



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Nitraat- concentratie in het bovenste

Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater van de zandregio
en de invloed van het Mestbeleid

Visualisatie afname in de periode 1992 tot 2009



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater van de zandregio en de invloed van het mestbeleid

Visualisatie afname in de periode 1992 tot 2009

RIVM Rapport 680717020/2011

Colofon

© RIVM 2011

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave'.

L.J.M. Boumans, RIVM

B. Fraters, RIVM

Contact:

Leo Boumans

Centrum voor Milieumonitoring (CMM)

leo.boumans@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van Ministerie van Infrastructuur en Milieu en het Ministerie van Economische zaken, Landbouw en Innovatie, in het kader van het project Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM, projectnummer M/680717).

Rapport in het kort

Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater van de zandregio en de invloed van het mestbeleid. Visualisatie afname in de periode 1992 tot 2009.

De nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van landbouwbedrijven in de zandregio is tussen 1992 en 2009 met meer dan 50% afgenomen, van 150 tot 65 milligram per liter. Het stikstofoverschot is in deze periode met 50% afgenomen. Dit is het gevolg van maatregelen uit het mestbeleid, zoals de afname van het gebruik van dierlijke en kunstmest op de weilanden. De nitraatconcentratie is procentueel meer afgenomen dan het stikstofoverschot, waarschijnlijk doordat er minder koeien in de wei staan. Door beweiding met koeien komt er via hun mest meer nitraat in het grondwater dan wanneer deze mest in de stal wordt verzameld en daarna gelijkmatiger over de weide wordt verspreid.

Dit blijkt uit een analyse van de resultaten van het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) door het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). Het LMM is een meetnet van het RIVM en het LEI, onderdeel van Wageningen University and Research Centre, dat in opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Milieu en het ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie wordt uitgevoerd. Met het mestbeleid wordt gestreefd naar een nitraatconcentratie van minder dan 50 milligram per liter in het grondwater.

Een bijkomend resultaat van dit onderzoek is dat de methode is verbeterd om beleidseffecten op de nitraatconcentratie in beeld te brengen voor de Nederlandse en Europese overheid. Dit komt vooral doordat nieuwe inzichten in de methode zijn verwerkt. Behalve het mestbeleid hebben veranderingen in het weer (jaarlijks neerslagoverschot) invloed op de gemiddelde nitraatconcentratie van de zandregio, evenals veranderingen in de jaarlijkse samenstelling van de groep landbouwbedrijven waar is bemonsterd. Hetzelfde geldt voor de jaarlijkse veranderingen van het areaal landbouwgrond per type landbouwbedrijf. Een statistische techniek, Residual Maximum Likelihood, houdt rekening met deze invloeden.

Trefwoorden:

Nitraatrichtlijn, monitoring, neerslagoverschot, bodemtype, denitrificatie, beweiding, stikstofoverschot, stikstofgebruik, mixed model

Abstract

Nitrate concentrations in the uppermost groundwater of the sandy region and the influence of agricultural policy. Visualisation of decrease in the 1992-2009 period.

Nitrate concentrations in the uppermost groundwater of farms in the sandy region of the Netherlands have decreased by more than 50%, from 150 to 65 milligram per litre, between 1992 and 2009. The nitrogen surplus has dropped by 50% during this same period. These reductions can be attributed to implementation of the Dutch agricultural minerals policy, which has led to a decrease in the use of artificial fertiliser and manure. The greater decrease in the nitrate relative to the nitrogen surplus is likely due to a decrease of forage grazing by cows. More nitrate is leached directly from cow dung left in the pasture than when it is collected and later dispersed over the fields more evenly.

These are the results of an analysis performed by the National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) on data collected within the framework of the Minerals Policy Monitoring Programme (LMM). The LMM is under the direct administration of the RIVM and LEI, part of Wageningen University and Research Centre, by order of the Ministry of Infrastructure and the Environment and the Ministry of Economic Affairs, Agriculture and Innovation. The aim of the Dutch minerals policy is to reduce the concentration of nitrate in groundwater to less than 50 milligram per litre.

The analysis has also led to the implementation of new insights into the methodology, resulting in the development of an improved method for evaluating the impact of the Dutch minerals policy by the Dutch government and at the European level. In addition to the minerals policy, variations in the annual precipitation excess and annual changes in the composition of the type of farms being monitored have also influenced the changes in the mean nitrate concentration in the sandy regions, as have annual changes in the total surface area used by different farm types. A statistical technique, residual maximum likelihood, takes these factors into account.

Keywords:

Nitrates Directive, monitoring, precipitation surplus, soil type, denitrification, grazing, nitrogen surplus, nitrogen use, mixed model

Voorwoord

De auteurs van dit rapport bedanken Jaap Willems (Plan Bureau voor de Leefomgeving) en Eke Buis en Arnoud de Klijne (beiden RIVM) voor het becommentariëren van een eerdere versie van dit rapport. Ook gaat onze dank uit naar Jaap Schröder (WUR Plant Research International) en Gerard Velthof (WUR Alterra) voor hun bijdrage in de vorm van discussies via de e-mail over de mogelijke oorzaak of oorzaken van de gevonden daling van de nitraatconcentratie. Wij bedanken onze collega's van het LEI voor het beschikbaar stellen van de informatie over de landbouwpraktijk en de arealen per bedrijfstype. Onze dank gaat ook uit naar de ondernemers die hun medewerking aan het LMM hebben verleend.

Leo Boumans en Dico Fraters

Inhoud

Samenvatting—9

1 Inleiding—11

- 1.1 Het Nederlandse mestbeleid en het stikstofgebruik—11
- 1.2 Indicatoren voor het effect van het mestbeleid—12
 - 1.2.1 Keuze voor nitraat in het bovenste grondwater als indicator—12
 - 1.2.2 Kanttekeningen bij de nitraatindicator—12
- 1.3 Visualisatie methode voor de invloed van het mestbeleid—15
 - 1.3.1 Nederlandse aanpak—15
 - 1.3.2 Aanpak andere landen—16
 - 1.3.3 Opschaling versus interpolatie—17
- 1.4 Doel—18

2 Materiaal en methode—19

- 2.1 Nitraatconcentraties, N-gebruik, N-overschot, bodemgebruik, beweiding en gebruik van dierlijk N—19
- 2.2 Jaarlijkse arealen per bedrijfstype—22
- 2.3 Neerslagoverschot-index—22
- 2.4 Bodemdrainage en bodemtype—24
- 2.5 Indexering van nitraatconcentraties—26
 - 2.5.1 Model A—26
 - 2.5.2 Model B—26
 - 2.5.3 Model AB—27
 - 2.5.4 Modellen per bedrijfstype—27

3 Resultaat—29

4 Discussie—33

- 4.1 Plausibiliteit beleidseffecten—33
 - 4.1.1 Weerseffecten in de zandregio—33
 - 4.1.2 N-overschot, N-gebruik en N-uitspoeling bij melkveebedrijven—33
 - 4.1.3 Mogelijke invloeden op de nitraatconcentratie die niet zijn gebruikt bij de indexering—39
- 4.2 REML-methode om te indexeren—41
 - 4.2.1 Berekende versus geschatte gemiddelden—41
 - 4.2.2 Effect van modellering van paring—42
 - 4.2.3 Effect van stationaire natuurlijke invloeden—44
 - 4.2.4 Effect van de niet-stationaire natuurlijke invloeden—45
 - 4.2.5 Effect ontbrekende waarnemingen—47
 - 4.2.6 Waarom jaarlijkse geïndexeerde nitraatconcentraties?—48
 - 4.2.7 Ruiseigenschappen van het model—49

5 Conclusies en aanbeveling—55

Literatuur—57

Samenvatting

Het Landelijk Meetnet Effecten Mestbeleid (LMM) heeft tot doel om de effecten van het mestbeleid op de bedrijfsvoering en de waterkwaliteit van landbouwbedrijven voor de Nederlandse en Europese overheid zichtbaar te maken. Het mestbeleid heeft ervoor gezorgd dat de toename van het stikstofgebruik sinds de jaren vijftig van de vorige eeuw in het midden van de jaren tachtig werd omgebogen tot een afname. Na een stabilisatie van het gebruik, in het begin van 1990, nam het gebruik van stikstof in 1998 verder af door een beperking via een mineralen boekhoudsysteem (MINAS).

Het LMM wordt uitgevoerd door het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) en het LEI, onderdeel van Wageningen University and Research Centrum (WUR). Het LEI exploiteert het zogenaamde Bedrijven-Informatienet (BIN). Het BIN is een gestratificeerde steekproef van landbouwbedrijven. Voor het LMM is uit deze steekproef een nieuwe steekproef samengesteld op basis van grondsoortregio, bedrijfstype en bedrijfsareaal. Van deze nieuwe steekproef zijn door het RIVM van de bedrijven watermonsters verzameld en is andere milieurelevante informatie vastgelegd en zijn door het LEI karakteristieken van de bedrijfsvoering vastgelegd via het Bedrijven-Informatienet (BIN).

Het LMM is in 1992 begonnen in de zandregio met de bemonstering van het bovenste grondwater door middel van tijdelijke putten. Er werd verwacht dat in de zandregio duidelijkere effecten zouden worden gevonden dan in de overige grondsoortregio's. Later is ook de bemonstering van het grondwater of bodemvocht, drainwater of greppelwater en slootwater van landbouwbedrijven in de zandregio en in andere regio's gestart. Dit rapport beperkt zich tot de analyse van de monitoringgegevens van nitraat in het bovenste grondwater van landbouwbedrijven in de zandregio.

Het doel van dit rapport is om het beleidseffect op de verandering van de nitraatconcentratie sinds 1992 zichtbaar te maken door rekening te houden met de andere invloeden. De nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van landbouwbedrijven in de zandregio wordt behalve door het stikstofgebruik of het stikstofoverschot, ook beïnvloed door veranderingen in de weersomstandigheden (neerslagoverschot), de jaarlijkse veranderingen in de samenstelling van de groep van bemonsterde bedrijven, zowel qua samenstelling als qua aantal, en de veranderingen in het gebruikte areaal landbouwgrond door de verschillende bedrijfstypen.

De nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van landbouwbedrijven in de zandregio is, als gevolg van beleidsmaatregelen, tussen 1992 en 2009 met meer dan 50% afgenomen, van 150 tot 65 mg/l. Het stikstofoverschot is in deze periode met 50% afgenomen. Dit is het gevolg van het mestbeleid.

De verschillen tussen jaren in zowel het neerslagoverschot als in het stikstofoverschot zijn de belangrijkste oorzaken van de verschillen tussen jaren in de nitraatconcentraties in het grondwater bij melkveebedrijven. Het neerslagoverschot is ook een belangrijke factor voor de andere bedrijfstypen, akkerbouw en overige dierbedrijven. Voor de overige dierbedrijven zijn de overschoten vaak niet betrouwbaar te berekenen. Voor de akkerbouwbedrijven zijn de schommelingen in overschoten en nitraatconcentraties relatief groot vergeleken met de melkveebedrijven, mede doordat het aantal bedrijven in het LMM kleiner is, terwijl de ontwikkeling in het overschot en de nitraatconcentratie

relatief klein is vergeleken met de melkveebedrijven. Om die reden is het detailonderzoek beperkt tot de melkveebedrijven.

De mate waarin het stikstofoverschot uitspoelt naar het grondwater (de uitspoelfractie) is bij melkveebedrijven gedurende de periode 1992-2009 afgenomen van ongeveer 27% naar ongeveer 20%. De meest waarschijnlijke oorzaak voor de afname van de uitspoelfractie is de afname van de beweiding in deze periode.

De REML-methodiek (REML staat voor REstricted Maximum Likelihood) is een bruikbaar instrument gebleken om jaarlijkse gemiddelde nitraatconcentraties per bedrijfstype in de zandregio te schatten met de gegevens van het LMM, waarbij vooral in de periode 1992-2005 sprake was van jaarlijks een wisselende groep van bedrijven en een wisselend aantal bedrijven per bedrijfstype per jaar.

Omdat blijkt dat het neerslagoverschot veel invloed heeft op de nitraatconcentratie wordt aanbevolen om te onderzoeken of meer locatiespecifieke vaststelling van het neerslagoverschot variaties in de nitraatconcentratie beter kan verklaren. Een meer specifieke vaststelling van het neerslagoverschot kan door deze te berekenen voor andere combinaties van gewas en grondsoort dan alleen, zoals nu gebeurt, voor permanent gras op dekzand. Ook kunnen hiervoor meer lokale klimaatgegevens worden gebruikt dan van de vijftien KNMI-hoofdstations.

Het valt niet uit te sluiten dat de uitspoelfractie van het N-overschot door klimaatverandering extra is afgenomen. Door het gebruik van neerslaggegevens van weerstations in combinatie met regenradarbeelden kunnen de locaties en jaren van bedrijven worden vastgesteld waar hevige regenbuien hebben plaatsgevonden en kan mogelijk een relatie met de gevonden nitraatconcentratie worden gevonden.

1 Inleiding

1.1 Het Nederlandse mestbeleid en het stikstofgebruik

Vanaf het midden van de vorige eeuw, toen kunstmest gemakkelijk beschikbaar werd, is er een gestage groei geweest van het gebruik van stikstof (N-gebruik) in de Nederlandse landbouw. In 1987, nog voor de invoering van de Europese Nitraatrichtlijn in 1991, veranderde deze jaarlijkse toename in een afname. Deze verandering viel samen met de invoering van een fosfaatgebruiksnorm voor dierlijke mest in 1987 en een systematische reductie van deze norm in de volgende jaren (Zwart et al. 2008). Eerder, in 1984 was al het systeem van melkquota ingevoerd, welke leidde tot een beperking van de omvang van de melkveestapel.

In 1998 werd het N-gebruik in de landbouw verder beperkt door de invoering van een verliesnormenstelsel. De N-verliezen werden bepaald op bedrijfsniveau door middel van een mineralenboekhoudsysteem, het zogenoemde MINAS (Ondersteijn et al. 2002). Het N-verlies is het N-overschot dat is berekend volgens de MINAS-methodiek. Indien het N-verlies hoger was dan de verliesnorm (het acceptabele N-verlies), dan moest een heffing worden betaald. In de periode van 1998 tot 2002 werden de N-verliezen geleidelijk beperkt door het aanscherpen van de verliesnormen. Ook werden speciale verliesnormen geïntroduceerd voor droge gronden (ongeveer 7% van het landbouwareaal). In 2002 waren de N-verliesnormen 14-43% lager in vergelijking met 1998. Ook in andere Europese landen, bijvoorbeeld Denemarken (Grant et al. 2004), is sprake geweest van een afname van het N-gebruik sinds 1987.

Behalve de melkquota, de gebruiksnormen en de verliesnormen zijn er in de afgelopen decennia ook regels gesteld aan de manier van N-gebruik en de periode waarin mest mag worden aangewend. De toepassing van stikstof met drijfmest is bijvoorbeeld voor de zandregio sinds 1996 verboden in de periode september tot februari. Om oppervlakkige afspoeling van mineralen tegen te gaan, is het gebruik van drijfmest op met sneeuw bedekte grond verboden sinds 1994. In 1998 werd dit verbod uitgebreid voor bevroren of gedeeltelijk bevroren grond. In 1999 werd het verbod ook van toepassing op minerale meststoffen. Om ammoniakvervluchtiging en oppervlakkige afspoeling te beperken moet de drijfmest worden ingewerkt of na de toepassing met grond worden bedekt (Zwart et al. 2008). De atmosferische emissie van ammoniak door de landbouw nam in de periode 1990-2007 af met 45%. Door deze afname zal de uitspoeling van nitraat toenemen als bij de bemesting geen rekening wordt gehouden met deze extra stikstof in de bodem.

Melkquota, fosfaatgebruiksnormen, N-verliesnormen en voorschriften voor de toepassing van N-meststoffen hebben geresulteerd in een afname van het N-gebruik. De zandregio is het meest kwetsbaar voor nitraatuitspoeling. In deze regio wordt het grootste deel van het landbouwareaal gebruikt door de melkveebedrijven. Het gemiddelde N-overschot voor melkveebedrijven in de zandregio is in de periode 1986-1991 gedaald van 400 kg tot ongeveer 300 kg (Van den Ham et al. 2007). In de periode 1991-1995 was er geen duidelijke afname van het N-overschot, maar weer wel voor de periode 1995-2001. Daarna, in de periode 2001-2005, loopt het N-overschot licht op, om vervolgens in 2006 en 2007 weer duidelijk te dalen tot ongeveer 170 kg (<http://www3.lei.wur.nl/Immgraphs/Graph1.aspx>).

1.2 Indicatoren voor het effect van het mestbeleid

Het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) is opgezet om in Nederland de effecten van het mestbeleid op de waterkwaliteit in samenhang met de landbouwpraktijk in beeld te brengen (De Klijne et al. 2010). We nemen aan dat het N-overschot in combinatie met de nitraatconcentratie in het water dat uitspoelt uit de wortelzone, de beste indicatoren zijn voor een door het beleid veroorzaakte verandering in de landbouwpraktijk die doorwerkt naar het milieu. In plaats van het N-overschot kan ook het N-gebruik als indicator dienen (Oenema et al. 1998). Het N-gebruik wordt volledig bepaald door de bedrijfsvoering. Het N-overschot wordt mede bepaald door het weer. De vastlegging van de landbouwpraktijk en de waterkwaliteitsmetingen in het LMM zijn erop gericht om deze drie indicatoren (N-gebruik, N-overschot, nitraatconcentratie) te bepalen.

Sinds 1992 wordt op landbouwbedrijven in de zandregio, die deelnemen aan het LMM, het bovenste grondwater bemonsterd (Fraters et al. 1998, Fraters et al. 2005c). De gemiddelde grondwaterstand in de zandregio is circa 1,5 m beneden maaiveld. De nitraatconcentratie in het bovenste grondwater geeft voor de zandregio daarom een goede indicatie van de nitraatconcentratie in het water dat uitspoelt uit de wortelzone.

1.2.1 *Keuze voor nitraat in het bovenste grondwater als indicator*

In alle landen van de Europese Unie wordt, in veel gevallen al sinds het midden van de jaren tachtig van de vorige eeuw, het grondwater bemonsterd met meetnetten bestaande uit permanente putten. De gegevens worden gebruikt voor rapportages over de kwaliteit van het grondwater, onder andere voor de Nitratrichtlijn en meer recentelijk de Kaderrichtlijn Water. In sommige landen bevindt het grondwater zich op grote diepte, soms tientallen meters diep. In andere landen worden soms waterwinputten gebruikt, waarbij de winning om meerdere redenen op grotere diepte in het grondwater plaatsvindt. Het grondwater op een diepte van meer dan vijf meter onder de grondwaterspiegel zal pas na een of meer decades effecten vertonen van veranderingen aan maaiveld alleen al vanwege de reistijd (Broers, 2004). De effecten zullen bovendien moeilijker te detecteren zijn. Het water op deze diepte is meer gemengd met water dat eerder of juist later is geïnfiltreerd aan het maaiveld (andere leeftijden) en met water dat afkomstig is uit andere intrekgebieden. Tevens is het water meer beïnvloed door chemische processen (Wendland et al. 2004; Cherry et al. 2008; Fraters et al. 2006). Deze problemen spelen niet of in mindere mate in de bovenste meter van het grondwater. Zoals boven beschreven, wordt in het LMM in de zandregio de bovenste meter van het grondwater bemonsterd, omdat we zo snel en direct mogelijk een beleidseffect in beeld willen brengen. Als dieper onder de grondwaterspiegel wordt gemeten, dan zouden de gemiddelde nitraatconcentraties lager zijn, maar is de relatie met de landbouwpraktijk minder duidelijk (Fraters et al. 2006). Ook bij het gebruik van de nitraatconcentratie in de bovenste meter grondwater als indicator, zoals gebeurt door Nederland en andere landen, kunnen kanttekeningen worden geplaatst. Dit wordt in de volgende paragraaf besproken.

1.2.2 *Kanttekeningen bij de nitraatindicator*

De nitraatconcentratie in het bovenste grondwater wordt niet alleen beïnvloed door het N-overschot of N-gebruik. Het is bekend dat, bij eenzelfde N-overschot, minder nitraat uitspoelt (meer denitrificeert) bij permanente gesloten teelten (bijvoorbeeld gras) dan bij tijdelijke open teelten (bijvoorbeeld maïs). Door

beweiding is er meer uitspoeling (Ryden et al. 1984). Vooral door beweiding tijdens het einde van de zomer en in de herfst neemt de nitraatuitspoeling toe (Sauer en Harrach, 1996). Het is denkbaar dat door beweiding (puntlozingen) minder denitrificeert dan in geval van een gelijkmatigere toediening. Schröder et al. (2010) vinden voor bemestingsexperimenten met gemaaid gras dat het N-overschot minder uitspoelt dan wordt berekend op basis van LMM-gegevens. Het LMM bestaat echter uit bedrijven waar ook beweid wordt. Op het permanente grasland van proefbedrijf De Marke, dat ook in de zandregio is gelegen, bestaat gemiddeld ongeveer een kwart van het N-gebruik uit weide-excreties. Er wordt geschat dat dit ongeveer de helft van de uitspoeling veroorzaakt (Verloop et al. 2006). Bij eenzelfde overschot maar zonder beweiding zal op dit permanente grasland minder nitraat uitspoelen. Dit wordt tegengesproken door de bevinding dat minder beweiding op De Marke geen duidelijk effect op de nitraatconcentratie lijkt te hebben gehad (Verloop et al. 2007). Oenema et al. (2010) vinden op praktijkbedrijven dat nitraat in het grondwater door beweiding wél toeneemt bij eenzelfde N-overschot. Door de vervanging van maïs door gras en door minder beweiding is het daarom mogelijk dat de nitraatuitspoeling afneemt zonder dat het N-overschot of N-gebruik afneemt. Het N-overschot is vooral afgenomen door de afname van het kunstmestgebruik. Bij eenzelfde N-overschot kan een grotere fractie dierlijke N er mogelijk ook voor zorgen dat uitspoelend nitraat meer denitrificeert. Dierlijke N kan ook mineraliseren in een periode dat er geen plantopname is. Hierdoor zal het N-overschot toenemen, maar dit hoeft geen gevolg te hebben voor de uitspoelfractie.

De relatie tussen de uitspoelfractie van het N-overschot en het N-overschot zelf is onbekend (Schröder et al. 2007a). Van Beek et al. (2009) refereren naar Fried et al. (1976) en Barraclough et al. (1992) die uit experimenteel onderzoek concluderen dat de jaarlijkse denitrificatiecapaciteit begrensd is. Volgens deze gedachtegang is het plausibel dat de uitspoelfractie afneemt naarmate het overschot afneemt doordat de denitrificatiefractie groter wordt. Het proefbedrijf De Marke probeert om de nitraatnorm van 50 mg/l in het bovenste grondwater te realiseren. Het N-overschot is in de periode 1993-2004 afgenomen van 130 tot 81 kg terwijl de nitraatconcentratie is afgenomen van 58 naar 52 mg/l (Verloop et al. 2007). De uitspoelfractie lijkt, op De Marke, dus juist te zijn toegenomen met een afname van het N-overschot.

Als het N-gebruik of het N-overschot wettelijk wordt beperkt, dan zullen agrariërs proberen om het resterende N-gebruik zo efficiënt mogelijk te maken. Dit efficiëntere gebruik zal de wijze en periode van toediening en beweiding beïnvloeden. Het is moeilijk om de effecten van beleid en autonome effecten van de bedrijfsvoering te onderscheiden. Er is geen aanleiding geweest om dit onderscheid te maken. We nemen daarom aan dat alle veranderingen in de bedrijfsvoering, tijdens de genoemde periode van dalend N-gebruik en N-overschotten, zijn veroorzaakt door het mestbeleid.

Behalve door de bedrijfsvoering wordt de nitraatconcentratie in het grondwater ook beïnvloed door het neerslagoverschot (Boumans et al, 2005), het bodemtype en de ontwatering of grondwaterstand (Boumans et al, 1989; D'Heane et al. 2003). Deze natuurlijke invloeden hangen samen met verdunning en denitrificatie van het uitspoelende nitraat. Door hogere grondwaterstanden neemt de uitspoelfractie van het N-overschot af (Fraters et al. 2005a). Er zijn ook mogelijke andere natuurlijke invloeden op de nitraatconcentraties in het grondwater. Door de toenemende temperatuur, kooldioxideconcentratie in de atmosfeer en de hoeveelheid zomerneerslag kan de gewasgroei toenemen en kan tevens de N-cyclus in de bodem veranderen (vervluchtiging, denitrificatie,

mineralisatie; Jensen en Veihe, 2009). Deze mogelijke veranderingen kunnen op hun beurt weer de nitraatuitspoeling beïnvloeden (Schröder et al. 2003). Bodemlagen die slechter water doorlaten kunnen denitrificerende omstandigheden veroorzaken. Dit is waargenomen in lysimeters (Carey et al. 1997). Hevige regenbuien aan het einde van het groeiseizoen kunnen daardoor het uitspoelende nitraat, dat niet meer beschikbaar is voor plantengroei, extra denitrificeren, waardoor de uitspoelfractie van het N-overschot afneemt. Hevige regenbuien tijdens het groeiseizoen kunnen nitraat denitrificeren, dat wel beschikbaar was voor plantengroei. Hierdoor neemt de plantopname af en het overschot toe. Tegelijkertijd zal de fractie van de aangewende stikstof (het N-gebruik) die niet beschikbaar is voor het gewas (N-overschot) toenemen. Mogelijk neemt hierdoor de fractie van het N-overschot dat uitspoelt af. De N-uitspoeling bedraagt tegenwoordig gemiddeld genomen ongeveer 40 kg op melkveebedrijven terwijl het N-overschot ongeveer 180 kg is en het N-gebruik 365 kg (dit rapport). Een afname van de uitspoelfractie van het N-overschot van 0,22 naar 0,17, zoals gevonden in dit onderzoek, resulteert in 9 kg minder N-uitspoeling. Dit geeft gemiddeld 13 mg/l minder nitraat in het grondwater. Dit is een relevant verschil in uitspoeling, maar het is moeilijk om de oorzaak hiervan met proefveldonderzoek te achterhalen omdat een hoeveelheid van 9 kg N klein is ten opzichte van het N-gebruik (honderden kg) en de hoeveelheid N in de bodem (duizenden kg; herleid uit Velthof en Oenema, 2001)

De opzet van het meetnet kan ook van invloed zijn op de gemeten concentratie en de verandering daarin. Bijvoorbeeld via de bemonsteringsmethode en de keuze van bedrijven waar wordt gemeten. In het LMM is bijvoorbeeld tot 2006 niet elk jaar op dezelfde bedrijven gemonsterd en ook zijn niet elk jaar van elk bedrijfstype (akkerbouw, melkvee, et cetera) evenveel bedrijven bezocht. Tijdens de beginperiode werd een bedrijf om de zeven jaar vervangen. In 2006 is het LMM uitgebreid met bedrijven die zo min mogelijk zouden worden gewisseld. Dit was nodig om aan de monitorverplichting te voldoen die door EU is opgelegd om een derogatie te krijgen. Tegenwoordig wordt geprobeerd om alle bedrijven zo lang mogelijk te volgen. Verschillen tussen jaren in de gemiddeld gemeten nitraatconcentratie kunnen dus deels worden veroorzaakt doordat verschillende bedrijven zijn bemonsterd. De bemonsteringsmethode en de jaarlijkse bemonsteringsperiode (april-september) is in het LMM overigens gedurende de hele monitoringperiode (1992-2009) dezelfde gebleven.

Samenvattend kunnen de volgende invloeden op de gemeten nitraatconcentraties in het grondwater worden onderscheiden:

1. Mestbeleid:
 - a. een afname van het N-gebruik of het N-overschot;
 - b. verandering in de bedrijfsvoering om de resterende N zo efficiënt mogelijk te gebruiken, waarbij de denitrificatie wordt beïnvloed (beweiding, verhouding grasland-boulevard, verhouding dierlijk N en kunstmest N);
2. Bekende invloeden
 - a. Natuurlijke:
 - i. stationair (drainage en bodemtype);
 - ii. niet-stationair (neerslagoverschot en grondwaterstand);
 - b. Niet-natuurlijke:
 - i. steekproefeffecten (de jaarlijkse samenstelling van de groep van bemonsterde bedrijven, dit hangt deels samen met invloeden door drainage en bodemtype);

ii. autonome ontwikkelingen in de landbouw (verandering in de verhouding van het landbouwareaal in gebruik door de verschillende bedrijfstypen binnen een regio);

3. Mogelijke invloeden die niet samenhangen met het mestbeleid, zoals temperatuur, kooldioxideconcentratie, intensiteit neerslag, na-ijlen van een groter N-overschot van voorafgaande jaren;

4. Onbekende invloeden.

1.3 Visualisatie methode voor de invloed van het mestbeleid

1.3.1 Nederlandse aanpak

De eenvoudigste manier om de effecten van het beleid te laten zien, is om eenmalig meetlocaties aselekt over het Nederlandse landbouwooppervlak te loten en elk jaar deze plekken te bemonsteren en een gemiddelde nitraatconcentratie te berekenen. Indien zowel de jaargemiddelde nitraatconcentraties dalen als het jaargemiddelde N-overschot, dan is het aannemelijk dat de daling van de nitraatconcentraties te danken is aan het mestbeleid. Hierbij kan natuurlijk sprake zijn van een vertraagde reactie van de nitraatconcentraties op de daling van het N-overschot met een tot enkele jaren. Door de grote invloed van de neerslaghoeveelheid op de gemeten nitraatconcentraties (Boumans et al. 2005), kan het soms moeilijk zijn om de beleidseffecten op de gemeten nitraatconcentraties te scheiden van de neerslageffecten. Als bijvoorbeeld het neerslagoverschot toeneemt terwijl het N-overschot daalt, dan zijn er twee factoren die een verklaring kunnen geven voor een dalende nitraatconcentratie. Het effect van het N-overschot kan in dat geval niet meer worden onderscheiden van deze natuurlijke invloed. Dit probleem is oplosbaar door de meetreeks maar lang genoeg te maken. De kans dat het neerslagoverschot systematisch blijft samenhangen met het N-overschot is verwaarloosbaar.

Het nadeel van willekeurig gelote locaties is dat de aanpak arbeidsintensief is en het soms moeilijk is om toegang te krijgen tot de locaties. Om de relatie tussen het N-overschot en de nitraatconcentratie zo goed mogelijk vast te stellen, is het nodig om op de meetlocaties ook zaken als het N-overschot en het bedrijfstype vast te stellen. Om deze redenen is besloten het LMM te laten aansluiten bij het Bedrijven-Informatienet (BIN) van het LEI, onderdeel van Wageningen UR. Het LMM wordt uitgevoerd door het RIVM en het LEI. Het LEI exploiteert het BIN en het RIVM verzamelt watermonsters op bedrijven, die vervolgens chemisch worden geanalyseerd. Het RIVM legt ook een aantal omgevingsfactoren vast die van invloed zijn op de waterkwaliteit. Dit gebeurt via metingen op de bedrijven zelf, verzamelen van gegevens van derden en het verkrijgen van informatie uit GIS-systemen.

Het BIN is een gestratificeerde steekproef van landbouwbedrijven uit de Landbouwtelling (LBT). Uit de BIN-steekproef is de LMM-steekproef samengesteld op basis van grondsoortregio, gebied binnen regio, bedrijfstype en bedrijfseconomische grootteklasse. In het LMM worden vier regio's onderscheiden (zand-, löss, klei- en veenregio) met binnen elk van deze regio's een of meer gebieden. De bedrijfstypen die worden onderscheiden zijn akkerbouw, melkvee, hokdier en een groep van overige bedrijven met dieren. In de zandregio zijn alle bedrijfstypen opgenomen in het meetnet. Alle BIN-bedrijven zijn geclassificeerd in groepen (strata) naar grondsoortregio, gebied,

bedrijfstype en grootteklasse. Vervolgens zijn per groep BIN-bedrijven gekozen voor de LMM-steekproef. Hierbij is getracht om, evenredig met het totaal areaal, per grootteklasse BIN-bedrijven te selecteren voor de LMM-steekproef. BIN-bedrijven die kleiner zijn dan 10 ha, zijn buiten beschouwing gelaten. Bij de uitbreiding van het LMM in 2006 voor de derogatiemonitoring, zijn ook buiten het BIN nieuwe LMM-bedrijven geselecteerd, omdat niet voldoende bedrijven in het BIN beschikbaar waren.

Er is gestratificeerd naar bedrijfstype omdat het tijdsverloop van het N-gebruik van een bedrijf mogelijk samenhangt met het bedrijfstype. Ook de andere factoren die van invloed zijn op de nitraatconcentratie hangen mogelijk samen met het bedrijfstype. Door bij de interpretatie van de trend in de nitraatconcentraties rekening te houden met het bedrijfstype kunnen waarschijnlijk betere of nauwkeurigere uitspraken worden gedaan over de trend. Een complicatie is (zie vorige paragraaf) dat de samenstelling van de jaarlijkse groep van bemonsterde bedrijven en het aantal bedrijven per bedrijfstype niet elk jaar hetzelfde is in het LMM (zie Tabel 1). Hierbij komt dat bedrijven soms van bedrijfstype veranderen en het areaal, dat door een bepaald bedrijfstype wordt gebruikt, niet constant is in de tijd.

Er wordt met deze factoren rekening gehouden bij de interpretatie van de jaarlijkse gemiddelde nitraatconcentraties. Het effect van de bekende invloeden op de gemeten nitraatconcentratie, anders dan landbouwkundig handelen, wordt statistisch gemodelleerd. Met een dergelijk model worden de jaarlijkse verschillen tussen de nitraatconcentraties, die zijn veroorzaakt door de bekende invloeden, uitgefilterd zodat de beleidsinvloeden overblijven. Dit zijn de zogenoemde geïndexeerde concentraties. Ook voor de statistische modellering geldt dat veranderingen in de bekende invloeden, zoals neerslagoverschot, niet teveel mogen samenhangen met een verandering van het N-gebruik.

Bij het statistisch modelleren en interpreteren van de uitkomsten zijn een aantal zaken van belang. De gemeten bedrijfsgemiddelde nitraatconcentratie zal afwijken van het werkelijke bedrijfsgemiddelde doordat niet al het water van het bedrijf is gemeten. Ook zijn niet alle bedrijven per bedrijfstype onderzocht. Dit zijn twee bronnen van onzekerheid (ruis). Verder zijn, zoals gezegd, niet alle bedrijven alle jaren onderzocht en veranderen bedrijven van bedrijfstype. Dit leidt tot een zogenoemde ongebalanceerde dataset, waardoor een aantal beter bekende statistische procedures niet kunnen worden toegepast. Met de REML-procedure kunnen ongebalanceerde datasets met meerdere bronnen van ruis wel worden geanalyseerd (Payne et al. 2008a, 2008b). Met REML kunnen per bedrijfstype en jaar geïndexeerde concentraties worden geschat die vervolgens met het bedrijfstype areaalgewogen worden gemiddeld om een gemiddelde voor de zandregio te krijgen. De gegevens zijn ook op een andere manier, zonder REML, onderzocht door Ferreira (2010) met als doel om het benodigde aantal metingen vast te stellen om een zekere daling te onderscheiden.

1.3.2 *Aanpak andere landen*

Volgens Fraters et al. (2005b) zijn er in Europa twee benaderingen om het effect van het mestbeleid zichtbaar te maken. Dit zijn de zogenaamde opschalingbenadering en de interpolatiebenadering.

Opschaling wordt bijvoorbeeld gebruikt door Denemarken, Zweden en het Verenigd Koninkrijk. Zwitserland, geen EU-lid, gebruikt ook de opschalingmethode (Decrem, 2007). Opschaling betekent dat empirische en

deterministische modellen worden gebruikt om met nationale gegevens betreffende het N-gebruik en met gegevens van proeflocaties uitspraken te doen over nitraatuitspoeling op nationaal niveau. Opschalingmodellen maken meestal gebruik van experimentele gegevens over specifieke combinaties van bodemtype en gewas. Børgesen et al. (2001) gebruiken een statistische methode om de uitkomsten van een deterministisch simulatiemodel op te schalen en zodoende het effect van mestbeleid in Denemarken op nitraatuitspoeling te schatten. Grant et al. (2006) visualiseren het effect van de landbouw in Denemarken op nitraatuitspoeling met empirische en deterministische massabalansmodellen. Deze Deense modellen zijn gekalibreerd met resultaten van veldexperimenten en van een monitoringnetwerk in vijf kleine stroomgebieden waarvan het bodemgebruik hoofdzakelijk uit landbouw bestaat. Deze stroomgebieden liggen verspreid over Denemarken om zo goed mogelijk de spreiding in bodemtype, klimaat en landbouw te representeren. Hoffmann et al. (2000) visualiseren nitraatuitspoeling voor Zweden en houden daarbij rekening met veranderingen van het organische stofgehalte van de bodem. Lord en Anthony (2000) beschrijven een systeem dat bestaat uit een nationale agrarische database en een model ten behoeve van de ondersteuning van het N-beleid van het Verenigd Koninkrijk voor de EU. Wolf et al. (2003) beschrijven een deterministisch model, STONE, dat op nationaal niveau maar ook op regionaal niveau in Nederland nitraatuitspoeling berekent. Het STONE-model wordt gebruikt om de effecten van beleid te evalueren, maar het model wordt niet gebruikt om de effecten van het gevoerde Nederlandse mestbeleid (actieprogramma) te rapporteren aan de Europese Commissie.

De interpolatiebenadering wordt gebruikt door bijvoorbeeld Oostenrijk (Schwaiger, 2005), België, Duitsland (Wolter en Mohaupt, 2005), Ierland en Nederland. Bij deze benadering worden de resultaten gebruikt van monitoringprogramma's waarbij op gelote praktijklocaties gegevens over de nitraatuitspoeling worden verzameld. Met behulp van statistische methoden worden de monitoringgegevens gebruikt om de effecten van de actieprogramma's op nationale schaal te visualiseren (Fraters et al. 2005b).

1.3.3 *Opschaling versus interpolatie*

De LMM-monitoring heeft betrekking op het hele bedrijf, waarbij grondwatermonsters, afkomstig van het hele bedrijf, onafhankelijk van de verschillende combinaties van bodemtype en gewas, aselekt worden gemengd tot twee of meer mengmonsters. Modellen waarbij verschillende bodemtype-gewascombinaties worden onderscheiden, zoals STONE, kunnen daarom niet direct worden gebruikt om deze monitoringresultaten te simuleren. Een tweede probleem bij het gebruik van opschalingmodellen is het opschalen van modelparameters, bijvoorbeeld de stikstof mineralisatiecoëfficiënt, naar nationaal niveau. Deze parameters zijn verkregen uit de literatuur, laboratoriumproeven of proefveldonderzoek en zijn hierdoor meestal geldig voor specifieke situaties. Dit opschalingsprobleem is opgemerkt door Wolf et al. (2005). Zij stellen: 'that first testing of a large scale model like STONE on measured data from field experiments is problematic and can hardly be expected to be satisfactory and second, calibration of a large-scale model on well-managed experiments may be wrong for practical applications.' Het probleem van opschaling voor deterministische agro-milieu-effectmodellen wordt ook genoemd door Diekkrüger et al. (1995) en Boesten (2000). Ze concluderen allebei dat uitkomsten van verschillende modelgebruikers van één model vaak meer verschillen dan de uitkomsten van modellen die conceptueel verschillen.

Statistische modellen of interpolatiemodellen stellen minder eisen aan invoergegevens dan opschalingsmodellen en de gegevens voor interpolatiemodellen kunnen daarom eenvoudiger worden betrokken uit nationale bestanden (Cherry et al. 2008). Met monitoringsgegevens over de nitraatuitspoeling op reguliere landbouwbedrijven die geloot zijn is het mogelijk om te interpoleren met statistische methoden om een eventuele afname zichtbaar te maken. Interpolatiemodellen worden meestal gemaakt op basis van 'expert judgement'. Dit wil zeggen dat de kans bestaat dat verschillende experts verschillende statistische modellen ontwerpen om de meetgegevens te interpreteren. Voor procesmodellen geldt dat in mindere mate, omdat er op basis van vele studies grote overeenstemming is over welke processen een rol spelen. Interpolatiemethoden zijn daarom subjectiever dan opschalingsmethoden wat betreft de formulering van de relatie tussen het N-gebruik en de N-uitspoeling. Daar staat tegenover dat statistische of interpolatiemethoden niet hoeven te worden opgeschaald, want dezelfde gegevens die zijn gebruikt voor kalibratie worden ook gebruikt om te schatten of te interpoleren. Bijvoorbeeld de parameters van een statistisch model worden gefit door de gemeten nitraatconcentraties te relateren aan de bodemtypen van bedrijven die er volgens een bodemkaart voorkomen. Vervolgens wordt dezelfde bodemkaart gebruikt om voor dezelfde soort bedrijven, die niet zijn bemonsterd, de nitraatconcentraties te schatten.

1.4

Doel

Het doel van deze studie is om de effecten van het mestbeleid op de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater van gangbare landbouwbedrijven in de zandregio beter zichtbaar te maken dan met een simpel gewogen jaarlijks gemiddelde nitraatconcentratie. De gemeten nitraatconcentraties worden daartoe zo goed mogelijk geïndexeerd voor de bekende andere invloeden dan mestbeleid. Vervolgens moet zichtbaar worden gemaakt dat de trend van geïndexeerde nitraatconcentraties gerelateerd is aan de trend van het N-overschot en het N-gebruik.

2 Materiaal en methode

2.1 **Nitraatconcentraties, N-gebruik, N-overschot, bodemgebruik, beweiding en gebruik van dierlijk N**

Het onderzoek maakt gebruik van gegevens die zijn verzameld in het kader van het LMM. Het beperkt zich tot de landbouwbedrijven die zijn gelegen in de zandregio (zie Figuur 1) en die zijn bemonsterd in de periode 1992-2009 (zie Tabel 1). Deze worden in het vervolg 'LMM-bedrijven' genoemd. Het aantal bedrijven waar zowel de nitraatconcentraties zijn gemeten als waar het N-overschot op de bodembalans is bepaald, is iets geringer (zie Tabel 1).

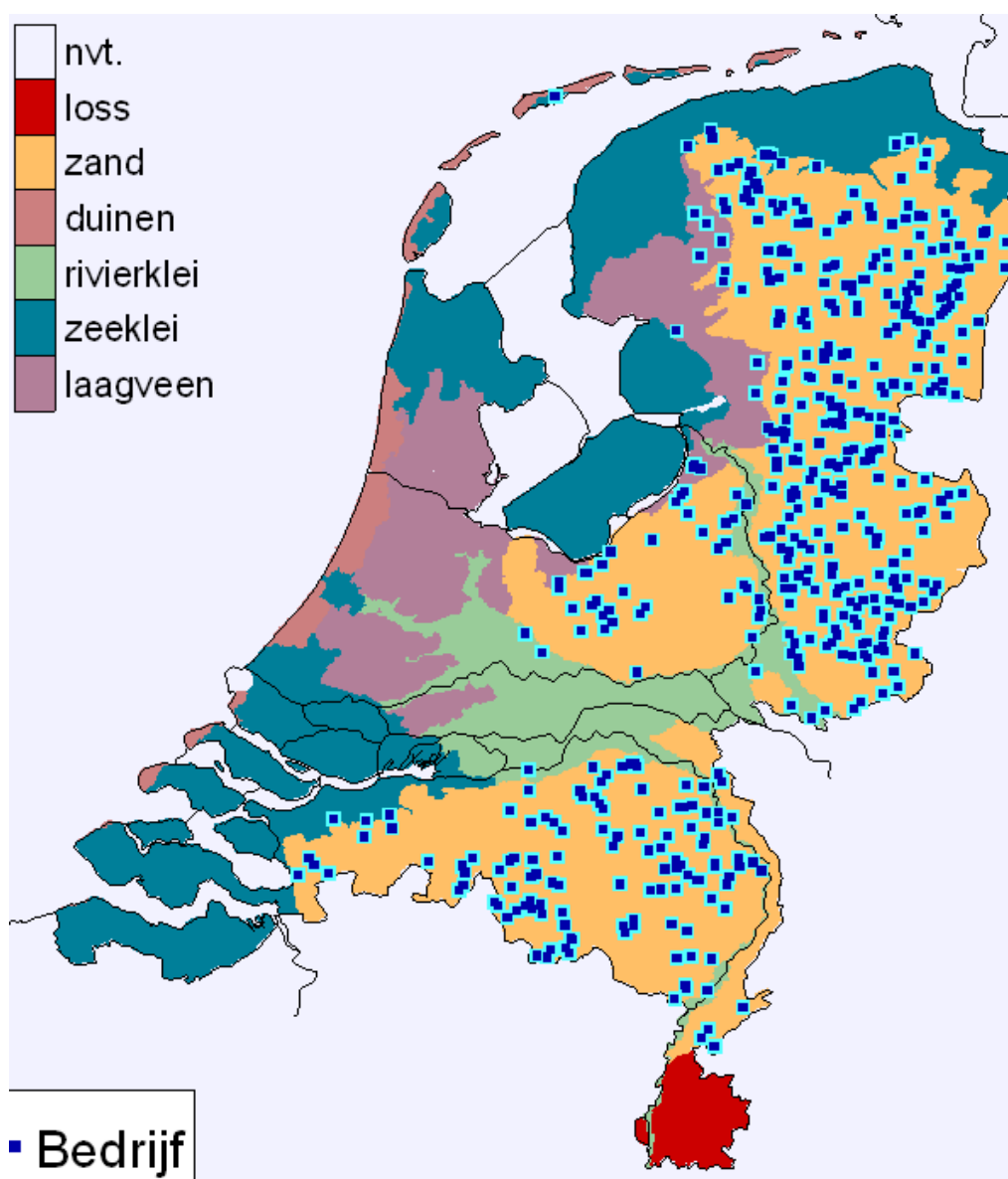
Tabel 1 Aantal bemonsterde LMM-bedrijven (GW) in de zandregio.

Overzicht per bedrijfstype en jaar en aantal bedrijven waarvan ook bedrijfsgegevens uit het voorgaande jaar zijn geregistreerd (GW+M) om een betrouwbaar N-gebruik en N-overschot te berekenen.

Jaar	Akkerbouw		Hokdier [†]		Melkvee		Overig [†]
	GW	GW+M	GW	GW	GW+M	GW	GW
1992	18	16	0	68	56	7	
1993	15	15	0	65	54	5	
1994	0	0	0	32	22	3	
1995	18	16	0	62	46	4	
1997	10	9	0	14	13	3	
1998	11	11	6	20	19	6	
1999	8	8	11	17	16	5	
2000	8	8	4	25	22	6	
2001	11	0	4	30	0	3	
2002	10	5	7	28	24	8	
2003	17	15	12	39	32	12	
2004	16	15	12	70	61	8	
2005	13	11	17	69	63	14	
2006	15	13	14	149	116	18	
2007	32	31	18	185	175	28	
2008	33	32	20	174	163	28	
2009	35	35	19	182	172	23	

[†] De gegevens van hokdier- en overige bedrijven zijn onbetrouwbaar doordat de N-balansposten groot zijn ten opzichte van hun oppervlakte en worden daarom niet weergegeven.

Het bedrijfstype van een bedrijf is herleid volgens de NEG-systematiek van het BIN (Van der Veen et al. 2006) en de indeling is conform Fraters en Boumans (2005c). De grondwaterbemonstering is uitgevoerd in de periode maart-oktober. Per bedrijf zijn op 16 locaties via tijdelijke boorgaten grondwatermonsters genomen. In de periode 1992-1994 zijn 48 locaties per bedrijf bemonsterd. De watermonsters zijn in het veld gefiltreerd (0,45 µm), aangezuurd en donker en koel bewaard tot analyse. In het laboratorium zijn twee mengmonsters gemaakt (vier in de periode 1992-1994). Nitraatconcentraties zijn gemeten in de mengmonsters (zie Tabel 2). Voor een uitgebreidere beschrijving wordt verwezen naar Fraters et al. (2005a).



Figuur 1 Postcodelocaties van bemonsterde LMM-bedrijven in de zandregio in de periode 1992-2008.

De vastlegging van het jaarlijkse bedrijfsmanagement (percentage gras, beweiding N-toediening) en de berekening van het N-gebruik en van het N-overschot op de bodembalans zijn beschreven in Van den Ham et al. (2007) en Fraters et al. (2007) (zie Tabel 3). Omdat de vastlegging van de beweiding complex is, is in plaats daarvan het maaipcentage van het grasareaal als maat voor de beweiding gebruikt.

Tabel 2 Gemeten gemiddelde nitraatconcentraties (mg/l als NO₃) per bedrijfstype en jaar voor alle bemonsterde LMM-bedrijven in de zandregio.

Jaar	Akkerbouw	Hokdier	Melkvee	Overig
1992	134	*	197	223
1993	143	*	194	179
1994	*	*	89	94
1995	65	*	91	105
1997	70	*	173	193
1998	113	208	150	157
1999	39	128	77	143
2000	77	122	82	130
2001	75	148	66	36
2002	48	105	51	88
2003	57	55	45	68
2004	75	152	61	78
2005	74	168	55	87
2006	78	128	52	75
2007	93	134	52	84
2008	77	122	40	64
2009	61	132	39	56

* Geen bedrijven bemonsterd.

Tabel 3 Gemiddeld N-overschot op de bodembalans en N-gebruik per bedrijfstype en percentage gras (%gras), percentage gras dat is gemaaid (%maai) en fractie dierlijk N van het N-gebruik (%dierN) op melkveebedrijven dat is vastgesteld op een deel van de bemonsterde bedrijven (Bron: LEI BIN).

Jaar	Akkerbouw		Melkvee				
	Nover [†]	Ngebr [†]	Ngebr [†]	Nover [†]	%gras [†]	%maai [†]	%dierN [†]
1991	163	253	637	315	80	175	60
1992	185	257	604	339	78	189	59
1993	*	*	607	326	82	204	55
1994	168	245	619	341	78	198	60
1996	141	219	560	306	70	193	58
1997	138	250	536	263	69	213	61
1998	169	244	515	265	66	285	61
1999	119	212	514	257	76	244	63
2001	120	204	439	189	63	291	70
2002	130	213	419	193	74	247	66
2003	139	228	396	177	77	225	68
2004	118	192	402	184	71	289	68
2005	111	203	431	193	70	291	67
2006	145	233	364	182	79	272	66
2007	132	218	365	182	79	293	65
2008	125	225	361	176	77	281	66

* Geen bedrijven bemonsterd.

[†] Nover = N-overschot (kg/ha); Ngebr = N-gebruik (kg/ha); %gras = percentage bedrijfsoppervlak in gras; %maai = percentage bedrijfsoppervlak dat is gemaaid; %dierN = percentage dierlijk N van N-gebruik.

Gegevens over het N-gebruik en N-overschot per bedrijfstype en jaar in de zandregio zijn verkregen via <http://www3.lei.wur.nl/lmmgraphs/Graph1.aspx>, en zijn gebaseerd op een weging met data van alle BIN-bedrijven.

2.2 Jaarlijkse arealen per bedrijfstype

De autonome ontwikkeling van het landbouwareaal, dat in gebruik is bij de onderscheiden bedrijfstypen, zijn verkregen via het Centraal Bureau voor de Statistiek (zie Tabel 4).

Tabel 4 Areaal landbouwgrond (in ha) in de zandregio in gebruik per bedrijfstype en jaar[†].

Jaar	Akkerbouw	Hokdier	Melkvee	Overig
1992	130.300	43.900	483.600	138.900
1993	125.300	46.000	484.200	146.000
1994	120.500	44.600	478.700	146.700
1995	126.200	45.300	477.400	148.500
1997	127.700	48.900	469.800	155.900
1998	128.600	48.100	469.100	158.000
1999	124.000	49.100	457.000	155.200
2000	124.900	49.700	445.300	166.500
2001	117.300	49.400	443.000	157.900
2002	120.700	49.900	449.500	167.300
2003	127.100	41.400	446.900	156.700
2004	130.500	43.300	442.000	157.200
2005	127.300	46.600	434.400	160.500
2006	123.200	46.300	427.100	165.500
2007	120.200	50.000	414.800	168.600
2008	119.200	50.400	420.200	168.300
2009	118.700	50.200	424.800	156.700

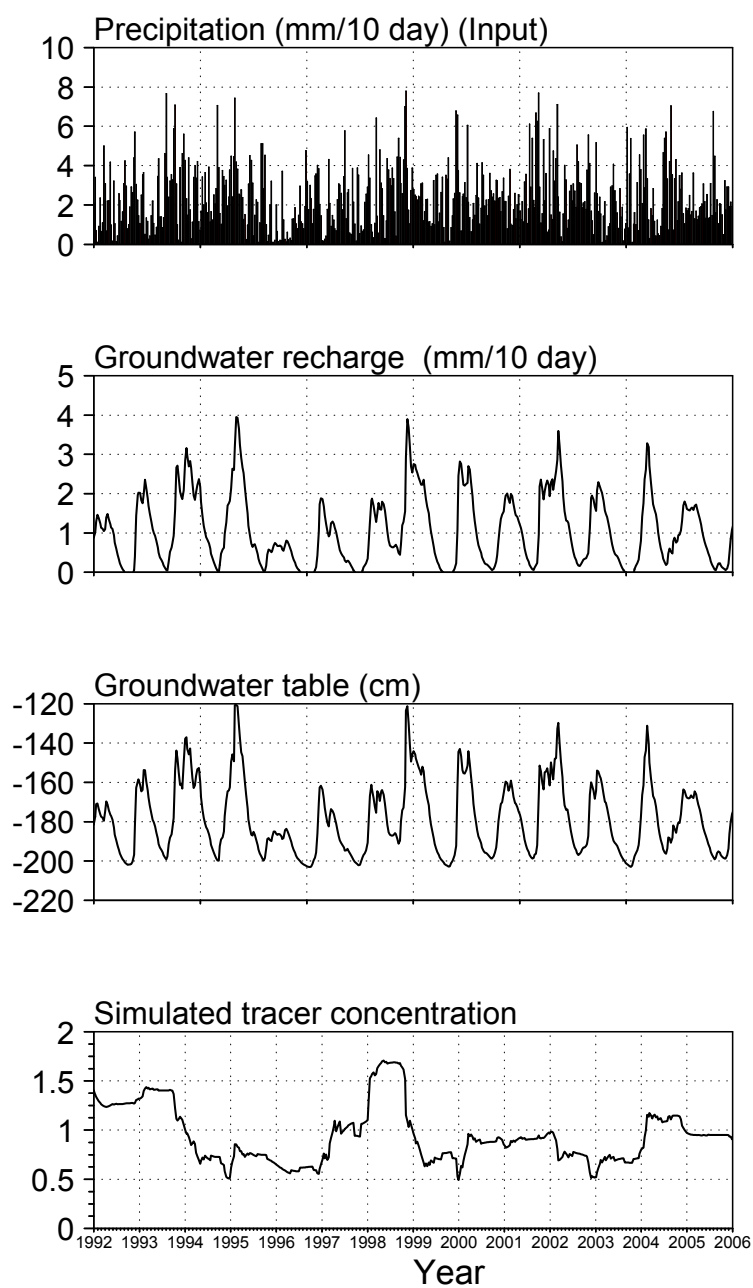
[†] Schatting op basis van CBS-Landbouwtelling (bewerking LEI)

2.3 Neerslagoverschot-index

De neerslagoverschot-index is bepaald volgens een methode van Boumans et al. (2005) (zie Tabel 5). Het gaat hierbij om de relatieve verschillen. De neerslagoverschot-index wordt in twee stappen vastgesteld. Allereerst wordt de uitspoeling van een merkstof (tracer) naar het bovenste grondwater gesimuleerd. De merkstof is inert, dat wil zeggen ze reageert niet met de vaste fase van de bodem en breekt niet af. De simulatie wordt gedaan met nationale gegevens van vijftien weersdistricten over neerslag en verdamping en een simulatiemodel voor transport door de onverzadigde zone ONZAT (OECD, 1989). De merkstof wordt elke tien dagen in gelijke hoeveelheid aan het bodemoppervlak toegevoegd. De bodem zelf is een standaard bodemprofiel (dekzand) met permanent gras als begroeiing. Het simulatiemodel rekent voor tien verschillende hydrologische randvoorwaarden, zijnde de ontwateringbases. Hierdoor worden tien gemiddeld laagste grondwaterstanden gesimuleerd oplopend van 50 cm tot 500 cm beneden de grondwaterspiegel. Op deze manier worden 150 (15 × 10) tijdreeksen gesimuleerd van grondwaterstanden en bijbehorende concentraties van de merkstof in de bovenste meter van het grondwater. De merkstofconcentratie is omgekeerd evenredig met het neerslagoverschot. De concentratie van de merkstof, of de indikking, kan, met een factor twee en soms zelfs een factor drie, variëren tussen jaren door variaties in het neerslagoverschot (zie Figuur 2).

Als tweede wordt bij elke tijdelijke bemonsteringsput de grondwaterstand, het weersdistrict en de bemonsteringsdatum genoteerd. Deze gegevens worden

gebruikt om uit de rekenresultaten de merkstofconcentratie te krijgen die bij het grondwatermonster hoort (Boumans et al. 2001).



Figuur 2 Bepaling neerlagoverschot index.

Op basis van tiendaagse neerslag- en verdampingsgegevens (bovenste plaatje) wordt met het simulatiemodel ONZAT de grondwateraanvulling (tweede plaatje) en grondwaterstand berekend (derde plaatje). De concentratie van de merkstof (onderste plaatje) wordt bepaald voor de bovenste meter op moment van meten.

Vervolgens worden de berekende merkstofconcentraties gemiddeld in overeenstemming met de samenstelling van het mengmonster. Dit geeft per mengmonster een bijbehorend neerslagoverschot-index.

Deze gemiddelde waarden zijn verder gemiddeld tot een gemiddelde per bedrijfstype en jaar (Tabel 5).

Tabel 5 Gemiddelde neerslagoverschot-index per bedrijfstype en jaar.

Jaar	Akkerbouw	Hokdier	Melkvee	Overig
1992	1,47	*	1,66	1,78
1993	1,58	*	1,58	1,50
1994	*	*	0,58	0,56
1995	0,49	*	0,62	0,68
1997	1,23	*	1,35	1,52
1998	1,67	1,82	1,78	1,70
1999	0,75	0,84	0,78	0,93
2000	0,94	0,88	0,93	0,94
2001	0,95	1,04	0,95	0,87
2002	0,75	0,95	0,87	0,91
2003	0,80	0,86	0,82	0,84
2004	1,24	1,32	1,32	1,20
2005	1,14	1,39	1,21	1,28
2006	1,19	1,32	1,20	1,21
2007	1,37	1,38	1,27	1,35
2008	0,89	0,98	0,93	0,95
2009	1,02	1,11	1,02	1,02

* Geen bedrijven bemonsterd.

2.4 Bodemdrainage en bodemtype

Via een overlay van het gedigitaliseerde bedrijfsoppervlak en de bodemkaart wordt per bedrijf de procentuele verdeling van ontwateringsklassen en bodemtype vastgesteld. Hiervoor zijn de gegeneraliseerde ontwateringsklassen en bodemkaart gebruikt (Van Drecht en Scheper, 1998). Deze kaarten zijn gebaseerd op De Vries en Denneboom (1992), zij beschrijven ontwateringsklassen (Gt) van een 1:50.000 bodemkaart. Daarna is het percentage bedrijfsoppervlak niet-natte gronden vastgesteld. Dit zijn gronden met de volgende ontwateringsklassen (Gt); V, V*, VI, VII, VII* en VIII (zie Tabel 6). Overeenkomstig is het percentage venige gronden vastgesteld als de som van het percentage moerige gronden en veengronden (zie Tabel 7).

Tabel 6 Gemiddeld percentage niet-natte gronden (gronden met Gt V of hoger) per bedrijfstype en jaar.

Jaar	Akkerbouw	Hokdier	Melkvee	Overig
1992	65	*	60	54
1993	65	*	60	49
1994	*	*	58	52
1995	66	*	56	59
1997	49	*	64	55
1998	55	62	53	72
1999	32	74	60	75
2000	59	67	56	71
2001	71	72	49	48
2002	54	75	60	64
2003	61	43	54	69
2004	75	63	52	55
2005	49	79	56	55
2006	66	61	57	53
2007	64	60	56	53
2008	64	67	56	51
2009	67	66	57	50

* Geen bedrijven bemonsterd.

Tabel 7 Gemiddeld percentage venige gronden (moerige gronden en veengronden) per bedrijfstype en jaar.

Jaar	Akkerbouw	Hokdier	Melkvee	Overig
1992	69	*	13	11
1993	70	*	12	16
1994	*	*	18	17
1995	70	*	13	15
1997	68	*	14	7
1998	67	25	22	18
1999	65	8	13	2
2000	40	13	12	4
2001	38	2	23	33
2002	49	4	13	16
2003	47	12	17	10
2004	36	5	22	28
2005	56	10	19	15
2006	43	1	18	12
2007	51	8	21	19
2008	47	7	21	20
2009	43	7	20	19

* Geen bedrijven bemonsterd.

2.5 Indexering van nitraatconcentraties

De REML-procedure van Genstat (13th edition; <http://www.genstat.co.uk/>) is gebruikt om per jaar en bedrijfstype een geïndexeerde gemiddelde nitraatconcentratie te schatten. De geïndexeerde nitraatconcentratie is per jaar en bedrijfstype geschat met gemiddelde waarden voor de bekende, niet aan het mestbeleid gerelateerde, invloeden. Hierdoor zijn de verschillen in geïndexeerde nitraatconcentraties, tussen jaren, aan mestbeleid toe te schrijven. Bedrijfstype en jaar en de bekende natuurlijke invloeden zijn gemodelleerd als zogenaamde 'fixed effects' en de jaarlijkse samenstelling van bemonsterde bedrijven als 'random effect'. Een verhandeling over fixed en random effects kan in standaard statistische handboeken over variantie-analyse worden gevonden, zie bijvoorbeeld Kleinbaum et al. (1988). Het schatten met dit soort modellen wordt behandeld door Welham et al. (2004). Er zijn twee modellen voor de zandregio gemaakt, model A en B, en twee aparte modellen voor melkvee- en akkerbouwbedrijven in de zandregio.

2.5.1 Model A

Model A laat toe dat de gemiddelde nitraatconcentratie van elk bedrijfstype elk jaar, autonoom, van de andere bedrijfstypen kan veranderen. Het effect van de bekende natuurlijke invloeden is apart per bedrijfstype gemodelleerd. Bijvoorbeeld, bij akkerbouw kan een groter neerslagoverschot een verhogend effect hebben op de nitraatconcentratie en bij melkvee een verlagend effect.

Er is onderzocht of de bekende natuurlijke invloeden ook apart per bedrijf als random effect gemodelleerd moesten worden, maar hiervoor is geen reden gevonden.

FIXED =

**bedrijfstype × jaar + bedrijfstype / (bodemtype +
bodemdrenage × neerslagoverschot + neerslagoverschot +
grondwaterstand)**

Waarbij:

bedrijfstype	akkerbouw, melkvee, hokdier en overige diercombinaties;
bodemdrenage	percentage bedrijfsoppervlakte Gt V+Gt V* + Gt VI+ Gt VII+ Gt VII*+ GtVIII (zie paragraaf 2.4);
bodemtype	percentage bedrijfsoppervlakte veen + moerige gronden (zie paragraaf 2.4);
neerslagoverschot	neerslagoverschot-index (zie paragraaf 2.3);
grondwaterstand	gemiddelde van grondwaterstanden die tijdens de bemonstering zijn gemeten.

2.5.2 Model B

Voor hokdierbedrijven zijn geen metingen beschikbaar voor de periode 1992-1997 en voor akkerbouw ontbreekt een waarde in 1994. Ook voor andere jaren zijn er per bedrijfstype soms weinig metingen beschikbaar (zie Tabel 1). Om voor elk jaar een geïndexeerde concentratie te schatten, moesten daarom op een andere manier de ontbrekende concentraties waarden worden geschat alvorens deze jaarlijkse waarden over de bedrijfstypen gewogen gemiddeld konden worden. Om de ontbrekende waarden te schatten is verondersteld dat voor alle bedrijfstypen in elk jaar eenzelfde verandering van de nitraatconcentratie heeft plaatsvonden, maar dat de gemiddelde

nitraatconcentratie tussen de bedrijfstypen verschilt. Hierdoor kunnen ontbrekende waarden geschat worden. Dit is gedaan met de volgende modelformulering:

FIXED =

Bedrijfstype + jaar + bedrijfstype / (bodemtype + bodemdrainage × neerslagoverschot + neerslagoverschot + grondwaterstand)

Model B modelleert voor elk bedrijfstype elk jaar dezelfde verandering van de nitraatconcentratie.

2.5.3 *Model AB*

Voor Figuur 3 zijn de ontbrekende waarden van model A geschat met model B. Dit wordt model AB genoemd. Vervolgens zijn jaarlijkse gecorrigeerde nitraatconcentraties die met het model AB zijn geschat, gewogen gemiddeld met de bedrijfstype-arealen van Tabel 4.

2.5.4 *Modellen per bedrijfstype*

Voor Figuur 4 en Figuur 5 zijn apart modellen per bedrijfstype gemaakt, namelijk:

FIXED =

Jaar + bodemtype + bodemdrainage × neerslagoverschot + neerslagoverschot + grondwaterstand

De manier waarop de bekende natuurlijke invloeden in het statistische model zijn verwerkt, is subjectief. Er is naar gestreefd om hun significantie zo groot mogelijk te maken of om zo goed mogelijk de beleidseffecten eruit te filteren. Tevens is geprobeerd om de systematische afwijkingen van de residuen zo klein mogelijk te maken.

De gebruikte modelformulering wordt bediscussieerd in hoofdstuk 4.

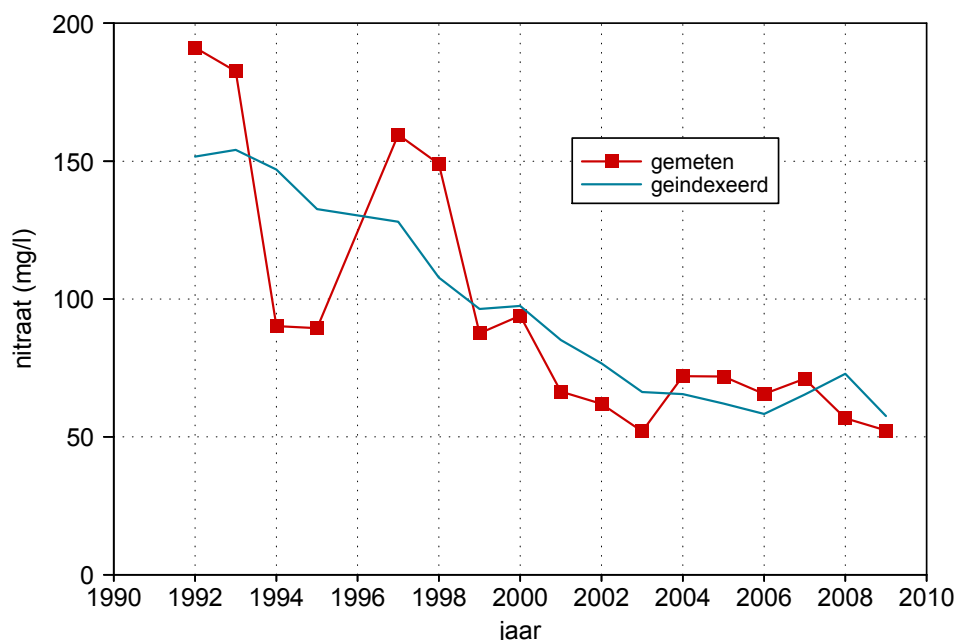
De geïndexeerde nitraatconcentraties per bedrijfstype en jaar worden per jaar gewogen gemiddeld met het bedrijfstype-areaal (zie Tabel 4) om een jaarlijkse, gemiddelde, geïndexeerde nitraatconcentratie voor de zandregio vast te stellen.

3 Resultaat

Het verloop van de gemiddelde gemeten nitraatconcentratie in de zandregio is grillig gedurende de periode 1992-1999 (zie Figuur 3). Er zijn geen metingen van 1996. De weergegeven nitraatconcentratie is het bedrijfstype- en areaalgewogen gemiddelde van gemeten bedrijfsgemiddelden per jaar voor de gehele zandregio. De trend in de gemiddelde gemeten nitraatconcentraties is een schatting voor het verloop in de tijd van de gemiddelde nitraatconcentratie in de zandregio.

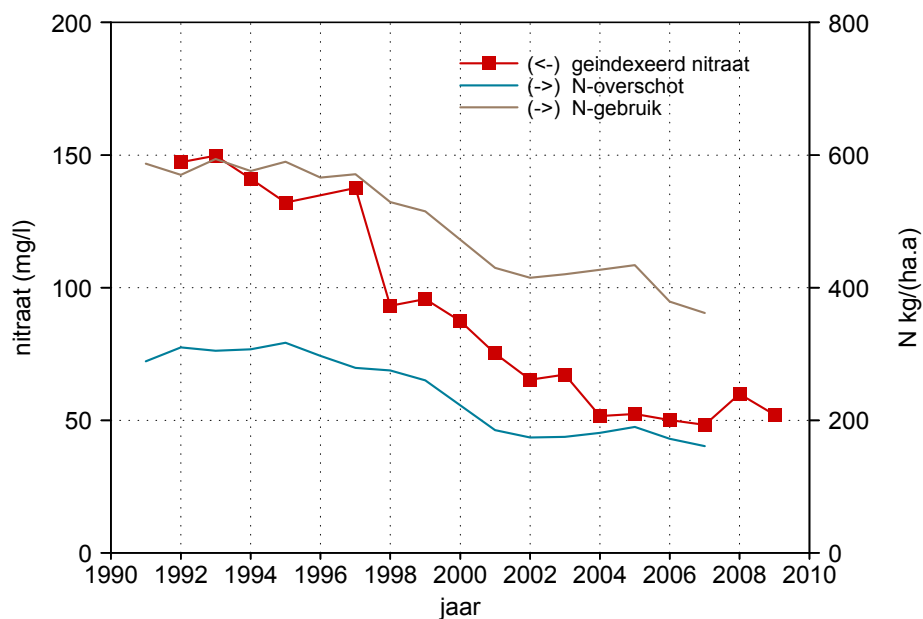
De geïndexeerde nitraatconcentraties (GNC) voor de zandregio hebben een minder grillig verloop. Dit zijn gemiddelde nitraatconcentraties waar, bij de berekening, rekening is gehouden met het neerslagoverschot, het areaal natte gronden en het areaal venige gronden en het areaal dat in gebruik is bij de verschillende bedrijfstypen in de zandregio (zie paragraaf 2.4). De trend in GNC is een schatting voor het verloop in de tijd van de gemiddelde nitraatconcentratie in de zandregio die het gevolg is van het mestbeleid.

Zowel de gemeten nitraatconcentraties als de GNC laten een daling in de tijd zien. De GNC is tussen 1992 en 2009 meer dan gehalveerd, van 150 tot 60 mg/l. De afname van de gemeten nitraatconcentraties is nog groter. Ook Ferreira (2010) concludeert op basis van dezelfde cijfers, maar met een andere analysetechniek, dat de nitraatconcentraties zijn afgenomen door beleidsmaatregelen.



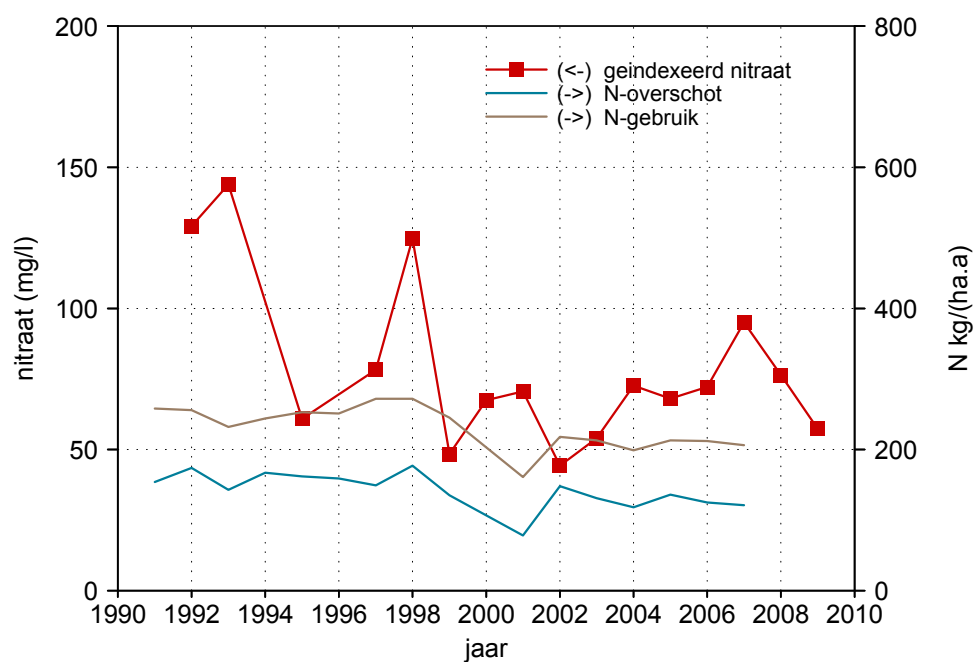
Figuur 3 Trend in de gewogen gemeten en geïndexeerde nitraatconcentraties (GNC) in de bovenste meter van het grondwater onder landbouwbedrijven in de zandregio.

De GNC voor de melkveehouderij in de zandregio daalt gedurende de periode 1992-2009 (zie Figuur 4). Het geschatte N-overschot op de bodembalans en het N-gebruik door melkveebedrijven in de zandregio nemen sinds 1995 af door het mestbeleid. Het N-gebruik neemt meer af dan het N-overschot. De GNC's lijken in de periode 1992-1997 hoger ten opzichte van de N-overschotlijn dan na 1997. In de periode 1998-2004 dalen de GNC's ten opzichte van de overschotlijn. In de periode 2004-2008 zijn de GNC's weer stabiel ten opzichte van de N-overschotlijn. De uitspoelfractie van het N-overschot is dus minder geworden na 1998. In de periode 1992-1995 lijkt de daling van de GNC iets eerder op te treden dan de daling van de N-overschotlijn.



Figuur 4 Trend in de geïndexeerde nitraatconcentraties (linkeras) en geschat N-gebruik (kunstmest en dierlijke mest) en N-overschot bij melkveebedrijven (rechteras) in de zandregio.

Het verloop van de GNC bij akkerbouw in de zandregio is grilliger dan bij melkvee (zie Figuur 5). De daling van het N-overschot en van de GNC is bij akkerbouw minder duidelijk dan bij melkvee. Het N-overschot in de periode voor 2001 is iets hoger dan gedurende de periode na 2001. De GNC is in de periode voor 2002 hoger dan in de periode na 2002. Het deel van het overschot dat als nitraat uitspoelt, is bij akkerbouw gemiddeld groter dan bij melkvee. Bij akkerbouw is de uitspoelfractie van het N-overschot, na 1998 mogelijk ook wat lager dan voor 1998.



Figuur 5 Trend in de geïndexeerde nitraatconcentraties en N-gebruik (kunstmest en dierlijke mest) en N-overschot bij akkerbouwbedrijven in de zandregio.

4 Discussie

4.1 Plausibiliteit beleidseffecten

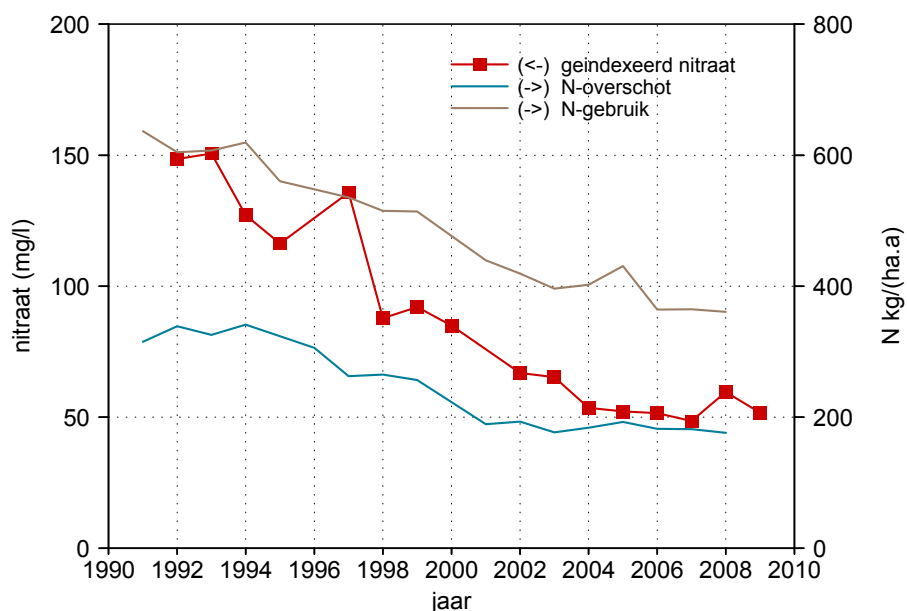
4.1.1 *Weerseffecten in de zandregio*

De oorzaak voor het grillige verloop van de gemeten nitraatconcentraties in de zandregio (zie Figuur 3), vooral in de beginperiode, hangt waarschijnlijk niet samen met het N-gebruik. Het N-gebruik varieert namelijk veel minder dan de nitraatconcentratie. De oorzaak moet worden gezocht in natuurlijke invloeden. Met een statistische methode (zie paragraaf 2.5) zijn jaarlijks GNC's berekend voor de zandregio. GNC's zijn schattingen van de gemiddelde nitraatconcentraties voor het geval dat de effecten van de bekende natuurlijke invloeden (neerslagoverschot, drainage en bodemtype), de samenstelling van de groep van bemonsterde bedrijven en de arealen per bedrijfstype niet verschillen tussen de jaren. In 1994 en 1995 wijkt het gemeten gemiddelde duidelijk af van de GNC (zie Figuur 3). In 1993 viel, na een aantal droge jaren, veel neerslag wat tot gevolg had dat het uitspoelende nitraat meer verdunde en/of denitrificeerde. De gemeten nitraatconcentratie in het grondwater in 1994 en 1995 halveerde zonder dat er aanwijzingen waren dat het N-gebruik was verminderd. Om het effect van het mestbeleid zichtbaar te maken, moet er een duidelijke samenhang zijn tussen het N-gebruik of N-overschot en de GNC, eventueel met een vertraging van een tot enkele jaren. De onderstaande bespreking is beperkt tot de melkveebedrijven waar het N-gebruik duidelijk daalt (zie Figuur 4). Bij akkerbouw is geen duidelijke daling te zien (zie Figuur 5). Voor hokdier- en overige bedrijven is geen betrouwbaar N-gebruik en N-overschot te berekenen vanwege de grote aan- en afvoer van nutriënten.

4.1.2 *N-overschot, N-gebruik en N-uitspoeling bij melkveebedrijven*

Bemonsterde bedrijven waarvan N-overschot en N-gebruik bekend zijn

In de periode, 1992-1998 is de GNC ten opzichte van het N-overschot groter dan in de periode na 1998 (zie Figuur 4). Dit betekent dat de uitspoelfractie, het deel van het overschot dat is uitgespoeld, is afgenomen. Voor de nitraatconcentraties in Figuur 4 is gebruikgemaakt van de gegevens van alle bemonsterde melkveebedrijven, waarvan voor sommige geen N-overschot of N-gebruik bekend is. Het N-gebruik en N-overschot voor melkveebedrijven in Figuur 4 is geschat met de gegevens van alle bedrijven die in het BIN zitten en die niet alle bemonsterd zijn. Als we alleen kijken naar de bedrijven met zowel gegevens uit het BIN als gegevens over waterkwaliteit (zie Figuur 6), dan wordt bevestigd dat de fractie van het N-overschot dat uitspoelt voor 1998 hoger is dan na 1998. Het N-gebruik neemt meer af in de tijd dan het N-overschot op de bodembalans (zie Figuur 6 en Tabel 3).



Figuur 6 Trend in de geïndexeerde nitraatconcentraties, N-overschotten en N-gebruik bij LMM-melkveebedrijven in de zandregio.

Modellering van nitraat zonder N-overschot of N-gebruik

Het N-gebruik en het N-overschot zijn goede indicatoren voor het mestbeleid en hangen samen met de nitraatuitspoeling. Beide worden niet gebruikt in het statistische model om GNC's te berekenen. Ook het bedrijfsmanagement (percentage gras, percentage maaien, percentage dierlijk-N) binnen een bedrijfstype is niet in het model opgenomen. Hiermee verschilt deze aanpak met opschalingstechnieken, zoals besproken in paragraaf 1.4. Met een statistische interpolatiemethode kan in principe ook rekening worden gehouden met het effect van het N-gebruik op de nitraatconcentratie in het grondwater.

Het N-overschot of N-gebruik zijn niet opgenomen in het model omdat het niet realistisch is om te veronderstellen dat er een simpele lineaire relatie is tussen het gemeten N-gebruik of N-overschot in het ene jaar en de nitraatconcentratie in het volgende jaar. Zelfs als we compenseren voor natuurlijke- en bedrijfsmanagementinvloeden, zal er geen sprake zijn van een simpele lineaire relatie (zie tekstblok met toelichting). Overigens is het N-gebruik en N-overschot van hokdierbedrijven en overige bedrijfstypen onvoldoende nauwkeurig te berekenen, zodat het ook niet mogelijk is om voor de hele zandregio een gemiddelde nitraatconcentratie te schatten met een dergelijk model.

Toelichting problemen modellering relatie N-gebruik en nitraat

Het is niet realistisch om te veronderstellen dat er een simpele lineaire relatie is tussen de bekende invloeden, zoals de neerslagoverschot-index en de gemeten nitraatconcentratie. Het model wordt gebruikt om alle niet aan het mestbeleid gerelateerde invloeden op verschillen in nitraatconcentraties tussen jaren weg te filteren. Dat is iets anders dan dat het model gebruikt wordt om een lineaire relatie tussen de neerslagoverschot-index en de nitraatconcentratie te kalibreren.

Een extreem voorbeeld van een fout model voor het effect van het N-gebruik op de nitraatconcentratie is het volgende. Stel dat op bedrijven eens in de drie jaar een grotere hoeveelheid mest wordt opgebracht en dat dit drie jaar later leidt tot een hogere nitraatconcentratie in het bovenste grondwater. Indien we in het model het N-gebruik relateren aan de (lagere) nitraatconcentratie van het direct daarop volgende jaar, dan wordt gefit dat de nitraatconcentratie afneemt met het N-gebruik in plaats van toeneemt.

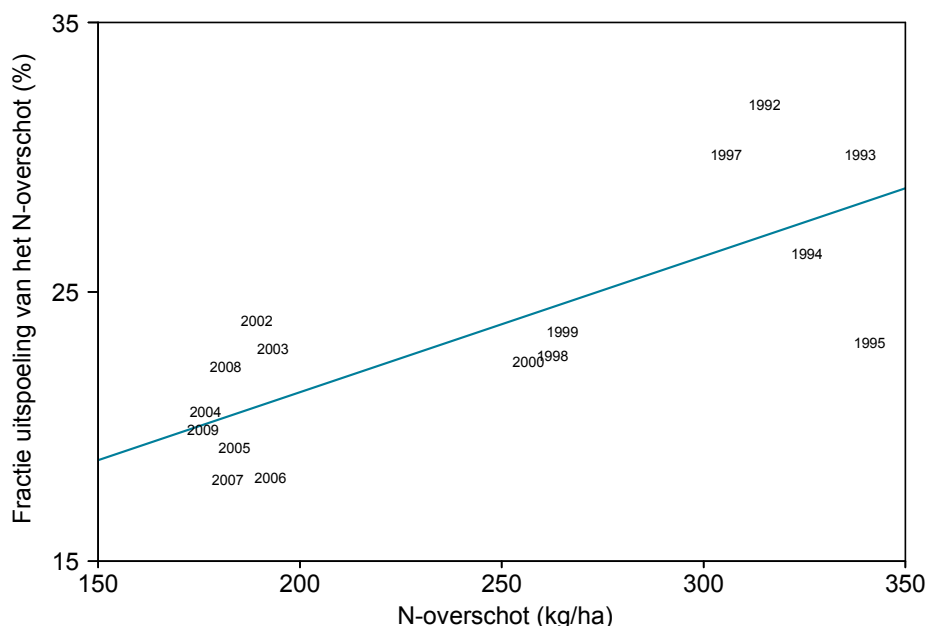
De neerslagoverschot-index is met een deterministisch model berekend. Het geeft een indicatie van de mate van verdunning van het uitspoelende nitraat. Het is ook mogelijk dat door meer neerslag ook meer denitrificeert en of meer N in de bodem accumuleert. De regressiecoëfficiënt van de neerslagoverschot-index mag daarom niet geïnterpreteerd als een model voor de invloed van verdunning op de nitraatconcentratie in het grondwater. Hoewel de processen in het statistische model 'fout' kunnen zijn gemodelleerd, worden de nitraatconcentraties toch goed geschat. Daarom kunnen model A en model B de kwalitatieve variabele 'jaar' bevatten in plaats van variabelen voor N-gebruik of N-overschot en bedrijfsmanagement.

Afname van de uitspoelfractie van het N-overschot en N-gebruik

Voor het berekenen van uitspoelfracties van het N-overschot wordt wél de relatie tussen N-overschot en nitraatuitspoeling met een regressievergelijking gemodelleerd (Fraters et al. 2007). De uitspoelfracties zijn nodig om de milieukundige N-gebruiksnormen af te leiden (Schröder et al. 2003). Voor het berekenen van de uitspoelfracties zijn de jaarlijkse N-overschotten gemiddeld over de bedrijven. Er wordt dan verondersteld dat door het middelen de afwijkingen per bedrijf tegen elkaar wegvallen. Ook wordt verondersteld dat het jaarlijkse gemiddelde N-overschot van een grote groep bedrijven slechts geleidelijk verandert in de tijd. De situatie die in het bovenstaande tekstblok is toegelicht is dan niet aan de orde. Het verschijnsel dat door middeling de verwachte relaties met het N-gebruik of N-overschot wél kunnen worden aangetoond, wordt ook door anderen genoemd (Buckzo et al. 2010).

Om de getoonde trends in nitraatuitspoeling, het N-overschot en N-gebruik aannemelijk te maken, is dezelfde methode toegepast als om uitspoelfracties te berekenen. De jaarlijkse GNC van de melkveebedrijven (zie Figuur 6) is omgerekend tot een geïndexeerde hoeveelheid N-uitspoeling per ha door de GNC (uitgedrukt in N) te vermenigvuldigen met een gemiddeld

neerslagoverschot van 300 mm. Vervolgens is de fractie N-uitspoeling van het N-overschot en N-gebruik berekend door de N-uitspoeling te delen door het N-overschot of N-gebruik van het voorafgaande jaar. Daarna is een regressieanalyse uitgevoerd met als verklarende variabele het N-overschot en als afhankelijke het percentage N-uitspoeling (zie Figuur 7). Het jaar in Figuur 7 heeft betrekking op het jaar waarin de uitspoeling is gemeten en niet op het voorafgaande jaar waarvan het N-gebruik en N-overschot zijn vastgesteld.

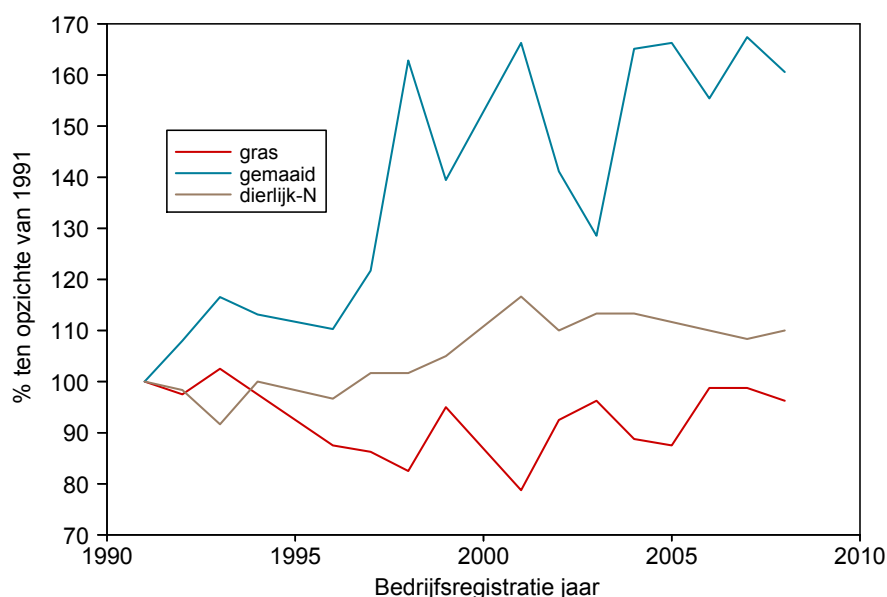


Figuur 7 Uitspoelfractie (in procenten) van het N-overschot naar de bovenste meter van het grondwater bij de LMM-melkveebedrijven in de zandregio. Uitspoelfracties zijn berekend op basis van de geïndexeerde nitraatconcentratie. Het bijbehorende N-overschot is uit het voorafgaande jaar. Het jaarnummer in de figuur is het jaar van de bemonstering van het grondwater.

Fractie N-uitspoeling van het N-overschot

De fractie van het N-overschot dat uitspoelt (uitgedrukt in procenten) stijgt significant met 5%-punten per 100 kg toename van het N-overschot ($se = 1,1$; $t = 4,57$; $P < 0.001$). Er is niet alleen een relatie tussen het N-overschot en de uitspoelfractie, maar ook tussen de uitspoelfractie en het N-overschot enerzijds en het jaar anderzijds. Lage N-overschotten en uitspoelfracties komen voor in de periode 2002-2009 en hoge waarden van beide komen voor in de periode 1992-1994. Daarnaast kan worden opgemerkt dat de uitspoelfracties systematisch dalen ten opzichte van de regressielijn in de periodes 1992-1995 en 2002-2006. De daling van de uitspoelfracties bij de melkveebedrijven tussen 1992 en 2009 kan verschillende oorzaken hebben. De daling zou kunnen samenhangen met het vervangen van maïs door gras op melkveebedrijven om zo te kunnen voldoen aan de voorwaarden voor derogatie; om vanaf 2006 een derogatie te kunnen krijgen moest een bedrijf minimaal 70% van het areaal onder gras hebben. Grasland heeft een lagere uitspoelfractie dan bouwland; een toename van het grasland op melkveebedrijven zou betekenen dat de gemiddelde uitspoelfractie daalt. Een toename van het aandeel grasland kan niet worden bevestigd met de gegevens over het tijdsverloop van het aandeel gras van de melkveebedrijven (zie Figuur 8). Een andere oorzaak van de daling van de uitspoelfractie zou een toename van het aandeel dierlijke mest N in het totale N-gebruik kunnen zijn (meer denitrificatie). Het aandeel dierlijke mest N is wat

toegenomen, maar dit lijkt te gering om de afname van de uitspoelfractie te kunnen verklaren. De derde oorzaak van de daling van de uitspoelfractie zou een afname van de beweiding kunnen zijn (minder verliezen). Zoals gezegd is de boekhouding van de beweiding complex en is daarom het genoteerde maaipcentage als maat voor (minder) beweiding gekozen. Het maaipcentage is wel duidelijk toegenomen in de periode 1991-2008 (zie Figuur 8). De toename van het maaipcentage, welke grotendeels samenhangt met een afname van de beweiding, is een aannemelijke verklaring voor de afname van de uitspoelfractie van het N-overschot (Verloop et al. 2006; Schröder et al. 2007a).



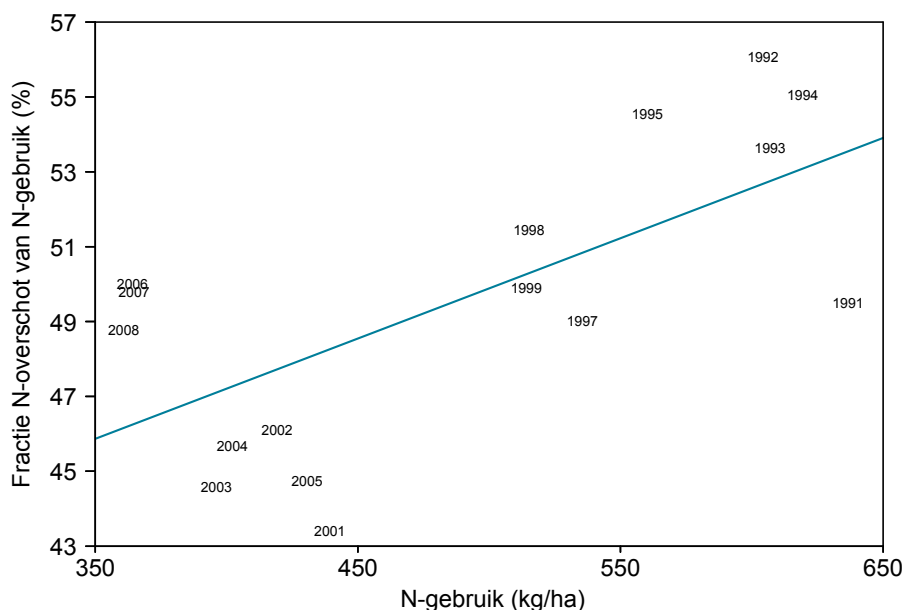
Figuur 8 Ontwikkeling van het areaal grasland, maaipcentage en aandeel dierlijk N in het N-gebruik ten opzichte van 1991.

Jaar in figuur is het jaar van de bedrijfsregistratie.

Fractie N-overschot van het N-gebruik

De plausibiliteit van de afname van de nitraatuitspoeling door beleidsmaatregelen wordt verder onderzocht door te kijken naar de samenhang tussen het N-gebruik en het N-overschot op de LMM-melkveebedrijven (zie Figuur 9). In het algemeen wordt van melkveebedrijven verwacht dat het N-overschot de helft of meer is van het N-gebruik (Cuttle en Jarvis, 2005). We verwachten dat de fractie N-overschot van het N-gebruik kleiner is naarmate het N-gebruik lager is of dat deze verhouding in ieder geval niet toeneemt (Ten Berge, 2002). Dit wordt min of meer bevestigd door de resultaten uit de periode 1991-2008. De fractie N-overschot van het N-gebruik, uitgedrukt als percentage, neemt significant af met 2,7% per 100 kg afname van het N-gebruik ($se = 0,79$; $t = 3,40$). Hierdoor daalt de fractie N-overschot tot onder de 50%.

Het is opvallend dat voor de jaren 1991 en 2001, waar de uitspoelfractie groter is (in Figuur 7; bemonsteringsjaar 1992 en 2002), de fractie N-overschot van het N-gebruik tevens (extreem) lager is (zie Figuur 9; bedrijfsjaar 1991 en 2001). Dit doet vermoeden dat de uitspoeling beter samenhangt met het N-gebruik dan met het N-overschot.



Figuur 9 Fractie N-overschot van het N-gebruik (in kg/ha) voor LMM-melkveebedrijven in de zandregio.

Jaar in figuur is het jaar van de bedrijfsregistratie dat voorafgaat aan het jaar van meting.

Fractie N-uitspoeling van het N-gebruik

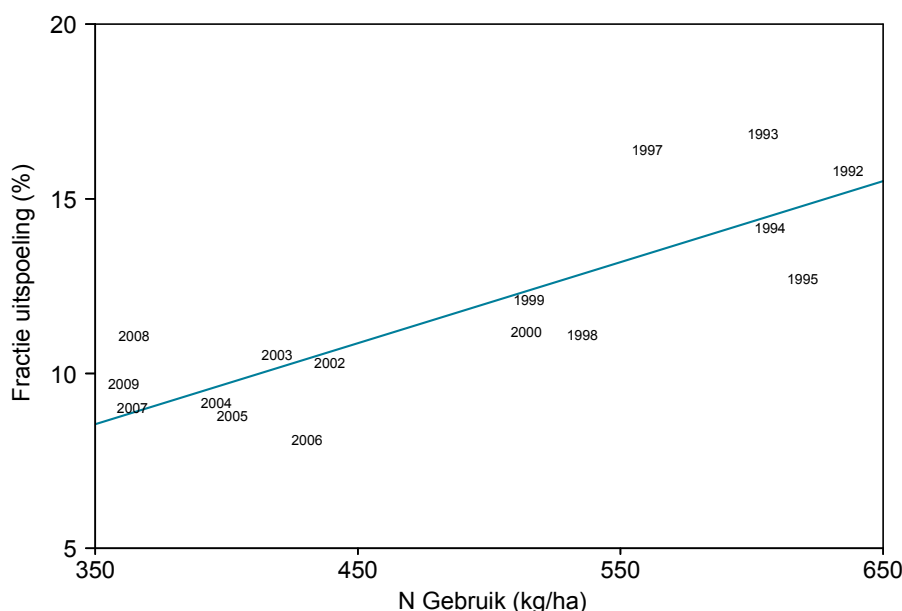
De uitspoelfractie van het N-gebruik neemt significant af met 2,3% bij een afname van het N-gebruik met 100 kg/ha (se = 0,4; t = 5,5) (zie Figuur 10). De relatie tussen de uitspoelfractie en het N-gebruik is duidelijker dan tussen de uitspoelfractie en het N-overschot (t = 4,6). Bovendien is de spreiding van de jaargemiddelde waarden van de uitspoelfracties om de regressielijn zichtbaar homogener en is er geen systematische afname meer van de uitspoelfracties gedurende 1992-1995 en 2002-2006. Het N-gebruik kan daarom beter worden gebruikt om het geïndexeerde nitraat te schatten dan het N-overschot. Dit is vreemd. Theoretisch is het N-overschot meer bepalend voor de N-uitspoeling dan het N-gebruik. In veldproeven vindt men ook de beste relatie met het N-overschot, vooral met dat deel van het N-overschot dat beschikbaar was voor plantopname (Schröder et al. 2010).

Onverklaarde punten in relaties N-overschot, N-gebruik en N-uitspoeling

In het voorgaande is betoogd dat de afname van de uitspoelfractie van het N-overschot waarschijnlijk samenhangt met de afname van de beweiding. Naast de duidelijke afname van de uitspoelfractie van het N-overschot in de periode 1992-2009, zijn er nog twee onverklaarde zaken genoemd die minder duidelijk opvallen. Hiervoor wordt ook een verklaring gezocht.

Ten eerste is het vreemd dat de uitspoelfractie beter samenhangt met het N-gebruik dan met het N-overschot (vergelijk Figuur 7 met Figuur 10). De GNC wordt in Figuur 7 gerelateerd aan het N-overschot van het voorafgaande bedrijfsregistratiejaar. Maar in werkelijkheid zal het samenhangen met een gewogen gemiddelde van de N-overschotten van de voorafgaande jaren, waarbij de gewichten onbekend zijn en per jaar verschillen. Doordat het N-gebruik geleidelijker daalt dan het N-overschot, correleert het tijdsverloop van het N-gebruik mogelijk beter met dit onbekende gewogen gemiddelde van de N-

overschotten dan het N-overschot zelf. Hierdoor kan het N-gebruik de nitraatuitspoeling beter verklaren.



Figuur 10 Fractie uitspoeling van het N-gebruik door LMM-melkveebedrijven in de zandregio.

Ten tweede kan men uit Figuur 4 en Figuur 6 afleiden dat de daling van de nitraatconcentratie vooruitloopt op de daling van het N-overschot in de periode 1992-1995. Dit komt ook tot uiting in de afname van de uitspoelfractie in deze periode (zie Figuur 7). Een dergelijke afname van de uitspoelfracties doet zich ook voor in de periode 2002-2006. De perioden 1992-1995 en 2002-2006 hebben gemeen dat het N-overschot stabiel is maar dat ze zijn voorafgegaan door een periode van afnemende N-overschotten. De afname van de uitspoelfractie van het N-overschot in de perioden 1992-1995 en 2002-2006, direct na een periode van dalende N-overschotten, kan het gevolg zijn van de aanname dat het effect van het N-overschot alleen merkbaar is in het daarop volgende jaar terwijl er nog effecten zijn van het N-overschot van meer dan een jaar geleden.

4.1.3 *Mogelijke invloeden op de nitraatconcentratie die niet zijn gebruikt bij de indexering*

Niet alle mogelijk natuurlijke invloeden op de nitraatconcentratie zijn meegenomen in de modellering en berekening van de GNC. De niet meegenomen maar mogelijke invloeden, zoals toenemende temperatuur, kooldioxideconcentratie in de atmosfeer en de hoeveelheid zomerneerslag (zie pagina 12), kunnen een deel van de daling van de GNC of van de uitspoelingfractie hebben veroorzaakt. Als dat zo is dan wordt de daling van GNC's onterecht in zijn geheel toegeschreven aan beleidseffecten. Hieronder wordt voor vier mogelijke invloeden nagegaan in hoeverre dit het geval kan zijn.

Toename N-opname door het gewas door klimaatverandering

De indexering houdt rekening met de bekende milieufactoren die de nitraatconcentratie beïnvloeden en met de jaarlijks wisselende samenstelling van de groep van bemonsterde bedrijven. De geconstateerde daling van de GNC

kan gedeeltelijk zijn veroorzaakt door de mogelijke (ongemodelleerde) invloeden die de N-opname door het gewas hebben doen toenemen. Bij de berekening van het overschot wordt hiervoor in principe al gecompenseerd. De oogst verschilt ook van jaar tot jaar door wisselende weersomstandigheden. Volgens Zwart et al. (2008) is de N-opname in de periode 2000-2002 17% lager geweest dan in de periode 1992-1994. Het is bovendien aannemelijk dat de N-opname door het gewas zal dalen als het N-gebruik lager wordt. Dat een toename van de N-opname door het gewas de GNC's extra laat dalen, is dus onwaarschijnlijk. Een verhoogde N-opname door het gewas zal het N-overschot laten dalen, daarom is het belangrijk om te laten zien dat ook het N-gebruik is afgenomen.

Toename organische stofgehalte van de bodem; N-bodem accumulatie

De daling van de GNC kan gedeeltelijk zijn veroorzaakt door een toenemende netto accumulatie van stikstof in de bodem. De hoeveelheid N in de bodem is zo groot in verhouding met de hoeveelheid die uitspoelt, dat relevante veranderingen in de N-bodemvoorraad niet nauwkeurig genoeg kunnen worden gemeten (Kroeze et al. 2003). Er zijn geen indicaties dat de N in zandige bodems accumuleert (Kroeze et al. 2003). Volgens Schröder et al. (2007b) is er bij dalgronden juist een netto N-mineralisatie van 20 kg/ha. Voor grasland op veen, een klein oppervlak in de zandregio, is de netto mineralisatie 160 kg/ha. Deterministische en empirische modellen, die voor opschaling worden gebruikt, kunnen wél accumulatie en mineralisatie modelleren om het effect van het mestbeleid zichtbaar te maken (Grant et al. 2006; Hoffman et al. 2000; Wolf et al. 2003). De afname van de nitraatconcentratie, die deterministische en empirische modellen op basis van een massabalans voor Denemarken berekenen, is in overeenstemming met metingen. Maar onafhankelijk onderzoek heeft aangetoond dat de massabalans geen rekening houdt met 5-18% van het N-overschot. Dit is een indicatie dat sommige verliesposten zijn onderschat (Grant et al. 2006). Heidmann en Søgaard (2002) hebben onderzocht of N-accumulatie in de bodem de oorzaak is, maar dit kon niet worden bevestigd. Een daling van het N-gebruik zal waarschijnlijk, bij het nieuwe evenwicht, leiden tot een lagere hoeveelheid N in de bodem. Een toenemende accumulatie van N in de bodem is daarom geen waarschijnlijke oorzaak. Omdat een toename van de bodem-N bij een daling van het N-gebruik onwaarschijnlijk werd geacht, is de hoeveelheid bodem-N niet gemonitord. Er zijn wel aanwijzingen dat het organische stofgehalte in bodems met een laag organische stofgehalte, toeneemt en afneemt in bodems met een hoog organische stofgehalte, gedurende de periode 1984-2004 (Reijneveld et al. 2009).

Ammoniakvervluchtiging

Behalve dat het N-gebruik is gedaald, zijn ook maatregelen genomen om de ammoniakvervluchtiging tegen te gaan. Een afname van de vervluchtiging zal ertoe leiden dat meer nitraat uitspoelt uit landbouwgronden, als met deze stikstof geen rekening wordt gehouden bij de bemesting (toename van het overschot). Door afname van de ammoniakvervluchtiging zal minder nitraat uitspoelen in aangrenzende natuurterreinen. Er wordt inderdaad een afname van de nitraatuitspoeling in natuurterreinen gevonden (PBL, 2010). Afname van de ammoniakvervluchtiging kan geen oorzaak zijn voor een afname van uitspoeling en is daarom niet in het statistisch model opgenomen. Indien ook geïndexeerd wordt voor ammoniakvervluchtiging dan zou de GNC extra zijn gedaald. Bij de berekening van het N-overschot is rekening gehouden met vervluchtiging en depositie.

Klimaatverandering

Toenemende temperaturen en intensievere regenval zouden de fractie denitrificatie van het uitspoelende nitraat hebben kunnen doen toenemen. In dat geval zal de uitspoelfractie van het N-overschot dalen en daardoor zal ook de GNC extra dalen. Er zijn echter geen bevestigingen in de literatuur gevonden. Het is wel opvallend dat er bij akkerbouw ook indicaties zijn, maar minder duidelijk, voor een afname van de uitspoelfractie na 1998. De afname van de uitspoelfractie kan dus mogelijk deels door een klimaatverandering zijn veroorzaakt.

Resumé

Er zijn geen redenen gevonden om te veronderstellen dat de GNC deels is gedaald door andere oorzaken dan door een afname van het N-overschot en het N-gebruik (beleidseffect). Omdat de uitspoelfractie van het N-overschot ook is gedaald terwijl het maaipercantage is toegenomen, is het aannemelijk dat de nitraatconcentraties extra zijn gedaald door minder te beweiden.

4.2 REML-methode om te indexeren

4.2.1 Berekende versus geschatte gemiddelden

In het voorgaande is de relatie tussen de afname van de GNC en de afname van het N-overschot en N-gebruik bediscussieerd. Nu wordt de REML-methode, waarmee de GNC's zijn geschat, bediscussieerd. De REML-methode is gebruikt als een 'black box tool'. Het is belangrijk om vertrouwen te krijgen in het resultaat. Daarom wordt hieronder het model A (zie paragraaf 2.5) stapsgewijs opgebouwd en worden de tussenresultaten onderzocht.

Allereerst is onderzocht of de REML-methode de eenvoudige berekening van de jaarlijkse bedrijfstype-gemiddelden van nitraat kan reproduceren. Met het REML-model wordt, conform de eenvoudige berekening, voor elke combinatie van bedrijfstype en bemonsteringsjaar de gemiddelde nitraatconcentratie geschat. Het model dat gemiddelde nitraatconcentraties schat, per bedrijfstype en jaar, met twee of meer nitraatconcentraties per bedrijf en jaar, luidt:

FIXED = bedrijfstype*jaar
RANDOM = bedrijf

Om de berekende gemiddelden te reproduceren mag het model er geen rekening mee houden dat eenzelfde bedrijf gedurende meerdere jaren is bemonsterd. Daarom zijn aan bedrijven, die meerdere jaren zijn bemonsterd, aparte identiteitsnummers per jaar toegekend. We noemen dit 'ongepaard'.

De gewoon berekende gemiddelden (zie ook Tabel 2) en de schattingen van dit model staan in Tabel 8.

Er is geen relevant verschil tussen de REML-geschatte en normaal berekende bedrijfstype-gemiddelden. Het valt wel op dat voor het jaar 2000 voor alle bedrijfstypen er verschillen zijn tussen berekende en REML-geschatte gemiddelden. Bij hokdierbedrijven is er een overschatting en bij de andere bedrijfstypen een onderschatting. Bij het schatten wordt verondersteld dat de ruis (verdeling van de residuen) overal, bij alle bedrijfstypen en jaren, hetzelfde is. De gemiddelde grootte van de residuen neemt echter af als de gemiddelde nitraatconcentratie afneemt. Indien voor elk jaar een eigen ruisverdeling wordt toegestaan, gaan de geschatte waarden nog beter op de berekende

gemiddelden lijken (is niet weergegeven). De resultaten (zie Tabel 8) zijn een aanwijzing dat met de REML-methodiek de jaarlijkse gemiddelden nauwkeurig genoeg geschat kunnen worden.

Tabel 8 Berekende en geschatte jaargemiddelden per bedrijfstype; ongepaard gemodelleerd.

Jaar	Akkerbouw		Hokdier		Melkvee		Overig	
	G [†]	R [†]	G [†]	R [†]	G [†]	R [†]	G [†]	R [†]
1992	134	134	*	*	197	197	223	223
1993	143	143	*	*	194	194	179	179
1994	*	*	*	*	89	89	94	94
1995	65	65	*	*	91	92	105	103
1997	70	70	*	*	173	173	193	193
1998	113	113	208	208	150	150	157	157
1999	39	39	128	128	77	77	143	143
2000	77	76	122	126	82	80	130	129
2001	75	75	148	148	66	66	36	36
2002	48	48	105	105	51	52	88	87
2003	57	57	55	55	45	45	68	67
2004	75	75	152	152	61	61	78	80
2005	74	75	168	169	55	55	87	87
2006	78	78	128	128	52	52	75	75
2007	93	93	134	134	52	52	84	84
2008	77	77	122	122	40	40	64	64
2009	61	61	132	132	39	39	56	55

[†] G = gemeten gemiddelde (zie Tabel 2); R = geschat met REML.

* Geen bedrijven bemonsterd.

4.2.2 Effect van modellering van paring

Veel bedrijven zijn gedurende meerdere jaren bemonsterd. De REML-methodiek gebruikt, in deze situatie, informatie van meerdere jaren om voor een specifiek jaar een gemiddelde te berekenen. In Tabel 9 staan de schattingen door een model dat, in tegenstelling tot het model van Tabel 8, wél rekening houdt met het feit dat bedrijven meerdere jaren zijn bemonsterd (gepaard gemodelleerd). Hiervoor is, in tegenstelling tot in de voorafgaande paragraaf, per bedrijf gedurende alle meetjaren eenzelfde uniform bedrijfsnummer ingevuld.

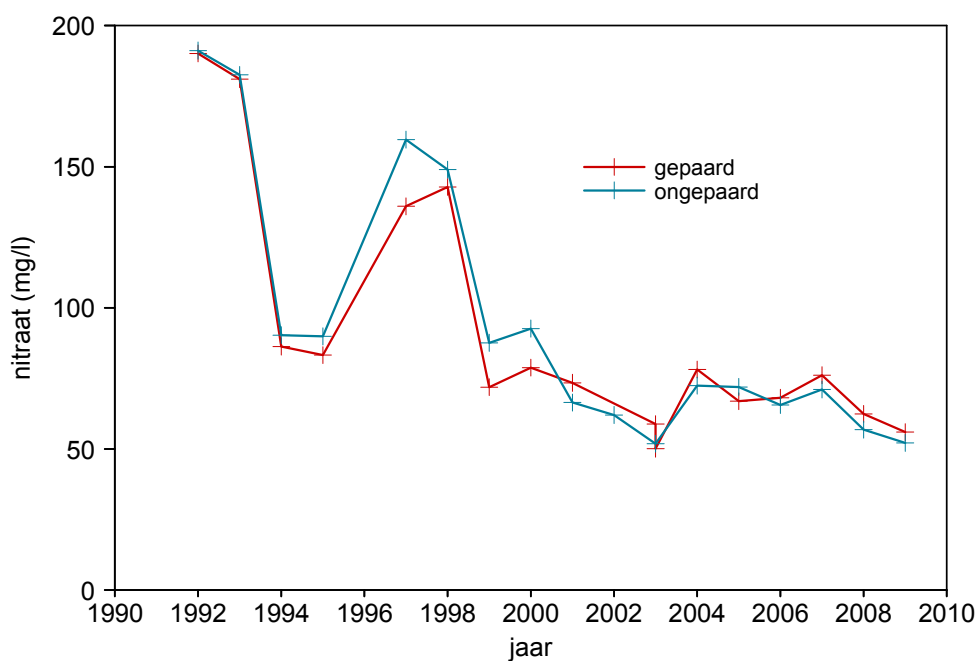
De verschillen zijn nu wel relevant. De laagste concentraties bij akkerbouw in 1999 (39 mg/l) en bij melkvee in 2009 (39 mg/l) nemen daardoor toe tot 48 mg/l en 49 mg/l. Mogelijk is er in die jaren een oververtegenwoordiging van bedrijven die in andere jaren lagere concentraties hadden en wordt daarvoor gecompenseerd. Figuur 11 toont de bedrijfstype-arealgewogen schattingen per jaar. Er is een zichtbaar effect doordat rekening wordt gehouden met paring.

Tabel 9 Geschatte nitraatconcentraties voor (I, zie kolom R in Tabel 8) en na paren (II) van bedrijfsbemonsteringen.

Jaargemiddelde nitraatconcentratie in mg/l per bedrijfstype.

	Akkerbouw		Hokdier		Melkvee		Overig	
	I	II	I	II	I	II	I	II
1992	134	128	*	*	197	196	223	229
1993	143	142	*	*	194	189	179	188
1994	*	*	*	*	89	96	94	53
1995	65	58	*	*	92	94	103	72
1997	70	72	*	*	173	143	193	167
1998	113	126	208	210	150	140	157	144
1999	39	48	128	99	77	67	143	96
2000	76	68	126	88	80	72	129	102
2001	75	69	148	120	66	64	36	88
2002	48	45	105	107	52	47	87	86
2003	57	55	55	81	45	46	67	49
2004	75	73	152	129	61	64	80	108
2005	75	65	169	126	55	58	87	74
2006	78	72	128	126	52	56	75	81
2007	93	94	134	124	52	60	84	88
2008	77	75	122	111	40	49	64	72
2009	61	58	132	107	39	47	55	63

* Geen bedrijven bemonsterd.



Figuur 11 Geschatte jaargemiddeld nitraat voor de zandregio; ongepaard en gepaard gemodelleerd.

4.2.3 Effect van stationaire natuurlijke invloeden

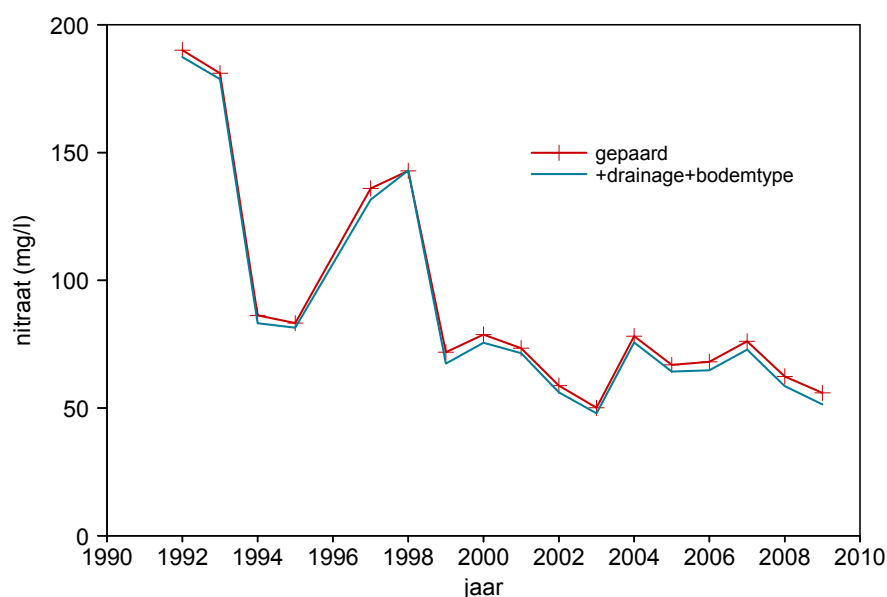
De volgende stap is dat rekening wordt gehouden met de bekende stationaire natuurlijke invloeden op de nitraatconcentratie. De bekende natuurlijke factoren zijn de drainage (niet-natte gronden) en het aandeel venige gronden. Deze kenmerken hangen samen met het bedrijf. Bij de gepaarde modellering is er al impliciet rekening mee gehouden dat op bedrijven systematisch lagere of hogere nitraatconcentraties worden gevonden. Dit hangt samen met onder andere de mate van drainage en de verhouding tussen de verschillende bodemtypen op de bedrijven. Hier wordt nu expliciet rekening mee gehouden maar het effect zal klein zijn. Het allesomvattende gemiddelde is, respectievelijk 58% niet-nat en 22% venig. Het effect van de expliciete modellering van de stationaire natuurlijke invloeden op het tijdsverloop staat in Tabel 10. In 1999 was het percentage niet-natte bodems bij akkerbouw lager en werd voor nitraat 48 mg/l geschat (zie Tabel 2). Met een gemiddelde waarde van het aandeel niet-natte en venige bodems wordt nitraat op 59 mg/l geschat. Voor andere combinaties van bedrijfstype en jaar zijn de relatieve verschillen kleiner. Het effect op het geschatte verloop van de nitraatconcentratie in de zandregio is klein (Figuur 12).

Tabel 10 Geschatte nitraatconcentratie voor (III) en na (II) toevoegen van drainage en venige bodems aan het statistische model.

Jaargemiddelde nitraatconcentratie in mg/l per bedrijfstype. II is alleen gepaard (zie Tabel 9).

	Akkerbouw		Hokdier		Melkvee		Overig	
	II	III	II	III	II	III	II	III
1992	128	133	*	*	196	192	229	224
1993	142	147	*	*	189	185	188	186
1994	*	*	*	*	96	93	53	53
1995	58	63	*	*	94	90	72	71
1997	72	80	*	*	143	136	167	160
1998	126	125	210	212	140	140	144	145
1999	48	59	99	84	67	60	96	90
2000	68	72	88	77	72	69	102	95
2001	69	72	120	117	64	63	88	79
2002	45	52	107	91	47	43	86	85
2003	55	58	81	83	46	44	49	43
2004	73	75	129	128	64	63	108	97
2005	65	71	126	112	58	56	74	68
2006	72	75	126	126	56	53	81	71
2007	94	97	124	119	60	57	88	82
2008	75	77	111	102	49	46	72	64
2009	58	59	107	98	47	43	63	53

* Geen bedrijven bemonsterd.



Figuur 12 Effect van meenemen van drainage (niet-natte gronden) en venige bodems in het model op de geschatte nitraatconcentratie.
Vergelijking met resultaat van model zonder rekening te houden met drainage en bodemtype (zie Figuur 11).

4.2.4 Effect van de niet-stationaire natuurlijke invloeden

Als laatste worden de niet-stationaire invloeden van het neerslagoverschot en de grondwaterstand toegevoegd aan het model. Hiermee is het model A compleet (zie Tabel 11). De grondwaterstand varieert in de tijd maar is ook gerelateerd aan het bedrijf via de bodemdrainage. Het neerslagoverschot hangt meer af van de datum van meting dan van het bedrijf (weersdistrict).

Met uitzondering van akkerbouw zijn er bij de overige bedrijfstypen in sommige jaren grote effecten van de grondwaterstand en de neerslagoverschot-index. Bij melkvee en overig zijn de schommelingen in de periode 1992-1994 gedempt. De lage concentraties bij melkvee in 2009 kunnen mogelijk veroorzaakt zijn door een groter neerslagoverschot. Akkerbouw verschilt van de overige bedrijfstypen doordat de invloed van het neerslagoverschot niet zo duidelijk aanwezig is. De lage concentratie in 1995 (63) neemt slechts toe met 20 tot 83 terwijl de concentratie bij melkvee en overig toenemen met meer dan 50 tot bijna 100! Het blijkt de neerslagoverschot-index bij melkvee en overig een grotere invloed heeft dan grondwaterstand, dit wordt niet weergegeven.

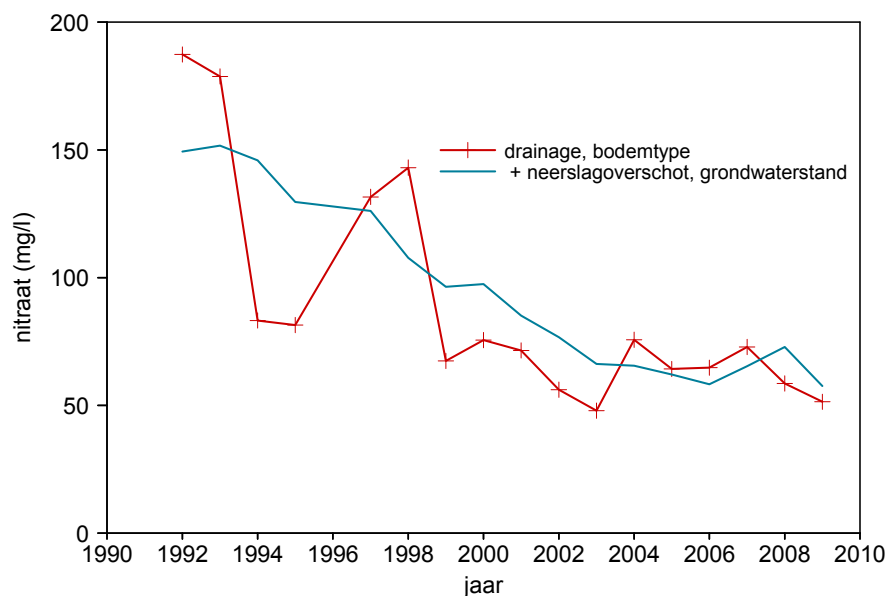
Het tijdsverloop van de nitraatconcentraties in de zandregio is ook duidelijk veranderd (zie Figuur 13). Het verloop is minder grillig geworden en er is nu een continue daling. Hierdoor overtuigt de figuur meer dat een echte daling heeft plaatsgevonden dan de simpele gewogen gemiddelden van Tabel 2. Slechts in 2008 is er nog een relevante stijging.

Tabel 11 Geschatte nitraatconcentratie voor (III) en na (IV) toevoegen van neerslagoverschot en grondwaterstand.

Jaargemiddelde nitraatconcentratie in mg/l per bedrijfstype. III bevat bijdrage venige bodems en drainage en is gepaard (zie Tabel 10).

	Akkerbouw		Hokdier		Melkvee		Overig	
	III	IV	III	IV	III	IV	III	IV
1992	133	131	*	*	192	146	224	179
1993	147	143	*	*	185	150	186	164
1994	*	*	*	*	93	146	53	146
1995	63	83	*	*	90	140	71	135
1997	80	78	*	*	136	135	160	138
1998	125	122	212	141	140	92	145	132
1999	59	54	84	141	60	98	90	111
2000	72	74	77	129	69	94	95	115
2001	72	78	117	141	63	79	79	90
2002	52	54	91	133	43	68	85	100
2003	58	59	83	99	44	67	43	62
2004	75	76	128	114	63	53	97	80
2005	71	70	112	109	56	53	68	66
2006	75	74	126	97	53	48	71	61
2007	97	96	119	99	57	48	82	75
2008	77	81	102	132	46	62	64	76
2009	59	62	98	116	43	51	53	53

* Geen bedrijven bemonsterd.



Figuur 13 Effect neerslagoverschot en grondwaterstand.

Trend in de geschatte gemiddelde nitraatconcentratie voor (rood) en na (blauw) toevoegen van neerslagoverschot en grondwaterstand.

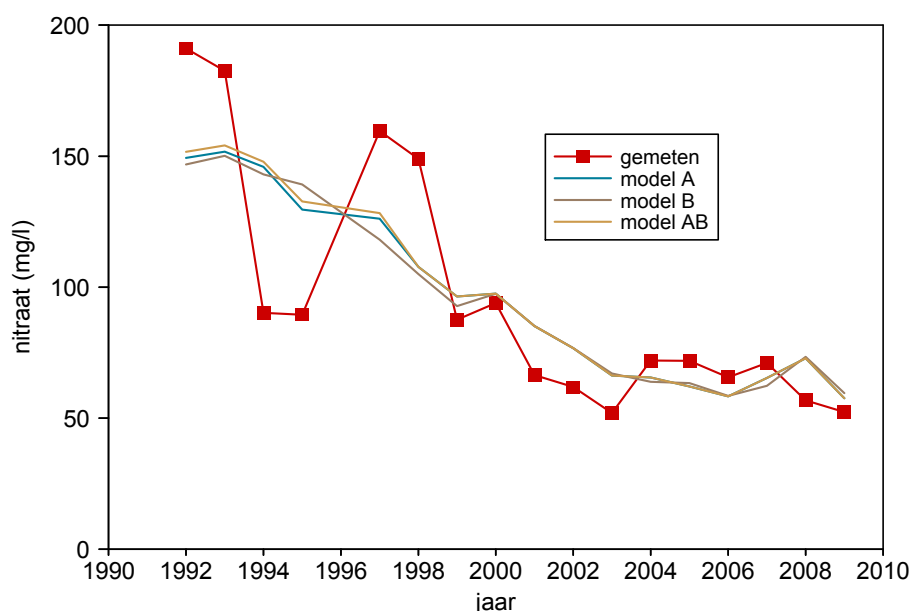
4.2.5 *Effect ontbrekende waarnemingen*

Tot nu zijn schattingen voor de hele zandregio gemaakt zonder er rekening mee te houden dat voor bepaalde jaren en bedrijfstypen (akkerbouw, 1994; hokdier, 1992-1997) gegevens ontbreken en dat voor andere jaren slechts weinig bedrijfsgegevens beschikbaar zijn. In Figuur 3 en Figuur 4 zijn voor de zandregio voor de jaren 1992 tot en met 1997 gemiddelde nitraatconcentraties gegeven, terwijl niet alle bedrijfstypen in deze jaren zijn bemonsterd. In 1996 is voor geen enkel bedrijfstype een bemonstering uitgevoerd en voor dit jaar wordt ook geen geïndexeerde nitraatconcentratie berekend.

Met model B (zie pagina 266) wordt een gemiddelde per bedrijfstype geschat (dat onderling verschilt) maar wordt wel een gelijke geschatte verandering per jaar voor alle bedrijfstypen gebruikt. Met model B kunnen voor jaren met ontbrekende gegevens daarom toch jaargemiddelden worden geschat. Model A schat alleen voor jaren waarin een bedrijfstype is gemeten de jaargemiddelde waarde voor dit bedrijfstype. De in model A ontbrekende schattingen voor bedrijfstype-jaarcombinaties zijn aangevuld met de in model B berekende schattingen. Dit aanvullen van model A met model B noemen we model AB. De schattingen van model A, model B en model AB zijn weergegeven in Figuur 14. Van model A zijn jaarlijks gewogen gemiddelden van de niet-ontbrekende schattingen per bedrijfstype berekend. Daardoor is ook van model A voor elk jaar een waarde aanwezig in Figuur 14.

Na 1997 is er geen verschil meer tussen model A en model AB omdat er vanaf 1998 altijd metingen voor alle bedrijfstypen zijn van jaarlijkse gemiddelde nitraatconcentraties. Het verschil tussen model A en model B is na 1999 klein en voor 1999 is het verschil groter maar ook niet relevant. Dit is een aanwijzing dat de gevolgde methode (model AB) om het jaarlijkse verloop te berekenen robuust is. Model AB is gekozen als methode om voor de zandregio de nitraatconcentraties te indexeren, omdat hiermee zo goed mogelijk een jaarlijkse verandering voor elk bedrijfstype apart wordt geschat. Dit kan niet met model B, dat jaarlijkse dezelfde verandering voor de vier bedrijfstypen modelleert. Maar voor de trend op het niveau van de zandregio is er geen relevant verschil tussen model AB en model B.

Het was ook mogelijk geweest om per bedrijfstype apart jaarlijkse geïndexeerde nitraatconcentraties te schatten en deze dan gewogen te middelen in plaats van bedrijfstype als een onafhankelijke variabele te modelleren. De huidige rekenprocedure houdt rekening met alle gevonden waarden op een bedrijf, ook als dat bedrijf van bedrijfstype is gewisseld. Dat is niet mogelijk als apart per bedrijfstype wordt geïndexeerd. Daarom wordt de voorkeur gegeven aan de huidige methode.



Figuur 14 Verschillen in gemodelleerde trend in de nitraatconcentratie tussen drie modellen.

Model A waarbij geen schatting mogelijk is voor een ontbrekende bedrijfstype-jaarcombinatie, model B waarbij dit wel mogelijk is, maar geen schatting van de trend mogelijk is per bedrijfstype en model AB dat de schattingen van modellen A en B combineert.

4.2.6 *Waarom jaarlijkse geïndexeerde nitraatconcentraties?*

Met de hierboven besproken modellen zijn GNC's voor zeventien verschillende jaren geschat. De modellen 'weten niet' dat 1992 wordt gevolgd door 1993 en schatten onafhankelijk voor elk jaar een GNC. Het is gebruikelijk om een trend te modelleren met stapsgewijze veranderingen in de tijd (Loftis, 1996), maar zeventien stappen kan als extreem veel worden beschouwd en dit aantal zal in de komende jaren, als we langer meten, alleen maar toenemen. Het afleiden van een simpele lineaire relatie in de tijd is ook gebruikelijk (Loftis, 1996). Hierbij 'weet' een model wel dat 1993 volgt op 1992. Een alternatief voor het probleem van het grote aantal stappen (zeventien) zou kunnen zijn om de jaren te groeperen en per groep een geïndexeerde nitraatconcentratie te schatten. Een curve met minder dan zeventien vrijheidsgraden is ook mogelijk. Door jaren te groeperen of door een curve ontstaat er automatisch een gladder verloop in de tijd van de GNC. Maar, we verwachten dat het effect van het mestbeleid op de nitraatconcentraties geleidelijk zal zijn, omdat normen stapsgewijs worden aangescherpt. We willen daarom juist aantonen dat het verloop van de GNC's ook geleidelijk is. Indien een geleidelijke daling van zeventien jaarlijkse GNC's wordt geschat, die gerelateerd zijn aan een (geleidelijk) afnemend N-overschot, dan wordt het beleidseffect beter zichtbaar (aannemelijk) gemaakt dan met GNC's voor gegroepeerde jaren. Indien de zeventien jaarlijkse GNC's toch een grillig tijdsverloop hebben, dan is dit een aanleiding om te onderzoeken of er nog andere invloeden zijn waarmee in het model rekening moet worden gehouden.

Een overweging kan zijn om per half jaar een GNC te schatten in plaats van per jaar. Uit geohydrologische kennis kan worden afgeleid dat door de bemonstering van de bovenste meter grondwater het neerslagoverschot van een hydrologisch gemiddeld nat jaar wordt bemonsterd. Na een jaar is, gemiddeld genomen, het

water van de bovenste meter grondwater geheel ververst. Jaarlijkse gemiddelde concentraties zijn daarom, geohydrologisch gezien, onafhankelijk. Halfjaarlijkse gemiddelde zijn, geohydrologisch gezien, twee metingen van ongeveer dezelfde waterlaag.

Vanwege bovenstaande redenen is besloten om een GNC voor elk monitoringsjaar afzonderlijk te schatten. Een bijkomende praktische overweging is dat elk jaar de resultaten van het LMM-monitoringprogramma worden gepubliceerd.

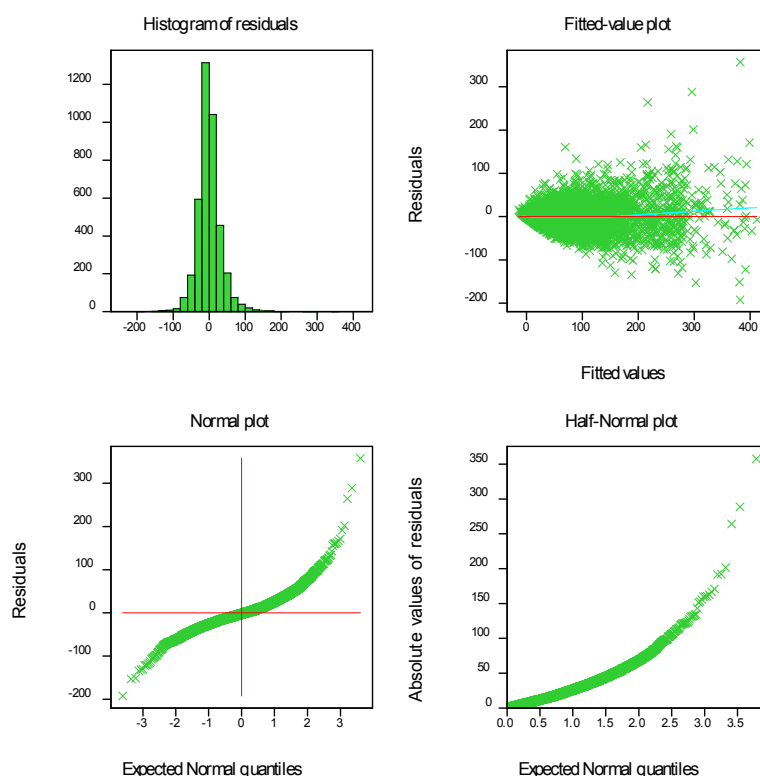
Met model A en model B wordt jaar als een 'fixed effect' gemodelleerd. Het is een alternatief om jaar als 'random effect' te modelleren. Dit betekent dat elk jaar wordt beschouwd als een aselekt gekozen individu uit een populatie die wordt gekenmerkt door alleen een verwachtingswaarde en standaardafwijking in plaats van zeventien niveaus. Dit is een zogenaamde 'Empirical Bayes estimate' (Davidian en Giltinan, 1995, p. 76). De geschatte nitraatconcentraties voor de individuele jaren zullen als random effect meer op elkaar lijken dan als fixed effect. Ons doel is echter om maximaal de verschillen tussen de jaren zichtbaar te maken en daarom is jaar niet als een random effect gemodelleerd.

4.2.7 *Ruiseigenschappen van het model*

Met een statistisch model kunnen betrouwbaarheidsintervallen voor de geïndexeerde nitraatconcentraties worden geschat onder de voorwaarden dat de grootte van de ruis (residuen) niet gerelateerd is aan de waarden van de onafhankelijke en afhankelijke variabelen. Aan die voorwaarden van de ruis wordt niet voldaan (zie Figuur 15). Deze figuur laat zien dat de verdeling van de residuen (ruis) niet-normaal is en dat hun gemiddelde grootte samenhangt met de geschatte waarde. Een oorzaak is dat nitraatconcentraties niet negatief kunnen worden en dat de absolute verschillen in nitraatconcentratie tussen bedrijven toeneemt naarmate hun gemiddelde nitraatconcentratie groter wordt. In Figuur 15 (rechtsboven, blauwe lijn) is ook te zien dat het gemiddelde van de residuen, bij grote waarden van de schattingen (gefitte waarden), boven de nullijn komt te liggen. Een residu is gelijk aan de meting verminderd met de schatting. Hieruit volgt dat het model hoge nitraatconcentraties te laag schat. Dit betekent dat sprake is van een systematische fout. Waarschijnlijk wordt dit veroorzaakt door uitschieters. Gezien het geringe aantal metingen waarvoor dit geldt, wordt dit niet als problematisch beoordeeld. Er is geprobeerd om de modellen zo te formuleren dat de systematische fout zo klein mogelijk is.

Het effect van uitschieters op de niet-normaliteit van de residuen is te verkleinen door de nitraatconcentraties te transformeren (zie bijvoorbeeld Kleinbaum et al. 1988). Indien we de nitraatconcentraties transformeren door de wortel te nemen, dan voldoet de residuverdeling beter aan de eisen (zie Figuur 16).

Het probleem is echter dat we de schattingen die we met dit model maken moeilijk kunnen interpreteren. Indien we het model gebruiken in combinatie met wortelgetransformeerde waarnemingen om 'ongepaard' de nitraatconcentratie per jaar te schatten (vergelijkbaar met berekening in Tabel 8), dan vinden we na terugtransformatie (kwadrateren van de modeluitkomsten) systematisch lagere geschatte dan gemeten nitraatconcentraties (zie Tabel 12).

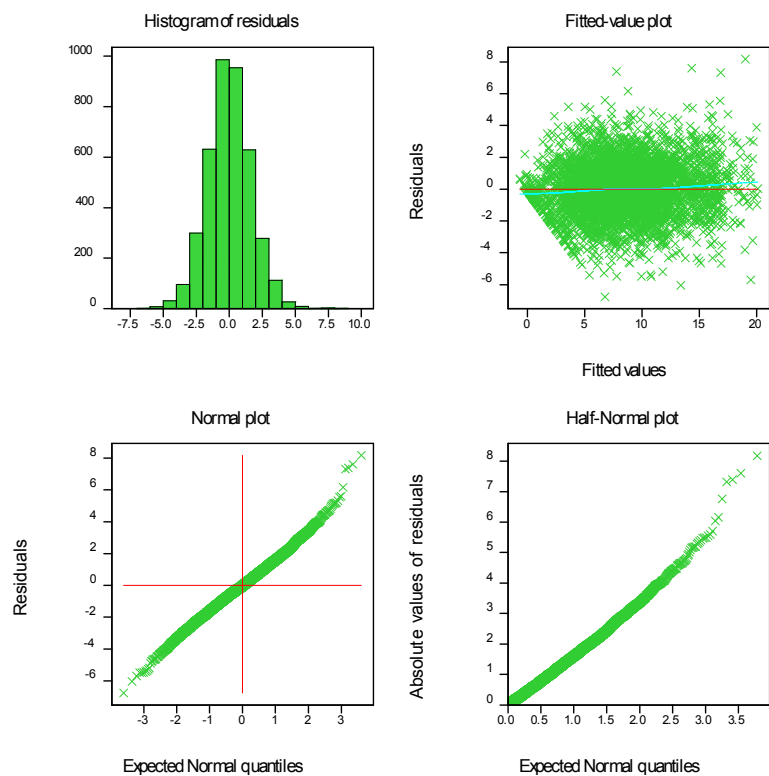


Figuur 15 Residuverdeling van model A (zie paragraaf 2.5) met ongetransformeerde waarden.

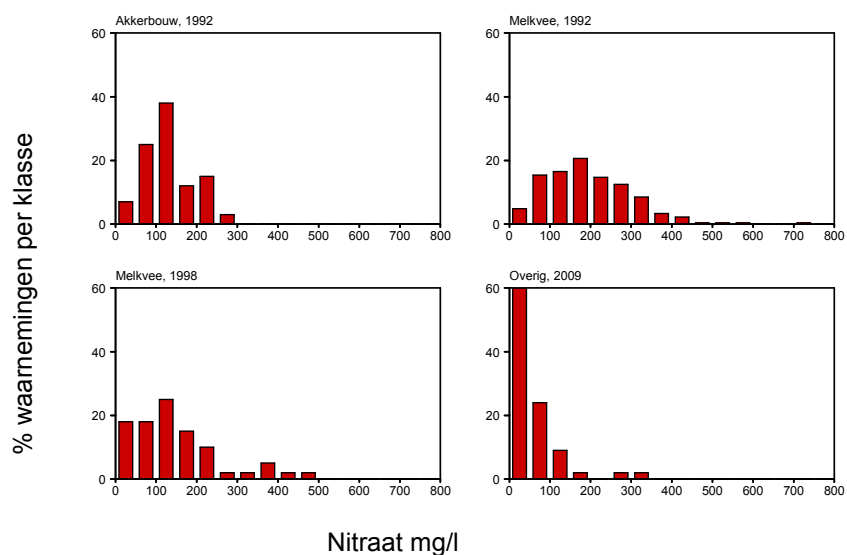
Indien de relatie tussen het gemiddelde van getransformeerde waarden en de echte gemiddelden bekend is, dan kunnen hiermee gemiddelden en betrouwbaarheidsintervallen worden geschat. Er is geen duidelijke relatie tussen het verschil met het berekende gemiddelde en de teruggetransformeerde waarde. Bijvoorbeeld, het verschil is maximaal 24 mg/l (melkvee, 1998: 150 mg/l versus 126 mg/l) en minimaal 5 mg/l (akkerbouw, 2006: 78 mg/l versus 73 mg/l). Er is een groot verschil voor overig in 2009 (56 mg/l ongetransformeerd en 36 mg/l teruggetransformeerd) en een kleiner verschil is bij akkerbouw in 1992. De grootte van het verschil hangt ook niet samen met grootte van de gemiddelde gemeten waarde. Door het ontbreken van een relatie kunnen de getransformeerde gemeten nitraatconcentraties niet worden gebruikt om gemiddelden en betrouwbaarheidsintervallen te schatten.

Indien door een transformatie een symmetrische residuverdeling wordt verkregen en het gemiddelde of de mediaan van die verdeling wordt teruggetransformeerd, dan wordt de mediaan van de ongetransformeerde verdeling gevonden. De grootte van het verschil tussen ongetransformeerde schattingen en teruggetransformeerden van getransformeerde schattingen voor een bedrijfstype in een jaar hangt daarom samen met de verdeling van de nitraatconcentraties in dat jaar. Voor melkvee in 1998, overig in 2009 en voor akkerbouw en melkvee in 1992 worden verschillende verdelingen gevonden (zie Figuur 17).

Omdat het niet mogelijk is om via transformatie goede geïndexeerde nitraatconcentraties te schatten wordt de REML-methode gebruikt met ongetransformeerde waarnemingen om de beleidseffecten in beeld te brengen.



Figuur 16 Residuverdeling van het model A voor met wortel getransformeerde nitraatconcentraties.



Figuur 17 Enkele voorbeelden van gemeten nitraatconcentraties per bedrijfstype en jaar.

Tabel 12 Gemeten en geschatte jaargemiddelden per bedrijfstype door terugtransformatie; ongepaard gemodelleerd.

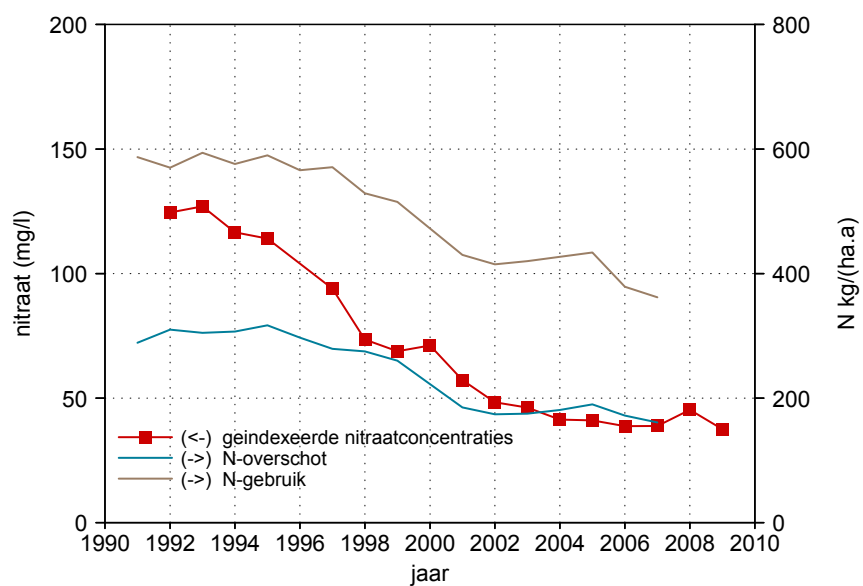
	Akkerbouw		Hokdier		Melkvee		Overig	
	G [†]	R [†]	G [†]	R [†]	G [†]	R [†]	G [†]	R [†]
1992	134	127	*	*	197	182	223	204
1993	143	135	*	*	194	182	179	171
1994	*	*	*	*	89	79	94	85
1995	65	61	*	*	91	83	105	100
1997	70	58	*	*	173	155	193	185
1998	113	96	208	193	150	126	157	148
1999	39	31	128	110	77	61	143	128
2000	77	66	122	115	82	74	130	123
2001	75	65	148	138	66	52	36	27
2002	48	40	105	98	51	44	88	82
2003	57	49	55	46	45	35	68	50
2004	75	67	152	142	61	50	78	60
2005	74	68	168	156	55	46	87	79
2006	78	73	128	113	52	41	75	61
2007	93	85	134	118	52	41	84	68
2008	77	67	122	107	40	31	64	47
2009	61	50	132	118	39	29	56	36

* Geen bedrijven bemonsterd.

[†] G = gemeten(zie Tabel 2); R = geschat met REML en getransformeerde nitraatconcentraties.

Verschillend tijdsverloop van het N-overschot en van GNC

Het is wel interessant om te onderzoeken of het verschil in tijdsverloop van het N-overschot en de GNC wordt beïnvloed door de transformatie. Onderstaande Figuur 18 is gemaakt met teuggetransformeerde concentraties. Deze figuur laat ook zien, overeenkomstig Figuur 4, dat de uitspoelfractie afneemt met de daling van het N-overschot. De afwijkende hoge geïndexeerde 1997-nitraatconcentratie uit Figuur 4 en Figuur 6 is nu echter verdwenen. De 1997-afwijking werd dus veroorzaakt door een of meer uitschieters. Het vooruitlopen van de daling van de GNC op de daling van het N-overschot is in Figuur 18 duidelijker dan in Figuur 4. Het vooruitlopen van de daling van de GNC is toegeschreven aan het afgenomen N-overschot van meer dan een jaar geleden.



Figuur 18 Geïndexeerde nitraatconcentraties voor melkveebedrijven in de zandregio; berekend door terugtransformatie.

5 Conclusies en aanbeveling

Conclusies

De nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van landbouwbedrijven in de zandregio is, als gevolg van beleidsmaatregelen, tussen 1992 en 2009 met meer dan 50% afgenomen, van 150 tot 65 mg/l. Het stikstofoverschot is in deze periode met 50% afgenomen. Dit is het gevolg van het mestbeleid.

De verschillen tussen jaren in zowel het neerslagoverschot als het stikstofoverschot zijn de belangrijkste oorzaken van de verschillen tussen jaren in de nitraatconcentraties in het grondwater bij melkveebedrijven.

De mate waarin het stikstofoverschot uitspoelt naar het grondwater (de uitspoelfractie) is bij melkveebedrijven gedurende de periode 1992-2009 afgenomen van ongeveer 27% naar ongeveer 20%. De meest waarschijnlijke oorzaak voor de afname van de uitspoelfractie is de afname van de beweiding in deze periode.

De REML-methodiek is een bruikbaar instrument gebleken om jaarlijkse gemiddelde nitraatconcentraties per bedrijfstype in de zandregio te schatten met de gegevens van het LMM, waarbij vooral in de periode 1992-2005 sprake was van een jaarlijks wisselende groep van bedrijven en een jaarlijks wisselend aantal bedrijven per bedrijfstype.

Aanbevelingen

Omdat blijkt dat het neerslagoverschot zoveel invloed heeft op de nitraatconcentratie wordt aanbevolen om te onderzoeken of meer locatiespecifieke vaststelling van het neerslagoverschot variaties in de nitraatconcentratie beter kan verklaren. Een meer specifieke vaststelling van het neerslagoverschot kan door deze te berekenen voor andere combinaties van gewas en grondsoort dan alleen, zoals nu gebeurt, voor permanent gras op dekzand. Ook kunnen hiervoor meer lokale klimaatgegevens worden gebruikt dan van de vijftien KNMI-hoofdstations.

Het valt niet uit te sluiten dat de uitspoelfractie van het N-overschot door klimaatverandering extra is afgenomen. Door het gebruik van neerslaggegevens van weerstations in combinatie met regenradarbeelden kunnen de locaties en jaren van bedrijven worden vastgesteld waar hevige regenbuien hebben plaatsgevonden en kan mogelijk een relatie met de gevonden nitraatconcentratie worden gevonden.

Literatuur

- Barracclough D, Jarvis S, Davies G, Williams J (1992) The relation between fertilizer nitrogen applications and nitrate leaching from grazed grassland. *Soil Use Manag* 8:51–55.
- Boesten JJTI (2000) Modeller subjectivity in estimating pesticide parameters for leaching models using the same laboratory dataset. *Agric Water Mgmt* 44,389–409.
- Borgesen CD, Djurhuus J, Kyllingsbak A (2001) Estimating the effect of legislation on nitrogen leaching by upscaling field simulations. *Ecological Modelling* 136:31–48.
- Boumans LJM, Meinardi CM, Krajenbrink GJW (1989) Nitraatgehalten en kwaliteit van het grondwater onder grasland in de zandgebieden. RIVM Rapport 728472013.
- Boumans LJM, Fraters B, Van Drecht G (2001) Nitrate in the upper groundwater of 'De Marke' and other farms. *Neth, J, Agric. Sc.* 49:163–177.
- Boumans LJM, Fraters B, Van Drecht G (2005) Nitrate leaching in agriculture to upper groundwater in the sandy regions of the Netherlands during the 1992–1995 period. *Environ Monit Assess* 102,225–241.
- Broers, HP (2004) The spatial distribution of groundwater age for different geohydrological situations in the Netherlands: implications for groundwater quality monitoring at the regional scale. *Journal of Hydrology*, [Volume 299, Issues 1–2](#), 1 November 2004, Pages 84–106.
- Buczko U, Kuchenbuch RO, Lennartz B (2010) Assessment of the predictive quality of simple indicator approaches for nitrate leaching from agricultural fields. *J Environ Manage*, 2010. 91(6): p. 1305–15.
- Carey PL, Rate AW, Cameron KC (1997). Fate of nitrogen in pig slurry applied to a New Zealand pasture soil. *Aust. J. Soil Res.* 35(4), 941–959.
- Cherry KA, Shepherd M, Withers PJA, Mooney SJ (2008) Assessing the effectiveness of actions to mitigate nutrient loss from agriculture: A review of methods. *Science of the Total Environment* 406:1–23.
- Cuttle SP, Jarvis SC (2005) Use of a systems synthesis approach to model nitrogen losses from dairy farms in south-west England. *Grass and Forage Science*, 2005. 60(3): p. 262–273.
- Davidian M, Giltinan DM (1995) Nonlinear models for repeated measurement data. *Monographs on statistics and applied probability* 62, US:Chapman & Hall/CRC.
- Decrem M, Spiess E, Richner W, Herzog F (2007) Impact of Swiss agricultural policies on nitrate leaching from arable land. *Agronomy for Sustainable Development* 27:243–253.

De Klijne A, Reijs JW, Fraters B, Hoop J, Van Leeuwen TC (2010) Eindrapport van de evaluatie van het LMM. RIVM Rapport 680717012.

De Vries F, Denneboom J (1992) The digital soil map of the Netherlands, Technical Document no 1, Staring Centre- DLO, Wageningen, The Netherlands.

D'Haene K, Moreels E, De Neve S, Daguilar BC, Boekx P, Hofman G, Van Cleemput O (2003) Soil properties influencing the denitrification potential of Flemish Agricultural soils. *Biol Fertil Soils* 38:358-366.

Diekkrüger B, Söndgerath D, Kersebaum KC, Mcvay CW (1995) Validity of agroecosystem models a comparison of results of different models applied to the same data set. *Ecological Modelling* 81(1-3), 3-29.

EU (1991) Directive of the Council of December 12, 1991 concerning the protection of water against pollution caused by nitrates from agricultural sources European Union, Brussels, 91/676/EEC.

Ferreira JA (2010) Estimation of net decreases in nitrate concentrations Sample size required to demonstrate future decreases. RIVM Rapport 680717016.

Fraters D, Boumans LJM, Van Drecht G, De Haan T, De Hoop W (1998) Nitrogen monitoring in groundwater in the regions of the Netherlands. *Environ Pollut* 102,s1,(479-485).

Fraters D, Boumans LJM, Van Leeuwen TC, De Hoop WD (2005a) Results of 10 years of monitoring nitrogen in the sandy region in The Netherlands. *Water Science & Technology*, 5(3-4),239-247.

Fraters D, Kovar K, Willems WJ, Stockmarr J, Grant R (2005b) Monitoring effectiveness of the EU Nitrates Directive Action Programmes. Results of the international MonNO3 workshop in the Netherlands. RIVM Rapport 500003007.

Fraters B, Boumans LJM (2005c) De opzet van het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid voor 2004 en daarna- Uitbreiding van LMM voor onderbouwing van Nederlands beleid en door Europese monitorverplichtingen. RIVM Rapport 680100001.

Fraters B, Boumans LJM, Van Elzakker BG, Gast LFL, Griffioen J, Klaver GT, Nelemans JA, Velthof GL, Veld H (2006) A new compliance checking level for nitrate in groundwater? Feasibility study on monitoring the upper five metres of groundwater. RIVM Rapport 680100005.

Fraters B, Boumans LJM, Van Leeuwen T, Reijs JW (2007) De uitspoeling van het stikstofoverschot naar grond- en oppervlaktewater op landbouwbedrijven. RIVM Rapport 680716002.

Fried M, Tanji K, Van de Pol R (1976) Simplified long term concept for evaluating leaching of nitrogen from agricultural land. *J Environ Qual* 5:197-200.

Grant R, Blicher-Mathiesen G, (2004) Danish policy to reduce diffuse nitrogen emissions from agriculture to the aquatic environment. *Water Science & Technology* 49(3),91-100.

Grant R, Nielsen K, Waagepetersen J (2006) Reducing nitrogen loading of inland and marine waters-Evaluation of Danish policy measures to reduce nitrogen losses from farmland. *Ambio*, 35(3)117-123.

Heidmann T, Sørensen K (2002) Change in the N-content of soils. (in Danish) Background paper for the mid-term evaluation of Action Plan II. Danish Institute of Agricultural Sciences, Tjele, Denmark. 7 pp.

Hoffmann M, Johnsson H, Gustafson A, Grimvall A (2000) Leaching of nitrogen in Swedish agriculture- a historical perspective. *Agric Ecosyst Environ* 90(3),277-290.

Jensen NH, Veihe A (2009) Modelling the effect of land use and climate change on the water balance and nitrate leaching in eastern Denmark. *Journal of Land Use Science* 4:53-72.

Kleinbaum DG, Kupper LL, Muller KE (1988) Applied regression analysis and other multivariable methods, sec. ed. PWS-Kent, Boston.

Kroeze C, Aerts R, Van Breemen N, Van Dam D, Van der Hoek K, Hofschreuder P, Hoosbeek M, de Klein J, Kros H, Van Oene H, Oenema O, Tietema A, Van der Veen R, De Vries W (2003) Uncertainties in the fate of nitrogen I: An overview of sources of uncertainty illustrated with a Dutch case study. *Nutr Cycling Agroecosyst* 66,71-102.

Lord EI, Anthony SG (2000) MAGPIE: A modeling framework for evaluating nitrate losses at national and catchment scales. *Soil Use & Management* 16,167-174.

Oenema O, Boers PCM, Van Eerdts MM, Fraters B, Van Der Meer HG, Roest CWJ, Schröder JJ, Willems WJ (1998) Leaching of nitrate from agriculture to groundwater: The effect of policies and measures in the Netherlands. *Environmental Pollution* 102:471-478.

Oenema J, Burgers S, Verloop K, Hooijboer A, Boumans L, Ten Berge H (2010) Multiscale Effects of Management, Environmental conditions, and Land Use on Nitrate Leaching in Dairy Farms J. *Environ. Qual.* doi:10.2134/jeq2010.0035, Published online 14 Sept. 2010.

OECD (1989) Compendium of environmental exposure assessment methods for chemicals. *OECD Environ. Monogr.* 27:181-188.

Ondersteijn CJM, Beldman ACG, Daatselaar CHG, Giesen GWJ, Huirne RBM (2002). The Dutch Mineral Accounting System and the European Nitrate Directive: implications for N and P management and farm performance. *Agric Ecosyst Environ* 92(2-3),283-296.

Payne RW, Harding SA, Murray DA, Soutar DM, Baird DB, Glaser AI, Channing IC, Welham SJ, Gilmour AR, Thompson R, Webster R (2008a). *GenStat® Release 11 Reference Manual Part 3: Procedure Library PL19*; VSN International, 5 The Waterhouse, Waterhouse Street, Hemel Hempstead, Hertfordshire HP1 1ES, UK.

Payne RW, Harding SA, Murray DA, Soutar DM, Baird DB, Glaser AI, Channing IC, Welham SJ, Gilmour AR, Thompson R, Webster R (2008b). *GenStat®*

Release 11 Reference Manual The Guide to GenStat® Release 11, Part 2: Statistics; VSN International, 5 The Waterhouse, Waterhouse Street, Hemel Hempstead, Hertfordshire HP1 1ES, UK.

PBL (2010) Grondwaterkwaliteit onder bossen, 1990 en 2000. Compendium voor de leefomgeving. Webpagina:
<http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl/indicatoren/nl0276-Grondwaterkwaliteit-onder-bossen.html?i=11-14> (bezocht 15 september 2010).

Reijneveld A, Van Wensem J, Oenema O (2009) Soil organic carbon contents of agricultural land in the Netherlands between 1984 and 2004; *Geoderma* 152 231-238.

Ryden JC, Ball PR, Garwood EA (1984) Nitrate leaching from grassland. *Nature* 311:50-53.

Sauer S, Harrach T (1996) Leaching of nitrogen from pastures at the end of the grazing season. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 159:31-35.

Schröder JJ, Aarts HFM, ten Berge HFM, Van Keulen H, Neeteson JJ (2003) An evaluation of whole farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *Euro J Agron* 20:33-44.

Schröder JJ, Aarts HFM, Van Middelkoop JC, Schils RLM, Velthof GL, Fraters B, Willems WJ (2007a). Permissible manure and fertilizer use in dairy farming systems on sandy soils in The Netherlands to comply with the Nitrates Directive target. *Europ. J. Agronomy* 27 102-114.

Schröder JJ, Velthof GL, Van der Schoot JR, Van Dijk W (2007b) Effect van nalevering op het stikstofoverschot van akker- en tuinbouwbedrijven en van melkveebedrijven. Nota 492. Plant Research International, Wageningen.

Schröder JJ, Assinck FBT, Uenk D, Velthof GL (2010) Nitrate leaching from cut grassland as affected by the substitution of slurry with nitrogen mineral fertilizer on two soil types *Grass and Forage Science*, 65, 49-57.

Schwaiger K (2005) Monitoring effectiveness of the EU Nitrates Directive Action Programmes: Approach by Austria. In: B. Fraters, K. Kovar, W.J. Willems, J. Stockmarr, R. Grant; Monitoring effectiveness of the EU Nitrates Directive Action Programmes Results of the international MonNO₃ workshop in the Netherlands, 11-12 June 2003; RIVM Report 500003007/2005.

Ten Berge HFM (2002) A review of potential indicators for nitrate loss from cropping and farmings systems in the Netherlands. Reeks sturen op Nitraat 2. Plant Research International BV, Wageningen, report 31.

Van Beek CL, Van der Salm C, Plette ACC, Van der Weerd H (2009). Nutrient loss pathways from grazed grasslands and the effects of decreasing inputs: experimental results for three soil types. *Nutr Cycl Agroecosyst* 83:99-110.

Van den Ham A, Daatselaar GHG, Doornervaard GJ, de Hoop DW (2007) Bodemoverschotten op landbouwbedrijven. LEI-rapport 3.07.05 (In Dutch).

Van der Veen H, Oltmer K, Boone K (2006) Het BIN-nenste buiten: beschikbare gegevens in het Bedrijven-Informatienet land- en tuinbouw; LEI, Den Haag, project nr. 30377.

Van Drecht G, Scheper E (1998) Actualisering van model NLOAD voor de nitraatuitspoeling van landbouwgronden: beschrijving van model en GIS-omgeving. Bilthoven, RIVM Rapport 711501002.

Velthof GL, Oenema O (2001) Effects of ageing and cultivation of grassland on soil nitrogen. Wageningen, Alterra, Green World Research. Alterra-rapport 399.

Verloop J, Boumans LJM, Van Keulen H, Oenema J, Hilhorst GJ, Aarts HFM, Sebek LBJ (2006) Reducing nitrate leaching to groundwater in an intensive dairy farming system. *Nutr Cycl Agroecosyst* 74:59–74.

Verloop J, Šebek L, Van Keulen H (2007) Discussie themadag 'Mineralen goed geregeld'; een samenvatting, in: Mineralen goed geregeld, verslag themadag melkveehouderij 2006, Rapport 40, Plant Research International nr 153.

Welham S, Cullis B, Gogel B, Gilmour A, Thompson R (2004) Prediction in linear mixed models. *Aust. N.Z.J. Stat.* 46(3),325-347.

Wendland F, Kunkel R, Voigt H-J (2004) Assessment of groundwater residence times in the pore aquifers of the river Elbe basin. *Environmental Geology* 46:1-9.

Wolf J, Beusen AHW, Groenendijk P, Kroon T, Rötter R, Van Zeijts H (2003) The integrated modeling system STONE for calculating nutrient emissions from agriculture in the Netherlands. *Environmental Modelling & Software* 18 (2003) 597–617.

Wolf J, Hack-ten Broeke MD, Rötter R (2005) Simulation of nitrogen leaching in the Sandy soils in the Netherlands with the ANIMO model and the integrated modeling system STOME. *Agric Ecosyst Environ* 105,523-540.

Wolter R, Mohaupt V (2005) Monitoring effectiveness of the EU Nitrates Directive Action Programmes: Approach by Germany. In: B. Fraters, K. Kovar, W.J. Willems, J. Stockmarr, R. Grant; Monitoring effectiveness of the EU Nitrates Directive Action Programmes Results of the international MonNO3 workshop in the Netherlands, 11-12 June 2003; RIVM Report 500003007/2005.

Zwart MH, Hooijboer AEJ, Fraters B, Kotte M, Duin RNM, Daatselaar CHG, Olsthoorn CSM, Bosma JN (2008) Agricultural practice and water quality in the Netherlands in the 1992-2006 period. RIVM Report 680716003/2008.

.....

L.J.M. Boumans | B. Fraters

.....

Rapport 680717020/2011

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl

februari 2011

