

Enkele afrondende notities uit Sturen op Nitraat

H.F.M. ten Berge (red.)



Reeks Sturen op Nitraat 17



Enkele afrondende notities uit Sturen op Nitraat

H.F.M. ten Berge (red.)

© 2006 Wageningen, Plant Research International B.V.

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 Plant Research International B.V.

Exemplaren van dit rapport kunnen bij de (eerste) auteur worden besteld. Bij toezending wordt een factuur toegevoegd; de kosten (incl. verzend- en administratiekosten) bedragen € 50 per exemplaar.

Plant Research International B.V.

Adres : Droevendaalsesteeg 1, Wageningen
: Postbus 16, 6700 AA Wageningen
Tel. : 0317 - 47 70 00
Fax : 0317 - 41 80 94
E-mail : info.pri@wur.nl
Internet : www.pri.wur.nl

Inhoudsopgave

	pagina
1. Inleiding	1
2. Nitraat in het bodemprofiel als responsvariabele. H.F.M. ten Berge & S.L.G.E. Burgers	3
2.1 Inleiding	3
2.2 Akkerbouw	3
2.3 Gras	5
2.4 Maïs	7
2.3 Referenties	11
3. De invloed van enkele gewaskenmerken op $Nmin_{\text{nitraat}}$ in de bodem, en op de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater. S. Radersma, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving	13
3.1 Inleiding	13
3.2 Methoden	13
3.3 Resultaten	14
3.3.1 Relevante variabelen	14
3.3.2 De beste modellen met en zonder Gt en bodem	14
3.3.3 De beste praktisch interpreteerbare modellen	15
3.3.4 De beste modellen waarin $Nmin$ -oogst of $Nmin$ -1December is vervangen door werkzame-N in bemesting en N-afvoer door het gewas	16
3.3.5 Een alternatief model om de nitraatconcentratie in grondwater te verklaren met behulp van gewaseigenschappen	16
3.4 Discussie	17
3.5 Referenties	20
4. Discussie over het intercept in de relatie tussen $Nmin_{\text{nitraat}}$ en de nitraatconcentratie in grondwater. S.L.G.E. Burgers, Biometris	21
4.1 Inleiding	21
4.2 Variatie in $Nmin_{\text{nitraat}}$	21
4.3 Verband tussen regressie van X op Y en vice versa van Y op X	22
4.4 Inspectie van het intercept op grond van data uit Sturen op Nitraat	24
4.5 Nadere analyse van gegevens bij maïs	26
4.6 Referenties	28
5. Mogelijkheden om de nitraatnorm te halen. W.J. Chardon, Alterra	29
5.1 Inleiding	29
5.2 Overzicht literatuur	31
5.3 Samenvatting en conclusies	35
5.4 Referenties	35

1. Inleiding

Het project 'Sturen op Nitraat' was gericht op het vaststellen van indicatoren voor de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater in de Nederlandse zandgebieden. Daartoe werd gedurende drie jaren een uitgebreid meetprogramma uitgevoerd, waarbij naast bemestingsgegevens ook een groot aantal bodemparameters, grondwatergegevens en neerslaggegevens werden verzameld. Over het project werd uitvoerig gerapporteerd in een twaalfstal rapporten ('Reeks Sturen op Nitraat'). De beantwoording van de centrale vraagstelling werd het meest compleet beschreven in Alterra-rapport 1053 (Hack-ten Broeke *et al.*, 2004).

Over enkele afgeleide vraagstukken, meer aan de periferie van het onderzoek, werden destijds korte interne notities geschreven, die echter nog niet gepubliceerd werden. In dit rapport worden die notities alsnog gebundeld uitgebracht, omdat ze voor een bredere lezerskring dan alleen het projectteam relevant kunnen zijn.

Het betreft de volgende onderwerpen:

Nitraat in het bodemprofiel als respons-variabele (hoofdstuk 2)

Terwijl in alle eerdere rapportages de hoeveelheid nitraat in het bodemprofiel ($Nmin_{\text{nitraat}}$) steeds als verklarende variabele gebruikt werd voor de nitraatconcentratie in het grondwater, wordt hier gezocht naar verklarende variabelen voor $Nmin_{\text{nitraat}}$ zelf.

De invloed van enkele gewassenmerken op $Nmin_{\text{nitraat}}$ in de bodem, en op de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (hoofdstuk 3)

In deze studie wordt nagegaan of kwantificeerbare gewasspecifieke kenmerken gebruikt kunnen worden ter verklaring van $Nmin_{\text{nitraat}}$ in plaats van de indeling in gewasgroepen die steeds gehanteerd werd in eerdere analyses.

Discussie over het intercept in de relatie tussen $Nmin_{\text{nitraat}}$ en de nitraatconcentratie in grondwater (hoofdstuk 4)

Gedurende de uitvoering van het project werd meermaals de vraag gesteld wat de oorzaak kan zijn van de relatief hoge intercepten in de betreffende relatie. Daarbij was de vraag aan de orde of er sprake zou kunnen zijn van artefacten, verbonden aan de analyse-methode (liniaire regressie). Een nadere analyse van deze kwestie wordt hier gerapporteerd.

Mogelijkheden om de nitraatnorm te halen (hoofdstuk 5)

Hier wordt via een beknopte literatuurstudie onderzocht in hoeverre er dalingen van de nitraatconcentratie in het grondwater zijn waargenomen nadat de stikstofaanvoer via bemesting drastisch werd gereduceerd. Tevens wordt hier informatie gepresenteerd over nitraat gemeten in grondwater onder bosopstanden, welke niet bemest werden. Deze studie poogt inzicht te verschaffen bij de vraag welke dalingen van de nitraatconcentratie in grondwater verwacht mogen worden bij sterk maatregelen welke de N-aanvoer sterk beperken.

2. Nitraat in het bodemprofiel als responsvariabele

H.F.M. ten Berge & S.L.G.E. Burgers

2.1 Inleiding

In het meetprogramma dat in het kader van Sturen op Nitraat werd uitgevoerd (Smit *et al.*, 2003), werd op elk meetpunt de hoeveelheid anorganische stikstof (N_{min} , kg ha⁻¹) in het bodemprofiel gemeten. Daartoe werd de bodem bemonsterd op diepte-intervallen 0-30, 30-60 en 60-90 cm. In het bodemvocht werden de concentraties ammonium-N en nitraat-N bepaald, en omgerekend naar kg N per ha in de laag 0-90 cm. Uit de overall analyse van de gehele dataset (Hack-ten Broeke *et al.*, 2004) blijkt dat de nitraatfractie van deze anorganische-N een betere samenhang vertoont met nitraat in grondwater, dan de totale hoeveelheid anorganische-N. De nitraatfractie wordt hier aangeduid als $N_{min_{nitraat}}$ (kg ha⁻¹), en heeft steeds betrekking op 0-90 cm.

Terwijl $N_{min_{nitraat}}$ in alle voorgaande rapportages steeds als verklarende variabele beschouwd werd (ter verklaring van de nitraatconcentratie in het grondwater), wordt hier gezocht naar de factoren die $N_{min_{nitraat}}$ zelf beïnvloeden. De studie werd uitgevoerd door middel van lineaire regressie-analyse. Dezelfde indeling van landgebruik als in voorgaande analyses werd gevolgd: bouwland (met gewasgroepen a, b, r en t), grasland, en maïs.

Voor definities van gewasgroepen, Gt-groepen en van alle gemeten grootheden wordt verwezen naar Rapport 3 in de reeks Sturen op Nitraat (Smit *et al.*, 2003) en naar Rapport 12 in de Reeks Sturen op Nitraat (Hack-ten Broeke *et al.*, 2004. Verder aangeduid als Alterra-rapport 1053).

2.2 Akkerbouw

Uit de selectie komt één model als beste naar voren:

$$N_{min_{nitraat}} = C + Gt_i + Gewas_k + a \times N_{wz} + b_k \times N_{wz} + c \times Neerslagsommen \quad (1)$$

C	constante (kg/ha)
Gt_i	bijdrage van Gtgroep i (t.o.v. Gtgroep 3) (kg/ha)
$Gewas_k$	bijdrage van Gewasgroep k (t.o.v. Gewasgroep a) (kg/ha)
N_{wz}	werkzame-N gift, in kunstmest en dierlijke mest
$Neerslagsommen$	neerslagsom in groeiseizoen plus neerslagsom 1 okt tot N_{min} bemonstering (mm)
a, b, c	regressiecoëfficiënten

Tabel 2.1 geeft de schattingen van de regressiecoëfficiënten en de standaardfout. Op grond daarvan worden de volgende conclusies getrokken.

Er is een groot effect van Gtgroep 1 ten opzichte van Gtgroep 3, maar de middengroep Gtgroep 2 wijkt weinig en niet significant af van de referentie (Gtgroep 3). Er werd vastgesteld dat deze effecten niet berusten op onevenwichtige distributie van de meetpunten (over clusters).

Tabel 2.1. Schatting van de regressiecoëfficiënten met standaardfout (se), het percentage verklaarde variantie (R^2_{adj}) en de standaardfout (Sd, kg/ha) van het regressiemodel in vgl. (1) voor akkerbouw, en het aantal data (n) waarop het model is gebaseerd.

Parameter	Schatting	s.e.	
C (gewas a, Gt3)	127,3	18,3	
Gt_1	-22,82	7,30	
Gt_2	-3,31	4,73	*
Gt_3	0,0	0,0	
$Gewas_a$	0,0	0,0	
$Gewas_b$	23,0	13,7	*
$Gewas_r$	28,8	12,5	
$Gewas_t$	41,7	20,4	
a	0,2896	0,0575	
b_a	0,0	0,0	
b_b	-0,2790	0,0824	
b_r	-0,2967	0,0780	
b_t	-0,057	0,104	*
c	-0,2099	0,0250	
R^2_{adj}	30,8%		
Sd	41,7		
N	470		

*: niet significant bij $p=0,05$

Er is een groot en meestal significant effect van Gewasgroep, ten opzichte van de referentie (Gewasgroep a). Gewasgroep b is echter niet significant anders dan Gewasgroep a ($t_{pr}=0.093$). Er werd vastgesteld dat het effect van Gewasgroep op $Nmin_{nitraat}$ niet een onbedoeld gevolg is van de aanwezigheid van de N-gift (werkzame N) in het model; bij afwezigheid van de N-gift stijgt het gewaseffect verder.

Er is een groot en significant effect van de N-gift (werkzame N) in Gewasgroepen a en t. In Gewasgroep a bedraagt dit effect circa 29 kg/ha per 100 kg/ha in werkzame-N gift. Dit effect wordt niet gevonden in Gewasgroepen b en r. Dit komt tot uiting in de interactieterm b_k , die in absolute zin voor Gewasgroepen b en r ongeveer even groot is als het effect van N_{wz} , maar die een negatief teken heeft zodat het effect van N_{wz} teniet gedaan wordt. Dit contrast tussen de gewasgroepen werd eerder gedocumenteerd door Schröder *et al.* (1996), die een duidelijke response van $Nmin$ op de N-gift onder akkerbouwgewassen alleen in aardappel vonden. Ook Prins *et al.* (1988) rapporteerden dat deze response gevonden werd in aardappel, en niet in suikerbiet. Zij melden verder dat in granen soms wel en soms geen verband tussen N-gift en $Nmin$ gevonden werd.

De neerslagsom in het groeiseizoen inclusief de neerslag in de periode 1 oktober tot het moment van bemonsteren verlaagt $Nmin_{nitraat}$ met een bedrag van 21 kg/ha per 100 mm neerslag.

Tabel 2.2 laat het effect op $Nmin_{nitraat}$ zien van een aantal variabelen, wanneer deze beurtelings als enige variabele toegevoegd worden aan het model in vgl. (1). Het effect is gedefinieerd als de helling vermenigvuldigd met het verschil tussen het derde en eerste kwartiel van de data. Uit de tabel wordt geconcludeerd dat geen van de variabelen een significant effect heeft op $Nmin_{nitraat}$, en dat bovendien de effecten steeds klein zijn. Ook het effect van de voorvrucht (niet in tabel) was klein en niet significant.

Vgl. (1) blijft dus het beste model voor de akkerbouwgewassen. Volgens dit model bedraagt $Nmin_{nitraat}$ in aardappel bij een neerslagsom (groeiseizoen plus periode tot $Nmin$ bemonstering) van bijvoorbeeld 400 mm, op droog zand (Gtgroep 3) bij een bemesting van 250 kg N/ha: $127+0.29*250-0.21*400=115$ kg/ha (in de laag 0-90 cm). Bij een bemesting van 200 kg/ha wordt dat 101 kg/ha.

Tabel 2.2. Schatting van de helling en het effect door toevoegen van een variabele aan het model in vgl (1), akkerbouw.

Variabele	Helling	p-waarde	Eerste kwartiel	Derde kwartiel	Effect
Perceeloverschot (kg ha ⁻¹)	0,0159	0,484	59,2	168	1,72
Nafvoer-gewas (kg ha ⁻¹)	0,0183	0,628	83,0	165,0	1,50
MINAS-overschot (kg ha ⁻¹)	0,0165	0,630	-12,0	68,0	1,32
Bedrijfsoverschot (kg ha ⁻¹)	-0,0260	0,435	79,2	159,0	-2,07
Nmin _{ammonium} (kg ha ⁻¹)	0,1705	0,075	0,00	18,41	3,14
C_N-verhouding (-)	0,167	0,713	17,14	24,39	1,21
Ctotaal (g kg ⁻¹)	0,138	0,272	19,56	34,60	2,08
Ntotaal (g kg ⁻¹)	2,73	0,408	1,015	1,646	1,72
Potentiële mineralisatie (mg N kg ⁻¹ d ⁻¹)	6,07	0,183	0,727	1,195	2,84
Hot-KCl-extraheerbaar ammonium-N (mg N kg ⁻¹)	0,200	0,331	10,32	21,93	2,32
Potentiële denitrificatie (mg N kg ⁻¹ d ⁻¹) – laag 1	-0,581	0,498	1,514	4,002	-1,44
Idem, laag 2	-1,30	0,275	1,275	3,170	-2,47
Idem, laag 3	-0,51	0,688	0,668	2,426	-0,89
Idem, laag 4	-1,56	0,339	0,205	1,533	-2,07
Idem, laag 5	2,45	0,421	0,113	0,763	1,60
Idem, laag 6	0,21	0,903	0,091	0,979	0,19
Denitrificatiecapaciteit bouwvoor (mg N kg ⁻¹ d ⁻¹)	1,80	0,137	2,200	4,200	3,60
Org_stof (%)	-0,686	0,381	3,500	6,000	-1,72
Oplosbaar org N (mg kg ⁻¹)	0,973	0,312	4,100	6,700	2,53
Dikte bouwvoor (cm)	0,38	0,273	30	35	1,90

Tot slot werd het effect gekwantificeerd van twee ‘bemestingsvariabelen’: het perceeloverschot en het bedrijfs-overschot. Deze werden beurteling in de plaats gesteld van de werkzame-N-gift. Voor beide werd een niet-signifi-cante en bovendien kleine bijdrage gevonden.

2.3 Gras

Als beste model voor gras komt naar voren:

$$Nmin_{nitraat} = C + a \times Ngift_{tot} + b \times Scheur + c \times Neerslagsommen \quad (2)$$

C	constante (kg/ha)
$Ngift_{tot}$:	gift totaal N in kunstmest en dierlijke mest (incl. niet-werkzaam)
$Scheur$	= 1 indien in voorafgaand najaar gescheurd, anders 0
$Neerslagsommen$:	neerslagsom in groeiseizoen plus neerslagsom 1 okt tot Nmin bemonstering (mm)
a, b, c :	regressiecoëfficiënten

Er werd geen significant effect vastgesteld van Gtgroep, noch van Bodemgroep. De effecten waren bovendien steeds klein. Tabel 2.3 geeft de schattingen van de regressiecoëfficiënten in vgl. (2), en de bijbehorende standaard-fout. Alle variabelen in dit model zijn zeer significant ($p < 0.001$). Op grond van Tabel 2.3 kan gesteld worden dat elke extra 100 mm neerslag een daling van $Nmin_{nitraat}$ met 15 kg/ha tot gevolg heeft. Elke 100 kg/ha extra mestgift verhoogt $Nmin_{nitraat}$ met slechts 6 kg/ha. Hierbij wordt benadrukt dat deze respons (zoals alle parameterschattingen)

betrekking heeft op de range van N-giften vertegenwoordigd in deze dataset. Het is uit proeven bekend (Ten Berge *et al.*, 2002) dat bij N-giften boven een zekere drempelwaarde de respons van N_{min} op de N-gift stijgt, en hogere waarden dan 0.06 kan aannemen.

Tabel 2.4 laat het effect zien van een aantal variabelen, wanneer deze beurtelings als enige variabele toegevoegd worden aan het model in vgl. (2). Uit de tabel wordt geconcludeerd dat geen van de variabelen een significant effect heeft op $N_{min_{nitraat}}$ en dat bovendien de effecten steeds klein zijn.

Tot slot werd het effect gekwantificeerd van enkele bemestingsvariabelen, door deze beurteling in de plaats te stellen van Ngifftot. Dat werd gedaan voor gewasafvoer, perceeloverschot, en bedrijfsoverschot. Voor gewasafvoer werd een niet-significante en bovendien kleine bijdrage gevonden. Perceeloverschot had een significant effect van 0.0814. Ook het bedrijfsoverschot was significant, met een effect van 0.100.

Tabel 2.3. Schatting van de regressiecoëfficiënten met standaardfout (se), het percentage verklaarde variantie (R^2_{adj}) en de standaardfout (Sd, kg/ha) van het model in vgl. (2) voor gras, en het aantal data (n) waarop het model is gebaseerd.

Parameter	Schatting	s.e.
C	88,9	12,2
a	0,0624	0,010
b	38,82	7,60
c	-0,149	-0,021
R^2_{adj}	23,1%	
Sd	32,9	
n	441	

Tabel 2.4. Schatting van de helling en het effect door toevoegen van een variabele aan het model in vgl. (2) voor gras.

Variabele	Helling	p-waarde	Eerste kwartiel	Derde kwartiel	Effect
Perceeloverschot (kg ha ⁻¹)	0,034	0,13	116,8	272,0	5,2
Nafvoer-gewas (kg ha ⁻¹)	-0,025	0,20	202,9	347,0	-3,6
MINAS-overschot (kg ha ⁻¹)	0,017	0,61	30,0	126,5	1,63
Bedrijfsoverschot (kg ha ⁻¹)	0,056	0,12	143,0	217,4	4,2
Nmin _{ammonium} (kg ha ⁻¹)	-0,167	0,06	4,27	22,4	-3,0
C_N-verhouding (-)	-1,000	0,09	14,81	18,65	-3,8
Ctotaal (g kg ⁻¹)	-0,125	0,49	23,02	31,80	-1,1
Ntotaal (g kg ⁻¹)	1,716	0,53	1,31	1,98	1,1
Potentiële mineralisatie (mg N kg ⁻¹ d ⁻¹)	1,564	0,29	1,67	3,18	2,4
Hot-KCl-extraheerbaar ammonium-N (mg N kg ⁻¹)	0,019	0,92	21,40	29,78	0,2
Potentiële denitrificatie (mg n kg ⁻¹ d ⁻¹) – laag 1	0,485	0,48	2,78	5,96	1,5
Idem, laag 2	1,238	0,07	1,67	4,59	3,6
Idem, laag 3	0,349	0,71	1,03	2,97	0,7
Idem, laag 4	0,682	0,53	0,35	1,54	0,8
Idem, laag 5	-2,806	0,22	0,08	0,55	-1,3
Idem, laag 6	4,963	0,21	0,04	0,37	1,6
Denitrificatiecapaciteit bouwvoor (mg N kg ⁻¹ d ⁻¹)	0,284	0,37	3,10	8,45	1,5
Org_stof (%)	-1,835	0,09	4,00	5,00	-1,8
Oplosbaar org N (Norg,mg kg ⁻¹)	0,513	0,22	7,30	12,20	2,5
Dikte bouwvoor (cm)	0,036	0,73	30,00	45,00	0,5

2.4 Maïs

Als beste model voor maïs komt naar voren:

$$Nmin_{\text{nitraat}} = C + Gt_i + Bodem_k + a \times N_{\text{tot}} + b \times NeerslagsomI \quad (3)$$

C	constante (kg ha ⁻¹)
Gt_i	bijdrage van Gtgroep i (t.o.v. Gtgroep 3) (kg ha ⁻¹)
$Bodem_k$	bijdrage van Bodemgroep k (t.o.v. Bodem z3) (kg ha ⁻¹)
N_{tot}	N-totaal in de bouwvoor (g N kg ⁻¹)
$NeerslagsomI$	neerslagsom van 1 april tot 1 oktober (mm)
a, b	regressiecoëfficiënten

De waarden van de coëfficiënten zijn vermeld in Tabel 2.5.

In tegenstelling tot voorgaande analyses voor resp. akkerbouw en gras, is het hier alleen de neerslagsom tot 1 oktober die in het beste model figureert, en niet de totale neerslagsom tot het moment van bemonstering. Per 100 mm neerslag wordt volgens dit model de waarde van $Nmin_{\text{nitraat}}$ gereduceerd met circa 32 kg/ha.

Eveneens in tegenstelling tot akkerbouw en gras, vinden we bij maïs een significant effect van de bodemgroep. Zowel Bodemgroep Z1 als Z2 geven een verhoging te zien van circa 15 kg/ha. Het effect van Gtgroep is niet goed vast te stellen door de ongelijkmatige verdeling van de meetpunten over de onderscheiden bodem-Gt combinaties. Daar komt nog bij dat Gt=1 geassocieerd was met minder neerslag (dan Gt=2, Gt=3); en met een verhoogd

bedrijfsoverschot voor stikstof. Door deze associaties is het effect dat Gt volgens deze regressies heeft op $Nmin_{nitraat}$ sterk afhankelijk van het al dan niet opnemen van andere variabelen (bodem; neerslagsom; bedrijfsoverschot) in het model. Zo geeft Gt=1 een verhoogde waarde te zien wanneer Bodemgroep niet in het model is opgenomen, maar een verlaging wanneer dat wel het geval is (het hier gerapporteerde model).

Voorts dient vermeld dat de variabele N_{org} (oplosbaar organisch N) weliswaar significant was, maar dat een model waarin deze variabele opgenomen was een aantal punten met 'high leverage' had. Bij weglating van deze punten was het effect van Bodemgroep=Z1 niet meer te schatten, omdat deze punten een meerderheid uitmaakten van de waarnemingen in Z1-Gtgroep3; die combinatie was al beperkt vertegenwoordigd doordat op een aantal punten daarbinnen N_{org} niet gemeten was.

Tenslotte komt hier N_{tot} als relevante variabele naar voren. De waarden van het eerste en derde kwartiel van deze variabele waren resp. 1.028 en 1.489 g N kg⁻¹, zodat over deze range in N_{tot} het effect op $Nmin$ ongeveer 9 kg N ha⁻¹ bedroeg.

Tabel 2.6 laat het effect zien van een aantal variabelen, wanneer deze beurtelings als enige variabele toegevoegd worden aan het model in vgl. (3). Uit de tabel wordt geconcludeerd dat – naast N_{org} , zie boven - geen van de variabelen een significant effect heeft op $Nmin_{nitraat}$, en dat bovendien de effecten steeds klein zijn.

Tabel 2.5. Schatting van de regressiecoëfficiënten met standaardfout (se), het percentage verklaarde variantie (R^2_{adj}) en de standaardfout (Sd, kg/ha) van het model in vgl (3) voor mais, en het aantal data (n) waarop het model is gebaseerd.

Parameter	Schatting	s.e.
<i>C</i>	168,5	29,2
<i>Gt1</i>	-8,44	9,42
<i>Gt2</i>	0,14	6,94
<i>Gt3</i>	0	0
<i>Bodem z1</i>	15,65	9,37
<i>Bodem z2</i>	14,35	7,39
<i>Bodem z3</i>	0	0
<i>A</i>	19,39	8,54
<i>B</i>	-0,32	0,058
R^2_{adj}	20,8	
<i>Sd</i>	36,1	
<i>N</i>	174	

Tabel 2.6. Schatting van de helling en het effect door toevoegen van een variabele aan het model in vgl. (3), voor maïs.

Variabele	Helling	p-waarde	Eerste kwartiel	Derde kwartiel	Effect
Perceeloverschot (kg ha ⁻¹)	0,041	0,250	22,00	102,37	3,27
Nafvoer-gewas (kg ha ⁻¹)	-0,054	0,163	155,00	195,00	-2,178
MINAS-overschot (kg ha ⁻¹)	-0,047	0,355	74,00	159,00	-4,029
Bedrijfsoverschot (kg ha ⁻¹)	0,036	0,445	151,50	264,40	4,056
Nwz (kg ha ⁻¹)	0,071	0,164	99,00	167,90	4,899
Nmin _{ammonium} (kg ha ⁻¹)	-0,097	0,424	4,16	21,23	-1,656
C_N-verhouding (-)	-0,274	0,73	14,79	19,08	-1,175
Ctotaal (g kg ⁻¹)	-0,536	0,513	16,52	25,14	-4,619
Potentiële mineralisatie (mg N kg ⁻¹ d ⁻¹)	4,134	0,478	0,86	1,39	2,198
Hot-KCl-extraheerbaar ammonium-N (mg N kg ⁻¹)	1,124	0,113	17,03	23,63	7,419
Potentiële denitrificatie (mg N kg ⁻¹ d ⁻¹) – laag 1	-0,842	0,180	2,33	5,47	-2,647
Idem, laag 2	-1,451	0,359	1,63	3,89	-3,276
Idem, laag 3	-1,145	0,394	1,30	3,52	-2,546
Idem, laag 4	0,427	0,813	0,46	2,33	0,795
Idem, laag 5	1,381	0,664	0,08	0,95	1,211
Idem, laag 6	5,428	0,286	0,18	0,98	4,303
Denitrificatiecapaciteit bouwvoor (mg N kg ⁻¹ d ⁻¹)	-1,963	0,243	2,30	3,92	-3,190
Org_stof (%)	3,699	0,236	3,00	5,00	7,398
Oplosbaar org N (mg kg ⁻¹)	3,331	0,009	4,70	7,53	9,409
Dikte bouwvoor (cm)	-0,018	0,94	30,00	40,00	-0,178

Omdat het effect van Gtgroep betrekkelijk gering is, en dit bovendien alleen optreedt in Gtgroep 1, werd ook een model getoetst zonder deze regressor:

$$Nmin_{nitraat} = C + Bodem_k + a \times N_{tot} + b \times Neerslagsom1 \quad (4)$$

met alle grootheden gedefinieerd als in vgl. (3). De resultaten zijn weergegeven in Tabellen 2.7 en 2.8.

Tabel 2.7. Schatting van de regressiecoëfficiënten met standaardfout (se), het percentage verklaarde variantie (R^2_{adj}) en de standaardfout (Sd, kg/ha) van het model in vgl. (4) voor maïs, en het aantal data (n) waarop het model is gebaseerd.

Parameter	Schatting	s.e.
C	161,4	26,7
Bodem z1	14,8	8,9
Bodem z2	10,7	6,4
Bodem z3	0	0
A	19,04	8,31
B	-0,305	0,056
R^2_{adj}	21,3	
Sd	36,0	
N	174	

Tabel 2.8. Schatting van de helling en het effect door toevoegen van een variabele aan het model in vgl. (4), voor maïs.

Variabele	Helling	p-waarde	Eerste kwartiel	Derde kwartiel	Effect
Perceeloverschot (kg ha ⁻¹)	0,031	0,353	22,00	102,37	2,49
Nafvoer-gewas (kg ha ⁻¹)	-0,042	0,163	155,00	195,00	-1,89
MINAS-overschot (kg ha ⁻¹)	-0,050	0,355	74,00	159,00	-4,27
Bedrijfsoverschot (kg ha ⁻¹)	0,015	0,445	151,50	264,40	1,64
Nwz (kg ha ⁻¹)	0,074	0,164	99,00	167,90	5,12
Nmin _{ammonium} (kg ha ⁻¹)	-0,086	0,424	4,16	21,23	-1,48
C_N-verhouding (-)	-0,106	0,73	14,79	19,08	-0,45
Ctotaal (g kg ⁻¹)	-0,125	0,513	16,52	25,14	-1,07
Potentiële mineralisatie (mg N kg ⁻¹ d ⁻¹)	4,874	0,478	0,86	1,39	2,59
Hot-KCl-extraheerbaar ammonium-N (mg N kg ⁻¹)	1,107	0,113	17,03	23,63	7,31
Potentiële denitrificatie (mg N kg ⁻¹ d ⁻¹) – laag 1	-0,730	0,180	2,33	5,47	-2,29
Idem, laag 2	-1,497	0,359	1,63	3,89	-3,38
Idem, laag 3	-1,377	0,394	1,30	3,52	-3,06
Idem, laag 4	0,003	0,813	0,46	2,33	0,01
Idem, laag 5	-0,108	0,664	0,08	0,95	-0,10
Idem, laag 6	1,87	0,286	0,18	0,98	1,48
Denitrificatiecapaciteit bouwvoor (mg N kg ⁻¹ d ⁻¹)	-1,969	0,243	2,30	3,92	-3,20
Org_stof (%)	4,264	0,236	3,00	5,00	8,53
Oplosbaar org N (mg kg ⁻¹)	3,014	0,009	4,70	7,53	8,51
Dikte bouwvoor (cm)	0,025	0,94	30,00	40,00	0,25

2.3 Referenties

- Hack-ten Broeke, M.J.D., S.L.G.E. Burgers, A. Smit, H.F.M. ten Berge, J.J. de Gruijter, I.E. Hoving, M. Knotters, S. Radersma & G.L. Velthof, 2004.
Ontwikkeling van een indicator om te sturen op nitraat. Gegevens en regressie-analyse op basis van drie meetseizoenen. Alterra Rapport 1053. Reeks Sturen op Nitraat 12. Alterra, Wageningen.
- Prins, W.H., K. Dilz & J.J. Neeteson, 1988.
Current recommendations for nitrogen fertilisation within the E.E.C. in relation to nitrate leaching. Paper presented at The Fertiliser Society of London, 14 december 1988.
- Schröder, J.J., P. van Asperen, G.J.M. van Dongen & F.G. Wijnands, 1996.
Nutrient surpluses on integrated arable farms. Eur. J. of Agronomy 5, pp 181-191.
- Smit, A., M.J.D. Hack-ten Broeke, H.F.M. ten Berge, S.L.G.E. Burgers, W. Chardon, P.L.A. van Enkevort, J.J. de Gruijter, I.E. Hoving & G.L. Velthof, 2003.
Gegevensverzameling Sturen op Nitraat. Op zoek naar een indicator. Alterra Rapport 658. Reeks Sturen op Nitraat 3. Alterra, Wageningen.

3. De invloed van enkele gewassenmerken op $Nmin_{\text{nitraat}}$ in de bodem, en op de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater

S. Radersma, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving

3.1 Inleiding

In hoofdstuk 2 van dit rapport, maar ook in alle voorgaande rapportages uit Sturen op Nitraat, werd bij de statistische verwerking van data uit de akkerbouw en vollegrondsgroententeelt een vrij grove indeling in gewasgroepen gehanteerd. In plaats daarvan had mogelijk een aantal kwantificeerbare gewassenmerken gebruikt kunnen worden, met als doel vast te stellen of en in welke mate deze kenmerken van invloed zijn op $Nmin_{\text{nitraat}}$ (najaar) en op de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater in het voorjaar. In dit hoofdstuk wordt daartoe een poging gedaan.

3.2 Methoden

Er is hier gebruik gemaakt van enkele gewassenmerken, waaraan per gewas steeds één generieke waarde is toegerekend. Er is dus geen onderscheid gemaakt tussen de waarden van zo'n kenmerk in de verschillende meetjaren of op de verschillende locaties. Sterker nog: de gekozen waarden zijn niet ontleend aan observaties in het meetprogramma van Sturen op Nitraat, maar zijn ontleend aan literatuur of gebaseerd op schattingen.

De volgende variabelen werden in beschouwing genomen:

1. de verwachte waarde van $Nmin$ in de bodem op het moment van oogst (Van Enckevort *et al.*, 2002)
2. de verwachte waarde van $Nmin$ op 1 december (Van Enckevort *et al.*, 2002)
3. de worteldiepte
4. de lengte van de teeltperiode
5. het product van worteldiepte en lengte van de teeltperiode (als variabele die twee factoren samenvoegt die N-opname-efficiëntie kunnen bevorderen)
6. de hoeveelheid gewasresten
7. de hoeveelheid N in gewasresten
8. de kwaliteit van gewasresten (C:N verhouding in gewasresten)
9. de laatste oogstdatum (aantal dagen na 1 juli).

Variabelen 1-3 en 6-8 zijn genomen als standaardwaarde voor het betreffende gewas. Variabele 4 is ook een standaardwaarde per gewas, maar ingeval van dubbel en driedubbelteelten is het de som van twee of drie teeltperiode-lengtes. Variabele 5 is ingeval van (drie)dubbelteelten de som van de teelt periodes vermenigvuldigd met het gewogen gemiddelde van de twee of drie worteldieptes (gewogen naar lengte teeltperiode). Variabele 9 is genomen als standaardwaarde voor het betreffende gewas dat als laatste geteeld wordt.

Deze variabelen werden achtereenvolgens opgenomen in lineaire regressiemodellen, teneinde vast te stellen welke invloed zij hadden op $Nmin_{\text{nitraat}}$ en op de nitraatconcentratie in het grondwater.

3.3 Resultaten

3.3.1 Relevante variabelen

Van de genoemde variabelen hadden alleen de C:N-verhouding van gewasresten, de worteldiepte, de verwachte N_{min} bij oogst, en de verwachte N_{min} op 1 december een significant effect op de gemeten $N_{min, \text{nitraat}}$, volgens de hierna beschreven modellen. De gekozen waarden van deze gewassenmerken zijn weergegeven in Tabel 3.1.

Tabel 3.1. Referentie-waarden van gewassenmerken die een significant effect hadden op $N_{min, \text{nitraat}}$

Gewas	C:N gewasrest	Wortel diepte 90% (cm)	N_{min} oogst (kg/ha)	N_{min} 1Dec (kg/ha)
Andijvie / radicchio rosso	13	35	74	120
Chinees kool	12	35	71	150
Consumptieaardappel	37	45	65	98
Doperwt	15	70	35	150
Botersla/kropsla	10	50	125	169
Engels raaigras / graszaad	45	20	27	77
Gras/klavermengsel	18	30	30	30
Groene braak	16	80	20	20
Grove peen / winterpeen / pastinaak	25	60	34	41
Haver	80	100	24	69
Knolvenkel	9	30	50	120
Prei	13	45	127	168
IJssla	13	25	157	187
Schorseneer	25	80	100	104
Snijmaïs	51	60	106	135
Spinazie	8	25	157	187
Spruitkool	18	80	40	80
Stam-/stoksnijboon	20	65	63	101
Suikerbiet	23	80	21	54
Triticale	80	100	50	95
Winterrogge	80	100	50	101
Wintertarwe	80	100	50	92
Witlof/cichorei	30	55	34	41
Witte kool	18	80	38	51
Zetmeelaardappel	37	45	50	78
Zomergerst	80	50	24	69
Zomertarwe	80	100	50	92

3.3.2 De beste modellen met en zonder Gt en bodem

$N_{min, \text{nitraat}}$ werd het beste verklaard door de hieronder gegeven twee modellen:

$$N_{min, \text{nitraat}} = 137 + 0.567 * N_{min1Dec} - 0.164 * CNgrest - 0.356 * worteldiepte - 0.230 * Neerslagsom1$$

(Model 1; verklaarde variantie 39.7%, standaardfout 40.1)

$$N_{min, \text{nitraat}} = C_i + 0.586 * N_{min1Dec} - 0.173 * CNgrest - 0.357 * worteldiepte - 0.233 * Neerslagsom1$$

(Model 2; verklaarde variantie 39.7%, standaardfout 40.1)

waarbij:	
C_i	constante per bodem-Gtcombinatie (zie Tabel 3.2)
$Nmin_{nitraat}$	nitraatdeel van $Nmin$ gemeten in het najaar (okt-dec) voor de laag 0-90 cm (kg NO_3^- N/ha)
$Nmin1Dec$	verwachte $Nmin$ in de bouwvoor op 1 december (standaard waarde voor een gewas), afgeleid uit een standaardwaarde voor $Nmin$ -oogst en mineralisatie van gewasresten tussen oogst en 1 december (Van Enkevort <i>et al.</i> , 2002) (kg N/ha)
C/N_{grest}	C:N verhouding van de gewasresten van het (laatste) gewas
$Worteldiepte$	diepte (cm) van 90% van de wortels, standaardwaarde per gewas
$Neerslagsom1$	neerslagsom in de zomerperiode (mm), 1 april - 1 oktober

Tabel 3.2. Schatting van de constante C_i (in kg NO_3^- N/ha) per bodem-Gt combinatie van Model 2 (akkerbouw en vollegrondsgroenten).

Model	Gt-groep Bodem	1	2	3
2	Löss	131	142	142
	Z1	114	124	125
	Z2	126	136	137
	Z3	130	140	141

3.3.3 De beste praktisch interpreteerbare modellen

De gewasspecifieke verwachte waarde van $Nmin1Dec$ werd berekend uit de gewasspecifieke verwachte $Nmin$ -oogst, en de minerale N die vrijkomt door mineralisatie van gewasresten tussen het tijdstip van oogst en 1 december (Van Enkevort *et al.*, 2002). Deze variabele combineert dus informatie over de verwachte $Nmin$ bij oogst, over gewasresten (hoeveelheid en N-gehalte en C:N-verhouding) en oogsttijdstip. Omdat de resultaten van regressie met zo'n gecombineerde variabele moeilijk te interpreteren zijn (implicaties voor de praktijk), is ook gepoogd deze te vervangen door alleen de variabele 'verwachte $Nmin$ bij oogst'.

Ondanks afwezigheid van correlatie tussen de C:N-verhouding van gewasresten en de worteldiepte, had deze C:N-verhouding geen significante verklarende waarde meer in combinatie met $Nmin$ -oogst en worteldiepte, maar wel met alleen $Nmin$ -oogst. Daarom worden hier de modellen gegeven waarin $Nmin$ -oogst wordt gecombineerd met of de worteldiepte of de C/N-verhouding:

$$Nmin_{nitraat} = 157 + 0.557 * Nmin\text{-oogst} - 0.441 * worteldiepte - 0.232 * Neerslagsom1$$

(Model 3; verklaarde variantie 37.6%, standaardfout 40.8)

$$Nmin_{nitraat} = 138.5 + 0.605 * Nmin\text{-oogst} - 0.196 * C/N_{gewasrest} - 0.235 * Neerslagsom1$$

(Model 4; verklaarde variantie 35.2%, standaardfout 41.6)

$$Nmin_{nitraat} = C_i + 0.572 * Nmin\text{-oogst} - 0.429 * worteldiepte - 0.233 * Neerslagsom1$$

(Model 5 met Gt en bodemgroep; verklaarde variantie 37.4%, standaardfout 40.8)

$$Nmin_{nitraat} = C_i + 0.620 * Nmin\text{-oogst} - 0.186 * C/N_{gewasrest} - 0.230 * Neerslagsom1$$

(Model 6 met Gt en bodemgroep; verklaarde variantie 35.2%, standaardfout 41.5)

waarbij C_i een constante is per bodem-Gtcombinatie (zie Tabel 3.3), en $Nmin\text{-oogst}$ de verwachte waarde is van $Nmin$ in de bouwvoor op het oogsttijdstip (een vaste waarde per gewas) (kg N/ha). Voor overige definities, zie hierboven.

Tabel 3.3. Schatting van de constante C_i (in $\text{kg NO}_3\text{-N/ha}$) per bodem-Gt combinatie voor Model 5 en Model 6 (akkerbouw en vollegrondsgroententeelt).

Model	Gt-groep Bodem	1	2	3
5	Löss	149	157	157
	Z1	140	147	147
	Z2	147	154	154
	Z3	153	160	160
6	Löss	126	134	131
	Z1	119	127	124
	Z2	127	135	132
	Z3	134	142	139

3.3.4 De beste modellen waarin N_{min} -oogst of $N_{\text{min-1December}}$ is vervangen door werkzame-N in bemesting en N-afvoer door het gewas

Indien de verwachte N_{min} bij oogst in het model wordt vervangen door de totale gift aan werkzame-N en de N-afvoergewas, levert dat modellen waarin deze gift net niet significant is, en N-afvoergewas een positief teken krijgt (in plaats van een negatief teken, dat meer voor de hand zou liggen). Om deze redenen worden de modellen verder niet behandeld.

3.3.5 Een alternatief model om de nitraatconcentratie in grondwater te verklaren met behulp van gewaseigenschappen

In Hack ten Broeke *et al.* (2004; Alterra-rapport 1053) werden regressiemodellen voor nitraat in grondwater gerapporteerd die steeds gebruik maken van de gemeten hoeveelheid nitraat-N in de bodem in het voorafgaand najaar. Die modellen verklaarden 36% tot 47% van de variantie, bij een standaardfout van 54 tot 60 mg/l. Daarbij viel op dat er geen verschil was tussen de aanvankelijk onderscheiden gewasgroepen binnen de akkerbouw (de daar gehanteerde groepen a,b,r). Overigens verschilde gewasgroep t wel van de groepen a, b, en r.

Hier wordt geprobeerd om modellen voor de nitraatconcentratie in grondwater op te stellen zonder gebruik te maken van waargenomen $N_{\text{min-nitraat}}$ waarden, en tegelijk de indeling in gewasgroepen te vervangen door kwantificeerbare gewasspecifieke kenmerken. Daartoe werden de gewassenmerken gebruikt die gepresenteerd zijn in paragraaf 3.3.1. Dit leverde het volgende model als beste resultaat:

$$\text{Nitraat} = C_i + 0.572 * N_{\text{min1Dec}} - 0.709 * \text{CN}_{\text{grest}} - 0.266 * \text{Neerslagoverschot1} + 0.171 * \text{Neerslagoverschot2}$$

(Model 9; verklaarde variantie 26.8%, standaardfout 64.8)

waarbij:

C_i	constante per bodem-Gtcombinatie (zie Tabel 3.4)
Nitraat	nitraat-concentratie van het grondwater gemeten in het voorjaar (mg $\text{NO}_3\text{/l}$)
Neerslagoverschot1	neerslagoverschot in de zomerperiode (mm), 1 april - 1 oktober
Neerslagoverschot2	neerslagoverschot in de winterperiode (mm), 1 oktober -1 april

Voor definities van de overige variabelen zie eerdergenoemde modellen.

Tabel 3.4. Schatting van de constante C_i (in mg NO_3 per liter) per bodem-Gt combinatie van Model 9 voor akkerbouw.

Model	Gt-groep Bodem	1	2	3
9	Löss	-69	-25	-6
	Z1	-43	1	20
	Z2	-27	17	35
	Z3	-23	21	40

3.4 Discussie

In tegenstelling tot de modellen die nitraat in het grondwater verklaren, blijkt in modellen voor $Nmin_{\text{nitraat}}$ het effect van grondwatertrap (Gt) en bodemgroep (L, Z1, Z2 en Z3) betrekkelijk klein en niet significant. De maximale verschillen veroorzaakt door Gt en bodemgroep samen zijn 21-28 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$ afhankelijk van het model. (Vergelijk Tabellen 3.2 en 3.3 versus 3.4). Dit is 5-7% van de range in $Nmin_{\text{nitraat}}$, [0;400] en ligt nog ver onder de standaardfouten van de verschillende modellen (> 40 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$).

De regressiecoëfficiënten (Tabel 3.5) worden hieronder gebruikt om te kwantificeren met welk bedrag enkele verklarende variabelen moeten veranderen teneinde een verandering van 10 kg ha^{-1} in $Nmin_{\text{nitraat}}$ te veroorzaken.

$Nmin_{\text{nitraat}}$ gaat $10 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ omhoog bij een stijging van $Nmin1Dec$ of $Nmin\text{-oogst}$ van 16-18 kg N ha^{-1} . Toepassing van Model 1 uit Hack ten Broeke *et al.* (2004) leidt dit tot een stijging van de nitraatconcentratie in het grondwater met 7 mg/l. Een gewas met een $Nmin\text{-oogst}$ van 150 kg (bijv. ijslla), spinazie) N/ha zal dus leiden tot een nitraatconcentratie in het grondwater die gemiddeld 39-44 mg $\text{NO}_3\text{/L}$ hoger ligt dan een gewas met een $Nmin\text{-oogst}$ van 50 kg N/ha (bijv. graan, kool).

$Nmin_{\text{nitraat}}$ gaat 10 kg ha^{-1} omhoog bij een afname in worteldiepte van 23-28 cm. Een afname in worteldiepte van 23-28 cm leidt dus via een toename in $Nmin_{\text{nitraat}}$ van 10 kg ha^{-1} tot een stijging van nitraat in het grondwater met 7 mg/l. Een dergelijke toename in worteldiepte is binnen een gewas moeilijk te realiseren. Desondanks wijst het belang van worteldiepte erop dat afwisseling van ondiep wortelende gewassen met diep wortelende gewassen effect zou kunnen hebben op $Nmin_{\text{nitraat}}$ en op nitraat in het grondwater. Het is overigens opvallend dat worteldiepte een duidelijker effect lijkt te hebben op $Nmin_{\text{nitraat}}$ en Nitraat dan de N-afvoergewas. Mits dit geen artefact is, heeft worteldiepte en beworteling dus waarschijnlijk een ander belangrijk bijkomend effect dan alleen beïnvloeding van de N-opname.

Voorts lijken de resultaten uit te wijzen dat $Nmin_{\text{nitraat}}$ meer beïnvloed wordt door de C:N-verhouding in gewasresten, dan door de hoeveelheid gewasresten of de hoeveelheid N in gewasresten. $Nmin_{\text{nitraat}}$ gaat 10 kg ha^{-1} omhoog bij een afname van de C:N-verhouding in gewasresten met 50-62. Dit komt overeen met een overgang van stro naar bladgroenteresten. Volgens dit lineaire model zou toevoeging van stro aan bladgroenteresten leiden tot een verlaging van $Nmin_{\text{nitraat}}$ die geringer is dan 10 kg ha^{-1} (en vervolgens zou leiden tot een verlaging met minder dan 7 mg/l van de nitraatconcentratie in grondwater).

Overigens is het effect van de C:N-verhouding in gewasresten op nitraat in grondwater sterker volgens Model 9 (dit hoofdstuk), dan volgens Model 1 in Hack-ten Broeke *et al.* (2004) met gebruikmaking van de hier (Tabel 3.5) gegeven modellen voor $Nmin_{\text{nitraat}}$ waarin de C:N-verhouding figureert. Volgens Model 9 heeft een afname in C:N gewasresten van 50-62 een toename in de nitraatconcentratie met 35-43 mg/l tot gevolg. Een veel groter effect dan het effect via $Nmin_{\text{nitraat}}$ (modellen in Tabel 3.5) in combinatie met Model 1 in Hack-ten Broeke *et al.* (2004). Mogelijk wordt dit verschil veroorzaakt doordat uit gewasresten met een lage C:N veel minerale N vrijkomt en uitspoelt in de winterperiode (in vergelijking met gewasresten met een hoge C:N).

Indien aan Model 1 (Hack-ten Broeke *et al.*, 2004; een model gewasgroep als variabele waarvan twee niveaus bestaan nl. 'abr' en 't') de C:N-verhouding in de gewasrest als variabele wordt toegevoegd, verandert de verklaarde variantie niet, hoewel helling (-0.452) van deze variabele (C:N-verhouding) wel significant is (se 0.132). Dit is waarschijnlijk veroorzaakt doordat de grondslag voor de twee gewasgroepen een combinatie is van N_{min} bij oogst en de hoeveelheid gewasresten. Vanwege die verstrengeling van de gewasgroepen met de gewasresten, wordt hier de combinatie van Model 1 uit die studie met een toegevoegde variabele (C:N-verhouding in gewasresten) hier niet gepresenteerd.

$N_{min_{nitraat}}$ gaat 10 kg NO_3-N/ha omlaag bij een toename van de regenval in de zomer met 43 mm. Dit wordt mogelijk veroorzaakt door betere gewasgroei, en daardoor een betere N-opname. Een andere reden zou kunnen zijn dat mineraal N in de bodem al tijdens de zomermaanden uitspoelt en dat daardoor de $N_{min_{nitraat}}$ omlaag gaat.

Tabel 3.5. Alle variabelen met standaardfouten van de 9 gepresenteerde modellen.

Model	model1	model2	model3	model4	model5	model6	model7	model8	model9
Verklaard	<i>Nmin</i> _{nitraat} helling (se)	<i>Nmin</i> _{nitraat} helling (se)	<i>Nmin</i> _{nitraat} helling (se)	<i>Nmin</i> _{nitraat} helling (se)	<i>Nmin</i> _{nitraat} helling (se)	<i>Nmin</i> _{nitraat} helling (se)	<i>Nmin</i> _{nitraat} helling (se)	<i>Nmin</i> _{nitraat} helling (se)	Nitraat helling (se)
Nmin1Dec	0,567 (,062)	0,586 (,063)	0,557 (,063)	0,605 (,065)	0,572 (,065)	0,620 (,066)			0,572 (,098)
Nmin-oogst							0,059 (,037)	0,058 (,037)	
Nkunst-werk							0,185 (,044)	0,182 (,045)	
Nafvoergewas							-0,276 (,095)	-0,287 (,097)	-0,709 (,150)
C:N gewasrest	-0,164 (,092)	-0,173 (,094)		-0,196 (,093)		-0,186 (,096)			
Worteldiepte	-0,356 (,103)	-0,357 (,106)	-0,441 (,098)		-0,429 (,103)		-0,417 (,099)	-0,423 (,102)	
Neerslagsom1	-0,230 (,031)	-0,233 (,032)	-0,232 (,031)	-0,235 (,032)	-0,233 (,032)	-0,230 (,033)	-0,227 (,032)	-0,232 (,033)	
Neerslagoverschot1									-0,266 (,065)
Neerslagoverschot2									0,171 (,074)
Gt & Bodem ?	nee	ja (ns)	nee	nee	ja (ns)	ja (ns)	nee	ja (ns)	ja

3.5 Referenties

Enkevort, P.L.A. van, J.R. van der Schoot & W. van den Berg, 2002.

Relatie tussen N-overschot en N-uitspoeling op gewasniveau voor de akkerbouw en vollegrondsgroenteteelt, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, Sector AGV, projectrapport 1125234, 48 pp.

Hack-ten Broeke, M.J.D., S.L.G.E. Burgers, A. Smit, H.F.M. ten Berge, J.J. de Gruijter, I.E. Hoving, M. Knotters, S. Radersma & G.L. Velthof, 2004.

Ontwikkeling van een indicator om te sturen op nitraat. Gegevens en regressie-analyse op basis van drie meetseizoenen. Alterra Rapport 1053. Reeks Sturen op Nitraat 12. Alterra, Wageningen.

Smit, A.L., 1994.

Stikstofbenutting. In: Haverkort A.J., Zwart K.B., Struik P.C. en Dekker P.H.M. (eds), Themadag stikstofstromen in de vollegrondsgroenteteelt. PAGV themaboekje 18, PAGV Lelystad, 111 p.

4. Discussie over het intercept in de relatie tussen $Nmin_{\text{nitraat}}$ en de nitraatconcentratie in grondwater

S.L.G.E. Burgers, Biometris

4.1 Inleiding

Gedurende de uitvoering van het project werd meermaals de vraag gesteld wat de oorzaak kan zijn van de relatief hoge intercepten in de relatie tussen $Nmin_{\text{nitraat}}$ en de nitraatconcentratie in het grondwater. De intercept-waarden werden als 'hoog' beoordeeld voor de analyses van zowel gras-, maïs- als akkerbouw-data. Vooral bij Gtgroep 3 (Gemiddeld hoogste grondwaterstand dieper dan 80 cm –maaiveld) werden hoge waarden gevonden: 28-38 mg/l (gras), 60-66 mg/l (maïs), en 42-59 mg/l (akkerbouw). (Gemiddelden over drie meetjaren; de gegeven variatie heeft betrekking op grondsoort.)

4.2 Variatie in $Nmin_{\text{nitraat}}$

De waarde van bedoeld intercept is van grote praktische betekenis, omdat dit intercept de van de nitraatconcentratie in grondwater aangeeft die verwacht mag worden bij een meetwaarde van nul voor $Nmin_{\text{nitraat}}$. Daarmee is ook de minimumwaarde die de verwachte nitraatconcentratie zou kunnen aannemen, vastgelegd.

De vraag was aan de orde of er sprake zou kunnen zijn van artefacten, verbonden aan de analyse-methode (lineaire regressie). Meer specifiek bestond de verdenking dat hoge intercepten het gevolg zouden kunnen zijn van de veronderstelling, inderdaad gemaakt bij het vaststellen van het regressiemodel, dat de variabele $Nmin_{\text{nitraat}}$ zonder variatie is. Het is immers bekend dat die variatie niet nul is. In Hack-ten Broeke *et al.* (2004) (Alterra-rapport 1053) werd hierover de volgende tekst opgenomen:

Uit Alterra-rapport 1053, paragraaf 3.2.4: Variatie en/of meetfouten in de meting van $Nmin$

'Het is een gegeven dat niet alleen de responsvariabele (nitraatconcentratie) maar ook de verklarende variabelen (zoals $Nmin$ en $Nmin_{\text{nitraat}}$) niet foutloos zijn en behept met variatie. In een gewone regressie-analyse wordt daar geen rekening mee gehouden. Dit verschijnsel kan leiden tot een onderschatting van de helling. De geschatte helling kan gecorrigeerd worden met een correctie factor $(1+\lambda)$ die afhangt van de variatie in de verklarende variabele en van het bereik van deze variabele (Snedecor & Cochran, Statistical methods, sixth editon; 1967). Deze λ is te schatten door $s_e^2 / (s_X^2 - s_e^2)$.

Vooruitlopend op de resultaten zoals die zijn beschreven in het volgende hoofdstuk, geven we hier een schatting voor deze λ voor $Nmin_{\text{nitraat}}$ als verklarende variabele. Op basis van berekening van de variantie van de $Nmin_{\text{nitraat}}$ -waarnemingen is $s_X^2 = 50$ kg/ha. Een redelijke schatting voor de meetfout in $Nmin_{\text{nitraat}}$ op proefplekniveau lijkt $s_e = 10$ (i.e. een meting van 50 kg/ha op een proefplek ligt met 95% zekerheid tussen de 30 en 70 kg/ha). Invullen van de formule geeft een geschatte λ van 0.042. Op basis van deze schatting kan geconcludeerd worden of de onderschatting van de helling (door geen rekening te houden met de fout in de waarde van $Nmin_{\text{nitraat}}$) verwaarloosbaar is of niet. Een helling die nu geschat is op 0.64 wordt na correctie voor de onderschatting gelijk aan $0.64 \cdot (1+0.042) = 0.67$. Dit is gegeven de nauwkeurigheid van de helling een verwaarloosbare correctie. Dit betekent dat rekening houden met de variatie in de $Nmin_{\text{nitraat}}$ -meting niet resulteert in een heel andere regressie-coëfficiënt en daarmee ook niet in een ander model.'

4.3 Verband tussen regressie van X op Y en vice versa van Y op X

Een andere vraag die werd gesteld (en die hier veel mee te maken heeft) is de volgende: is het niet zo dat het intercept zo hoog is omdat de variatie in de nitraat-concentratie heel groot is? En hoe ziet de lijn eruit als we de nitraatconcentratie op de X-as zetten en de $Nmin_{nitraat}$ op de Y-as?

Voor de goede orde: indien de punten echt op één lijn liggen en er weinig variatie is, geeft regressie van X op Y hetzelfde resultaat als regressie van Y op X (nadat de vergelijking is omgeschreven). Dus in zo'n geval is het indifferent welke variabele als respons danwel als verklarende variabele wordt beschouwd. Echter dat geldt niet meer bij veel variatie. Snedecor & Cochran schrijven hierover (pag. 176):

'... For any fixed X_1 there is a whole population of values of X_2 . The regression of X_2 on X_1 is the line that relates the *average* of these values of X_2 to X_1 . Similarly, for each X_2 there is a population of values of X_1 , and regression of X_1 on X_2 shows the locus of the averages of these populations as X_2 changes. The two lines answer two different questions, and coincide only if the populations shrink to their means, so that X_1 and X_2 have no individual deviation from the linear relation....'

In het algemeen geldt dat er een relatie is tussen de regressiecoëfficiënt (helling) van de regressie van X op Y (b_1 genoemd), en de regressie-coëfficiënt van de lijn Y op X (b_2 genoemd), waarin ook de correlatie-coëfficiënt (r) een rol speelt:

$$b_1 = r^2 / b_2$$

Hieruit volgt dat de lijnen alleen elkaars inversen zijn (en dus aan elkaar gelijk zijn) als de correlatie-coëfficiënt gelijk aan 1 is.

Voor gras, Gtgroep=3, en bodem=Z3 komt dit op het volgende neer:

```
*** Correlation matrix ***
      Nitraat      1.000
somNitrpl      0.361      1.000

      Nitraat  somNitrpl

**** Regression Analysis ****

Response variate: Nitraat
      Fitted terms: Constant, somNitrpl

*** Summary of analysis ***
```

	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
Regression	1	28842.	28842.	12.15	<.001
Residual	81	192270.	2374.		
Total	82	221113.	2696.		

Percentage variance accounted for 12.0
Standard error of observations is estimated to be 48.7

```
*** Estimates of parameters ***
```

	estimate	s.e.	t(81)	t pr.
Constant	36.22	8.60	4.21	<.001
somNitrpl	0.624	0.179	3.49	<.001

***** Regression Analysis *****

Response variate: somNitrpl

Fitted terms: Constant, Nitraat

*** Summary of analysis ***

	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
Regression	1	9656.	9655.8	12.15	<.001
Residual	81	64368.	794.7		
Total	82	74024.	902.7		

Percentage variance accounted for 12.0

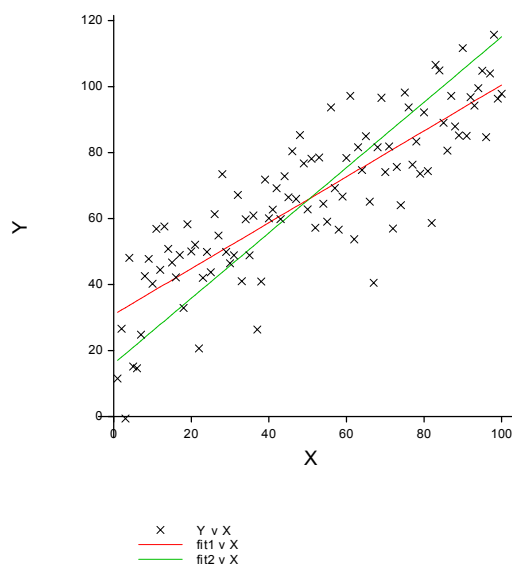
Standard error of observations is estimated to be 28.2

*** Estimates of parameters ***

	estimate	s.e.	t (81)	t pr.
Constant	25.14	4.73	5.31	<.001
Nitraat	0.2090	0.0599	3.49	<.001

En inderdaad is het zo dat: $b_1 = 0.209 = 0.361^2 / 0.624 = r^2 / b_2$

Bij veel variatie heeft de regressie-lijn de neiging om minder steil te worden (en dus een hoger intercept te geven). Dit betekent dat het resultaat wel degelijk afhangt van de keuze welke variabele de respons dan wel de verklarende variabele is. Het volgende verschijnsel doet zich voor:



Figuur 4.1. Fictief voorbeeld ter illustratie van het verschijnsel dat regressie van X op Y een andere regressielijn oplevert dan regressie van Y op X, indien veel variatie bestaat in X bij zekere Y, en vice versa.

Ook in calibratie komt deze situatie vaak voor. Door verschillende Biometris-onderzoekers (en verder in de statistiek) is hier onderzoek naar gedaan. Daaruit blijkt dat het in het algemeen veruit de beste keuze is om de variabele die men wil voorspellen op de Y-as te zetten, en de variabele die men gaat (kan of wil) meten op de X-as. Dit levert dan de beste voorspelling op, en daar was het om te doen. In het project 'Sturen op Nitraat' is het doel steeds geweest

een indicator te zoeken waarmee de nitraat-concentratie kon worden voorspeld. Daarmee is de voor de hand liggende keus om de nitraatconcentratie als de respons variabele te nemen, de goede keus geweest. Echter, als de lijn ook voor andere doeleinden wordt gebruikt moet er opnieuw bij worden stil gestaan.

4.4 Inspectie van het intercept op grond van data uit Sturen op Nitraat

In het geval dat men vooral geïnteresseerd is in het begin-traject en het intercept van de lijn, zou je kunnen stellen dat dit een deel van de lijn is waar deze minder optimaal wordt geschat. Er zijn twee voor de handliggende manieren om dit traject verder te onderzoeken.

Methode 1

Ten eerste is er de vraag of dat intercept ondersteund wordt door data rond de oorsprong. Met andere woorden: is de gemiddelde nitraatconcentratie inderdaad hoog bij lage waarden voor $Nmin_{nitraat}$? Ter beantwoording kan de gemiddelde nitraatconcentratie voor alle $Nmin_{nitraat}$ -waarden kleiner dan bijv. 5 of 10 kg/ha berekend worden. Dit is gedaan voor gras, maïs en akkerbouw (gewasgroep abr, voor gewasgroep t waren geen data in dit deel van het traject) per bodem-Gt-combinatie. Hieronder volgt het resultaat.

Gemiddelde nitraatconcentratie voor proefplekken met **gras** waarvoor geldt dat $Nmin_{nitraat} < 5$

bodemnieuw	Z1	Z2	Z3
Gtnieuw			
1	*	0.43	0.24
2	*	28.64	25.77
3	31.61	36.47	8.62

Gemiddelde nitraatconcentratie voor proefplekken met **gras** waarvoor geldt dat $Nmin_{nitraat} < 10$

bodemnieuw	Z1	Z2	Z3
Gtnieuw			
1	*	29.09	0.21
2	*	30.82	18.95
3	27.30	42.79	28.30

Deze laatste gemiddelden zijn gebaseerd op het volgende aantal proefplekken:

bodemnieuw	Z1	Z2	Z3
Gtnieuw			
1	0	6	4
2	0	13	17
3	8	4	8

Gemiddelde nitraatconcentratie voor proefplekken met **maïs** waarvoor geldt dat $Nmin_{nitraat} < 10$

bodemnieuw	Z1	Z2	Z3
Gtnieuw			
1	*	*	17.24
2	*	*	49.70
3	*	*	17.43

Deze gemiddelden zijn gebaseerd op resp. 2, 2 en 3 proefplekken.

Gemiddelde nitraatconcentratie voor proefplekken met **akkerbouw(gewasgroep abr)** waarvoor geldt dat $Nmin_{nitraat} < 5$

bodemnieuw	L	Z1	Z2	Z3
gewasabr_t				
abr				
1	*	*	5.67	*
2	*	160.91	62.84	54.20
3	40.65	*	61.16	23.33

Gemiddelde nitraatconcentratie voor proefplekken met **akkerbouw(gewasgroep abr)** waarvoor geldt dat $Nmin_{nitraat} < 10$

	bodemnieuw	L	Z1	Z2	Z3
gewasabr_t	Gtnieuw				
abr	1	*	*	6.03	*
	2	*	160.91	50.49	47.18
	3	29.79	*	60.79	35.05

Deze gemiddelden zijn gebaseerd op het volgende aantal proefplekken:

	bodemnieuw	L	Z1	Z2	Z3
gewasabr_t	Gtnieuw				
abr	1	0	0	8	0
	2	0	1	4	6
	3	8	0	16	18

Uit deze tabellen blijkt dat er wel degelijk sprake is van een intercept dat niet rond de nul ligt. Voor gras en akkerbouw (abr) liggen de gemiddelden wel iets lager dan de geschatte intercepten. Voor maïs is het verschil groot, en is nader onderzoek gewenst. Zie paragraaf 4.5.

Methode 2

Een andere mogelijkheid is te kijken naar het resultaat van een regressie waarbij alleen het relevante traject van de verklarende variabele, dus bijv. $Nmin_{nitraat} < 50$ kg/ha, wordt beschouwd. Opgemerkt moet worden dat daarmee veel data worden uitgesloten, waardoor de relaties minder nauwkeurig worden. In de onderstaande tabel worden intercept en helling gegeven zoals in Alterra-rapport 1053 over drie meetjaren (model 1, het eenvoudige model, op basis van alle data), met daarnaast de parameterwaarden (intercept en helling) van hetzelfde model echter nu op basis van de data waarvoor geldt dat $Nmin_{nitraat} \leq 50$ kg/ha bedraagt.

Tabel 4.1. Verwachte nitraatconcentratie in bovenste grondwater bij $Nmin_{nitraat} = 0$ ('intercept'), volgens regressiemodel in Alterra rapport 1053 bij gebruikmaking van alle beschikbare data, en bij uitsluiting van data met $Nmin_{nitraat} \geq 50$ kg ha⁻¹, voor gras, maïs en akkerbouwgewassen.

Gras Gtgroep	Alle data			$Nmin_{nitraat} < 50$		
	1	2	3	1	2	3
Z1	-	32	38	-	20	29
Z2	11	23	28	6	17	26
Z3	19	31	36	7	18	27
Helling (se)	0,65 (0,06)	n=425		1,03 (0,19)	n=340	
Maïs Gtgroep	Alle data			$Nmin_{nitraat} < 50$		
	1	2	3	1	2	3
Z1	24	22	66	15	-22	15
Z2	23	21	65	5	-32	5
Z3	17	15	60	10	-27	10
Helling (se)	0,76 (0,13)	n=174		2,11 (0,40)	n=91	
Abr Gtgroep	Alle data			$Nmin_{nitraat} < 50$		
	1	2	3	1	2	3
Z1	-	27	43	-	27	33
Z2	0	48	63	-6	43	49
Z3	-4,3	44	59	-13	36	42
Helling (se)	0,69 (0,06)	n=474		1,01 (0,22)	n=295	

Bij maïs wordt de helling veel steiler en mede daardoor zakt het intercept sterk. Daarom lijkt voor maïs een verdere analyse aangewezen (Par. 3.5). Bij gras en akkerbouw (abr) worden de intercepten voor Gtgroep 1 en 3 ongeveer 10 mg/l lager, voor Gtgroep 2 zijn de verschillen kleiner. De helling stijgt van 0.7 naar ongeveer 1 maar met een veel grotere onnauwkeurigheid en wijkt daarmee niet significant af van de helling die werd verkregen op basis van alle data. De algemene conclusie is dat er wel degelijk sprake van een relatief hoog intercept.

Methode 3

De invloed van de grote variatie op het resultaat kan ook verkleind worden door deze tevoren te verwijderen, door met gemiddelden in plaats van afzonderlijke datapunten te werken. Dit is geen fraaie manier om data te analyseren, maar kan wel inzicht verschaffen in een mogelijk effect van die variatie. Een manier om de variatie in de data van 'Sturen op nitraat' te reduceren is de volgende. Men dele de X-as met $Nmin_{nitraat}$ op in kleine intervallen, bijv. 0-10, 10-20 kg/ha etc. en neme het gemiddelde van alle waarnemingen in betreffend interval, zowel voor $Nmin_{nitraat}$ als voor de nitraatconcentratie; dit wordt gedaan per bodem-Gt-gewasgroep. Vervolgens wordt een regressielijn getrokken door deze gemiddelden.

De vergelijking van de regressielijn wordt gegeven voor bodemgroep Z3, Gtgroep 3 en per gewasgroep.

Akkerbouw (abr) : $Nitrat = 75 + 0.65 * Nmin_{nitraat}$
 Gras : $Nitrat = 51 + 0.57 * Nmin_{nitraat}$
 Maïs : $Nitrat = 67 + 0.72 * Nmin_{nitraat}$

De intercepten blijven hoog en de helling van de lijn blijft ongeveer gelijk aan de gerapporteerde waarden (Alterra-rapport 1053).

Vice versa is het ook mogelijk de data op te delen op basis van de gemeten nitraatconcentratie (in intervallen van 0-10, 10-20 mg/l, etc.) en op basis daarvan de nitraatconcentratie en de $Nmin_{nitraat}$ -waarden te middelen. Het resultaat van de regressie door die gemiddelden wordt ook gegeven voor bodemgroep Z3, Gtgroep 3 per gewasgroep.

Akkerbouw (abr) : $Nitrat = 66 + 0.89 * Nmin_{nitraat}$
 Gras : $Nitrat = 59 + 0.91 * Nmin_{nitraat}$
 Maïs : $Nitrat = 55 + 1.10 * Nmin_{nitraat}$

De intercepten blijven ook nu hoog, al wordt en de helling van de lijn steiler. Kortom, het vooraf verwijderen van variatie (door gemiddelden te gebruiken) leidt niet tot andere resultaten en/of een veel lager intercept.

Op basis van de drie bovengenoemde analyses (Methoden 1-3) wordt geconcludeerd dat men rekening moet houden met relatief hoge intercepten, indien men op basis van $Nmin$ -metingen in het najaar de nitraatconcentratie in grondwater in het daaropvolgende voorjaar wil voorspellen. Voor maïs geldt een kanttekening die hieronder wordt toegelicht.

4.5 Nadere analyse van gegevens bij maïs

In Paragraaf 4.4 werd vastgesteld dat voor maïs de gemiddelde nitraatconcentratie bij $Nmin_{nitraat} < 10$ veel lager was dan het intercept van de modellen van maïs in Alterra-rapport 1053. Bovendien bleek de helling en daarmee ook de intercepten sterk te wijzingen indien alleen de data van $Nmin_{nitraat} < 50$ mee deden in de regressie-analyse. Hier worden deze aspecten nader onderzocht.

De regressie-analyse waarbij Model 1 (Alterra-rapport 1053) wordt gefit op basis van alleen de data met $Nmin_{nitraat} < 50$, laat twee punten met een extreem hoog residue zien, en vijf punten met een hoge hefboomwerking. Het weglaten van deze punten geeft echter geen ander beeld. De helling van $Nmin_{nitraat}$ blijft hoog (1.83) en daarmee blijven de intercepten (nitraatwaarde bij $Nmin_{nitraat} = 0$) laag. Het bleken o.a. de proefplekken met bodemgroep Z1 te

zijn die opvielen. Door het weglaten van de zeven punten uit de analyse waren er geen data in deze bodemgroep meer over.

Vervolgens is onderzocht of de proefplekken met een $Nmin_{\text{nitraat}} < 50$ toevallig een bijzondere voorvrucht hadden gehad. Dit blijkt niet het geval te zijn. Voorvrucht heeft wel een groot effect zoals steeds is geconstateerd maar door het opnemen van de voorvrucht in het model verandert de helling (respons van nitraat in grondwater op $Nmin_{\text{nitraat}}$) niet.

Er is ook gekeken of de steile helling van $Nmin_{\text{nitraat}}$ veroorzaakt wordt door één Gtgroep. Het meenemen van een interactie tussen Gtgroep en $Nmin_{\text{nitraat}}$ geeft geen significante interactietermen en het is duidelijk dat de steile helling te zien is bij alle drie de Gtgroepen.

Tenslotte is gekeken naar de gemiddelde nitraatconcentratie bij vastgestelde ranges van $Nmin_{\text{nitraat}}$. Het resultaat en het aantal waarnemingen waarop de gemiddelden zijn gebaseerd staan in onderstaande overzicht.

Gemiddelde nitraatconcentratie per Gtgroep in maïs

Gtnieuw	1	2	3
Range Nmin			
< 10	17.24	49.70	17.43
10-30	38.03	8.26	70.78
30-50	98.92	61.20	90.18
50-70	50.82	75.15	112.31
70-90	93.77	56.09	124.12
90-110	13.52	102.20	193.43
110-130	88.43	*	83.40
130-150	*	144.40	199.13
>150	153.25	192.24	*

	Nobservd		
Gtnieuw	1	2	3
rangeNmin			
< 10	2	2	3
10-30	6	21	9
30-50	10	24	14
50-70	6	13	22
70-90	4	5	7
90-110	2	5	3
110-130	6	0	1
130-150	0	2	1
>150	3	3	0

In bovenstaande GENSTAT tabel met gemiddelden is te zien dat er sprake is van een sterke stijging in de gemiddelde nitraatconcentratie wanneer $Nmin_{\text{nitraat}}$ toeneemt van 10-30 kg/ha naar 30-50 kg/ha. Dit geldt vooral voor Gtgroep 1 en 2 maar ook bij Gtgroep 3 is de stijging sterk, zeker wanneer ook het traject < 10 mee beschouwd wordt. Dit verklaart de steile helling wanneer de regressie betrokken is op uitsluitend data met $Nmin_{\text{nitraat}}$ tot 50 kg/ha. Voor $Nmin_{\text{nitraat}}$ groter dan 50 kg/ha neemt de gemiddelde nitraatconcentratie minder sterk toe (tot circa 130 kg/ha in $Nmin_{\text{nitraat}}$). Dit wordt gevolgd door nog wat hoge concentraties maar dat zijn gemiddelden die gebaseerd zijn op maar een paar waarnemingen. Het gevolg is dat een regressieanalyse op de gehele dataset een veel vlakke helling laat zien voor maïs dan een regressie op data waarvoor $Nmin_{\text{nitraat}} < 50$. Deze geringere helling resulteert tevens in een hoger intercept.

Geconcludeerd wordt dat bij maïs het intercept te hoog wordt geschat met modellen die gebaseerd zijn op de gehele dataset. Deze modellen geven geen goede beschrijving van de waarnemingen in het traject waar de $Nmin_{\text{nitraat}}$ -waarde laag is. Wellicht ten overvloede wordt herhaald dat dit gebrek niet werd gevonden in de gewasgroepen 'gras' en 'akkerbouw'.

Het is niet duidelijk welke biofysische mechanismen de aanvankelijk steile en later afvlakkende respons van de nitraatconcentratie in grondwater op $Nmin_{\text{nitraat}}$ kunnen verklaren, noch waarom dit alleen in maïs gevonden werd.

4.6 Referenties

Snedecor, G.W. & W.G. Cochran, 1967.

Statistical methods, sixth edition; The Iowa State University Press, Ames, Iowa, U.S.A.

5. Mogelijkheden om de nitraatnorm te halen

W.J. Chardon, Alterra

5.1 Inleiding

Op veel plaatsen wordt op dit moment de grenswaarde van 50 mg NO₃-N/L niet gehaald, ondanks dat er al veel maatregelen zijn genomen om de aanvoer en verliezen van N te beperken. De vraag kan dan ook worden gesteld of deze wel norm haalbaar is, onder welke omstandigheden, en op welke termijn. Om dit te na te gaan werd bestaande literatuur onderzocht waarin de bemesting van landbouwgrond met N drastisch werd teruggebracht of zelfs volledig achterwege werd gelaten, en waarin de invloed hiervan op nitraatuitspoeling werd gemeten. Ook werd een beperkt aantal (deels) ongepubliceerde datasets geraadpleegd.

Nitraat dat uitspoelt kan afkomstig zijn van:

1. depositie van stikstof;
2. mineralisatie van in de bodem voorkomende organische stof;
3. een gift van P die groter is dan de onttrekking door een ter plaatse groeiend gewas;

Ad 1. Depositie van stikstof

Op basis van een WOG-notitie wordt de huidige depositie van N door De Hoop (2004) op 45 kg/ha/jaar geschat. Dit is een gemiddelde voor Nederland, en zou variëren van ca. 35 kg in de noordelijke kuststreken tot 52 kg in de zuidelijke zandgebieden. In een lysimeter experiment in Gortel (Gld), dat liep van 1977 tot 1983, werd de aanvoer via regen over de gehele periode echter geschat op ca. 55 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. Wanneer deze N niet zou denitrificeren dan zou dit al tot een verhoogd NO₃-gehalte in het grondwater kunnen leiden. Uit de hoeveelheid N die uitspoelt en het neerslagoverschot kan de nitraatconcentratie worden berekend:

$$C = X / n.o.$$

waarin C is concentratie (mg NO₃-N/L), X is hoeveelheid N die uitspoelt (kg), n.o. is neerslagoverschot (dm).

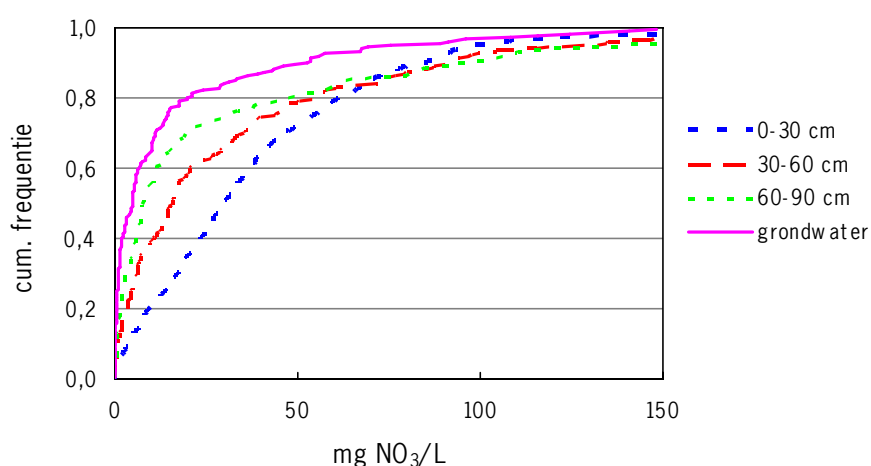
Hieruit volgt dat, wanneer geen denitrificatie optreedt, de depositie van 45 kg N, bij 30 cm n.o., verantwoordelijk is voor 15 mg NO₃-N/L of 66 mg NO₃/L, en bij een lager n.o. zoals in droge jaren tot een hogere concentratie. Hiermee wordt de norm van 50 mg NO₃/L dus al ruim overschreden; de norm wordt (bij 3 dm n.o.) bereikt bij een uitspoeling van 34 kg N.

Een aanwijzing voor de rol van depositie zijn de nitraatgehalten die zijn gevonden in bodemvocht- en grondwater onder bosopstanden. In Figuur 1 zijn gegevens weergegeven uit databestanden van Alterra, met metingen in het bodemvocht op 0-30, 30-60 en 60-90 cm, en in freatisch grondwater, uitgevoerd in de periode 1990-1996 (De Vries, 1993; De Vries *et al.*, 1993; De Vries en Leeters 2001; Klap *et al.*, 1997, 1999; Leeters en De Vries, 2001). Het blijkt dat er ook onder bossen zeer hoge NO₃-gehalten worden gevonden, vooral in bodemvocht, tot boven de 200 mg NO₃/L. Hoge gehalten werden vooral gevonden onder naaldbos zoals douglas, doordat de depositie hier hoger is door het relatief grote bladoppervlak, en doordat het neerslagoverschot veel lager kan zijn dan onder andere boomsoorten. Van bewuste toediening van N is bij bosopstanden geen sprake, en in een wat ouder bos zal een netto mineralisatie minder waarschijnlijk zijn; depositie moet dus waarschijnlijk als bron worden beschouwd voor de uitspoeling onder bossen.

In Tabel 5.1 zijn de resultaten samengevat: hieruit blijkt dat bij 90% van de grondwatermonsters het NO₃-gehalte beneden de norm van 50 mg/L lag.

Tabel 5.1. *Nitraatgehalten ($\text{mg NO}_3/\text{L}$) van bodemvocht- en grondwatermonsters, genomen onder bosopstanden in Nederland, waar beneden respectievelijk 50, 70 en 90% van de waarnemingen ligt, de gemiddelde concentratie in de betreffende laag, en het percentage van de monsters dat aan de norm van 50 $\text{mg NO}_3/\text{L}$ voldoet.*

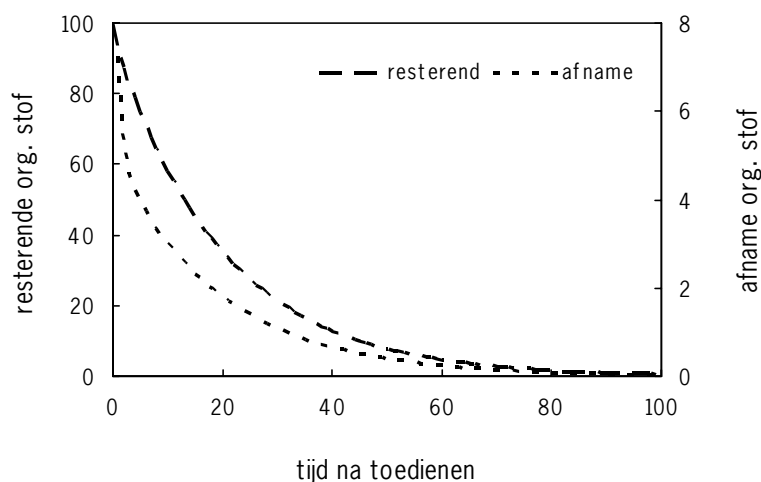
Laag, cm	0-30	30-60	60-90	Grondwater
Aantal monsters	730	241	147	181
50%	30	16	8	5
70%	47	36	20	11
90%	84	92	92	52
Gemiddelde conc.	39	38	33	19
< 50 $\text{mg NO}_3/\text{L}$	73%	79%	81%	90%



Figuur 5.1. *Cumulatieve frequentieverdeling van nitraatgehalten in bodemvocht- en grondwatermonsters onder Nederlandse bosopstanden in de periode 1990-1995.*

Ad 2. Mineralisatie van in de bodem voorkomende organische stof

Na het toedienen van organisch materiaal aan een bodem kan mineralisatie optreden, waardoor de resterende hoeveelheid ervan geleidelijk aan afneemt. Bij de mineralisatie komt in eerste instantie $\text{NH}_4\text{-N}$ vrij, dat uiteindelijk (grotendeels) in $\text{NO}_3\text{-N}$ wordt omgezet. De door mineralisatie vrijgekomen $\text{NO}_3\text{-N}$ is evenredig met de afname van de hoeveelheid organisch materiaal. Over het algemeen wordt aangenomen dat mineralisatie in het begin snel verloopt, wanneer gemakkelijk afbreekbare fracties worden omgezet, en dat de mineralisatiesnelheid geleidelijk aan daalt. In Figuur 2 is een dergelijk verloop schematisch weergegeven. Dit patroon heeft de volgende consequentie: bij een sterke reductie of stopzetting van de aanvoer van snel afbreekbaar organisch materiaal, kan de uitspoeling van NO_3 dat van mineralisatie afkomstig is aanvankelijk snel dalen, maar een verdere daling zal naar verwachting steeds trager verlopen.



Figuur 5.2. Schematische weergave van het verloop van de resterende hoeveelheid organisch materiaal en van de afname door mineralisatie gedurende de tijd na toediening.

Kolenbrander (1981) geeft aan dat de mineralisatiesnelheid volgens Kortleven en Henin-Depuis wordt geschat op 2% per jaar; zijn eigen experimenten gaven echter aan dat jongere organische stof, toegediend in de laatste 25 jaar, met ca. 13.5-15% per jaar mineraliseert, en dat na ca. 6 jaar de 2% wordt bereikt.

5.2 Overzicht literatuur

In deze paragraaf wordt een samenvatting gegeven van relevante literatuur over mineralisatie in het algemeen, en over het verloop in de tijd van nitraatuitspoeling na een sterke afname of geheel stopzetten van de aanvoer van N via bemesting.

Volgens Powlson en Macdonald *et al.* (1989) is mineralisatie van bodem-organische stof of van gewasresten de belangrijkste bron van NO_3 -uitspoeling. Slechte weersomstandigheden kunnen echter ook leiden tot minder N-opname en dus tot meer uitspoeling. Glendining en Powlson (1995) stelden een overzicht samen van de invloed van het langdurig gebruik van kunstmest-N op de opbouw van organisch-N in de bodem. Mineralisatie hiervan kan leiden tot opname door gewassen maar ook tot vervluchtiging van N_2O en uitspoeling van NO_3 . Behalve kunstmest-N leidt ook dierlijke mest tot opbouw van organisch N: uit een plot die sinds 1852 jaarlijks 35 ton dierlijke mest ontving spoelde in de winter van 1986 100 kg N/ha meer uit dan vanuit een plot die al die tijd eenzelfde hoeveelheid kunstmest-N ontving. Een direct effect van kunstmest-N op uitspoeling in de winter era is echter vaak gering, er worden vaak maar weinig restanten in het bodemprofiel aangetroffen. Langdurig gebruik leidt echter op de meeste plots wel tot een stijging van organisch N, doordat gewasresten achterblijven.

Duxbury en Peverly (1978) schatten dat uit organische stof-rijke gronden ca. 10% van gemineraliseerd N uitspoelt, en dat het overige denitrificeert.

Haghiri *et al.* (1978) dienden eenmalig verschillende hoeveelheden dierlijke mest (0-49-158-316 ton/ha, beef cattle) toe aan lysimeters gevuld met 3 grondsoorten (2x silt loam en silty clay). Het gehalte aan NO_3 in het effluent van de lysimeters nam geleidelijk af gedurende 4 jaar, en lag bij de hoogste dosis na 4 jaar nog op 3 maal de controle-behandeling, maar onder de 11 mg $\text{NO}_3\text{-N L}^{-1}$.

Kolenbrander (1969) heeft een aantal studies samengevat waarin nitraatuitspoeling werd gevolgd bij verschillende N-giften. Gevonden werd dat de uitspoeling ook bij een 0-gift (< 10 kg/ha/jaar) hoog kan zijn: hij varieerde van 4-67 kg N/ha/jr; onduidelijk is echter hoe lang niet bemest is geweest voordat de metingen begonnen. Er werd een significant negatief verband gevonden tussen de zwaarte van de grond (% < 16 μm) en de N-uitspoeling. Kolenbrander (1981) maakte een vergelijkbaar overzicht over uitspoeling bij een 0-gift.

Door Kolenbrander (1973) werd literatuur samengevat over de afname in de tijd van het organische stofgehalte en het N-gehalte van de bodem. Na het scheuren van grasland duurde het ca. 12 jaar voordat een relatief stabiel gehalte van organische stof van 4% was bereikt bij een uitgangshehalte van ca. 10%. Bij verschillende vruchtwisselingen nam het gehalte van bodemstikstof verschillend af: 50 jaar maïs gaf een afname van 40%, die nog steeds voortging, een maïs-(klaver)-haver wisseling gaf een afname van ca. 25%, en bij maïs-klaver-haver-dierlijke mest bleef het gehalte aan organische stof constant.

Johnston (1982) beschrijft zeer langlopende proeven. In een experiment in Hoosfield (gerst op een silty clay loam) werd van 1852 tot 1871 jaarlijks 35 ton dierlijke mest toegediend. Hierdoor steeg het %C van 1.1 tot 2, waarna het in 1975 weer was afgenomen tot 1.5. Dit betekent een afname van de toegediende organische stof met 50% gedurende 100 jaar, wat overeen zou komen met 0.7% afname per jaar bij een constante afbraaksnelheid; dit is beduidend lager dan de onder Ad 2. genoemde 2% per jaar. Op andere percelen, waar jaarlijks N, P en K werden toegediend bleef het %C constant. In Woburn (graan op sandy loam) werd gedurende 100 jaar eveneens een afname van 50% gevonden van het oorspronkelijke gehalte aan C, onafhankelijk van het wel of niet toedienen van NPK.

Liang *et al.* (1991) bemestten maïs gedurende 3 jaar op een hoog niveau (400 kg/ha/jaar). Er werden geen aanwijzingen gevonden van ophoping van nitraat in het profiel, waarschijnlijk door uitspoeling van de overmaat N gedurende de winter.

Meissner *et al.* (1993, 1995a) onderzochten de invloed van braaklegging van voormalige landbouwgrond op de nitraatuitspoeling. Gedurende het eerste jaar werd een sterke uitspoeling gevonden, met pieken tot > 800 mg NO₃/L, in het tweede jaar namen de pieken af met een factor 10. Dit kan waarschijnlijk verklaard worden door een afname door mineralisatie van de voorraad vers organisch materiaal in de lysimeter, gedurende de eerste jaren.

Meissner *et al.* (1995b) onderzochten de invloed van een vermindering van de NPK-gift tot 50% van de adviesgift. Dit had geen duidelijke vermindering van de N-uitspoeling tot gevolg in 8 jaar. Een hogere bemesting leidde tot een hogere drogestof-opbrengst en een geringer waterverlies, een lagere bemesting leidde tot een slechtere N-benutting en hogere concentraties in het effluent. Dit laatste is echter waarschijnlijk toe te schrijven aan de lagere bemesting met P en K.

Meissner *et al.* (1998, 1999) onderzochten de invloed van braakleggen: permanent of gedurende een jaar ('rotation fallow'). Gedurende het eerste jaar van permanent braakleggen was de NO₃-uitspoeling het dubbele van de behandeling waar Best Management Practices werden toegepast, nam in het tweede jaar af tot 25% ervan, maar steeg in het derde jaar weer toe tot 60%, door een verhoogde mineralisatie als gevolg van weersinvloeden. De NO₃-uitspoeling was het hoogst bij braakleggen gedurende een jaar.

Knappe *et al.* (2002) onderzochten de invloed van verschillend management op nitraat uitspoeling in lysimeters. Na 8 jaar intensieve landbouw met NO₃-gehalten in het effluent van de lysimeters van 100-150 mg/L werd de grond braakgelegd. Het NO₃-gehalte bleef in de eerste 2 jaar gelijk en daalde daarna. De aanwezigheid van een goed ontwikkeld gewas (gras) met eenmaal per jaar maaien hielp sterk tegen uitspoeling. Het scheuren en onderploegen van gras of klaver gaf een grote toename van de uitspoeling, evenals het weer overgaan op landbouw.

Ryan (2003) onderzocht gedurende 13 jaar nitraatuitspoeling vanuit braakliggende lysimeters met een 'coarse loamy over fine loamy brown earth soil'. Er werd een geleidelijke afname van het nitraatgehalte gevonden met de tijd: in de 13 jaar nam dit af van 25 naar circa 14 mg NO₃-N/L.

Door Boels (2003) werden de resultaten samengevat van een project in Baden-Württemberg waarbij stringente eisen worden gesteld aan N-bemesting (hoeveelheid, tijdstip), grondbewerking en braaklegging dan wel vanggewassen in de winter. Als prestatie-index fungeerde het nitraatdeel van de bodemvoorraad van N-min in het najaar. Deze nam gedurende de onderzochte periode in het begin snel af, en daarna steeds trager: van 80 kg N/ha (1987), naar 50 kg (1992), 38 (1996) en 30 kg in 2000.

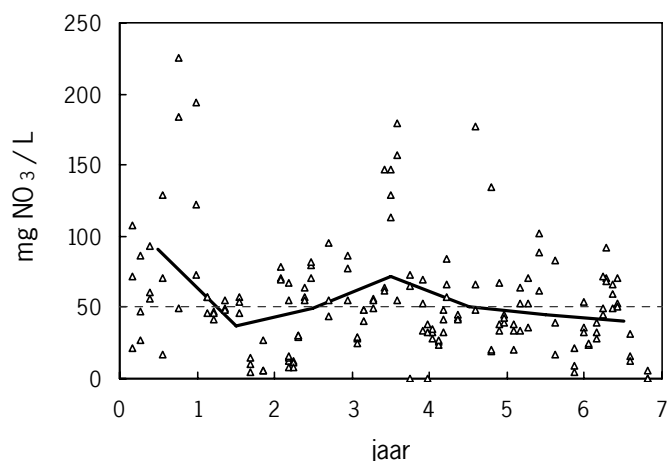
Simmons *et al.* (1993) onderzochten de grondwaterkwaliteit op 90 cm diepte in no-tillage systemen op een locatie waar 35 jaar lang dierlijke mest was toegediend. Er werden plots aangelegd waar of geen N werd toegediend, of 218 kg/ha NH₄NO₃, of 126, 252 en 504 kg N via dierlijke mest. In 7 maanden tijd (mei-dec.) spoelde op de

kunstmestvariant alle N weer uit (> 200 kg), op de controle ca. 100 kg. Het $\text{NO}_3\text{-N}$ -gehalte van het grondwater nam van mei tot december af van ca. 30 naar 12 mg $\text{NO}_3\text{-N/L}$.

Door Dilz *et al.* (1983) wordt een lysimeterproef beschreven die gedurende de periode 1977-1983 werd uitgevoerd in Gortel, zie voor een beschrijving ook Chardon *et al.* (1997). De lysimeters (70 cm hoog, 0.196 m^2), waren gevuld met een zandgrond waarvan de top laag 4% organische stof bevatte; ze werden jaarlijks behandeld met kunstmest-N en/of met dierlijke mest. De effluënten werden opgevangen en daarin werd onder meer NO_3 gemeten. In onderstaande tabel zijn de verschillende behandelingen aangegeven, evenals de opgevangen hoeveelheid $\text{NO}_3\text{-N}$ en de berekende gemiddelde NO_3 -concentratie in het effluent. In de lysimeters die geen kunstmest of dierlijke mest hadden ontvangen was de uitspoeling over de hele periode ca. 5.6 g $\text{NO}_3\text{-N}$, of gemiddeld 12 mg $\text{NO}_3\text{-N/L}$ opgevangen effluent. Het gemiddelde NO_3 -gehalte nam gedurende 7 jaar zeer geleidelijk af tot onder de 11.3 mg $\text{NO}_3\text{-N/L}$ (50 mg $\text{NO}_3\text{/L}$). De uitspoeling komt overeen met ca. 41 kg $\text{NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$; voor de lysimeters werd de aanvoer via regen over de gehele periode geschat op ca. 55 kg N $\text{ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$, ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ en organisch N). Dit houdt in dat de uitspoeling kleiner was dan de aanvoer via regenval, waarin droge depositie vermoedelijk ook is meegemeten. In de depositie was organisch N ca. 66%, in de effluënten van de 0-behandeling ca. 17%.

Tabel 5.2. Gift van N via kunstmest en / of dierlijke mest van verschillende lysimeterbehandelingen, aanvoer van N via regen, opgevangen hoeveelheid $\text{NO}_3\text{-N}$ en gemiddelde NO_3 -concentratie over gehele periode (7 jaar).

kg km-N / ton dm $\text{ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$	0 / 0	250 / 0	0 / 200	250 / 200
N-aanvoer, km+dm, kg N ha^{-1} (7 jaar) ¹	0	1750	6900	8650
N-aanvoer, regen, kg N $\text{ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$	55	55	55	55
Opgevangen in effluent (kg $\text{NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$)	41	116	167	262
Gem. conc. in effluent (mg $\text{NO}_3\text{-N/L}$)	12	34	45	78
N-opname gewas in 1983 (kg N $\text{ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$)	46	235	189	357



Figuur 5.3. Nitraatgehalten van effluënten van lysimeters die gedurende 7 jaar geen bemesting ontvingen en waarop maïs werd geteeld. De getrokken lijn geeft het jaargemiddelde gehalte weer, de stippellijn de grondwaternorm van 50 mg $\text{NO}_3\text{/L}$.

Cooke en Williams (1970) rapporteren resultaten van lysimeters die sinds 1878 worden onderhouden zonder kunstmest en worden vrijgehouden van begroeiing. In het effluent werd in de periode 1878-1905 gemiddeld 9.8 mg $\text{NO}_3\text{-N/L}$ gemeten. Dit komt overeen met 35 kg N/ha, bij een geschatte aanvoer via regen van 5-6 kg N/ha. In 1969 bevatte het drainwater gemiddeld 5 mg/L. In 1919 was het N-gehalte van de bodem gedaald van 0.146 (in 1878) naar 0.099%, wat overeenkomt met een afname van 1.5% per jaar.

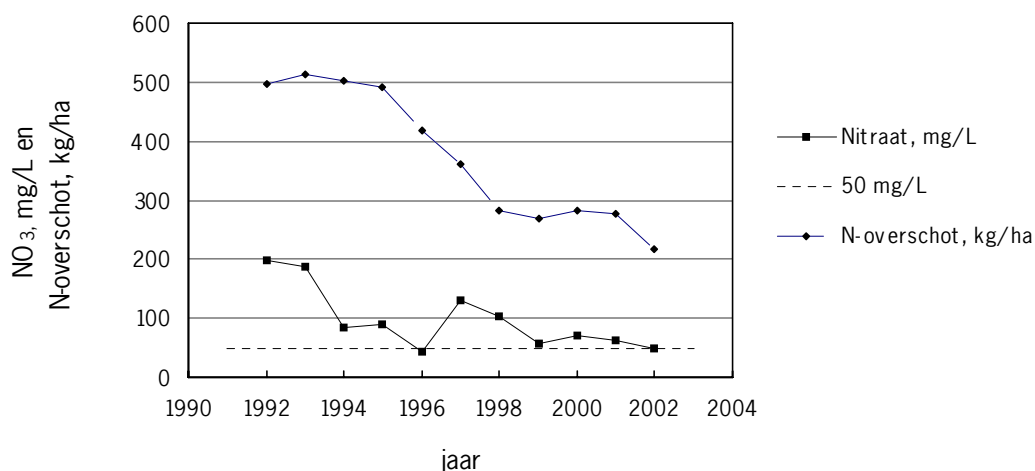
Powlson (1997) citeert Chaney (1990), die vond dat een toenemende N-gift aan wintertarwe tot ca. 160 kg/ha nauwelijks leidde tot een stijging van residueel N in het profiel in het najaar. Dit bleef ca. 50 kg/ha, de hoeveelheid die ook werd gevonden wanneer geen N was toegediend. De extra gift werd opgenomen door het gewas, een te hoge gift leidde tot een stijging van residueel N.

Knoblauch en Pflieger (2001) onderzochten nitraatuitspoeling vanuit verschillende akkerbouwlocaties met uiteenlopende grondsoort. Er bestond geen verband tussen het N-overschot en het N-gehalte van drainwater. Een duidelijke invloed werd gevonden van het neerslagoverschot: op een locatie met watergebrek werden hogere nitraatconcentraties gemeten dan op locaties met een hoger neerslagoverschot; dit kan aan verdunning worden toegeschreven. Ook Knoblauch (2003) vermeldt watergebrek op een locatie, wat leidde tot slechte N-opname en daardoor tot meer nitraatuitspoeling.

Neeteson *et al.* (1991) geven een overzicht van mineralisatie en (biologische) immobilisatie van N in de bodem. Uit een overzicht van de N-opname door gras op percelen die wel met P en K maar niet met N werden bemest blijkt hoezeer de opname uiteenliep: van ca. 50-300 kg N/ha/jaar. Gedurende de proefperioden van 5-11 jaar na de laatste toediening van N was maar op een enkele locatie sprake van een afname van de N-opname met de tijd; dit betekent dat ook het risico van uitspoeling waarschijnlijk niet is afgenomen.

Door De Hoop (2004) en Van Leeuwen en De Hoop (2004) zijn de resultaten samengevat van het LEI/RIVM - Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM). Voor melkveebedrijven op zandgrond zijn het gemiddelde N-overschot het gemiddelde NO_3 -gehalte van het bovenste grondwater weergegeven in Figuur 4. Sinds 1992 nam het gemiddelde N-overschot van de onderzochte bedrijven af van 500 naar 215 kg/ha, en het nitraatgehalte van 200 naar 50 mg NO_3 /L. Hoewel de sterkste afname van het N-overschot pas na 1995 optrad had de grootste daling van het NO_3 -gehalte tot beneden 100 mg/L toen al plaatsgevonden. Na dat jaar trad aanvankelijk een stijging op door een variatie in het neerslagoverschot, en daarna weer een daling. Sinds 1996 lijkt het gehalte niet duidelijk meer af te nemen, ondanks een halvering van het N-overschot.

Op melkvee- en overige bedrijven op zandgrond werden NO_3 -gehalten van 20-30 mg/L gevonden, en bij melkvee op veen zeer lage concentraties ($<< 10$ mg/L). Op akkerbouwbedrijven op zand en klei waren de gehalten vergelijkbaar met die in Figuur 2, op tuinbouwbedrijven een factor 2 hoger. Voor melkveebedrijven op niet-droge zandgrond wordt het halen van de 50 mg/L-norm haalbaar geacht, mits het kunstmestgebruik beperkt is ($50\text{-}90 \text{ kg N ha}^{-1}$); op droge zandgronden wordt de mogelijkheid om de norm te halen betwijfeld (De Hoop, 2004).



Figuur 5.4. Gemiddelde NO_3 -gehalten van grondwater en N-overschot op melkveebedrijven op zandgrond (LMM, naar Van Leeuwen en De Hoop, 2004).

Door De Boer *et al.* (2004) worden resultaten samengevat van experimenten waarin, door het verlagen van de N-aanvoer, geprobeerd werd om de NO_3 -uitspoeling te verminderen onder grasland op droge zandgronden. In het gangbare systeem werd ca. 536 kg N-totaal ha^{-1} gegeven, in het reductiesysteem ca. 414 kg (-23%). Bovendien was er een sterke verschuiving van N uit kunstmest (-60%) naar N uit drijfmest (+44%); door verminderde beweiding was de N-excretie in de weide 66% lager in het reductiesysteem. Na het aanvangsjaar daalde het N-overschot van 153 naar 98 kg N ha^{-1} (-36%). Bij de berekening van dit overschot is geen rekening gehouden met depositie van N; zoals onder Ad 1. vermeld wordt deze, op basis van een WOG-notitie, door De Hoop (2004) op 45 kg/ha/jaar geschat. Inclusief depositie zou het N-overschot van het reductiesysteem op 143 kg N ha^{-1} uitkomen, wat beduidend lager is dan het gemiddelde overschot voor 2002 van de LMM bedrijven in Figuur 4. In de eerste 3 jaar van de proeven was er nog geen duidelijk effect te zien op het nitraatgehalte van het bovenste grondwater, in het vierde jaar trad dit wel op. In het reductiesysteem bij GT VII daalde het nitraatgehalte een jaar eerder tot beneden de 50 mg/L dan bij GT VIII.

5.3 Samenvatting en conclusies

Depositie vormt een voortdurende bron van N die, wanneer geen denitrificatie of opname door een gewas of vegetatie optreedt, qua hoeveelheid voldoende is voor het overschrijden van de nitraatnorm voor grondwater. Gemiddeld bedraagt de depositie in Nederland 45 kg N/ha/jaar. Deze depositie is waarschijnlijk verantwoordelijk voor de uitspoeling van N onder bosopstanden, waar geen andere aanvoer van N plaatsvindt en netto mineralisatie minder waarschijnlijk is. Zo voldeed in de periode 1990-1996 10% van de grondwatermonsters onder bossen niet aan de norm van 50 mg NO_3/L .

Een tweede belangrijke bron van N is de mineralisatie van organisch materiaal. Vooral wanneer grond braak ligt, en er dus geen opname van de vrijgekomen N plaatsvindt, kunnen zeer hoge NO_3 -concentraties in het grondwater worden gevonden. De snelheid van mineralisatie neemt echter bij braaklegging vaak sterk af in de tijd doordat de gemakkelijkst afbreekbare fractie van het organische materiaal verdwijnt. Hierdoor kan de NO_3 -concentratie in het grondwater eveneens snel afnemen tot minder extreme waarden, maar een afname tot waarden die gemiddeld beneden de 50 mg NO_3/L liggen kan lang duren. In de literatuur zijn een aantal voorbeelden te vinden waar geen bemesting met N plaatsvond, maar waarbij de NO_3 -concentratie in effluent of drainwater jarenlang rond de grens van 50 mg/L bleef liggen, of bij organische stofrijke grond er zelfs boven. Het is dan ook essentieel dat bij bemesting rekening gehouden wordt met de soms grote hoeveelheid N die door mineralisatie vrijkomt, omdat de norm van 50 mg/L anders nauwelijks haalbaar lijkt.

5.4 Referenties

- Boels, D., 2003.
Najaarsbodemnitraatvoorraad als prestatie-index voor limitering van de N-uitspoeling in Baden-Württemberg. Verslag van een werkbezoek. Rapport Alterra Wageningen, nr. 810.
- Boer, H.C. de, I.E. Hoving & G.J. Remmelink, 2004.
Reductie van nitraatuitspoeling uit grasland op droge zandgronden. Praktijkrapport Rundvee 42, Animal Sciences Group, Wageningen UR, 35 pp.
- Chardon, W.J., O. Oenema, P. del Castillo, R. Vriesema, J. Japenga & D. Blaauw, 1997.
Organic phosphorus in solutions and leachates from soils treated with animal slurries. J. Environ. Qual. 26:372-378.
- Cooke, G.W. & R.J.B. Williams, 1970.
Losses of nitrogen and phosphorus from agricultural land. Water Treatm. Exam. 19:253-276.
- Dilz, K., J. Postmus & R. Vriesema, 1983.
Lysimeterproef Gortel, 1983 (IB 2050). Verslag B 403b, Landelijk Bureau Meststoffen.
- Duxbury, J.M. & J.H. Peverly, 1978.
Nitrogen and phosphorus losses from organic soils. J. Environ. Qual. 7:566-570.

- Glendining, M.J. & D.S. Powlson, 1995.
The effects of long continued applications of inorganic nitrogen fertilizer on soil organic nitrogen - a review.
In: R. Lal and B.A. Stewart (ed.) Soil Management, Experimental Basis for Sustainability and Environmental Quality. Advances Soil Sci., Lewis, p. 385-446.
- Haghir, F., R.H. Miller & T.J. Logan, 1978.
Crop response and quality of soil leachate as affected by land application of beef cattle waste. J. Environ. Qual. 7:406-412.
- Hoop, D.W. de (red.), 2004.
Mineralenmanagement en kwaliteit van bovenste grondwater. Studie op basis van bedrijfsgegevens van 1992 tot 2002 uit Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid. Rapport 3.04.07 LEI, Den Haag.
- Johnston, A.E., 1982.
The effects of farming systems on the amount of soil organic matter and its effect on yield at Rothamsted and Woburn. In: D. Boels, D.B. Davies and A.E. Johnston (ed.) Soil Degradation. Proc. Land Use Seminar on Soil Degradation, Wageningen, 13-15 Oct. 1980. Balkema Rotterdam, p. 187-202.
- Klap, J.M., W. de Vries & E.E.J.M. Leeters, 1999.
Effects of acid atmospheric deposition on the chemical composition of loess, clay and peat soil under forest in the Netherlands. DLO Staring Centrum, Rapport 97.
- Klap, J.M., J. Kros & W.A. de Boer, 1997.
Chemical composition of soil and groundwater in the catchment of the Drentse Aa. DLO Staring Centrum, Rapport 541.
- Knappe, S., U. Haferkorn & R. Meissner, 2002.
Influence of different agricultural management systems on nitrogen leaching: results of lysimeter studies J. Plant Nutr. Soil Sci. 165:73-77.
- Knoblauch, S. & I. Pflieger, 2001.
N-Austragsverhalten von Böden in Abhängigkeit von ihren hydrologischen Eigenschaften. Gemeinschaftstagung des Bundesverbandes Boden und ATV-DVWK, 2. Bodentage 'Belastungen von Böden und Gewässern' am 28./29. Mai 2001, 11 p.
- Knoblauch, S., 2003.
Dynamik der Stickstoffverlagerung in einem Flusseinzugsgebiet der Unstrut und Schlussfolgerungen für die Landnutzung. Landnutzung und Landentwicklung 44:122-128.
- Kolenbrander, G.J., 1969.
Nitrate content and nitrogen loss in drainwater. Neth. J. Agric. Sci. 17:246-55.
- Kolenbrander, G.J., 1973.
Fertilisers, farming practice and water quality. Proc. Fertil. Soc. London 135, 36 pp.
- Kolenbrander, G.J., 1981.
Leaching of N in agriculture. In: Brogan, J.C. (ed): Nitrogen losses and surface run-off; Brussel 1981; p. 199-216.
- Kolenbrander, G.J., 1981.
Mineralisation of N as influenced by decomposition of organic matter. In: Brogan, J.C. (ed): Nitrogen losses and surface run-off; Brussel 1981; p. 380-384.
- Leeters, E.E.J.M. & W. de Vries, 2001.
Chemical composition of the humus layer, mineral soil and soil solution of 200 forest stands in the Netherlands in 1995. Alterra Wageningen, Rapport 424.2.
- Leeuwen, T.C. van & D.W. de Hoop, 2004.
Relaties tussen Mestwetgeving en nitraat in het grondwater onder landbouwbedrijven: aanscherpingen van beleid leiden tot lagere concentraties. Informatieblad 398.59, Mest- en mineralenprogramma's 398.
- Liang, B.C., M. Remillard & A.F. MacKenzie, 1991.
Influence of fertilizer, irrigation, and non-growing season precipitation on soil nitrate-nitrogen under corn. J. Environ. Qual. 20:123-128.
- Macdonald, A.J., D.S. Powlson, P.R. Poulton & D.S. Jenkinson, 1989.
Unused fertilizer nitrogen in arable soils - its contribution to nitrate leaching. J. Sci. Food Agric. 46:407-419.

- Meissner, R., J. Seeger, H. Rupp & P. Schonert, 1993.
Der Einfluss von Flächenstillegung und Extensivierung auf den Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser. Vom Wasser 81:197-215.
- Meissner, R., H. Rupp, J. Seeger & P. Schonert, 1995a.
Langjährige Lysimeterversuchsergebnisse über den Einfluss einer Gestaffelten Mineraldüngung auf den Nährstoffaustrag. Arch. Acker Pflanz. Bodenk. 39:197-219.
- Meissner, R., H. Rupp, J. Seeger & P. Schonert, 1995b.
Influence of mineral fertilizers and different soil types on nutrient leaching: results of lysimeter studies in East Germany. Land Degradation and Rehabilitation 6:163-170.
- Meissner, R., J. Seeger & H. Rupp, 1998.
Lysimeter studies in East Germany concerning the influence of set aside of intensively farmed land on the seepage water quality. Agric. Ecosyst. Environ. 67:161-173.
- Meissner, R., J. Seeger, H. Rupp & H. Balla, 1999.
Assessing the impact of agricultural land use changes on water quality. Water Sci. Technol. 40(2):1-10.
- Neeteson, J.J., J. Hassink & O. Oenema, 1991.
Mineralisatie en immobilisatie van stikstof in de bodem. In: Meer, H.G. van der (ed.) Stikstofbenutting en -verliezen van gras- en maïsland: stand van zaken in het onderzoek naar de stikstofproblematiek van gras- en maïsland. Wageningen, DLO, p. 62-79.
- Powlson, D.S., 1997.
Integrating agricultural nutrient management with environmental objectives - current state and future prospects. The Fertiliser Soc. London, Proc. no. 402, 42 pp.
- Ryan, M., 2003.
Water quality implications of fallow utilisation of land in the south east of Ireland. Proc. 10 Gumpensteiner Lysimetertagung, 29-30 April 2003. BAL Gumpenstein, Irdning, Austria, p. 225-226.
- Simmons, K.E., M.B. Daniels, M.D. Mullen, D.D. Tyler, B.N. Duck, G.V. Wilson & J.K. Bernard, 1993.
Water quality in no-tillage systems following long-term manure applications. In: P.K. Bollich (ed), Proc. 1993 Southern Cons. Till. Conf. for Sustainable Agr. Monroe, Louisiana 1993, pp.141-144.
- Vries, W. de, 1993.
De chemische samenstelling van bodem en bodemvocht van duingronden in de provincie Zuid-Holland. DLO Staring Centrum, Rapport 280.
- Vries, W. de, L.J.M. Boumans, A. Olsthoorn & E.E.J.M. Leeters, 1994.
Chemische samenstelling van naalden, bodem, bodemvocht en grondwater van twaalf monitorings-locaties onder bos. De uitgangstoestand in 1992. DLO Staring Centrum, Rapport 370.1.
- Vries, W. de & E.E.J.M. Leeters, 2001.
Chemical composition of the humus layer, mineral soil and soil solution of 150 forest stands in the Netherlands in 1990. Alterra Rapport 424.1.

