november 2010

rapport 1379.09

Inventarisatie klimaatvriendelijke kunstmest

ir. M.J.G. de Haas
ing. T.A. van Dijk

nutriënten management instituut nmi bv
postbus 250
6700 ag wageningen
agro business park 10
6708 pw wageningen
tel. (0317) 46 77 00
fax (088) 876 12 81
e-mail nmi@nmi-agro.nl
internet www.nmi-agro.nl

© 2010 Wageningen, Nutriënten Management Instituut NMI B.V.

Alle rechten voorbehouden. Niets uit de inhoud mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, op welke wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de directie van Nutriënten Management Instituut NMI.

Rapporten van NMI dienen in eerste instantie ter informatie van de opdrachtgever. Over uitgebrachte rapporten, of delen daarvan, mag door de opdrachtgever slechts met vermelding van de naam van NMI worden gepubliceerd. Ieder ander gebruik (daaronder begrepen reclame-uitingen en integrale publicatie van uitgebrachte rapporten) is niet toegestaan zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van NMI.

Disclaimer

Nutriënten Management Instituut NMI stelt zich niet aansprakelijk voor eventuele schadelijke gevolgen voortvloeiend uit het gebruik van door of namens NMI verstrekte onderzoeksresultaten en/of adviezen.

Verspreiding

De heer ing. A. Moerkerken, Agentschap NL 5x

Inhoud

		pagina
Samenvatting en conclusies		3
1	Inleiding	5
1.1	Aanleiding	5
1.2	Algemene beschrijving productieprocessen	5
1.3	Conclusies	11
1.4	Leeswijzer	11
2	Kunstmestproductie en -gebruik in Nederland en de ATV-sectoren	13
2.1	Inventarisatie gebruik kunstmest in Nederland	13
2.1.1	Productie van N-, P- en K-meststoffen in Nederland	13
2.1.2	Import in Nederland	14
2.1.3	Export vanuit Nederland	17
2.1.4	Gebruik in Nederland	19
2.2	Inventarisatie gebruik soorten kunstmest in de ATV-sectoren	22
2.2.1	N-meststoffen	23
2.2.2	P-meststoffen	24
2.2.3	K-meststoffen	25
2.3	Conclusies	26
3	Emissie van broeikasgassen	29
3.1	Emissie bij productie	31
3.1.1	N-meststoffen	31
3.1.2	P-meststoffen	40
3.1.3	Kalimeststoffen	42
3.2	Emissie bij transport van kunstmest van productielocatie naar gebruiker	43
3.3	Emissie bij gebruik van kunstmest in de landbouw	44
3.4	Conclusies	51
4	Mogelijkheden voor klimaatvriendelijke kunstmest	55
4.1	Benodigde vernieuwingen in productie van klimaatvriendelijke kunstmest	56
4.2	Klimaatvriendelijke kunstmest in de landbouwpraktijk	59
4.3	Conclusies en aanbevelingen	66
Literatuur		69
BIJLAGE 1		73

Samenvatting en conclusies

In het Convenant “Schone en Zuinige Agrosectoren” (juni 2008) is vastgelegd dat de ATV-sectoren (akkerbouw, tuinbouw open teelten en grondgebonden veehouderij) er naar streven om in 2020 de helft van de kunstmest te vervangen door meststoffen met een 50% lagere emissie bij productie en aanwending. Agentschap NL heeft NMI verzocht een inventarisatie uit te voeren naar de emissies van broeikasgassen bij de productie en het gebruik van kunstmest in de ATV-sectoren in Nederland.

Het binnenlands gebruik van stikstofmeststoffen bestaat voor het overgrote deel uit KAS. Voor de fosfaatbemesting met kunstmest worden vooral NPK- en NP-mengmeststoffen gebruikt, en het belang ervan neemt toe. Als kalimeststoffen worden vooral K-60 en NPK-mengmeststoffen gebruikt. Productie van stikstofhoudende meststoffen draagt verreweg het meeste bij aan de emissie van broeikasgassen, omdat de vorming van stikstofmeststoffen het meest energie-intensief is en bij de productie lachgas vrijkomt. In het productieproces van stikstofmeststoffen komen broeikasgassen vooral vrij bij de productie van ammoniak en de daarop volgende productie van salpeterzuur. De totale broeikasgasemissie voor de productie van stikstofmeststoffen in Nederland ligt tussen de 2,3 en 2,9 ton CO_2-equivalenten /ton N.

De hoogste broeikasgasemissie bij de productie van fosfaathoudende kunstmest ontstaat bij de productie en transport van ruwfosfaat. De totale emissie wordt geschat op 1,3 ton CO_2-equivalenten /ton P_2O_5. Gegranuleerde kalimeststof K-60 heeft een broeikasgasemissie van 0,3 ton CO_2-equivalenten /ton K_2O.

Een berekening van het aandeel broeikasgasemissie uit de productie van kunstmest en het gebruik van kunstmest leert dat bij stikstofmeststoffen het grootste aandeel broeikasemissie ligt in het gebruik. Voor enkelvoudige fosfaatmeststoffen en kalimeststoffen ligt het grootste aandeel in broeikasgasemissie bij de productie. In het geval van NP-meststoffen is er door de stikstofcomponent een hogere broeikasgasemissie door het gebruik. Dit geeft tevens aan waar een gerichte inspanning gepleegd zou moeten worden om de emissie van broeikasgassen verder te beperken.

Gebruik van Nederlandse en West-Europese stikstofmeststof is klimaatvriendelijker dan gebruik van meststoffen die niet uit de regio komen. De lagere broeikasgasemissies komen mede tot stand door een hogere productie-efficiëntie en een hogere energie-inhoud van de grondstof aardgas. Het afvangen van het broeikasgas lachgas in één van de Nederlandse productielocaties draagt ook bij aan een lage broeikasgasemissie. Een verplaatsing van de productie naar andere delen van de wereld is, uit oogpunt van broeikasgasemissie, ongunstig.

Alternatieve grondstoffen voor kunstmestproductie komen in de toekomst beschikbaar. Biogas kan als energiedrager worden ingezet in plaats van aardgas. Fosfaatrijke producten uit de afvalwaterzuivering kunnen worden opgenomen in de fosfaatkunstproductie. Verbrandingsassen kunnen ook worden gebruikt als alternatieve grondstof. Gebruik van biogas beperkt het gebruik van fossiele brandstoffen, maar ten opzichte van het gebruik van aardgas komt er meer CO_2 vrij. Vervanging van ruwfosfaat draagt bij aan het duurzaam omgaan met een eindige delfstof. Om in het productieproces te kunnen worden opgenomen moet de alternatieve grondstof voldoen aan randvoorwaarden, zoals het gehalte zware metalen, homogeniteit en betrouwbaarheid van aanvoer. Het verlagend effect op de totale emissie van broeikasgassen door productie en gebruik van kunstmest is daarbij beperkt. Emissiebeperkingen in

vervanging van ruwfosfaat zullen waarschijnlijk vooral in de toegerekende mijnbouwactiviteiten plaatsvinden en, afhankelijk van de transportmodaliteit en –afstand, ook in de toegerekende emissie van transport.

Mengmeststoffen hebben een hoge berekende broeikasgasemissie als deze wordt uitgedrukt op basis van nutriënt. Er lijkt een besparing mogelijk door het gebruik van blends van kunstmeststoffen of door het gebruik van enkelvoudige kunstmeststoffen.

De eerste, voorlopige, resultaten van onderzoek naar productie en gebruik van mineralenconcentraten wijzen uit dat het gebruik van mineralenconcentraten op kleigrond als kunstmestvervanger van KAS niet gunstig is voor de beperking van broeikasgassen bij toediening. Op zand- en veengronden is de lachgasemissie van mineralenconcentraten ongeveer gelijk aan die van KAS. Omdat mineralenconcentraten vooral ammonium bevatten lijkt de meststof geschikt voor gebruik in het voorjaar. De stikstofwerking van mineralenconcentraten is lager dan van KAS, zowel op grasland als bouwland. Vervolgonderzoek wordt uitgevoerd om deze resultaten te bevestigen.

Het referentiejaar is belangrijk om vast te kunnen stellen voor welke doelstelling de ATV-sectoren staan. Een schatting laat zien dat over de periode 1990-2007 door daling van het gebruik van stikstofkunstmest de emissie van broeikasgassen is gedaald met ongeveer 900-1.200 kton CO_2-equivalenten. Dat betekent een daling van een kwart tot een derde ten opzichte van 1990.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

In het Convenant “Schone en Zuinige Agrosectoren” (Min LNV, juni 2008) is vastgelegd dat de ATV-sectoren (akkerbouw, tuinbouw open teelten en grondgebonden veehouderij) er naar streven om in 2020 de helft van de kunstmest te vervangen door meststoffen met een 50% lagere emissie bij productie en aanwending. Daarmee wordt er naar gestreefd om de emissie van overige broeikasgassen terug te dringen.

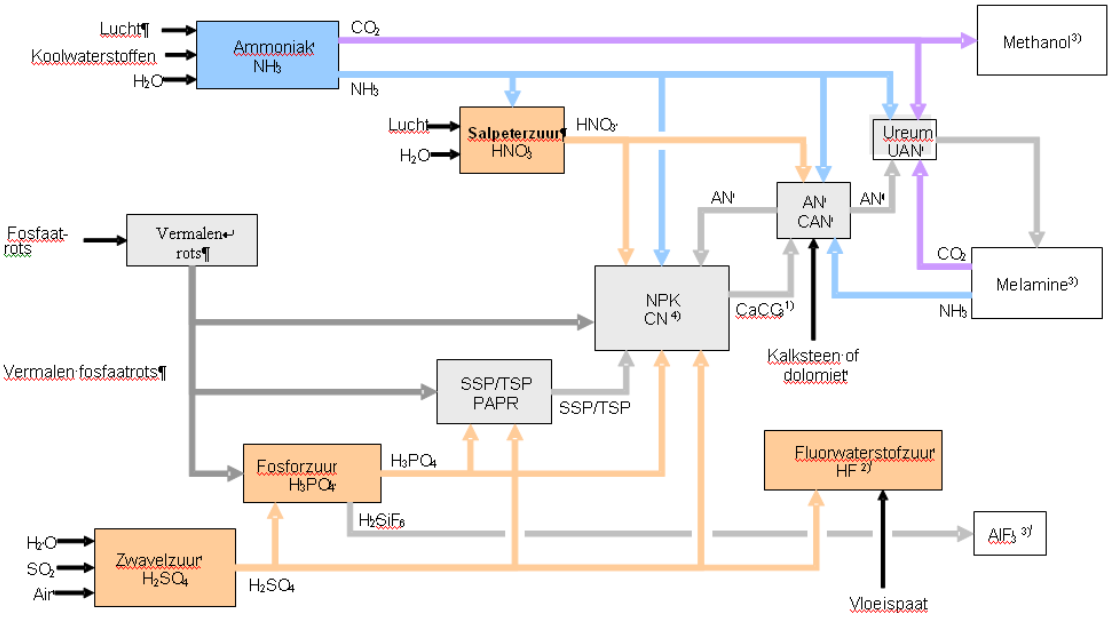
Momenteel is niet bekend wat de emissie van broeikasgassen is bij de productie en het gebruik van verschillende kunstmestsoorten in Nederland. Daardoor is het ook niet bekend welke emissiereductie nodig is om aan het streven van het convenant te kunnen voldoen. Het is onduidelijk welke stappen nodig zijn om kunstmest met een lagere broeikasgasemissie beschikbaar te krijgen voor de agrarische praktijk.

Agentschap NL heeft Nutriënten Management Instituut NMI verzocht een inventarisatie uit te voeren naar de emissies van broeikasgassen bij de productie en het gebruik van kunstmest in de ATV-sectoren in Nederland. Op basis van deze inventarisatie kunnen voorstellen worden geformuleerd welke activiteiten er ondernomen moeten worden om de genoemde doelstelling uit het Convenant “Schone en Zuinige Agrosectoren” te bereiken.

In het project wordt kennis verzameld over de klimaatbelasting van verschillende soorten in Nederland gangbaar toegepaste kunstmest en de mogelijkheden om de klimaatbelasting van kunstmest bij productie en toepassing te verminderen tot 50% van de huidige emissie.

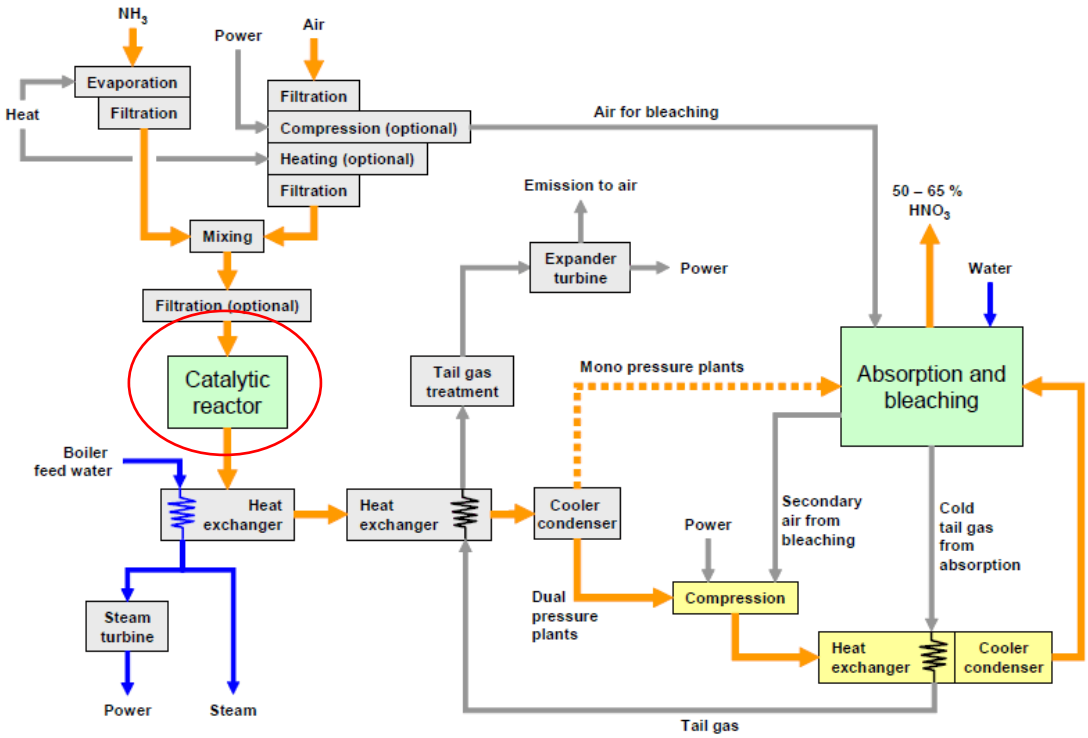
1.2 Algemene beschrijving productieprocessen

In Figuur 1.1 is globaal weergegeven hoe het proces verloopt bij de fabricage van stikstof- (N-), fosfaat- (P_2O_5-) of mengmeststoffen (NPK-meststoffen) en wat de relatie tussen verschillende kunstmestfabricageprocessen is.



Figuur 1.1. Overzicht van grenzen en verbanden tussen verschillende typen kunstmestfabricage-processen (EC, 2007).
1) uitsluitend bij NPK-productie via nitrofosfaatroute; 2) niet perse op kunstmestproducerende locaties geproduceerd; 3) niet beschreven bij kunstmest_BREF; 4) CN is $Ca(NO_3)_2$ en wordt alternatief geproduceerd door neutralisatie van HNO_3 met calciumoxide.

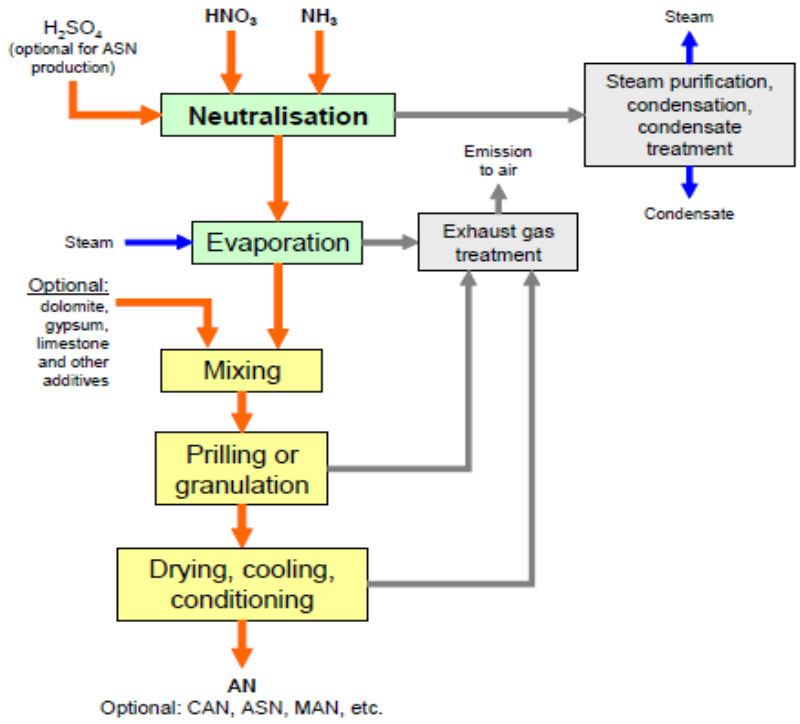
Een belangrijke stap in het productieproces van kunstmest is de vorming van salpeterzuur (Eng.: nitric acid). Salpeterzuur kan bij de productie van verschillende soorten N-kunstmest en bij de productie van NP-, NK- en NPK-meststoffen worden gebruikt. In Figuur 1.2 wordt het productieproces weergegeven.



Figuur 1.2. Productieproces van salpeterzuur (EC, 2007).

Bij de productie van salpeterzuur ontstaat, vooral in de oxidatiestappen van ammoniak en stikstofmonoxide bij de katalytische reactie ('Catalytic reactor"), het broeikasgas lachgas (N_2O). Deze stap is in Figuur 1.2 rood omcirkeld.

Om tot N-kunstmeststoffen te komen zijn vervolgstappen nodig in het productieproces. In Figuur 1.3 is de vervolgfabricage van ammoniumnitraathoudende meststoffen weergegeven. Kalkammonsalpeter (KAS) is een belangrijke ammoniumnitraathoudende meststof die in Nederland wordt geproduceerd en gebruikt.



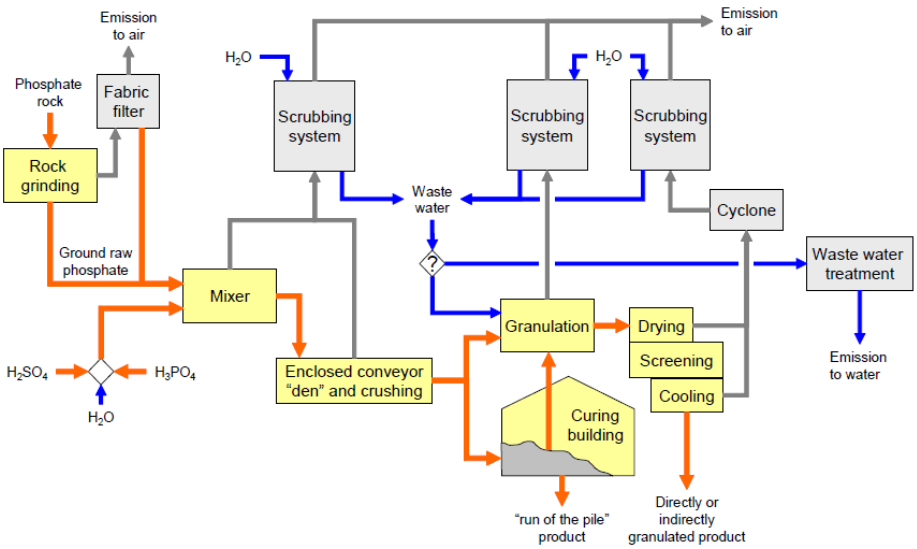
Figuur 1.3. Productieproces van ammoniumnitraathoudende meststoffen (EC, 2007).

In het globale overzicht van Tabel 1.1 worden voor een aantal producten de belangrijkste broeikas gerelateerde milieuonderwerpen genoemd.

Tabel 1.1. Overzicht van een aantal belangrijke broeikas gerelateerde milieuonderwerpen bij de productie van kunstmest (EC, 2007).

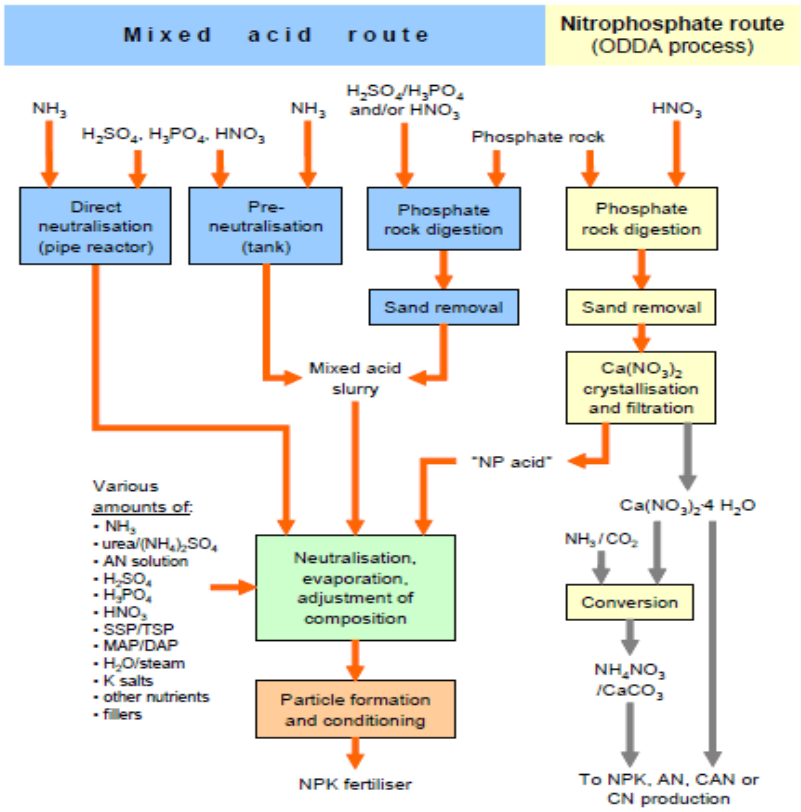
Product	nodige grondstoffen	belangrijkste milieu-onderwerp
ammoniak (NH_3)	aardgas, water en lucht	energiebehoefte
ureum, UAN	ammoniak (NH_3) en koolstofdioxide (CO_2)	energiebehoefte
salpeterzuur (HNO_3)	lucht, ammoniak (NH_3)	N_2O

In het productieproces van fosfaatmeststoffen wordt gemalen ruwfosfaat gemengd met zwavelzuur en/of fosforzuur (zie Figuur 1.4). Door intensief mengen en verwarmen van ruwfosfaat met zuren gevolgd door een langzame afkoeling op een transportband wordt tripelsuperfosfaat (TSP) gemaakt. Daarna volgt een directe granulatie of een tijdelijke opslag. Nadeel van een directe granulatie is dat meer reactief ruwfosfaat moet worden gebruikt en dat er grotere verliezen aan fosfaat kunnen optreden door een incompleet reactieproces (EC, 2007).



Figuur 1.4. Productie van superfosfaatmeststoffen (EC, 2007).

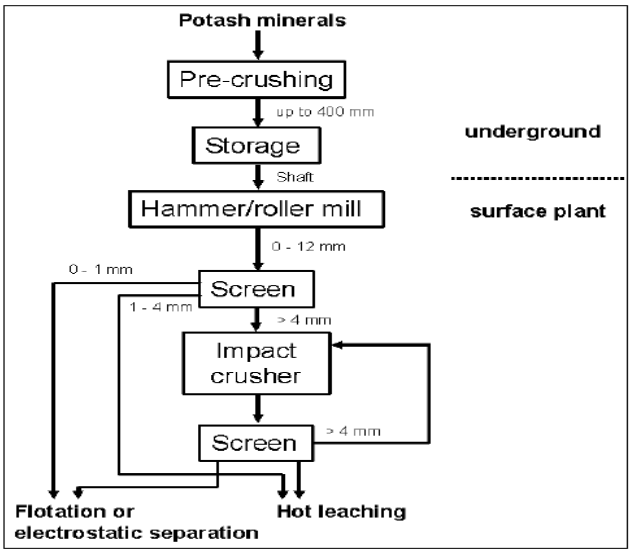
Als naar het gehele procesverloop wordt gekeken in plaats van naar de deelprocessen hoeft directe granulatie niet zo inefficiënt te zijn. Directe granulatie heeft een lagere energiebehoefte tijdens de productie terwijl het reactieproces van de ruwfosfaat met zuren in de korrel verder kan gaan (persoonlijke mededeling A. Zanelli, 2010). Bijlage 1 geeft het processchema weer zoals de productie van fosfaatmeststoffen bij ICL in Amsterdam plaatsvindt.

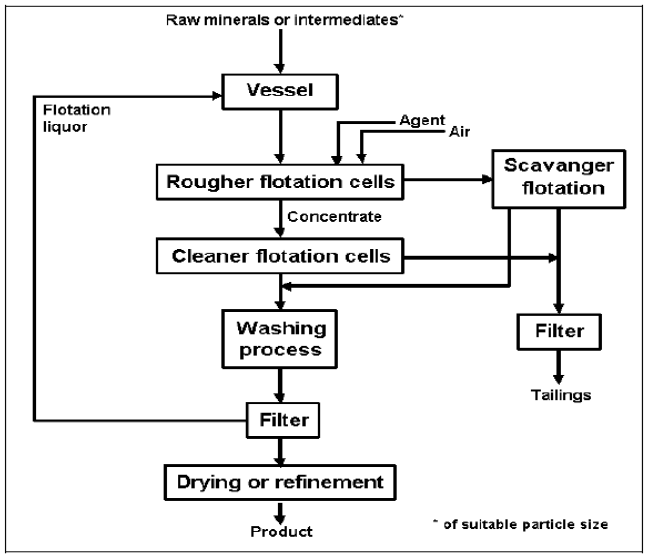


Figuur 1.5. Overzicht van het productieproces van samengestelde kunstmeststoffen (EU, 2007).

Figuur 1.5 laat een overzicht zien van het productieproces van NPK-meststoffen. Bij de productie van deze samengestelde meststoffen komen bewerkt ruwfosfaat, kalizouten en alle voorafgaand geproduceerde zuren (salpeterzuur, fosforzuur en zwavelzuur) samen om samengestelde mengmeststoffen te produceren.

De productie van kalimeststoffen begint in het algemeen met het vermalen van de grondstof. De grondstof wordt vooral gewonnen door mijnbouw van kalirijke mineralen. Daarna volgt een scheiding van kalium en de restproducten. De scheiding gebeurt in een suspensie/slurry met behulp van vloeistof. De vloeistof wordt daarna gezuiverd (EC, 2009). In Figuur 1.6 staat grafisch één van de mogelijke productieprocessen weergegeven.





A: winning van kali-erts

B: productie van KCl uit erts

Figuur 1.6. Overzicht van een productieproces van kalizouten voor kalimeststoffen. A geeft schematisch de mijnbouw en eerste processtappen weer; B geeft het processchema weer zoals dat met name in Duitsland wordt toegepast (EC, 2009).

Het rechter processchema B in Figuur 1.6 kan worden vervangen door een proces dat gebruik maakt van elektrostatische lading die aan gemalen kalirijke mineralen kan worden gegeven (EU, 2009). Een voorbeeld van dit proces is het zogenaamde ESTA-proces dat veel in Duitsland wordt toegepast.

De figuren laten zien dat de productieprocessen voor kunstmeststoffen met elkaar verweven zijn. Ammoniak en salpeterzuur worden gebruikt bij de productie van zowel N-meststoffen als NP-, NK- en NPK-meststoffen. Vermindering van broeikasgasemissie bij de productie van deze stoffen heeft een positief effect op alle processen in kunstmestindustrie.

De belangrijkste energiebehoefte voor de kunstmestproductie wordt veroorzaakt door stikstof. Globaal vraagt de productie van stikstofmeststoffen 94% van de energiebehoefte. Fosfaat- en kaliproductie zijn ieder voor 3% verantwoordelijk. In het productieproces van fosfaatmeststoffen komt energie vrij tijdens het gebruik van zwavelzuur in het productieproces (Jenssen & Kongshaug, 2003).

De productie van kunstmest gebruikt ongeveer 1,2% van het totale wereldenergiegebruik en is verantwoordelijk voor ongeveer 1,2% van de totale broeikasgasemissie, waarvan 0,3% in de vorm van N_2O en 0,9% als CO_2 (0,6% bij verbranding voor energie en 0,3% in productieproces) (Jenssen & Kongshaug, 2003).

In West Europa worden vaak al schonere productietechnieken gebruikt (Zwiers et al., 2009). De kunstmestindustrie gebruikt in West Europa ongeveer 0,9% van het totale energiegebruik en stoot ongeveer 1,8% van de totale CO_2- en N_2O-emissie uit (Jenssen & Kongshaug, 2003). Dat laatste is relatief hoger dan in de rest van de wereld, omdat in West Europa vooral nitraathoudende meststoffen worden geproduceerd. Bij de productie van nitraathoudende meststoffen wordt namelijk salpeterzuur gemaakt waarbij lachgas vrijkomt.

Jenssen & Kongshaug (2003) berekenen dat op wereldschaal de kunstmestindustrie theoretisch 40% op de energiebehoefte kan besparen en de emissie van broeikasgassen met bijna 60% kan verminderen. De auteurs berekenen dat door de implementatie van moderne technieken de broeikasgasemissie in West Europa met ongeveer 60% kan dalen tot 0,77% van de totale CO_2- en N_2O-emissie. Dit moet tot stand komen door gebruik te maken van nieuwe productietechnieken.

1.3 Conclusies

Vooral bij de productie van ammoniak, ureum en salpeterzuur ontstaan broeikasgassen, hetzij direct door bijvoorbeeld de vorming van lachgas (N_2O), hetzij indirect door een grote energiebehoefte waarvoor fossiele brandstoffen worden gebruikt en CO_2 vrijkomt als broeikasgas.

Productie van N-houdende meststoffen draagt verreweg het meeste bij aan de emissie van broeikasgassen, omdat de vorming van stikstofmeststoffen het meest energie-intensief is en bij de productie lachgas vrijkomt. Ten opzichte van het totale energiegebruik voor de productie van kunstmest neemt de productie van N-houdende meststoffen globaal gezien 94% voor zijn rekening en de productie van P- en K-houdende meststoffen ieder 3%.

1.4 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 behandelt de beschikbare statistische informatie over de productie, het binnenlands verbruik en de import en export van kunstmest in Nederland. Daarbij wordt onderscheid gemaakt naar stikstof-, fosfaat- en kalimeststoffen.

Hoofdstuk 3 gaat in op de emissie van broeikasgassen tijdens de productie en het gebruik van kunstmest.

Combinatie van gegevens uit Hoofdstuk 2 en Hoofdstuk 3 geeft inzicht in de emissie van broeikasgassen in Nederland. In Hoofdstuk 4 worden mogelijke maatregelen beschreven die de emissie van broeikasgassen kunnen verminderen.

2 Kunstmestproductie en -gebruik in Nederland en de ATV-sectoren

2.1 Inventarisatie gebruik kunstmest in Nederland

2.1.1 Productie van N-, P- en K-meststoffen in Nederland

Nederland is een producent van stikstofmeststoffen. Ammoniak dient onder andere als grondstof voor de kunstmestproductie. Bij de stikstofmeststoffen zijn het met name kalkammonsalpeter/magnesium ammoniumnitraat (CAN/MAN) en ureum die worden geproduceerd. In Tabel 2.1 is voor de periode 2006-2008 een overzicht gegeven van de productie in Nederland.

Tabel 2.1. Primaire productie van N-meststoffen in Nederland, *1000 ton N, en het aandeel van de Nederlandse productie in West-Europa, % (IFA, 2009a).

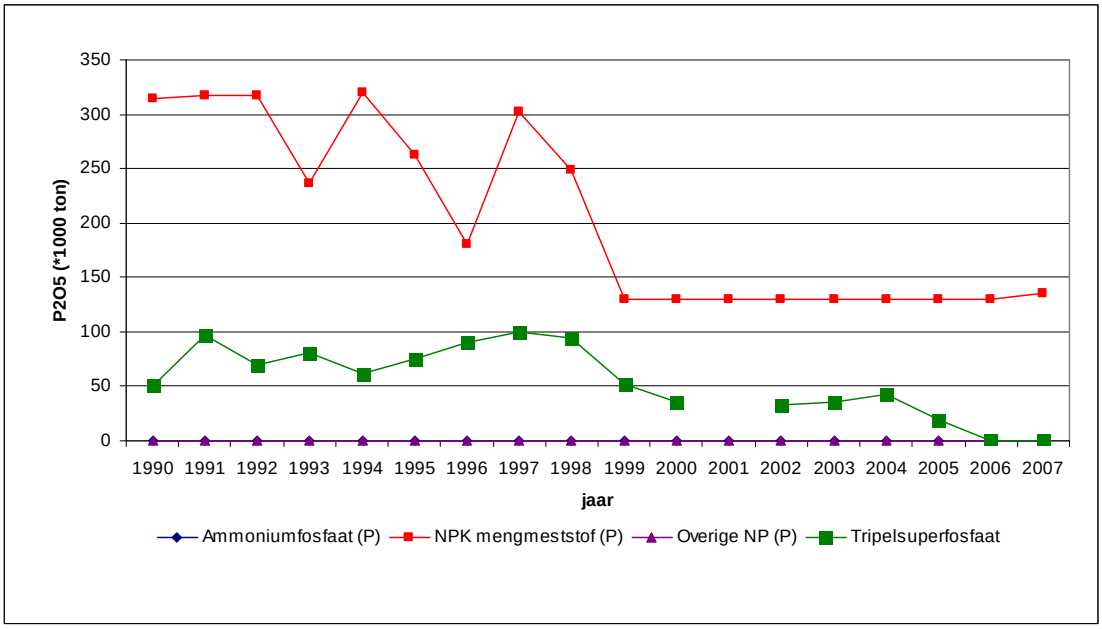
Jaar	producten						% van Nederland in West Europa					
	AN	CAN-MAN	ureum	AS	NH_3	totaal	AN	CAN-MAN	ureum	AS	NH_3	totaal
2006	250	650	500	160	1800	3360	16,8	31,8	23,7	18,2	18,7	20,8
2007	320	730	520	160	1750	3480	17,2	33,4	23,0	18,3	19,2	21,3
2008	200	610	470	155	1500	2940	13,5	29,5	23,0	20,1	17,7	19,8

AN: ammoniumnitraat; CAN: calciumammoniumnitraat (KAS); MAN: magnesiumammoniumnitraat (MAS); AS: ammoniumsulfaat (zwavelzure ammoniak), NH_3: ammoniak.

In de productiestatistieken van AN zit ook UAN (ureum ammoniumnitraat) verwerkt. Een klein deel van de AN-productie is bestemd voor de productie van springstoffen.

De productie van ammoniak is vooral bedoeld voor de verdere verwerking tot bijvoorbeeld kunstmeststoffen (in Nederland of elders). Een relatief kleine hoeveelheid wordt voor andere technische toepassingen ingezet. Tabel 2.1 laat zien dat de productieomvang van ammoniak (NH_3) bijna gelijk is aan de gezamenlijke productieomvang van de meststoffen AN, CAN, ureum en AS waarvoor NH_3 de belangrijkste grondstof is. 42% van de geproduceerde NH_3 wordt omgezet in CAN/MAN, en 30-32% in ureum. CAN/MAN is een meststof die met name in West-Europa wordt gebruikt (persoonlijke mededeling J. Steevens, 2010), de productie van CAN/MAN is daarom vooral voor Nederland en direct omringende regio bestemd.

Uit Figuur 2.1 wordt duidelijk dat er in Nederland productie van fosfaatmeststoffen is, met name van NPK-meststoffen. Vanaf 1999 lijkt de productie stabiel te zijn, rond de 130.000 ton P_2O_5.



Figuur 2.1. Productie van P-meststoffen in Nederland (IFA, 2009b).

In Nederland wordt er volgens de statistieken sinds 2006-2007 geen tripelsuperfosfaat meer geproduceerd. De productie van P-meststoffen richt zich vrijwel uitsluitend op mengmeststoffen.

In Nederland wordt geen K-meststof geproduceerd (IFA, 2009c).

2.1.2 Import in Nederland

In Nederland worden N-houdende producten, P-houdende producten en K-houdende producten ingevoerd.

2.1.2.1 N-producten

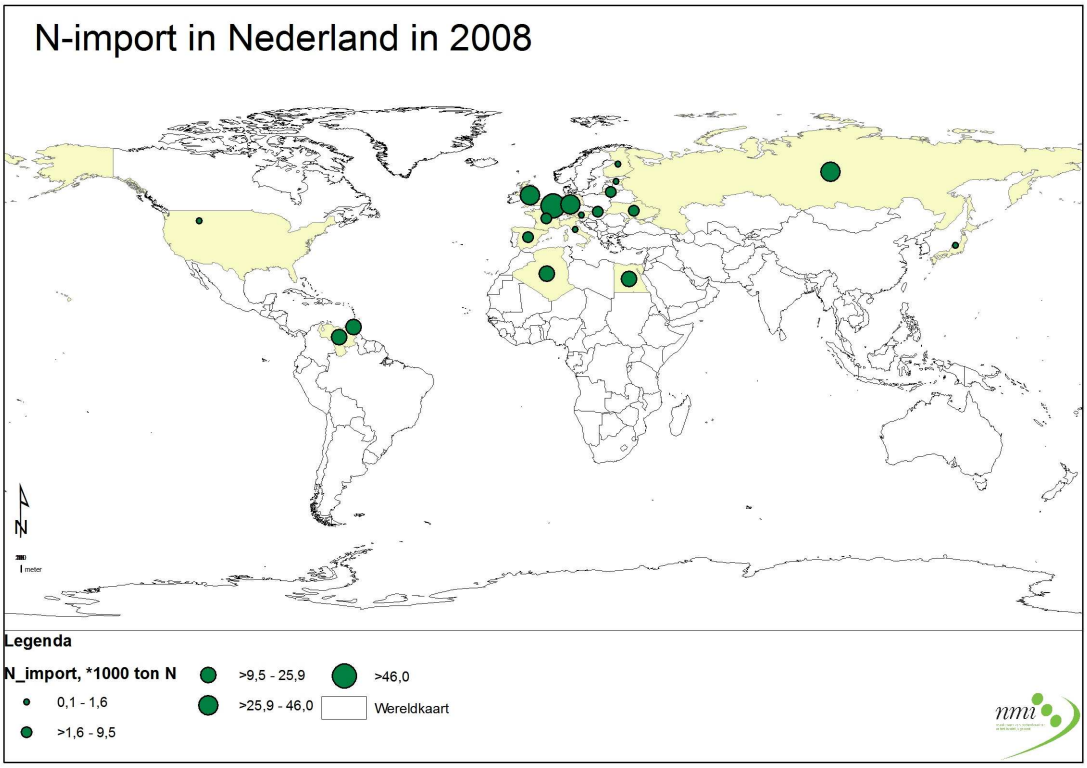
In Tabel 2.2 zijn de importen in Nederland van N-houdende producten voor de periode 2006-2008 weergegeven.

Tabel 2.2. Import van N-producten in Nederland in de periode 2006-2008, *1000 ton N (IFA, 2009a).

Jaar	producten					
	AN	CAN-MAN	ureum	AS	NH_3	totaal
2006	39,1	80,0	45,2	19,7	149,4	333,4
2007	39,7	86,4	35,6	28,8	172,7	363,2
2008	9,0	56,9	65,8	29,2	249,9	410,8

Meer dan 80% van de in 2008 ingevoerde AN komt uit België. Ook voor CAN-MAN geldt dat uit België het grootste aandeel komt (84%). Voor ureum geldt een breder importbereik. Voornaamste landen zijn Duitsland en Egypte (30,2 respectievelijk 34%) gevolgd door Slowakije en Rusland (14,4 en 13,2%). Alle geïmporteerde AS is afkomstig uit België. Rusland (25,2%) en het Verenigd Koninkrijk (18,4%) zijn de belangrijkste landen van waaruit ammoniak geïmporteerd werd, gevolgd door Trinidad en Tobago (10,4%) en Duitsland (8,4). Daarnaast importeert Nederland uit een reeks van landen samen 37,7% van

de totaal ingevoerde hoeveelheid. In Figuur 2.2 is de herkomst van de totale hoeveelheid geïmporteerde stikstof in de vorm van ammoniak of kunstmest weergeven.



Figuur 2.2. Herkomst van de geïmporteerde N in 2008.

2.1.2.2 P-producten

Nederland importeert alle fosfaat. De import vindt plaats in de vorm van ruwfosfaat en van bewerkte fosfaatproducten zoals fosforzuur, MAP (mono-ammoniumfosfaat), DAP (di-ammoniumfosfaat) en TSP (tripelsuperfosfaat).

Tabel 2.3. Hoeveelheid product, herkomst en kwaliteit van geïmporteerde ruwfosfaat in de periode 2006-2008 in Nederland, in *1000 ton product, *1000 ton P_2O_5 , gehalte in %P_2O_5 (IFA, 2009b).

Jaar	land van herkomst	product hoeveelheid	product aandeel	gehalte	hoeveelheid P_2O_5
2008	Algerije	266,4	29,1	=< 29,8	
	Israël	162,6	17,8	31,5-33,4	
	Jordanië	300,3	32,8	29,8-31,5	
	Syrië	186,7	20,4	29,8-31,5	
	totaal	916,0			276,1
2007	totaal	788,7			218,6
2006	totaal	823,8			255,5

Ruwfosfaat komt in verschillende kwaliteiten naar Nederland. De kwaliteit wordt uitgedrukt in het percentage P_2O_5 van het materiaal. In Tabel 2.3 wordt een overzicht gegeven van het ingevoerde ruwfosfaat in 2008.
Omdat de productkwaliteit van ruwfosfaat niet constant is, is het niet mogelijk een betrouwbaar cijfer te geven hoeveel product in ton P_2O_5 vanuit elk van de landen wordt ingevoerd.

Naast ruwfosfaat worden ook bewerkte en verwerkte fosfaatproducten ingevoerd. Het gaat daarbij vooral om fosforzuur, MAP, DAP, NPK-mengmest en TSP. In onderstaand overzicht (Tabel 2.4) wordt de ingevoerde hoeveelheid gepresenteerd.

Tabel 2.4. Hoeveelheid geïmporteerde, bewerkte fosfaatproducten in Nederland in de periode 2006-2008, *1000 ton P_2O_5 (IFA, 2009b).

Jaar	product					
	fosforzuur	TSP	DAP	MAP	NPK	totaal
2008	213,8	1,2	39,3	12,8	onbekend	267,1*
2007	280,5	2,2	101,2	21,3	45	450,2
2006	236,7	2,3	58,3	42,2	40	379,5

TSP: tripelsuperfosfaat; DAP: diammoniumfosfaat, MAP: monoammoniumfosfaat
* exclusief geïmporteerde NPK-meststoffen

Het fosforzuur is voor 40% afkomstig uit Marokko, gevolgd door Zuid-Afrika (22%) en Israël (16,6%) als andere grote leveranciers. Alle TSP is afkomstig uit Israël. Rusland is een belangrijke leverancier van MAP en DAP (34% van totale DAP-import). Uit Litouwen komt 50% van de ingevoerde DAP. 15% van de DAP-import komt uit Polen. Herkomst van de NPK-meststoffen is niet bekend. Opvallend is de sterke importverandering van DAP en MAP in deze korte periode. Er is geen reden voor deze wisseling gevonden.

2.1.2.3 K-producten

K_2O wordt voornamelijk in de vorm van het kalizout KCl geïmporteerd. De belangrijkste landen van waaruit geïmporteerd wordt zijn Duitsland (87,6 kton K_2O, 46,4%), Verenigd Koninkrijk (62,0 kton K_2O, 32,9%) en Israël met 15,9% (30 kton K_2O). Daarnaast is een beperkt deel afkomstig uit Spanje (3,7%) en Wit-Rusland (1,1%). In onderstaande tabel zijn de invoergegevens voor kali voor de periode 2006-2008 gegeven. De productielocaties in Verenigd Koninkrijk, Israël en Spanje zijn eigendom van ICL-Fertilizers. Daarmee is ICL de grootste kalileverancier in Nederland met 52,5%. De kalizouten in Duitsland zijn afkomstig van Kali und Salz (K+S). Samen leveren deze bedrijven 98,9% van de Nederlandse kali-importen.

Tabel 2.5. Invoer in Nederland van kalizouten in de periode 2006-2008, *1000 ton K_2O (IFA, 2010c).

Jaar	import
2008	188,6
2007	179,6
2006	185,9

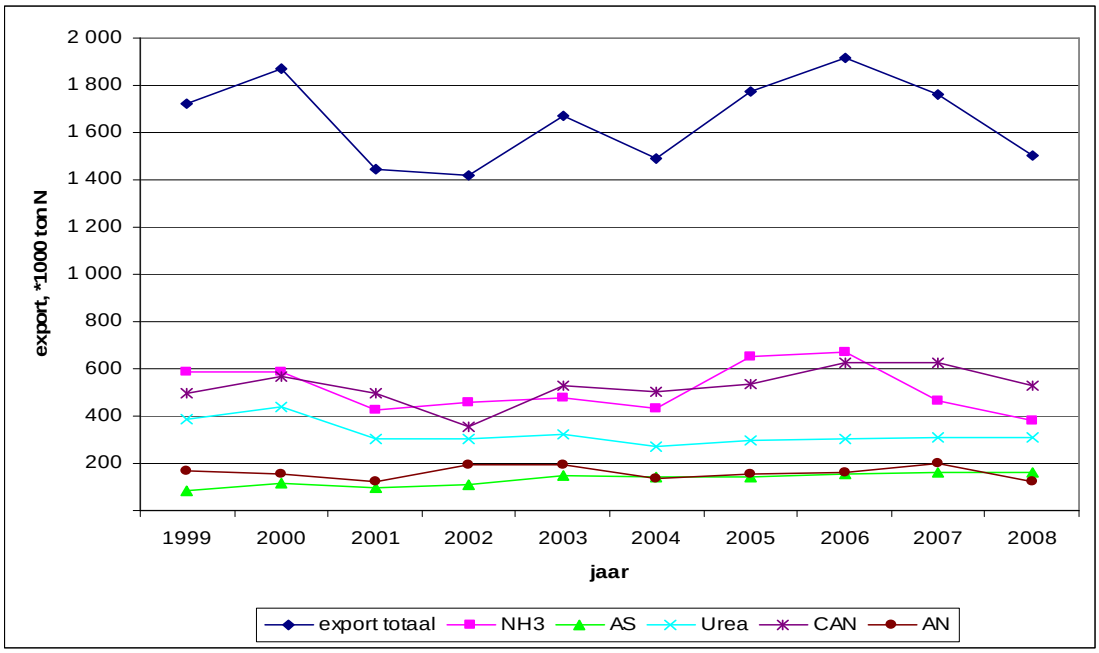
2.1.3 Export vanuit Nederland

Nederland kent vooral een export van N-houdende producten.

2.1.3.1 N-producten

In Figuur 2.3 zijn voor de periode 1999-2008 de verschillende geëxporteerde N-houdende producten in een grafiek uiteengezet. Nederland exporteert vooral CAN en NH_3. De export van NH_3 is onder andere voor de productie van N-houdende meststoffen. Het exportvolume van ureum is sinds 2001 redelijk stabiel, op een niveau rondom de 300.000 ton N.

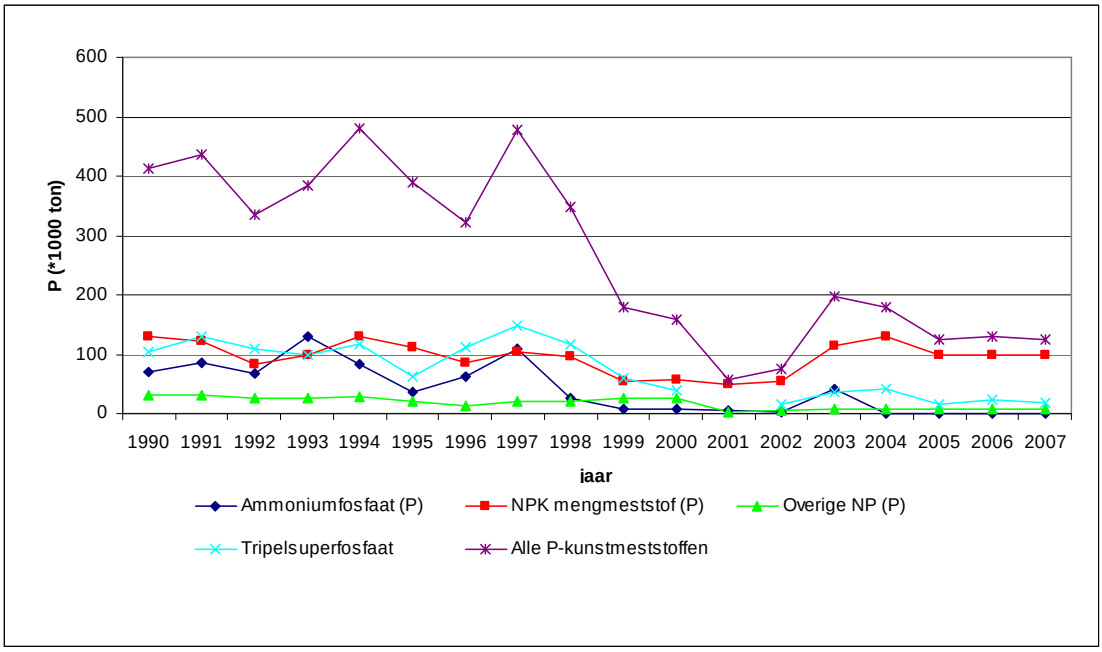
In 2008 waren de belangrijkste exportlanden voor CAN de nabije Europese (buur)landen: Duitsland (30,3%), België (17%), Frankrijk (13,8%) en het Verenigd Koninkrijk (7,4%). Meer dan 85% van de CAN-export blijft in West-Europa. Voor ureum geldt dat in 2008 bijna 85% in West Europa bleef. Ook bij ureum zijn Duitsland, België, Frankrijk en het Verenigd Koninkrijk de belangrijkste exportbestemmingen (tezamen goed voor 60% van de totale ureumexport). Export van NH_3 was in 2008 bijna geheel gericht op West-Europa (ruim 97%) waarbij naast de eerder genoemde landen ook Noorwegen als belangrijk exportland geldt. AS is een niet zo prominent exportproduct. Alle AS werd in 2008 naar België geëxporteerd.



Figuur 2.3. Export uit Nederland van N-houdende producten in de periode 1999-2008 (IFA, 2009a).

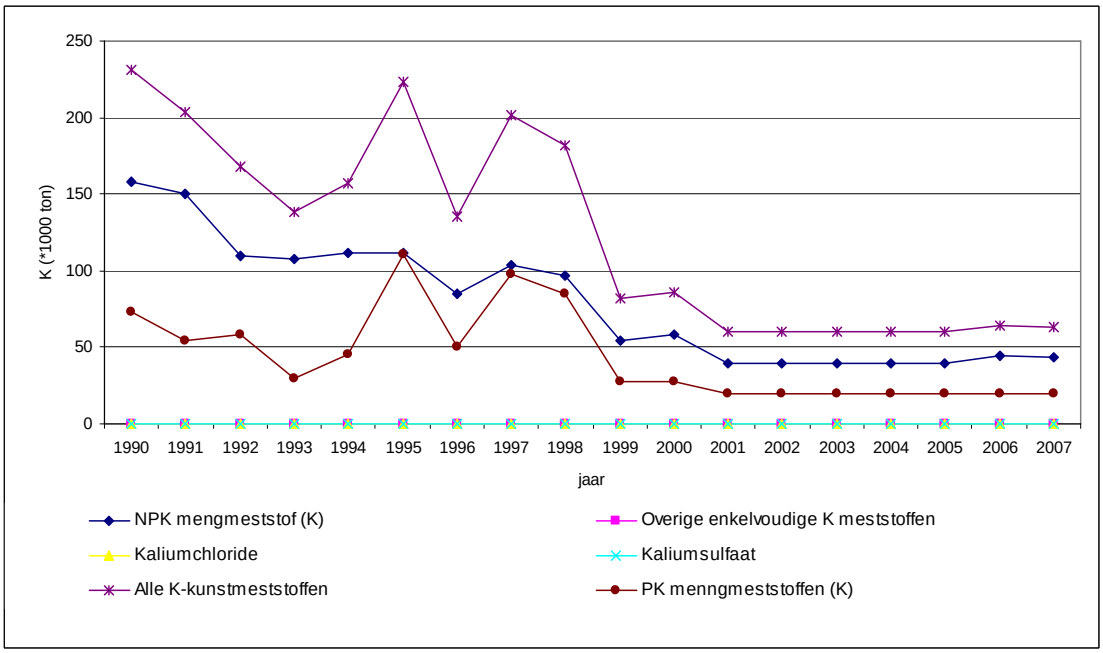
2.1.3.2 P- en K-producten

In Figuur 2.4 staat wat er in de periode 1990-2007 vanuit Nederland werd geëxporteerd aan fosfaatmeststoffen.



Figuur 2.4. Export uit Nederland van P-houdende meststoffen in de periode 1990-2007 (IFA, 2009b).

De export wordt gedomineerd door NPK-meststoffen. Er worden fosfaathoudende grondstoffen ingevoerd, bewerkt en daarna waarschijnlijk als specialistische meststof geëxporteerd. Ondanks dat er geen tripelsuperfosfaat meer wordt gemaakt en bijna niet wordt geïmporteerd is er toch sprake van een relatief klein exportvolume van tripelsuperfosfaat. Export van MAP en DAP is sinds 2000 niet meer geregistreerd. Fosforzuur wordt volgens de statistieken sinds 2001 niet meer geëxporteerd.



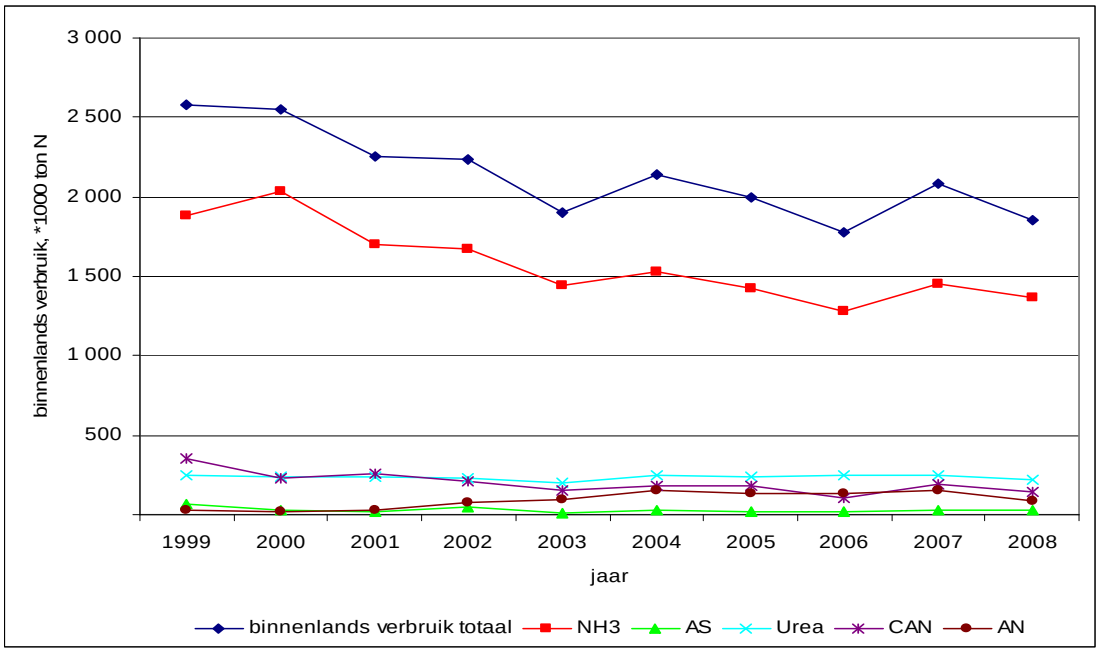
Figuur 2.5. Export van K-houdende meststoffen vanuit Nederland 1990-2007 (IFA, 2009c).

In Figuur 2.5 is de export van K-houdende meststoffen weergegeven. Duidelijk is dat net als bij P-houdende meststoffen er sprake is van een bewerking van K-houdende grondstoffen die vervolgens als meer specialistische meststof worden geëxporteerd, in de vorm van NPK- en PK-mengmeststoffen.

2.1.4 Gebruik in Nederland

Binnenlands gebruik van N-producten wordt gedomineerd door ammoniak, zie Figuur 2.6. De ammoniak wordt vooral ingezet als grondstof voor de productie van N-houdende meststof, nauwelijks als meststof als zodanig. Zichtbaar is de dalende trend in verbruik. De afname van NH_3 heeft waarschijnlijk te maken met een dalende productiecapaciteit van N-meststoffen en andere technische N-producten.

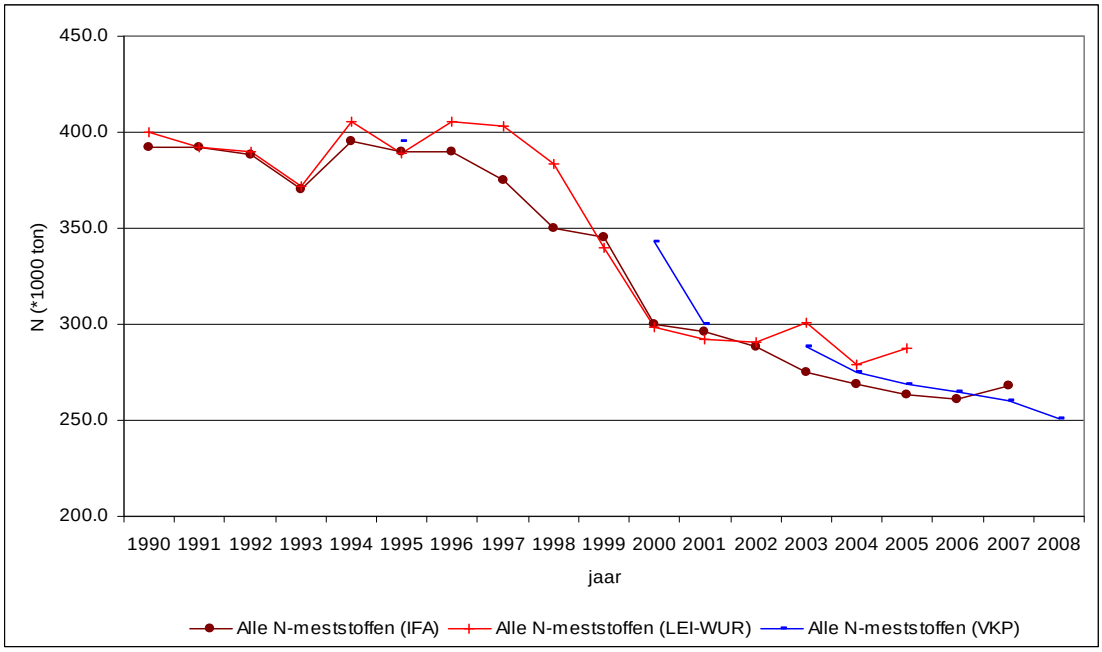
Ook ureum wordt binnenlands vooral ingezet voor andere doeleinden dan directe toepassing als meststof. Dat is af te leiden uit Figuur 2.10 van paragraaf 2.2.1. Daaruit blijkt namelijk dat er bijna geen ureum in de Nederlandse landbouw wordt toegepast.



Figuur 2.6. Berekende binnenlandse consumptie van N-producten in Nederland voor de periode 1999-2008, *1000 ton N (IFA 2009a, IFA 2010).

2.1.4.1 N-meststoffen

Figuur 2.7 laat dat er sprake is van een sterke daling van het kunstmestgebruik in de periode 1990-2007. Over deze periode was er sprake van een daling van ruim 30% tot 250 à 270 kton N, afhankelijk van de literatuurbron. De daling lijkt met name plaats te hebben gevonden in de periode 1996-2003, de periode die overeenkomt met de introductie van de mestwetgeving.

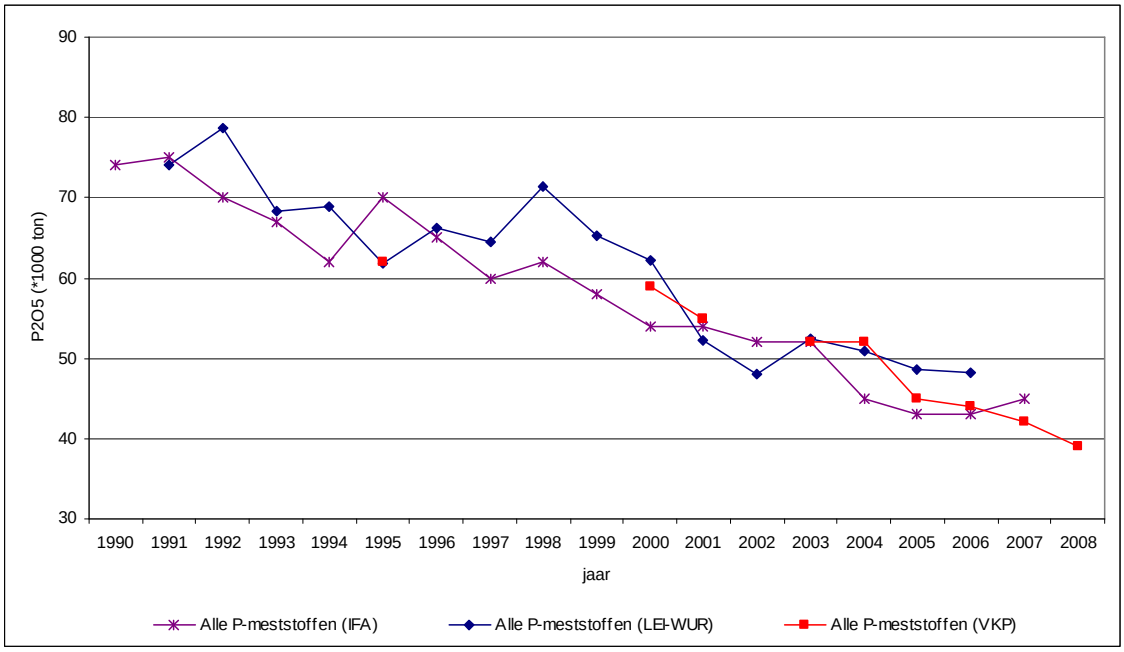


Figuur 2.7. Consumptie van N-meststoffen in Nederland in de periode 1990-2008 (IFA 2010, WUR-LEI, 2010, VKP 2010).

Als gevolg van de mestwetgeving die voortvloeit uit de implementatie in Nederland van de Actieprogramma's in het kader van de Europese Nitraatrichtlijn, is er sprake van een toegenomen benutting van N uit de dierlijke mest. De toediening van dierlijke mest vindt namelijk steeds meer plaats in het voorjaar in plaats van het najaar en daardoor kan het gewas een groter deel van de N uit dierlijke mest benutten. Tenslotte zal er tegenwoordig scherper op het bemestingsadvies worden bemest dan in het verleden gemiddeld genomen het geval was. Dat is de consequentie van het invoeren van gebruiksnormen voor de hoeveelheid werkzame N.

2.1.4.2 P-meststoffen

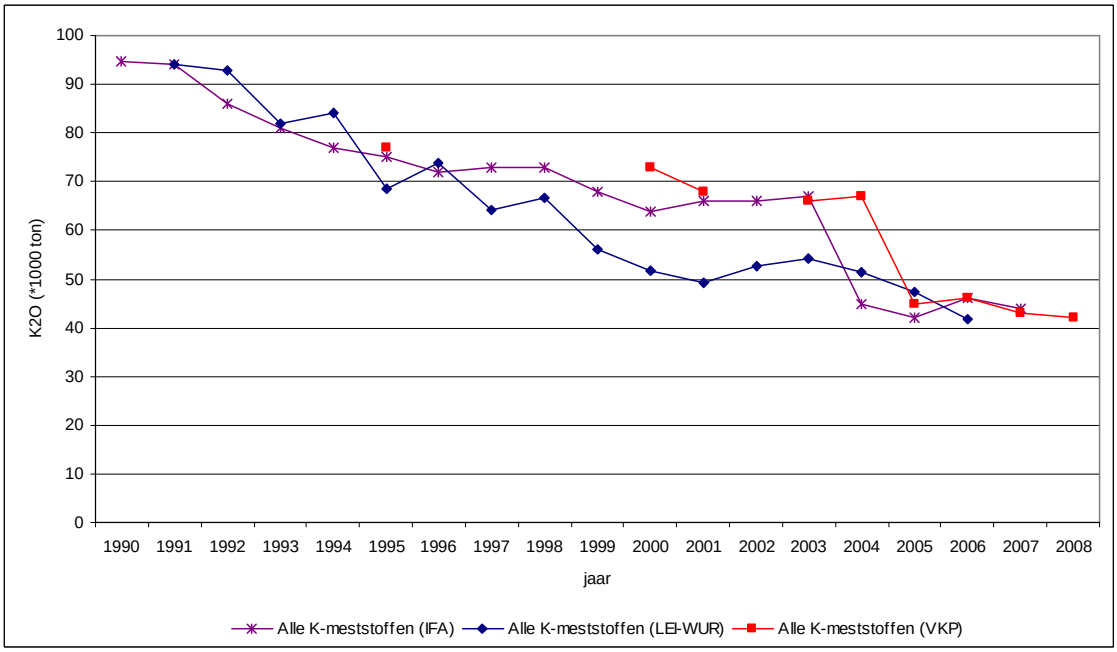
In Figuur 2.8 is de consumptie van P-houdende meststoffen in Nederland gedurende de periode 1990 – 2008 weergegeven. De trend is bij alle drie de bronnen gelijk. Er is duidelijk sprake van een afname van kunstmest-P-consumptie. In de periode 1990-2007 is de consumptie gedaald met circa 40%.



Figuur 2.8. Consumptie van P-meststoffen in Nederland in de periode 1990-2008 (IFA 2010, WUR-LEI, 2010, VKP 2010).

Ook in het geval van P geldt dat het gebruik van kunstmest-P is afgenomen, doordat meer rekening wordt gehouden met de P uit dierlijke mest en doordat er meer rekening wordt gehouden met het bemestingsadvies. De P-gift wordt verder in sterke mate beperkt door de invoering van de gebruiksnormen voor fosfaat.

2.1.4.3 K-meststoffen



Figuur 2.9. Consumptie van K-meststoffen in Nederland in de periode 1990-2008 (IFA 2010, WUR-LEI, 2010, VKP 2010).

De consumptie van K-kunstmeststoffen is in de periode 1990-2007 met de helft gedaald, zo blijkt uit Figuur 2.9. Zowel IFA, als WUR-LEI en VKP geven eenzelfde dalende trend aan. Ook voor K geldt dat een toegenomen benutting uit dierlijke mest en een betere inachtneming van bemestingsadviezen redenen zijn van een dalende consumptie.

2.2 Inventarisatie gebruik soorten kunstmest in de ATV-sectoren

De ATV-sectoren in Nederland gebruiken een groot areaal. In Tabel 2.6 wordt voor de jaren 2006-2008 aangegeven wat het areaal per sector is.

Tabel 2.6. Totaal areaal landbouwgrond in Nederland in gebruik door de sectoren akkerbouw, tuinbouw in de open grond en graasdierbedrijven in de periode 2006-2008, ha (CBS Statline 2010).

Sector	2006	2007	2008
akkerbouw	581.029	574.316	564.449
tuinbouw in open grond	84.579	85.809	87.891
graasdierbedrijven*	1.243.716	1.243.832	1.266.767
totaal	1.909.324	1.903.957	1.919.107

* groenvoedergewassen (inclusief tijdelijk grasland), blijvend en natuurlijk grasland

LEI publiceert gegevens over gemiddelde kunstmeststikstof en -fosfaatgebruik in de melkveehouderij, zie Tabel 2.7.

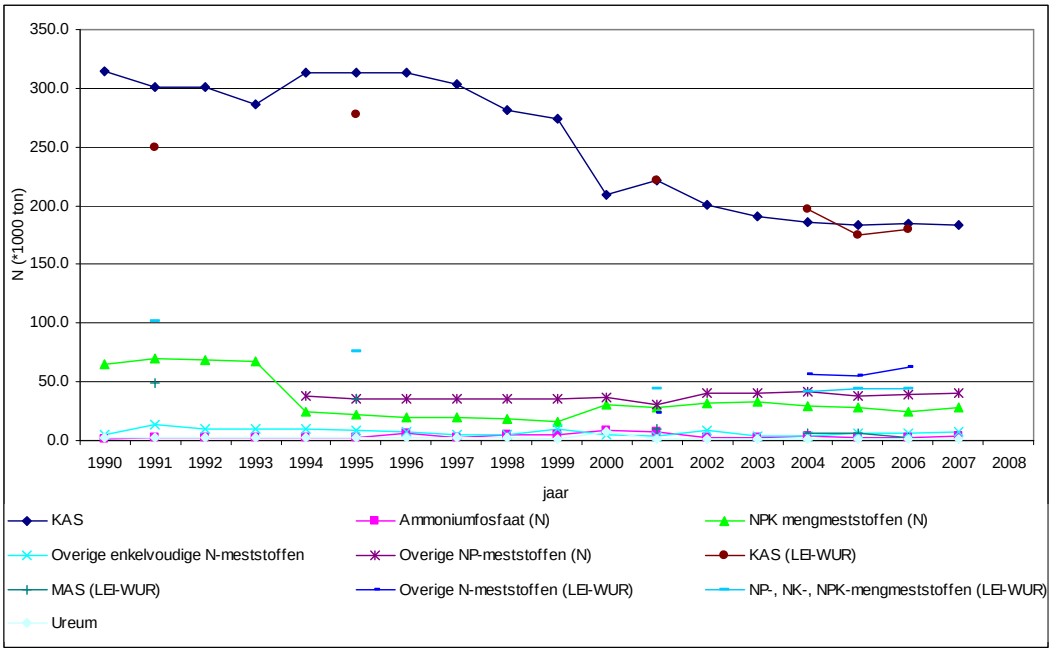
Tabel 2.7. Gemiddeld areaal (ha) en gebruik van N- en P-houdende kunstmest in de melkveehouderij in de periode 2006-2008, kg /bedrijf (LEI-Binternet, 2010).

Jaar	areaal	N	P_2O_5
2006	45,09	5.750	480
2007	45,86	5.800	350
2008 (voorlopig)	47,57	5.880	280

Het gemiddelde areaal van een melkveehouderij is ten opzichte van 2006 in 2008 met 5,5% gestegen. Het fosfaatkunstmestgebruik is in dezelfde periode bijna 42% gedaald. Het gebruik van stikstofkunstmest is met 2,2% gestegen. Netto betekent dat per areaal een daling van het stikstofkunstmestgebruik.

Om een inschatting te kunnen maken van het kunstmestgebruik over de verschillende sectoren worden de voorgaande Tabellen 2.6 en 2.7 in de volgende paragrafen gecombineerd.

2.2.1 N-meststoffen



Figuur 2.10. Consumptie van verschillende stikstofmeststoffen in Nederland in de periode 1990-2007 (IFA 2010, WUR-LEI 2010).

In Nederland is kalkammonsalpeter, KAS (CAN, calcium ammonium nitrate), de belangrijkste kunstmestsoort voor N. Het relatieve belang neemt wel wat af, was het in het 1990 nog 80% van het geconsumeerde volume, in 2007 was het belang gedaald tot bijna 70%. Daarentegen lijkt er een lichte stijging te zijn van de consumptie van NP-meststoffen. De scherpe daling in de consumptie van KAS in de periode 1999 – 2000 kan te maken hebben met het MINAS-plichtig worden van de melkveehouderij.

Er worden in Nederland veel ureummeststoffen geproduceerd, toch is de consumptie van ureum in Nederland beperkt. Het gebruik is stabiel op een niveau van ongeveer 1.000 ton N per jaar. Er wordt wel een stijging in gebruik in de toekomst verwacht door een toename van het gebruik van specialistische vloeibare N-meststoffen waarvan ureum en urean vaak een grondstof vormen (persoonlijke mededeling, J. Steevens, 2010).

De gegevens van IFA en WUR-LEI komen goed met elkaar overeen.

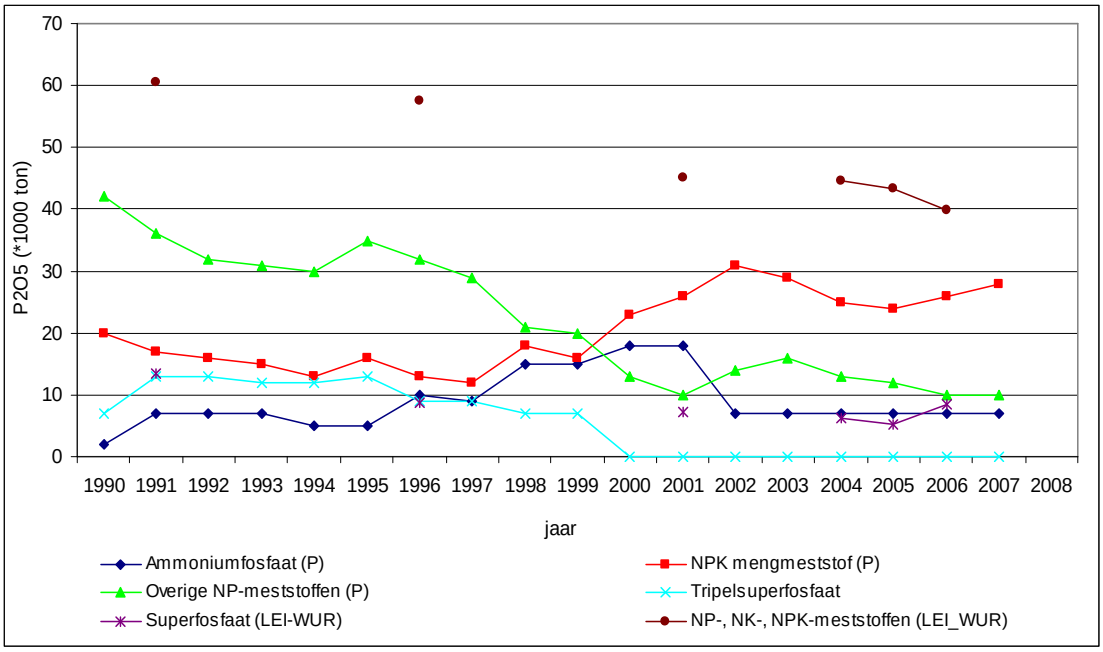
In de volgende tabel wordt een eerste schatting gegeven van het verbruik van stikstof in de verschillende ATV-sectoren.

Tabel 2.8. Geschat N-gebruik, *1000 ton, en aandeel (%) voor de verschillende ATV-sectoren melkveehouderij en akkerbouw en tuinbouw in de open grond in de periode 2006-2007.

Jaar	IFA totaal N-gebruik	gebruik melkveehouderij	aandeel tov totaal	gebruik akkerbouw en tuinbouw open grond	aandeel tov totaal
2006	261,0	127,6	49	133,4	51
2007	268,0	123,6	46	144,4	54

Uit de schatting blijkt dat de melkveehouderij ongeveer de helft van het N-kunstmestverbruik voor zijn rekening neemt. De schatting voor akkerbouw en tuinbouw in de volle grond is een overschatting omdat er ook in andere dan de ATV-sectoren kunstmest wordt gebruikt. Daarvoor is hier niet gecorrigeerd.

2.2.2 P-meststoffen



Figuur 2.11. Consumptie van verschillende fosfaatmeststoffen in Nederland in de periode 1990-2007 (IFA 2010, WUR-LEI 2010).

Evenals bij de stikstofmeststoffen is er bij de fosfaatmeststoffen een dalende trend in het verbruik van kunstmest-P. In de periode 1990 – 2007 is het verbruik van kunstmest-P met een derde gedaald. In de laatste twee jaren is er een lichte stijging in gebruik, met name via NPK-mengmeststoffen, waarneembaar. Het verbruik van tripelsuperfosfaat lijkt bijna helemaal te zijn gestopt in Nederland.

Het gebruik van P-houdende kunstmest bestaat in Nederland vooral uit NPK-mengmeststoffen. Het belang van NPK-meststoffen ten opzichte van het totaalgebruik van P-houdende meststoffen is in de periode 1990-2007 is toegenomen van ongeveer 25% naar 62% in 2007. De trend van de laatste jaren is dat het belang zal toenemen. Daarentegen neemt het belang van het gebruik van NP-meststoffen af; van 56% in 1990 naar 22% in 2007. Sinds 2000 worden naast NPK-meststoffen alleen nog ammoniumfosfaat en overige NP-meststoffen gebruikt.

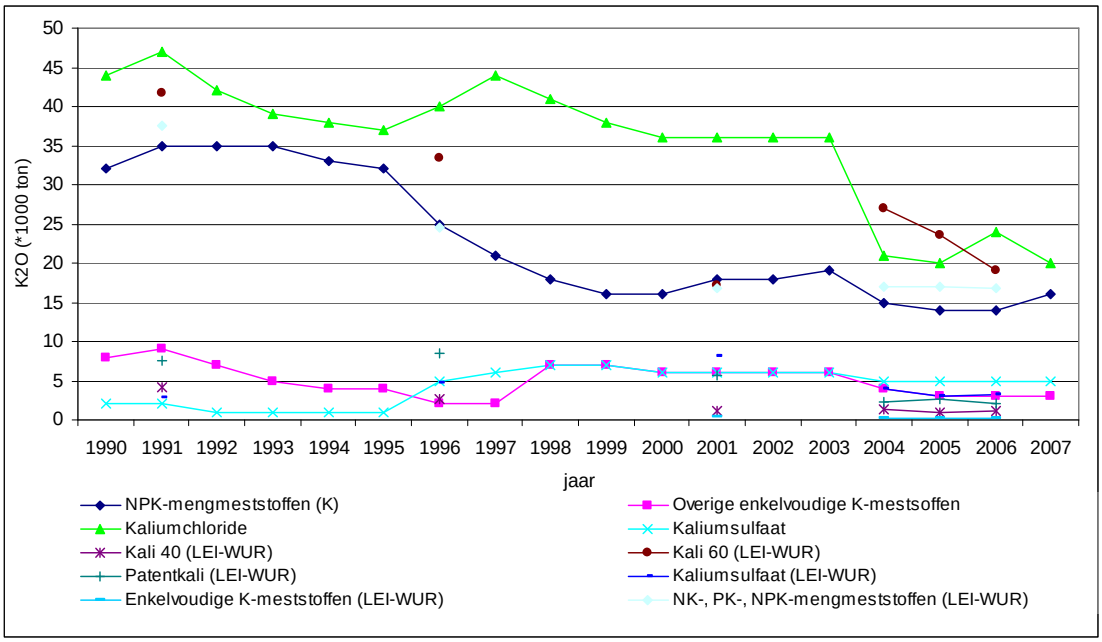
Zoals in paragraaf 2.1.4.2 al is te zien komen de gegevens van IFA en LEI met betrekking tot het totaal gebruik van P-meststoffen redelijk goed overeen.

In onderstaande tabel wordt een eerste schatting gegeven van het verbruik van fosfaat in de verschillende ATV-sectoren.

Tabel 2.9. Geschat P_2O_5-gebruik, *1.000 ton, en aandeel (%) voor de verschillende ATV-sectoren melkveehouderij en akkerbouw en tuinbouw in de open grond in de periode 2006 – 2007.

Jaar	IFA totaal P_2O_5 gebruik	gebruik melkveehouderij	aandeel tov totaal	gebruik akkerbouw en tuinbouw open grond	aandeel tov totaal
2006	43	10,7	25	32,3	75
2007	45	7,5	17	37,5	83

2.2.3 K-meststoffen



Figuur 2.12. Consumptie van verschillende K-meststoffen in Nederland in de periode 1990-2008 (IFA 2010, WUR-LEI 2010, VKP 2010).

Ook voor K-meststoffen geldt dat er sprake is van een dalende trend in consumptie van kunstmeststoffen. In de periode 1990-2007 is de consumptie gehalveerd. Daling in consumptie komt waarschijnlijk door een toegenomen benutting van K uit dierlijke mest als gevolg van toegenomen voorjaarstoediening en veranderende bemestingsadviezen.

Van de kalimeststoffen is K-60 verreweg de belangrijkste meststof. Op basis van VKP-statistieken is berekend dat in de periode 1990-2007 het aandeel K-60-meststof tussen de 50 en 60% van totale hoeveelheid geconsumeerde K schommelde. In 2007 was het aandeel 45%. Qua percentage is het aandeel van kalisulfaat (via een product als Kornkali) in sinds 1996 sterk toegenomen, van 1,3% in 1990 naar 6,9% in 1996 tot 11,4% in 2007. De stijging komt waarschijnlijk door het toegenomen belang van

en interesse in zwavelbemesting in de landbouw. Gegevens van IFA en LEI/VKP komen goed overeen waarbij potassium chloride overeen komt met K-60 en K-40 goed overeenkomt met ‘other straight’ K meststoffen.

2.3 Conclusies

Op basis van de statistische informatie kan een aantal conclusies worden getrokken.

- Bijna alle in Nederland geproduceerde ammoniak wordt omgezet in kunstmest. Nederland produceerde in 2007 ongeveer 1.500 kton N. De productie vertoont een dalende tendens. Van de geproduceerde ammoniak wordt 42% omgezet in de kunstmest KAS (kalkammonsalpeter = calciumammoniumnitraat; in 2008 610 kton N), dit aandeel is in de periode 1999-2008 redelijk stabiel gebleven. Daarnaast wordt ongeveer één derde (30-32%) gebruikt voor de productie van ureum (470 kton N). Ook het productieaandeel ureum is in de periode 1999-2008 redelijk constant gebleven en varieerde tussen de 30 en 40% met in de laatste 5 jaren tussen de 30 en 32%. Er werd in Nederland in 2008 410 kton N in N-houdende producten geïmporteerd. Daarvan was 139 kton N in de vorm van N-houdende meststoffen: 39 kton AN, 80 kton KAS, en 20 kton AS. Deze meststoffen komen voornamelijk uit West-Europa, met name uit België.
- Het binnenlands gebruik van N-meststoffen bestaat voor het overgrote deel uit KAS. Ureum wordt vooral geproduceerd voor de export of toepassingen buiten de landbouw. Het gebruik van ureum in de Nederlandse landbouw is klein maar neemt naar verwachting toe.
- Een schatting van N-consumptie in de verschillende ATV-sectoren laat zien dat de helft van de totale N-consumptie in Nederland in de melkveehouderij plaatsvindt.
- In Nederland worden NP- en NPK-meststoffen geproduceerd, de productie van tripelsuperfosfaat is sinds 2006-2007 gestopt. Voor de productie van NP-meststoffen wordt ruwfosfaat ingevoerd vanuit het Midden-Oosten en Noord-Afrika (Israël, Jordanië, Syrië en Algerije). In 2008 werd er 916 kton ruwfosfaat geïmporteerd. In Nederland worden ook P-houdende meststoffen ingevoerd. Het gaat dan vooral om diammoniumfosfaat (39,3 kton in 2008) en monoammoniumfosfaat (12,8 kton in 2008). Deze meststoffen komen vooral uit Rusland, Polen en Litouwen. Door onder andere de veranderende mestwetgeving is er een dalende trend in het binnenlands gebruik van P-houdende kunstmeststoffen.
- Er worden vooral NPK- en NP-mengmeststoffen gebruikt als P-bron. Het belang van deze meststof is in de afgelopen jaren toegenomen, in 2007 werd er 28 kton P_2O_5 in NPK-mengmeststoffen gebruikt. Van andere P_2O_5-houdende meststoffen, zoals ammoniumfosfaat, werden minder dan 10 kton P_2O_5 gebruikt.
- Een schatting van P_2O_5-consumptie in de verschillende ATV-sectoren laat zien dat in 2006 een kwart van de totale P_2O_5-consumptie in Nederland in de melkveehouderij plaatsvindt. In 2007 was het aandeel gezakt tot 17%. De rest wordt onder andere in de akkerbouw en tuinbouw in de open grond geconsumeerd.
- In Nederland worden kalizouten vooral uit Duitsland geïmporteerd (in 2008 87,6 kton K_2O). Daarnaast komt een belangrijk deel uit het Verenigd Koningrijk (62 kton K_2O) en Israël (30 kton K_2O).
- Als kalimeststoffen worden vooral K-60 en NPK-mengmeststoffen gebruikt.

In Tabel 2.10 worden voor de belangrijkste kunstmeststoffen die in Nederland worden gebruikt enkele productie en gebruiksgetallen samengevat. Omdat voor 2008 niet alle gegevens bekend zijn, zijn gegevens van 2007 gebruikt.

Tabel 2.10. Overzicht van productie, import en gebruik van belangrijke kunstmeststoffen in Nederland in 2007, *1000 ton nutriënt N, P_2O_5, K_2O. Tussen haakjes de belangrijkste herkomstlanden (IFA, 2009a, 2009b, 2009c).

Meststof	productie in NL	import in NL	gebruikt in ATV- sectoren in NL
N-meststoffen			
KAS/MAS	730	86,4 (B)	183,0
ureum	520	35,6 (D, Egy, Rus)	1,0
ammoniumsulfaat	160	28,8 (B)	5,0
NPK-meststoffen (N)	85	45	28,0
DAP/MAP (N)		44,1	4,0
overige NP-meststoffen (N)	40	15	40
P-meststoffen			
NPK-meststoffen (P_2O_5)	135	45	28
DAP/MAP (P_2O_5)	0	122,5 (Lv / Rus)	7
overige NP-meststoffen (P_2O_5)	0	10	10
K-meststoffen			
KCl, kalizout	0	179,6 (D, VK, Is)	
NPK-meststoffen (K_2O)	0	45	16
kaliumsulfaat	0	15	5
K-chloride	0	140	20

Uit Tabel 2.10 blijkt dat in Nederland vooral KAS en NPK-meststoffen worden gebruikt. Daarnaast wordt er wat ‘overige NP-meststoffen’ gebruikt.

3 Emissie van broeikasgassen

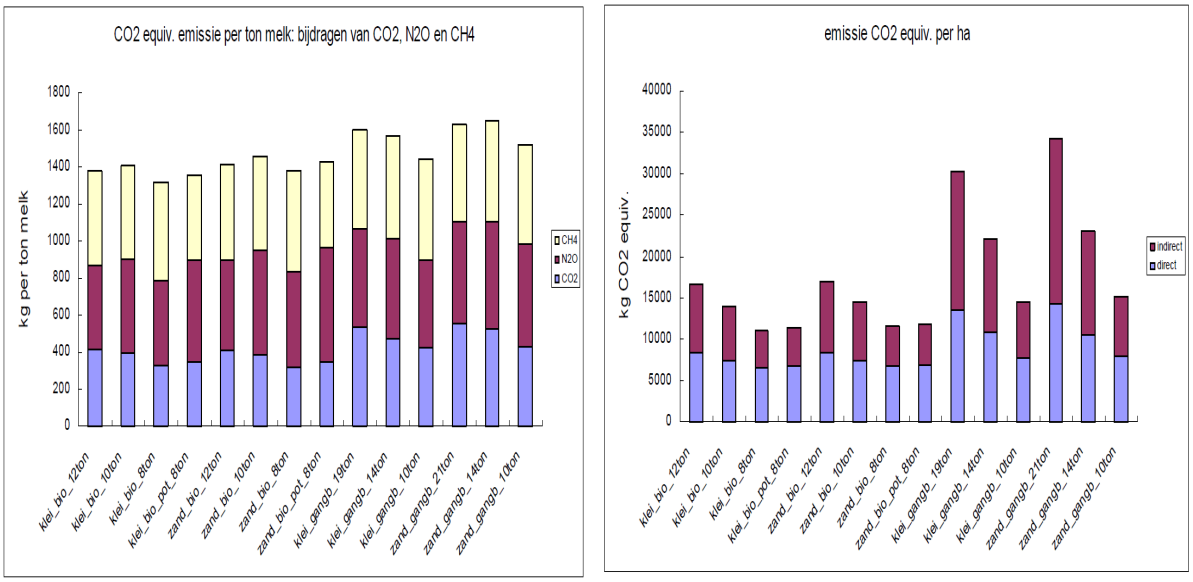
De belangrijkste broeikasgassen die bijdragen aan de opwarming van de aarde zijn kooldioxide (CO_2), methaan (CH_4) en distikstofoxide (N_2O, lachgas).
Methaan en lachgas hebben een grotere invloed op het broeikaseffect dan CO_2. Voor een goede vergelijking worden ze omgerekend naar zogenaamde CO_2-equivalenten. Voor methaangas geldt een factor 25 en voor lachgas een factor 298.

De emissie van de broeikasgassen CO_2, methaan en lachgas in Nederland bedroeg in 2008 bijna 220.000 kton CO_2-equivalenten (www.emissieregistratie.nl).

De primaire landbouwproductie levert hieraan een bijdrage van 12%. De totale agroketen levert naar schatting een bijdrage van minimaal 17%. De emissie van methaan en lachgas draagt voor 15% bij aan de hoeveelheid uitgestoten CO_2-equivalenten in Nederland. Ruim de helft van de uitstoot van lachgas en methaan komt vanuit de landbouw (Bos et al., 2007).

Landbouw speelt op een aantal terreinen een belangrijke rol in de emissie en/of opslag van broeikasgassen. Aan de ene kant legt landbouw CO_2 vast via plantaardige productie. Een deel hiervan wordt (tijdelijk) in de bodem opgeslagen of kan worden gebruikt als hernieuwbare energiebron. Aan de andere kant stoot landbouw CO_2 uit door gebruik van fossiele energie en door afbraak van organische stof in de bodem. Belangrijk zijn ook de emissies van lachgas en methaan. Lachgas komt ondermeer vrij bij de productie van kunstmeststikstof, bij de toediening van mest en bij denitrificatie van stikstofverbindingen in de bodem. Methaan komt vooral vrij in de melkveehouderij als gevolg van de pensfermentatie bij herkauwers.

De broeikasgasemissie op melkveehouderijbedrijven is gekoppeld aan het intensiteitniveau. Een intensievere bedrijfsvoering geeft een hogere broeikasgasemissie (Bos et al., 2007). In modelberekeningen laten de auteurs zien dat voor gangbare bedrijven de broeikasgasemissie in een melkveehouderijbedrijf uiteenloopt van 14.470 tot 34.160 kg CO_2-equivalenten /ha bij een productieniveau van 10 tot 21 ton melk /ha /jaar. De modelberekeningen voor gangbare bedrijven laten zien dat de gemiddelde broeikasgasemissie op deze bedrijven 1.570 kg CO_2-equivalenten /ton melk bedraagt met een berekende spreiding van 1.450-1.650 kg CO_2-equivalenten /ton melk, zie Figuur 3.1. Lachgas en methaan zijn beide voor 30-40% van de totale emissie verantwoordelijk. De CO_2-emissie is met name gekoppeld aan het energiegebruik per ton melk en deze neemt toe met een toenemende intensiteit. Bij een vergelijkbare intensiteit van 10-14 ton melk / ha /jaar vindt er volgens de modelberekeningen meer emissie plaats op zandgronden dan op kleigronden.



Figuur 3.1 Berekende broeikasgasemissie van verschillende modelbedrijven, links kg CO_2-equivalenten /ton melk en rechts kg CO_2-equivalenten /ha (Bos et al., 2007).

In Tabel 3.1 zijn de gemiddelde berekende broeikasgasemissies van de verschillende sectoren weergegeven, waarbij ook directe en indirecte emissies door het gebruik van kunstmest zijn opgenomen.

Tabel 3.1. Berekende, rekenkundig gemiddelde broeikasgasemissie voor gangbare agrarische bedrijven uit de melkveehouderij, akkerbouw op klei en tuinbouw in de open grond op zand, kg CO_2 equivalenten /ha, en berekend aandeel emissie door productie van kunstmest ten opzichte van de totale emissie, % (Bos et al., 2007).

Emissiebron	melkvee-houderij	akkerbouw op klei		opengrond tuinbouw op zand	
		kunstmest	kunstmest en dierlijke mest	kunstmest	kunstmest en dierlijke mest
totale emissie	24.394	5.942	6.558	5.900	6.017
CO_2-emissie	7.377	3.140	3.041	2.644	2.382
waarvan					
kunstmestproductie	504	613	399	716	420
CH_4-emissie	9.388				
totale N_2O-emissie	7.629	2.802	3.517	3.256	3.635
waarvan					
kunstmestproductie	715	757	596	812	494
aandeel emissie productie kunstmest	5,0	23,1	15,2	25,9	15,2

De CO_2- en N_2O-emissie in de melkveehouderij is met name gekoppeld aan de productie en het gebruik van krachtvoer. De methaanemissie wordt vooral veroorzaakt door de pensfermentatie. In de berekende totale N_2O-emissie zit ook een post verwerkt die gerelateerd is aan het gebruik van kunstmest, uitsplitsing naar kunstmestsoorten was op basis van beschikbare gegevens niet mogelijk.

De modelberekeningen voor een gangbaar akkerbouwbedrijf op klei laten zien dat door het gebruik van alleen kunstmest er een lagere emissie van broeikasgassen is dan op akkerbouwbedrijven waarbij zowel dierlijke mest (dunne varkensmest) als kunstmest wordt toegediend. Dat geldt ook voor tuinbouw in de open grond op zand (Bos et al., 2007).

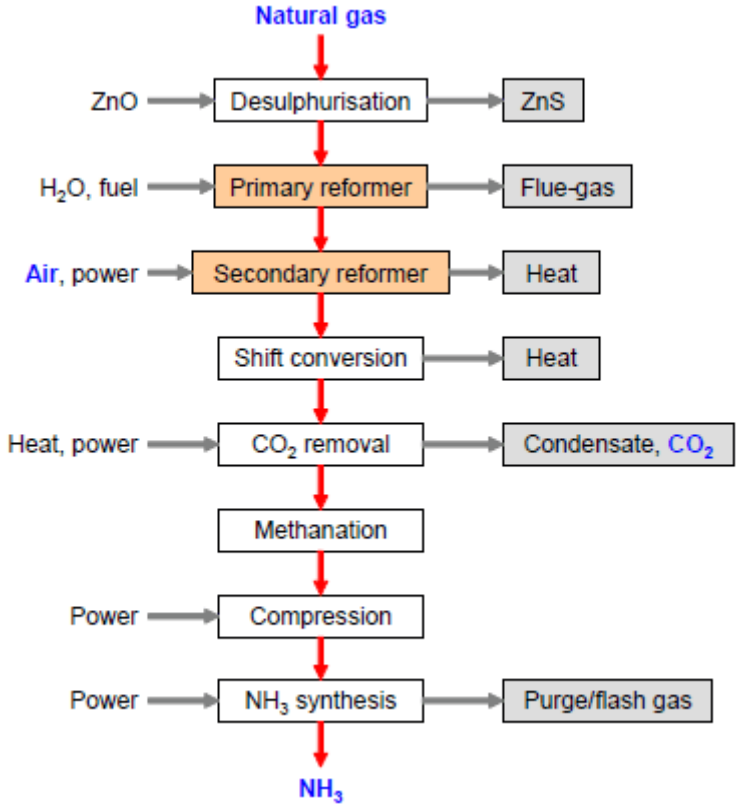
De berekende totale broeikasgasemissie in de akkerbouw en opengrondstuinbouw is ongeveer een kwart ten opzichte van de totale emissie in de melkveehouderij. Door de grootte van andere broeikasgasemissies is het aandeel emissie door kunstmestproductie in de melkveehouderij beperkt, ongeveer 5%. In de akkerbouw en opengrondstuinbouw is het emissieaandeel door de productie van kunstmest groter en ligt tussen de 15 en 25%.

In het vervolg van dit hoofdstuk wordt ingegaan op het ontstaan van broeikasgasemissie bij de productie van kunstmest (paragraaf 3.1), de broeikasgasemissie die ontstaat bij transport van kunstmest (paragraaf 3.2) en de broeikasgasemissie bij het gebruik van kunstmest (paragraaf 3.3). In paragraaf 3.4 worden de resultaten samengevat en conclusies gepresenteerd.

3.1 Emissie bij productie

3.1.1 N-meststoffen

In zijn in Nederland twee grotere fabrieken die N-meststoffen produceren: OCI (voormalig DSM) in Geleen en Yara in Sluiskil. Daarnaast worden er op kleinere schaal N-meststoffen geproduceerd bij Rosier in Sas van Gent. Alle gebruiken aardgas als grondstof, zowel voor het chemische proces alsook voor de levering van energie. Door middel van stoom wordt N uit de lucht en H uit het aardgas gebonden tot ammoniak. Bij de verbranding van aardgas komt H_2 en CO_2 vrij. Ammoniak (NH_3) is de basis van alle N-meststoffen (ureum en ammoniumnitraat). In het onderstaande processchema (Figuur 3.2) wordt globaal inzichtelijk gemaakt hoe de ammoniakproductie tot stand komt.



Figuur 3.2. NH_3-productie door conventionele technieken (EC, 2007).

Ongeveer 70% van het aardgas wordt in een fabriek gebruikt als grondstof voor het chemische proces om N uit de lucht te binden. De overige 30% van het aardgas wordt gebruikt als energieleverancier voor het verdere chemische proces.

Het ‘primary reforming’ proces vindt plaats bij een procestemperatuur van 500-600 ℃. De energie om dit proces te laten lopen is afkomstig van het verbranden van aardgas. De uitlaatgassen (“flue-gas”) bevatten naast CO_2 ook NOx, CO en warmte. Deze warmte kan worden teruggewonnen en is één van de belangrijke sleutels in de efficiëntieverbetering van het ammoniakproductieproces (Pach, 2007).

In het ‘secondary reforming’ proces wordt het laatste aardgas omgezet in de tussenproducten CO_2 en H_2. Deze productiestap vindt plaats bij een temperatuur van 950-1.000 ℃. In de volgende stappen is de procestemperatuur lager, door effectieve warmteterugwinning aan het eind van deze fase. Door en voor stoomproductie kan het proces verder worden geoptimaliseerd (Pach, 2007).

In de volgende processtappen wordt de temperatuur van het gas verder naar beneden gebracht om de stappen optimaal te laten verlopen, waarbij telkens de warmte-energie terug kan worden gewonnen om te worden ingezet. Tenslotte vindt onder hoge druk en opnieuw bij hogere temperaturen de synthese van ammoniak plaats, waarbij er een terugkoppeling in het proces zit om het proces te optimaliseren.

Ammoniakproductie is energie-intensief. Nieuwe fabrieken gebruiken omstreeks 30 GJ /ton NH_3 (low Heating Value[1]). Een fabriek met een laag energierendement gebruikt ongeveer 50 GJ /ton NH_3 (Zwiers et al., 2009). Ter vergelijking, 30 GJ ≈ 810 l ruwe olie of 5,1 vat ruwe olie. In moderne ammoniakproductielocaties wordt geen (elektrische) energie van buiten gevraagd om werktuigen te laten draaien. In de meeste gevallen wordt er vanuit de fabriek stoom of elektriciteit geproduceerd voor andere afnemers, daarmee wordt het rendement verhoogd.

De totale CO_2-emissie van fabrieken die aardgas als grondstof gebruiken bedraagt 56,1 kg CO_2 /GJ. Dat houdt in dat de CO_2-emissie voor een nieuwe fabriek ongeveer 1.683 kg CO_2 /ton NH_3 bedraagt (2.047 kg CO_2 /ton N). Een bestaande fabriek die volgens Best Beschikbare Techniek werkt, heeft een energieverbruik van 31,8 GJ /ton NH_3 en daarmee een CO_2-emissie van ongeveer 1.800 kg CO_2 /ton NH_3 (2.190 kg CO_2 /ton N).

Tabel 3.2. Energiegebruik en CO_2-emissie bij de productie van ammoniak (Lako, 2009; Zwiers et al., 2009; EC, 2007).

Type fabriek	energiegebruik GJ /ton NH_3	CO_2-emissie kg CO_2 /ton NH_3	CO_2-emissie kg CO_2 equiv. /ton N
nieuw, volgens Best Beschikbare Techniek	27,6	1.548	1.883
bestaand, volgens Best Beschikbare Techniek	31,8	1.784	2.170
bestaande EFMA-aangesloten fabrieken in Europa, gemiddeld	34,7	1.947	2.387
bestaande fabrieken in de wereld (n=66), gemiddeld	36,9	2.070	2.518
laag rendement	50	2.805	3.412
algemene ‘steam reforming’	27,6-32,7		
verbeterd conventioneel proces	29,2		
verbeterd primary reforming	28,8-34		
OCI-Agro	31,7 (potentieel na verbetering 31.4)	1.778 (1.762)	2.163 (2.144)
Yara Sluiskil	30,5 (potentieel na verbetering 30,1)	1.711 (1.689)	2.082 (2.055)

[1] In Europe the usable energy content of fuel is typically calculated using the lower heating value (LHV) of that fuel, i.e. the heat obtained by fuel combustion (oxidation), measured so that the water vapor produced remains gaseous, and is not condensed to liquid water. Using the LHV, a condensing boiler can achieve a "heating efficiency" in excess of 100% which violates the first law of thermodynamics. This is because the apparatus recovers part of the heat of vaporization, which is not included in the definition of the lower heating value of fuel. LHV komt overeen met de netto caloriewaarde (Wikipedia, 2010; Pach, 2007).

Enkele mogelijke verbeteringen in het productieproces zijn (EC, 2007):

- Verbeterd conventioneel proces door
    - voorkomen stoomdrukvermindering;
    - voorkomen overproductie stoom;
    - branders met lage NOx-uitstoot; en
    - lage energiebehoefte om CO_2 te verwijderen.
- Revitalisering van oudere fabrieken met daarbij onder andere
    - betere voorverwarming grondstoffen;
    - nieuwe turbines;
    - aanpassen van de branders;
    - betere warmtewisselaars; en
    - verbeterd onderhoud om lekkages etc te voorkomen en te repareren.
- Verbeterde katalysatoren om de synthese van ammoniak te verbeteren
- Indirecte koeling van de ammoniak synthese-reactor

Op de lange termijn is het mogelijk dat door het verbeteren van katalysatoren er geen energie meer hoeft te worden gestoken in de verwijdering van CO_2 tijdens het productieproces. Lage kosten - hoog rendement op investeringen zijn volgens een onderzoek in Canada niet meer mogelijk. Om verdere energiebesparingen te bereiken is het noodzakelijk om het procesontwerp drastisch te wijzigen (Lako, 2009).

Salpeterzuur (HNO_3) wordt gebruikt voor de productie van ammoniumnitraathoudende meststoffen. Het wordt geproduceerd uit ammoniak. De meeste fabrieken in Europa produceren met een gemiddelde potentiële lachgasemissie ongeveer 6-8 kg N_2O /ton HNO_3 (medium pressure) . Met een ander proces, het zogenaamde ‘low pressure’ proces, is een potentiële emissie van 5 kg N_2O /ton HNO_3 mogelijk (Zwiers et al., 2009).

Aan het eind van het productieproces is het mogelijk om door katalytische reactie de N_2O emissie te beperken, door secundaire of tertiaire reductietechnieken. Reductie tot 2 kg N_2O /ton HNO_3 is voor de meeste Europese fabrieken mogelijk via de secundaire reductietechniek. Nog lagere emissies zijn mogelijk door een tertiaire reductietechniek, maar implementatie ervan wordt beperkt door hoge investeringen. In het ‘low pressure process’ is het toepassen van secundaire reductietechnieken procestechnisch moeilijk. Tijdens de productie van salpeterzuur komt geen CO_2 vrij (Zwiers et al., 2009).

Best beschikbare technieken (BBT) voor de productie van salpeterzuur om emissie van lachgas te beperken zijn onder andere

- verdere optimalisatie van de oxidatiefase door verbeterde filtratie en menging van de grondstoffen, andere druk en temperatuur;
- optimalisatie van ammoniak:lucht verhouding;
- verlengde reactorkamer; en
- optimalisatie van katalytische afbraak van N_2O in de reactorkamer.

Begin 2010 heeft OCI-Agro (voormalig DSM) aangekondigd dat de emissie van lachgas is beperkt door het verder moderniseren van het productieproces (www.nutrinorm.nl). Daardoor is de lachgasemissie van OCI nu praktisch gereduceerd tot 0 kg N_2O /ton HNO_3 (persbericht DSM-agro, 24 februari 2010; persoonlijke mededeling J. Steevens, 2010).

Lachgas (N_2O) heeft een sterker effect op het opwarmen van de aarde dan CO_2. Elk broeikasgas heeft zijn eigen opwarmend effect, relatief ten opzichte van CO_2. Enkele belangrijke broeikasgassen met hun opwarmend effect of 'global warming potential' (GWP) zijn: CO_2 (1), CH_4 (25), N_2O (298). Eenzelfde hoeveelheid N_2O heeft een opwarmend vermogen dat 298 keer hoger is dan dat van CO_2.

Onderstaande Tabel 3.3 geeft een overzicht van de potentiële emissie van broeikasgassen die ontstaat bij verschillende productieprocessen van salpeterzuur. Met name het 'medium pressure' proces is een belangrijk type productieproces in Europa (Zwiers et al., 2009).

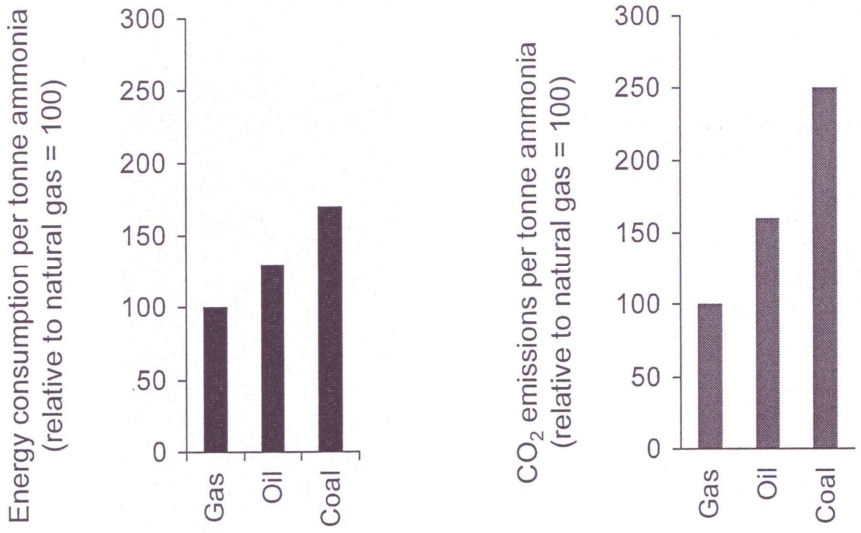
Tabel 3.3. Potentiële lachgasemissie bij verschillende productieprocessen van salpeterzuur (HNO_3), kg N_2O /ton product en omgerekende CO_2-equivalenten /ton N (Zwiers et al., 2009; persoonlijke mededeling J. Steevens, 2010).

Type proces	potentiële lachgasemissie, kg N_2O /ton HNO_3	potentiële lachgasemissie, kg CO_2-equiv. /ton N
medium pressure	6-8	8.046 – 10.728
low pressure	5	6.705
secundaire reductietechniek	2	2.682
Best Beschikbare Techniek BBT	1,85	2.481
EFMA-gemiddelde 2007	4,6	6.169
EU-BATREF split view <10% EU 1)	2,5	3.353
OCI-Agro Geleen	0	0

1) Vertegenwoordigers van de kunstmestindustrie vinden dat er nog weinig ervaring is met nieuwe technieken die de N_2O-emissie verminderen en stellen daarom een hogere norm voor.

Bij de productie van de meststoffen, zoals ammoniumnitraathoudende meststoffen, is energie nodig voor de vorming, het granuleren, prilling en drogen van het product. Dit deel van het productieproces vraagt vooral elektriciteit en stoom. De energievraag voor de productie van nitraathoudende meststoffen is minder dan 1 GJ /ton product met een CO_2-emissie van 50 kg CO_2 /ton ammoniumnitraat (35% N). Dat komt overeen met 143 kg CO_2-equivalent /ton N-AN. Als de emissie bij de productie van KAS (27% N) hetzelfde is, dan is de overeenkomstige emissie per ton N 185 kg CO_2-equivalent De energievraag voor de productie van ureum is 5 GJ /ton product met een CO_2-emissie van 30 kg CO_2 /ton ureum, of 65 kg CO_2-equivalent /ton N-ureum.

Energieverbruik en CO_2-emissie bij de productie van ammoniak neemt toe als een andere energiebron dan aardgas wordt gebruikt, zie Figuur 3.3.



Figuur 3.3. Relatieve energiebehoefte en broeikasgasemissie per ton geproduceerde ammoniak bij verschillende productieprocessen (Zwiers et al., 2009).

Productielocaties in bijvoorbeeld Oost Europa en het Verre Oosten hebben te maken met lagere efficiëntie van gebruik van grondstoffen of gebruik van andere grondstoffen. Zo is de emissie van productielocaties in Oost Europa hoger, ondanks het gebruik van aardgas, door lagere productie-efficiëntie en lagere energie-inhoud van het aardgas. Om dezelfde hoeveelheid procesenergie te krijgen moet er meer aardgas worden gebruikt waardoor de emissie toeneemt. In het Verre Oosten worden nieuwe productielocaties vooral door kolen gevoed. Dat is een inefficiënt proces met hoge emissies (persoonlijke mededeling J. Steevens, 2010).

Het Europees gemiddelde energiegebruik bij de productie van vast ammoniumnitraat is 0,7 GJ /ton product. Voor moderne productieomgevingen geldt een bereik van 0,09-0,22 GJ /ton product (EC, 2007). De elektriciteitsbehoefte bij productie van KAS-N is 10-50 kWh /ton product. Bij de productie van vast ammoniumnitraat is de elektriciteitsbehoefte 25-60 kWh /ton product voor een nieuwe installatie. De energiebehoefte bij de fabricage van KAS is gemiddeld genomen hoger vanwege het vermalen van vulstoffen (dolomitische kalk), waarvoor ongeveer 36-180 MJ /ton KAS nodig is (Zwiers et al., 2009).

De totale emissie van broeikasgassen bij een gangbare productie van nitraatmeststoffen volgens Best Beschikbare Techniek komt daarmee uit op bijna 5 ton CO_2-equivalenten /ton N, zie Tabel 3.4. Dat is duidelijk lager dan wat er gemiddeld in Europa wordt geproduceerd.

Tabel 3.4. Totale emissie van broeikasgassen bij productie van ammoniumnitraathoudende meststoffen, kg CO_2 equivalent /ton N.

Productiefase	emissie CO_2 -eq EFMA gem.	emissie CO_2-eq BBT	emissie CO_2 -eq BBT_verder	emissie CO_2 -eq OCI-Agro
ammoniakproductie	2.387	2.170	2.170	2.163
salpeterzuurproductie	6.169	2.481	571	0
meststofproductie AN	185	185	185	185
totaal	8.741	4.836	2.926	2.348

In Tabel 3.4 is er van uit gegaan dat de mogelijkheden om N_2O-emissie tijdens de productie van salpeterzuur te beperken door gebruik van Best Beschikbare Technieken (BBT) optimaal worden ingezet. In de Westeuropese productie worden al verdergaande maatregelen genomen om de emissie van lachgas te beperken. Reducties tot 78% van BBT worden gemiddeld genomen in West-Europa bereikt (persoonlijke mededeling J. Steevens, 2010). Dit komt tot uitdrukking in “BBT_verder”. Vanwege de opzet van de OCI-Agro productielocatie in Geleen bleek het mogelijk te zijn om het proces dusdanig aan te passen dat er praktisch geen lachgas meer wordt geëmitteerd (‘OCI-Agro’). Daardoor neemt de totale emissie van CO_2-equivalenten met ongeveer 50% af ten opzichte van de BBT.

De productielocatie van Yara in Sluiskil heeft een gemiddelde emissie van 2.600 kg CO_2 equivalent /ton N (Yara, 2010). Sluiskil heeft de laagste emissie van de 6 Yara productielocaties waarvoor een carbon footprint voor ammoniummeststoffen door Yara is berekend (2,9-3,6 t CO_2 equivalent /ton N). Daarmee ligt de broeikasemissie van Yara Sluiskil tussen “BBT_verder” en de berekende emissie van OCI-Agro in. Beide Nederlandse productielocaties lijken ten opzichte van andere productielocaties lage broeikasgasemissies te hebben.

De hoeveelheid emissie bij BBT komt goed overeen met een berekende broeikasgasemissie van 4,5 ton CO_2 equivalent /ton N zoals berekend door Jenssen & Kongshaug (2003). Deze auteurs berekenen een emissie van 2 ton CO_2 equivalent /ton N bij de productie van ammoniak en 2,5 ton CO_2 equivalent /ton N bij de productie van salpeterzuur. Dekker et al. (2009) berekenen een CO_2-emissie bij productie van 2.967 kg CO_2-euquivalent /ton N, dat komt goed overeen met “BBT_verder”.

In een latere studie hebben Brentrup & Pallière (2009) de emissie van broeikasgassen door verschillende kunstmesten berekend, zie Tabel 3.5 A en B. Zij zijn daarbij uitgegaan van de productie en het landbouwkundig gebruik van kunstmest; het transport is niet inbegrepen in de berekeningen.

Tabel 3.5. Berekende broeikasgasemissie bij productie, en gebruik van enkele kunstmeststoffen, kg CO_2-equivalent /kg product (Tabel A) en kg CO_2-equivalent /kg nutriënt (Tabel B) (Brentrup & Pallière, 2009; persoonlijke mededeling J Steevens 2010).

A

Meststof	techniek	productie				bemesting					totaal
		CO_2	N_2O	overig	totaal	CO_2		N_2O			
						hydrolyse	be-kalking	direct	In-direct	totaal	
KAS	EU gem.	0,66	0,97	0,04	1,68		0,1	0,86	0,30	1,26	2,94
	BBT	0,50	0,22	0,03	0,75		0,1	0,86	0,30	1,26	2,01
	OCI-Agro	0,50	0,0	0,03	0,53		0,1	0,86	0,30	1,26	1,79
NPK 15-15-15	EU gem.	0,56	0,47	0,03	1,06		0,12	0,56	0,17	0,84	1,90
ureum	EU gem.	0,64		0,08	0,73	0,73	0,36	2,35	0,84	4,29	5,02
	BBT	0,45		0,07	0,52	0,73	0,36	2,35	0,84	4,29	4,81
ammonium-nitraat	EU gem.	0,82	1,29	0,05	2,17			1,3	0,39	1,97	4,14
	BBT	0,62	0,29	0,04	0,96			1,3	0,39	1,97	2,93
ammonium-fosfaat	EU gem.	0,67		0,03	0,70		0,12	0,56	0,17	0,84	1,99
TSP	EU gem.	0,34		0,01	0,35		0,01			0,01	0,36
K-60	EU gem.	0,29		0,01	0,30		0				0,30

B

Meststof	techniek	productie totaal			bemesting totaal			totaal		
		N	P_2O_5	K_2O	N	P_2O_5	K_2O	N	P_2O_5	K_2O
KAS	EU gem.	6,34			4,75			11,09		
	BBT	2,83			4,75			7,58		
	OCI-Agro	2,00			4,75			6,75		
NPK 15-15-15	EU gem.	7,07	7,07	7,07	5,60	5,60	5,60	12,67	12,67	12,67
ureum	EU gem.	1,59			9,33			10.91		
	BBT	1,13			9,33			10.46		
ammonium-nitraat	EU gem.	6,2			5,63			11,83		
	BBT	2,74			5,63			8,37		
ammonium-fosfaat	EU gem.	3,89	1,52		7,17	2,80		11,06	4,33	
TSP	EU gem.		0,73			0,02			0,75	
K-60	EU gem.			0,50						0,50

Vergelijking van Tabel 3.4 met Tabel 3.5B leert dat de berekening voor Best Beschikbare Technieken (BBT) voor KAS Tabel 3.5 B redelijk goed overeen komt met de 'BBT_verder' berekening uit Tabel 3.4; respectievelijk 2,83 en 2,93 kg CO_2-equivalenten /kg N (2.926 kg CO_2-equivalenten /ton N). Met 6,34 kg CO_2-equivalent /kg N ligt het gemiddelde in Europa lager dan wat Zwiers et al. (2009) rapporteren voor de EFMA-leden. De reductie van broeikasemissie door OCI-Agro komt ook in deze tabel tot uiting, zij het dat de berekende winst ten opzicht van BBT minder groot is.

De berekeningen van Brentrup & Pallière (2009) in Tabel 3.5 geven een indicatie van het aandeel emissie als gevolg van bemesting ten opzichte van de emissie tijdens productie. Ook is een indicatie van de mogelijke winst door procesverbetering te geven.

Tabel 3.6. Berekende aandelen broeikasgasemissies door productie en bemesting van verschillende soorten kunstmest en mogelijke winst door procesverbetering ten opzichte van de Europees gemiddelde emissie bij productie, % (Brentrup & Pallière, 2009).

Meststof	techniek	aandeel emissie productie	aandeel emissie bemesting	winst door procesverbetering
KAS	Eu gem.	0,57	0,43	
	BBT	0,37	0,63	35
	OCI	0,30	0,70	48 / 21*
NPK 15-15-15	Eu gem.	0,56	0,44	
ureum	Eu gem.	0,15	0,85	
	BBT	0,11	0,89	26
ammoniumnitraat	Eu gem.	0,52	0,48	
	BBT	0,33	0,67	37
ammoniumfosfaat	Eu gem.	0,36	0,64	
TSP	Eu gem.	0,97	0,03	
K-60	Eu gem.	1,0	0	

*: eerste getal winst ten opzichte van EU gemiddeld, tweede getal ten opzichte van BBT.

Tussen het EU-gemiddelde en BBT zit een verschil. Dat komt doordat niet in alle productielocaties in de EU de Best Beschikbare Techniek wordt toegepast.

De berekende emissiewaarden voor ammoniumnitraat en ureum uit Tabel 3.6 komen goed overeen met de waarden die Zwiers et al. (2009) voor deze meststoffen presenteren. Zwiers et al. (2009) komen op aandelen voor ammoniumnitraat van 0,40 voor productie en 0,60 voor bemesting. Voor ureum komen de auteurs op 0,13 voor productie en 0,87 voor bemesting.

Tabel 3.6 laat verder zien dat voor KAS die in Nederland wordt geproduceerd volgens BBT of OCI-Agro de reductie in broeikasgasemissie met name gehaald zal moeten worden door het beperken van de emissie na bemesting. Desalniettemin kunnen procesverbeteringen een belangrijk aandeel leveren aan de beperking van lachgasemissie.

Vergelijking van Tabel 3.1 met Tabel 3.5 is niet mogelijk omdat de tabellen qua schaalniveau verschillen. Tabel 3.5 geldt voor gemiddelde omstandigheden in West Europa terwijl Tabel 3.1 uitgaat van specifieke Nederlandse bedrijfsomstandigheden. Vergelijking van de tabellen is ook moeilijk omdat

in Tabel 3.5 wordt uitgegaan van emissie door verschillende soorten kunstmest, terwijl Tabel 3.1 uitgaat van verschillende typen bedrijven waarop verschillende soorten kunstmest worden toegepast. In het rapport van Bos et al. (2007) wordt niet expliciet in gegaan op de broeikasgasemissie van verschillende soorten kunstmest.

3.1.2 P-meststoffen

De productie van P-meststoffen in Nederland begint met het vermalen van ruwfosfaat, die wordt ingevoerd uit Algerije, Israël, Jordanië en Syrië. Het energieverbruik voor het vermalen van de grondstoffen is ongeveer 15-18 kWh per ton ruwfosfaat (EC, 2007). Er is ongeveer 5 ton P-erts nodig om 1 ton verhandelbaar ruwfosfaat te maken (met 32% P_2O_5 en 50% CaO). Het energiegebruik bij de mijnbouw van P-erts is afhankelijk van het type erts. Gemiddeld energiegebruik wordt geschat op 2,8 GJ /ton P_2O_5, terwijl 0,3 GJ /ton P_2O_5 mogelijk lijkt te zijn (Jenssen & Kongshaug, 2003). Als in deze energiebehoefte door aardgas zou zijn voorzien (74,3 kg CO_2 /GJ) dan betekent dit een emissie van 208 kg CO_2 /ton P_2O_5 voor een gemiddelde situatie tot 22 kg CO_2 /ton P_2O_5 voor energiezuinige situaties.

Jaarlijks wordt er 1 miljoen ton grondstoffen aangevoerd naar de fabriek van ICL Fertilizers in Amsterdam. Het transport gebeurt met bulkcarriers van 10.000 tot 50.000 ton. (Schuttevaer, 09-06-2008). Daarvan komt er 163 kton ruwfosfaat uit Israël (zie Tabel 2.3), een vaarafstand van globaal 7000 km. Uitgaande van een gemiddeld laadvermogen van een bulkcarrier van 30.000 ton betekent dit dat er jaarlijks 6 ladingen worden getransporteerd tussen Israël en Nederland. Rekening houdend met een enkele reis van 7.000 km houdt dit in dat er jaarlijks 42.000 km wordt gevaren met gemiddeld 30.000 ton; dat is 1.260 miljoen tonkm. Het overige geïmporteerde ruwfosfaat komt uit Algerije (266 kton), Jordanië (300 kton) en Syrië (187 kton). Voor Jordanië en Syrië kunnen grofweg dezelfde afstanden worden aangenomen als voor Israël. Voor Algerije kan een afstand worden aangenomen van 4.000 km. Dat betekent dat er in totaal 6.960 miljoen tonkm wordt gemaakt om het ruwfosfaat naar Amsterdam te brengen. Met een emissie van 0,015 kg CO_2 /tonkm voor bulktransport over zee (Den Boer et al., 2010) is dit een emissie van 104 kton CO_2 /jaar.

Voor de productie van fosfaatmeststoffen is zwavelzuur en fosforzuur nodig. Bij de productie van zwavelzuur komt energie vrij, voor de productie van fosforzuur is energie nodig. In een efficiënt productieproces van fosforzuur (54% P_2O_5) kan er ook netto energie vrij komen. Jenssen & Kongshaug (2003) schatten dat er gemiddeld in Europa 1,5 GJ /ton P_2O_5 nodig is voor de productie van fosforzuur (75,5 kg CO_2 /ton P_2O_5) terwijl er door gebruik van BBT-technieken 13,8 GJ /ton P_2O_5 kan vrijkomen (Jenssen & Kongshaug, 2003).

Resultaten van berekeningen van Jenssen & Kongshaug geven de in Tabel 3.7 genoemde energiebehoefte voor verschillende ammoniumfosfaatmeststoffen, tripelsuperfosfaat en superfosfaat.

Tabel 3.7. Totale energiebehoefte voor de productie van enkele fosfaatmeststoffen, GJ /ton P_2O_5 (Jenssen & Kongshaug, 2003).

Meststof	oude technieken	gemiddeld in Europa	Best beschikbare techniek
ammoniumhoudende meststoffen	7,1	1,4	-14,1*
MAP/DAP/AP			
tripelsuperfosfaat	8,8	5,3	-6,1*
superfosfaat	5,0	1,5	-3,8*

* komt netto energie vrij

Best beschikbare techniek van bestaande installaties voor de productie van fosforzuur is het bereiken van P_2O_5-efficiënties van 94-98,5%, door bijvoorbeeld een verlenging van de verblijftijd, het herkristalisatieproces, opnieuw vermalen, andere keuze van ruwfosfaat. Nieuwe installaties kunnen een P_2O_5-efficiëntie hebben van 98% of hoger (EU, 2007).

Verondersteld dat een productielocatie met aardgas als energiebron opereert (emissie 56 kg CO_2 /GJ), dan kan de volgende emissie worden berekend, zie Tabel 3.8.

Tabel 3.8. Berekende emissie van CO_2 voor de productie van enkele fosfaatmeststoffen, kg CO_2 /ton P_2O_5 (Jenssen & Kongshaug, 2003.)

Meststof	oude technieken	gemiddeld in Europa	best beschikbare techniek
ammoniumhoudende meststoffen	398	78	-790*
MAP/DAP/AP			
tripelsuperfosfaat	493	297	-342*
superfosfaat	280	84	-213*

* theoretisch mogelijke besparing van CO_2 door gebruik vrijkomende energie.

In Nederland wordt in het productieproces aardgas verbruikt, met name bij de stoomproductie en drogen van het product. Bij de productie komt CO_2 en methaan vrij (ICL, 2009). In Tabel 3.9 wordt voor de productielocatie in Amsterdam de totale CO_2-emissie over de jaren 2005-2008 weergegeven.

Tabel 3.9. Totale emissie van broeikasgassen vanuit de ICL-productielocatie in Amsterdam, ton CO_2-equivalenten /jaar (ICL, 2009).

Jaar	stof		
	CO_2	CH_4*	totaal CO_2-equivalenten
2004	12.100	19,6	12.120
2005	11.500	19,1	11.519
2006	12.100	20,0	12.120
2007	12.700	20,2	12.720
2008	11.700	19,1	11.719

* CO_2 equivalent is 23

Duidelijk is te zien dat de emissie van broeikasgassen hoofdzakelijk bestaat uit CO_2-emissie. Dat beeld

wordt bevestigd door de berekeningen van Brentrup & Pallière (2009), zie Tabel 3.5.

In Tabel 3.10 is een schatting gemaakt van de broeikasgasemissie die ontstaat tijdens de productie van P-houdende meststoffen.

Tabel 3.10. Geschatte emissie van broeikasgassen (kton CO_2 –equivalenten /jaar) bij de productie van P-houdende meststoffen in Nederland en aandeel productieactiviteit ten opzichte van totaal emissie productie, -.

Activiteit	emissiefactor	hoeveelheid	emissie	aandeel totaal, -
mijnbouw	208 kg CO_2 –equiv. /ton P_2O_5	219 kton P_2O_5 (Tabel 2.3)	45,6	0,28
transport	0,015 kg CO_2 /tonkm	6.960 miljoen tonkm	104,0	0,64
bewerking		12,72 kton (Tabel 3.9)	12,72	0,08
totaal			163,0	
productie in Nederland		130 kton P_2O_5	1,3 ton CO_2 /ton P_2O_5	

De schattingen van Tabel 3.10 laten zien dat verreweg de meeste emissie ontstaat tijdens de winning en het transport van ruwfosfaat. De emissie van broeikasgassen tijdens de bewerking van de ruwfosfaat heeft een bescheiden bijdrage in het totaal. In deze schatting is voor de eenvoud verondersteld dat alle emissie van de ICL-locatie kan worden toegerekend aan fosfaat. In de ICL-locatie in Amsterdam worden ook K-houdende meststoffen be- en verwerkt. De bovenstaande waarde komt redelijk overeen met de waarde die Brentrup & Pallière (2009) hebben berekend, zie Tabel 3.5.

Jenssen & Kongshaug (2003) berekenen dat de emissie van een gemiddelde Europese productielocatie voor tripelsuperfosfaat 0,17 ton CO_2-equivalent /ton P_2O_5 bedraagt. De ICL-locatie in Amsterdam heeft een emissiefactor van 0,1 ton CO_2-equivalent /ton P_2O_5, onder aanname dat alle CO_2 toegerekend kan worden aan de fosfaatproductie. Dekker et al. (2007) komen voor TSP tot een berekende emissie van 524 kg CO_2 /ton P_2O_5. (241 kg CO_2 /ton product.).

3.1.3 Kalimeststoffen

De meeste kalimeststoffen die in Nederland worden gebruikt, zoals K-60, worden geproduceerd uit grondstoffen die door mijnbouw worden gewonnen. Jenssen & Kongshaug (2003) schatten dat voor de productie van K-60 het gemiddelde energieverbruik in Europa ongeveer 5,0 GJ /ton K_2O is. Waar de kwaliteit van de grondstof voor de productie van K-60 zeer hoog is kan het energieverbruik dalen tot 2,5 GJ /ton K_2O. De auteurs berekenen een totale broeikasgasemissie van een moderne productiefaciliteit van 0,16 ton CO_2 equivalent /ton K_2O.

ICL-Fertilizers heeft een “product carbon footprint certification letter” laten opstellen (persoonlijke mededeling A. Zanelli, 2010). In dit assessment is de CO_2-equivalent emissie van een aantal producten via modelberekeningen vastgesteld. Voor een aantal K-producten is in Tabel 3.11 weergegeven wat de CO_2-emissie is. Daarbij is onderscheid gemaakt naar ‘af fabriekspoort’ en levering aan een havenkade in het Verenigd Koninkrijk (VK).

Tabel 3.11. Berekende “carbon footprint “ van een aantal ICL-kaliproducten (pers. mededeling A. Zanelli, 2010).

Product	chemische formule en gehalte	emissie per product kg CO_2-equiv. /ton prod.	emissie per nutriënt kg CO_2-equiv. /ton K_2O
kalizout, fabriekspoort	KCl, 61% K_2O	95	158
kalizout , haven VK	KCl, 61% K_2O	160	267
kalizout, gegranuleerd	KCl, 61% K_2O	160	267
kalizout gegranuleerd, haven VK	KCl, 61% K_2O	240	400
monokalifosfaat	KH_2PO_4, 52% P_2O_5 , 34% K_2O	1.598	4.700
monokalifosfaat, haven VK	KH_2PO_4, 52% P_2O_5 , 34% K_2O	1.626	4.782

De berekende ‘carbon footprint’ voor kalizout komt goed overeen met de emissie die Jenssen & Kongshaug (2003) berekenen. De uitgangswaarde van Dekker et al. (2009) voor K-60 ligt met 580 kg CO_2 /ton K_2O (348 kg CO_2 /ton product) duidelijk hoger.

Bij zowel K als P wordt ten opzichte van N relatief weinig energie gebruikt en daardoor is de emissie beperkt. Tabel 3.11 maakt duidelijk dat zodra een samenstellende bewerking wordt toegepast, de emissie sterk toeneemt. Omdat de nutriëntgehalten lager zijn, neemt de emissie per eenheid nutriënt sterk toe. Dat is ook te zien in Tabel 3.5 A en B, waar de emissie van NPK 15-15-15 door de relatief lage gehalten per eenheid nutriënt hoog uitkomt.

Kaliumsulfaat wordt meestal gemaakt door K-60 te laten reageren met zwavelzuur. Bij de productie van zwavelzuur komt er wamte-energie vrij. Een gemiddeld productieproces van kaliumsulfaat in Europa heeft volgens Jenssen & Kongshaug (2003) een energiebehoefte van ongeveer 1,4 GJ /ton kaliumsulfaat. Dat komt overeen met een energiebehoefte van ongeveer 2,8 GJ /ton K_2O. Bij een efficiënt modern productieproces, waarbij de warmte-energie die tijdens de zwavelzuurproductie vrij komt kan worden gebruikt, komt ongeveer 0,7 GJ /ton kaliumsulfaat vrij. Dat is gelijk aan 1,4 GJ /ton K_2O. Als de vrijkomende energie goed kan worden gebruikt, bespaart een modern productieproces ongeveer 0,04 ton CO_2 equivalent /ton K_2O.

3.2 Emissie bij transport van kunstmest van productielocatie naar gebruiker

Vanaf de productielocaties gaat de kunstmest de logistieke keten in. Belangrijke afnemers zijn landbouwcoöperaties en de kunstmestgroothandel. Het grootste deel van het transport van productie naar groothandel wordt uitgevoerd per binnenvaartschip. Triferto, groothandel in meststoffen, ontvangt naar schatting 90% van de kunstmest via de binnenvaart (persoonlijke mededeling L. Hagting , 2010).

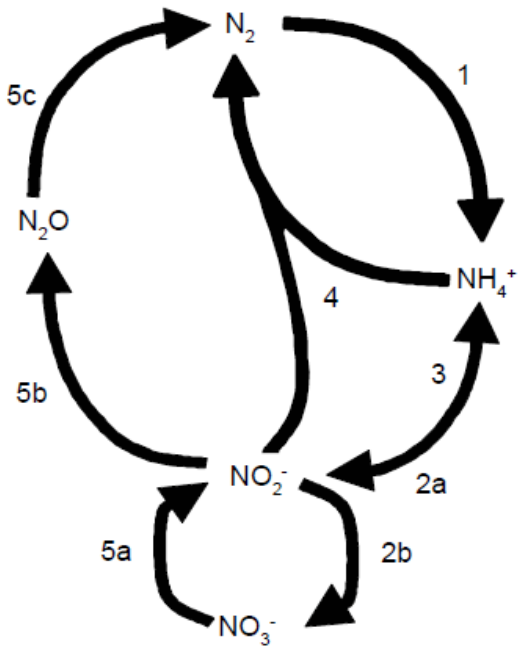
Van de fosfaatmeststoffen die in Amsterdam worden geproduceerd, wordt ongeveer de helft (500.000 ton) door de binnenscheepvaart in schepen van 300-3.000 ton vervoerd (Schuttevaer, 2008). Een klein deel (minder dan 5% van totaal) wordt per vrachtauto vervoerd.
Dekker et al. (2009) gaan uit van een transportafstand van 150 km voor het transport van (groot)handel naar boer. De Vries (2006) neemt een gemiddelde transportafstand van 100 km aan.

Den Boer et al. (2010) rekent voor de emissie van het broeikasgas CO_2 door binnenscheepvaart 58 g CO_2 /tonkm. Voor transport met een vrachtauto van meer dan 20 ton kan met een CO_2-emissie van 110 g CO_2 /tonkm worden gerekend.

Dekker et al. (2009) berekenen een CO_2-emissie van 5,0 kg CO_2 /ton kunstmest van productielocatie naar eindgebruiker. In deze studie wordt deze emissie overgenomen omdat dit getal het geheel van de transportketen omvat: van productielocatie tot met de eindgebruiker, de agrarisch ondernemer.

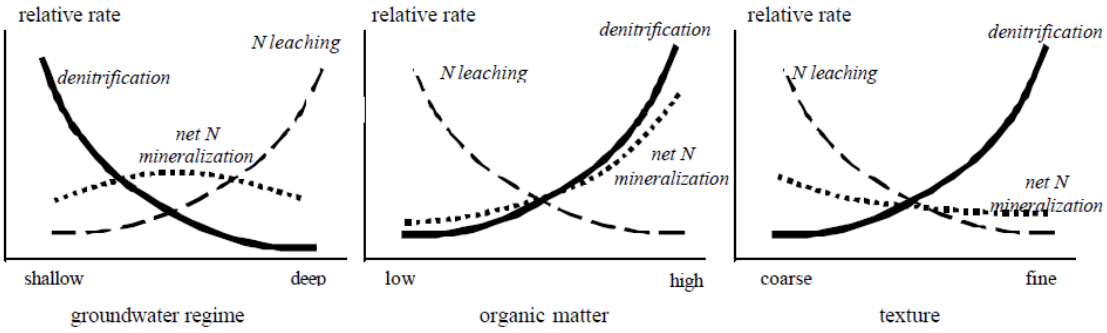
3.3 Emissie bij gebruik van kunstmest in de landbouw

Er is veel literatuur beschikbaar over de emissie van broeikasgassen als gevolg van bemesting. In onderstaande Figuur 3.4 wordt schematisch een aantal mogelijke processen van stikstof in de bodem weergegeven waarbij lachgas kan ontstaan.



Figuur 3.4. Schematische weergave van de microbiële stikstofcyclus in de bodem. 1: N-fixatie, 2: nitrificatie (2 stappen: 2a: ammonium oxidatie; 2b: nitriet oxidatie); 2a+5b en 5c denitrificatie door nitrificerende bacteriën; 5a+3 nitraat reductie naar ammonium door dissimilatie; 4: anaerobe ammonium oxidatie; 5: denitrificatie (Van den Heuvel, 2010).

De heersende vochttoestand, de hoeveelheid organische stof en het bodemtype hebben, naast het weer, een grote invloed op het ontstaan van lachgas tijdens omzettingprocessen van N in de bodem. Vooral tijdens het denitrificatieproces kan onder ongunstige omstandigheden emissie van lachgas optreden. Figuur 3.5 laat schematisch zien welke invloed de drie factoren hebben op de denitrificatie en daarmee op de potentiële emissie van lachgas.



Figuur 3.5. Schematische weergave van het effect van vochtstatus (hier weergegeven als grondwaterregime, links), de hoeveelheid organische stof (midden) en de textuur (rechts) op de relatieve snelheid van denitrificatie in de bodem en daarmee op de potentiële emissie van lachgas (Velthof et al., 2001).

De nauwkeurigheid waarmee broeikasgasemissie kan worden bepaald wordt gecompliceerd door de grote variabiliteit in ruimte en tijd (Grant & Pattey, 2003, Van den Heuvel, 2010). De ruimtelijke variabiliteit voor lachgasemissie kent een variatie van 30 tot 100% op een ruimtelijke schaal van enkele meters in een zelfde veld. De variabiliteit in tijd is ook groot met variatiecoëfficiënten van meer dan 150% (Grant & Pattey, 2003). Van den Heuvel (2010) laat zien dat op kleine schaal grote verschillen in lachgasemissie kunnen optreden, zogenaamde lokale hotspots. Deze lokale hotspots ontstaan als gevolg van een verschil in pH en de capaciteit voor denitrificatie. De denitrificatie wordt veroorzaakt door organische stof, de aanwezigheid van nitraat, een hoog vochtgehalte en denitrificerende bacteriën. In experimenten werd aangetoond dat de netto emissie van lachgas vooral het gevolg is van een onbalans tussen denitrificatie en reductie van lachgas (zie stap 5b respectievelijk 5c in Figuur 3.4). In experimenten werd aangetoond dat de lachgasproductie maximaal is bij een pH beneden 5, vooral de reductie van lachgas treedt dan niet op (stap 5c). Als de snelheid van denitrificatie, waarbij lachgas als tussenproduct wordt gevormd, laag is, zal ook de lachgasproductie laag zijn. Maar als de snelheid van denitrificatie hoog is zal bij een lage pH lachgas niet worden gereduceerd tot N_2 en zal lachgas worden geëmitteerd. Van den Heuvel verwacht dat in alle ecosystemen (dus ook landbouwgronden) waar deze factoren samenkomen lachgas ontstaat.

In een literatuurstudie geeft Van Dijk (2007) een overzicht van de beschikbare literatuur over kunstmestgebruik en lachgasemissie. In Tabel 3.12 zijn enkele gegevens samengevat.

Tabel 3.12. Emissie van lachgas bij gebruik van kunstmest (Van Dijk, 2007).

Land	bron	grondsoort	gewas	emissie, % van N-bemesting
Nederland	Velthof, 1997	zand + klei	gras	1,0
		veen	gras	3,0
	Velthof et al., 2000	alle		1,25*
	Van Groeningen, 2004	zand	snijmaïs	0,08
		klei	snijmaïs	1,18
	Velthof, 2003	zand	-**	2,1-4,0
Denemarken	Petersen, 1999		zomergerst	0,14-0.64
Canada	Rochette, 2000	leem	snijmaïs	0,63

* opgenomen in ROB

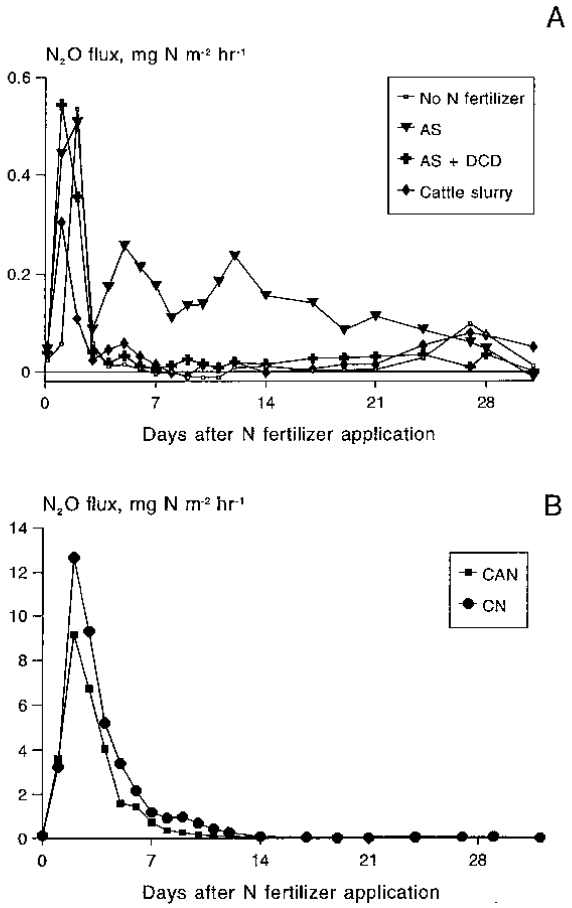
** incubatieproef

Uit een overzichtstabel, die Velthof et al. (2000) presenteren, is te concluderen dat nitraatmeststoffen een iets hogere kans op lachgasemissie hebben dan ammoniummeststoffen, zie Tabel 3.13.

Tabel 3.13. Gemiddelde emissie van lachgas door verschillende typen kunstmest (Velthof et al., 2000).

Meststoftype	emissie, % van meststof-N
vloeibare ammoniak	1,8
ammoniumnitraat	0,3
ammonium meststof	0,1
ureum	0,2
nitraat	0,2

In een aantal veldexperimenten op grasland is het effect van verschillende soorten kunstmest op de lachgasproductie onderzocht (Velthof et al., 2007). De metingen laten zien dat de meeste emissie van lachgas ontstaat in de eerste week na toediening, als het gehalte minerale N in de bodem het hoogst is, zie Figuur 3.6.



Figuur 3.6. Beloop lachgasemissie na toediening van kunstmest op grasland (Velthof et al., 1997).

Gedurende relatief koude en droge voorjaarsomstandigheden (bodemtemperatuur gemiddeld 6,0 ℃, regenval 13 mm) is de lachgasemissie van zowel ammoniumhoudende als nitraathoudende meststoffen laag; dat wil zeggen minder dan 0,1 % van de toegediende N. Onder natte voorjaarsomstandigheden bleken nitraathoudende meststoffen meer emissie van lachgas te veroorzaken dan meststoffen die ook ammonium bevatten, zoals KAS (KAS bevat zowel nitraat als ammonium in ongeveer gelijke aandelen). De gemeten emissies waren wel hoog: voor KAS 5,2-8,3 % van toegediende N, voor calciumnitraat 5,2-12,0% van toegediende N. Voor ammoniumsulfaat was lachgasemissie 0,2-1,0 % van toegediende N. Uit deze resultaten concludeerden Velthof & Oenema (1995) dat denitrificatie van nitraat tot lachgas de grootste bron van lachgasemissie was. Onder koude en natte voorjaarsomstandigheden verloopt de nitrificatie van ammonium naar nitraat langzaam, waardoor de denitrificatie ook minder kan optreden. Toevoeging van een nitrificatieremmer aan ammoniumsulfaat beperkte de lachgasemissie verder omdat daarmee de omzetting van ammonium naar nitraat werd stopgezet. De veldexperimenten lieten zien dat in koude, natte voorjaren het gebruik van een ammoniummeststof een groter effect had op de beperking van de lachgasemissie dan de toevoeging van een nitrificatieremmer (Velthof et al., 1997).

Ook in een veldexperiment werd aangetoond dat de emissie van lachgas toeneemt als de N-bemesting toeneemt, doordat zowel de emissieflux als de duur van de emissie toeneemt (Velthof & Oenema, 1995). De resultaten wijzen uit dat één grote N-gift een veel grotere lachgasemissie geeft dan vele kleinere giften waarmee in totaal dezelfde hoeveelheid N werd gegeven. De emissieverschillen kunnen oplopen van 1,2% van de toegediende N bij 100 kg N /ha tot 3,1% van de toegediende N bij 300 kg N

/ha. Dat betekent een emissie van 1,69 kg lachgas /ha bij 100 kg N /ha en 14,6 kg lachgas /ha bij 300 kg N /ha. Het verschil tussen beide giften loopt daarmee op tot bijna 3,8 ton CO_2-equivalent /ha. Ook Grant & Pattey (2003) meten een grotere emissie bij hogere N-giften op grasland: bij 99 kg N /ha een emissie van 1,2% N_2O-N en bij 155 kg N /ha een gemeten emissie van 1,4% N_2O-N.

Tabel 3.14. Lachgasemissie als gevolg van verschillend type N-kunstmest, % van minerale N toegediend via kunstmest (Velthof & Oenema, 1995).

Type meststof/ N-bron	experiment 1, kleigrond	experiment 2, zandgrond	experiment 3, zandgrond
KAS	< 0,1	5,2	8,3
calciumnitraat	< 0,1	5,2	12,0
ammoniumsulfaat	< 0,1	0,2	1,0
ammoniumsulfaat met nitrificatieremmer		< 0,1	0,1
ureum	< 0,1	< 0,1	0,7
periode,	maart	maart-april	juni-juli
regenval (mm) en	13	42	68
temperatuur (℃)	6,0	8,2	16,0

Velthof & Oenema (1995) vinden in deze veldexperimenten geen hogere lachgasemissie door het gebruik van ureum. Voor KAS wordt een lachgasemissie gemeten tot 8,3% van de N-gift, terwijl voor ureum de gemeten emissie tot 0,7% van de N-gift bedraagt, zie Tabel 3.14. De auteurs verklaren de lage lachgasemissie uit ureum door koude bodemomstandigheden in experiment 1 en de zeer natte omstandigheden in de experimenten 2 en 3. Normaalgesproken stijgt de bodem-pH bij de omzetting van ureum. Een pH-stijging bevordert de lachgasemissie. Door de koude en natte omstandigheden is omzetting van ureum en daarmee de pH-stijging uitgebleven en is als gevolg daarvan de lachgasemissie beperkt. Dat wordt bevestigd door literatuuronderzoek van Bussink et al. (2002), waarin wordt opgemerkt dat de werking van ureum ten opzichte van KAS wisselend kan zijn door de weersomstandigheden. In nattere voorjaren is er minder kans op emissie.

Velthof & Oenema (1995) merken op dat op praktijkpercelen zowel kunstmest als dierlijke mest wordt toegediend. Omdat de denitrificatiesnelheid wordt beïnvloed door de hoeveelheid beschikbare koolstof in organische stof is het mogelijk dat de gemakkelijk afbreekbare organische stof uit dierlijke mest de lachgasemissie van kunstmest kan bevorderen.

In een aanvullend potexperiment, gericht op de invloed van de ontwateringsdiepte van een kleigrond, hebben Velthof & Oenema (1995) laten zien dat de emissie van lachgas toeneemt als de ontwateringsdiepte afneemt van 30 naar 15 cm beneden maaiveld in combinatie met het type meststof, zie Tabel 3.15. De metingen laten zien dat ook bij geringe ontwateringsdiepte (zoals in het voorjaar) het toepassen van ammoniumhoudende meststoffen bijdraagt aan het beperken van de lachgasemissie.

Tabel 3.15. Emissie van lachgas door verschillende typen kunstmest bij verschillende ontwateringsdiepte in een potexperiment (Velthof & Oenema, 1995).

Meststof	ontwateringsdiepte, cm	duur van emissie, dagen	totale emissie lachgas kg N /ha	% van N-gift
controle	15	-	0,35	
	30		0,17	
ammoniumsulfaat	15	21	1,09	0,9
	30	48	1,30	1,4
calciumnitraat	15	11	9,39	11,3
	30	40	5,03	6,1

Van Beek et al. (2010) vinden in veldmetingen op veengronden juist dat een hogere grondwaterstand een verlagend effect heeft op de lachgasemissie. De lachgasemissie daalde van bijna 30 kg N_2O-N /ha /jaar bij een grondwaterstand van gemiddeld 55 cm onder maaiveld tot 12 kg N_2O-N /ha /jaar bij een grondwaterstand van gemiddeld 40 cm onder maaiveld. Dit wordt door de auteurs verklaard door de lage hoeveelheid nitraat in de bodemlaag net boven het grondwater. De belangrijkste bron van lachgas is het denitrificatieproces van nitraat, vooral in de bodemlaag net boven het grondwater waar een sterke afwisseling van aerobe en anaerobe omstandigheden is (zie ook Figuur 3.4). In natte omstandigheden wordt op veengronden de aanwezigheid van nitraat in deze laag geremd, en daarmee wordt de emissie van lachgas ook beperkt. Van Beek et al. (2010) merken op dat er sprake is van een ‘optimale’ grondwaterstand waarbij de emissie van lachgas maximaal is in plaats van een minimale en maximale grondwaterstand.

Velthof et al. (2000) spreken de verwachting uit dat de toedieningstechniek een invloed heeft op de lachgasemissie. Zij citeren onderzoek waarin het injecteren van ureum en ammoniak leidt tot een toename van de emissie. Plaatsing van een kunstmest in een vochtige, diepere laag kan leiden tot een hogere emissie. Daarentegen is de diffusieweg naar de atmosfeer bij diepere plaatsing ook groter, waardoor de kans op lachgasemissie kleiner wordt. Hoe de balans zal zijn hangt sterk af de lokale omstandigheden. De lachgasemissie kent een grote variabiliteit zowel in ruimte als in tijd (Velthof & Oenema, 2005; Grant & Patty, 2003).

Van plaatsing van meststof in de buurt van de (actieve) wortels, door bijvoorbeeld rijenbemesting, mag verwacht worden dat de netto lachgasemissie kleiner wordt, doordat de wortels de N-meststof sneller en beter benutten. Een te hoge concentratie meststoffen kan juist leiden tot een hogere lachgasemissie, omdat bodemprocessen als nitrificatie en denitrificatie worden beïnvloed (Velthof et al., 2000).

Beperking van de lachgasemissie door gebruik van langzaamwerkende meststoffen is nog onduidelijk. Er is onderzoek dat het zowel voordeel als geen voordeel uitwijst ten opzichte van gangbare meststoffen (Velthof et al., 2000).

Mosquera et al. (2007) presenteren in een studie naar broeikasgasemissie een overzicht van resultaten internationale studies naar effect van verschillende typen kunstmest en emissie van lachgas, zie Tabel 3.16. De auteurs concluderen dat het type kunstmest invloed heeft op de emissie, hoewel ze opmerken dat de spreiding in de resultaten groot is. Een verklaring voor de in de literatuur gevonden verschillen wordt niet gegeven.

Tabel 3.16. Effect van type kunstmest op de relatieve lachgasemissie vanuit de bemeste grond ten opzichte van onbemeste grond, de emissiefactor (lachgasemissie in kg N_2O-N als percentage van N-bemesting), % en berekende emissiefactor in kg CO_2-equivalent /kg N (Mosquera et al., 2007).

Type meststof	bouwland		grasland		gewogen gemiddelde	
	relatieve N_2O-emissie bemest /onbemest	emissie-factor	relatieve N_2O-emissie bemest /onbemest	emissie-factor	emissie-factor	emmisie-factor CO_2 equiv*.
ammoniumnitraat	6,8	2,3	9,4	3,1	2,9	8,6
urean (ammoniumnitraat met ureum)	1,2	2,7			2,7	8,0
ammoniumsulfaat	5,4	0,8	5,6	1,3	1,2	3,6
KAS	1,2	0,3	2,4	0,5	0,4	1,2
kaliumnitraat	4,3	0,6			0,6	1,8
ureum	2,8	0,5	22,1	0,6	0,6	1,8
dierlijke dunne mest	4,8	2,6	13,5	1,0	1,8	5,4

* uitgegaan van een opwarmend vermogen van 298 door N_2O ten opzichte van CO_2.

Clayton et al. (1997) wijten de hoge emissies van ammoniumnitraat en urean vooral aan de hoge pH, hoewel een statistisch verband niet kon worden aangetoond. Tijdens de proeven is ureum snel gehydrolyseerd tot ammonium, waardoor er vooral rond de kunstmestkorrels sprake was een sterke pH-stijging. Door de hogere pH is er meer nitrificatie opgetreden, gevolgd door denitrificatie. Bij beide processen kan lachgas ontstaan. In de behandelingen met ammoniumsulfaat ontstond een lagere pH, waardoor het nitrificatie-denitrificatieproces wordt geremd en er daardoor ook geen lachgas kan ontstaan. Ook wordt opgemerkt dat door het gebruik van nitraatmeststoffen er een geringe pH-stijging kan ontstaan, omdat wortels OH^- uitstoten bij het opnemen van NO_3^-, om daarmee elektrostatisch neutraal te blijven. Clayton et al. (1997) concluderen dat onder natte koude omstandigheden de kans op hogere lachgasemissies groter is als ammoniumnitraat of calciumnitraat wordt gebruikt dan bij gebruik van ureum, terwijl in warme natte omstandigheden de emissies van ureum juist hoger zullen zijn.

De gemiddelde waarden uit Tabel 3.16 liggen wel wat hoger dan de waarden die worden gepresenteerd in Tabel 3.13. Vergelijking met de berekende waarden uit Tabel 3.4 laat zien dat de emissiefactor uit Tabel 3.16 flink afwijkt. Voor ureum is deze een stuk lager, voor ammoniumnitraat juist een stuk hoger.

Voor verhoogde emissie van lachgas uit geïnjecteerde dierlijke mest ten opzicht van oppervlakkig verspreide dunne mest wordt door Velthof et al. (2010) twee redenen gegeven. Ten eerste zal er bij oppervlakkig toegediende mest meer ammoniakvervluchtiging plaatsvinden, waardoor er uiteindelijk minder N in de bodem komt en er dus ook minder lachgas kan ontstaan. Bij het injecteren van mest ontstaan lokaal hoge concentraties ammonium in combinatie met hogere concentraties organische stof. Dat geeft een verhoogde kans op het ontstaan van lachgas gedurende nitrificatie en denitrifiicatie.

In een recente studie komen Velthof et al. (2010) met emissiefactoren voor lachgas voor KAS die per grondsoort verschillen. In een incubatiestudie wordt voor een zandgrond een emissiefactor van 4,0% van de toegediende N gevonden, voor klei 1,4% en voor veengronden 10,5%.

De emissiefactoren voor KAS zijn voor alle grondsoorten hoger dan voor dierlijke mesten. In een serie

veldexperimenten werd op grasland voor KAS een emissiefactor van 1,7% gemeten en op maïsland een emissiefactor van 0,1%. Deze emissiefactoren kunnen volgens Velthof et al. (2010) worden gebruikt voor minerale gronden.

Zowel Clayton et al. (1997) als Velthof & Oenema (1995) benadrukken de grote invloed van lokale bodemomstandigheden en weersinvloeden op de daadwerkelijke emissie van lachgas. De studie van Van den Heuvel (2010) laat ook overduidelijk zien dat de lokale omstandigheid een grote invloed heeft op de emissie van broeikasgassen.

Voor deze studie zal voor KAS een gemiddelde emissiefactor worden gebruikt die rekening houdt met het areaal grasland ten opzichte van het areaal bouwland zoals weergegeven in Tabel 2.6. De gemiddelde emissiefactor wordt dan 1,2%. Dit komt overeen met een emissiefactor van 3,6 kg CO_2-equivalenten /kg N. Voor de overige kunstmestsoorten zullen de gemiddelde waarden uit Tabel 3.16 worden gebruikt omdat deze waarschijnlijk beter passen bij de Nederlandse omstandigheden.

3.4 Conclusies

In het productieproces van stikstofmeststoffen komen broeikasgassen vooral vrij bij de productie van ammoniak en de daarop volgende productie van salpeterzuur. Ammoniak is de basis van alle N-meststoffen en wordt gemaakt uit lucht (leverancier van N) en aardgas (leverancier van H en warmte). Ongeveer 70% van het aardgas wordt gebruikt als grondstof voor H en 30% voor de levering van warmte. Tijdens de productie van ammoniak komt vooral CO_2 vrij. Salpeterzuur is de basis voor de productie van alle ammoniumnitraathoudende meststoffen. Bij de productie van salpeterzuur wordt het broeikasgas-lachgas gevormd en dat heeft potentieel een grote bijdrage aan de totale broeikasgasemissie. Door het productieproces van salpeterzuur te moderniseren is een verregaande beperking van de broeikasgasemissie haalbaar, zoals uit de praktijk blijkt. Broeikasgasemissie bij het maken van de daadwerkelijke meststof is gering. De totale broeikasgasemissie voor de productie van N-meststoffen in Nederland ligt tussen de 2,3 en 2,9 ton CO_2-equivalenten /ton N.

Berekeningen van broeikasgasemissie bij de productie van meststoffen voor Europa laten zien dat de productie van stikstofhoudende meststoffen een hogere emissie heeft dan de productie van fosfaatmeststoffen en kalimeststoffen. Echter, zodra er een NPK-mengmeststof wordt geproduceerd en de emissie op basis van nutriënt wordt uitgedrukt, ligt de emissie van deze meststoffen hoger of gelijk aan de broeikasgasemissie van stikstofmeststoffen. Vanuit het oogpunt van broeikasgasemissie is het daarom efficiënter om geconcentreerde enkelvoudige meststoffen te gebruiken in plaats van mengmeststoffen.

De hoogste broeikasgasemissie bij de productie van fosfaathoudende kunstmest ontstaat bij de productie en het transport van ruwfosfaat. De bewerking van het ruwfosfaat tot een kunstmest draagt weinig bij aan de totale emissie die ontstaat in het productieproces. De broeikasgasemissie bij alleen de productie in Nederland wordt geschat op 0,1 ton CO_2-equivalenten /ton P_2O_5. De totale emissie wordt geschat op 1,3 ton CO_2-equivalenten /ton P_2O_5. Gegranuleerde kalimeststof K-60 heeft een broeikasgasemissie van 0,3 ton CO_2-equivalenten /ton K_2O.

Na de productie vindt distributie plaats van de producten via de (groot)handel naar de eindgebruiker. Veel bulktransport zal van productielocatie naar (groot)handel met binnenscheepvaart plaatsvinden. Daarna gebeurt het transport met vrachtwagens. In deze fase is de broeikasgasemissie 5,0 kg CO_2-equivalenten /ton kunstmest.

De kans op emissie van broeikasgassen tijdens het gebruik van kunstmest in Nederland is groter als nitraathoudende meststoffen worden gebruikt. De emissie treedt vooral op in de periode net na het bemesten, met name in de eerste week na bemesting. Het gebruik van ammoniumhoudende meststoffen in het voorjaar, als het gemiddeld kouder en natter is, verlaagt de kans op emissie van broeikasgassen. Grote giften stikstofmeststoffen leiden ook tot hogere emissies, zowel de emissieflux als emissieduur neemt dan toe. De broeikasgasemissie uit stikstofmeststoffen kent een grote spreiding, zowel in de ruimte als in de tijd.

De broeikasgasemissie van gangbare melkveehouderijbedrijven is gekoppeld aan het intensiteitsniveau. Een intensievere bedrijfsvoering geeft een hogere broeikasgasemissie en wordt vooral veroorzaakt door de productie en het gebruik van krachtvoer. De toenemende emissie met toename in intensiteit is vooral zichtbaar als de emissie wordt uitgedrukt per hectare. Lachgas en methaangas zijn beide voor 30-40% van de totale equivalente broeikasgasemissie verantwoordelijk.

De broeikasgasemissie op akkerbouw- en tuinbouwbedrijven met opengrondteelten is lager dan in de melkveehouderij. In de akkerbouw en de opengrondstuinbouw geeft het gebruik van zowel kunstmest als dierlijke mest een hogere totale emissie dan wanneer alleen kunstmest wordt gebruikt.

Een berekening van het aandeel broeikasgasemissie uit de productie van kunstmest en het gebruik van kunstmest leert dat bij stikstofmeststoffen het grootste aandeel broeikasemissie ligt in het gebruik. Voor fosfaat- en kalimeststoffen ligt het grootste aandeel in broeikasgasemissie bij de productie. Dit geeft tevens aan waar een gerichte inspanning gepleegd zou moeten worden om de emissie van broeikasgassen verder te beperken. Desalniettemin is het verder moderniseren van het stikstofproductieproces, om daarmee lachgasemissie te beperken, wel interessant, omdat het een zogenaamde puntbron van emissie is. Met procesverbeteringen is het mogelijk om de emissie verder te beperken.

In Tabel 3.17 wordt op basis van kengetallen uit Tabellen 2.10, 3.3, 3.4, 3.9, 3.10 en 3.16 een overzicht gegeven van de berekende broeikasemissie van in Nederland geproduceerde en toegepaste meststoffen.

Tabel 3.17. Overzicht van broeikasgasemissie bij de productie en gebruik van belangrijke kunstmeststoffen in Nederland in 2007.

Meststof	productie in NL	import in NL	gebruik in ATV-sectoren	productie in Nederland		productie buitenland en import		bemesting en transport in Nederland			totaal emissie
	* 1000 ton nutriënt N, P_2O_5, K_2O /jaar	*1000 ton nutriënt	*1000 ton nutriënt /jaar	CO_2-equiv., ton /ton nutriënt	kton ./jaar	CO_2-equiv., ton /ton nutriënt	Kton /jaar	CO_2-equiv., ton /ton nutriënt	transport, kton /jaar	kton /jaar	kton /jaar
N-meststoffen											
KAS/MAS	730	86,4	183	2,3/2,9	421/531			3,6	3,4	662	1083/1193
NPK-meststoffen (N)	85	45	28	7,1	199			5,6	0,3*	157	356
overige NP meststoffen (N)	40	15	40	3,9	156			7,17	1	288	444
P-meststoffen											
NPK-meststoffen (P_2O_5)	135	45	28	1,5	42			5,6	0,3	157	199
DAP/MAP (P_2O_5)	0	122,5	7			1,5	11	2,8	0,8	20	31
overige NP-meststoffen (P_2O_5)	0	10	10			1,5	15	2,8	0,8	29	44
K-meststoffen											
NPK-meststoffen (K)	0	45	16			7,1	114	5,6	0,3	90	204
K-chloride K-60	0	140	20			0,50	10	0	0,2	0	10

* bij NPK is uitgegaan van een gelijke hoeveelheid nutriënt, transport is daarom elk voor éénderde toegerekend aan respectievelijk aan N, P en K.

4 Mogelijkheden voor klimaatvriendelijke kunstmest

Op basis van Tabel 3.17 is het mogelijk om een schatting te maken van de broeikasgasemissie bij productie en gebruik van kunstmest, zie Tabel 4.1. Omdat er een dubbeltelling zou kunnen optreden bij het gebruik en de productie van NPK-meststoffen is de broeikasgasemissie van deze meststof aan de N-meststoffen toegerekend. Bij de productie van enkelvoudige N-meststoffen, zoals KAS, ontstaat namelijk veel meer broeikasgasemissie dan bij de productie van enkelvoudige P- en K-meststoffen. In de tabel is verder uitgegaan van de lage, berekende broeikasgasemissie bij de productie van N-meststoffen, zoals in de Nederlandse fabrieken wordt gerealiseerd.

Tabel 4.1. Overzicht van berekende broeikasgasemissie bij productie en gebruik van groepen kunstmest in Nederland in 2007, kton CO_2-equivalenten /jaar, en aandeel van de verschillende groepen in de totale emissie, %.

Meststofgroep	emissie broeikasgassen			aandeel totaal
	productie	gebruik	totaal	
N-meststoffen	776	1.107	1.883	96
P-meststoffen	26	48	74	3,8
K-meststoffen	10	0	10	0,2
totaal	811	1.155	1.967	

Het is duidelijk dat bij stikstofmeststoffen de meeste emissie ontstaat door het gebruik. Bij K-meststoffen wordt de broeikasgasemissie veroorzaakt door de productie. Bij de P-meststoffen ontstaat er meer broeikasgasemissie door gebruik dan door productie. Dat is in tegenspraak met Brentrup & Pallière (2009) die laten zien dat in het algemeen bij P-, maar ook K-meststoffen, vooral bij de productie broeikasgassen ontstaan. De oorzaak ligt in een hoge berekende emissie bij het gebruik van NP-meststoffen.

Het globale beeld bevestigt echter wel het beeld van Brentrup & Pallière (2009), namelijk dat de meeste broeikasgasemissie ontstaat door N-meststoffen. Met name door het landbouwkundig gebruik ontstaat de meeste emissie. P- en K-meststoffen zijn, in vergelijking met N-meststoffen, niet zo belangrijk. Als naar P- en K-meststoffen wordt gekeken dan ligt het voor de hand om met name naar de productie van de kunstmest te kijken.

De afspraak die in het Convenant “Schone en Zuinige Agrosectoren” is vastgelegd betreft een vervanging van 50% van de kunstmest door meststoffen die een 50% lagere emissie hebben bij productie en aanwending (Min LNV, 2008). Dat betekent dat er een reductie van de broeikasemissie wordt nagestreefd van 25%. In relatie tot Tabel 4.1 betekent dit een emissiereductie van ongeveer 490 kton CO_2-equivalenten /jaar.

In paragraaf 4.1 wordt ingegaan op de mogelijke beperking van de emissie door vernieuwingen in het productieproces. Paragraaf 4.2 gaat in op de vernieuwingen bij de toepassing van kunstmest en zal zich daarbij richten op N-meststoffen.

4.1 Benodigde vernieuwingen in productie van klimaatvriendelijke kunstmest

Bij de productie van ammoniumnitraat of KAS is het volgens de best beschikbare techniek mogelijk om de neutralisatie/verdampingsfase te optimaliseren. Dat kan door de reactiewarmte te gebruiken om de HNO_3 voor te verwarmen of de NH_3 te helpen verdampen (EC, 2007). De efficiëntie van kunstmestproductie kan aanzienlijk worden vergroot als ammoniak niet als vloeistof wordt getransporteerd maar als gas (Pach, 2007). Pach noemt een mogelijke energiebesparing van 0,9 GJ per ton equivalent (50 kg CO_2-equivalenten /ton equivalent) als de ammoniak bij 3 bar druk wordt getransporteerd in plaats van ammoniakvloeistof bij -33 °C. De ammoniakontvangende installaties moeten dan wel geschikt zijn gemaakt om het ammoniakgas verder te verwerken. Als de vrijkomende koude van de ammoniakvloeistof wel nuttig kan worden gebruikt, dan hoeft er niet direct sprake te zijn van energieverlies en zijn de mogelijke besparingen ook kleiner. Nederland importeerde in 2008 bijna 250.000 ton NH_3-N, zie Tabel 2.2, een besparing van 12 kton CO_2-equivalenten op de emissie lijkt daarmee maximaal haalbaar. Het is vooralsnog onduidelijk met welk doel de NH_3 wordt geïmporteerd, het is niet waarschijnlijk dat alles wordt geïmporteerd om er kunstmest van te maken.

Bij de productie van ammoniak is het door optimalisatie van processtappen mogelijk dat er stoom kan worden geëxporteerd. Dat verhoogt de efficiëntie van de productie en kan bijdragen aan de reductie van de CO_2-emisie ergens anders. Moderne, energie-efficiënte locaties, waar ammoniak, salpeterzuur of zwavelzuur wordt geproduceerd, hebben namelijk een energieoverschot (Jenssen & Kongshaug, 2003).

Zuiveringsslib wordt onder andere verbrand. Omdat het zuiveringsslib fosfaat bevat kan het als grondstof dienen voor de productie van fosforzuur en fosfaathoudende kunstmest. Een voorwaarde is dat het ijzergehalte laag moet zijn. Het gevolg is dat slechts een beperkt deel kan worden gebruikt voor de productie van fosforzuur en fosfaathoudende kunstmest. In Oostenrijk wordt een project uitgevoerd waarbij verbrandingsassen van zuiveringsslib worden verwerkt tot een fosfaatrijke kunstmest. Omdat er in de Nederlandse markt nauwelijks behoefte is aan een fosfaatmeststof, is de kans groot dat als een dergelijk product in Nederland wordt geproduceerd het zal worden geëxporteerd (persoonlijke mededeling A. Zanelli, 2010). Ook andere initiatieven worden in Nederland ontwikkeld om uit afvalstromen grondstoffen voor de productie van kunstmest te winnen. Voorbeelden zijn het winnen van fosfaat uit urine of het winnen van fosfaat uit afvalwater in de vorm van struviet (Het Waterschap, 2010).

Op dit moment zijn er ook twee processen in ontwikkeling in België en in Zweden, waarbij verbrandingsassen met zwavelzuur worden ontsloten. Op dit moment wordt het proces op labschaal uitgevoerd. De metalen worden uit het product verwijderd en er ontstaat uiteindelijk $Ca(H_2PO_4)$ bij het ene proces of $(NH_4)_3PO_4$ bij het andere proces.

Het gebruik van alternatieve grondstoffen voor de fosfaathoudende kunstmestproductie is wel aan een aantal randvoorwaarden gebonden (MMF, 2010). Zo moeten verontreinigingen, van met name zware metalen, koolstof en ijzer, binnen de perken blijven, moet de toevoer van de grondstof betrouwbaar en continu zijn en moet bij voorkeur het product zo homogeen mogelijk zijn en qua samenstelling constant. Voor de kunstmestfosfaatindustrie zijn deze eisen aanzienlijk minder scherp dan voor de stikstofindustrie (persoonlijke mededeling A. Zanelli, 2010). Het is verder wenselijk dat de alternatieve grondstof zonder veel aanpassingen in het productieproces kan worden opgenomen. Voorlopig lijken de zware metalengehalten (zink en koper) van assen uit dierlijke mest te hoog om opgenomen te worden in het productieproces van P- en PK-meststoffen. Omdat de assen van verbrande mest als afvalstof kunnen worden beoordeeld is het noodzakelijk dat de kunstmestindustrie over de nodige

milieuvergunningen beschikt om assen te kunnen verwerken.

Welke besparingen op het gebied van broeikasemissie mogelijk zijn door de inzet van andere grondstoffen is nog onduidelijk. Productie van alternatieve grondstoffen vraagt vaak energie, zoals bij de verwerking van urine. Bij de productie van assen komt energie vrij maar deze grondstoffen zullen meer vragen van het productieproces van de fosfaatmeststoffen. De emissie van broeikasgassen bij de productie van fosfaatmeststoffen is met ongeveer 0,1 ton CO_2-equivalenten /ton P_2O_5 niet hoog. De totale emissie bij de productie en verwerking van alternatieve grondstoffen mag niet groter zijn dan zo'n 1,2 ton CO_2-equivalenten /ton P_2O_5 om een besparing op de emissie van broeikasgassen op te leveren (er van uitgaande dat het eventueel aangepaste productieproces van fosfaatkunstmest niet meer emissie oplevert).

Door het gebruik van alternatieve grondstoffen als fosfaatbron is er minder mijnbouw en transport van ruwfosfaat nodig. Zeetransport is met 15 g CO_2 /tonkm klimaatvriendelijker dan het transport met vrachtauto's en binnenvaartschepen, respectievelijk 110 en 58 g CO_2 /tonkm (Den Boer et al., 2010). Besparingen die behaald worden met het beperken van de aanvoer van ruwfosfaat kunnen teniet worden gedaan door transport van de alternatieve grondstoffen met vrachtauto of binnenscheepvaart. Mijnbouwactiviteiten dragen voor ongeveer een kwart bij aan de broeikasgasemissie van P-houdende meststoffen. Een besparing van 10% ruwfosfaat geeft op basis van Tabel 3.10 een beperking van de broeikasgasemissie van ongeveer 4,5 kton. Uitgaande van de doelstelling van 490 kton CO_2-equivalenten /jaar betekent dit, in dit rekenvoorbeeld, een besparing van 1% in broeikasgasemissie.

In Tabel 3.8 wordt uitgegaan van aardgas als energiebron. Het aardgas kan worden vervangen door biogas, zodat er minder fossiele brandstoffen worden gebruikt. De energetische waarde van aardgas is hoger dan die van biogas omdat het methaangehalte in het biogas lager is. De energetische waarde van biogas is ongeveer 60% van aardgas (www.biogas.nl/samenstelling). Dat houdt in dat voor dezelfde hoeveelheid energie er tweederde meer biogas moet worden gebruikt dan nodig is met aardgas. Daarnaast bevat het biogas ook CO_2 , ongeveer 34 volumeprocenten. Om dezelfde hoeveelheid energie voor de productie van meststoffen te produceren wordt er daardoor meer CO_2 geëmitteerd. Naast de 56 kg CO_2 /GJ die vrijkomt bij de verbranding van methaan uit het biogas (gelijk aan wat ontstaat bij het aardgas) komt er ook nog 30 kg CO_2 /GJ vrij die in het biogas zelf zit. Vervanging van aardgas door biogas betekent wel een besparing op het gebruik van fossiele brandstoffen.

Uit Tabel 3.5 blijkt dat de productie en het gebruik van NPK-meststoffen qua emissie van broeikasgassen ongunstig is ten opzichte van de productie en gebruik van enkelvoudige meststoffen. Dat komt vooral doordat enkelvoudige meststoffen een hoger nutriëntgehalte hebben. Vanuit het streven naar klimaatvriendelijke kunstmest kan daarom worden gekeken naar het gebruik van blends in plaats van NPK-meststoffen. Blends zijn gemengde enkelvoudige meststoffen, waarbij er korrels stikstof naast korrels fosfaat en korrels kali zijn. NPK-meststoffen zijn mengmeststoffen waarbij de stikstof, fosfaat en kali in de korrel zijn samengebracht. In een voorbeeld wordt voor NPK 15-15-15 aangegeven wat de besparing van broeikasgasemissie zou kunnen zijn.

1 ton NPK 15-15-15 meststof komt overeen met 150 kg N, 150 kg P_2O_5 en 150 kg K_2O. In enkelvoudige meststoffen betekent dit 556 kg KAS, 319 kg TSP en 250 kg K-60. Tabel 4.2 laat zien wat de besparing zou kunnen zijn.

Tabel 4.2. Berekende besparing broeikasemissie door productie en gebruik van blends ten opzichte van een mengmeststof NPK 15-15-15, kg CO2-equivalenten.

Meststof	hoeveelheid, kg	emissie kg CO_2-equivalent /kg product	emissie
NPK 15-15-15	1.000	1,43	1.430
KAS	556	1,79	995
TSP	319	0,36	115
K-60	250	0,30	75
totaal blend			1.185
besparing			245

In deze berekening is niet de hoeveelheid broeikasgasemissie opgenomen die ontstaat als gevolg van het energieverbruik bij het blenden van de meststoffen.

In de berekening is opgenomen dat bij de productie van de N-component van de NPK15-15-15 er geen lachgas vrijkomt, net zoals dat het geval is bij de productie van KAS. De berekende besparing door productie en gebruik van blends bedraagt 17% ten opzichte van de berekende emissie van NPK-mengmeststoffen.

In 2007 werd er in Nederland 28.000 ton N /jaar door NPK-meststoffen gebruikt, zie Tabel 2.10. De berekende broeikasemissie bedraagt 356 kton /jaar, zie Tabel 3.17. Ervan uitgaand dat gemiddeld de NPK-meststof vergelijkbaar is met NPK 15-15-15 zou dat een maximale besparing van 17% opleveren. Dat komt overeen met ruim 60 kton CO_2-equivalenten /jaar. Dat is ruim 10% van de doelstelling.

Berekeningen van Jenssen & Kongshaug (2003) laten ook zien dat besparingen in broeikasgassen tijdens de productie van meststoffen mogelijk zijn door het anders samenstellen van meststoffen. Zij berekenen voor een NPK 15-15-15 op basis van fosforzuur een emissie van 0,30 ton CO_2 /ton product. Op basis van nitro-fosfaat (ruwfosfaat bewerkt met salpeterzuur) wordt een emissie berekend van 0,40 ton CO_2 /ton product. Het samenstellen van een NPK 15-15-15 op basis van ammoniumsulfaat, TSP en K-60, geeft een berekende emissie van 0,04 ton CO_2 /ton product.

Aan het gebruik van blends kleven ten opzichte van het gebruik van mengmeststoffen ook enkele potentiële nadelen. Zo kan de chemische vorm waarin de verschillende nutriënten in de korrel aanwezig zijn verschillend zijn. In een NP-meststof is het fosfaat aanwezig in de vorm van ammoniumfosfaat. In een blend met N en P is het fosfaat vaak in de vorm van monocalciumfosfaat (bestanddeel van TSP). Ammoniumfosfaat is door de plant makkelijker opneembaar dan monocalciumfosfaat. In een korrel NPK-mengmeststof zijn de drie nutriënten aanwezig terwijl in een blend er afzonderlijke korrels met N, P en K zijn. De verdeling van de nutriënten in het veld is daarom bij gebruik van een blend niet zo gelijkmatig als bij gebruik van een mengmeststof.

Door het gebruik van enkelvoudige meststoffen (bijvoorbeeld KAS, TSP of K-60) tijdens de bemesting is het beter mogelijk om gericht te bemesten en daarbij rekening te houden met de eigenschappen van de grond. Die eigenschappen verschillen tussen percelen en ook binnen percelen. Bij gebruik van blends of mengmeststoffen is het niet of in veel mindere mate mogelijk in te spelen op die lokale verschillen. Het gebruik van blends of mengmeststoffen zal zich in het algemeen richten op een ‘gemiddelde‘ toestand.

Blends zullen naar verwachting het meest gebruikt worden in de akkerbouw, omdat op melkveehouderijbedrijven mest met N, P en K beschikbaar is. Een kunstmestgift zal zich op melkveehouderijen vaak beperken tot grotere giften met N-meststoffen en kleinere giften met P en K.

Productiekosten zijn een bepalende factor in toekomstige ontwikkelingen. Deze kosten hangen met name af van de kosten voor de grondstoffen, de zogenaamde feedstock. Nieuwe productielocaties zullen vooral worden opgezet in regio's met lage kosten met een goede beschikbaarheid van grondstoffen ('feedstock') en energie (aardgas en kolen). Voorbeelden van dergelijke regio's zijn het Midden-Oosten, Noord Afrika en Rusland (Arovuori & Karikallio, 2009). In deze regio's is aardgas de grondstof en energiebron. Daarnaast is China een belangrijke wereldproducent. In China wordt steenkool gebruikt als grondstof en energiebron. De prijs van aardgas bepaalt ongeveer voor 70% de totale productiekosten. De productie van N-houdende meststoffen in West Europa is vooral voor regionaal gebruik (West Europa) (Prince et al., 2009). Dat komt mede omdat de productie en gebruik van N-houdende meststoffen in deze regio zich vooral richt op ammoniumnitraathoudende meststoffen. Op wereldschaal is het gebruik van ureum veel belangrijker (persoonlijke mededeling J. Steevens, 2010). Door stijgende aardgasprijzen en de relatief kleine schaal van productielocaties is de productie van ammoniak in Europa gedaald. In de afgelopen 20 jaar is de productie in Europa meer dan gehalveerd. Daardoor is Europa van een exporteur van stikstofmeststoffen veranderd in een netto importeur van stikstofmeststoffen (Arovuori & Karikallio, 2009).

Ammoniumnitraatmeststoffen zijn in Nederland de belangrijkste N-kunstmest, zie ook Figuur 2.10. Er wordt verwacht dat er in de Westeuropese regio een gemiddelde jaarlijkse daling van 0,7% zal zijn in de vraag naar nitraathoudende meststoffen. Naast de regionale productie in West Europa komt er een belangrijk deel van de kunstmest uit Rusland (Prince et al., 2009). Transport van kunstmest is namelijk relatief goedkoop ten opzichte van de kosten voor aardgas. Daarom zal import van concurrerende stikstofmeststoffen uit Rusland, Noord Afrika en het Midden Oosten in de toekomst een belangrijke factor zijn (Arovuori & Karikallio, 2009).

Omdat naar verwachting de emissie van broeikasgassen bij de productie van stikstof in de regio's buiten Europa hoger zal zijn dan in Europa, kan dit gevolgen hebben voor de toegerekende emissie van broeikasgassen voor de ATV-sectoren.

4.2 Klimaatvriendelijke kunstmest in de landbouwpraktijk

Inzet van dierlijke mest vervangt voor een deel het gebruik van kunstmest. De werkingscoëfficiënt van de dierlijke mest bepaalt mede de besparing die op kunstmest kan worden behaald, en daarmee hoeveel de emissie van broeikasgassen kan worden beperkt. Een late zomer- of najaarstoediening is minder efficiënt dan een voorjaarstoediening. Het uitrijden van dierlijke mest is beperkt. In het najaar is alleen nog het uitrijden van vaste mest op kleigrond toegestaan. In de praktijk betekent zulks dat alleen na de oogst van graan er nog dierlijke mest kan worden uitgereden. Een toenemend gebruik van dierlijke mest in het voorjaar kan leiden tot een verdere besparing op gebruik van kunstmest-N. Acceptatie van dierlijke mest in het voorjaar op kleibouwland is een probleem in verband met een grotere kans op structuurschade door deze bewerking. Toepassing van een sleepslangensysteem met sleepvoeten of sleufkouters zou daarvoor een oplossing kunnen zijn, maar voldoet nu nog niet aan de wettelijke eisen.

Uit verschillend onderzoek is gebleken dat de emissie van lachgas toeneemt als het stikstofbedrijfsoverschot toeneemt (zie bijvoorbeeld Velthof & Oenema, 1995; Sebek & Schils, 2006).

Onder natte omstandigheden ontstaat er meer lachgasemissie door gebruik van nitraathoudende meststoffen, zoals KAS, dan door gebruik van meststoffen die alleen ammonium bevatten, zoals ammoniumsulfaat. Van belang is dat onder natte omstandigheden er zo min mogelijk nitraat-N in de grond aanwezig is of wordt toegediend om daarmee de lachgasemissie zoveel mogelijk te beperken, zoals ook wordt voorgesteld door Sebek & Schils (2006) en Kool & De Ruiter (2004).

In 2009 is de pilot mineralenconcentraten gestart. In deze pilot wordt onderzocht of mineralenconcentraten gebruikt kunnen worden als vervangers van kunstmest (Velthof, 2009). In het onderzoek wordt nader gekeken naar de landbouwkundige en milieukundige effecten van het gebruik van mineralenconcentraten. Daarbij wordt ook gekeken naar de stikstofwerking en de gasvormige emissies van mineralenconcentraten.

De gasvormige stikstofemissies zijn bestudeerd in incubatieproeven in het laboratorium. De uitkomsten geven een indruk van de verschillen in gasvormige emissies tussen meststoffen, maar er wordt nadrukkelijk gesteld dat de uitkomsten geen kwantitatieve schatting geven van de emissies onder veldomstandigheden (Velthof & Hummelink, 2009). In één van de incubatie-experimenten is met zandgrond afkomstig van bouwland onderzocht wat het effect is van inwerken van de meststof. Inwerken van dierlijke mest is wettelijk verplicht om de emissie van ammoniak te beperken. Tabel 4.3 laat zien wat de emissies zijn ten opzichte van de emissie door de toepassing van KAS, waarbij de gemeten lachgasemissie van KAS op 1 is gesteld.

Tabel 4.3. Lachgasemissie van verschillende soorten kunstmest en mineralenconcentraten in verhouding tot KAS bij oppervlakkige toediening of inwerken op zandgrond, -, KAS is op 1 gesteld (Velthof & Hummelink, 2009).

Meststof		oppervlakkige toediening	Inwerken
controle		0	0
KAS		1	1
ureum		31,2	8,3
urean		15,2	1,6
mest A		11	3,2
	concentraat A	3,6	6,0
	dikke fractie A	2,4	0,5
mest B		15,6	4,1
	concentraat B	2,2	4,3
	dikke fractie B	0	2,9
mest C		6,5	3,7
	concentraat C	5,4	5,6
	dikke fractie C	1,8	1,4
mest D		38,6	9,9
	concentraat D	12,6	3,7
	dikke fractie D	86,2	2,5
gemiddeld mest		17,8	5,0
	concentraat	6,0	4,9
	dikke fractie	22,6	6,6

De lachgasemissie van de mineralenconcentraten is hoger dan die van KAS, zowel bij inwerken als oppervlakkige toediening. Ureum en urean hadden een veel hogere emissie van lachgas bij oppervlakkige toediening. Als ureum en urean werden ingewerkt was het verschil kleiner, maar nog steeds in het voordeel van KAS. De resultaten van het incubatieonderzoek laten duidelijk zien dat het inwerken van meststoffen de emissie van lachgas in de meeste gevallen sterk beperkt.

In een tweede incubatie-experiment werd het effect van verschillende grondsoorten onderzocht (Velthof & Hummelink, 2009). Ook hierbij werden verschillende meststoffen en kunstmest onderzocht. In Tabel 4.4 zijn de resultaten van de metingen weergegeven als deel van de gemeten emissie bij de KAS-behandeling. Ook hier is de lachgasemissie van KAS op 1 gesteld.

Tabel 4.4. Lachgasemissie van verschillende soorten kunstmest en mineralenconcentraten in verhouding tot KAS op verschillende grondsoorten, -, KAS is op 1 gesteld (Velthof & Hummelink, 2009).

Meststof		klei	zand	veen
geen bemesting		0	0,2	0,6
KAS		1	1	1
ureum		1,3	0,3	0,8
urean		1,9	0,5	0,6
mest A		1,3	0,9	0,9
	concentraat A	2,5	1,5	1,2
mest B		1,3	0,4	0,6
	concentraat B	2,9	1,0	1,0
mest C		1,8	0,8	0,5
	concentraat C	2,2	0,9	1,2
mest D		0,9	0,8	0,6
	concentraat D	2,6	1,1	1,0
gemiddeld mest		1,3	0,7	0,7
	concentraat	2,3	1,1	1,1

Op kleigrond is de lachgasemissie door toepassing van ureum en urean hoger dan die van KAS. Op zand- en veengrond is de lachgasemissie lager dan die vanKAS.
De lachgasemissie van mineralenconcentraten die zijn toegediend aan kleigronden is hoger dan die van KAS. Op zand- en veengronden is de emissie van lachgas ongeveer gelijk aan die van KAS.
De lachgasemissie vanuit mest is op klei hoger dan die van KAS, op zand- en veengrond is de emissie lager of gelijk aan die van KAS.

De incubatiemetingen met de verschillende grondsoorten laten zien dat door het toepassen van wettelijke maatregelen de lachgasemissie door mineralenconcentraten op zandgronden en veengronden ongeveer gelijk blijft maar op kleigronden waarschijnlijk toeneemt ten opzichte van die bij KAS.

Velthof & Hummelink (2009) merken op dat emissie uit veengronden hoger is dan uit zandgrond en uit zandgronden weer hoger dan uit kleigronden. Zij relateren de emissietoename aan een hoger organischestofgehalte en daarmee aan een hogere denitrificatiecapaciteit.

Een combinatie van landgebruik (LGN4; 2000) en grondsoort geeft een onderstaande verdeling van arealen (Schoumans, 2004). Daarbij wordt opgemerkt dat het berekende areaal hoger is dan wat CBS rapporteert omdat de opzet van LGN4 iets anders is dan CBS (zie Tabel 2.6). In Tabel 4.5 wordt een overzicht van arealen gegeven.

Tabel 4.5. Areaal maïs, gras en bouwland volgens gegevens uit LGN4 (referentiejaar 1999-2000) per grondsoort, ha, en aandeel grondsoort op totaal areaal landbouwgrond, - (Schoumans, 2004).

Grondsoort	grondgebruik				aandeel ten opzichte
	maïs	gras	bouwland	totaal	van totaal
zand+leem	167.338	701.179	209.518	1.078.035	0,44
klei	37.303	552.809	418.546	1.008.658	0,42
veen+moerig	2.564	300.161	33.207	335.932	0,14
totaal	207.205	1.554.149	661.271	2.422.625	

Tabel 4.5 laat zien dat 44% van Nederland bestaat uit zand+leemgronden, 42% uit kleigronden en 14% uit veen+moerige gronden. Van de zandgronden wordt tweederde gebruikt als grasland, het overige wordt gelijkelijk verdeeld tussen maïs en bouwland. Het gebruik van de kleigronden bestaat voor iets meer dan de helft uit grasland (55%) en voor 41% uit bouwland. De veen+moerige gronden worden vooral gebruikt als grasland (89%) en voor 10% als bouwland.

De resultaten van de voorgaande Tabel 4.4 en Tabel 4.5 laten zien dat het waarschijnlijk voor de kleigronden, 40% van areaal landbouwgrond (ruim 1 miljoen hectare), vanuit het oogpunt van beperking lachgasemissie, niet verstandig lijkt te zijn om mineralenconcentraten toe te passen. Voor het overige areaal (zand- en veengronden; bijna 1,5 miljoen ha) lijken mineralenconcentraten een goede mogelijkheid te bieden voor vervanging van KAS, als wordt gekeken naar de emissie van lachgas bij gebruik. Zoals eerder in het rapport aangegeven zijn de resultaten van de pilotsmineralenconcentraten nog voorlopige resultaten, zijn incubatiestudies niet direct kwantitatief vertaalbaar naar de praktijk en spelen lokale bodemverschillen een grote rol bij het al dan niet ontstaan van lachgas.

Van Middelkoop & Holshof (2009) vinden in veldproeven op grasland dat op zandgrond de stikstofwerking van mineralenconcentraten tussen de 61 en 81% varieert. Op kleigrond varieert de stikstofwerking tussen de 40 en 46%. Op bouwland met het gewas aardappel werd een stikstofwerking van ongeveer 70% op klei gemeten, op zandgrond werd een stikstofwerking van 85% gemeten (Van Geel & Van Dijk, 2009). Vervanging van kunstmest door mineralenconcentraten kan ook in dit licht leiden tot een netto hogere broeikasgasemissie.

De stikstof in de mineralenconcentraten is voor het overgrote deel (>90%) aanwezig in de vorm van ammonium (Ehlert, 2009). Daarmee zouden de mineralenconcentraten in beginsel geschikt kunnen zijn om in het vroege voorjaar te gebruiken in plaats van ammoniumkunstmest. Ehlert somt daarbij een aantal aandachtspunten op:

- Omdat de onderzochte mineralenconcentraten een hoge pH hebben, hoger dan pH 7,5, kan er ammoniakvervluchtiging optreden. De stikstofwerking van de mineralenconcentraten kan daardoor lager zijn dan die van kunstmeststoffen.
- Een deel van de stikstof is nog organisch gebonden (8-39 % van N-totaal), het is nog onduidelijk wanneer deze stikstoffractie mineraliseert.
- De organische stof in de mineralenconcentraten kan leiden tot verhoogde denitrificatie.
- Sommige mineralenconcentraten bevatten hoge gehalten chloride, maar de spreiding in gehalten is groot. Hoge gehalten chloride zijn schadelijk voor sommige gewassen, zoals aardappelen. Daarmee kan de inzet van mineralenconcentraten worden beperkt. Een inzet van mineralenconcentraten in het najaar om daardoor een deel van het chloride te laten uitspoelen is geen echte optie, omdat dan ook een groot deel van de stikstof zal uitspoelen.

Door het uitvoeren van aanvullend onderzoek komen Velthof et al. (2010) tot de conclusie dat het onderwerken van onbewerkte, dunne dierlijke mest ten opzichte van het gebruik van KAS gemiddeld een lagere lachgasemissie tot gevolg heeft. Door het onderwerken van onbewerkte dunne mest is de lachgasemissie ongeveer één derde van de lachgasemissie door KAS. Uit een incubatiestudie blijkt dat de lachgasemissie (N_2O-N) van KAS op een zandgrond 4% is van de toegediende N, en op kleigrond 1,4%. De lachgasemissie op veengrond is met 10,5% van de toegediende N heel hoog. Dat komt waarschijnlijk door het hoge organischestofgehalte. Velthof et al. (2010) merken op dat onder praktijkomstandigheden in het veld de lachgasemissie anders zal zijn, omdat in de incubatiestudie de omstandigheden voor lachgasemissie ideaal zijn (onder andere door relatief vochtige omstandigheden) en er geen gewasopname is. Uit veldexperimenten op minerale gronden (zand- en kleigronden) blijkt dat op grasland de lachgasemissie (N_2O-N) uit KAS 1,7% is van de toegediende N. Op bouwland is de emissie uit KAS 0,1%.

De resultaten van Tabel 4.3 en Tabel 4.4 zijn de eerste tussentijdse resultaten van de pilots mineralenconcentraten. Voor een duidelijker beeld is het belangrijk om ook de resultaten van komende jaren er bij te betrekken. Velthof (2009) merkt op dat er in 2010 aanvullend onderzoek wordt opgezet waardoor meer veldresultaten worden gekregen. Inmiddels is de proefperiode voor kunstmestvervangers met een jaar verlengd. Het eindrapport wordt nu in 2012 verwacht.

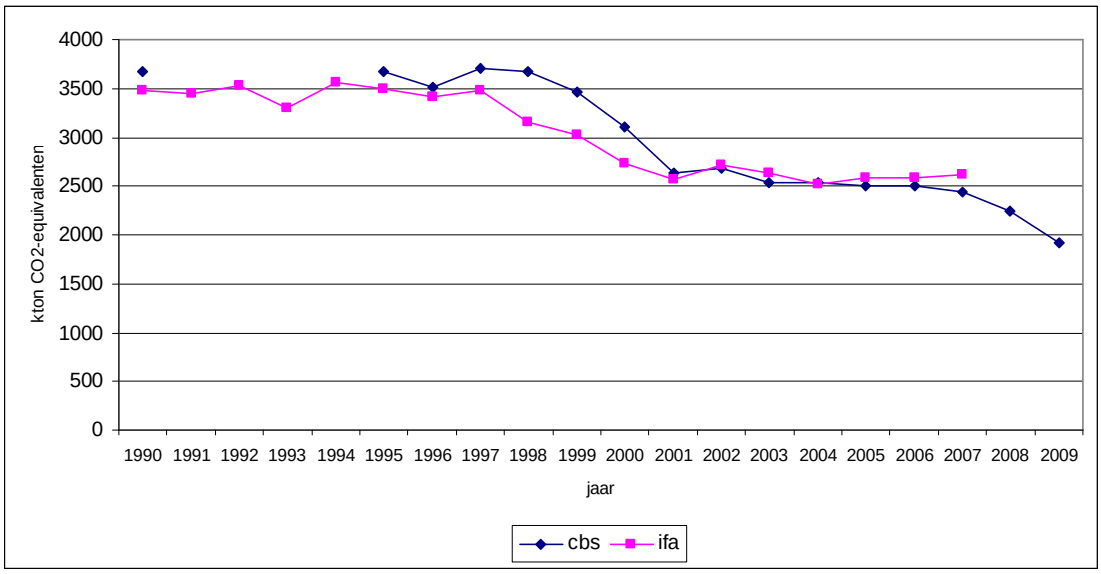
Om een completer inzicht te hebben in de totale broeikasgasemissies van mineralenconcentraten als kunstmestvervanger in verhouding tot de broeikasgasemissie door kunstmest moet ook rekening worden gehouden met de energie die nodig is bij het toedienen van de verschillende producten. Deze verschillen zijn aanzienlijk. Kunstmest strooien vraagt 75 MJ /ha, terwijl mest injecteren/zodebemesting 44 MJ /ton mest vraagt (Van Dasselaar & Pothoven, 1994). Bij een toediening van 20 ton dunne mest/ha is de totale energiebehoefte 880 MJ, een factor 11-12 hoger dan bij kunstmest strooien.

In modelberekeningen voor Zuidoost Ierland laten Fealy & Schröder (2008) zien dat het drogestofgehalte van dierlijke mest, de werkingscoëfficiënt en de transportmodaliteit sterke invloed hebben op de mogelijke besparingen van broeikasgasemissie. Zij berekenen dat bij een najaarstoediening met een werkingscoëfficiënt van 0,25 de afstand waarover dierlijke mest kan worden getransporteerd voordat het transport meer energie gaat kosten 40 km bedraagt. Bij een voorjaarstoediening en een werkingscoëfficiënt van 0,75 is deze afstand 110 km. Een halvering van het drogestofgehalte van dierlijke mest van 9% naar 4,5% beperkt de break-even afstand van 75 km naar minder dan 40 km.

Van Dasselaar & Pothoven (1994) hebben berekend dat vanuit energie-oogpunt transport van dunne varkensmest bij toediening in het voorjaar, wanneer de stikstofbenutting het hoogst is, over meer dan 75-100 km geen zin meer heeft. Bij grotere afstanden is het energetisch gezien nuttiger om kunstmest te gebruiken omdat de ‘vervangende bemestende waarde’ van de dierlijke mest lager is dan wat wordt verbruikt door kunstmest. Bij toediening van dunne varkensmest op klei in het najaar ligt het omslagpunt zelfs op 10 km omdat de verliezen dan hoog zijn. Najaarstoediening van dunne mest is echter momenteel niet meer toegestaan. Dunne rundveemest heeft doorgaans een lager nutriëntengehalte en daardoor ligt het omslagpunt eerder dan bij dunne varkensmest. Voorjaarstoediening van dunne rundveemest kent een omslagpunt van 35-50 km. Bij een najaarstoediening is elk transport van dunne rundvee mest vanuit de bemestende waarde bekeken niet efficiënt. Door energiebesparingen bij de

productie van kunstmest is het te verwachten dat het omslagpunt van de transportafstand van dierlijke mest kleiner is geworden.

In relatie tot de emissie van broeikasgassen is het gebruik van stikstofmeststoffen belangrijk. Het gebruik van stikstofmeststoffen laat een dalende trend zien, zie onder andere Figuur 2.10. Op basis van kentallen uit Tabel 2.10 en Tabel 3.5 is een schatting gemaakt van de emissie van broeikasgassen door de productie van stikstofkunstmest en het gebruik ervan in Nederland in de periode 1990-2009. Daarvoor zijn kunstmestverbruiksgegevens van CBS-statline (CBS, 2010) en IFA (IFA, 2009a) gebruikt. Figuur 4.1 geeft grafisch de resultaten van deze schatting weer.



Figuur 4.1. Berekende broeikasgasemissie door gebruik van N-kunstmesten in Nederland in de periode 1990-2009 met gebruik van CBS en IFA kunstmestgebruiksdata, kton CO_2-equivalenten /jaar (CBS, 2010; IFA, 2009a).

De grafiek laat zien dat de emissie van broeikasgassen die aan de productie en gebruik van kunstmest kan worden toegerekend is gedaald. Voor de CBS-data geldt een berekende daling van ongeveer 1.200 kton CO_2-equivalenten in de periode 1990-2007. Dat is een daling van ongeveer éénderde ten opzichte van 1990. De berekende daling van broeikasgasemissie door gebruik van de IFA-data over de periode 1990-2007 is 860 kton CO_2-equivalenten, dat is een vermindering van ongeveer een kwart ten opzichte van 1990. Het is aannemelijk dat de daling mede tot stand is gekomen door de invoering van de mestwetgeving. Dat blijkt uit de daling van de berekende emissie vanaf 1997, de periode dat MINAS werd ingevoerd.

De gegevens van IFA en CBS komen voor de periode 2001-2007 redelijk overeen. De gegevens van IFA hebben betrekking op gegevens verstrekt door kunstmestproducenten. Het is niet waarschijnlijk dat stromen kunstmest die via groothandels verlopen in zijn geheel in de IFA-statistieken zijn verwerkt. Zo is de export van ingevoerde kunstmest via de groothandel waarschijnlijk niet in de statistiek opgenomen. De CBS-gegevens hebben betrekking op de berekende aanvoer van stikstof door kunstmest naar landbouwbodems.

De trend van de grafiek is voor beide databronnen gelijk, door een daling in kunstmestgebruik er is een daling in de berekende emissie van broeikasgassen.

4.3 Conclusies en aanbevelingen

Het Convenant “Schone en Zuinige Agrosectoren” streeft naar beperking van de broeikasgasemissie door in 2020 de helft van de kunstmest te vervangen door meststoffen met een 50% lagere emissie bij productie en aanwending. Uitgaande van de huidige berekeningen betekent dit ten opzichte van 2007 een beperking van de broeikasgasemissie met ongeveer 490 kton CO_2-equivalenten /jaar. De aandacht moet daarbij vooral uitgaan naar innovaties in productie en gebruik van stikstofmeststoffen omdat dit type kunstmest verantwoordelijk is voor het grootste deel van de broeikasgasemissie. Vooral bij het landbouwkundig gebruik ontstaan de broeikasgassen. Bij fosfaat- en kalimeststoffen is vooral de productie van de meststof verantwoordelijk voor de emissie van broeikasgassen.

In het productieproces van stikstofmeststoffen zijn al veel verbeteringen doorgevoerd en lijkt een verdere beperking van de emissie beperkt. Enige winst lijkt mogelijk uit het transport van ammoniak, maximaal 12 kton CO_2-equivalenten /jaar. Ook verdergaande verbeteringen van de productieprocessen is een mogelijkheid. De stikstofproducenten hebben daarin al belangrijke stappen gezet, zoals het afvangen van lachgas en energiezuiniger maken van het productieproces. De huidige productieprocessen van stikstofmeststoffen in Nederland zijn efficiënter en klimaatvriendelijker dan de productie van stikstofmeststoffen in en buiten West Europa. Gebruik van West-Europese stikstofmeststof is klimaatvriendelijker dan gebruik van meststoffen die niet uit de regio komen. Een verplaatsing van de productie naar andere delen van de wereld is, uit oogpunt van broeikasemissie, ongunstig.

Vervanging van ruwfosfaat door alternatieve fosfaatbronnen draagt maar in beperkte mate bij aan de klimaatvriendelijkheid van kunstmest omdat de broeikasgasemissie bij de productie van fosfaathoudende meststoffen gering is in verhouding tot de broeikasgasemissie door productie van stikstofmeststoffen. Vervanging van ruwfosfaat door alternatieve fosfaatbronnen beperkt de emissie van broeikasgassen tijdens de mijnbouw. Of er een vermindering van broeikasgasemissie door transport op treedt is afhankelijk van het gebruik van de transportmiddelen om de alternatieve grondstof naar de fosfaatfabriek te vervoeren; wegtransport en binnenscheepvaart hebben een veel hogere emissiewaarde dan zeescheepvaart. Gebruik van alternatieve fosfaatbronnen draagt bij aan een duurzamer omgaan met een eindige grondstof als ruwfosfaat.

Het aardgas dat wordt gebruikt voor de energievoorziening kan worden vervangen door biogas, zodat er minder fossiele brandstoffen worden gebruikt. Om dezelfde hoeveelheid energie voor de productie van meststoffen te produceren wordt er door gebruik van biogas echter meer CO_2 geëmitteerd. Naast de 56 kg CO_2 /GJ die vrijkomt bij de verbranding van methaan uit het biogas (gelijk aan wat ontstaat bij het aardgas) komt er ook nog 30 kg CO_2 /GJ vrij die in het biogas zelf zit.

Berekeningen laten zien dat de productie en gebruik van NPK-meststoffen qua broeikasgasemissie ongunstig is ten opzichte van productie en gebruik van enkelvoudige meststoffen. Mengmeststoffen hebben een hoge berekende broeikasgasemissie als deze wordt uitgedrukt op basis van nutriënt. Er lijkt een besparing mogelijk door het gebruik van blends van kunstmeststoffen of door het gebruik van enkelvoudige kunstmeststoffen. Een voorbeeldberekening levert een besparing van 17%, een

berekende besparing van ongeveer 60 kton CO_2-equivalenten /jaar. Dat betekent een besparing van ongeveer 10% van de berekende doelstelling. Een nader onderzoek naar de effecten van de productie en het gebruik van blends en/of enkelvoudige meststoffen ten opzichte van mengmeststoffen lijkt perspectiefvol. Daarbij moeten ook mogelijke nadelen als de aanwezige chemische vorm van nutriënten en de verdeling in het veld meegenomen worden.

Voor stikstofmeststoffen geldt dat vermindering van de broeikasgasemissie vooral gericht moet zijn op het gebruik van kunstmest. Het toepassen van de juiste meststof op het juiste moment en in de juiste hoeveelheid is daarbij een belangrijk uitgangspunt. In koude en/of natte omstandigheden is het niet verstandig om nitraathoudende meststoffen te gebruiken, omdat er dan een hogere emissie van broeikasgassen is. Het gebruik van ammoniumhoudende meststoffen is dan perspectiefvol.

De eerste resultaten van onderzoek naar productie en gebruik van mineralenconcentraten wijzen uit dat het gebruik van mineralenconcentraten op kleigrond als kunstmestvervanger van KAS niet gunstig is voor de beperking van broeikasgassen bij de toediening (ongeveer 1 miljoen hectare landbouwgrond). Op zand- en veengronden is de lachgasemissie van mineralenconcentraten ongeveer gelijk aan KAS (ongeveer 1,3 miljoen hectare landbouwgrond).

De stikstof in mineralenconcentraten bestaat voor het overgrote deel uit ammonium. Daarmee lijkt de meststof geschikt voor gebruik in het voorjaar. Door een hoge pH van het concentraat bestaat er een gevaar voor ammoniakvervluchtiging. De stikstofwerking van concentraten is lager dan die van KAS. Dat komt mede door de mogelijke ammoniakvervluchtiging, door nog onduidelijke mineralisatie van organische stof en de verhoogde kans op denitrificatie. In veldproeven op grasland en bouwland werd in 2009 ten opzichte van KAS een lagere stikstofwerking gemeten. Door een hoog chloridegehalte in sommige mineralenconcentraten zijn niet alle mineralenconcentraten geschikt voor chloorgevoelige gewassen als aardappelen. Vervolgonderzoek wordt uitgevoerd om deze resultaten te bevestigen.

De doelstelling om de broeikasgasemissie met 490 kton CO_2-equivalenten te beperken is gebaseerd op het kunstmestgebruik van 2007. In het Agroconvenant Schoon en Zuinig is onduidelijk welk jaar als referentie moet worden genomen. Het gebruik van kunstmest kent een dalende trend, door de toenemende efficiëntie van het gebruik van meststoffen, mede onder invloed van de invoering van mestwetgeving. Het vaststellen van het referentiejaar is belangrijk om goed vast te stellen voor welke doelstelling de ATV-sectoren staan. Een schatting laat zien dat in de periode 1990-2007 de emissie van broeikasgassen is gedaald met ongeveer 900-1.200 kton CO_2-equivalenten.

Literatuur

Arovuori K & Karikallio H (2009) Consumption patterns and competition in the world fertilizer markets. Paper prepared for presentation at the 19th symposium of the International Food and Agribusiness Management Association, June 20-21, Budapest , Hungary. Pp 15.

Bos J, De Haan J & Sukkel W (2007) Energieverbruik, broeikasgasemissies en koolstofopslag: de biologische en gangbare landbouw vergeleken. PRI rapport 140, pp 78. Brentrup F & Pallière C (2009) GHG emissions and energy efficiency in European nitrogen fertiliser produdtion and use. International Fertiliser Society, proceedings 639, pp 28.

Brentrup F & Pallière C (2009) GHG emissions and energy efficiency in European nitrogen fertiliser produdtion and use. International Fertiliser Society, proceedings 639, pp 28.

Bussink DW, Holshof G, Vergeer WN, Schils RLM & Bakker RF (2002) Efficiënter stikstofgebruik bij lage bemestingsniveaus op grasland. NMI-rapport 716. pp 138.

CBS (2010) Statline website bezocht (http://statline.cbs.nl/StatWeb/publication/default.aspx?DM=SLNL&PA=37502&D1=7-9%2c22&D2=a&D3=a&HDR=T&STB=G1%2cG2&VW=T) op verschillende momenten in 2010.

Clayton H, McTaggart IP, Parker J, Swan L & Smith KA (1997) Nitrous oxide emissions from fertilised grassland: a 2-year study of the effects of N fertiliser form and environmental conditions. Biol. Fertil. Soils, vol 25, p 252-260.

Dekker PHM, Stilma ESC, Van Geel WCA & Kool A (2009) Levenscyclusanalyse van vaste rundermest, runderdrijfmest, digestaat, GFT-compost en kunstmest bij gebruik in de biologische en gangbare landbouw. Pp 87.

Den Boer LC, Brouwer FPE & Van Essen HP (2010) STREAM Studie naar Transport Emissies van Alle Modaliteiten. Versie 2.0. CE-Delft. Publicatienummer 08.4482.11. pp 100.

De Vries JW (2006) Kwantitatieve analyse van de milieubelasting van drie organische mestketens en kunstmest. Bachelorscriptie Agrotechniek Wageningen Universiteit. Pp 20.

Ehlert PAI (2009) Beoordeling samenstelling. . In Velthof GL: Kunstmestvervangers onderzocht. Tussentijds rapport van het onderzoek in het kader van de pilot Mineralenconcentraten. Pp 37-51.

European Commission (2007) Reference document on Best Available Techniques for the manufacture of large volume inorganic chemicals- ammonia, acids and fertilisers. Integrated Pollution Prevention and Control IPPC Directive. Met samenvatting in Nederlands, http://www.infomil.nl/onderwerpen/duurzame/bbt-en-brefs/brefs/brefs/virtuele_map/anorganische-0/

European Commission (2009) Reference document on Best Available Techniques for management of Tailings and waste rock in mining. Pp 467.

Fealy R & Schröder JJ (2008) Assessment of manure transport distances and their impact on economic and energy costs. . International Fertiliser Society, proceedings 642, pp 28.

Grant RF & Pattey E (2003) Modelling variability on N_2O emissions from fertilized agricultural fields. Soil and Biology vol 35 p 225-243.

Het Waterschap (2010) Eerste unrineverwerkingsfabriek nr 5, p31.

ICL Fertilizers Europe c.v. (2009) Milieujaarverslag 2008. pp20.

IFA (2010) Statistics website bezocht (http://www.fertilizer.org/ifa/Home-Page/STATISTICS) op verschillende momenten in voorjaar en zomer 2010.

IFA (2009a) Ammonium Nitrate / Calcium ammonium nitrate world statistics 2008. pp28.

IFA (2009b) Processed phosphates statistics 2008. pp31.

IFA (2009c) Final Potash statistcs 2008. pp 7

Jenssen TK & Kongshaug G (2003) Energy consumption and greenhouse gas emissions in fertilizer

production. International Fertiliser Society, proceedings 509., pp19.

Kool A & De Ruiter H (2004) Broeikasgasreducerende maatregelen in de praktijk. CLM rapport 599-2004. pp. 33.

Lako P (2009) Energy conservation potential of the nitrogen fertiliser industry. Rapport ECN-E-09-11. pp 42.

Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselveiligheid (2008) Convenant Schone en Zuinige Agrosectoren (versie 1.0). pp 27.

MMF (2010) Recycling van nutriënten uit dierlijke mest in de kunstmestproductie. http://www.mineralemeststoffen.nl/16320/Factsheet-recycling-dierlijke-mest-nutrienten-20100519.pdf.

Mosquera J, Hol JMG, Rappoldt C & Dolfing J (2007) Precise soil management as a tool to reduce CH4 and N_2O emissions from agricultural soils. Rapport Animal Sciences Group nr 28. pp 42.

Pach JD (2007) Ammonia production: energy efficiency, CO_2 balances and environmental impact. International Fertiliser Society, proceedings 601, pp28.

Prince AJ, Aposotolopoulou A & Simonova M (2009) Nitrogen Fertiliser Supply and demand – balances, outlook and drivers of change. Int. Fertiliser Society, proceedings 666, pp 39.

Schoumans O (2004) Inventarisatie van de fosfaatverzadiging in Nederland. Alterrarapport 730.4. pp 50.

Sebek L & Schils R (2006) Verlaging van methaan- en lachgasemissie uit de Nederlandse melkveehouderij. ASG-rapport nr 16. pp 52.

Van Beek CL, Pleijter M, Jacobs CMJ, Velthof GL, Van Groeningen JW en Kuikman PJ (2010) Emissions of N_2O from fertilized and grazed grassland on organic soil in relation to groundwater level. Nutr. Cycl. Agroecosyst, vol 86, p 331-340.

Van Dasselaar A & Pothoven R (1994) Energieverbruik in de Nederlandse landbouw. Pp 85.

Van den Heuvel RN (2010) Nitrous oxide emission hotspots and acidic soil denitrification in a riparian buffer zone. PhD thesis Utrecht University. 128 pp.

Van Dijk TA (2007) Emissie van lachgas uit meststoffen. Quickscan van de literatuur. NMI-rapport 851.07. Pp 10.

Van Geel WCA & Van Dijk W (2009) Stikstofwerking van concentraten en dikke fractie op bouwland. In Velthof GL: Kunstmestvervangers onderzocht. Tussentijds rapport van het onderzoek in het kader van de pilot Mineralenconcentraten. Pp 63-68.

Van Middelkoop J & Holshof G (2009) Stikstofwerking van concentraten op grasland. In Velthof GL: Kunstmestvervangers onderzocht. Tussentijds rapport van het onderzoek in het kader van de pilot Mineralenconcentraten. Pp 69-74.

Velthof GL (red) (2009) Kunstmestvervangers onderzocht. Tussentijds rapport van het onderzoek in het kader van de pilot Mineralenconcentraten. Pp 130.

Velthof GL & Hummelink EWJ (2009) Gasvorimige stikstofemissies. In Velthof GL: Kunstmestvervangers onderzocht. Tussentijds rapport van het onderzoek in het kader van de pilot Mineralenconcentraten. Pp 69-74.

Velthof GL & Oenema O (1995) Effects of nitrogen fertilization and grazing on the emission of nitrous oxide from grassland. Report C95.08/NMI 193. pp 97.

Velthof GL & Oenema O (2001) Effects of aging and cultivation of grassland on soil nitrogen. Alterra-rapport 399. pp 56.

Velthof GL, Oenema O, Postma R & Van Beusichem ML (1997) Effects of type and amount of applied nitrogen fertilizer on nitrous oxide fluxes from intensively managed grassland. Nutrient cycling in agroecosystems, vol 46, p 257-267.

Velthof GL, De Haan MH, Schils RLM, Monteny GJ, Van den Pol-Van Dasselaar A & Kuikman PJ (2000)

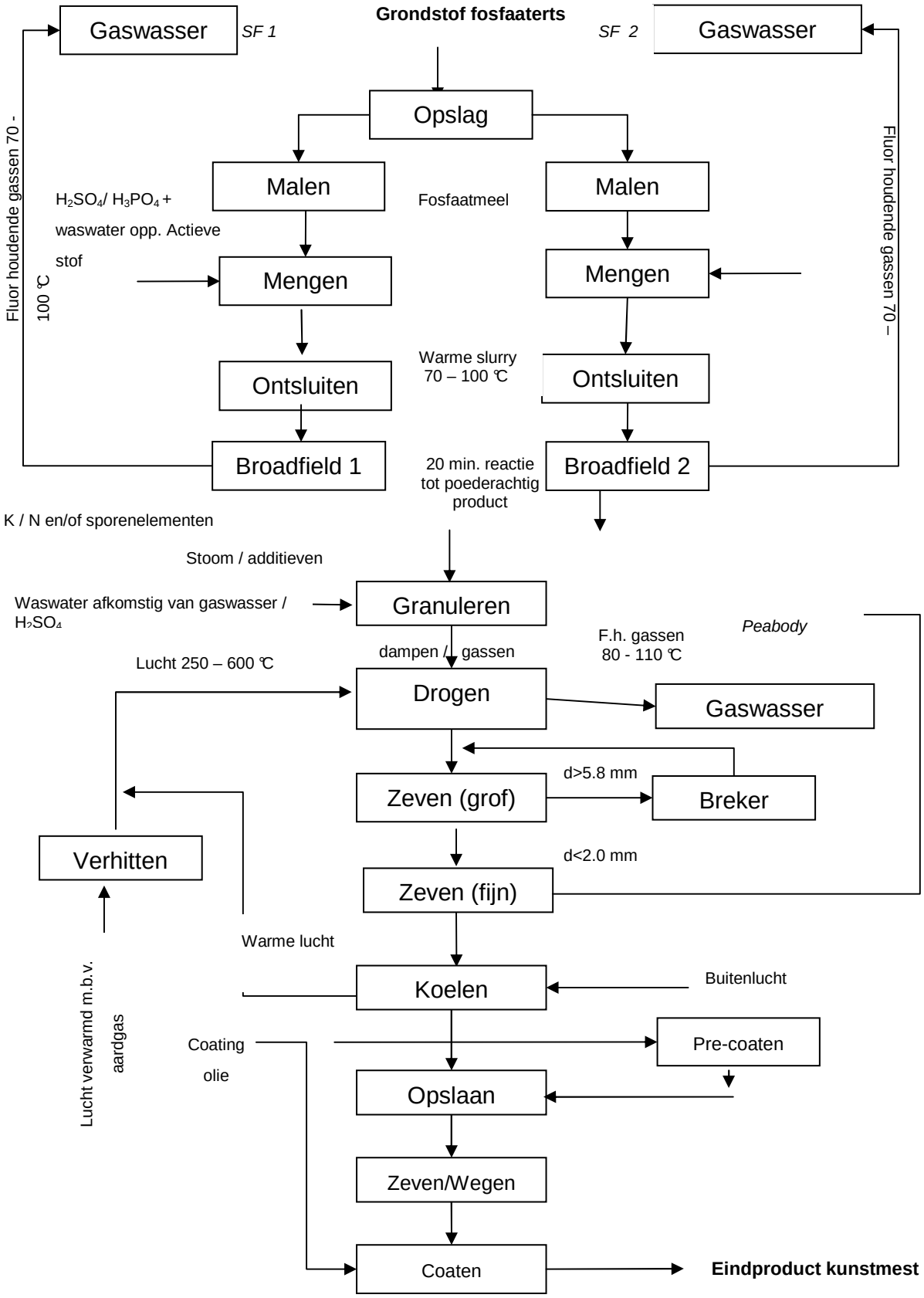
Beperking van lachgasemissie uit bemeste landbouwgronden. Een systeemanalyse. Alterrarapport 114-2. pp68.

Velthof GL, Mosquera J, Huis in ‘t Veld J en Hummelink E (2010) Effect of manure application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. Alterra rapport no 1992. pp 52.

Yara (2010) Calculation of carbon footprint of fertilizer production. http://www.yara.com/doc/29293_2010_Carbon%20footprint%20of%20AN%20-%20Method%20of%20calculation.pdf. Pp 5.

Zwiers R, Van Balken JAM, Härmälä EYE, Pallière & Cryans MC (2009) EU climate policy and emission trading: challenges for the European fertiliser industry. International Fertiliser Society, proceedings 643. pp18.

BIJLAGE 1 Processchema fosfaatmeststof productie ICL Amsterdam



Blokschema productie proces Amsterdam Fertilizers B.V.