



Milieukundige voetafdruk van de teelt van ruwvoergewassen

J.J. Schröder & J.C. van Middelkoop

Rapport 658



WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH

Milieukundige voetafdruk van de teelt van ruwvoergewassen

J.J. Schröder¹ & J.C. van Middelkoop²

¹ Wageningen UR, Plant Research

² Wageningen UR, Livestock Research

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van KWS Benelux.

Wageningen Plant Research is een samenwerkingsverband tussen Wageningen Universiteit en Stichting Wageningen Research.

Wageningen, september 2016

VERTROUWELIJK

Rapport 658

Samenvatting

Gewassen en teeltwijzen verschillen van elkaar met betrekking tot de emissies van stoffen die het milieu belasten en hun aanspraak op schaarse bronnen. Kennis over deze milieukundige voetafdruk kan de producenten en verwerkers van gewassen helpen bij het maken van keuzes. In de hier beschreven studie wordt de voetafdruk becijferd van de teelt van gras, snijmaïs, maïskolvenschroot (MKS) en tarwe. De vergelijking omvat de emissies van nitraat, ammoniak en broeikasgassen en de aanspraken op land, water en fossiele energie. Geen enkel gewas scoort op al deze gebieden beter dan een ander gewas. Vanuit (voeder)energie bezien, is de milieukundige voetafdruk van snijmaïs ten aanzien van de meeste aspecten gemiddeld lager dan die van andere gewassen, maar vanuit (voeder)eiwit bezien is de milieukundige voetafdruk van gras relatief laag. Binnen die twee gewassen scoort snijmaïs relatief gunstig en gras relatief ongunstig voor wat betreft ammoniakemissie. Voor wat betreft de nitraatuitspoeling en nitraatconcentratie is het omgekeerde het geval. MKS en tarwe nemen per eenheid energie een positie tussen gras en snijmaïs in maar scoren per eenheid eiwit meestal wat minder goed dan genoemde gewassen. Overigens hangen de uitkomsten en rangordes af van de te realiseren opbrengsten en bemestingsniveaus. De uitkomsten kunnen betrokken worden in vervolgstudies gericht op het minimaliseren van de milieukundige voetafdruk van dierlijke producten zoals melk.

Trefwoorden: ammoniak, broeikasgas, eiwit, emissie, energie, gras, maïs, milieu, MKS, nitraat, voetafdruk

© 2016 Wageningen, Stichting Wageningen Research, Wageningen Plant Research, Postbus 16, 6700 AP Wageningen; T 0317 48 05 78; www.wur.nl/plant-research

KvK: 09098104 te Arnhem
VAT NL no. 8113.83.696.B07

Stichting Wageningen Research. Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen of enige andere manier zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van DLO.

DLO is niet aansprakelijk voor eventuele schadelijke gevolgen die kunnen ontstaan bij gebruik van gegevens uit deze uitgave.

Vertrouwelijk Wageningen Plant Research Rapport 658

Foto omslag: Jaap Schröder

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
2 Materialen en methoden	13
2.1 Algemeen	13
2.2 Uitgangspunten	15
2.3 Gebruik van schaarse bronnen en emissies	16
2.3.1 Landgebruik	16
2.3.2 Watergebruik	16
2.3.3 Ammoniakemissie	17
2.3.4 Nitraatuitspoeling	17
2.3.5 Broeikasgasemissie	17
3 Resultaten	19
3.1 Landgebruik	19
3.2 Watergebruik	20
3.3 Ammoniakemissie	22
3.4 Nitraatuitspoeling	22
3.5 Broeikasgasemissie	25
3.6 Samenvattende tabel	27
4 Discussie	29
5 Literatuur	33
Bijlage 1 CO ₂ productie van veldwerk en kunstmestgebruik volgens KringloopWijzer (Schröder et al., 2016)	35
Bijlage 2 Berekening van bruto N-excretie en de methaanverliezen uit stal en opslag per kg N-excretie	37
Bijlage 3 Lachgas-emissiefactoren (kg N ₂ O-N per kg N-totaal) volgens KringloopWijzer (Schröder et al., 2016)	39
Bijlage 4 Voetafdruk per kVEM voor droge zandgrond, nat zand en klei	41
Bijlage 5 Voetafdruk per ton ruw eiwit voor droog zand, nat zand en klei	45

Woord vooraf

Gewassen doen een beroep op schaarse bronnen zoals grond, water en fossiele energie. Hun teelt gaat bovendien gepaard met de uitstoot van stoffen die milieukundig ongewenst zijn. Gewassen en ook teeltwijzen verschillen in dit opzicht van elkaar. Dat geldt ook voor ruwvoergewassen die dienen voor de productie van melk door rundvee. Het is daarom relevant om een nauwkeurig beeld te krijgen van genoemde verschillen tussen de diverse ruwvoergewassen. Kennis daarover kan bijdragen aan verantwoorde keuzes. KWS Benelux heeft Wageningen Plant Research en Livestock Research van Wageningen Universiteit en Research gevraagd om hiertoe een studie uit te voeren. Van die studie doet dit rapport verslag. Wij zijn Arjan Lassche en Jan Bakker van KWS Benelux erkentelijk voor hun begeleiding tijdens de uitvoering. We denken dat met de uitkomsten van deze studie een basis gelegd kan worden onder vervolgstudies gericht op een minimale milieukundige voetafdruk van de productie van melk.

Jaap Schröder & Jantine van Middelkoop

Samenvatting

Gewassen en teeltwijzen verschillen van elkaar met betrekking tot de emissies van stoffen die het milieu belasten en hun aanspraak op schaarse bronnen. Kennis over deze milieukundige voetafdruk kan de producenten en verwerkers van gewassen helpen bij het maken van keuzes. In de hier beschreven studie wordt de voetafdruk becijferd van de teelt van gras, snijmaïs, maïskolvenschroot (MKS) en tarwe. De vergelijking omvat de emissies van nitraat, ammoniak en broeikasgassen en de aanspraken op land, water en fossiele energie. Geen enkel gewas scoort op al deze gebieden beter dan een ander gewas. Vanuit (voeder)energie bezien, is de milieukundige voetafdruk van snijmaïs ten aanzien van de meeste aspecten gemiddeld lager dan die van andere gewassen, maar vanuit (voeder)eiwit bezien is de milieukundige voetafdruk van gras relatief laag. Binnen die twee gewassen scoort snijmaïs relatief gunstig en gras relatief ongunstig voor wat betreft ammoniakemissie. Voor wat betreft de nitraatuitspoeling en nitraatconcentratie is het omgekeerde het geval. MKS en tarwe nemen per eenheid energie een positie tussen gras en snijmaïs in maar scoren per eenheid eiwit meestal wat minder goed dan genoemde gewassen. Overigens hangen de uitkomsten en rangordes af van de te realiseren opbrengsten en bemestingsniveaus. De uitkomsten kunnen betrokken worden in vervolgstudies gericht op het minimaliseren van de milieukundige voetafdruk van dierlijke producten zoals melk.

1 Inleiding

De Europese Commissie kan een verruimd gebruik van dierlijke mest toestaan als een lidstaat aannemelijk maakt dat die verruiming niet op gespannen voet staat met een gewenste kwaliteit van grond- en oppervlaktewater. Die toestemming, onder de naam 'derogatie', wordt sinds 2006 voor telkens vier jaren, onder voorwaarden aan Nederlandse melkveehouders verleend. Het milieueffect hiervan wordt in het kader van de Nitraatrichtlijn (EU, 1991) intensief gevolgd met een monitoringsprogramma (Lukacs *et al.*, 2015). Om de derogatie te behouden, moeten melkveehouders met ingang van 2015 op minimaal tachtig procent van hun bedrijfsoppervlakte gras verbouwen. Dat aandeel mocht voordien zeventig procent bedragen. Dat betekent dat het aandeel maïsland met maximaal 33% (van 30% naar 20% van het areaal) moest dalen, althans op dat deel van de bedrijfsoppervlakte waarvoor een derogatie is aangevraagd. Een aantal melkveehouders reageerde hierop door een deel van het maïsland administratief buiten het bedrijf te plaatsen. Op die manier bleef het verruimd mestgebruik op zijn minst behouden voor het resterende maïs- en grasland (in de verhouding 20 : 80) binnen het bedrijf. Andere melkveehouders besloten om een (nog) groter deel van de teelt van maïs uit te besteden aan akkerbouwers en eigen maïsland om te zetten in grasland. Als gevolg hiervan is de omvang van het totale maïsareaal in Nederland in 2015 gekrompen. Volgens het CBS (<http://statline.cbs.nl/Statweb/>) daalde het totale snijmaïsareaal in 2015 desondanks met niet meer dan enkele procenten ten opzichte van de voorgaande twee jaren.

De overwegingen bij het besluit die tot de verplichte verlaging van maïsaandeel bij derogatie hebben geleid, zijn niet voor iedereen duidelijk. De algemene indruk is immers dat maïs in vergelijking tot gras een hoge voederwaardeopbrengst heeft en daardoor efficiënt omgaat met het gebruik van schaarse grond. Maïs gaat bovendien zuiniger om met water dan gras, produceert meer energie per kilogram toegediende stikstof uit mest of kunstmest, en leidt bij toevoeging aan grasrijke rantsoenen tot minder emissie van ammoniak en een lagere uitscheiding van fosfaat. Tegenover de ontegenzeggelijke voordelen van maïs, staan echter ook nadelen. Het belangrijkste nadeel betreft vooral de verhoogde uitspoeling van nitraat onder maïsland. Dat heeft te maken met het feit dat gras minder stikstof in de bodem achterlaat (Ten Berge *et al.*, 2007) en dat van de stikstof die achterblijft een groter deel denitrificeert (Fraters *et al.*, 2012). Bij dat proces wordt nitraat omgezet in elementaire luchtstikstof (en een onbekende hoeveelheid lachgas (N_2O)) alvorens het grond- of oppervlaktewater als nitraat te bereiken. Dat verklaart waarom het aandeel maïs op een melkveebedrijf in beginsel beperkt moet blijven als men van derogatie gebruik wil kunnen blijven maken. Met andere woorden: hoe geringer het aandeel maïsland, des te verdedigbaarder een hoge mestgift en vice versa. Vanzelfsprekend hangt nitraatuitspoeling van meer factoren af dan alleen de gewassoort. De teeltwijze (hoogte, type en wijze van bemesten; oogstwijze; groeikansen voor effectief vanggewas, etcetera) speelt ook een rol.

KWS Benelux heeft Wageningen UR gevraagd een studie uit te voeren waarin voornoemde milieukundige voor- en nadelen van maïs in kaart worden gebracht en daarbij vergeleken kunnen worden met gras en graan. Die studie heeft tot doel om melkveehouders en beleidsmakers bewust te maken van de wisselkoersen die bestaan tussen verschillende maatschappelijke doelen op het gebied van emissiereducties (nitraat, ammoniak, fosfaat, broeikasgassen) en het efficiënte gebruik van schaarse bronnen (land, water, fosfaat, fossiele energie). Dit rapport doet van die studie verslag en moet gezien worden als een eerste stap. Melk wordt in Europa immers niet geproduceerd op basis van alleen maïs, alleen gras of alleen graan (en daaruit afgeleide producten), maar steeds in variërende combinaties van die drie.

2 Materialen en methoden

2.1 Algemeen

De milieukundige voetafdruk is berekend voor een drietal gewassen: maïs, grasland en wintertarwe. Binnen het gewas maïs gaat het om snijmaïs dan wel maïskolvenschroot (MKS, bestaande uit korrels, spil en kolfeschutbladeren). Bij maïs wordt aangenomen dat de in Nederland verplichte teelt van een onbemest vanggewas op zand- en lössgrond alleen na snijmaïs leidt tot een gewas dat daadwerkelijk N naar een volgend(e) teelt(jaar) weet over te hevelen. Weliswaar is de teelt van een vanggewas ook verplicht na MKS, maar blijft deze daar betekenisloos door de latere oogst van de maïs en/of de bedekking door gewasresten. Op kleigrond is een vanggewas niet verplicht en ook niet effectief vanwege de doorgans latere oogst van de maïs en inwerking vóór de winter. Bij grasland wordt uitgegaan van het gebruikelijke gemengde gebruik van maaien en beperkt weiden, waarbij van de jaarlijkse dierlijke mestgift verondersteld wordt dat steeds 65 kg mest-N per ha in de vorm van weidemest wordt toegediend (Schröder *et al.*, 2007; 2009). Bij een mestgift overeenkomstig de fosfaatonttrekking, komt dat overeen met ongeveer een kwart van de jaarlijkse dierlijke mestgift. Dat is in lijn met het aandeel weidemest dat Aarts *et al.* (2008) in de door hen onderzochte meest recente jaren vonden. Bij wintertarwe wordt een onderscheid gemaakt tussen situaties waarbij het stro achterblijft op het land en situaties waar behalve de korrel ook het stro wordt afgevoerd. In dat laatste geval kan al dan niet een groenbemester geteeld worden waaraan de extra (wettelijke) N-gebruiksruimte van 50 (zandgrond) of 60 (kleigrond) kg per ha wordt toegekend. De milieukundige voetafdruk wordt berekend voor droge en natte zandgrond en voor kleigrond. Binnen elk van bovengenoemde gewas-grondsoortcombinaties worden bovendien N-bemestingsvarianten onderscheiden. De overweging daarbij is dat bij een ruime bemesting weliswaar efficiënt met de beschikbare oppervlakte grond wordt omgegaan en de milieubelasting van een aantal basisbewerkingen (ploegen, zaaien, verzorgen, oogsten) over meer kilogrammen opbrengst uitgesmeerd kan worden, maar dat bij een ruime N-bemesting relatief veel N per toegediende kg N verloren gaat ten gevolge van de wet van de afnemende (N-)meeropbrengst. Overigens wordt in de berekeningen aangenomen dat de (extra) N die achterblijft bij het achterlaten van maïsstro (bij de teelt van MKS) of graanstro, ten gunste komt aan de N-voorziening van een volgend gewas. De milieukundige voetafdruk van elk van deze varianten (gewassoort x oogstwijze x N-variant x grondsoort) heeft betrekking op schaarse bronnen (land, water, fosfaat, fossiele energie) per eenheid geproduceerde drogestof, VEM en eiwit. Daarnaast worden de emissies (nitraat, ammoniak, broeikasgassen) per eenheid geproduceerde drogestof, VEM en eiwit berekend. Vanwege de centrale positie van nitraat in de Europese Nitraatrichtlijn (EU, 1991), wordt nitraat ook becijferd in termen van de te bereiken concentratie in ontvangend grond- of oppervlaktewater. De opbrengsten van varianten laten zich alleen dan goed met elkaar vergelijken als ze betrekking hebben op een vergelijkbare groeiduur. Gekozen is voor de periode 1 november in jaar *n* tot 1 november in jaar *n*+1. Dat komt min of meer overeen met het moment waarop groenbemesters na graan op kleigrond worden ondergeploegd en vanggewassen na snijmaïs stoppen met het opnemen van residuaire bodem-N.

Tabel 1 Basis voor de uitgangspunten van opbrengstniveaus en gehalten die bij de berekeningen gehanteerd zijn.

Gewas	Opbrengst (ton DS/ha)	Gehalten in DS			Bron
		N%	P ₂ O ₅ %	VEM	
Gras****		3,3	0,86		Beukeboom, 1996
	10,7	2,7	0,93		Oenema <i>et al.</i> , 2016
	10,5	2,9	0,82		Van Middelkoop <i>et al.</i> , 2016ab
	10,2	3,0	0,88	946	Aarts <i>et al.</i> , 2008
		2,9	0,96	888	Kuilgras, CVB, 2012
		3,6	0,98	1006	Vers gras, CVB, 2012
	13,7-14,3				CSAR, 2015c
Gerekend met:	10-15 ton DS/ha	2,9-2,8***	0,90	930	
	(1810-2630 kg r.e./ha)				
	(9,3-14,0 ton kVEM/ha)				
Snijmaïs		1,34	0,43		Beukeboom, 1996
		1,29	0,45		Schröder <i>et al.</i> , 2015
	14,8	1,20	0,47	954	Aarts <i>et al.</i> , 2008
	16,1	1,15	0,46		Oenema <i>et al.</i> , 2016
		1,22	0,46	937	CVB, 2012
	20,6-21,9			1007	CSAR, 2015b
Gerekend met:	14-20 ton DS/ha	1.20	0,46	950	
	(1050-1500 kg r.e./ha)				
	(13,3-19,0 ton kVEM/ha)				
MKS		1,51	0,62		Beukeboom, 1996
		1,42	0,57	1040	CVB, 2012
	14,4=11,1 x 1,3*				CSAR, 2015b
Gerekend met:	10-14 ton DS/ha	1,50	0,60	1040	
	(940-1310 kg r.e./ha)				
	(10,4-14,6 ton kVEM/ha)				
Tarwe, korrel		2,40	0,93		Beukeboom, 1996
		1,78	0,69	1027	CVB, 2012
	9,8				CSAR, 2015a
Gerekend met:	8-10 ton DS/ha	2,10	0,81	1025	
	(1050-1310 kg r.e./ha)				
	(8,2-10,3 ton kVEM/ha)				
Tarwe, stro		0,7	0,25	418	CVB, 2012
		0,7	0,16		Beukeboom, 1996
	5,3=9,8/0,65 x (0,35)**				CSAR, 2015a
Gerekend met:	4-5 ton DS/ha	0,7	0,20	420	
	(180-220 kg r.e./ha)				
	(1,7-2,1 ton kVEM/ha)				

* vlgs Sibma is de opbrengst van MKS (=inclusief schutblad en spil) 33% groter dan die van korrelmaïs (waarop CSAR-gegevens betrekking hebben).

** vlgs www.kennisakker.nl bedraagt de oogstindex van wintertarwe 65%.

*** laagste waarde bij hoog, hoogste waarde bij laag niveau van DS-opbrengst.

**** inclusief het gras geoogst via beweiding.

2.2 Uitgangspunten

Conclusies die aan een vergelijking van gewassen verbonden worden, zijn uiteraard sterk afhankelijk van de veronderstelde haalbare opbrengsten. Dit geldt ook voor de veronderstelde opbrengstniveaus van gras, snijmaïs en granen. Er bestaat weliswaar consensus over het feit dat de drogestof-opbrengst van gras lager is dan die van snijmaïs, maar over de mate waarin dat het geval is, verschillen de meningen. Op basis van diverse literatuurgegevens is voor elk van de gewassen daarom gekozen voor een range (Tabel 1). Die bedraagt voor gras (inclusief gras geoogst via beweiding), snijmaïs, MKS, tarwe en tarwe inclusief stro, achtereenvolgens, 10-15, 14-20, 10-14, 8-10 en 12-15 ton DS per ha per jaar. Diezelfde tabel vermeldt ook de N- en P₂O₅-gehalten waarvan is uitgegaan en de voederwaarden (VEM), waarvoor overigens geen ranges maar vaste gemiddelde waardes zijn aangehouden.

De opbrengst aan (voeder)energiewaarde (kVEM) van de gewassen is geschat als het product van DS-opbrengst (range) en het gemiddelde VEM gehalte en bedraagt voor gras, snijmaïs, MKS, tarwe en tarwe inclusief stro, achtereenvolgens, 9,3-14,0, 13,3-19,0, 10,4-14,6, 8,2-10,3 en 9,9-12,4 ton kVEM per ha per jaar. De ruw-eiwit (r.e.) opbrengst van de gewassen is geschat als het product van DS-opbrengst (range) en het N-gehalte x 6,25, en bedraagt voor gras, snijmaïs, MKS, tarwe en tarwe inclusief stro, achtereenvolgens, 1,8-2,6, 1,1-1,5, 0,9-1,3, 1,1-1,3 en 1,2-1,5 ton ruw eiwit per ha per jaar (Tabel 1). De te berekenen milieueffecten zijn, tenzij anders vermeld, uitgedrukt per voornoemde kenmerken van de voederwaarde, te weten kVEM en ruw eiwit.

Voor wat betreft de gedefinieerde N-scenario's is uitgegaan van giften die horen bij de N-bemestingsadviezen, giften die horen bij de toegestane grondsoortspecifieke N-gebruiksnorm, en een (verder) verlaagde N-gift die overeenkomt met 70% van de gift die behoort bij de N-gebruiksnorm (Tabel 2). Voor het berekenen van de opbrengsten die behoren bij de suboptimale, 'gekorte' N-giften, is gebruik gemaakt van de responscurves zoals die beschreven zijn in Schröder *et al.* (2007, 2015). Een kenmerkend verschil tussen gewassen is gelegen in het feit dat gras een grotere fractie van de aangeboden N uit de bodem weet op te nemen ('een hogere N-recovery vertoont') dan maïs (Schröder *et al.*, 1998; -, 2010; -, 2013; Vellinga & André, 1999). Als gevolg hiervan blijft van eenzelfde N-gift op maïsland na de oogst meer minerale N in de bodem achter dan na de laatste snede van grasland (Ten Berge *et al.*, 2007). De N-recovery door granen bevindt zich hier tussen in. Dit is één van de redenen waarom na maïs doorgaans meer N uitspoeling optreedt dan na grasland.

Tabel 2 Gehanteerde niveaus van N-bemesting (kg werkzame N per ha per jaar).

N-niveau	Gras***		Maïs		Tarwe	
	Zand	Klei	Zand	Klei	Zand	Klei
Optimaal (advies, gebruiksnorm klei)	345	345	160	160	160*	245*
Suboptimaal (gebruiksnorm zand)	250	250	140			
Laag (w.o. gebruiksnorm maïs zand 'Zuid')	175	175	112	112	112**	172**

* exclusief 50 en 60 kg N/ha bij teelt van groenbemesters nadien op, respectievelijk, zand- en kleigrond.

** exclusief 35 en 42 kg N/ha bij teelt van groenbemesters nadien op, respectievelijk, zand- en kleigrond.

*** gras dat deels via beweiding geoogst wordt.

Op basis van het gekozen uitgangspunt voor de realiseerbare DS-opbrengst en het N-gehalte is allereerst berekend hoe de coëfficiënten van de responsfunctie dienen te worden ingesteld om de overeenkomstige N-opbrengst bij toepassing van het N-bemestingsadvies ('Optimaal' vgl. Tabel 2) te kunnen realiseren. Dat impliceert dat aangenomen wordt dat een hoge N-opbrengst in die situatie niet door een verhoogde adviesgift maar door een hogere N-benutting zal worden gerealiseerd. Na deze ijking van de responscurve (lees: bepaling van de steilheid van de helling die toont hoe een opbrengst op N reageert) wordt berekend wat de N-opbrengst van het desbetreffende gewas zal zijn bij suboptimale N-giften. De desbetreffende N-opbrengsten zijn met behulp van de gewasspecifieke gehalten uit Tabel 1 vertaald in P-opbrengsten, DS-opbrengsten en kVEM-opbrengsten. Aangenomen wordt dat de P-onttrekking van gewassen exact gecompenseerd wordt ('evenwichtsbemesting') via de

toediening van rundveedrijfmest. De rechtvaardiging voor de keuze van deze mestsoort is gelegen in het feit dat de hier onderzochte gewassen hoofdzakelijk dienen voor de voedervoorziening van rundvee en drijfmest daarbij de overwegend geproduceerde soort mest is. Hierbij wordt een N/P_2O_5 verhouding in de rundveemest aangenomen van 2,73 (Den Boer *et al.*, 2012). Keuze voor 'evenwichtsbemesting' (geen P-accumulatie en geen P-uitmijning) en uitsluiting van zowel het gebruik van andere P-meststoffen als afvoer van een teveel aan geproduceerde mest, veronderstelt overigens impliciet dat de P-afvoer in de vorm van melk en vlees precies in evenwicht is met de aanvoer van P via geïmporteerde (kracht)voerders. De benodigde kunstmest-N-gift wordt vervolgens berekend door rundveedrijfmest en kunstmest-N met behulp van een optimalisatieberekening (Excel Solver MS[®]) zó te combineren dat tegelijkertijd voldaan wordt aan de vooraf opgelegde hoeveelheid werkzame N (Tabel 2) en een P-evenwichtsbemesting. Daarbij is voor alle gewassen een wettelijke N-werkingscoëfficiënt van 45% aangehouden. Dit is de waarde die in Nederland aan rundveedrijfmest wordt toegekend op rundveebedrijven die hun grasland via een combinatie van maaien en weiden oogsten.

Tabel 3 Uitspoelfractie en neerslagoverschot (Fraters *et al.*, 2012).

Grondsoort	Uitspoelfractie		Neerslagoverschot	
	Grasland	Bouwland	Grasland	Bouwland*
Klei	0,11	0,34	311	353
Nat zand (Gt IV)	0,19	0,39	274	358
Droog zand (Gt VII)	0,37	0,75	298	332

* Volgens Schröder *et al.* (2007) is het neerslagoverschot van snijmaïsland, afhankelijk van de grondsoort, maximaal 5% groter of kleiner dan dat van het overige bouwland; dit onderscheid is in de onderhavige studie niet langer gemaakt.

2.3 Gebruik van schaarse bronnen en emissies

2.3.1 Landgebruik

Geschikte landbouwgrond is in toenemende mate een schaars goed en dat geldt ook voor Noordwest Europa. Het landgebruik van een gewas is daarmee een relevant milieukundig aspect. Het landgebruik (hectares per kg DS, kVEM en eiwit) wordt gedefinieerd als de reciproke van de desbetreffende opbrengst per ha.

2.3.2 Watergebruik

Ook zoet water is in toenemende mate een schaars goed, zij het niet overal. Daar waar dit het geval is, zoals op zandgronden in Oost en Zuid Nederland, gaat het daarbij om het waterverbruik per eenheid opbrengst in verband met regionale schaarste. Het waterverbruik van gras, tarwe (inclusief stro), en maïs (inclusief stengel) wordt daarbij geschat op, respectievelijk, 360, 270 en 180 liter water per kg DS (Smid *et al.*, 1998; Gerbens-Leenes & Nonhebel, 2004; Anonymus, 2016). Ehlers (1997) vond in zijn literatuuronderzoek waarden die weliswaar gemiddeld het dubbele bedragen, maar de rangorde van de genoemde drie gewassen (waarbij klaverweiden model staan voor grasweiden) qua waterverbruik was geheel vergelijkbaar. Aan vanggewassen en groenbemesters wordt een waterverbruik van 350 m³ per hectare toegekend. Dat komt bij een drogestofproductie van 2 ton per ha overeen met een waterverbruik van 175 liter per kg DS.

Bij het berekenen van nitraatconcentraties heeft overigens geen verrekening plaatsgevonden van verschillen in opbrengstniveaus. Hoe hoger de gewasopbrengst, des te hoger ook de verdamping en des te lager het neerslagoverschot. Verrekening van dit soort effecten zou echter een te precieze voorstelling van zaken geven, gezien onze beperkte kennis van het effect van N op de gewasverdamping (transpiratie) en de bodemverdamping (evaporatie). Ter oriëntatie: bij een

opbrengstverschil van 2000 kg DS per ha en een veronderstelde transpiratiecoëfficiënt van gemiddeld 250 liter per kg DS, zou het effect op de transpiratie theoretisch 50 mm kunnen bedragen. Een dergelijke hoeveelheid water komt overeen met circa een zesde van het gemiddelde neerslagoverschot en zou de nitraatconcentratie daarom met circa 16% (1/6) veranderen. Dit effect wordt vermoedelijk echter weer deels tenietgedaan door een tegengesteld effect van de evaporatie. Vandaar dat hier gemakshalve aan het effect van eventuele opbrengstverschillen voorbijgegaan wordt.

2.3.3 Ammoniakemissie

Ammoniak komt in relatie tot de teelt van gewassen vooral vrij bij de opslag en de toediening van ammoniumhoudende meststoffen, waaronder dierlijke mest. Omdat de emissie van ammoniak een effect heeft op de bredere omgeving, wordt deze emissie per eenheid opbrengst berekend. De emissie uit stal en opslag wordt becijferd op 11,5% van de excretie van ammoniakale N (Velthof *et al.*, 2009). De emissie bij toediening wordt becijferd op 19% van de toegediende ammoniakale N (TAN) bij de toediening van drijfmest op grasland via zodebemesting, op 2% van de toegediende TAN bij toediening van drijfmest op bouwland via injectie, op 3,3% van de uitgescheiden TAN (urine) bij excretie van weidemest, en op 0,9% en 2% van de toegediende N-totaal in de vorm van kunstmest-N op, respectievelijk, grasland en bouwland (Velthof *et al.*, 2009; Schröder *et al.*, 2016). De ammoniak uit gewasresten, voor zover niet snel ingewerkt, wordt becijferd op 0% voor resten met een N-gehalte lager dan 1,27% van de N-totaal inhoud (zoals snijmaïs) en op 6,5% voor producten met een N-gehalte van 2,9% (zoals gras) (Vonk *et al.*, 2016). Omdat bij de in deze studie onderzochte gewassen geen sprake is van N-rijke gewasresten die niet worden ingewerkt, wordt deze vorm van ammoniakverlies hier genegeerd.

2.3.4 Nitraatuitspoeling

Nitraatuitspoeling heeft zowel een lokaal effect in verband met het geschikt houden van zoet grond- en oppervlaktewater voor plaatselijke drinkwaterwinning en biodiversiteit als een mondiaal effect in verband de eutrofiëring van kustzones. De uitspoeling wordt daarom zowel per eenheid oppervlakte als per eenheid product uitgedrukt. De nitraatuitspoeling wordt berekend door per gewas een N-bodemoverschot te berekenen en dit bodemoverschot vervolgens te corrigeren voor dat deel van het N-overschot, meest nitraat-N, dat door denitrificatie wordt omgezet in gasvorming N_2 (en enige N_2O) en daarom het grond- of oppervlaktewater niet bereikt. Het bodemoverschot wordt berekend door van de som van aanvoerposten de afvoer in de vorm van geoogst gewassen (inclusief gras dat via beweiding geoogst wordt), ammoniakverliezen bij toediening van (kunst)mest en tijdens beweiding, en investeringen in 'nieuwe' mest- en gewasresten, af te trekken. Aanvoerposten bestaan uit bemesting, ammoniak-depositie, biologische N-binding, nalevering vanuit eerder toegediende mest- en gewasresten. De correcties voor denitrificatie worden ontleend aan het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) van RIVM en Wageningen Economic Research. Uit jarenlange metingen op praktijkbedrijven blijkt dat aanzienlijk meer denitrificatie optreedt op kleigrond dan op natte zandgrond en meer op natte zandgrond dan op droge zandgrond. Ook blijkt onder grasland meer denitrificatie plaats te vinden dan onder bouwland (Fraters *et al.*, 2012). Als gevolg daarvan leidt eenzelfde N-bodemoverschot op grasland tot aanmerkelijk minder uitspoeling dan op maïsland of graanland (Tabel 3).

2.3.5 Broeikasgasemissie

Broeikasgassen hebben per definitie een mondiaal effect. Het is daarom niet relevant om emissie per eenheid oppervlakte uit te drukken; de broeikasgasemissie per eenheid product volstaat. De belangrijkste broeikasgassen zijn koolzuur (CO_2), methaan (CH_4) en lachgas (N_2O). Binnen het kader van de teelt van gewassen komt CO_2 voornamelijk vrij bij de productie van kunstmest-N en bij veldwerkzaamheden. De in deze studie gebruikte uitgangspunten zijn ontleend aan de rekenregels van de KringloopWijzer (Schröder *et al.*, 2016) welke zijn samengevat in Bijlage 1. Bij de mineralisatie van organische stof in de bodem komt ook koolzuur vrij maar daar staat een jaarlijkse vastlegging van nieuwe organische stof tegenover. Die twee balanstermen, afbraak en opbouw, raken bij een volgehouden teeltwijze vroeg of laat met elkaar in evenwicht. Daarom is daar in deze studie verder geen rekening mee gehouden.

Methaan komt voornamelijk vrij bij de spijsvertering door rundvee en bij de opslag van dierlijke mest. In het kader van deze studie, de vergelijking van gewassen, beperkt de becijfering van de methaanemissie zich tot de emissie die het gevolg is van het gewasspecifieke gebruik, dat wil zeggen de opslag van rundveedrijfmest. Die emissie wordt geschat op 0,39 kg CH₄ per kg toegediende totaal-N in de vorm van mest (Bijlage 2).

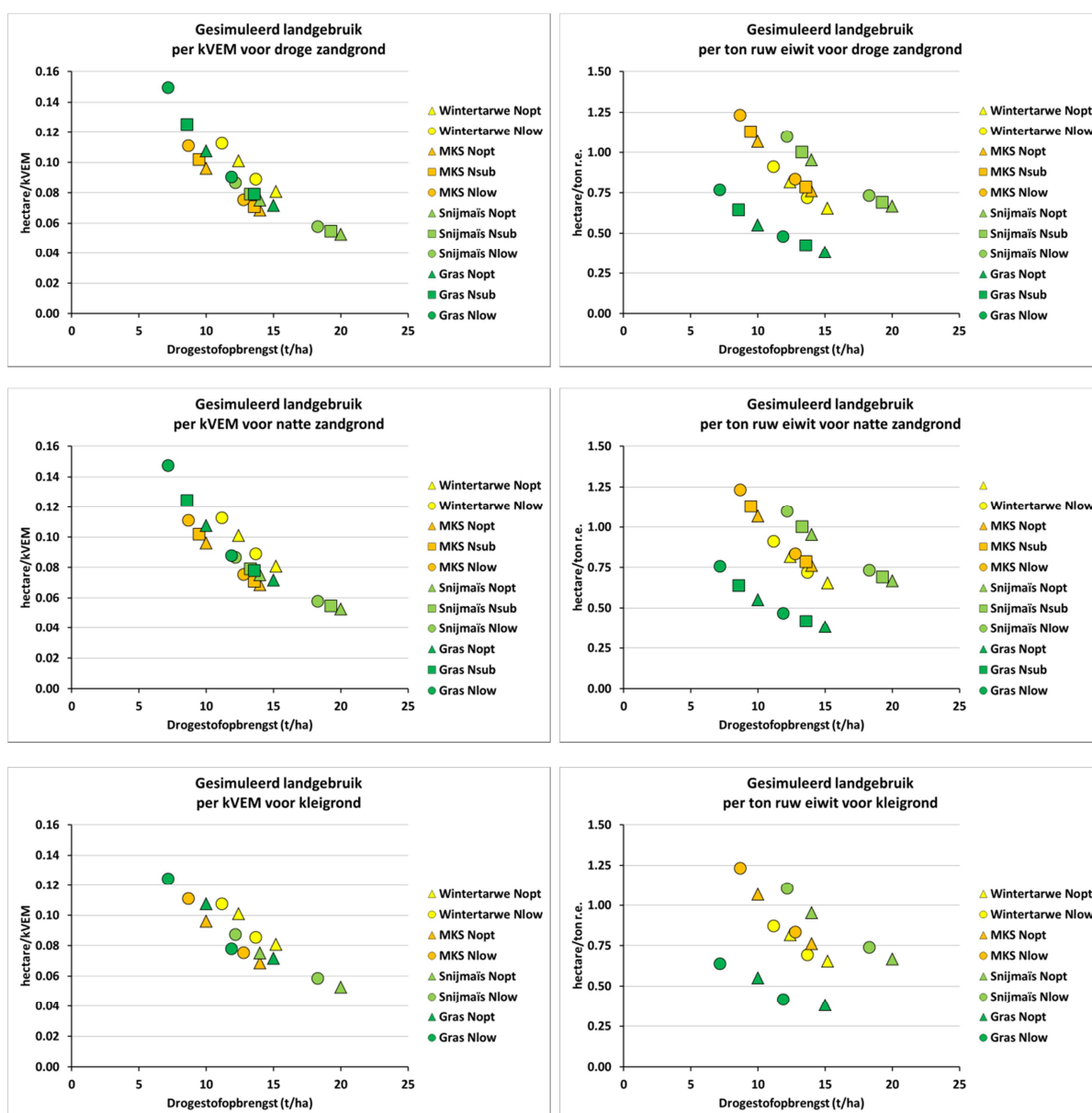
Bij de emissie van lachgas wordt een onderscheid gemaakt tussen zogenaamde indirecte emissies en directe emissies. De indirecte emissies van lachgas vloeien voort uit het feit dat de emissies van ammoniak en nitraat, al dan niet buiten de perceelgrens, tot vervolgomzettingen leiden waarbij lachgas vrijkomt. De directe emissies van lachgas zijn een gevolg van het gebruik van mest en kunstmest-N, de productie van gewas-, oogst- en beweidingsresten, de teelt van groenbemesters en vanggewassen, de opslag van dierlijke mest, en het ontstaan van gewasresten waarmee graslandvernieuwing gepaard gaat. Wat betreft dat laatste is in het kader van deze studie aangenomen dat graslandvernieuwing deel uitmaakt van een zesjarige rotatie met vier grasjaren en twee bouwlandjaren (maïs, graan), dat in de grasjaren 75 kg N per ha per jaar aan gewasresten ontstaat, en als gevolg hiervan per jaar gemiddeld $(4 \times 75) / 6 = 50$ kg N per ha aan dit soort gewasresten aan elke teelt die van genoemde rotatie deel uitmaakt dient te worden toegewezen. Voor de lachgasemissies worden ook hier de rekenregels van de KringloopWijzer gevolgd (Schröder *et al.*, 2016). Deze zijn uitgewerkt in Bijlage 3.

Het opwarmende effect van methaan en lachgas is, respectievelijk, 25 en 298 keer sterker dan dat van koolzuur (Schröder *et al.*, 2016). Om hieraan recht te doen worden aan deze emissies gewichten toegekend zodat alles in zogenaamde CO₂-equivalenten kan worden uitgedrukt.

3 Resultaten

3.1 Landgebruik

Vanwege de hogere DS-opbrengst en de iets hogere VEM waarde is het landgebruik per kVEM bij snijmaïs aanmerkelijk lager dan bij gras. De aanspraak per kVEM van snijmaïs die een suboptimale of lage N-bemesting ontvangt, komt echter in de buurt van die van ruim bemest gras. MKS en tarwe (inclusief stro) nemen een positie tussen die van grasland en maïs in. Per eenheid ruw eiwit heeft grasland echter het geringste landgebruik. Alleen bij hoge snijmaïsoopbrengsten benadert de eiwitopbrengst die van krap met N bemest grasland. Vooral bij lage opbrengstsniveaus is het landgebruik per eenheid ruw eiwit relatief hoog bij de teelt van MKS (Figuur 1). De cijfers waarop bijgaande grafieken gebaseerd zijn, staan vermeld in Bijlage 4 en 5.



Figuur 1 Landgebruik per eenheid voederwaarde.

3.2 Watergebruik

Het waterverbruik per kVEM bedraagt bij snijmaïs en MKS, respectievelijk, gemiddeld 56% en 61% van dat van grasland (Tabel 4). Op zandgrond, waar de teelt van een effectief vanggewas verondersteld wordt, is het gesimuleerde vochtgebruik iets hoger omdat de waterconsumptie door het vanggewas ten laste gebracht wordt van een lagere kVEM-opbrengst. Dit verschil is echter zeer gering en heeft geen praktische betekenis. Het berekende waterverbruik per kVEM bij de teelt van tarwe (inclusief stro) bedraagt 84-102% van dat van gras en is niet of maar weinig lager dan dat van gras. Dat komt omdat de kVEM-opbrengst geringer is, vooral bij achterlating van stro en bij de teelt van een groenbemester. Weliswaar is bij de teelt van een groenbemester (in bouwplanverband) wettelijk meer N beschikbaar als gevolg waarvan de kVEM opbrengst iets stijgt, maar verbruikt de groenbemester ook zelf water.

Het berekende waterverbruik per eenheid ruw eiwit is bij gras ongeveer 25% lager dan bij snijmaïs en MKS. Beide laatste gewassen verbruiken op hun beurt echter 0-13% minder water per eenheid ruw eiwit dan tarwe (Tabel 5).

Tabel 4 Gesimuleerd waterverbruik (m^3 per kVEM) in afhankelijkheid van grondsoort, gewas en teeltwijze.

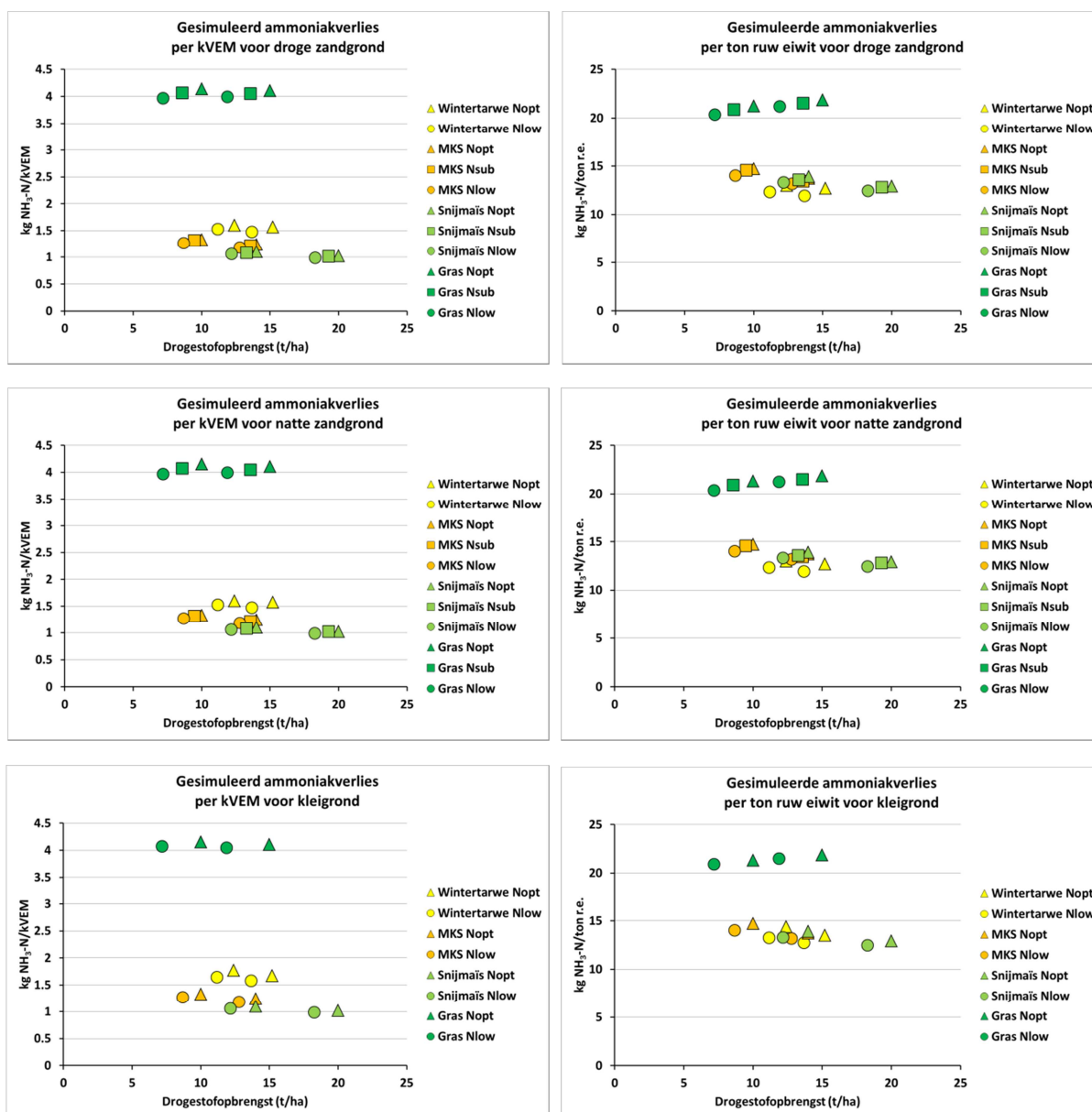
Bodem	N-regime	Gewas en opbrengstniveau						
		Snijmaïs, laag	Snijmaïs, hoog	MKS, laag+hoog	Gras, laag+hoog	W.tarwe+stro	W.tarwe+stro +groenbemester	W.tarwe, geen stro
Droog zand	Optimaal	216	208	237	387	327	358	395
	Suboptimaal	217	209	237	387			
	Laag	220	210	237	387	327	362	395
Nat zand	Optimaal	216	208	237	387	327	358	395
	Suboptimaal	217	209	237	387			
	Laag	220	210	237	387	327	362	395
Klei	Optimaal	189	189	237	387	327	359	395
	Suboptimaal			237	387			
	Laag	189	189	237	387	327	361	395

Tabel 5 Gesimuleerd waterverbruik (m^3 per ton ruw eiwit) in afhankelijkheid van grondsoort, gewas en teeltwijze.

Bodem	N-regime	Gewas en opbrengstniveau						
		Snijmaïs, laag	Snijmaïs, hoog	MKS, laag+hoog	Gras, laag+hoog	W.tarwe+stro	W.tarwe+stro +groenbemester	W.tarwe, geen stro
Zand	Optimaal	2733	2633	2603	2022	2650	2902	3086
	Suboptimaal	2750	2641	2603	2022			
	Laag	2784	2656	2603	2022	2650	2929	3086
Klei	Optimaal	2733	2633	2603	2022	2650	2906	3086
	Suboptimaal	2750	2641	2603	2022			
	Laag	2784	2656	2603	2022	2650	2919	3086

3.3 Ammoniakemissie

De emissie van ammoniak per kVEM is het laagst bij snijmaïs en verreweg het hoogst bij gras (Figuur 2). De oorzaak hiervan is gelegen in het feit dat de ammoniakverliezen bij toediening op grasland en bij beweiding groter zijn dan die bij bouwland en ook de mestgift die nodig is om de fosfaatafvoer te compenseren bij grasland groter is. Dat de emissie per kVEM bij MKS en vooral tarwe (inclusief stro) die van snijmaïs overtreft, vloeit voort uit de lagere kVEM-opbrengst per ha. Uitgedrukt per eenheid ruw eiwit zijn de verschillen tussen snijmaïs, MKS en tarwe nihil.



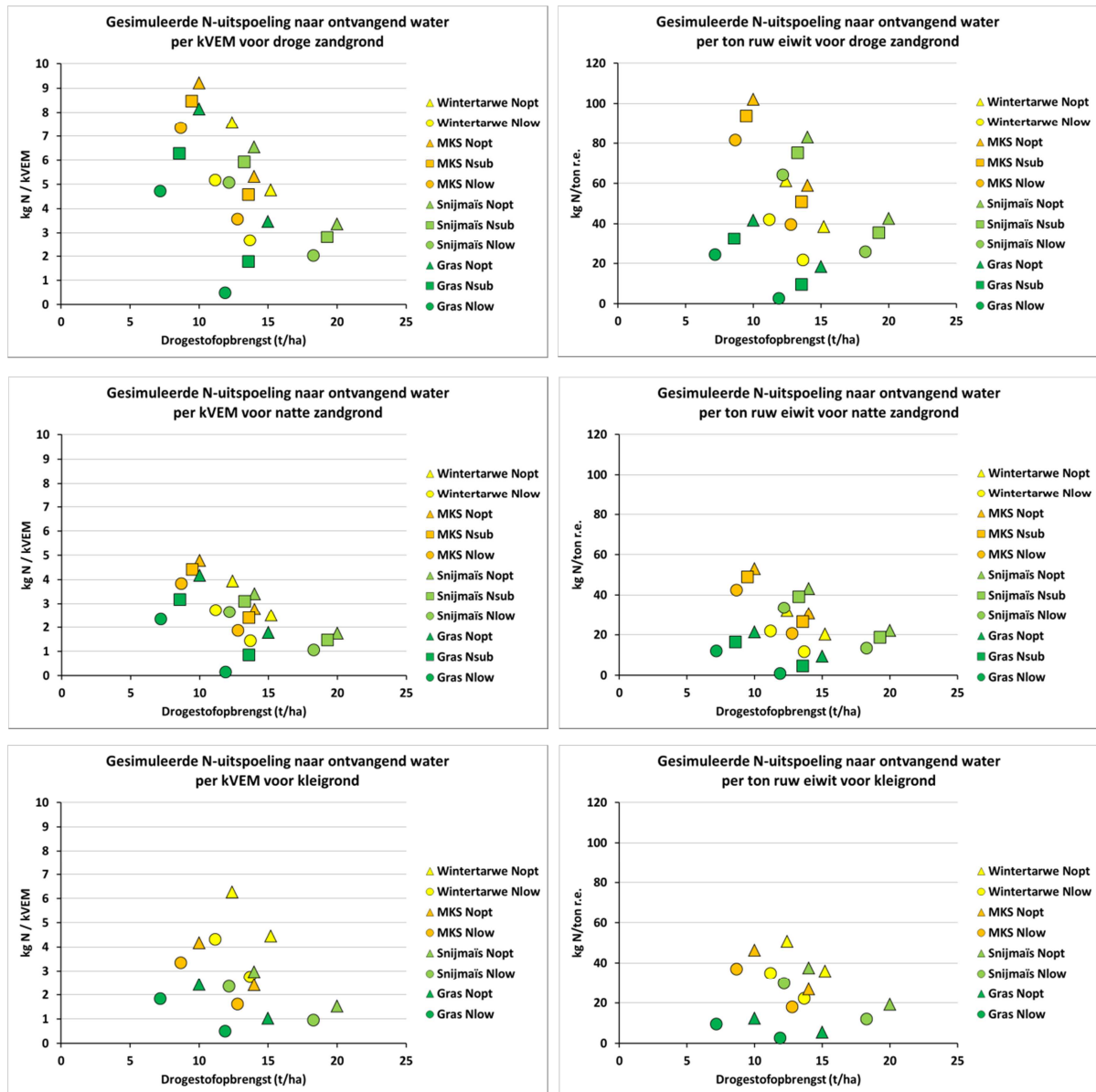
Figuur 2 Ammoniakemissie per eenheid voederwaarde.

3.4 Nitraatuitspoeling

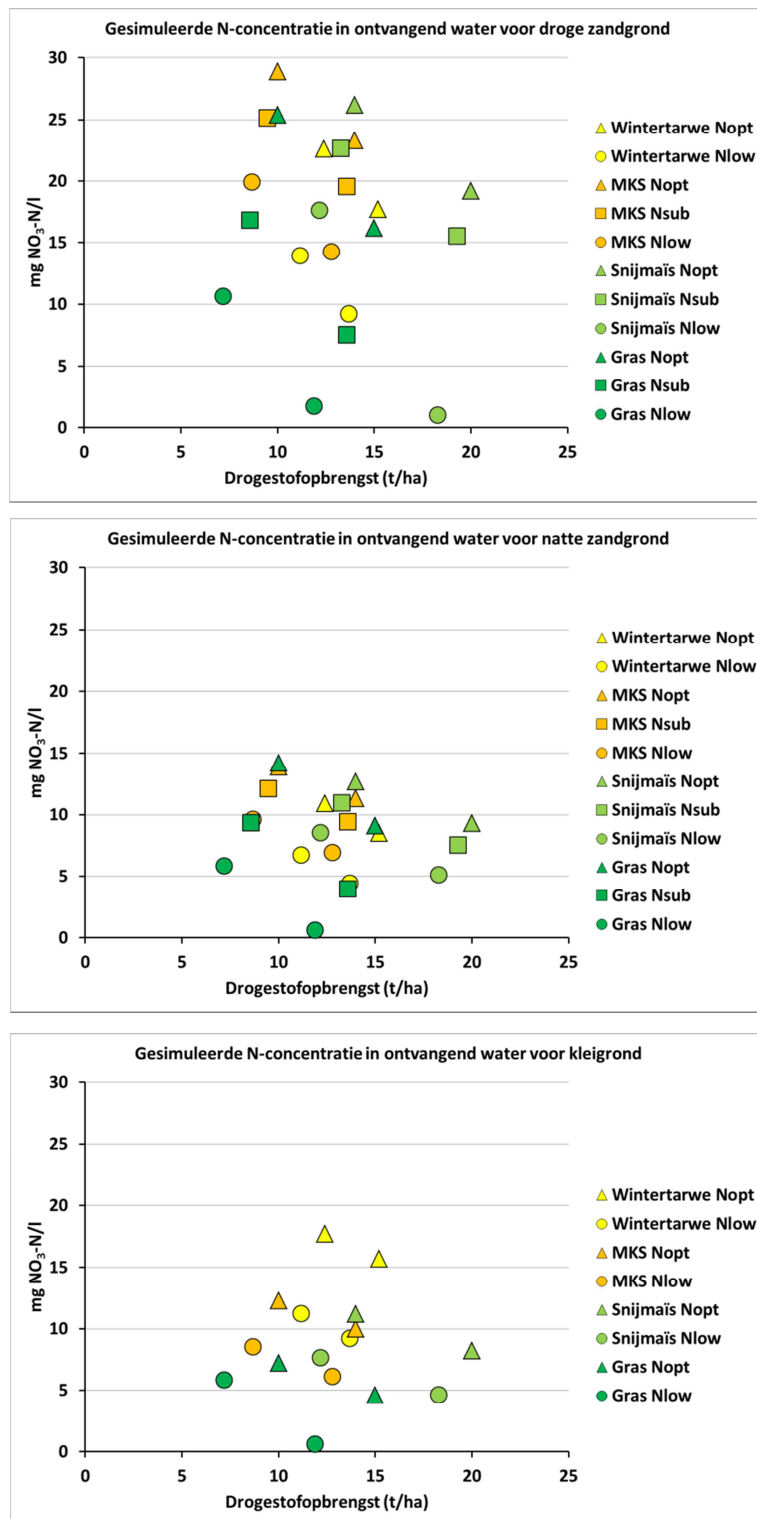
De berekende uitspoeling van nitraat per kVEM is om te beginnen sterk afhankelijk van de grondsoort: de uitspoeling op droge zandgrond is groter dan op natte zandgrond of kleigrond. Daarnaast wordt de uitspoeling per kVEM meer bepaald door het realiseerbare opbrengstniveau (al dan niet in relatie tot de N-bemesting) dan door het gewas als zodanig (Figuur 3). Bij krappere N-bemesting daalt bij ieder

gewas de opbrengst maar ook het N-bodemoverschot en daarmee de uitspoeling. Gemiddeld zal de uitspoeling bij snijmaïs hoger zijn dan bij gras, tenzij bij maïs relatief hoge en/of bij gras relatief lage opbrengsten gerealiseerd worden. De berekende uitspoeling van nitraat per eenheid ruw eiwit vertoont een vergelijkbare reactie op opbrengstniveau en gewaskeuze.

Vanuit een beleidsmatig oogpunt zijn niet alleen de nitraatverliezen per eenheid voederwaarde relevant, maar ook de gerealiseerde nitraatconcentraties per liter water onder of naast het perceel. Vanzelfsprekend heeft de grondsoort eenzelfde effect op de nitraatconcentratie als op de nitraatuitspoeling. Bij alle gewassen geldt ook hier dat hoge opbrengstniveaus leiden tot een hogere N-onttrekking, een lager N-bodemoverschot en, bijgevolg, een lagere nitraatconcentratie (Figuur 4). Een krappere N-bemesting gaat weliswaar ten koste van opbrengst en N-onttrekking maar heeft tegelijkertijd een sterk reducerend effect op de nitraatconcentratie. Gemiddeld gesproken nemen de nitraatconcentraties af in de volgorde MKS > tarwe (inclusief stro, geen groenbemester) > snijmaïs > gras. De berekende concentraties bij deze gewassen bedragen gemiddeld, respectievelijk, 22, 20, 17 en 13 mg nitraat-N per liter bij droge zandgrond. De overeenkomstig waarden voor natte zandgrond zijn 11, 9, 9 en 7 en voor kleigrond 9, 15, 8 en 5 mg nitraat-N per liter. Dat de nitraatconcentratie van wintertarwe op kleigrond relatief hoog is, komt omdat de N-gebruiksnorm van wintertarwe op kleigrond 85 kg N per ha hoger is dan op zandgrond. De cijfers waarop bijgaande grafieken gebaseerd zijn, staan vermeld in Bijlagen 4 en 5.



Figuur 3 Nitraatuitspoeling per eenheid voederwaarde.



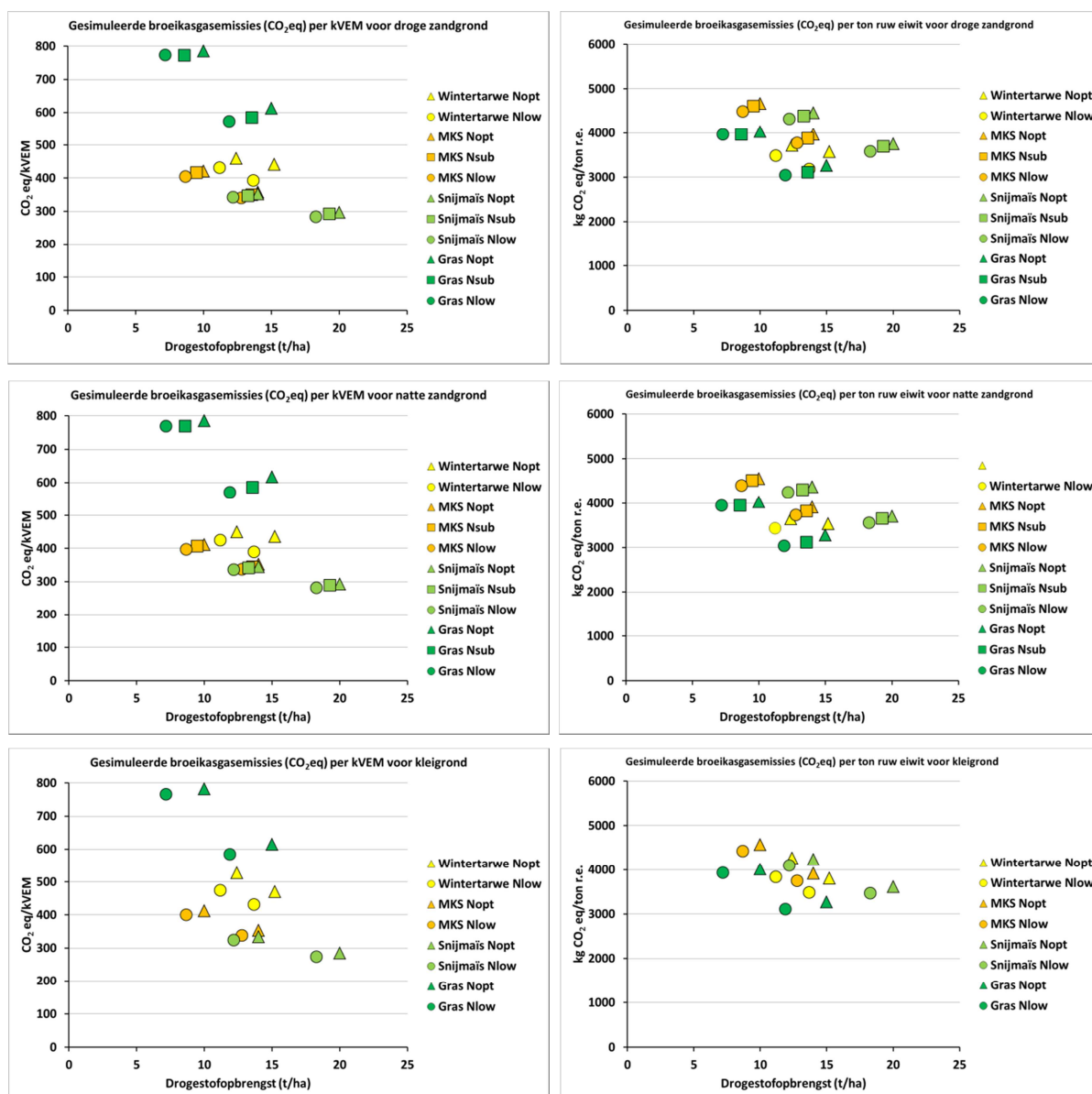
Figuur 4 Nitraatconcentraties in ontvangend grond- en oppervlaktewater.

3.5 Broeikasgasemissie

De berekende emissie van broeikasgassen per kVEM is relatief hoog bij gras en laag bij snijmaïs. Dit verschil vervalst als de broeikasgasemissie betrokken wordt op de productie van ruw eiwit (Figuur 5). Het suboptimaal bemesten van gewassen reduceert de emissie als gevolg van een besparing op kunstmest-N maar deze besparing heeft een beperkt effect op de emissie per eenheid kVEM of ruw eiwit omdat de totale emissie in dat geval over een geringere hoeveelheid opbrengst verdeeld kan worden. De cijfers waarop bijgaande grafieken gebaseerd zijn, staan vermeld in Bijlagen 4 en 5.

Overeenkomstig IPCC-conventies wordt in bovenstaande berekeningen verrekend dat nitraatuitspoeling gepaard gaat met een (indirecte) emissie van N_2O . Daarbij wordt geen rekening gehouden met het feit dat verschillen in relatieve uitspoeling (lees: de fractie die uitspoelt per kg N-bodemoverschot) tussen grasland en bouwland, nog los van grondsoorteffecten, samenhangen met verschillen in denitrificatie. Denitrificatie gaat vrijwel steeds gepaard met productie van enig lachgas (N_2O), alhoewel de precieze hoeveelheid niet is aan te geven. Dat kan betekenen dat de werkelijke broeikasgasemissie meer of minder afwijkt van de hier berekende. Die afwijking hangt af van de veronderstelde N_2O productie tijdens het denitrificatieproces, van de verschillen in relatieve uitspoeling (zie voor uitspoelfracties Tabel 3) en van de verschillen in N-bodemoverschot tussen gewassen. Dat laatste hangt weer af van het realiseerbare opbrengstniveau. Bij een veronderstelde productie van N_2O ter grootte van 10% van de denitrificatie zal de broeikasgasemissie van grasland naar schatting tussen de 100 CO_2 equivalenten per kVEM kleiner of 300 CO_2 equivalenten groter zijn dan die van bouwland. De overeenkomstig getallen per ton ruw eiwit zijn 800 equivalenten kleiner of 1300 equivalenten groter. Dat onder grasland meer denitrificatie plaatsvindt dan onder bouwland, betekent dus niet per se dat de broeikasgasemissie van grasland per eenheid voederwaarde in deze studie onderschat wordt.

Broeikasgasemissie worden maar voor een beperkt deel veroorzaakt door de verbranding van fossiele energie en zijn dus ook maar in beperkt mate te reduceren door van fossiele energie op vernieuwbare energie over te stappen. Het aandeel van fossiele energie in de totale emissie van broeikasgassen bedraagt 20-25% bij granen en maïs en circa 30% bij gras.



Figuur 5 Broeikasgasemissies per eenheid voederwaarde.

3.6 Samenvattende tabel

In de voorgaande paragrafen 3.1-3.5 werden de resultaten, waar relevant, voor ieder gewas verbijzonderd per grondsoort, opbrengstniveau en teeltwijze. Een samenvatting met gemiddelde waarden per gewas wordt weergegeven in Tabel 6. Vanuit (voeder)energie bezien, is de milieukundige voetafdruk van snijmaïs ten aanzien van de meeste aspecten lager dan die van andere gewassen, maar vanuit (voeder)eiwit bezien is de milieukundige voetafdruk van gras relatief laag. Binnen die twee gewassen scoort snijmaïs relatief gunstig en gras relatief ongunstig voor wat betreft ammoniakemissie. Voor wat betreft de nitraatuitspoeling en nitraatconcentratie is het omgekeerde het geval.

Tabel 6 Milieukundige voetafdruk van ruwvoergewassen, gemiddeld over grondsoorten, realiseerbare opbrengstniveaus en teeltwijze (N-gift).

Aspect	Dimensie	Gewas					
		W.tarwe	W.tarwe + stro	W.tarwe+stro, +groenbemester	MKS	Snijmaïs	Gras
Landgebruik	ha/kVEM	0,117	0,095	0,077	0,087	0,068	0,101
	ha/ton ruw eiwit	0,894	0,770	0,754	0,969	0,858	0,527
WATERVERBRUIK	m ³ /kVEM	395	327	360	237	211	387
	m ³ / ton ruw eiwit	3086	2650	2914	2603	2643	2022
Ammoniakemissie	kg N/kVEM	1,8	1,6	1,4	1,3	1,0	4,1
	kg N/ton ruw eiwit	13,5	12,8	13,4	13,9	13,1	21,2
Nitraatuitspoeling	kg N/kVEM	5,9	4,0	4,9	4,4	2,9	2,7
	kg N/ton ruw eiwit	45,2	32,7	47,6	48,5	37,1	13,9
Nitraatconcentratie	mg N/l	14,7	12,3	18,4	14,4	11,7	8,7
Broeikasgassen	kg CO ₂ equiv/kVEM	510	443	405	377	313	684
	kg CO ₂ equiv/ton ruw eiwit	3882	3591	3975	4182	3962	3561

4 Discussie

De hier gerapporteerde studie geeft inzicht in de verschillen tussen ruwvoergewassen (en hun teeltwijzen) met betrekking tot het beroep op schaarse bronnen en de emissies van nutriënten. De vergelijking maakt duidelijk dat geen enkel gewas op alle gebieden beter scoort dan een ander gewas. Vanuit (voeder)energie bezien, is de milieukundige voetafdruk van snijmaïs ten aanzien van de meeste aspecten lager dan die van andere gewassen, maar vanuit (voeder)eiwit bezien is de milieukundige voetafdruk van gras relatief laag. Binnen die twee gewassen scoort snijmaïs relatief ongunstig en gras relatief gunstig voor wat betreft nitraatuitspoeling. Met name op droge zandgrond bevindt de gesimuleerde nitraat-N concentratie bij snijmaïs (en meer nog bij MKS) zich in veel gevallen boven de norm van 11,3 mg nitraat-N per liter (=50 mg nitraat per liter).

Humusopbouw via de toediening van organische stof wordt wel genoemd als middel om de uitspoeling te verlagen. Die organische stof zou die verlaging op verschillende manieren kunnen bewerkstelligen: via het stimuleren van de omzetting van nitraat in elementaire N ('denitrificatie') en via het bevorderen van de bodemkwaliteit. Denitrificatie kan worden bevorderd door een hoge beschikbaarheid van gemakkelijk afbreekbare koolstof (Heinen, 2006) en organische stof zou een bron van die koolstof kunnen zijn. Daar staat tegenover dat bij de afbraak van organische stof ook N vrijkomt. Omdat die N ook vrijkomt op momenten dat eenjarige gewassen zoals maïs daar geen behoefte aan hebben (Myers *et al.*, 2004), staat niet vast of organische stof in de vorm van, bijvoorbeeld, maïs- of graanstro, nitraatuitspoeling per saldo verhoogt of verlaagt. De Haan (2016) stelt dat proeven op proefboerderij Vredepeel zouden hebben laten zien dat toevoeging van organische stof N uitspoeling beperkt. Vooralsnog kan echter allerminst worden uitgesloten dat opbouw en afbraak van organische in de behandelingen waarbij in die proef veel organische stof wordt toegediend, nog niet in evenwicht zijn en deze behandelingen bovendien onverhoopt verstrengeld zijn met andere bodemeigenschappen die de uitspoeling beperken. Zoals aangegeven zou organische stof ook via het verbeteren van de bodemkwaliteit uitspoeling kunnen beperken. Daarbij wordt bedoeld op het feit dat organische stof gewasopbrengsten, en dus ook N-onttrekking, kan bevorderen via ziektenwerende eigenschappen, een diepere beworteling en een betere vochtvasthoudendheid. Recente reviews geven echter aan dat er tussen organische stofgehalten en opbrengsten geen éénduidige relaties bestaan (Schröder *et al.*, 2016). Heijbeek *et al.* (2016) vonden zelfs geen aanwijzing dat organische stof juist in droge milieus de opbrengsten via een verbeterde vochtvoorziening kan verhogen. Overigens verschillen de meningen sterk over het effect van organische stof op de vochtvoorziening. Over het algemeen wordt gesproken over een effect van 5-10 mm meer beschikbaar vocht per procent organische stof in de bouwvoor (Zanen, 2016; Van Eekeren *et al.*, 2007). Schattingen lopen echter uiteen van 3 mm (Van Eekeren & Bokhorst, 2010) tot 16 mm (Aarts *et al.*, 2002). Daaraan kan worden toegevoegd dat voor een verhoging van het organische stofgehalte aanzienlijke hoeveelheden organische stof nodig zijn. Als maïs- of graanstro de bron van organische stof zou zijn, jaarlijks 5 ton droge stof van dit stro per hectare zou worden achtergelaten, en een humificatiecoëfficiënt van 30% in het eerste jaar en 90% in volgende jaren zou worden verondersteld, dan nog zou het organische stofgehalte van de bouwvoor na 30 jaar niet meer dan met 0,3-0,4 procentpunten zijn toegenomen. Bij voortzetting van deze praktijk zou het organische stofgehalte in de jaren daarna nog maar weinig meer toenemen omdat op termijn een nieuw evenwicht bereikt wordt tussen de jaarlijkse aanvoer en de jaarlijkse afbraak van organische stof. Om diezelfde reden heeft de toevoeging van organische stof via de zogenaamde C-sequestratie ('koolstofvastlegging') ook niet meer dan een tijdelijk mitigerend effect op broeikasemissies. Opbouw van organische stof is nog lastiger als dit via groenbemesters of vanggewassen gerealiseerd moet worden. Dat komt omdat de jaarlijkse aanvoer van organische stof in dat geval geringer is, in het bijzonder als de te realiseren opbrengst van de groenbemester of vanggewas niet al te veel ten koste mag gaan van die van het voorafgaande maïsgegewas (Verhoeven *et al.*, 2010), en ook omdat de afbraak van groenbemesters en vanggewassen sneller verloopt dan die van maïs- en graanstro (www.kennisakker.nl).

Hoewel het dus lastig is om het organische stof gehalte van de bodem te verhogen, verdient het op peil houden er van alle aandacht. Naast het achterlaten van stro en het inwerken van groenbemesters

en vanggewassen, draagt ook vruchtwisseling met grasland bij aan de organische stof voorziening van het bouwland. Het positieve effect van organische stof moet wellicht, zoals aangegeven, niet gezocht worden in een veel hogere vochtvasthoudendheid, maar in het behoud van een goede structuur, een grotere weerstand tegen verdichting en, als gevolg daarvan, een betere beschikbaarheid van water en nutriënten ten gevolge van een diepere en snellere beworteling. Deze bodemkwaliteitsaspecten bepalen mede of de genetische potentie van gewas of ras ook daadwerkelijk tot uiting kan komen. Vanzelfsprekend zijn uitgangspunten met betrekking tot opbrengsten en gehalten ook in deze studie bepalend voor alle uitkomsten van de hier gerapporteerde studie. Welk uitgangspunt men ook kiest, het algemene beeld is dat de drogestof- en voederwaardeopbrengst van gras lager is dan die van maïs, maar de N- en P₂O₅ gehalten in gras hoger zijn dan die in maïs en, in verband daarmee, ook de eiwitopbrengst hoger is. In de loop van 2016 zullen in het kader van de vierjaarlijkse Evaluatie Meststoffenwet cijfers worden geproduceerd waaruit kan worden afgeleid wat de opbrengst en samenstelling van gras en maïs gedurende de afgelopen vijf jaar volgens het CBS geweest is (Schröder *et al.*, 2016). Deze cijfers bevestigen de juistheid van de uitgangspunten die in het kader van de hier gerapporteerde studie gebruikt zijn (Tabel 7). Wel moet worden aangegeven dat N-gehalten van gewassen in de hier gerapporteerde studie niet afhankelijk gemaakt zijn van de realiseerbaar geachte potentiële drogestofopbrengst en het niveau van de N-bemesting. Dat betekent dat de N-onttrekking bij hoge potentiële opbrengsten enigszins overschat kan zijn en het N-bodemoverschot daarmee onderschat. In lijn daarmee kan het negatieve effect van een suboptimale N-bemesting op de drogestofopbrengst enigszins zijn overschat.

Tabel 7 *Vergelijking tussen uitgangspunten in deze studie en Nederlandse praktijkgemiddelde (2011-2015) aanstaande publicatie in het kader van de Evaluatie Meststoffenwet 2016 (Schröder *et al.*, 2016).*

Aspect	Gewas			
	Gras		Snijmaïs	
	Deze studie	EMW 2016	Deze studie	EMW 2016
Drogestofopbrengst, ton DS/ha	10-15	11,5	14-20	15,4
VEM per kg DS	930	933	950	984
N, % in DS	2,9	2,9	1,2	1,1
P ₂ O ₅ , % in DS	9,0	9,6	4,6	4,6

Overigens geeft een milieukundige voetafdruk per ruwvoergewas nog geen antwoord op de vraag met welke soort of type gewas het beoogde eindproduct, te weten melk, met een zo laag mogelijke milieukundige voetafdruk geproduceerd kan worden. Dat komt in de eerste plaats omdat de productie van melk het beste plaats kan vinden op basis van rantsoenen waarin gewassen zo gecombineerd worden dat de koe energie, eiwit en structuur in de juiste verhouding krijgt aangeboden. Wat betreft die 'juiste verhouding' zijn er evenwel meerdere wegen (lees: gewascombinaties) die naar Rome leiden. Evaluaties op een hoger niveau dan het niveau van gewassen zijn eveneens relevant omdat emissies niet alleen vanuit percelen plaatsvinden, maar ook vanuit stallen, voeropslagen en de dieren zelf en ook dan, onder meer, verband houden met verhouding waarin gewassen deel uitmaken van een rantsoen. De samenstelling van rantsoenen zijn bijvoorbeeld bepalend voor de hoeveelheid en samenstelling van de geproduceerde mest. Beide oefenen op hun beurt invloed uit op de mate waarin in de N-behoefte van gewassen kan worden voorzien zonder P op te hopen en op N-emissies waaronder die van ammoniak. Verder dient overwogen te worden dat rantsoenen die door een enkel gewas gedomineerd worden, dikwijls aanvulling behoeven met een rantsoencomponent van elders. Voorbeelden daarvan zijn krachtvoerders op basis van geïmporteerde granen bij gebruik van relatief eiwitrijk ruwvoer of sojaschroot bij gebruik van relatief energierijk ruwvoer. Voor een correct en volledig beeld van de milieukundige voetafdruk, dienen de milieueffecten van die componenten in de berekeningen betrokken te worden om zogenaamde afwentelingen te voorkomen. Het bovenstaande kan verrekend worden met studies op bedrijfsniveau waarin ook het dier en de melkproductie worden betrokken. Ook dient te worden gewezen op het feit dat een milieukundige voetafdruk door meer

bepaald wordt dan het beroep op schaarse bronnen en de emissies van nutriënten. Gewassen als zodanig alsmede hun aandelen in ruimte (perceelsgrootte) en tijd (teelfrequentie) hebben namelijk ook effect op de biodiversiteit binnen en buiten bedrijven en op de belasting door bestrijdingsmiddelen. Deze aspecten maakten echter geen deel uit van de hier gerapporteerde studie.

5 Literatuur

- Aarts, H.F.M., G.J. Hilhorst, F. Nevens & J.J. Schröder, 2002. Betekenis wisselbouw voor melkveebedrijf op lichte zandgrond. De Marke Rapport 36, Wageningen UR, 20 pp.
- Aarts, H.F.M., C.H.G. Daatselaar & G. Holshof, 2008. Bemesting, meststofbenutting en opbrengst van productiegasland en snijmaïs op melkveebedrijven. Rapport 208, Plant Research International. Wageningen UR, 50 pp.
- Anonymus, 2016. Transpiration ratios of various forage crops.
<http://www.orgs.ttu.edu/forageresearch/Forage%20Classes/Forages%203321/Lectures/Transpiration%20Ratios.pdf>.
- Beukeboom, J.A., 1996. Forfataire gehalten voor de mineralenboekhouding (In Dutch). Informatie- en Kennis Centrum Landbouw, Ede, The Netherlands, 22 pp.
- CSAR, 2015a. Nieuw aanbevolen rassen van wintertarwe. Commissie Samenstelling Aanbevelende Rassenlijst Landbouwgewassen. Persbericht d.d. 31 augustus 2015, Zoetermeer, 3 pp.
- CSAR, 2015b. Nieuwe aanbevolen rassen van snijmaïs, korrelmaïs en corn cob mix. Commissie Samenstelling Aanbevelende Rassenlijst Landbouwgewassen. Persbericht d.d. 8 december 2015, Zoetermeer, 6 pp.
- CSAR, 2015c. Nieuwe aanbevolen rassen voor voedergrassen. Commissie Samenstelling Aanbevelende Rassenlijst Landbouwgewassen. Persbericht d.d. 23 oktober 2015, Zoetermeer, 4 pp.
- CVB, 2012. CVB Feed Table 2011: chemical compositions and nutritional values of feed materials. Productschap Diervoeder, Zoetermeer, 717 pp.
- De Haan, J.J., 2016. Extra aanvoer van effectieve organische stof zorgt voor daling van de nitraatgehaltes. <http://www.beterbodembeheer.nl/nl/show/Extra-aanvoer-van-effectieve-organische-stof-zorgt-voor-daling-van-de-nitraatgehaltes.htm>.
- Den Boer, D.J., J.A. Reijneveld, J.J. Schröder & J.C. Curth-van Middelkoop, 2012. Mestsamenstelling in Adviesbasis Bemesting Grasland en Voedergewassen Lelystad : Wageningen UR Livestock Research, Commissie Bemesting Grasland en Voedergewassen, (Rapport / Commissie Bemesting Grasland en Voedergewassen 1), 24 pp.
- EU, 1991. Directive of the Council of December 12, 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources (91/676/EEC). European Commission, Brussels, 8 pp.
- Ehlers, W., 1997. Zum Transpirationskoeffizienten von Kulturpflanzen unter Feldbedingungen. Pflanzbauwissenschaften 3, 97-108.
- Fraters, B., T.C. van Leeuwen, A. Hooijboer, M.W. Hoogeveen, L.J.M. Boumans & J.W. Reijs, 2012. De uitspoeling van het stikstofoverschot naar grond- en oppervlaktewater op landbouwbedrijven: herberekening van uitspoelfracties. Rapport 680716006. RIVM, Bilthoven, 33 pp.
- Gerbens-Leenes, P.W. & S. Nonhebel, 2004. Critical water requirements for food, methodology and policy consequences for food security. Food Policy 29 (5): 547-564.
- Heinen M., 2006. Simplified denitrification models: overview and properties. Geoderma 133, 444-463.
- Heijbeek, R., M.K. van Ittersum, H.F.M. ten Berge, G. Gort, H. Spiegel & A.P. Whitmore, 2016. Do organic inputs matter: a meta-analysis of additional yield effect for arable crops in Europe. Plant and Soil (in press) DOI 10.1007/s11104-016-3031-x3.
- Lukacs, S., T.J. de Koeijer, H. Prins, A. Vrijhoef, L.J.M. Boumans, C.H.G. Daatselaar & A.E.J. Hooijboer, 2015. Landbouwpraktijk en waterkwaliteit op landbouwbedrijven aangemeld voor derogatie in 2013 Rapport 2015-0071. RIVM, Bilthoven, 108 pp.
- Myers R.J.K., C.A. Palm, E. Cuevas, I.U.N. Gunatilleke I.U.N. & M. Brossard, 1994. The synchronisation of nutrient mineralisation and plant nutrient demand. In: Woomer P.I. & Swift M.J. (eds), The Biological Management of Tropical Soils. Wiley-Sayre, Chichester, New York, USA, pp. 81-116.
- Oenema, J., L.B. Šebek, J.J. Schröder, J. Verloop, M. de Haan & G. Hilhorst, 2016. Toetsing van de KringloopWijzer: gemeten en voorspelde stikstof- en fosfaatproducties van mest en gewas. Rapport, Wageningen Plant Research (in voorbereiding).

- Schröder, J.J., F. Assinck, D. Uenk & G.L. Velthof, 2010. Nitrate loss from grassland on sandy soils, as affected by the substitution of manure N for mineral fertilizer N and by soil type. *Grass and Forage Science* 65: 49-57.
- Schröder, J.J., H.F.M. Aarts, J.C. van Middelkoop, G.L. Velthof, J.W. Reijs & B. Fraters, 2009. Nitrates Directive requires limited inputs of manure and mineral fertilizer in dairy farming systems. Report 222. Plant Research International, Wageningen, The Netherlands, 37 pp.
- Schröder, J.J., H.F.M. Aarts, J.C. van Middelkoop, M.H.A. de Haan, R.L.M. Schils, G.L. Velthof, B. Fraters & W.J. Willems, 2007. Permissible manure and fertilizer use in dairy farming systems on sandy soils in The Netherlands to comply with the Nitrates Directive target. *European Journal of Agronomy* 27, 102-114.
- Schröder, J.J., J.J. de Haan & J.R. van der Schoot, 2015. Meststofgebruiksruimte in relatie tot opbrengstniveaus, mestsoort en rijenbemesting; verkenning van equivalente maatregelen met het WOG 2.0 rekenmodel. Rapport 638. PPO-AGV, Wageningen UR, 44 pp.
- Schröder, J.J., J.J. Neeteson, J.C.M. Withagen & I.G.A.M. Noij, 1998. Effects of N application on agronomic and environmental parameters in silage maize production on sandy soils. *Field Crops Research* 58, 55-67.
- Schröder, J.J., L.B. Šebek, J.W. Reijs, J. Oenema, R.M.A. Goselink, J.G. Conijn & J. de Boer, 2016. Rekenregels van de KringloopWijzer Achtergronden van BEX, BEA, BEN, BEP en BEC: actualisatie van de 4 maart 2014 versie. PRI rapport 640, Wageningen UR, 103 pp.
- Schröder, J.J., W. de Visser, F.B.T. Assinck & G.L. Velthof, 2013. Effects of short-term nitrogen supply from livestock manures and cover crops on silage maize production and nitrate leaching. *Soil Use and Management* 29 (2), 151-160.
- Schröder, J.J., R.P.O. Schulte, R.E. Creamer, A. Delgado, J. van Leeuwen, T. Lehtinen, M. Rutgers, H. Spiegel, J. Staes, G. Tóth & D.P. Wall, 2016. The elusive role of soil quality in nutrient cycling: a review. *Soil Use and Management* (in press).
- Sibma, L., 1987. Ontwikkeling en groei van maïs onder Nederlandse omstandigheden. Gewassenreeks PUDOC, Wageningen, 57 pp.
- Smid, H.G., C. Grashoff & H.F.M. Aarts, 1998. Vochtverbruik en droogtegevoeligheid van voedergewassen. Experimenteel onderzoek 1994-1996. Rapport 91, AB-DLO, Wageningen, 95 pp.
- Ten Berge, H.F.M., S.L. Burgers, H.G. van der Meer, J.J. Schröder, J.R. van der Schoot & W. van Dijk, 2007. Residual inorganic soil nitrogen in grass and maize on sandy soil. *Environmental Pollution* 145(1), 22-30.
- Van Eekeren, N. & J. Bokhorst, 2010. Bodemkwaliteit en klimaatadaptatie onder grasland op het Utrechtse zand. Publicatie 2010-031 LbD, Louis Bolk Instituut, Driebergen, 39 pp.
- Van Eekeren, N., B. Philipsen & M. Hanegraaf, 2007 Blijvend grasland of gras in rotatie met snijmaïs. V-focus, oktober, p. 24-25.
- Van Middelkoop J.C., C. van der Salm, P.A.E. Ehlert, I.J.M. de Boer & O. Oenema, 2016a. Does balanced phosphorus fertilisation sustain high herbage yields and phosphorus contents in alternately grazed and mown pastures. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 106(1), 93-111. DOI 10.1007/s10705-016-9791-0.
- Van Middelkoop, J.C., P.A.E. Ehlert & I. Regelink, 2016b. Gevolgen van fosfaatevenwichtsbemesting op fosfaattoestand van bodem en productie van grasland vallen mee. VEETEELT, mei (1) 2016.
- Vellinga, Th. & G. André, 1999. Sixty years of Dutch nitrogen fertiliser experiments, an overview of the effect of soil type, fertiliser input, management and of developments in time. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 47, 215-241.
- Velthof, G.L., C. van Bruggen, C.M. Groenestein, B.J. de Haan, M.W. Hoogeveen & J.F.M. Huijsmans, 2009. Methodiek voor berekening van ammoniakemissie uit de landbouw in Nederland. WOT-rapport 70, Wageningen UR, 180 pp.
- Verhoeven, J., K. Bus, W. van Dijk, W. van Geel, H. van Schooten, J.J. Schröder & R. Wustman, 2010. Teeltvervroeging bij consumptieaardappel en snijmaïs op zand ten behoeve van vanggewassen: deskstudie naar mogelijkheden en beperkingen. Rapport. 32 501730 10 PPO-AGV, Lelystad 67 pp.
- Vonk, J., A. Bannink, C. van Bruggen, C.M. Groenestein, J.F.M. Huijsmans, J.W.H. van der Kolk, H.H. Luesink, S.V. Oude Voshaar, S.M. van der Sluis & G.L. Velthof, 2016. Methodology for estimating emissions from agriculture in the Netherlands WOT- rapport 53, Wageningen UR, 163 pp.
- Zanen, M., 2015. Sturen met organische stof in de Veenkoloniën. Factsheet 2015-019LbP, Louis Bolk Instituut, Driebergen, 4 pp.

Bijlage 1 CO₂ productie van veldwerk en kunstmestgebruik volgens KringloopWijzer (Schröder *et al.*, 2016)

Activiteit	Emissie	Gewas en bodemtype en aantal eenheden van de activiteit:											
		snijmais*		MKS		gras*		tarwe		vanggewas		groenbem	
		zand	klei	zand	klei	zand	klei	zand	klei	zand	klei	zand	klei
Gras maaien**	23 CO ₂ eq/ha					5							
Gras schudden	16 CO ₂ eq/ha					7.5							
Gras wiersen	16 CO ₂ eq/ha					5							
Gras inkuilen met opraapwagen (ind. hakselen)	101 CO ₂ eq/ha					5							
Graskuil aanrijden	61 CO ₂ eq/ha					5							
Kunstmeststrooien per keer	13.8 CO ₂ eq/ha	2	1	1	1	5		2	2			1	1
Kunstmest N productie	5.3 CO ₂ eq/kg N												
Emissiearme mesttoediening op bouwland- en grasland***	1.2 CO ₂ eq /m ³	1	1	1	1	2		1	1				
Ploegen	118 CO ₂ eq/ha	1.06	1.06	1	1	0.11		1	1				
Frezen	242 CO ₂ eq/ha	0.06	0.06			0.11							
Cultiveren bouwland	31 CO ₂ eq/ha	1		1				1		1		1	
Cultiveren bouwland met rotorkopeg	62 CO ₂ eq/ha		1		1				1		1		1
gewas zaaien + evt. Rijenbemesting	97 CO ₂ eq/ha	1.06	1.06	1	1	0.11		1	1	1	1	1	1
Spuiten	11 CO ₂ eq/ha	1.06	1.06	1	1	0.11		3	3				
Oogsten van maaivruchten bouwland	200 CO ₂ eq/ha							1	1				
Oogsten van rooivruchten bouwland	200 CO ₂ eq/ha												
Snijmaïs oogsten en inkuilen	319 CO ₂ eq/ha	1	1	1	1								
Slepen	17.9 CO ₂ eq/ha					1							
Rollen	20.9 CO ₂ eq/ha					1							
Bloten	11.6 CO ₂ eq/ha					1							
Graslandvernieuwing (spuiten t/m zaaien)	58 CO ₂ eq/ha	0.06				0.11							
CO ₂ emissie per ha exclusief de posten die andere basis dan ha hebben:		633	647	590	621	1303	1303	507	538	128	159	142	173

*wisselbouw, om de 6 jaar (4 jaar gras, 2 jaar snijmais) vernieuwen

**5 keer maaien

***omgerekend naar emissie per kg N-totaal via parameter 4.1 kg N/m³ (Den Boer *et al.*, 2012)

Bijlage 2 Berekening van bruto N-excretie en de methaanverliezen uit stal en opslag per kg N-excretie

Uitgangspunten	Mest-N, kg N/jaar na aftrek gasvormig verlies uit stal en opslag			
	A	B	A x B	TAN/N _{tot}
melkkoe	1	120	Tabel 6 RVO	120
jongvee	0,7			
w.v. < 1j	0,37	36,8	Tabel 4 RVO	14
w.v. > 1j	0,33	70,2	Tabel 4 RVO	23
<1j/>1j	1,1			
TOTAAL			157	
aandeel weidemest			0,2	
mest in weide, kg N totaal/aangeklede melkkoe per jaar			31	kg N _{tot}
mest uit stal, kg N totaal/aangeklede melkkoe per jaar			125	kg N _{tot}
TAN/N _{tot} van toegediende mest			0,49	(Den Boer <i>et al.</i> , 2012)
TAN toegediend uit stal			61	
TAN toegediend als weidemest			15	
Gasv verlies uit stal			0,15	(Velthof <i>et al.</i> , 2009; Vonk <i>et al.</i> , 2016)
Gasv verlies uit weide			0,033	(Velthof <i>et al.</i> , 2009; Vonk <i>et al.</i> , 2016)
totale mest-N productie incl gasvormige verliezen			180	correctiefactor om van netto naar bruto (incl gasv N verlies) te gaan = 157/180 (= 1,15)
w.v. melkvee in stal			110	
w.v. melkvee in weide			28	
w.v. jongvee in stal			34	
w.v. jongvee in weide			8	

Bovenstaande toegepast op CH ₄ rekenregels uit KringloopWijzer (Schröder et al., 2016):									
CH ₄ emissie:	Nexcretie	x	factor drijfmest	B	x	0,67	x	MCF drijfmest	= CH ₄
melkvee stal	110		15,6	0,25		0,67		0,17	49,0
melkvee weide	28		15,6	0,25		0,67		0,01	0,7
jongvee stal	34		15,6	0,18		0,67		0,17	1,8
jongvee weide	8		15,6	0,18		0,67		0,01	0,2
Totaal							kg CH ₄ per aangeklede koe		61,0
							kg CH ₄ per kg bruto mest-N		0,34
							kg CH ₄ per kg netto mest-N		0,39

Bijlage 3 Lachgas-emissiefactoren (kg N₂O-N per kg N-totaal) volgens KringloopWijzer (Schröder *et al.*, 2016)

		Voor grasland	Voor bouwland
Indirecte emissies	Uit geëmitteerde NH ₃ -N	0,01	0,01
	Uit geëmitteerde NO ₃ -N	0,0075	0,0075
Directe emissies	Uit toegediende kunstmest N	0,008	0,008
	Uit toegediende drijfmest N	0,003	0,013
	Uit weidemest	0,024	
	Uit gewasresten		0,003
	Uit weide- en maaresten	0,013	
	Uit oogstverliezen		0,003
	Uit vanggewassen		0,003
	Uit grasland bij vernieuwing	0,008	
	Uit stal en mestopslagen	0,002	0,002

Bijlage 4 Voetafdruk per kVEM voor droge zandgrond

Criterium	Dimensie	Opbrengst niveau	Gewas en N-regime														
			Wintertarwe excl. stro		Wintertarwe+ stro+groenb.		Wintertarwe+stro		Snijmaïs			MKS			Gras		
			Optimaal	Laag	Optimaal	Laag	Optimaal	Laag	Optimaal	Suboptimaal	Laag	Optimaal	Suboptimaal	Laag	Optimaal	Suboptimaal	Laag
Broeikas- gassen	kg CO ₂ - equiv/kVEM	laag	532	501	425	395	459	430	352	346	341	421	415	404	785	771	772
		hoog	481	451	384	361	441	392	296	291	282	358	349	339	613	584	572
Nitraat in water	mg N/l	laag	26.2	16.9	33.1	21.0	22.6	13.9	26.2	22.6	17.6	28.9	25.1	19.9	25.4	16.8	10.6
		hoog	22.2	13.0	28.6	16.9	17.7	9.2	19.2	15.5	0.98	23.3	19.5	14.2	16.2	7.5	1.7
Grond- verbruik	ha/kVEM	laag	0.125	0.139	0.080	0.089	0.101	0.112	0.075	0.079	0.087	0.096	0.102	0.111	0.108	0.125	0.149
		hoog	0.100	0.109	0.066	0.073	0.081	0.089	0.053	0.054	0.058	0.069	0.071	0.075	0.072	0.079	0.090
Ammoniak	kg N/kVEM	laag	1.8	1.7	1.4	1.3	1.6	1.5	1.1	1.1	1.1	1.3	1.3	1.3	4.1	4.1	4.0
		hoog	1.7	1.7	1.3	1.3	1.6	1.5	1.0	1.0	1.0	1.2	1.2	1.2	4.1	4.1	4.0
N-uitspoeling	kg N/kVEM	laag	10.9	7.8	8.9	6.2	7.6	5.2	6.5	5.9	5.1	9.2	8.5	7.3	8.1	6.3	4.7
		hoog	7.4	4.7	6.2	4.1	4.8	2.7	3.4	2.8	2.0	5.3	4.6	3.6	3.5	1.8	0.5
		hoog	6.2	4.0	5.1	3.2	4.4	2.7	1.5		0.9	2.4		1.6	1.0		0.5

Voetafdruk per kVEM voor natte zandgrond

Criterium	Dimensie	Opbrengst niveau	Gewas en N-regime														
			Wintertarwe excl. stro		Wintertarwe+ stro+groenb.		Wintertarwe+stro		Snijmaïs			MKS			Gras		
			Optimaal	Laag	Optimaal	Laag	Optimaal	Laag	Optimaal	Suboptimaal	Laag	Optimaal	Suboptimaal	Laag	Optimaal	Suboptimaal	Laag
Broeikas- gassen	kg CO ₂ - equiv/kVEM	laag	521	493	416	388	450	424	345	340	335	411	406	396	785	768	768
		hoog	473	446	377	357	436	389	292	288	280	352	344	336	617	585	570
Nitraat in water	mg N/l	laag	12.6	8.2	15.9	10.1	10.9	6.7	12.7	10.9	8.5	13.9	12.1	9.6	14.2	9.3	5.8
		hoog	10.7	6.3	13.8	8.1	8.5	4.4	9.3	7.5	5.1	11.3	9.4	6.9	9.1	3.9	0.6
Grond- verbruik	ha/kVEM	laag	0.125	0.139	0.080	0.089	0.101	0.112	0.075	0.079	0.087	0.096	0.102	0.111	0.108	0.124	0.147
		hoog	0.100	0.109	0.066	0.073	0.081	0.089	0.053	0.054	0.058	0.069	0.071	0.075	0.072	0.078	0.088
Ammoniak	kg N/kVEM	laag	1.8	1.7	1.4	1.3	1.6	1.5	1.1	1.1	1.1	1.3	1.3	1.3	4.2	4.1	4.0
		hoog	1.7	1.7	1.3	1.3	1.6	1.5	1.0	1.0	1.0	1.2	1.2	1.2	4.1	4.0	4.0
N-uitspoeling	kg N/kVEM	laag	5.6	4.0	4.6	3.2	3.9	2.7	3.4	3.1	2.6	4.8	4.4	3.8	4.2	3.2	2.3
		hoog	3.8	2.4	3.2	2.1	2.5	1.4	1.7	1.5	1.0	2.8	2.4	1.8	1.8	0.8	0.1

Voetafdruk per kVEM voor kleigrond

Criterium	Dimensie	Opbrengst niveau	Gewas en N-regime														
			Wintertarwe excl. stro		Wintertarwe+ stro+groenb.		Wintertarwe+stro		Snijmaïs			MKS			Gras		
			Optimaal	Laag	Optimaal	Laag	Optimaal	Laag	Optimaal	Suboptimaal	Laag	Optimaal	Suboptimaal	Laag	Optimaal	Suboptimaal	Laag
Broeikas- gassen	kg CO ₂ - equiv/kVEM	laag	615	554	490	436	527	473	334		323	412		399	782		765
		hoog	551	495	438	393	470	430	285		273	353		337	615		584
Nitraat in water	mg N/l	laag	19.3	12.6	23.4	15.0	17.7	11.2	11.2		7.6	12.3		8.5	7.2		4.7
		hoog	17.5	10.8	21.4	13.1	15.7	9.2	8.2		4.6	10		6.1	4.6		2
Grond- verbruik	ha/kVEM	laag	0.125	0.133	0.082	0.086	0.101	0.107	0.075		0.087	0.096		0.111	0.108		0.124
		hoog	0.100	0.104	0.067	0.070	0.081	0.085	0.053		0.058	0.069		0.075	0.072		0.078
Ammoniak	kg N/kVEM	laag	2.0	1.9	1.6	1.4	1.8	1.6	1.1		1.1	1.3		1.3	4.2		4.1
		hoog	1.9	1.8	1.5	1.4	1.7	1.6	1.0		1.0	1.2		1.2	4.1		4.0
N-uitspoeling	kg N/kVEM	laag	8.5	6.0	6.8	4.6	6.3	4.3	3.0		2.3	4.2		3.3	2.4		1.8
		hoog	6.2	4.0	5.1	3.2	4.4	2.7	1.5		0.9	2.4		1.6	1.0		0.5

Bijlage 5 Voetafdruk per ton ruw eiwit voor droog zand

Criterium	Dimensie	Opbrengst niveau	Gewas en N-regime														
			Wintertarwe excl. stro		Wintertarwe+ stro+groenb.		Wintertarwe+stro		Snijmaïs			MKS			Gras		
			Optimaal	Laag	Optimaal	Laag	Optimaal	Laag	Optimaal	Suboptimaal	Laag	Optimaal	Suboptimaal	Laag	Optimaal	Suboptimaal	Laag
Broeikas- gassen	kg CO ₂ - equiv/ton r.e.	laag	4057	3820	4175	3875	3714	3478	4460	4381	4317	4667	4607	4483	4028	3956	3960
		hoog	3667	3439	3770	3544	3575	3173	3750	3682	3578	3969	3867	3765	3259	3102	3037
Grond- verbruik	ha/ton r.e.	laag	0.952	1.060	0.790	0.875	0.818	0.910	0.952	1.000	1.096	1.067	1.127	1.231	0.552	0.643	0.766
		hoog	0.762	0.829	0.645	0.716	0.654	0.719	0.667	0.690	0.731	0.762	0.784	0.833	0.381	0.420	0.479
Ammoniak	kg N/ton r.e.	laag	13.6	13.1	13.6	12.9	13.0	12.3	13.9	13.5	13.3	14.7	14.5	14.0	21.2	20.8	20.3
		hoog	13.1	12.6	13.0	12.4	12.7	11.9	12.9	12.8	12.4	13.7	13.4	13.1	21.9	21.5	21.2
N-uitspoeling	kg N/ton r.e.	laag	82.9	59.3	86.9	61.3	61.3	41.9	83.0	75.0	64.1	102.2	93.7	81.4	41.8	32.2	24.2
		hoog	56.4	35.6	61.3	40.1	38.6	21.6	42.6	35.4	25.6	59.0	50.7	39.4	18.4	9.4	2.5

Voetafdruk per ton ruw eiwit voor nat zand

Criterium	Dimensie	Opbrengst niveau	Gewas en N-regime														
			Wintertarwe excl. stro		Wintertarwe+ stro+groenb.		Wintertarwe +stro		Snijmais			MKS			Gras		
			Optimaal	Laag	Optimaal	Laag	Optimaal	Laag	Optimaal	Suboptimaal	Laag	Optimaal	Suboptimaal	Laag	Optimaal	Suboptimaal	Laag
Broeikas- gassen	kg CO ₂ - equiv/ton r.e.	laag	3967	3756	4081	3809	3648	3433	4371	4301	4248	4557	4506	4396	4030	3942	3943
		hoog	3605	3400	3704	3501	3534	3151	3704	3644	3550	3905	3812	3723	3279	3107	3031
Grond- verbruik	ha/ton r.e.	laag	0.95	1.06	0.790	0.875	0.818	0.910	0.952	1.000	1.096	1.067	1.127	1.231	0.552	0.637	0.755
		hoog	0.76	0.83	0.645	0.716	0.654	0.719	0.667	0.690	0.731	0.762	0.784	0.833	0.381	0.413	0.465
Ammoniak	kg N/ton r.e.	laag	13.6	13.1	13.6	12.9	13.0	12.3	13.9	13.5	13.3	14.7	14.5	14.0	21.3	20.9	20.3
		hoog	13.1	12.6	13.0	12.4	12.7	11.9	12.9	12.8	12.4	13.7	13.4	13.1	21.9	21.5	21.2
N-uitspoeling	kg N/ton r.e.	laag	42.9	30.7	45.0	31.5	31.9	21.8	43.1	39.0	33.3	53.1	48.8	42.3	21.4	16.2	11.9
		hoog	29.0	18.2	31.6	20.8	20.3	11.5	22.1	18.5	13.3	30.7	26.4	20.5	9.5	4.5	0.7

Voetafdruk per ton ruw eiwit voor klei

Criterium	Dimensie	Opbrengst niveau	Gewas en N-regime														
			Wintertarwe excl. stro		Wintertarwe+ stro+groenb.		Wintertarwe +stro		Snijmais			MKS			Gras		
			Optimaal	Laag	Optimaal	Laag	Optimaal	Laag	Optimaal	Suboptimaal	Laag	Optimaal	Suboptimaal	Laag	Optimaal	Suboptimaal	Laag
Broeikas- gassen	kg CO ₂ - equiv/ton r.e.	laag	4689	4223	4814	4281	4268	3833	4233		4095	4575		4422	4010		3926
		hoog	4197	3772	4295	3855	3807	3480	3610		3463	3920		3743	3270		3102
Grond- verbruik	ha/ton r.e.	laag	0.95	1.01	0.808	0.848	0.818	0.870	0.952		1.103	1.067		1.231	0.552		0.637
		hoog	0.76	0.79	0.654	0.684	0.654	0.691	0.667		0.737	0.762		0.833	0.381		0.413
Ammoniak	kg N/ton r.e.	laag	15.3	14.2	15.3	13.9	14.4	13.2	13.9		13.2	14.7		14.0	21.3		20.9
		hoog	14.5	13.4	14.3	13.3	13.5	12.7	12.9		12.4	13.7		13.1	21.9		21.5
N-uitspoeling	kg N/ton r.e.	laag	64.8	45.6	67.1	45.0	50.7	34.8	37.6		29.6	46.3		36.9	12.4		9.4
		hoog	47.2	30.1	49.7	31.5	36.0	22.1	19.3		11.9	26.7		17.8	5.5		2.6

To explore
the potential
of nature to
improve the
quality of life



Correspondentie adres voor dit rapport:

Postbus 16
6700 AP Wageningen
T 0317 48 07 00
www.wur.nl/plant-research

Rapport 658

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 5.000 medewerkers en 10.000 studenten behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

