rivm

Rapport 680717011/2010

B. Fraters et al.

Opties voor een nitraatdieptemeetnet voor het meten in de bovenste vijf meter van het grondwater

Technische uitwerking motie Koopmans van 22 april 2009

rivm

RIVM-rapport 680717011/2010

Opties voor een nitraatdieptemeetnet voor het meten van nitraat in de bovenste vijf meter van het grondwater

Technische uitwerking motie Koopmans van 22 april 2009

B. Fraters, RIVM
G.L. Velthof, WUR Alterra
H.P. Broers, Deltares
P. Groenendijk, WUR Alterra
L.J.M. Boumans, RIVM
J.W. Reijs, WUR LEI
B.G. van Elzakker, RIVM

Contact:
Dico Fraters
Centrum voor Milieumonitoring
dico.fraters@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM) en ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV), in het kader van Project Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM, projectnummer M/680717)

© RIVM 2010
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'.

rivm

Rapport in het kort

Opties voor een nitraatdieptemeetnet voor het meten van nitraat in de bovenste vijf meter van het grondwater. Technische uitwerking motie-Koopmans van 22 april 2009

Het is mogelijk een eventuele afname van de nitraatconcentratie in de bovenste vijf meter van het grondwater onder landbouw op zand- en dalgronden vast te stellen in een meetnet met 450 tot 1200 grondwaterputten (een nitraatdieptemeetnet). Het precieze aantal putten is afhankelijk van de nauwkeurigheid die het beleid vraagt en van de mogelijkheid om bij voldoende landbouwbedrijven te kunnen meten. Om te kunnen verklaren of de nitraatconcentratie al dan niet met de diepte afneemt, zijn behalve deze basismetingen uitgebreidere metingen nodig bij circa 75 tot 100 van deze putten. Dit blijkt uit onderzoek naar aanleiding van de motie-Koopmans van 22 april 2009. Deze motie verzoekt om, aanvullend op de huidige RIVM-metingen in de bovenste meter van het grondwater, de nitraatconcentraties in de tweede tot en met de vijfde meter te modelleren en te meten.

Het onderzoek is uitgevoerd door het RIVM, het kennisinstituut Deltares en instituten van de Wageningen UR. Hiervoor zijn een aantal meetnetvarianten om een afname in de bovenste vijf meter van het grondwater vast te stellen onderling vergeleken. De meetnetvariant die het beste voldoet aan de gestelde eisen sluit aan bij de bestaande voorzieningen van het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) en is in detail uitgewerkt.

Het vergt een grote inspanning om een afname van de nitraatconcentratie met de diepte nauwkeurig met metingen aan te tonen, wat daardoor zeer kostbaar is. Het gebruik van een rekenmodel, op basis van beschikbare kennis en in combinatie met een gedetailleerde meetinspanning bij de 75 tot 100 putten, is aanmerkelijk goedkoper dan de uitgebreide meetnetvariant met 450 tot 1200 putten. Een dergelijk model is echter afhankelijk van aannamen en het beperkte aantal metingen is te laag om alleen op basis van de metingen conclusies te baseren.

Het is de bedoeling de metingen in te zetten bij de uitwerking van het eerstkomende, vijfde Nitraatrichtlijn Actieprogramma, waarvoor de onderhandelingen met de Europese Unie medio 2012 aanvangen. De voorbereiding en inrichting van een nitraatdieptemeetnet, de eerste metingen, analyses en rapportage nemen echter circa tweeënhalf jaar in beslag. Hierdoor zijn de meetresultaten niet op tijd beschikbaar om het vijfde Actieprogramma te verbeteren of te onderbouwen. Dit betekent dat voor dat actieprogramma het rekenmodel moet worden ingezet.

Trefwoorden:
nitraat, toetsdiepte, meetnet, grondwater, oppervlaktewater

rivm

Abstract

Options for a nitrate compliance checking network for monitoring nitrate compliance in the upper five metres of groundwater. Technical elaboration of Koopmans' resolution of 22 April 2009

A feasible approach for determining a possible decrease in nitrate concentration in the upper five metres of groundwater in sandy soils and reclaimed peat soils under agricultural use is the implementation of a monitoring network consisting of 450–1200 groundwater observation wells (a nitrate compliance checking network). The exact number of wells depends on the accuracy demanded by policy-makers and the feasibility of carrying out measurements on a sufficient number of commercial farms. In order to be able to determine whether there is any decrease/lack of decrease in nitrate concentration with depth, it will be necessary to make an extra set of more specific measurements at 75–100 of the wells in addition to the standard measurements made at all wells. This is the conclusion of a study carried out as a consequence of the Koopmans' resolution of 22 April 2009. This resolution requests that, in addition to current policy in which the RIVM measures the nitrate concentration in the first metre of groundwater only, the nitrate concentration be measured and modelled in the second to the fifth metre of groundwater.

The study was carried out by the RIVM, the Deltares Institute and institutes of the Wageningen University and Research Centre. The performances of various monitoring networks to determine a decrease in the upper 5 meters of groundwater were compared. The network variant that is linked to the existing facilities of the Minerals Policy Monitoring Network (LMM) was found to best meet the requirements of policy-makers. This variant was then worked out in detail.

Due to the intensity of the efforts required to accurately detect a decrease in nitrate concentrations with depth based on measurements, the procedures are very expensive. The use of a computer model based on available knowledge in combination with detailed measurements at 75–100 wells is substantially less expensive than the comprehensive network variant with 450–1200 wells. However, such a model depends on the accuracy of the assumptions on which it is based, and it is therefore not possible to draw reliable conclusions based on measurements taken at a restricted number of wells (75–100).

The aim of policy-makers is to use the measurements to work out the details of the upcoming Fifth Nitrates Directive Action Programme, for which the negotiations with the European Commission begin mid-2012. However, the preparation and establishment of a nitrate compliance network, the first sampling, analyses and reporting will require approximately two and a half years. The results will therefore not be available in time to ameliorate or to underpin the Fifth Action Programme and, consequently, a computer model will have to be used for this Action Programme.

Key words:
nitrate, compliance checking level, monitoring network, groundwater, surface water

Voorwoord

Er zijn twee startnotities geschreven naar aanleiding van het verzoek van de ministeries van VROM en LNV om een technische uitwerking te geven aan de motie Koopmans over de modellering en de meting van de nitraatconcentratie tot vijf meter diep. Op basis hiervan zijn de kaders voor een verdere uitwerking van dit verzoek geduid en verhelderd in onderlinge correspondentie en overleg tussen de ministeries en de LMM-opdrachtnemers (RIVM en LEI Wageningen UR). Dit heeft geleid tot het instellen van een werkgroep bestaande uit onderzoekers van Alterra Wageningen UR, Deltares, LEI Wageningen UR en het RIVM, die samen het onderzoek gefaseerd hebben uitgevoerd. Zij hebben voorstellen geformuleerd voor de inrichting van een nitraatdieptemeetnet en voor de verbeteringen voor modelmatige berekeningen met het model STONE.

De Technische Commissie Bodem (TCB) en een door haar ingestelde reviewcommissie hebben op drie momenten gedurende het onderzoek de conceptvoorstellen voorzien van commentaar. De conceptvoorstellen zijn besproken en becommentarieerd door de klankbordgroep van het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM). Het commentaar van de commissie en de klankbordgroep is meegenomen bij de verdere uitwerking van de voorstellen. Het resultaat hiervan staat in dit rapport.

Dit rapport geeft enerzijds een overzicht van beleidsmatige kaders zoals die door de ministeries zijn gesteld, en anderzijds een voorstel met opties waarop aan de inrichting van een Nitraatdieptemeetnet en ontwikkeling van het model invulling kan worden gegeven.

De auteurs bedanken de leden van de TCB, de leden van TCB-reviewcommissie en de leden van de klankbordgroep LMM voor hun commentaren en suggesties.

Tot slot bedanken we de vele collega´s van de instituten die bij dit vooronderzoek zijn betrokken. Zonder hun werk had dit rapport niet tot stand kunnen komen.
Alterra: Jaap Bloem
Deltares: Bas van der Grift, Ate Visser, Bernadette Marchand
Landbouw Economisch Instituut: Jan van Dijk, Ton van Leeuwen
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: Eke Buis, José Ferreira, Ad de Goffau, Arno Hooijboer, Leon van Ingen, Gijs Janssen, Ruud Jeths, Cor de Jong, Niels Masselink, Herman Prins, Bertwin Stoffelsen, Mariëlle van Vliet, Monique Wolters, Manon Zwart
Wageningen Universiteit: Jan Willem van Groenigen

Leeswijzer
In hoofdstuk 2 worden vier duidelijk verschillende varianten voor een nitraatdieptemeetnet besproken en vergeleken. De keuze voor de variant die in hoofdstuk 4 is uitgewerkt, wordt onderbouwd. Bij de uitwerking van deze variant zijn twee beleidsopties beschouwd, met voor- en nadelen. Suggesties voor een uitgebreidere of beperktere uitvoering zijn vermeld. In hoofdstuk 3 worden de technische en organisatorische aspecten besproken die een rol spelen bij het inrichten van een meetnet. Dit hoofdstuk kan eventueel worden overgeslagen en later bij het lezen van hoofdstuk 4 worden geraadpleegd als naslag. In hoofdstuk 5 is een aantal aandachtspunten en risico's benoemd bij de inrichting en uitvoering van een Nitraatdieptemeetnet.
Het rapport bevat een groot aantal bijlagen waarin details zijn gegeven van onderdelen die in het hoofdrapport beperkt zijn uitgewerkt om de leesbaarheid te bevorderen. De laatste bijlage geeft een overzicht en een omschrijving van de in dit rapport gebruikte begrippen en afkortingen.

rivm

Inhoud

Samenvatting		**11**
1	**Inleiding**	**15**
1.1	Aanleiding	15
1.2	Doel en beleidsmatige kaders	17
1.3	Beleidskeuzen	19
1.4	Kanttekeningen	21
1.4.1	Uitkomsten van het onderzoek	21
1.4.2	Tijdsdruk	21
2	**Varianten voor een Nitraatdieptemeetnet**	**23**
2.1	Algemeen	23
2.2	Een nieuw en volledig gebiedsdekkend meetnet	24
2.3	Een meetnet in combinatie met het KRW-meetnet	25
2.4	Een meetnet in combinatie met het LMM	26
2.5	Een meetnet gekoppeld aan het STONE-model	27
2.6	Vergelijking van de vier varianten	28
3	**Uitwerking inrichtingdetails van een meetnet**	**31**
3.1	Inleiding	31
3.2	Gebruik van vaste putten op meetlocaties	31
3.2.1	Boring en inrichting van een vaste put	32
3.2.2	Filterstelling	34
3.2.3	Grondwaterstromingsrichting en snelheid	35
3.2.4	Grondwaterstandsschommelingen ten opzichte van het maaiveld	36
3.2.5	Voorkomen van hinder en schade voor de deelnemer	37
3.2.6	Variatie op korte afstand	38
3.2.7	Het meten van concentraties in de bovenste meter	38
3.3	Verzamelen van additionele informatie	39
3.3.1	Algemene beschrijving van de ondergrond	39
3.3.2	Profielbeschrijving van de bodemlagen	39
3.3.3	Karakterisering van de bodemlagen	40
3.3.4	Karakterisering van het grondwater	44
3.3.5	Vaststellen van relatie grondwater- oppervlaktewaterkwaliteit	45
3.3.6	Extra informatie nodig voor kalibratie of validatie modellen	45
3.3.7	Vaststellen van gewas- en bemestingshistorie	46
3.4	Bemonstering en analyses	46
3.5	Meetnetomvang	47
4	**Voorstel voor meetnetinrichting**	**49**
4.1	Globale opzet en opties	49
4.2	Keuze LMM-bedrijven	51
4.3	Selectie van bedrijven, meeteenheden en meetlocaties	52
4.3.1	Selectie van bedrijven en meeteenheden	52
4.3.2	Selectie van meetlocaties	55
4.4	Onderzoek per meetlocatie	56
4.5	Kostenraming en bestedingsritme	58
4.5.1	Kosten voor volledige uitvoering	58

4.5.2 Mogelijkheden tot besparing 59

5 Kanttekeningen en aanbevelingen 63
5.1 Kanttekeningen 63
5.2 Aanbevelingen 64

Literatuur 65

Bijlage 1 Motie van het lid Koopmans 69

Bijlage 2 Gewijzigd amendement van het lid Koopmans 71

Bijlage 3: Modelonderzoek nitraatverloop met de diepte 73

Bijlage 4 Beschikbare methodieken voor de bepaling van de GLG 81

Bijlage 5 Voor- en nadelen van verschillende putlocaties en wijze van afwerken 87

Bijlage 6 Vergelijking van methoden voor nemen van bodemprofielen en grondmonsters 89

Bijlage 7 Nitraatdieptemeetnet: opties voor bodemanalyses 95

Bijlage 8 Potentiële denitrificatie 103

Bijlage 9 Meting van denitrificerende bacteriën 107

Bijlage 10 Bruikbaarheid van leeftijdsbepalingen voor het bepalen van de relatie tussen het bovenste grondwater en het grondwater op 5m – GLG 109

Bijlage 11 Denitrificatie bepaling op basis van isotopen analyse 115

Bijlage 12 Relaties tussen grondwater-, drainwater- en slootwaterconcentraties in nitraat en totaal-stikstof 117

Bijlage 13 Advice on the sample size required to estimate mean nitrate concentrations 127

Bijlage 14 Inventarisatie bereidheid en respons LMM-deelnemers 149

Bijlage 15 Begrippen- en afkortingenlijst 153

rivm

Samenvatting

Inleiding

De motie Koopmans verzoekt de regering om ter voorbereiding van het vijfde Actieprogramma Nitraatrichtlijn modelmatig de afname in de nitraatconcentratie in beeld te brengen en naast de eerste meter ook in de tweede tot de vijfde meter te meten en deze resultaten te gebruiken voor het derogatieverzoek in het kader van het vijfde Actieprogramma Nitraatrichtlijn. De motie is op 23 april 2009 aangenomen. De ministeries van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM) en Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV) hebben het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) opdracht gegeven om, samen met kennisinstituten van de Wageningen Universiteit en met Deltares, deze motie uit te werken in voorstellen voor een meetnet en voor modelberekeningen. Dit rapport is het resultaat van het gezamenlijk onderzoek.

Doel, eisen en afbakening

Het doel van de motie Koopmans is om de aanvraag van een derogatie voor het vijfde Nitraatrichtlijn Actieprogramma te ondersteunen met diepere metingen en modelmatige berekeningen. Als uitvloeisel hiervan zijn de cijfers nodig voor de onderbouwing van het vijfde Actieprogramma zelf, aangezien een goedgekeurd Actieprogramma nodig is om een derogatie te verkrijgen.

De ministeries hebben de instituten verzocht een voorstel te maken voor de inrichting van een representatief meetnet (nitraatdieptemeetnet), waarvan de resultaten bruikbaar zijn in de onderhandelingen tussen Nederland en de Europese Commissie. De ministeries hebben hierbij een aantal eisen en randvoorwaarden gesteld die hieronder zijn samengevat. De eisen en randvoorwaarden van de ministeries zijn met name gebaseerd op de noodzaak om niet alleen te voldoen aan de Nitraatrichtlijn, maar ook aan de Kaderrichtlijn Water. Hierbij is ook rekening gehouden met de te verwachten vragen en eisen van de Europese Commissie bij de onderhandelingen over het vijfde Nitraatrichtlijn Actieprogramma.

Het meetnet respectievelijk het model (hierna kortweg het meetnet) dient alle bedrijfstypen te vertegenwoordigen en zich niet te beperken tot de derogatiebedrijven, omdat de overschrijdingen van de norm van 50 mg nitraat per liter zich ook en zelfs in iets grotere mate voordoen bij de niet-derogatiebedrijven, zoals de akker- en tuinbouwbedrijven. Het doel van het meetnet is om onderzoeksgegevens over de belasting van het grondwater en het oppervlaktewater te genereren, in samenhang met het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte. Dit nieuwe meetnet is niet bedoeld om huidige Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) voor het monitoren van de effecten van het Actieprogramma en het onderbouwen hiervan, te vervangen. Ook de huidige systematiek voor het afleiden van milieuverantwoorde stikstofgebruiksnormen, die gebaseerd is op het LMM, blijft behouden. Gegevens over de mogelijke afwenteling naar het oppervlaktewater zijn noodzakelijk om de consequenties van de landbouwpraktijk voor al het water in beeld te brengen. In gebieden waar een afname van nitraat in de bovenste vijf meter van het grondwater tot onder de norm voorkomt, kan in het oppervlaktewater mogelijk wel normoverschrijding worden gevonden. Deze gegevens mogen ook door middel van modelberekeningen zijn verkregen.

Het meetnet dient zich te beperken tot de zand- en dalgronden in de zandregio van Nederland. Het meetnet zal de natte, de droge en de overige zand- en dalgronden moeten omvatten. Het meetnet moet voor deze verschillende soorten zand- en dalgronden kunnen vaststellen of er sprake is van een afname van de nitraatconcentratie met de diepte in de bovenste vijf meter van het grondwater. Het meetnet moet ook voor de verschillende zandgebieden (noord, midden en zuid) en de verschillende rotatietypen (grasland op veebedrijven, bouwland op veebedrijven en bouwland op akkerbouwbedrijven) kunnen vaststellen of er sprake is van een afname.

Met het meetnet moeten gegevens beschikbaar komen over zowel het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte als over de oorzaken van het verloop. Dit betreft bijvoorbeeld gegevens over de afkomst van het grondwater op de verschillende meetdiepten en over het al dan niet optreden van de afbraak van nitraat (denitrificatie). Indien er aanwijzingen zijn voor nitraatafbraak, dan moeten de volgende zaken worden onderzocht: de oorzaak, de duurzaamheid, in welke regio's deze afbraak optreedt en de eventuele consequenties (afwenteling), zoals de hardheid en de concentraties aan metalen en sulfaat. Tot slot dient ook aandacht te worden besteed aan de aan- of afwezigheid van een directe relatie tussen de kwaliteit van de eerste vijf meter van het grondwater en de kwaliteit van het oppervlaktewater.

Varianten en opties voor een nitraatdieptemeetnet

Er zijn vier varianten op hoofdlijnen uitgewerkt, waarbij de sterke en zwakke punten met elkaar zijn vergeleken. Op basis van deze analyse is in overleg met de ministeries en na het inwinnen van een advies van de Technische Commissie Bodem besloten één variant in meer details uit te werken.

Drie van de vier varianten betreffen de inrichting van een meetnet waarmee op basis van de verkregen gegevens de afname van de nitraatconcentratie in beeld kan worden gebracht inclusief de bandbreedte. De vierde variant is een modelvariant, waarbij de metingen ten doel staan van het ontwikkelen, het ijken of het valideren van het procesmodel STONE dat wordt gebruikt voor de evaluatie van effecten van het mestbeleid. Bij deze laatste variant is het niet mogelijk met de meetgegevens zelf betrouwbare uitspraken te doen. De verwachting is dat de modelvariant goedkoper is en daarom wordt deze ook bekeken. Een van de drie meetnetvarianten betreft de inrichting van een geheel nieuw en zelfstandig te ontwerpen meetnet, dat wil zeggen los van bestaande meetnetinfrastructuren (variant 1). Bij de andere twee varianten wordt een meetnet ingericht dat aansluit op bestaande meetnetinfrastructuren. Dit zijn het in ontwikkeling zijnde Kaderrichtlijn Water Grondwatermeetnet (KRW-variant; variant 2) en het voor de Nitraatrichtlijn gebruikte Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM-variant, variant 3).

De LMM-variant is verder uitgewerkt. De belangrijkste reden is dat de LMM-infrastructuur beter geschikt is voor het inrichten van het nieuwe meetnet, omdat veel relevante informatie, bijvoorbeeld over de landbouwpraktijk, al beschikbaar is en/of wordt verzameld. Deze informatie is zowel nodig om het meetnet in te richten als om in een later stadium de resultaten te kunnen analyseren. Dit maakt deze variant goedkoper dan de andere twee meetnetvarianten. De goedkopere modelvariant is daarom ook verder uitgewerkt. De modelvariant voldoet echter niet aan de eis dat met de meetgegevens statisch betrouwbare uitspraken zijn te doen. Nadeel van de LMM-variant is dat het LMM niet het volledige landbouwareaal in de zandregio dekt, maar ruim 80%. Een tweede nadeel is dat wijzigingen in het LMM naar aanleiding van de lopende evaluatie van dit meetnet inhoudelijke en/of financiële consequenties kunnen hebben voor het in te richten Nitraatdieptemeetnet.

Bij de uitwerking van de LMM-variant zijn twee beleidsopties beschouwd. De eerste optie gaat uit van een meetnet waarbij met grote zekerheid (risicomijdend) een verschil in nitraatconcentratie kan worden gevonden, als dat verschil er in werkelijkheid ook is. Hiervoor moeten tussen de 900 en 1200 putten worden geplaatst. In deze optie worden bij 100 putten extra metingen verricht voor het verklaren van de verschillen en het onderzoek naar de effecten van denitrificatie en de afwenteling naar het oppervlaktewater. De tweede beleidsoptie, een risiconemende, betreft een meetnet waarmee de kans dat een verschil niet wordt gevonden bijna twee keer zo groot is. Het aantal te plaatsen putten varieert van 450 tot 600. De investering in aanvullend onderzoek is lager dan in de risicomijdende optie (75 putten met extra metingen). De risicomijdende optie is ruim anderhalf maal zo duur als de risiconemende optie. Bij de uitwerking van beide beleidsopties is rekening gehouden met de mogelijkheid dat er onvoldoende deelnemers zijn, waardoor de kans toeneemt dat een verschil niet is aan te tonen. Beide opties zijn daarom uitgewerkt: voor het geval dat er 100 en dat er 150 deelnemers beschikbaar zijn. Een meetnet met 150 deelnemers is goedkoper omdat het aantal in te richten en te onderzoeken meetlocaties (putten) lager kan zijn (25 %) om even betrouwbare uitspraken te doen.

De kosten voor het inrichten en het monitoren voor een periode van vier jaar van zowel het risicomijdende als het risiconemende meetnet zijn hoog, tussen de 15 en 30 miljoen euro. Een alternatief is om een meetnet in te richten dat beperkt is tot de droge zand- en dalgronden in de zandregio of om in ieder geval de natte zand- en dalgronden buiten beschouwing te laten. Dit levert een besparing op van tussen de 38 en 55 %, afhankelijk van de mate van beperking en de gekozen meetnetoptie. Er zijn inhoudelijke argumenten voor een dergelijke beperking. Allereerst heeft het toenmalige Natuur- en Milieuplanbureau in 2002 geadviseerd om voor de droge zandgronden na te gaan of een andere toetsdiepte mogelijk zou zijn. Ten tweede is bij de onderbouwing van de MINAS-stikstofnormen in 1995 al uitgegaan van een model, waarbij voor droge zandgronden de gewenste kwaliteit van het grondwater sturend was en voor natte zandgronden die van het oppervlaktewater. Uit onderzoek van de afgelopen jaren is gebleken dat bij de natte zand- en dalgronden er een substantiële afname is van de nitraatconcentratie met de diepte. Bij deze gronden is vooral de uitspoeling naar het oppervlaktewater van belang. Ook voor de klei- en veengronden was toen en is nu de gewenste kwaliteit van het oppervlaktewater sturend. Voor de overige zandgronden kan, net als in 1995, via metingen en/of berekening worden nagegaan of de gewenste kwaliteit van het oppervlaktewater of van het grondwater bepalend is voor de mestnormen.

De uitvoering van een modelvariant in plaats van een meetnetvariant levert ook een besparing op in de kosten. Opties bij de modelvariant zijn om het model te ontwikkelen zonder of met een heel beperkt aantal gerichte metingen (kosten 0,5-1 miljoen euro in 2010 en 2011), of om ter ontwikkeling van het model op middellange termijn onderzoek uit te voeren, bijvoorbeeld het voorgestelde aanvullende onderzoek in de LMM-variant op een beperkt aantal meetlocaties (75-100 putten; aanvullende kosten in 2010-2014 tussen de 6,5 en 8,5 miljoen).

Kanttekeningen

Het is niet mogelijk tijdig voldoende nieuwe meetgegevens beschikbaar te hebben over het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte voor de onderbouwing van het vijfde Nitraatrichtlijn Actieprogramma. Het ontwerpen en inrichten van een meetnet, de uitvoering van de metingen, de chemische analyses en de verwerking en analyse van de gegevens vergen veel tijd. Het duurt circa tweeënhalf jaar na het verstrekken van een opdracht voordat de resultaten van een eerste meetronde kunnen worden gerapporteerd. Dit wil zeggen dat pas begin 2013 eerste resultaten beschikbaar zijn, als

medio 2010 een opdracht wordt verstrekt, en dat terwijl de onderhandelingen over het vijfde Actieprogramma medio 2012 van start gaan.

Het is wel mogelijk om voor medio 2012 nieuwe modelresultaten beschikbaar te hebben voor de onderbouwing van het vijfde Actieprogramma. De ontwikkeling van het model is uit te voeren als onderdeel van de meetnetvariant (variant 3) of als zelfstandige modelvariant (variant 4). Voor de modelverbeteringen dienen eind 2010 nieuwe gegevens beschikbaar te zijn, omdat het model medio 2011 gereed dient te zijn voor scenarioberekeningen voor de evaluatie van de Meststoffenwet die uiterlijk medio 2012 moet zijn afgerond. Eventueel kan men via een beperkte en gerichte meetcampagne voor het model essentieel geachte meetgegevens verzamelen, waarmee de berekening van het nitraatverloop met de diepte en de uit- en afspoeling naar oppervlaktewater kan worden verbeterd. De modelvoorspellingen zijn ook te verbeteren met bestaande gegevens afkomstig uit het LMM, bijvoorbeeld gemeten concentraties opgelost organisch koolstof en sulfaat in het bovenste grondwater.

Een meetnet levert niet tijdig informatie voor modelverbeteringen. Wel komen gegevens beschikbaar voor toekomstige modelverbeteringen en de onderbouwing van bijvoorbeeld het zesde Actieprogramma, waarvoor de onderhandelingen met de Europese Commissie starten in 2016. De verwachting is dat met deze nieuwe gegevens en een verder ontwikkeld model betere, specifiekere en betrouwbaarder uitspraken mogelijk zijn. Maar de kans dat de huidige wetenschappelijke inzichten moeten worden aangepast is naar verwachting klein. Dit wil zeggen dat voor de droge zand- en dalgronden naar verwachting geen substantiële afname van de nitraatconcentratie met de diepte zal kunnen worden aangetoond en dat een substantiële afname van de nitraatconcentratie met de diepte voor de natte en overige zand- en dalgronden zal kunnen worden bevestigd met deze metingen. De relatie tussen de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater en de stikstofconcentraties in ontvangende kleine oppervlaktewateren zal met een verbeterd model wel beter zijn vast te stellen.

Een complicerende factor is dat gedurende de meetperiode, 2011-2015, naar verwachting de stikstofgebruiksnormen worden aangescherpt. Hierdoor zal, naast de omgevingsfactoren, ook de bemestingsgeschiedenis van invloed zijn op het gemeten verloop van de nitraatconcentratie met de diepte. Dit maakt het moeilijker om aan te tonen dat er sprake is van een daling van de nitraatconcentratie met de diepte.

Tot slot zij opgemerkt dat de Technische Commissie Bodem vindt dat de middelen die nodig zijn voor het monitoren van nitraatconcentraties op 2-5 meter beneden het maaiveld niet efficiënt zijn besteed. De commissie stelt dit zowel in het eind 2009 uitgebrachte advies als in het vervolgadvies van begin 2010.

rivm

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

In het algemene overleg van de vaste Commissie Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit is op 22 april 2009 de motie Koopmans aangekondigd over de modellering en de meting van de nitraatconcentratie tot vijf meter diep. De motie verzoekt de regering om ter voorbereiding van het vijfde Actieprogramma Nitraatrichtlijn modelmatig de afname in de nitraatconcentratie in beeld te brengen en naast de eerste meter ook in de tweede tot de vijfde meter te meten en deze resultaten te gebruiken voor het derogatieverzoek in het kader van het vijfde Nitraatrichtlijn Actieprogramma (zie Bijlage 1). De motie is op 23 april 2009 aangenomen.

Deze motie is het voorlopige sluitstuk van een discussie die sinds 2002 wordt gevoerd over de toetsdiepte voor nitraat in grondwater. De discussie is aangezwengeld bij de evaluatie van de meststoffenwet in 2002 in het rapport MINAS en Milieu (zie Tekstbox 1). De reden was dat in de zandgebieden de nitraatnorm van 50 mg/l niet werd gehaald in het bovenste grondwater en dat verdere aanscherpingen van de stikstofnormen in de landbouw als probleem werden gezien voor de sector.

Tekstbox 1 Tekst uit MINAS en Milieu, Milieu- en Natuurplanbureau (2002), waarmee de discussie over de toetsdiepte is aangezwengeld.

> 'In Nederland wordt in veel gebieden nitraat omgezet in de bodem (denitrificatie). Dit betekent dat nitraat in dieper grondwater niet meer of in lagere concentraties (onder de nitraatnorm) voorkomt. Dit kan reden zijn om uit oogpunt van bescherming van het droge grondwater niet te toetsen op de concentraties in het bovenste grondwater, maar wat lager in het profiel. Overigens kunnen als gevolg van omzetting van nitraat andere ongewenste stoffen (sulfaat, zware metalen, 'totale hardheid') in het water voorkomen. In een aantal gebieden is dit omzettingsproces afwezig en zijn de nitraatconcentraties in het diepe grondwater vergelijkbaar met die in het bovenste grondwater. Voor deze gebieden, die op de droge zandgronden liggen, is aanscherping zoals voorgesteld voor 2003 voor de droge gronden gerechtvaardigd. Mogelijk moet zelfs sprake zijn van verdere aanscherping. Daar is immers bij een belasting van 140 kg N per ha de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater hoger dan de nitraatnorm van 50 mg per liter. Door een gebrek aan denitrificatie geldt dit dus ook in het diepe grondwater.'

Sinds 2002 zijn meerdere studies verricht. Deze studies hadden als doel om na te gaan wat de mogelijkheden zijn voor het verlagen van de toetsdiepte. Het nevendoel van de studies was om na te gaan hoe een verlaging van de toetsdiepte kon worden onderbouwd. Uit alle studies (zie overzicht in Tekstbox 2) blijkt dat de nitraatconcentraties afnemen met de diepte, maar dat deze afnames klein of afwezig zijn bij droge gronden in infiltratiegebieden[1], waar hoge nitraatconcentraties in de bovenste

[1] Droge gronden zijn gronden met relatief diepe gemiddeld laagste en gemiddeld hoogste grondwaterstanden. Infiltratiegebieden zijn gebieden met percelen zonder buisdrainage of sloten in de onmiddellijke nabijheid. Het water uit de bovenste vijf meter infiltreert naar de diepte en wordt niet direct vanuit de bovenste vijf meter afgevoerd naar het

meter voorkomen. Bij natte gronden in kunstmatig gedraineerde gebieden[2] is er een duidelijke afname van de nitraatconcentratie met de diepte en soms is nitraat zelfs geheel afwezig op vijf meter diepte. Maar ook in de bovenste meter van het grondwater zijn de nitraatconcentraties al relatief laag in de gedraineerde gebieden. Voor deze kunstmatig gedraineerde gebieden is het vanuit milieuoogpunt relevant om naar de realisatie van gewenste kwaliteit van het oppervlaktewater te kijken.

Bij de laatst uitgevoerde studie (De Klijne et al., 2008) wezen modelberekening uit dat in een situatie van langdurige onveranderde bemestingniveaus ook bij de droge gronden een afname van de nitraatconcentratie met de diepte is te verwachten. Echter, deze modelstudie wees tegelijkertijd uit dat er ook bij droge gronden sprake is van een zekere uit- en afspoeling naar oppervlaktewater vanuit de bovenste vijf meter van het grondwater. Dit betekent mogelijk dat deze gronden droog zijn door de aanwezigheid van bijvoorbeeld sloten.

Tekstbox 2 Overzicht van eerder uitgevoerde toetsdieptestudies

De eerste toetsdieptestudie (Broers et al., 2004) had tot doel na te gaan of het mogelijk is met voldoende nauwkeurigheid gebieden af te bakenen waar denitrificatie zonder nadelige gevolgen optreedt en na te gaan op welke diepte dan zal moeten worden getoetst. Deze bureaustudie leidde tot de conclusie dat het niet mogelijk is gebieden te identificeren waar denitrificatie zonder nadelige gevolgen optreedt, doordat systematische kennis van de redoxreactiviteit van de afzettingen binnen enkele tientallen meters beneden maaiveld op regionale schaal ontbreekt. Om gebieden waar denitrificatie optreedt ruimtelijk te kunnen afbaken is een grote karteer- en meetinspanning noodzakelijk.

Het oorspronkelijke doel van de tweede toetsdieptestudie (Fraters et al., 2006), die is uitgevoerd in de periode 2004-2006, was om te komen tot een voorstel voor een toetsdieptemeetnet. Gedurende de studie kwam de nadruk echter meer te liggen op een tweede doel, namelijk het leveren van informatie waaruit zou blijken hoe zinvol het is een toetsdieptemeetnet in te richten. In deelrapporten (Van Elzakker et al., 2007, Van Elzakker en Gast, 2006) wordt uitgebreid verslag gedaan van verschillende opties voor meetmethoden. Het onderzoek omvatte laboratorium-, veld- en bureaustudie. Tevens maakten twee workshops met onderzoekers, beleidsmakers en vertegenwoordigers van de sector deel uit van de studie.

De derde en laatste toetsdieptestudie had als centrale vraag of er een milieuverantwoorde manier is om de toetsdieptesystematiek, in relatie tot de gebruiksnormen, aan te passen (De Klijne et al., 2008). Dit onderzoek omvatte naast een modelstudie (Groenendijk et al., 2008; Griffioen et al., 2008) ook twee internationale reviews. Bij de eerste review werd het voorafgaande onderzoek beoordeeld, alsook de plannen voor de modelstudie. De tweede review betrof een beoordeling van het uitgevoerde modelonderzoek.

Infiltratiegebieden zijn gebieden met percelen zonder buisdrainage of sloten in de onmiddellijke nabijheid. Het water uit de bovenste vijf meter infiltreert naar de diepte en wordt niet direct vanuit de bovenste vijf meter afgevoerd naar het oppervlaktewater.

[2] Natte gronden zijn gronden met relatief ondiepe gemiddeld laagste en gemiddeld hoogste grondwaterstanden. Gedraineerde gebieden zijn gebieden met percelen die via sloten, al dan niet in combinatie met buisdrainage, worden ontwaterd. Het water uit de bovenste vijf meter wordt geheel of gedeeltelijk direct vanuit de bovenste vijf meter naar deze sloten afgevoerd.

In aanvulling op de motie van 23 april 2009 is naar aanleiding van het debat in de Tweede Kamer op 1 juli 2009 de volgende dag een amendement aangenomen (zie Bijlage 2), waarbij in de Meststoffenwet een artikel wordt opgenomen (artikel 37a) dat voorschrijft dat vanaf het jaar 2014 via een ministeriële regeling regels worden gesteld over de wijze waarop de in de Nitraatrichtlijn voorgeschreven controleprogramma's (artikel 5, zesde lid) worden uitgevoerd. Dit amendement is bedoeld om de uitvoering van de motie Koopmans compleet te maken (zei toelichting bij het amendement in Bijlage 2).

1.2 Doel en beleidsmatige kaders

De diepere metingen en modelmatige berekeningen hebben tot doel om de aanvraag van een derogatie voor het vijfde Nitraatrichtlijn Actieprogramma met meet- en rekencijfers te ondersteunen.

Nederland zal, net als nu, allereerst goedkeuring moeten krijgen voor het vijfde Actieprogramma voordat een derogatieverzoek kan worden ingediend. Goedkeuring van een Actieprogramma, dat mede is gebaseerd op een andere toetsdiepte in aanvulling op de huidige metingen in de eerste meter, kan niet worden gerealiseerd zonder de discussie met de Europese Commissie gevoerd te hebben over het toetsen van nitraat op een grotere diepte dan 1 meter. De ministeries zien de betekenis van resultaten van dieper meten vooral in de onderhandelingen met de Commissie over de opgave die nog rest voor het vijfde Actieprogramma en verder. Mocht bijvoorbeeld uit diepere metingen en modelstudies blijken dat Nederland met nitraatconcentraties op 1 meter van 60-65 mg/l kan voldoen aan de norm van 50 mg/l op 5 meter, zonder dat dit risico's oplevert voor de winning van het drinkwater en/of de kwaliteit het oppervlaktewater, dan heeft Nederland argumenten om de Commissie te overtuigen dat iets minder stringente maatregelen noodzakelijk zijn. Dit kan relevant zijn voor de akker- en tuinbouwsector op zand, waar de nitraatconcentraties de afgelopen jaren gemiddeld hoger zijn dan bij de melkveehouderijbedrijven (Zwart et al., 2008). De ministeries hebben daarom gesteld dat het gaat om de kwaliteit van het grond- en oppervlaktewater op alle bedrijven en niet alleen op de derogatiebedrijven. De gegevens die met het nieuwe meetnet worden verzameld zijn eventueel ook nodig bij de behandeling van het vijfde Actieprogramma in de Tweede Kamer.

De ministeries hebben te kennen gegeven dat de uitvoering van de motie geen gevolgen mag hebben voor de metingen in de eerste meter, zoals die nu worden verricht in het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM). Het is niet de bedoeling dat het meetnet op 1 meter diepte vervangen wordt. De motie Koopmans vraagt ook om metingen in de eerste meter te handhaven. Het huidige meetnet geeft de meest accurate en snelste terugkoppeling van het handelen van boeren, en daarmee indirect van het gevoerde beleid. Dat moet zo blijven.

Voor het afleiden van de stikstofgebruiksnormen wordt het model gebruikt van de Werkgroep Onderbouwing Gebruiksnormen (WOG)[3] (Van Dijk en Schröder, 2007; Schröder et al., 2004). Het LMM levert hiervoor de uitspoelfracties, waarmee de mate van uitspoeling van het stikstofoverschot naar het bovenste grondwater en het oppervlaktewater wordt gekwantificeerd (Fraters et al., 2007). De metingen in het Nitraatdieptemeetnet zijn niet bedoeld om dit model te verfijnen en/of een aanvullende uitspoelfractie te genereren.

[3] De Werkgroep Onderbouwing Gebruiksnormen (WOG) is een werkgroep van de Commissie van Deskundigen Meststoffenwet (CDM). Het CDM is een technische adviescommissie van het ministerie van LNV.

Ook is het niet de bedoeling dat de afleiding van stikstofgebruiksnormen volgens de systematiek van de WOG op een andere wijze gaat plaatsvinden. Om stikstofgebruiksnormen te baseren op gegevens op vijf meter diepte vraagt om een mega-inspanning, vooral vanwege het ontbreken van voldoende gedetailleerde meetgegevens en vanwege het feit dat de gegevens die er zijn alleen betrekking hebben op zand, niet op klei en veen.

Bij de laatste toetsdieptestudie is uitgebreid modelonderzoek verricht (Groenendijk et al., 2008). Voor verbetering van de modelparameters is aanvullend veld- en laboratoriumonderzoek verricht (Griffioen et al., 2008). De ministeries geven aan dat in het te maken projectplan de mogelijkheid kan worden opgenomen om dit model, het STONE-model, te verbeteren en verfijnen, zodat hiermee nauwkeuriger de afname met de diepte voor verschillende omstandigheden kan worden berekend. In het projectplan moet dan worden opgenomen wat hiervoor nodig is, wat het oplevert (bijvoorbeeld aan nauwkeurigheid) en wat het gaat kosten.

Dit rapport gaat niet in op de modelontwikkelingen. In een aparte notitie is een voorstel gedaan voor de ontwikkeling van het STONE-model, dat nodig is op de korte (2010-2011) en op middellange termijn (vanaf 2012) om met een grotere betrouwbaarheid het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte te kunnen berekenen (zie Bijlage 3). De ontwikkeling van het STONE-model in de periode 2010-2011 is ook nodig voor het project ‘Evaluatie Meststoffenwet 2012’ (EMW2012). De modelverbeteringen, kalibratie en validatie voor zowel de EMW2012 als voor de uitvoering van de motie Koopmans zullen plaatsvinden onder supervisie van de Stuurgroep STONE en zijn om deze reden buiten dit rapport gehouden. De behoefte aan meetgegevens voor de modelverbetering is opgenomen in het voorliggende rapport, omdat dit van belang is voor de keuzen voor de opzet en uitvoering van het meetnet.

De ministeries stellen samengevat de volgende eisen en randvoorwaarden aan het uit te voeren onderzoek en het in te richten nitraatdieptemeetnet:

1. Het nitraatdieptemeetnet dient een representatief meetnet te zijn.
2. Het moet gaan om metingen waarmee statische betrouwbare uitspraken zijn te doen en niet om indicatieve metingen.
3. Beperking van kosten mag niet tot hoofddoel gemaakt worden. Het gaat allereerst om het inrichten van een representatief meetnet waarbij de resultaten voor Nederland bruikbaar zijn in de onderhandelingen met de Commissie. Maar gelet op het kabinetsbesluit tot bezuiniging op monitoring en het RIVM, moeten de kosten wel zo veel mogelijk worden beperkt.
4. Het meetnet moet zich niet beperken tot de derogatiebedrijven maar alle bedrijfstypen dienen vertegenwoordigd te zijn.
5. Het gaat de ministeries niet zozeer om een nieuwe toetsdiepte, maar om het genereren van onderzoeksgegevens over de belasting van het milieu (grond- en oppervlaktewater) die voor Nederland bruikbaar zijn in de onderhandelingen met de Commissie over de aanscherping van maatregelen op zand voor het vijfde Nitraatrichtlijn Actieprogramma.
6. Het huidige meetnet waarmee de ontwikkeling in de waterkwaliteit op landbouwbedrijven wordt gevolgd (het LMM) wordt niet vervangen door een nitraatdieptemeetnet.
7. De huidige WOG-systematiek voor het afleiden van milieuverantwoorde stikstofgebruiksnormen blijft behouden.
8. Gegevens over de belasting van het oppervlaktewater zijn noodzakelijk om een goed onderbouwd voorstel te kunnen voorleggen aan de Europese Commissie. Dit voorstel mag onderbouwd zijn door middel van modelberekeningen.

De eisen en randvoorwaarden van de ministeries zijn met name gebaseerd op de noodzaak om niet alleen te voldoen aan de Nitraatrichtlijn, maar ook aan de Kaderrichtlijn Water. Hierbij is ook rekening gehouden met de te verwachten vragen en eisen van de Europese Commissie bij de onderhandelingen over het vijfde Nitraatrichtlijn Actieprogramma.

1.3 Beleidskeuzen

Met de ministeries is een aantal keuzemogelijkheden besproken voor het ontwerpen van een meetnet. Dit betreft de volgende onderwerpen:

1. de afbakening bij de inrichting het meetnet (waar meten):
   a. de regionale afbakening;
   b. afbakening van grondsoorten;
   c. afbakening met betrekking tot wijze van drainage van de gronden;
2. de afbakening met betrekking tot het gewenste schaalniveau van de uitspraken (waar uitspraken over doen):
   a. het onderscheiden van gebieden binnen regio's;
   b. het onderscheiden van bedrijfstype en/of gewastype;
   c. het onderscheiden van gronden op basis van hydrologische karakteristieken;
3. de afbakening van de aandachtspunten naast het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte (wat meten);
4. de afbakening van het meetnet in de tijd (hoelang meten).

Per onderwerp is hieronder beschreven welke keuze is gemaakt.

Ad 1 De afbakening bij de inrichting het meetnet

1a. Regionale afbakening (regio's): het meetnet dient zich te beperken tot de zandregio. De klei- en veenregio's blijven buiten beschouwing (conform eerdere studies). Ook de lössregio blijft buiten beschouwing. Er is op dit moment geen vraag te verwachten vanuit de Europese Commissie of de politiek om extra aandacht aan de lössregio te besteden.

1b. Grondsoortafbakening (grondsoorten): het beleid is geformuleerd voor grondsoorten en niet voor regio's. Wel wordt bij het presenteren van resultaten aan de Europese Commissie het regioconcept gebruikt. Het onderzoek is echter in de eerste plaats beleidsonderbouwend; om die reden is het gewenst aan te sluiten bij het grondsoortconcept. De meetlocaties in het Nitraatdieptemeetnet moeten daarom worden beperkt tot de zand- en dalgronden. Hiervoor kan gebruik worden gemaakt van de zandgrondenkaart. Er is beleidsmatig geen onderscheid gemaakt tussen zandgronden en dalgronden; de stikstofgebruiksnormen zijn dezelfde, daarom worden beide grondsoorten meegenomen in het meetnet.

1c Hydrologische afbakening (drainageklassen): het meetnet moet alle zandgronden omvatten en mag zich niet beperken tot de infiltratiegebieden. Net als bij de eerdere toetsdieptestudies moeten ook de gedraineerde gebieden worden meegenomen in het onderzoek (zie ook punt 2c en punt 3).

Ad 2 De afbakening met betrekking tot het gewenste schaalniveau van de uitspraken

2a Uitspraken op gebiedsniveau: een uitspraak over nitraatconcentraties in de bovenste vijf meter voor de zandregio als geheel volstaat niet. De voorkeur gaat uit naar de optie om de indeling in de drie zandgebieden te gebruiken zoals die in de correspondentie met de Europese Commissie over de Nitraatrichtlijn Actieprogramma's worden gebruikt, te weten Noord, Midden en Zuid. Het gebruik van de KRW-grondwaterlichamen als indelingscriterium ligt minder voor de hand en leidt tot hogere kosten, omdat er meer dan drie zandgrondwaterlichamen zijn.

2b Uitspraken op bedrijfs-/gewasniveau (rotatietype): het meetnet zal representatief moeten zijn, dus het moet alle bedrijfstypen vertegenwoordigen. Beleidsmatig wordt echter vanuit gewassen gedacht en normen gesteld. De ministeries zien vooral resterende problemen voor de akker- en tuinbouw in het vijfde Actieprogramma. Gezien de bekende verschillen tussen gras- en bouwland, is het daarom gewenst in het meetnet onderscheid te maken tussen drie rotatietypen, te weten: grasland op veebedrijven, bouwland op veebedrijven en bouwland op akker- en tuinbouwbedrijven.

2c Uitspraken voor hydrologische verschillende gronden (drainageklassen): gezien de resultaten van eerder onderzoek en de wijze waarop de stikstofgebruiksnormen zijn afgeleid, zal in ieder geval om beleidsmatige redenen onderscheid gemaakt moeten worden tussen de drie drainageklassen nat, gemiddeld en droog[4].

Opmerking: de ministeries geven aan dat ze geen behoefte hebben aan verdere detaillering binnen de drie genoemde aspecten, gebied, rotatietype en drainageklasse. Bij de uitwerking in een meetnetvoorstel is de prioritering van de aspecten (1) drainageklasse, (2) gebied en (3) rotatietype. Dit wil zeggen dat het belangrijker is om uitspraken te kunnen doen voor de drie verschillende drainageklassen dan voor bijvoorbeeld de drie onderscheiden gebieden.

Ad 3 De afbakening van de aandachtspunten naast het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte

De ministeries willen niet alleen het verloop van de nitraatconcentraties met de diepte in beeld gebracht hebben. Er is ook aandacht nodig voor de volgende aspecten:

a) of het grondwater op vijf meter onder de grondwaterspiegel afkomstig is uit hetzelfde perceel als de eerste meter van het grondwater;
b) of een gemeten daling van de nitraatconcentratie kan worden toegeschreven aan denitrificatie en zo ja, of deze duurzaam is en/of neveneffecten oplevert, zoals verhoging van de concentraties van andere stoffen (bijvoorbeeld zware metalen);
c) of er een relatie is tussen de kwaliteit van de bovenste vijf meter van het grondwater en de kwaliteit van het eventueel naast het perceel aanwezige oppervlaktewater.

Hierbij moet een projectvoorstel de afwegingen en de consequenties bevatten voor het al dan niet meenemen of weglaten van inspanningen om bovengenoemde vragen te kunnen beantwoorden. Dit alles uiteraard in combinatie met de financiële consequenties.

Ad 4 De afbakening van het meetnet in de tijd

De ministeries geven aan dat het meetnet ook na 2013 operationeel moet kunnen blijven. Dit is in overeenstemming met het amendement op de wijziging van de Meststoffenwet (zie Bijlage 2).

[4] De indeling in drainageklassen is gebaseerd op de gemiddeld hoogste (GHG) en gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG). Het is een groepering van de 11 verschillende grondwatertrapklassen (Gt's) in drie overkoepelende klassen. De drainageklasse nat heeft een GHG van < 0,80 m beneden maaiveld en een GLG van < 1,20 m (Gt's: I, II, II*, III, III* en IV). De drainageklasse gemiddeld heeft een GHG van < 0,80 m beneden maaiveld, maar een GLG van > 1,20 m (Gt's V, V* en VI). De drainageklasse droog ten slotte, heeft een GLG van > 0,80 m beneden maaiveld en een GLG van > 1,20 m (Gt's VII en VIII). Opmerking: de droge en de gemiddeld gedraineerde gronden kunnen in deze klasse vallen door kunstmatige drainage via buizendrainage en/of sloten. Bij het onderzoek zal in ieder geval om uitvoeringstechnische redenen onderscheid gemaakt worden tussen niet-gedraineerde gronden, alleen via sloten gedraineerde gronden en gronden gedraineerd via een combinatie van buizendrainage en sloten.

1.4 Kanttekeningen

1.4.1 Uitkomsten van het onderzoek

De afgelopen jaren zijn verschillende studies verricht (zie Tekstbox 2) naar de consequenties van een andere toetsdiepte dan de bovenste meter van het grondwater. De uitkomsten van deze studies wijzen in dezelfde richting. Er zijn afnamen van de nitraatconcentraties met de diepte, maar deze afnamen zijn klein of afwezig in infiltratiegebieden (droge gronden). In de infiltratiegebieden komen hoge nitraatconcentraties in de bovenste meter voor. In gedraineerde gebieden is er een duidelijke afname van de nitraatconcentratie met de diepte en soms is nitraat zelfs geheel afwezig op vijf meter diepte. In de gedraineerde gebieden zijn de nitraatconcentraties in de bovenste meter van het grondwater al relatief laag. Voor deze gedraineerde gebieden is het vanuit milieuoogpunt relevant om naar de realisatie van gewenste kwaliteit van het oppervlaktewater te kijken, net als in de klei- en veenregio's.

Daarnaast speelt mee dat in de periode van het komende Nitraatrichtlijn Actieprogramma een verdere verlaging van de stikstofgebruiksnormen plaatsvindt. Hierdoor wordt het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte niet alleen beïnvloed door bodemprocessen (denitrificatie) en hydro-geologische karakteristieken van de ondergrond, maar ook door een in de tijd veranderend bemestingsniveau. Zonder bodemprocessen en weersfluctuaties zou er in een dergelijke situatie sprake zijn van een toename van de nitraatconcentratie met de diepte; het jongste bovenste grondwater bevat minder nitraat als gevolg van recente lagere stikstofbemesting dan het oudere diepere grondwater, dat is geïnfiltreerd in een periode dat de bemesting hoger was.

De resultaten van het nieuwe meetnet en van de berekeningen met een verbeterd model zullen, zeker op middellange termijn, leiden tot betrouwbaarder en gebiedsspecifiekere uitspraken over de afname van de nitraatconcentratie met de diepte, de oorzaken hiervan en mogelijke consequenties voor andere grondwaterkwaliteitsaspecten en de afwenteling naar oppervlaktewater. Maar men dient zich te realiseren dat, vanwege bovenvermelde punten, de kans klein is dat de wetenschappelijke resultaten van het nieuwe meetnet en van de modelberekeningen duidelijk anders zullen zijn dan de resultaten uit de voorafgaande toetsdieptestudies. Dit wil zeggen dat voor de droge zand- en dalgronden naar verwachting geen substantiële afname van de nitraatconcentratie met de diepte zal kunnen worden aangetoond en dat een substantiële afname van de nitraatconcentratie met de diepte voor de natte en overige zand- en dalgronden zal kunnen worden bevestigd met deze metingen.

1.4.2 Tijdsdruk

De ontwikkeling en inrichting van een Nitraatdieptemeetnet zal moeten worden uitgevoerd onder grote tijdsdruk in combinatie met een zorgvuldig te bewandelen traject.

De tijdsdruk komt voort uit de tekst van de motie die vraagt om in 2012 te beschikken over nieuwe meet- en modelresultaten voor de onderhandelingen met de Europese Commissie over het vijfde Actieprogramma (2014-2017) en een nieuwe derogatie vanaf 2014. Zelfs in het optimistische scenario, waarbij per 1 januari 2010 zou zijn begonnen met de voorbereidingen voor de inrichting, zouden medio 2012 alleen de resultaten van een eerste meetronde beschikbaar zijn geweest en gerapporteerd. Voor de verbetering van het model zouden dan eind 2010, begin 2011 een deel van de gegevens beschikbaar zijn geweest, die tijdens de inrichting van het meetnet worden verzameld.

De benodigde zorgvuldigheid hangt samen met toezeggingen gedaan in het debat met de Tweede Kamer. De minister van LNV heeft in het debat aangegeven dat de wijze waarop uitvoering gegeven

gaat worden aan de motie van Koopmans wordt meegenomen in de evaluatie van het LMM en dat de Kamer hierover in het voorjaar van 2010 wordt geïnformeerd. Dit betekent ten eerste dat de onderzoeksopzet of de monitoringsopzet (dit wil zeggen de uitkomsten van het onderzoek naar de uitvoering van de motie Koopmans) zowel aan de Technische Commissie Bodem (TCB) als aan de Tweede Kamer voorgelegd gaat worden. Ten tweede dat de TCB en de Tweede Kamer hier een oordeel over zullen geven. De TCB voert immers een onafhankelijke review uit op de lopende evaluatie van het LMM.

Dit houdt in dat de voorbereiding voor het ontwerp en de inrichting van een nieuw meetnet niet eerder van start kan gaan dan na het uitkomen van het advies van de TCB en de resultaten van het Kamerdebat in het voorjaar van 2010. Dit levert een vertraging op van drie tot zes maanden, waardoor de kans dat nieuwe gegevens beschikbaar zijn voor de onderhandelingen over het vijfde Actieprogramma aanzienlijk is verkleind. Indien het advies van de TCB of het Tweede Kamerdebat leidt tot aanpassingen in de meetnetopzet, zal de vertraging verder oplopen en wordt de kans kleiner dat bruikbare resultaten medio 2012 beschikbaar zijn.

2 Varianten voor een Nitraatdieptemeetnet

2.1 Algemeen

Er zijn vier verschillende varianten onderscheiden voor een nieuw Nitraatdieptemeetnet (NDM). Bij de verdere uitwerking zijn er meerdere opties mogelijk per variant, al naar gelang de precieze wensen. De vier varianten zijn:

1. een nieuw en volledig gebiedsdekkend meetnet (paragraaf 2.2);
2. een meetnet in combinatie met het grondwatermeetnet voor de Kaderrichtlijn Water (KRW-meetnet) (paragraaf 2.3);
3. een meetnet in combinatie met het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) (paragraaf 2.4);
4. een meetnet gekoppeld aan het STONE-model (paragraaf 2.5).

De varianten 1 tot en met 3 zijn te beschouwen als statistische benaderingswijzen. Met variant 1 wordt een volledig gebiedsdekkend meetnet gerealiseerd. Bij de varianten 2 en 3, waarbij aangesloten wordt bij bestaande meetnetten, is sprake van een afbakening van het onderzoeksgebied. Voor het LMM geldt bijvoorbeeld dat ongeveer 80 % van het landbouwareaal in de zandregio vertegenwoordigd is in de steekproef (Swen et al., 2009). Voor alledrie varianten geldt dat met behulp van een statistische analyse uitspraken kunnen worden gedaan over de nitraatconcentraties op verschillende diepteniveaus en over de afname met de diepte. Deze statistische benaderingswijze sluit aan bij de benaderingswijze gebruikt in de landelijke meetnetten.

Variant 4 is te beschouwen als een procesmodelbenaderingswijze. Uitgangspunt is een bestaand procesmodel. Gekozen is voor het STONE-model dat ook gebruikt wordt voor de evaluaties van de Meststoffenwet (Willems et al., 2008). In deze variant worden de metingen uitgevoerd om het model te verbeteren, te kalibreren of te valideren. Deze benaderingswijze sluit aan bij de benaderingswijze die bijvoorbeeld in Denemarken (Grant et al., 2006) en in Engeland (Lord et al., 2009) wordt gebruikt.

Vergelijking van de varianten

De volgende paragrafen geven per variant een korte beschrijving van de achtergrond en zij zetten de voor- en nadelen op een rij. Bij de beschouwing van de voor- en nadelen zijn ook de eisen en randvoorwaarden van de ministeries meegenomen over de wijze waarop invulling moet worden gegeven aan de uitwerking van de motie Koopmans. De eisen en randvoorwaarden van de ministeries zijn met name gebaseerd op de noodzaak om niet alleen te voldoen aan de Nitraatrichtlijn, maar ook aan de Kaderrichtlijn Water. Hierbij is ook rekening gehouden met de te verwachten vragen en eisen van de Europese commissie bij de onderhandelingen over het vijfde Nitraatrichtlijn Actieprogramma. Het gaat dus niet alleen om het meten van het nitraatverloop met de diepte, maar ook om het bruikbaar maken van deze gegevens voor de onderbouwing van het vijfde Nitraatrichtlijn Actieprogramma. Dit wil zeggen dat aanvullende metingen het aannemelijk moeten maken dat als een afname van de nitraatconcentratie met de diepte is vastgesteld, deze afname (1) niet van tijdelijke aard is, (2) niet leidt tot andere veranderingen in de kwaliteit van het grondwater en (3) niet leidt tot afwenteling naar oppervlaktewater. In de laatste paragraaf van dit hoofdstuk (paragraaf 2.6) zijn de voor- en nadelen van alle varianten naast elkaar gezet en is gekeken welke variant het best voldoet aan de eisen en randvoorwaarden gesteld door de ministeries.

2.2 Een nieuw en volledig gebiedsdekkend meetnet

De eerste variant betreft de inrichting van een geheel nieuw meetent. Een groep van deskundigen binnen Alterra heeft in de afgelopen decennia een gestructureerde benadering ontwikkeld voor het ontwerpen van een steekproef (meetnet) in ruimte en tijd. Volgens deze groep voldoen de huidige milieumeetnetten, zoals het KRW-meetnet, het LMB en het LMM, niet aan de criteria die gesteld worden aan een steekproeftechnische correct meetnet en zijn de huidige landelijk meetnetten 'vlees noch vis' (Brus, 2008). Brus pleit voor een zogeheten ontwerpgebaseerde (design-based) benadering, wat inhoudt dat de locaties worden geselecteerd door middel van een kanssteekproef. Hij verwijst hiervoor naar het Environmental Monitoring and Assessment Programme (EMAP) in de Verenigde Staten. Concreet betekent dit: als je het doel van je monitoringsinspanning hebt bepaald en je weet welke variabelen je daarvoor moet meten, dan moet je beslissen op welke locaties en hoe vaak je gaat meten. Afhankelijk van het doel (bijvoorbeeld trendmonitoring, statusmonitoring, of compliance monitoring) kunnen hiervoor zeer uiteenlopende meetnetopzetten worden ontworpen (De Gruijter et al., 2006).

Voordelen

- De meetpunten worden aselect gekozen en het meetnet voldoet aan alle steekproeftechnische eisen; hiermee wordt voldaan aan de eisen die statistische analyses stellen aan de gegevens en er is een volledige dekking van het landbouwareaal op zand- en dalgrond in de zandregio.
- Er hoeft maar eenmalig toestemming te worden geregeld; de aanname is dat er geen of nauwelijks vervanging nodig is van de meetpunten, omdat de punten aselect gekozen zijn, waardoor wijzigingen van de landbouwpraktijk als representatief voor het hele landbouwareaal kunnen worden beschouwd.
- Het meetnet is geschikt (te maken) voor een controle op de resultaten uit LMG en LMM (deze meetnetten dekken niet het volledige landbouwareaal in de zandregio).

Nadelen

- Er moet een volledig nieuwe meetnetinfrastructuur worden ontwikkeld en ingericht.
- Vooraf of gedurende uitvoering van de metingen is er in de omgeving van de putten geen informatie beschikbaar over (details van):
  - de landbouwpraktijk;
  - de kwaliteit van het uit- en afspoelende water;
  - de bodemopbouw en/of het concentratieverloop met de diepte (wel na installatie).

  Alle gewenste informatie moet apart worden bijgehouden of verzameld, indien men meetnetinformatie ook wil kunnen gebruiken voor de validatie of kalibratie van een procesmodel.
- De uitvoering en de bemonstering vinden apart plaats van die van andere meetnetten, waardoor de kosten hoger zijn.
- Er is geen directe koppeling met de LMM- en of de KRW-gegevens mogelijk voor het uitvoeren van aanvullende analyses.
- Met de wisseling van landgebruik kan vooraf geen rekening worden gehouden. Om er bij de analyse van de meetresultaten rekening mee te kunnen houden, is registratie nodig.
- De betrokkenheid van de perceelseigenaren bij het onderzoek en daarmee van de sector is mogelijk minder dan indien aangesloten wordt bij het LMM, tenzij hierin aanvullend wordt geïnvesteerd.
- In de communicatie met derden is het misschien moeilijk uit te leggen waarom niet is aangesloten bij een bestaande meetnetinfrastructuur, terwijl er grote beleidsmatige druk is om bestaande meetnetten te integreren vanwege de veronderstelde efficiëntiewinst.

2.3 Een meetnet in combinatie met het KRW-meetnet

De tweede variant betreft de inrichting van een meetnet op de locaties van de putten van het KRW-grondwatermeetnet. Op dit moment wordt een grondwaterkwaliteitsmeetnet voor de Kaderrichtlijn Water (KRW) en de Grondwaterrichtlijn ingericht, bestaande uit putten van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG) en de Provinciale Meetnetten Grondwaterkwaliteit (PMG's). Er zijn circa 100 LMG-putten, die nabij een landbouwperceel op zandgrond staan met filters op een diepte van 10, 15 en 25 meter beneden het maaiveld. Het eerste filter op 10 m beneden het maaiveld zit op ongeveer 8,5 m onder de grondwaterspiegel. Dit wil zeggen dat deze putten zelf niet geschikt zijn voor het onderzoek naar de nitraatconcentraties in de bovenste vijf meter van het grondwater. Voor de metingen in de bovenste vijf meter zal aanvullend een put moet worden geplaatst naast de bestaande LMG- of PMG-put. Bij ongeveer 40 LMG-putten staat al een multifilterput met filters in de bovenste 8 tot 9 meter van het grondwater. Deze putten zouden kunnen worden gebruikt als onderdeel van het nieuwe meetnet. Daarnaast is er nog een groot aantal putten uit de provinciale meetnetten van vooral de provincies Drenthe, Gelderland, Overijssel, Utrecht, Noord-Brabant en Limburg. Deze putten zijn meestal op vergelijkbare wijze uitgevoerd als de LMG-putten. Voor metingen in de bovenste vijf meter zal ook hier een aanvullende put moeten worden ingericht naast de bestaande PMG-put. Het totale aantal putten in deze provinciale meetnetten bedraagt circa 310 (Verhagen et al., 2006). Het precieze aantal PMG-putten representatief voor landbouw op zand- of dalgrond is op dit moment onbekend. Bij het selecteren van de locaties voor het nieuwe meetnet verdient het de voorkeur de LMG- of PMG-putten te kiezen die deel gaan uitmaken van het KRW-grondwaterkwaliteitsmeetnet. In deze variant wordt per KRW-meetnetput een NDM-meetpunt ingericht.

Voordelen
- Aansluiting bij een bestaande infrastructuur is mogelijk.
- Er zijn referentieputten beschikbaar met lange meetseries (tijdreeksen).
- De KRW-meetpunten zijn al geselecteerd op representativiteit en geschiktheid.
- Er hoeft maar eenmalig toestemming te worden geregeld en er is geen/nauwelijks vervanging van de bemonsteringslocaties nodig.
- De bodemprofielbeschrijvingen tot meer dan 10 m beneden het maaiveld zijn beschikbaar.
- De gegevens over de waterkwaliteit op grotere diepte zijn beschikbaar.
- Het meetnet is ook bruikbaar voor KRW-rapportages en/of discussie.
- De bemonstering voor het NDM kan tegelijk met de bemonstering voor het 'KRW-meetnet' worden uitgevoerd.

Nadelen
- Er is geen informatie beschikbaar in de omgeving van de putten over (details van):
  - de landbouwpraktijk;
  - de kwaliteit van het uit- en afspoelende water.
- Alle gewenste informatie moet apart worden bijgehouden of verzameld, indien men meetnetinformatie ook voor validatie of kalibratie van een procesmodel wil kunnen gebruiken.
- Niet alle combinaties van grondsoort en gewastype zijn vertegenwoordigd in het meetnet
- Er is geen directe koppeling met de LMM-gegevens mogelijk.
- Er zal wisseling van het landgebruik plaatsvinden; met de kans hierop kan vooraf geen rekening worden gehouden. Om er bij de analyse van de meetresultaten rekening mee te kunnen houden is registratie nodig.
- De betrokkenheid bij het onderzoek van de perceelseigenaren en daarmee van de sector is mogelijk lager dan indien wordt aangesloten bij het LMM, tenzij hierin aanvullend wordt geïnvesteerd.

2.4 Een meetnet in combinatie met het LMM

Deze derde variant gaat uit van een meetnet met meetpunten op de LMM-bedrijven. Hiervoor zal een groot aantal LMM-bedrijven worden geselecteerd voor deelname. Er zijn ruim 290 LMM-deelnemers in de zandregio (zie Tabel 1). Bij de deelnemende bedrijven worden een of meerdere percelen geselecteerd, zodanig dat een voldoende groot aantal percelen beschikbaar is per combinatie van drainageklassen en rotatiesysteem. Per perceel wordt een NDM-meetpunt ingericht.

Tabel 1 Opzet van het LMM in de zandregio in 2009; aantal bedrijven in de reguliere en voorloperprogramma's en per bedrijfstype.

Bedrijfstype	Regulier	Voorloper	Totaal
Melkveebedrijven	177	10	187
Akkerbouwbedrijven	36	4	40
Vollegrondsgroenten	11		11
Hokdier	20		20
Gewas-diercombinaties	36		36
Totaal	279	14	292

Voordelen
- Aansluiting bij een bestaande infrastructuur is mogelijk.
- Veel gewenste informatie is beschikbaar en met een waarschijnlijk kleine extra inspanning kan aanvullende informatie worden verzameld, indien men meetnetinformatie ook voor validatie of kalibratie van een procesmodel wil gebruiken. Beschikbare informatie betreft:
  - gegevens over de landbouwpraktijk en de uit- en afspoeling op bedrijfsniveau, vaak al voor een langere periode (4-5 jaar);
  - basisinformatie over bijvoorbeeld bodemtypen en (relatieve) grondwaterstanden van de afgelopen jaren.
- De mogelijkheid bestaat om met relatief weinig extra inspanning een draagvlak te creëren voor de resultaten van het onderzoek bij de sector door de betrokkenheid van de deelnemers bij het onderzoek.

Nadelen
- De meetlocaties zijn beperkt tot situaties zoals deze in het LMM voorkomen. In het LMM zijn bepaalde bedrijfstypen uitgesloten. Daarnaast liggen LMM-akkerbouwbedrijven vooral in het noordelijk zandgebied. In het zuidelijk zandgebied is vollegrondsgroenteteelt belangrijker. Dergelijke bedrijven nemen nu alleen aan het LMM deel via een scoutingprogramma. Dit programma wordt misschien vanaf 2011 beëindigd in verband met voorgenomen bezuinigingen.
- Er zijn extra investeringen nodig voor een nieuw meetpunt of het in stand houden van de informatieverzameling, omdat:
  - LMM-deelnemers afvallen gedurende de loop van het project (2-6% vervanging per jaar);
  - perceelswisselingen plaatsvinden; hierdoor kan de eigenaar van het perceel waarin de put ligt het perceel door verkoop of verhuur wijzigen.

2.5 Een meetnet gekoppeld aan het STONE-model

De vierde variant gaat uit van een computermodel (STONE). De metingen worden uitgevoerd voor kalibratie of validatie van dit model. Een mogelijkheid is om bij een beperkt aantal speciaal geselecteerde LMM-bedrijven meetpunten in te richten voor onderzoek. De selectie van bedrijven is zo ingericht dat er voldoende vertegenwoordiging is van combinaties die relevant zijn voor het model, bijvoorbeeld rotatiesystemen, grondsoort(profiel)en en drainageklassen. Per perceel worden eventueel meerdere putten geplaatst. De gegevens van de landbouwpraktijk op deze bedrijven kunnen, indien gewenst, ook per perceel worden bijgehouden. Het lijkt logisch een dergelijk onderzoek te doen op bedrijven die deelnemen in bestaande intensieve programma's, zoals de projecten Koeien en Kansen (K&K) en Telen met toekomst (Tmt). In het kader van deze projecten wordt al extra informatie verzameld en extra onderzoek uitgevoerd.

Voordelen
- De gegevens over de landbouwpraktijk en over de uit- en afspoeling op bedrijfsniveau zijn beschikbaar, vaak al voor een lange periode (voor K&K-bedrijven meer dan tien jaar).
- Er is basisinformatie beschikbaar over bijvoorbeeld bodemtypen en (relatieve) grondwaterstanden van de afgelopen jaren. Op drie K&K bedrijven zijn eerder grondwaterputten geplaatst voor onderzoek in de bovenste vijf meter.
- Veel detailkennis komt beschikbaar die direct kan worden gebruikt voor het kalibreren of valideren van STONE (of andere procesmodellen).
- De opgedane kennis is te combineren met andere onderzoeksgegevens (als wordt gekozen voor K&K- en Tmt-bedrijven).
- Overlast van het onderzoek blijft beperkt tot een relatief klein aantal landbouwbedrijven.
- De reis- en verplaatskosten van instrumenten zijn relatief laag doordat de putten geconcentreerd zijn op een beperkt aantal bedrijven met veel meetpunten.
- Het verkrijgen van toestemming is makkelijker te realiseren voor een beperkt aantal bedrijven / locaties dan voor een groot aantal bedrijven / locaties.

Nadelen
- De onderzekerheid of de detailinformatie/kennis ook geldig is voor niet-bemonsterde locaties:
  - uitkomsten zijn afhankelijk van het conceptueel model dat ten grondslag ligt aan het rekenmodel;
  - overtuigen van de sector en/of de Europese Commissie is misschien moeilijker als de uitkomsten niet het gewenste resultaat laten zien (de gegevens spreken niet voor zichzelf, maar via model).
- Door de beperkte omvang van het meetnet heeft het afvallen van een meetlocatie, doordat een deelnemer stopt of door de verkoop of verhuur van percelen, grote gevolgen. Bijvoorbeeld als ook langetermijntrends in beeld moeten worden gebracht.
- De deelnemers, in geval van K&K en Tmt, zijn niet-representatief voor de algemene landbouwpraktijk, en in geval van andere deelnemers is er gevaar dat zij zich aanpassen. Of dit ook consequenties heeft voor de uitspraken over het nitraatverloop met de diepte, is niet zeker.
- De belasting voor een bedrijf is zeer groot, in ieder geval bij het plaatsen van de putten. Dit vergroot misschien de kans op het afvallen van een deelnemer. De kans op afvallen kan mogelijk (deels) worden beperkt via een extra vergoeding.

2.6 Vergelijking van de vier varianten

Bij vergelijking van de vier varianten zijn de voor- en nadelen gerubriceerd in vier categorieën (Tabel 2):

1. beschikbaarheid van informatie vooraf en tijdens de uitvoering;
2. bruikbaarheid van de resultaten voor de onderbouwing van toekomstige Actieprogramma's en de discussie hierover met de Europese Commissie en binnen Nederland met belanghebbenden;
3. organisatorische aspecten;
4. kostenaspecten.

Tabel 2 Vergelijking van de voor- en nadelen van de vier varianten voor een LMM Nitraatdieptemeetnet (beoordeling: – = negatief; ± = neutraal; + = positief; ++ = zeer positief).

Criterium	1. NDM nieuw	2. NDM + KRW	3. NDM + LMM	4. NDM + STONE
Informatie vooraf en tijdens uitvoering				
- Landbouwpraktijk	–	–	+	++
- Bodem, ondiep	–	±	+	++
- Bodem, diep	–	++	–	–
- Grondwater, ondiep	–	±	++	++
- Grondwater, diep	–	++	–	–
- Grondwaterstanden	–	+	+	++
Bruikbaarheid resultaten				
- voor statistische benadering	++	++	++	±
- voor procesmodellen	–	±	+	++
- algemene geldigheid	++	+	+	±
- draagvlak bij sector / EC	+	+	++	–
Organisatorische aspecten				
- benodigde opstarttijd	-	+	++	++
- belasting deelnemende bedrijven	+	+	±	–
- risico's voor meetnet bij afval	+	+	±	–
Kosten aspecten				
- kosten opzetten	–	±	+	++
- kosten uitvoering	–	±	+	++

Ad 1. Beschikbaarheid van informatie vooraf en tijdens de uitvoering

Wat betreft de informatie die vooraf en tijdens de uitvoering beschikbaar is en die niet specifiek voor het NDM apart hoeft te worden verzameld, scoort de 'modelvariant' (variant 4) het best en de 'opnieuw beginnen variant' het slechts (V1 < V2 < V3 < V4). Het belang van de beschikbaarheid van additionele informatie is dat er meer aspecten van invloed zijn op het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte dan de drie aspecten waarmee bij de inrichting van een meetnet rekening wordt gehouden (drainageklasse, gebied en rotatie). Hierbij valt te denken aan niveau van gebruik van dierlijke mest en verschillen in geologische eenheden (bijvoorbeeld geotopgebieden) binnen de zandgebieden.

Opgemerkt moet worden dat de gegevens niet geschikt zijn om een relatie tussen stikstofbemesting of stikstofoverschot en nitraatconcentratie af te leiden, omdat het moeilijk is een precieze schatting te maken van de stikstofbalans in het intrekgebied van de put.

Ad 2 Bruikbaarheid van de resultaten

Wat betreft de bruikbaarheid van de resultaten voor de onderbouwing van toekomstige Actieprogramma's en de discussie hierover met de Europese Commissie en binnen Nederland met belanghebbenden, ontlopen de eerste drie (statistische) varianten elkaar niet veel (V4 < V1 ≅ V2 < V3). De modelvariant (variant 4) scoort slechter vanwege de vooronderstelling dat modelresultaten minder algemeen geldig worden geacht dan meetresultaten en vanwege het gegeven dat de overtuigingskracht (draagvlak) bij zowel de Europese Commissie als de sector minder hoog wordt aangeslagen. Dit ondanks het feit dat bijvoorbeeld Denemarken en Engeland een dergelijke modelbenadering gebruiken voor hun effectenmeetnet[5]. De statistische varianten verschillen vooral in hun score op algemene geldigheid (V3 ≅ V2 < V1) en het veronderstelde overtuigingskracht (draagvlak; V1 ≅ V2 < V3). Het verschil in algemene geldigheid wordt veroorzaakt doordat voor de KRW- en de LMM-variant geldt dat deze niet 100% van het areaal in de zandregio en/of van de zandgronden dekken. Voor het LMM geldt dat ruim 80% van het landbouwareaal vertegenwoordigd is in de steekproef. De LMM-variant wordt voorondersteld meer overtuigingskracht te hebben bij de Europese Commissie en de sector, omdat beide bekend zijn met het LMM en de resultaten naar verwachting hierdoor meer worden vertrouwd. Om die reden is destijds ook het Derogatiemeetnet gekoppeld aan het Basismeetnet van het LMM. De statistische varianten zijn minder geschikt voor modelkalibratie of validatie dan variant 4. Variant 3 scoort beter dan de andere twee statistische varianten vanwege de beschikbaarheid van informatie voor modelverbetering door de koppeling aan het LMM.

Ad 3 Organisatorische aspecten

Een nieuw te ontwikkelen meetnet (variant 1), los van bestaande meetnetten, betekent een grote inspanning bij het opzetten, mede omdat landeigenaren moeten worden achterhaald en benaderd. Er is geen informatie vooraf beschikbaar zoals bij andere varianten, terwijl aansluiten van een NDM bij het LMM (varianten 3 en 4) betekent dat gebruikgemaakt kan worden van de bestaande contacten en er veel informatie beschikbaar is. Dit vergemakkelijkt de inrichting van een NDM. Variant 2, aansluiten bij de KRW-infrastructuur, neemt een tussenpositie in. Toch pakken de organisatorische aspecten gunstiger uit voor de varianten 1 en 2, waarbij niet wordt aangesloten bij het LMM, dan voor de varianten 3 en 4 (V4 < V3 < V1 < V2). De redenen dat de varianten 1 en 2 hier beter scoren zijn dat (1) de belasting voor de deelnemer/grondeigenaar lager of mogelijk afwezig is en (2) de veranderingen van eigenaar of bodemgebruik in deze varianten als minder belangrijk worden beschouwd. De modelvariant (variant 4) steekt ongunstig af bij de andere varianten, omdat veel wordt geïnvesteerd in een bedrijf/locatie, waardoor bij het stoppen van de deelname veel opnieuw moet worden geïnvesteerd en oude meetseries minder waardevol worden. Wel zal het makkelijker zijn een beperkt aantal bedrijven te werven (variant 4) dan een groot aantal (variant 3).

[5] Er is een aantal mogelijke oorzaken voor het verschil tussen Nederland en bijvoorbeeld Engeland en Denemarken. In Engeland en Denemarken is vanaf het begin een gebruiksnormenstelsel ingevoerd (Fraters et al., 2005). Nederland heeft tot 2003 een verliesnormenstelsel (MINAS) verdedigd, waarbij ook de metingen in het bovenste grondwater als argument is gebruikt (Willems et al., 2002). Het stikstofgebruik in Engeland en Denemarken is lager dan in Nederland (Europese Commissie, 2010). In Denemarken is al vanaf het eerste Actieprogramma sprake van een duidelijke daling van de stikstofgift en een vermindering van de nitraatuitspoeling (Grant et al., 2006). De Engelse en Deense derogatie zijn, met respectievelijk 250 kg N/ha/jaar voor 1,5 % van het areaal in Engeland en 230 kg N/ha/jaar voor 4,2 % van het areaal, aanzienlijk beperkter dan de Nederlandse derogatie (250 kg N/ha/jaar voor circa 50% van het areaal) (Fraters et al., in voorbereiding).

Ad 4 Kostenaspecten

De inrichtingskosten zullen hoog zijn bij een nieuw meetnet (variant 1) ten opzichte van de andere varianten waarbij wordt aangesloten bij bestaande meetnetten. Dit omdat bij variant 1 niet van een bestaande infrastructuur gebruik kan worden gemaakt. De inrichtingskosten van de 'modelvariant' (variant 4) zullen relatief laag zijn doordat het werk op een beperkt aantal locaties plaatsvindt en de reis- en transportkosten hierdoor gunstig uitvallen. Ook het aantal putten zal, afhankelijk van de precieze invulling van deze variant, beperkt blijven, zeker vergeleken met de statistische varianten. De gevolgen van het afvallen van een meetlocatie zijn bij variant 4 echter heel hoog ten opzicht van de andere varianten; er is namelijk per locatie veel geïnvesteerd. Vanuit kostenoogpunt verdient variant 4 de voorkeur (V1 < V2 < V3 < V4). Variant 1 pakt ongunstiger uit dan variant 2, omdat nog niets bekend is van de locaties en vaker dan bij de andere om uitvoeringstechnische redenen uitgeweken zal moeten worden naar een andere locatie als blijkt dat de locatie waar men is begonnen niet voldoet. Bovendien kan bij variant 2 de uitvoering en bemonstering worden gecombineerd met die van het KRW-meetnet.

Het is duidelijk dat elke variant sterke en zwakke kanten heeft. Concluderend is variant 3 te verkiezen boven de andere varianten. Bij variant 3 wordt aangesloten bij het LMM en wordt een goede spreiding van de meetlocaties over de zandregio en landbouwbedrijfstypen gerealiseerd,. De belangrijkste redenen zijn:

- alleen met een statistische variant wordt voldaan aan de eis van een representatief meetnet en het uitvoeren van metingen waarmee statistisch betrouwbare uitspraken zijn te doen en geen indicatieve metingen (zie paragraaf 1.2);
- door aan te sluiten bij een bestaande meetnetinfrastructuur zijn er geringere opstartkosten en kan sneller gestart worden met de inrichting van het meetnet.

Dit betekent wel dat toekomstige wijzigingen in het LMM-programma ook moeten worden beoordeeld op hun effecten voor het NDM. Het kiezen van variant 1 is kiezen voor de invalshoek van volledige dekking, kiezen voor variant 2 is kiezen voor het KRW-spoor en kiezen voor variant 4 is kiezen voor het duidelijk goedkopere modelspoor.

Voor elke variant zijn verschillende opties uit te werken die geheel of gedeeltelijk genoemde nadelen wegnemen. Dit brengt uiteraard wel extra kosten met zich mee. Een beperktere invulling van een variant, om kosten te besparen, is ook mogelijk. Een besparing kan echter de verwachte voordelen van de betreffende variant tenietdoen.

3 Uitwerking inrichtingdetails van een meetnet

3.1 Inleiding

Het plaatsen van putten en het meten van nitraatconcentraties is niet genoeg om inzicht te krijgen in de relatie tussen de nitraatconcentratie in de bovenste en de vijfde meter van het grondwater. Bij het opzetten van het meetnet moet ook worden nagedacht over zaken als bemonsteringsmethode- en frequentie en de uit te voeren chemische en/of biologische analyses.

Bij het inrichten van een LMM Nitraatdieptemeetnet zullen allerlei detailbeslissingen genomen moeten worden. In deze paragraaf zijn de volgende punten nadere uitgewerkt:
1. het gebruik van vaste putten op meetlocaties (paragraaf 3.2);
2. het verzamelen van additionele informatie (paragraaf 3.3);
3. de bemonstering en analyses (paragraaf 3.4);
4. de meetnetomvang (paragraaf 3.5).

De uitwerking van de bovenstaande punten betreft de resultaten van het uitgevoerde vooronderzoek. De resultaten zijn verwerkt in het voorstel voor het meetnet zoals beschreven in hoofdstuk 4. Bij dit onderzoek is aandacht besteed aan de ervaringen die andere instituten en organisaties in binnen- en buitenland hebben met de genoemde onderwerpen. Bij elk onderzoek zijn meerdere opties in beschouwing genomen, waarbij is gekeken naar de meerwaarde en de meerkosten van de opties die varieerden van simpel tot complex.

3.2 Gebruik van vaste putten op meetlocaties

Op basis van de ervaring van het toetsdiepteonderzoek uit 2004-2006 is uitgegaan van een meetnet met vaste putten. Het plaatsen van tijdelijke putten is of te duur (machinaal) of te weinig succesvol (handmatig) (Van Elzakker et al., 2007; Van Elzakker en Gast, 2006). Zeker indien meerdere keren op een locatie moet worden bemonsterd, is het goedkoper om te werken met vaste putten voor het bemonsteren van het grondwater tot 5 meter onder de grondwaterspiegel.

Bij het gebruik van vaste putten zijn de aandachtspunten:
1. de boring en inrichting van een vaste put (paragraaf 3.2.1);
2. de filterstelling, lengte en plaats van de filters in een put (paragraaf 3.2.2);
3. de richting en snelheid van de grondwaterstroming nabij een put (paragraaf 3.2.3);
4. de grondwaterstandsschommelingen ten opzicht van het maaiveld (paragraaf 3.2.4);
5. het voorkomen van hinder en schade voor de deelnemer (paragraaf 3.2.5);
6. de variatie op korte afstand (enkele meters) in de waarden van de onderzochte parameter(s) in relatie tot de variatie tussen waarden voor verschillende percelen, bedrijven of gebieden (paragraaf 3.2.6);
7. het meten van de concentraties in de bovenste meter van het grondwater (paragraaf 3.2.7).

3.2.1 Boring en inrichting van een vaste put

Het inrichten van een vaste put en de manier van boren hangen met elkaar samen. Zo kunnen in een boorgat met een grote diameter, zoals dat bijvoorbeeld bij pulsboren ontstaat, meerdere filterbuizen worden geplaatst. De diameter van het boorgat bij sonisch boren is daarentegen beperkt, waardoor er maar één filterbuis in te plaatsen is. Bovendien is er ook een samenhang tussen de boring voor het plaatsen van een put en de profielbeschrijving en analyses van het bodemmateriaal (zie paragraaf 3.3.2). Er bestaan voor de boring en inrichting van een multifilterput[6] drie opties:

a) één boorgat met meerdere filterbuizen met elk één filter;
b) één boorgat met één filterbuis met meerdere filters;
c) meerdere boorgaten met elk één filterbuis met elk één filter.

De verschillende opties zijn te beoordelen aan de hand van een aantal criteria, zoals onder andere de bekendheid van de methode, de snelheid van boren en installatie, de kwaliteit van de verkregen bodemmonsters, de toepasbaarheid van een onderwaterpomp voor het ontgassingsvrij bemonsteren van het grondwater, de mogelijkheid van een geautomatiseerde grondwaterstandsmeting en de nauwkeurigheid waarmee de filterstellingen bepaald kunnen worden.

Ad a) één boorgat met meerdere filterbuizen met elk één filter

Bij deze optie wordt uitgegaan van een Ackermann-steekboring voor analyse van het bodemmateriaal (diameter Ø = 100 mm), in combinatie met pulsboren (boorgat met bijvoorbeeld Ø 219 of Ø 324 mm). Per boorgat worden meerdere peilbuizen geplaatst. De peilbuizen zijn 1- of 2-duims (inch), waarbij eventueel ook aanvullend minifilters kunnen worden geplaatst naast de peilbuizen. De filterstelling wordt in het veld bepaald aan de hand van (1) de grond die na de Ackermann-steekboring wordt gepulst om het boorgat te vergroten en (2) de voor de locatie vastgestelde gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG; zie paragraaf 3.2.4). De opbouw van de multifilterput vindt plaatst met kleiafdichtingen en filtergrindomstorting en/of filterkous. Bij deze methode zijn de volgende opmerkingen te maken:

- het betreft een bekende, traditionele methode waar veel ervaring mee is;
- de boormethode en wijze van filterplaatsing is tijdrovend;
- de kwaliteit van de genomen bodemmonsters voor verder onderzoek is hoog;
- de analyse van de bodemtextuur, uitgaande van de gepulste grond, levert een beperkte resolutie op voor de filterstelling[7];
- het gebruik van een standaard onderwaterpomp is mogelijk als 2-duims buizen worden geplaatst;
- bij gebruik van een balgpomp als onderwaterpomp kunnen ook 1-duims buizen worden toegepast[8];
- een geautomatiseerde meting van de grondwaterstand is mogelijk;
- het aantal te plaatsen filters is een functie van de filterbuis- en de boorgatdiameter (in een boorgat met een Ø van 219 mm kunnen bijvoorbeeld, om een goede afdichting te waarborgen, maximaal vier 1-duims filterbuizen worden geplaatst).

[6] Een multifilterput is hier gedefinieerd als een put met meerdere filters of een verzameling van dicht bij elkaar gelegen putten met meerdere filters voor het bemonsteren van het grondwater op verschillende diepten.

[7] Er moet nog een test worden uitgevoerd met de Ackermann-steekboring met doorzichtige liner, waarmee het mogelijk is het ongestoorde materiaal te bekijken.

[8] De bruikbaarheid van balgpompen moet nog worden onderzocht, zowel wat betreft kwaliteit van het werk als de snelheid van het werk.

Ad b) één boorgat met één filterbuis met meerdere filters

Bij deze optie gaan we uit van sonisch boren met bijvoorbeeld de CompactRotoSonic of drukken/hameren met bijvoorbeeld de Geoprobe. In het verbuisd geboorde gat wordt een vooraf geprepareerde peilbuis met zeven filters geplaatst. Dit is mogelijk doordat de peilbuis is opgebouwd uit zeven kanalen, de zogenaamde Multi Channel Well (MCW). De onderlinge filterstelling ligt vooraf vast, omdat een accurate preparatie in het veld niet goed mogelijk is onder alle weersomstandigheden. De absolute filterstelling is alleen afhankelijk van de GLG (zie paragraaf 3.2.4). Voor het nemen van bodemmonsters wordt de Aqualock (bij sonisch boren) van Ø 50 mm of Ø 70 mm of de Geoprobe doorzichtige liner van Ø 60 mm gebruikt. Het boorgat dat ontstaat bij verbuisd boren voor de verzameling van de bodemmonsters is direct bruikbaar voor de putinstallatie en er is daarom geen tweede boring noodzakelijk. Bij deze methode zijn de volgende opmerkingen te maken:

- de installatie van de filters gaat snel doordat er maar één (maximaal twee) keer geboord wordt en er wordt uitgegaan van een kant-en-klare meerkanaals filterbuis;
- de meerkanaals filterbuis is in Europa nog maar op beperkte schaal toegepast;
- door de vaste filterstelling bestaat de kans op niet-waterleverende filters als deze in slechtdoorlatende lagen als bijvoorbeeld een klei- of leemlaag terechtkomen;
- door de kleine diameter van de afzonderlijke kanaaltjes van de filterbuis is er geen mogelijkheid voor het gebruik van een geschikte onderwaterpomp of het automatisch meten van de grondwaterstand[9];
- de kwaliteit van de afdichting, vooral de zandvang, is nog onvoldoende zeker[10];
- de meerkanaals filterbuis is dunwandig en hierdoor is het mogelijk dat diffusie optreedt[11].

Ad c) meerdere boorgaten met elk één filterbuis met elk één filter

Ook bij deze optie gaan we uit van sonisch boren met bijvoorbeeld de CompactRotoSonic of drukken/hameren met bijvoorbeeld de Geoprobe. De peilbuizen worden ieder afzonderlijk in een eigen boorgat geplaatst. Voor het nemen van bodemmonsters wordt de Aqualock (bij sonisch boren) van Ø 50 mm of Ø 70 mm of de Geoprobe doorzichtige liner van Ø 60 mm gebruikt. De filterstelling wordt in het veld bepaald. Het is mogelijk kant-en-klare filters te gebruiken met bentonietkragen en eventueel met filtergrindomstorting (zogenaamde Quality Wells). De diameter van het filter is maximaal 2-duim, maar heeft dan geen grindomstorting; de stijgbuis is altijd maximaal 1-duims in verband met de bentonietkragen. Bij deze methode zijn de volgende opmerkingen te maken:

- de boor- en installatiemethode werkt snel, zeker bij sonisch boren; voor het sonisch boren en plaatsing van een Quality Well tot 20 meter wordt bijvoorbeeld een tijd van 30 minuten geclaimd (Weiss et al., 2008);
- de kwaliteit van de afdichting, vooral de zandvang, is nog onvoldoende zeker[10];
- de minimaal gewenste onderlinge afstand van de boorgaten en de mogelijkheden voor afwerking in één pot/koker zijn nog onvoldoende onderzocht;
- het gebruik van een standaard onderwaterpomp is mogelijk als 2-duims buizen worden geplaatst;
- bij gebruik van een balgpomp als onderwaterpomp kunnen ook 1-duims buizen worden toegepast (zie voetnoot 8);
- een geautomatische meting van de grondwaterstand is mogelijk.

[9] Uit niet-gepubliceerd onderzoek van Deltares is gebleken dat de zogeheten knikkerpomp als onderwaterpomp ongeschikt is om ontgassing van watermonsters te voorkomen.

[10] Bij de leverancier van de MCW, Direct Well en Quality Well loopt een ontwikkeltraject om deze afdichting beter te kunnen waarborgen.

[11] Of diffusie optreedt en hoe erg dit is als er voorafgaande aan de monsterneming enige tijd grondwater wordt afgepompt (doorspoelen), moet nog worden onderzocht.

3.2.2 Filterstelling

Bij de filterplaatsing spelen de volgende karakteristieken een belangrijke rol (Van Elzakker et al., 2007):

a) referentieniveau van de grondwaterspiegel ten opzichte van het maaiveld;
b) aanwezigheid van afwijkende lagen in de ondergrond;
c) lengte van het filter en de wijze van plaatsing.

Ad a) referentieniveau van de grondwaterspiegel ten opzichte van het maaiveld

De filters worden geplaatst ten opzichte van de gemiddeld laagste grondwaterstand op de locatie (GLG, zie paragraaf 3.2.4). De precieze filterstelling van het eerste, meest ondiepe, filter hangt mede af van de vraag of de put *in* het perceel of *naast* het perceel wordt geplaatst. Ondiepe plaatsing van filters bij putten naast het perceel kan leiden tot waarnemingen die niet gerelateerd zijn aan de gemiddelde landbouwpraktijk in het perceel, maar aan randeffecten. Bij plaatsing naast het perceel wordt voorgesteld om de bovenkant van het eerste filter op 2 m –GLG te plaatsen. Deze filterstelling is ook in Vlaanderen gehanteerd (Eppinger, pers. mededeling 2009). Bij plaatsing van de peilbuis in het veld wordt voorgesteld het bovenste filter op 0,25 m –GLG te plaatsen. Een alternatieve optie is om het bovenste filter bij de Direct Well of 1 of 2 van de filters bij de MCW net boven de GLG te plaatsen (zie ad c).

Ad b) aanwezigheid van afwijkende lagen in de ondergrond

Bij de filterplaatsing dient rekening gehouden te worden met de eventuele aanwezigheid van storende lagen. Dit zijn lagen van een afwijkende waterdoorlaatbaarheid, zoals slecht doorlatende klei/ of leemlagen of juist zeer goed doorlatende grof zandige lagen of grindlagen. Voorgesteld wordt dezelfde strategie te hanteren als bij het veldonderzoek in 2005 (Van Elzakker et al., 2007). In het geval van een afwijkende laag wordt een filter direct boven die laag geplaatst. Op vijf meter onder de grondwaterspiegel wordt altijd een filter geplaatst, tenzij deze in een niet watervoerend pakket komt te staan. Bij de plaatsing van de filters wordt onderscheid gemaakt tussen watervoerende lagen waaruit water onttrokken kan worden en lagen waaruit geen water onttrokken kan worden. In de laatste laag worden in beginsel geen filters geplaatst. Indien gebruik wordt gemaakt van de peilbuis met zeven filters (MCW) kan geen rekening worden gehouden met de aanwezigheid van afwijkende lagen, omdat het prepareren van de filters in het veld veel werk is. Preparatie bij slechte weersomstandigheden kan leiden tot een slechte kwaliteit van de put (zie ook paragraaf 3.2.1).

Ad c) lengte van het filter en de wijze van plaatsing

Als er maar één filter wordt geïnstalleerd voor de monsterneming van de bovenste meter van het grondwater, dan dient dit voldoende lang te zijn, om zo veel mogelijk de seizoensfluctuaties in de kwaliteit te nivelleren. De filterlengte van de diepere permanente filters (vijf meter onder de grondwaterspiegel) mag niet te lang zijn omdat de afname van nitraat met de diepte heel abrupt kan zijn, door bijvoorbeeld dunne laagjes met organische stof. Anderzijds bestaat bij een te kort filter het gevaar dat onvoldoende water onttrokken kan worden. In 2005 (Van Elzakker et al., 2007) is gekozen voor een eerste filter met een lengte van 1,00 meter net onder de GLG en drie filters met elk een lengte van 0,25 m tussen 4,00 m –GLG (bovenkant bovenste filter) en 5,75 m –GLG (onderkant onderste filter). Bij het gebruik van de peilbuis met zeven filters (MCW) hadden alle filters een lengte van 0,25 m. De bovenste vier filters zijn rondom GLG-niveau geplaatst (van 1,25 +GLG, bovenkant eerste filter, tot 1,25 m –GLG, onderkant vierde filter).

3.2.3 Grondwaterstromingsrichting en snelheid

Het belang van het vaststellen van de grondwaterstromingsrichting en -snelheid neemt af naarmate het meetpunt verder van de rand ligt richting het midden van het te onderzoeken perceel. Het vaststellen van de grondwaterstromingsrichting en -snelheid is nodig voor het beantwoorden van de vraag waar het water vandaan komt dat wordt bemonsterd. Als het meetpunt midden in het perceel ligt, lijkt de vraag minder relevant.

Uitvoeringstechnisch verdient het de voorkeur putten benedenstrooms buiten een perceel te plaatsen. De deelnemer heeft dan geen last van het plaatsen van de put, het plaatsen is meestal eenvoudiger en er hoeven geen voorzieningen te worden aangebracht om overlast voor de deelnemer bij het bemonsteren te voorkomen. Ook is de kans kleiner op schade aan de put of aan eventueel aanwezige ondergrondse slangen waarmee de put buiten het perceel bemonsterd kan worden.

Om minder afhankelijk te zijn van de bepaling van de stromingsrichting en snelheid, verdient het inhoudelijk (en communicatief naar de sector) de voorkeur om de putten in het perceel te plaatsen. Op basis van de Deense ervaring moet de afstand tot de perceelsrand niet te groot worden (< 20 m), als men, via ondergrondse slangen, de bemonstering buiten het perceel wil uitvoeren (Grant, pers. mededeling, 2008). Bemonstering van de put in het perceel heeft tot voordeel dat deze midden in het perceel kan worden geplaatst. De nadelen zijn dat er telkens verstoring optreedt rondom de put bij bemonsteren, wat van invloed kan zijn op de meetresultaten, en de extra tijd die nodig is voor bemonsteren. Bij de recente herbemonstering van de locaties uit het onderzoek van 2005 (Van Elzakker et al., in voorbereiding) bleek dat het gemiddeld ruim anderhalf uur kostte om een put terug te vinden als deze ondergronds was afgewerkt en om deze klaar te maken voor bemonstering. Terugvinden kostte veel tijd ondanks het feit dat de locaties van de onder het maaiveld afgewerkte putten waren vastgelegd via zichtlijnen, xy-coördinaten en een marker. Dit probleem is er niet als de put bovengronds is afgewerkt, maar in dat geval kan de deelnemer rondom de put niet zijn normale landbouwpraktijk uitvoeren (zie ook Bijlage 5).

De bepaling van de stromingsrichting en stromingssnelheid is nodig bij plaatsing van putten buiten het perceel, maar ook bij plaatsing in het perceel op minder dan 20 m van de perceelrand. Een dergelijke bepaling zal moeten gebeuren voordat de bemonsteringsput wordt geplaatst. Indien dit niet met voldoende precisie en in korte tijd is uit te voeren, dan kan ook nog *nadat* de put is geplaatst een controle plaatsvinden. Hiermee kunnen de resultaten dan beter worden geïnterpreteerd. In een aparte studie (Acacia Water, 2010) is gekeken op welke wijze een geohydrologische verkenning van potentiële putlocaties het best kan worden uitgevoerd. Ook is in deze studie gekeken naar welke onderzoeksmethoden geschikt zijn om na plaatsing van de putten relevante aanvullende informatie te verkrijgen.

In Vlaanderen is het streven niet om met een putfilter het water in te vangen van een individueel perceel, maar van een groter intrekgebied met dezelfde karakteristieken (grondsoort, gewas, et cetera) (Eppinger, pers. mededeling, 2009). Voordeel van deze benadering is dat putten dan tussen percelen in kunnen worden geplaatst, zodat deze niet ondergronds hoeven te worden afgewerkt. Verder zijn de putten in Vlaanderen, net als die van het Nederlandse Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit, op openbaar terrein geplaatst.

Bij de uitvoering zal onderscheid worden gemaakt tussen de drainageklassen nat, gemiddeld en droog op basis van het drainagesysteem:
1. nat: percelen met sloten en drains;
2. gemiddeld: percelen met sloten maar zonder drains;

3. droog: percelen zonder sloten of drains.

De reden voor dit onderscheid is dat de drainagemiddelen de grondwaterstroming beïnvloeden en dat hiermee bij het plaatsen van putten rekening moet worden gehouden.

De droge percelen komen voor in de infiltratiegebieden. Grondwater uit de bovenste vijf meter stroomt hier voornamelijk neerwaarts, waardoor de kans op afwenteling naar het oppervlaktewater klein is. De natte en overige percelen komen voor in de gedraineerde gebieden. Het grondwater stroomt hier deels of geheel vanuit de bovenste vijf meter naar de sloten.

Punt van aandacht is dat deze definitie van nat-gemiddeld-droog niet een-op-een overeenkomt met de beleidsmatige indeling in natte, droge en overige zand- en dalgronden op basis van de grondwatertrappen (Gt's). Sommigen percelen zullen volgens de Gt-indeling droog zijn, juist doordat ze zijn gedraineerd via drainagebuizen of sloten (zie voetnoot 4 op blz. 20).

3.2.4 Grondwaterstandsschommelingen ten opzichte van het maaiveld

De diepte van het grondwater ten opzichte van het maaiveld varieert in de tijd, zowel binnen een jaar als tussen jaren. Een systeem van grondwatertrappen (Gt's) wordt gebruikt om onderscheid te maken tussen gronden met een verschillend gemiddelde hoogste en laagste grondwaterstand en/of fluctuatie hierin.

In het LMM wordt in de zandregio standaard de bovenste meter van het grondwater bemonsterd in de periode tussen eind maart en begin oktober. In de natte zandgebieden vindt ook een grondwater- en drainwaterbemonstering plaats tussen begin november en eind maart. De drainwaterbemonstering kan, indien de drainagebuizen water afvoeren, ook al in oktober en/of nog in april plaatsvinden. Omdat het grondwater via tijdelijke putten wordt bemonsterd met de actuele grondwaterstand als referentieniveau, varieert de diepte van bemonstering in de tijd op eenzelfde locatie. Bij de interpretatie van de resultaten wordt hier rekening mee gehouden.

Met vaste putten is bemonstering van het bovenste grondwater op de LMM-wijze niet of nauwelijks mogelijk als gevolg van de schommelingen in de grondwaterstand. Bij het onderzoek in 2004-2006 is daarom gekozen om de filters ten opzichte van de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) te plaatsen (Van Elzakker et al., 2007). Hiermee kunnen in ieder geval de effecten van de verschillen in de grondwaterstand tussen de putten op de gemeten nitraatconcentratie worden geminimaliseerd.

Het vaststellen van de GLG op een bemonsteringsplek in een perceel is problematisch. Om dit met enige betrouwbaarheid te kunnen doen, is minimaal een meetperiode van een jaar nodig in een buis op of naast de meetlocatie, waarbij er een representatief referentiemeetpunt in de buurt dient te zijn. Een complicerende factor hierbij is de aanwezigheid van verschillen in de maaiveldhoogte op korte afstand. Bij het onderzoek in 2004-2006 is de GLG van een meetlocatie grofstoffelijk benaderd met behulp van een grondwaterstandskaart. Deze was gemaakt met de resultaten van de meerjarige LMM-metingen en langjarige grondwaterstandmetingen in de dichtstbijzijnde referentieput. Bij het plaatsen van een put werd de grondwaterstand op de meetpunten (LMM-meting) vergeleken met de grondwaterstand bij de referentielocatie op dat moment.

Uit een evaluatie van verschillende methoden voor het vaststellen van de GLG (zie Bijlage 4) is geconcludeerd dat de Gd-kaarten[12] de beste basis bieden voor het op voorhand schatten van de GLG ter plaatse van voorgenomen putlocaties van het NDM buiten de stuwwallen. Het kan waardevol zijn om de vlakinformatie die een Gd-kaart biedt aan te vullen met puntwaarnemingen zoals boorbeschrijvingen van hydromorfe profielkenmerken die bieden. Deze zijn gemiddeld genomen minder nauwkeurig, maar kunnen grote afwijkingen tussen de Gd-GLG en de werkelijke GLG als gevolg van lokale effecten wel ondervangen. Voor voorgenomen putlocaties op stuwwallen is de aanbevolen methodiek afhankelijk van de beschikbaarheid van een accuraat instationair grondwatermodel dat de grondwaterstandsvariatie in de omgeving van de locatie goed beschrijft zowel in de tijd als de hoogte. Wordt de locatie gedekt door zo'n model, dan kunnen de modelvoorspellingen van de GLG en van de actuele grondwaterstand, in combinatie met een opname van de actuele grondwaterstand ten tijde van de filterplaatsing, gebruikt worden om de lokale GLG te bepalen. Ook is het mogelijk op deze locaties zogenaamde stambuisregressie toe te passen in combinatie met een gerichte opname van de GLG. Beide oplossingen hebben voor- en nadelen, zoals beschreven in Bijlage 4.

Bij het ontwerpen van de put kan deels rekening worden gehouden met de onzekerheid in de GLG ter plekke door twee tot drie filters rondom het GLG-niveau en rondom 5 m –GLG te plaatsen.

Het is te overwegen om nabij iedere toekomstige NDM-put of een selectie van NDM-putten een grondwaterstandbuis te plaatsen, waar al dan niet continu de grondwaterstand wordt vastgelegd voor de ondersteuning van de modellering.

3.2.5 Voorkomen van hinder en schade voor de deelnemer

Het plaatsen van een put *in* het perceel levert altijd meer schade op voor de deelnemer dan *naast* het perceel. Afhankelijk van de gebruikte methode voor het plaatsen van putten (zie 3.2.1) en de weersomstandigheden tijdens en voorafgaand aan het plaatsen van de put, kan er meer of minder structuurschade optreden. Handmatige methoden leveren meestal minder schade op, maar de garantie voor een succesvolle plaatsing is kleiner. De schade aan het gewas is te beperken door de putten in de herfst, de winter en/of het vroege voorjaar te plaatsen: voor bouwland na de oogst en voorafgaand aan de zaaibedbereiding. Echter door de vaak natte omstandigheden kan de structuurschade of de schade aan de grasmat dan groter zijn.

Bij een put in het perceel is het mogelijk om leidingen naar de buitenkant van het perceel aan te leggen, zodat de bemonstering altijd buiten het perceel kan plaatsvinden. Het graven van de hiervoor benodigde sleuf leidt tijdelijk tot extra schade.

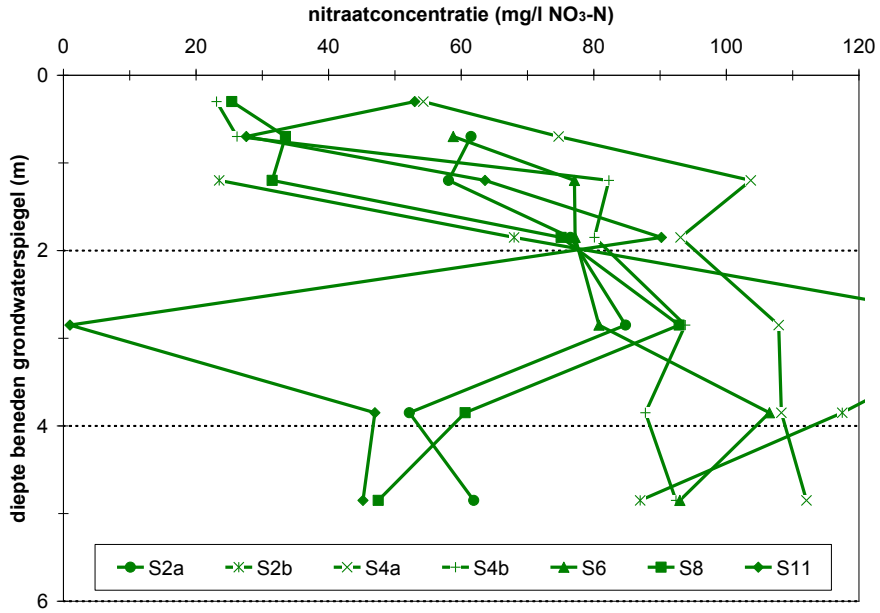
Een nadeel van het bemonsteren buiten het perceel met de put in het perceel is dat deze dan op niet meer dan circa twintig meter van de perceelgrens mag liggen. Bij bemonsteren in het perceel kan de put midden in het perceel liggen, wat tot beperkte, maar herhaaldelijke schade leidt voor de deelnemer. Discussie over waar het water vandaan komt wordt zo wel beperkt.

Een overzicht van de voor- en nadelen van het plaatsen van een put binnen of buiten het perceel en de wijze van afwerken (bovengronds, op maaiveldniveau of ondergronds) staat in Bijlage 5.

[12] Gd is de grondwaterdynamiek en staat voor alle parameters die het grondwaterregiem karakteriseren, zoals gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG), gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG) en gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG). De Gd-kaart is gemaakt met behulp van beschikbare tijdsreeksen van grondwaterstanden, het actuele hoogtebestand Nederland (AHN), andere kaarten zoals bodemkaart en grondgebruikskaart (LGN), aangevuld met gerichte opnamen in het veld. De Gd-kaart is bijvoorbeeld gebruikt voor het vaststellen van de droge grondenkaart (Van Kekem et al., 2004).

3.2.6 Variatie op korte afstand

De resultaten van het LMM wijzen uit dat zelfs op korte afstand in het perceel (< 10 m), de nitraatconcentratie in de bovenste meter sterk kan verschillen. De resultaten uit eerdere onderzoeken, hoewel beperkt in aantal, lijken er op te duiden dat ook de variatie met de diepte groot is (zie Figuur 1).



Figuur 1 Verloop van de nitraatconcentratie met de diepte op 7 droge zandgrondlocaties op een melkveebedrijf te Sevenum in 1987 (gebaseerd op data gepubliceerd door Boumans et al., 1990).

Als de variatie in de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater en de variatie in het verloop van de concentratie met de diepte groter is tussen meetpunten binnen een meetlocatie dan tussen meetlocaties, dan loont het om meerdere putten op een meetlocatie te plaatsen. Het aantal meetlocaties kan dan deels worden beperkt. In paragraaf 3.5 is dit uitgewerkt. Financieel kan een dergelijke aanpak gunstig uitpakken, omdat de reiskosten worden gereduceerd.

3.2.7 Het meten van concentraties in de bovenste meter

Bij vaste putten wordt de concentratie vastgesteld tussen GLG en vijf meter beneden GLG (zie paragraaf 4.2.2). De meetresultaten uit de bovenste meter op basis van de LMM-methode kunnen echter afwijken van die gemeten in de eerste filter(s) uit de vaste put. Bij de LMM-metingen is de feitelijke grondwaterstand op het moment van bemonsteren bepalend voor de diepte van een meting. De diepte ten opzichte van de GLG zal daarom variëren.

De LMM-gegevens over de nitraatconcentratie in de bovenste meter verkregen via de reguliere metingen op het bedrijf zijn niet of beperkt bruikbaar. Meestal zal er niet meer dan één meting in de buurt van de put aanwezig zijn. De ruimtelijke en temporele variatie in de nitraatconcentratie is zo groot dat de uitkomst (nagenoeg) geen waarde heeft voor vergelijking met de resultaten uit de voor het Nitraatdieptemeetnet geïnstalleerde multifilterput.

Een optie is om bij iedere bemonstering van de vaste NDM-put tevens een bemonstering uit te voeren met de LMM-methode. Dit kan bijvoorbeeld door te bemonsteren rondom de put als deze in het perceel staat en de grondwaterstroming onbekend is, of door bovenstrooms van de put te bemonsteren als de

stroming bekend is en de put aan de rand van een perceel staat. Bij het voorgaande onderzoek in 2004-2006 (Van Elzakker et al., 2007) zijn telkens drie LMM-metingen in de bovenste meter van het grondwater gedaan. Een alternatieve optie is om een of meerdere vaste putten te zetten zoals ontworpen door de Animal Science Group van Wageningen UR (De Boer et al, 2004), waarmee altijd het bovenste grondwater kan worden bemonsterd. Hieraan kleven echter de bekende bezwaren van vaste putten in een perceel (zie Bijlage 5).

Overwogen kan worden om naast de vaste NDM-putten de uitspoeling uit de wortelzone te meten met behulp van poreuze cups, net als de Denen en de Engelsen dat doen. De wijze van uitvoering kan op de Deense methode (ondergronds afgewerkte cups en leidingen en bemonstering buiten het perceel) of op de Engelse wijze (ondergronds afgewerkte cups en bemonstering in het perceel) (Fraters et al., in voorbereiding).

3.3 Verzamelen van additionele informatie

Om inzicht te krijgen in de oorzaak van een afname in de nitraatconcentratie met de diepte of het ontbreken van een dergelijke afname, is het nodig om aanvullende informatie te verzamelen. Afgezien van de grondwaterstand, de grondwatertrap en de grondwaterstromingsrichting en -snelheid, zoals besproken in de voorafgaande paragrafen, gaat het hierbij om de volgende zaken:

a) een algemene beschrijving van de ondergrond op de meetlocaties;
b) een profielbeschrijving van de bodemlagen tussen het maaiveld en 5 meter beneden GLG per meetpunt;
c) een chemische en/of biologische karakterisering van de bodemlagen tussen het maaiveld en vijf meter beneden GLG per meetpunt;
d) een karakterisering van het grondwater, zoals een leeftijdsbepaling en detectie van denitrificatie;
e) het vaststellen van de relatie tussen grondwater- en oppervlaktewaterkwaliteit;
f) het verzamelen van extra informatie nodig voor kalibratie en/of validatie van modellen;
g) het vaststellen van de gewasrotatie en de bemestingshistorie op de meetlocaties.

3.3.1 Algemene beschrijving van de ondergrond

Per meetlocatie is een beschrijving van de ondergrond nodig om inzicht te hebben in het voorkomen van de verschillende soorten van bodemlagen. Ook is kennis over de omvang van deze lagen horizontaal en in de diepte van belang bij de interpretatie van de meetresultaten. Het gaat hierbij vooral om kennis over de aan- of afwezigheid van lagen met een afwijkende textuur en/of organisch stofgehalte (bijvoorbeeld leemlagen en veenlagen) en, als dergelijk afwijkende lagen inderdaad voorkomen of deze lagen dan ononderbroken zijn of dat het kleine lokaal aanwezige lenzen betreft.

De initiële beschrijving kan worden gemaakt op basis van beschikbare kaarten over de ondergrond, aangevuld met recente boorbeschrijvingen uit de nabije omgeving. Aanvullende metingen via sondering of geo-elektrische metingen kunnen inzicht geven in de opbouw van de bodem (Acacia Water, 2009).

3.3.2 Profielbeschrijving van de bodemlagen

Per meetpunt is een profielbeschrijving nodig van de bodemlagen tussen het maaiveld en vijf meter beneden GLG, om inzicht te hebben in welke soorten lagen voorkomen op de putlocatie zelf. Hiermee kan worden voorkomen dat filters in ondoorlatende lagen worden geplaatst. Ook draagt het bij aan het vergroten van de kennis over de relatie of het ontbreken hiervan tussen het water in de bovenste meter

van het grondwater en de vijfde meter. Ook voor de modellering van de grondwaterstroming is kennis van de aanwezigheid en ligging van goed/slecht doorlatende lagen belangrijk.

De voor- en nadelen van drie methoden om ongeroerde monsters te steken, te weten de Ackermann-, de Aqualock- en de Geoprobemethode, zijn samengevat in Tabel 3. De Ackermann- en Geoprobemethoden leveren kwalitatief betere grondmonsters op voor zowel de boorbeschrijving als voor een eventuele karakterisering van de monsters (zie paragraaf 3.3.3). De hoeveelheid monstermateriaal voor het karakteriseren is echter bij de Geoprobemethode beperkter. Het belangrijkste nadeel van deze methoden is dat een beschrijving in het veld niet goed mogelijk is, waardoor er onzekerheid blijft over de juiste plaatsing van de filters[13]. Dit nadeel heeft de Aqualockmethode niet, het maken van een bodembeschrijving in het veld is hierbij goed en eenvoudig uit te voeren. Echter de monsters worden niet direct in een afsluitbare liner gestoken, waardoor de kwaliteit van de monsters minder is. Ook is er minder monstermateriaal beschikbaar voor de karakterisering en vergt het veel werk om de monsters te conserveren (zie Bijlage 6).

3.3.3 Karakterisering van de bodemlagen

Per meetpunt is een algemene, chemische en/of biologische karakterisering nodig van de bodemlagen tussen het maaiveld en vijf meter beneden GLG.

A. Algemene en chemische karakterisering
De algemene en chemische karakterisering kan inzicht geven in de precieze textuur en de aanwezigheid in de ondergrond van stoffen die denitrificatie mogelijk maken (reactiviteit van de ondergrond); zie Tabel 4. Daarnaast zijn er analyses voor het verkrijgen van inzicht in de mogelijke afwenteling van het nitraatprobleem naar een ander grondwaterkwaliteitsprobleem; zie Tabel 5. In Bijlage 7 is een gedetailleerdere beschrijving opgenomen.

De resultaten van de algemene en chemische karakterisering zijn te gebruiken voor één of meer van de volgende punten:
1. een analyse van de grondwaterkwaliteitsgegevens per put;
2. een statistische analyse voor landelijke en/of regionale uitspraken over de geochemie van de ondergrond en/of de waterkwaliteit van het grondwater in de bovenste vijf meter;
3. de kalibratie van een (proces)model (STONE);
4. als invoerparameters van een (proces)model (STONE).

B. Biologische karakterisering
De biologische karakterisering kan inzicht geven in de potentiële denitrificatiesnelheid in bodemlagen (Bijlage 8) en de aanwezigheid van bacteriën die denitrificatie mogelijk maken (Bijlage 9).

De potentiële denitrificatiesnelheid is te gebruiken als een biologische indicator voor:
a) de aanwezigheid van actieve denitrificerende bacteriën;
b) en de aanwezigheid van afbreekbare organische stof in de bodem.
Het is een indicator die vaak wordt toegepast in studies naar waterkwaliteit in relatie tot denitrificatie.

[13] Voor de Geoprobemethode is een doorzichtige buis beschikbaar (liner) waarmee het bodemmonster is te steken. Bij de Ackermannmethode is nu alleen een beschrijving te maken op basis van materiaal dat via pulsboren beschikbaar komt. Een optie is om na te gaan of een doorzichtige liner ook werkt bij de Ackermannmethode.

De bepaling van de potentiële denitrificatiesnelheid heeft twee redenen:
1. de kalibratie/validatie van het model STONE;
2. het verkrijgen van kwalitatief inzicht in de potentiële ofwel maximale denitrificatiesnelheid van de grond van de bovenste vijf meter van het grondwater in Nederland.

Dit inzicht wordt gebruikt voor interpretatie van de gemeten nitraatconcentraties en is nodig om aan te tonen dat veranderingen in nitraatconcentratie inderdaad veroorzaakt worden door denitrificatie.

Tabel 3 Vergelijking van methoden van bemonsteren van grondmonsters (beoordeling: – – zeer negatief, – negatief, +/- neutraal, + positief, ++ zeer positief).

	Aqualock	Ackermann	Geoprobe
Toepasbaarheid			
Droge grond	++	++	++
Normale grond	++	++	++
Natte grond	++	++	++
Stenige grond	+/-	+	+/-
Kwaliteit grondmonsters			
Biologische potentiële denitrificatie	+	++	++
N-mineraal, C en pH bepaling	+	++	++
Chemische potentiële denitrificatie	+	++	++
Zwavelisotopen	++	++	++
Reactiviteit organische stof	+	++	++
Analyse afwentelingsaspecten	+ of --*	++ of +*	++
Chemische kwaliteit	+	++	++
Onverstoorde gelaagdheid	+/-	++	++
Beschikbaar sediment per dm	0,20 of 0.38 dm^3	0.79 dm^3	0.28 dm^3
Profielbeschrijving			
Diameter	0,5 of 0,7 dm	1 dm	0.6 dm
Lengte per boormonster	2 m	1 m	1 – 1.5 m
Veldbeschrijving mogelijk	++	--	+/-
Dieptebepaling	+	++	++
Horizontale ongestoordheid	++	++	++
Verticale ongestoordheid	+/-	++	++
Monsterkwaliteit voor beschrijving	+/-	++	++
Randeffecten	+/-	+	+

* De beoordeling is afhankelijk van of het grondmonster zonder speciale maatregelen bewaard kan worden (1^{ste} beoordeling) of dat speciale maatregelen nodig zijn om het monster anoxisch op te slaan (tweede beoordeling).

Het voorstel is de analyses identiek te houden aan die in de vorige studies (Fraters et al., 2006; Griffioen et al., 2008), zie Tabel 6, zodat een uniforme dataset wordt verkregen die kan worden gebruikt voor kalibratie van STONE.

Het aantal te steken en te analyseren profielen is afhankelijk van de gekozen meetnetopzet (grootte van de steekproef). Het aantal te onderzoeken profielen is te beperken als alleen de kalibratie/validatie van het model het belangrijkste doel is. De selectie van de locaties voor het steken van profielen vindt dan plaats door rekening te houden met het soort locaties waar al voor eerdere studies profielen zijn onderzocht.

Tabel 4 Bodemanalyse voor de karakterisering van het denitrificerend vermogen.

	Basispakket				Optioneel	
	Organisch C	Totaal S	Korrelgrootte	boor beschrijving	^{34}S	reactiviteit SOM en DOC
Gebruiksdoel						
Inputparameters model	**X**	**X**	**X**	**-**	**-**	**X**
Kalibratie model					**X**	
Statistische analyse meetgegevens	**X**	**X**	**X**	**?**	**-**	**-**
Analyse meetgegevens per put	**-**	**-**	**-**	**X**	**-**	**-**
Technische info						
Meetmethode	LECO organisch C	LECO totaal CS	Malvern na droging 105 °C	visueel	-	Nader te bepalen
Detectie limiet	-	< 0,05gew.%	-	-	-	-
Meetstrategie	Complete set	Complete set	Complete set		subset S-rijk	Testset

Tabel 5 Bodemanalyse voor de karakterisering van mogelijke afwenteling.

	Basispakket	Optioneel		
	Geobeschikbaarheid Metalen	Metaalgehalten in pyriet	Arseengehalten in pyriet	Metaalgehalten in pyriet visueel
Gebruiksdoel				
Inputparameters model	**X**	**X**	**X**	**-**
Kalibratie model				
Statistische analyse meetgegevens	**-**	**-**	**-**	**-**
Analyse meetgegevens per put	**X**	**X**	**X**	**-**
Technische info				
Meetmethode	0,43M HNO_3 extractie ICP-OES en ICP-MS	Sequentiële extractie in 2 stappen ICP-MS	Selectieve extractie ICP-OES	Microprobe/SEM
Meetstrategie	Grote set S-rijk	Kleine subset S-rijk	Subset S-rijk	Enkele monsters S-rijk

Aanvullend op de bepaling van de potentiële denitrificatiesnelheid is de aanwezigheid van de denitrificerende bacteriën zelf vast te stellen door het kwantificeren van hun genen en de potentiële activiteit van hun enzymen (zie Bijlage 9 voor details). Als een verhoogde potentiële denitrificatiesnelheid gepaard gaat met grotere hoeveelheden denitrificeerders, dan is dit een extra aanwijzing dat er werkelijk denitrificatie plaatsvindt in de bodem. Door ook het totaal aantal bacteriën te bepalen, kan het aandeel denitrificerende bacteriën in de totale bacteriënpopulatie worden bepaald.

Tabel 6 Korte beschrijving van de uit te voeren analyses voor de biologische karakterisering. [1]

Bepaling	Korte beschrijving	Referenties
Potentiële denitrificatie	Anaërobe incubatie bij 20 ^{o}C in een met nitraat aangerijkte grond met behulp van acetyleeninhibitietechniek. Meting van N_2O-toename met foto-acoestische gasmonitor na 1, 2 en 3 dagen. De gemiddelde potentiële denitrificatiesnelheid is de toename in N_2O-concentratie in 3 dagen.	Bijay-Singh et al. (1988) Velthof et al. (2001) Fraters et al. (2006)
Oplosbaar N (NO_3, NH_4 oplosbaar organische N)	Drogen van grond bij 40 ^{o}C, extractie met 0,01M $CaCl_2$ en de bepaling N in extract	Houba et al. (2000)
pH	Bepaling in 0,01M $CaCl_2$–extract	Houba et al. (2000)
Oplosbaar organische C	drogen van grond bij 40 ^{o}C, extractie met 0,01M $CaCl_2$ bepaling organische C in extract	Houba et al. (2000)

1 Naast de parameters uit de tabel wordt ook 0,01M CaCl2-extraheerbaar P bepaald. Deze bepaling wordt gelijktijdig met de bepaling van minerale N uitgevoerd.

Samenhang tussen de chemische en biologische karakterisering

De samenhang tussen de algemene en chemische karakterisering (A) en de biologische karakterisering (B) is als volgt: de biologische karakterisering leidt met name tot het inzicht of het proces optreedt of niet en geeft ook een indicatie van de snelheid. Door dit te combineren met reactiviteitsbepalingen en zwavelisotopen uit de chemische karakterisering, wordt duidelijk wat de capaciteit is van de ondergrond om dit proces door te zetten. De specifieke bijdragen daarbij zijn:

- de *acyteleen-inhibitietechniek* levert een maximale snelheid en een idee van de potentiële denitrificatie op, maar nog geen kwantificering van de denitrificatie in de vorm van een capaciteit;
- de bepaling van de *denitrificatie-enzymen (DNA*) geeft inzicht over welke microbiële groepen er aanwezig zijn, wat een sterke indicatie is voor het optreden van denitrificatie;
- met een zogenaamde *Rock-Eval pyrolyse* (zie Bijlage 7) voor SOM (Solid Organic Matter) komt in beeld hoe de organischestoffractie is opgebouwd (waarbij pyrolyseerbaar organisch materiaal bijvoorbeeld reactiever is dan de fractie residual carbon); door zowel DNA te analyseren als de functionele groepen van SOM wordt duidelijk bij welke fracties pyrolyseerbare organische stof er werkelijk denitrificatie lijkt op te treden; uit regressies worden vervolgens de reactiecapaciteit van al het organisch materiaal uit de ondergrond geschat;
- voor de bepaling van de *reactiviteit van het DOC* (Dissolved Organic Carbon) geldt grosso modo hetzelfde; door de functionele groepen van organisch materiaal te meten, wordt het assimileerbaar DOC geschat; de reactiecapaciteit van het DOC wordt vervolgens berekend door de fracties functionele groepen te combineren met de oxideerbare organisch stof fractie uit incubatie-experimenten waarin watermonsters met DOC erin worden blootgesteld aan NO_3, O_2, H_2O_2;

– een dergelijke *gecombineerde chemische en biologische karakterisering* wordt toegepast op meetlocaties waar uitgebreider onderzoek nodig is.

3.3.4 Karakterisering van het grondwater

Door specifieke analyses te doen aan het grondwater kan worden nagegaan of:
1. het grondwater in de eerste en in de vijfde meter een relatie met elkaar hebben;
2. denitrificatie de oorzaak is van een eventuele afname in de nitraatconcentratie.

Leeftijdbepaling

De leeftijdbepaling van het grondwater kan helpen om na te gaan of het grondwater in de eerste en de vijfde meter een relatie met elkaar hebben, of dat deze een verschillende herkomst hebben.

In infiltratiegebieden is naar verwachting sprake van zeer jong water in de bovenste vijf meter van het grondwater – tenzij er belangrijke scheidende lagen aanwezig zijn, waardoor het water onderin elders geïnfiltreerd is en veel ouder is. Voor de natte en overige gronden of gronden met een duidelijke discontinuïteit in textuur zouden wel grote verschillen in leeftijd aanwezig kunnen zijn, ook omdat op iets grotere diepte in de buurt van sloten en waterlopen vaak menging van jong en oud grondwater optreedt door het samenkomen (convergeren) van de stroming naar deze ontwateringsmiddelen. Juist in die ontwaterde gebieden wordt vaak een afname van de nitraatconcentraties met de diepte waargenomen. Deze afname in de nitraatconcentratie wordt in veel gevallen niet zozeer door denitrificatie als wel door het leeftijdseffect en/of verdunning veroorzaakt. Door dateringen in die gebieden uit te voeren wordt duidelijk of deze afnamen in de nitraatconcentraties het gevolg zijn van leeftijdseffecten (in combinatie met mogelijk verdunning) of van andere effecten, waarvan denitrificatie de belangrijkste is.

Per put is minimaal één datering nodig van het grondwater uit het diepste filter (5 meter –GLG). De dateringen op basis van tritium-helium komen uit het onderzoek als meest betrouwbaar naar voren (Bijlage 10). Een vereiste is dat de filters met positieve druk worden bemonsterd, waarbij het tevens van cruciaal belang is te voorkomen dat er gasbelletjes ontstaan. Meestal wordt voor bemonstering ten behoeve van de tritium-heliummethode een onderwaterpomp gebruikt, wat eisen stelt aan de diameter van de putfilters (minimaal 2-duims[14]).

Stikstofoverdrukbepaling

De N2-Ar ratio geeft samen met de TDG (totaal opgelost gas) een sterke aanwijzing voor het al dan niet voorkomen van denitrificatie en helpt bij de kwantificering van het proces. De N2-Ar ratio wordt bepaald in de opgeloste gasfase (Blicher-Matthiesen et al., 1998). De bemonstering van het grondwater voor deze analyse is te combineren met de bemonstering voor de leeftijdsbepalingen met tritium-helium uit 2-duims buizen[14].

Isotopenanalyses

Isotopenanalyse, in het bijzonder analyse van $\delta^{15}N$ en $\delta^{18}O$ van nitraat, kan helpen om het onderscheid te maken tussen fysische processen en biochemische processen (in Bijlage 11 is een uitgebreide beschrijving opgenomen). Dit betekent dat denitrificatie te scheiden is van de menging- en frontprocessen[15]. Terwijl een afname van de nitraatconcentratie met de diepte door verdunning niet zal

[14] Als uit verder onderzoekt blijkt dat de balgpomp bruikbaar is, kan worden gewerkt met 1-duimers.

[15] Intensivering van het (kunst)mestgebruik in het verleden kan verantwoordelijk zijn voor een front van nitraat in de bodem. Zo'n front zou onterecht geïdentificeerd kunnen worden als een zone met sterke denitrificatie, omdat de concentratie daar sterk

leiden tot een verandering van het isotopensignaal, zal een afname veroorzaakt door denitrificatie, leiden tot een sterke verhoging van zowel het $^{\delta 15}$N- als het $^{\delta 18}$O-signaal in nitraat. De simultane verrijking van ^{15}N en ^{18}O (in een ratio van ongeveer 1,8) sluit andere verliesroutes van N uit (Otero et al., 2009). Bovendien moet er bij denitrificatie een negatieve logaritmische relatie tussen nitraatconcentratie enerzijds en $^{\delta 15}$N- en $^{\delta 18}$O-signaal anderzijds worden waargenomen. Als deze twee trends worden gemeten in samenhang met een afnemende nitraatconcentratie, kan worden geconcludeerd dat er inderdaad actieve denitrificatie optreedt in de bovensten vijf meter van het grondwater.

De metingen van de ^{34}S-concentratie zijn bruikbaar om aan te tonen of er nitraatreductie door pyrietoxidatie is opgetreden (zie ook Bijlage 7). In dat geval is namelijk een afname van de ^{34}S / ^{32}S - verhouding te verwachten tussen één en vijf meter diepte. Echter om die afname goed te kunnen interpreteren, is het nodig ook het ^{34}S-gehalte van het sediment te kennen (zie paragraaf 3.3.3), omdat die mogelijk varieert over Nederland. De combinatie van de ^{34}S-concentratie in het grondwater en het ^{34}S-gehalte in het sediment levert ten opzichte van de eerdere toetsdieptestudies een meerwaarde, omdat het een onafhankelijke check is op het al dan niet optreden van denitrificatie als gevolg van pyrietoxidatie en de daarmee gepaard gaande afwenteling door het vrijkomen van sulfaat en zware metalen.

3.3.5 Vaststellen van relatie grondwater- oppervlaktewaterkwaliteit

Het vaststellen van een relatie tussen de nitraatconcentratie in de bovenste vijf meter van het grondwater en de nitraat- en/of totaalstikstofconcentratie in het oppervlaktewater is nodig om aannemelijk te maken dat een eventuele hogere nitraatconcentratie dan 50 mg/l in het bovenste grondwater niet leidt tot normoverschrijding in het oppervlaktewater. Ook al is de nitraatconcentratie gemiddeld in de bovenste vijf meter wel lager dan 50 mg/l.

In het LMM wordt sinds de winter 2004/2005 het bovenste grondwater, het drainwater en het slootwater bemonsterd op landbouwbedrijven in de natte, gedraineerde delen van de zandregio. Nitraat- en totaalstikstofconcentraties in sloten zijn relatief hoog en gemiddeld boven de 11,3 mg N per liter[16]. Uit een analyse van de gegevens van de periode 2004/'05 – 2008/'09 blijkt dat de correlaties tussen de nitraat- en totaalstikstofconcentraties in grondwater, drainwater en oppervlaktewater op de LMM-bedrijven groot zijn (zie Bijlage 12). Het is daarom aan te bevelen om dit lopende monitoringonderdeel te continueren.

3.3.6 Extra informatie nodig voor kalibratie of validatie modellen

De motie Koopmans verzoekt nadrukkelijk modelmatig de afname in nitraatconcentratie in beeld te brengen. Daarnaast hebben de ministeries aangegeven dat het model ook kan worden gebruikt om de gevolgen voor het oppervlaktewater in te schatten.

Er is nagegaan welke informatie nodig is om de resultaten uit het Nitraatdieptemeetnet te kunnen gebruiken voor modelkalibratie of validatie (zie Bijlage 3). In Tabel 4 en Tabel 5 staat een overzicht van bodem- en grondwaterparameters die kunnen bijdrage aan modelverbetering. Daarnaast is het zinvol om voor het model de volgende zaken vast te leggen of te meten:

---

afneemt. Daarnaast kan door grondwaterstromingen menging met water met een andere nitraatconcentratie optreden, waardoor de nitraatconcentratie kan stijgen of dalen zonder dat er denitrificatie optreedt.

[16] Voor zoete sloten (type M1a) zijn de volgende KRW-waarden voorgesteld voor totaal-stikstof (Evers et al. 2007): de gewenste waarde < 2.4 mg N/l; concentraties tussen 2,4 en 4,8 mg N/l worden als matig beoordeeld, tussen 4,8 and 12,0 mg N/l als ontoereikend en concentraties > 12,0 mg N/l als slecht.

- de historie van de landbouwpraktijk op de onderzoekslocaties;
- een gedetailleerde geohydrologische beschrijving van de meetlocatie, waaronder een gedetailleerde beschrijving van de bodemkolom op het meetpunt;
- de leeftijdbepaling van het grondwater op meerdere diepteniveaus, afhankelijk van de aangetroffen bodemlagen op de locatie;
- de karakterisering van de bodemkolom en het opgepompte grondwater op meerdere diepten per putlocatie voor het vaststellen van het voorkomen of het mogelijk zijn van denitrificatie via isotopenanalyses en chemische- en biologische analyses;
- de hoogte van en de schommelingen in de grondwaterstand via continue metingen.

3.3.7 Vaststellen van gewas- en bemestingshistorie

Het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte is mede te verklaren door veranderingen in teelten en bemesting in voorafgaande jaren. Daarom heeft het de voorkeur na te gaan wat de gewasrotatie en bemestingshistorie op de bemonsterde percelen is geweest. Daarnaast is de informatie over gewas- en bemestingshistorie te gebruiken bij de modelkalibratie of modelvalidatie.

Deze informatie is voor de LMM-bedrijven (deels) af te leiden uit de beschikbare informatie in het LEI-BIN over gewas en bemestingshistorie op bedrijfsniveau, maar zal nooit werkelijk perceelspecifiek zijn. Het is mogelijk om aanvullend op de bedrijfsinformatie via een enquête de gewasrotatie en bemestingshistorie op de meetlocatie gedetailleerder in beeld te brengen.

3.4 Bemonstering en analyses

Voor de inrichting van de putten is het belangrijk te weten wat de beoogde bemonsteringsfrequentie is en welke parameters men wil analyseren. Bij de putinrichting gaat het om keuzen over bijvoorbeeld te gebruiken materialen, de filterlengte en de filterdiameter.

Meetfrequentie en vaste of tijdelijke putten

Indien meer dan eenmaal bemonsterd gaat worden is het niet zinvol om met tijdelijke putten te werken, gezien de inspanning die nodig is om op deze meetdiepte te meten. Gegeven de korte termijn waarop de resultaten uit het meetnet nodig zijn ter onderbouwing van het vijfde Nitraatrichtlijn Actieprogramma, lijkt het zinvol in het eerste jaar meer dan één bemonsteringsronde uit te voeren. Bij het gebruik van vaste putten is het zinvol om na te gaan of de plaatsing van een put invloed heeft op de meetresultaten, en zo ja hoe lang de effecten van de inrichting van een meetpunt gevolgen hebben voor de resultaten. Het is verstandig op zijn vroegst drie maanden na plaatsing van een put een eerste bemonstering uit te voeren, gezien de resultaten van het vooronderzoek voor het Vlaamse Nitraatmeetnet (Eppinger, pers. mededeling, 2009).

Leeftijdbepaling, vluchtige stoffen en putontwerp

Indien ervoor gekozen wordt de bemonstering van vluchtige componenten (^{3}H, He, Ne) ten behoeve van de leeftijdsbepalingen via de meest gangbare (en dus meest beproefde) methode uit te voeren, dienen de buizen geschikt te zijn voor het afpompen via een dompelpomp of andere vergelijkbaar werkende pomp. De filters en peilbuizen dienen dan een minimale diameter van 2-duim[14] te hebben. Voor het nemen van grondwatermonsters voor de leeftijdsbepaling dient minimaal een jaar te worden gewacht na plaatsing van de putten. Bemonstering ter bepaling van zuurstof en bicarbonaat kan met een slangenpomp in 1-duims filters. Bijlage 10 geeft een gedetailleerde beschrijving.

3.5 Meetnetomvang

De gewenste omvang van het LMM Nitraatdieptemeetnet is afhankelijk van de vraagstelling. Met welke betrouwbaarheid wil men de uitspraken onderbouwd hebben en tot op welk detailniveau wil men uitspraken kunnen doen?

De variatie in de nitraatconcentratie in de ruimte is groot, zowel horizontaal als verticaal (diepte); zie als voorbeeld Figuur 1. Uit een beschouwing van de resultaten van eerder onderzoek blijkt dat relatief veel waarnemingen nodig zijn om een afname hard te kunnen maken, zelfs als er in werkelijkheid een afname met de diepte is van de nitraatconcentratie met 20% in de bovenste vijf meter van het grondwater (zie Bijlage 13 voor details).

De gemiddelde nitraatconcentratie in de eerste meter van het grondwater in de zandregio bedraagt ongeveer 70 mg/l (Zwart et al., 2008). Een afname tussen de eerste en vijfde meter van het grondwater van 20% betekent een afname in de nitraatconcentratie van 70 mg/l naar 56 mg/l. Als we er vanuit gaan dat er in werkelijkheid een dergelijke afname is, dan kunnen we voor verschillende combinaties van aantal bedrijven (*n*) en aantal putten per bedrijf (*p*) de kans berekenen dat we een duidelijke afname (95% significantie) kunnen aantonen. Deze kans wordt het onderscheidingsvermogen (in het Engels *the power*) van een statistische toets genoemd.

Een onderscheidingsvermogen van tussen de 80 en 90% wordt meestal als acceptabel beschouwd; het gebruik van een groter onderscheidingsvermogen wordt meestal te duur (Snedecor en Cochran, 1989). Een onderscheidingsvermogen van 80% is eerder gehanteerd in Nederlands milieuonderzoek (Knotters, 2005). Dit wil zeggen dat als er in werkelijkheid een afname is van 70 naar 56 mg/l tussen de eerste en vijfde meter van het grondwater, dat er dan een kans is van maximaal 20% dat de conclusie van het onderzoek luidt dat er geen significante afname is met de diepte, terwijl die afname er wel is. Het vergroten van het onderscheidingsvermogen, en dus het verkleinen van de kans een werkelijk bestaande afname te missen, is kostbaar. Een vergroting van het onderscheidingsvermogen van 77 naar 85% bij de beschikbaarheid van honderd bedrijven, betekent bijvoorbeeld een verdubbeling van het aantal te plaatsen putten per bedrijf (van vier naar acht putten per bedrijf). Het totaal aantal putten in een meetnet met honderd bedrijven neemt dan toe van vierhonderd naar achthonderd (zie Tabel 7, kolom 3 en 4 *zonder stratificatie*).

Het onderscheidingsvermogen is te vergroten door bij de meetnetopzet te stratificeren op basis van factoren die het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte beïnvloeden en door hiermee in de analyse rekening te houden. Het vooronderzoek indiceert dat door te stratificeren[17], dat in een situatie van bijvoorbeeld honderd bedrijven met elk vier putten, een vergroting van het onderscheidingsvermogen mogelijk is van 77 naar 84% (zie Tabel 7, vergelijk kolom 4, *zonder stratificatie*, en kolom 5, *met stratificatie*). Het effect van stratificatie blijkt bijna net zo groot als een verdubbeling van het aantal putten.

[17] In het vooronderzoek is het effect van stratificatie getest. Stratificatie is het indelen van een te onderzoeken groep (populatie) in subgroepen (strata) waarvan men verwacht dat de individuen in een subgroep meer op elkaar lijken dan die tussen subgroepen. In het vooronderzoek is het effect van een stratifcatie op bedrijfstype en op geohydrologisch gebiedstype getest (zie Bijlage 13). Stratificatie op bedrijfstype verminderde de standaardvariatie in de nitraatafname met 5% en dit leidde tot een winst in het onderscheidingsvermogen met 7%. Stratificatie op gebiedstype verminderde de standaardvariatie met 10% en dit verbeterde en onderscheidingsvermogen met 15%. In het rekenvoorbeeld (Tabel 7) is voor stratificatie een reductie van de standaardvariatie met 10 % aangehouden.

Tabel 7 Onderscheidingsvermogen van een toets op het verschil in de nitraatconcentratie tussen de eerste en de vijfde meter van het grondwater[1]. De kans (%) dat bij n bedrijven (homogene eenheden) en p putten een verschil wordt gevonden groter dan 0 als het werkelijk verschil 20% bedraagt. Kans zonder en met stratificatie naar andere aspecten.

n	***p***	***putten totaal***	onderscheidingsvermogen **ZONDER** stratificatie	onderscheidingsvermogen **MET** stratificatie[2]
50	2	100	41	47
	4	200	52	59
	6	300	57	65
	8	400	60	68
75	2	150	54	61
	4	300	66	74
	6	450	72	8
	8	600	75	83
100	2	200	64	72
	4	***400***	***77***	***84***
	6	600	82	89
	8	***800***	***85***	91
150 [3]	1	150	62	68
	2	300	79	85

[1] Zie Bijlage 13: J.A. Ferreira (2009), Advice on the sample size required to estimate mean nitrate concentrations. RIVM/EMI, Interne RIVM-notitie.

[2] Aangenomen is dat stratificatie leidt tot een reductie in de standaardvariatie met 10% (zie voetnoot 17)

[3] Berekend op basis van informatie uit Bijlage 13.

Zoals in paragraaf 1.3 is vermeld, moet per zandgebied (noord, centraal, zuid) of per drainageklasse (nat, gemiddeld, droog) of per rotatietype (grasland en bouwland op dierbedrijven en bouwland op akkerbouwbedrijven) worden nagegaan of er sprake is van een afname van de nitraatconcentratie met de diepte. Per aspect (zandgebied, drainageklasse, rotatietype) is een minimum aantal locaties nodig waarmee relevante verschillen in nitraatconcentraties tussen de eerste en vijfde meter kunnen worden aangetoond. Om met voldoende zekerheid een uitspraak te doen of een afname van de nitraatconcentratie in de bovenste vijf meter van het grondwater met de diepte bij droge zandgronden voorkomt, kunnen bijvoorbeeld op 150 bedrijven in percelen met droge gronden 2 putten worden geplaatst en bemonsterd (in totaal 300 putten; onderscheidingsvermogen met stratificatie is 85%) of op 100 bedrijven 4 putten (in totaal 400 putten; onderscheidingsvermogen met stratificatie is 84%). Bij drie zandgebieden, of drie drainageklassen of drie rotatietypen, zijn ruwweg 900 (3*300) tot 1200 (3*400) putten nodig.

Van belang is hierbij te weten welke grootte van verschil relevant wordt geacht. Als een afname van de nitraatconcentratie met de diepte van 10% moet kunnen worden aangetoond, zijn veel meer putten nodig dan wanneer een afname van 20% relevant is. Als een afname van 30% pas interessant is, zijn veel minder putten nodig.

4 Voorstel voor meetnetinrichting

4.1 Globale opzet en opties

Een meetnet dat aansluit bij het LMM met een goede spreiding van de meetlocaties over de zandregio en over de landbouwbedrijfstypen lijkt de meest belovende variant (variant 3 in hoofdstuk 2). Met deze variant kan zo goed mogelijk worden voldaan aan de eisen en randvoorwaarden van de ministeries (zie hoofdstuk 1) en wordt maximaal gebruikgemaakt van bestaande meetnetinfrastructuur (hoofdstuk 2). In dit hoofdstuk worden een aantal opties voor deze LMM-meetnetvariant uitgewerkt en besproken.

De uitgangspunten bij de uitwerking zijn dat:
1. de meetnetgegevens zelf overtuigend moeten zijn (zie eisen en randvoorwaarden, punten 1 en 2, in paragraaf 1.2);
2. daar waar mogelijk aanvullende informatie wordt verzameld voor modelkalibratie of modelvalidatie (zie beleidskeuzen, punt 7, in paragraaf 1.3).

Een *meeteenheid* is voor dit onderzoek gedefinieerd als een homogene eenheid binnen een bedrijf, en niet, zoals in het LMM, het bedrijf zelf. Een *homogene eenheid* wordt gekenmerkt door de aspecten drainageklasse, zandgebied en rotatietype[18] met elk drie eenheden (zie beleidskeuzen, punten 4 tot en met 6, in paragraaf 1.3). De drie onderscheiden drainageklassen (eenheden binnen het aspect drainageklasse) zijn nat, gemiddeld en droog[19]. Er zijn drie zandgebieden onderscheiden op dezelfde wijze als bij de onderbouwing van gebruiksnormen en derogatie: zand noord (Groningen Drenthe en Friesland), zand midden (Overijssel, Gelderland en Utrecht) en zand zuid (Noord-Brabant en Limburg). De drie onderscheiden rotatietypen zijn grasland op dierbedrijven, bouwland op dierbedrijven en bouwland op akker- en tuinbouwbedrijven. De afbakening tussen bouwland en grasland op dierbedrijven zal worden uitgewerkt in een voorstel verderop in dit hoofdstuk. In totaal zijn er 27 verschillende homogene eenheden: 3 drainageklassen * 3 zandgebieden * 3 rotatietypen = 27 homogene eenheden Een voorbeeld van een homogene eenheid is ‘grasland op natte zand- en dalgrond in het noordelijk zandgebied’. Al het grasland op natte zand- en dalgrond (op veebedrijven) in het noordelijk zandgebied wordt dus als een geheel beschouwd. Een meetlocatie is dan al het grasland op natte zand- en dalgrond op een LMM-veebedrijven in het noordelijk zandgebied. Een meeteenheid kan meerdere percelen op een bedrijf omvatten (zie paragraaf 4.3.2). Binnen een meeteenheid kunnen dus meerdere potentiële meetlocaties voorkomen. Een *meetlocatie* is een locatie (meestal perceel) waar een meetpunt met put wordt ingericht.

Het meetnet is in dit voorstel zodanig opgezet dat waarschijnlijk niet voor elk van de 27 homogene eenheden afzonderlijk de afname van de nitraatconcentratie met zekerheid te bepalen is. Dit zou het meetnet onbetaalbaar maken. Het aantal meetlocaties (putten) in het meetnet zal zodanig zijn dat een uitspraak mogelijk is over het wel of niet aanwezig zijn van een afname van de nitraatconcentratie met

[18] Bedrijf en landbouwpraktijk zijn geen kenmerken van de homogene eenheid, bij de analyse van de gegevens is na te gaan in hoeverre deze karakteristieken van invloed zijn.

[19] Het definiëren van de drainageklassen nat, gemiddeld en droog kan gebeuren op basis van de grondwatertrapklasse (Gt) of op basis van de aanwezigheid en de typen van drainagemiddelen (zie voetnoot 4 op blz. 3). Een definitie op basis van Gt sluit aan bij de beleidsdiscussie; een indeling op basis van drainagemiddelen is nodig voor de uitvoering. Nagegaan wordt hoe deze beide te combineren zijn.

de diepte per eenheid binnen eenzelfde aspect. Als voorbeeld: er is wel een betrouwbare uitspraak mogelijk over de aanwezigheid van een afname van de nitraatconcentratie met de diepte voor elk van de zandgebieden, maar niet voor de afname per drainageklasse binnen een gebied. Er is weer wel een uitspraak mogelijk over de aan- of afwezigheid van een afname voor elk van de drie drainageklassen voor de zandregio als geheel.

Uitgangspunten voor het vaststellen van het aantal meetlocaties zijn:
1. een afname van de nitraatconcentratie tussen de eerste en vijfde meter van het grondwater van 20% of meer moet kunnen worden vastgesteld;
2. een afname moet kunnen worden vastgesteld per eenheid binnen een aspect;
3. de gemeten afname met de diepte moet met zekerheid (95% significantie) groter zijn dan nul[20];
4. een onderscheidingsvermogen van 80% of meer is acceptabel (zie paragraaf 3.5 voor uitleg);

Dit wil zeggen dat indien er bijvoorbeeld in het noordelijk zandgebied een werkelijke afname is van de nitraatconcentratie tussen de eerste en vijfde meter van 20% of meer (bijvoorbeeld van 70 mg/l naar 56 mg/l) we deze afname met grote kans ook vinden. De kans dat we een afname vinden als er in werkelijkheid ook een afname is, noemen we het onderscheidingsvermogen (*power* in het Engels). Hoe kleiner de afname in werkelijkheid is, hoe kleiner de kans dat een afname is aan te tonen[21].

Indien er in twee of drie van de verschillende eenheden binnen een aspect een afname wordt gevonden die niet significant is, bijvoorbeeld voor de zandgebieden noord en midden, kan voor de combinatie van deze homogene eenheden misschien wel een significante afname worden gevonden, dus voor het gezamenlijk gebied noord en midden. Vanzelfsprekend kan dan niets per eenheid worden gezegd.

Er zijn twee beleidsopties uitgewerkt (zie Tabel 8):
1. *risicomijdend.* Bij deze aanpak is de geschatte kans dat een werkelijke aanwezige afname van de nitraatconcentraties met de diepte van 20% of meer wordt gemist kleiner dan 16%.
2. *risiconemend.* Bij deze aanpak is de geschatte kans dat een werkelijke aanwezige afname van de nitraatconcentraties met de diepte van 20% of meer wordt gemist maximaal 32%. Bij deze optie wordt erop gespeculeerd dat door verbetering van de stratificatie het onderscheidingsvermogen kan worden verhoogd tot 80% (acceptabel niveau) en daarmee de kans op missen van een afname tot minder dan 20%.

Voor beide beleidsopties geldt dat de feitelijke opzet, het aantal bedrijven en aantal putten per bedrijf, mede wordt bepaald door de bereidheid van de LMM-deelnemers om te participeren in het Nitraatdieptemeetnet. Vermoedelijk zal het aantal bedrijven dat bereid is deel te nemen liggen tussen de 100 en 150[22]. Deze twee technische realisatiemogelijkheden zijn in Tabel 8 uitgewerkt voor beide beleidsopties. Het aantal putten bedraagt voor de beleidsoptie Risicomijdend tussen de 900 en 1200 en voor de beleidsoptie Risiconemend tussen de 450 en 600. De kosten voor de technische realisatie met 100 bedrijven zijn tot maximaal 20% duurder dan die met 150 bedrijven. Een specificatie van de kosten en het spreiding van de kosten over de periode is gegeven in paragraaf 4.5.

[20] Met methode wordt alleen getoetst of het verschil in de gemeten nitraatconcentraties tussen de eerste en vijfde meter groter is dan nul ofwel of er een duidelijke afname is.

[21] In infiltratiegebieden wordt geen afname van de nitraatconcentratie met de diepte verwacht gezien de resultaten van eerder onderzoek. Als er geen afname is of als er een afname is duidelijk kleiner dan 20%, dan wordt er (waarschijnlijk) ook geen afname gevonden. Voor gedraineerde gronden wordt wel een afname van 20% of meer verwacht.

[22] De opzet voor het onderzoek om de bereidheid tot deelname aan het Nitraatdieptemeetnet in beeld te brengen is beschreven in Bijlage14.

Het voorstel is om op alle meetlocaties een basisonderzoek uit te voeren en op een selectie van meetlocaties uitgebreid onderzoek te doen ter onderbouwing en verklaring van verschillen tussen de eerste en vijfde meter grondwater en voor modelkalibratie of modelvalidatie. Bij de beleidsoptie Risiconemend is uitgegaan van 75 putten bij de beleidsoptie Risicomijdend van 100 putten (zie Tabel 8).

Tabel 8 Aantal benodigde putten en geraamde kosten voor de twee beleidsopties voor een nitraatdieptemeetnet op basis van de kans dat een werkelijk aanwezige afname gevonden wordt (risiconemend, onderscheidingsvermogen is circa 70%; en risicomijdend, onderscheidingsvermogen is circa 85%) in geval van een grote bereidheid tot deelname (150 bedrijven) en in geval van een beperktere bereidheid tot deelname (100 bedrijven) aan het NDM.

Beleidsopties	Risiconemend		Risicomijdend	
Technische realisatie	RN1	RN2	RM1	RM2
Onderscheidingsvermogen [1]	72%	68%	84%	85%
Aantal bedrijven	100	150	100	150
Aantal putten per meeteenheid	2	1	4	2
Totaal aantal putten [2]	600	450	1200	900
waarvan met extra onderzoek	75	75	100	100
Aantal putten per homogene eenheid [3]	22	17	44	33
Raming totale kosten 2010-2014 (in miljoenen euro's) [4]	17,0	15,1	28,9	24,0

[1] Kans dat bij een werkelijk aanwezig verschil van 20% tussen de nitraatconcentratie in de eerste en de vijfde meter van het grondwater een verschil grote dan 0 wordt aangetoond (95% significantie). Er is rekening gehouden met stratificatie (zie Tabel 7 en tekst in paragraaf 3.5)

[2] Er is uitgegaan van gemiddelde 3 strata per bedrijf. Dit betreft 1-3 verschillende drainageklassen en 1-2 verschillende rotatietypen. Het aspect gebied ligt voor een bedrijf vast.

[3] Aantal is berekend door het totaal aantal putten te delen door het aantal onderscheiden homogene eenheden in de opzet van het meetnet (= 27).

[4] Raming kosten voor inrichting en monitoring in de periode 2010-2014 op basis van voorlopig opzet en beschikbare opgaven van kosten voor werk door derden (zie paragraaf 4.5).

4.2 Keuze LMM-bedrijven

Het merendeel van de deelnemende bedrijven in het LMM in de zandregio zijn melkveebedrijven (187 van de 293, zie Tabel 1). De ministeries hebben te kennen gegeven dat zij vooral problemen voorzien met de waterkwaliteit op de akker- en tuinbouwbedrijven bij het opstellen van het vijfde Actieprogramma, en dat zij daarom ook informatie willen hebben over het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte (zie paragraaf 1.3). Het aantal akker- en tuinbouwbedrijven (AT) in het LMM bedraagt circa 50, waarvan 11 behoren tot de vollegrondsgroentebedrijven (VG) en de overige 39 tot de akkerbouwbedrijven (AB) al dan niet met een deel vollegrondsgroenteteelt (zie Tabel 9). De meeste (10) VG-bedrijven liggen in het zuidelijke zandgebied. De meeste van de 39 akkerbouwbedrijven, waaronder de 4 bedrijven deelnemende aan het project Telen met Toekomst, liggen in het noordelijke zandgebied (23 in noord, 7 in midden en 9 in zuid).

Het lijkt gezien de in hoofdstuk 1 geformuleerde beleidsmatige kaders en keuzen niet zinvol alle melkveebedrijven op te nemen in het nitraatdieptemeetnet, maar het aantal te beperken tot een

vergelijkbaar aantal als de AT-bedrijven. Het voordeel van het opnemen van hokdier en gewas-diercombinatiebedrijven is dat op deze bedrijven gemiddelde hogere nitraatconcentraties voorkomen in de bovenste meter van het grondwater dan op de melkvee- en akkerbouwbedrijven. Gezien het doel, namelijk het detecteren of er een afname is van de nitraatconcentratie tussen de eerste en vijfde meter van het grondwater, is het gewenst bedrijven te hebben met relatief hoge concentraties in de bovenste meter.

Tabel 9 Voorstel opzet LMM-NDM in de zandregio; aantal bedrijven in de reguliere en voorloperprogramma's en per bedrijfstype.

Bedrijfsgroep	Bedrijfstype	Beschikbaar		Gewenst
		Regulier	Voorloper	Totaal
Melkvee		177	10	50
Akker- en	Akkerbouw	36	4	40
tuinbouw	Vollegrondsgroenten	11	-	10
Overig	Hokdier	20	-	20
	Gewas-diercombinaties	36	-	30
Totaal		279	14	150

Het aantal deelnemende bedrijven kan lager uitvallen dan 150, omdat een aantal bedrijven mogelijk niet zal willen deelnemen in het meetnet. Er zijn geen of nauwelijks vervangende bedrijven voor de bedrijfstypen akkerbouw, vollegrondsgroenten en hokdier. Alle huidige LMM-bedrijven binnen deze bedrijfstypen moeten willen deelnemen om het gewenste aantal te realiseren.

De twee opties met 150 bedrijven vallen in de ramingen goedkoper uit dan de opties met 100 bedrijven. Blijkbaar weegt de winst die met minder bedrijven geboekt wordt, door bijvoorbeeld minder verplaatsing, niet op tegen de meerkosten voor het groter aantal putten dat geplaatst moet worden bij minder bedrijven (een derde meer; zie Tabel 8). De optie van honderd bedrijven is de terugvaloptie voor het geval er onvoldoende deelnemers zijn voor het Nitraatdieptemeetnet.

Een andere reden voor een mogelijk gebrek aan bedrijven, is als in het kader van de lopende evaluatie van het LMM wordt besloten bepaalde bedrijfstypen niet meer of in mindere mate in het LMM aan te houden. Als deze locaties speciaal voor het NDM moeten worden aangehouden, zullen de kosten oplopen. Als deze bedrijven niet meedoen, betekent het dat de uitspraken die met de resultaten van het NDM kunnen worden gedaan beperkter zijn of een beperktere geldigheid hebben.

4.3 Selectie van bedrijven, meeteenheden en meetlocaties

4.3.1 Selectie van bedrijven en meeteenheden

De selectie en werving van de bedrijven en de selectie van de meeteenheden kent een aantal stappen:
- een inventarisatie van de geschiktheid van en risico's bij deelname van individuele LMM-bedrijven;
- het opstellen van een communicatie- en wervingsplan;
- het vastleggen van de beschikbare meeteenheden (= verschillende homogene eenheden binnen een bedrijf) in het LMM in de zandregio;
- een aselecte trekking van melkveebedrijven binnen de gebiedseenheden (voor andere bedrijfstypen geldt dat alle bedrijven als potentiële deelnemers worden beschouwd);

– een aselecte trekking van benodigd aantal meeteenheden per homogene eenheid (gebied, drainageklasse en rotatietype), dit wil zeggen 17-22 meeteenheden per homogene eenheid.

Inventarisatie geschiktheid en risico's van LMM-bedrijven
Voorafgaande aan de selectie van de deelnemers wordt een inventarisatie gemaakt per bedrijf voor de volgende punten:

a) de gegevens over het bouwplan;
b) het risico dat een bedrijf in de loop van het project afvalt;
c) het risico dat een bedrijf in de loop van het project verandert van type;
d) de gegevens over de mate van perceelswisselingen;
e) de beschikbaarheid van (historische) gegevens in het LEI Bedrijveninformatienet (BIN).

Ad a en e: deze gegevens zijn nodig bij de analyse van de meetnetresultaten. Daarnaast kan worden nagegaan welk verschil er is met de rotatie vastgesteld op basis van kaartinformatie die gebruikt zal worden bij het definiëren van homogene eenheden (bijvoorbeeld het Landelijk Grondgebruiksbestand Nederland; Hazeu, 2005).

Ad b tot en met d: deze informatie is nodig om een schatting te kunnen maken van de risico's van het verloren gaan van de investeringen in een geselecteerd bedrijf.

De gegevens verkregen via de inventarisatie (a tot en met e) zijn te gebruiken bij de analyse van de meetnetresultaten. Het is methodologisch onjuist de gegevens te gebruiken bij het selecteren van meeteenheden en meetlocaties binnen de meeteenheden, omdat een berekening van een gemiddelde en spreiding op basis van de meetresultaten dan afhankelijk zijn van een conceptueel model. Voor de genoemde punten is het niet mogelijk een goed conceptueel model te ontwerpen op basis waarvan het wel verantwoord zou zijn rekening te houden met deze punten. Nadeel van het aselect kiezen van meetlocaties en het plaatsen van putten op deze locaties is dat locaties sneller zullen afvallen. Hierdoor zullen óf meer putten vervangen moeten worden óf zal voor meer putten aanvullende informatie verzameld moeten worden.

Opstellen communicatie- en wervingsplan
Eveneens voorafgaande aan de werving wordt een communicatie- en wervingsplan opgesteld om de deelname aan het nieuwe meetnet te vergemakkelijken. Onderdeel van dit plan is een inventarisatie van de bereidheid tot deelname van de huidige LMM-deelnemers in de zandregio en van de punten die deelname belemmeren (zie Bijlage 14).

Vastleggen van de beschikbare meetlocaties
Er is een beperkt aantal bedrijven binnen het LMM en daarmee een beperkt aantal meeteenheden (zie Tabel 10). Voor de akker- en tuinbouwbedrijven (AT) en mogelijk deels voor de hokdierbedrijven (zie voetnoot 23) (VEE) is sprake van één rotatietype (bouwland). Voor een specifiek bedrijf ligt het zandgebied vast. In uitzonderlijke gevallen heeft een bedrijf een of meerdere percelen in een ander zandgebied. Voor de AT-bedrijven en voor een deel van de hokdierbedrijven zijn er maximaal drie verschillende meeteenheden, namelijk de drie drainageklassen. Op melkveebedrijven en gewas-diercombinatiebedrijven (VEE) kunnen maximaal zes verschillende meeteenheden voorkomen; drie drainageklassen voor elk van de twee rotatietypen. Voor de realisatie van 17 tot 22 meeteenheden per homogene eenheid is minimaal eenzelfde aantal bedrijven nodig per combinatie gebied-rotatietype. Voor de combinatie 'bouwland op AT-bedrijven in zand-midden' en mogelijk voor 'bouwland op veebedrijven in zand-noord' is dit aantal bedrijven er niet. Voor 'bouwland op AT-bedrijven in zand-

zuid' en in mindere mate ook voor de overige rotatietypen in zand-zuid, is het aantal bedrijven net of net niet voldoende.

Tabel 10 Beschikbaar aantal meeteenheden (bedrijven) in het LMM in de zandregio voor de aspecten gebied en rotatietype*.

Zandgebied	Rotatietype			Totaal
	Bouwland/AT	Bouwland/VEE	Grasland	
Noord	< 26	< 9 + MV?	< 76 + GDC?	> 50
Midden	< 9	< 26 + MV?	< 81 + GDC?	> 50
Zuid	< 20	< 19 + MV?	< 28 + GDC?	> 50
Totaal	51	> 50	> 50	> 150

* MV = melkvee; GDC = gewas-diercombinaties

Vaststellen rotatietype bouwland op veebedrijven

Voor de hokdierbedrijven geldt meestal dat het overgrote deel van het beschikbare areaal wordt gebruikt voor maïsteelt en akkerbouwgewassen[23], en dus als bouwland wordt gekenmerkt. Voor de gewas-diercombinatiebedrijven en zeker voor de melkveebedrijven geldt meestal dat op het bedrijf zowel gras- als bouwland voorkomt. Zeker voor melkveebedrijven is dit bouwland meest onder maïs en zal er sprake zijn van een rotatie van gras- en maïsverbouw op de percelen. In het LMM wordt naast een bedrijfsgemiddelde bemonstering ook apart bemonsterd op percelen met 'permanente maïs'. Hierbij is permanente maïs gedefinieerd als percelen waarop bij bemonstering voor minimaal het derde achtereenvolgend jaar maïs wordt of is geteeld. Voor de bovenste meter van het grondwater is de aanname te verdedigen dat de invloed van de maïsteelt op de kwaliteit van het grondwater aanwezig en overheersend zal zijn. Bij beschouwing van de bovenste vijf meter van het grondwater is een dergelijke benadering discutabel, omdat op vijf meter diepte het grondwater meestal ouder is dan vijf jaar en de invloed van het voorgewas van invloed kan zijn op de gemeten concentraties. Overigens geldt eenzelfde redenering voor het grasland.

Het voorstel is om bij het definiëren van rotatietype rekening te houden met de rotatie van de afgelopen tien jaar. De volgende definities worden gehanteerd:

- Bouwland: percelen met tien of meer jaar aaneengesloten teelt van maïs of overige akkerbouwgewassen, inclusief eenjarig grasland.
- Grasland: percelen met een grasland-bouwlandrotatie van meer dan 4:1; dus per vijf jaar maximaal één jaar met maïs. Optie is om aanvullend te eisen dat het perceel bij het plaatsen van de put één of meerdere jaren onder gras ligt.
- Overig land: percelen die niet aan deze eisen voldoen; grasland-bouwlandrotatie van minder dan 4:1 en minder dan tien jaar aaneengesloten teelt van maïs of overige akkerbouwgewassen, inclusief eenjarig grasland.

Er zijn dan meerdere opties bij de inrichting van het nitraatdieptemeetnet. Hiervan lijken er twee het meest praktisch om onderscheid te maken tussen grasland en bouwland op veebedrijven:

- Optie 1: Doel is om informatie te verkrijgen over het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte onder (puur) grasland. Om die reden wordt onderscheid gemaakt tussen grasland conform bovenstaande definitie enerzijds en bouwland en overig land anderzijds.

[23] Voor 2004 gold voor de hokdierbedrijven in het LMM dat 9 % van het areaal onder gras was, 60% onder maïs en overige voedergewassen en 31% onder akkerbouwgewassen. Voor het Bedrijfsinformatienet als geheel was het percentage grasland op hokdierbedrijven met 20% hoger dan gemiddeld op de hokdierbedrijven in het LMM (Swen et al., 2009).

– Optie 2: Doel is om informatie te verkrijgen over het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte onder (puur) bouwland op veebedrijven; bijvoorbeeld om dit te kunnen vergelijken met bouwland op akker- en tuinbouwbedrijven. Om die reden wordt onderscheid gemaakt tussen bouwland conform bovenstaande definitie enerzijds en grasland en overig land anderzijds.

De keuze tussen een van deze twee opties zal voorafgaand aan de inrichting van het meetnet moeten worden gemaakt. Voor optie 1 pleit dat het graslandareaal een aanzienlijk deel van het landbouwareaal beslaat. Voor optie 2 pleit dat de grootste overschrijding van de nitraatnorm wordt gevonden onder bouwland.

4.3.2 Selectie van meetlocaties

Het selecteren van de meetlocatie of meetlocaties binnen een meeteenheid op een bedrijf dient aselect plaats te vinden. Een meeteenheid kan bestaan uit meerdere al dan niet aaneengesloten percelen. Het aselect kiezen van de meetlocatie (meestal een perceel) levert risico's op voor wat betreft de bruikbaarheid van de resultaten. Dit betekent dat het doel en de vraagstelling helder moeten zijn (zie discussie in paragraaf 4.3.1 (bij kopje: 'Inventarisatie geschiktheid en risico's van LMM-bedrijven'). De volgende punten verdienen nadere overweging en raken aan de discussie in paragraaf 4.3.1 onder het kopje 'inventarisatie geschiktheid en risico's':

a) het risico van wijziging van de kenmerken en eigendom voor het perceel in onderzoek;
b) het risico van nulwaarden (geen nitraat in het bovenste grondwater).

Het meetpunt binnen een meetlocatie zelf zal niet aselect worden gekozen. Bij de plaatsing van een put bij (of in) een geselecteerd perceel dient altijd rekening gehouden te worden met geohydrologische omstandigheden, vooral de stromingsrichting en in mindere mate de stromingssnelheid van het grondwater in de bovenste vijf meter.

De selectie van de putten voor het extra onderzoek ter onderbouwing en verklaring van de gevonden resultaten en ter verbetering van het STONE-model zal in overleg met de modelontwikkelaars plaatsvinden.

Ad a) Risico van wijziging in perceel

De investering in een meetpunt is groot door het uitvoeren van geohydrologisch vooronderzoek op de meetlocatie, het plaatsen van de put en filters en het bijkomende bodemonderzoek. Vanuit die optiek is het niet wenselijk dat een meetpunt afvalt voor bemonstering door gewijzigde omstandigheden. Er zijn meerdere wijzigingen die kunnen optreden:

1. het perceel verandert van gebruiker;
2. de teelt wijzigt, waardoor het rotatietype verandert;
3. er zijn wijzigingen in het waterbeheer, waardoor het drainagetype verandert.

Wat betreft de punten 2 en 3 geldt dat de waarnemingen meestal ook na de wijziging in de analyse te gebruiken zijn. Punt 1 kan echter betekenen dat er niet alleen een wijziging optreedt, zoals bij punten 2 en 3, maar dat ook de toegang tot de put niet meer mogelijk is. Daarnaast zal in de toekomst niet meer de algemene bedrijfs- en waterkwaliteitsinformatie beschikbaar zijn, zoals die standaard in het LMM wordt vastgelegd.

Een optie is de selectie te beperken tot de percelen in de meeteenheid die behoren tot het kernbedrijf (de bedrijfskavels). Hiermee wordt het risico van wegvallen van een perceel verkleind. Nadelen zijn ten eerste dat er minder meetlocaties en/of meeteenheden beschikbaar zijn voor plaatsing van de putten en ten tweede, en mogelijk ernstiger, dat de uitspraken worden beperkt tot 'verloop van de nitraatconcentratie met de diepte op huiskavels'. Het is mogelijk dat huiskavels van oudsher zijn

gelegen op de relatief nattere en vruchtbaarder gronden, terwijl de veldkavels op de relatief drogere gronden zijn gelegen. Het is onbekend of dit na de vele herverkavelingsprojecten nog een rol speelt.

Net als bij de punten a tot en met e in paragraaf 4.3.1. (kopje 'Inventarisatie geschiktheid en risico's van LMM-bedrijven') geldt dat het niet mogelijk is een goed conceptueel model te ontwikkelen op basis waarvan een vertaling naar alle zandgronden kan worden gemaakt.

Ad b) Risico's van nulwaarde
Het doel van het onderzoek is een eventuele afname van de nitraatconcentratie met de diepte vast te stellen. Vooral bij locaties in de drainageklassen nat en in mindere mate gemiddeld, komen plekken voor waar in de bovenste meter van het grondwater geen nitraat wordt gemeten. De oorzaak van het ontbreken van nitraat in de bovenste meter is een volledige denitrificatie in de wortelzone en de bovenste meter van het grondwater als gevolg van anaerobe omstandigheden. Uit eerder onderzoek bleek dat in dergelijk gevallen zelden nog nitraat in de diepere ondergrond wordt aangetroffen (Fraters et al., 2006). Het aselect plaatsen van putten in meeteenheden met vooral een drainageklasse nat, zal leiden tot veel putten met een volledig nitraatloos diepteprofiel.

Een optie is om bij selectie van locaties aanvullend te stratificeren op nitraatconcentratie in de bovenste meter van het grondwater. Een mogelijk wetenschappelijk-statistisch probleem is dat dit niet op basis van a priori landelijk beschikbare informatie kan. Dit zal dan moeten gebeuren op basis van binnen het LMM verzamelde informatie, eventueel aangevuld met veldmetingen voor definitieve plaatsing. Hiermee wordt het gebruik van de gegevens voor het doen van algemene uitspraken discutabel, hoewel hier mogelijk wel een conceptueel model is te ontwikkelen.

Een mogelijk beleidsmatig probleem bij het uitsluiten van locaties zonder nitraat is dat het toekomstige Nitraatdieptemeetnet voor andere doeleinden zal worden gebruikt, bijvoorbeeld voor algemene rapportages over de grondwaterkwaliteit in het kader van de Nitraatrichtlijn of de Grondwaterrichtlijn en de Kaderrichtlijn Water. Aangezien de meetgegevens alleen betrekking hebben op locaties waar nitraat voorkomt in de bovenste meter van het grondwater kan, als het meetnet nulnitraatlocaties uitsluit, een te pessimistische beeld ontstaan over de kwaliteit van de bovenste vijf meter van het grondwater onder landbouw op zandgronden[24].

4.4 Onderzoek per meetlocatie

Voor het onderzoek op meetlocaties wordt onderscheid gemaakt tussen basislocaties en speciale onderzoekslocaties. De basislocaties zijn samen met de onderzoekslocaties bedoeld om met voldoende betrouwbaarheid uitspraken te kunnen doen over drainageklassen, gebieden en rotatietypen (statistische bewijsvoering; om te voldoen aan eisen in paragraaf 1.2, punten 1 en 2). De onderzoekslocaties zijn aanvullend gericht op procesonderzoek en modelvalidatie of kalibratie. Via systeembegrip en modelberekeningen kunnen dan uitspraken voor bijvoorbeeld grotere gebieden worden gedaan. Dit om te voldoen aan de wensen geformuleerd in paragraaf 1.3 (punten 2 en 3). Op alle geselecteerde meetlocaties wordt het basispakket uitgevoerd. Op de onderzoekslocaties wordt aanvullend het pluspakket onderzocht.

[24] De beperking van het meetnet tot de zandgronden in de zandregio houdt een vergelijkbaar risico in. In het LMM in de zandregio wordt de nitraatconcentratie ook gemeten in het grondwater onder percelen met andere grondsoorten.

Het basispakket voor alle meetlocaties omvat:

1. de geohydrologische karakterisering van de meetlocatie (zie paragraaf 3.2.3):
   a. een bureaustudie op basis van beschikbare kaartinformatie;
   b. een veldinventarisatie via een gesprek met de deelnemer, een terreinverkenning (inventariseren van de ontwateringsmiddelen en de onttrekkingen in het veld) en het uitvoeren van gradiëntmetingen, eventueel aangevuld met sonderingen;
   c. (optioneel) een nader onderzoek na plaatsing van de put bij probleemgevallen.
2. een globale boorbeschrijving in het veld via een Aqualock-steekboring of een sondering (opties in onderzoek: via pulsen bij zetten put in combinatie met Ackermann-steekboring of door gebruik te maken van een doorzichtige liner bij het steken van monsters);
3. de plaatsing van een multifilterput en de afwerking hiervan; de strategie moet nog nader worden uitgewerkt (zie paragraaf 3.2.1 en 3.2.2);
4. de monsterneming van de bodem via een Ackermann-steekboring tot minimaal 5 m beneden de grondwaterspiegel voor nader onderzoek;
5. de basisanalyses voor de bodemlagen (mengmonster per kolom van 5 m, gemiddelde: organisch C, totaal S, korrelgrootte, boorbeschrijving);
6. een grondwaterbemonstering (5 filters per putlocatie plus 3 punten LMM-bemonstering) en chemische analyses van de monsters:
   a. het LMM-basispakket (zie details bij ad. 6);
   b. een leeftijdsbepaling ($^{3}H/^{3}He$-dateringen en ^{4}He en neon), eenmalig alleen in het filter op 5 meter beneden GLG, 25% van de locaties per jaar;
7. vastleggen van de gewas- en bemestingshistorie per gewas op bedrijfsniveau (optioneel: enquête over de gewasrotatie en bemestingshistorie voor de meetlocatie).

Ad 6 Bemonstering volgens LMM-methode en LMM-parameterpakket

Per meetlocatie zal in het perceel bovenstrooms van de put een drietal handboringen worden uitgevoerd, waarbij de bovenste meter van het grondwater wordt bemonsterd volgens de LMM-methode voor zandgronden (Wattel-Koekkoek et al., 2008).

Het LMM-parameterpakket omvat veldmetingen en laboratoriumanalyses. In het veld worden de volgende zaken gemeten/vastgelegd:

- boorbeschrijving (alleen bij boringen);
- gewas te velde;
- grondwaterstand en grondwatertemperatuur;
- indicatieve meting van nitraatconcentratie (nitrachekmeting plus luchttemperatuur), zuurgraad (pH), geleidingsvermogen (EC), zuurstofconcentratie en bicarbonaatconcentratie (deze laatste is niet standaard in LMM).

De watermonsters worden in het laboratorium geanalyseerd op:

- algemene parameters: opgelost organisch koolstof (DOC);
- algemene kationen: barium, calcium, kalium, magnesium, natrium;
- algemene anionen: chloride, sulfaat;
- nutriënten: totaal-stikstof, ammonium, nitraat, totaal-fosfor, ortho-fosfor;
- metalen: aluminium, cadmium, chroom, ijzer, koper, lood, mangaan, nikkel, strontium, zink;
- overig: arseen.

Het pluspakket voor de onderzoekslocaties omvat:

1. (optioneel) een uitgebreid geo-hydrologisch veldonderzoek op de meetlocatie na plaatsing van de put;
2. een uitgebreide set van bodemanalyses, 10 monsters per kolom en geen gemiddelde per kolom (van 5 m) zoals in het basispakket:
   a. per monster, 100% van de beschikbare monsters: organisch C, totaal S, korrelgrootte, boorbeschrijving, 34S (2 monsters per kolom), geometalen, denitrificatiepotentieel;
   b. per monster, 25% van de beschikbare monsters: pyriet-metaal, pyriet-arseen;
   c. per monster, 10% van de beschikbare monsters: pyriet-metaal visueel;
   d. per monster, 25% van de beschikbare monsters: reactiviteit SOM en DOC[25];
   e. per monsters, 5% van de beschikbare monsters: totaal bacteriën, denitrificerende bacteriën (3 genen) en enzymactiviteit. Afstemmen met metingen voor isotopenonderzoek;
3. grondwaterbemonstering, 5 filters per putlocaties:
   a. een isotopenonderzoek (^{15}N, ^{18}O en ^{34}S);
   b. opties:
      i. een leeftijdsbepaling ($^{3}H/^{3}He$-dateringen en ^{4}He en Neon), eenmalig op aanvullende diepte ondieper dan vijf meter beneden GLG, 25% van de locaties per jaar;
      ii. een Argon/N_2-overdrukbepaling;
4. een continue meting van de grondwaterstand;
5. een enquête over de gewasrotatie en bemestingshistorie voor de meetlocatie.

4.5 Kostenraming en bestedingsritme

4.5.1 Kosten voor volledige uitvoering

Een globale kostenraming voor de twee beleidsopties laat zien dat de risiconemende optie (100-150 bedrijven met 450-600 putten) de goedkoopste is met 15,1-17,0 miljoen euro voor inrichting en vier meetjaren, en de beleidsoptie risicomijdend (100-150 bedrijven met 900-1200 putten) met 24-29 miljoen euro voor de periode 2010-2014 de duurste. Het betreft hier de inrichtingkosten in de jaren 2010 en 2011 en de kosten voor 4 meetronden in de periode 2011-2014. De kosten voor modelontwikkeling zijn niet inbegrepen.

Uitgavenritme 2010-2014

Het uitgavenritme over de periode 2010-2014 is weergegeven in Tabel 11. Hierbij is nog uitgegaan van de start van het meetprogramma medio 2010. Circa 30% van het budget voor deze periode is nodig in 2011. Er zijn dan zowel inrichtings- als bemonsteringskosten. In 2010 zijn de uitgaven (11-12%) wat lager dan wordt voorzien voor de jaren vanaf 2012 (17-22%). Mogelijk is er een beperkte verschuiving van de uitgaven van 2014 naar 2015 voor het verwerken, analyseren en rapporteren van de gegevens.

[25] Dit betreft experimenteel onderzoek, de kosten zijn nog onbekend.

Tabel 11 Overzicht van de opzet en globale kosten van vier varianten voor de inrichting en uitvoering van het Nitraatdieptemeetnet in de periode 2010-2014.

Beleidsoptie		Risiconemend		Risicomijdend	
Technische realisatie		RN1	RN2	RM1	RM2
Opzet	Aantal bedrijven	100	150	100	150
	Aantal putten	600	450	1200	900
	wrvn, met pluspakket	75	75	100	100
	kans op succes	72%	68%	84%	85%
KOSTEN					
Installatie	Basispakket	4.298.000	3.665.000	8.056.000	6.439.000
	Pluspakket	564.000	564.000	752.000	752.000
	Rapportage	194.000	194.000	194.000	194.000
	Onvoorzien (10%)	506.000	442.000	900.000	739.000
	Installatiekosten	5.562.000	4.865.000	9.902.000	8.124.000
Uitvoering	Basispakket	1.492.000	1.257.000	2.742.000	2.148.000
per jaar	Pluspakket	522.000	261.000	348.000	348.000
	Onderhoud	390.200	345.600	696.000	567.600
	Rapportage	194.000	194.000	194.000	194.000
	Onvoorzien (10%)	260.000	232.000	433.000	361.000
	Uitvoeringskosten	2.858.000	2.551.000	4.761.000	3.967.000
Totaal	2010-2014	16.994.000	15.069.000	28.946.000	23.992.000

Tabel 12 Overzicht van bestedingritme voor de vier varianten voor de inrichting in 2010 en 2011 en uitvoering van het Nitraatdieptemeetnet in de periode 2011-2014 (4 meetronden) bij start per 1/7/2010.

Opties	2010	2011	2012	2013	2014	Totaal
RN1	1.812.000	5.179.000	3.715.000	3.430.000	2.858.000	16.994.000
RN2	3.135.000	9.148.000	6.189.000	5.713.000	4.761.000	15.069.000
RM1	2.759.000	7.349.000	5.157.000	4.760.000	3.967.000	28.946.000
RM2	1.792.000	4.349.000	3.316.000	3.061.000	2.551.000	23.992.000

4.5.2 Mogelijkheden tot besparing

In dit hoofdstuk is een voorstel voor een Nitraatdieptemeetnet uitgewerkt conform het vooraf gestelde doel, de beleidsmatige kaders en de beleidskeuzen (zie hoofdstuk 1). Voor de realisatie van dit voorstel is een grote investering nodig, waarbij de baten op de korte termijn (de onderbouwing van het vijfde Nitraatrichtlijn Actieprogramma) beperkt zijn. Hieronder is een aantal alternatieven geschetst, waarbij een kostenbesparing is te realiseren door af te wijken van bepaalde beleidskaders en -keuzen. De alternatieven zijn:

a) het beperken van het NDM tot de droge gronden (beperkte variant 3);
b) het beperken van het onderzoek tot modelberekeningen (variant 4, met of zonder metingen).

De bespreking van deze twee alternatieven is zeer beperkt gehouden en is bedoeld om op hoofdlijnen duidelijk te maken dat het anders kan, maar dat hieraan wel consequenties zijn verbonden.

Ad a) Beperken van het NDM tot de droge gronden

De in 2002 gestarte discussie over de mogelijkheid de toetsdiepte voor nitraat in grondwater te verlagen, beperkte zich tot de droge gronden (zie Tekstbox 1, in paragraaf 1.1.). In de voorgaande toetsdieptestudies zijn naast de droge gronden ook de natte en overige gronden betrokken. Voor het uitwerken van dit voorstel voor een Nitraatdieptemeetnet is eveneens uitgegaan van alle zand- en dalgronden (zie paragraaf 1.3). Het beperken van het meetnet tot de droge (niet-kunstmatig gedraineerde) gronden leidt mogelijk tot een halvering van de kosten. Er zijn daarnaast inhoudelijke redenen om het meetnet tot deze gronden te beperken:

1. vooral bij de droge gronden komen de nitraatconcentraties voor hoger dan 50 mg/l en dit zijn de gronden zonder gevaar voor afwenteling naar het oppervlaktewater;
2. voor de natte en overige (vaak kunstmatig gedraineerde) gronden is bekend uit de voorafgaande studies dat er een flinke afname met de diepte is; voor deze gronden is geadviseerd de gebruiksnormen te berekenen vanuit de gewenste kwaliteit van het oppervlaktewater;
3. de vroegere milieukundig verantwoorde MINAS-verliesnormen zijn gebaseerd op het principe dat bij droge gronden het grondwater leidend is, bij de natte gronden het oppervlaktewater en bij de overige gronden beide (Van Eck en Meijs, 1995);
4. de milieukundige verantwoorde stikstofgebruiksnormen voor de klei- en veengronden zijn vanuit de kwaliteit van het oppervlaktewater afgeleid door de Werkgroep Onderbouwing Gebruiksnormen van de Commissie van Deskundigen Meststoffenwet (Schröder et al., 2004);
5. een eerste evaluatie van de resultaten van het LMM-programma voor de kunstmatig gedraineerde zandgronden (zie Bijlage 12) lijkt uit te wijzen dat de gegevens van dit programma, net als voor de klei- en veenregio's, te gebruiken zijn om de relaties af te leiden tussen nitraat in het bovenste meter grondwater en drainwater enerzijds en in het slootwater anderzijds; zoals eerder gemeld, het is hiervoor belangrijk te weten wat de gewenste slootwaterkwaliteit is.

Een alternatieve optie is om alleen de natte gronden uit te sluiten. Bij de overige gronden is het niet vooraf duidelijk welk systeem (het diepere grondwater of het oppervlaktewater) bepalend is voor het bepalen van de gewenste kwaliteit van het bovenste grondwater. Voor het meenemen van de overige gronden in het meetnet pleit ook dat de grenzen tussen de drainageklassen diffuus zijn, vooral door de (mogelijke) verschillen tussen de benadering vanuit de Gt-kaart en vanuit de wijze en mate van kunstmatige drainage van de gronden. De kostenreductie zal bij deze optie minder zijn dan wanneer het NDM wordt beperkt tot de droge gronden.

De kosten voor de uitvoering van een meetnet beperkt tot de droge zand- en dalgronden worden geraamd op 7,3 miljoen euro voor optie Risiconemend met 150 bedrijven (RN2) tot 13,0 miljoen euro voor de optie Risicomijdend met 100 bedrijven (RM1). De besparing varieert tussen de 46 en 54%. De kosten voor een meetnet waarbij alleen de natte gronden zijn uitgesloten worden geraamd op 8,5 tot 15,7 miljoen euro voor, respectievelijk, de opties RN2 en RM1; een besparing van tussen de 38 en 46%.

Ad b) Beperken van het onderzoek tot modelberekeningen

In de hierboven voorgestelde opzet is uitgegaan van het principe dat de metingen 'voor zich moeten spreken' (paragraaf 1.2) en dat de modelberekeningen dienen om de uitspraken te ondersteunen die zijn gedaan op basis van de metingen. Deze benadering is waarschijnlijk nodig indien een zware bewijslast is vereist om aan te tonen dat een andere toetsdiepte niet leidt tot milieuproblemen. Is een minder zware bewijslast nodig, dan kan mogelijk worden volstaan met een modelbenadering, zoals besproken in paragraaf 2.5. Er zijn voor deze modelvariant (variant 4) de volgende opties:

1. modelverbetering zonder aanvullende metingen;
2. modelverbetering met beperkte aanvullende metingen in bodemprofielen;
3. modelverbetering met een aanvullend onderzoek op een aantal LMM-bedrijven.

Ad 1 Modelverbetering zonder aanvullende metingen
Het STONE-model wordt conform de beschrijving in Bijlage 3 aangepast, gekalibreerd en gevalideerd voor de toepassing voor de Evaluatie Meststoffenwet 2012 (EMW2012). Er worden geen aanvullende metingen gedaan. Deze optie komt neer op het meeliften met de modelontwikkeling voor de EMW2012, waarbij een aantal geconstateerde zwakten in het STONE-model gebruikt bij de voorgaande toetsdieptestudie (Groenendijk et al., 2008) worden verholpen.

Ad 2 Modelverbetering met beperkte aanvullende metingen in bodemprofielen
Het STONE-model wordt conform de beschrijving in Bijlage 3 aangepast, gekalibreerd en gevalideerd voor de toepassing voor de Evaluatie Meststoffenwet. Op een selectie van locaties worden kolommen gestoken van de bovenste tien meter van de bodem. De selectie van de locaties vindt plaats op basis van de kennisleemte in de relevante karakteristieken van de ondergrond. Het steken en beschrijven van de grondkolommen, het nemen en analyseren van de deelmonsters vindt plaats conform de beschrijving van het pluspakket in paragraaf 4.4. Een vergelijkbare benadering is gevolgd bij de laatste toetsdieptestudie (Griffoen et al., 2008). Dit voorstel komt overeen met wat nu is voorgesteld als modelonderzoek, te realiseren op de korte termijn ter onderbouwing van het vijfde Nitraatrichtlijn Actieprogramma.

Ad 3 Modelverbetering met aanvullend onderzoek op een aantal LMM bedrijven
Het STONE-model wordt conform de beschrijving in Bijlage 3 aangepast, gekalibreerd en gevalideerd voor de toepassing voor de Evaluatie Meststoffenwet. Een meetnet wordt ingericht op 75 tot 100 meetlocaties (variant 4 in hoofdstuk 2). De selectie van de meetlocaties vindt plaats vanuit de modelbehoefte. Hierbij is een goede spreiding van de locaties over de drainageklassen, zandgebieden en rotatietypen wellicht gewenst, om te laten zien dat het model goed voorspelt voor de verschillende voor het beleid relevante situaties. De meetlocaties worden ingericht zoals beschreven in voorafgaande paragrafen; zowel het basispakket als het pluspakket worden uitgevoerd. Dit voorstel omvat zowel het realiseren van verbeteringen op de korte termijn ter onderbouwing van het vijfde Nitraatrichtlijn Actieprogramma als van verbeteringen op middellange termijn ter onderbouwing van het zesde Nitraatrichtlijn Actieprogramma.

Optie 3 levert alleen op de middellange termijn meer informatie op dan optie 2. Voor de onderbouwing van het vijfde Nitraatrichtlijn Actieprogramma is het verschil tussen optie 2 en 3 verwaarloosbaar. De kosten zijn uiteraard veel hoger bij optie 3 dan bij de twee voorafgaande opties 1 en 2.

De kosten voor modelontwikkeling zonder aanvullende metingen (optie 1) worden geraamd op ongeveer 0,5 miljoen euro. Aanvullende metingen voor modelontwikkeling op de korte termijn kosten nog eens ongeveer 0,5 miljoen euro. Optie 2 kost hierdoor circa 1 miljoen euro. De kosten voor het uitvoeren van aanvullend detailonderzoek op 75 tot 100 locaties worden geraamd op respectievelijk 6,5 en 8,5 miljoen euro. Hiervan is 25% nodig voor de inrichting van het meetnet in de jaren 2010 en 2011, en 75% voor het uitvoeren en rapporten van vier meetronden in de periode 2011-2014. Optie 3 kost hierdoor 7 tot 9 miljoen euro, exclusief de kosten voor modelontwikkeling na 2011.

5 Kanttekeningen en aanbevelingen

5.1 Kanttekeningen

Er is een aantal algemene kanttekeningen te maken bij de inrichting van een Nitraatdieptemeetnet:

- Het nitraatdieptemeetnet (NDM) levert in het gunstige geval van een voorspoedige inrichting hooguit voor één meetjaar cijfers op voor gebruik in de Evaluatie Meststoffenwet 2012 en de voorbereiding van de onderhandelingen over het vijfde Nitraatrichtlijn Actieprogramma en de derogatie. Hiermee zal het moeilijk zijn om bestaande wetenschappelijke inzichten onderbouwd te kunnen aanpassen. Het meetnet zal pas in 2016, ter onderbouwing van het zesde Actieprogramma, voldoende meetgegevens hebben om de huidige inzichten onderbouwd te kunnen aanpassen, als de gegevens hiertoe aanleiding geven.
- Het STONE-model, dat zal worden gebruikt voor het uitvoeren van modelmatige berekeningen, is maar in beperkte mate te verbeteren, omdat alleen informatie die beschikbaar is gekomen tijdens de eerste fase van de inrichting van het Nitraatdieptemeetnet in 2010 meegenomen kan worden. Nieuwe gegevens voor kalibratie of validatie moeten eind 2010 beschikbaar zijn. Pas bij de modelherziening in 2014 voor de evaluatie van de meststoffenwet in 2016 zijn voldoende nieuwe gegevens beschikbaar voor een goede toets van het model.
- Zowel de Nederlandse onderzoekers als de internationale reviewgroep betrokken bij de toetsdieptestudie in 2008 (De Klijne et al., 2008) schatten dat de kans klein is dat de huidige wetenschappelijke inzichten op basis van nieuwe metingen zullen moeten worden aangepast. De afgelopen jaren zijn verschillende studies verricht (zie Tekstbox 2) in verband met de wens de toetsdiepte te wijzigen. De uitkomsten van deze studies geven onderling vergelijkbare resultaten te zien. Dit wil zeggen dat voor de droge zand- en dalgronden naar verwachting geen substantiële afname van de nitraatconcentratie met de diepte zal kunnen worden aangetoond en dat een substantiële afname van de nitraatconcentratie met de diepte voor de natte en overige zand- en dalgronden zal kunnen worden bevestigd met deze metingen.
- De stikstofgebruiksnormen zijn de afgelopen jaren aangescherpt en zullen de komende vier jaren deels nog verder worden aangescherpt. Deze wijziging in bemesting heeft invloed op het gemeten nitraatdiepteprofiel. Indien bijvoorbeeld geen verandering in de nitraatconcentratie met de diepte wordt gemeten, kan dat betekenen dat er geen denitrificatie optreedt, maar ook dat er sprake is van een combinatie van een toename van nitraat met de diepte door gewijzigde bemesting die deels teniet is gedaan door denitrificatie. Voor verklaring van gemeten concentraties zijn (dure) aanvullende metingen nodig.
- De keuze voor koppeling van het NDM aan het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) betekent dat wijzigingen in het LMM, bijvoorbeeld als gevolg van de lopende evaluatie, directe gevolgen kunnen hebben voor het NDM. Denk hierbij bijvoorbeeld aan het mogelijk vervallen of beperken van de (extra) monitoring (1) op akkerbouwbedrijven in de zandregio, (2) in het project Telen met toekomst, (3) op bedrijven deelnemende in het LMM-programma Scouting Vollegrondsgroenten in de Zandregio en (4) op hokdierbedrijven. Vraag is of dan de metingen op de bedrijven moeten worden gecontinueerd en dan ten laste komen van het NDM, of dat het NDM wordt beperkt?
- De Technische Commissie Bodem vindt de middelen die nodig zijn voor monitoren van nitraatconcentraties op 2-5 m beneden het maaiveld niet efficiënt besteed (TCB, 2010, 2009). Als toch wordt besloten tot het inrichten van een meetnet, dan pleit de TCB voor het verruimen van de doelstellingen. Naast het verloop van de nitraatconcentratie in het grondwater met de diepte pleit

de TCB voor monitoring van stikstofemissies naar lucht en water, alsmede voor het betrekken van andere neveneffecten van het mestbeleid, zoals de belasting van bodem, grond- en oppervlaktewater met fosfaat, sulfaat en zware metalen en de gevolgen voor bodemstructuur, bodemvruchtbaarheid en natuurlijke ziekten- en plaagwering.
- De TCB stelt dat de kosten voor uitvoering van variant 3 hoog zijn. De TCB ziet hier geen mogelijkheden tot bezuinigingen zonder afbreuk te doen aan de nauwkeurigheid en betrouwbaarheid van het meetnet. De TCB vindt dat met een aangepaste modelvariant 4 tegen aanzienlijk lagere kosten ook uitwerking kan worden gegeven aan de motie Koopmans. Kennis en inzichten opgedaan met een aangepaste variant 4 kunnen worden gebruikt bij de voorbereiding van het vijfde actieprogramma Nitraatrichtlijn en het daaraan gekoppelde Nederlandse derogatieverzoek.

5.2 Aanbevelingen

De studie die ten grondslag ligt aan dit rapport kon gezien het doel, de opzet en doorlooptijd niet volledig zijn. Indien wordt besloten tot de inrichting van een Nitraatdieptemeetnet, in welke vorm dan ook, dan verdient het aanbeveling eerst een aantal punten verder uit te zoeken voordat het meetnet wordt ingericht. Dit betreft veelal uitvoeringstechnische aspecten:
- met betrekking tot de inrichting van het meetnet:
    - het maken van een overzicht van de potentiële meetlocaties voor het uitvoeren van een aselecte of juist zeer gerichte keuze;
    - het toetsen van de bereidheid tot medewerking van deelnemers of grondeigenaren;
    - het opstellen van een communicatieplan (eerste aanzet is opgenomen in Bijlage 14).
- met betrekking tot het inrichten van de putten:
    - onderzoek naar de bruikbaarheid van een doorzichtige liner bij de Ackermann-methode voor profielbeschrijvingen in het veld om de filterstellingen vast te kunnen stellen;
    - het testen van de bruikbaarheid van de balgpomp zoals genoemd in NEN 5744 (derde ontwerp);
    - het nagaan van de bruikbaarheid van filtergrind en/of filterkous;
    - het controleren van het mogelijk optreden van diffusie bij de Multi Channel Well (MCW) en het nagaan van de eventuele consequenties hiervan voor de wijze van monsterneming en de meetresultaten.

rivm

Literatuur

Acacia Water (2010) Nitraatdieptemeetnet van Nederland. Onderzoeksstrategie en -methoden voor vaststellen van locaties van grondwatermonitoringsputten. Gouda, Acacia Water bv, Eindrapport 18/02/2010, projectnummer N20090344.

Bijay-Singh, J.C., Ryden, J.C., Whitehead, D.C. (1988) Some relationships between denitrification potential and fractions of organic carbon in air-dried and field-moist soils. Soil Biology and Biochemistry 20, 737-741.

Blicher-Matthiesen G., McCarty, G.W., Nielsen, L.P. (1998) Denitrification and degassing in groundwater estimated from dissolved dinitrogen and argon. Journal of Hydrology 208:16-24

Boer, H.C. de, Hoving, I.E., Remmelink, G.J. (2004) Reductie van nitraatuitspoeling uit grasland op droge zandgronden. Lelystad, Animal Sciences Group, PraktijkRapport Rundvee 42.

Boumans, L.J.M. (1990) Variatie in ruimte en tijd van de nitraatconcentratie in het verzadigde grondwater van 10 graslandbedrijven in de zandgebieden van Nederland. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, RIVM-rapport 724903002.

Broers, H.P., Griffioen, J., Willems, W.J., Fraters, B. (2004). Naar een andere toetsdiepte voor nitraat in grondwater? Achtergronddocument voor de Evaluatie Meststoffenwet 2004. Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen, Utrecht, TNO-rapport NITG 04-066-A.

Brus, D.J. (2008) Landelijke en provinciale bodemkwaliteitsmeetnetten: vlees noch vis? In: M. Knotters (redactie) Een blik op monitoring van de natuurlijke leefomgeving. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt studies nr. 6, pp. 44-50.

Dijk, W. van en Schröder, J.J. (2007) Adviezen voor stikstofgebruiksnormen voor Akker- en tuinbouwgewassen op zand- en lössgrond bij verschillende uitgangspunten. Lelystad, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V., PPO rapport 371.

Eck G. van en J.A.C. Meijs (1995) Stikstofverliezen en stikstofoverschotten in de Nederlandse landbouw. Ministeries van LNV, VROM, V&W, Landbouwschap, Centrale Landbouworganisaties.

Elzakker, B.G. van en Gast, L.F.L. (2006) Monsternemingen van het grondwater tot vijf meter beneden de grondwaterspiegel - De selectie van kansrijke methoden. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, RIVM-rapport 680100002.

Elzakker, B.G. van, Boumans, L.J.M., Fraters, B., Gast, L.F.L. (2007) Onderzoek van vier boor- en monsternemingsmethoden voor grondwater tot vijf meter beneden de grondwaterspiegel in het zandgebied. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM-rapport 680100003.

Elzakker, B.G. van, Vliet, M.A. van, Ingen, L. van (in voorbereiding). Resultaten van de herbemonstering van putlocaties uit het toetsdiepteonderzoek 2005. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM-rapport in voorbereiding.

Europese Commissie (2010) On implementation of Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources based on Member State reports for the period 2004-2007. Accompanying document to the Report from the Commission to the Council and the European Parliament. COM(2010) 47.

Evers, C.H.M., Van den Broek, A.J.M., Buskens, R., Van Leerdam, A., Knoben, R.A.E. (2007) Omschrijving mep en maatlatten voor sloten en kanalen voor de Kaderrichtlijn Water. Utrecht, STOWA rapportnummer 2007-32b.

Fraters, B., Kovar, K., Willems, W.J., Stockmarr, J., Grant, R. (2005) Monitoring effectiveness of the EU Nitrates Directive Action Programmes. Results of the international MonNO3 workshop in the Netherlands, 11-12 June 2003. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, RIVM-rapport 500003007.

Fraters, B., Boumans, L.J.M., Van Elzakker, B.G., Gast, L.F.L., Griffioen, J., Klaver, G.T., Nelemans, J.A., Velthof, G.L., Veld, H. (2006) Een nieuwe toetsdiepte voor nitraat in grondwater? Eindrapport van het onderzoek naar de mogelijkheden voor een toetsdieptemeetnet. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, RIVM-rapport 680100005.

Fraters, B., Boumans, L.J.M., Van Leeuwen T.C., Reijs, J.W. (2007) De uitspoeling van het stikstofoverschot naar grond- en oppervlaktewater op landbouwbedrijven. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, RIVM-rapport 680716002.

Fraters, B., Kovar, K., Grant, R., Thorlings, L. (in voorbereiding) Monitoring effectiveness of the EU Nitrates Directive Action Programmes. Results of the second international MonNO3 workshop in the Netherlands, 10-11 June 2009. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, RIVM-rapport in voorbereiding.

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

Griffioen, J., Janssen, G., Jansen, S., Mutsaers, R., Velthof, G.L., Nelemans, J. (2008). A new compliance checking level for nitrate in groundwater. A field and laboratory campaign to collect geochemical data for the shallow subsurface below Agricultural field in the Central Netherlands. Utrecht, Deltaris, report 2008-U-R81180.

Groenendijk, P., Renaud, L.V., Roelsma, J., Janssen, G.M.C.M., Jansen, S., Heerdink, R. Griffioen, J., Van der Grift, B. (2008). A new compliance checking level for nitrate in groundwater. Wageningen, WUR Alterra, report 1820.

Gruijter, J.J. de, Brus, D.J., Bierkens, M.F.P. and Knotters, M. (2006) Sampling for Natural Resource Monitoring, Springer, Berlin, Heidelberg, New York.

Hazeu, G.W. (2005) Landelijk Grondgebruiksbestand Nederland (LGN5) Vervaardiging, nauwkeurigheid en gebruik. Wageningen, WUR Alterra, rapport 1213.

Houba, V.J.G., Temminghoff, E.J.M., Gaikhorst, G.A. en Van Vark, W. (2000) Soil analysis procedures using 0.01 M calcium chloride as extraction reagent. Communications in Soil Science and Plant Analysis 31, 1299-1396.

Kekem A. van, Hoogland, T. en Horst, J. van der (2004) Uitspoelingsgevoelige gronden op de kaart; werkwijze en resultaten. Wageningen, Alterra, Rapport 1080.

Klijne, A. de, Groenendijk, P., Griffioen, J., Velthof, G.L., Janssen, G., Fraters, B. (2008) Toetsdiepte voor nitraat. Synthese onderzoek 2008. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, RIVM-rapport 680747001.

Knotters, M. (2005) Monitoringstrategie voor de oppervlaktewaterkwaliteit van melkveebedrijven in het veenweidegebied. Anticiperen op de Kaderrichtlijn Water. Wageningen, Alterra, rapport 1227.

Lord, E.I., Anthony, S.G., Gooday, R.D. (2009) Assessing the impact of Nitrate Vulnerable Zones in England on nitrate loss from agricultural land. International Journal of River Basin Management 7 (3), pp. 233-243.

Milieu- en Natuurplanbureau (2002) MINAS en milieu, Balans en Verkenning. Bilthoven, RIVM-rapport 718201005.

Otero, N., Torrentó, C., Soler, A., Menció, A., Mas-Pla, J. (2009) Monitoring groundwater nitrate attenuation in a regional system coupling hydrogeology with multi-isotopic methods: The case of Plana de Vic (Osona, Spain). Agriculture, Ecosystems and Environment, 133 (1-2), pp. 103-113.

Schröder, J.J., Aarts, H.F.M., Bode, M.J.C. de, Dijk, W. van, Middelkoop, J.C. van, Haan, M.H.A. de, Schils, R.L.M., Velthof, G.L. en Willems, W.J. (2004) Gebruiksnormen bij verschillende landbouwkundige en milieukundige uitgangspunten. Wageningen, WUR Plant Research International, PRI Rapport 79.

Snedecor, G.W. and Cochran W.G. (1989) Statistical Methods, eighth edition; IOWA STATE University Press/AMES

Swen, H.M., Reijs, J.W., Leeuwen, T.C. van, Doornewaard, G.J., Fraters, B., Wattel-Koekkoek, E.J.W., Boumans, L.J.M. (2009) Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid. LMM-jaarrapport 2004. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM-rapport 680717006,.

TCB (2009) Advies Evaluatie Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid, plan van aanpak. Den Haag, Technische Commissie Bodem, TCB A051(2009).

TCB (2010) Advies Technische uitwerking Nitraatdieptemeetnet. Den Haag, Technische Commissie Bodem, TCB A058(2010).

Velthof, G.L., Oenema, O. en Nelemans, J.A. (2001) Vergelijking van indicatoren voor stikstofmineralisatie in bouwland. Meststoffen 2000, 45-52.

Verhagen, F.Th. , Krikken, A., Broers, H.P. (2006) Draaiboek monitoring grondwater voor de kaderrichtlijn Water. Royal Haskoning, 's Hertogenbosch, Referentie 9S1139/R00001/900642/DenB.

Wattel-Koekkoek, E.J.W., Reijs, J.W., Leeuwen, T.C. van, Doornewaard, G.J., Fraters, B., Swen, H.M., Boumans, L.J.M. (2008) Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid. LMM-jaarrapport 2003. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, RIVM-rapport 680717003.

Weiss, H., Ertel T., Schlöser H., Ree, D. van en Marsman, E. (2008) DirectWell Eijkelkamp, Environmental Technology Verification report

Willems, W.J., Fraters, B., Meinardi, C.R. Reijnders, H.F.R., Beek, C.G.E.M. van (2002) Nutriënten in bodem en grondwater: Kwaliteitsdoelstellingen en kwaliteit 1984-2000. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, RIVM-rapport 718201004.

Willems, W.J., Beusen, A.H.W., Renaud, L.V., Luesink, H.H., Conijn, J.G., Born, G.J. van den, Kroes, J.G., Groenendijk, P., Schoumans, O.F., Weer, H. van de (2008) Verkenning milieugevolgen van het nieuwe mestbeleid: Achtergrondrapport Evaluatie Meststoffenwet 2007. Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven, rapport 500124002.

Zwart, M.H., Hooijboer, A.E.J., Fraters, B., Kotte, M., Duin, R.N.M., Daatselaar, C.H.G., Olsthoorn, C.S.M., Bosma, J.N. (2008) Landbouwpraktijk en waterkwaliteit in Nederland, periode 1992-2006. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, RIVM-rapport 680716004 .

rivm

Bijlage 1 Motie van het lid Koopmans

Tweede Kamer der Staten-Generaal

2

Vergaderjaar 2008–2009

28 385 **Evaluatie Meststoffenwet**

Nr. 138

MOTIE VAN HET LID KOOPMANS
Voorgesteld 22 april 2009

De Kamer,

gehoord de beraadslaging,

overwegende, dat het enkele jaren duurt voordat effecten van beleidsmaatregelen op de waterkwaliteit waarneembaar zijn en dat de resultaten van het derde actieprogramma Nitraatrichtlijn (lopend tot en met 2009) voor een groot deel pas in de periode 2010–2015 beschikbaar zullen komen;

overwegende, dat Brussel toestaat om op een grotere diepte (tot vijf meter) te toetsen op voldoen aan de waarde van 50mg/l nitraat;

constaterende, dat tussen de huidige meetdiepte en de vier meter daaronder het nitraatgehalte in het grondwater afneemt;

constaterende, dat in de periode 1992–2007 het nitraatgehalte in het grondwater onder landbouwpercelen sterk is gedaald evenals de eutrofiëring van het oppervlaktewater;

van mening, dat het hanteren van de huidige meetdiepte van slechts de bovenste meter van het grondwater leidt tot een oneerlijke behandeling van de Nederlandse agrariërs;

verzoekt de regering ter voorbereiding van het vijfde actieprogramma Nitraatrichtlijn modelmatig de afname in nitraatconcentratie in beeld te brengen en naast de eerste meter ook in de tweede tot de vijfde meter te meten, en deze resultaten te gebruiken voor het derogatieverzoek van het vijfde actieprogramma Nitraatrichtlijn,

en gaat over tot de orde van de dag.

Koopmans

KST130287
0809tkkst28385-138
ISSN 0921 - 7371
Sdu Uitgevers
's-Gravenhage 2009

Tweede Kamer, vergaderjaar 2008–2009, 28 385, nr. 138

rivm

Bijlage 2 Gewijzigd amendement van het lid Koopmans

Tweede Kamer der Staten-Generaal

2

Vergaderjaar 2008–2009

31 945 **Wijziging van de Meststoffenwet (differentiatie fosfaatgebruiksnorm)**

Nr. 10

GEWIJZIGD AMENDEMENT VAN HET LID KOOPMANS TER VERVANGING VAN DAT GEDRUKT ONDER NR. 7
Ontvangen 1 juli 2009

De ondergetekende stelt het volgende amendement voor:

I

In artikel I, worden na onderdeel G twee onderdelen toegevoegd, luidende:

Ga

Na het opschrift Hoofdstuk VII. Overige bepalingen wordt het volgende artikel ingevoegd:

Artikel 37a

1. Bij ministeriële regeling worden regels gesteld over de wijze waarop de controleprogramma's, bedoeld in artikel 5, zesde lid, van richtlijn nr. 91/676/EEG van de Raad van de Europese Gemeenschappen van 12 december 1991 inzake de bescherming van water tegen verontreiniging door nitraten uit agrarische bronnen (PbEG L 375), worden uitgevoerd.
2. Het ontwerp van de ministeriële regeling, bedoeld in het vorige lid, wordt vier weken voor publicatie in de Staatscourant door Onze Minister aan de beide kamers der Staten-Generaal overgelegd.

Gb

In artikel 45 wordt «De ministeriële regelingen, bedoeld in Hoofdstuk III» vervangen door: De ministeriële regelingen, bedoeld in Hoofdstuk III en in artikel 37a.

II

Artikel II komt te luiden:

KST132746
0809tkkst31945-10
ISSN 0921 - 7371
Sdu Uitgevers
's-Gravenhage 2009

ARTIKEL II

Deze wet treedt in werking op 1 januari 2010, met uitzondering van artikel I, onderdelen Ga en Gb, die in werking treden op 1 januari 2014.

Toelichting

Het voorgestelde artikel 37a van de Meststoffenwet strekt ertoe om in de Meststoffenwet te bepalen dat bij ministeriële regeling regels worden gesteld over de wijze waarop de in de Nitraatrichtlijn voorgeschreven controleprogramma's worden uitgevoerd. Gekozen is voor delegatie op het niveau van ministeriële regeling, omdat de desbetreffende voorschriften naar verwachting wegens voortschrijdend inzicht door wetenschappelijk onderzoek dikwijls aanpassing zullen behoeven. Met de voorgestelde wijziging van artikel 45 wordt voorzien in de medebetrokkenheid van de minister van VROM bij de totstandkoming van bovenbedoelde ministeriële regeling.

Het tweede lid van het voorgestelde artikel 37a voorziet in parlementaire betrokkenheid bij de totstandkoming van de ministeriële regeling.

Dit amendement stellen wij voor om de uitvoering van de motie Koopmans 28 385, nr. 138 compleet te maken. De motie verzoekt ter voorbereiding van het vijfde actieprogramma Nitraatrichtlijn modelmatig de afname in nitraatconcentratie in beeld te brengen en naast de eerste meter ook in de tweede tot de vijfde meter te meten, en deze resultaten te gebruiken voor het derogatieverzoek van het vijfde actieprogramma Nitraatrichtlijn. Om daadwerkelijk een andere methode te kunnen gaan toepassen moet ook in wet verankerd worden net zoals dat al gebeurd voor flexibele gebruiksnormen.

De wijziging van het amendement voorziet in de inwerkingtreding van de voorgestelde bepalingen die afwijken van de rest van het wetsvoorstel en in werking treden per 1 januari 2014.

Koopmans

rivm

Bijlage 3 Modelonderzoek nitraatverloop met de diepte

Modelonderzoek naar het nitraatverloop met de diepte in verband met de nadere uitwerking van de motie Koopmans; fase 1.

P. Groenendijk, 3 december 2009

1. Inleiding
De motie Koopmans van 23 april 2009 vraagt om een nadere uitwerking. De tekst van de motie vraagt ondermeer om het modelmatig in beeld brengen van de nitraatconcentratie als functie van de diepte in de bovenste vijf meter van het grondwater.

2. Vraagstelling
Gevraagd wordt om het nitraatverloop met de diepte in beeld te brengen. Deze vraag is te vertalen in een aantal onderzoeksvragen, waarbij ook de implementatie van een meetnet voor de bemonstering van grondwater tot op vijf meter een rol speelt.

1. wat is de concentratie in de bovenste meter, in de laag tussen één en twee meter en tussen vier en vijf meter van het grondwater?
2. wat zijn de concentraties op dit moment en welke concentraties zijn op lange termijn bij het vigerende mestbeleid?
3. welke processen oefenen invloed uit op het nitraatverloop en in welke mate? (bemesting in het verleden, denitrificatie, verdunning, grondwaterstroming)
4. Hoe groot is de stikstofbelasting van het oppervlaktewater en wat is de bijdrage van de nitraatuitspoeling uit de zone tussen vier en vijf meter diepte aan deze stikstofbelasting?
5. welke bijdrage levert het nitraattransport naar het oppervlaktewater vanuit deze lagen aan de N-concentraties in het oppervlaktewater?
6. wat is de invloed van dierlijke mest op de denitrificatiesnelheid en denitrificatie-capaciteit in het grondwater?
7. in welke mate is denitrificatie in het bovenste grondwater duurzaam? Als deze niet duurzaam is, op welke termijn is de capaciteit uitgeput en op welke termijn is een vermindering van de potentiële denitrificatiesnelheid te verwachten?
8. wat is de invloed van denitrificatie met pyriet op de concentraties van zware metalen in de bovenste vijf meter van het grondwater?
9. voor de beantwoording van de bovenstaande vragen wordt een uitsplitsing gevraagd naar zandgebieden (noordelijk, centraal, zuidelijk) en naar zandsoorten (droog, neutraal, nat)

3. Aanbeveling uit modelstudie 2008
In de modelstudie naar de Toetsdiepte van Nitraat (Groenendijk et al., 2008) zijn enkele zwakke punten geconstateerd:

- Het regionale beeld in het model van de potentiële denitrificatiesnelheid stemt niet overeen met het beeld dat ontstaat uit de analyse van veldgegevens. In de modelstudie heeft het Centrale Zandgebied de hoogste potentiële denitrificatie, terwijl op grond van veldgegevens de hoogste potentiële snelheid in het Noordelijk Zandgebied zou worden verwacht. De zwakte in het model wordt toegeschreven aan twee oorzaken:
    1. het model gaat uit van een sterk verband tussen de potentiële denitrificatiesnelheid in het grondwater en de concentratie opgeloste organische koolstof (DOC). Deze beschrijving wordt niet ondersteund door empirische waarnemingen. De consequentie van het directe verband in het STONE-model is dat de aanwending van dierlijke mest een te grote invloed

heeft op de denitrificatie. Aangezien in het Centrale Zandgebied een grotere aanwending van dierlijke mest plaatsvindt dan in het Noordelijk Zandgebied, berekent het model in het Centrale gebied dan ook een hogere potentiële denitrificatie dan in het Noordelijke Zandgebied.

2. in het model is de informatie over pyriet-oxidatie als oorzaak voor denitrificatie niet verwerkt. Uit recente informatie komt het beeld naar voren dat in de grondwatersedimenten van het Noordelijk Zandgebied hogere pyrietgehalten voorkomen dan in het Zuidelijk zandgebied, terwijl het Centrale Zandgebied de laagste pyrietgehalten kent.

- Het model is ten aanzien van nitraatconcentraties in het grondwater gekalibreerd op de resultaten van een voorgaande versie. Deze voorgaande versie was gekalibreerd op nitraatmetingen in het LMM. Door deze indirecte manier van samenwerken ontstaat ruis.
- In de modelstudie zijn balansen opgesteld voor de laag tussen GLG en vijf meter onder GLG-niveau. De diepte van GLG-niveau stemt niet geheel overeen met de diepte waarop in het LMM watermonsters worden genomen. Ook de tussenliggende diepten van één en twee meter onder de grondwaterstand zijn niet in beeld gebracht.
- De validatie op nitraatmetingen op een viertal bedrijven liet een gevarieerd beeld zien en leverde geen overtuigend bewijs van de correctheid van het model op. Door het korte tijdsbestek waarin de studie is uitgevoerd was er geen ruimte om gedetailleerde informatie van de bedrijven en de percelen zelf te verzamelen.
- De studie is uitgevoerd met een bèta-versie van het STONE-model. Bij de aansturing van het STONE-model beslist de Stuurgroep STONE over het uitbrengen van nieuwe versies van het model ten behoeve van beleids-toepassingen. Door het korte tijdsbestek was er in de genoemde modelstudie geen ruimte voor de acceptatieprocedure. Belangrijke kenmerken van de nieuwe bèta-versie zijn wel beschreven in het rapport van Groenendijk et al. (2008).
- In de modelstudie zijn met het PHREEQC-model verkennende berekeningen uitgevoerd van mogelijke veranderingen in zware metalen concentraties als gevolg van pyriet-oxidatie. Vanwege de grote onzekerheid ten aanzien van de metaalgehalten van pyriet konden geen harde uitspraken worden gedaan. Aanbevolen is om in toekomstige boorcampagnes sedimentmonsters te analyseren op metaalgehaltes in het pyriet.
- De snelheid waarmee stoffen door het bovenste grondwater naar het oppervlaktewater worden getransporteerd is afhankelijk van de diepte tot waarop het transport plaatsvindt. Bij de bouw van het STONE-model is voor geheel Nederland hiervoor een vaste diepte ingesteld. Dit doet onvoldoende recht aan de regionale geohydrologische verschillen die kunnen bestaan tussen bijvoorbeeld gebieden met een keileemlaag en gebieden met een open zandprofiel. Vanuit recente landelijke hydrologische modelleringen zijn betere gegevens voorhanden voor de diepte waarop transport naar het oppervlaktewater plaatsvindt

4. Korte termijn

Ten aanzien van enkele punten is een verbetering van de modelstudie op korte termijn mogelijk. Deze verbeteringen zijn van dienst voor het vijfde Nitraat Actieprogramma.

- Er wordt gestreefd naar één versie van het STONE-model voor de verschillende beleidsvragen in de periode 2010-2012. De inzet voor de evaluatie van de mestwetgeving in 2012 wordt als een belangrijke mijlpaal gezien. Voor de beantwoording van evaluatievragen zullen in 2010 nog enkele aanvullingen aan het model worden toegevoegd, maar ook na de inzet van het STONE-model voor de toetsdieptestudie in 2008 zijn al enkele wijzigingen aangebracht in verband met ‘correctief onderhoud’. Ook voor de beantwoording van vragen die samenhangen met het nitraatdieptemeetnet is het nodig de nieuwe versie van STONE officieel te laten accorderen.
- De ijking van STONE binnen het project Voorbereiding STONE EMW2012 vindt plaats in de laatste maanden van 2010. Bij goedkeuring zal het nitraatdieptemeetnet vanaf medio 2010 worden geïnstalleerd. Bij de installatie worden profielbeschrijvingen opgesteld en worden monsters

genomen. Deze gegevens kunnen vanaf eind 2010 worden verwerkt in het model. Bij de ijking zal naar verwachting rekening worden gehouden met de indeling in zandgebieden of Geotop-gebieden.

- Recent is landsdekkende informatie beschikbaar gekomen over het pyrietgehalte in de ondergrond. Deze informatie kan worden gebruikt om enkele van de genoemde zwakke punten in de modelstudie van 2008 op te lossen.
    a. Door in STONE een pyriet-pool op te nemen die reducerend werkt voor nitraat wordt het regionale beeld ten aanzien van de potentiële denitrificatiesnelheid gecorrigeerd. Het Noordelijk Zandgebied zal dan ook in STONE het gebied zijn met de hoogste potentiële denitrificatiesnelheid
    b. Het definiëren van een pyriet-pool in STONE vergt een nieuwe ijking. Omdat extra denitrificatiecapaciteit wordt toegevoegd in de vorm van pyriet zal automatisch de denitrificerende werking van opgelost organisch materiaal verminderen. Het sterke verband tussen denitrificatiesnelheid en de inzet van dierlijke mest, zoals dat nu in STONE wordt berekend, zal daardoor minder sterk worden. Dit is in overeenstemming met de inzichten van grondwater deskundigen.
    c. Het al- of niet voorkomen van dunne veenlagen in de ondergrond is in 2008 benaderd met een gevoeligheidsanalyse. Meer gedetailleerde informatie uit profielbeschrijvingen en recente analyses kan nog worden verwerkt om een scherper beeld te krijgen van het effect van deze laagjes op het effect.
    d. Door de ijking aan meetgegevens uit het LMM en uit DINO-bestanden wordt het bezwaar van ‘indirecte ijking’ van de modelstudie uit 2008 ondervangen
- Het STONE-model is circa tien jaar oud. In dit model wordt de ondergrond geschematiseerd in lagen en wordt voor geheel Nederland een diepte aangehouden van dertien meter. De nitraatconcentratie in de bovenste meter van het grondwater (waarnaar aandacht uitging in vorige evaluaties van het mestbeleid) is niet erg gevoelig voor deze aanname, maar de concentratie op vijf meter diepte wordt er duidelijk door beïnvloed. Recent zijn gegevens beschikbaar gekomen om de diepte van het bovenste grondwaterpakket waarvoor STONE berekeningen uitvoert beter vast te stellen.
- In de studie uit 2008 bleek dat de nitraatconcentraties op het vaste GLG-niveau circa 10% hoger werden berekend dan de concentraties in het grondwater op de diepte waarop volgens het protocol van LMM monsters worden genomen. De keuze voor een vaste diepte (GLG) zorgt ervoor dat meteorologische variatie (natte en droge jaren) de resultaten niet beïnvloeden, maar zorgt voor een overschatting. In de genoemde studie stonden de inzichten over het verloop met de diepte en de lotgevallen van nitraat in het bovenste grondwater centraal en ging het niet om het al of niet overschrijden van de norm van 50 mg/L. Een betere beoordeling van het wel of niet overschrijden van de norm op verschillende dieptes kan worden bereikt door voor de bovenkant van de balanslaag een diepte te kiezen waarvan de nitraatconcentraties nog beter corresponderen met de metingen van het LMM
- In het WOT-project Validatie STONE op LMM-nitraatgegevens (Van der Salm et al., 2009) is een protocol opgesteld waarmee de STONE-resultaten met LMM-gegevens vergeleken kunnen worden. In analogie hiervan zal begin 2010 binnen WOT Natuur en MilieuPlanbureau een protocol Kalibratie STONE op LMM-gegevens worden opgesteld. Hiermee kan één van de geconstateerde zwaktes (indirecte kalibratie op resultaten van vorige modelversie) worden aangepakt door verbeterde STONE-kalibratie:
    a. volgens protocol waarin onderscheid tussen kalibratie en validatie wordt gemaakt;
    b. rekening houdend met regionale uitsplitsing naar zandgebieden in noord, midden en zuid;
    c. waarbij behalve nitraat ook de DOC-concentratie in de validatie en kalibratie wordt meegenomen

  Resultaat van het genoemde protocol is de representatie van LMM-bedrijven door een of meerdere STONE-plots. Om het onderscheid tussen kalibratie en validatie zuiver te houden wordt kalibratie door Alterra uitgevoerd en validatie door RIVM uitgevoerd. De kalibratie vindt plaats met behulp van een door RIVM vervaardigd bestand waarin de STONE-plots zijn vermeld die representatief

zijn voor een bepaald bedrijf en de bedrijfswaarde voor nitraat en DOM. Binnen het protocol is tevens vastgesteld op welke wijze modelresultaten met bedrijfsgegevens worden vergeleken: per bedrijf of per groep van bedrijven. Voor de vraagstelling in deze studie is een vergelijking per bedrijf niet relevant en zal bij de kalibratie rekening worden gehouden met verschillen in grondwaterklasse en regio.
- Binnen de termijn van de eerste fase het project 'Modellering ten behoeve van nitraatdieptemeetnet' worden vanuit de analyse van sedimentmonsters geen aanvullende informatie verwacht over metaalgehaltes in pyriet. Aan het aspect afwenteling van denitrificatie op metaalgehaltes in het grondwater kan in een tweede fase verder aandacht worden geschonken.

5. Meerwaarde ten opzichte van de modelstudie in 2008

De verbetering van zwakke punten van de toepassing van het STONE-model in 2008 leidt tot rekenresultaten met een grotere betrouwbaarheid, doordat:

1. meer gegevens over de potentiële denitrificatiesnelheid in het grondwater zijn verwerkt;
2. beter rekening is gehouden met de regionale differentiatie van denitrificatie;
3. beter rekening is gehouden met verblijftijden van het grondwater in de bovenste vijf meter van het grondwater;
4. het model op meer metingen en via een betere methode is geijkt.

Het resultaat van de voorgestelde acties op langere termijn zal zijn dat het model beter in staat is regionaal gedifferentieerde uitspraken te doen; ook dat er beter onderscheid gemaakt kan worden naar de consequenties voor verschillende oppervlaktewatersystemen.

6. Samenhang met project Voorbereiding STONE op EMW2012

In de programmering van het Beleidsondersteunend Onderzoek van LNV is voor 2010 een project voorgesteld om STONE zodanig aan te passen en te toetsen dat mestscenario's die samenhangen met beleidsvragen voor EMW2012 kunnen worden doorgerekend. Het project modellering ten behoeve van Nitraatdieptemeetnet gaat ervan uit dat dit project onverkort wordt uitgevoerd; het behelst aanvullende activiteiten die specifiek op het NDM zijn gericht. Anderzijds zal bij de uitvoering van het project Modellering ten behoeve van het NDM de betrouwbaarheid van het STONE-instrumentarium toenemen, omdat het gedrag van nitraat dieper dan de eerste meter van het grondwater beter in het model is verwerkt. Beide projecten hangen dus samen. Bij de planning van activiteiten is daar rekening mee gehouden en ze zijn zodanig opgesteld dat overlap is vermeden.

7. Meetwensen voor de kalibratie en validatie van STONE

In het nitraatdieptemeetnet wordt voorzien dat medio 2010 op 100-150 bedrijven filters worden geïnstalleerd en watermonsters zullen worden geanalyseerd. Voor de kalibratie en validatie van STONE is het belangrijk om meetnetinformatie ten aanzien van een aantal aspecten te verzamelen:

- *landgebruik, bemesting en bemestingshistorie*. Informatie uit het LMM en het NDM wordt gebruikt voor de evaluatie van het mestbeleid. Adequate informatie over de mestaanwending en stikstofoverschot op perceelsniveau is zeer gewenst
- *bodembeschrijving en -karakterisering*. In de wortelzone vinden een reeks omzettingen plaats die resulteren in nitraatverliezen. De bodem tussen de wortelzone en het grondwater kan een deel van het nitraat filteren voordat het het grondwater bereikt. Aanbevolen wordt om grondmonsters uit de boringen te analyseren op het organische stofgehalte, omdat dit een indicatie kan zijn voor eventuele denitrificatie
- *grondwaterdynamiek*. De vochtigheid van de bodem en de diepte van de grondwaterstand zijn in het STONE-model belangrijke sturende factoren voor denitrificatie.
- *geohydrologische systeembeschrijving* van de meetlocaties. Hierin worden waterlopen in de omgeving van de meetlocatie beschreven in termen van ligging, afstand, diepte en de mate waarin ze watervoerend zijn. Deze informatie is van belang voor het beschrijven van de relatie tussen grondwater en het oppervlaktewater. Daarnaast is een beschrijving van de geohydrologische

profielopbouw (dieper dan de vijf meter van het NDM) van belang voor de beschrijving van de relatie van de NDM-zone met het diepere grondwater.

- *potentiële denitrificatie in bodemmateriaal.* Informatie over de potentiële denitrificatiesnelheid is te verkrijgen door het meten van het organische stof en het pyrietgehalte in grondmonsters verkregen uit de boringen en uit gerichte laboratorium experimenten met deze monsters. De potentiële denitrificatiesnelheid is één van de ijkingsparameters in het STONE-model.
- *analyse van watermonsters.* In het STONE-model is de uitspoeling van stikstof- en fosforcomponenten beschreven, alsmede de uitspoeling van DOM. Metingen van nitraat, nitriet, ammonium, totaal stikstof, totaal fosfaat en ortho-P zijn nodig voor een adequate validatie van het model. Metingen van de DOM-concentratie zijn nodig voor de ijking van de potentiële denitrificatiesnelheid. In toekomstige versies zal informatie over sulfaat nodig zijn voor de ijking en toetsing van de invloed van pyriet-oxidatie op het denitrificatieproces. Om trends te kunnen traceren is het wenselijk te beschikken over doorlopende tijdreeksen.
- *metaalgehalten in sediment en in pyriet.* In de modelstudie uit 2008 is geconcludeerd dat er mogelijk neveneffecten optreden als gevolg van denitrificatie vergezeld van pyrietoxidatie. Vanwege het gebrek aan gegevens kunnen hierover geen harde uitspraken worden gedaan. Om uitspraken hierover beter te onderbouwen en eventueel inzichten bij te stellen zijn concrete metingen van de metaalgehalten in pyriet nodig.
- *aanvullende informatie.* Leeftijdsbepalingen en isotopenanalyses kunnen worden gebruikt voor kwalitatieve validatie van het model. Leeftijdsbepalingen leveren informatie over de herkomst van het aangetroffen water. Indien het grondwater op relatief geringe diepte al van hoge leeftijd is, is dit een aanwijzing dat een aanzienlijk deel van het neerslagoverschot boven deze diepte relatief snel naar het oppervlaktewater is afgevoerd. Isotopenanalyses kunnen een bewijs leveren voor de lotgevallen van nitraat. Bij een verlaging van de nitraatconcentratie kan worden aangegeven of dit wordt veroorzaakt door menging van watertypen of door denitrificatie. Deze aanvullende informatie kan in kwalitatieve zin met modelresultaten worden vergeleken.

Een doel van het NDM is om voor de zandgronden het nitraatverloop met de diepte aan te geven. Hierin wordt onderscheid gemaakt naar grondwaterklasse (droog, matig, nat) en naar regio (Noord, Midden, Zuid). Er wordt verondersteld dat de metingen ten behoeve van de uiteindelijke beoordeling van het model ook op deze ruimtelijke niveaus beschikbaar komen en dat tevens de spreiding rondom de gemiddelde waarde per groep wordt aangeduid. Daarnaast is het voor modelkalibratie van belang dat de genoemde informatie ook per locatie beschikbaar komt.

8. Begroting en planning 2010-mei 2011

Activiteit	Mensdagen			2010			2011		
	ALT	DELT	RIVM	I	II	III	IV	I	II
Verwerking gegevens t.a.v. pyriet schematisering in STONE	15	15		X	X				
Vaststellen van de diepte 'modelkolom' in STONE (herberekeningen SWAP, ondergrond schematisering STONE), er wordt gebruikgemaakt van reeds bestaande schematiseringen (geohydrologische onderbouwing LMM en NHI-grondwater schematisering)	40	20		X	X				
Kalibratie van vochtrespons denitrificatie in zandgrond en afbraaksnelheid DOM, regionaal gedifferentieerd, op actuele LMM-gegevens, volgens protocol WOT-projecten	10		10			X	X	X	
IJking reactiviteit pyriet en afbraaksnelheid organische stof in verzadigde grondwater aan nog niet gebruikte gegevens van GeoTop, gegevens uit LMM en andere meetnetten	15	15				X	X		
Verwerking in STONE van gegevens die beschikbaar komen uit installatie van het nitraatdieptemeetnet	20		10				X	X	
Vaststellen van de diepte van de balanslaag waarvoor het lot van nitraat worden vastgesteld	5				X	X			
Berekeningen met STONE en analyse van nitraatverloop met diepte, denitrificatie en transport naar oppervlaktewater	20	5	5				X	X	X
Engelstalige rapportage	20	10	5			X		X	X
Projectleiding en communicatie	10	5	5	x	x	x	x	x	x
Totaal	155	70	35						

9. Middellange termijn

Het STONE-model zal in 2010 worden aangepast voor de inzet in 2011 voor de Evaluatie Mestwetgeving 2012. Daarnaast vindt nu en in de nabije toekomst onderzoek plaats dat kan leiden tot verfijning en verbetering van het STONE-model. Deze activiteiten zijn van belang voor de evaluatie van de nitraatverloop met de diepte ten behoeve van het Zesde Nitraat Actieprogramma:

- Alterra heeft in opdracht van RIVM in 2008 en 2009 een studie uitgevoerd naar de kenmerken van het hydrologische topsysteem in relatie tot het LMM. Deze studie heeft een verfijning van de geo-hydrologische schematisering voor 80% van Nederland opgeleverd. Om de overige 20% in te

vullen dienen nog geruime onderzoeks-inspanningen te worden verricht. Na het voltooien van deze studie zullen de resultaten door deskundigen van andere instellingen worden beoordeeld en geaccordeerd en zal naar verwachting de informatie in het Nationaal Hydrologisch Instrumentarium worden verwerkt. De informatie zal vanaf 2011 zijn doorwerking hebben in een verbetering van de hydrologische simulaties met het NHI en zal vanaf dat moment ook bijdragen aan een verbetering van voorspellingen met het STONE-model.

- Voor het nitraatdieptemeetnet wordt de inrichting van een meetnet voorgesteld. Dit meetnet levert vanaf 2010 veel nieuwe gegevens op die in het STONE-model kunnen verwerkt[26] , en aan waaraan STONE veel beter dan toe nu toe is te kalibreren en te valideren. Validatie op concentratie-diepteprofielen heeft sowieso meerwaarde ten opzichte van validatie op enkel concentraties in de bovenste meter. Gezien de vraag naar het modelmatig in beeld brengen van het verloop met de diepte is een validatie op concentratie-diepteprofielen sterk aan te raden.
- De instellingen die zich hebben verenigd in het NHI-consortium streven ernaar om in aansluiting op het Nationaal Hydrologisch Instrumentarium ook een Nationaal Waterkwaliteitsinstrumentarium samen te stellen. Een eerste operationele versie wordt in 2012 verwacht. De functionaliteit van het STONE-model zal blijven bestaan, maar de ruimtelijke schematisering zal worden verfijnd op basis van het NHI. Het STONE-model zal daarmee een onderdeel gaan vormen van het Nationaal Waterkwaliteitsinstrumentarium.

Voor de vragen die specifiek gericht zijn op het Nitraatdieptemeetnet verdient het aanbeveling binnen de bovengenoemde ontwikkelingen eigen activiteiten te ontplooien, gericht op een:

- betere onderbouwing van voorspellingen met het STONE-model van het nitraatverloop met de diepte;
- betere onderbouwing van voorspellingen van het al of niet optreden van de afwenteling naar het oppervlaktewater (KRW), de atmosfeer (Klimaat) of naar andere stoffen (zware metalen);
- nadere verfijning van modelresultaten naar regio's en sectoren.

De volgende activiteiten worden voor 2011 en verder voor gesteld in het kader van het Nitraatdieptemeetnet, in aanvulling op de activiteiten voor de Evaluatie van Mestbeleid en de scenario-analyses ten behoeve van de KRW-evaluatie:

- verwerking van nieuwe gegevens ten aanzien van de potentiële denitrificatiesnelheid in de bovenste vijf meter van het permanente grondwater, zoals deze worden verzameld in het Toetsdiepte meetnet;
- verwerking van nieuwe gegevens over metaalgehaltes in pyriet in een verbeterd model waarmee de afwenteling van denitrificatie op metaalconcentraties in het grondwater in beeld kan worden gebracht;
- interpretatie van gemeten en berekende nitraatconcentraties met hulp-informatie in de vorm van sulfaat. Sulfaat kan als indicator worden gebruikt voor de beoordeling of denitrificatie potentieel en actueel optreedt. Als het grondwater zodanig gereduceerd is dat ook sulfaat wordt omgezet, treedt in ieder geval ook denitrificatie op. Is het aanwezige sulfaat toe te schrijven aan het optreden van denitrificatie door oxidatie van pyriet of aan andere bronnen? De oxidatiecapaciteit[27] (OXC) kan worden gebruikt in de beoordeling van de oorzaak van nitraatreductie. Als in stilstaand water OXC gelijk blijft, maar nitraat afneemt, is de afname van nitraat waarschijnlijk toe te schrijven aan pyrietoxidatie. Als naast een afname van nitraat ook OXC afneemt, treedt ook denitrificatie met organische stof op. In stromend grondwater kan door transport verdunning en aanrijking optreden waardoor deze interpretatie moeilijker is. Als het transport en de lotgevallen van sulfaat in het

[26] Zie notities over metingen ven potentiële denitrificatie (Bijlage 8), zuurstof- en stikstofisotopen (Bijlage 9), analyse watermonsters en sediment (Bijlage 7)

[27] De Oxidatie-capaciteit is gedefinieerd als: $OXC=5*[NO_3^-]+7*[SO_4^{2-}]$

STONE-model worden opgenomen kan de vraag naar het al of niet optreden van denitrificatie en de oorzaak ervan beter worden beantwoord.

- Validatiestudies op een aantal LMM-bedrijven. In de modelstudie van 2008 is een validatie uitgevoerd voor een viertal bedrijven. Van deze bedrijven waren voor enkele cruciale aspecten slechts globale gegevens bekend. Bij de inrichting van het Nitraatdieptemeetnet zullen meer gedetailleerde gegevens van bodem, grondwater, landgebruik en bedrijfskenmerken worden verzameld op een groter aantal bedrijven. Een validatie van het model aan deze set nieuwe gegevens draagt sterk bij aan de overtuigingskracht van de voorspelde nitraatconcentraties en van het verloop van de nitraatconcentraties met de diepte.

Literatuur

Groenendijk, P., Renaud, L.V., Roelsma, J., Janssen, G.M.C.M., Jansen, S., Heerdink, R. Griffioen, J., Van der Grift, B. (2008). A new compliance checking level for nitrate in groundwater. Wageningen, WUR Altera, report 1820.

Salm, C. van der, Boumans, L.J.M., Heuvelink, G.B.M., Van Leeuwen, T.C. (2009). Protocol voor de validatie van het nutriëntenemissiemodel STONE op meetgegevens uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur&Milieu, WOt-werkdocument 157.

rivm

Bijlage 4 Beschikbare methodieken voor de bepaling van de GLG

G.M.C.M. Janssen, d.d. 15 december 2009

1. Inleiding

Een nauwkeurige schatting van de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) ter plaatse van een voorgenomen filterlocatie is noodzakelijk om de volgende twee redenen:

- Bij de analyse van de meetresultaten van het Nitraatdieptemeetnet (NDM) zullen de monsterdiepten worden gerelateerd aan de GLG. Met andere woorden: de monsterdiepten worden uitgedrukt ten opzichte van de GLG. Een verkeerde schatting van de GLG leidt tot een fout in de toekenning van een diepte aan het monster en uiteindelijk tot een fout in de schatting van het verloop van de stofconcentraties met de diepte ten opzichte van de GLG.
- Een te hoge schatting van de GLG kan ertoe leiden dat het bovenste filter, dat geïnstalleerd zal worden ter bemonstering van het bovenste grondwater (bijvoorbeeld op 1m –GLG), droogvalt. De mate waarin dit een probleem vormt, is echter afhankelijk van het ontwerp van de put. Indien er slechts één ondiep filter wordt aangebracht in combinatie met een filter op 5m –GLG, gaat bij het droogvallen van het bovenste filter cruciale informatie verloren. Indien meerdere filters rondom GLG-niveau worden geplaatst, wordt het droogvallen van het bovenste filter opgevangen door het volgende filter.

Deze notitie geeft een overzicht van de beschikbare methoden om de GLG in het veld te bepalen. Omdat in 2005 door TNO een notitie met dezelfde focus is opgesteld (Bierkens, 2005) is de huidige notitie grotendeels gebaseerd op deze eerdere notitie. Er zal echter een enkele aanvulling gedaan worden, en tevens zullen de genoemde methodieken geëvalueerd worden in het licht van de huidige plannen in het kader van de inrichting van het NDM.

2. Methodieken genoemd door Bierkens (2005)

Bierkens (2005) noemt de volgende methodieken die gebruikt kunnen worden om de GLG in het veld te bepalen:

1. bepaling aan de hand van de 1:50.000 bodemkaart;
2. bepaling aan de hand van de nieuwe Alterra Gd-kaart;
3. boren van een gat en gerichte opname;
4. installatie van een piezometerbuis en stambuisregressie;
5. installatie van een piezometerbuis en tijdreeksanalyse;
6. bepaling aan de hand van GLG deterministisch model;
7. bepaling aan de hand van GLG deterministisch model en verschuivingsterm.

Voor de details van deze methodieken wordt verwezen naar Bierkens (2005). Bierkens (2005) geeft Tabel B4.1, waarin per methode de nauwkeurigheid, doorlooptijd en een relatieve inschatting van de kosten wordt weergegeven.

Tabel B4.1 Waardering van GLG-bepalingsmethoden. Bron: Bierkens (2005).

Methode	Nauwkeurigheid (standaardfout in cm)	Doorlooptijd	Kosten
1 (Bodemkaart)	> 50	Geen	+
2 (Gd-kaart)	20-40	Geen	+
3	10-20	1 Week*	++ of +++ (stuwwal)
4	5-10	1 Jaar	+++
5	2-5	> 2 jaar	+++
6*	40	Geen	+
7*	10-40	Geen	+

* De gunstige kostenindicatie geldt alleen als er reeds een deterministisch grondwatermodel voorhanden is.

3. Aanvullende methodieken

In aanvulling op de methodieken die genoemd worden door Bierkens (2005) kunnen hier twee alternatieven genoemd worden:

8. Correctie op gemeten GLG's in naburige TNO-buizen. Deze methode is toegepast in Van Elzakker et al. (2007), ter voorbereiding van de filterstellingen op de aan het onderzoek deelnemende bedrijven in Maarheeze, Nieuweroord, Nutter en Spankeren. In deze methode werd de GLG op de putlocatie bepaald door de actuele grondwaterstand op die locatie te vergelijken met de actuele grondwaterstand in een naburige TNO-buis. Het verschil werd als correctiefactor toegepast op de GLG ter plaatse van de TNO-buis, welke op basis van langdurige tijdreeksen kon worden afgeleid.
   In feite is dit een uitgeklede variant van methodiek 3 uit Bierkens (2005), waarbij een gerichte opname plaatsvindt van de grondwaterstand op het moment dat de grondwaterstand in de omgeving rond GLG-niveau zit, en een correctie wordt verkregen op de gerichte opname via een regressie met meerdere (10-20) stambuizen met een grondwaterregime dat vergelijkbaar is met de doellocatie.
   Uit evaluatie van methode uit Van Elzakker et al. (2007) is echter gebleken dat deze, in tegenstelling tot methodiek 3 uit Bierkens (2005), niet erg nauwkeurig is. Bij een tweede ronde bleken de opnieuw afgeleide correctiefactoren aanzienlijk te verschillen van die uit de eerste ronde, wat aangeeft dat de mate van correlatie tussen de grondwaterstand in de TNO-buis en de grondwaterstand in het te bemonsteren perceel niet (altijd) voldoende is om een betrouwbare, constante correctiefactor toe te kunnen passen.
9. GLG-afleiding op basis van hydromorfe profielkenmerken (gleyprocessen, roest-, reductie- en bleekverschijnselen).
   Bij deze methode wordt gebruikgemaakt van het feit dat oxidatie van in de bodem aanwezige ijzeroxiden zeer snel verloopt, terwijl reductie van vrij ijzer een langzaam proces is. Dit houdt in dat roestverschijnselen lang zichtbaar blijven, ook nadat de grondwaterstand inmiddels weer is gestegen en reductieprocessen aangevangen zijn. De diepte tot waarop roestverschijnselen waarneembaar zijn, is op die manier een aardige indicatie van de laagste grondwaterstand ter plaatse. Het hangt echter van het bodemtype af hoe snel de profielkenmerken zich aanpassen aan veranderde geohydrologische omstandigheden (bijvoorbeeld intensivering/extensivering drainage).

De methode is niet goed uit te voeren in gebieden met lage ijzergehaltes in de bodem. Dit zijn gebieden die van oorsprong al lage ijzergehalten bevatten (bijvoorbeeld de veengebieden en de stuifzandgebieden) en/of die door voortdurende infiltratie, in combinatie met afwisselend oxische en anoxische condities in het profiel, in hoge mate ontijzerd zijn (Kemmers et al., 2002). In deze bodems zijn vanwege het ontbreken van zichtbare roest- en reductieprocessen GLG-bepalingen aan de hand van profielkenmerken niet mogelijk. Ontijzerde gebieden zijn in Nederlandse landbouwgebieden echter niet wijdverbreid (pers. comm. Roelof Stuurman). In landbouwgebieden in het zandgebied is het gebruik van hydromorfe profielkenmerken ten behoeve van de GLG-bepaling in het algemeen goed mogelijk (pers. comm. Alterra).
Een nadeel van deze methode is dat de methode niet erg nauwkeurig is, onder andere vanwege de mogelijk slecht zichtbare overgangen in het profiel en doordat de profielkenmerken geen directe relatie hebben met de definitie van de GLG.

Uit een zoektocht naar aanvullende alternatieve methodieken voor GLG-bepalingen in het veld is geconcludeerd dat het hierboven gegeven overzicht van methodieken actueel en volledig is. Alle gevonden beschrijvingen van GLG-bepalingen in het veld of methoden voor vlakdekkende beschrijvingen van de grondwaterdynamiek (in het bijzonder in het kader van recente actualisatiestudies (Finke et al., 2002; Finke, 2009) betreffen of bevatten de bovengenoemde methoden, of zijn op hun minst sterk vergelijkbaar.

4. Evaluatie van de methodieken in de context van het NDM

Omdat haast is geboden met de installatie van de putten voor het NDM, vallen methodiek 4 en 5 bij voorbaat af vanwege hun te lange doorlooptijden.
Van de opties met geringe of geen doorlooptijd concludeert Bierkens (2005) op basis van de informatie uit Tabel B4.1 dat:

- voor locaties die niet op een stuwwal liggen de meest geschikte methodieken zijn (in volgorde van afnemende geschiktheid): 2 of 7, 1;
- voor locaties die op een stuwwal liggen de meest geschikte methodieken zijn (in volgorde van afnemende geschiktheid): 7, 3.

Hierbij zijn de volgende opmerkingen te plaatsen:

- Bierkens (2005) adviseert voor locaties buiten de stuwwallen alleen gebruik te maken van de bodemkaart (methodiek 1) als de locatie niet gedekt wordt door de Gd-kartering of een deterministisch grondwatermodel. Echter, inmiddels zijn Gd-kaarten landsdekkend beschikbaar (zie ook Alterra (2009)).
- Bierkens (2005) raadt het gebruik van methode 3 alleen aan voor de stuwwallen, en dan ook nog alleen daar waar geen goed instationair model voorhanden is. Dit vanwege de te verwachten traagheid in evenwichtsinstelling tussen de peilbuis en het piezometrisch niveau in de omgeving waardoor minimaal een dag na installatie van de putten naar de locaties teruggekeerd moet worden. In een in het kader van de NDM-voorbereidingen door Acacia Water uitgevoerde deskstudie (Groen, 2009) wordt methode 3 echter sterker naar voren geschoven als mogelijke strategie voor de bepaling van de GLG. Zij stellen dat voor deze methode niet 10-20 stambuizen nodig zijn, zoals beweerd door Bierkens (2005), maar dat kan worden volstaan met een veel kleiner aantal, mits de peilbuizen zich in een vergelijkbare geohydrologische omstandigheid bevinden. Bovendien verwachten zij dat evenwichtsinstelling in de peilbuizen binnen een uur voltooid zal zijn, zodat niet op een andere dag naar de peilbuis teruggekeerd hoeft te worden voor de opname. Voorts merkt Groen (2009) op dat de stambuisinformatie in het geohydrologische vooronderzoek voor de NDM-inrichting al zal

worden verzameld. Daarom raadt Groen (2009) aan methode 3 te gebruiken voor alle potentiële locaties, in combinatie met de vlakdekkende informatie uit de bodem- en Gd-kaarten (ook Groen (2009) gaat er nog van uit dat de Gd-kaarten niet landsdekkend beschikbaar zouden zijn).

- Bierkens (2005) schakelt voor locaties buiten de stuwwallen de geschiktheid van methodiek 2 gelijk aan die van methodiek 7. Echter, grote delen van de zandregio worden nog niet gedekt door goede hoge-resolutie grondwatermodellen. Hoewel landsdekkende instationaire gedistribueerde grondwatermodellen zoals STONE en het Nationaal Hydrologisch Instrumentarium (NHI) in principe per rekeneenheid de GLG kunnen berekenen, zijn de rekeneenheden te grof om hiermee de puntwaarde waar je eigenlijk naar op zoek bent voor de filterstelling in te schatten. Het NHI is bovendien nog niet gekalibreerd. De Gd-kaart daarentegen is gekalibreerd en gevalideerd en heeft een veel hogere resolutie (25x25 meter), die alleen wordt geëvenaard door regionale grondwaterstromingsmodellen als MIPWA voor Noordoost Nederland (Snepvangers en Berendrecht, 2007), Amigo voor Oost-Gelderland (Van der Linden et al., 2008) en IBRAHYM voor Limburg (Vermeulen et al., 2007). Dergelijke modellen zijn echter voor grote delen van het zandgebied (onder andere Noord-Brabant) nog niet beschikbaar.
- De Gd-kartering en de grondwatermodellering gaan uiteraard gepaard met onzekerheden, zoals ook aangegeven in Tabel B4.1. Daarbij komt nog dat de 25x25m Gd-kaarten en grondwatermodellen uiteraard nog steeds een ander schaalniveau betreffen dan het schaalniveau van de put. In werkelijkheid is er binnen de karteer- en rekeneenheden sprake van lokale variaties in de GLG. Deze lokale variaties werken additief aan de fouten van de modelvoorspelling voor de karteer- en rekeneenheid als geheel. De daadwerkelijke afwijking tussen de door een model of Gd-kaart voorspelde GLG en de GLG ter plaatse van een voorgenomen putlocatie kan dus (veel) groter zijn dan vermeld in Tabel B4.1. Blind vertrouwen op Gd-kaarten of grondwatermodellen lijkt daarom onverstandig.

5. Conclusies

Gelet op doorlooptijd, kosten, nauwkeurigheid en ruimtelijke beschikbaarheid bieden de Gd-kaarten de beste basis voor het op voorhand schatten van de GLG ter plaatse van voorgenomen putlocaties van het NDM buiten de stuwwallen. Het is daarbij een idee om, indien mogelijk, de potentiële putlocaties zo veel mogelijk te plannen op percelen met een lage onzekerheid op de Gd-kaart. Dit kan echter alleen als dat niet ten koste gaat van de representativiteit van de uiteindelijk verkregen dataset. Om dat in te kunnen schatten zou dieper ingegaan moeten worden op de achterliggende redenen van (de grotere) onzekerheden op de Gd-kaart.
Het is waardevol om de ‘vlakinformatie’ die een Gd-kaart biedt en waar de schaalproblemen aan kleven zoals hierboven uitgelegd, aan te vullen met puntwaarnemingen zoals boorbeschrijvingen van hydromorfe profielkenmerken die bieden. Deze zijn gemiddeld genomen minder nauwkeurig, maar kunnen wel grote afwijkingen tussen de Gd-GLG en de werkelijke GLG als gevolg van lokale effecten ondervangen.
Voor de voorgenomen putlocaties op stuwwallen, waar Gd-kaarten relatief onbetrouwbaar zijn, zijn de twee meest geschikte alternatieven methode 7 (afhankelijk van de beschikbaarheid van een accuraat instationair grondwatermodel dat de timing en amplitude van de grondwaterstandsvariatie in de omgeving van de locatie goed beschrijft) en methode 3.

Literatuur

Alterra (2009) http://www.grondwaterdynamiek.wur.nl/NL/Gekarteerd+gebied/

Bierkens, M.F.P. (2005) Vaststelling van de Gemiddelde Laagste Grondwaterstand op een locatie in het veld. Utrecht, TNO-NITG, notitie.

Elzakker, B.G. van, Boumans, L.J.M., Fraters, B., Gast, L.F.L. (2007) Onderzoek van vier boor- en monsternemingsmethoden voor grondwater tot vijf meter beneden de grondwaterspiegel in het zandgebied. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM-rapport 680100003.

Finke, P.A. (2009) Deskstudie Actualisatiemethoden (in prep.) http://users.ugent.be/~pfinke/dkproject/dkproject_bestanden/DeskstudieActualisatiemethoden.pdf.

Finke, P.A., Bierkens, M.F.P., Brus, D.J., Van der Gaast, J.W.J., Hoogland, T., Knotters, M. en De Vries, F. (2002) Klimaatrepresentatieve grondwaterdynamiek in Waterschap De Aa. Wageningen, Alterra, rapport 180.

Groen, K. (2009) Onderzoeksstrategie voor vaststellen van locaties van grondwatermonitoringsputten voor het toekomstige Nitraatdieptemeetnet van Nederland. Gouda, Acacia Water, conceptrapport 334.

Hoogland, T., Finke, P.A. en De Vries, F. (2003) Actualisatie grondwatertrappenkaart Waterschap Rijn en IJssel. Wageningen, Alterra, rapport 126.

Kemmers, R.H., Jansen, P.C., Van Delft, S.P.J. en De Vries, F. (2002) Bloedarmoede in het Nederlandse landschap: ontijzering van kwelgevoede gronden binnen de EHS en realisatie van natuurdoeltypen. Wageningen, Alterra, rapport 370.

Linden, W van der. (2008) AMIGO Actueel Model Instrument Gelderland Oost. Utrecht, Deltares/TNO, rapport 2008-U-R0749/A.

Snepvangers, J. en Berendrecht, W. (2007) MIPWA, Methodiekontwikkeling voor Interactieve Planvorming ten behoeve van Waterbeheer. Utrecht, TNO, rapport 2007-U-R0972/A.

Vermeulen, P., Van der Linden, W., Veldhuizen, A., Massop, H., Vermulst, H. en Swierstra, W. (2007) IBRAHYM, Grondwater Modelinstrumentarium Limburg. Utrecht, TNO, rapport 2007-U-R0193/B.

Bijlage 5 Voor- en nadelen van verschillende putlocaties en wijze van afwerken

B.G. van Elzakker, d.d. 27 januari 2010.

Een put kan aan de perceelsrand of in het perceel worden geplaatst. In het laatste geval is er nog de mogelijkheid om de bemonstering aan de perceelsrand uit te voeren. De bemonsteringsslangen worden in dat geval vanuit de put, onder het maaiveld, naar de perceelsrand geleid. Naast de putlocatie is ook de wijze van afwerken van belang. Daarin onderscheiden we een afwerking onder-, gelijk aan- en boven het maaiveld. De verschillende mogelijkheden zijn samengevat in Tabel B5.1.

Tabel B5.1 Opties voor putlocatie en wijze van afwerken.

Optie	put- en bemonsteringslocatie				afwerking	
	in het perceel	put in het perceel, bemonstering perceelsrand	aan de perceelsrand	onder de ploegzool	gelijk aan maaiveld	boven maaiveld
A	x			x		
B	x				x	
C	x					x
D		x			x	
E		x				x
F			x		x	
G			x			x

Los van inhoudelijke aspecten als bijvoorbeeld de representativiteit van de monstername, zijn er ook praktische aspecten te onderscheiden. Dit zijn:
a. de kans op beschadiging van put of werktuigen;
b. de overlast voor de deelnemer;
c. het gemak voor de monsterneming;
d. de mogelijkheid van het gebruik van een onderwaterpomp;
e. de mogelijkheid om controle te houden over de put(filters).

Ad a kans op beschadiging van put of werktuigen
Een put en/of de afwerking daarvan kan beschadigd raken door landbouwwerktuigen. Bijvoorbeeld bij het bewerken van het land of het schonen van de sloot. De kans op beschadiging is het kleinst als de put wordt afgewerkt onder de ploegzool; behalve als het perceel wordt afgegraven ten behoeve van grondverbetering of drainage. De put gaat dan waarschijnlijk alsnog verloren.
Voordeel van afwerking boven het maaiveld is dat deze zichtbaar is en daardoor ontweken kan worden. Bij afwerking gelijk aan het maaiveld in het perceel is de put in beginsel minder kwetsbaar; er kan niet tegenaan gereden worden. Doordat deze echter niet zichtbaar is, kunnen juist bij bepaalde werkzaamheden werktuigen beschadigd raken en mogelijk ook de put zelf.

Ad b overlast voor de deelnemer
Onder overlast voor de deelnemer wordt verstaan dat de deelnemer bij de bedrijfsvoering rekening moet houden met de put en/of de afwerking ervan. Afwerking onder de ploegzool in het perceel is wat dat betreft ideaal voor de deelnemer, behalve ten tijde van de monsterneming als de put tijdelijk wordt

vrijgegraven voor bemonstering. Afwerking gelijk aan of boven het maaiveld in het perceel is lastiger voor de deelnemer. Hij/zij moet er dan immers omheen rijden. Daarentegen is afwerking gelijk aan of boven het maaiveld aan de perceelsrand weer minder hinderlijk. Aan de perceelsrand worden beperkt activiteiten uitgevoerd; in geval van bijvoorbeeld een sloot, het schonen ervan.

Ad c gemak voor de monsterneming
Als de put is afgewerkt onder de ploegzool, kost het veel tijd om deze op te zoeken en op te graven voor bemonstering (1 à 1,5 uur). De bemonstering is ook lastiger dan bij afwerking gelijk aan of boven het maaiveld. De monsternemer zit met zijn knieën op de (natte) grond en het is lastig om schoon te werken. Afwerking boven het maaiveld is wat betreft het gemak voor de monsterneming het eenvoudigst aan de rand van het perceel. Er kan schoon worden gewerkt en de peilbuizen zijn goed benaderbaar.

Ad d mogelijkheid voor het gebruik van een onderwaterpomp
Het gebruik van een onderwaterpomp, bijvoorbeeld in het geval van een grondwaterstand > 6 meter onder het maaiveld of als er ontgassingsvrij bemonsterd moet worden, is onmogelijk in het geval van een put in het perceel met de afwerking aan de perceelsrand. De pomp is eenvoudigweg niet in de peilbuis neer te laten. In noodgevallen zou voor dat doel de put opgegraven kunnen worden. In alle andere gevallen is het gebruik van de onderwaterpomp mogelijk, ervan uitgaande dat de diameter van de peilbuis voldoende groot is.

Ad e mogelijkheid om controle te houden over de put(filters)
Als de put is afgeleid naar de perceelsrand kunnen de filters niet worden gepeild. Met het peilen van de filters (onderkant filter, grondwaterstand etcetera wordt bijvoorbeeld het dichtslibben van het filter of beschadiging van een peilbuis geconstateerd. De herkomst van het opgepompte water is dan feitelijk onduidelijk. Ook de stijghoogte kan dus niet bepaald worden. In Tabel B5.2 zijn deze aspecten gescoord voor de verschillende putopties (zie Tabel B5.1) .

Tabel B5.2 Scoring van de verschillende aspecten voor alle putopties (zie Tabel B5.1).

Optie	ligging van de put*	monster name *	afwerking van put t.o.v. maaiveld	relevante aspecten				
				kans op schade†	overlast voor de deelnemer	gemak monster-name	onderwater-pomp	controle put
A	In	In	Onder	++	++	--	+	+
B	In	In	Gelijk	-	-	-	+	+
C	In	In	Boven	+	-	+/-	+	+
D	In	Rand	Gelijk	++	++	+	-	-
E	In	Rand	Boven	+	+	++	-	-
F	Rand	Rand	Gelijk	++	++	+	+	+
G	Rand	Rand	Boven	+	+	++	+	+

* In = in het perceel / Rand = aan de rand van het perceel.
† Betreft zowel schade aan put als aan werktuigen.

Bij de keuze van de optimale optie zullen de verschillende aspecten gewogen moeten worden en afgezet tegen de inhoudelijke aspecten van de monsterneming. Daarbij zou geconcludeerd kunnen worden dat verschillende plaatsingsopties in combinatie met verschillende typen putinrichtingen (zie paragraaf 3.2.1) tot de optimale configuratie kunnen leiden.

rivm

Bijlage 6 Vergelijking van methoden voor nemen van bodemprofielen en grondmonsters

E. Buis, d.d. 18 maart 2010

1 Inleiding

De inrichting van een nitraatdieptemeetnet (NDM) omvat de plaatsing van een groot aantal putten met meerdere filters voor het bemonsteren van de bovenste vijf meter van het grondwater. Hiervoor is het van belang dat de filters op de juiste diepte in watervoerende lagen worden geplaatst en dat bekend is wat de bodemeigenschappen en denitrificatiecapaciteit van de laag zijn. Het bodemkundig onderzoek heeft daarom als doel het verzamelen van ongeroerde en ongestoorde bodemmonsters voor:

1. de chemische en biologische karakterisering van de grond,
2. het bepalen van de juiste diepte voor de filters (filterstelling) in het geval dat deze in het veld worden ingesteld of, in geval een standaard filterstelling wordt gebruikt, het achteraf kunnen begrijpen waarom filters wel of niet water leveren.

Voor de chemische en biologische karakterisering van de grond dienen goede bodemmonsters genomen te kunnen worden uit de boorkern, als ook een nauwkeurige profielbeschrijving gemaakt te kunnen worden ter controle van de aanwezigheid van verschillende typen bodemlagen (textuur en organisch stofgehalte). Het bemonsteren voor analyse en de profielbeschrijving kan direct in het veld gebeuren of later in het lab. In beide gevallen zal het monstermateriaal op juiste wijze bewaard en vervoerd moeten worden.

Voor het bemonsteren van het grondwater in het NDM is het van belang dat de filters op de juiste diepte geplaatst worden. Als de filterstelling in het veld wordt vastgesteld, moet in het veld een profielbeschrijving gemaakt kunnen worden, zodat de filters in watervoerende lagen gezet kunnen worden. In het geval dat een standaard filterstelling wordt gebruikt (bijvoorbeeld bij de Multi Channel Well), is de profielbeschrijving na afloop nodig om te kunnen verklaren waarom bepaalde filters eventueel niet werken. Het bodemprofiel moet dus in goede staat naar boven komen.

In deze bijlage worden drie methoden met elkaar vergeleken voor het nemen van bodemmonsters: de Aqualock van Eijkelkamp, de Ackermannboor van Grontmij / TNO / Deltares en het Soil Sampling System van Genuine Geoprobe, hierna de Geoprobe te noemen (Tabel B6.2).

In de onderstaande paragraaf wordt eerst besproken welke gegevens nodig zijn voor het bodemkundigonderzoek in het NDM, hoeveel monstermateriaal hiervoor nodig is en op welke wijze dit materiaal geconserveerd dient te worden om betrouwbare analyseresultaten te krijgen.

2. Benodigde gegevens en materialen

<u>Bodemprofielbeschrijving</u>
In voorafgaande onderzoeken naar het NDM in 2005 en 2008, zijn ook bodemprofielen beschreven. Dit is door Deltares uitgevoerd volgens de Standaard Boor Beschrijvingsmethode (Bosch, 2000). Deze beschrijving is uitgebreider dan nodig is voor het huidige NDM. In Tabel B6.1 is een schatting gegeven van welke gegevens noodzakelijk zijn en welke minder essentiële informatie weergeven voor het NDM.

Tabel B6.1 Relevantie bodemeigenschappen afleesbaar uit bodemprofiel volgens Standaard Boor (Bosch, 2000).

Eigenschap bodemhorizont	Nodig	Uitleg
Diameter grind	Ja	Hoe grover het grind, als het er is, hoe beter de doorstroming.
Dikte + materiaal sublagen	Ja	Hoe dikker de sublaag, hoe meer mogelijke invloed op de grondwaterstroming
Kleur	Ja	Geeft veel inzicht in gelaagdheid, bodemvormende processen en grondwaterstand
Lutumgehalte	Ja	Hoe meer fijne delen, hoe lager de doorstroming; wordt vermoedelijk gemeten bij Deltares
Mangaan	Ja	Geeft indicatie verzadigdheid grond, mogelijk energiebron denitrificatie
M50 zand	Ja	Geeft indicatie van de doorstroming
Organische stof gehalte	Ja	Als energiebron voor denitrificatie
Overgangen	Ja	Kan een indicatie geven van mate van verticale doorstroming
Roest / reductie	Ja	Geeft inzicht in GHG en GLG
Soort veen	Ja	De kwaliteit en voedingstoestand van het veen kunnen mogelijk indicatie geven voor denitrificatie capaciteit
Textuur	Ja	Geeft indicatie van de doorstroming
Veraarding veen	Ja	Geeft aan waar GLG zit bij veengronden
Biologische activiteit	Nee	Vooral onverzadigde zone, niet van belang voor verzadigde zone
Calcium carbonaat concreties	Nee	Vooral op overgang verzadigde en onverzadigde zone, niet van belang voor verzadigde zone
Klei-inspoeling	Nee	Vooral onverzadigde zone, niet van belang voor verzadigde zone
Ploeglaag	Nee	Niet relevant voor verzadigde zone
Poriën	Nee	Niet relevant voor verzadigde zone
Structuur	Nee	Niet relevant voor verzadigde zone
Wortels	Nee	Niet relevant voor verzadigde zone

Voor het chemische en biologisch onderzoek is, afhankelijk van het soort analyses, een verschillende hoeveelheid materiaal nodig. Daarnaast kunnen er verschillen zijn in de conserverings- en bewaarvoorschriften.

Biologische potentiële denitrificatie meting (zie Bijlage 8)
Voor de biologische potentiële denitrificatie meting is een paar honderd gram grond per monster nodig, in dit monster kan ook de hoeveelheid oplosbaar N (NO_3, NH_4 en DON), oplosbaar organische C (DOC) en pH bepaald worden. Met een gemiddelde dichtheid van ±1,2 kg/dm^3, komt dit neer op 0,17 dm^3 (bij 200 gram) tot 0,42 dm^3 (bij 500 gram grond). Deze monsters moeten worden verpakt in plastic zakken en koel worden bewaard. De grond mag niet uitdrogen tijdens verwerking en transport, en moet daarom zo snel mogelijk worden verwerkt.

Chemisch denitrificerend vermogen (zie Bijlage 7)
De hoeveelheid grond nodig voor de bodemanalyses voor bepaling van het chemisch denitrificerend vermogen, organische C, totaal S en korrelgrootte is niet bekend, maar op basis van schatting van Fraters et al. (2006), lijkt 100 gram grond voldoende (0,08 dm^3). Er is geen speciale behandeling nodig.

Overige bepalingen (zie Bijlage 7)
- Zwavelisotopen ^{34}S: hoeveelheid grond is onbekend. Vermoedelijk zal 100 gram voldoen (0,08 dm^3). Ook te gebruiken voor zware metalen analyse. Behandeling monster onbekend.

- Reactiviteit organisch materiaal: hoeveelheid grond ook hier onbekend, maar vermoedelijk kan dat vanuit de 100 gram voor de eerste analyseserie. Dit is waarschijnlijk wel afhankelijk van de hoeveelheid C in de grond. Behandeling monster onbekend.
- Bodemanalyse voor afwentelingsaspecten: afhankelijk van de gebruikte methode moet de grond wel of niet speciaal behandeld worden (anoxisch bewaard op lage temperaturen). De hoeveelheid grond is onbekend. Het lijkt erop dat hele boorkernen anoxisch bewaard moeten worden, dus mogelijk ook extra boringen nodig.

Doorstroomsnelheid:
- Met fysische, ongestoorde monsters kan de doorstroomsnelheid en richting bepaald worden in een hydrologisch lab. Hierbij kan anisotropie bepaald worden (verschil in verticale en horizontale doorstroomsnelheid). Deze meting is niet nodig voor de plaatsing van de filters. Mogelijk is dit wel van belang voor de kalibratie van het STONE-model (als gekozen wordt voor de modeloptie), of voor schatting van de grondwaterstromen. Hiervoor is een standaard ringmonster nodig (0,10 m^3) of voor diepere lagen een buis van 30 cm lang (0,85 dm^3).

Totaal hoeveelheid grond nodig voor analyses: 0,41 dm^3 – 0,66 dm^3 (exclusief de monsters voor doorstroomsnelheid).

3. Boormethoden

3.1 Diepboren

In tabel B6.2 staan de pro's en contra's van de Aqualock, de Ackermann en de Geoprobe boormethode voor profielbeschrijving en monsterneming, als mede de karakteristieken van de boormethoden.

- De Ackermann-methode is prima geschikt voor uitgebreide profielbeschrijving en om ongestoorde grondmonsters te nemen. De boorkernen zijn goed af te sluiten. Het profiel kan pas in het lab bekeken worden, waardoor het niet mogelijk is in het veld te schatten waar de filters moeten komen. Het gebruik van het opgepulsde materiaal die vrijkomt bij het verbreden van het boorgat om de filters te kunnen plaatsen, lijkt onvoldoende nauwkeurig om een inschatting van de textuur (en daarmee van watervoerende lagen) te maken[28]. Het is raadzaam onderzoek te doen naar het gebruik van een doorzichtige liner. Een tweede nadeel is de hogere kosten van de Ackermann-methode ten opzichte van de Aqualock-methode.
- De Aqualock is goed geschikt om een globale profielbeschrijving in het veld te maken. De profielbeschrijving en monstername zijn minder nauwkeurig, omdat stukken grond kunnen ontbreken en de grond kan vervloeien bij het uitduwen uit de Aqualock doordat extra water wordt toegevoegd (Van Elzakker et al., 2007). Door het gebruik van profielvreemd water voor het profielsteken kan de kwaliteit van de grondmonsters worden aangetast en kan bijvoorbeeld N en DOC uitspoelen. Het sealen van de grondkolommen blijkt lastig te zijn, maar is na oefening wel mogelijk. Bij de oudere Aqualock-apparatuur lijkt het niet mogelijk direct vanaf het maaiveld te boren; de eerste meter moet eerst worden voorgeboord met een andere methode. Echter volgens de firma Eijkelkamp kan met de huidige SonicSampdrill ook de eerste meter worden gestoken (pers. mededeling Gerard van Dijk, 2010). De SonicSampdrill maakt gebruik van trillingen die het bodemmateriaal 'vloeibaar' maken. Hierbij kan het sediment mogelijk worden herschikt en kan de pakking veranderen; het is denkbaar dat het anisotropie veroorzaakt bij kleiige sedimenten. Eijkelkamp geeft aan dat alleen de eerste paar millimeter vanaf de rand visueel verandert door de trillingen, dus waarschijnlijk is het geen groot probleem.

[28] Een boormeester van een commercieel bedrijf schat in dat laagovergangen op deze wijze met 0,3 m nauwkeurigheid kunnen worden geschat.

Tabel B6.2 Vergelijking diep bemonsteren.
(beoordeling: -- zeer negatief, - negatief, +/- neutraal, + positief, ++ zeer positief)

	Aqualock	Ackermann	Geoprobe
Toepasbaarheid			
Droge grond	++	++	++
Normale grond	++	++	++
Natte grond	++	++	++
Stenige grond	+/-	+	+/-
Kwaliteit grondmonsters			
Biologische potentiële denitrificatie	+	++	++
N-mineraal, C en pH bepaling	+	++	++
Chemische potentiële denitrificatie	+	++	++
Zwavelisotopen	++	++	++
Reactiviteit organische stof	+	++	++
Analyse afwentelingsaspecten	+ of --*	++ of +*	++
Chemische kwaliteit	+	++	++
Onverstoorde gelaagdheid	+/-	++	++
Beschikbaar sediment per dm	0,20 of 0,38 dm^3	0,79 dm^3	0,28 dm^3
Profielbeschrijving			
Diameter	0,5 of 0,7 dm	1 dm	0,6 dm
Lengte per boormonster	2 m	1 m	1 – 1,5 m
Veldbeschrijving mogelijk	++	--	+/-
Diepte bepaling	+	++	++
Horizontale ongestoordheid	++	++	++
Verticale ongestoordheid	+/-	++	++
Monsterkwaliteit voor beschrijving	+/-	++	++
Rand effecten	+/-	+	+
Kosten			
Per boring	< Ackermann	€ 750 – 1000	?

* De beoordeling is afhankelijk van of het grondmonster zonder speciale maatregelen bewaard kan worden (1^{ste} beoordeling) of dat speciale maatregelen nodig zijn om het monster anoxisch op te slaan (2^{de} beoordeling).

- De Geoprobe methode is goed geschikt voor het maken van uitgebreide profielbeschrijvingen, al is de diameter wat klein voor alle gewenste analyses (kleiner dan Ackermann, maar vergelijkbaar met de Aqualock). De boorkernen zijn goed af te sluiten met bijpassende doppen. De buizen zijn van doorzichtig materiaal, wat als grote voordeel heeft dat er in het veld een schatting van het bodemprofiel kan worden gemaakt zonder dat het noodzakelijk is de boorkernen te openen. Een nadeel is dat lichtgevoelige parameters beïnvloed kunnen worden, en het dus van belang kan zijn de buizen snel in lichtdicht materiaal te verpakken.

Conclusies:
Door het gebruik van doorzichtige boorbuizen lijkt de Geoprobe een goede keuze, die de wensen combineert om onverstoorde monsters te kunnen nemen en een grove schatting van het profiel te kunnen maken in het veld. Een ander optie is het gebruik van een doorzichtige buis voor de Ackermann

steekboring, dan kan het zelfde worden bereikt en is meer materiaal beschikbaar. De Aqualock lijkt niet geschikt voor nauwkeurige profielbeschrijving en monsterneming. Als additionele boring naast een Geoprobe of Ackermann boring, kan de Aqualock wel worden gebruikt om een globale schatting van het profiel te maken in geval van grote geologische variatie op het bedrijf of om extra putten te maken (het is goedkoper dan de Ackermann en vermoedelijk ook wel van de Geoprobe). Dit laatste kan alleen als wordt besloten niet bij alle putten een bodembeschrijving en monstername uit te voeren.

3.2 Ondiep boren (als aanvulling op Aqualock):

In Tabel B6.3 staan de pro's en contra's van de verschillende technieken voor ondiep boren en bemonsteren beschreven. Deze kunnen noodzakelijk zijn om de eerste meter te bemonsteren als aanvulling op de Aqualock steekboring. Echter, de firma Eijkelkamp geeft aan dat met de huidige Aqualock steekboren de eerste meter wel kunnen bemonsteren. In dat geval is een aanvullende boring niet nodig.

- Een bodemkolom cilinderboor is goed bruikbaar voor profielbeschrijving en monsterneming, mits de grond niet nat is of stenig. Nadeel is het gebruik van een mechanische hamer en de beperkte boordiepte (tot 2 m).
- Een guts is erg smal en is niet goed te gebruiken bij erg natte of erg droge grond, maar werkt goed voor globale profielbeschrijvingen en bij grotere diepten. De hoeveelheid grondmonster is beperkt.
- Een grondboor kan in veel verschillende omstandigheden tot grotere dieptes gebruikt worden. Een nadeel is dat de grondkolom minder nauwkeurig te beschrijven en bemonsteren is (geen ongestoorde monsters).

Conclusies:
In het NDM is vooral de verzadigde zone van belang; de kwaliteit van het bodemprofiel en monsters van de onverzadigde zone is minder belangrijk. De guts is niet geschikt. De grondboor is breder toepasbaar en makkelijker in het gebruik dan de cilinderboor. De grondboor lijkt de beste keuze.

Tabel B6.3 Vergelijking ondiep bemonsteren.
(beoordeling: -- zeer negatief, - negatief, +/- neutraal, + positief, ++ zeer positief)

	Guts	Grondboor	Cilinderboor
Toepasbaarheid			
Maximum diepte	>5 m	> 5 m	2 m
Droge grond	-	+	+
Normale grond	++	++	++
Natte grond	-	+/-	-
Stenige grond	-	+	-
Kwaliteit grondmonsters			
N-mineraal etcetera	++	++	++
Fysische kwaliteit	++	--	++
Beschikbaar sediment per dm	0,07 dm^3	0,44 dm^3	0,64 dm^3
Profielbeschrijving			
Dieptebepaling	+/- [1]	+/-	++
Veldbeschrijving mogelijk	Ja	Ja	Ja
Kwaliteit beschrijving	++	+/-	++
Horizontale ongestoordheid	++	--	++
Verticale ongestoordheid	- [1]	+	+
Kosten			
Aanschaf	++	+	-
Tijdens gebruik	++	++	+/-

[1] Bij de gutsmethode afhankelijk van natheid van de grond en de grondsoort; hoe natter en zachter, hoe meer problemen.

Literatuur

Bosch, J.H.A. (2000) Standaard Boor Beschrijvingsmethode Versie 5.1, TNO-NITG, Utrecht, TNO rapport NITG 00-141-A.

rivm

Bijlage 7 Nitraatdieptemeetnet: opties voor bodemanalyses

H.P. Broers en B. Marchand, d.d. 2 oktober 2009

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en doel

In dit rapport worden opties beschreven voor de inrichting en uitvoering van een nitraatdieptemeetnet naar aanleiding van de motie Koopmans. Binnen die uitwerking is ook behoefte aan inzicht in welke bodemanalyses zinvol zijn en waarom. Deze notitie geeft aan welke opties er zijn voor het doen van bodemanalyses. Daarbij komt aan de orde welk doel ze precies zouden hebben in de analyse en modellering, wat er aanvullend zou moeten gebeuren ten opzichte van eerdere studies om kennislacunes op te vullen en wat niet meer nodig is, omdat het onvoldoende meerwaarde bleek te hebben. Bij de verschillende bodemanalyses die worden besproken wordt tevens aangegeven:

a. welke eisen stelt dit aan de bemonstering van de grondmonsters (hoeveelheid, monsterneming- en aanlevercondities);
b. welke parameters samenhangen (niet zinvol zijn zonder de ander);
c. welke parameters dan ook in het grondwater moeten worden gemeten;
d. globale schatting van de kosten per monster per analyse.

Deze notitie geeft een tussenstand weer omdat nog niet alle kosten volledig in beeld zijn.

1.2 Waarom bodemanalyses?

Bodemanalyses dienen in het kader van het nitraatdieptemeetnet twee belangrijke doelen:

1. Vaststellen van het denitrificerend vermogen van de ondergrond. Onder het eerste doel vallen bijvoorbeeld de vragen:
   ‘Is er überhaupt denitrificerend vermogen aanwezig?’
   ‘Wat is de reactiviteit van het organisch materiaal of de ijzersulfiden?
   ‘Is die reactiviteit over gehele diepteprofiel aanwezig of zijn er reactieve laagjes?’en:
   ‘Kunnen we op basis van ondergrondgegevens terugtraceren of er denitrificatie heeft plaatsgevonden?’
2. Vaststellen van de mate waarin afwenteling door reacties met de ondergrond te verwachten zijn. Hierbij horen vragen als:
   ‘Wat zijn de concentraties metalen die vrij kunnen komen als denitrificatie optreedt in combinatie met oxidatie van ijzersulfiden?’
   ‘Zijn er regionale verschillen in metaalgehalten in de ijzersulfiden en is de afwenteling dus verschillend in verschillende gebieden?

Voordat we vaststellen welke bodemanalyses nu zinvol zijn voor het beantwoorden van bovenstaande vragen, is het van belang om te benadrukken dat de bodemanalyses voor het nitraatdieptemeetnet ook verschillende gebruiksdoelen kunnen hebben.

1. als invoerparameters voor het (STONE) model. Belangrijke input voor het model is bijvoorbeeld de reactiecapaciteit van de ondergrond in een bepaald gebied (op basis van organisch C en S bijvoorbeeld);

2. als onafhankelijke informatie waarmee het model te kalibreren valt. IJking gebeurt meestal met gegevens uit de waterfase, maar soms zijn daar ook gegevens van de ondergrond bij nodig (zoals S-isotopen, zie later);
3. als hulpmiddel bij de analyse van de meetgegevens, zowel in een statistische bewerking als verklarende variabele waarin een grote groep meetpunten is betrokken of op een meer deterministische manier om systeeminzicht te verkrijgen in locale gebieden waar speciale dingen aan de hand zijn.

In hoofdstuk 2 van deze notitie wordt nagegaan welke analyses geschikt en zinvol zijn voor het vaststellen van het denitrificerend vermogen en de afwenteling, en voor welk gebruiksdoel ze dan vooral zouden worden verzameld.

1.3 Uitgangspunten voor gebruik bodemanalyses

In de toetsdieptestudie verricht in 2008 (Groenendijk et al., 2008; Griffioen et al., 2008) zijn de chemische gegevens van de ondergrond steeds gekoppeld aan lithoklassen (zand/klei/veen) binnen de zogenaamde GEOTOP gebieden en binnen geologische Formaties. De combinaties van Geotop/Formaties/Lithologieklassen worden in deze notitie GFL-klassen genoemd. Dit uitgangspunt is ook in deze notitie gehandhaafd omdat op die manier zo veel mogelijk gebruik wordt gemaakt van bestaande ondergrondgegevens. Uit de eerdere studies bleek al wel dat de datadichtheid nog beperkt is en dat niet alle GEOTOP gebieden goed worden afgedekt. Het loont dan ook de moeite de boorinspanning voor het nitraatdieptemeetnet te gebruiken om deze gegevens systematisch te verzamelen, zodat een betere dekking wordt bereikt die rechtstreeks is gekoppeld aan het meetnet waarvoor ze het meest nodig zijn.

2 Uitwerking bodemanalyses

2.1 Bodemanalyses voor het denitrificerend vermogen

Onderstaande Tabel B7.1 geeft een overzicht van de bodemanalyses die voor het denitrificerend vermogen worden voorgesteld.

<u>Basisset</u>
Als basisset wordt voorgesteld organisch C, totaal S en korrelgrootte uit te voeren in combinatie met een boorbeschrijving. Per analyse van dit basispakket kost dit circa € 110. De twee belangrijkste gebruiksdoelen zijn:
1. het uitbreiden van de dataset die voor de input van het model wordt gebruikt waarbij voor de combinatie Geotopgebied/Formatie/lithologieklasse (GFL-klasse)een minder onzeker denitrificatievermogen aan het model kan worden meegegeven;
2. het verkrijgen van data om de gevonden nitraatafnames in de diepte te kunnen verklaren op basis van het (maximaal) denitrificatievermogen van de ondergrond op dezelfde meetlocaties als waar de afname is gemeten.

Deze set analyses (C, S, korrelgroote) hoort bij elkaar omdat de korrelgrootte wordt gebruikt om de lithoklasse vast te stellen. De boorbeschrijving wordt vooral gebruikt om rare patronen achteraf te kunnen koppelen aan een eventueel afwijkende geologische opbouw.

Bij de 20 boringen die zijn uitgevoerd in het 2008-onderzoek zijn daarvoor sedimentmonsters uit het hele diepteprofiel geselecteerd op basis van de voorkomende lithologieklassen. Een dergelijke strategie met een compleet bemonsterd diepteprofiel is financieel waarschijnlijk onhaalbaar als er bijvoorbeeld 300 of 600 nieuwe meetlocaties zouden worden ingericht. In plaats daarvan wordt voorgesteld een

strategie uit te werken waarbij voor alle combinaties van Geotop/Formatie/Lithologieklasse voldoende metingen van de genoemde chemische eigenschappen worden verzameld. Voor de modelinvoer levert dit naar verwachting voldoende gegevens op. Het aantal benodigde monsters is op voorhand niet eenvoudig aan te geven en vereist een korte voorbereidende studie. Geschat wordt dat met 2000-4000 sedimentanalyses uit circa 200-400 sedimentprofielen de grootste gaten in de karakterisatie van de GFL-klassen kunnen worden gevuld. De geschatte kosten hiervan bedragen k€ 220 tot k€ 440.

Tabel B7.1 Bodemanalyse voor de karakterisering van het denitrificerend vermogen

	Organisch C	Totaal S	Korrelgrootte	boor beschr.	^{34}S	reactiviteit SOM en DOC
Gebruiksdoel						
Inputparameters model	**X**	**X**	**X**			**X**
Kalibratie model					**X**	
Analyse meetgegevens Statistische	**X**	**X**	**X**	**?**		
Analyse meetgegevens per put				**X**		
Technische info						
Meetmethode	LECO orgC	LECO totCS	Malvern na droging 105 gr.C			Nader te bepalen
Det.lim		< 0,05gew.%				
Meetstrategie	Complete set	Complete set	Complete set		S-rijke subset	Testset
Kosten Eur/stuk	Samen 50**		35**	25**	35**	?

* paars is optioneel, groen is 'basispakket'

** kosten onder voorbehoud

Voor het tweede gebruiksdoel: 'statistische analyse van de gevonden nitraatafnames met de diepte en de correlatie daarvan met de C en S-gehalten van de ondergrond' zou ook een andere strategie kunnen worden gevolgd, waarbij van elke meetnetlocatie een gemiddeld C en S-gehalte van het interval tussen 1 en 5 meter wordt bepaald uit een mengmonster. Dat is dan aanvullend ten opzichte van het karakteriseren van de GFL-klassen en heeft dus een ander doel. Bij een meetnet van 600 meetpunten levert dit een kostenplaatje van circa k€ 66 op, exclusief kosten voor maken van de mengmonsters. Totaal komt dit bij eerste schatting op circa k€ 90. Daarbij is dan wel voor elk nitraatdiepteprofiel ook een org-C en totaal-S analyse beschikbaar die kan worden gebruikt in de rapportage over de meetnetresultaten (bijvoorbeeld in X,Y scatterplots van nitraatafname versus S-gehalte ondergrond of in een regressie-analyse waarin totaal-S een van de verklarende factoren is).

De basisset stelt geen specifieke eisen aan de conservering van de monsters en geen specifieke eisen wat betreft de periode tussen boren en analyseren. Wel is de doorlooptijd voor de analyses aanzienlijk (halfjaar tot maximaal één jaar?) vanwege de grote aantallen monsters.

^{34}S isotopen (voor subset)

Zwavelisotopen van de ondergrondsedimenten kunnen helpen om het pyriet-zwavel te karakteriseren als aanvulling op ^{34}S metingen van het water in de meetpunten. Die ^{34}S metingen zijn bruikbaar om aan te tonen of er nitraatreductie door pyrietoxidatie is opgetreden. In dat geval wordt namelijk een afname van de ^{34}S verhouding verwacht tussen 1 en 5 meter diepte. Om die afname echter goed te kunnen interpreteren is het nodig ook de ^{34}S van het sediment te kennen, omdat die mogelijk varieert in Nederland. De combinatie van ^{34}S water en ^{34}S sediment levert ten opzichte van de eerdere toetsdieptestudies een meerwaarde, omdat het een onafhankelijke check is op het al dan niet optreden van denitrificatie als gevolg van pyrietoxidatie.

Qua strategie wordt voorgesteld de wateranalyses alleen te doen in GFL-klassen waarin een substantieel S-gehalte wordt verwacht en binnen de set bemonsterde meetpunten een steekproef te doen waarin ^{34}S in het sediment wordt bepaald. Per meetpunt zouden twee ^{34}S analyses, namelijk op 1 en 5 m diepte, kunnen volstaan om de eventuele afname in ^{34}S te karakteriseren. De ^{34}S metingen kunnen samenvallen met de subset waarin metalen in pyriet worden bepaald (zie paragraaf 2.2). Voor een 100 tot 200-tal monsters komt dit neer op maximaal circa k€ 10.

Voor de ^{34}S analyses van de waterfase is op dit moment nog geen prijsindicatie beschikbaar, maar €100-200 per monster is een waarschijnlijke range.

Reactiviteit organische materiaal

Een grote onbekende in het karakteriseren van de denitrificatiecapaciteit is de reactiviteit van het organisch materiaal, zowel het organisch materiaal uit het sediment (SOM) als het opgelost organisch materiaal (DOC). Beide zijn belangrijk voor de parametrisatie van het model, en met name de reactiviteit van DOC is nu een grote gok, maar wel bepalend voor de afname van berekende nitraatafnames met de diepte in het model. Voorgesteld wordt om op een aantal testsites of binnen enkele belangrijke GFL-klassen een karakterisatie van de reactiviteit van DOC en SOM uit te voeren. Voor een dergelijk onderzoek zou een bedrag van circa k€ 100 tot k€ 200 nodig zijn, waar een betere modelinvoer voor deze belangrijke modelparameters tegenover staat. Deze bepalingen van de reactiecapaciteit zijn in aanvulling op de metingen aan denitrificatiepotentieel (acetyleen-blok techniek) en de denitrificatie-enzymen analyses. Samen geeft dit zowel een beeld van de aanwezigheid van denitrificatie, maar ook van de capaciteit. Dit laatste is bijvoorbeeld van belang als modelinvoer.

2.2 Bodemanalyses voor 'afwenteling'

Een tweede aspect waarvoor bodemanalyses belangrijk zijn, is de afwenteling. Een overzicht van analyses is gegeven in Tabel B7.2. Daarbij is de vraag wat de concentraties metalen zijn die vrij kunnen komen als denitrificatie optreedt in combinatie met oxidatie van ijzersulfiden en of daar wellicht regionale verschillen in optreden waardoor de afwenteling dus verschillend zou zijn in verschillende gebieden? In de 2008-toetsdiepterapporten wordt in de conclusies aangegeven dat de voorspellingen van afwenteling onbetrouwbaar zijn door het ontbreken van gegevens over de sporenmetalengehalten in het sediment.

De belangrijkste reden om de geobeschikbaarheid van metalen en de sporenelementgehalten in pyriet vast te stellen, is dus om betrouwbare modelinvoer te verkrijgen om de afwenteling te kunnen kwantificeren en voorspellen. Daarnaast is het een hulpmiddel bij de analyse van meetgegevens, met name wat betreft eventuele toenames van metaalgehalten door de oplossing van sporenmetaal- en arseenrijke pyriet bij de denitrificatiereactie.

Voorgesteld wordt om hiervoor gebruik te maken van een techniek die recent voor de Geotop kartering is ontwikkeld, namelijk de selectieve extractie op basis van een verdunde HNO_3-oplossing. Voordeel van die techniek is dat een relatief goedkope analyse wordt uitgevoerd waarbij geen grote voorzorgsmaatregelen nodig zijn voor de conservering, maar waarbij toch een goede indicatie wordt verkregen van de mobiele fractie van de metalen in het sediment. Nadeel van de techniek is op dit moment nog dat niet helemaal zeker is of ze de 'goede' gegevens oplevert over de vrij te maken hoeveelheid metalen uit pyriet.

Tabel B7.2 Bodemanalyse voor de karakterisering van mogelijke afwenteling

	Geobeschikbaarheid Metalen	Metaalgehalten in pyriet	Arseengehalten in pyriet	Metaalgehalten in pyriet visueel
Gebruiksdoel				
Inputparameters model	**X**	**X**	**X**	
Kalibratie model				
Analyse meetgegevens Statistische				
Analyse meetgegevens per put	**X**	**X**	**X**	
Technische info				
Meetmethode	0,43M HNO_3 extractie ICP-OES en ICP-MS	Sequentiële extractie in 2 stappen ICP-MS	Selectieve extractie ICP-OES	Microprobe/SEM
Meetstrategie	Grote set S-rijk	Kleine subset S-rijk	Subset S-rijk	Enkele monsters S-rijk
Kosten Eur/stuk	100**	300**	300**	300**

* paars is optioneel, groen is 'basispakket'

** kosten onder voorbehoud

Daarom wordt hier ook een drietal andere mogelijkheden genoemd waarmee de sporenelementconcentraties in pyriet kunnen worden bepaald, te weten:

1. een sequentiële extractie waarbij eerst de silicaatmineralen en gemakkelijk oplosbare sedimentfase worden verwijderd (stap E uit het extractieschema uit Broers en Buijs, 1997) en vervolgens de overgebleven pyriet zelf wordt opgelost in een sterke HNO_3-oplossing (stap F uit Broers en Buijs). Voordeel van die techniek is dat ze bewezen is en dat de gegevens die op dit moment in de voorspelling zijn gebruikt in het 2008-rapport ook op deze manier zijn verkregen. Nadeel is de bewerkelijkheid van de techniek en het feit dat de monsters snel na het boren anoxisch geconserveerd moeten worden in bijvoorbeeld weckflessen en bij lage temperatuur zouden moeten worden opgeslagen.
2. een selectieve extractie waarbij de hoeveelheid arseen in pyriet wordt vastgesteld. Arseen kan noch met de HNO_3-extractie noch met de sequentiële extractie worden bepaald, maar er zijn methoden beschreven in de literatuur die een goede As-analyse waarborgen.

3. een visuele inspectie van pyrietkristallen met de Microprobe en/of Scanning Electronen Miscroscoop waarmee een kwalitatieve indicatie ontstaat van de sporenmetaalgehalten in pyriet, die echter visueel overtuigend is en kan helpen de afwentelingsproblematiek te illustreren.

Er wordt voorgesteld om een relatief grote groep monsters te analyseren op de geobeschikbare metalen via de HNO_3-extractie. Daarbij wordt een goede representatie van de GFL-klassen nagestreefd en worden uitsluitend monsters uit S-rijke Formaties betrokken. Naar schatting zijn er 750 tot 1000 analyses nodig om een goede representatie te verkrijgen. De kosten daarvoor worden geschat op k€ 75 tot k€ 100. Daarbij is ervan uitgegaan dat geen specifieke conservering of opslag van de monsters nodig is.

In aanvulling hierop wordt voorgesteld een kleiner aantal S-rijke monsters te analyseren op een sequentiële extractie op metalen en een selectieve extractie op arseen. Het is de bedoeling dat de hiervoor te vormen subset overlapt met die van de grotere set HNO_3-extracties. Op die manier kunnen de HNO_3-resultaten worden vergeleken met de duurdere, maar specifiekere analyses. Het gezamenlijk resultaat levert dan een betere karakterisering van de sporenelementgehalten in het sediment en de pyriet en daarmee een betrouwbaarder modelinvoer en modelvoorspelling. In aanvulling hierop wordt op enkele monsters wordt dan ook de SEM/Microprobe analyse uitgevoerd.

Voorgesteld wordt om voor de specifieke analyses (seq. extractie metalen in pyriet en selectie extractie As in pyriet) een 100 tot 200-tal monsters uit de belangrijkste S-rijke GFL-klassen te selecteren. De kosten daarvan bedragen volgens een eerste raming k€ 60 tot k€ 120. Het is de bedoeling om deze monsters vooraf te selecteren zodat slechts enkele boorkernen (tien tot twintig) anoxisch hoeven te worden geconserveerd. De kosten voor SEM-analyses bedragen < k€ 10.

3. Samenvatting

In het volgende wordt de kostenraming kort samengevat. De kostenraming is onder voorbehoud en geeft een orde van grootte aan.

Tabel B7.3 Kostenraming voor bodemonderzoek

Analyses	**Maximale opzet Kosten k€ ex. BTW**	**Minimale opzet Kosten k€ ex. BTW**
Denitrificatievermogen	440	220
Complete set basispakket (2000-4000 analyses)		
Mengmonsters op basis 600 putten	90	90
Zwavel-isotopen sediment	10	-
Zwavel isotopen grondwater	PM	PM
Reactiviteit SOM en DOC	200	100
Afwenteling		
HNO_3-extracties 750-1000 monsters	100	75
Specifieke extracties metalen en arseen in pyriet	120	60
SEM/Microprobe	10	-
Totalen	**970**	***545***

Literatuur

Broers, H.P. en Buijs, E.A. (1997) De herkomst van sporenmetalen en arseen in het waterwingebied Oostrum (L.) NITG TNO, rapport NITG 97-189-A.

Griffioen, J., Janssen, G., Jansen, S., Mutsaers, R., Velthof, G.L., Nelemans, J. (2008). A new compliance checking level for nitrate in groundwater. A field and laboratory campaign to collect geochemical data for the shallow subsurface below Agricultural field in the Central Netherlands. Utrecht, Deltaris, report 2008-U-R81180.

Groenendijk, P., Renaud, L.V., Roelsma, J., Janssen, G.M.C.M., Jansen, S., Heerdink, R. Griffioen, J., Van der Grift, B. (2008). A new compliance checking level for nitrate in groundwater. Wageningen, WUR Altera, report 1820.

rivm

Bijlage 8 Potentiële denitrificatie

G.L. Velthof, d.d. 30 september 2009

1. Achtergrond

Het onderzoek moet resultaten opleveren die voor Nederland bruikbaar zijn in de onderhandelingen met de Commissie over de aanscherping van maatregelen op zand voor het vijfde Nitraatrichtlijn actieprogramma. Een belangrijk aspect hierbij is dat kan worden aangetoond dat de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater afneemt door denitrificatie en niet op andere wijze (bijvoorbeeld afwenteling naar oppervlaktewater of grondwater elders). Er moet dus worden aangetoond dat er denitrificatie kan optreden in de ondergrond (dit is de bovenste vijf meter van het grondwater) in de Nederlandse zandgebieden; is er denitrificatiecapaciteit aanwezig?

In de meeste zandgebieden zal de afbreekbare organische stof de energiebron voor denitrificerende bacteriën zijn en zal deze de denitrificatiecapaciteit bepalen in de bovenste vijf meter van het grondwater. Pyriet is een andere mogelijke energiebron, maar is meestal dieper in de ondergrond aanwezig (uitgezonderd het zuidelijk zandgebied). De potentiële denitrificatie is een biologische indicator voor denitrificatiecapaciteit, dat wil zeggen dat deze een indicator voor i) de aanwezigheid van actieve denitrificerende bacteriën én ii) de aanwezigheid van afbreekbare organische stof in de bodem is. Het is een indicator die vaak wordt toegepast in studies naar waterkwaliteit in relatie tot denitrificatie (zie referenties potentiële denitrificatie).

In de vorige toetsdieptestudies (Fraters et al., 2006 en Griffioen et al., 2008) zijn potentiële denitrificatiemetingen uitgevoerd in 36 profielen/boringen Deze metingen laten zien dat de variatie in denitrificatiecapaciteit groot is en dat in de meeste profielen wel een of meerdere lagen voorkomen met een significante denitrificatiecapaciteit. Op basis van deze resultaten mag een afname van de nitraatconcentratie met de diepte worden verwacht. Er kon echter vaak geen relatie worden gelegd tussen denitrificatiecapaciteit en het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat niet alleen denitrificatie, maar ook andere factoren van invloed zijn op de nitraatconcentratie, namelijk de hydrologie (bijvoorbeeld horizontale waterstromingen) en bemestingshistorie (uitspoeling uit bouwvoor neemt af in de tijd).

Bij de vorige toetsdieptestudie is uitgebreid modelonderzoek verricht (Groenendijk et al., 2008). De denitrificatie-module in het STONE-model is gebaseerd op afbreekbaarheid van organische stof. Deze werd in STONE altijd geschat op basis van literatuur. De potentiële denitrificatie is een maat van de afbreekbaarheid van organische stof en in de vorige toetsdieptestudie werden de resultaten van de potentiële denitrificatie (inclusief de aanvullende nitraatbepalingen) gebruikt om STONE te kalibreren. Dit betekent dat de denitrificatie-module van STONE nu gebaseerd is op metingen van de potentiële denitrificatie. Het aantal bodemprofielen waarvan potentiële denitrificatie bepaling beschikbaar zijn, is echter beperkt (36) en het aantal regio's waar potentiële denitrificatie gegevens bekend zijn, is ook beperkt. De denitrificatiemodule van STONE kan worden verbeterd als meer gegevens van potentiële denitrificatie beschikbaar zijn voor verschillende regio's (gewas-grondwatertrap combinaties). Hierdoor kan STONE de regionale verschillen in nitraatverloop in de bovenste vijf meter van het grondwater beter simuleren.

2. Doelstellingen

De potentiële denitrificatie bepalingen hebben twee doelstellingen:
1. kalibratie/validatie van het model STONE;
2. verkrijgen van kwantitatief inzicht in de denitrificatiecapaciteit van de grond van de bovenste vijf meter van het grondwater in Nederland. Dit inzicht wordt gebruikt voor interpretatie van de gemeten nitraatconcentraties en is nodig om aan te tonen dat veranderingen in nitraatconcentratie inderdaad veroorzaakt worden door denitrificatie.

3. Analyses

De analyses zijn identiek aan die in de vorige studies (Fraters et al. 2006; Griffioen et al., 2008), zodat en uniforme data-set wordt verkregen die kan worden gebruikt voor kalibratie van STONE.

Tabel B8.1 Korte beschrijving van de uit te voeren analyses[1]

Bepaling	Korte beschrijving	Referentie
Potentiële denitrificatie	Anaërobe incubatie bij 20 ^{o}C in een met nitraat aangerijkte grond met behulp van acetyleeninhibitietechniek. Meting van N_2O-toename met foto-acoestische gasmonitor na 1, 2 en 3 dagen. De gemiddelde potentiële denitrificatiesnelheid is de toename in N_2O-concentratie in 3 dagen.	Bijay-Singh et al. (1988) Velthof et al. (2001) Fraters et al. (2006)
Oplosbaar N (NO_3, NH_4 oplosbaar organische N)	Drogen van grond bij 40 ^{o}C, extractie met 0,01*M* $CaCl_2$ en de bepaling N in extract	Houba et al. (2000)
pH	Bepaling in 0,01M $CaCl_2$–extract	Houba et al. (2000)
Oplosbaar organische C	Drogen van grond bij 40 ^{o}C, extractie met 0,01M $CaCl_2$ bepaling organische C in extract	Houba et al. (2000)

1 Naast de parameters uit de tabel wordt ook 0,01M $CaCl_2$-extraheerbaar P bepaald. Deze bepaling wordt gelijktijdig met de bepaling van minerale N uitgevoerd.

4. Randvoorwaarden

De bemonstering stelt de volgende randvoorwaarden:
- een paar honderd gram per monster;
- er worden ongeveer tien monsters per profiel/boring genomen (op basis visuele beoordeling door Deltares; vergelijkbaar met bemonstering uit vorig toetsdiepteonderzoek);
- de monsters moeten zo spoedig mogelijk in plastic zakken worden verpakt en koel bewaard; daarna moeten zo spoedig mogelijk de bepalingen worden uitgevoerd.

De kosten per monster per analyse zijn globaal ongeveer €75 per monster; dus €750 per profiel (tien monsters per profiel). Dit is exclusief rapportagekosten.

Bij keuze van de te analyseren profielen moet worden gezorgd voor een representatief beeld in Nederland (aangezien in het vorige toetsdiepteonderzoek vooral profielen uit het oostelijk en noordelijk zandgebied zijn geanalyseerd, zal de focus op zuidelijk zandgebied liggen).

Literatuur

Bijay-Singh J.C., Ryden, J.C. en Whitehead, D.C. (1988) Some relationships between denitrification potential and fractions of organic carbon in air-dried and field-moist soils. Soil Biology and Biochemistry 20, 737-741.

Fraters B., Boumans, L.J.M., Van Elzakker, B.G., Gast, L.F.L., Griffioen, J., Klaver, G.T., Nelemans, J.A., Velthof, G.L. en Veld H. (2006) Een nieuwe toetsdiepte voor nitraat in grondwater? Eindrapport van het onderzoek naar de mogelijkheden voor een toetsdieptemeetnet. RIVM rapport 680100005, (in Dutch)

Griffioen, J., Janssen, G., Janssen, S., Mutsaers, R., Velthof, G.L. en Nelemans, J. (2008) A new compliance checking level for nitrate in groundwater. A field and laboratory campaign to collerct geochemical data for the shallow subsurface below agricultural fields in Central Netherlands. Deltares, 2008-U-R8118-0,

Groenendijk, P., Renaud, L.V., Roelsma, J., Janssen, G.M.C.M., Jansen, S., Heerdink, R. Griffioen, J., Van der Grift, B. (2008). A new compliance checking level for nitrate in groundwater. Wageningen, WUR Altera, report 1820.

Houba, V.J.G., Temminghoff, E.J.M., Gaikhorst, G.A. en Van Vark, W. (2000) Soil analysis procedures using 0.01 M calcium chloride as extraction reagent. Communications in Soil Science and Plant Analysis 31, 1299-1396.

Velthof, G.L., Oenema, O. en Nelemans, J.A. (2001) Vergelijking van indicatoren voor stikstofmineralisatie in bouwland. Meststoffen 2000, 45-52.

Literatuur potentiële denitrificatie

Bijay-Singh, J.C., Ryden, J.C. en Whitehead, D.C. (1988) Some relationships between denitrification potential and fractions of organic carbon in air-dried and field-moist soils. Soil Biology and Biochemistry 20, 737-741.

Burford, J.R. en Bremner, J.M. (1975) Relationships between the denitrification capacities of soils and total, water-soluble and readily decomposable soil organic matter. Soil Biology and Biochemistry 7: 389-394.

Dodla, S. K. Wang, J. J. DeLaune, R. D. Cook, R. L. (2008) Denitrification potential and its relation to organic carbon quality in three coastal wetland soils. Science of the Total Environment 407: 471-480.

Duff, J. H. Jackman, A. P. Triska, F. J. Sheibley, R. W. Avanzino, R. J. (2007) Nitrate retention in riparian ground water at natural and elevated nitrate levels in North Central Minnesota. Journal of Environmental Quality 36: 343-353.

Enwall, K. Philippot, L. Hallin, S.(2005) Activity and composition of the denitrifying bacterial community respond differently to long-term fertilization. Applied and Environmental Microbiology 71: 8335-8343.

Focht, D.D. (1978) Methods for analysis of denitrification in soils. In: Nielsen DR en MacDonald JG (eds.) Nitrogen in the environment Vol 2 pp. 433-490, Academic Press, New York.

Hill, A. R. Vidon, P. G. F. Langat, J. (2004) Denitrification potential in relation to lithology in five headwater riparian zones. Journal of Environmental Quality 33: 911-919.

Kjellin, J. Hallin, S. Worman, A. (2007) Spatial variations in denitrification activity in wetland sediments explained by hydrology and denitrifying community structure. Water Research (Oxford) 41: 4710-4720.

Lind, A.M. en Eiland, F. (1989) Microbial characterization and nitrate reduction in subsurface soils. Biology and Fertility of Soils 8: 197-203.

McCarty G.W. en Bremner, J.M. (1992) Availability of organic carbon for denitrification of nitrate in subsoils. Biology and Fertility of Soils 14: 219-222.
Sotomayor D. en Rice, C.W. (1996) Denitrification in soil profiles beneath grassland and cultivated soils. Soil Science Society American Journal 60: 1822-1828.
Stres, B., Danevcic, Pal, T., Fuka, L., Resman, M. M., Leskovec, L., Hacin, S., Stopar, J., Mahne, D., Mandic-Mulec, I. (2008) Influence of temperature and soil water content on bacterial, archaeal and denitrifying microbial communities in drained fen grassland soil microcosms. FEMS Microbiology Ecology. 66: 110-122

rivm

Bijlage 9 Meting van denitrificerende bacteriën

J. Bloem, d.d. 30 november 2009

1. Probleemanalyse

Binnen het toetsdiepteonderzoek worden metingen in het grondwater verricht om mogelijke denitrificatie aan te tonen op grotere diepte. Dit gebeurt vooral door het meten van nitraatconcentraties en het vaststellen van potentiële denitrificatie. Daarnaast wordt via analyse van stabiele isotopen gezocht naar aanwijzingen voor het daadwerkelijk optreden van denitrificatie in het profiel. Recent ontwikkelde moleculaire technieken (real time PCR met specifieke primers) maken het mogelijk ook de in het profiel aanwezige hoeveelheden denitrificerende bacteriën te meten (Chroňáková et al., 2009). Alterra heeft hier ervaring mee, onder andere in het kader van het Bik Ecogenomics project The living soil (Rieckmann et al., submitted) en ook Deltares gebruikt dergelijke methoden voor de geochemische kartering van de Nederlandse ondergrond (Tzeneva et al. 2008).

2. Aantallen en activiteit van denitrificerende bacteriën

Het meten van denitrificerende bacteriën door het kwantificeren van hun genen is een interessante aanvulling op bovenstaande metingen. Als verhoogde potentiële denitrificatie gepaard gaat met grotere hoeveelheden denitrificeerders, is dit een extra aanwijzing dat er werkelijk denitrificatie plaatsvindt in de bodem. Door middel van real time PCR meten we verschillende genen: nirK en nirS die coderen voor de reductie van NO_2-, en NosZ dat codeert voor reductie van N_2O tot N_2. Verder wordt ook het totale aantal bacteriën gemeten met real time PCR, zodat relatieve abundanties kunnen worden bepaald (de hoeveelheid denitrificeerders als percentage van het totale aantal bacteriën). Omdat bij een gegeven hoeveelheid bacteriën de (specifieke) activiteit kan verschillen, wordt naast de hoeveelheden bacteriën en genen ook de potential denitrifying enzyme activity (DEA) gemeten (Chroňáková et al., 2009). Dit gebeurt door een korte incubatie in een anaerobe slurry na toevoeging van 1 mM glucose (koolstof- en energie bron) en 1 mm KNO_3 (bron van nitraat als terminale electron acceptor voor de ademhaling). Acetyleen wordt toegevoegd om de reductie van N_2O te blokkeren. Vervolgens wordt gedurende een aantal uren de ophoping van N_2O gemeten. Door de korte incubatietijd krijgen de bacteriën geen kans zich te vermenigvuldigen, waardoor de gemeten potentiële activiteit zo dicht mogelijk ligt bij de echte activiteit.

3. Een indicatieve begroting

Uitgaande van meting van de drie bovengenoemde genen en het totaal aantal bacteriën (vier bepalingen), waarbij elk monster standaard in drievoud wordt gemeten met real time PCR, bedragen de kosten per monster € 500. Meting van de enzymactiviteit (DEA) wordt geraamd op € 250 per monster. Omdat de moleculaire methoden nog nieuw en relatief kostbaar zijn, is het verstandig deze microbiologische analyses (gecombineerd met de isotopenanalyse) toe te passen op een beperkt aantal locaties waar duidelijke verschillen zijn aangetoond of worden verwacht.

Literatuur

Chroňáková, A., Radl, V., Čuhel, J., Šimek, M., Elhottová, D., Engel, M., Schloter, M. (2009) Overwintering management on upland pasture causes shifts in an abundance of denitrifying microbial communities, their activity and N2O-reducing ability. Soil Biology and Biochemistry, 41 (6), pp. 1132-1138.

Rieckmann, J., Vries F.T. de, Doorn R. van, Veen J.A. van and Bloem J.. (Submitted) Relative abundance of major bacterial groups in soils with different nutrient retention.

Tzeneva, V.A., Hannes, F., Viñas, M., Griffioen, J., Gerritse, J. (2008) Microbiële diversiteit in de geotop op zes boorlocaties in Zuid-Nederland. TNO-rapport 2008-U-R1285/A.

rivm

Bijlage 10 Bruikbaarheid van leeftijdsbepalingen voor het bepalen van de relatie tussen het bovenste grondwater en het grondwater op 5m – GLG

G.M.C.M. Janssen, d.d. 15 december 2009

1. Inleiding

Indien de leeftijd van het grondwater (hier gedefinieerd als de verblijftijd in de verzadigde zone) voldoende nauwkeurig bepaald kan worden, geeft deze belangrijke informatie over de herkomst van dit water. Als de grondwaterleeftijd veel hoger is dan de op basis van het neerslagoverschot verwachte leeftijd bij verticale infiltratie, is dat een aanwijzing dat dit grondwater een transportroute heeft afgelegd met een grote laterale component en dat het niet (zeker is dat het) afkomstig is van het perceel boven de meting. In dat geval mag de grondwaterkwaliteit op de bemonsterde diepte niet gekoppeld worden aan het landgebruik op het perceel. De vraag is of met voldoende nauwkeurigheid vastgesteld kan worden of het grondwater op 5m –GLG een leeftijd heeft die wijst op herkomst vanaf het bovenliggende perceel of dat een andere herkomst vermoed moet worden.

2. De ^{3}H/He-methode

De meest geschikt geachte dateringstechniek voor jong grondwater is het meten van de relatieve concentraties van tritium (^{3}H) en helium (^{3}He) (pers. comm. A. Visser). Tritium is een radioactieve isotoop van waterstof (H) dat vervalt naar helium met een halfwaardetijd van 12,4 jaar. Bij het ontbreken van andere bronnen van ^{3}He en onder de aanname van conservatief transport van beide gassen kan de ratio van de concentraties van ^{3}He en ^{3}H teruggerekend worden naar de tijd die verstreken is sinds infiltratie.
De som van de concentratie aan tritium en helium is in theorie gelijk aan de hoeveelheid tritium die aanwezig was ten tijde van infiltratie van het tritium. Deze som kan daarom nog gebruikt worden als controle op de afgeleide grondwaterleeftijd, doordat de inputfunctie (het verloop van de ^{3}H-concentratie in de atmosfeer) bekend is. Een ander voordeel van het beschouwen van de ^{3}H/^{3}He ratio in plaats van louter de ^{3}H-concentratie in grondwater, is dat de leeftijdsbepaling relatief ongevoelig is voor de onzekerheden in de inputfunctie (Solomon en Sudicky, 1991).
In de ^{3}H/He-methode worden standaard ook de edelgassen ^{4}He en Neon gemeten. De concentraties van deze gassen in het grondwater geven belangrijke informatie over in hoeverre processen als ontgassing[29] de concentraties van ^{3}He en ^{3}H, en dus de ^{3}He/^{3}H-ratio hebben beïnvloed. De genoemde processen beïnvloeden namelijk ook de concentraties van ^{4}He en Ne, terwijl deze gassen niet onderhevig zijn aan afbraak, retardatie of radioactief verval en ook niet geproduceerd worden. Daarnaast kunnen met de gemeten ^{4}He- en Ne-concentraties de non-tritiogene bronnen van He mathematisch worden gescheiden van de tritiogene bronnen (Visser et al., 2009a).

[29] Ontgassing (*degassing*) kan bijvoorbeeld optreden als gevolg van denitrificatie, als zoveel stikstofgas gevormd wordt dat de oplosbaarheid ervan wordt overschreden, waardoor er een aparte gasfase ontstaat. Afhankelijk van de oplosbaarheid van gassen in water leidt de aanwezigheid van een gasfase in het grondwater tot repartitie van de gassen tussen de gas- en waterfase, wat in de huidige context de concentraties van ^{3}H en He en in het grondwater, en dus de ^{3}H/ He-ratio beïnvloedt. Een andere oorzaak voor ontgassing is oververzadiging van lucht (*excess air*) als gevolg van inclusie van lucht(bellen) in de onverzadigde zone. Behalve door ontgassing kan oververzadiging de correlatie tussen de ^{3}H/ He-ratio en de grondwaterleeftijd ook verstoren door een aanvoer van atmosferisch (en dus non-triotiogeen) helium.

De nauwkeurigheid van $^{3}H/^{3}He$-dateringen is voor ondiep grondwater vrij groot. In advectie-gedomineerde systemen kan als vuistregel voor de onzekerheid van de leeftijdsbepaling meestal ongeveer twee jaar worden aangehouden. Solomon en Sudicky (1991) hebben met numerieke simulaties laten zien dat als dispersie zwak is en de grondwater/infiltratiesnelheid voldoende hoog, de van de $^{3}H/^{3}He$-ratio afgeleide leeftijd de werkelijke grondwaterleeftijd goed benadert. Zij zeggen bovendien dat in de meeste zandige freatische aquifers de grondwatersnelheden voldoende hoog zijn en het dispersieproces voldoende zwak, zodat het verschil tussen de $^{3}H/He$-leeftijden en de werkelijke grondwaterleeftijden kleiner dan 10% kan zijn, mits de ^{3}H-inputfunctie constant is. Aan de laatste voorwaarde wordt inmiddels redelijk voldaan, omdat het tritiumgehalte van de atmosfeer na een dalende trend sinds het einde van de atoomproeven in de jaren ’60 al enige tijd redelijk constant is.

Voor de $^{3}H/^{3}He$-methode gelden verder de volgende specificaties:

- bemonstering voor de tritium-helium methode is specialistisch werk en wezenlijk anders dan reguliere grondwaterbemonstering (Visser et al., 2009a). Vooral de hoge mobiliteit van de lichte edelgassen maakt goede bemonstering een kunst (USGS, 2008; memo Dr. Jürgen Sültenfuß, Institut für Umweltphysik, Ozeanographie, Universität Bremen; memo Prof. W. Aeschbach-Hertig, Institute of Environmental Physics, University of Heidelberg). In de conventionele bemonsteringsmethode wordt grondwater onder bovendruk in dunne koperen buisjes gebracht die voor bemonstering naar gespecialiseerde labs worden verstuurd.
    - alle pompmethoden waarbij onderdruk gecreëerd wordt, worden vanwege de hoge mobiliteit van de edelgassen sterk afgeraden (USGS, 2009). In de meeste wetenschappelijke studies waarin edelgassen gemeten worden, wordt gebruikgemaakt van een dompelpomp (Massmann et al., 2009, 2008; Osenbrück et al., 2009, 2006; Stute et al., 1997; Visser et al., 2007; Zhang et al., 2009). Deze pompmethode kan beschouwd worden als de ‘meest beproefde’ en is in die zin de veiligste oplossing.
    - Solomon et al. (1992, 1993) gebruikten een kogelkleppomp. Deze pompmethode gaat goed zolang er niet veel extra gas is opgelost, omdat het terugslagmoment dan net voldoende kan zijn om gasbelletjes te laten ontstaan. Als denitrificatie plaatsvindt, kan deze voorwaarde geweld worden aangedaan. De kogelkleppomp is daarom af te raden.
    - Heilweil et al. (2009), Hendry et al. (2005), Sheldon et al. (2003) en Van der Hoven et al. (2005) gebruiken zogenaamde *diffusion samplers*. Dit zijn gasgevulde apparaatjes die een evenwicht aangaan met de in het grondwater opgeloste gassen. Gevonden gehanteerde tijdsduren voor evenwichtsinstelling variëren van minimaal 24 uur (Van der Hoven, 2005) tot 10 dagen (Hendry, 2005). Het voordeel van deze methode is dat deze passieve samplers ingebracht kunnen worden in 1-duims buizen. De methode is echter relatief nieuw en er is dus (veel) minder ervaring mee opgedaan dan met de conventionele *copper tubing* methode. Hendry (2005) laat wel zien dat de resultaten verkregen met de *passive sampling* methode goed vergelijkbaar zijn met de resultaten zoals verkregen met de conventionele methode.
- de analysekosten bedragen ongeveer €400-500 per monster. Dit is inclusief de analyse van ^{4}He en Neon.
- de monsternamekosten bedragen ongeveer EUR 200 per monster. Dit is exclusief het plaatsen van de filters.
- de filterbuizen moeten een omtrek hebben van minimaal 2-duims voor het inbrengen van een dompelpomp.
- na het installeren van de filters moet één jaar worden gewacht met het nemen van een monster, om de effecten van de verstoring die tijdens installatie is opgetreden te minimaliseren.

Kazemi et al. (2006) noemen vijf nadelen van de $^3H/^3He$-methode:
1. de bemonstering en analyse zijn relatief duur (zie ook hierboven);
2. de benodigde labfaciliteiten zouden niet algemeen aanwezig zijn;
3. het is moeilijk om tritiogeen helium te onderscheiden van helium van andere origine;
4. de methode is 'buitengewoon gevoelig' voor oververzadiging en ontgassing vanwege de relatief geringe oplosbaarheid van ^3H en He in water;
5. de verkregen leeftijden zijn exclusief de onverzadigde zone.

Nadelen 2, 3, 4 en 5 worden niet als problematisch gezien voor de toepassing van de methode ter voorbereiding van het NDM. De benodigde labfaciliteiten zijn in Nederland wel aanwezig, een grote bijdrage van helium van andere origine dan tritium wordt in het ondiepe grondwater niet verwacht (en er kan bovendien voor gecorrigeerd worden aan de hand van de ^4He- en Ne-metingen) en de verblijftijd in de onverzadigde zone is niet relevant. Ten slotte kan ook voor de effecten van oververzadiging en ontgassing op de $^3H/He$-ratio eenvoudig gecorrigeerd worden op basis van de ^4He- en Ne-metingen.

3. Alternatieven

In Nederland zijn ook wel chloorfluorkoolwaterstoffen (CFK's) en zwavelhexafluoride (SF_6) gebruikt voor leeftijdsbepaling van jong grondwater. Nadeel van beide is dat er maar één stof gemeten wordt waardoor er geen controle mogelijk is wat betreft terugkoppeling met de inputfunctie en ook geen correctie voor processen als ontgassing. Voor CFK's geldt verder dat deze vrij vluchtig zijn waardoor monstername bemoeilijkt wordt. Bovendien zijn de achtergrondconcentraties van CFK's in sterk geïndustrialiseerde gebieden zoals Nederland vaak hoog en variabel (Darling en Gooddy, 2007; Visser et al., 2009a), adsorberen ze aan plastics, zodat koperen leidingen gebruikt moeten worden voor monstername, en kunnen ze onderhevig zijn aan afbraak in anoxische aquifers (Visser et al., 2009b). Datering met SF_6 is in principe goedkoper dan datering met $^3H/He$, maar is vanwege de lage oplosbaarheid van SF_6 in water zeer sterk gevoelig voor ontgassing. In principe zou hiervoor gecorrigeerd kunnen worden door ook edelgassen te meten, maar dit neemt het financiële voordeel van de methode ten opzichte van $^3H/^3He$ weg en bovendien laten Visser et al. (2009) met berekeningen zien dat SF_6-concentraties zo sterk beïnvloed worden door ontgassing, dat de leeftijdsbepaling grotendeels bepaald wordt door de correctie, wat de leeftijdsbepaling onbetrouwbaar maakt.

4. Conclusie en aanbeveling

Het is mogelijk om met voldoende nauwkeurigheid de leeftijd van het grondwater op 5m –GLG te bepalen om zo een schatting te krijgen van de waarschijnlijkheid dat het grondwater op die diepte afkomstig is van het perceel of van daarbuiten. De meest geschikte methode hiervoor is de $^3H/He$-methode.

Het verdient aanbeveling de resultaten van een leeftijdsbepaling altijd in combinatie te beschouwen met de geohydrologische situatie (grondwaterstromingsrichting en -snelheid, profielopbouw et cetera). Grote afwijkingen ten opzichte van de op basis van neerslagoverschot verwachte leeftijden moeten begrepen kunnen worden door of in elk geval in overeenstemming zijn met deze additionele informatiebronnen, om de resultaten volledig te kunnen vertrouwen.

Literatuur

Darling, W.G. and Gooddy, D.C. (2007) Assessing the applicability of global CFC and SF_6 input functions to groundwater dating in the UK. Science of the Total Environment. DOI:10.1016/j.scitotenv.2007.06.015.

Heilweil, V.M., Solomon, D.K., Gingerich, S.B. and Verstraeten, I.M. (2009) Oxygen, hydrogen, and helium isotopes for investigating groundwater systems of the Cape Verde Islands, West Africa. Hydrogeology Journal 17. doi: 10.1007/s10040-009-0434-2.

Hendry, M.J, Kotzer, T.G. and Solomon, D.K. (2005) Sources of radiogenic helium in a clay till aquitard and its use to evaluate the timing of geologic events. Geochimica en Cosmochimica Acta 69(2). doi:10.1016/j.gca.2004.07.001.

Kazemi, G.A., Lehr, J.H. en Perrochet, J. (2006) Groundwater Age. Wiley-Interscience, Hoboken, New Jersey.

Massmann, G. and Sultenfuß J. (2008) Identification of processes affecting excess air formation during natural bank filtration and managed aquifer recharge. Journal of Hydrology 359, doi:10.1016/j.jhydrol.2008.07.004.

Massmann, G., Sultenfuß, J. and Pekdeger A. (2009) Analysis of long-term dispersion in a river-recharged aquifer using tritium/helium data, Water Resources Research 45, W02431, doi:10.1029/2007WR006746.

Osenbruck, K., Fiedler, S., Knoller, K., Weise, S. M., Sultenfuß, J., Oster, H. and Strauch G. (2006) Timescales and development of groundwater pollution by nitrate in drinking water wells of the Jahna-Aue, Saxonia, Germany, Water Resources Research 42, W12416, doi:10.1029/2006WR004977.

Osenbruck, K., Stadler, S., Sultenfuß, J., Suckow, A.O. and Weise S.M. (2009) Impact of recharge variations on water quality as indicated by excess air in groundwater of the Kalahari, Botswana. Geochimica et Cosmochimica Acta 73. doi: 10.1016/j.gca.2008.11.006.

Sheldon, A. L., Solomon, D.K., Poreda, R.J. and Hunt, A. (2003) Radiogenic helium in shallow groundwater within a clay till, southwestern Ontario, Water Resour. Res., 39(12), 1331, doi:10.1029/2002WR001797.

Solomon, D.K. en Sudicky, E.A. (1991) Tritium and Helium 3 Isotope Ratios for Direct Estimation of Spatial Variations in Groundwater Recharge. *Water Resources Research* 27(9), pp. 2309-2319.

Solomon, D.K., Poreda, R.J., Schiff, S.L. and Cherry, J.A. (1992) Tritium and Helium 3 as groundwater age tracers in the Borden Aquifer. Water Resources Research 28(3), pp. 741-755.

Solomon, D.K, Schiff., S.L., Poreda, R.J. and Clarke, W.B. (1993) A validation of the $^3H/^3He$ method for determinaing groundwater recharge. Water Resources Research 29(9), pp. 2951-2962.

Van der Hoven, S.J., Wright R.E. and Carstens, D.A. (2005) Radiogenic 4He as a conservative tracer in buried-valley aquifers. Water Resources Research 41, W11414, doi:10.1029/2004WR003857.

Stute, M., Deak, J., Revesz, K., Bohlke, J.K., Deseo, E., Weppernig, R. and Schlosser, P. (1997) Tritium/^{3}He dating of River infiltration: an example from the Danube in the Szigetkoz erea, Hungary. Ground Water 35(5), pp. 905-911.

USGS. 2008. http://water.usgs.gov/lab/3h3he/sampling.

USGS.2009. http://water.usgs.gov/lab/3h3he/faq.

Visser, A., Broers, H. P. and Bierkens, M.F.P. (2007) Dating degassed groundwater with 3H/3He, Water Resources Research 43, W10434, doi:10.1029/2006WR005847.

Visser, A., Schaap, J.D., Broers, H.P. and Bierkens M.F.P. (2009a) Degassing of $^3H/^3He$, CFCs and SF_6 by denitrification: Measurements and two-phase transport simulations. *Journal of Contaminant Hydrology*. DOI:10.1016/j.jconhyd.2008.10.013.

Visser, A., H.-P. Broers, A.W. Vonk en B. Veldstra. 2009b. Verbetering grondwaterkwaliteit aangetoond door leeftijdsbepalingen. H2O 23, pp. 29-32.

Zhang, Y.-C.,C.P. Slomp, H.-P. Broers, H.F. Passier en P. van Cappellen. 2009. Denitrification coupled to pyrite oxidation and changes in groundwater quality in a shallow sandy aquifer. Geochimica et Cosmochimica Acta 73. doi:10.1016/j.gca.2009.08.026.

rivm

Bijlage 11 Denitrificatie bepaling op basis van isotopen analyse

J.W. van Groenigen, d.d. 30 september 2009

1. Probleemanalyse

Binnen het meetdiepteonderzoek worden metingen in het grondwater verricht om mogelijke denitrificatie aan te tonen op grotere diepte. Dit gebeurt vooral door het meten van nitraatconcentraties, chemische en fysische karakterisering van de profielen en het vaststellen van potentiële denitrificatie. Een afname van nitraatconcentraties op grotere diepte hoeft echter niet automatisch te duiden op denitrificatie. Omgekeerd hoeft een gelijkblijvende concentratie niet automatisch te wijzen op het ontbreken van denitrificatie. Twee voorbeelden:

1. intensivering van (kunst)mestgebruik in het verleden kan verantwoordelijk zijn voor een front van nitraat in de bodem. Zo'n front zou onterecht geïdentificeerd kunnen worden als een zone met sterke denitrificatie, omdat de concentratie daar sterk afneemt;
2. daarnaast kan door grondwaterstromingen menging met water met een andere nitraatconcentratie optreden, waardoor zowel de nitraatconcentratie kan stijgen of dalen zonder dat er denitrificatie optreedt.

2. Isotopenanalyse

Het voordeel van isotopenanalyse, in het bijzonder $^{\delta 15}$N en $^{\delta 18}$O-analyse van nitraat, is dat het fysische processen kan scheiden van biochemische processen. Wageningen Universiteit heeft veel ervaring met het gebruik van isotopentracing van de stikstofcyclus, en loopt momenteel voorop in de analyse van ^{18}O in deze cyclus (bijvoorbeeld Kool et al., 2007).

In dit geval betekent dit dat denitrificatie gescheiden kan worden van de menging en frontprocessen die hierboven zijn genoemd. Terwijl verdunning van nitraat niet zal leiden tot een verandering van het isotopensignaal, zal denitrificatie leiden tot een sterke verhoging van zowel het $^{\delta 15}$N als het $^{\delta 18}$O-signaal in nitraat. De simultane verrijking van ^{15}N en ^{18}O (in een ratio van ongeveer 1,8) sluit andere verliesroutes van N uit (Otero et al., 2009). Bovendien moet er bij denitrificatie een negatieve logaritmische relatie tussen nitraat concentratie enerzijds en $^{\delta 15}$N en $^{\delta 18}$O anderzijds worden waargenomen. Als deze twee trends gemeten worden in samenhang met een afnemende nitraatconcentratie, kan worden geconcludeerd dat er inderdaad actieve denitrificatie optreedt in het profiel.

Er zijn geen ISO/NEN-voorschriften voor deze methode, maar deze methode is in de wetenschappelijke literatuur zeer breed verspreid om aan te tonen dat denitrificatie optreedt. Een afname van nitraatconcentratie in het bodemvocht zal veel sneller als denitrificatie worden herkend (in plaats van bijvoorbeeld verdunning) als dit samengaat met een stijging in het ^{15}N en ^{18}O-signaal.

Als denitrificatie optreedt, zal het isotopensignaal altijd veranderen. De omstandigheden in het veld zijn ook van invloed. Met name als er sprake is van laterale aanvoer van grotere hoeveelheden nitraat met een heel ander isotopensignaal in het grondwater, of als het isotopensignaal van de toegediende mest sterk is veranderd in afgelopen jaren, zou dit een probleem kunnen zijn. Maar dit is niet waarschijnlijk, vooral niet als er geen grote veranderingen in management zijn opgetreden in de

afgelopen jaren, en als de locatie zich niet in een hydrogeologisch overgangsgebied bevindt. Deze laatste voorwaarden zullen de keuze voor geschikte locaties ook gemakkelijker maken.

3. Een indicatieve begroting

Om een goed beeld te krijgen van de trends in nitraatisotopensamenstelling is één meting per jaar per locatie voldoende. Die meting moet dan op verschillende dieptes in het bodemprofiel plaatsvinden. Bovendien is het, vanwege de relatieve complexiteit van de methode, belangrijk om alle analyses in duplo uit te voeren. Uitgaande van vijf dieptes, zijn er tien analyses per locatie per jaar nodig.

De bepaling kunnen zowel in grondwatermonsters als in bodemvochtmonsters worden uitgevoerd (eventueel in combinatie met de monsters voor potentiële denitrificatie). Grondwatermonsters hebben echter de voorkeur. De bepaling van het $^{\delta 15}$N en $^{\delta 18}$O-signaal van nitraat kan aan de University of California in Davis plaatsvinden via de zogenaamde 'denitrifier method' (Casciotti et al., 2002; Rock and Ellertt, 2007). De kosten hiervoor zijn $25 voor elke analyse, dus $50 (ongeveer € 40) voor beide analyses aan één monster. De verzendkosten zijn laag omdat de monsters klein zijn.

Voor elk monster dat voor isotopenanalyse wordt aangeboden, moet de nitraatconcentratie bekend zijn. Dit kan worden gecombineerd met de reguliere nitraatanalyses binnen het project. Zo niet, dan kan de nitraat concentratie geanalyseerd worden op het bodemchemisch lab van WUR ad € 14 per monster. De totale kosten per jaar voor een locatie zijn dus EUR 400 per jaar exclusief nitraatanalyses, en € 540 inclusief nitraatanalyses. Bovendien moet rekening worden gehouden met monstername en monstervoorbereidingskosten. Dit zal ongeveer één mandag per locatie per jaar extra betekenen.

De technieken voor monstername zijn heel simpel. Er hoeven maar enkele tientallen milliliters bemonsterd worden, en dit kan gewoon met onderdruk. De monsters moeten koel bewaard worden in aanwezigheid van een anorganisch biocided (bij voorkeur kwikchloride) tot analyse.

Voorgesteld wordt om deze methode toe te passen op locaties in infiltratiegebieden. Op deze locaties zouden jaarlijks de isotopensamenstelling van het stikstof en zuurstof in het grondwater moeten worden bepaald, zodat de verandering in de tijd inzichtelijk worden (veranderingen in de tijd kunnen ook een indicatie zijn voor denitrificatie).

Literatuur

Casciotti, K.L., Sigman, D.M., Galanter Hastings, M., Bohlke, J.K., Hilkert, A. (2002) Measurement of the oxygen isotopic composition of nitrate in seawater and freshwater using the denitrifier method. Analytical Chemistry 74, 4905-4912.

Kool, D.M., Wrage, N., Oenema, O., Dolfing, J., Van Groenigen, J.W. (2007) Oxygen exchange between (de)nitrification intermediates and H2O and its implications for source determination of N2O and NO3-: a review. Rapid Communications in Mass Spectrometry 21, 3569-3578.

Mayer, B., Boyer, E.W., Goodale, C.L., Jaworski, N.A., Van Breemen, N., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P., Billen, G., Lajtha, K., Nadelhoffer, K.J., Van Dam, D., Hetling, L.J., Nosal, M., Paustian, K. (2002) Sources of nitrate in rivers draining sixteen watersheds in the northeastern U.S.: Isotopic constraints. Biogeochemistry 57/58, 171-197.

Otero, N. Torento, C., Soler, A., Mencio, A., Mas-Pla, J. (2009) Monitoring groundwater nitrate attentuation in a regional system coupling hydrogeology with multi-isotopic methods: The case of Plana de Vic (Osona, Spain). Agriculture, Ecosystems and Environment 133, 103-113.

Rock, L., Ellert, B.H. (2007) Nitrogen-15 and oxygen-18 natural abundance of potassium chloride extractable soil nitrate using the denitrifier method. Soil Science Society of America Journal 71, 355-361.

rivm

Bijlage 12 Relaties tussen grondwater-, drainwater- en slootwaterconcentraties in nitraat en totaal-stikstof

Bruikbaarheid van het Zand-Winterprogramma voor het aantonen van de relatie tussen de kwaliteit van het bovenste grondwater en de oppervlaktewaterkwaliteit

G.M.C.M. Janssen en E. Buis, versie 15 december 2009

1. Inleiding

Als toegestane mestgiften worden afgestemd op het voldoen aan de nitraatrichtlijn op vijf meter beneden GLG, betekent dit dat overschrijdingen van die norm worden toegestaan in het grondwater boven vijf meter -GLG. De vraag rijst dan in hoeverre dit leidt tot sterkere eutrofiëring van het oppervlaktewater: het afwentelingsvraagstuk. Om hier iets over te kunnen zeggen moet er inzicht zijn over de mate waarin de kwaliteit van het bovenste grondwater doorwerkt in de kwaliteit van het oppervlaktewater, met andere woorden: of er een relatie bestaat tussen die twee, hoe sterk die relatie is, en in welke mate de relatie bepalend is voor de totstandkoming van de oppervlaktewaterkwaliteit.

Daarbij is het verhelderend in het achterhoofd te houden welke omstandigheden ertoe zouden kunnen leiden dat een verslechtering van de kwaliteit van het bovenste grondwater niet of slechts in geringe mate leidt tot een verslechtering van de oppervlaktewaterkwaliteit. Deze omstandigheden zijn:

1) het bovenste grondwater wordt in het oppervlaktewater voldoende verdund door aanvoer van scho(o)n(er) grondwater vanuit diepere lagen, zodat de concentraties in het oppervlaktewater onder de norm blijven;
2) de aanvoer van nitraat vanuit het maaiveld/bovenste grondwater is klein ten opzichte van de aanvoer vanuit andere bronnen. Als puntbronnen buiten beschouwing gelaten worden betreft het hier een grote bijdrage aan de N-vracht naar het oppervlaktewater vanuit diepere grondwaterlagen, ofwel vanwege een hoge flux (sterke kweldruk), ofwel vanwege hoge N-gehaltes in dit diepere grondwater, ofwel beide. Ongeacht de bijdrage vanuit het ondiepe grondwater wordt de norm in het oppervlaktewater overschreden.

In eerder onderzoek (Groenendijk et al., 2008) is reeds modelmatig getracht een beeld te krijgen van het afwentelingsvraagstuk. In de presentatie van de modelresultaten in bovengenoemd rapport wordt een onderverdeling gemaakt van het bodemsysteem in drie lagen: de laag boven de GLG, de laag tussen GLG en vijf meter beneden GLG, en de laag onder vijf meter beneden GLG. Tabel B12.1 en B12.2 geven de relatieve bijdragen vanuit deze lagen weer voor respectievelijk de waterafvoer en de vracht aan N-totaal. De gegeven percentages zijn berekend uit de modelresultaten voor de periode 2001-2010.

In termen van afwenteling is uit deze tabellen een aantal interessante observaties te doen:

- de bijdragen uit dieptes > 5 meter beneden GLG aan zowel de totale waterafvoer via het oppervlaktewater als de N-totaalvracht naar het oppervlaktewater zijn ondergeschikt aan de bijdragen vanuit de twee bovenliggende lagen;
- de bijdragen vanuit de twee bovenliggende lagen zijn vergelijkbaar, zowel wat betreft de afvoer via het oppervlaktewater als de N-totaalvracht naar het oppervlaktewater, en elk afzonderlijk steeds een factor 2-7 groter dan de bijdrage vanuit de diepere lagen.

Tabel B12.1 Relatieve bijdragen aan de afvoer (waterkwantiteit) via het oppervlaktewater per onderscheiden laag. Samengesteld uit gegevens in Groenendijk et al. (2008).

Laag **Diepte →** **Zandregio ↓**	A < GLG	B GLG < Diepte < 5m -GLG	A+B < 5m - GLG	C > 5m -GLG
Droog	45%	37%	82%	18%
Gematigd	38%	49%	86%	14%
Nat	30%	56%	86%	14%

Tabel B12.2 Relatieve bijdragen aan de N-totaalvracht naar het oppervlaktewater per onderscheiden laag. Samengesteld uit gegevens in Groenendijk et al. (2008).

Laag **Diepte →** **Zandregio ↓**	A < GLG	B GLG < Diepte < 5m -GLG	A+B < 5m - GLG	C > 5m -GLG
Droog	43%	44%	87%	13%
Gematigd	44%	50%	94%	6%
Nat	50%	43%	93%	7%

Hiermee is modelmatig vastgesteld dat beide hierboven genoemde omstandigheden waarbij afwenteling gering zou kunnen zijn zich (gemiddeld genomen) niet voordoen. In bovenstaand onderzoek werd dan ook geconcludeerd dat het toestaan van hogere nitraatconcentraties in het bovenste grondwater onherroepelijk zal leiden tot verhoogde N-afvoer naar het oppervlaktewater, daar dit oppervlaktewater met name onder invloed staat van het bovenste grondwater en in veel mindere mate van het grondwater afkomstig uit lagen dieper dan vijf meter beneden GLG.

Het doel van deze notitie is te bekijken of de conclusies over het afwentelingsvraagstuk die getrokken kunnen worden uit de modelresultaten gestaafd kunnen worden vanuit de meetpraktijk. Hiertoe wordt in sectie 2 eerst bekeken in hoeverre de al gedane meetinspanningen in het kader van het Zand-Winterprogramma van het LMM al informatie verschaffen over de relatie tussen de kwaliteit van het bovenste grondwater en de oppervlaktewaterkwaliteit.

2. Het Zand-Winterprogramma van het LMM

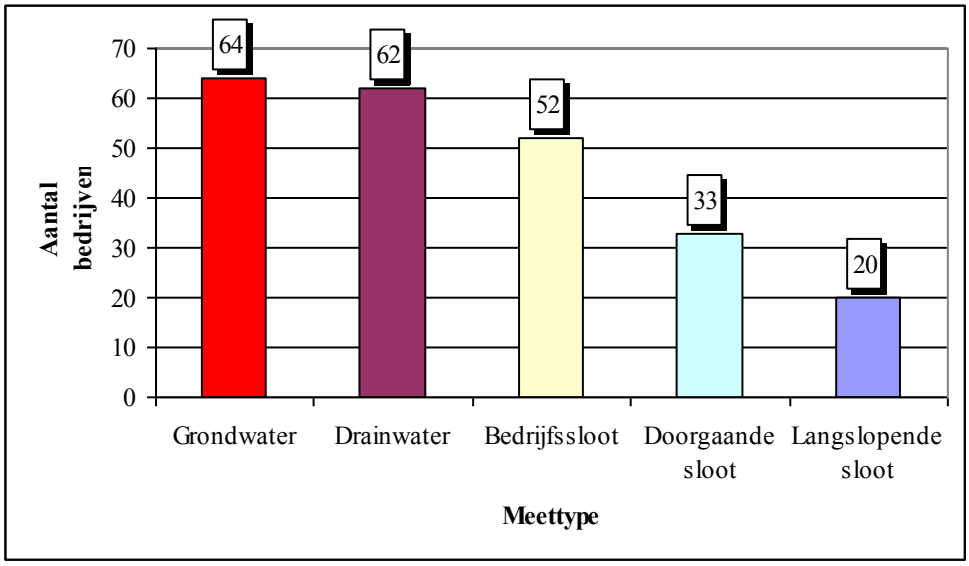
Sinds 2004 worden in de natte zandgebieden in de winter de grondwaterkwaliteit, de drainwaterkwaliteit en de oppervlaktewaterkwaliteit gemonitord. De aldus verkregen dataset kan, ondanks het feit dat het meetprogramma niet voor dit doel is ingericht, potentieel iets zeggen over de relatie die er bestaat tussen grond- en drainwaterkwaliteit enerzijds en oppervlaktewaterkwaliteit anderzijds.

In deze sectie zullen voornamelijk de *correlaties* besproken worden tussen grondwaterkwaliteit en drainwaterkwaliteit enerzijds, en oppervlaktewaterkwaliteit anderzijds. In het Zand-Winterprogramma worden drie typen oppervlaktewater bemonsterd:

- bedrijfssloten: dit zijn sloten die hun oorsprong op het bedrijf zelf hebben en die dus geen bovenstroomse aanvoer van bedrijfsvreemd water hebben;
- doorgaande sloten: dit zijn sloten die hun oorsprong bovenstrooms van het bedrijf hebben en het bedrijf zodanig passeren dat er zich percelen van het bedrijf aan weerszijden van de sloot bevinden;

- langslopende sloten: dit zijn sloten die hun oorsprong bovenstrooms van het bedrijf hebben en die slechts aan 1 zijde aan percelen van het bedrijf begrenzen.

Figuur B12.1 geeft een overzicht van het aantal bedrijven per meettype. Hieruit blijkt dat van vrijwel alle bedrijven uit het Zand-Winterprogramma (in totaal zijn dat er 65) zowel grond- als drainwateranalyses beschikbaar zijn. Verder blijkt dat de bedrijfssloot het meest voorkomende oppervlaktewatermeettype is in dit programma, gevolgd door doorgaande sloten. Langslopende sloten zijn slechts op 20 bedrijven bemonsterd.



Figuur B12.1 Aantal bedrijven per meettype.

In deze notitie wordt alleen gekeken naar N_{totaal} als waterkwaliteitsparameter. Daar waar in deze notitie over waterkwaliteit wordt gesproken, wordt daarom specifiek de N_{totaal}-concentratie bedoeld. Alle hier vermelde exercities zijn echter ook uitgevoerd voor NO_3.

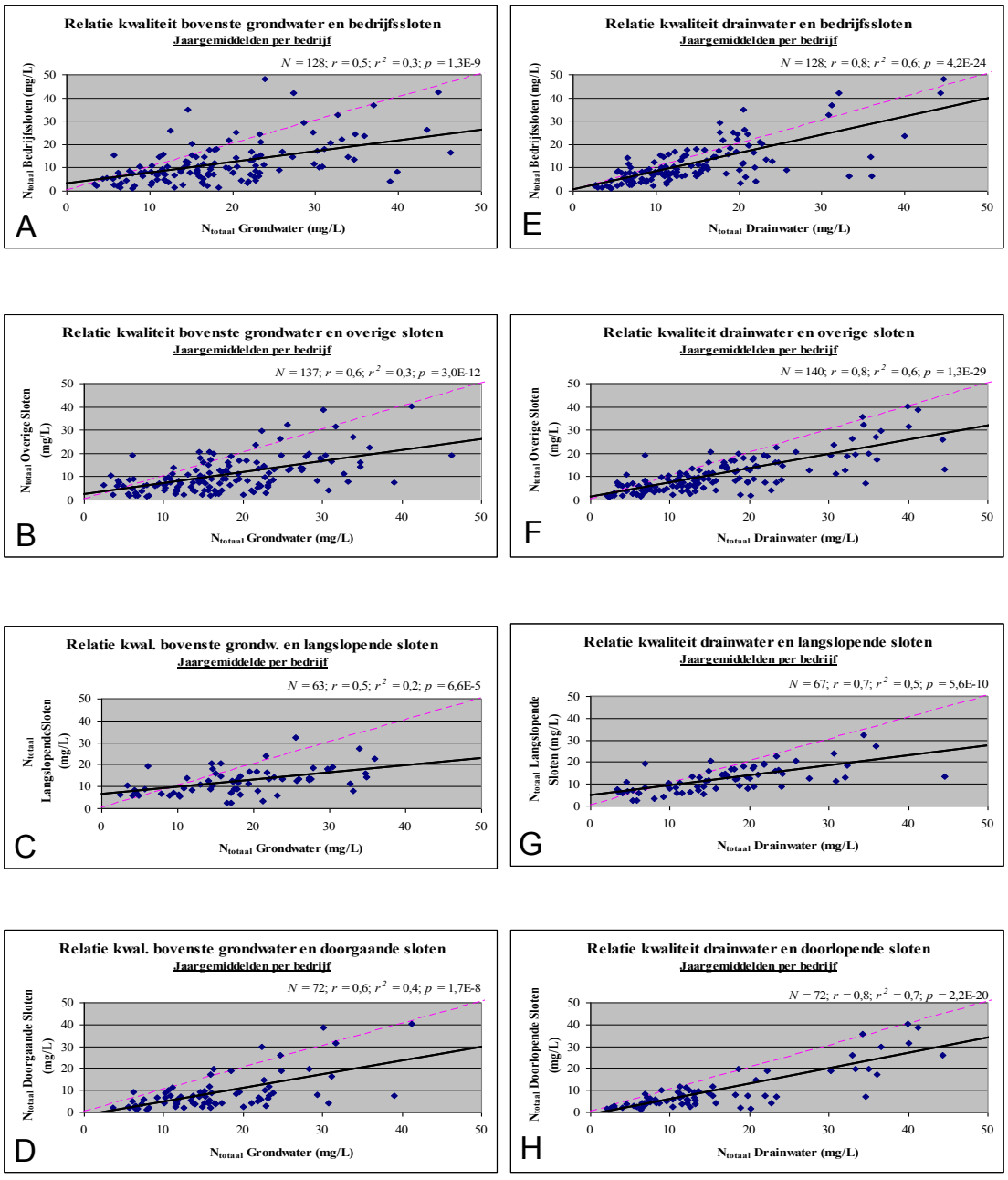
3. Methode

De data uit het Zand-Winterprogramma zijn via drie verschillende analysebenaderingen geëvalueerd:

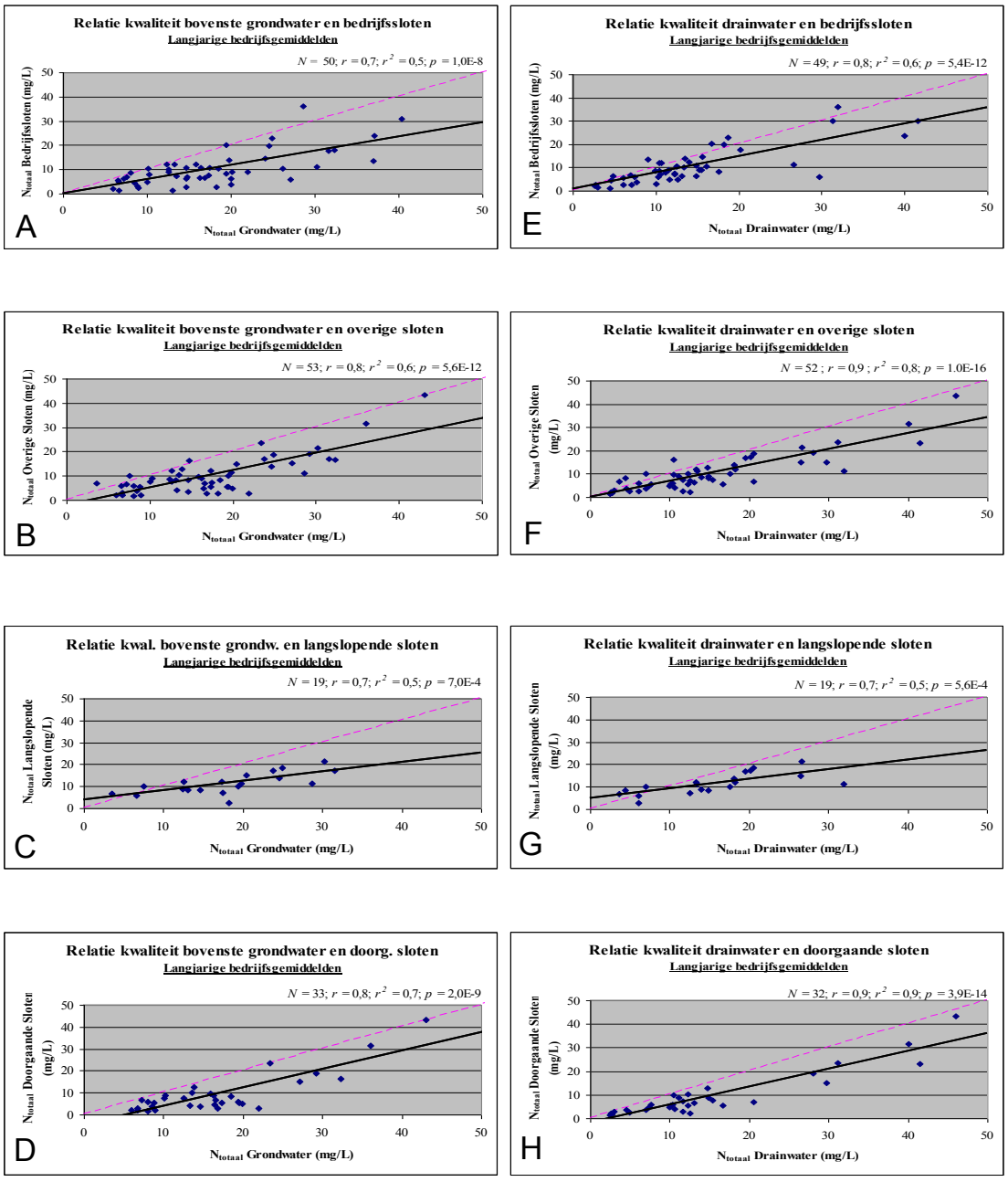
1. door middel van het berekenen van jaargemiddelden per bedrijf. Hiertoe zijn per bedrijf alle metingen van hetzelfde meettype samengenomen en per jaar gemiddeld, en vervolgens zijn deze jaargemiddelden uitgezet tegen de jaargemiddelden van een ander meettype;
2. door middel van het berekenen van langjarige bedrijfsgemiddelden. Hiertoe zijn per bedrijf alle metingen van hetzelfde type samengenomen en gemiddeld over de gehele looptijd van het Zand-Winterprogramma (2004-2009), en vervolgens zijn deze langjarige bedrijfsgemiddelden uitgezet tegen de langjarige bedrijfsgemiddelden van een ander meettype;
3. door middel van het koppelen van mengmonsters op dagniveau. Hiertoe zijn de individuele 'meetrondegemiddelden' (de analyseresultaten van de mengmonsters) van verschillende meettypen die op dezelfde dag bemonsterd zijn, tegen elkaar uitgezet. Deze derde analysebenadering kon alleen worden uitgevoerd voor drainwater en slootwater, omdat het grondwater te zelden op dezelfde dagen werd bemonsterd als de drains en de sloten.

4. Resultaten en discussie

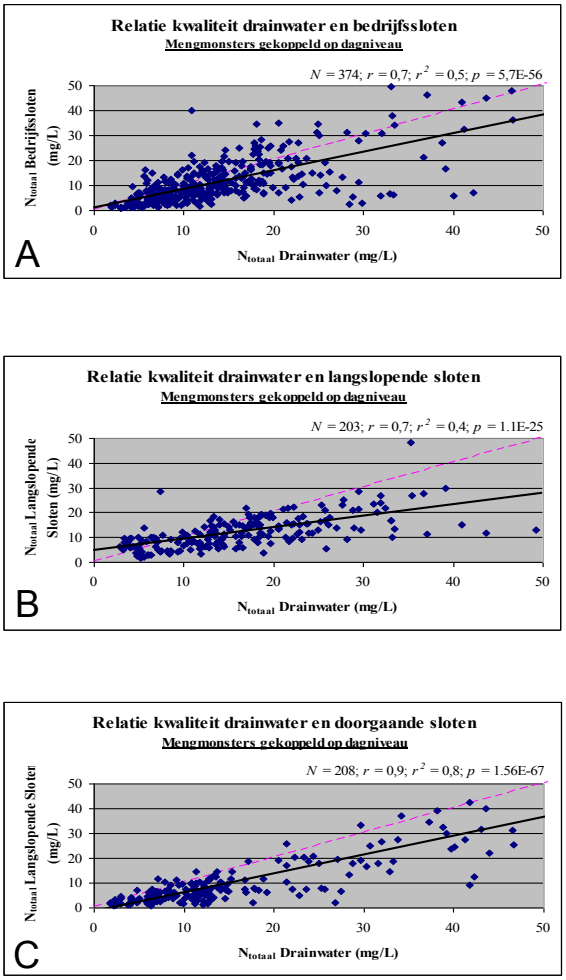
De figuren B12.2 tot en met B12.4 geven de gevonden correlaties weer tussen de grond/drainwaterkwaliteit en de oppervlaktewaterkwaliteit. Figuur B12.5 geeft ten slotte de correlaties weer tussen grondwaterkwaliteit en drainwaterkwaliteit, zowel op basis van jaargemiddelden per bedrijf (Fig. B12.5A) als op basis van langjarige bedrijfsgemiddelden.



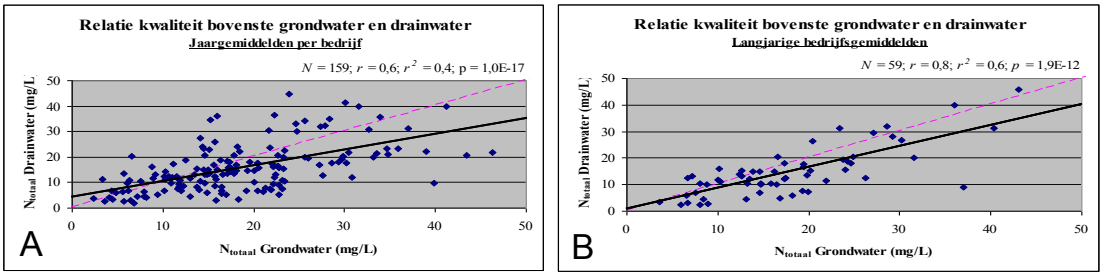
Figuur B12.2 Relaties tussen grond/drainwaterkwaliteit en oppervlaktewaterkwaliteit op basis van jaargemiddelden per bedrijf. N = aantal datapunten, r = correlatiecoëfficient, p = P-value (= de kans op dezelfde of een sterkere relatie als de twee variabelen in werkelijkheid ongecorreleerd zouden zijn).



Figuur B12.3 Relaties tussen grond/drainwaterkwaliteit en oppervlaktewaterkwaliteit op basis van langjarige bedrijfsgemiddelden.



Figuur B12.4 Relaties tussen drainwaterkwaliteit en oppervlaktewaterkwaliteit op basis van op dagbasis gekoppelde mengmonsters.



Figuur B12.5 Correlaties tussen de kwaliteit van het bovenste grondwater en drainwater. A: op basis van jaargemiddelden per bedrijf. B: Op basis van langjarige bedrijfsgemiddelden.

Hieronder worden de resultaten besproken. Daarbij dient hier vermeld te worden dat ervoor moet worden gewaakt de resultaten niet te ver door te analyseren. De onderliggende dataset is vooralsnog vrij beperkt en aanvulling van de in de vorige sectie gepresenteerde plots met een beperkt aantal punten

kan, afhankelijk van de ligging van die punten, een grote invloed hebben op de berekende regressielijnen en correlatiecoëfficiënten. Voorzichtigheid is dus geboden bij het trekken van conclusies op basis van de dataset.

Desalniettemin lijken zich in de resultaten wel een aantal 'wetmatigheden' afgetekend te hebben, vooral door consistentie van de resultaten in de verschillende (onder Methode genoemde) analysebenaderingen. Zo doet een aantal observaties in de resultaten zich voor bij zowel de langjarige bedrijfsgemiddelden, als de jaargemiddelden per bedrijf als de op dagbasis gekoppelde mengmonsters.

Zo bekeken vallen de volgende zaken op uit de hierboven gepresenteerde resultaten:

1. De berekende correlatiecoëfficiënten (r) zijn *alle* dusdanig, dat van een gematigde tot sterke correlatie gesproken kan worden. Een richtlijn voor de classificatie van correlaties op basis van r is gegeven in Tabel B12.3:

Tabel B12.3 Classificatie van correlaties op basis van de correlatiecoëfficiënt.

$0 < \|r\| < .3$	*Zwakke correlatie*
$.3 < \|r\| < .7$	*Gematige correlatie*
$\|r\| > 0.7$	*Sterke correlatie*

Het gaat zoals gezegd in Tabel B12.1 slechts om een richtlijn, want er bestaan geen harde regels voor deze classificatie.

2. Op basis van Tabel B12.3 geldt dat voor *alle* correlaties die berekend zijn op basis van de langjarige bedrijfsgemiddelden en op basis van de op dagniveau gekoppelde mengmonsters geldt dat deze correlaties *sterk* zijn.

3. Voor alle sloottypen geldt dat zowel voor de jaargemiddelden per bedrijf als voor de langjarige bedrijfsgemiddelden de correlatie tussen drainwater en slootwater sterker is dan tussen grondwater en slootwater. Dit heeft waarschijnlijk te maken met het feit dat de drainwaterkwaliteit representatiever is voor de grondwaterkwaliteit dan de puntmetingen van de grondwaterkwaliteit.

4. De jaargemiddelden per bedrijf laten de zwakkere correlaties zien ten opzichte van de langjarige bedrijfsgemiddelden en de op dagniveau gekoppelde mengmonsters. Een mogelijke verklaring hiervoor kan worden gezocht in de weerseffecten op de waterkwaliteit. In geval van de op dagbasis gekoppelde mengmonsters vindt drain- en slootwaterbemonstering onder identieke weersomstandigheden plaats. Bij de jaargemiddelden per bedrijf vindt middeling plaats van monsters die onder verschillende weerscondities zijn genomen, maar is het aantal monsters waarover wordt gemiddeld gering. Bij de langjarige bedrijfsgemiddelden vindt middeling plaats over groter aantal monsters waardoor weersinvloeden effectiever uitgemiddeld worden.

5. Het niveau van de regressielijn bedraagt steeds meer dan 50% van het niveau van de 1:1 lijn, en gaat steeds min of meer door de oorsprong. Dit duidt op een grote bijdrage van grond- en drainwater aan de oppervlaktewaterkwaliteit.

6. De correlatie tussen grond/drainwaterkwaliteit en oppervlaktewaterkwaliteit is in alle drie de analysebenaderingen groter voor de doorgaande sloten dan voor de bedrijfssloten. Een mogelijke verklaring hiervoor is de volgende:

De kwaliteit van het slootwater wordt veel sterker beïnvloed door de direct naastgelegen percelen dan door verderop gelegen percelen. Het grondwater van de bedrijven wordt echter zo bemonsterd dat zo veel mogelijk een representatief beeld van het gehele bedrijf (dus alle percelen, zo ook wellicht de droge percelen zonder sloten) wordt verkregen. Dit vertroebelt de correlatie tussen grond- en slootwaterkwaliteit. Dit effect is sterker voor bedrijfssloten dan voor doorgaande sloten, doordat de doorgaande sloten onder invloed staan van een groter aantal percelen dan bedrijfssloten. Zo kan het gebeuren dat de grondwatermengmonsters representatiever zijn voor het water dat over meerdere bedrijven naar een sloot uitspoelt, dan voor de gemiddelde samenstelling van het grond- en drainwater dat op het bedrijf zelf in de sloot komt. Met andere woorden: bedrijfssloten zijn sterk lokaal beïnvloed, terwijl de mengmonsters van de grond- en drainwaterkwaliteit dit lokale niveau overstijgen. Doordat doorgaande sloten minder lokaal beïnvloed zijn dan bedrijfssloten, is een sterkere correlatie met de mengmonsters van de grond- en drainwaterkwaliteit mogelijk.
Hier zou tegenin gebracht kunnen worden dat de percelen die bovenstrooms van het bedrijf in de doorgaande sloot afwateren, niet vertegenwoordigd zijn in de mengmonsters van drain- en grondwater van het bedrijf, wat juist in een slechtere correlatie zou resulteren. Echter, een eerdere analyse heeft aangetoond dat de variatie in grondwaterkwaliteit binnen een bedrijf groter is dan tussen bedrijven. Zeker bij naastgelegen bedrijven is er daarom een grote overlap in variabiliteit mogelijk.

7. Voor zowel grondwater als drainwater, en zowel bij de jaargemiddelden per bedrijf als bij de langjarige bedrijfsgemiddelden, is de correlatie met en de bijdrage aan de oppervlaktewaterkwaliteit lager in geval van langslopende sloten dan bij de doorgaande sloten.
Er zijn in elk geval twee mogelijke oorzaken aan te wijzen voor dit verschil:

- in geval van een doorgaande sloot zal vaak aan beide kanten van de sloot grond en/of drainwater bemonsterd zijn en zullen gemiddeld genomen meerdere direct naastgelegen percelen bemonsterd zijn dan in geval van een langslopende sloot. De verkregen mengmonsters zijn daardoor representatiever voor het naar de sloot afgevoerde water;
- langslopende sloten zullen vaker (en/of gemiddeld genomen over een langer traject) aan niet-landbouwgebied grenzen dan doorgaande sloten. De definitie van een langslopende sloot (zie boven) sluit namelijk niet uit dat er aan de overkant van de sloot (ten opzichte van het bedrijf) geen landbouw plaatsvindt. Andere inputs spelen dan wellicht een grotere rol, zoals inwaaiend organisch materiaal vanuit aangrenzende natuur, of puntlozingen. De aanname dat langslopende sloten vaker aan niet-landbouwgebied grenzen zou ook de vlakkere correlatielijnen verklaren, doordat het in dat geval aannemelijk is dat er gemiddeld genomen minder aanvoer van nutriënten vanuit het bovenste grondwater onder landbouwpercelen plaatsvindt. Puntlozingen en andere niet aan de kwaliteit van het bovenste grondwater gerelateerde inputs zouden tevens kunnen verklaren waarom alle regressielijnen van de langslopende sloten de X-as boven de oorsprong kruisen, terwijl dit bij de andere sloottypes niet of nauwelijks het geval is.

Zoals gezegd zijn alle beschreven exercities ook uitgevoerd voor NO_3 i.p.v. N_{totaal}. Dit leverde geen noemenswaardige verschillen op, daar verreweg de meeste N afkomstig is van NO_3.

5. Conclusies

Op basis van de in deze notitie gepresenteerde resultaten kan worden gesteld dat er een overtuigende relatie bestaat tussen de kwaliteit van het bovenste grondwater en drainwater enerzijds, en de kwaliteit van het oppervlaktewater anderzijds. De resultaten laten daarmee, net als de modelresultaten, zien dat een verhoging van de concentraties in het grond- en drainwater gemiddeld genomen zal leiden tot verhoging van de concentraties in het oppervlaktewater. Hierbij moet nog vermeld worden dat de

getoonde en berekende verbanden tussen grond/drainwaterkwaliteit en oppervlaktewaterkwaliteit een soort ondergrens vertegenwoordigen van de daadwerkelijke relatie tussen de twee. Het is namelijk onwaarschijnlijk dat de gevolgde meetpraktijk en analyse van de resultaten hebben geleid tot systematische overschattingen van de correlaties, terwijl er wel diverse redenen zijn om aan te nemen dat de berekende correlaties verstoord (= verkleind) zijn door de gevolgde meetstrategie en data-aggregatie:

- de beperkte meetfrequentie in de tijd; weersinvloeden;
- de beperkte meetresolutie in de ruimte;
- het 'op één hoop gooien' van alle LMM-data uit de zandregio, ongeacht drainageklasse, landgebruik, etc.

Tot slot worden hier de LMM-data nog eens bekeken in het licht van de in Sectie 1 genoemde omstandigheden waarbij afwenteling beperkt zou kunnen zijn. De meetgegevens suggereren duidelijk dat van een overheersende, niet in relatie tot het bovenste grondwater staande N-bron geen sprake is. In dat geval zouden de regressielijnen namelijk bij een hoge positieve waarde de Y-as kruisen. In figuren 2-4 is te zien dat de regressielijnen alle dicht bij de oorsprong de Y-as kruisen: als het bovenste grondwater schoon is, is het oppervlaktewater dat (gemiddeld genomen) ook.
Van een sterke verdunning via een grote bijdrage van relatief schoon, dieper grondwater is evenmin sprake. In dat geval zouden de hellingen van de regressielijnen (veel) minder stijl moeten zijn. Dat er geen effectieve verdunning plaatsvindt, kan tevens opgemaakt worden uit het feit dat de meeste oppervlaktewatermetingen de norm voor N-totaal in het oppervlaktewater (2,2 mg/L) overschrijden. Verdunning door kwel voorkomt dus hooguit in een beperkt aantal gevallen overschrijding van de norm in het oppervlaktewater.

Literatuur

Groenendijk, P., Renaud, L.V., Roelsma, J., Janssen, G.M.C.M., Jansen, S., Heerdink, R. Griffioen, J., Van der Grift, B. (2008) A new compliance checking level for nitrate in groundwater. Wageningen, WUR Altera, report 1820.

rivm

Bijlage 13 Advice on the sample size required to estimate mean nitrate concentrations

by J.A. Ferreira (EMI, RIVM)

1. Introduction

We consider the problem of computing the sample size required to
(a) estimate a mean profile of nitrate concentration by depth,
(b) estimate a mean nitrate concentration at a given depth,
(c) estimate a mean difference between nitrate concentrations at two different depths,

with a given accuracy, on the basis of measurements of nitrate concentration obtained at different depths and at several farms in the Netherlands.

Nitrate in groundwater is measured with observation wells. Each well is provided with screens at different depths relative to the soil surface. Groundwater is sampled with these screens and chemically analyzed for nitrate content. A farm can contain more than one observation well, which in turn can be sampled more than once. However, since the data currently available contain very few measurements taken from the same well on the same day, all calculations presented in this report refer to the situation where measurements are taken from a number n of farms and a number p of different wells within each farm.

Thus, in general, 'sample size' will refer to both to the number of farms and the number of observation wells per farm, though in case (a) we will only able to make computations on the number of farms with a single well per farm.

'Accuracy' will generally be measured in terms of the width of an approximate 95% confidence interval or confidence band (in case (a)) for the mean or mean profile; however, as an extension of (c) we will consider also the problem of finding the sample size required to

(d) demonstrate, with high probability, that a certain mean difference satisfies a certain requirement.

The estimation of a mean concentration profile, or of a mean concentration, presupposes the existence of a well defined population. Since the nitrate profile at a given farm changes in time (due to environmental changes and human intervention) it is likely that the mean concentration profile of any population of farms will also change in time. Therefore, it appears that in order to be able to speak of 'estimating a mean concentration profile' one should limit oneself to considering yearly populations (or at most populations covering a couple of years) and postulate the existence of a mean (national) nitrate profile per year (per couple of years). Moreover, since the nitrate profile is to a certain extent determined by the type of farm, type of drainage, geographical region and other covariables, it may be useful to further specialize the definition of the population of interest by means of the particular values assumed by these covariables. Thus, one might for example like to focus on the mean nitrate profile in arable farms with dry soils located in the 'central sandy region'; or else one might want to compare the accuracy in the estimation of the mean profile of this sub-population with the accuracy in the estimation of the mean profile of the sub-population of dairy farms with the same drainage type and from the same region.

The calculations of case (a) are considered in section 2, those of (b) and (c) in Section 3, and those of (d) in Section 4. In Section 5 we discuss the possible benefits of stratifying the data according farm type and other characteristics in reducing the accuracy of mean nitrate concentration estimates. The analyses presented in this report are based on two data sets; these are briefly described in sections 2 ('primary data set') and 3 ('auxiliary data set').

2. Sample size in the estimation of mean nitrate concentration profiles

Given a random sample of profiles from a given population of farms one can estimate the mean profile of this population by a non-parametric regression estimator (e.g. Härdle, 1992). Approximate 95% confidence bands for the estimated mean profile can also be computed, though their validity depends on certain assumptions. In this study we use the Nadaraya-Watson non-parametric regression estimator and a stationary version of the bootstrap method as implemented in the R package 'np' (Hayfield and Racine, 2008) to compute estimates and approximate 95% confidence bands for mean nitrate profiles. In each case, the width of the confidence region will provide an idea of how accurately one can estimate a mean profile with a given sample size in a given population.

The first data set provided to us, from now on referred to as the primary data set, is given in the companion file 'primary.data.set.txt'. It consists of 7155 rows comprising information on the name and geographical location of the farms and of the wells within them, their drainage ('dry', 'neutral' or 'wet') and activity ('arable' or 'pasture') types, the distance (cm) from the soil surface to the ground water level in them, and the nitrate concentration (mg/l) measurements with the screens at various depths (relative to both soil surface and water level, in cm) as well as the dates in which these measurements were made.

Our main variables are nitrate concentration and screen depth relative to soil surface level; our job is to estimate the mean nitrate profile as a function of depth and to assess the accuracy of this estimate for a given (sub-)population. The other variables (especially drainage type, activity type and sandy area) can in principle be used to define more or less homogeneous subpopulations, but due to the rather small number of actually usable data we are only able, if at all, to define populations in terms of drainage type. Indeed, despite the size of the file there are many missing observations. In particular, only 1506 of the rows contain depth measurements, and of these only 1360 contain nitrate concentrations. Consequently, in the present analysis we shall only make use of the 1360 rows containing both depth and concentration measurements.

A profile measured at a given well and at a given time consists of pairs of depth and nitrate concentration measurements (the number of pairs can vary). Occasionally, a farm has two or more profiles, usually from different dates; but in most cases there is a single profile per farm. Therefore, the present data set cannot be used for assessing the accuracy of mean profile estimates based on different farms and two or more profiles from different wells. (Actually, it is not even clear whether a method for doing that, on the basis of appropriate data, exists.) Consequently, the present analysis only allows us to make statements about the accuracy of mean profile estimates in the case where a single profile is measured on each of a number of randomly chosen farms. See the next section for an approach that might yield information about the accuracy of a mean nitrate concentration at a fixed depth as a function of both the number of farms and the number of wells sampled per farm.

In order to estimate the mean profiles and to compute their confidence bands we have split the data into two subsets, one containing data from 1980 to 1989 and the other data from 2004 to 2007. This was

done because on the one hand nitrate concentration has steadily decreased in the last 30 years and on the other hand splitting the data according to smaller periods would yield too small sample sizes. The first data set contains measurements from 83 different farms, the second measurements from 48 farms. Since some of the farms have more than one profile (mostly from different wells), one can create several samples of profiles by randomly sampling a single profile from each farm; this has been done three times by choosing a seed that determines (and hence allows the repetition of) the random sampling. Although the estimates of the means and the confidence bands usually vary with the sample drawn (except of course when the number of profiles and the number of farms coincide), the results and conclusions are nearly the same with all the samples.

The following tables show results on the width and relative width of the confidence bands around the estimated mean profiles. The first table shows results based on the two whole data sets from 1980-1989 and 2004-2007; the other three show results based on the two data sets stratified by drainage type, namely on data from dry, neutral and wet soils separately.

Table B13.1 Characteristics of 95% confidence band around estimated mean nitrate profile for overall populations (width and relative width for entire sample and ½ of sample and retion of median width).

Year(s)	Seed	Sample size	Median width (median relative width)	Median width (median relative width) ½ sample	Ratio of median widths
1980-1989	2008	83	93.1 (1.1)	109.4 (1.0)	**1.38**
"	2009	"	92.6 (1.1)	108.9 (1.1)	**1.38**
"	2010	"	93.3 (1.1)	96.7 (1.0)	**1.07**
2004-2007	2008	48	40.5 (0.6)	53.7 (0.8)	**1.76**
"	2009	"	46.5 (0.8)	49.7 (0.8)	**1.14**
"	2010	"	38.6 (0.6)	50.7 (0.9)	**1.73**

Table B13.2 Characteristics of 95% confidence band around estimated mean nitrate profile for dry soil populations (width and relative width)

Year(s)	Seed	Sample size	Width (relative width)
1980-1989	2008	11	103.3 (0.5)
"	2009	"	103.3 (0.5)
"	2010	"	103.3 (0.5)
2004-2007	2008	18	49.5 (0.5)
"	2009	"	52.0 (0.5)
"	2010	"	52.3 (0.5)

Table B13.3 Characteristics of 95% confidence band around estimated mean nitrate profile for neutral soil populations (width and relative width)

Year(s)	Seed	Sample size	Width (relative width)
1980-1989	2008	40	100.1 (1.1)
"	2009	"	100.1 (1.1)
"	2010	"	100.1 (1.1)
2004-2007	2008	20	70.9 (1.0)
"	2009	"	71.2 (1.2)
"	2010	"	71.0 (1.1)

Table B13.4 Characteristics of 95% confidence band around estimated mean nitrate profile for wet soil populations (width and relative width)

Year(s)	Seed	Sample size	Width (relative width)
1980-1989	2008	29	133.7 (1.4)
"	2009	"	133.7 (1.4)
"	2010	"	133.7 (1.4)
2004-2007	2008	10	31.2 (1.5)
"	2009	"	24.7 (1.3)
"	2010	"	28.1 (1.7)

In the tables, median width is the median of the widths of the confidence bands at 50 different, equidistant points of the depth scale. Similarly, median relative width is the median of relative widths, a relative width being defined as the width of the confidence band at a given depth divided by the estimate of the mean nitrate concentration at that depth. In each case, the median relative width is given in brackets after the median width. The fifth column of the first table and the last column of the other three tables give the median widths and median relative widths obtained from a randomly chosen half of the sample (41 and 22 measurements, respectively) used to produce the figures in the preceding column.

Observe that some of the sample sizes in the 'stratified case' are very small (especially those in the 'dry soil' strata); the results based on sample sizes of 20 or less are prone to be unreliable. In fact, it is due to the small sample sizes available for this study that it is unfeasible to consider different years separately. In the case of the 1980-1989 data the merging of populations from different years should not really affect the interpretation of the results because the majority of the measurements from this period are from 1988. In contrast, the 2004-2007 data set contains about as many measurements in 2004-2005 as in 2007, but the decrease in nitrate concentration during these years has perhaps been relatively small, which hopefully justifies its use here.

The median widths and relative median widths presented here provide an idea of the accuracy of mean profile estimates based on one or two sample sizes (the sample size being the number of farms sampled). Moreover, in order to compute an estimate of the median width or median relative width attained with a sample K times as big as a given sample considered in the tables one simply needs to divide the corresponding median width or median relative width by $\sqrt{K}$. For example, a confidence band around a mean profile estimate from a population like that of 2004 to 2007 will have a width of about 41 (say) with a sample size of 48; therefore, a confidence band based on a sample of 96 should have a width of about $41/\sqrt{2} \approx 29$, and a confidence band based on a sample of 192 should have a width of about $41/\sqrt{4} \approx 20.5$.

A word of caution is appropriate, however: The last column of the first table gives the ratio of the median width obtained with the whole sample to the median width obtained with half sample. In theory, the width of a confidence interval decreases by a factor of $\sqrt{2} \approx 1.41$ if the sample size is doubled; from the first table it appears that this '$\sqrt{2}$ rule' holds approximately, but it is difficult to say on the basis of these results whether or not the correct reduction factor is in reality closer to 1.41 than to 1. The point is that the method used to compute the confidence bands is only an approximate one and rests on certain assumptions which are themselves difficult to check with these data, and is

considerably more complex than the usual method for computing confidence *intervals* for a population mean (for which the '$\sqrt{2}$ rule' holds rather closely in practice).

The estimated mean profiles and confidence bands corresponding to the periods and strata considered in the tables are graphically illustrated in the pdf files

nitrate.by.depth.YEARS.1980.1989.SEED.2008.pdf,
nitrate.by.depth.YEARS.2004.2007.SEED.2008.pdf,
nitrate.by.depth.by.strata.YEARS.1980.1989.SEED.2008.pdf,
nitrate.by.depth.by.strata.YEARS.2004.2007.SEED.2008.pdf,
etc.

3. Sample size in the estimation of a single mean nitrate concentration

We see from the confidence bands computed with the data (see the companion files listed above) that the accuracy with which one can estimate a mean nitrate concentration does not depend much on depth, but mainly on the mean concentration. This suggests that in order to say something about the sample size required to achieve a certain level of accuracy one may restrict oneself to considering the estimation of a population mean nitrate concentration *at a given depth* rather than a population mean *profile*. Of course, information about a mean profile may be regarded as more precious than information about a mean concentration at a single depth, but as just pointed out the computation of confidence bands for mean profile estimates is a more difficult and uncertain task, and it cannot (certainly with the present data set) give us estimates of accuracy in terms of both the *number of farms* and the *number of wells sampled per farm*. In contrast, if we make some simplifying assumptions, it is in principle possible to compute approximately the variance of a mean concentration estimate (at a given depth, for example) as a function of the number of farms and the number of wells per farm.

In order to explain how this may be done we need to introduce some notation. Let N be the total number of farms in The Netherlands and denote the mean nitrate concentration at farm i by μ_i. Then the national[30] mean nitrate concentration (per farm) *at a given depth* is

$$\mu = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}\mu_i$$

and the (population) variance of the mean farm nitrate concentrations is

$$\Sigma_1^2 = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}(\mu_i - \mu)^2 ,$$

which can also be referred to as the *'between-farms variance'*.

Next, suppose that within each farm we measure nitrate at p randomly chosen wells and that each of the p measurements taken at farm i has variance σ_i^2, and put

$$\Sigma_2^2 = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}\sigma_i^2 ,$$

which can be referred to as the (average) *'within-farms variance'*.

[30] For simplicity we take the national mean concentration (during a given year, say) as the parameter of interest; of course, the same method applies to sub-populations defined in terms of soil and farm type, for example.

In order to estimate the national mean concentration μ one draws randomly *n* farms from the population of *N* farms in The Netherlands, measures the nitrate concentration from *p* wells in each of these farms, computes the average of each such set of *p* measurements, and then computes an estimate of the national mean as the average of all the *n* nitrate averages. This estimate, which is denoted by $\hat{\mu}$, is unbiased and its variance satisfies

$$Var(\hat{\mu}) \approx \frac{1}{n}\left(\Sigma_1^2 + \frac{1}{p}\Sigma_2^2\right);$$

see *Appendix 1*. It follows from this that *the width of an approximate 95% confidence interval for* μ (the national mean concentration) is about

$$2 \times 1.96\sqrt{\frac{1}{n}\left(\Sigma_1^2 + \frac{1}{p}\Sigma_2^2\right)}.$$

This formula can be used to estimate the accuracy of a mean concentration estimate that is achieved with a given number *n* of farms and a given number *p* of wells per farm, *provided* estimates of the between-farms and within-farms variances, Σ_1^2 and Σ_2^2, are available.

Unfortunately, there are only a few farms with more than one measurement in the primary data set, and this makes it impossible to reliably estimate Σ_2^2. However, we have been provided with a second data set, henceforth referred to as the *auxiliary data set* ('auxiliary.data.set.txt'), containing multiple (two or more) observations per farm from 237 farms, which can be used to obtain estimates of Σ_1^2 and Σ_2^2.[31] This auxiliary data set consists of nitrate concentration measurements from the upper groundwater level made during 2007 and 2008, and in order to use it to estimate Σ_1^2 and Σ_2^2 from the primary data set we only need to assume that the ratio

$$\frac{\Sigma_2^2}{\Sigma_1^2}$$

is equal to a constant C that is independent of the data set, so that in particular this same constant C applies to the nitrate concentrations at the upper groundwater level from the primary data set and to the nitrate concentrations at the lower groundwater level. Indeed, under this assumption the variance of the estimator $\hat{\mu}$ *based on a single farm* ($n = 1$) *and on a single measurement* in that farm ($p = 1$) is given by

$$Var(\hat{\mu}) = \Sigma_1^2 + \Sigma_2^2,$$

and this can be estimated from the primary data set as the sample variance of a set of single measurements from different farms; so if this sample variance is D, say, we have

$$Var(\hat{\mu}) = \Sigma_1^2 + \Sigma_2^2 = \Sigma_1^2(1 + C) \approx D$$

and hence

$$\Sigma_1^2 \approx \frac{D}{1 + C},$$

which leads to an estimate $\hat{\Sigma}_1^2$ of Σ_1^2 and thus to the estimate

[31] Several sampling characteristics of this data set are summarized in the companion files 'different.drainage.types.per.farm.pdf', 'means.by.strata.pdf', 'no.farms.by.strata.pdf', 'sample.sizes.by.strata.pdf' and 'standard.deviations.by.strata.pdf'.

$$v(\hat{\mu}) = \frac{\hat{\Sigma}_1^2}{n}\left(1+\frac{1}{p}C\right) \approx \frac{1}{n}\left(\Sigma_1^2 + \frac{1}{p}\Sigma_2^2\right) = Var(\hat{\mu})$$

for the variance of the estimator $\hat{\mu}$ based on n farms and on p measurements per farm.

Appendix 2 explains how estimates of Σ_1^2 and Σ_2^2 can be obtained on the basis of a data set like the auxiliary data set. What matters to us here is that these estimates are $\hat{\Sigma}_1^2 = 2694.687$ and $\hat{\Sigma}_2^2 = 7566.26$, so that C is estimated as $7566.26/2694.687 = 2.81$ on the basis of the auxiliary data set. In what follows we apply this method with $C = 2.81$ to compute the above formula for $v(\hat{\mu})$ for the population of nitrate concentrations at the upper groundwater level, for the population of nitrate concentrations at the lower groundwater level, and for the population of differences between the nitrate concentrations at the upper and at the lower groundwater levels.

3.1 Variance formula for the upper groundwater level

We have computed estimates of $\Sigma_1^2 + \Sigma_2^2$, the variance of single nitrate concentration measurements from different farms, using data from 1988 alone, data from the period 1988-1989, and data from 2004, 2005 and 2007. In each case, we have split the overall population into sub-populations of 'dry', 'neutral' and 'wet' soils and computed separate estimates for each of them. The estimates are presented in the tables below, together with estimates of the population mean and with the sample sizes.

Each estimate is based on a sample of farms in which a farm is represented only once. The measurement obtained from each farm corresponds to the *smallest depth* represented in the profile. The depth scale varies necessarily with the profile, so there is no single depth at which measurements from many farms are available. The population underlying this type of measurement is referred to as the population of nitrate concentrations at the upper groundwater level.

Observe the difference between the results obtained with the 1988 data alone and with the 1988-1989 data in the 'wet' stratum: evidently, either the sample of 1988 or that of 1989 contains a disproportionate amount of 'wet' farms; compare also the box plots in the files 'results.1988.by.drainage.pdf' and 'results.1988.1989.by.drainage.pdf'. This suggests that the present data set may not provide a faithful representation of the farms in the Netherlands.

Table B13.5 Computed estimates for variance ($\hat{\Sigma}_1^2 + \hat{\Sigma}_2^2$) and mean nitrate concentration in upper groundwater. based on 1988 data

Population	$\hat{\Sigma}_1^2 + \hat{\Sigma}_2^2$	Estimate of mean	Sample size
Overall	10418.9	70.9	59
Dry	20942.2	197.0	10
Neutral	5806.9	53.5	36
Wet	**1003.2**	**22.2**	13

Table B13.6 Computed estimates for variance ($\hat{\Sigma}_1^2 + \hat{\Sigma}_2^2$) and mean nitrate concentration in upper groundwater based on 1988 and 1989 data.

Population	$\hat{\Sigma}_1^2 + \hat{\Sigma}_2^2$	Estimate of mean	Sample size
Overall	11715.9	82.1	77
Dry	19114.5	192.0	11
Neutral	6550.5	61.0	39
Wet	**11328.2**	**67.7**	27

Table B13.7 Computed estimates for variance ($\hat{\Sigma}_1^2 + \hat{\Sigma}_2^2$) and mean nitrate concentration in upper groundwater based on 2004, 2005 and 2007 data.

Population	$\hat{\Sigma}_1^2 + \hat{\Sigma}_2^2$	Estimate of mean	Sample size
Overall	6994.4	69.9	48
Dry	6327.8	79.3	18
Neutral	9413.3	83.2	20
Wet	2049.6	26.6	10

We shall compute the variance formula only for the 'overall' population of 2004, 2005 and 2007, since this is the most relevant population. The estimate of $\Sigma_1^2 + \Sigma_2^2$ for this population is $D = \hat{\Sigma}_1^2 + \hat{\Sigma}_2^2 = 69944$, so according to the method just described our estimate of Σ_1^2 is

$$\hat{\Sigma}_1^2 = \frac{D}{1+C} = \frac{69944}{1+2.81} = 1835.80.$$

From this follows that the estimate of the variance of $\hat{\mu}$ (i.e. of the estimate of the population mean) is

$$v(\hat{\mu}) = \frac{\hat{\Sigma}_1^2}{n}\left(1+\frac{1}{p}C\right) = \frac{1835.80}{n}\left(1+\frac{2.81}{p}\right),$$

for a given number *n* of farms and a given number *p* of wells, and that the width of a 95% confidence interval around $\hat{\mu}$ is

$$2\times 1.96\times\sqrt{\frac{1835.80}{n}\left(1+\frac{2.81}{p}\right)}.$$

The companion file "accuracy.xls" can be used to compute the width of the interval for each choice of *n* and *p*.

NB: Because the auxiliary data set and the set of upper groundwater measurements of the primary data set are homologous, except that one covers the period of 2007 and 2008 and the other the period of 2004, 2005 and 2007, one might use the estimates of Σ_1^2 and Σ_2^2 obtained with the auxiliary data set, which is bigger (and hence should deliver better estimates), to compute the estimate of $v(\hat{\mu})$. If one wishes to do so, then the estimate of $v(\hat{\mu})$ is

$$v(\hat{\mu}) = \frac{\hat{\Sigma}_1^2}{n}\left(1+\frac{1}{p}C\right) = \frac{2694.687}{n}\left(1+\frac{2.81}{p}\right)$$

and the width of the interval is

$$2 \times 1.96 \times \sqrt{\frac{2694.687}{n}\left(1+\frac{2.81}{p}\right)}.$$

There is thus a difference in the estimates of Σ_1^2 obtained with the two sets. Perhaps reflecting this difference, the estimates of the population mean also differ somewhat: the $\hat{\mu}$ based on the primary data set equals 69.9, and the $\hat{\mu}$ based on the auxiliary data set equals 78.3.

3.2 Variance formula for the lower groundwater level

Exactly the same method is applied to obtain an estimate of the variance of the population mean in the case of the population of nitrate measurements at the lower groundwater level. The only difference is that the estimates $\hat{\Sigma}_1^2 + \hat{\Sigma}_2^2$, given in the tables below, are now obtained from measurements corresponding to the *greatest depth* represented in each profile (again, a farm is represented by a single profile).

Table B13.8 Computed estimates for variance ($\hat{\Sigma}_1^2 + \hat{\Sigma}_2^2$) and mean nitrate concentration in lower groundwater based on 1988 data.

Population	$\hat{\Sigma}_1^2 + \hat{\Sigma}_2^2$	Estimate of mean	Sample size
Overall	18878.0	85.4	60
Dry	31182.8	216.2	10
Neutral	16033.3	77.0	37
Wet	462.4	8.5	13

Table B13.9 Computed estimates for variance ($\hat{\Sigma}_1^2 + \hat{\Sigma}_2^2$) and mean nitrate concentration in lower groundwater based on 1988 and 1989 data.

Population	$\hat{\Sigma}_1^2 + \hat{\Sigma}_2^2$	Estimate of mean	Sample size
Overall	17186.2	80.3	78
Dry	29632.7	228.1	11
Neutral	15589.9	80.5	40
Wet	3072.2	19.8	27

Table B13.10 Computed estimates for variance ($\hat{\Sigma}_1^2 + \hat{\Sigma}_2^2$) and mean nitrate concentration in lower groundwater based on 2004, 2005 and 2007 data

Population	$\hat{\Sigma}_1^2 + \hat{\Sigma}_2^2$	Estimate of mean	Sample size
Overall	7498.4	68.2	48
Dry	10017.2	128.5	18
Neutral	3536.2	42.9	20
Wet	391.0	10.5	10

As before, we compute the variance formula only for the 'overall' population of 2004, 2005 and 2007: The estimate of $\Sigma_1^2 + \Sigma_2^2$ for this population is $D = \hat{\Sigma}_1^2 + \hat{\Sigma}_2^2 = 7498.4$, so our estimate of Σ_1^2 is

$$\hat{\Sigma}_1^2 = \frac{D}{1+C} = \frac{7498.4}{1+2.81} = 1969.19,$$

from which follows that the estimate of the variance of $\hat{\mu}$ is

$$v(\hat{\mu}) = \frac{\hat{\Sigma}_1^2}{n}\left(1+\frac{1}{p}C\right) = \frac{1969.19}{n}\left(1+\frac{2.81}{p}\right),$$

for a given number n of farms and a given number p of wells, and that the width of a 95% confidence interval around $\hat{\mu}$ is

$$2\times 1.96\times\sqrt{\frac{1969.19}{n}\left(1+\frac{2.81}{p}\right)}.$$

3.3 Variance formula for the differences between upper and lower groundwater level observations

Finally, we consider the population of differences between the measurement corresponding to the *smallest depth* and the measurement corresponding to the *greatest depth* in a profile. The estimates of $\Sigma_1^2 + \Sigma_2^2$ obtained from the primary data set are given in the tables below.

Table B13.11 Computed estimates for variance ($\hat{\Sigma}_1^2 + \hat{\Sigma}_2^2$) and mean difference in nitrate concentration between upper and lower groundwater based on 1988 data.

Population	$\hat{\Sigma}_1^2 + \hat{\Sigma}_2^2$	Estimate of mean	Sample size
Overall	12638.7	-6.9	60
Dry	21501.7	-19.2	10
Neutral	12992.3	-18.2	36
Wet	5488.8	30.9	14

Table B13.12 Computed estimates for variance ($\hat{\Sigma}_1^2 + \hat{\Sigma}_2^2$) and mean difference in nitrate concentration between upper and lower groundwater based on 1988 and 1989 data.

Population	$\hat{\Sigma}_1^2 + \hat{\Sigma}_2^2$	Estimate of mean	Sample size
Overall	13602.7	1.8	77
Dry	22479.1	-36.1	11
Neutral	14187.4	-14.6	39
Wet	7782.2	40.9	27

Table B13.13 Computed estimates for variance ($\hat{\Sigma}_1^2 + \hat{\Sigma}_2^2$) and mean difference in nitrate concentration between upper and lower groundwater based on 2004, 2005 and 2007 data.

Population	$\hat{\Sigma}_1^2 + \hat{\Sigma}_2^2$	Estimate of mean	Sample size
Overall	7685.1	3.1	48
Dry	10819.3	-47.2	18
Neutral	4800.0	41.6	20
Wet	1007.6	16.8	10

The estimate of $\Sigma_1^2 + \Sigma_2^2$ for this population is $D = \hat{\Sigma}_1^2 + \hat{\Sigma}_2^2 = 7685.1$, so our estimate of Σ_1^2 is

$$\hat{\Sigma}_1^2 = \frac{D}{1+C} = \frac{7685.1}{1+2.81} = 2018.23,$$

from which follows that the estimate of the variance of $\hat{\mu}$ is

$$v(\hat{\mu}) = \frac{\hat{\Sigma}_1^2}{n}\left(1 + \frac{1}{p}C\right) = \frac{2018.23}{n}\left(1 + \frac{2.81}{p}\right),$$

for a given number *n* of farms and a given number *p* of wells, and that the width of a 95% confidence interval around $\hat{\mu}$ is

$$2 \times 1.96 \times \sqrt{\frac{2018.23}{n}\left(1 + \frac{2.81}{p}\right)}.$$

4. Sample size required to demonstrate a decrease of nitrate with depth

Let μ and μ' denote the mean nitrate concentration at the upper and lower groundwater levels (sections 3.1 and 3.2), respectively, in a given population. We consider here the problem of finding the sample size that is required to demonstrate, with high probability, that the difference $\delta = \mu - \mu'$ exceeds a certain value δ_0, or equivalently that *the decrease in nitrate concentration from the upper to the lower groundwater level is greater than* δ_0.

One way of providing evidence that $\delta > \delta_0$ holds is to compute a 95% confidence interval for the *parameter* δ, and to show that the interval is located to the right of δ_0. Therefore, in order to compute the sample size that is required to actually find evidence in that direction one needs to make an assumption about what the real value of δ is and to compute the probability that the confidence interval does lie to the right of δ_0.

An approximate confidence interval for δ can be based on the statistic

$$\frac{\hat{\delta}}{\sqrt{v(\hat{\delta})}}$$

where $\hat{\delta}$ is an estimate of δ and $v(\hat{\delta})$ an estimate of the variance of $\hat{\delta}$. Suppose that in reality $\delta \geq \delta_0$. Then the probability that a right-sided (i.e. open on the right) 95% confidence interval for δ will be located to the right of δ_0 is

$$\begin{aligned} P\left(\hat{\delta} - 1.645\sqrt{v(\hat{\delta})} > \delta_0\right) &= P\left(\frac{\hat{\delta} - \delta}{\sqrt{v(\hat{\delta})}} > 1.645 + \frac{\delta_0 - \delta}{\sqrt{v(\hat{\delta})}}\right) \\ &\approx 1 - \Phi\left(1.645 + \frac{\delta_0 - \delta}{\sqrt{Var(\hat{\delta})}}\right). \end{aligned} \qquad \textbf{(1)}$$

In order to compute this probability we need to estimate $Var(\hat{\delta})$. We have seen in Section 3.3 how estimates of δ for a given population as well as variance estimates of these estimates, can be computed. In particular, we have seen that an estimate of δ for the 'overall population' of 2004, 2005 and 2007 is $\hat{\delta} = 7685.1$ and that an estimate of $Var(\hat{\delta})$ is

$$v(\hat{\delta}) = \frac{2018.23}{n}\left(1 + \frac{2.81}{p}\right).$$

Inserting this in place of $Var(\hat{\delta})$ in formula **(1)** gives us an estimate of the probability, or *power*, of being able to demonstrate that $\delta \geq \delta_0$ on the basis of a sample obtained by randomly choosing n farms and taking measurements from p wells in each farm. The Excel sheet "power. xls" can be used to compute this power for a given choice of δ, δ_0, n and p.

Alternatively, in order that the probability in **(1)** be at least $1-\beta$ we require that, for a given number p of measurements per farm, the number of farms be

$$n \approx 2018.23\left(1 + \frac{2.81}{p}\right)\left(\frac{1.645 - \Phi^{-1}(\beta)}{\delta - \delta_0}\right)^2,$$

where, for example, $\Phi^{-1}(\beta)$ equals -1.28 if $\beta = 0.10$ (nominal power of 90%) and -0.84 if $\beta = 0.20$ (nominal power of 80%). The Excel sheet "power. xls" can also be used to compute this n for a given choice of δ, δ_0, β and p.

The following table provides some calculations for illustration purposes, assuming that μ, the future mean nitrate concentration in the upper groundwater level, is 70, that the real difference between upper and lower groundwater levels is $\delta = 14$ —so that in reality there will be a 20% decrease from the upper to the lower groundwater level— and that one would like to demonstrate that the difference is greater than $\delta_0 = 0$ —or equivalently that one would like to demonstrate that there has been a decrease from the upper to the lower groundwater level.

Table B13.14 Power of test for different number of farms (*n*) and number of wells per farm (*p*) assuming a mean nitrate concentration in the upper meter of 70 mg/l and a 20% decrease with depth in the upper 5 m.

n	*p*	power
50	2	0.41
50	4	0.52
50	6	0.57
50	8	0.60
75	2	0.54
75	4	0.66
75	6	0.72
75	8	0.75
100	2	0.64
100	4	0.77
100	6	0.82
100	8	0.85

5. On the possible benefits of using stratified sampling

It is seen from the numerical results presented so far that the variance of nitrate measurements obtained from a random sample of farms is rather large, which makes it difficult to accurately estimate a mean of nitrate concentration per farm in the Netherlands. Since this large variance is partly due to the existence of different types of farm and types of soil, it is natural to ask whether sampling from strata determined by farm, and perhaps soil type, could help reducing the variance of an estimate of the national mean. We have investigated this question on the basis of the auxiliary data set by stratifying the data according to farm type and (separately) according to drainage type area.

To explain our procedure we need to introduce some new notation. First, assume that the population of farms can be divided into S *strata*, and let $\nu_1,\ldots,\nu_S$ denote the national means of nitrate concentration in these strata. Then, if $p_1,\ldots,p_S$ are the relative sizes of the strata, so that $p_s \geq 0$ for all s and $\sum_{s=1}^{S} p_s = 1$, the national mean ν can be expressed as

$$\nu = \sum_{s=1}^{S} p_s \nu_s ,$$

Next, let $\tau_1^2,\ldots,\tau_S^2$ denote the variances of nitrate concentration measurements taken from randomly chosen farms from the S strata. In general, each of these measurements consists of an average of p measurements taken from p wells at a farm, so τ_s^2 depends on p; however, this dependence does not have to be made apparent here. Finally, assume that a random sample of measurements/farms of size m_s is taken from stratum s and that this sample is used to compute estimates of ν_s and τ_s^2, denoted by $\hat{\nu}_s$ and $\hat{\tau}_s^2$, in the usual way (i.e. as the sample mean and sample variance).

Regarding the estimation of the national mean there are two cases to consider. In the *first case* the relative sizes p_s are known, for instance from census data. In this case, an unbiased estimate of ν is simply

$$\hat{\nu} = \sum_{i=1}^{s} p_i \hat{\nu}_i , \qquad \textbf{(2)}$$

whose variance is

$$Var(\hat{\nu}) = \sum_{s=1}^{S} p_s^2 \frac{\tau_s^2}{m_s} .$$

This leads in the usual way to an approximate 95% confidence interval for ν:

$$\left[\hat{\nu} - 1.96\sqrt{\sum_{s=1}^{S} p_s^2 \frac{\hat{\tau}_s^2}{m_s}},\ \hat{\nu} + 1.96\sqrt{\sum_{s=1}^{S} p_s^2 \frac{\hat{\tau}_s^2}{m_s}} \right].$$

In the **second case** the relative sizes p_s are unknown but can be estimated as empirical proportions $\hat{p}_s$ computed from a sample or registry of M farms, so that ν can be estimated by

$$\hat{\nu} = \sum_{i=1}^{s} \hat{p}_i \hat{\nu}_i . \qquad \textbf{(3)}$$

If the p_s are estimated from the same sample on which the $\hat{v}_s$ and $\hat{\tau}_s^2$ are based, namely by the proportion of farms in the sample that fall in stratum s, then this last version of $\hat{v}$ amounts to the sample mean of the whole sample of measurements and of course its variance cannot be decreased by 'stratification'. Stratification proper occurs only when the p_s are exact or estimated on the basis of a *different* sample of farms. Moreover, in the latter case the bigger M is relative to $m := \sum_{s=1}^{S} m_s$ the greater the decrease of the variance of $\hat{v}$ due to the stratification is expected to be. Appendix 3 provides an estimator of the variance of $\hat{v}$ which can be used to construct an approximate 95% confidence interval for v in this second case.

In order to investigate the possible benefits of using stratification in future sampling plans of nitrate concentration measurements we have assessed the behaviour of the estimators *(2)* and *(3)* on the basis of the auxiliary data set. The 237 farms represented in this data set can be divided into *five strata of farm type*: 'arable', 'dairy', 'factory', 'other' and 'unknown'. The relative sizes of these strata as estimated separately from the 2007 and 2008 samples and from these two samples combined are given in the following table. Since the three estimates of the relative sizes are so close to each other, in what follows we have set the p_s and the $\hat{p}_s$ equal to the values in the last row of the table.

Table B13.15 Relative sizes of five strata of farm type for two different data sets and the combined set of data.

			Type of farm		
Data set	arable	dairy	factory	other	unknown
2007	0.13	0.43	0.06	0.04	0.34
2008	0.13	0.41	0.07	0.05	0.35
combined	0.13	0.43	0.06	0.04	0.34

We have used the auxiliary data set to simulate the drawing of stratified samples of nitrate measurements as follows: From each of the farms represented in a given year, p measurements are drawn randomly from the set of measurements from that farm in that year; these p measurements are averaged and taken to represent an estimate of that farm's mean. The set of mean estimates per farm, stratified by farm type, makes up a *simulated stratified random sample*, and with this sample one can compute an estimate of the national mean and a confidence interval for it (as explained above and in Appendix 3). This procedure can be repeated a number of times, each time yielding a different simulated sample, a different estimate $\hat{v}$, a difference estimate of $Var(\hat{v})$, and a different confidence interval for v.

The files 'stratification.by.FARM.known.stratum.sizes.2.pdf' and 'stratification.by.FARM. known.stratum.sizes.4.pdf' illustrate the distributions of the estimates of the population mean and of the estimates of the standard deviation of those estimates (which are proportional to the widths of the confidence intervals) obtained from 100 simulations with $p = 2$ and $p = 4$, assuming that the relative stratum sizes p_s are known exactly, and separately for 2007 and 2008. The files 'stratification.by.FARM.estimated.stratum.sizes.2.pdf' and 'stratification.by. FARM.estimated.stratum.sizes.4.pdf' illustrate the distributions of the estimates in the case where the relative stratum sizes p_s are estimated from the data.

Table B13.16 Effect of stratification based on farm type on estimated national mean nitrate concentration ($\hat{\nu}$), its standard deviation $\sqrt{v(\hat{\nu})}$ and width of 95% confidence interval for different data sets, methods and number of wells per farm (*p*)

Data set	Mean of $\hat{\nu}$	Mean of $\sqrt{v(\hat{\nu})}$	Width of interval	Method	*p*
2007	84.12	5.28	20.69	With stratification	2
2008	70.49	5.05	19.78	With stratification	2
2007	83.69	5.36	21.00	Without stratification	2
2008	71.52	5.37	21.03	Without stratification	2
2007	84.89	4.53	17.76	With stratification	4
2008	71.18	4.25	16.67	With stratification	4
2007	83.70	4.66	18.26	Without stratification	4
2008	71.47	4.63	18.14	Without stratification	4

In each case, the distributions of the estimates obtained from the simulated stratified samples have to be compared with those obtained from homologous *non-stratified* random samples taken from the auxiliary data set; these are also illustrated in the files. The comparison of the results with and without stratification shows that stratification tends to decrease the *estimate of the variance of* $\hat{\nu}$, denoted by $v(\hat{\nu})$, only if the relative stratum sizes p_s are known. The extent of this decrease can be appreciated in the table just above.

We have performed the same exercise by stratifying the farms according to 'drainage type'. The following table gives the names of the resulting *eight strata of drainage type area* and shows the relative sizes of the strata computed separately from the 2007 and 2008 data sets and from the two data sets combined. Again, we take the p_s or $\hat{p}_s$ equal to the relative sizes in the last row of the table.

Table B13.17 Relative sizes of strata based on type of drainage area for two data sets and combined set.

				Type of drainage				
Data set	brook valley	central sandy region	east sandy region	glacial till	horst	peat bog	rift of graben	western sandy region
2007	0.08	0.03	0.19	0.31	0.07	0.14	0.10	0.06
2008	0.08	0.03	0.20	0.32	0.08	0.14	0.10	0.06
combined	0.08	0.03	0.19	0.31	0.08	0.14	0.11	0.06

The distributions of $\hat{\nu}$ and $v(\hat{\nu})$ are illustrated in the following files:

'stratification.by.DRAINAGE.TYPE.known.stratum.sizes.2.pdf',
'stratification.by.DRAINAGE.TYPE.known.stratum.sizes.4.pdf',
'stratification.by.DRAINAGE.TYPE.estimated.stratum.sizes.2.pdf', and
'stratification.by.DRAINAGE.TYPE.estimated.stratum.sizes.4.pdf'.

Table B13.18 16 Effect of stratification based on type of drainage area on estimated national mean nitrate concentration ($\hat{\nu}$), its standard deviation $\sqrt{v(\hat{\nu})}$ and width of 95% confidence interval for different data sets, methods and number of wells per farm (*p*)

Data set	Mean of $\hat{\nu}$	Mean of $\sqrt{v(\hat{\nu})}$	Width of interval	Method	*p*
2007	84.40	4.87	19.10	With stratification	2
2008	72.31	4.94	19.35	With stratification	2
2007	83.69	5.36	21.00	Without stratification	2
2008	71.52	5.37	21.03	Without stratification	2
2007	83.53	4.21	16.50	With stratification	4
2008	70.53	4.01	15.72	With stratification	4
2007	83.70	4.66	18.26	Without stratification	4
2008	71.47	4.63	18.14	Without stratification	4

The overall conclusion again is that the standard deviation of the national mean estimates decreases by stratification provided the p_s are known, the decrease being somewhat greater than that achieved by stratification based on farm type; see the table just above for a comparison of the results when the p_s are known. If the p_s are estimated, there still seems to be some something to gain from the stratification in the case $p = 4$, but this gain is marginal and could be due in part to the way in which the confidence interval for ν is computed (Appendix 3); specifically, the fact that some of the $\hat{p}_s$ are rather small may yield somewhat optimistic (narrower) confidence intervals.

To sum up, assuming that the p_s are known or that they can be estimated on the basis of a very large sample independent of the sample of nitrate measurements, or else obtained with great accuracy from a registry, then stratifying by farm type or drainage type reduces the standard deviation of $\hat{\nu}$ and hence the width of the confidence interval for ν. However, on the basis of our calculations the reduction is only of about 5% in the case of stratification by farm and of about 10% in the case of stratification by drainage type area. The consequences of this reduction on the power calculations presented at the end of the preceding section can be appreciated from the following table, where in each case the power has been recalculated by reducing the standard deviation of the estimator of the average difference between the concentrations at the upper and lower groundwater levels by 10%. (In order to facilitate the comparison, the power calculations without stratification are also reproduced in this table.) These power calculations for stratified data according to drainage type assume, of course, that the reduction estimated from the auxiliary data set apply to the data on differences between concentrations at the upper and lower groundwater levels from the primary data set. It can be seen from this table that the improvement in power ranges from 7% to 15% and that the average improvement is of 12%.

Table B13.19 Power of test with and without stratification for different number of farms (*n*) and number of wells per farm (*p*)) assuming a mean nitrate concentration in the upper meter of 70 mg/l and a 20% decrease with depth in the upper 5 m.

n	*p*	Power WITHOUT stratification	Power WITH stratification
50	2	0.41	0.47
50	4	0.52	0.59
50	6	0.57	0.65
50	8	0.60	0.68
75	2	0.54	0.61
75	4	0.66	0.74
75	6	0.72	0.8
75	8	0.75	0.83
100	2	0.64	0.72
100	4	0.77	0.84
100	6	0.82	0.89
100	8	0.85	0.91

It is likely that stratification based on more variables (farm type, drainage type and perhaps even other variables) simultaneously will help further decrease the variance of $\hat{v}$. However, using more variables implies more strata and fewer observations per strata (unless one is prepared to increase the total sample size), requiring greater accuracy in the determination of the stratum sizes. Furthermore, it must be borne in mind that stratification is coupled with more detailed sampling plans and with more precise definitions of sampling unit, target population and parameter of interest than seem to be granted by the present data sets.

Indeed, it has been assumed in this report that the target population is the population of farms in the Netherlands, that the sampling unit is the farm, that the measurements taken in each sampling unit come from a large number of *potential candidate wells* in that unit, and that the parameter of interest (i.e. the quantity which we are interested in estimating) is the national mean nitrate concentration *per farm* (and not, for example, the density of nitrate concentration per farm, which would concern the ratio of the *total* nitrate concentration in a farm to the farm's surface area). But if the data are stratified according to farm type and drainage type simultaneously, how do the measurements from a farm obtained in a particular stratum relate to the mean nitrate concentration in that farm? For instance, in a farm with drainage types A and B, the contribution of the mean nitrate concentrations within A and B areas to the farm's mean concentration would depend on the relative abundance of potential candidate wells in those areas, so in order to come up with any meaningful estimate for the farm in question one would have to know the exact 'composition' of the farm and to define the set of potential candidate wells in it.

In order to regard the farm as the sampling unit and to use stratification, it seems to us that one needs to stratify the farms according to general *farm characteristics* such as type of farm, surface area, geographical region, 'relative proportions of different drainage types', 'relative proportions of different cultures', etc., and to compute or estimate the relative sizes of the strata very accurately by means of census or registry data. While the stratification mentioned in the preceding paragraph is 'from within' (i.e. it is implemented inside each farm) this type of stratification is 'from without'.

It may also be worthwhile to consider the well, rather than the farm, as the basic sampling unit, and accordingly to define the target population as the population of *potential wells*, i.e. of wells which can potentially be sampled and analysed for nitrate content in The Netherlands. This would dispense with the need for computing mean concentrations per farm and would have the advantage of making stratification completely flexible. On the other hand, it would require information on the target population, such as the relative sizes of the strata of wells, which may (in contrast with information on farms) not be available. Furthermore, this point of view might be incompatible with the presently available data sets, since these have been collected on the basis of 'farm' as unit and could, for example, constitute a biased or non-representative sample of wells from the target population of potential wells.

References

Ferguson, T.S. (1996). *A Course in Large Sample Theory*. Chapman and Hall

Härdle, W. (1992) *Applied Nonparametric Regression*. Econometric Society Monographs, Cambridge University Press

Hayfield, T. and Racine, J.S. (2008) Nonparametric Econometrics: The np Package. *Journal of Statistical Software*, Vol. 27, No. 5. (Available at http://www.jstatsoft.org/v27/i05/)

Appendix B13.1: Derivation of the formula for the variance of $\hat{\mu}$ given in section 3

Denoting by $X_{i,j}$ the *j*-th measurement at farm *i* ($i = 1,\ldots,N$, $j = 1,\ldots,p$) we have by assumption $\mu_i = EX_{i,j}$, $\mu = N^{-1}\sum_{i=1}^{N}\mu_i$, $\sigma_i^2 = VarX_{i,j}$, $\Sigma_1^2 = N^{-1}\sum_{i=1}^{N}(\mu_i - \mu)^2$ and $\Sigma_2^2 = N^{-1}\sum_{i=1}^{N}\sigma_i^2$.

Let $I_1,\ldots,I_n$ denote the indices of the *n* farms represented in the sample drawn randomly without replacement from the *N* farms in The Netherlands; by definition of random sample (with or without replacement) $P(I_i = k) = 1/N$ for all *i* and all *k*. The estimate of the national mean is given by

$$\hat{\mu} = n^{-1}\sum_{i=1}^{n}\hat{\mu}_{I_i} ,$$

where

$$\hat{\mu}_i = p^{-1}\sum_{j=1}^{p}X_{i,j} .$$

Clearly, $E(\hat{\mu}_{I_i}) = \mu$ for all *i*, so $E(\hat{\mu}) = \mu$ (i.e. $\hat{\mu}$ is unbiased). Moreover,

$$\begin{aligned} Var(\hat{\mu}_{I_i}) &= E(\hat{\mu}_{I_i}^2) - E^2(\hat{\mu}_{I_i}) = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}E(\hat{\mu}_i^2) - \mu^2 \\ &= \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}\{Var(\hat{\mu}_i) + E^2(\hat{\mu}_i)\} - \mu^2 = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}\left\{\frac{\sigma_i^2}{p} + \mu_i^2\right\} - \mu^2 \\ &= \Sigma_1^2 + \frac{1}{p}\Sigma_2^2 \end{aligned}$$

and since the correlation between $\hat{\mu}_{I_i}$ and $\hat{\mu}_{I_j}$ ($i \neq j$) is very small (because *N* is large) we have

$$Var(\hat{\mu}) \approx \frac{1}{n^2}\sum_{i=1}^{n}Var(\hat{\mu}_{I_i}) = \frac{1}{n}\left(\Sigma_1^2 + \frac{1}{p}\Sigma_2^2\right).$$

Remark: A 'finite sample size correction' is obtained by noting that

$$Cov(\hat{\mu}_{I_i}, \hat{\mu}_{I_j}) = -\frac{1}{N-1}\Sigma_1^2 \quad (i \neq j),$$

which yields

$$\begin{aligned} Var(\hat{\mu}) &= \frac{1}{n^2}\sum_{i=1}^{n}Var(\hat{\mu}_{I_i}) + \frac{1}{n^2}\sum_{i\neq j}Cov(\hat{\mu}_{I_i}, \hat{\mu}_{I_j}) \\ &= \frac{1}{n}\left(\Sigma_1^2 + \frac{1}{p}\Sigma_2^2\right) - \frac{(n-1)}{n}\frac{1}{(N-1)}\Sigma_1^2. \end{aligned}$$

Appendix B13.2: Estimation of the variances of section 3

Suppose that nitrate concentration measurements $X_{i,1},\ldots,X_{i,p_i}$ from p_i wells are taken at farm *i* ($i=1,\ldots,N$). Then the variance at a randomly chosen farm I_i, namely $\sigma_{I_i}^2$, can be estimated by

$$\hat{\sigma}_{I_i}^2 = \frac{1}{p_{I_i}-1}\sum_{j=1}^{p_i}(X_{I_i,j}-\overline{X}_{I_i\bullet})^2 ,$$

where $\overline{X}_{I_i\bullet} = p_{I_i}^{-1}\sum_{j=1}^{p_i} X_{I_i,j}$. Clearly,

$$E\hat{\sigma}_{I_i}^2 = \frac{1}{N}\sum_{k=1}^{N} E[\hat{\sigma}_k^2 \mid I_i = k] = \frac{1}{N}\sum_{k=1}^{N}\sigma_k^2 = \Sigma_2^2,$$

so

$$\hat{\Sigma}_2^2 = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\hat{\sigma}_{I_i}^2$$

is an unbiased estimator of Σ_2^2 based on *n* randomly sampled farms.

This estimate of Σ_2^2 requires *observations from two or more wells per farm over a (preferably large) number of randomly drawn farms*. The auxiliary data set contains multiple observations per farm from 237 farms; see the companion file 'within.farm.means.variances. and.sample.sizes.pdf' for some relevant graphs illustrating the estimates and sample sizes p_i pertaining to this data set.

In order to estimate Σ_1^2 consider

$$\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(\hat{\mu}_{I_i}-\hat{\mu})^2 = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\hat{\mu}_{I_i}{}^2 - \hat{\mu}^2,$$

where $\hat{\mu}_{I_i}$ and $\hat{\mu}$ have been defined in Appendix 1. We have

$$\begin{aligned} E[\hat{\mu}_{I_i}{}^2] &= \frac{1}{N}\sum_{j=1}^{N} E[\hat{\mu}_{I_i}{}^2 \mid I_i = j] = \frac{1}{N}\sum_{j=1}^{N} E[\hat{\mu}_j{}^2] = \frac{1}{N}\sum_{j=1}^{N} Var[\hat{\mu}_j] + E^2[\hat{\mu}_j] \\ &= \frac{1}{N}\sum_{j=1}^{N}\frac{\sigma_j^2}{p_j} + \frac{1}{N}\sum_{j=1}^{N}\mu_j^2 = \frac{1}{N}\sum_{j=1}^{N}\frac{\sigma_j^2}{p_j} + \frac{1}{N}\sum_{j=1}^{N}(\mu_j-\mu)^2 + \mu^2 \\ &= \frac{1}{N}\sum_{j=1}^{N}\frac{\sigma_j^2}{p_j} + \Sigma_1^2 + \mu^2 \end{aligned}$$

and

$$\begin{aligned} E\hat{\mu}^2 &= Var\hat{\mu} + E^2(\hat{\mu}) \approx \frac{1}{n^2}\sum_{i=1}^{n} Var\hat{\mu}_{I_i} + \mu^2 \\ &= \frac{1}{n^2}\sum_{i=1}^{n} E(\hat{\mu}_{I_i}{}^2) - \frac{1}{n^2}\sum_{i=1}^{n} E^2(\hat{\mu}_{I_i}) + \mu^2 \\ &= \frac{1}{n}\left\{\frac{1}{N}\sum_{j=1}^{N}\frac{\sigma_j^2}{p_j} + \Sigma_1^2 + \mu^2\right\} - \frac{1}{n}\mu^2 + \mu^2, \end{aligned}$$

so

$$E\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(\hat{\mu}_{I_i}-\hat{\mu})^2=\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}E[\hat{\mu}_{I_i}{}^2]-E[\hat{\mu}^2]\approx\left\{\frac{1}{N}\sum_{j=1}^{N}\frac{\sigma_j^2}{p_j}+\Sigma_1^2+\mu^2\right\}-$$

$$\frac{1}{n}\left\{\frac{1}{N}\sum_{j=1}^{N}\frac{\sigma_j^2}{p_j}+\Sigma_1^2+\mu^2\right\}-\frac{(n-1)}{n}\mu^2$$

$$=\frac{(n-1)}{n}\left\{\frac{1}{N}\sum_{j=1}^{N}\frac{\sigma_j^2}{p_j}+\Sigma_1^2\right\}.$$

Thus

$$E\frac{1}{n-1}\sum_{i=1}^{n}(\hat{\mu}_{I_i}-\hat{\mu})^2=\left\{\frac{1}{N}\sum_{j=1}^{N}\frac{\sigma_j^2}{p_j}+\Sigma_1^2\right\},$$

and it follows that

$$\hat{\Sigma}_1^2:=\frac{1}{n-1}\sum_{i=1}^{n}(\hat{\mu}_{I_i}-\hat{\mu})^2-\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\frac{\hat{\sigma}_{I_i}^2}{p_{I_i}}$$

is an unbiased estimator of Σ_1^2.

From the auxiliary data set we find that $n=237$ (the number of farms), $\hat{\Sigma}_1^2=2694.687$ and $\hat{\Sigma}_2^2=7566.26$, estimates which are used in sections 3 and 4.

Appendix B13.3: Estimation of the variance of $\hat{\nu}$ mentioned in section 5

In the case where the p_s s are estimated from a sample of size M (independent from the sample on which the $\hat{\nu}_s$ and $\hat{\tau}_s^{\,2}$ are based) the variance of the estimator **(3)** of Section 5 satisfies

$$Var(\hat{\nu}) \approx \theta^T \Sigma(\theta)\, \theta ,$$

where $\theta = [p_1 \cdots p_S\, \nu_1 \cdots \nu_S]^T$, $\mathbf{p} = [p_1 \cdots p_S]^T$, $\mathbf{P} = diag\{p_1, \ldots, p_S\}$,

$$\Sigma(\theta) = \begin{bmatrix} \Sigma_{11} & 0 \\ 0 & \Sigma_{22} \end{bmatrix}, \quad \Sigma_{11} = diag\{\tau_1^{\,2}/m_1, \ldots, \tau_S^{\,2}/m_S\}, \quad \Sigma_{22} = (\mathbf{P} - \mathbf{p}\mathbf{p}^T)/M .$$

Consequently, an approximate confidence interval for ν that takes the sampling variability of the $\hat{p}_s$ s into account is obtained by replacing $\sum_{s=1}^{S} p_s^{\,2}\hat{\tau}_s^{\,2}/m_s$ in the confidence interval of Section 5 by $\hat{\theta}^T \Sigma(\hat{\theta})\, \hat{\theta}$, where $\hat{\theta} = [\hat{p}_1 \cdots \hat{p}_S\, \hat{\nu}_1 \cdots \hat{\nu}_S]^T$. This computation of an approximate interval for ν is an application of Cramer's theorem (e.g. Ferguson, 1996).

rivm

Bijlage 14 Inventarisatie bereidheid en respons LMM-deelnemers

B.G. van Elzakker en J. van Dijk, d.d. 27 januari 2010

1. Toelichting

In het huidige LMM worden handmatig tijdelijke putten gemaakt en bemonsterd; de belasting voor de deelnemer is hierbij minimaal. Voor het Nitraatdieptemeetnet (NDM) zullen bij bedrijven in de zandgebieden 3 tot 12 putten met groot materieel geïnstalleerd moeten worden. Dit zijn permanente putten, ze blijven in de bodem zitten. Plaatsing is mogelijk in het perceel of aan de rand ervan. De afwerking van de put kan onder-, aan- of boven het maaiveld uitgevoerd worden. Het is ook mogelijk om de put in het perceel te plaatsen met afgeleiding naar, respectievelijk afwerking aan de perceelsrand. Bij de LMM-deelnemers dient de bereidheid getoetst te worden om aan zo'n meetprogramma mee te werken. Als die bereidheid ontbreekt of te beperkt is, is het meetprogramma niet uitvoerbaar. Toetsing van de bereidheid is het startpunt van de communicatie met de deelnemers over het nitraatdieptemeetnet en loopt door tot en met de installatie van de putten. Latere communicatie beperkt zich tot de exploitatie van het meetnet.

2. Aandachtspunten bij de opzet van de inventarisatie

- Het risico bestaat dat deelnemers door de inventarisatie voortijdig afhaken.
- Aan het enquêteren moet informeren vooraf gaan over doel, achtergronden en voorziene opzet van het meetnet. Dat geldt niet alleen voor de betreffende LMM-deelnemers, maar ook voor de RIVM- en LEI-medewerkers die voor hen als aanspreekpunt fungeren, zoals de Technisch Administratief Medewerkers (TAM's) van het LEI en de veldwerkbegeleiders en veldwerkers van het RIVM.
- Reacties van de deelnemers kunnen nuttig zijn voor de verdere definitie van het meetnet.
- De grootte van de steekproef is afhankelijk van het bedrijfstype. Bij melkveebedrijven is ruimte in het aantal bedrijven, maar bij de overige bedrijfstypen zouden eigenlijk alle LMM-deelnemers in de zandgebieden moeten deelnemen.

3. Aandachtspunten bij communicatie met de deelnemers

- Deelnemers worden geïnformeerd op basis van de motie Koopmans, met als insteek dat dit een mogelijke kans is voor de zandgebieden.
- Schade door installatiewerkzaamheden wordt volledig vergoed, eventueel via taxateur.
- De deelnemers krijgen een jaarlijkse vergoeding.
- Installatie van de putten mag uitsluitend gebeuren in goed overleg met de deelnemers.
- Streven is om de overlast voor de deelnemers zo veel mogelijk te beperken (grootte van het installatiematerieel, afwerking van de putten etc.)
- Suggesties van deelnemers worden meegenomen bij de verdere definitie van het meetnet.

4. Mogelijke varianten voor de inventarisatie

De volgende varianten zijn verder uitgewerkt:
1. de bereidheid niet vooraf toetsen (minimale variant);
2. een schriftelijke toetsing bij alle potentiële deelnemers (uitgebreide variant);
3. een schriftelijke toetsing bij beperkt aantal deelnemers;
4. een mondelinge toetsing bij beperkt aantal deelnemers middels bedrijfsbezoek.

Ad 1 Bereidheid niet vooraf toetsen (minimale variant)
Ook als deelnemers bij een toetsing of zelfs bij daadwerkelijke werving aangeven geen bezwaar te hebben, kan toch door oorzaken van buitenaf (sector komt negatief in het nieuws, sector komt financieel onder druk) en als het er werkelijk op aankomt medewerking alsnog worden geweigerd.

Voordelen
- Geen capaciteit/geld nodig
- Geen tijdsdruk

Nadelen
- Geen enkele indruk hoe deelnemers reageren op de plannen
- Eventuele bruikbare suggesties van deelnemers worden niet verzameld

Doorlooptijd
- Niet van toepassing

Ad 2 Schriftelijke toetsing bij alle potentiële deelnemers (uitgebreide variant)
Bij deze variant is de betrouwbaarheid van de toetsing waarschijnlijk het grootst. Omdat de toetsing schriftelijk is moet zeer goed worden nagedacht over de informatievoorziening en opzet van de enquête, om misverstanden te voorkomen.

Voordelen
- Betrouwbaarheid uitkomsten inventarisatie is groot
- Alle deelnemers worden tegelijk en op dezelfde manier geïnformeerd

Nadelen
- Deelnemers worden mogelijk al afgeschrikt voordat de daadwerkelijke werving begonnen is
- Suggesties van deelnemers worden waarschijnlijk slechts beperkt verzameld

Doorlooptijd
- Twee à drie maanden

Ad 3 Schriftelijke toetsing bij beperkt aantal deelnemers
Met deze optie is de betrouwbaarheid van de toetsing kleiner dan bij variant 2. Omdat de toetsing schriftelijk is, moet ook hier goed worden nagedacht over de informatievoorziening en opzet van de enquête. Dit kost tijd.

Voordelen
- Door de beperktere steekproef ‘alarmeer’ je niet gelijk alle deelnemers.
- Kennis/ervaringen uit de inventarisatie kunnen (met verbeteringen in de communicatie) worden meegenomen bij de daadwerkelijke werving van deelnemers

Nadelen
- Inventarisatie levert mogelijk geen volledig / betrouwbaar beeld

Doorlooptijd
- Circa twee maanden

Ad 4 Mondelinge toetsing bij beperkt aantal deelnemers middels bedrijfsbezoek
Bij deze variant bezoeken medewerkers van het LEI en/of het RIVM (bijvoorbeeld TAMmers en veldwerkbegeleiders) in korte tijd 25-30 deelnemers. Hierbij wordt een mondelinge toelichting gegeven op de plannen voor een Nitraatdieptemeetnet en wordt mondeling (eventueel aan de hand van een lijst met aandachtspunten) de bereidheid van de deelnemer getoetst. Reacties/suggesties van de deelnemer worden direct verzameld.

Voordelen
- Toetsing vraagt minder voorbereidingstijd dan variant 2 en 3
- Maximale respons van de geïnterviewde deelnemers
- Uitkomsten zijn relatief snel bekend

Nadelen
- Vraagstelling/uitkomsten mogelijk erg afhankelijk van de individuele enquêteur
- Informatiebijeenkomst met enquêteurs noodzakelijk om iedereen (zowel de enquêteurs als de deelnemers) op dezelfde manier te kunnen informeren

Doorlooptijd
- Eén à twee maanden

5. Communicatieplan

In het communicatieplan moet onderscheid gemaakt worden tussen communicatie met de sector en met de individuele deelnemer.
Aandachtspunten daarbij zijn:
a. de verschillende stadia van het gehele traject;
b. de te gebruiken communicatiemiddelen.

Ad a De verschillende stadia van het gehele traject, te denken valt aan:
- toetsing bereidheid deelnemers en hun eventuele suggesties (sector);
- werving deelnemers (sector);
- overleg over (vooronderzoek) putlocaties op het bedrijf (individuele deelnemer);
- EU-aanbesteding en gunning (sector)
- overleg voor en tijdens de installatie (individuele deelnemer);
- aanvang, voortgang en afronding installatie (sector);
- aanvang monsternemingen (sector en individuele deelnemer);
- eerste resultaten monsternemingen (sector).

Ad b De te gebruiken communicatiemiddelen, bijvoorbeeld:
- LMM-nieuws (sector);
- LMM e-nieuws (sector);
- brieven (individuele deelnemer);
- technisch-administratief medewerkers (TAMmers) van het LEI en veldwerkbegeleiders van het RIVM (individuele deelnemer).

rivm

Bijlage 15 Begrippen- en afkortingenlijst

Lijst van de in het rapport voorkomende begrippen en de manier waarop ze zijn gedefinieerd voor het onderzoek.

actieprogramma	pakket van voorgenomen maatregelen om ervoor te zorgen dat de doelstellingen van de Nitraatrichtlijn worden bereikt
aspect	karakteristiek voor het afbakenen van homogene eenheden; in deze studie zijn drie aspecten onderscheiden: drainageklasse, zandgebied en rotatietype
BIN	Bedrijveninformatienet, meetnet van het LEI dat bedrijfseconomische en bedrijfsmatige karakteristieken van land- en tuinbouwbedrijven volgt en vastlegt
CDM	Commissie van Deskundigen Meststoffenwet; een technische adviescommissie van het ministerie van LNV.
drainageklasse	groep van gronden met vergelijkbare hydrologische karakteristieken; de indeling in drainageklassen kan worden gebaseerd op: (a) grondwaterstandverloop, de gemiddeld hoogste (GHG) en gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG); het is dan een groepering van 11 verschillende grondwatertrapklassen (Gt's) in drie overkoepelende klassen: nat GHG < 0,80 m -mv en een GLG < 1,20 m –mv (= beneden maaiveld) (Gt's: I, II, II*, III, III* en IV). gemiddeld: GHG < 0,80 m –mv en GLG > 1,20 m -mv (Gt's V, V* en VI). droog: GLG > 0,80 m –mv en GLG > 1,20 m -mv (Gt's VII en VIII). (b) type kunstmatige drainage: nat: percelen gedraineerd door buisdrainage in combiantie met sloten gemiddeld: percelen alleen gedraineerd door sloten droog: percelen zonder kunstmatige drainagemiddelen
droge grond	grond met relatief diepe gemiddeld laagste en gemiddeld hoogste grondwaterstanden (zie ook drainageklasse)
gebruiksnorm	norm die het maximaal bemestingsniveau aangeeft
gedraineerd gebied	gebied met percelen dat via sloten, al dan niet in combinatie met buisdrainage, wordt ontwaterd; het water uit de bovenste vijf meter wordt geheel of gedeeltelijk direct vanuit de bovenste vijf meter naar deze sloten afgevoerd
GHG	gemiddeld hoogste grondwaterstand; jaarlijks worden de drie hoogste grondwaterstanden gemiddeld (HG3) over de periode van 1 april tot en met 31 maart (hydrologisch jaar); het gemiddelde van deze jaarlijkse HG3-waarden over een periode van tenminste acht jaar waarin geen ingrepen hebben plaatsgevonden wordt gebruikt als GHG
GLG	gemiddeld laagste grondwaterstand; jaarlijks worden de drie laagste grondwaterstanden gemiddeld (HG3) over de periode van 1 april tot en met 31 maart (hydrologisch jaar) en het gemiddelde van deze jaarlijkse HG3-waarden over een periode van tenminste acht jaar waarin geen ingrepen hebben plaatsgevonden wordt gebruikt als GLG

Gt / grondwatertrap	grondwatertrapklasse, indeling van gronden op basis van het grondwaterstandsverloop, dit wil zeggen van de gemiddeld hoogste (GHG) en gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG)
homogene eenheid	ruimtelijke eenheid gekenmerkt door de aspecten drainageklasse, zandgebied en rotatietype
infiltratiegebied	gebied met percelen zonder buisdrainage of sloten in de onmiddellijke nabijheid; het water uit de bovenste vijf meter infiltreert naar de diepte en wordt niet direct vanuit de bovenste vijf meter afgevoerd naar het oppervlaktewater
LEI	Landbouw Economisch Instituut van het Wageningen Universiteit en Researchcentrum
LMM	Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid, meetnet van RIVM en LEI dat de landbouwpraktijk en waterkwaliteit op landbouwbedrijven volgt en vastlegt
LNV	Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit
meeteenheid	homogene eenheid binnen een bedrijf; deze eenheid kan bestaan uit een of meerdere percelen met dezelfde drainageklasse en hetzelfde rotatietype en gelegen binnen hetzelfde zandgebied
meetlocatie	een locatie (meestal een perceel) waar een meetpunt met put wordt ingericht
meetpunt	plek binnen een meetlocatie met een meetopstelling (put)
multifilterput	een put met meerdere filters, of een verzameling van dicht bij elkaar gelegen putten met samen meerdere filters voor het bemonsteren van het grondwater op verschillende diepten
natte grond	grond met relatief ondiepe gemiddeld laagste en gemiddeld hoogste grondwaterstand (zie ook drainageklasse)
NDM	nitraatdieptemeetnet, meetnet bedoelt om het verloop van nitraatconcentratie in de bovenste vijf meter van het grondwater onder landbouwgronden te meten
Nitraatrichtlijn	in 1991 in werking getreden Europese Richtlijn; het doel van de Richtlijn is het verminderen en verder voorkomen van nitraatverliezen uit de landbouw om het aquatisch milieu te beschermen
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
rotatietype	type gewasrotatie; drie onderscheiden rotatietype zijn: bouwland op akker- en tuinbouwbedrijven, bouwland op veehouderijbedrijven en grasland op veehouderijbedrijven
TCB	Technisch Commissie Bodem, adviseert onder meer de ministers van VROM en LNV over technische en wetenschappelijke aspecten van bodembescherming
toetsdiepte	Diepte in de grondwaterkolom waarop de gemeten concentratie moet voldoen aan de gestelde milieukwaliteitsnorm
VROM	Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
WOG	Werkgroep Onderbouwing Gebruiksnormen, een werkgroep van de Commissie van Deskundigen Meststoffenwet, een technische adviescommissie van het ministerie van LNV
zandgebied	geografisch afgebakend gebied binnen de zandregio op basis van provinciegrenzen; de drie onderscheiden zandgebieden zijn: noord (provincies Friesland, Groningen en Drenthe), midden (Overijssel, Gelderland en Utrecht) en zuid (Noord-Brabant en Limburg)
zandregio	geografische afgebakende ruimtelijke eenheid binnen Nederland met overwegend zandgronden; huidige afbakening is gemaakt op basis van gemeentegrenzen

RIVM

Rijksinstituut
voor Volksgezondheid
en Milieu

Postbus 1
3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl