een specifieke context bestaat waarbinnen het agro-productiesysteem opereert. Het bewaken van de balans tussen het gebruik van een consistente (LCA-)methodologie en het gebruiken van de best beschikbare data bleek dan ook één van de grootste uitdagingen binnen dit project te zijn.

In de huidige studie hebben wij gegeven een beperkt budget een zo 'eerlijk' mogelijke vergelijking tussen de milieu-impacts van de productiesystemen in de verschillende landen proberen te maken. Daarnaast hebben wij voor Nederland een specifiek scenario gemaakt met 'betere' achtergronddata en specifieke emissiefactoren. Dit specifiekere scenario leidde niet in alle gevallen tot een lagere milieu-impact. De ammoniakemissie is wel voor alle productiesystemen lager in het specifiekere scenario en de overige milieu-impact is bij de melkvee-, consumptieaardappel- en tarweproductie ook lager. Echter bij de varkens- en vleeskuikenproductie constateren we een hogere N- en P-excretie en een vergelijkbaar of hogere broeikasgasemissie. De hogere N- en P-excretie komt door hogere N- en P-gehalten in het voer en bij de broeikasgasemissies zien we een toenemende methaanemissie uit de mest die in meer of minder mate gecompenseerd wordt door een lagere lachgasemissie uit de mest.

Gegeven de onzekerheid van de gebruikte achtergronddata en de niet land-specifieke methodologie die in deze studie gebruikt is, moet opgepast worden met het trekken van sterke conclusies over de milieu-efficiëntie tussen landen²⁹. Dit voorbehoud is overigens niet alleen van toepassing op de huidige studie maar op vele andere studies waarin de milieu-impacts van productiesystemen in verschillende landen vergeleken worden, aangezien hiervoor dezelfde problemen gelden. Vanuit dit perspectief lijkt het voorlopig dan ook belangrijker om in eigen land in te zetten op continue monitoring en verbetering van bestaande productiesystemen, dan om de focus te leggen op de relatieve prestatie ten opzichte van andere landen. Pas wanneer de benodigde data van behoorlijke kwaliteit voldoende beschikbaar zijn, kunnen er internationaal meer zinvolle vergelijkingen worden gemaakt.

Met inachtneming van de eerdergenoemde voorbehouden kunnen enkele '**zachte**' conclusies getrokken worden op basis van de huidige studie:

- De Nederlandse landbouwsector lijkt over de hele linie een relatief laag landgebruik per eenheid product te hebben ten opzichte van andere (Europese) landen. Dit geldt vooral voor akkerbouw/tuinbouw systemen (ten gevolge van de hoge opbrengsten per hectare) en in mindere mate voor dierlijke productiesystemen (ten gevolge van een goede voederconversie).
- De Nederlandse dierlijke productiesystemen lijken wat betreft broeikasgasemissies per eenheid product rond het gemiddelde van de bestudeerde systemen te liggen.
- De dierlijke sectoren, en vooral de varkens- en vleeskuikenproductie, hebben een relatief lage N- en P-excretie. Echter de relatief hoge concentratie van de dierlijke sector in Nederland gecombineerd met de lage export van mestproducten dragen bij aan relatief hoge mineralenoverschotten en broeikasgasemissies in de akkerbouw per eenheid product (ten gevolge van het hoge dierlijke meststoffengebruik). Het Nederlandse mestoverschot lijkt te leiden tot 'broeikasgas-technisch' gezien inefficiënte productie ten bate van efficiëntie wat betreft land gebruik (en financiën³⁰).

²⁹ Zie ook de toelichting in 'Waarom geen harde conclusies' in de appendices.

³⁰ Aangezien meer gewasopbrengst per ha (bij hoge grondprijzen) over het algemeen financieel meer oplevert, en (meer) gebruik van dierlijke mest ook geld oplevert zal het financiële optimum voor de Nederlandse situatie vergelijkbaar zijn met het optimum voor landgebruik.

5. Referenties

- Agrovision. (2013). *Kengetallenspiegel juli 2012 - juni 2013 (uitgave september 2013)*.
- Ali, M. S., Sutradhar, A., Edano, M. L., Edwards, J. T., & Girma, K. (2014). Response of winter wheat grain yield and phosphorus uptake to foliar phosphite fertilization. *International Journal of Agronomy*, 2014. <https://doi.org/10.1155/2014/801626>
- Anton, M. A., Torrellas, M., Ruijs, M., & Vermulen, P. (2011). *Environmental and economic profile of present greenhouse production systems in Europe*.
- Barthelmes, A. (2017). *Personal communication*. Greifswald, Germany.
- Blonk Agri-footprint BV. (2017a). *Agri-footprint 3.0 - Part 1: Methodology and basic principles*. Gouda, the Netherlands. Retrieved from <http://www.agri-footprint.com/users/#methodology>
- Blonk Agri-footprint BV. (2017b). *Agri-footprint 3.0 - Part 2 - description of data*. Gouda, the Netherlands. Retrieved from <http://www.agri-footprint.com/users/#methodology>
- Blonk Consultants. (2017). Crop mix tool. Retrieved from <http://www.blonkconsultants.nl/2017/10/10/behind-the-scenes/?lang=en>
- Bondt, N., Janssens, B., & de Smet, A. (2010). *Afval in de landbouw*.
- Bort, R. (Eds. . (2017). *Rapport National d'Inventaire pour la France au titre de la Convention cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques et du Protocole de Kyoto*. Paris.
- Boulard, T., Raeppl, C., Brun, R., Lecompte, F., Hayer, F., Carmassi, G., & Gaillard, G. (2011). Environmental impact of greenhouse tomato production in France. *Agronomy for Sustainable Development*, 31(4), 757–777. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0031-3>
- Britz, W., & Witzke, H. P. (2012). *CAPRI model documentation 2012*. Bonn, Germany.
- Bruggen van, C. (2016). *Dierlijke mest en mineralen 2015*. Den Haag/Heerlen.
- Bruggen van, C. (2017). *Dierlijke mest en mineralen 2016*. Den Haag.
- CBS. (2017). CBS Statline. Retrieved from <http://statline.cbs.nl/statweb/>
- Centraal Veevoeder Bureau. (2016). CVB Veevoedertabel 2016, (November), 381–382.
- Dairy Carbon. (2017). Retrieved from <http://www.carbon-dairy.fr/>.
- Dekker, P. H. M., Zeeland, M. van, & Paauw, J. G. M. (2010). *Levenscyclusanalyse groencompost - Grootchalig en zelf composteren*. Wageningen.
- Deltares. (2015). *Lozing nutriënten vanuit de glastuinbouw*.
- EEA. (2016). *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016 Technical guidance to prepare national emission inventories*.
- European Commission. (2007). *The potato sector in the European Union*.
- European Union. (2017). Agri Dashboard: Tomatoes. Retrieved November 2, 2017, from https://ec.europa.eu/agriculture/sites/agriculture/files/dashboards/tomato-dashboard_en.pdf
- Eurostat. (2018). Eurostat database. Retrieved from <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/newxtweb/>
- Eurostat database. (2017). Retrieved from http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/File:Statistics_on_the_pig_population,_slaughtering_and_pigmeat_production,_2013.png

- FAO. (2017). FAOstat. Retrieved November 8, 2017, from <http://www.fao.org/faostat/en/#data>
- Hogberg, J. (2010). *European tomatoes*.
- Hoste, R. (2017a). *International comparison of pig production costs 2015*.
- Hoste, R. . (2017b). *Personal communication*. Den Haag.
- Huijbregts, M. A. J., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F., & Stam, G. (2016). ReCiPe2016 : a harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1–16. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>
- International Dairy Federation. (2015). *A common Carbon footprint approach for the dairy sector: the IDF guide to standard life cycle assessment methodology*. *Bulletin of the International Dairy Federation*. [https://doi.org/10.1016/S0958-6946\(97\)88755-9](https://doi.org/10.1016/S0958-6946(97)88755-9)
- IPCC. (2013). *Climate Change 2013 - The Physical Science Basis. Intergovernmental Panel on Climate Change*. <https://doi.org/10.1038/446727a>
- ISO. (2013). *ISO/TS 14067: Greenhouse gases — Carbon footprint of products — Requirements and guidelines for quantification and communication*.
- Koch, P., & Salou, T. (2016). AGRIBALYSE® : METHODOLOGY Version 1.3, (November).
- Kool, A., Blonk, H., Ponsioen, T., Sukkel, W., Vermeer, H., de Vries, J., & Hoste, R. (2010). *Carbon footprints of conventional and organic pork: Assessments of typical production systems in the Netherlands, Denmark, England and Germany*. Blonk Milieu Advies en Wageningen UR.
- Kuling, L., & Blonk, H. (2016). *Trendanalyse broeikasemissionen dierlijke producten*.
- Leip, A. (2017). *Personal communication*. Ispra, Italy.
- Lesschen, J. P. (2018). *Personal communication*.
- Liedke, A., & Deimling, S. (2014). REPORT LCA on the role of Specialty Feed Ingredients on livestock production 's environmental sustainability, 259.
- Louis Bolk Institute. (2015). Trends in EU Nitrogen Deposition and Impacts on Ecosystems, (september), 31–35. Retrieved from <http://www3.epa.gov/climatechange/impacts/ecosystems.html>
- Olecka, A., Bebkiewicz, K., Chłopek, Z., Jędrzyński, P., Kanafa, M., Kargulewicz, I., ... Żaczek, M. (2017). *Poland's National Inventory Report 2017 Greenhouse Gas Inventory for 1988-2015*. Warsaw, Poland.
- Region Calabria. (2016). *Integrated production disciplines*.
- Regione Piemonte. (2017). *Integrated production techniques*.
- Romano, D., Arcarese, C., Bernetti, A., Caputo, A., Contaldi, M., De Lauretis, R., ... Vitullo, M. (2017). *ITALIAN GREENHOUSE GAS INVENTORY 1990-2015 NATIONAL INVENTORY REPORT 2017*. Rome, Italy.
- Rösemann, C., Haenel, H.-D., Dämmgen, U., Freibauer, A., Döring, U., Wulf, S., ... Osterburg, B. (2017). *Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990-2015: Report on methods and data (RMD) Submission 2017*. Braunschweig, Germany. <https://doi.org/10.3220/REP1490877117000>
- RVO. (2017). *Mestbeleid 2017: Stikstofgebruiksnormen*.
- Šebek, L. B., Mosquera, J., & Bannink, A. (2016). *Rekenregels voor de enterische methaan-emissie op het melkveebedrijf en reductie van de methaan-emissie via mesthandling, het handelings- perspectief van het voerspoor inzichtelijk maken met de Kringloopwijzer*.
- Strogies, M., & Gniffke, P. (Eds. . (2017). *National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory 1990 – 2015*. Dessau. Retrieved from <http://www.umweltbundesamt.de/emissionen/publikationen.htm>
- Technical Secretariat Dairy PEF. (2016). *Product Environmental Footprint Category Rules Guidance for Dairy Products*.

- Van Bruggen, C., Bannink, A., Groenestein, C. M., Huijsmans, J. F. M., Luesink, H. H., Oude Voshaar, S. V., ... Vonk, J. (2017). *Emissies naar lucht uit de landbouw in 2015*. Wageningen, the Netherlands.
- van Horne, P. L. M. (2017). *Competitiveness of the EU poultry meat sector*. Retrieved from www.wageningenUR.nl/en/lei%0A
- van Zeist, W.-J. (2016). *White paper; Direct Land Use Change Tool (version-2016.1). White paper- Version 2016.1*. Gouda, the Netherlands. Retrieved from <http://blonkconsultants.nl/en/tools/land-use-change-tool.html>
- Vonk, J., Bannink, A., Bruggen van, C., Groenestein, C. M., Huijsmans, J. F. M., Kolk van der, J. W. H., ... Velthof, G. L. (2016). *Methodology for estimating emissions from agriculture in the Netherlands*. Wageningen, the Netherlands.
- Wageningen UR. (2014). *Kwantitatieve informatie voor de Glastuinbouw 2014 - 2015* (23rd ed.).
- Wageningen UR. (2015). *KWIN-AGV*.
- Wageningen UR. (2017a). BINternet. Retrieved from <http://www.agrimatie.nl/binternet.aspx>
- Wageningen UR. (2017b). *Kwantitatieve Informatie Veehouderij 2017-2018* (33rd ed.). Wageningen UR Livestock Research.

Appendices

Tabel 0-1 Gehanteerde systeemgrenzen per product.

Product	Omschrijving van systeemgrens
Melk	Voor melkproductie is de systeemgrens getrokken vóór de collectie van de melk door de zuiveraar. Energiegebruik voor het koelen van de rauwe melk is daarmee de laatste ketenstap die meegenomen is in deze studie.
Varkens	Voor varkens is de systeemgrens getrokken vóór het transport van de dieren naar de slachterij.
Vleeskuikens	Voor vleeskuikens is de systeemgrens getrokken vóór het transport van de dieren naar de slachterij.
Consumptieaardappelen	Voor consumptieaardappelen is de systeemgrens getrokken ná opslag en bewaring op de boerderij. Energiegebruik voor ventilatie en klimaatcontrole zijn dus meegenomen.
Tarwe	Voor tarwe is de systeemgrens getrokken ná de oogst en vóór het transport naar verwerkende partijen. Energiegebruik voor opslag en droging is hierbij niet meegenomen, omdat de noodzaak hiertoe zeer afhankelijk is van het moment van oogsten en de specifieke condities van dat moment.
Verstomaten	Voor verstomaten is de systeemgrens getrokken vóór het transport van de tomaten naar volgende ketenschakels. Energiegebruik voor wassen, selectie en sortering is dus meegenomen.

Tabel 0-2 Prijsindicatoren voor (co-)producten van melkproductie, gebaseerd op het 5-jaarsgemiddelde (2012-2016) uit Eurostat (Eurostat, 2018).

Prijsindicatoren	DE	FR	IT	NL	PL
Cows - prices per 100 kg live weight	131	284	131	131	131
Calves - prices per 100 kg live weight	288	340	301	278	233
Raw cows' milk 3.7% fat content - prices per 100 kg	32	33	40	34	27

Tabel 0-3 Rantsoensamenstellingen in de melkveehouderij (in kg DM per melkkoe per jaar, inclusief DM opname van jongvee) op basis van het CAPRI-model (Britz & Witzke, 2012) en (Leip, 2017).

Voertype	Nederland	Duitsland	Frankrijk	Italië	Polen
Vers gras	3690	3162	1962	2502	2417
Gras silage	866	1051	2749	2048	353
Mais silage	2131	4582	1608	1353	893
Overige ruwvoerders	66	410	561	416	922
Krachtvoerders	2042	907	2283	1546	3561
Totaal	8796	10113	9163	7866	8146

Tabel 0-4 Samenstelling varkensvoer; op basis van (Liedke & Deimling, 2014)

Ingrediënt	Percentage
Wheat	37.9%
Barley	31.1%
Corn	12.8%
Soybean meal	6.8%
Rapeseed meal	5.1%
Wheat bran	2.2%
Calcium carbonate	1.8%
amino acids	0.6%
Vitamin premix	0.5%
Salt	0.4%
Rapeseed oil	0.3%
Mono-calcium phosphate	0.2%
Dried whey	0.2%
Extruded soybean grain	0.01%

Tabel 0-5 De specifieke data m.b.t. de zeugenhouderij toegepast in het 'betere data' scenario van de Nederlandse varkensproductie.

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron en toelichting
Biggen per zeug	#	29.1	(Bruggen van, 2017)
Gewicht big	Kg	25.5	(Bruggen van, 2017)
Gebruikt zeugenvoer	Kg/zeug/jr	1201	(Bruggen van, 2017)
Gebruikt biggenvoer	Kg/zeug/jr	835	(Bruggen van, 2017)
N-gehalte zeugenvoer	g/kg	24.3	zeugenvoer in (Bruggen van, 2017)
P-gehalte zeugenvoer	g/kg	5.1	zeugenvoer in (Bruggen van, 2017)
N-gehalte biggenvoer	g/kg	24.3	zeugenvoer in (Bruggen van, 2017)
P-gehalte biggenvoer	g/kg	5.1	zeugenvoer in (Bruggen van, 2017)
Gebruik elektra	kWh/zeug	235	Gemiddeld verbruik 2014-2016 (Wageningen UR, 2017a)
Gebruik gas	m3/zeug	30.6	Gemiddeld verbruik 2014-2016 (Wageningen UR, 2017a)
Aandeel mestopslag buiten	%	19%	Afgedekte opslag buiten stal (Van Bruggen et al., 2017)
Aandeel mestopslag in kelder	%	81%	Opslag onder stal in kelder (Van Bruggen et al., 2017)
NH3 emissie stal	% van N-excretie	7.5%	Bepaald obv verdeling stalsystemen en TAN excretie (64% van N-excretie) (Van Bruggen et al., 2017)
NH3 emissie mestopslag buiten	% van opgeslagen N	2%	(Van Bruggen et al., 2017)
NOx emissie	% van N-excretie	0.2%	(Vonk et al., 2016) (Van Bruggen et al., 2017)
VS	kg VS/dp/jr	315	(Van Bruggen et al., 2017)
Bo		0.34	(Van Bruggen et al., 2017)
MCF		0.39	(Van Bruggen et al., 2017)

Tabel 0-6. De specifieke data m.b.t. de vleesvarkenshouderij toegepast in het 'betere data' scenario van de Nederlandse varkensproductie.

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron en toelichting
Groei	Kg/dp/jaar	295	(Bruggen van, 2017)
Eindgewicht	Kg	119	(Bruggen van, 2017)
Rondes per jaar	#	3.155	Berekend o.b.v. (Bruggen van, 2017)
Gebruikt voer	Kg/dp/jr	835	(Bruggen van, 2017), idem aan waarde in baseline
N-gehalte voer	g/kg	25.0	zeugenvoer in (Bruggen van, 2017)
P-gehalte voer	g/kg	4.6	zeugenvoer in (Bruggen van, 2017)
Gebruik elektra	kWh/dp	32.3	Gemiddeld verbruik 2014-2016 (Wageningen UR, 2017a)
Gebruik gas	m3/dp	2.00	Gemiddeld verbruik 2014-2016 (Wageningen UR, 2017a)
Aandeel mestopslag buiten	%	19%	Afgedekte opslag buiten stal (Van Bruggen et al., 2017)
Aandeel mestopslag in kelder	%	81%	Opslag onder stal in kelder (Van Bruggen et al., 2017)
NH3 emissie stal	% van N-excretie	11.8%	Bepaald obv verdeling stalsystemen en TAN excretie (64% van N-excretie) (Van Bruggen et al., 2017)
NH3 emissie mestopslag buiten	% van opgeslagen N	2%	(Van Bruggen et al., 2017)
NOx emissie	% van N-excretie	0.2%	(Vonk et al., 2016) (Van Bruggen et al., 2017)
VS	kg VS/dp/jr	107	(Van Bruggen et al., 2017)
Bo		0.34	(Van Bruggen et al., 2017)
MCF		0.39	(Van Bruggen et al., 2017)

Tabel 0-7 Samenstelling vleeskuikenvoer o.b.v. (Liedke & Deimling, 2014)

Ingrediënt	Percentage
wheat	45.4%
maize	24.2%
soybean meal	22.3%
calcium carbonate	2.2%
rapeseed oil	2.0%
rapeseed meal	1.8%
mono-calcium phosphate + sodium bicarbonate	0.7%
amino acids	0.5%
vitamin premix	0.5%
salt	0.4%

Tabel 0-8. De specifieke data m.b.t. de vleeskuikenouderdierhouderij toegepast in het 'betere data' scenario van de Nederlandse vleeskuikenproductie. Deze data zijn van toepassing voor zowel het NL 1.61 als het NL 1.68 scenario van de Nederlandse vleeskuikenproductie.

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron en toelichting
N-gehalte voer	g/kg	22.9	Foktoomvoer in (Bruggen van, 2017)
P-gehalte voer	g/kg	4.8	Foktoomvoer in (Bruggen van, 2017)
Aandeel mestopslag buiten	%	0%	Afgedekte opslag buiten stal (Van Bruggen et al., 2017)
Aandeel mestopslag in kelder	%	100%	Opslag onder stal in kelder (Van Bruggen et al., 2017)
NH3 emissie stal	% van N-excretie	25.2%	Bepaald obv verdeling stalsystemen en TAN excretie (78% van N-excretie) (Van Bruggen et al., 2017)
NOx emissie	% van N-excretie	0.2%	(Vonk et al., 2016) (Van Bruggen et al., 2017)
VS	kg VS/dp/jr	12.2	(Van Bruggen et al., 2017)
Bo		0.34	(Van Bruggen et al., 2017)
MCF		0.015	(Van Bruggen et al., 2017)

Tabel 0-9. De specifieke data m.b.t. de vleeskuikenhouderij toegepast in het 'betere data' scenario van de Nederlandse vleeskuikenproductie. Deze data zijn van toepassing voor zowel het NL 1.61 als het NL 1.68 scenario van de Nederlandse vleeskuikenproductie.

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron en toelichting
N-gehalte voer	g/kg	29.1	Vleeskuikenvoer in (Bruggen van, 2017)
P-gehalte voer	g/kg	4.4	Vleeskuikenvoer in (Bruggen van, 2017)
Aandeel mestopslag buiten	%	20%	Afgedekte opslag buiten stal (Van Bruggen et al., 2017)
Aandeel mestopslag in kelder	%	80%	Opslag onder stal in kelder (Van Bruggen et al., 2017)
NH3 emissie stal	% van N-excretie	6.3%	Bepaald obv verdeling stalsystemen en TAN excretie (62% van N-excretie) (Van Bruggen et al., 2017)
NH3 emissie mestopslag buiten	% van opgeslagen N	2.5%	(Van Bruggen et al., 2017)
NOx emissie	% van N-excretie	0.2%	(Vonk et al., 2016) (Van Bruggen et al., 2017)
VS	kg VS/dp/jr	8.0	(Van Bruggen et al., 2017)
Bo		0.34	(Van Bruggen et al., 2017)
MCF		0.015	(Van Bruggen et al., 2017)

Tabel 0-10 De specifieke data m.b.t. de aanwending van stikstof en fosfaat in het 'betere data' scenario van de Nederlandse teelt van consumptieaardappelen en tarwe.

Parameter	Eenheid	Consumptie-aardappel	Tarwe	Bron en toelichting
Fosfaatgift uit dierlijke mest	Kg P2O5/ha	45,5	45,5	Bedrijven Informatie Netwerk (Wageningen UR, 2017a)
Fosfaatgift uit overige organische mest	Kg P2O5/ha	10,1	10,1	Bedrijven Informatie Netwerk (Wageningen UR, 2017a)
Fosfaatgift uit kunstmest	Kg P2O5/ha	25,9	0	Bedrijven Informatie Netwerk (Wageningen UR, 2017a)
Stikstofgift uit dierlijke mest	Kg N/ha	86,1	86,1	Bedrijven Informatie Netwerk (Wageningen UR, 2017a)
Stikstofgift uit overige organische mest	Kg N/ha	18,2	18,2	Bedrijven Informatie Netwerk (Wageningen UR, 2017a)
Stikstofgift uit kunstmest	Kg N/ha	176,5	131,5	Bedrijven Informatie Netwerk (Wageningen UR, 2017a)

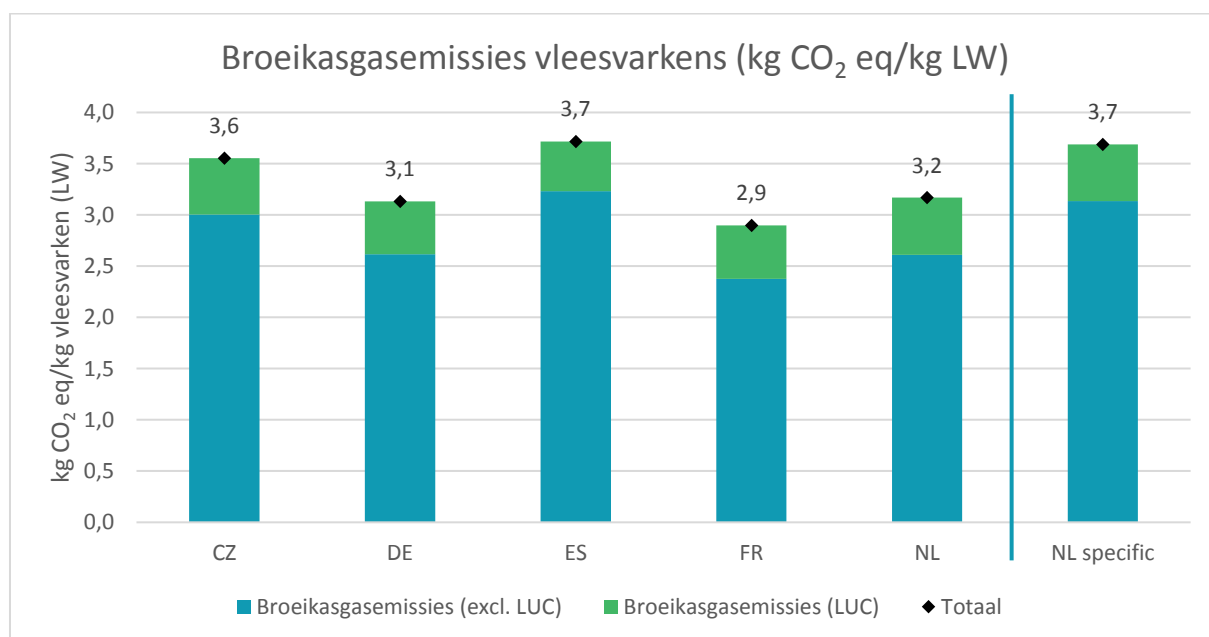
Tabel 0-11 Specifieke data m.b.t. mestaanwending in het 'betere data' scenario van de Nederlandse teelt van consumptieaardappelen en tarwe.

Parameter	Eenheid	waarde	Bron en toelichting
Aandeel runderdrijfmest in dierlijke mestgift	%	53,0%	(Bruggen van, 2017)
Aandeel varkensdrijfmest in dierlijke mestgift	%	42,5%	(Bruggen van, 2017)
Aandeel vaste pluimveemest in dierlijke mestgift	%	4,5%	(Bruggen van, 2017)
N-gehalte runderdrijfmest	g N/kg	4.3	Forfaitaire gehaltenes RVO 2018
P2O5-gehalte runderdrijfmest	g P2O5	3.8	Forfaitaire gehaltenes RVO 2018
N-gehalte varkensdrijfmest	g N/kg	5.4	Forfaitaire gehaltenes RVO 2018, helft vleesvarkens- en helft zeugenmest
P2O5-gehalte varkensdrijfmest	g P2O5	3.2	Forfaitaire gehaltenes RVO 2018, helft vleesvarkens- en helft zeugenmest
N-gehalte vaste pluimveemest	g N/kg	31.6	Forfaitaire gehaltenes RVO 2018, helft leghennen- en helft vleeskuikenmest
P2O5-gehalte vaste pluimveemest	g P2O5	20.1	Forfaitaire gehaltenes RVO 2018, helft leghennen- en helft vleeskuikenmest
TAN runderdrijfmest	% van N-excretie	61.7%	(Van Bruggen et al., 2017) gewogen gemiddelde van aangewende mest van melkkoeien en overig rundvee
TAN varkensdrijfmest	% van N-excretie	69%	(Van Bruggen et al., 2017) helft vleesvarkens- en helft zeugenmest
TAN vaste pluimveemest	% van N-excretie	69%	(Van Bruggen et al., 2017) helft leghennen- en helft vleeskuikenmest
NH3 emissie toediening runder- en varkensdrijfmest	% van TAN	8.6%	(Van Bruggen et al., 2017) Gewogen gemiddelde van toegepaste toedieningstechnieken.
NH3 emissie toediening vaste pluimveemest	% van TAN	46.7%	(Van Bruggen et al., 2017) Gewogen gemiddelde van toegepaste toedieningstechnieken.
NH3 emissie N kunstmest	% van toegediende N	2.7%	Gewogen gemiddelde voor toepassing verschillende kunstmestsoorten obv (Van Bruggen et al., 2017)

Waarom geen harde conclusies

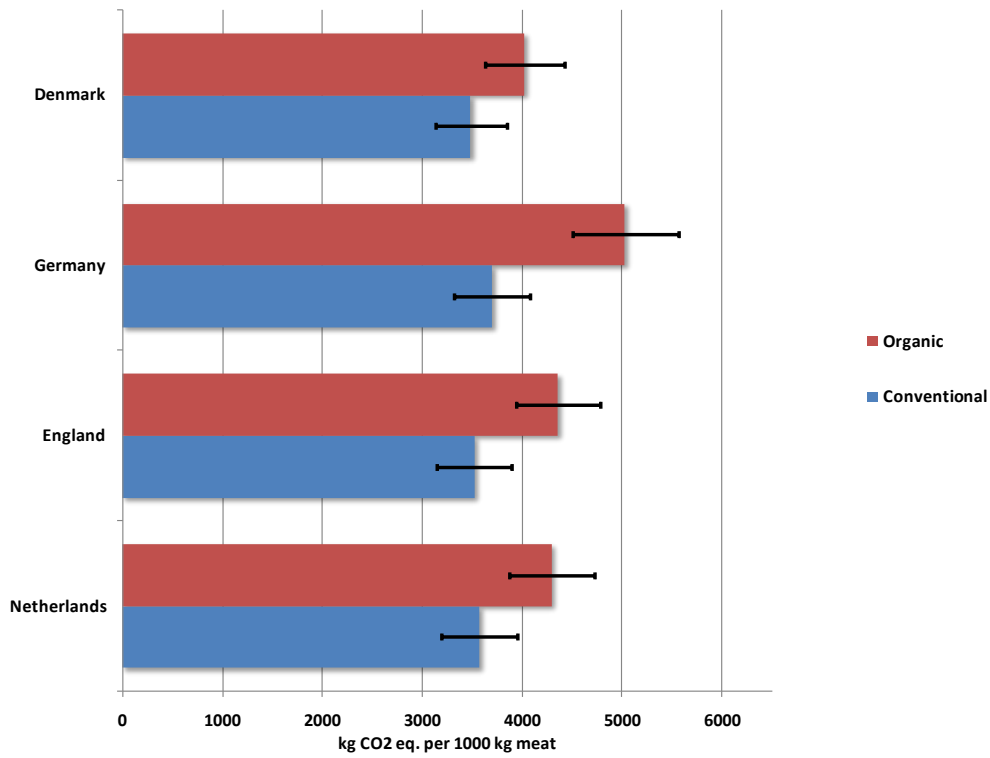
In dit onderzoek kunnen we geen harde conclusies trekken. Dat is terug te voeren op onze expertise in eerdere veel diepgaandere studies. Wanneer we naar het voorbeeld van varkens kijken dan zien we het onderstaande resultaat.

De milieu-impact voor varkensproductie verschilt in meer of mindere mate tussen de landen die we in dit onderzoek meenemen. De vraag rijst dan in hoeverre deze verschillen significant zijn? Of met andere woorden in hoeverre er met een bepaalde mate van zekerheid geconstateerd kan worden dat productiesystemen een verschillende milieu-impact hebben?



Om te kunnen beoordelen of de verschillen significant zijn, is het van belang om te kunnen constateren of de gebruikte input data voldoende representatief en accuraat zijn voor een land, of het model om data om te rekenen tot emissies voldoende correct is en of er data over variabiliteit en onzekerheid is om een statistische analyse uit te voeren. Dit is niet het geval voor deze studie maar we kunnen wel afgaan op eerdere ervaringen die we hebben als experts.

Ter illustratie laten we de uitkomsten zien van de studie die we in 2010 hebben uitgevoerd voor de carbon footprint van biologische en reguliere varkens in diverse landen. Hier hadden we voldoende data beschikbaar om met behulp van Monte-Carlo analyse een uitspraak te kunnen doen over significante verschillen. Alleen in het geval van Duitsland en Engeland concludeerden we dat het verschil significant is. Dus zelfs met een goede dataset werden verschillen tussen de 10 en 15% niet als significant beoordeeld.



Zodoende concluderen we dat we in dit onderzoek over het algemene geen harde uitspraken kunnen doen over de verschillen die optreden in de milieu-impact tussen productiesystemen van verschillende landen. Dit geldt voor de varkenshouderij, maar ook voor de andere agro-productiesectoren.

Blonk Consultants ondersteunt bedrijfsleven, overheden en maatschappelijke organisaties in hun streven naar duurzaamheid. Door gedegen, onafhankelijk onderzoek geven we helder en toegesneden advies. De aanpak van Blonk Consultants kenmerkt zich door gedrevenheid van de medewerkers, betrokkenheid met het onderwerp en de opdrachtgever en een helder praktisch resultaat.

Blonk Consultants
Gravin Beatrixstraat 34
2805 PJ Gouda

(+31) 0182 579970
www.blonkconsultants.nl
info@blonkconsultants.nl

blonk consultants