

RIVM rapport 680100005/2006

**Een nieuwe toetsdiepte voor nitraat in grondwater?**

Eindrapport van het onderzoek naar de mogelijkheden voor  
een toetsdieptemetnet

B. Fraters, L.J.M. Boumans, B.G. van Elzakker, L.F.L. Gast,  
J. Griffioen<sup>1</sup>, G.T. Klaver<sup>1</sup>, J.A. Nelemans<sup>2</sup>, G.L. Velthof<sup>2</sup>,  
H. Veld<sup>1</sup>

<sup>1</sup> TNO Bouw en Ondergrond, Utrecht

<sup>2</sup> Alterra, Wageningen

contact: Dico Fraters  
Laboratorium voor Milieumetingen  
b.fraters@rivm.nl



Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijk Ordening en Milieu en het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, in het kader van project 680100, Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid.



## Abstract

### **A new compliance checking level for nitrate in groundwater?**

Feasibility study on monitoring the upper five metres of groundwater

Changing the compliance checking level for nitrate in groundwater in sandy regions from the upper metre to the upper five metres of groundwater has not proven to be expedient. The motivating factor for this change is the opportunity it would offer to comply with the objectives of the EU Nitrates Directive and the Water Framework Directive without unnecessary restriction of the total nitrogen application standards. This change in the compliance checking level lacked expediency because the current nitrate concentration in the upper five metres of groundwater in soils vulnerable to nitrate leaching failed to show a decrease. The nitrate concentrations decrease in depth in the upper five metres of groundwater in other soils. But the upper metre of groundwater also flows via run off and shallow subsurface flow (for example, via tile-drains) to surface waters, and transports nitrate and other nitrogen compounds. For this reason, water-quality objectives for surface waters have to be taken into consideration as well. For the other soils, nitrate concentrations decrease by 15 to 40% in the upper five metres of groundwater in moderately vulnerable sandy soils and 30 to 100% in slightly vulnerable sandy soils.

Key words: compliance checking level, nitrate, shallow groundwater, denitrification, surface waters

## Rapport in het kort

### **Een nieuwe toetsdiepte voor nitraat in grondwater?**

Eindrapport van het onderzoek naar de mogelijkheden voor een toetsdieptemeetnet

Het verlagen van de toetsdiepte voor nitraat in het grondwater in zandgebieden van de bovenste meter van het grondwater naar de bovenste vijf meter, blijkt niet opportuun. Het verlagen van de toetsdiepte wordt gezien als mogelijkheid om aan de doelstellingen van de Nitraatrichtlijn en de Kaderrichtlijn Water te kunnen voldoen, zonder de landbouw onnodig scherpe gebruiksnormen op te leggen. Een verlaging is niet opportuun, omdat bij de nitraatuitspoelingsgevoelige (“droge”) gronden, op basis van de beschikbare gegevens, geen afname van de nitraatconcentratie in de bovenste vijf meter van het grondwater kan worden aangetoond. Bij de overige gronden neemt de nitraatconcentratie wel af tussen één en vijf meter onder de grondwaterspiegel, maar is er meestal sprake van uit- en afspoeling van nitraat en andere stikstofverbindingen naar het oppervlaktewater. De kwaliteitsdoelstellingen voor het oppervlaktewater moeten daarom ook in beschouwing worden genomen. Voor de neutrale gronden (matige natte en matige droge gronden) bedraagt de afname van de nitraatconcentratie in de bovenste vijf meter van het grondwater 15 tot 40% en voor de natte gronden 30 tot 100%.

Trefwoorden: toetsdiepte, nitraat, bovenste grondwater, denitrificatie, oppervlaktewater



## Voorwoord

In opdracht van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu en het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit heeft het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu samen met Alterra en TNO Bouw en Ondergrond een studie verricht om na te gaan of, en zo ja op welke wijze, een verlaging van de toetsdiepte op zandgronden doelmatig en wetenschappelijk verantwoord is.

De studie, die in eerste instantie alleen door het RIVM werd uitgevoerd, had een sterk iteratief karakter. Het onderzoek is gestart eind 2004 met een verkennend onderzoek in 50 bestaande multifilterputten van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG). Op basis hiervan is een eerste opzet gemaakt voor een veldstudie. Dit leidde tot een inventarisatie en selectie van boor- en monsternemingmethoden voor deze veldstudie (Van Elzakker en Gast, 2006). De vorderingen van het onderzoek zijn steeds besproken in een klankbordgroep en met de opdrachtgevers. De klankbordgroep bestond uit Wim Post (Geo Delft), Hans Peter Broers (TNO) en Gerard Velthof (Alterra). Eind april 2005 is een workshop georganiseerd waarin de resultaten besproken en de ideeën voor een veldonderzoek getoetst zijn. Voor deze workshop waren mensen van de betrokken ministeries, provincies, andere onderzoeksinstituten, het landbouwbedrijfsleven en de milieuorganisaties uitgenodigd. De workshop heeft er toe geleid dat het veldonderzoek is uitgebreid met een studie naar de denitrificatiecapaciteit van de ondergrond op de boorlocaties. Vanaf dat moment zijn ook Alterra en TNO als opdrachtnemer bij het onderzoek betrokken. Het veldonderzoek is grotendeels uitgevoerd in juli 2005 en zal worden gerapporteerd door Van Elzakker et al. Het voorliggende rapport bevat de synthese van genoemde deelonderzoeken en een bureaustudie.

De auteurs bedanken Stan Smeulders en Renske van Tol, van het Ministerie van VROM, en Edo Biewinga en Cindy van den Boom, van het Ministerie van LNV, voor het begeleiden van deze studie. De auteurs bedanken verder Martin van Rietschoten (LNV) voor zijn commentaar en waardevolle suggesties op conceptversie van de samenvatting. Tot slot willen wij ook de deelnemers aan het veldonderzoek in juli 2005 en alle veld- en laboratoriummedewerkers van het Laboratorium voor Milieumetingen van het RIVM bedanken voor hun medewerking.

Dico Fraters, Leo Boumans, Bernard van Elzakker, Lou Gast, Jasper Griffioen,  
Gerard Klaver, Jaap Nelemans, Harry Veld, Gerard Velthof

22 mei 2006

### Leeswijzer

Dit rapport is een technisch-wetenschappelijk rapport en hierdoor zullen bepaalde stukken tekst niet zonder enige voorkennis te lezen zijn. Gezien het belang van dit rapport in de discussie over het al dan niet opzetten van een toetsdieptemetnet zou het in principe voor iedereen leesbaar moeten zijn. Om enerzijds iedereen voldoende informatie te kunnen geven en anderzijds geen afbreuk te doen aan het wetenschappelijke karakter is gekozen om in het rapport een uitgebreide samenvatting op te nemen bestemd voor een brede doelgroep.



# Inhoud

## Summary 9

## Samenvatting 17

### 1. Inleiding 25

- 1.1 *Nitraat in bodem en grondwater* 25
- 1.2 *Aanleiding voor het onderzoek* 32
- 1.3 *Metten van de grondwaterkwaliteit* 34
- 1.4 *Doel en afbakening van het onderzoek* 35
- 1.5 *Opzet van het onderzoek en opbouw van het rapport* 36

### 2. Onderzoek in LMG multifilterputten 39

- 2.1 *Inleiding* 39
- 2.2 *Opzet van het onderzoek* 39
- 2.3 *Resultaten* 41
- 2.4 *Discussie* 43
- 2.5 *Conclusies* 44

### 3. Waterkwaliteitsonderzoek op landbouwbedrijven 47

- 3.1 *Inleiding* 47
- 3.2 *Opzet van het onderzoek* 47
- 3.3 *Resultaten* 50
- 3.4 *Discussie* 59
- 3.5 *Conclusies* 61

### 4. Vergelijking van bemonsteringsmethoden 63

- 4.1 *Inleiding* 63
- 4.2 *Opzet van het onderzoek* 63
- 4.3 *Resultaten* 65
- 4.4 *Discussie* 75
- 4.5 *Conclusies* 77

### 5. Potentiële denitrificatie 79

- 5.1 *Inleiding* 79
- 5.2 *Opzet van het onderzoek* 79
- 5.3 *Resultaten en discussie* 82
- 5.4 *Conclusies* 88

**6. Aanwezigheid reactieve bestanddelen in de bodem voor denitrificatie van nitraat 89**

- 6.1 *Inleiding 89*
- 6.2 *Opzet van het onderzoek 89*
- 6.3 *Resultaten 91*
- 6.4 *Discussie 97*
- 6.5 *Conclusies 104*

**7. Beantwoording van de deelvragen 107**

- 7.1 *Verloop van de nitraatconcentratie met de diepte 107*
- 7.2 *Oorzaken van een afname van de nitraatconcentratie 111*
- 7.3 *Gevolgen van denitrificatie 113*
- 7.4 *Consequenties voor het oppervlaktewater 115*
- 7.5 *Metten van nitraat op vijf meter diepte 119*
- 7.6 *Metten van denitrificatie en effecten 121*
- 7.7 *Bepalen van herkomst van water op vijf meter diepte 124*

**8. Conclusies en aandachtspunten 127**

- 8.1 *Conclusies bij beantwoording deelvragen 127*
- 8.2 *Slot conclusie 129*
- 8.3 *Aandachtspunten 130*

**Literatuur 131****Bijlage 1 Denitrificatie 137****Bijlage 2 Toezeggingen aan de Tweede Kamer over de Toetsdiepte 140****Bijlage 3: Nitraatconcentraties in bovenste en ondiepe grondwater per ecodistrict 142****Bijlage 4: Boormethode en boorbeschrijving 145****Bijlage 5: Berekening reactief ijzer 146****Bijlage 6: Berekening reactief organische stof 147****Bijlage 7: Concentraties van sporenelementen 149****Bijlage 8: Resultaten potentiële denitrificatie en analyses CaCl<sub>2</sub>-extract 152****Bijlage 9: Resultaten van de fysisch-chemische analyses 156****Bijlage 10: Afwentelingseffecten, vergelijking van gegevens van LMM en LMG 160****Bijlage 11: Bureau studies 163**



## Summary

### *Conclusion*

Research was carried out to investigate whether lowering the compliance checking level for nitrate from the upper metre of groundwater to the upper five metres would enable compliance with the Nitrates Directive under less stringent policies on fertiliser use. Contrary to the expectations at the start of the study, it appears that nitrate concentrations do not significantly decrease within the first five metres of the groundwater in dry sandy soils vulnerable to nitrate leaching. For these soils, lowering the compliance checking level would not be beneficial. In other sandy soil types there is a decrease in nitrate concentrations with depth. However, in these soil types surface and subsurface transport of nitrate and other nitrogen compounds occurs towards surface waters.

In neutral soils (moderately vulnerable to nitrate leaching) nitrate concentrations decreased by 15 to 40% within the first five metres of groundwater. In wet soils with very limited vulnerability to nitrate leaching nitrate concentrations decreased by 30 to 100% within the first five metres. Wet soils, and some neutral soils, need to be drained to make them suitable for agricultural purposes. Due to this drainage considerable surface and subsurface run-off occurs, transporting nitrate and nitrogen compounds to nearby surface water. Nitrate concentrations around 50 mg l<sup>-1</sup> (equivalent to 11.3 mg l<sup>-1</sup> nitrate-nitrogen) in the upper metre of groundwater result in surface water concentrations three or four times as high as the Dutch nitrogen target of 2.2 mg l<sup>-1</sup>.

Routine measurements, such as used in monitoring programmes and networks, are not sufficient to ascertain whether a decrease in nitrate levels is caused by denitrification (break down of nitrate). It is also not possible to establish the link between denitrification and the increase of undesirable by-products (e.g. sulphate and heavy metals) by using routine measurements. Due to the large spatial variation in nitrate concentrations in the upper metre of groundwater, the differences in changes in nitrate concentrations within the first five metres of groundwater, the heterogeneity of soil geo-chemical characteristics, variation in soil fertilisation with nitrogen, and variation in precipitation, the trends yielded by routine measurements are not sufficiently clear for a sound interpretation.

### *Introduction*

In the past two decades, Dutch agriculture has been subject to increasingly stringent policies regarding fertiliser use (methods, amount and period of application). From the late 1980's, the use of animal manure has seen increasing limitations. This started with the prescription of maximum levels for the use of phosphate with animal manure. From 1998 onwards, the nitrogen surplus was regulated by limiting the use of nitrogen fertiliser (artificial fertiliser and animal manure) via a mineral accounting system (MINAS). Within this system the nitrogen surplus (the difference between farm import and exports of nitrogen) was regulated in the form of a farm gate balance. As of the start of 2006 the Dutch mineral legislation has been adapted to comply with the Nitrates Directive. Within the new system, the use of animal manure, the total nitrogen fertilisation and the total phosphate fertilisation are limited using application standards. These standards are being increasingly tightened.

The Dutch government and the European Commission have agreed that the application standards for 2009 should lead to compliance with the threshold value of 50 mg l<sup>-1</sup> nitrate in

groundwater. This agreement is the result of negotiations with the European Commission regarding the implementation of the EU Nitrates Directive via the Third Dutch Action Programme (2006-2009) and the Derogation decision. Within the Nitrates Directive, if the threshold value for groundwater is exceeded, steps must be taken to mitigate the problem. In addition, European Member States must comply with the Water Framework Directive (WFD) in 2015. Within the WFD, a lasting good ecological potential must be achieved for surface waters. One of the aspects that threaten the ecological potential of surface waters is eutrophication caused by excessive leaching of nutrients via run-off and shallow groundwater. The depth at which compliance to the threshold value should be checked in groundwater is not defined in existing European policy and legislation.

Within the Nitrates Directive the use of animal manure is limited to 170 kg of nitrogen per hectare. After negotiations with the European Commission the Netherlands obtained a derogation for animal manure of 250 kg ha<sup>-1</sup> (2005/880/EU). The derogation applies only to farms with at least 70% grassland area. The Netherlands has assured the European Commission that the derogation will not have a negative effect on nitrate levels in groundwater. To monitor this the Commission requires that the Netherlands measures nitrate levels on at least 300 farms that make use of the derogation and annually informs the European Commission of the results.

One of the principles of the Third Dutch Action Programme is that the threshold value of 50 mg l<sup>-1</sup> will not be exceeded in the upper groundwater. In the period 2000-2002 this threshold was exceeded on 80% of the farms in the sandy soil region where measurements were taken in the upper metre of groundwater. In the coming years until 2009, the application standards included in the new Fertiliser Act that came into force in 1 January 2006 will be gradually tightened in order to comply with the threshold value.

In 2004 the Fertiliser Act that was applicable at this time was evaluated. In the ensuing discussions with the Dutch Lower Chamber, the Minister for Agriculture, Nature and Food Quality committed himself to a study on the possibilities for lowering the compliance checking level for nitrate for the sandy regions. The aim of the study was to allow the Dutch government to make a go-no go decision on whether to lower the compliance checking level for nitrate. The draft monitoring guidelines composed by the European Commission leave room for such a decision. In the guidelines, which have never formally been adopted, the following is said about compliance checking level:

*“Both shallow and deep groundwater should be included in the monitoring network .... For example, both the upper and lower parts of the aquifer that are connected to the soil should be sampled, as the upper parts (the first five metres of the saturated zone) will tend to respond quickest to changes in agricultural practice, ...”.*

In the Third Dutch Action Programme 2006-2009 the Netherlands has indicated that as part of the next evaluation of the Fertiliser Act in 2007 research will be carried out to investigate the possibilities for lowering the compliance checking level. Aside from the question whether nitrate concentrations are less likely to be exceeded at a lower compliance checking level, the study focuses on the feasibility and the environmental effects of lowering the compliance checking level. The Lower Chamber has been informed that the current compliance checking level is part of a package of agreements with the European Commission, and that research results may lead the Dutch government to negotiate with the European Commission regarding a change in compliance checking level.

***Goal and delineation of the study***

The goal of the study is to gather information on which the Dutch government can base decisions on whether to lower the compliance checking level and how this can be justified to the European Commission and put into practice.

The present study has been carried out to fulfil this goal and follows on from an earlier study carried out by Boers et al. in 2004. This earlier study investigated (a) whether regions where denitrification takes place in the saturated subsoil without adverse (environmental) consequences can be accurately designated and (b) at what depth compliance to the threshold value for nitrate ( $50 \text{ mg l}^{-1}$ ) should be tested. The results of this study indicated that it is not feasible to designate such areas as there is insufficient information on the extent to which denitrification occurs within different parts of the sandy regions. A large mapping and measuring effort would be required in order to be able to designate areas where denitrification occurs with sufficient accuracy. Broers et al. also suggest that lowering the compliance checking level should only be considered for those areas where groundwater quality does not directly influence surface water quality (areas with little run-off). Furthermore, the study concludes that the compliance checking level should not be lowered to more than 10 metres.

In accordance with the draft monitoring guidelines of the European Commission the present study is restricted to the upper five metres of the groundwater. In the Netherlands, on a national scale, there is no existing monitoring network of the upper five metres of groundwater. The national monitoring programme for the effectiveness of the minerals policy (LMM) is used to monitor the quality of the first metre of groundwater; the national groundwater quality monitoring network (LMG) is made up of permanent wells with well screens at 10 m and at 25 m below the surface. On average, 10 m below the surface corresponds with approximately 7.5 m below the groundwater table.

The present study limits itself to the sandy regions of the Netherlands. For clay and peat soils, lowering the compliance checking level is undesirable. The nitrogen load to surface waters in these areas comes mainly from surface run-off and leaching through shallow groundwater flow. As the objectives for nitrate in surface water are even stricter than for nitrate in groundwater, the nitrate concentration in the first meter of groundwater needs to be lower than  $50 \text{ mg l}^{-1}$  if the objectives for surface water are to be met.

***Research question and set-up of research***

The goal of the study has been translated into the following research question: Is it beneficial to change the compliance checking level for nitrate in groundwater and if so, what are the prerequisites when designing a network to monitor at a different depth?

Based on this research question, seven sub-questions were defined that further elaborate on scientific, technical and instrumental aspects. Two field studies (incorporating laboratory trials) and a desk study were carried out in order to answer these sub-questions. The field studies focused mainly on the technical and instrumental questions, while the results of the desk study were mainly used to answer the scientific questions.

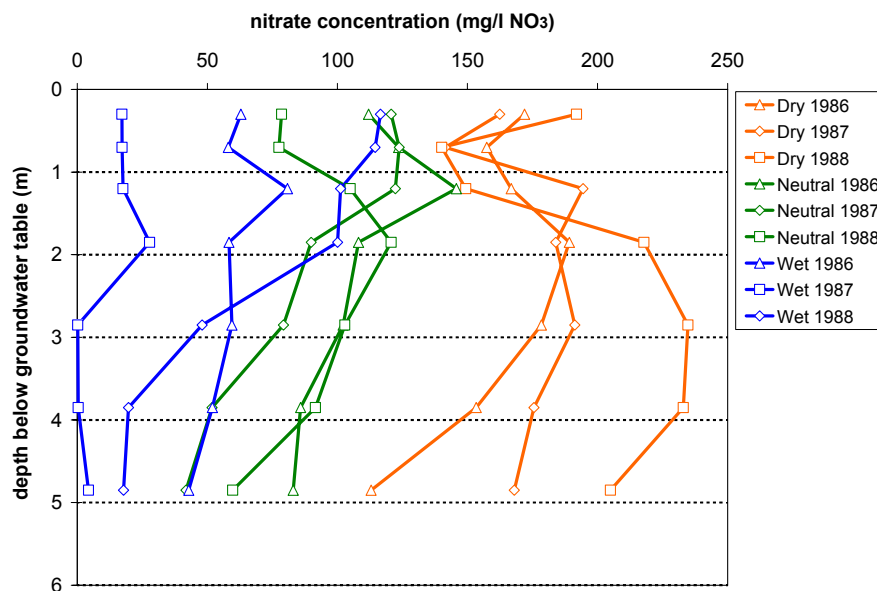
### Answers to the sub-questions

Sub-question 1: Does the nitrate concentration decrease with depth in agricultural lands in the sandy regions? If so, what is the extent of this decrease and are there differences between regions?

*There is no indication that nitrate levels decrease with depth in the dry sand regions (see for example figure S1). Data from studies performed in 2004 and 2005 support this conclusion. In a number of wells (mainly in dry sand) the nitrate concentration increased with depth. In the neutral and the wet sandy regions, the nitrate concentration did decrease on average within the first five metres of the groundwater column. The extent of the decrease varied between 15 and 40% in the neutral areas and between 30 and 100% in the wet areas.*

Based on these results, changing the compliance checking level for nitrate in the dry sand areas will not result in easier compliance with the threshold value for nitrate ( $50 \text{ mg l}^{-1}$ ). Lowering the compliance checking level in neutral and wet sandy regions could increase compliance with the threshold value. Therefore, it is important to establish if this decrease is due to denitrification and if so, whether this denitrification leads to any adverse environmental effects.

Nitrate levels increased with depth in some years and decreased with depth in others (Figure S1). The general trend is that the soils where the most marked decrease with depth was measured (the wet soils) had the lowest nitrate concentration in the first meter of the groundwater. The soils with the highest concentration in the upper meter of groundwater (dry soils) showed, on average, no decrease in nitrate concentration with depth.



*Figure S1 Development of the average nitrate concentration for three drainage classes (wet, neutral and dry) in the upper five metres of groundwater on dairy farms in the sandy regions of the Netherlands (data from 1986 to 1988).*

Sub-question 2: If the nitrate concentration decreases within the upper five metres, can this be attributed to denitrification, or are there other causes for this decrease?

*In neutral and wet sandy soils, the nitrate concentration does drop between the first and fifth metre of the groundwater column. This decrease is probably partly due to denitrification. However, we expect that a number of other causes also contribute to this decline, such as hydrological aspects (interfering soil layers), regional upward seepage from underlying water layers, and drainage of part of the precipitation surplus to nearby surface waters.*

If a decrease in nitrate concentration is caused by factors other than denitrification, then the nitrate may simply be transported to another part of the groundwater or to the surface water. Alternatively, when the decrease is caused by a temporary variation in precipitation, the decrease will also be temporary. If there is an interfering soil layer between the first and fifth meter of groundwater, then the deeper groundwater in the fifth meter may have originated from precipitation in another area (not on the agricultural land) and subsequently have moved via horizontal transport to the agricultural land. In this case a decrease with depth does not indicate denitrification, and the nitrate-rich groundwater from the agricultural land will also move elsewhere. If denitrification does occur, then the capacity for this process within the soil may be limited by availability of energy sources for the process.

Sub-question 3: If denitrification occurs, to what extent does this process lead to adverse environmental effects such as an increase in the levels of sulphate or heavy metals, or increasing hardness of the water?

*It was not possible to quantify the increase in other substances as a result of denitrification. Because of the heterogeneity of the subsoils in the Dutch sandy regions, there is considerable spatial variation in the rate of denitrification and in the effects that denitrification has on other aspects of groundwater quality.*

If the compliance checking level for nitrate were to be lowered, and this led to less need for stricter application standards for nitrogen fertiliser, then more nitrate would occur in the groundwater and more denitrification could occur. This could lead to an increase in the products of denitrification, including sulphate and heavy metals. Other studies have demonstrated such increases. However, the present study yielded insufficient data to quantify the problem for Dutch sandy soil regions.

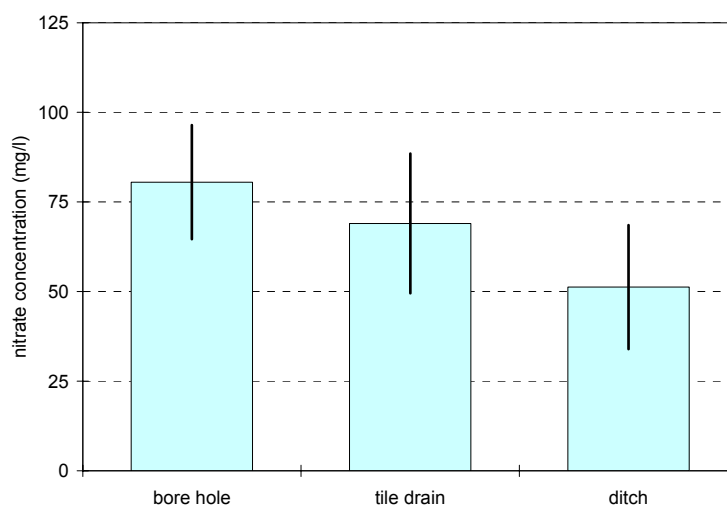
Sub-question 4: In the clay and peat regions, lowering the compliance checking level in order to be able to apply less strict application standards would lead to insufficient reduction of the nitrate load to surface waters. To what extent does this apply to the sandy soil areas?

*If the compliance checking level for sandy soils is lowered then concentrations exceeding  $50 \text{ mg l}^{-1}$  will be accepted in the first meter. This implies allowing higher concentrations in the drain water. This will lead to nitrate concentrations in tile drain water exceeding  $11.3 \text{ mg l}^{-1}$  nitrogen (the objective used to support the derogation). Surface water concentrations may be three or four times as high as the target value of  $2.2 \text{ mg l}^{-1}$  nitrogen.*

For clay and peat regions the target values for groundwater are partly based on the targets for surface water because the surface water is largely fed by run-off and leaching via shallow groundwater flow. In the sandy region, surface water must also comply with the European targets. Certain sandy areas (the wet areas and some neutral areas) are drained using tile

drains and ditches. The drainage water is discharged into the surface water and in this way nitrate is also released into the surface water.

The results demonstrate that in a drained area with a concentration of  $50 \text{ mg l}^{-1}$  in the upper metre of the groundwater (equivalent to  $11.3 \text{ mg l}^{-1}$  nitrogen) the Dutch nitrogen target level for surface water ( $2.2 \text{ mg l}^{-1}$ ) will generally be exceeded in the ditches. The nitrogen target level for surface water is based on preventing eutrophication. In general, the nitrate concentration in ditches in drained farmland is approximately 35% lower than the nitrate concentration in the upper metre of groundwater, see Figure S2. With a nitrate concentration of  $50 \text{ mg l}^{-1}$  ( $11.3 \text{ mg l}^{-1}$  nitrate-nitrogen) in the groundwater, the concentration in the ditches will be approximately  $7.3 \text{ mg l}^{-1}$  nitrogen, a level three or four times as high as the target value for surface waters. In addition to nitrate-nitrogen, ditches also receive ammonium-nitrogen and organic-nitrogen.



*Figure S2 Average nitrate concentration in groundwater (bore hole), tile drain water and ditchwater on 24 farms in the sandy regions of the Netherlands (data from winter 2004-2005). The vertical lines indicate the range within which the average nitrate concentration is located with 95% certainty.*

It is preferable to install permanent wells with several screens in the field. Several screens are a prerequisite to make up for the fact that some screens may not yield any water after placement. This lies in the fact that screens can be placed in impermeable soil layers or they can silt up with fine soil particles from the groundwater. Wells should be placed within the agricultural property. When wells are placed outside the farmland, the risk exists that the groundwater sampled has infiltrated outside the field, even if the direction of groundwater flow in the subsoil has been accounted for. Manual drilling methods are unsuitable as the desired depth below the groundwater table cannot always be attained manually.

Sub-question 6: Regardless of how complex, is it feasible to measure the extent to which denitrification occurs, whether it is sustainable, and whether the process produces undesirable by-products?

*It is not feasible to measure the extent to which denitrification occurs, the sustainability or whether undesirable by-products (e.g. sulphates, heavy metals) result using routine measurements such as those used in monitoring programs or networks. Using a combination*

*of existing non-routine methods it is possible to determine the extent of denitrification and the presence of undesirable by-products at specific locations. One unavoidable uncertainty is that other soil processes may produce the same undesirable compounds, so that the extent to which denitrification leads to a deterioration in groundwater quality cannot be accurately established.*

The compliance checking level can only be lowered if nitrate levels decrease due to denitrification and this process does not lead to an increase in other undesirable compounds (e.g. sulphates and heavy metals). It is therefore important to establish via measurements that any decrease in nitrate concentrations can be attributed to denitrification and that this process does not result in undesirable by-products.

There are methods to measure groundwater composition and thus gain insight into the current groundwater quality and the historical shifts therein. However, these measurements cannot irrevocably prove that a decrease in nitrate concentrations is due to denitrification, nor do they provide information on the future groundwater quality or the sustainability of denitrification. There are chemical and biological analyses available to measure the denitrification capacity of the subsoil, which may also yield insight into the sustainability of denitrification. The choice of the most suitable type of measurement depends on the research question at hand.

Sub-question 7: Regardless of how complex, is it feasible to measure whether the groundwater at five metres depth has the same origins (infiltrated at the same place) as the groundwater in the first metre?

*It is not feasible to measure whether groundwater at five metres depth has the same origins as groundwater in the first metre, or at least not using routine measurements in a monitoring program or network. By using a combination of methods currently not used in routine programs it is possible to determine whether groundwater at five metres depth infiltrated at the same place as groundwater in the upper metre of groundwater.*

Instead of denitrification, a decrease in nitrate concentrations may be due to nitrate-rich water flowing off horizontally and being replaced by cleaner water from elsewhere. This results merely in displacement of the problem. In order to discount this possibility, it is necessary to establish whether the groundwater at five metres depth infiltrated at the same place as the groundwater in the upper metre.

### ***Points of consideration***

#### At what level should compliance be checked?

This study focussed on changes in nitrate concentrations within the upper five metres in order to test whether lowering the compliance checking level within the first five metres would be beneficial. If the compliance checking level were to be lowered, the question still remains to which depth. Compliance checking can occur just in the fifth meter, or by taking the average of measurements in the first five metres of groundwater. This second option fits in better with the draft monitoring guidelines of the Nitrates Directive. However, this brings about only approximately half of the decrease in nitrate concentrations (if such a decrease even exists).

#### Designation of infiltration areas

Within the sandy regions, we distinguish infiltration areas and artificially drained areas. In artificially drained areas run off and leaching of nitrogen to surface waters occurs via the soil

surface and shallow groundwater flow. This is not the case in infiltration areas, where nitrate tends to be transported vertically into deeper soil layers. This study distinguishes between dry (nitrate vulnerable soils), neutral and wet soils. For these soil types, changes in nitrate concentrations with depth have been examined. The dry soils are situated in the infiltration areas and the wet soils in the artificially drained areas. It is not clear whether neutral soils are fully situated in the artificially drained areas or whether they also occur in infiltration areas. It may be technically feasible to establish this, but the resulting designation would not necessarily be useable in practice.

#### Sustainability of denitrification

This study did not measure the sustainability of denitrification in the subsoil (the period of time during which denitrification may sufficiently limit nitrate concentrations in the subsoil). No data are known on the sustainability of denitrification in the subsoil on a national scale or within the scale of the sandy regions.



## Samenvatting

### *Conclusie*

Het verlagen van de toetsdiepte voor nitraat in grondwater in de zandgebieden van de bovenste meter naar de bovenste vijf meter van het grondwater, om zo te kunnen voldoen aan de doelstellingen van de Nitraatrichtlijn of de Kaderrichtlijn Water, blijkt niet opportuun. Bij de nitraatuitspoelingsgevoelige (“droge”) gronden kan namelijk, op basis van de beschikbare gegevens, geen afname van de nitraatconcentratie in de bovenste vijf meter van het grondwater worden aangetoond. Bij de overige gronden neemt de nitraatconcentratie wel af tussen één en vijf meter onder de grondwaterspiegel, maar is er meestal sprake van uit- en afspoeling van nitraat en andere stikstofverbindingen naar het oppervlaktewater.

Voor de neutrale gronden (matige natte en matige droge gronden) bedraagt de afname van de nitraatconcentratie in de bovenste vijf meter van het grondwater 15 tot 40% en voor de natte gronden 30 tot 100%. Echter bij de natte en deels bij de neutrale gronden treedt er uit- en afspoeling op van nitraat naar het oppervlaktewater. Voor deze veelal gedraineerde gronden leidt een nitraatconcentratie van 50 mg l<sup>-1</sup> (dit is gelijk aan 11,3 mg nitraatstikstof per liter) in de bovenste meter van het grondwater al tot een overschrijding van de stikstofnorm voor oppervlaktewater van 2,2 mg stikstof per liter met gemiddeld een factor drie tot vier.

Het is niet mogelijk om via routinematige metingen, zoals die in een meetnet of een meetprogramma worden uitgevoerd, vast te stellen of de afname bij de natte en neutrale gronden wordt veroorzaakt door de veronderstelde gewenste afbraak van nitraat (denitrificatie) en of hierbij de waterkwaliteit verslechtert door een toename van de concentratie van andere stoffen (probleemverschuiving). De redenen hiervoor zijn de grote ruimtelijk variatie in de nitraatconcentratie in de bovenste meter van het grondwater, de grote variatie in het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte, de grote variatie in de eigenschappen van de bouwvoor en ondergrond (zoals het vermogen van om nitraat af te breken), en de grote ruimtelijke en temporele variatie van de bodembelasting met stikstof en van de neerslag.

### *Aanleiding voor de studie*

De landbouw in Nederland krijgt te maken met steeds meer regels over de wijze waarop meststoffen mogen worden toegepast en in welke hoeveelheden. Sinds eind jaren tachtig van de vorige eeuw wordt het gebruik van dierlijke mest in toenemende mate beperkt. Er werd een maximum gesteld aan de hoeveelheid fosfaat die met dierlijke mest mocht worden aangewend. Vanaf 1998 werd het gebruik van stikstof via kunstmest en dierlijke mest beperkt. Dit gebeurde door het begrenzen van de stikstofoverschotten via de MINAS verliesnormen. Het overschot is het verschil tussen de aanvoer en de afvoer van nutriënten. Per 1 januari 2006 is de wetgeving aangepast. Er is een systeem ingevoerd van gebruiksnormen, dit wil zeggen dat er maxima worden gesteld aan de gift. Deze maximale gebruiksnormen zijn er voor de totale stikstofgift en de fosfaatgift, maar ook voor de stikstofgift via dierlijke mest.

Met de Europese Commissie is overeengekomen dat de gebruiksnormen voor 2009 moeten leiden tot het halen van de doelstelling voor nitraat in grondwater van 50 mg l<sup>-1</sup>. Deze overeenkomst vloeit voort uit de discussie met de Commissie over de implementatie van de Nitraatrichtlijn via het Nederlandse Actieprogramma 2006-2009 en het Derogatiebesluit. Daarnaast moet in 2015 worden voldaan aan de doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water. Beide richtlijnen verplichten de lidstaten van de Europese Unie er voor te zorgen dat de

nitraatconcentratie in het grondwater en het oppervlaktewater beneden de 50 mg l<sup>-1</sup> blijft en dat er geen eutrofiëring van het oppervlaktewater optreedt. Geen van beide richtlijnen geeft aan op welke manier en op welke diepte het grondwater moet worden bemonsterd om te toetsen of aan de doelstelling wordt voldaan.

De Nitraatrichtlijn stelt een maximum aan het gebruik van stikstof uit dierlijke mest van 170 kg ha<sup>-1</sup>. Nederland heeft na onderhandelingen met de Europese Commissie een derogatie gekregen van 250 kg stikstof per hectare uit dierlijke mest (2005/880/EU). Een van de voorwaarden aan de derogatiebeschikking – die betrekking heeft op de periode 2006-2009 – is dat deze derogatie alleen van toepassing is op bedrijven met minimaal 70% grasland. Nederland heeft naar de Europese Commissie aangegeven dat een derogatie geen negatief effect heeft op de kwaliteit van het grondwater en het oppervlaktewater. De Commissie heeft Nederland verplicht de effecten van de derogatie te monitoren op minimaal 300 derogatiebedrijven en hierover haar jaarlijks te informeren.

Het uitgangspunt van het Nederlandse Actieprogramma 2006-2009 is dat de doelstelling voor nitraat van 50 mg l<sup>-1</sup> niet zal worden overschreden in de bovenste meter van het grondwater. In de zandgebieden werd in de periode 2000-2002 op circa 80% van de landbouwbedrijven deze doelstelling nog overschreden. De nieuwe Meststoffenwet (die sinds 1 januari 2006 van kracht is) moet leiden tot gebruiksnormen voor 2009 die tot gevolg hebben dat op termijn (2015) geen overschrijding van de doelstelling meer zal plaatsvinden.

Bij de bespreking van de resultaten van de Evaluatie Meststoffenwet 2004 in de Tweede Kamer in 2004 en de voorbereidingen voor de nieuwe Meststoffenwet 2006 is naar aanleiding van vragen de Tweede Kamer toegezegd dat een studie zal worden uitgevoerd op basis waarvan in 2007 beslist kan worden of en zo ja op welke wijze een verlaging van de toetsdiepte op zandgronden tot de mogelijkheden behoort. De conceptleidraad Monitoring voor de Nitraatrichtlijn lijkt een opening te bieden voor een andere toetsdiepte. In deze leidraad, die nooit formeel is vastgesteld, staat:

*“Both shallow and deep groundwater should be included in the monitoring network [...] For example, both the upper and lower parts of the aquifer that are connected to the soil should be sampled, as the upper parts (the first five meters of the saturated zone) will tend to respond quickest to changes in agricultural practice, ...”.*

*[In het meetnet moet zowel het ondiepe als het diepe grondwater worden gemeten [...]  
Bijvoorbeeld, zowel de bovenste lagen als de diepere lagen in het watervoerende pakket, dat direct wordt gevoed vanuit de onverzadigde bodem (het freatische grondwater), dienen te worden bemonsterd, omdat de ondiepe lagen (de bovenste vijf meter van de verzadigde bodem) in het algemeen het snelst reageren op veranderingen in de landbouwpraktijk, ...]*

In het Nederlandse Actieprogramma 2006-2009 is aangekondigd dat, in het kader van de evaluatie Meststoffenwet 2004, wordt onderzocht of het milieukundig verantwoord en uitvoerbaar is om op een andere diepte binnen het bovenste grondwater te toetsen om te voldoen aan de doelstelling van 50 mg nitraat per liter grondwater. Aan de Tweede Kamer is gemeld dat afspraken met de Europese Commissie – ook voor de toetsdiepte – onderdeel zijn van een pakket aan afspraken, en dat wetenschappelijke bewijzen aanleiding kunnen geven tot wijzigingen.

### ***Doel en afbakening van de studie***

Het doel van de studie is de milieukundige en technische informatie te verzamelen die het beleid nodig heeft om de vraag te kunnen beantwoorden of, en zo ja op welke wijze, een verlaging van de toetsdiepte verantwoord is en, zo ja, welke metingen moeten worden uitgevoerd.

De studie die in dit rapport beschreven staat, is uitgevoerd als uitvloeisel van deze toezegging. De studie is een vervolg op de in 2004 verrichte toetsdieptestudie door Broers et al. (2004). Broers et al. gaven antwoord op de vragen of (a) met een voldoende mate van nauwkeurigheid gebieden zijn aan te wijzen waar denitrificatie (de afbraak van nitraat) zonder nadelige gevolgen optreedt en (b) op welke diepte in het grondwater dan zou moeten worden getoetst of de doelstelling van  $50 \text{ mg l}^{-1}$  wordt overschreden. De studie van Broers et al. maakte duidelijk dat het niet mogelijk is dergelijke gebieden aan te wijzen, omdat de kennis ontbreekt over de mate waarin nitraat in de ondergrond in de verschillende delen van de zandgebieden kan worden afgebroken. Om gebieden te kunnen aanwijzen waar denitrificatie optreedt, is een grote karteer- en meetinspanning noodzakelijk. Zij stellen dat alleen voor de gebieden waar het grondwater niet in direct contact staat met het oppervlaktewater een toetsdiepte van maximaal op 10 meter beneden maaiveld kan worden overwogen.

Wat betreft de verlaging van de toetsdiepte beperkt de huidige studie zich tot de bovenste vijf meter van het grondwater, omdat dit aansluit bij de tekst in de conceptleidraad Monitoring van de Nitraatrichtlijn. Er is momenteel geen meetnet waarmee op nationale schaal of de schaal van de zandgebieden de grondwaterkwaliteit van de bovenste vijf meter wordt gemonitord. In het Landelijke Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) wordt de bovenste meter van het grondwater gemonitord, terwijl in het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG) op circa 10 en 25 meter beneden maaiveld het grondwater wordt bemonsterd. De 10 meter beneden maaiveld komt ongeveer overeen met 7,5 meter onder de grondwaterspiegel.

De huidige studie beperkt zich tot de zandgebieden van Nederland. Voor de klei- en veengebieden is de verlaging van de toetsdiepte ongewenst, omdat de belasting van het oppervlaktewater met stikstof vooral via af- en uitspoeling gaat. De doelstellingen voor oppervlaktewater zijn scherper dan die voor grondwater en daarom zal de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van klei- en veengronden meestal lager moeten zijn dan  $50 \text{ mg}$  per liter.

### ***Onderzoeksvraag en opzet van het onderzoek***

De beleidsvraag is vertaald in de volgende onderzoeksvraag: is het opportuun de toetsdiepte te verlagen en daarvoor een meetprogramma of meetnet op te zetten en zo ja op welke wijze kan een dergelijk meetnet dan het beste vorm worden gegeven.

De onderzoeksvraag kan in een aantal deelvragen worden uitgewerkt, dit betreft deels wetenschappelijke vragen en deels meettechnische vragen. Om de vragen te beantwoorden zijn twee veldstudies, inclusief laboratoriumexperimenten, en een bureaustudie uitgevoerd. De veldstudies zijn vooral gebruikt voor de beantwoording van de meettechnische vragen. De resultaten van de laboratoriumstudies en de bureaustudie zijn gebruikt om in het bijzonder de wetenschappelijke vragen te beantwoorden.

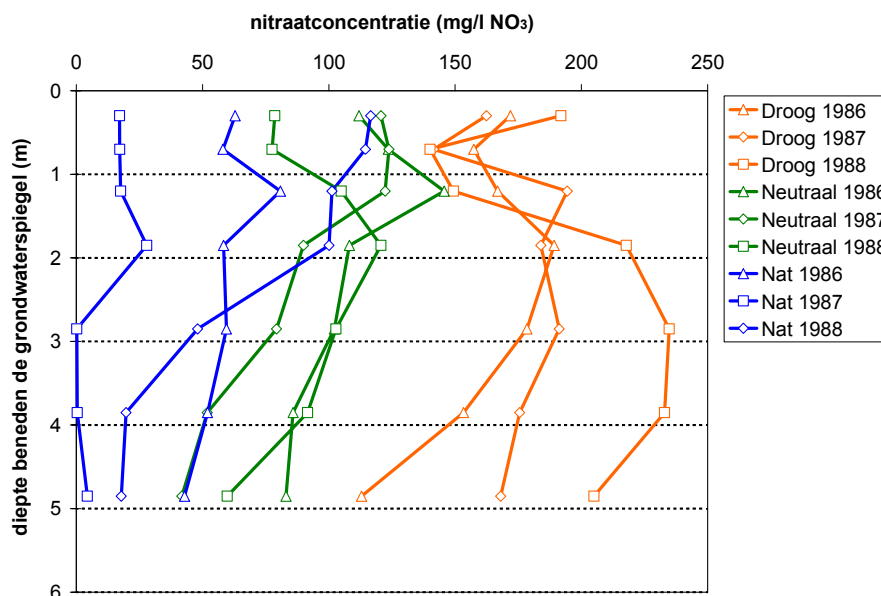
### Beantwoording van de deelvragen

**Deelvraag 1:** “Neemt de nitraatconcentratie in het grondwater onder landbouw in de zandgebieden af met de diepte in de bovenste vijf meter van de verzadigde zone en zo ja in welke mate en is dit overal in de zandgebieden hetzelfde?”

*Voor de nitraatuitspoelingsgevoelige (“droge”) gronden wijzen alle gegevens er op dat de nitraatconcentratie gemiddeld niet afneemt binnen de eerste vijf meter van het grondwater, zie als voorbeeld Figuur S1. Ook de recente metingen uit 2004 en 2005 geven dit beeld te zien. In een aantal putten is een toename van de nitraatconcentratie met de diepte gemeten. Voor de overige gronden is tussen één en vijf meter onder de grondwaterspiegel wel een afname van de nitraatconcentratie aangetoond (zie bijvoorbeeld Figuur S1). Voor de neutrale (matige natte en matig droge) gronden bedraagt de afname 15 tot 40% en voor de natte gronden 30 tot 100%.*

Dit betekent dat verlaging van de toetsdiepte voor de uitspoelingsgevoelige gronden geen effect heeft op de nitraatconcentratie. Voor de overige gronden zou een verlaging van de toetsdiepte wel tot het gemakkelijker realiseren van de doelstelling leiden. Voor deze gronden is het daarom van belang na te gaan of het verlagen van de toetsdiepte, waardoor de gebruiksnormen voor 2009 mogelijk minder worden aangescherpt, kan leiden tot een probleemverschuiving of een afwenteling van het probleem (zie deelvragen 3 en 4).

In sommige jaren nemen de concentraties af en in andere toe met de diepte, zoals in Figuur S1 te zien is. De nitraatconcentraties in de eerste meter van het grondwater zijn het laagst bij de gronden met de grootste afname met de diepte (de natte gronden) en de afname van de nitraatconcentratie met de diepte is afwezig bij de gronden met de hoogste nitraatconcentratie in de eerste meter van het grondwater, namelijk de droge gronden.



*Figuur S1 Verloop van de gemiddelde nitraatconcentratie met de diepte in de bovenste vijf meter van het grondwater onder melkveebedrijven in de zandgebieden, voor de jaren 1986 tot en met 1988, voor drie drainageklassen: nat (Gt I t/m IV), neutraal (Gt V, V\* en VI) en droog (Gt VII en VIII).*

Deelvraag 2: “Indien er een afname is van de nitraatconcentratie met de diepte, is dit dan toe te schrijven aan denitrificatie of zijn er andere oorzaken voor deze afname?”

*De gronden met een drainageklasse nat en neutraal hebben een lagere nitraatconcentratie op vijf meter beneden de grondwaterspiegel dan in de eerste meter van het grondwater. Deze afname wordt waarschijnlijk deels veroorzaakt door denitrificatie. Daarnaast kunnen andere factoren een rol spelen, zoals hydrologie (storende lagen), regionale kwel van grondwater uit de diepere ondergrond en afvoer van (een deel van) het neerslagoverschot naar het oppervlaktewater.*

Indien er andere oorzaken zijn dan denitrificatie, dan kan het probleem elders optreden of is de afname van de nitraatconcentratie met de diepte veroorzaakt door bijvoorbeeld de variatie in de tijd van de stikstofbelasting of de neerslag. In dat laatste geval is de afname met de diepte tijdelijk. Overigens kan het vermogen van de bodem om nitraat te denitrificeren ook eindig zijn. Een storende laag kan betekenen dat er een verschil in herkomst is van het grondwater tussen het bovenste en diepere grondwater, bijvoorbeeld de bovenste meter is uitgespoeld uit een landbouwperceel en de vijfde meter is oud kwelwater dat voor 1950 met een lage nitraatconcentratie is geïnfiltreerd. In dat geval kan niets gezegd worden over het effect van de landbouwbedrijfsvoering op de nitraatconcentratie op vijf meter diepte.

Deelvraag 3: “In welke mate leidt een afname van de nitraatconcentraties met de diepte door denitrificatie tot een probleemverschuiving door een toename van de concentraties van bijvoorbeeld sulfaat en zware metalen of een toename van de hardheid van het grondwater?”<sup>1</sup>

*Het kwantificeren van de grootte van het probleem van de toename van andere stoffen (probleemverschuiving) als gevolg van denitrificatie bleek niet mogelijk. De heterogeniteit van de ondergrond in de Nederlandse zandgebieden is zodanig dat op korte afstand (binnen een landbouwbedrijf) grote verschillen kunnen voorkomen in het al dan niet optreden van denitrificatie en het type effect dat denitrificatie heeft op de waterkwaliteit.*

Het verlagen van de toetsdiepte, en daarmee een minder vergaande aanscherping van de gebruiksnormen, betekent dat de aanvoer van nitraat naar het grondwater beneden de eerste meter hoger zal zijn. Dit kan in bepaalde bodems leiden tot een hogere denitrificatie en een toename van de concentraties van andere stoffen. Verscheidene detailonderzoeken hebben een dergelijke probleemverschuiving wel aangetoond. Er zijn echter onvoldoende gegevens beschikbaar om de omvang van de probleemverschuiving in de bovenste vijf meter van het grondwater in de zandgebieden te kwantificeren.

Deelvraag 4: “In welke mate is er in de zandgebieden, net als in de klei- en veengebieden, het gevaar dat een verlaging van de toetsdiepte (met als gevolg een minder vergaande aanscherping van de gebruiksnormen) leidt tot het onvoldoende terugdringen van de stikstofbelasting van het oppervlaktewater?”

*Verlaging van de toetsdiepte in de gedraineerde delen van de zandgebieden betekent dat in de bovenste meter van het grondwater nitraatconcentraties hoger dan 50 mg l<sup>-1</sup> zijn toegestaan en daarom ook zullen voorkomen. Dit zal leiden tot een hogere stikstofbelasting van het oppervlaktewater dan bij een toetsing in de bovenste meter. Het zal leiden tot een*

---

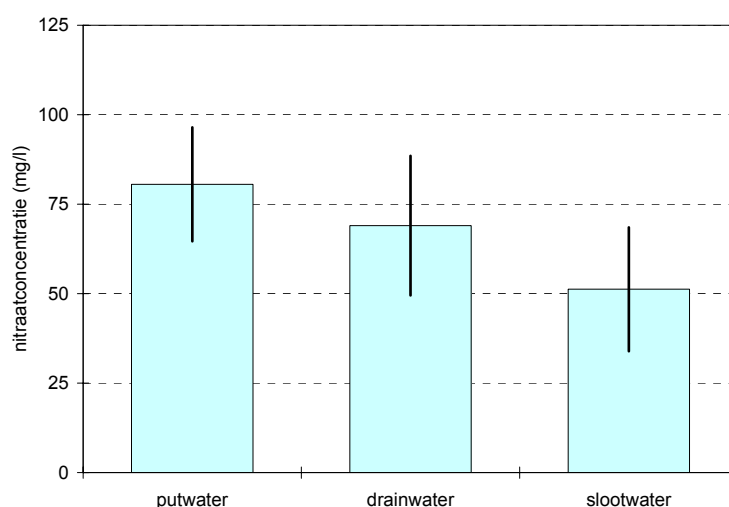
<sup>1</sup> De chemische reacties die bij de denitrificatie in de ondergrond optreden, kunnen leiden tot het oplossen van bodemmineralen, waardoor de concentraties van sulfaat, zware metalen, calcium en magnesium kunnen toenemen. De normen voor deze stoffen in drinkwater kunnen hierdoor worden overschreden.

*stikstofconcentratie in het drainwater hoger dan 11,3 mg l<sup>-1</sup> (doelstelling onderbouwing derogatie) en een overschrijding van de stikstofnorm voor oppervlaktewater van 2,2 mg l<sup>-1</sup> met meer dan een factor drie tot vier.*

Voor de klei- en veengebieden is gesteld dat de normstelling voor oppervlaktewater sturend is, omdat de belasting van het oppervlaktewater met stikstof vooral via af- en uitspoeling gaat. Het oppervlaktewater in de zandgebieden zal volgens de Europese richtlijnen ook moeten worden beschermd. Ook een deel van de zandgronden is ontwaterd door het graven van sloten al dan niet in combinatie met het aanbrengen van drainagebuizen in de ondergrond. Een deel van het neerslagoverschot wordt daarom afgevoerd via de drains en sloten, en daarmee de uit de bouwvoor uitgespoelde stikstof.

Uit het onderzoek blijkt dat bij een nitraatconcentratie van 50 mg l<sup>-1</sup> in de bovenste meter van het grondwater (dit is gelijk aan 11,3 mg nitraatstikstof per liter), de stikstofnorm voor het oppervlaktewater in het algemeen zal worden overschreden in *de sloten* gelegen in deze gedraineerde gebieden. De stikstofnorm (Maximaal Toelaatbaar Risico) voor oppervlaktewater ter beperking van eutrofiëringverschijnselen bedraagt 2,2 mg stikstof per liter. Op landbouwbedrijven in de zandgebieden is de nitraatconcentratie in de sloten gemiddeld 35% lager dan in de bovenste meter van het grondwater (putwater), zie Figuur S2. Bij een nitraatconcentratie van 50 mg l<sup>-1</sup> in het bovenste grondwater, zou de nitraatstikstofconcentratie in het slootwater 7,3 mg l<sup>-1</sup> N zijn. Dit is ruim drie keer zo veel als de oppervlaktewaternorm. Naast nitraatstikstof komt er ook nog ammoniumstikstof en organisch stikstof in de sloot terecht.

Bij de onderbouwing van de derogatie is voor de kleigebieden als uitgangspunt genomen dat de totale stikstofconcentratie in *het drainwater* de 11,3 mg l<sup>-1</sup> niet mocht overschrijden. Gemiddeld is de nitraatconcentratie in het drainwater in de zandgebieden ongeveer 15% lager dan die in het bovenste grondwater, zie Figuur S2. Bij een concentratie van 11,3 mg l<sup>-1</sup> nitraatstikstof (N) in het grondwater spoelt er 9,6 mg l<sup>-1</sup> nitraatstikstof uit de drains. Naast nitraat bevat het drainwater gemiddelde 2-3 mg l<sup>-1</sup> ammonium- en organisch stikstof (N). Dit betekent een totale stikstofconcentratie in het drainwater van iets meer dan 11,3 mg l<sup>-1</sup>.



*Figuur S2 Gemiddelde nitraatconcentratie in put-, drain- en slootwater op 24 landbouwbedrijven in de zandgebieden in winter 2004-2005. De verticale lijn in de kolom geeft het traject aan waarbinnen de gemiddelde nitraatconcentratie zich met 95% zekerheid bevindt.*

Deelvraag 5: “Is het mogelijk, al dan niet op eenvoudige wijze, de nitraatconcentratie op vijf meter diepte in de verzadigde zone te meten, of is de gemiddelde nitraatconcentratie van de bovenste vijf meter te bepalen?”

*Als de toetsdiepte wordt verlaagd, zullen ook meetgegevens over nitraat beschikbaar moeten komen om een toetsing uit te kunnen voeren. Het is mogelijk om op routinematige wijze de nitraatconcentratie op meerdere diepteniveaus in de bovenste vijf meter diepte in de verzadigde zone te meten. De kosten voor dergelijk metingen zijn hoger dan voor de metingen in het bovenste grondwater.*

Er dienen bij voorkeur permanente putten met meerdere filters in de percelen geplaatst te worden. Meerdere filters zijn nodig omdat met een deel van de filters geen grondwater te bemonsteren is. De oorzaak hiervan kan zijn dat het filter in een slecht doorlatende laag staat of dat het filter is dichtgeslibd door de aanwezigheid van fijn materiaal. De putten dienen in de percelen te worden geplaatst, omdat met putten die buiten het perceel geplaatst zijn het risico bestaat dat grondwater wordt bemonsterd dat deels van buiten het perceel afkomstig is. Ook al is bij de plaatsing van dergelijke putten rekening gehouden met de stromingsrichting van het grondwater. Handmatige methoden zijn ongeschikt. Met handmatig boren kan niet altijd de gewenste diepte onder de grondwaterspiegel worden bereikt.

Deelvraag 6: “Is het mogelijk, al dan niet op eenvoudige wijze, via metingen aan te tonen in welke mate denitrificatie optreedt, duurzaam is, en of deze al dan niet leidt tot probleemverschuiving?”

*Het is niet mogelijk om via routinematige metingen, zoals die in een meetnet of een meetprogramma worden uitgevoerd, met voldoende betrouwbaarheid vast te stellen in welke mate denitrificatie optreedt, of deze duurzaam is en al dan niet leidt tot een probleemverschuiving. Met behulp van (een combinatie van) methoden die nu niet-routinematig worden gebruikt, is het voor specifieke locaties wel mogelijk om het optreden van denitrificatie en eventuele probleemverschuiving in kaart te brengen. Probleem is dat ook andere processen kunnen leiden tot verslechtering van de waterkwaliteit.*

Het verlagen van de toetsdiepte is een optie in de situaties waarin nitraat in het grondwater door denitrificatie wordt afgebroken en waarbij geen schadelijke stoffen als sulfaat en zware metalen vrijkomen. Daarom is het belangrijk om via metingen aan te tonen dat een nitraatafname inderdaad wordt veroorzaakt door denitrificatie en of geen probleemverschuiving optreedt.

Metingen van de samenstelling van het grondwater geven inzicht in de huidige kwaliteit van het grondwater en de historische veranderingen hierin. Deze metingen geven geen uitsluitel of een afname van de nitraatconcentratie komt door denitrificatie of door andere factoren. Deze metingen geven ook geen inzicht in de toekomstige situatie, en vormen dus geen basis om conclusies over de duurzaamheid te trekken. Er zijn chemische en biologische meetmethoden beschikbaar waarmee het vermogen van de ondergrond om nitraat te denitrificeren kan worden geschat. Zulke analyses kunnen nuttig zijn voor het maken een schatting van de denitrificatiecapaciteit van de ondergrond en de duurzaamheid van denitrificatie. De keuze voor welke typen metingen het meest geschikt zijn is afhankelijk van de kennisvraag.

Deelvraag 7: “Is het mogelijk, al dan niet op eenvoudige wijze, via metingen aan te tonen dat het water op vijf meter beneden de grondwaterspiegel dezelfde herkomst heeft als de bovenste meter?”

*Het is niet mogelijk om via routinematige metingen, zoals die in een meetnet of een meetprogramma worden uitgevoerd, voor alle meetlocaties met voldoende betrouwbaarheid de herkomst van het diepere grondwater vast te stellen. Met behulp van (een combinatie van) methoden die nu niet-routinematig worden gebruikt, is het voor specifieke locaties wel mogelijk om vast te stellen dat het grondwater op grotere diepte uit hetzelfde perceel afkomstig is als het bovenste grondwater.*

De bepaling van de herkomst van het grondwater op grotere diepte is van belang om uit te kunnen sluiten dat de afname van de nitraatconcentratie met de diepte het gevolg is van aanvoer van schoon water van elders, bijvoorbeeld oud kwelwater. In dat geval is er geen sprake van denitrificatie. Er kan in zo'n situatie bijvoorbeeld ook sprake zijn van afwenteling naar het oppervlaktewater.

### ***Aandachtspunten***

#### Welke toetsdiepte

In de studie is gekeken naar de afname van de nitraatconcentratie in de eerste vijf meter van het grondwater. In de discussie over de toetsdiepte bleef de vraag open of de verlaging van de toetsdiepte inhoudt dat toetsing – in plaats van in de eerste meter van het grondwater – zal plaatsvinden in de vijfde meter onder de grondwaterspiegel of in de bovenste vijf meter (dus de gemiddelde nitraatconcentratie van het grondwater tussen de grondwaterspiegel en vijf meter beneden de grondwaterspiegel). Dit laatste sluit beter aan bij de formulering in de conceptleidraad Monitoring voor de Nitraatrichtlijn, maar levert circa de helft op van de afname van de nitraatconcentratie, indien deze aanwezig is.

#### Afbakenen van infiltratiegebieden

Binnen de zandgebieden kan onderscheid worden gemaakt tussen infiltratiegebieden en gedraineerde gebieden. Bij de gedraineerde gebieden vindt uit- en afspoeling plaatst naar het oppervlaktewater via ondiepe grondwaterstroming, dit in tegenstelling tot de infiltratiegebieden. In de studie is onderscheid gemaakt tussen de nitraatuitspoelingsgevoelige (droge) gronden, de neutrale gronden en de natte gronden. Voor deze gronden is nagegaan in hoeverre er sprake is van een afname van de nitraatconcentratie met de diepte. De droge gronden liggen in de infiltratiegebieden en de natte gronden in de gedraineerde gebieden. Het is niet bekend in hoeverre de neutrale gronden deels of geheel tot de gedraineerde gebieden behoren of dat deze deels ook tot het infiltratiegebied behoren. Het is misschien technisch mogelijk dit in beeld te brengen, maar het is onbekend of een dergelijk afbakening in de praktijk op een zinvolle manier is te realiseren.

#### Duurzaamheid van de denitrificatie

In deze studie is geen onderzoek gedaan naar de duurzaamheid van de denitrificatie. Dit wil zeggen hoe lang denitrificatie in de ondergrond kan optreden. Voor zover bekend zijn voor het maken van een schatting op nationale de schaal of de schaal van de zandgebieden geen gegevens beschikbaar.

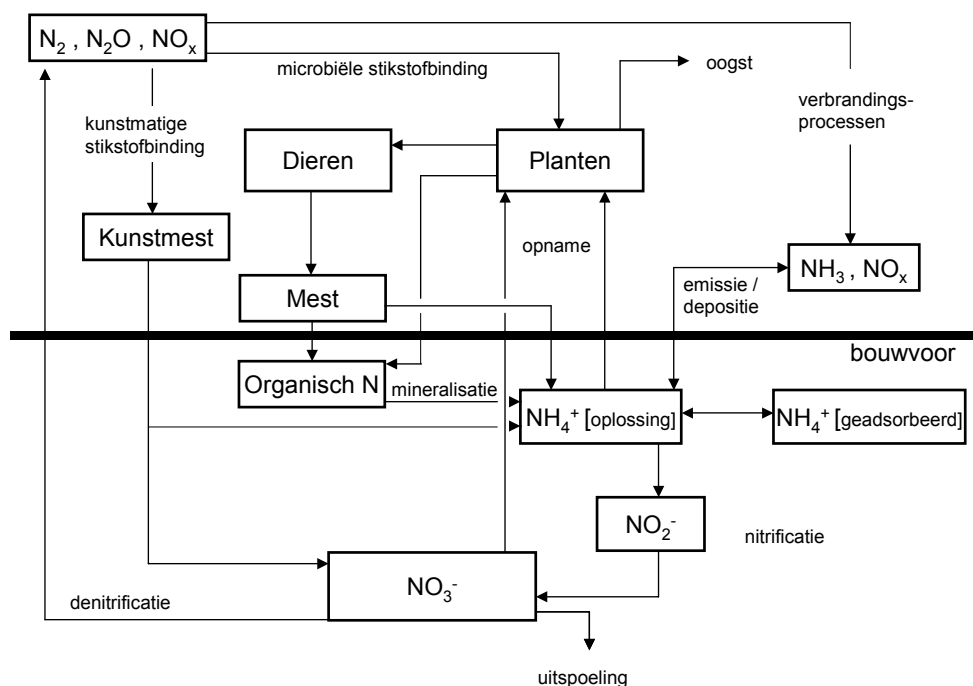


# 1. Inleiding

## 1.1 Nitraat in bodem en grondwater

### 1.1.1 De plaats van nitraat in de stikstofkringloop

Stikstof is een essentieel element voor plant en dier. Stikstof heeft vele verschijningsvormen. In Figuur 1.1 zijn de belangrijkste vormen in hun onderlinge relatie schematisch weergegeven. Planten kunnen stikstof opnemen uit de bodem en doen dit overwegend in de vorm van nitraat ( $\text{NO}_3^-$ ) of ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ). Daarnaast kunnen sommige plantensoorten stikstof opnemen via stikstofbinding. De binding gebeurt door microben die in symbiose leven met de plant. Nitraat en ammonium zijn anorganische stikstofverbindingen. Ammonium is een kation dat kan adsorberen aan de bodemdeeltjes. In oplossing is het in evenwicht met opgelost ammoniak ( $\text{NH}_3$ ). De zuurgraad van de bodem beïnvloedt dit evenwicht. In alkalische gronden ( $\text{pH} \geq 7$ ) zal ammonium snel als ammoniakgas kunnen vervluchtigen. Ammonium in oplossing zal in de bovengrond van de meeste zandgronden snel worden omgezet in nitraat (nitrificatie), omdat deze voldoende zuurstof bevatten. Ammoniumconcentraties in het bovenste grondwater zijn daarom meestal laag ( $< 2 \text{ mg l}^{-1}$ ). Nitraat is een anion dat goed oplosbaar is in water en zich niet bindt aan de bodemdeeltjes. Hierdoor zal nitraat gemakkelijk uitspoelen naar het grondwater. In de bodem en in het grondwater kan nitraat worden omgezet naar onder andere stikstofgas. Dit proces heet denitrificatie. In Bijlage 1 wordt dit proces in meer detail beschreven.

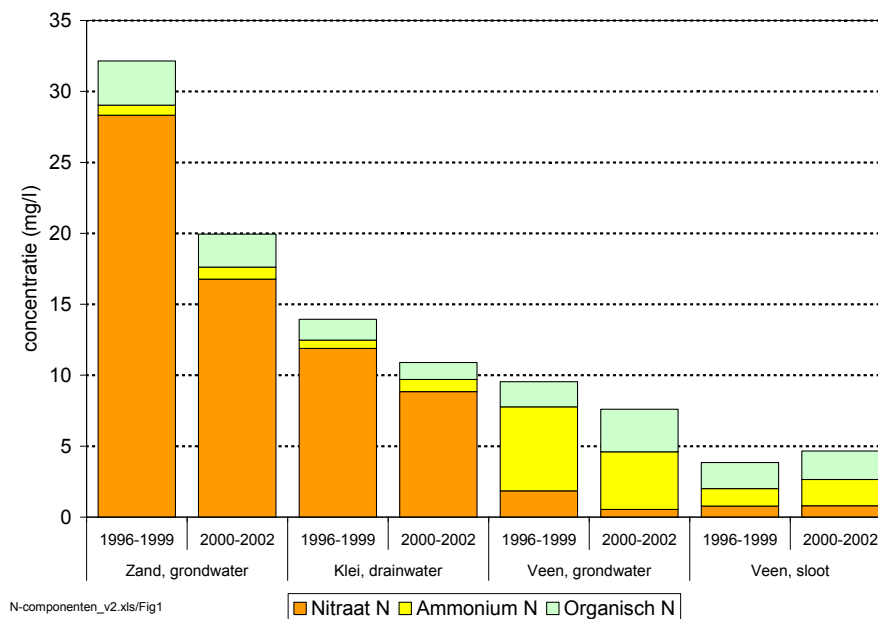


Figuur 1.1 Vereenvoudigde weergave van de stikstofkringloop voor de bodem.

Voor een uitgebreide bespreking van de huidige kennis van het gedrag van nitraat in de ondergrond wordt verwezen naar hoofdstuk 3 van het toetsdiepterapport van Broers et al. (2004). Hieronder wordt in het kort een aantal aspecten besproken.

### 1.1.2 Bodemtype, nitraatuitspoeling en stikstofverbinding

Bodemeigenschappen, zoals grondsoort en drainerende vermogen van de gronden, bepalen in belangrijke mate de uitspoeling van nitraat uit de bodem naar grond- en oppervlaktewater (Schröder et al., 2005; Fraters et al., 2004). De nitraatconcentraties in het bovenste grondwater op landbouwbedrijven in de zand-, klei- en veengebieden van Nederland verschillen, zie Figuur 1.2, zonder dat deze toegeschreven kunnen worden aan verschillen in stikstofgebruik. De lagere nitraatconcentraties bij kleigronden dan bij zandgronden en het nagenoeg ontbreken van nitraat in veengronden wordt toegeschreven aan de hogere denitrificatie bij deze grondsoorten, deels vanwege de structuur en deels vanwege het hogere organische stofgehalte van deze gronden. De grondsoort heeft ook invloed op de ammoniumconcentraties, in veengronden is deze van nature hoger dan bij klei- en zandgronden.



Figuur 1.2 Stikstofconcentraties in water op landbouwbedrijven in de zand, klei en veengebieden van Nederland voor de perioden 1996-1999 en 2000-2002 (Fraters et al., 2004)

### 1.1.3 Grondwaterstand en nitraat

Ook kunnen grote verschillen in nitraatconcentraties gevonden worden tussen meetlocaties op zandgronden die niet aan verschillen in stikstofgebruik zijn toe te schrijven. Boumans et al. (1989) hebben aangetoond dat verschillen in gemiddelde grondwaterstandniveaus en schommelingen hierin binnen het jaar de oorzaak kunnen zijn van dergelijke verschillen. Het verschil in grondwaterstandverloop in een jaar en het verschil tussen de gemiddeld hoogste (GHG) en gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) is vastgelegd in een systeem van grondwatertrappen (Gt's). Er zijn acht grondwatertrappen onderscheiden plus nog enkele subtrappen (Gt I t/m Gt VIII), zie Locher en De Bakker (1993). Gt I betekent gemiddeld hoge grondwaterstanden en Gt VIII betekent gemiddeld lage grondwaterstanden. Boumans et al. (1989) vonden bijvoorbeeld dat bij eenzelfde bemestingsniveau bij een grond met Gt II in de bovenste meter van het grondwater nog maar 5% van de hoeveelheid nitraat werd gemeten ten opzichte van de hoeveelheid bij een grond met een Gt VIII. Willems et al. (2005a) laten recente resultaten zien en bespreken de effecten van verdroging.

Op basis van onderzoek verricht in de periode 1992-1995 op 100 landbouwbedrijven in de zandgebieden zijn deze Gt's gegroepeerd in drie drainageklassen op basis van de GLG en GHG (Fraters et al., 1997, Boumans et al., 1997), zie Tabel 1.1. Dit onderzoek en ook analyses van de gegevens van latere jaren wezen uit dat deze aggregatie de verschillen in nitraatconcentratie het beste konden verklaren. Willems et al. (2005a) hanteren een iets afwijkende indeling in drie groepen, waarbij het onderscheid tussen nat en neutraal is gebaseerd op de GHG in plaats van de GLG. De Gt's IV en V/V\* wisselen dan van klasse.

*Tabel 1.1 Karakteristieken van de onderscheiden drainageklassen*

Drainageklasse	Grondwatertrap (Gt)	GHG (cm -mv)	GLG (cm -mv)
Nat	I, II, II*, III, III*, IV	< 40 / > 40	< 120
Neutraal	V, V*, VI	< 80	> 120
Droog	VII, VIII (voorheen VII*)	> 80	> 120

De reden dat bij gronden met drainageklasse nat minder nitraat in de bovenste meter van het grondwater wordt gemeten dan bij de droge gronden, is waarschijnlijk veroorzaakt door meer denitrificatie. Deze hogere denitrificatie bij de natte gronden wordt enerzijds veroorzaakt door het van nature hogere organische stofgehalte in de natte gronden dan in de droge gronden, organische stof is een energiebron voor denitrificatie. Anderszijds speelt de combinatie van de afname van het organische stofgehalte met de diepte en hoge grondwaterstanden bij de natte gronden en lage bij de droge gronden een rol.

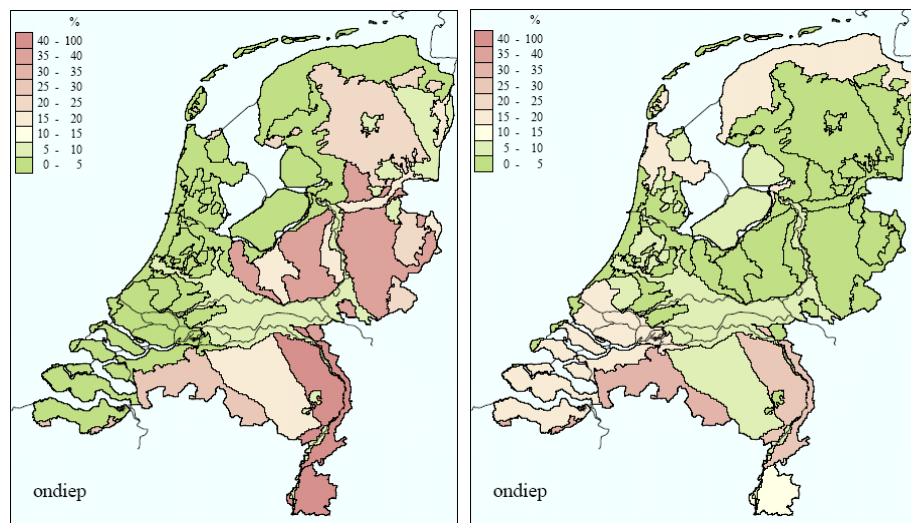
Als het grondwater hoog staat, zoals bij de natte gronden, dan is de kans dat denitrificatie optreedt groter dan bij een lage grondwaterstand. Dit komt omdat de met waterverzadigde lagen in het geval van een hoge grondwaterstand meer organische stof bevatten en er hierdoor eerder zuurstofloosheid optreedt. Zuurstofloosheid is een andere voorwaarde voor denitrificatie. Bovendien zijn de natte gronden meestal over het hele diepteprofiel organisch stofrijker dan droge gronden. Verder zijn natte gronden, en ook een deel van de neutrale gronden, van origine minder geschikt voor de landbouw. Om beter gebruik te kunnen maken van deze gronden zijn ze meestal ontwaterd door het graven van sloten al dan niet in combinatie met het aanbrengen van drainagebuizen in de ondergrond. Een deel van het neerslagoverschot wordt afgevoerd via de drains en sloten en zal niet infiltreren naar de diepte. Hiermee wordt ook nitraat afgevoerd richting het oppervlaktewater. De bovenste meter van het grondwater bij deze gronden zal daarom gemiddeld genomen ouder zijn dan bij de droge gronden. Dat wil zeggen dat er ook meer tijd is geweest voor denitrificatie. In hoeverre dit ook effect heeft op de afname van de nitraatconcentratie met de diepte is niet bekend.

#### **1.1.4 Regionale verschillen in ondergrond en waterkwaliteit**

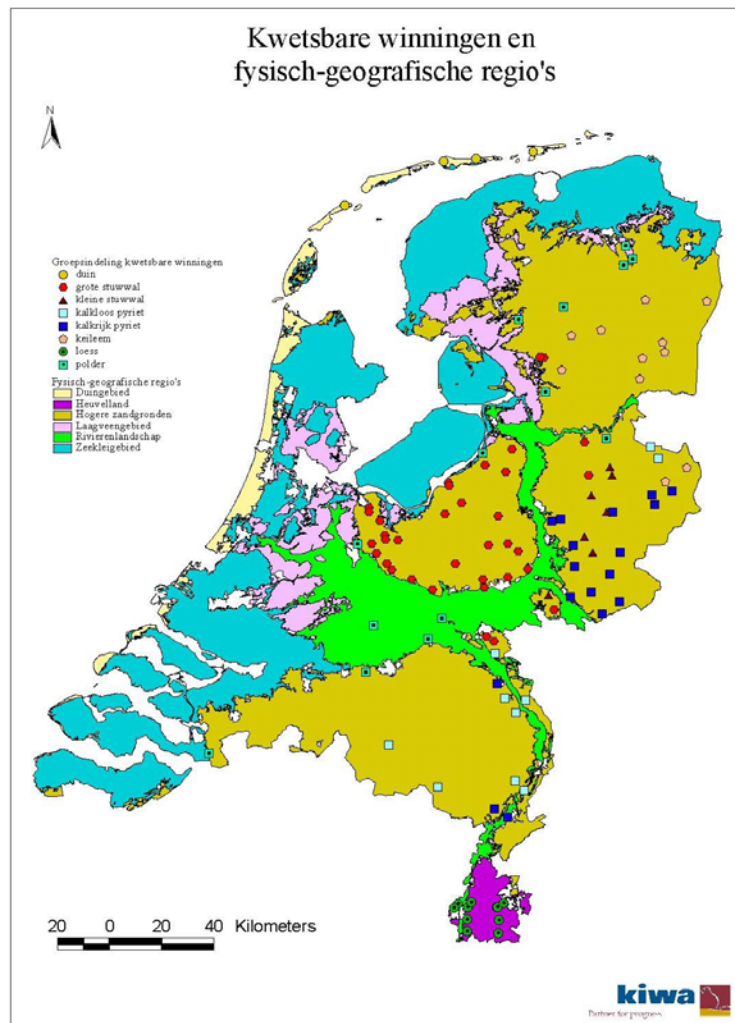
De waterkwaliteit in het grondwater op grotere diepte dan de eerste meter vertoont regionale verschillen. Reijnders et al. (2004) laten bijvoorbeeld zien dat in het ondiepe grondwater (10 m -mv) in het Noord-Brabantse zandgebied duidelijk verschillen in overschrijding van de streefwaarde voor nitraat en sulfaat zijn tussen de Peelhorst en de Slenk, zie Figuur 1.3, die samenhangen met geochemische eigenschappen van de ondergrond.

Van Beek et al. (2002) hebben de drinkwaterwinningen, die grondwater als bron hebben, gegroepeerd op verschillende soorten kwetsbaarheid, zie Figuur 1.4. De kwetsbaarheid is

bepaald op basis van bodemchemische eigenschappen, die tot uiting komen in de chemische samenstelling van het grondwater, zie Tabel 1.2.



*Figuur 1.3 Nitraat (links) en sulfaat (rechts) in het ondiepe grondwater van Nederland in 2000. Percentage waarnemingen dat de streefwaarde overschrijdt per eco-district (Reijnders et al., 2004)*



Figuur 1.4 Ligging van kwetsbare grondwaterwinningen onderscheiden naar groep (Van Beek et al., 2002).

Tabel 1.2 Groepsindeling van kwetsbare winningen (uit Willems et al., 2002, gebaseerd op Van Beek et al. 2002)

Groep	Invloed Landbouw <sup>1</sup>	Effecten bemesting	Regio
Kalkloos pyriet	++	NO <sub>3</sub> , SO <sub>4</sub> , Ni	oost Noord-Brabant, noord Limburg
Kalkrijk pyriet	++	SO <sub>4</sub> , Hardheid	o.a. Achterhoek, Twente
Grote stuwwal	+	NO <sub>3</sub>	o.a. Veluwe, Utrechtse Heuvelrug
Kleine stuwwal	++	NO <sub>3</sub> , SO <sub>4</sub> , Hardheid	Verspreid in zandgebieden
Keileem	+	Hardheid	Drenthe
Löss	++	NO <sub>3</sub> , SO <sub>4</sub> , Hardheid	Zuid-Limburg
Duinen	-	-	Waddeneilanden
Polder	+	Hardheid	verspreid

<sup>1</sup> - = geen invloed; + = lichte/matige invloed; ++ sterke invloed

De in Tabel 1.2 genoemde effecten zijn deels indirecte effecten van nitraatuitspoeling, ook wel probleemverschuiving of afwenteling genoemd. Onder de probleemverschuiving verstaan we de toename van de concentratie van stoffen in het grondwater als gevolg van denitrificatie in de ondergrond, onder de wortelzone. Denitrificatie in de wortelzone, gebeurt door

omzetting van organische stof waarbij stikstofgas ( $N_2$ ) en kooldioxide ( $CO_2$ ) ontstaat. De  $N_2$  en  $CO_2$  kunnen deels naar de atmosfeer ontsnappen. Als de denitrificatie dieper in het profiel onder de grondwaterspiegel optreedt, is het systeem gesloten voor gasuitwisseling. Dit kan leiden tot een toename van de zuurgraad (afname pH). Hierdoor zullen mineralen en het kalk (indien aanwezig) oplossen, waardoor de concentraties aan stoffen als Ca, Mg, K en Na toenemen<sup>2</sup>. Ook kunnen pyrietachtige verbindingen oxideren door denitrificatie waardoor de concentratie van sulfaat ( $SO_4$ ) en van zware metalen toeneemt, zie Bijlage 1. Overigens wordt door denitrificatie ook het broeikasgas lachgas ( $N_2O$ ) geproduceerd (Bouwman et al., 2002).

### 1.1.5 Verloop van de nitraatconcentratie met de diepte

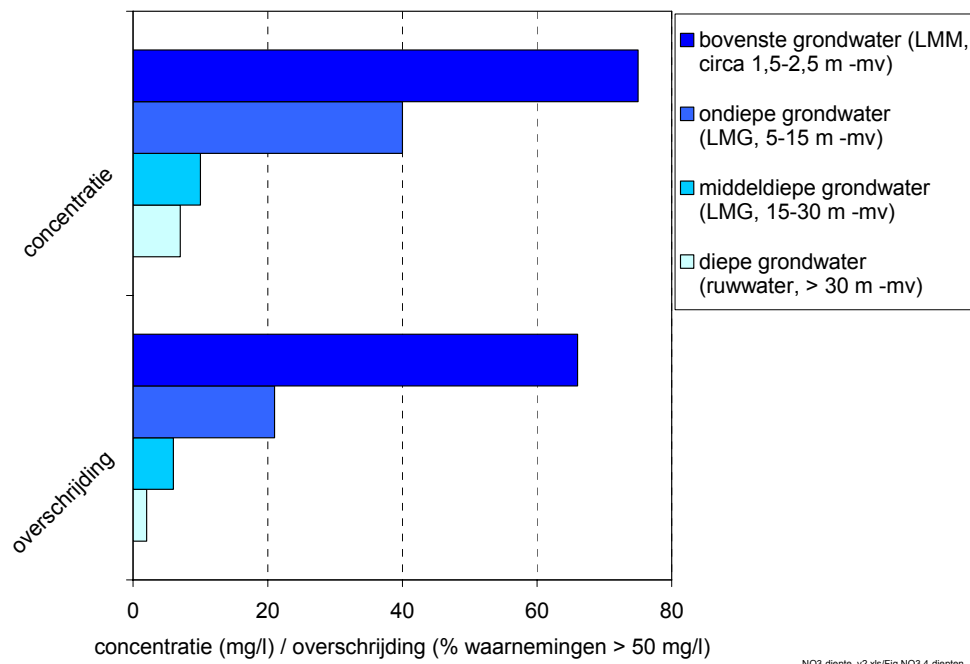
Uit een vergelijking van nitraatconcentraties in de bovenste meter van het grondwater met die op grotere diepte blijkt dat de concentraties afnemen met de diepte, zie Figuur 1.5. Ook het percentage waarnemingen met een nitraatconcentratie hoger dan  $50 \text{ mg l}^{-1}$  neemt duidelijk af met de diepte. In Bijlage 3 zijn de gegevens voor de verschillende geomorfologische regio's in de zandgebieden gegeven.

Er kunnen meerdere oorzaken zijn voor een dergelijke afname. Broers et al. (2004) noemen de volgende punten die elk individueel of in combinatie een rol kunnen spelen:

1. De leeftijd van het grondwater neemt meestal toe met de diepte; grondwater op meer dan 10 meter diepte is in infiltratie gebieden gemiddeld 10-15 jaar geleden geïnfiltreerd.
2. De aanwending en daarmee de uitspoeling van meststoffen uit de wortelzone vertoonde tussen 1950 en 1990 door elkaar genomen een opgaande lijn; dieper en ouder grondwater heeft daardoor dikwijls nog een lagere nitraatconcentratie.
3. Er treedt vanaf een zekere diepte in de verzadigde zone denitrificatie op door de aanwezigheid van organisch materiaal, sulfiden en/of sideriet.

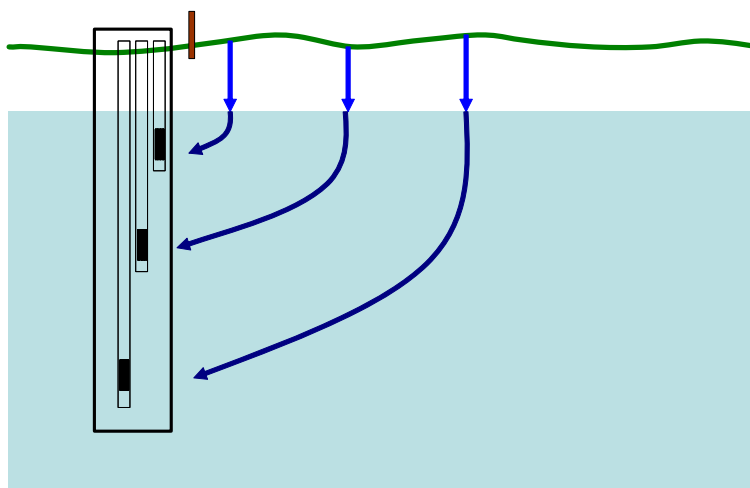
---

<sup>2</sup> Bij denitrificatie van nitraat met organische stof in een kalkhoudende ondergrond kan, als geen gasuitwisseling kan plaatsvinden en de zuurgraad (pH) van het grondwater initieel lager is dan 7,0, de pH stijgen. In dat geval zal kalk neerslaan en zullen de concentraties aan calcium en magnesium afnemen en daarmee ook de hardheid.



*Figuur 1.5 Verloop met de diepte van de nitraatconcentratie en het percentage waarnemingen dat de EU-waarde van 50 mg l<sup>-1</sup> overschrijdt in het grondwater onder landbouw in de zandgebieden van Nederland; gemiddelde waarde voor de periode 2000-2002 (Bron: Fraters et al., 2004). De gegevens over diep grondwater betreffen ruwwater bij drinkwaterwinningen. Dit water is niet alleen afkomstig van landbouwpercelen.*

Tot slot kan er in het specifieke geval van putten die buiten het perceel geplaatst zijn, nog sprake zijn van een technisch probleem. Om verstoring van de bedrijfsvoering te voorkomen en op eenvoudige wijze bij de put te kunnen komen en bemonsteren, worden permanente putten voor de bemonstering van grondwater meestal buiten het perceel geplaatst. Het water in het bovenste filter in een put is in het verleden op een andere plek aan maaiveld geïnfiltreerd dan het water in het onderste filter. Het maakt hierbij niet uit of de put in of buiten een perceel staat, omdat in de waterverzadigde zone het water niet loodrecht naar beneden stroomt maar deels ook horizontaal, zie Figuur 1.6. Dankzij deze horizontale component hoeven de putten niet in het veld te staan, zeker niet als de filters op grotere diepte onder de grondwaterspiegel staan. Het bovenste filter zou, in het geval dat door lokale omstandigheden de put wat verder weg van het perceel staat of door storende lagen in de ondergrond, water van de randen van het perceel of erger van buiten het perceel (wegberm) kunnen opvangen. Vergelijking van de metingen voor de eerste en de vijfde meter zegt dan niets over de processen in de bodem. Boumans en Van Duijvenbouden (1985) concludeerden op basis van een onderzoek met langs de weg geplaatste minifilterputten, zes in het zandgebied en vijf in het kleigebied, dat de kwaliteit tot op enkele meters onder de grondwaterspiegel werd bepaald door van de weg afspoelend water.



*Figuur 1.6 Schematische weergave van grondwaterbemonstering met multifilterputten naast landbouwperceel.*

## 1.2 Aanleiding voor het onderzoek

De landbouw in Nederland wordt in toenemende mate geconfronteerd met regelgeving op het vlak van de toepassing van meststoffen. Sinds eind tachtigerjaren van de vorige eeuw is gestart met de regulering van het gebruik van dierlijke mest via normering van de maximale hoeveelheid fosfaat die met dierlijke mest mocht worden aangewend (LNV, 2001, 1997, 1993). Vanaf 1998 werd het gebruik van stikstofkunstmest en dierlijke mest gereguleerd via normen voor stikstofoverschotten (LNV, 2001, 1997). Per 1 januari 2006 heeft er een stelselwijzing plaats gevonden en is een systeem ingevoerd van gebruiksnormen voor stikstof en fosfaat alsook voor dierlijke mest op basis van stikstof (LNV, 2005).

Het doel van deze wetgeving is om (op termijn) te voldoen aan de doelstellingen van zowel de Nitraatrichtlijn (EU, 1991) als van de Kaderrichtlijn Water (EU, 2000). Beide richtlijnen hebben als één van de doelstellingen dat de nitraatconcentratie in grondwater en oppervlaktewater beneden de  $50 \text{ mg l}^{-1}$  blijft, of als deze hoger is daalt tot beneden deze concentratie. Geen van beide richtlijnen geeft aan op welke wijze het grondwater bemonsterd moet worden om te toetsen of aan de milieukwaliteitsdoelstelling wordt voldaan.

De Nitraatrichtlijn geeft wel middelvoorschriften om te zorgen dat deze kwaliteitsdoelstelling gerealiseerd wordt. Dit betreft onder andere de eis dat de EU-Lidstaten de dierlijke mestgift beperken tot een maximale stikstofgift van  $170 \text{ kg ha}^{-1}$  per jaar. Eind 1999 heeft de regering het voornemen uitgesproken dat de Europese Commissie zal worden verzocht een hogere stikstofgift met dierlijke mestgift te mogen toestaan dan  $170 \text{ kg ha}^{-1}$  per jaar, het zogenaamde Derogatieverzoek. In de correspondentie met de Europese Commissie, onder andere bij de onderbouwing van de derogatie (Willems et al., 2000), is steeds aangegeven dat de kwaliteitsdoelstelling voor nitraat zal worden gerealiseerd in het recent gevormde grondwater. Zowel bij het afleiden van de (MINAS) overschotnormen voor stikstof (Van Eck, 1995) als bij de onderbouwing van de derogatie (Schröder, 2005; Willems et al., 2000) en de gebruiksnormen in het nieuwe stelsel (Schröder et al, 2004; Van Dijk, 2005) is steeds



het uitgangspunt geweest dat de doelstelling voor nitraat van 50 mg l<sup>-1</sup> zal worden gehaald in de bovenste meter van het grondwater<sup>3</sup>.

De evaluatie van het voorgenomen gebruiksnormenstelsel voor 2006 en verder, uitgevoerd in 2004, wees uit dat voor circa 20% van het landbouwareaal de maatregelen onvoldoende zouden zijn om de 50 mg l<sup>-1</sup> nitraatdoelstelling te realiseren (MNP, 2004). Een vergelijkbare conclusie was bij de evaluatie van het MINAS-stelsel en de beoogde aanscherping ook al getrokken (MNP, 2002), met name voor de uitspoelingsgevoelige gronden. In dat rapport wordt de suggestie gedaan om in infiltratiegebieden de toetsing aan de nitraatdoelstelling niet in het bovenste grondwater te doen, maar dieper in het profiel. Als randvoorwaarde wordt gesteld dat hierbij ook de andere grondwaterkwaliteitsparameters moeten worden bekeken. In haar rapport van 2004 concludeert het MNP op basis van een door TNO en RIVM uitgevoerde studie (Broers et al., 2004) dat voor het eventueel verlagen van de toetsdiepte voor nitraat nog onvoldoende informatie beschikbaar is op gebiedsschaal, zowel over de duurzaamheid van het denitrificatieproces als de schadelijke neveneffecten daarvan (zoals vrijkomen van sulfaat, zware metalen of hardheid). Bovendien zou een aanpassing van de toetsdiepte een wijziging zijn van het tot dusverre gevoerde beleid.

De conceptleidraad Monitoring voor de Nitraatrichtlijn (EU, 2003) lijkt een opening te bieden voor een andere toetsdiepte. In deze leidraad staat dat:

*“Both shallow and deep groundwater should be included in the monitoring network [...] For example, both the upper and lower parts of the aquifer that are connected to the soil should be sampled, as the upper parts (the first five meters of the saturated zone) will tend to respond quickest to changes in agricultural practice, ...”.*

De diepte waarop in het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG) wordt bemonsterd valt echter buiten de bovenste vijf meter. Het eerste filter, dat op 8-10 m beneden maaiveld staat, zit gemiddeld genomen in het zandgebied op 6,5-8,5 m beneden de grondwaterspiegel. Voor de studie naar de afname van de nitraatconcentratie in de bovenste vijf meter zijn deze gegevens dus niet bruikbaar. De kwaliteit van het grondwater tussen één en vijf meter onder de grondwaterspiegel wordt tot nu toe niet op nationale schaal gemeten, zie §1.3.

Bij de bespreking van de Evaluatie Meststoffenwet in de Tweede Kamer in 2004 en de voorbereidingen voor de nieuwe Meststoffenwet 2006 is naar aanleiding van vragen de Tweede Kamer toegezegd dat een nieuwe studie zal worden uitgevoerd op basis waarvan in 2007 beslist kan worden of en zo ja op welke wijze een verlaging van de toetsdiepte op zandgronden tot de mogelijkheden behoort (zie Bijlage 2). Hierbij is gemeld aan de Tweede Kamer dat afspraken met de Europese Commissie – ook voor de meetdiepte – onderdeel zijn van een pakket aan afspraken, en dat wetenschappelijke bewijzen aanleiding kunnen geven tot wijzigingen.

De hier gerapporteerde studie is een uitvloeisel van deze toezegging. De studie is een vervolg op de in 2004 verrichtte toetsdieptestudie door Broers et al. (2004). Die studie gaf antwoord op de vragen of (a) met een voldoende mate van nauwkeurigheid gebieden zijn te

---

<sup>3</sup> Voor de akker- en tuinbouw worden vanaf 2006 de bemestingsadviezen als basis voor de gebruiksnorm gebruikt, maar de gebruiksnormen zullen in de periode tot en met 2009 worden aangescherpt. Bij het afleiden van de gebruiksnormen voor grasland in de zandgebieden diende de nitraatconcentratie in de bovenste meter van het grondwater beneden de 50 mg l<sup>-1</sup> te blijven. Voor de kleigebieden en de veengebieden mocht de totaalstikstofconcentratie niet hoger zijn dan 11 mg l<sup>-1</sup> in respectievelijk het drainwater en het slootwater.

identificeren waar denitrificatie zonder nadelige gevolgen optreedt en (b) op welke diepte dan zou moeten worden getoetst. De 2004-studie maakte duidelijk dat het niet mogelijk is dergelijke gebieden te identificeren doordat systematische kennis van de redoxreactiviteit van de afzettingen binnen enkele tientallen meter beneden maaiveld op regionale schaal ontbreekt. Om gebieden waar denitrificatie optreedt ruimtelijk te kunnen afbaken is een grote karter- en meetinspanning noodzakelijk. Er worden in het rapport van Broers et al. (2004) verder de nodige kanttekeningen gezet bij en voorwaarden gesteld aan het toetsen op grotere diepte. Er wordt gesteld dat voor specifieke gebieden zonder directe relatie met het oppervlaktewater, bijvoorbeeld alleen de aangewezen uitspoelingsgevoelige gronden, een toetsdiepte van maximaal op 10 meter beneden maaiveld kan worden overwogen. Ook wordt aangegeven dat het verstandig is om bij toetsing aan te sluiten bij de in Nederland bestaande meetdiepten, tenzij er dringende reden zijn om voor de Nitraatrichtlijn alsnog een andere meetdiepte te kiezen. Als reden hiervoor wordt aangevoerd dat een andere meetdiepte niet alleen kosten meebrengt voor een ontwerpstudie en de installatie van nieuwe (permanente) meetfilters, maar ook de jaarlijkse exploitatiekosten. In de volgende paragraaf is een overzicht gegeven van de bestaande grondwatermeetnetten in Nederland.

### **1.3 Meten van de grondwaterkwaliteit**

De grondwaterkwaliteit in Nederland wordt op verschillende diepteniveaus gemonitord. Om een beeld te krijgen van de algemene kwaliteit van het grondwater in Nederland en de verandering daarin is begin jaren tachtig van de vorige eeuw het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit ingericht (LMG; Van Duijvenbouden, 1987). Sinds 1984 wordt op circa 360 locaties verspreid over Nederland op twee diepteniveau's gemeten, 8-10 meter beneden maaiveld en 23-25 meter beneden maaiveld. Er is een extra meetpunt op 13-15 meter beneden maaiveld aanwezig om te kunnen bemonsteren in geval de grondwaterstand zeer laag is. Tot en met 1998 werd jaarlijks in alle putten op elk diepteniveau bemonsterd. Na een evaluatie in dat jaar (Wever en Bronswijk, 1998) is besloten in die putten of op die diepteniveaus waarin de verandering van de waterkwaliteit verwaarloosbaar is de meetfrequentie terug te brengen tot eens in de twee of eens in de vier jaar. Een recent overzicht van de resultaten is terug te vinden in Reijnders et al. (2004). Hierin zijn ook de gegevens van de Provinciale Meetnetten Grondwaterkwaliteit (PMGs) verwerkt. De PMGs zijn een aanvulling van het LMG en hebben tot doel de grondwaterkwaliteit en de verandering daarin op provinciaal niveau te kunnen beschrijven voor het maken en evalueren van eigen provinciaal beleid. Een recent overzicht van de omvang van de PMGs is te vinden in Bijlage 1 van het Draaiboek monitoring grondwater voor de Kaderrichtlijn Water (Verhagen, 2005).

Naast deze algemene grondwaterkwaliteitmeetnetten zijn er meetnetten met speciale doelstellingen waarin ook grondwaterkwaliteit wordt gemeten. Dit zijn (a) de effectmeetnetten met als doel om de effecten van beleid en/of maatregelen op de waterkwaliteit in beeld te brengen en (b) de meetprogramma's van de drinkwaterproductiebedrijven waarin de kwaliteit van het opgepompte water (ruwwater) wordt gemonitord dat dient als bron voor de drinkwaterproductie.

In de effectmeetnetten wordt dat water bemonsterd waarvan de kwaliteit het duidelijkst door maatregelen wordt beïnvloed en de kwaliteit niet meer via opname door het gewas of de vegetatie kan worden veranderd. De bemonstering van het grondwater in deze meetnetten beperkt zich daarom tot de bovenste meter van het grondwater. Er zijn twee landelijke

meetnetten, het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM), dat zich richt op het in beeld brengen van de effecten van mestbeleid op de waterkwaliteit<sup>4</sup> op landbouwbedrijven (Fraters en Boumans, 2005), en het Trendmeetnet Verzuring (TMV), dat zich richt op de veranderingen in de waterkwaliteit op natuurlocaties. Naast deze landelijke meetnetten zijn er ook de Provinciale Meetnetten Bodemkwaliteit (PMBs) waarin de waterkwaliteit op zowel landbouwbedrijven als natuurlocaties wordt gemonitord; zie Westerhof et al. (2005) voor een overzicht. De PMBs zijn net als de PMGs bedoeld voor het maken en evalueren van eigen provinciaalbeleid.

Uit bovenstaand overzicht blijkt dat er geen meetnet is waarmee op nationale schaal of de schaal van de zandgebieden de grondwaterkwaliteit van de bovenste vijf meter wordt gemonitord. Wel zijn er in het verleden incidenteel metingen verricht (zie bijvoorbeeld Boumans en Van Duijvenbooden, 1985; Broers et al., 2004).

## 1.4 Doel en afbakening van het onderzoek

De beleidsvraag die moet worden beantwoord is of, en zo ja op welke wijze, een verlaging van de toetsdiepte tot de mogelijkheden behoort en of dit verantwoord is. De beantwoording van de beleidsvraag is uiteraard aan het beleid.

Het doel van deze studie is om milieukundige en technische informatie te verzamelen die het beleid nodig heeft om haar vraag te kunnen beantwoorden. De beleidsvraag is daarom vertaald in de volgende onderzoeksvraag: “Is het opportuun de toetsdiepte te verlagen en daarvoor een meetprogramma of meetnet op te zetten en zo ja op welke wijze kan een dergelijk meetnet dan het beste vorm worden gegeven?”. Hierbij zal gekeken moeten worden naar een aantal aspecten, zoals draagt een verlaging van de toetsdiepte bij aan het kunnen realiseren van de doelstellingen van de Europese milieurichtlijnen zonder dat een vergaande aanscherping van de gebruiksnormen noodzakelijk is.

Er zal dus moeten worden nagegaan of een verlaging van de toetsdiepte ook betekent dat daarmee aanscherping van de gebruiksnormen kan worden voorkomen door een verlaging van de toetsdiepte. De vraag is of de nitraatconcentratie afneemt met de diepte binnen de eerste vijf meter van het grondwater. Nagegaan moet ook worden of ondanks de verlaging van de toetsdiepte toch kan worden voldaan aan de doelstellingen van de Europese richtlijnen (Nitraatrichtlijn, Kaderrichtlijn Water, Grondwaterrichtlijn). Er zal daarom niet alleen moet worden gekeken of de nitraatconcentratie met de diepte daalt, maar ook of een verlaging van de toetsdiepte (en daarmee een minder vergaande aanscherping van de gebruiksnormen) geen verschuiving of afwenteling van het nitraatprobleem betekent. Nagegaan zal moeten worden of een eventuele afname veroorzaakt wordt door denitrificatie, en zo ja of de denitrificatie duurzaam is en al dan niet leidt tot een toename van de concentraties van andere stoffen (bijvoorbeeld zware metalen en sulfaat). Dit laatste wordt probleemverschuiving genoemd. De voorraden aan organische stof en pyriet, beide energiebronnen voor denitrificatie, in de ondergrond zijn eindig. Het opraken van deze energiebronnen leidt er toe dat denitrificatie niet meer kan optreden en nitraatconcentraties in het grondwater op grotere diepte zullen toenemen. Als denitrificatie niet de oorzaak is van de afname, moet worden nagegaan wat de oorzaak dan wel is en of dit elders tot problemen leidt. Tot slot zal moeten worden nagegaan

---

<sup>4</sup> Er worden een groot aantal anorganische parameters bepaald in de watermonsters, naast de nutriënten (N, P en K) worden ook de algemene macro's (Ca, Fe, Mg, Cl, SO<sub>4</sub>) en zware metalen (zoals As, Cd, Cu, Cr, Ni, Zn) gemeten

of, door uit- en afspoeling van stikstof, sprake kan zijn van afwenteling naar het oppervlaktewater.

Het aspect van de politieke haalbaarheid van een dergelijke beleidswijziging of een kosten-batenanalyse blijven buiten beschouwing van deze studie en zal mogelijk onderdeel zijn van de Evaluatie Meststoffenwet 2007. Ook de vraag op welke wijze de resultaten van een nieuw toetsdieptemetnet kunnen worden gebruikt in de discussie over gebruiksnormen wordt hier niet behandeld, hiervoor wordt verwezen naar het toetsdiepterapport van Broers et al. (2004, blz. 57 e.v.)

De studie beperkt zich tot de zandgebieden van Nederland. Voor de klei- en veengebieden is de verlaging van de toetsdiepte ongewenst, omdat de belasting van het oppervlaktewater met stikstof vooral via af- en uitspoeling gaat. De doelstellingen voor oppervlaktewater zijn scherper dan die voor grondwater en daarom zal de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van klei- en veengronden meestal lager moeten zijn dan  $50 \text{ mg.l}^{-1}$  (zie Broers et al., 2004). Wat betreft de diepte beperkt de studie zich tot de bovenste vijf meter van het grondwater, omdat dit aansluit bij de tekst in de eerder genoemde EU-conceptleidraad Monitoring Nitraatrichtlijn (EU, 2003).

Onderdeel van de vraag is op welke wijze een meetnet, dat gebruikt kan worden voor de toetsing bij verlaging van de toetsdiepte, het beste vorm kan worden gegeven. Een deel van de studie is daarom gericht op de technische mogelijkheden en haalbaarheid van het meten van de kwaliteit van het grondwater op grotere diepte.

## 1.5 Opzet van het onderzoek en opbouw van het rapport

Om de onderzoeksvraag te kunnen beantwoorden is deze opgesplitst in een aantal deelvragen. De deelvragen zijn:

1. Neemt de nitraatconcentratie in het grondwater onder landbouw in de zandgebieden af met de diepte in de bovenste vijf meter van de verzadigde zone en zo ja in welke mate en is dit overal in de zandgebieden hetzelfde?
2. Indien er een afname is van de nitraatconcentratie met de diepte, is deze dan toe te schrijven aan denitrificatie of zijn er andere oorzaken voor deze afname?
3. In welke mate leidt een afname van de nitraatconcentraties met de diepte door denitrificatie tot een probleemverschuiving door een toename van de concentraties van bijvoorbeeld sulfaat en zware metalen of een toename van de hardheid van het grondwater?
4. In welke mate is er in de zandgebieden, net als in de klei- en veengebieden, het gevaar dat een verlaging van de toetsdiepte (met als gevolg een minder vergaande aanscherping van de gebruiksnormen) leidt tot het onvoldoende terugdringen van de stikstofbelasting van het oppervlaktewater?
5. Is het mogelijk, al dan niet op eenvoudige wijze, de nitraatconcentratie op vijf meter diepte in de verzadigde zone te meten, of is de gemiddelde nitraatconcentratie van de bovenste vijf meter te bepalen?"
6. Is het mogelijk, al dan niet op eenvoudige wijze, via metingen aan te tonen in welke mate denitrificatie optreedt, duurzaam is, en of deze al dan niet leidt tot probleemverschuiving?
7. Is het mogelijk, al dan niet op eenvoudige wijze, via metingen aan te tonen of het water op vijf meter beneden de grondwaterspiegel dezelfde herkomst heeft als de bovenste meter?

Het onderzoek is gefaseerd uitgevoerd en omvat verschillende deelstudies. Dit betreft zowel veld-, laboratorium- als bureaustudies. In hoofdstuk 2 tot en met 6 is per hoofdstuk een veldstudie of laboratoriumstudie behandeld. Hierbij is telkens het doel en de opzet van de studie besproken, zijn de resultaten gepresenteerd en bediscussieerd en worden de conclusies gegeven. Deze resultaten en conclusies worden gebruikt in hoofdstuk 7 waarin per paragraaf een deelvraag wordt beantwoord. Naast de onderzoeksresultaten wordt de onderbouwing van de beantwoording van de deelvragen aangevuld met bevindingen uit bureaustudies. Deze bureaustudies hebben zich niet beperkt tot het overnemen van bevindingen van andere, maar omvatten ook de heranalyse van de beschikbare onderliggende gegevens. Detailinformatie over deze eerder gepubliceerde onderzoeken, voor zover niet verwezen kan worden naar de bestaande literatuur, en de herbewerking van de gegevens zijn opgenomen in Bijlage 10. In hoofdstuk 8 zijn tot slot de antwoorden op de deelvragen samengevat en is een antwoord gegeven op de onderzoeksvraag. Daarnaast is een aantal aandachtspunten aangegeven.

De volgende veld- en laboratoriumstudies zijn voor dit onderzoek verricht:

- In december 2004 is een voorstudie verricht bij speciale putten van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG). Met deze putten is het mogelijk het grondwater op verschillende diepteniveaus te bemonsteren. Dit onderzoek komt in hoofdstuk 2 aan de orde.
- In de tweede helft van 2005 is op vier melkveebedrijven die deelnemen aan het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) onderzoek verricht naar het verloop van de nitraatconcentratie in de eerste vijf meter van het grondwater en de invloed hiervan op de andere aspecten van waterkwaliteit. In hoofdstuk 3 wordt dit onderzoek besproken.
- Op de vier LMM-bedrijven is daarnaast een vergelijkend onderzoek uitgevoerd. Vier methoden voor de bemonstering van de eerste en vijfde meter van het grondwater zijn getest op uitvoeringsaspecten en waterkwaliteitsaspecten. Deze studie wordt behandeld in hoofdstuk 4.
- Grondmonsters, afkomstig van de onderzoekslocaties op de vier LMM-bedrijven uit de lagen waarin de bovenste vijf meter van het grondwater zich bevindt, zijn onderzocht op denitrificatiecapaciteit. Hierbij richtte een onderzoek zich op zowel de microbiële aspecten als op de fysisch-chemische aspecten. Het eerste genoemde onderzoek is uitgevoerd door Alterra en wordt besproken in hoofdstuk 5. Het tweede is uitgevoerd door TNO en komt aan de orde in hoofdstuk 6.



## 2. Onderzoek in LMG multifilterputten

### 2.1 Inleiding

In 1985 is in de nabijheid van 50 putten van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG) een multifilterput geplaatst om onderzoek te kunnen doen naar de kwaliteit van het ondiepe en bovenste grondwater. Een multifilterput is een put waarin meerdere filters op verschillende diepten onder de grondwaterspiegel zijn geplaatst, zie Figuur 1.6 en Figuur 2.1. Voor alle putten is een gedetailleerde boorbeschrijving gemaakt tijdens de plaatsing. De putten zijn nooit gebruikt voor onderzoek of monitoring, omdat na de installatie van de putten besloten werd onderzoek te gaan doen naar de kwaliteit van de bovenste meter van het grondwater (zie bijvoorbeeld het onderzoek beschreven door Boumans, 1990).



*Figuur 2.1 Multifilterput naast akker (links) en de uitvoering van de bemonstering (rechts).*

Het veldonderzoek aan de LMG-multifilterputten is een beperkt onderzoek en is uitgevoerd in december 2004. Het onderzoek had een tweeledig doel. Ten eerste diende het als een vooronderzoek. In dit vooronderzoek zouden 16 referentieputten worden geselecteerd. In het vervolgonderzoek zou bij deze putten de bemonsteringsmethoden worden uitgetest in een vergelijkend onderzoek (zie hoofdstuk 4). Ten tweede diende het onderzoek om extra informatie te verkrijgen over het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte. Alleen dit laatste doel bleek na afloop van het onderzoek nog relevant. In de oorspronkelijke opzet zouden de te testen bemonsteringsmethoden zich beperken tot methoden die werkten met tijdelijke boorgaten. In het voorjaar van 2005 werd duidelijk, door de discussies met de klankbordgroep en de opdrachtgevers, dat ook bemonsteringsmethoden met permanente putten in het veldonderzoek dienden te worden meegenomen. Aangezien dergelijke bemonsteringsmethoden algemeen geaccepteerd zijn, verviel de noodzaak voor een vervolgonderzoek bij de multifilterputten.

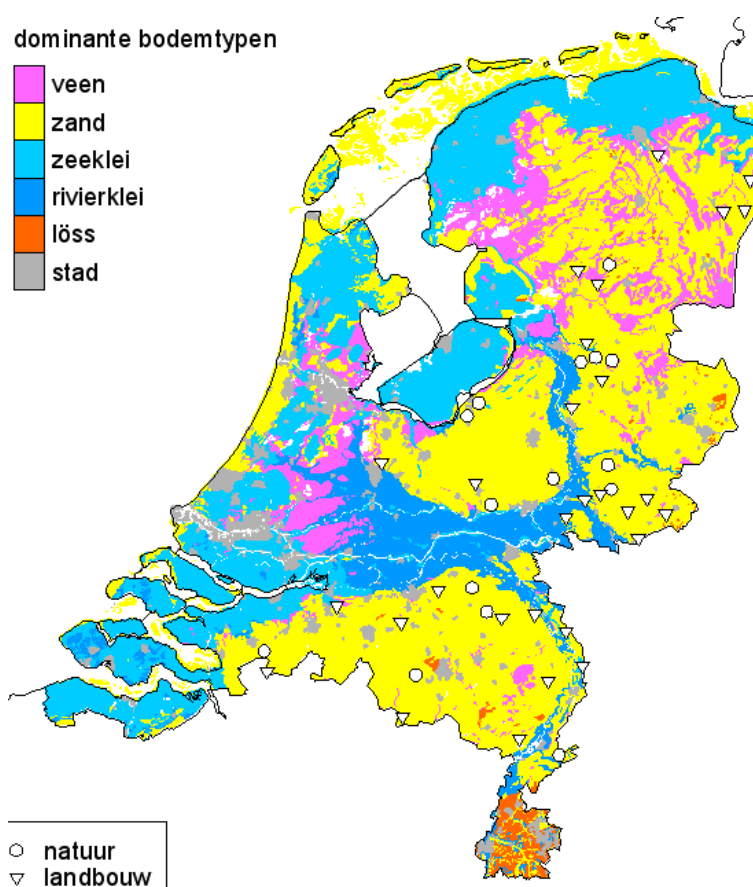
### 2.2 Opzet van het onderzoek

Het onderzoek omvatte het in kaart brengen en fotograferen van alle multifilterputten en het éénmalig bemonsteren van alle filters. De watermonsters zijn in het veld geanalyseerd, waarbij de zuurgraad (pH), de elektrische geleidbaarheid (EC) en de nitraatconcentratie

(Nitrachek kleuringmethode) zijn bepaald. De uitvoering van het onderzoek zal in meer detail worden beschreven in een RIVM-rapport (Fraters et al., in voorbereiding). In totaal bleken 44 van de 50 putten terug te vinden en te functioneren. Hiervan zijn 29 representatief voor landbouw en de overige 15 voor natuur. In Tabel 2.1 is een overzicht gegeven van de precieze verdeling van de putten over grondsoort, bodemgebruik en drainageklasse<sup>5</sup>. In Figuur 2.2. is de ligging van de putten te weergegeven.

*Tabel 2.1 Verdeling van de 44 LMG multifilterputten over grondsoorten<sup>1</sup>, drainageklassen en landgebruik.*

	Dalgrond		Zandgrond			Totaal
	Neutraal	Nat	Droog	Neutraal	Nat	
Landbouw	2	4	9	9	5	29
Natuur			9	6		15
Totaal	2	4	18	15	5	44



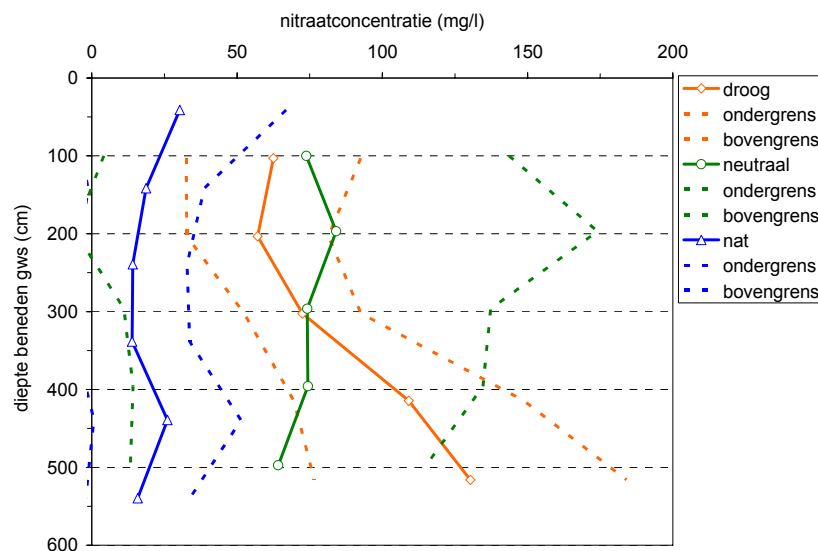
*Figuur 2.2 Overzicht van de ligging van de 44 multifilterputten in de zandgebieden, achtergrond vereenvoudigde bodemkaart van Nederland.*

<sup>5</sup> Er zijn drie drainageklassen onderscheiden: nat, neutraal en droog. Deze zijn gebaseerd op een clustering van grondwatertrapklassen (Gt). Nat omvat de Gt's I tot en met IV, neutraal de Gt's V, V\* en VI en droog de Gt's VII en VIII (= VII\*), zie §1.1.3.



## 2.3 Resultaten

Het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte in de multifilterputten is grillig en er zijn grote verschillen tussen putten, zie bijvoorbeeld Figuur 2.4. Bij vier putten was het niet mogelijk het filter of de filters in de eerste en/of vijfde meter van het grondwater te bemonsteren. De gemiddelde nitraatconcentratie in de eerste meter van het grondwater bij de overige 25 putten was  $58 \text{ mg l}^{-1}$ . De concentratie in de vijfde meter was  $73 \text{ mg l}^{-1}$  (26% hoger). De gemiddelde concentratie in de bovenste vijf meter was  $63 \text{ mg l}^{-1}$ . Bij de gronden met drainageklasse droog (droge gronden: Gt VII en Gt VIII) is de nitraatconcentratie op vijf meter onder de grondwaterspiegel gemiddeld twee keer zo hoog als de concentratie in de eerste meter, zie Figuur 2.3. Bij de gronden met een drainageklasse neutraal (neutrale gronden: Gt V, V\* en VI) is er een gemiddelde afname van 13%. Uit Figuur 2.3 is af te lezen dat de nitraatconcentratie vooral bij de neutrale gronden sterk varieert (groot verschil tussen onder- en bovengrens van het 95%-betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde). Bij de gronden met een drainageklasse nat (natte gronden: Gt I t/m IV) is de gemiddelde afname 31%. Maar bij deze gronden zijn de nitraatconcentraties in de eerste meter gemiddeld al laag.



*Figuur 2.3: Verloop van de gemiddelde nitraatconcentratie met de diepte onder de grondwaterspiegel bij landbouwpercelen in de zandgebieden in 2004 voor de drie drainageklassen: nat (Gt I t/m IV, 7 putten), neutraal (Gt V, V\* en VI, 10 putten) en droog (Gt VII en VIII, 8 putten). Gestippelde lijnen geven 95%-betrouwbaarheidsinterval van gemiddelde waarden.*

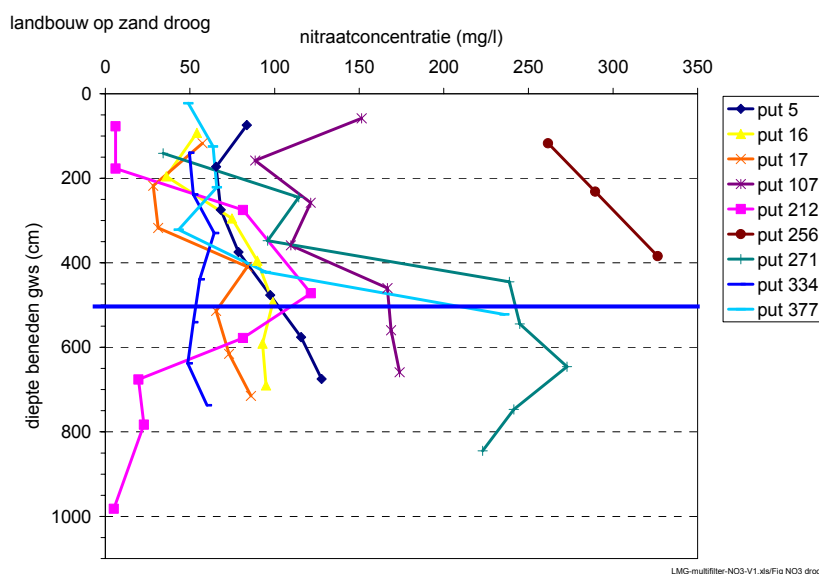
Het aantal putten met een toe- of afname per drainageklasse is gegeven in Tabel 2.2, hiervoor is ook gekeken naar het verloop bij de vier putten met ontbrekende metingen. Duidelijk is dat bij de droge gronden de meeste profielen een toename te zien geven, zie ook Figuur 2.4.

*Tabel 2.2 Verandering van de nitraatconcentratie met de diepte in de 29 LMG multifilterputten bij landbouwpercelen in de zandgebieden in 2004 voor de drie drainageklassen: nat (Gt I t/m IV), neutraal (Gt V, V\* en VI) en droog (Gt VII en VIII).*

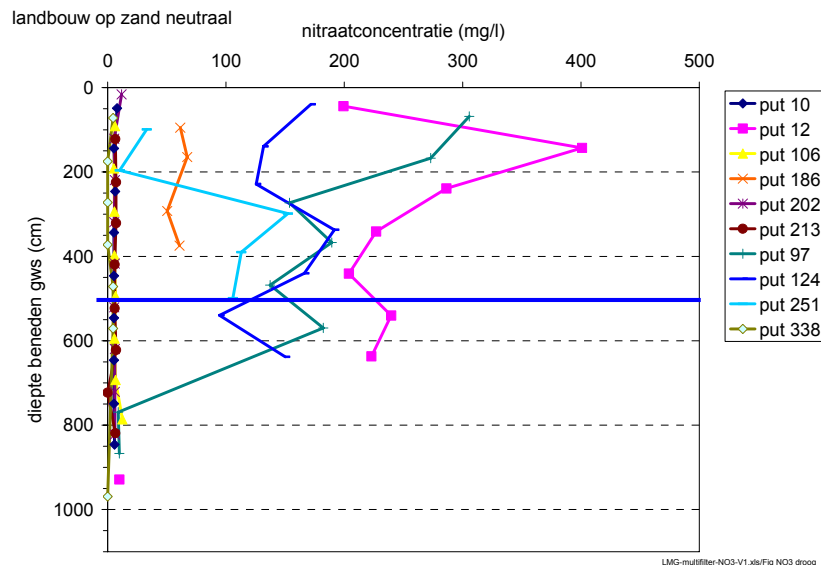
Verandering	Droog	Neutraal	Nat	Totaal
Toename	7	2	1	10
Geen	2	6	5	13
Afname	0	3	3	6
Totaal	9	11	9	29

De nitraatconcentraties in de negen putten met drainageklasse droog variëren in de eerste meter van minder dan 10 mg l<sup>-1</sup> tot meer dan 250 mg l<sup>-1</sup>, zie Figuur 2.4. De nitraatconcentraties nemen bij de meeste putten toe, maar het patroon is zeer grillig.

De meeste putten met drainageklasse neutraal en nat tonen geen verandering (Tabel 2.2). De nitraatconcentraties zijn zowel bovenin als onderin laag. De hogere nitraatconcentratie in de eerste meter bij de neutrale gronden vergeleken met die bij droge gronden (Figuur 2.3) wordt veroorzaakt door drie neutrale locaties met hoge nitraatconcentraties in de eerste meter, zie Figuur 2.5. Ook de afname van de nitraatconcentratie met de diepte bij de neutrale gronden komt voor rekening van deze drie putten. Meer dan de helft van de putten (zes van de elf) bevat over het gehele dieptetraject nauwelijks of geen nitraat (< 10 mg/l).



*Figuur 2.4 Verloop van de nitraatconcentratie met de diepte onder de grondwaterspiegel bij negen multifilterputten op zandgronden met drainageklasse droog (Gt VII en VIII).*



Figuur 2.5: Verloop van de nitraatconcentratie met de diepte onder de grondwaterspiegel bij elf multifilterputten op zand- en dalgronden met drainageklasse neutraal (Gt V, V\* en VI).

## 2.4 Discussie

De nitraatconcentratie in de vijfde meter is bij de natte gronden gemiddeld 31% en neutrale gronden gemiddeld 13% lager dan in de eerste meter. Indien de verlaging van de toetsdiepte een toetsing betekent aan de concentratie in de bovenste vijf meter, dan is er voor de neutrale gronden in dit onderzoek geen verschil tussen gemiddelde nitraatconcentratie van de eerste meter van het grondwater en de bovenste vijf meter. Voor de natte gronden is het verschil in dat geval ongeveer even groot (34%) als de afname tussen de eerste en vijfde meter. Dieper toetsen zou voor de natte gronden op basis van deze afname mogelijk interessant kunnen zijn. Er moet dan wel gekeken worden naar de afwentelingseffecten naar het grondwater (toename van andere stoffen) of naar het oppervlaktewater (uit- en afspoeling van stikstof). Uit onderzoek naar nitraatgehalten in sloot- en drainwater (zie § 7.4) blijkt dat een gedeelte van de afname mogelijk kan worden gerelateerd aan uitspoeling. Op basis van de beschikbare gegevens is het niet mogelijk het aandeel van denitrificatie in de afname van nitraat op betrouwbare wijze vast te stellen. Voor de droge gronden is er een toename van 109% met de diepte. De gemiddelde concentratie in de bovenste vijf meter is 38% hoger dan in de eerste meter. Dieper toetsen lijkt voor deze gronden weinig zinvol.

Een toename van de nitraatconcentratie met de diepte, zoals waargenomen bij de droge gronden, lijkt misschien vreemd. Zowel de vorming van nitraat in de verzadigde ondergrond als desorptie zijn niet relevant. De toename met de diepte kan voor een deel gerelateerd zijn aan het feit dat het diepere grondwater ouder is (van vóór het huidige mestbeleid) of aan horizontaal transport van grondwater uit nitraat-rijkere percelen (zie ook §1.1.5).

Stel dat nitraat niet denitrificeert en elk jaar het neerslagoverschot 300 mm bedraagt. Bij een standaard zandgrond zonder storende lagen in een infiltratiegebied zal dan het grondwater jaarlijks een meter naar beneden zakken. Het leeftijdsverschil tussen de eerste en vijfde meter is dan vier jaar. Als in die periode de stikstofgift is verminderd en daarmee de uitspoeling naar het grondwater, dan zal de nitraatconcentratie bovenin lager zijn dan onderin. In de periode 1995-2002 zijn de stikstofgift en de gemiddelde nitraatconcentratie in de bovenste

meter van het grondwater in de zandgebieden, gecorrigeerd voor neerslageffecten, inderdaad afgenomen (Fraters et al., 2004).

Als de hoeveelheid stikstof die jaarlijks naar het grondwater uitspoelt (in kg) in de tijd gelijk is, kan door een toename van het jaargemiddelde neerslagoverschot in de tijd de nitraatconcentratie afnemen. Er is dan sprake van een verdunning. Ook in dit geval zal de nitraatconcentratie met de diepte toenemen. De jaarlijkse hoeveelheid neerslag in de jaren negentig van de vorige eeuw varieerde van bijna 600 mm tot ruim 1200 mm. De verdunningsfactor kan dus een factor twee verschillen.

Een andere mogelijke verklaring voor het gemeten verloop van de nitraatconcentratie met de diepte is de aanwezigheid van een storende laag of lagen tussen de eerste en vijfde meter. Het grondwater stroomt dan niet verticaal, maar zal horizontaal worden afgevoerd. Het grondwater op vijf meter onder de grondwaterspiegel komt van elders. Als dit een (in het verleden) zwaarder bemest perceel is, zal de nitraatconcentratie op vijf meter diepte hoger kunnen zijn.

Deze drie factoren kunnen niet alleen leiden tot een hogere, maar ook tot een lagere nitraatconcentratie. Een afname van de nitraatconcentratie betekent dus niet per definitie dat er sprake is van denitrificatie.

In de periode 1995-2002 is zowel het stikstofoverschot gedaald, als het neerslagoverschot gestegen. Deze twee factoren werken beide in de richting van een toename van de nitraatconcentratie met de diepte. Storende lagen zouden geen rol hebben mogen spelen in dit onderzoek, omdat dergelijk lagen niet zijn waargenomen bij het plaatsen van de putten.

Tot slot is er mogelijk het in §1.1.5 genoemde technische probleem in verband met de plaats van de put buiten het perceel. De vraag of de nitraatconcentratie in het bovenste filter een goede weergave geeft van de nitraatconcentratie in de bovenste meter in het landbouwperceel is niet met een ja of nee te beantwoorden. Zoals uit Figuur 2.3 blijkt, zitten de bovenste filters bij de neutrale en droge gronden gemiddeld op ongeveer één meter onder de grondwaterspiegel, er zal dus enig horizontaal transport hebben plaatsgevonden.

## 2.5 Conclusies

Bij de 25 LMG-locaties bij landbouwpercelen was sprake van een gemiddeld 26% hogere nitraatconcentratie in de vijfde meter van het grondwater vergeleken met de eerste meter.

Het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte is verschillend voor gronden met een drainageklasse droog en voor gronden met een drainageklasse neutraal of nat. Voor de droge gronden (nitraatuitspoelingsgevoelige gronden) is in de bovenste vijf meter van het grondwater een grote toename van de nitraatconcentratie met de diepte te zien van 109%. Deze toename zou veroorzaakt kunnen worden door de afname van de stikstofbelasting, de toename van de neerslag en doordat deze putten niet in het perceel maar er naast staan.

Voor de neutrale en natte gronden is er een afname met de diepte van de nitraatconcentratie van respectievelijk 13% en 31%. Maar vooral bij de natte gronden zegt het percentage niet zoveel, omdat de nitraatconcentratie in de eerste meter al laag is; gemiddeld 30 mg l<sup>-1</sup> voor de zeven putten.

Toetsing aan de nitraatdoelstelling van de nitraatconcentratie in de bovenste vijf meter van het grondwater in plaats van in de bovenste meter zou voor de hier onderzochte locaties alleen een mogelijk perspectief bieden voor de natte gronden. Toetsing op vijf meter diepte onder de grondwaterspiegel zou ook voor de neutrale gronden een mogelijk perspectief bieden. Eerst zou dan wel moeten kunnen worden aangetoond dat de afname door denitrificatie komt en niet door uitspoeling of horizontaal transport, en dat de denitrificatie geen ongewenste milieu effecten tot gevolg heeft.



### **3. Waterkwaliteitsonderzoek op landbouwbedrijven**

#### **3.1 Inleiding**

Dit deel van het veldonderzoek heeft tot doel om de verandering van de nitraatconcentratie in de bovenste vijf meter van het grondwater te onderzoeken met in het perceel uitgevoerde metingen.

Het onderzoek bestond uit een voorbereidend locatieonderzoek, het uitvoeren van de boringen, bemonstering, metingen en chemische analyses voor het waterkwaliteitsonderzoek en het uitvoeren van deze handelingen voor het vergelijken van bemonsteringsmethoden (hoofdstuk 4) en het denitrificatieonderzoek (hoofdstukken 5 en 6). De uitvoering van het veldonderzoek is in meer detail beschreven in Van Elzakker et al. (in voorbereiding). In de volgende paragraaf is een korte samenvatting gegeven van de opzet van het onderzoek.

#### **3.2 Opzet van het onderzoek**

##### **3.2.1 Selectie van bedrijven en locaties en het locatieonderzoek**

Er zijn vier landbouwbedrijven, plus een reservebedrijf, geselecteerd uit de deelnemers aan het Landelijke Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) die op basis van ligging voldoende representatief zouden zijn voor de verschillen die in de zandgebieden zouden kunnen worden aangetroffen, zie Figuur 3.1. De in voorafgaande jaren gemeten nitraatconcentraties op de bedrijven moesten gemiddeld hoger dan  $25 \text{ mg l}^{-1}$  zijn (zie Tabel 3.1) en de voorkeur ging uit naar bedrijven die ook deelnemen aan het project Koeien en Kansen (K&K). De reden voor dit laatste is dat deze bedrijven enerzijds ervaring hebben met onderzoek en er anderzijds aanvullende informatie over deze bedrijven beschikbaar is. Voor het Centrale zandgebied waren geen K&K deelnemers beschikbaar en daarom is een gangbaar LMM-bedrijf geselecteerd.

Een geologisch vooronderzoek is voor alle vijf bedrijven verricht door TNO Bouw en Ondergrond. Ook zijn grondwaterstandreeksen verstrekt voor peilbuizen in de nabijheid van de bedrijven, inclusief de op basis hiervan berekende Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand (GHG) en Gemiddeld Laagste Grondwaterstand (GLG) voor deze buizen.

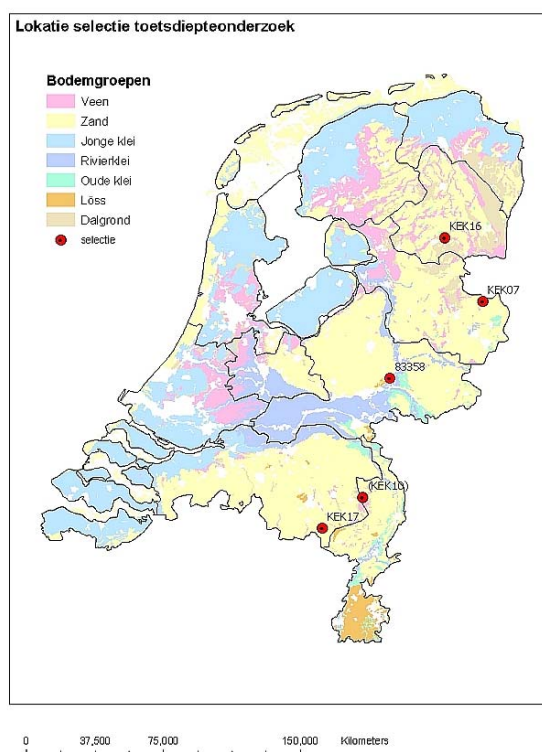
Het geologische vooronderzoek is gebaseerd op beschrijvingen van boringen in de nabijheid van de bedrijven en de gebiedskennis van de TNO regiodeskundige en geeft inzicht in het voorkomen van de laterale continuïteit van klei/leemlagen of lagen met een grove textuur (grondlagen en grof zandlagen) in de ondiepe ondergrond (tot 10 meter onder GLG).

Het onderzoek is uitgevoerd op de vier geselecteerde melkveebedrijven in de vier verschillende zandgebieden van Nederland (noord, centraal, oost en zuid), zie Tabel 3.2, en drie verschillende type grondwaterwinningsgebieden volgens de indeling van Van Beek et al. (2002), zie Figuur 1.4.

*Tabel 3.1 Nitraatconcentraties (mg l<sup>-1</sup>) in de bovenste meter van het grondwater op de geselecteerde bedrijven voor het veldonderzoek in de periode 1999-2004.*

	1999	2000	2001	2002	2003	2004	gemiddeld
Maarheze	- <sup>1</sup>	82	112	93	67	64	84
Nieuweroord	-	51	35	24	12	27	30
Nutter	129	94	81	75	69	88	89
Spankeren	-	116	-	-	36	-	76
Reserve	84	82	94	94	63	78	82

<sup>1</sup> - betekent dat er geen grondwaterbemonstering is verricht



*Figuur 3.1 Geselecteerde bedrijven voor het veldonderzoek. Tussen haakjes het reservebedrijf. De bedrijven zijn gelegen te Spankeren (83358), Nutter (KEK07), Maarheze (KEK17), Nieuweroord (KEK16), en het reservebedrijf te Ysselsteyn (KEK10).*

Het RIVM heeft per bedrijf een GLG-kaart gemaakt op basis van de door TNO verstrekte informatie, de maaiveldligging en de gegevens over de grondwaterstanden in de bemonsteringsputten tijdens grondwaterbemonsteringen in voorgaande jaren.

Per bedrijf zijn vier locaties geselecteerd, waarbij drie locaties representatief zouden moeten zijn voor de gronden met drainageklasse neutraal of droog en één voor gronden met de drainageklasse nat. Hierbij is gebruikt gemaakt van de gemaakte GLG-kaarten, kaarten met de gemeten nitraatconcentraties in voorgaande jaren en voor de K&K-bedrijven recente



opname van de grondwatertrapklasse (Gt) voor de locaties waar het grondwater bemonsterd wordt. Het bleek niet overal mogelijk de nagestreefde verdeling van de locaties per bedrijf over de drainageklassen te realiseren, zie Tabel 3.2. De keuze van de locaties is verder bepaald op basis van bereikbaarheid, afwezigheid van vee en aanwezigheid van zichtlijnen om de locatie later eenvoudig te kunnen terugvinden.

*Tabel 3.2 Karakteristieken van de vier melkveebedrijven en de aantallen locaties per drainageklasse; nat (Gt I t/m IV), neutraal (Gt V, V\* en VI) en droog (Gt VII en VIII).*

Bedrijf	Code	Zandgebied	Grondsoort	Type <sup>1</sup>	Nat	Neutraal	Droog
Maarheze	57E	Zuid	Zand	Grote stuwwal	1	3	-
Nieuweroord	17D	Noord	Dalgrond	Kleileem	-	2	2
Nutter	28F	Oost	Zand	Kalkloospyriet	-	1	3
Spankeren	33G	Centraal	Zand	Kalkloospyriet	1	-	3

<sup>1</sup> Type grondwaterwinningsgebied (Van Beek et al., 2002), zie §1.1.4.

### 3.2.2 Bodembemonstering en beschrijving

De grondmonsters voor profielbeschrijving en denitrificatiemetingen zijn verzameld vóór plaatsing van de filters. De filterdiepten zijn namelijk afhankelijk van eventuele storende lagen, waarvan de aanwezigheid mede door bestudering van de grondprofielen kan worden vastgesteld. De grondprofielen zijn met de Aqualock-methode omhoog gehaald en verzameld in halve PVC-goten van één meter, zie Bijlage 4. Na fotograferen en beschrijven zijn de monsters geheel afgesloten met een andere halve goot. Deze “cilinder” is tot slot omwikkeld met plastic folie en geëtiketteerd, vergelijkbaar met de flessen voor de watermonsters. Daarna zijn ze binnen een dag getransporteerd naar Bilthoven en daar opgeslagen in een koelcel bij circa 4 °C tot transport naar TNO Bouw en Ondergrond voor een exacte boorbeschrijving en het vervolgonderzoek, zie Bijlage 4.

Door de Universiteit van Utrecht zijn eveneens boorbeschrijvingen gemaakt voor de plekken waar met de “Van der Staay”-methode tijdelijke filters zijn geplaatst.

### 3.2.3 Grondwaterbemonstering

De bemonstering van het grondwater heeft de eerste keer in juli 2005 plaatsgevonden, zie Tabel 3.3. Tijdens die ronde zijn alle beschikbare methoden uitgetest, zie hoofdstuk 4 voor meer details en een beschrijving van de wijze van bemonstering. Ook bij de permanente putten is direct na plaatsing bemonsterd. Bij de plaatsing van permanente putten vindt verstoring plaats van de ondergrond die invloed zou kunnen hebben op de samenstelling van het grondwater. Tevens was de afdichting van de putten boven de filters op dat moment nog niet optimaal, omdat de bentoniet gebruikt voor de afdichting nog niet volledig was uitgezet. Daarom zijn in augustus en in de periode eind november – begin december 2005 deze putten nogmaals bemonsterd. In de eerste ronde in juli en de derde ronde in november – december is het bovenste grondwater bij elke locatie ook via de LMM-methode bemonsterd.

*Tabel 3.3 Data van bemonstering van de vier melkveebedrijven in 2005*

Bedrijf	Code	Regio	Ronde 1	Ronde 2	Ronde 3
Maarheeze	57E	Zuid	20-28 juli	10-11 augustus	12-19 december
Nieuweroord	17D	Noord	14-15 juli	4 augustus	6 december
Nutter	28F	Oost	18-19 juli	8 augustus	30 november – 1 december
Spankeren	33G	Centraal	11-12 juli	3 augustus	22 november

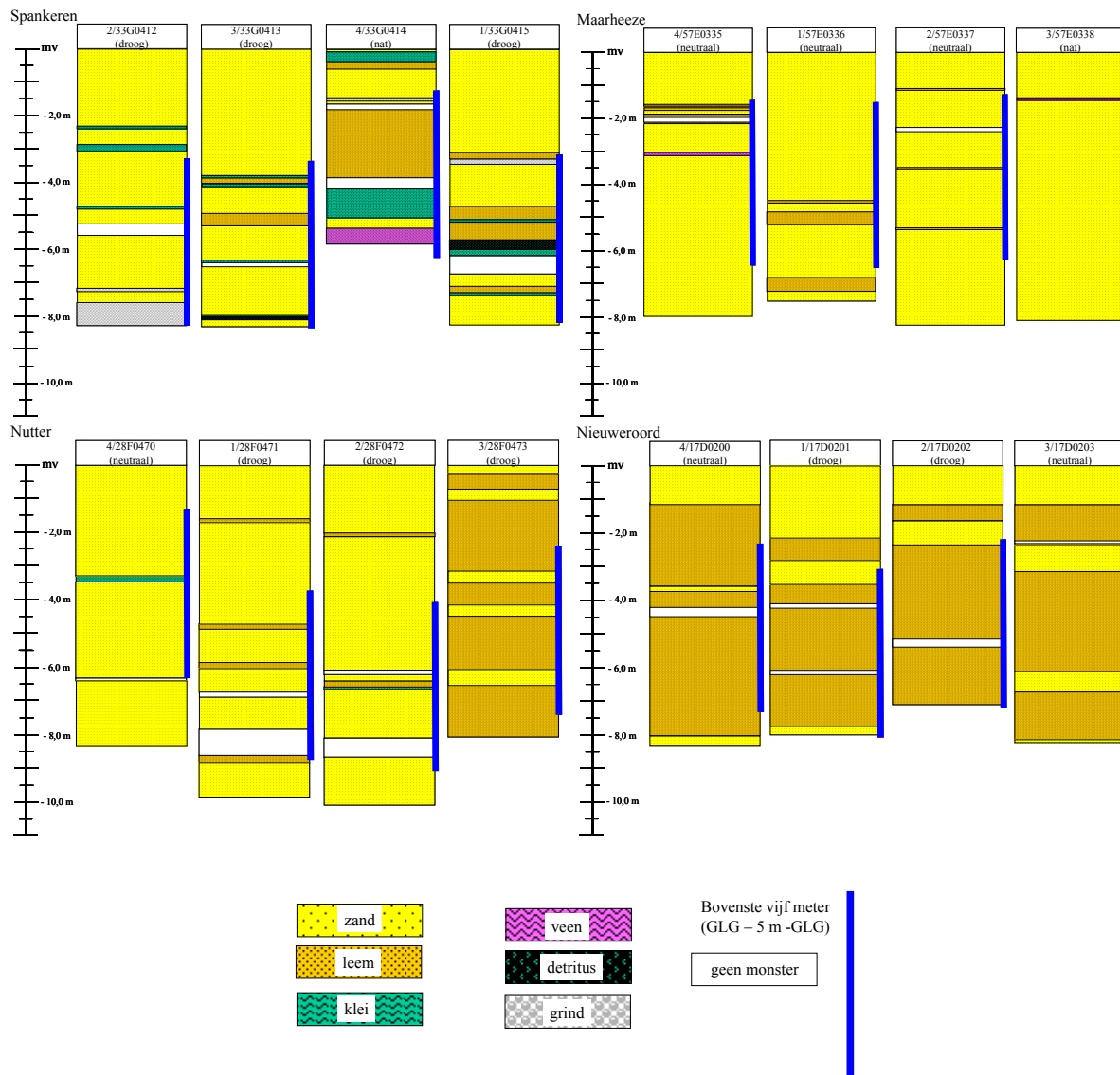
Het grondwater is bemonsterd via een slangenpomp. De monsters zijn gefiltreerd (0,45 µm) en aangezuurd (pH < 2) met HNO<sub>3</sub> (voor analyse op totaal-P, metalen en overige kationen), H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (voor analyse op totaal-N, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, ortho-P en DOC) of niet aangezuurd (voor analyse op Cl, SO<sub>4</sub>), en koel (< 4 °C) en donker bewaard tot de chemische analyse. De reeks “metalen en overige kationen” omvat de elementen Al, As, Ba, Cd, Ca, Cr, Fe, K, Cu, Pb, Mg, Mn, Na, Ni, Sr, Zn. Tijdens de bemonstering in het veld zijn in ongefilterde monsters de zuurgraad (pH), de elektrische geleidbaarheid (EC) en de zuurstofconcentratie bepaald en in gefiltreerde monsters de nitraatconcentratie (Nitrachek kleurmeting).

### 3.3 Resultaten

De bodemopbouw van het pakket waarin de bovenste vijf meter van het grondwater zich bevindt op de locaties op de vier bedrijven is heterogeen, zie Figuur 3.2. In hoofdstuk 6 is een gedetailleerde beschrijving gegeven van de bodemopbouw van de bedrijven. Hier volgt een schets van de belangrijkste kenmerken. Het pakket bestaat bij de meeste locaties uit zand met daarin dunne klei- en/of leemlagen. De locaties te Nieuweroord en een locatie te Nutter (28F0473) en te Spankeren (33G0414) vormen hierop een uitzondering, het pakket bestaat hier voornamelijk uit leem met daarin (dunne) zandlagen. Bij de locatie 33G0412 bestaat de onderkant van het pakket uit grindlagen. Op een aantal locaties komen veenlagen voor (57E0335, 57E0338 en 33G0414). Op twee locaties te Spankeren komt een (organische-stofrijk) detrituslaagje<sup>6</sup> voor in het pakket (33G0413 en 33G0415). De locaties te Spankeren bevatten kalk, de andere locaties niet. De kalk bevat sideriet (FeCO<sub>3</sub>), maar geen pyriet. Twee van de locaties te Maarheeze bevatten mogelijk lagen waarin wat pyriet voorkomt (57E0335, 57E0338) naast nog enige andere reactieve ijzerverbindingen. De meeste lagen in het bodempakket van de locaties te Nutter bevatten in meer of mindere mate reactief ijzer in de vorm van glauconiet en mogelijk als ijzeroxiden. Alleen locatie 28F0473 bevat onderin het bodempakket wat pyriet. De locaties te Nieuweroord bevatten geen reactief ijzer met uitzondering van een monster van locatie 17D0200. Pyriet speelt geen belangrijke rol in de denitrificatiecapaciteit van het pakket te Nieuweroord.

In dit rapport zijn alleen de resultaten van de grondwaterbemonsteringen van de tweede en derde ronde gepresenteerd. De resultaten voor de permanent geplaatste putten uit de eerste ronde lijken namelijk beïnvloed door de plaatsing (Van Elzakker et al., in voorbereiding). Bij lezing dient men zich te realiseren dat het onderzoek uitgevoerd is op een zeer beperkt aantal locaties, waarbij er een samenhang is tussen de bedrijven en de drainageklassen. In onderstaande paragrafen zijn alleen de voor dit rapport relevante kwaliteitsparameters gepresenteerd, voor een volledig overzicht wordt verwezen naar het hiervoor genoemde rapport.

<sup>6</sup> organische resten van uiteengevallen, verteerde planten en dieren



*Figuur 3.2 Schematische vereenvoudigde weergave van de bodemlagen van GLG tot vijf meter beneden GLG voor de onderzoekslocaties op de vier melkveebedrijven, gebaseerd op beschrijving ondergrond door TNO, bovengrond door Universiteit Utrecht. Voor meer details, zie §6.3. Linksboven Spankeren (33G), rechtsboven Maarheeze (57E), linksonder Nutter (28F) en rechtsonder Nieuweroord (17D).*

In Tabel 3.4 zijn de gemiddelde nitraatconcentraties voor de eerste en vijfde meter weergegeven per drainageklasse per ronde. Alleen locaties waar beide diepteniveaus zijn bemonsterd zijn meegenomen in de berekening. Vergelijking van de eerste meter met de vijfde meter (eerste op gemiddeld 46 cm -GLG en vijfde op gemiddeld 464 cm -GLG) levert op dat de nitraatconcentratie op vijf meter -GLG gemiddeld 20% lager is dan in de eerste meter ( $12 \text{ mg l}^{-1}$ , standaard fout  $20 \text{ mg l}^{-1}$ ) in de tweede ronde. In de derde ronde is dit verschil 8% ( $4 \text{ mg l}^{-1}$ , standaard fout  $20 \text{ mg l}^{-1}$ ). Gezien het kleine aantal putten en de grootte van de spreiding in de gemeten concentraties zijn deze verschillen niet significant.

Bij de droge gronden is de afname met de diepte in feite afwezig, afname van  $2 \text{ mg l}^{-1}$  in ronde 2 en toename van  $6 \text{ mg l}^{-1}$  in ronde 3 (beide niet significant). De afname bij de neutrale

gronden met 39% in de tweede en 28% in de derde ronde zijn eveneens niet significant en bovendien bijna volledig toe te schrijven aan de waarnemingen op één bedrijf (Maarheeze).

De resultaten van de nitraatmetingen op de afzonderlijke locaties per bedrijf zijn voor ronde 3 in Figuur 3.3 opgenomen. Dit is de ronde waarvoor de meeste metingen beschikbaar zijn, en er nauwelijks meer invloed is van de boring op de waterkwaliteit in de permanente putten (Van Elzakker et al., in voorbereiding). De resultaten van de tweede ronde zijn weergegeven in Figuur 5.1 in hoofdstuk 5.

*Tabel 3.4 De nitraatconcentratie (gemiddelde en standaard fout) op circa 1 en 5 meter beneden GLG per drainageklasse per ronde<sup>1</sup>.*

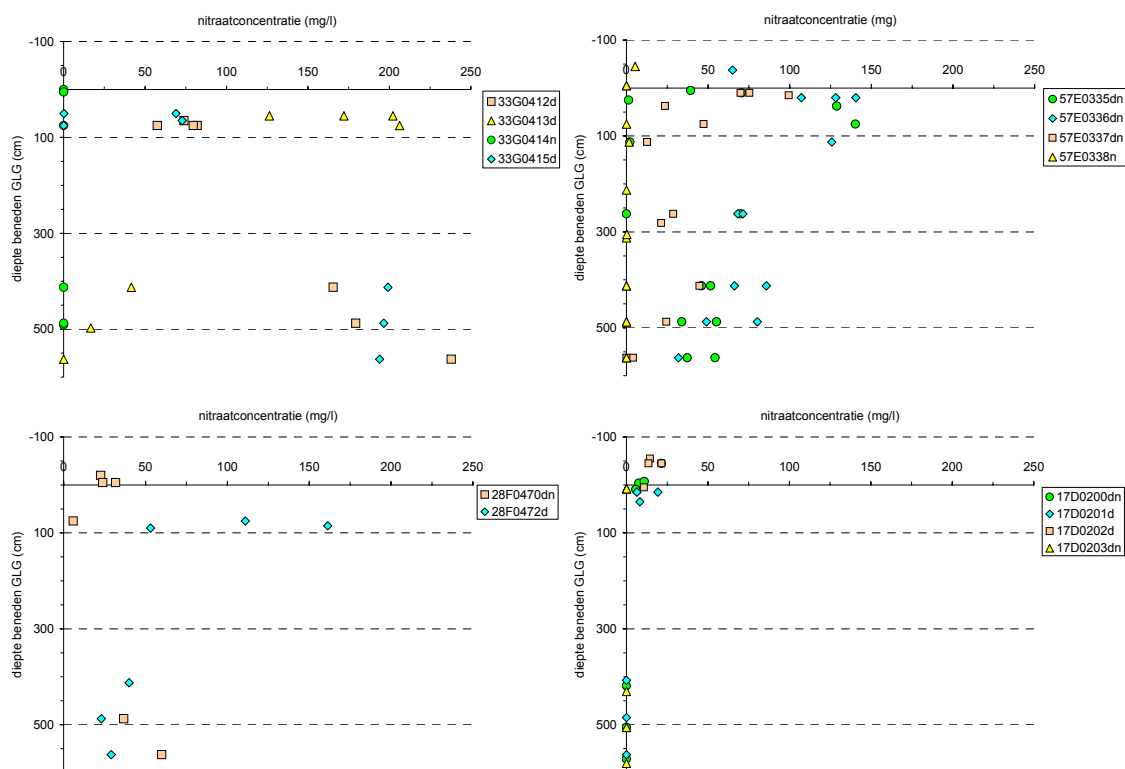
Drainage-klasse	Ronde	Aantal locaties <sup>2</sup>	Diepte-niveau	Diepte -GLG (cm)	Nitraat (mg l <sup>-1</sup> )	Standaard Fout
Droog	2	4 (8)	1	75	78	11
			5	451	76	10
	3	5 (8)	1	57	81	10
			5	466	86	9
Neutraal	2	4 (6)	1	75	75	9
			5	452	46	13
	3	6 (6)	1	7	46	7
			5	480	33	6
Nat	2	2 (2)	1	75	0,3	0,5
			5	472	0,1	0,3
	3	2 (2)	1	-8	0,9	0,8
			5	457	0,0	*

<sup>1</sup> Betreft gemiddelde van alle metingen per locatie per diepteniveau.

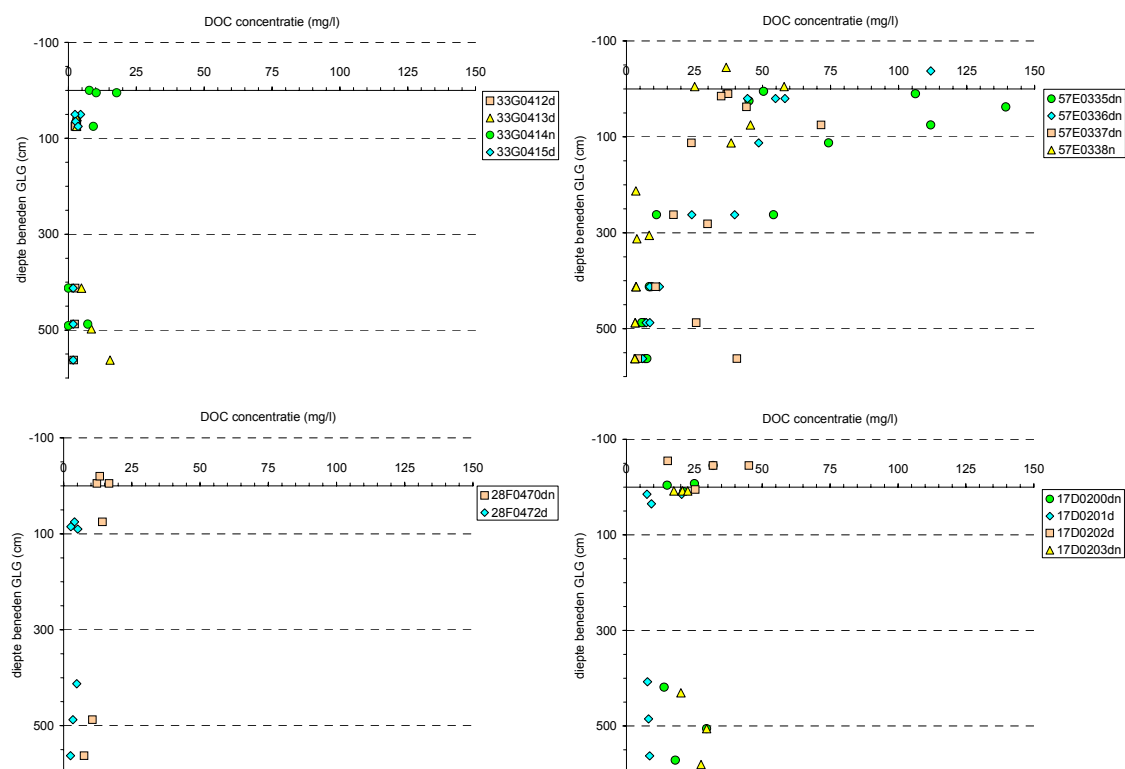
<sup>2</sup> Aantal locaties waarvoor voor beide diepteniveaus gegevens beschikbaar waren. Tussen haakjes het aantal locaties waar putten geplaatst zijn. De extra locaties in de derde ronde liggen alle te Nieuweroord.

De resultaten laten duidelijk zien dat het bovenste grondwater van het bedrijf op dalgrond (Nieuweroord) geen of nauwelijks nitraat bevat, ondanks dat de locaties op dit bedrijf de drainageklasse neutraal of droog hebben. De locaties met de drainageklasse droog op de andere bedrijven (drie te Spankeren en een te Nutter) geven zowel afname (28F0472 en 33G0413) als toename (33G0412 en 33G0415) te zien met de diepte. De locaties met een drainageklasse neutraal te Maarheeze (57E) laten een afname zien, de locatie te Nutter (28F0470) daarentegen een toename.

De concentraties opgeloste organische stof (DOC) in de bovenste vijf meter van het grondwater laten grote verschillen tussen de bedrijven zien, zie Figuur 3.4. De hoogste concentraties komen voor te Maarheeze met een gemiddelde van ongeveer 50 mg l<sup>-1</sup> in de bovenste meter voor beide meetronden, terwijl dit bij Nieuweroord maar 18 mg l<sup>-1</sup> is en bij de twee andere bedrijven minder dan 10 mg l<sup>-1</sup>. De DOC-concentratie in de vijfde meter is te Maarheeze is gemiddeld 10 mg l<sup>-1</sup>, en veel lager dan in de eerste meter. Bij de andere bedrijven is er geen duidelijke afname.



*Figuur 3.3 Nitraatconcentraties op verschillende diepteniveaus op de vier melkveebedrijven voor bemonsteringsronde 3. Linksboven Spankeren (33G), rechtsboven Maarheeze (57E), linksonder Nutter (28F) en rechtsonder Nieuweroord (17D). Drainageklassen: d = droog, dn = neutraal, n = nat.*



*Figuur 3.4 DOC-concentraties. Voor uitleg, zie tekst bij Figuur 3.3.*

De ammoniumconcentraties zijn laag ( $< 2 \text{ mg l}^{-1}$ ) in het grondwater te Spankeren en Nutter, zie Figuur 3.5, wat normaal is voor zandgronden. In de profielen te Nieuweroord komen hogere ammoniumconcentraties ( $> 2 \text{ mg l}^{-1}$ ) voor. Ook het natte profiel 57E0338 te Maarheeze heeft in de bovenste meter hoge ammoniumconcentraties.

De chlorideconcentraties lijken geen verschillen te tonen tussen de eerste en vijfde meter, met uitzondering van locatie 33G0413, zie Figuur 3.6. Bij locatie 33G0413 zijn op vijf meter -GLG in de derde ronde duidelijk hogere chlorideconcentraties. In de tweede ronde was dit verschil er niet. Vanaf ongeveer 60 cm -GLG komt in dit profiel een 30 cm dikke klei-leemlaag voor, en ook op grotere diepte komen klei- en leembandjes voor (zie Figuur 3.2).

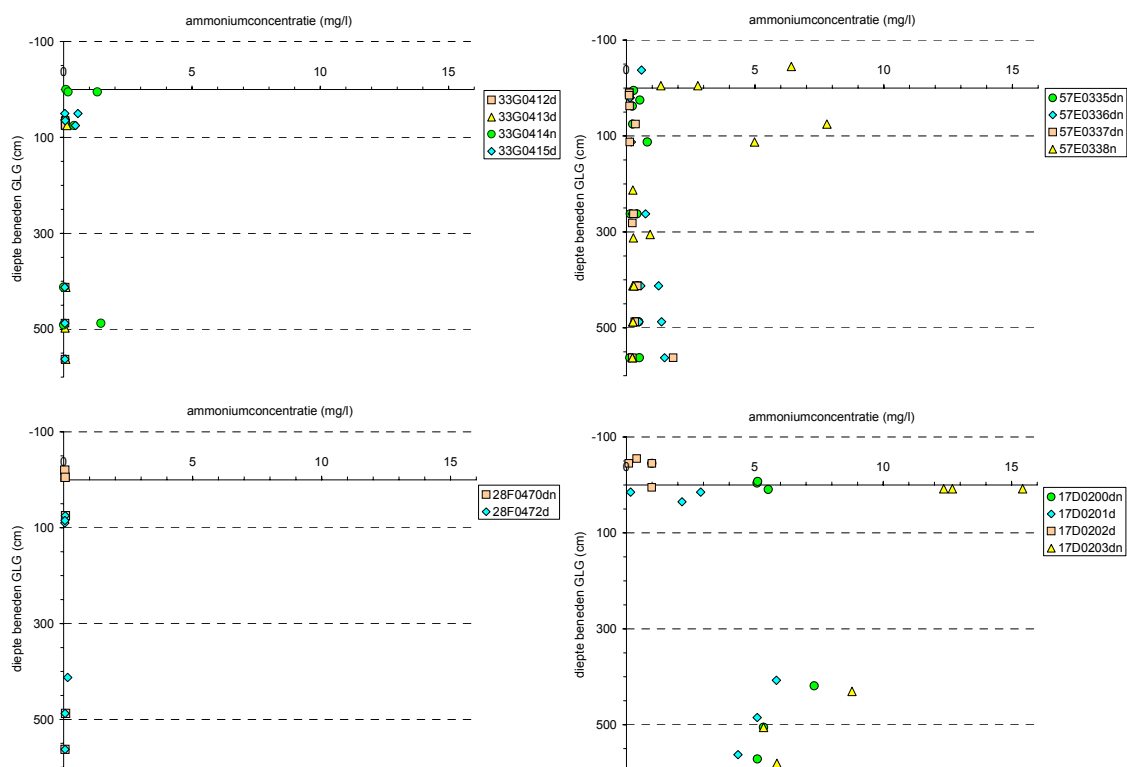
De ijzerconcentraties zijn laag op de locaties in Spankeren, Nutter en Maarheeze ( $< 5 \text{ mg l}^{-1}$ ), met uitzondering van de natte locatie 57E0338 (meer dan  $20 \text{ mg l}^{-1}$  bovenin en tussen de 10 en  $15 \text{ mg l}^{-1}$  onderin), zie Figuur 3.7. Drie van de vier locaties te Nieuweroord hebben relatief hoge ijzerconcentraties, vooral op vijf meter -GLG (tussen de 10 en  $30 \text{ mg l}^{-1}$ ). Er is in beide ronden geen significant verschil in de ijzerconcentratie tussen de eerste en vijfde meter, zie Tabel 3.6.

De sulfaatconcentraties in de eerste en vijfde meter voor de verschillende drainageklassen in ronde 2 en 3 zijn gegeven in Tabel 3.5. De locaties met drainageklasse nat en droog geven gemiddeld genomen een hogere sulfaatconcentratie op vijf meter -GLG te zien, maar de toename ten opzichte van de eerste meter is in alle gevallen niet significant en bij droog zelfs klein (19% in tweede ronden en 3% in derde ronde). Dit is in Figuur 3.8 ook duidelijk te zien bij de locaties te Spankeren. Bij de locaties met een drainageklasse neutraal is de toename met de diepte in beide ronden significant (95%-betrouwbaarheidsinterval voor het gemiddelde van 112% in ronde 2 is 31-193%, en voor het gemiddelde van 98% in ronde 3 is 15-182%). De locaties te Maarheeze illustreren dit, Figuur 3.8.

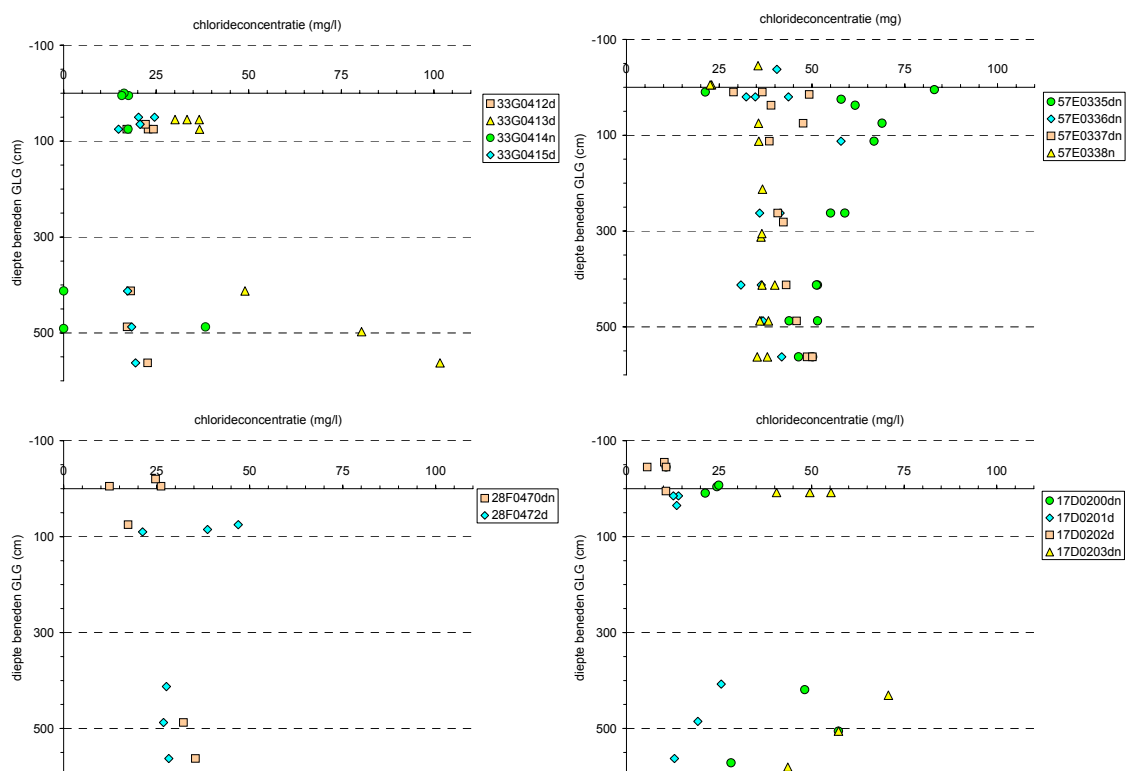
Tabel 3.5 De sulfaatconcentratie (gemiddelde en standaard fout) op circa 1 en 5 meter beneden GLG per drainageklasse per ronde.

Drainage-klasse	Ronde	Aantal locaties <sup>1</sup>	Diepte-niveau	Diepte -GLG (cm)	Sulfaat ( $\text{mg l}^{-1}$ )	Standaard fout
Droog	2	4 (8)	1	75	94	48
			5	451	112	27
	3	5 (8)	1	57	49	9
			5	466	51	5
Neutraal	2	4 (6)	1	75	64	18
			5	452	137	8
	3	6 (6)	1	7	42	5
			5	480	83	11
Nat	2	2 (2)	1	75	44	43
			5	472	119	58
	3	2 (2)	1	-8	33	24
			5	457	46	9

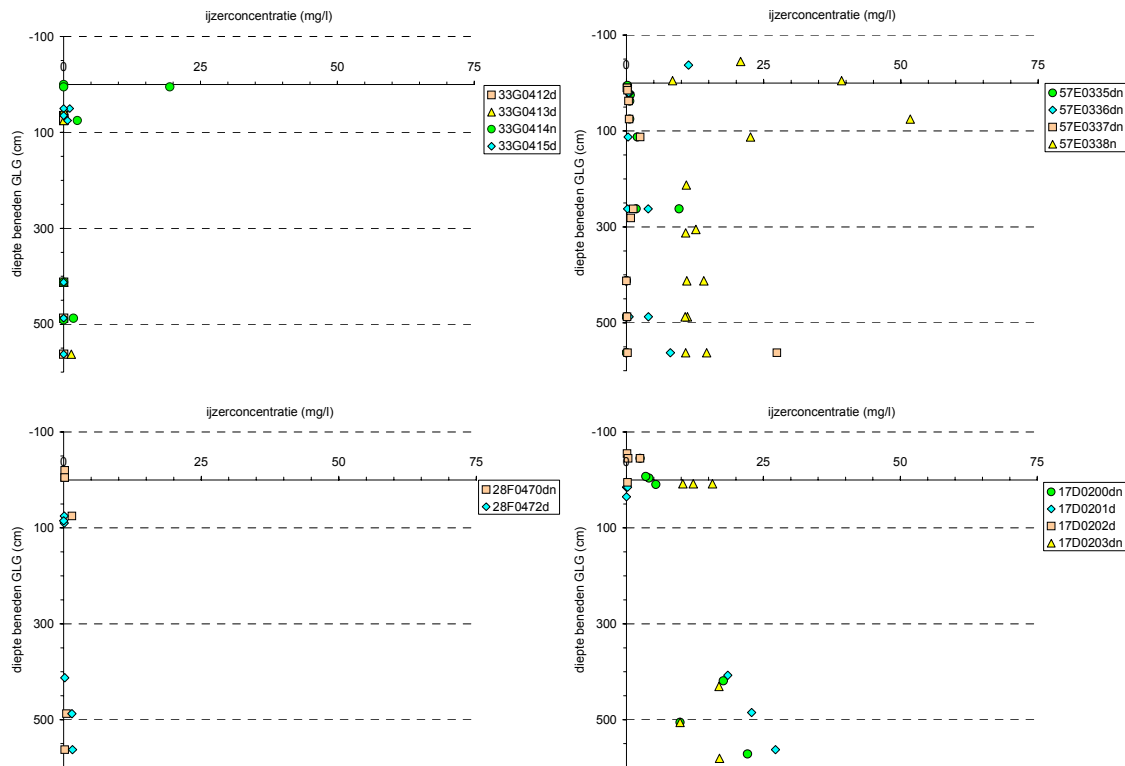
<sup>1</sup> Aantal locaties waarvoor voor beide diepteniveaus gegevens beschikbaar waren. Tussen haakjes het aantal locaties waar putten geplaatst zijn. De extra locaties in de derde ronde liggen alle te Nieuweroord.



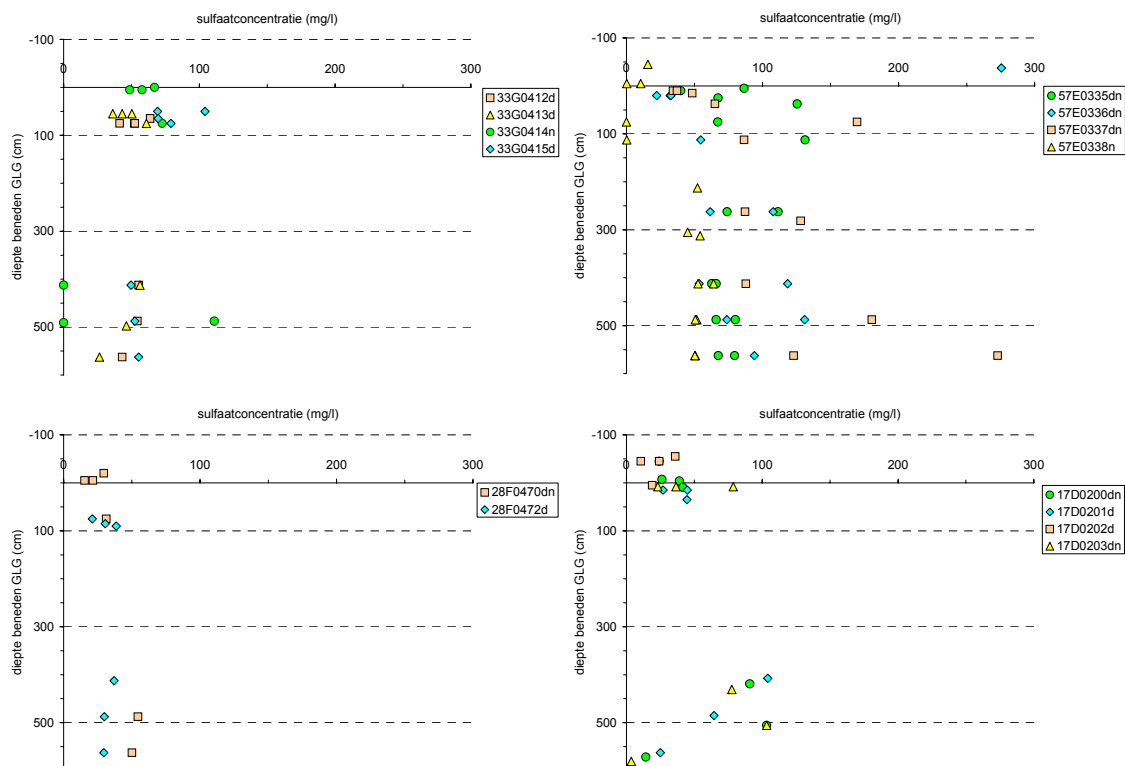
*Figuur 3.5 Ammoniumconcentraties op verschillende diepteniveaus op de vier melkveebedrijven voor bemonsteringsronde 3. Linksboven Spankeren (33G), rechtsboven Maarheeze (57E), linksonder Nutter (28F) en rechtsonder Nieuweroord (17D). Drainageklassen: d = droog, dn = neutraal, n = nat.*



*Figuur 3.6 Chlorideconcentraties. Voor uitleg, zie tekst bij Figuur 3.5*



*Figuur 3.7 IJzerconcentraties op verschillende diepteniveaus op de vier melkveebedrijven voor bemonsteringsronde 3. Linksonder Spankeren (33G), rechtsboven Maarheeze (57E), linksonder Nutter (28F) en rechtsonder Nieuweroord (17D). Drainageklassen: d = droog, dn = neutraal, n = nat.*



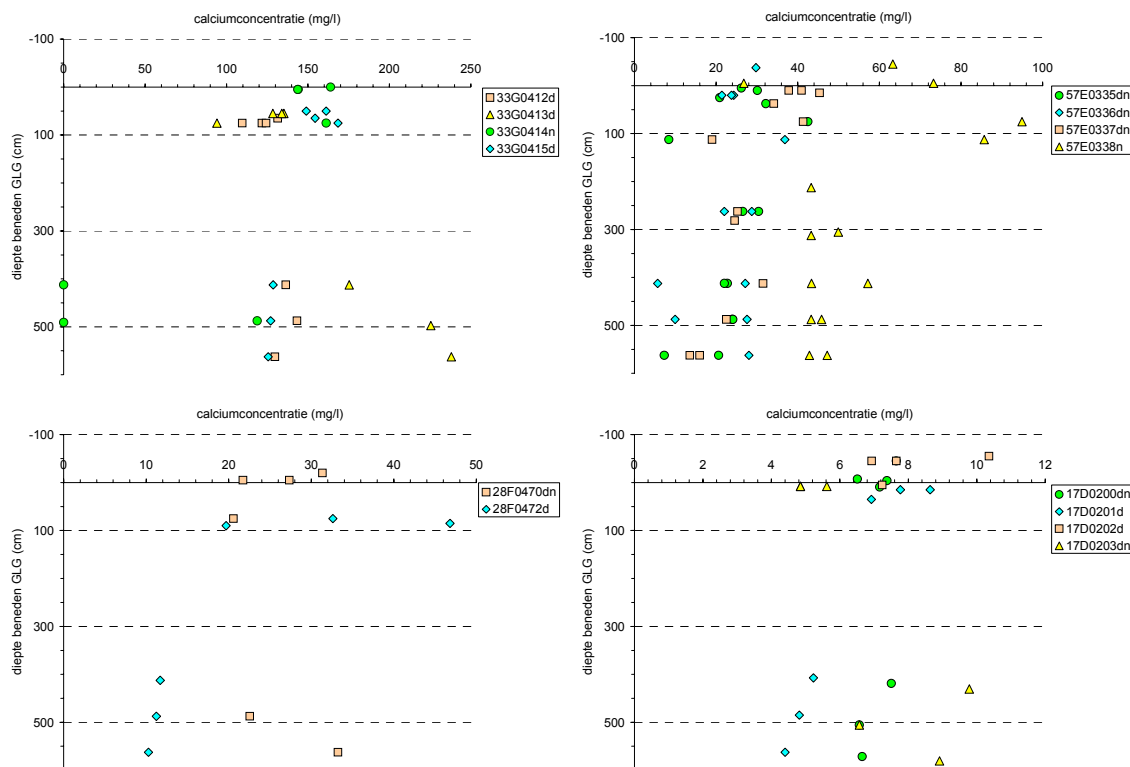
*Figuur 3.8 Sulfaatconcentraties. Voor uitleg, zie tekst bij Figuur 3.7.*



De calcium- en magnesiumconcentratie, die samen de hardheid van het water bepalen, zijn (niet significant) lager in de vijfde meter dan in de eerste meter van het grondwater bij de gronden met een drainageklasse neutraal en nat. Bij de gronden met drainageklasse droog is er een (niet-significante) toename. Alleen de magnesiumconcentratie in de tweede ronde is significant hoger in de vijfde dan in de eerste meter (2-59%) bij deze gronden.

Opvallend is dat droge locatie 33G0413 te Spankeren, die een duidelijke afname van de nitraatconcentratie te zien geeft met de diepte (zie Figuur 3.3), een duidelijke toename heeft van de calcium- (Figuur 3.9) en de magnesiumconcentratie (Figuur 3.10). Daarentegen heeft de droge locatie 28F0472 te Nutter met eveneens een afname van de nitraatconcentratie, geen toe- maar een afname van de calcium- en magnesiumconcentratie. De ondergrond van de locaties te Spankeren bevat kalk in tegenstelling tot de ondergrond van de locaties op de andere bedrijven, zie §6.3.

De locaties met een drainageklasse neutraal te Maarheeze (57E), met een afname van de nitraatconcentratie met de diepte, geven ook een afname van de calcium- en magnesiumconcentratie te zien.

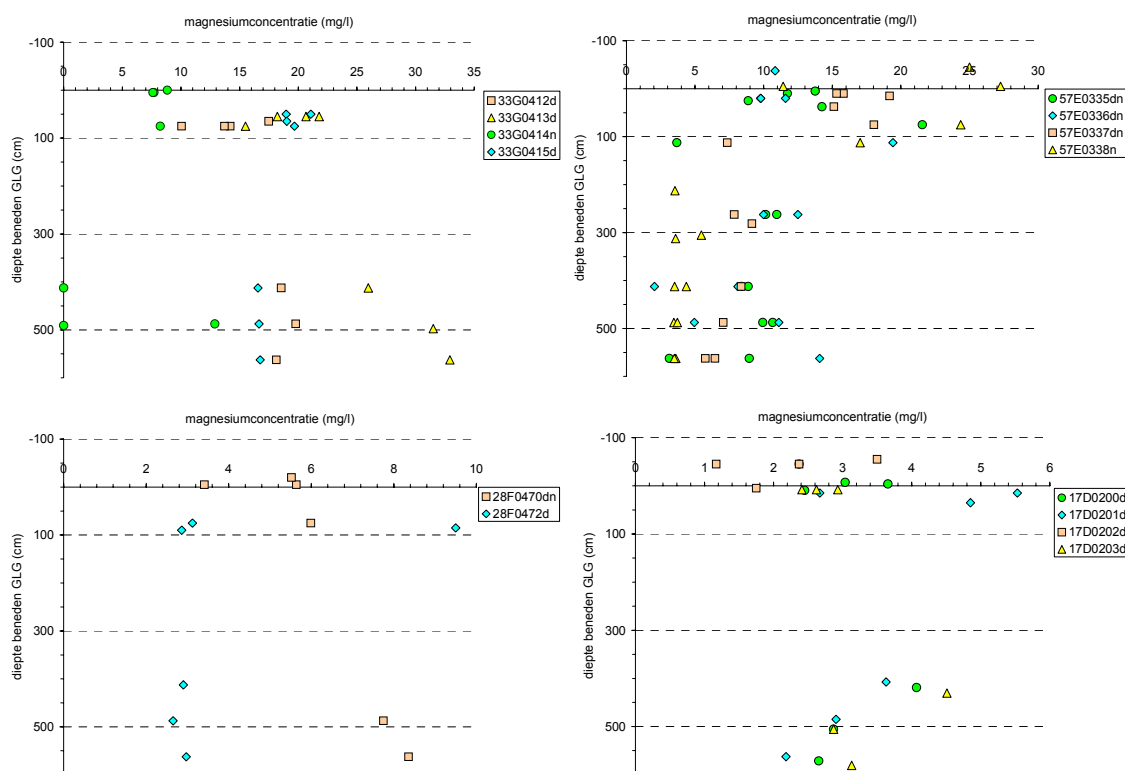


*Figuur 3.9 Calciumconcentraties op verschillende diepteniveaus op de vier melkveebedrijven voor bemonsteringsronde 3. Linksboven Spankeren (33G), rechtsboven Maarheeze (57E), linksonder Nutter (28F) en rechtsonder Nieuweroord (17D).*

*Drainageklassen: d = droog, dn = neutraal, n = nat.*

De concentraties aan sporenelementen (arsen, cadmium, chroom, koper, nikkel en zink) zijn gemiddeld in de vijfde meter lager dan in de eerste meter, zie Tabel 3.6. Hierbij dient wel te worden gezegd dat de resultaten voor het merendeel niet significant zijn vanwege de grote spreiding en het geringe aantal waarnemingen. De nikkelconcentratie is echter bij de drainageklasse neutraal aanzienlijk hoger in de vijfde meter dan in de eerste meter:  $32 \mu\text{g l}^{-1}$

versus  $9 \mu\text{g l}^{-1}$  in de tweede ronde en  $23 \mu\text{g l}^{-1}$  versus  $9 \mu\text{g l}^{-1}$  in de derde ronde. Door de grote spreiding zijn deze verschillen niet significant, zie Figuur 3.11. Ook bij locatie 33G0413 (afname nitraat, toename DOC, chloride, calcium en magnesium) is de nikkelconcentratie onderin hoger dan bovenin. Het profiel bevat echter pyriet, maar heeft tussen 566 en 588 cm –mv een relatief hoge potentiële denitrificatie (Bijlage 8). De resultaten voor de overige metalen per bedrijf zijn in Bijlage 7 in figuren weergegeven.



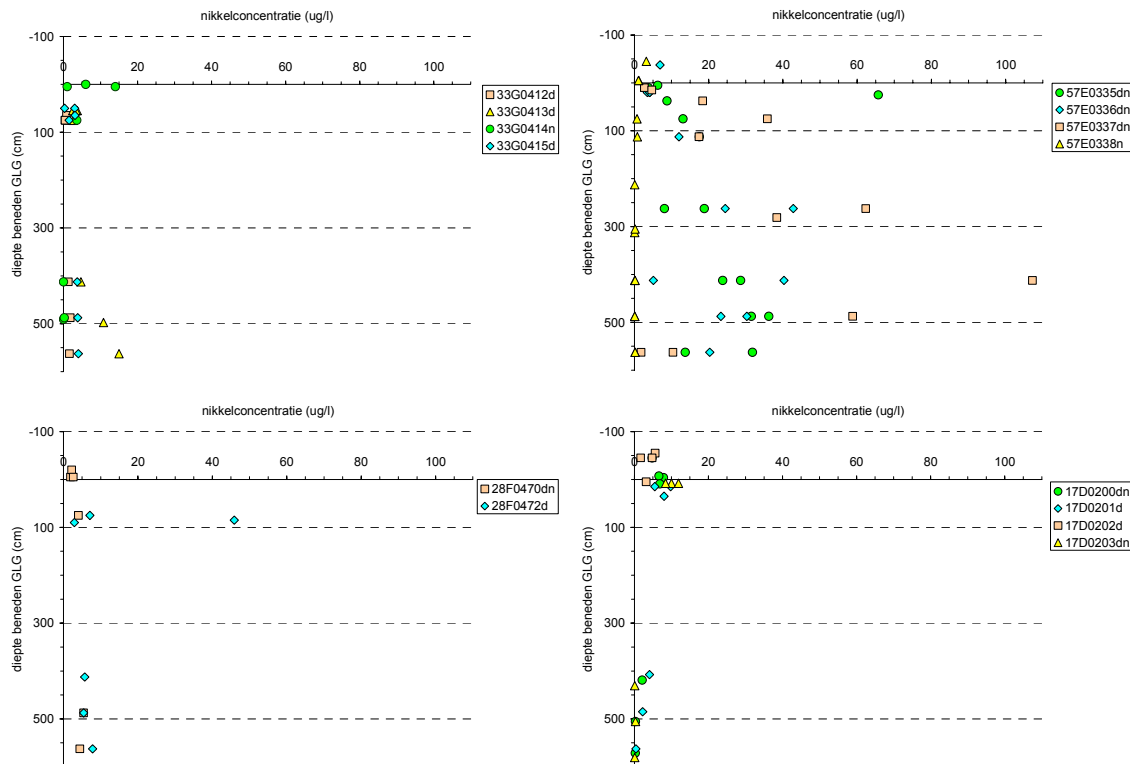
Figuur 3.10 Magnesiumconcentraties op verschillende diepteniveaus op de vier melkveebedrijven voor bemonsteringsronde 3. Linksboven Spankeren (33G), rechtsboven Maarheeze (57E), linksonder Nutter (28F) en rechtsonder Nieuweroord (17D). Drainageklassen: d = droog, dn = neutraal, n = nat.

Tabel 3.6 Het verschil in de concentratie van een aantal sporenelementen ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) en ijzer ( $\text{mg l}^{-1}$ ) tussen de eerste en vijfde meter beneden GLG per drainageklasse per ronde<sup>1</sup>.

Drainage	Ronde	Arseen	Cadmium	Chroom	Koper	Nikkel	IJzer	Zink
Droog	2	-1,3	-0,08	-0,7	+0,1	-0,9	+0,9	-2,9
	3	+0,0	-0,15	-1,4	-2,2	-2,2	+2,3	-33
Neutraal	2	-1,2	-0,57	-2,6	-17	+23	+2,9	-4,5
	3	-0,4	-0,32	-1,3*	-17*	+14	+0,5	-44
Nat	2	-2,7	-0,01	+0,8	+0,1	-1,5	-7,7	+0,6
	3	-4,5	-0,02	-0,6	-2,7	-4,3	-7,2	-15

<sup>1</sup> Een negatief getal betekent een lagere concentratie op vijf meter diepte dan op één meter, en positief getal een hogere concentratie op vijf meter.

\* De significante verschillen ( $p < 0,05$ ) zijn met \* aangegeven.



*Figuur 3.11 Nikkelconcentraties op verschillende diepteniveaus op de vier melkveebedrijven voor bemonsteringsronde 3. Linksboven Spankeren (33G), rechtsboven Maarheeze (57E), linksonder Nutter (28F) en rechtsonder Nieuweroord (17D). Drainageklassen: d = droog, dn = neutraal, n = nat.*

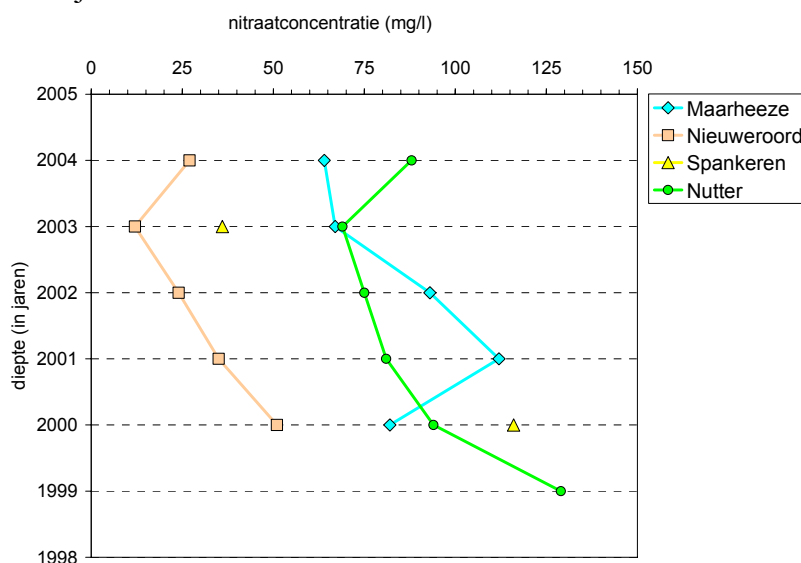
### 3.4 Discussie

Als het onderzoek een ding duidelijk maakt is dat de ondergrond van het Nederlandse zandgebied zeer heterogeen is. Zelfs indien alleen maar heel grofstoffelijk naar de opbouw van het bodempakket wordt gekeken, komt bij elke locatie minimaal een afwijkende (niet-zand) laag voor. Locaties op een bedrijf verschillen onderling in de meeste gevallen ook in de opbouw van het bovenste deel van het watervoerende pakket. Opvallend is dat de locaties te Spankeren (liggend in het gebied van de Grote Stuwwal, zie Figuur 1.4) kalk bevatten, wat atypisch is voor dit gebied (Van Beek, 2002). Het zelfde geldt voor het ontbreken van pyriet bij de locaties te Nutter (gebied met kalkloos pyriet). Hierdoor kunnen op korte afstand grote verschillen optreden in grondwaterstorming en het al dan niet optreden van denitrificatie.

De nitraatconcentraties zijn in de vijfde meter (niet-significant) lager dan in de eerste meter. Net als in het vorige onderzoek zijn er verschillen tussen drainageklassen. De gronden met klasse droog laten gemiddeld geen afname zien, en die met klasse neutraal wel (niet-significant). De gronden met de klasse nat bevatten zowel in de eerste als de vijfde meter geen nitraat.

Indien het neerslagoverschot jaarlijks gelijk blijft en de neerwaartse waterbeweging één meter per jaar bedraagt, en we aannemen dat er sprake is van een homogeen bodemprofiel waarin geen denitrificatie optreedt, dan kan Tabel 3.1 omgezet worden in een nitraatdiepteprofiel, zie Figuur 3.12. In die situatie zullen de nitraatconcentraties onderin

hoger zijn dan bovenin, omdat de nitraatconcentraties in de bovenste meter in de periode 1999-2004 gedaald zijn.



*Figuur 3.12 Nitraatconcentratie in de bovenste meter van het grondwater van de vier LMM- bedrijven in de periode 1999-2004 uitgezet als verloop met de diepte. Aanname dat nitraat jaarlijks in dezelfde mate uitspoelt met één meter per jaar en er geen denitrificatie optreedt, dan geeft het jaar 2000 de nitraatconcentratie op circa vijf meter onder de grondwater spiegel weer.*

Het in detail verklaren van verschillen tussen de eerste en vijfde meter per locatie is niet mogelijk, aangezien er verschillende tegenstrijdigheden voorkomen. Zo komt in de vijfde meter bij locatie 33G0413 een laagje detritus voor, zie Figuur 3.2. De aanwezigheid van deze organische stof zou de reden van de lagere nitraatconcentraties kunnen zijn in de vijfde meter op de locatie, zie Figuur 3.3. In het profiel van locatie 28F0472 ontbreekt een dergelijk laagje, maar toch is er een afname. Op locatie 33G0415 is wel een detrituslaagje aanwezig in de bovenste vijf meter van het grondwater, maar desalniettemin neemt de nitraatconcentratie toe.

De aanwezigheid van veen- of detrituslaagjes in het profiel lijkt weinig of geen invloed te hebben op de concentratie opgelost organisch koolstof (DOC), zie Figuur 3.4. De profielen 33G0414 te Spankeren en 57E0335 te Maarheeze met veenlagen en de eerder genoemde profielen 33G0413 en 33G0415 ook te Spankeren met een detrituslaagje hebben geen duidelijk hogere DOC-concentratie. De eerste drie meter van grondwater te Maarheeze heeft wel relatief hoge DOC-concentraties vergeleken met de andere drie bedrijven. Dit geldt ook voor de locaties zonder veenlaagje in de eerste vijf meter van het grondwater (57E0336 en 57E0337).

De discussie over de relatie tussen organische stof, DOC en denitrificatie wordt gevoerd in hoofdstuk 5 en 6. Uit de metingen hier gepresenteerd blijkt dat organische-stofrijke laagjes in de ondergrond niet per definitie lagere nitraatconcentraties betekenen.

In veengronden worden vaak hoge ammoniumconcentraties aangetroffen, zeker in het grondwater dieper dan de eerste meter (Willems en Fraters, 1995). Opvallend is dat profielen te Nieuweroord zonder veenlagen tussen GLG en vijf meter -GLG hoge ammoniumconcentraties ( $> 2 \text{ mg l}^{-1}$ ) voorkomen en in het natte profiel 33G0413 te Spankeren en het neutrale profiel 57E0335 te Maarheeze met veenlaag de

ammoniumconcentratie lager is, zie Figuur 3.5. Het natte profiel 57E0338 te Maarheeze, met bovenin een veenlaagje, heeft wel in de bovenste meter hoge ammoniumconcentraties. De locaties te Nieuweroord hebben ook in de lagen boven GLG geen veenlagen (Van Maarseveen, 2005). Het ammonium is mogelijk afkomstig uit veenresten in de bodem afkomstig van het veenpakket dat in het verleden aanwezig was bij de dalgronden. Het detritus in de profielen 33G0413 en 33G0415 te Spankeren heeft noch invloed op de DOC-concentratie noch op de ammoniumconcentratie.

Dat de nitraatconcentraties op vijf meter onder de grondwaterspiegel hoger kunnen zijn dan op een meter diepte is al besproken in §2.3 en lijkt ook mogelijk gezien het verloop van de nitraatconcentratie in de bovenste meter van de grondwater in de tijd (Figuur 3.12). De hogere concentraties op vijf meter op de locaties 33G0412 en 33G0415 zouden ook een gevolg van discontinuïteit in de ondergrond kunnen zijn; grindlagen op vijf meter bij 33G0412 en klei- en leemlagen tussen de eerste en vijfde meter bij 33G0415. Maar dat geldt dan ook voor de lagere concentraties op vijf meter bij de droge locaties 33G0413 en 28F0472 (Nutter), waar ook klei- en leemlagen tussen de eerste en vijfde meter voorkomen. Of er hierdoor een discontinuïteit in de neerwaartse grondwaterstroming is op perceelsschaal, is onzeker. Alleen locatie 33G0413 geeft een afwijkende chlorideconcentratie op vijf meter diepte te zien (alleen derde ronde, zie Figuur 3.6), wat zou kunnen wijzen op een ander water type. Voor de andere locaties zijn daar op basis van de chlorideconcentratie geen aanwijzingen voor. Dit zelfde geldt voor de hardheid (calcium- en magnesiumconcentratie) en in mindere mate voor de nikkelconcentratie die op vijf meter diepte ook hoger zijn dan in de eerste meter bij locatie 33G0413. Een toename van deze beide is echter tegenstrijdig, omdat in kalkrijke gronden de zuurgraad zodanig zal zijn dat nikkel zal neerslaan.

De omstandigheden in het bovenste grondwater te Nieuweroord duiden op een sterk gereduceerd (zuurstofloos) milieu (hoge DOC, ijzer- en ammoniumconcentratie). Op die plekken wordt daarom geen nitraat in het grondwater verwacht, en inderdaad ook niet gemeten. De natte locatie 57E0338 (Maarheeze) geeft eenzelfde beeld. De natte locatie 33G0414 (Spankeren) heeft geen nitraat in de bovenste meter, maar de DOC-, ammonium- en ijzerconcentratie zijn gemiddeld ook laag.

De toename van de sulfaat- en nikkelconcentraties met de diepte bij de gronden met drainageklasse neutraal te Maarheeze (Figuur 3.8 en 3.11) in combinatie met de hierboven geconstateerde afname van de nitraatconcentratie (Figuur 3.3) zou kunnen duiden op denitrificatie door ijzersulfiden in een kalkloos milieu.

De concentraties van de andere metalen nemen af met de diepte. Dit komt overeen met bevindingen van eerder onderzoek dat de concentraties van deze metalen met de diepte afnemen (Fraters et al., 2001).

### 3.5 Conclusies

De heterogeniteit van de ondergrond van de vier bedrijven is zodanig dat op korte afstand (binnen een landbouwbedrijf) grote verschillen kunnen voorkomen in het al dan niet optreden van denitrificatie en het type effect dat denitrificatie heeft op de waterkwaliteit.

De nitraatconcentratie in de vijfde meter is gemiddeld genomen 20% (tweede bemonstering) en 8% (derde bemonstering) lager dan in de eerste meter (niet significant) voor de 16 locaties op de vier LMM-melkveebedrijven.

Voor gronden met een drainageklasse droog is er geen afname van de nitraatconcentratie met de diepte, voor de gronden met de klasse neutraal is er een (niet-significante) afname van gemiddeld 31%.

De afname van de nitraatconcentratie met de diepte bij de neutrale gronden lijkt te leiden tot een probleemverschuiving, aangezien de sulfaatconcentratie verdubbelt (significant) en de nikkelconcentratie verdrievoudigt (niet-significant).

Het eenduidig toeschrijven van het verloop van de nitraatconcentratie aan één proces is in dit onderzoek niet mogelijk, omdat meerdere factoren een verklaring kunnen geven voor dit verloop.

## **4. Vergelijking van bemonsteringsmethoden**

### **4.1 Inleiding**

Dit deel van het veldonderzoek heeft tot doel methoden voor de bemonstering van de bovenste vijf meter van het grondwater onder veldomstandigheden uit te testen en de methoden onderling te vergelijken op zowel uitvoeringstechnische als kwaliteitsaspecten. Daarnaast zijn grondmonsters genomen voor het denitrificatieonderzoek.

Het onderzoek bestaat uit het plaatsen van filters voor grondwaterbemonstering, bemonstering van het grondwater zelf, metingen en chemische analyses van het bemonsterde grondwater en het bemonsteren van bodemmateriaal voor het denitrificatieonderzoek. De uitvoering van het veldonderzoek is in meer detail beschreven in Van Elzakker et al. (in voorbereiding). In de volgende paragraaf is een korte samenvatting gegeven van de opzet (§4.2) en de resultaten (§4.3) van het onderzoek.

Bij de vergelijking van de methoden is gekeken naar zowel de uitvoeringstechnische zaken (§4.3.1) als de chemische analyses van het grondwater (§4.3.2). Wat betreft de uitvoering is gekeken naar de volgende punten: is de methode eenvoudig of complex, is eenvoudig en goedkoop materiaal nodig of moeten dure machines gebruikt worden, wat is de kans op succes van het plaatsen van een filter op de gewenste diepte, hoe goed functioneren de filters en blijven ze ook functioneren (alleen voor de permanente putten), blijft er materiaal achter in de ondergrond, wat zijn de kosten op korte en lange termijn, zijn er bijzondere voor- of nadelen. Wat betreft de chemische analyses is gekeken of de methoden onderling vergelijkbare resultaten opleverden, en bij de methoden met permanent geplaatste putten is gekeken of er sprake was van een verloop van de waterkwaliteit in de tijd.

Het belangrijkste verschil tussen bemonsteringsmethoden is dat filters of permanent of tijdelijk geplaatst worden. Met permanente filters kan zonder veel inspanning ook in volgende jaren grondwater worden bemonsterd. Omdat de grondwaterstand tussen jaren kan variëren is de locatie van een permanent filter ten opzichte van de grondwaterstand ook variabel. Dit is een nadeel indien men de bovenste vijf meter van het grondwater wil bemonsteren. Door het variëren van de filterlengte en het plaatsen van meerdere filters kan dit nadeel eventueel worden ondervangen.

### **4.2 Opzet van het onderzoek**

#### **4.2.1 Onderzochte bemonsteringsmethoden voor grondwater**

Er zijn in eerste instantie drie methoden voor de bemonstering van de bovenste vijf meter van het grondwater geselecteerd om onder praktijkomstandigheden uit te testen (Van Elzakker en Gast, 2006). Hier is later nog een vierde methode aan toegevoegd (Direct Wells). Het betreft hierdoor twee methoden met tijdelijke geplaatste filters en twee methoden met permanent geplaatste filters voor grondwateronttrekking. Daarnaast is in ronde 1 en 3 ook de standaard methode uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) toegepast. Deze is echter alleen bruikbaar voor de monsterneming van de bovenste meter van het grondwater.

Het onderzoek is uitgevoerd op 16 locaties die verspreid liggen over vier aan het LMM deelnemende melkbedrijven. De selectie van de bedrijven en de locaties en de karakteristieken van de bodem en de grondwaterkwaliteit op deze locaties zijn beschreven in het vorige hoofdstuk.

Drie van de vier methoden zijn op elk van de 16 locaties gebruikt. Een methode (de Continuous Multichannel Tubing) is alleen op de vier locaties te Maarheeze is toegepast. Naast deze methoden is ook de standaard LMM-bemonstering uitgevoerd. Enkele karakteristieken van de methoden zijn gegeven in Tabel 4.1.

*Tabel 4.1 Karakteristieken van de geselecteerde bemonsteringsmethoden en toepassing hiervan.*

Methode	Code	Type <sup>1</sup>	Uitvoerder	Aantal locaties	Filters/ locatie	Ronden <sup>2</sup>
Van der Staay	US	Handmatig, tijdelijke boorgaten	Universiteit Utrecht	16	2	1
Uitschuifbare punt	EU	Machinaal, tijdelijke boorgaten	Eijkelkamp	16	2-3	1
Direct Wells	ED	Machinaal, permanente putten	Eijkelkamp	16	4	1,2,3
Continuous Multichannel Tubing	EC	Machinaal, permanente putten	Eijkelkamp	4	7	1,2,3
LMM	RL	Handmatig, tijdelijke boorgaten	RIVM	16	1	1,3 <sup>3</sup>

<sup>1</sup> De machinale boormethoden betreffen allen de SonicSampDrill (Sonic) van de firma Eijkelkamp (zie Bijlage 4).

<sup>2</sup> Nummer van de ronde, zie Tabel 3.3 voor bemonsteringsdata per ronde.

<sup>3</sup> In ronde 1 is per locatie 1 boring verricht, in ronde 3 zijn drie boringen per locatie verricht.

Elke locatie is vooraf gemarkeerd. Op de plaats van de markering zijn de Direct Wells geplaatst. Alle andere boringen zijn op maximaal één meter afstand van de markering uitgevoerd.

#### **4.2.2 Bemonstering van het grondwater**

Met de tijdelijke methoden (US en EU) is een filter van 50 cm lengte op 25 cm en op 450 cm onder de actuele grondwaterspiegel geplaatst.

Bij de permanente ED-methode is op 25 cm beneden de Gemiddelde Laagste Grondwaterstand (-GLG) een filter geplaatst met een lengte van 100 cm. Daarnaast zijn er drie filters van 25 cm lengte geplaatst op 400 cm, 475 cm en 550 cm -GLG. Bij de EC-methode zijn drie filters van 25 cm lengte geplaatst op 50 cm +GLG, 25 cm -GLG en 100 cm -GLG in plaats van één filter van 100 cm lengte op 25 cm -GLG. De diepere filters zijn op dezelfde wijze geplaatst als bij de ED-methode. Daarnaast is bij de EC-methode nog een filter geplaatst op 250 (300) cm -GLG.

Indien een duidelijk afwijkende bodemlaag werd aangetroffen, is een extra bemonstering uitgevoerd boven deze laag (tijdelijke methoden) of is een filter geplaatst boven deze laag (permanente methoden). Een storende laag is voor dit onderzoek gedefinieerd als een laag die voldoet aan de volgende criteria:



1. De grondsoort is anders dan zand of veen, bijvoorbeeld klei, klei/leem, keileem, grind etc.
2. De afwijkende laag begint dieper dan twee meter onder het referentieniveau, dat wil zeggen de actuele grondwaterstand in het geval van de plaatsing van tijdelijke filters en de GLG in het geval van de permanente filters.
3. De laag strekt zich uit tot minimaal de rand van het perceel. Deze voorwaarde vervalt als de dikte van de laag meer dan 50 cm is; in dat geval is altijd sprake van een storende laag.

## 4.3 Resultaten

### 4.3.1 Uitvoeringstechnische aspecten algemeen

De Sonic trilmethode in combinatie met Aqualock biedt de mogelijkheid om eerst de bodemtextuur te bepalen en de filterplaatsing daarvan afhankelijk te maken. De Aqualock werkt doorgaans goed, maar er zijn ook wel enkele nadelen (samendrukken grond, versmering etcetera). Alternatieven zijn niet onderzocht.

Afwerking direct boven de permanente put en onder de bouwvoor is praktisch goed mogelijk. Nadeel is dat de put bij herbemonstering steeds opgegraven moet worden. Afwerking aan de perceelsrand is praktisch ook goed mogelijk. Onbekend is echter of dit op termijn problemen geeft door bijvoorbeeld het dichtslibben van de slangen. Onbekend is ook of er een verschil in analyseresultaten te verwachten is tussen monsterneming aan de perceelsrand en direct boven de put gelet op bijvoorbeeld een verschil in slanglengte van circa 20 meter. Vergelijkende metingen van beide methoden zijn (nog) niet uitgevoerd.

### 4.3.2 Uitvoeringstechnische aspecten van de grondwaterbemonstering

Eind 2005, bij het uitvoeren van de derde bemonsteringsronde bleek dat niet alle geplaatste permanente putten (ED, EC) meer operationeel waren. Eén put (17D0203) is door de aanleg van drainagebuizen in het perceel volledig vernield. Bij één put (57E0338) is de afwerking aan de perceelsrand bij het maaien van de slootkanten vernield. Deze put zou nog wel direct in het veld bemonsterd kunnen worden. In 2006 zullen twee putten verloren gaan (17D0201 en 17D0202), omdat het perceel waarin ze staan zal worden afgegraven.

Filterplaatsing lijkt alleen bij de Van der Staay-methode (US) een probleem, zie Tabel 4.2. Diepere filters konden niet allemaal worden geplaatst omdat het niet altijd mogelijk was om tot de beoogde diepte handmatig te boren.

Tussen de 58% en 82% van de geplaatste filters rond vijf meter beneden de gemiddeld laagste grondwaterstand blijkt voldoende water te leveren om te bemonsteren in de opeenvolgende ronden, zie Tabel 4.3. Mogelijke redenen voor het leveren van geen of onvoldoende water komen in §4.4 aan de orde.

*Tabel 4.2 Overzicht van aantal geplande en feitelijk geplaatste filters per locatie en bemonsteringsmethode en de aantallen watergevende filters per ronde<sup>1</sup> bemonsteringsmethode en locatie.*

bedrijf/locatie	totaal te plaatsen filters				totaal geplaatste filters				totaal watergevende filters							
									ronde 1				ronde 2		ronde 3	
	EC	ED	EU	US	EC	ED	EU	US	EC	ED	EU	US	EC	ED	EC	ED
<b>Nieuweroord</b>																
17D0201		4	2	2		4	2	2		2	2	2		2		2
17D0202		4	2	2		4	2	1		0	0	1		0		1
17D0203		4	2	2		4	1	1		3	1	0		3		0
17D0200		4	2	2		4	1	1		3	1	0		3		3
<b>Nutter</b>																
28F0471		4	2	2		4	2	1		2	1	1		2		0
28F0472		4	2	2		4	2	1		4	0	0		4		3
28F0473		4	2	2		4	2	1		0	0	1		0		0
28F0470		4	2	2		4	2	1		4	0	1		4		3
<b>Maarheeze</b>																
57E0336	7	4	2	2	7	4	2	2	4	3	2	2	4	3	5	2
57E0337	7	4	2	2	7	4	2	2	6	1	2	2	6	2	4	2
57E0338	7	4	2	2	7	4	2	2	6	4	2	2	6	4	7	4
57E0335	7	4	2	2	7	4	2	2	6	4	1	2	6	4	7	4
<b>Spankeren</b>																
33G0415		4	2	2		4	2	2		0	2	1		3		3
33G0412		4	2	2		4	2	2		4	1	2		4		4
33G0413		4	2	2		4	2	2		4	1	2		4		4
33G0414		4	2	2		4	3	1		2	3	1		2		2
<b>som</b>	<b>28</b>	<b>64</b>	<b>32</b>	<b>32</b>	<b>28</b>	<b>64</b>	<b>31</b>	<b>24</b>	<b>22</b>	<b>40</b>	<b>19</b>	<b>20</b>	<b>22</b>	<b>44</b>	<b>23</b>	<b>37</b>
<b>% tov te plaatsen</b>					<b>100</b>	<b>100</b>	<b>97</b>	<b>75</b>	<b>79</b>	<b>63</b>	<b>59</b>	<b>63</b>	<b>79</b>	<b>69</b>	<b>82</b>	<b>58</b>
<b>% tov geplaatst</b>									<b>79</b>	<b>63</b>	<b>61</b>	<b>83</b>	<b>79</b>	<b>69</b>	<b>82</b>	<b>58</b>

<sup>1</sup> Methoden: EC = Continueous Multichannel Tubing; ED = Direct Well; EU = Uitschuifbare punt; US = Van der Staay (zie Tabel 2.3 voor karakteristieken).

Niet-plaatsen van putten betekent dat met boren niet de gewenste diepte kon worden bereikt, danwel wanneer onttrekking van het grondwater op basis van de opgeboorde grondmonsters onmogelijk werd geacht (bovenste filter EU-methode op 2 locaties te Nieuweroord).

*Tabel 4.3 Overzicht van aantal geplande en feitelijk geplaatste filters per locatie en bemonsteringsmethode en de aantallen watergevende filters per ronde<sup>1</sup> bemonsteringsmethode en locatie voor de diepe filters (rond vijf meter -GLG).*

bedrijf/locatie	totaal te plaatsen filters				totaal geplaatste filters				totaal watergevende filters							
	EC	ED	EU	US	EC	ED	EU	US	ronde 1				ronde 2		ronde 3	
<b>Nieuweroord</b>																
17D0201		3	1	1		3	1	1		2	1	1		2		2
17D0202		3	1	1		3	1	0		0	0	0		0		0
17D0203		3	1	1		3	1	0		3	1	0		3		0
17D0200		3	1	1		3	1	0		3	1	0		3		3
<b>Nutter</b>																
28F0471		3	1	1		3	1	0		2	0	0		2		0
28F0472		3	1	1		3	1	0		3	0	0		3		3
28F0473		3	1	1		3	1	0		0	0	0		0		0
28F0470		3	1	1		3	1	0		3	0	0		3		2
<b>Maarheeze</b>																
57E0336	3	3	1	1	3	3	1	1	2	2	1	1	2	2	2	2
57E0337	3	3	1	1	3	3	1	1	3	1	1	1	3	1	2	1
57E0338	3	3	1	1	3	3	1	1	3	3	1	1	3	3	3	3
57E0335	3	3	1	1	3	3	1	1	3	3	0	1	3	3	3	3
<b>Spankeren</b>																
33G0415		3	1	1		3	1	1		0	1	1		2		2
33G0412		3	1	1		3	1	1		3	0	1		3		3
33G0413		3	1	1		3	1	1		3	1	1		3		3
33G0414		3	1	1		3	2	0		1	2	0		1		1
<b>som</b>	<b>12</b>	<b>48</b>	<b>16</b>	<b>16</b>	<b>12</b>	<b>48</b>	<b>17</b>	<b>8</b>	<b>11</b>	<b>32</b>	<b>10</b>	<b>8</b>	<b>11</b>	<b>34</b>	<b>10</b>	<b>28</b>
% tov te plaatsen					100	100	106	50	92	67	63	50	92	71	83	58
% tov geplaatst									92	67	59	100	92	71	83	58

<sup>1</sup> Methoden: EC = Contineous Multichannel Tubing (CMT); ED = Direct Well; EU = Uitschuifbare punt; US = Van der Staay (zie Tabel 2.3 voor karakteristieken).

Op basis van de bevindingen bij het voorbereiden van het onderzoek, het plaatsen en bemonsteren van de filters en het afwerken van de putten na bemonsteren zijn de voordelen en nadelen van elk van de methoden op een rij gezet. Hieronder worden deze per methode behandeld.

### **Van der Staay (US)**

De voordelen van de Van der Staay-methode zijn:

1. relatief eenvoudig;
2. weinig materieel nodig;
3. methode genereert kennis over bodemtextuur tot diepte waarop geboord kan worden;
4. er blijft geen materiaal (filters en slangen) achter in de bodem;
5. relatief goedkoop;
6. de geplaatste filters gaven allemaal voldoende water voor een bemonstering.

De nadelen van de Van der Staay-methode zijn:

1. van de diepe filters kon slechts 50% geplaatst worden doordat met handmatig boren niet de geplande diepte kon worden bereikt;
2. fysiek zwaar.

### **Sonic met Uitschuifbare Punt Methode (EU)**

De voordelen van de Uitschuifbare Punt methode zijn:

1. met de Sonic is snel en altijd succesvol op diepte te komen;
2. in principe is altijd grondwater bemonstering mogelijk, indien geen grondwater op de gewenste diepte kan worden bemonsterd, kan relatief snel een andere diepte gekozen worden om wel water te krijgen (40% van de diepe UPM filters, vijf meter -GLG, gaf tijdens het onderzoek geen water);
3. er blijft geen materiaal (filters en slangen) achter in de bodem.

De nadelen van de Uitschuifbare Punt methode zijn:

1. er is zwaar materieel nodig voor het boren (Sonic apparatuur + trekker);
2. het boren (grof werk) en de monsterneming (nauwkeurig/schoon werken) gebeurt door dezelfde personen, terwijl het twee verschillende disciplines zijn, die lastig door dezelfde persoon zijn te combineren in het veld;
3. de constructie (filtergaas) is bij openen van het filter kwetsbaar (uitschuiven van de punt);
4. de constructie (met O-ringen) is niet optimaal, maar deze kan wel worden verbeterd;
5. het filtergaas is mogelijk te grof;
6. in samenhang met bovenstaand punt: aansluiting van de pomp op het filter via het conisch aansluitpunt zou gemaakt moeten worden vóórdat het filter vrijkomt, omdat het dichtvallen van de formatie tegen het filter en omhoogschieten van grond tot boven het aansluitpunt het aansluiten van de pomp anders kan bemoeilijken (het is onbekend hoe vaak dit tijdens het onderzoek voor is gekomen).

### **Sonic met Direct Wells (ED)**

De voordelen van de Direct Wells geplaatst met de Sonic trilmethode zijn:

1. met de Sonic is snel en altijd succesvol op diepte te komen;
2. door gebruik van een permanent filter zijn de vervolgbemonsteringen goedkoop;
3. de uitvoering van de monsterneming is te scheiden van de boring/filterplaatsing (het zijn twee verschillende disciplines, die lastig door dezelfde persoon zijn te combineren in het veld).

De nadelen van deze methode zijn:

1. er is zwaar materieel nodig voor het boren (Sonic apparatuur + trekker);
2. er moet apart geboord worden voor ieder te plaatsen filter;
3. een vergissing met filterdiepten is mogelijk door de steeds wijzigende verlenging van de boorbuizen op een boorlocatie tussen de verschillende filterplaatsingen;
4. van de geplaatste diepe filters (rond vijf meter -GLG) geeft “slechts” 67% (ronde 1) respectievelijk 71% (ronde 2) respectievelijk 58% (ronde 3) water, circa 30% van de geplaatste filters is dus “voor niets” geplaatst.

### **Sonic met Continuous Multichannel Tubing (EC)**

De voordelen van de Continuous Multichannel Tubing (CMT) geplaatst met de Sonic trilmethode zijn:

1. met de Sonic snel en altijd succesvol op diepte te komen;
2. er zijn tot zeven filters te plaatsen met één boring;
3. door gebruik van permanent filter zijn de vervolgbemonsteringen goedkoop;

4. de gemiddelde waterkwaliteit van de bovenste vijf meter is, vergeleken met de andere methoden het meest nauwkeurig vast te stellen (namelijk zeven filters);
5. vergissingen met filterdiepten is niet mogelijk, omdat aan maaiveld de hele constructie met filters vóór installatie zichtbaar is;
6. de uitvoering van de monsterneming is te scheiden van de boring/filterplaatsing (het zijn twee verschillende disciplines, die lastig door dezelfde persoon zijn te combineren in het veld).

De nadelen van deze methode zijn:

1. er is zwaar materieel nodig voor het boren (Sonic apparatuur + trekker);
2. de methode is relatief duur;
3. 30% van de filters wordt bij de CMT voor niets geplaatst (van de geplaatste diepe filters in Maarheeze geeft circa 90% water, bij de inzet van de CMT op de andere drie TDO bedrijven zou dit percentage vergelijkbaar zijn geweest met dat van de Direct Wells, namelijk circa 70%);
4. de preparatie van de CMT aan maaiveld is vrij bewerkelijk.

### 4.3.3 Vergelijking van analyseresultaten

De chemische analyseresultaten van het bemonsterde grondwater worden vergeleken door onderscheid te maken tussen de bemonsteringsmethoden op basis van:

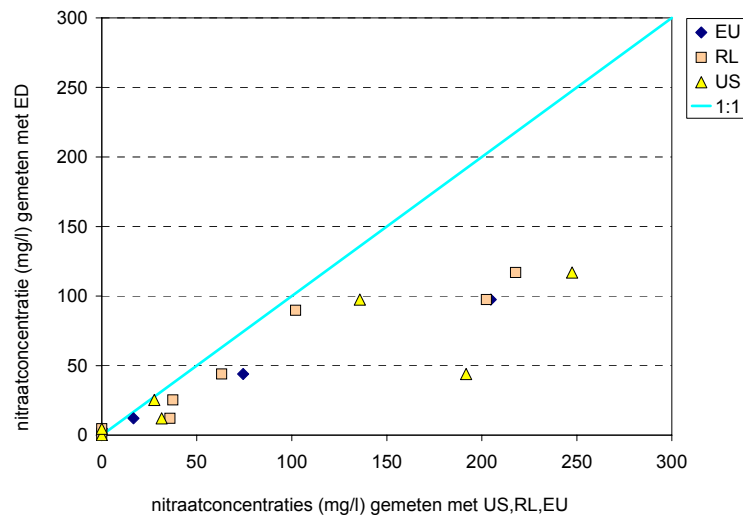
- A. permanent versus tijdelijk filter;
- B. handmatige versus machinale boormethode.

Daarnaast kunnen eventuele verschillen in analyseresultaten ook ontstaan door:

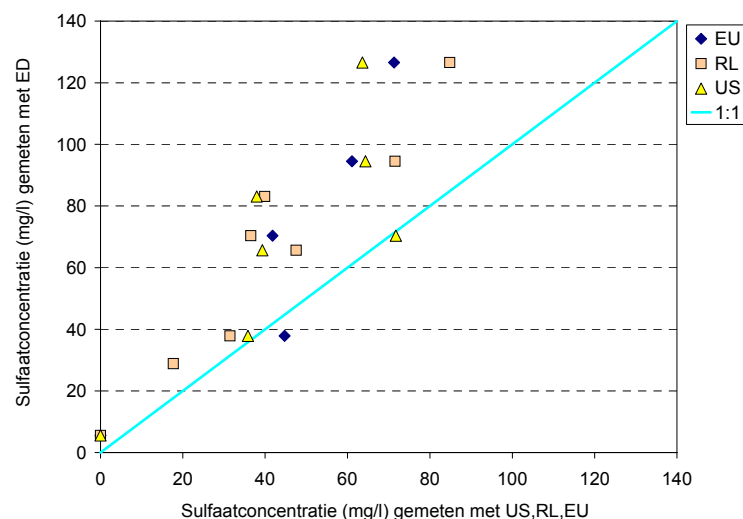
- het diepteniveau ten opzichte waarvan het filter geplaatst is (GLG voor de permanente filters versus de actuele grondwaterstand voor de tijdelijke filters);
- de toegepaste filterlengten.

#### Ad A Permanent versus tijdelijk filter

De nitraatconcentratie gemeten met het bovenste filter van de Direct Wells (ED) is in ronde 1 altijd lager dan concentraties gemeten met de methoden met tijdelijke geplaatste filters, dit zijn de Van der Staay (US, handmatig), LMM (RL, handmatig) en Uitschuifbare Punt (EU, machinaal), zie Figuur 4.1. Alleen de filters op een vergelijkbare meetdiepte (met de bovenkant op 20 tot 30 cm onder de GLG) zijn hierbij in beschouwing genomen. De sulfaatconcentratie gemeten met de ED is in ronde 1 echter praktisch altijd hoger dan de concentratie gemeten met de tijdelijke methoden (US, RL en EU), zie Figuur 4.2.

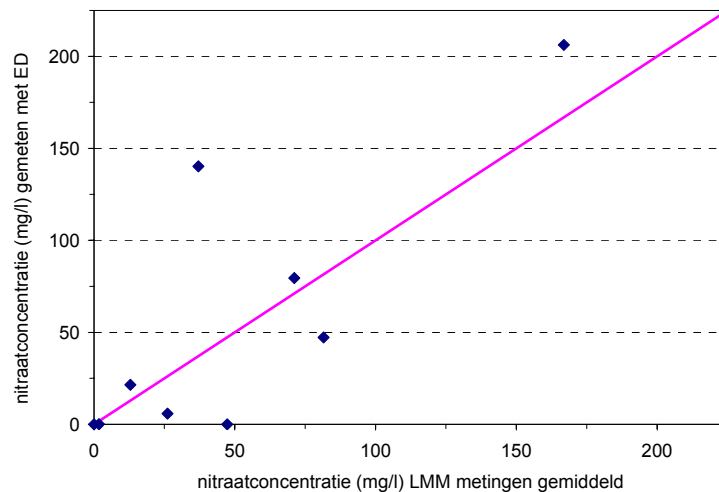


*Figuur 4.1 Nitraatconcentraties gemeten in het bovenste filter van de Direct Well (ED) putten vergeleken met de concentraties gemeten in de bovenste filters geplaatst met de tijdelijke boorgatmethoden Van der Staay (US), LMM (RL) en Uitschuifbare Punt (EU). Gegevens voor ronde 1, bovenkant filter 20-30 cm -GLG.*



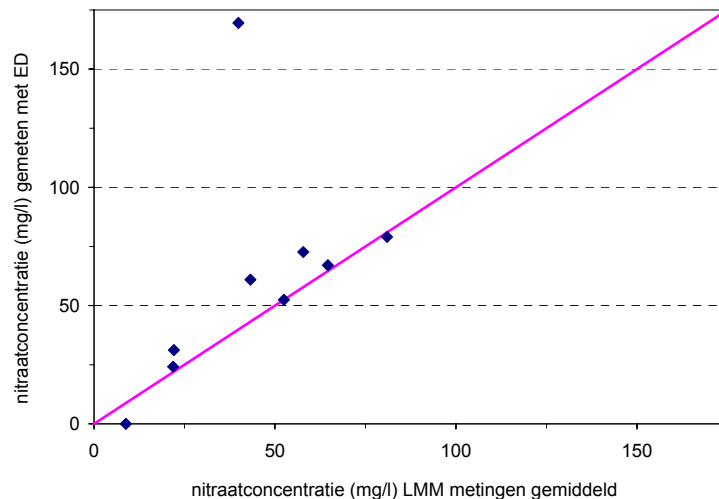
*Figuur 4.2 Sulfaatconcentraties gemeten in het bovenste filter van de Direct Well (ED) putten vergeleken met de concentraties gemeten in de bovenste filters geplaatst met de tijdelijke boorgatmethoden Van der Staay (US), LMM (RL) en Uitschuifbare Punt (EU). Gegevens voor ronde 1, bovenkant filter 20-30 cm -GLG.*

Tijdens de derde bemonsteringsronde is op de locaties waar grondwater kon worden bemonsterd met de permanent geplaatste filters tevens de LMM-methode toegepast (13 van de 16 locaties). Hierbij zijn op elke locatie drie LMM-boringen verricht. In Figuur 4.3 is de nitraatconcentratie gemeten in de bovenste ED-filters uitgezet tegen de gemiddelde nitraatconcentratie gemeten met de LMM-methode. De metingen met de Direct Well en de LMM-methode verschillen in ronde 3 niet systematisch voor nitraat.



*Figuur 4.3 Nitraatconcentraties gemeten in het bovenste filter van de Direct Well (ED) putten vergeleken met de concentraties gemeten in de bovenste filters geplaatst met de tijdelijke boorgatmethode gebruikt in het LMM. Gegevens voor ronde 3, drie LMM-metingen per ED-put.*

Figuur 4.4 toont de gemeten sulfaatconcentraties met de Direct Well uitgezet tegen de gemiddelde sulfaat concentratie gemeten met de LMM-methode in ronde 3. Afgezien van één uitschieter komt in ronde 3 ook de met de Direct Well gemeten sulfaatconcentratie goed overeen met de metingen van de LMM-methode (gemiddelde van drie boringen).

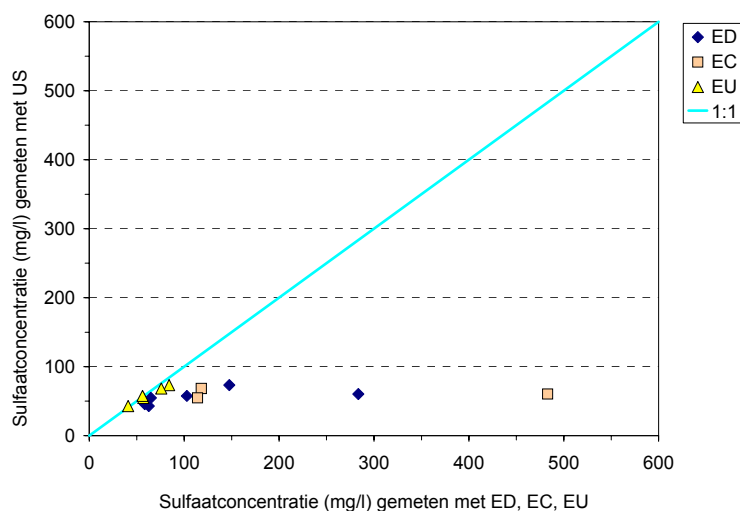


*Figuur 4.4 Sulfaatconcentraties gemeten in het bovenste filter van de Direct Well (ED) putten vergeleken met de concentraties gemeten in de bovenste filters geplaatst met de tijdelijke boorgatmethode gebruikt in het LMM. Gegevens voor ronde 3, drie LMM-metingen per ED-put.*

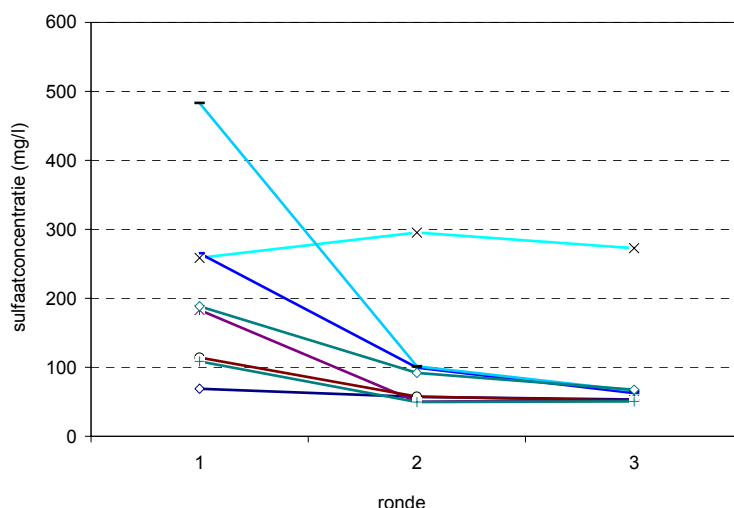
De observatie is dus dat nitraat- en sulfaatconcentraties gemeten met het bovenste filter van de Direct Well tijdens ronde 1 afwijken van de metingen met vergelijkbare filters geplaatst met de tijdelijke methoden, maar dat dit verschil in ronde 3 niet meer zichtbaar is.

### Ad B Handmatige versus machinale boormethode

Bij de diepere filters (rond vijf meter -GLG) blijkt de sulfaatconcentratie gemeten met de Van der Staay-methode praktisch altijd lager te zijn dan sulfaat gemeten met de sonisch geplaatste filters (zowel de tijdelijke als de permanente filters) van ED, EC en EU, zie Figuur 4.5. De sulfaatconcentraties gemeten in de diepere filters van de EC nemen op een enkele uitzondering na in ronde 2 en 3 steeds verder af, zie Figuur 4.6



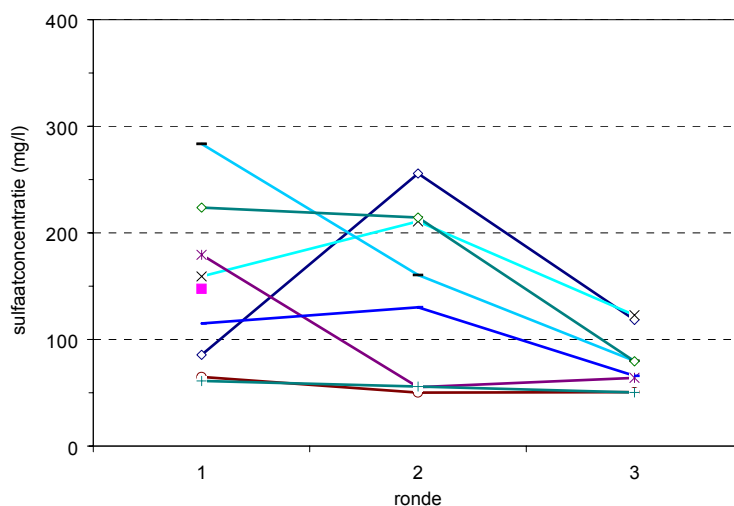
*Figuur 4.5 Sulfaatconcentraties gemeten in de diepe filter geplaatst met de Van der Staay-methode (US) vergeleken met de concentraties gemeten in de diepe filters geplaatst met de SonicSampDrill, Contineous Multichannel Tubing (EC), Direct Well (ED) en Uitschuifbare Punt (EU). Gegevens voor ronde 1.*



*Figuur 4.6 Sulfaatconcentraties gemeten in de diepe Contineous Multichannel Tubing (EC) filters geplaatst met de van de SonicSampDrill voor drie bemonsteringsronden.*

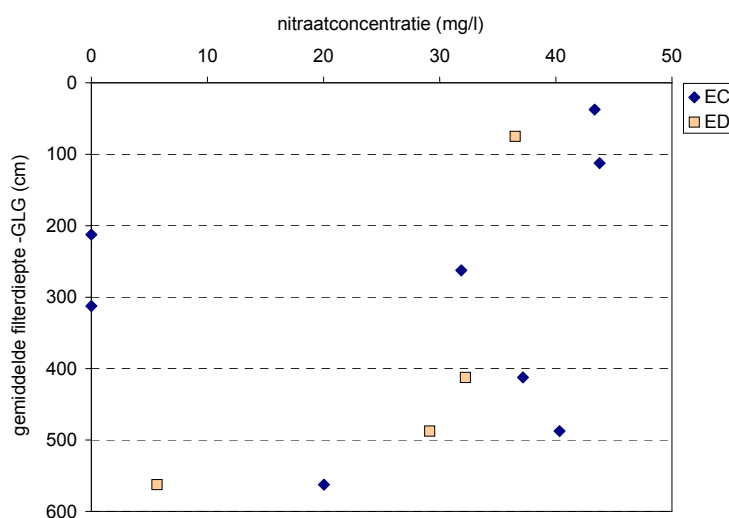
Voor de diepere ED filters is ook een afname van de sulfaatconcentratie zichtbaar, maar minder sterk, zie Figuur 4.7.



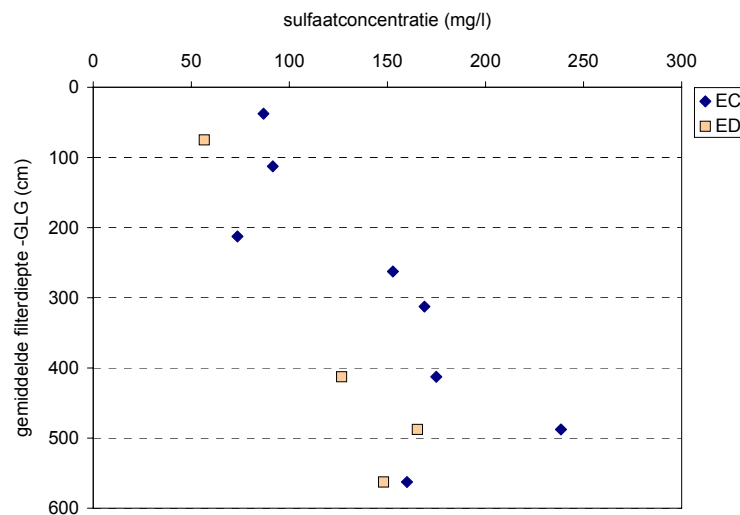


*Figuur 4.7 Sulfaatconcentraties gemeten in de diepe Direct Well (ED) filters geplaatst met de van de SonicSampDrill voor drie bemonsteringsronden.*

Verschillen in de gemeten waterkwaliteit tussen EC- en ED-methode zijn in ronde 1 voor de ondiepe en diepe filters zichtbaar voor zowel nitraat als sulfaat, zie Figuur 4.8 en 4.9.

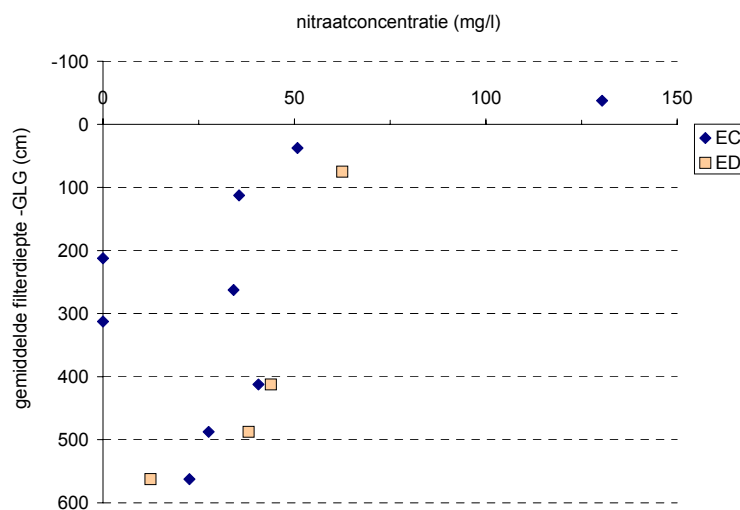


*Figuur 4.8 Nitraatconcentraties gemeten in de Direct Well (ED) en CMT (EC) filters geplaatst met de van de SonicSampDrill voor eerste bemonsteringsronde te Maarheeze.*

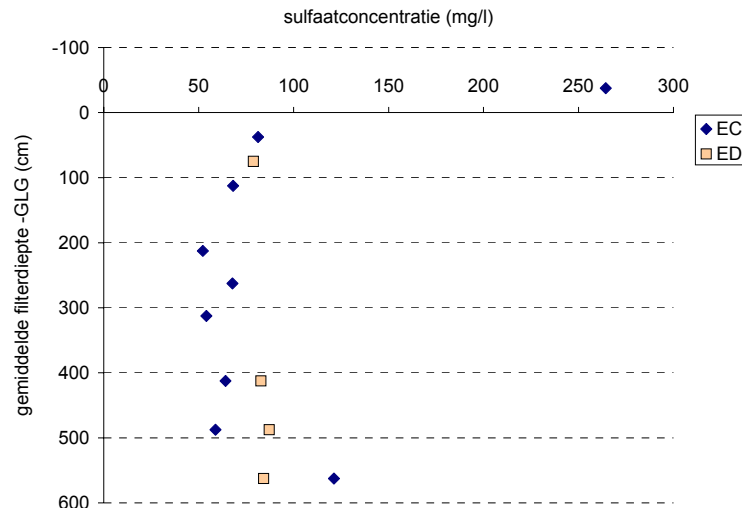


*Figuur 4.9 Sulfaatconcentraties gemeten in de Direct Well (ED) en CMT (EC) filters geplaatst met de van de SonicSampDrill voor eerste bemonsteringsronde te Maarheeze.*

De observatie is echter dat met beide methoden (EC en ED) na verloop van tijd dezelfde waterkwaliteit wordt gemeten, zowel voor de ondiepe als de diepe filters, zie Figuur 4.10 en 4.11 voor de gemeten nitraat- en sulfaatconcentraties tijdens ronde 3 te Maarheeze.



*Figuur 4.10 Nitraatconcentraties gemeten in de Direct Well (ED) en CMT (EC) filters geplaatst met de SonicSampDrill tijdens de derde bemonsteringsronde te Maarheeze.*



*Figuur 4.11 Sulfaatconcentraties gemeten in de Direct Well (ED) en CMT (EC) filters geplaatst met de van de SonicSampDrill voor de derde bemonsteringsronde te Maarheeze.*

## 4.4 Discussie

### 4.4.1 Uitvoeringstechnische aspecten

Het is niet mogelijk om handmatig altijd de gewenste diepte te bereiken, waardoor het niet mogelijk is om op elke diepte filters te plaatsen en het grondwater te bemonsteren.

De Van der Staay-methode valt daarom af. De kans om op de gewenste diepte van vijf meter onder de grondwaterspiegel te komen is te klein (50% tijdens het onderzoek).

Met de machinale methoden kan altijd op de gewenste diepte een filter worden geplaatst. Het bemonsteren van het grondwater lukt niet altijd. De reden zou kunnen zijn dat het filter in een slecht doorlatende laag staat. De oorzaak kan ook zijn dat het filter snel dichtslibt door de aanwezigheid van fijn materiaal. De Sonic met Uitschuifbare Punt (UPM) is interessant wanneer op diepte altijd een watermonster genomen moet kunnen worden. Als er geen water opgepompt wordt kun je relatief snel verder boren en het opnieuw proberen. Daarnaast blijft er geen materiaal in de bodem achter en is er geen beïnvloeding doordat de boer zijn bedrijfsvoering aanpast zoals bij permanente putten het geval zou kunnen zijn. In die zin is de UPM vergelijkbaar met de LMM-methode.

Afgezien dat de UPM nog wel verder geoptimaliseerd zou moeten worden is de combinatie van boren en directe monsterneming een groot nadeel. Dit zijn twee verschillende disciplines die een andere zorgvuldigheid van werken vraagt en daardoor inzet van een ander type medewerker. Daarnaast is de Sonic ook niet efficiënt inzetbaar doordat deze stilstaat terwijl bemonsterd wordt. Dit zou opgelost kunnen worden door inzet van meerdere UPM's, een boorploeg en een monsternemingsploeg. Nadat de buis getrokken is (filter komt vrij) gaat de boorploeg ergens anders boren en kan de monsternemer aan de gang. Mogelijk stuit dit op praktische problemen als de Sonic teruggeplaatst moet worden om de buis weer uit de grond te trekken (juiste positionering). Daarnaast zijn voor deze manier van werken minimaal drie medewerkers nodig (twee voor het boren, één voor de monsterneming). Deze methode wordt hierdoor mogelijk erg duur.

Voor de plaatsing van permanente filters heeft de Sonic met Continuous Multichannel Tubing (CMT) de voorkeur boven de Direct Wells. Er kunnen na één boring zeven filters tegelijk geplaatst worden. Monsterneming via deze filters levert (al dan niet na menging) een betrouwbaarder beeld van de gemiddelde grondwaterkwaliteit van de bovenste vijf meter van het grondwater dan via vier filters (Direct Wells). De gemeten nitraatprofielen laten tussen één en vijf meter beneden de grondwaterspiegel soms een grillig verloop zien (zie hoofdstuk 3). Bovendien is de kans op watervoerende filters bij zeven filters groter dan bij vier filters. Alternatief zou zijn om zeven Direct Wells te plaatsen, maar dan moet er ook zeven keer geboord worden en de afwerking wordt lastiger. Het configureren van de CMT aan maaiveld sluit verder misverstanden met filterdiepten praktisch uit; de hele uitvoering zou verder kunnen en moeten worden geoptimaliseerd.

Bij de permanente putten moet rekening worden gehouden met verlies van putten. Zo bleek tijdens het onderzoek dat ondanks het ondergronds afwerken van de putten dat één van de zestien binnen een half jaar verloren ging door grondwerkzaamheden. Bekend is dat dit minimaal zal oplopen tot drie van de zestien putten (bijna 20%) binnen 1½ jaar na plaatsing. Daarnaast moet op de middellange termijn ook rekening gehouden worden met veranderingen in eigendom van het perceel waarin de put is geplaatst en/of veranderingen in bodemgebruik. Door dergelijke veranderingen mag een put mogelijk niet meer worden bemonsterd of wordt minder geschikt voor het beoogde doel.

Indien ook de leeftijd van het water bepaald moet kunnen worden of om andere reden via een onderwaterpomp grondwater bemonsterd moet worden, zijn de typen permanente putten die nu geplaatst zijn mogelijk niet geschikt. Dit zou verder uitgezocht moeten worden.

#### **4.4.2 Waterkwaliteitsaspecten**

De oorzaak van de lagere nitraatconcentraties en de hogere sulfaatconcentraties gemeten in het bovenste filter van de Direct Well (ED) putten in de eerste bemonsteringsronde vergeleken met de concentraties in vergelijkbare filters geplaatst met de tijdelijke methoden is niet direct te verklaren. Het verschil is in ronde 3 niet meer zichtbaar. In die laatste ronde zijn alleen metingen met de LMM-methode (RL) beschikbaar en niet voor de Van der Staay (US) en Uitschuifbare Punt (EU). Echter ook de RL-metingen wijken in de eerste ronde duidelijk af van de ED. De RL en US zijn beide handmatige methoden, maar dit kan geen verklaring zijn, omdat de EU-filters net als de ED-filters met de Sonic Drill worden geplaatst.

Toch veroorzaakt het sonisch boren mogelijk het mobiel worden van sulfaat als gekeken wordt naar de resultaten van de metingen in de dieper geplaatste filters. Dit effect is bij de Continuous Multichannel Tubing (EC) groter dan bij de ED. Dit wordt wellicht veroorzaakt door de grotere diameter van de boorbuis bij de EC-methode. Aangezien bij de EU-methode dezelfde boorbuizen worden gebruikt als de ED-methode zou daar het effect hetzelfde moeten zijn, maar voor deze methode zijn alleen metingen van de eerste ronde beschikbaar. De US-methode verstoort niet of in ieder geval minder dan methoden met de sonisch geplaatste filters.

## 4.5 Conclusies

Het handmatig boren en plaatsen van filters op vijf meter onder de grondwaterspiegel is geen goede optie, omdat te vaak niet de gewenste diepte bereikt kan worden.

Het handmatig plaatsen van filters levert minder verstoring op van de waterkwaliteit dan de methoden waarbij filters geplaatst worden met de SonicSampDrill.

Bij een meer dan éénmalige bemonstering van het grondwater op vijf meter onder de grondwaterspiegel verdient het de voorkeur permanente putten te plaatsen.

Bij permanent geplaatste putten met de SonicSampDrill vindt beïnvloeding plaats van de waterkwaliteit en zal proefondervindelijk nagegaan moeten worden wanneer er sprake is van een representatieve waterkwaliteit.

De Continuous Multichannel Tubing is de meest bedrijfszekere methode, omdat zeven filters in één keer geplaatst kunnen worden. Mogelijke verwarring van filterdiepte is uitgesloten en bij 30% uitval blijven er voldoende filters over om te bemonsteren.

Bij permanente geplaatste putten in percelen dient rekening gehouden te worden met mogelijk een hoog percentage (10-20%) vervanging per jaar als gevolg van niet reguliere diepe grondbewerking en/of veranderingen in eigendom of gebruik.

De geteste methoden zijn niet geschikt voor grondwaterbemonstering ten behoeve van de bepaling van de ouderdom van het grondwater of andere analyses waarvoor een ontgassingsvrije bemonstering nodig is.

Het is nog onvoldoende duidelijk wat de voor- en nadelen van het ondergronds afleiden van bemonsteringsslangen naar de zijkant van het perceel zijn. Om een beslissing te kunnen nemen zal een vergelijking van de monsterneming aan de perceelsrand en direct boven de put moeten worden uitgevoerd en zal gekeken moeten worden naar andere (buitenlandse) ervaringen.



## 5. Potentiële denitrificatie

### 5.1 Inleiding

De nitraatconcentraties in het grondwater nemen af met de diepte. Er kunnen echter meerdere factoren een rol spelen bij deze afname van de nitraatconcentraties (zie §1.1.5). Denitrificatie, de omzetting van nitraat naar stikstofgas (zie Bijlage 1), is mogelijk een belangrijke oorzaak. Door monsters te nemen uit het bodempakket, over het hele dieptetraject waarvan men in de kwaliteitsverandering in het grondwater geïnteresseerd is, kan getest worden of in dit bodempakket denitrificatie optreedt als nitraat wordt toegevoegd. Dit wordt potentiële denitrificatie genoemd. Als er geen denitrificatie optreedt zou dit kunnen betekenen dat stoffen ontbreken die nodig zijn om nitraat om te zetten in stikstofgas, ook wel reductoren genoemd. Het kan ook betekenen dat er geen microbiële activiteit is in de ondergrond, bijvoorbeeld door het ontbreken van dit type microben dan wel het inactief zijn hiervan. In dat geval moet aan andere oorzaken voor de afname van de nitraatconcentratie worden gedacht.

De potentiële denitrificatie (een biologische indicator voor denitrificatie, zie Bijlage 1) is bepaald door Alterra. Daarnaast is door Alterra een extractie van de grondmonsters uitgevoerd met een calciumchlorideoplossing. In het extract is een aantal stoffen bepaald om mogelijke oorzaken van de aan- of afwezigheid van potentiële denitrificatie te kunnen verklaren.

Of de reductoren in de ondergrond voorkomen is in een andere deelonderzoek bestudeerd (zie hoofdstuk 6).

### 5.2 Opzet van het onderzoek

#### 5.2.1 Monsternamen en voorbehandeling

De grondmonsters zijn genomen door het RIVM. In §3.2.2 en Bijlage 4 is een beschrijving gegeven.

De monsters waarvan de potentiële denitrificatie is bepaald, zijn geselecteerd door TNO. TNO heeft voor analyses op organische koolstof fracties (C) 1 cm boven en 1 cm onder een bepaalde diepte monsters genomen. Voor de bepaling van de potentiële denitrificatie was meer grond nodig. Omdat er steeds maar één boorkern aanwezig was, is hiervoor de laag van 11 cm boven en de laag van 11 cm onder de door TNO bemonsterde laag genomen. Bijvoorbeeld, een diepte van 500 cm onder maaiveld betekent dat TNO de laag 499-501 cm heeft geanalyseerd op C-fracties en Alterra de laag 488-499 en 501-512 cm op potentiële denitrificatie. Bij de behandeling van de resultaten in §5.3 wordt de hele laag weergegeven, maar in de meting ontbreekt dus een laag van 2 cm uit het midden van de bodemkolom. De door TNO aan Alterra verstrekte monsters zijn gesplitst. Van één deel van de monsters is het vochtgehalte bepaald en is een  $\text{CaCl}_2$ -extractie uitgevoerd voor bepaling van onder andere minerale N. De rest van het bodemonster is in een koelcel opgeslagen en de potentiële denitrificatie is in series van 40 monsters bepaald.

### 5.2.2 Bepaling van de potentiële denitrificatie

De potentiële denitrificatie is bepaald door middel van een anaërobe incubatie bij 20 °C in een met nitraat aangerijkte grond met behulp van acetyleeninhibitietechniek (Velthof en Oenema, 1995; Velthof, 2003). Acetyleen remt de omzetting van lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) naar  $\text{N}_2$ , waardoor het goed meetbare  $\text{N}_2\text{O}$  het enige eindproduct is van denitrificatie (Yoshinari et al., 1977). De  $\text{N}_2\text{O}$  is bepaald met een foto-acoestische gasmonitor van Bruel & Kjaer (Velthof en Oenema, 1995) na 1, 2 en 3 dagen. De methode waarin de potentiële denitrificatie wordt bepaald door middel  $\text{N}_2\text{O}$ -productie met acetyleeninhibitie komt overeen met de methode waarin de potentiële denitrificatie wordt bepaald door middel van bepaling van de afname van de nitraatconcentratie in de bodem tijdens incubatie (Zwart, 2003). De detectielimiet van de methode met acetyleeninhibitie is lager dan de methode op basis van nitraatafname. Daarnaast is de acetyleeninhibitiemethode sneller, goedkoper en vraagt om minder bodemonmonster. Een onzekerheid bij het gebruik van de acetyleeninhibitiemethode is het effect van acetyleen op de *Thiobacillus denitrificans*, een bacterie die pyriet als energiebron voor denitrificatie kan gebruiken. In een studie van Dalsgaard en Bak (1992) met een bepaalde stam van *Thiobacillus denitrificans* bleek acetyleen niet de reductie van  $\text{N}_2\text{O}$  te remmen. Het is niet duidelijk of dit binnen *Thiobacillus denitrificans* vaker voorkomt.

Alle bepalingen zijn uitgevoerd op het laboratorium van de sectie Bodemkwaliteit van de Wageningen Universiteit en Research Centrum.

De bepaling van de potentiële denitrificatie werd in een periode van vijf dagen uitgevoerd. Op dag 1 werd verse grond in de incubatieflessen van 500 ml ingewogen, overeenkomend 100 gram droge grond. Het vochtgehalte is bepaald door middel van drogen met 105 °C. De flessen met gronden werden vervolgens één dag geïncubeerd bij 20 °C. Dit werd gedaan om de activiteit van de bacteriën te verhogen, aangezien de monsters in een koelcel waren opgeslagen. Op dag 2 werden de grondmonsters met water bevochtigd en daarna werd 5 ml van een  $\text{KNO}_3$ -oplossing toegediend (0,086 M  $\text{NO}_3$ ), zodat het nitraatgehalte van de bodemoplossing ongeveer 1,2 g  $\text{l}^{-1}$  bedroeg (meer dan 300 mg N per kg grond). De oplossing werd goed door de grond gemengd. Alle grondmonsters werden met water verzadigd en als “slurry” geïncubeerd (het uiteindelijke vochtgehalte bedroeg 0,20-0,35 g water per g vochtige grond). De flessen werden daarna met  $\text{N}_2$  geflushed om anaërobe condities te creëren. De flessen werden met een dop met septum afgesloten en er werd 25 ml acetyleen ( $\text{C}_2\text{H}_2$ ) toegevoegd, zodat de  $\text{C}_2\text{H}_2$ -concentratie in de headspace ongeveer 5% (v/v) bedroeg.

Op dag 3, 4 en 5 is de  $\text{N}_2\text{O}$ -concentratie van de headspace van de flessen gemeten. De gemiddelde meettijd per monster bedroeg 3,5 minuten en na elk monster werd de gasanalyzer met  $\text{N}_2$  gespoeld. Na de laatste meting op dag 5 is het volume van de headspace bepaald door het verschil in gewicht tussen de fles met alleen grond en de fles met grond die met water is gevuld. De gemeten  $\text{N}_2\text{O}$ -concentratie in de headspace wordt gecorrigeerd voor de  $\text{N}_2\text{O}$  in de aan- en afvoerslangen en de inhoud van de gasanalyzer:

$$[1] \quad \text{N}_2\text{O}_{\text{cor}} = (\text{N}_2\text{O}_m * (\text{volume}_{\text{fles}} + \text{volume}_{\text{analyzer}}) - \text{N}_2\text{O}_{\text{analyzer}} * \text{volume}_{\text{analyzer}}) / \text{volume}_{\text{fles}}$$

waarin

$\text{N}_2\text{O}_{\text{cor}}$  = de gecorrigeerde  $\text{N}_2\text{O}$ -concentratie in de headspace van de fles in  $\mu\text{l l}^{-1}$

$\text{N}_2\text{O}_m$  = de gemeten  $\text{N}_2\text{O}$ -concentratie in de headspace van de fles in  $\mu\text{l l}^{-1}$

$\text{N}_2\text{O}_{\text{analyzer}}$  = de  $\text{N}_2\text{O}$ -concentratie van de lucht in de analyzer die in de headspace van de fles wordt geblazen (dit is de  $\text{N}_2\text{O}$ -concentratie van de vorige meting) in  $\mu\text{l l}^{-1}$



$\text{volume}_{\text{fles}}$  = volume van de headspace van de fles met grond in liter  
 $\text{volume}_{\text{analyzer}}$  = intern volume van de analyzer en het volume van de aan- en afvoerslangen in liter (was 70 ml in dit onderzoek)

De  $\text{N}_2\text{O}$ -productie in  $\mu\text{g}$  stikstof per kg grond per dag wordt berekend uit de toename van de gecorrigeerde  $\text{N}_2\text{O}$ -concentraties in de headspace tussen twee tijdstippen, de tijd tussen twee metingen, het volume van de headspace en de hoeveelheid grond:

$$[2] \quad \text{N}_2\text{O-productie} = (\text{N}_2\text{O}_{t2} - \text{N}_2\text{O}_{t1}) * \text{volume}_{\text{fles}} / \text{molair}_{\text{N}_2\text{O}} * \text{molgewicht}_{\text{N}_2\text{O}} / \text{grond} / \text{tijd}$$

waarin

$\text{N}_2\text{O-productie}$  = de  $\text{N}_2\text{O}$ -productie in  $\mu\text{g N kg}^{-1}$  droge grond  $\text{dag}^{-1}$   
 $\text{N}_2\text{O}_{t2}$  = de gecorrigeerde  $\text{N}_2\text{O}$ -concentratie in de headspace van de fles op tijdstip 2 in  $\mu\text{l l}^{-1}$   
 $\text{N}_2\text{O}_{t1}$  = de gecorrigeerde  $\text{N}_2\text{O}$ -concentratie in de headspace van de fles op tijdstip 1 in  $\mu\text{l l}^{-1}$   
 $\text{volume}_{\text{fles}}$  = volume van de headspace van de fles met grond in liter.  
 $\text{molair}_{\text{N}_2\text{O}}$  = het molair volume van  $\text{N}_2\text{O}$  in  $\text{l mol}^{-1}$  (1 mol = 22,4 l bij 20 °C)  
 $\text{molgewicht}_{\text{N}_2\text{O}}$  = het molgewicht van  $\text{N}_2\text{O-N}$  (28 g per mol  $\text{N}_2\text{O}$  als N)  
 grond = hoeveelheid droge grond in kg  
 tijd = tijd tussen de twee metingen in dagen

De potentiële denitrificatie ( $\mu\text{g kg}^{-1}$  droge grond  $\text{dag}^{-1}$  als N) is de maximale dagelijkse  $\text{N}_2\text{O}$ -productie die in de drie dagen is gemeten. De potentiële denitrificatie verschilt soms tussen de drie dagen, maar er is geen duidelijk patroon. Er is dus geen aanwijzing dat de potentiële denitrificatie toeneemt in de periode van drie dagen, hetgeen zou duiden op adaptatie van bacteriën en een toenemende denitrificatie-activiteit.

### 5.2.3 Bodembepalingen na $\text{CaCl}_2$ -extractie van grondmonsters

Naast de potentiële denitrificatie zijn enkele andere bepalingen uitgevoerd. Hiervoor zijn de grondmonsters gedroogd bij 40 °C, gedurende twee uur bij 20 °C geëxtraheerd met 0,01 M  $\text{CaCl}_2$  (verhouding 3 gram grond in 30 ml 0,01M  $\text{CaCl}_2$ -oplossing; Houba et al., 2000). De extracten zijn bepaald op  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ , totaal N en oplosbaar organische C (SOC; soluble organic C) volgens procedures beschreven door Houba et al., 2000). Het gehalte aan oplosbare organische (SON; soluble organic N) is berekend uit het verschil tussen totaal N en anorganisch N ( $\text{NO}_3 + \text{NH}_4$ ). Daarnaast is de pH van het extract bepaald.

De uitslagen van de analyses met  $\text{CaCl}_2$ -extractie worden door het laboratorium weergegeven in mg per kg droge grond. De grondmonsters zijn echter afkomstig van met water verzadigde lagen, zodat verwacht mag worden dat er water uit de monsters is gelopen tijdens het nemen, het transporteren en het voorbehandelen van de monsters. Dit leidt tot een onderschatting van de werkelijke gehalten, indien de gehalten worden uitgedrukt per kg droge grond. Aangezien de vochtgehalten bekend zijn, kunnen de concentraties worden omgerekend naar mg per liter bodemvocht. Deze gegevens worden dan ook gepresenteerd.

## 5.3 Resultaten en discussie

### 5.3.1 Algemeen

Om de potentiële denitrificatie van de monsters uit de ondergrond te kunnen interpreteren, zijn in Tabel 5.1 resultaten weergegeven van metingen in de bovengrond van Assink et al. (2005) op twee van de bedrijven uitgevoerd via dezelfde methode. De potentiële denitrificatie neemt sterk af met de diepte. Dit komt door verdeling van afbreekbare organische stof. De aanvoer van nieuwe en gemakkelijk afbreekbare organische stof vindt aan de bovenkant van het bodemprofiel plaats via mest en gewasresten.

*Tabel 5.1 Potentiële denitrificatie in  $\mu\text{g kg}^{-1}$  grond  $\text{dag}^{-1}$  (als N) in de bovengrond van verschillende percelen op de bedrijven in Maarheeze en Nieuweroord (Assink et al., 2005).*

Bodemlaag (cm)	Maarheeze					Nieuweroord	
	12	1AB	11	13	7B	p2	p3
	gras	gras	mais	mais	mais	gras	gras
0-20	60886	28618	12632	35897	20395	40763	47124
20-40	20334	7618	139	6383	17931	16991	12344
40-60	2171	1708	125	133	9823	16443	3999
60-80	65	24	18	180	75272	2752	161
80-100	27	22	16	26	461	112	42

### 5.3.2 Nitraatconcentratie in het grondwater

In Figuur 5.1 zijn de nitraatconcentraties weergegeven die zijn berekend uit de resultaten van de  $\text{CaCl}_2$ -extractie. Deze nitraatconcentraties (in figuur aangegeven als "bodemvocht") worden vergeleken met de nitraatconcentratie die in het grondwater zijn gemeten (aangegeven als "grondwater"). Het moet echter nadrukkelijk worden vermeld dat dit een andere methodiek is dan de analyses van het grondwater door het RIVM. Ten eerste betreft het een extractie met een zoutoplossing, waardoor kationen (zoals ammonium) van het adsorptiecomplex worden geëxtraheerd. Ook zou hierdoor meer organische koolstof en stikstof in oplossing kunnen gaan. Het effect van deze extractie op nitraat, een anion, is mogelijk beperkt. Ten tweede is de detectielimiet veel hoger en de nauwkeurigheid veel lager bij de analyses via grondextractie dan via directe analyses van het grondwater. De resultaten van de directe analyses van het grondwater zullen worden vergeleken met die van de grondextracties.

De resultaten van de uit de extractie berekende nitraatconcentraties komen meestal goed overeen met die van de metingen in het grondwater. Er is in de meeste profielen sprake van een sterke variatie in nitraatconcentratie met de diepte. Als denitrificatie het enige proces is dat de nitraatconcentratie in de ondergrond beïnvloedt, dan neemt de nitraatconcentratie af met de diepte. De variërende nitraatconcentraties met de diepte geven aan dat er andere factoren naast denitrificatie een rol spelen. Hierbij valt te denken aan verschillen tussen jaren in bemesting en weer (jaren met veel en weinig uitspoeling), alsmede de hydrologie (horizontaal transport van nitraat). Aangezien de laatste jaren onder invloed van het mestbeleid de stikstofaanvoer naar de landbouw is verminderd, mag niet worden uitgesloten dat de nitraatconcentratie in het recente grondwater lager is dan het oudere grondwater, zie bijvoorbeeld Figuur 3.12.

De conclusie, die op basis van de nitraatprofielen afgebeeld in Figuur 5.1 kan worden getrokken, is dat het met deze dataset moeilijk zal zijn om aan te tonen dat denitrificatie in de ondergrond leidt tot verlaging van de nitraatconcentratie in het grondwater. In de volgende paragrafen worden de resultaten van de potentiële denitrificatie gepresenteerd en gerelateerd aan het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte.

### 5.3.3 Potentiële denitrificatie

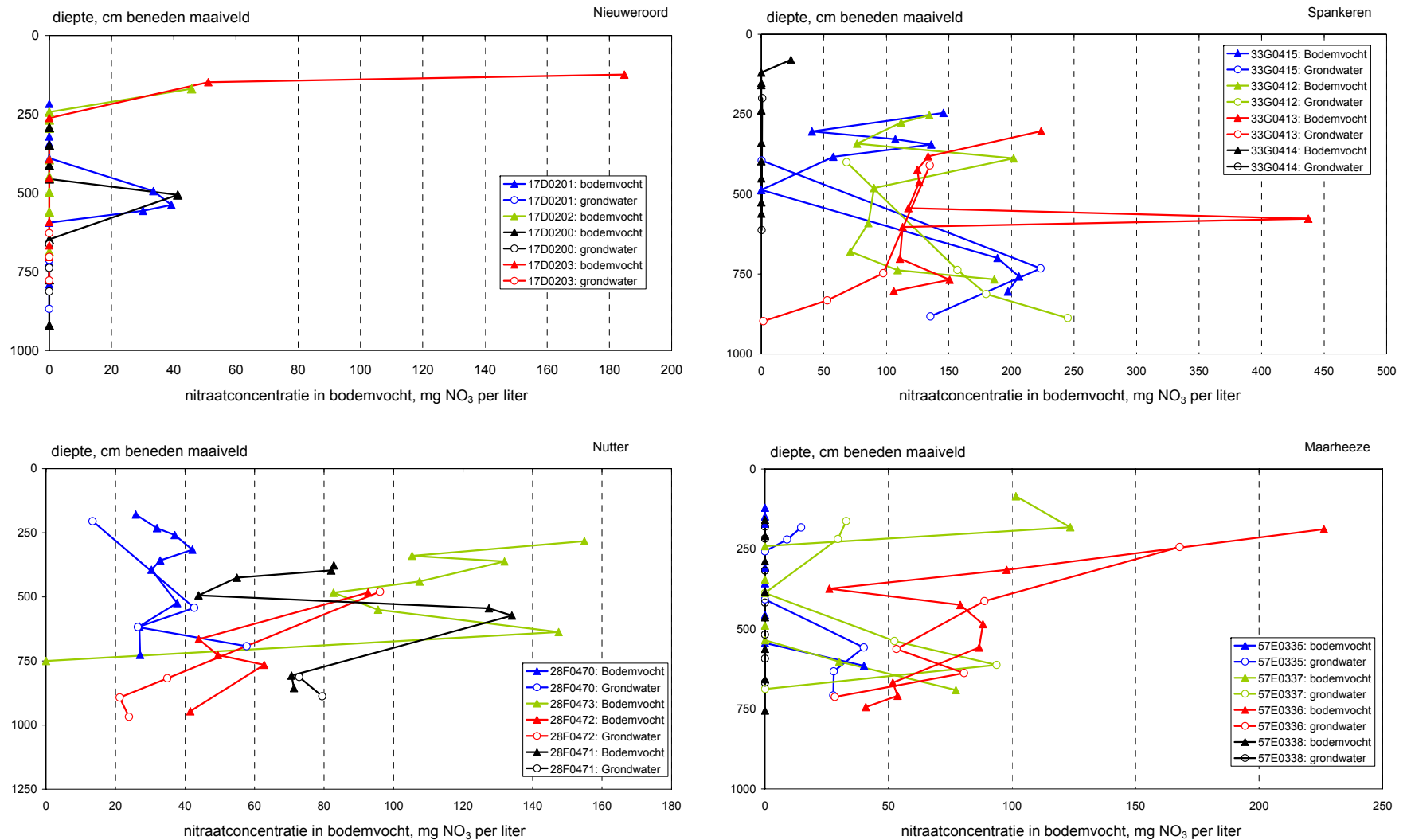
In de Tabellen 5.2 tot en met 5.5 staan de resultaten van metingen van de potentiële denitrificatie gegeven. In Bijlage 8 zijn alle analyseresultaten vermeld per locatie. De hoogste potentiële denitrificatie wordt gevonden in de profielen van Spankeren (Tabel 5.3) en het profiel 57E0338 in Maarheeze. De potentiële denitrificatie in veenlagen is meestal hoog (profielen 33G0414, 570E0335 en 570E0338). In de meeste bodemlagen kan echter geen potentiële denitrificatie worden aangetoond. Van de 140 monsters hebben 111 monsters een potentiële denitrificatie van  $< 5 \mu\text{g kg}^{-1} \text{dag}^{-1}$  als N, 18 monsters met een potentiële denitrificatie van  $5\text{-}100 \mu\text{g kg}^{-1} \text{dag}^{-1}$  en 11 monster  $>100 \mu\text{g kg}^{-1} \text{dag}^{-1}$  als N. De hoogste potentiële denitrificatie ( $4013 \mu\text{g kg}^{-1} \text{dag}^{-1}$  als N in een veenlaag in profiel 33G0414) is veel lager dan de potentiële denitrificatie die in de bovengrond wordt gemeten (Tabel 5.1). Deze resultaten geven duidelijk aan dat er in de meeste bodemlagen geen energiebron aanwezig is voor denitrificerende bacteriën (afbreekbare organische stof of anorganische energiebronnen zoals pyriet) en/of dat er geen actieve denitrificerende bacteriën aanwezig zijn.

Er is een indicatieve berekening uitgevoerd om een indruk te krijgen hoeveel nitraat kan denitrificeren bij een bepaalde potentiële denitrificatie. Hierbij is gebruik gemaakt van het modelconcept van Heinen et al. (2005), waarin de actuele denitrificatie wordt berekend uit de potentiële denitrificatie- en reductiefuncties voor temperatuur, nitraatconcentratie en anaërobie. Een laag van 10 cm met een potentiële denitrificatie van  $5 \mu\text{g kg}^{-1} \text{dag}^{-1}$  (als N) kan ongeveer  $0,6 \text{ kg NO}_3\text{-N}$  per jaar denitrificeren (zie voetnoot voor aannames bij deze berekeningen<sup>7</sup>). Als grondwater met een nitraatconcentratie van  $100 \text{ mg l}^{-1}$  als  $\text{NO}_3\text{-N}$  één jaar in deze laag verblijft, dan is de concentratie na één jaar nog  $98 \text{ mg l}^{-1}$  als  $\text{NO}_3\text{-N}$ . Bij een potentiële denitrificatie van  $250 \mu\text{g kg}^{-1} \text{dag}^{-1}$  als N zal al het aanwezige nitraat denitrificeren. Bij lagere nitraatconcentraties is de denitrificatie lager. De potentiële denitrificatie in een bodemlaag zal zeker minimaal  $50\text{-}100 \mu\text{g kg}^{-1} \text{dag}^{-1}$  als N moeten bedragen om tot een duidelijke afname in de nitraatconcentratie te leiden.

In het profiel 33G0414 uit Spankeren werd een hoge potentiële denitrificatie-activiteit bepaald in lagen waarin geen nitraat aanwezig was (Bijlage 8). Blijkbaar speelt in dit profiel adaptatie van bacteriën aan nitraat (waardoor het even duurt voordat denitrificatie start) geen rol. Het is niet duidelijk of dit algemeen geldt en er kunnen daarom geen conclusies worden getrokken over de aanwezigheid van een energiebron in bodemlagen waarin geen potentiële denitrificatie kan worden bepaald.

---

<sup>7</sup> aannames (op basis van Heinen et al., 2005): temperatuur in de ondergrond bedraagt  $10^\circ\text{C}$ , de denitrificatie bij  $10^\circ\text{C}$  is gelijk aan 50% van die bij  $20^\circ\text{C}$ . De denitrificatie bij  $100 \text{ mg l}^{-1} \text{NO}_3\text{-N}$  is gelijk aan 50% van die bij de nitraatconcentratie tijdens de bepaling van de potentiële denitrificatie ( $>300 \text{ mg l}^{-1}$  als N). De bulkdichtheid is  $1350 \text{ kg m}^{-3}$  en de porositeit 30%. Er wordt aangenomen dat het grondwater anaëroob is.



*Figuur 5.1. Nitraatconcentraties in bodenvocht (berekend uit resultaten 0,01M CaCl<sub>2</sub>-extractie) en in het grondwater (resultaten van de tweede meetronde, diepte aangegeven ten opzichte van maaiveld; paragraaf 3.2 zijn de resultaten van de derde ronde gegeven ten opzichte van GLG). Let op de verschillen in de y-as met nitraatconcentratie tussen de vier diagrammen van Figuur 5.1.*

*Tabel 5.2 Potentiële denitrificatie (DNP) in de bodemprofielen van Nieuweroord*

17D0201		17D0202		17D0200		17D0203	
Laag cm-mv	DNP N µg/kg/dag	Laag cm-mv	DNP N µg/kg/dag	laag cm-mv	DNP N µg/kg/dag	laag cm-mv	DNP N µg/kg/dag
206-228	0	158-180	0	113-135	0	113-135	0
310-331	0	232-254	0	137-159	0	137-159	0
354-332	0	258-278	0	251-273	0	251-273	0
379-400	0	283-305	0	281-303	0	382-404	0
483-505	0	384-405	0	337-359	0	442-464	0
528-548	76	437-459	0	401-423	0	581-603	0
548-565	0	487-509	0	444-466	0	655-677	0
583-605	0	549-571	0	495-517	15	692-714	0
679-701	0	675-697	0	636-658	0	763-785	0
708-730	1			764-786	0		
779-801	0			909-931	0		

*Tabel 5.3 Potentiële denitrificatie (DNP) in de bodemprofielen van Spankeren.*

33G0415		33G0412		33G0413		33G0414	
laag cm-mv	DNP N µg/kg/dag	laag cm-mv	DNP N µg/kg/dag	laag cm-mv	DNP N µg/kg/dag	laag cm-mv	DNP N µg/kg/dag
235-257	5	242-264	0	292-314	0	69-91	14
293-315	118	265-287	0	371-393	3	109-131	16
317-339	2	331-353	0	413-435	0	141-163	0
334-356	80	377-399	1	452-474	0	148-170	0
372-394	9	470-492	562	533-555	15	227-249	621
476-498	117	580-602	0	566-588	852	328-350	1425
689-711	1	669-691	0	592-614	32	386-408	0
747-769	0	727-749	0	691-713	12	440-462	120
794-816	2	756-778	0	757-779	0	515-537	331
				792-814	36	550-572	4013

*Tabel 5.4 Potentiële denitrificatie (DNP) in de bodemprofielen van Nutter.*

28F0470		28F0473		28F0472		28F0471	
laag cm-mv	DNP N µg/kg/dag	laag cm-mv	DNP N µg/kg/dag	laag cm-mv	DNP N µg/kg/dag	laag cm-mv	DNP N µg/kg/dag
168-190	0	272-294	0	472-494	0	366-388	0
221-243	0	329-351	0	654-676	0	386-408	0
248-270	0	351-373	3	716-738	0	414-436	0
305-327	0	429-451	0	754-776	0	483-505	2
347-369	18	473-495	0	935-957	0	534-556	0
383-405	0	539-561	0			562-584	0
513-535	0	626-648	20			796-818	0
604-626	2	739-761	0			845-867	0
715-737	67						

*Tabel 5.5 Potentiële denitrificatie (DNP) in de bodemprofielen van Maarheeze.*

57E0335		57E0337		57E0336		57E0338	
laag cm-mv	DNP N µg/kg/dag	laag cm-mv	DNP N µg/kg/dag	laag cm-mv	DNP N µg/kg/dag	laag cm-mv	DNP N µg/kg/dag
110-132	6	74-96	0	177-199	0	148-170	113
137-159	0	171-193	0	304-326	0	198-220	284
160-182	0	230-252	1	363-385	0	277-299	88
237-259	0	334-356	0	414-436	0	373-395	51
297-319	45	376-398	0	474-496	0	452-474	1
346-368	0	478-500	0	547-569	0	551-573	0
445-467	0	524-546	0	657-679	0	646-668	1
533-555	0	591-613	1	698-720	0	744-766	0
604-626	0	680-702	0	733-755	0		

### 5.3.4 Relatie tussen potentiële denitrificatie en nitraatconcentratie in het grondwater

Er wordt aangenomen dat de potentiële denitrificatie een indicator is voor de denitrificatie in het grondwater. Als er geen andere factoren van invloed zijn op de nitraatconcentratie, is de nitraatconcentratie in het grondwater boven een bodemlaag met een significante potentiële denitrificatie hoger dan de nitraatconcentratie in het grondwater onder deze bodemlaag. In Figuur 5.2 is de potentiële denitrificatie uitgezet tegen het verschil in nitraatconcentratie tussen de lagen boven en onder de laag waarvan de potentiële denitrificatie is bepaald.

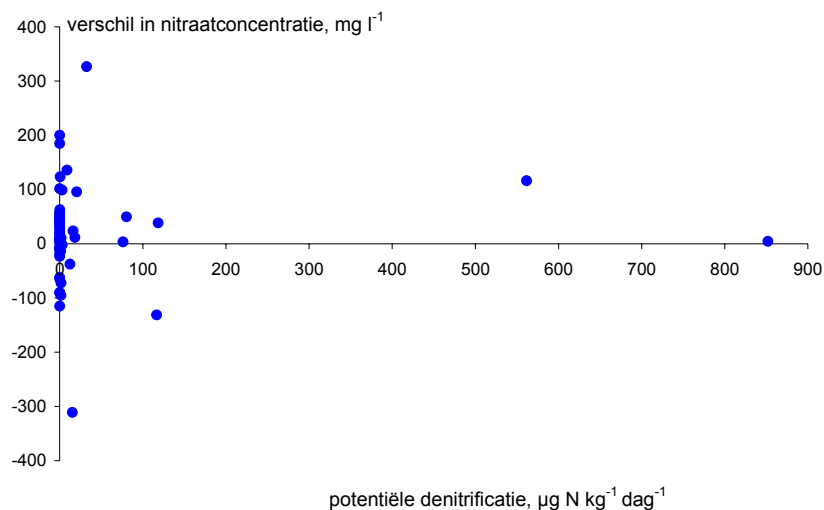
De figuur laat zien dat er geen relatie bestaat tussen de potentiële denitrificatie en het verschil in nitraatconcentratie. De negatieve waarden geven aan dat de nitraatconcentratie soms toeneemt met de diepte, zoals uit Figuur 5.1 blijkt. Zoals ook al geconcludeerd was bij de behandeling van Figuur 5.1 kan voor de bodemprofielen in deze studie niet worden aangetoond dat denitrificatie in de ondergrond leidt tot verlaging van de nitraatconcentratie in het grondwater.

### 5.3.5 Relatie tussen potentiële denitrificatie en bodemeigenschappen

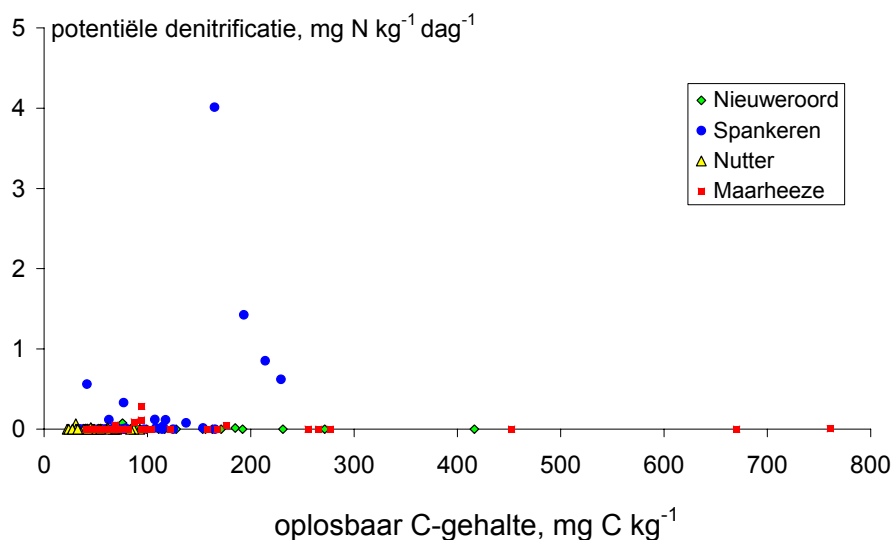
Uit Figuur 5.3 blijkt dat er geen relatie bestaat tussen de hoeveelheid oplosbaar organisch koolstof (C) en de potentiële denitrificatie, ondanks dat sommige bodemlagen relatief hoge gehalten aan oplosbaar organisch C hebben. Het oplosbare organisch C in de ondergrond is blijikbaar al dusdanig ver afgebroken, dat het resterende deel zeer moeilijk afbreekbaar is voor denitrificerende bacteriën. In de bovengrond daarentegen is de potentiële denitrificatie wel gerelateerd aan het gehalte aan oplosbaar organische C en met name in grasland (Velthof, 2003). Oplosbaar organische C in de ondergrond is dus geen indicator voor afbreekbare organische stof en daardoor ook niet voor de denitrificatiecapaciteit van de ondergrond.

Denitrificatie kan een effect hebben op de pH. Denitrificatie waarbij organische stof als energiebron wordt gebruikt kan leiden tot alkalisering; zie Bijlage 1, vergelijking [5]. Denitrificatie waarbij pyriet volledig wordt geoxideerd kan tot verzuring leiden; zie Bijlage 1, vergelijking [2] en [3]. In profiel 17D0201 van de locatie Nieuweroord is de pH van de enige bodemlaag met een significante potentiële denitrificatie hoger dan van de overige bodemlagen, zie Bijlage 8. Dit zou op verhoogde denitrificatie-activiteit kunnen duiden. Dit is echter niet zichtbaar in andere profielen met bodemlagen met een significante potentiële

denitrificatie. Ook zijn er geen sterke dalingen in pH zichtbaar, die op pyrietoxidatie zouden kunnen duiden. De pH in de bodem is meestal gerelateerd aan het type afzettingen en de aanwezigheid van kalk. Het verloop van de pH met de diepte is dus geen indicator voor denitrificatie in de onderzochte profielen.



*Figuur 5.2 Relatie tussen de potentiële denitrificatie en het verschil in nitraatconcentratie tussen de laag boven en de laag onder de laag waarin de potentiële denitrificatie is bepaald. In de figuur zijn alleen de lagen opgenomen waarin nitraat aanwezig was in de laag boven de laag waarin de potentiële denitrificatie is bepaald. Negatieve waarden betekenen dat de nitraatconcentratie toeneemt met de diepte.*



*Figuur 5.3. Relatie tussen het oplosbaar koolstofgehalte (bepaald in 0,01M CaCl<sub>2</sub>) en de potentiële denitrificatie.*

## 5.4 Conclusies

In de meeste bodemprofielen uit dit onderzoek is er sprake van een sterke variatie in nitraatconcentratie met de diepte. Dit geeft aan dat andere factoren dan denitrificatie het verloop van de nitraatconcentratie bepalen, zoals verschillen tussen jaren in bemesting en weer, alsmede de hydrologie. Doordat de nitraatconcentratie niet afneemt met de diepte, is het niet mogelijk om een duidelijke relatie te leggen tussen potentiële denitrificatie en nitraatconcentratie in het grondwater.

In de meeste bodemlagen van de onderzochte profielen kan geen of slechts een geringe potentiële denitrificatie worden aangetoond. In deze bodemlagen is dus geen energiebron aanwezig voor denitrificerende bacteriën (zoals afbreekbare organische stof of pyriet) en/of zijn geen actieve denitrificerende bacteriën aanwezig.

Er kan geen relatie tussen de potentiële denitrificatie en het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte worden aangetoond.

Het gehalte aan oplosbaar organische koolstof (C) in de ondergrond en het verloop van de zuurgraad (pH) met de diepte zijn in de onderzochte profielen niet gerelateerd aan de potentiële denitrificatie.

Voor de bodemprofielen in deze studie kan op basis van metingen van potentiële denitrificatie niet worden aangetoond dat denitrificatie in de ondergrond leidt tot verlaging van de nitraatconcentratie in het grondwater. Dit wordt veroorzaakt door de sterke fluctuaties van nitraatconcentraties met de diepte. De lage potentiële denitrificatie in veel van de profielen geeft wel aan dat denitrificatie niet tot een duidelijke afname in de nitraatconcentratie van het grondwater in deze profielen zal leiden.

Op basis van deze studie kunnen geen conclusies worden getrokken over de bruikbaarheid van potentiële denitrificatie als methode om aan te tonen dat denitrificatie leidt tot een afnemende nitraatconcentratie in grondwater met de diepte.



## **6. Aanwezigheid reactieve bestanddelen in de bodem voor denitrificatie van nitraat**

### **6.1 Inleiding**

De nitraatconcentraties in het grondwater nemen af met de diepte. Er kunnen echter meerdere factoren een rol spelen bij deze afname van de nitraatconcentraties (zie §1.1.5). Denitrificatie, de omzetting van nitraat naar stikstofgas (zie Bijlage 1), is mogelijk een belangrijke oorzaak. Door monsters te nemen uit het bodempakket, over het hele dieptetraject waarvan men in de kwaliteitsverandering in het grondwater geïnteresseerd is, kan nagegaan worden of in dit bodempakket stoffen aanwezig zijn die nodig zijn voor de denitrificatie van nitraat. Het ontbreken van dergelijke stoffen, ook wel reductoren genoemd, of het voorkomen ervan in kleine hoeveelheden maakt denitrificatie onwaarschijnlijk zodat aan andere oorzaken voor de afname van de nitraatconcentratie moet worden gedacht.

Het voorkomen van de reductoren betekent overigens niet dat denitrificatie optreedt. Hiervoor is ook een actieve microbiële populatie nodig. Dit is in een andere deelonderzoek bestudeerd (zie hoofdstuk 5).

### **6.2 Opzet van het onderzoek**

Het onderzoek is uitgevoerd in het laboratorium van TNO. Hiervoor zijn grondmonsters gebruikt die zijn genomen door het RIVM. De monsters zijn genomen op vier bedrijven die deelnemen aan het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) op de 16 locaties waar permanente putten zijn geplaatst voor de grondwaterbemonstering (zie §3.2.1). De wijze van monsternamen van de grondmonsters is beschreven in §3.2.2 en Bijlage 4.

De fysisch-chemische karakterisering van het bodemprofiel (onder andere een indicator voor de aanwezigheid van organische stof en pyriet) is verricht door TNO Bouw en Ondergrond. De monsters zijn voor analyse gedroogd en gezeefd op 2 mm. Het gehalte aan grind is niet apart bepaald.

Voor Röntgen Fluorescentie (XRF) analyse is een submonster van 10 gram gemalen en vervolgens geperst met was om zo een tablet te vormen. De tabletten zijn vervolgens gebruikt voor analyse van hoofd- en sporenelementen op een ARL9400 met Rh-buis. Daarbij is voor hoofdelementen ( $\text{SiO}_2$ ,  $\text{TiO}_2$ ,  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ,  $\text{MnO}$ ,  $\text{MgO}$ ,  $\text{CaO}$ ,  $\text{Na}_2\text{O}$ ,  $\text{K}_2\text{O}$ ,  $\text{P}_2\text{O}_5$ , S) gebruik gemaakt van volledige matrixcorrectie, en voor sporenelementen van de Compton-scatter methode. De XRF is gekalibreerd met ongeveer 100 gecertificeerde geologische referentiemonsters. Drie referentiemonsters werden toegevoegd aan iedere batch van 50 analyses voor het bepalen van de precisie (0,5-1% relatieve standaarddeviatie) en accuraatheid (1-5% relatieve standaarddeviatie).

Het gehalte aan organische stof en kalk zijn bepaald door middel van thermo-gravimetrische analyse met een LECO TGA 601. Van ieder monster is een submonster van ongeveer 4 gram geplaatst in een ceramische cup. Analyse bestaat uit het automatisch meten van het gewichtsverlies van een monster tijdens het continue verhogen van de temperatuur met 1 °C

per minuut. Iedere twee minuten wordt bij deze TGA-techniek (20 monsters per run) het gewichtsverlies gemeten. Na afloop zijn temperatuurprofielen berekend waarbij steeds vijf metingen gemiddeld zijn. Tenslotte is berekend wat het gewichtsverlies was in het temperatuurtraject tussen 105 en 350 °C (labiele organische stof), tussen 350 en 550 °C (stabiele organische stof), tussen 550 en 620 °C (sideriet en water uit kleien) en 620 en 800 °C (kalk).

Totaal koolstof, organisch koolstof en zwavel zijn gemeten met een LECO SC DR 134 elementair analyser (CS). Hiervoor wordt ongeveer 0,2 gram gedroogd monster in een oven gebracht onder een zuurstof atmosfeer bij 1450 °C. Hierbij oxideert en ontleedt al het aanwezige organisch en anorganisch koolstof tot CO<sub>2</sub>. Voor het bepalen van organisch koolstof wordt eerst met 1N HCl carbonaat verwijderd. Dit gebeurt op een hete plaat (80 °C) waarbij voorzichtig 1-2 ml HCl op het monster gedruppeld wordt tot geen zichtbare reactie meer waarneembaar is. Gereduceerde zwavelverbindingen en sulfaten ontleeden tot SO<sub>2</sub>. De concentratie van het ontweken gas wordt geanalyseerd met een infrarood cel. IJking gebeurt met nauwkeurig ingewogen hoeveelheden zuiver CaCO<sub>3</sub> en Ag<sub>2</sub>S. Het gehalte aan anorganisch koolstof (carbonaat-C) kan berekend worden door het organisch koolstofgehalte van het totaal koolstofgehalte af te trekken.

Omdat de koolstofgehalten van een groot deel van de monsters onder en rond de detectielimiet van de LECO CS analyzer liggen, zijn van een aantal monsters de koolstofgehalten ook met een Carlo Erba NA 1500 CNS analyzer bepaald. Bij deze analyse varieert de inweeg van het monster tussen de 10 en 30 mg, afhankelijk van de aard van de monsters en de te verwachten gehalten. De geringe inweeg bij deze analyses heeft tot gevolg dat de monsters in de Herzog maalmolen gemalen en gehomogeniseerd moeten worden. De al dan niet met HCL voorbehandelde gedroogde monsters worden met behulp van de monsterwisselaar in de verbrandingsbuis geïntroduceerd waar de verbranding plaatsvindt onder invloed van zuurstof en de katalysatoren chroomoxide (Cr<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) en verzilverd cobaltoxide (AgCo<sub>3</sub>O<sub>4</sub>). De verbrandingsgassen CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>, N<sub>x</sub>O<sub>y</sub>, H<sub>2</sub>O en de rest O<sub>2</sub> elueren door een verhitte kwartsbuis die gevuld is met Cu-draad. Alle stikstofoxiden worden hier gereduceerd tot N<sub>2</sub>. Water wordt geabsorbeerd op magnesiumperchloraat. Vervolgens worden de N<sub>2</sub> en CO<sub>2</sub> gescheiden op een Haysep-Q kolom en gedetekteerd met behulp van een Hot Wire Detector (HWD).

Tenslotte zijn de gemalen monsters die met de Carlo Erba geanalyseerd zijn met een verhoogde inweeg gemeten op de LECO SC DR134.

Korrelgrootte-analyse vond plaats met behulp van een Malvern 2000 mastersizer. Deze techniek is gebaseerd op de correlatie tussen de verstrooiingshoek van een laserstraal met de korrelgrootte. Ongeveer 5 gram monster wordt in een ultrasoon bad geplaatst. Dit bad is verbonden met de meetcel die voor de laser is geplaatst. Het gesuspendeerde monster wordt nu gedurende 5 minuten door de meetcel gepompt. Het verstrooide licht en de rechtdoorgaande straal vallen op een lens die de bundel verdeelt over de detector. Deze lens zorgt voor een Fouriertransformatie van de verschillende lichtstralen waarbij een diffractiepatroon gevormd wordt op het brandvlak van de lens. Op dit brandvlak bevindt zich een detector met 52 concentrische sectoren die het verstrooide licht opvangt. Op basis van de verdeling wordt daarna de korrelgrootteverdeling berekend volgens Fraunhofer.

In een Pollut Eval analyse wordt ongeveer 80 mg sediment geprogrammeerd verhit tot 650 °C in een inerte atmosfeer (pyrolyse). De temperatuuroptename is ingesteld op 5 °C per minuut

nadat de oven 5 minuten op 105 °C is gehouden. De vrijkomende koolwaterstoffen worden gemeten met een Flame Ionisation Detector (FID). De tijdens dit verhittingsproces vrijkomende CO en CO<sub>2</sub> worden continu met een infraroodcel gemeten. In Bijlage 6 is een beschrijving van de methode opgenomen.

De geochemische parameters zijn bepaald met de met behulp van XRF, TGA, CS en Pollut Eval. Hiermee kunnen sommige direct worden gebruikt als maat voor de reactiviteit, andere moeten worden afgeleid. In Tabel 6.1 is een overzicht gegeven van de voor deze rapportage relevante parameters en van de wijze waarop ze zijn bepaald. De berekeningswijze voor reactief ijzer ( $Fe_{\text{reactief}}$ ) en reactief (afbreekbaar) organisch koolstof ( $Q2/(Q2+Q3)$ ) zijn gegeven in de Bijlage 5 en 6.

Tabel 6.1 Overzicht van relevante parameters en bepalingwijze

Parameter	Bepalingmethode	Bijzonderheden
SiO <sub>2</sub> (%)	XRF	Maat voor het zandgehalte
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (%)	XRF	Maat voor klei/lutum
D50	Malvern	Maat voor lutum/klei
Korrelgrootte verdeling	Malvern	
Organische Stof (%)	TGA	Maat voor reactiviteit organische stof
Totaal Organische Stof (%)	CS na ontkalking	Aanwezigheid organische stof
Kalk (%)	TGA, CS	
Sideriet (%)	TGA	Gewichtsverlies 550-620 °C
S <sub>totaal</sub> (%)	CS, XRF	Maat voor pyrietgehalte
Fe <sub>reactief</sub> (%)	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (XRF) gecorrigeerd voor Fe in klei volgens $Fe_2O_3 - Al_2O_3(XRF) / 4$ , vervolgens omgerekend naar % Fe <sup>1</sup>	
Fe <sub>reactief</sub> niet pyriet (%)	Afgeleid uit Fe <sub>reactief</sub> en S <sub>totaal</sub> <sup>2</sup>	Maat voor ijzer aanwezig in ijzerhydroxides, sideriet of glauconiet
(Q2/(Q2+Q3))	Pollut Eval	Mogelijke maat voor reactiviteit bodem organisch materiaal

<sup>1</sup> zie Huisman en Kiden (1998) en Huisman (1998)

## 6.3 Resultaten

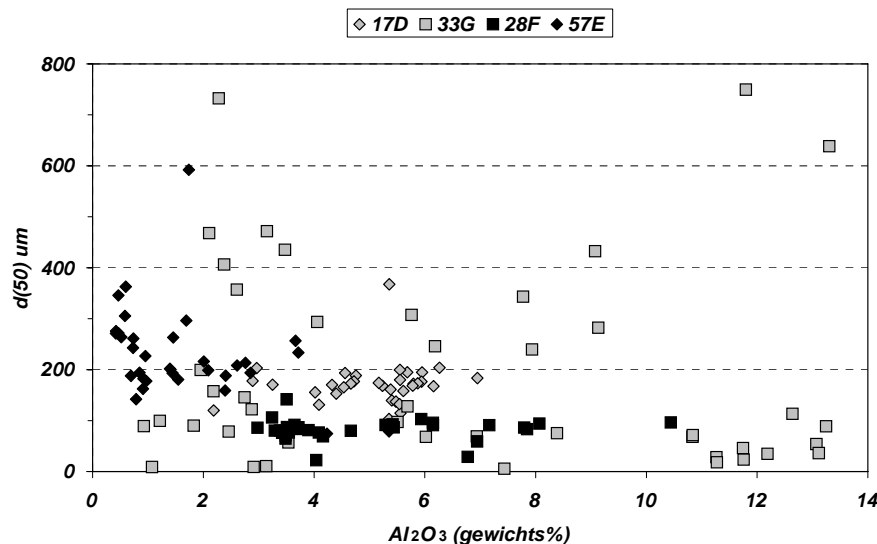
### 6.3.1 Algemeen

In deze paragraaf wordt een beschrijving gegeven van de geologische en geochemische kenmerken van het boormateriaal. De beschrijving zal zo veel als mogelijk per LMM landbouwbedrijf worden gemaakt, ofwel per groep van vier boringen. Als er essentiële verschillen tussen de vier boringen voorkomen, zullen deze verschillen ook aangehaald worden. In Bijlage 9 is een overzicht gegeven van de belangrijkste resultaten van de chemisch-fysische metingen per locatie (boring).

### 6.3.2 Nieuweroord, Drenthe (kaartblad 17D)

De boorkernen begonnen op 100-200 cm beneden het maaiveld (-mv) en eindigden op 600-800 cm -mv. De aangeboorde formatie is het Laagpakket van Gieten van de Formatie van Drenthe. Onderin de boring is soms nog 10-30 cm van het Laagpakket van Delwijnen van de Formatie van Boxtel aangeboord. De textuur is overwegend leem met in sommige boringen zandintervallen. Het materiaal is vaak zwak grindig. Het Laagpakket van Delwijnen is telkens zand. Het bovenste deel van het Laagpakket van Gieten is olijfgkleurig en zwak humeus; het onderste deel is bruin gekleurd en sterk humeus.

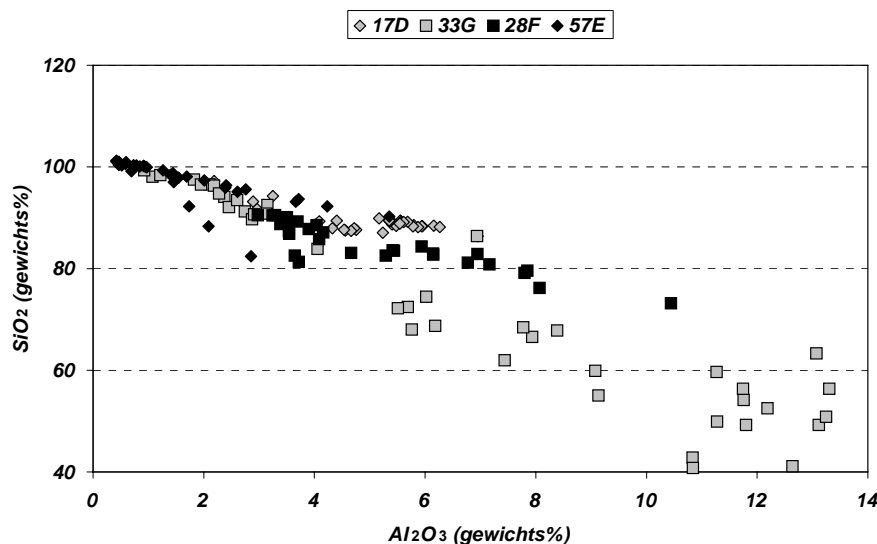
De korrelgrootte (50-percentiel) in de 17D boringen varieert tussen de 130 en 200  $\mu\text{m}$  met een gemiddelde korrelgrootte van 175  $\mu\text{m}$  (Figuur 6.1). Opvallend is dat er geen korrelgrootte verschil bestaat tussen de zandige en meer kleiige monsters ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ -percentages  $> 6\%$ ). In vergelijking met de andere boringen hebben de sedimenten in de boringen 17D een beperkte korrelgrootte bereik. De sedimenten bestaan vrijwel geheel uit kwarts en een toenemend percentage kleien in de aluminiumrijkere monsters ( $\text{SiO}_2$ -percentages zeer constant rond de 90%, Figuur 6.2).



Figuur 6.1 Korrelgrootte variatie met  $\text{Al}_2\text{O}_3$ -gehalte in de onderzochte boringen laat zien dat er vrijwel geen kleien op deze locaties van de vier bedrijven voorkomen; 17D = Nieuweroord, 33G = Spankeren, 28F = Nutter, 57E = Maarheeze.

Het zwavelgehalte (S) is zeer laag met uitzondering van twee of drie monsters waarin 0,2 tot 0,3% S voorkomt. Pyriet speelt dus geen belangrijke rol in de denitrificatiecapaciteit op deze locaties. De monsters zijn verder kalkloos. Als het ijzergehalte (Fe) gecorrigeerd wordt naar reactief Fe, dan is er geen reactief Fe aanwezig. Eén monster vormt hierop een uitzondering: een monster uit de boring 17D0200 bevat 7,6% reactief Fe.

In totaal hebben 10 monsters een organisch koolstof (TOC) gehalte boven de detectiegrens, variërend tussen 0,1 en 0,60 gewichtsprocent. De hogere waarden komen vooral onderin de boringen voor en in de kleiige monsters ( $> 6\% \text{Al}_2\text{O}_3$ ).



Figuur 6.2 De sedimenten uit de boringen 17D en 57E bestaan vrijwel geheel uit kwarts ( $\text{SiO}_2$  percentages groter dan 85%) en de sedimenten uit boringen 33G en 28F bestaan naast de kwartszanden ook uit kleien en leem ( $\text{SiO}_2$  percentage van Nederlandse kleien is ongeveer 50%); 17D = Nieuweroord, 33G = Spankeren, 28F = Nutter, 57E = Maarheeze.

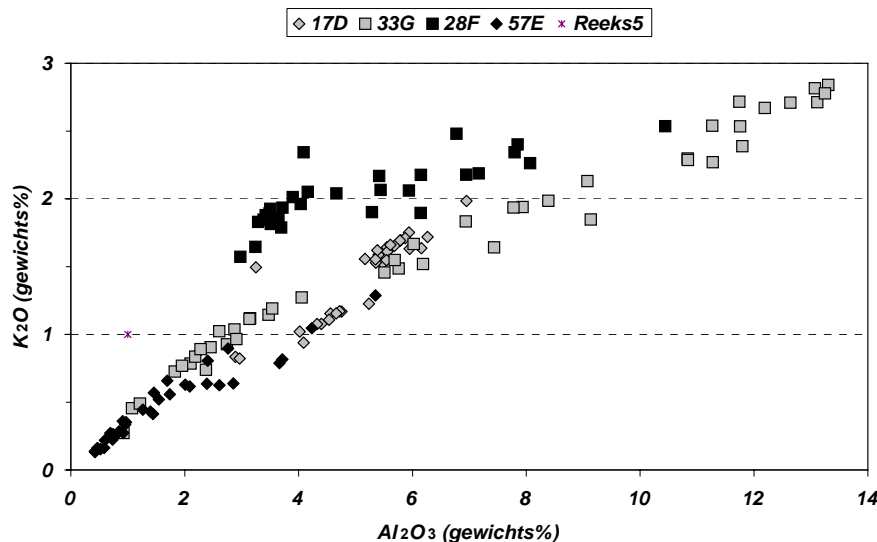
### 6.3.3 Nutter, Overijssel (kaartblad 28F)

De boorkernen beginnen op diepten variërend van 40 tot 470 cm -mv. De onderkant van de boringen ligt tussen 800 en 1000 cm -mv. Het gestoken materiaal is afkomstig uit de gestuwde afzettingen van de Formatie van Dongen, behalve ondiep materiaal (< 60 cm -mv) dat van de Formaties van Boxtel of Drenthe afkomstig is. De textuur is voornamelijk uiterst fijn zand met soms een 10-20 cm dikke leem- of kleilaag. Boring 28F0473 is overwegend leem in plaats van zand. De kleur is meestal olijf met geregeld ondieper oranje vlekken. In de meeste monsters is een weinig glauconiet aanwezig, maar in sommige monsters komt slechts een spoor van dit mineraal voor en in enkele andere juist veel.

De korrelgrootte (50-percentiel) varieert tussen de 20 en 100  $\mu\text{m}$  met een gemiddelde korrelgrootte van 80  $\mu\text{m}$  (Figuur 6.1), waarbij de 50-percentiel van de korrelgrootte tot 6%  $\text{Al}_2\text{O}_3$  vrijwel geen variatie laat zien. De  $\text{SiO}_2$ -gehalten liggen bij 4%  $\text{Al}_2\text{O}_3$  rond de 90% en bij hogere  $\text{Al}_2\text{O}_3$  waarden (6% en hoger) rond de 80 %  $\text{SiO}_2$ , zie Figuur 6.2.

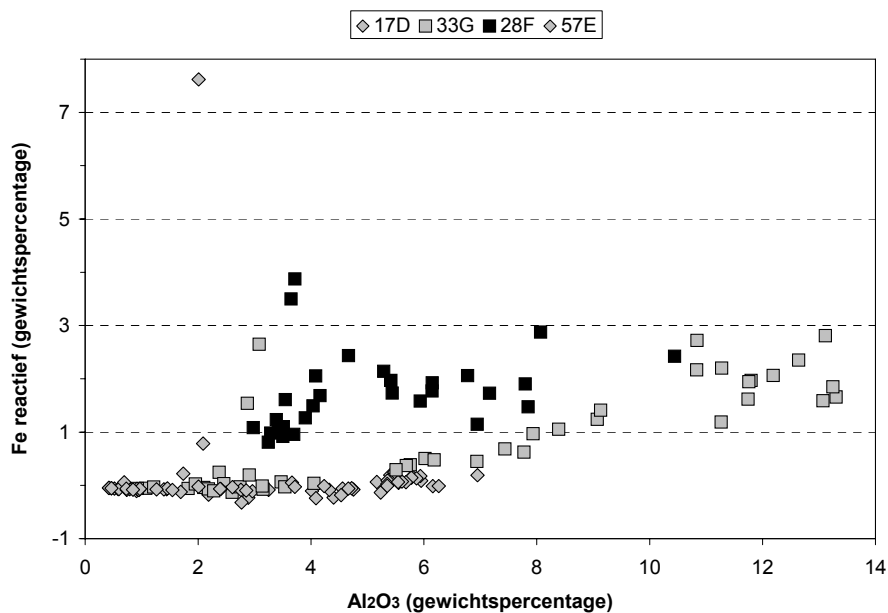
Opvallend in de XRF analyse zijn de hoge gehalten aan  $\text{K}_2\text{O}$  en Fe-reactief in de monsters uit Nutter (28F, in de figuren 6.3 en 6.4) Deze hoge gehalten worden veroorzaakt door de aanwezigheid van glauconiet in de monsters.

Het zwavelgehalte is kleiner dan 0,02 % met uitzondering van de twee diepste monsters in de boring 28F0473, die 0,25 en 0,6% S bevatten. Pyriet speelt dus geen rol in de denitrificatiecapaciteit op deze locaties, met uitzondering van het onderste gedeelte van boring 28F0473. De grond heeft geen of weinig kalk;  $\text{CaO}$  is kleiner dan 0,5% en ook de TGA geeft geen gewichtsverlies tussen 650 en 800 °C. Het gehalte reactief Fe is hoog met 0,75 tot 4% Fe en het gaat hier niet om pyriet-Fe. Reactief Fe zal voornamelijk in de glauconiet voorkomen en daarnaast misschien in ijzeroxide. Echter dit kunnen we met de bestaande gegevens niet uitsluiten. Sideriet ( $\text{FeCO}_3$ ) is vrijwel zeker niet aanwezig omdat er in de TGA tussen de 550 en 620 °C geen gewichtsafname gemeten is.



Figuur 6.3 De zanden en lemen in de boringen 28F hebben duidelijk hoger  $K_2O$ -gehaltes dan in de andere boringen. Bij ongeveer 3%  $Al_2O_3$  verandert de  $K_2O/Al_2O_3$  ratio in de sedimenten van boringen 33G; 17D = Nieuweroord, 33G = Spankeren, 28F = Nutter, 57E = Maarheeze.

De organisch koolstofgehalten zijn extreem laag, slechts vier monsters hebben een organisch koolstofgehalte boven de detectiegrens van 0,1 gewichtsprocent.



Figuur 6.4 Plot van Fe-reactief tegen  $Al_2O_3$ , alleen de monsters uit de boringen 33G en 28F hebben een Fe-reactief hoger dan 0,5%; 17D = Nieuweroord, 33G = Spankeren, 28F = Nutter, 57E = Maarheeze.

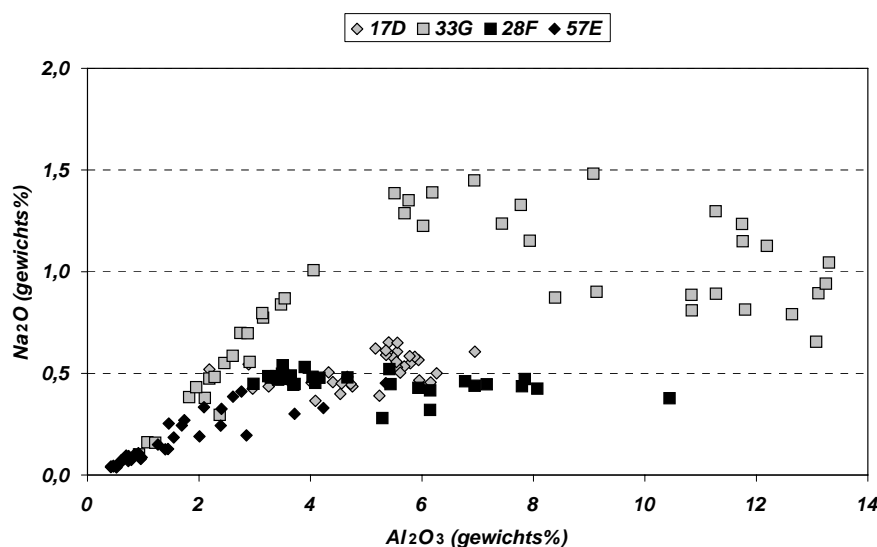
### 6.3.4 Spankeren, Gelderland (kaartblad 33G)

De boringen op deze locatie zijn het meest verscheiden in de geologische en geochemische eigenschappen (Figuur 6.1, 6.3, 6.4 en 6.5). Bij drie van de vier boringen is de eerste 200-300 cm niet gestoken en ligt de onderkant van de boring op iets meer dan 800 cm -mv. Bij één boring is vanaf vlak onder maaiveld gestoken tot 585 cm -mv, boring 33G0414 (zie

Figuur 3.2). Voor de drie diepere boringen is het bovenste deel tot 350-500 cm -mv afkomstig van de Formatie van Bortel en het deel eronder van de Formatie van Kreftenheije. Bij het laatste gaat het geregeld om het Laagpakket van Zutphen. Voor de ondiepe boring komt eerst de Formatie van Bortel voor tot 29 cm -mv, vervolgens de Laag van Wijchen van de Formatie van Kreftenheije tot 154 cm -mv, daaronder weer een dun laagje met de Formatie van Bortel tot 165 cm -mv en vanaf 185 cm tot einde boring weer de Formatie van Kreftenheije met in het onderste traject het Laagpakket van Zutphen.

De kleur van de grond in boringen 33G0412 en 33G0413 is overwegend bruin en de grond bestaat voornamelijk uit zand of grind met een enkel dun kleilaagje. De boring 33G0415 is ook voornamelijk zand met verschillende kleuren bruin. In het Laagpakket van Zutphen komt van 474 tot 729 cm -mv een sterk gelaagd interval voor met leem, klei en (donkerbruin) detritus. Het detritus is rijk aan organisch materiaal. Dit traject is geochemisch ook dicht bemonsterd. De grondsoort van de Formatie van Bortel is meestal zand, maar geregeld ook klei, leem of grind. De grondsoort in de Formatie van Kreftenheije is zand (of grind) als het niet om de Laag van Wijchen of de Laag van Zutphen gaat, zoals in boring 33G0415. Als het om één van deze lagen gaat, is de grondsoort divers.

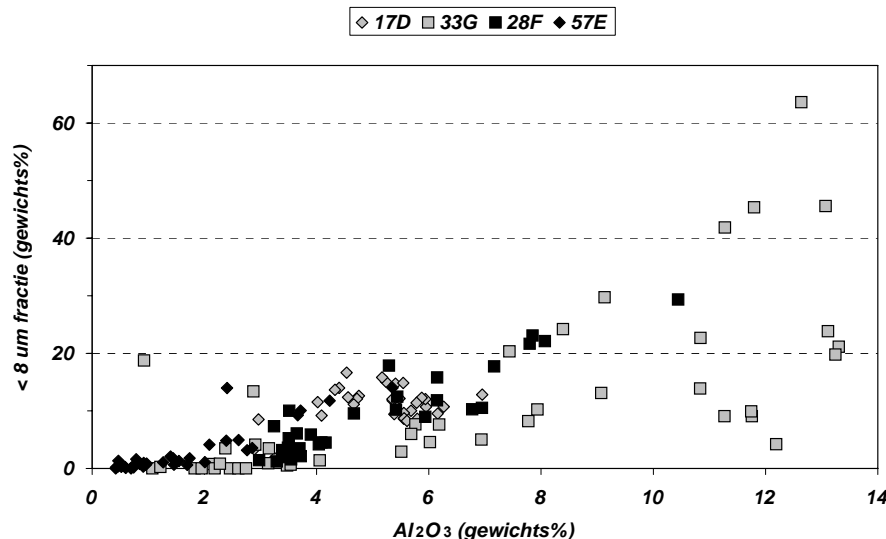
De ondiepe boring 33G0414, waarin de Formatie van Bortel weinig voorkomt, bestaat tot 61 cm -mv uit bruine klei of leem. Vervolgens komt tot 165 cm -mv licht (geel)bruin zand voor. Vanaf 185 tot 505 cm -mv komt (groen)grijs leem of klei voor (met ook een stuk niet bemonsterd). Hieronder is een interval van 36 cm met lichtgrijs zand en de laatste 45 cm bestaat uit donkerbruin veen.



Figuur 6.5 De sedimenten in de boringen van 33G hebben veel hogere  $\text{Na}_2\text{O}$ -gehaltes in vergelijking met de sedimenten uit de andere boringen. Trends met  $\text{Al}_2\text{O}_3$  zijn wel hetzelfde; 17D = Nieuweroord, 33G = Spankeren, 28F = Nutter, 57E = Maarheeze.

De korrelgrootte (50-percentiel waarde) is zeer variabel in de zandlagen en varieert tussen de 70 en 700  $\mu\text{m}$  (Figuur 6.1). De zandfractie bestaat uit kwarts en natriumveldspaten (hoge  $\text{Na}_2\text{O}$ -gehaltes in zanden met een  $\text{Al}_2\text{O}_3$ -gehalte tot 4 gewichtsprocent, Figuur 6.5). De kleilaagjes bestaan uit silt en klei waarbij de hoeveelheid klei bij eenzelfde  $\text{Al}_2\text{O}_3$ -gehalte sterk kan wisselen (Figuur 6.6). Het  $\text{SiO}_2$ -gehalte wordt niet alleen bepaald door de

hoeveelheid silt en klei in een monster (Figuur 6.2) maar ook door de hoeveelheid kalk. De kalk verdunt als het ware de siliciumhoudende mineralen in grond en wordt verwijderd voor de korrelgrootte-analyse. Alleen in de boringen van het bedrijf Spankeren (33G) is kalk aanwezig, in de andere boringen is geen kalk aanwezig. Ook in de kleilagen is het  $\text{Na}_2\text{O}$ -gehalte opvallend hoog. Tenslotte bevatten de kleien van 33G hoge gehalten  $\text{K}_2\text{O}$  (Figuur 6.3). Macroscopisch zijn er geen micas gerapporteerd, de hoge  $\text{K}_2\text{O}$ -gehalten in de kleien kunnen daarom alleen een gevolg zijn van een hoog percentage illiet in de kleien.



Figuur 6.6 Variatie van lutumgehalte (< 8 µm fractie) met aluminium. Monsters met een aluminiumgehalte kleiner dan 3% hebben vrijwel geen kleien. Vergelijkingen tussen de Laser Particle Sizer (LPS) en de pipetmethode geven aan dat de LPS-fractie kleiner dan 8 µm en de pipet-fractie kleiner dan 2 µm overeen komen (Konert en Vandenberghe, 1997). 17D = Nieuweroord, 33G = Spankeren, 28F = Nutter, 57E = Maarheeze.

De grond is overwegend zwavelarm wat de aanwezigheid van pyriet uitsluit. Belangrijke uitzonderingen zijn een interval van 474 tot 620 cm -mv in boring 33G0415 met detritisch materiaal, klei en leem, en vanaf 250 cm -mv tot het einde van boring 33G0414. Hier komt 2% S voor in het veen in de onderste 45 cm, echter dit zal voor het grootste deel uit organisch zwavel bestaan.

De grond is overwegend kalkhoudend en het percentage kalk is geregeld 15-30% met ook hogere waarden tot 40%. De kalk komt zowel in de Formaties van Bostel als van Kreftenheije voor. Monsters met kalk hebben ook reactief ijzer (0,50 tot 2% Fe) en het gaat hier niet om pyriet-Fe. Reactief Fe zal voornamelijk in sideriet voorkomen en daarnaast misschien in ijzeroxide. De aanwezigheid van sideriet kan ook afgeleid worden uit de TGA-profielen omdat er tussen de 550 en 620 °C een gewichtsafname gemeten wordt. Monsters met minder dan 7%  $\text{Al}_2\text{O}_3$  bevatten weinig of geen reactief Fe, zie Figuur 6.4. Enkele monsters verstoren dit algemene beeld.

De zanden in deze boringen zijn arm aan organische koolstof, slechts twee monsters hebben een organisch koolstofgehalte boven de detectiegrens. In de kleiige, venige intervallen (479 tot 620 cm -mv in 33G0415) varieert het organisch koolstofgehalte tussen de detectiegrens van de gebruikte analysemethode (< 0,1%) en 40 gewichtsprocent.



### 6.3.5 Maarheeze, Noord-Brabant (kaartblad 57E)

De top van de boorkernen bevond zich op 50 tot 150 cm -mv en de onderkant op ongeveer 800 cm -mv. De aangeboorde formatie is de Formatie van Boxtel; in geval van boring 57E0338 is het bovenste deel van 134 tot 405 cm -mv het Laagpakket van Singraven. De grondsoort is zeer fijn tot matig grof zand met hier en daar een laagje van minder dan 10 cm dik met (sterk zandig) leem of amorf veen. Boring 57E0336 kent twee dikkere leemlagen van 40 cm. De kleur is overwegend lichtbruin met soms lichtolijf, lichtgrijs of wit. Uitzondering is de eerste meter van boring 47E0338, die sterk humeus en donkerbruin is.

Er zit vrijwel geen klei in deze monsters. De boringen bestaan vrijwel geheel uit kwarts met een kleigehalte beneden de 5% (Figuur 6.6). De mediaan van de korrelgrootte varieert tussen 100 en 400  $\mu\text{m}$  (Figuur 6.1).

Het zwavelgehalte ligt beneden de detectielimiet met uitzondering van de monsters uit de eerste paar meter van boring 57E0338 en één organisch-stofrijk monster van boring 57E0335. De zwavelgehalten zijn hier slechts enkele tienden van een procent. De grond heeft geen of weinig kalk: het CaO-gehalte is lager dan 0,5% en de TGA geeft een gewichtsverlies in het traject 620-800 °C (kalkgehalte) variërend tussen de 0,01 en 0,5%. Reactief Fe is niet aanwezig, met uitzondering van twee zwavelhoudende monsters. In deze twee monsters kan ongeveer de helft van het reactief Fe aan sulfiden worden toegeschreven, als we uitgaan van pyriet,  $\text{FeS}_2$ , als sulfidefase.

Deze klastische sedimenten bevatten weinig organisch koolstof, met uitzondering van een grondmonster in boring 57E0335 en twee monsters in 57E0338. Deze drie monsters bevatten meerdere procenten organisch koolstof. De monsters met hogere organisch koolstofgehalten hebben ook de hogere zwavelgehalten.

## 6.4 Discussie

### 6.4.1 Chemische karakteristieken

De lage zwavelgehalten en de chemometrische berekeningen geven aan dat op de vier onderzochte bedrijven er vrijwel geen pyriet in de onderzochte sedimenten aanwezig is. Denitrificatie via pyrietoxidatie zal dus waarschijnlijk geen rol van betekenis spelen.

De TGA-analyses en de chemometrische berekeningen laten zien dat er in de ondergrond van Spankeren veel sideriet voorkomt en denitrificatie via siderietoxidatie kan hier dus een rol spelen (Weber et al., 2001).

De hoge  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  en  $\text{K}_2\text{O}$ -gehalten en specifieke groene kleur van de sedimenten in de boringen in Nutter geven aan dat in deze sedimenten veel glauconiet voorkomt. De vraag of glauconiet een potentiële reductor voor nitraat is wordt hieronder behandeld.

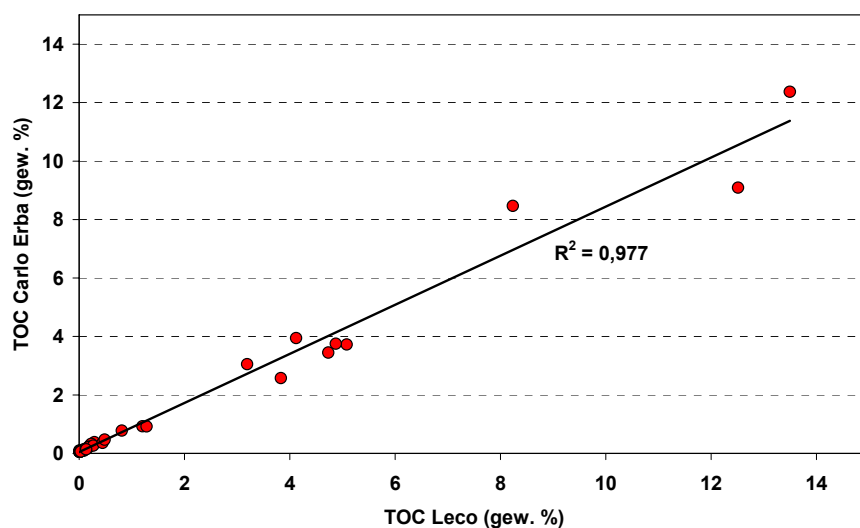
### 6.4.2 Analysemethoden voor TOC

Uit de analyses blijkt dat op uitzondering van een locale organisch rijkere interval (de Laag van Zutphen in 33G0415) de organisch stof gehalten in de ondergrond op de onderzochte locaties zeer laag te zijn. De meeste sedimenten hebben een TOC-gehalte kleiner dan 0,1 %. De LECO CS analyzer heeft een detectiegrens van 0,1% en een detectiegrens van 0,05 % is

gewenst. Lager dan 0,05 % is praktisch niet realiseerbaar omdat er gezien de korrelgrootte van de sedimenten minstens 50 gram gemalen en gehomogeniseerd moet worden om een representatief monster te verkrijgen. Omdat de sedimenten met de laagste TOC-gehalten vrijwel geheel uit kwarts bestaan moeten deze sedimenten met een hard maalvat gemalen worden. Een dergelijk maalvat is gemaakt van Wolframcarbide en bij het malen van de kwarts sedimenten komt C uit het maalvat vrij. De schatting is dat in het gemalen sediment enige tientallen mg per kg C's afkomstig zijn van het maalvat.

In Figuur 6.7 zijn de resultaten tegen elkaar uitgezet van 50 monsters uit deze studie geanalyseerd met de LECO CS (dubbele inweeg, 2,5 gram) en de Carlo Erba CN (inweeg maximaal 10-30 milligram). Figuur 6.7 laat zien dat de analyseresultaten van beide technieken zeer goed met elkaar overeen komen. De Carlo Erba detectielimiet ( $< 0,05\%$ ) ligt duidelijk lager dan die van de LECO CS analyzer. Voor de Carlo Erba moet altijd het monster gemalen en gehomogeniseerd worden vanwege de geringe inweeg, voor de LECO CS alleen als de TOC-gehalten beneden de 0,1% liggen. Het malen en homogeniseren van de monsters heeft als consequentie dat de prijs van de CS-analyse duurder wordt met ongeveer 30 euro. Bovendien is minimaal een monster van 100 gram nodig om alle analyses voor geochemische karakterisering (XRF, korrelgrootte, TGA- en CS-bepaling) uit te kunnen voeren.

De organisch koolstofgehalten in de sedimenten van de vier onderzochte bedrijven liggen met uitzondering van de organische rijke intervallen in Spankeren rond de detectiegrens (0,1% organisch C) van de gebruikte LECOCS analyzer.

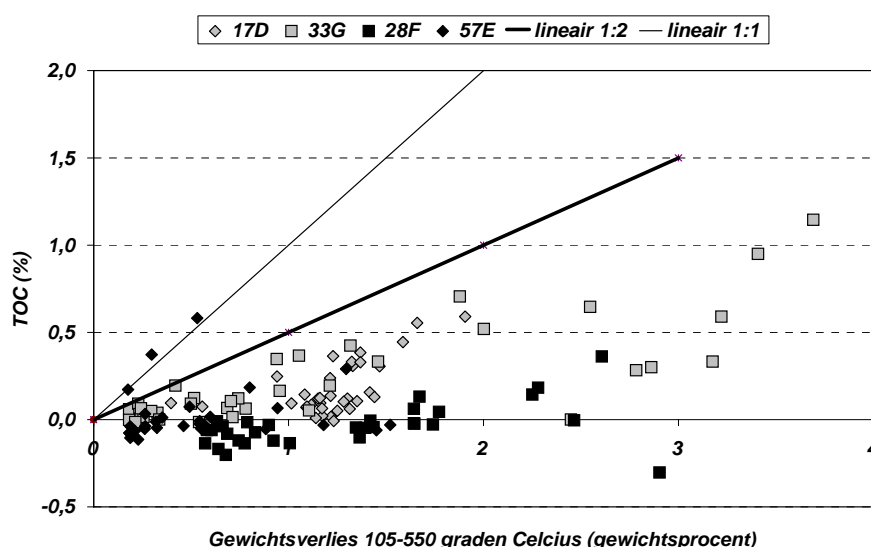


*Figuur 6.7 Vergelijking resultaten organisch koolstofgehalten bepaald met LECO CS en Carlo Erba. Monsters zijn gemalen en voor de bepalingen met de LECO CS is een dubbele inweeg van de monsters gebruikt.*

### 6.4.3 Aandeel afbreekbaar organisch materiaal

Niet alleen de absolute concentratie is van belang, maar ook of het organische materiaal geschikt is voor biologische degradatie. Op basis van deze verschillen en de experimenten van Cuypers et al. (2002) is er in dit rapport vanuit gegaan dat in een TGA-profiel (105-800 °C) gecondenseerde bodem organisch materiaal (BOM) stabiel is bij hogere temperaturen (Bijlage 1 en Bijlage 6).

Nadere uitwerking van de TGA-analyses geeft aan dat het gewichtsverlies tussen 105 en 550 °C groter is dan toegeschreven kan worden aan BOM op basis van de resultaten van de CS-analyse (Figuur 6.8). Het organisch stofgehalte in de bodem kan immers geschat worden door het organisch koolstof-gehalte (TOC) te vermenigvuldigen met de in de bodem gevonden verhouding tussen organische stof (BOM) en organisch koolstof (TOC). In een Nederlandse bodem kan deze verhouding variëren tussen de 1 en 2 (Hieltjes en Breeuwsma, 1983; Van den Berg, 1998). Dit houdt in dat de BOM/TOC-verhouding tussen de 2 en 1 in moet liggen. Figuur 6.8 laat zien dat het gewichtsverlies tussen 105-550 °C meer dan twee keer groter is dan het TOC-gehalte. Dit geeft aan dat een groot deel van het gewichtsverlies afkomstig moet zijn van een andere bron dan BOM. De zwavelgehalten zijn in het algemeen zeer laag, dus gewichtsverlies door omzetting van pyriet kan niet de oorzaak zijn.



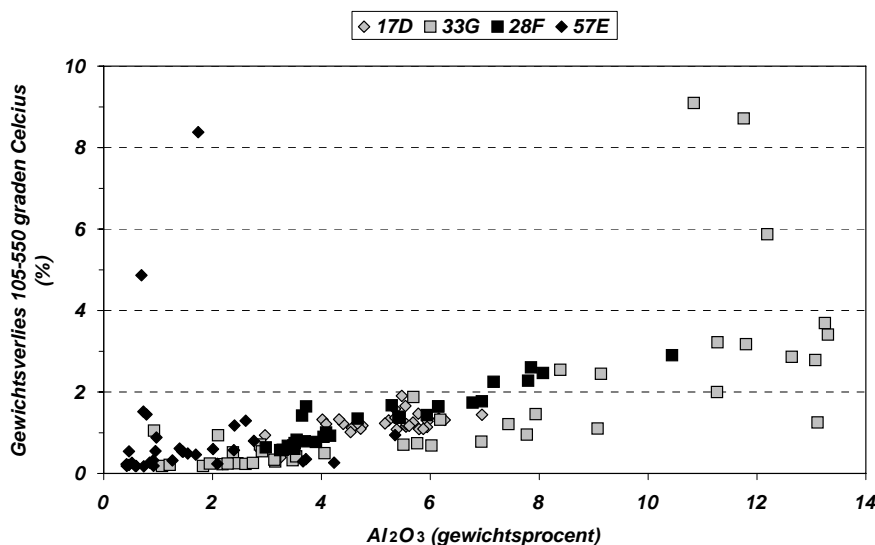
Figuur 6.8 Het gewichtsverlies tussen 105-550 °C uitgezet tegen het TOC-gehalte in vergelijking met lineaire verbanden tussen TOC en BOM.

17D = Nieuweroord, 33G = Spankeren, 28F = Nutter, 57E = Maarheeze.

De oorzaak voor het gewichtsverlies is waarschijnlijk het verlies van meer structureel gebonden water uit kleimineralen (Breeuwsma, 1996) in het temperatuurtraject 105-550 °C. Hierbij gaan we er vanuit dat het gehalte Fe als ijzeroxide in de monsters verwaarloosbaar is.

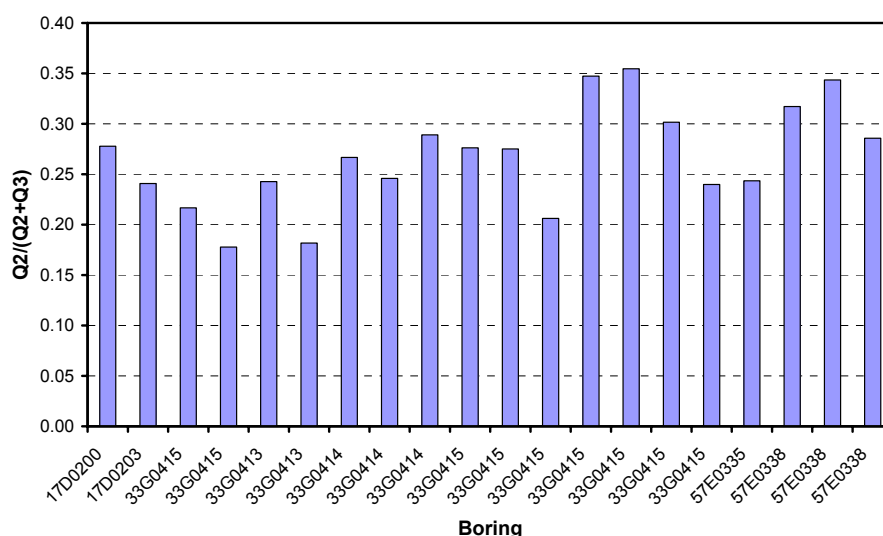
In Figuur 6.9 is gekeken of het gemeten gewichtsverlies tussen 105-550 °C toegeschreven kan worden aan verlies van water uit kleimineralen door het verlies uit te zetten tegen het  $\text{Al}_2\text{O}_3$ -gehalte. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat het  $\text{Al}_2\text{O}_3$ -gehalte de maat is voor de hoeveelheid kleien. Figuur 6.9 laat zien dat er een redelijke correlatie tussen het  $\text{Al}_2\text{O}_3$ -gehalte en het gewichtsverlies tussen 105-550 °C bestaat. Men moet op basis van deze positieve correlatie concluderen dat de TGA niet gebruikt kan worden in deze sedimenten met zeer lage TOC-gehalten om de thermische stabiliteit en daarmee de bio-geochemische reactiviteit van het organisch materiaal in te schatten. De benadering van Cuypers et al. (2002) wordt dus niet bruikbaar geacht voor arme zandgronden met lage organisch koolstofgehalten.

De haalbaarheid van een alternatieve benadering met de Pollut Eval is bepaald voor een selectie van 20 monsters. Een Pollut Eval meet de vrijkomende koolwaterstoffen bij de pyrolyse van organisch materiaal als functie van de (oven) temperatuur. De detector meet uitsluitend de vrijkomende koolwaterstoffen en is daardoor ongevoelig voor eventueel vrijkomend water, dit in tegenstelling tot de TGA.



Figuur 6.9 De correlatie tussen  $Al_2O_3$ -gehalte als maat voor kleigehalte en gewichtsverlies 105-550 °C. 17D = Nieuweroord, 33G = Spankeren, 28F = Nutter, 57E = Maarheeze.

Zoals eerder gesteld is de veronderstelling dat organisch materiaal dat bij lagere temperaturen pyroliseert ook als eerste gebruikt kan worden in biologische degradatie. Maatgevend voor de reactiviteit is de verhouding tussen de labiele (105-350 °C) en stabiele (> 350 °C) fractie. Deze verhouding is hier gedefinieerd als fractie Q2 op basis van de Pollut Eval parameters Q2 en Q3, zie Bijlage 6. Figuur 6.10 laat deze reactiviteitsparameter zien voor een aantal monsters, dat geselecteerd is op basis van het TOC-gehalte. De verschillen tussen de grondmonsters zijn met een variatie tussen 0,17 en 0,35 niet heel erg groot te noemen.

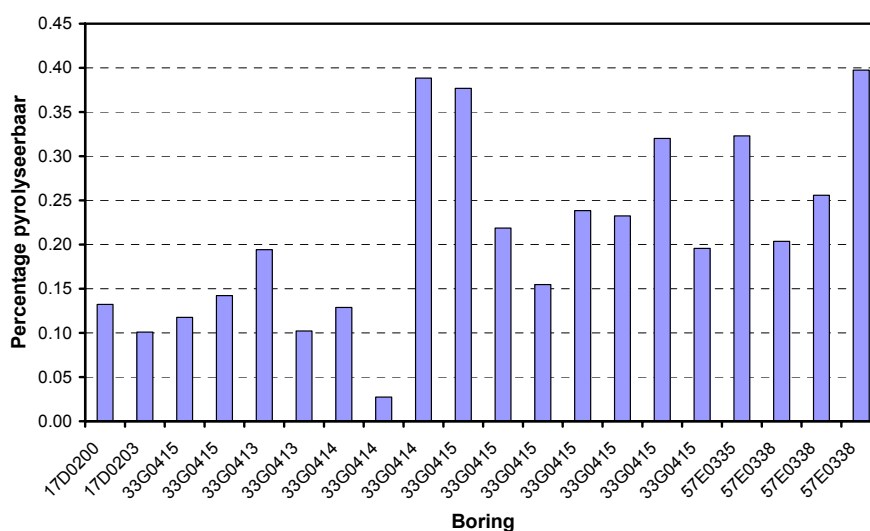


*Figuur 6.10 Reactiviteit van het organisch materiaal zoals deze is afgeleid uit de Pollut Eval resultaten van een geselecteerd aantal monsters. De reactiviteit is gebaseerd op de thermische stabiliteit. 17D = Nieuweroord, 33G = Spankeren, 28F = Nutter, 57E = Maarheeze.*

In hoeverre de verschillen in Figuur 6.10 significant zijn, zal nader onderzocht moeten worden door:

- de test op een groter aantal monsters uit te voeren;
- hetzelfde monster meerdere malen te analyseren.

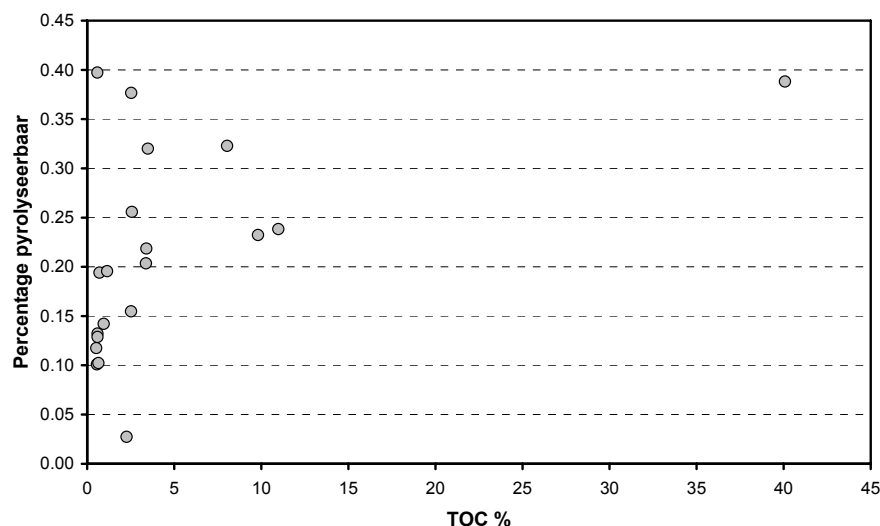
Een gerelateerde maat voor de reactiviteit zou het totale percentage pyrolyseerbaar organisch materiaal kunnen zijn. Dit kan berekend worden door de som van Q0 t/m Q3 te normaliseren op het TOC-gehalte. Figuur 6.11 laat het resultaat zien van deze berekening. De fractie loopt sterk uiteen van minder dan 0,05 tot 0,40. Dit is een eerste aanwijzing dat de reactiviteit van deze grondmonsters verschillend is.



*Figuur 6.11 Percentage pyrolyseerbaar organisch materiaal zoals deze is afgeleid uit de Pollut Eval resultaten van een geselecteerd aantal monsters. 17D = Nieuweroord, 33G = Spankeren, 28F = Nutter, 57E = Maarheeze.*

In Figuur 6.12 is te zien dat het percentage organisch materiaal dat gepyrolyseerd kan worden met de Pollut Eval, onafhankelijk is van het totaal percentage organisch materiaal. Dit zou kunnen betekenen dat het reactiviteitspotentieel ook onafhankelijk is van het TOC-gehalte. Voor lage TOC-gehalten zal de methode aangepast moeten worden, omdat de Pollut Eval geen goede resultaten geeft voor TOC-gehalten kleiner dan ongeveer 0,5%.

Zoals eerder gesteld wordt er vanuit gegaan dat alleen het organisch materiaal dat bij lagere temperaturen pyrolyseerd kan worden, gebruikt kan worden in biologische degradatie. De Pollut Eval-analyses suggereren dat van het totale organisch koolstofgehalte aanwezig in de sedimenten slechts tussen de 0,17 en 0,35 beschikbaar is voor biologische degradatie. Dit betekent dat van de reeds zeer lage organisch koolstofgehalten minder dan de helft geschikt is voor biologische degradatie. De consequentie is dat het Denitrificatie Potentieel van de onderzochte sedimenten zeer laag moet zijn. De DNP-experimenten beschreven in hoofdstuk 6 laten dit ook zien.



*Figuur 6.12 Het percentage pyrolyseerbaar organisch materiaal uitgezet tegen de hoeveelheid organisch materiaal. Uit deze figuur kan geen duidelijke correlatie worden afgeleid tussen beide parameters. 17D = Nieuweroord, 33G = Spankeren, 28F = Nutter, 57E = Maarheeze.*

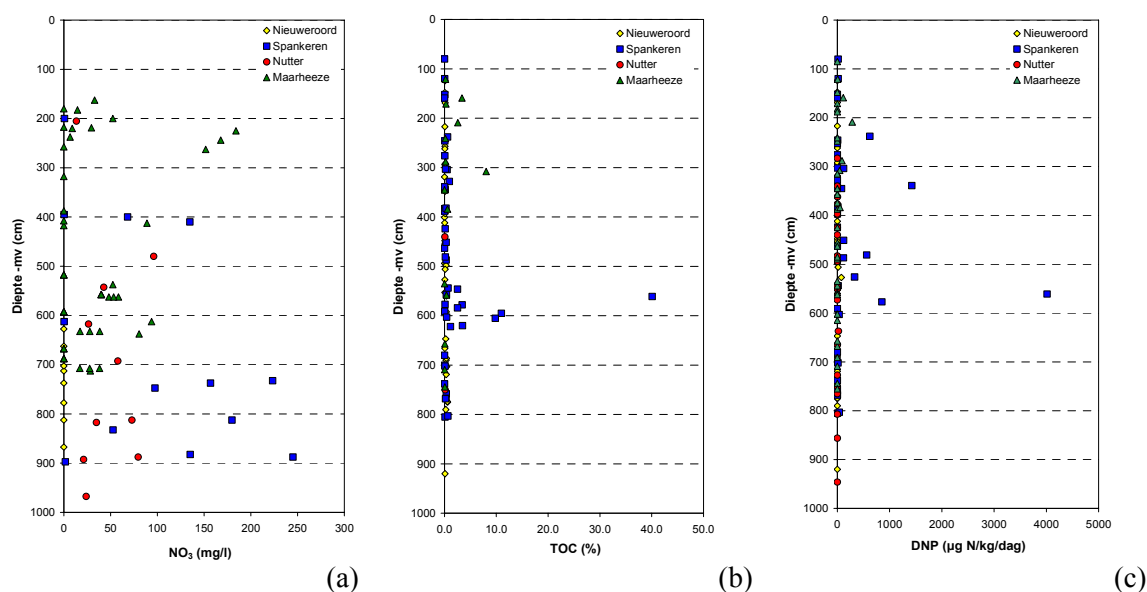
#### 6.4.4 Vergelijking van geochemische karakteristieken en waterkwaliteit

In de onderzochte sedimenten is met de gebruikte methode slechts in een gering aantal gevallen de aanwezigheid van pyriet aangetoond. Dit betekent dat denitrificatie via de oxidatie van pyriet in de onderzochte locaties niet plaats vindt.

De grondwaterprofielen van nitraat laten een wisselende en moeilijk te interpreteren variatie zien. In Figuur 6.13 zijn voor alle locaties de nitraatconcentratie in het grondwater in ronde 2, het organisch koolstofgehalte (TOC) en de potentiële denitrificatie (DNP) tegen de diepte uitgezet. Hierbij valt op dat geen nitraat aanwezig is in het grondwater van alle locaties van Nieuweroord, de locatie 57E0338 van Maarheeze en de locatie 33G0414 van Spankeren. Dit suggereert dat hier alle nitraat al in de bovenste meter gereduceerd is. De nitraatconcentraties

in de  $\text{CaCl}_2$ -extracties zijn in de boringen van Nieuweroord ook lager dan in die van de andere drie bedrijven, zie Bijlage 8.

Bij de locaties 57E0335 en 57E0337 van Maarheeze neemt de nitraatconcentratie in de bovenste vijf meter af tot nul om hieronder weer toe te nemen tot boven de  $50 \text{ mg l}^{-1}$ , zie Figuur 5.1. Bij de locatie 57E0336 neemt de concentratie af van meer dan  $150 \text{ mg l}^{-1}$  tot ongeveer  $50 \text{ mg l}^{-1}$  op 550 cm diepte, op grotere diepte blijft de nitraatconcentratie min of meer constant. De locaties 33G0415 en 33G0412 in Spankeren vertonen een min of meer zelfde beeld als in Maarheeze voor de diepere filters. Voor de ondiepe filters van deze locaties zijn geen gegevens beschikbaar, de resultaten van de  $\text{CaCl}_2$ -extractie geven aan dat hier wel nitraat aanwezig is. Voor het bedrijf te Nutter zijn slechts voor twee locaties nitraatconcentraties beschikbaar in zowel de eerste als vijfde meter. De concentraties variëren tussen de 5 en  $20 \text{ mg l}^{-1}$ .



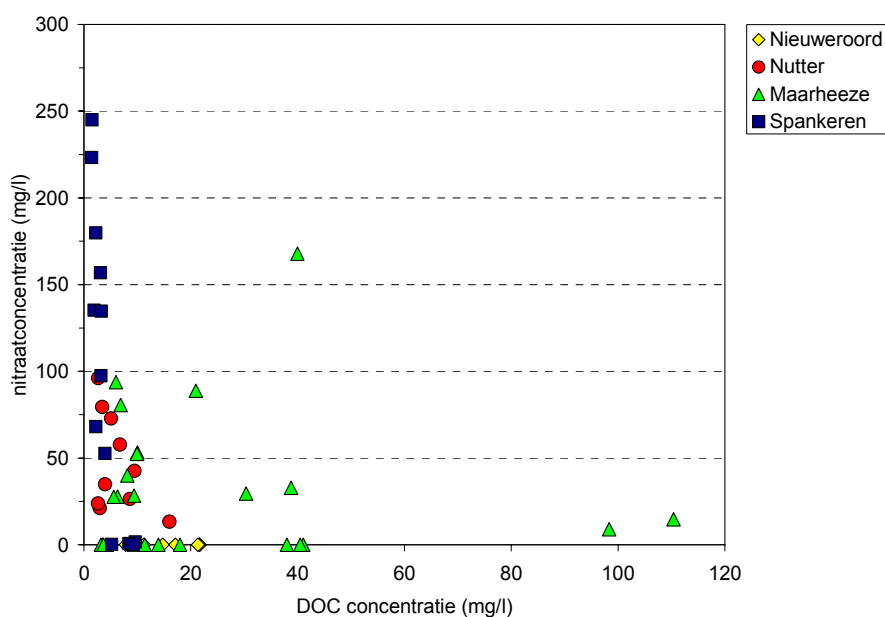
Figuur 6.13 De nitraatconcentratie in het grondwater, tweede ronde (a), het organisch stofgehalte, TOC (b) en de potentiële denitrificatie, DNP (c) tegen de diepte voor de vier bedrijven.

Het TOC-gehalte is zeer laag en waar dit significant boven de aantoonbaarheidsgrens van 0,10 % ligt, wordt er in die intervallen ook potentiële denitrificatie gemeten. In Spankeren worden hogere TOC-gehalten gemeten in het veen/klei interval (33G0413) op een diepte tussen de 500 en 650 cm -mv. In dit interval wordt ook een hogere potentiële denitrificatie gemeten. Boven dit interval (diepte van 400 cm -mv) wordt een nitraatconcentratie van  $120 \text{ mg l}^{-1}$  gemeten en beneden dit interval (diepte van ongeveer 800 cm -mv) een concentratie van rond de  $100 \text{ mg l}^{-1}$ . Echter de nitraatconcentratie neemt in 33G0413 pas echt af vanaf deze diepte, zie Figuur 5.1. In dit interval is geen potentiële denitrificatie en geen TOC gemeten. Ook is er in deze monsters geen afname gevonden van de concentratie opgelost organisch koolstof (DOC) met de diepte, maar juist een toename, zie Figuur 3.4.

Van de gemeten grondwaterprofielen laten alleen de profielen gemeten in 57E336, 57E337 en 57E335 (Maarheeze) een duidelijke afname van de nitraatconcentraties in de ondiepe filters zien. In 57E336 en 57E337 is geen nitraat meer aanwezig op een diepte van 400 cm beneden het maaiveld (Figuur 5.1). In 57E335 is een sterke afname van de nitraatconcentratie te zien in de monsters genomen op 350, 450 en 550 cm beneden maaiveld. In het grondwater van deze drie boringen lijkt de afname van de nitraatconcentratie gepaard te gaan met de

afname van de hoeveelheid DOC (vergelijk figuur 3.3 en Figuur 3.4). De correlatie tussen nitraat- en DOC-concentratie is zwak ( $-0,69$  met  $p = 0,08$ , zie Figuur 6.14) en geeft geen direct bewijs dat DOC een belangrijke rol speelt in de denitrificatie.

In het Nederlands onderzoek is tot op heden geen systematische aandacht besteed aan de rol van uitspoelende, opgeloste organische stof bij het optreden van denitrificatie in de diepere ondergrond. In principe kan dit een duurzaam proces zijn zonder probleemverschuiving. Er zijn enige aanwijzingen dat dit proces een rol kan spelen in het grondwater (niet gepubliceerd onderzoek van TNO).



*Figuur 6.14 Relatie tussen nitraatconcentratie en DOC concentratie in het grondwater op de vier LMM-melkveebedrijven (metingen ronde 2).*

De nitraatprofielen in Spankeren en Nutter laten laten geen systematische afname met de diepte zien. Dit geeft aan dat de organische stof in de ondergrond van de locaties Nutter en Spankeren niet tot gevolg heeft dat nitraat afgebroken worden. De sedimenten in de ondergrond van deze beide bedrijven zijn niet algemeen representatief voor de Pleistocene zanden. Opmerkelijk is in dit kader dat er tot dusverre bijvoorbeeld van de Formatie van Dungen geen zanden door TNO waren geanalyseerd. De nitraatprofielen suggereren verder dat sideriet en glauconiet hier geen rol spelen bij de denitrificatie op deze locaties.

## 6.5 Conclusies

Uit de analyses blijkt dat op uitzondering van een locale organisch rijkere interval (de Laag van Zutphen in 33G0415) de organisch stofgehalten in de ondergrond op de onderzochte locaties zeer laag zijn. De meeste sedimenten hebben een TOC-gehalte kleiner dan 0,1%.

In dit onderzoek gaan we er vanuit dat alleen het organisch materiaal dat bij lagere temperaturen pyrolyseerd kan worden, beschikbaar is voor biologische degradatie. De Pollut Eval-analyses suggereren dat van het totale organisch koolstofgehalte aanwezig in de



sedimenten slechts tussen de 0,17 en 0,35 beschikbaar is voor biologische degradatie. Dit betekent dat van de reeds zeer lage organisch koolstofgehalten in de zandige sedimenten minder dan de helft geschikt is voor biologische degradatie. De consequentie is dat het Denitrificatie Potentieel van de onderzochte sedimenten zeer laag moet zijn. De DNP-experimenten beschreven in hoofdstuk 5 laten dit ook zien.

In de onderzochte sedimenten is slechts in een gering aantal gevallen de aanwezigheid van pyriet aangetoond. Dit betekent dat denitrificatie via de oxidatie van pyriet in de onderzochte locaties niet of nauwelijks plaats vindt.

De nitraatprofielen in Spankeren en Nutter laten geen systematische afname met de diepte zien en suggereren dat zowel sideriet aanwezig in Spankeren en glauconiet aanwezig in Nutter geen rol spelen bij de denitrificatie op deze locaties.

Organisch rijkere intervallen, met een gemeten hoger potentiële denitrificatie (hoofdstuk 5), hebben geen invloed op de nitraatconcentratie in het grondwater onder en boven deze intervallen.

De benadering van Cuypers et al. (2002) voor het bepalen van de fractie afbreekbaar organische stof, is niet bruikbaar voor arme zandgronden met lage organisch stofgehalten.



## 7. Beantwoording van de deelvragen

### 7.1 Verloop van de nitraatconcentratie met de diepte

#### Deelvraag

De eerste deelvraag is: “Neemt de nitraatconcentratie in het grondwater onder landbouw in de zandgebieden af met de diepte in de bovenste vijf meter van de verzadigde zone en zo ja in welke mate en is dit overal in de zandgebieden hetzelfde?”

Het verlagen van de toetsdiepte heeft geen zin als de nitraatconcentratie niet afneemt met de diepte.

#### Resultaten en discussie

De resultaten van het onderzoek uit 2004 en 2005 zijn niet eenduidig. Bij de 25 locaties van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG) was sprake van een gemiddeld 26% hogere nitraatconcentratie in de vijfde meter van het grondwater vergeleken met de eerste meter (hoofdstuk 2). De 16 locaties op de vier melkveebedrijven deelnemende aan het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) gaven daarentegen in de vijfde meter gemiddeld genomen een 8% en 20% lagere nitraatconcentratie te zien (niet significant) voor de twee bemonsteringsronden (hoofdstuk 3).

Beide onderzoeken laten wel zien dat het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte verschillend is voor gronden met een drainageklasse droog en voor gronden met een drainageklasse neutraal of nat, zie Tabel 7.1. Voor de gronden met drainageklasse droog, de droge of nitraatuitspoelingsgevoelige gronden, is in de bovenste vijf meter van het grondwater geen afname van de nitraatconcentratie met de diepte te zien. De grote toename met de diepte bij de LMG-putten zou mede veroorzaakt kunnen worden doordat deze putten niet in het perceel maar er naast staan, zie voor toelichting §7.5. Voor de neutrale en natte gronden is er wel een afname met de diepte van de nitraatconcentratie. Maar vooral bij de natte gronden zegt het percentage niet zoveel, omdat de nitraatconcentratie in de eerste meter al laag is; gemiddeld 30 mg l<sup>-1</sup> voor de zeven LMG-putten en 1 mg l<sup>-1</sup> voor de twee locaties op de LMM-bedrijven.

Het is op dit moment niet duidelijk of, bij een eventuele verlaging van de toetsdiepte, de toetsdiepte op vijf meter onder de grondwaterspiegel zou komen of dat de nitraatconcentratie voor gemiddeld de bovenste vijf meter aan de nitraatdoelstelling van 50 mg l<sup>-1</sup> zou moeten voldoen. In dat laatste geval is het verschil ten opzichte van het toetsen aan de eerste meter meestal kleiner, zie Tabel 7.1 rechter deel. Voor de LMM-melkveebedrijven, waar nagenoeg alleen in de eerste en vijfde meter gemeten is, is het effect simpelweg een halvering. Voor de LMG-putten is de gemiddelde nitraatconcentratie voor de eerste vijf meter berekend op basis van alle filters tussen de grondwaterspiegel en vijf meter onder de grondwaterspiegel. Door het grillige verloop van de nitraatconcentratie met de diepte is hier geen sprake van een halvering. Het beeld dat uit deze onderzoeken naar voren komt, komt overeen met resultaten van eerder onderzoek, welke hieronder besproken worden.

*Tabel 7.1 Procentueel verschil<sup>1</sup> in de nitraatconcentratie tussen de eerste en vijfde meter van het grondwater (links) en de eerste meter en het gemiddelde van de bovenste vijf meter voor drie drainageklassen<sup>2</sup>.*

Onderzoek <sup>3</sup>	Verskil 1 <sup>ste</sup> m en 5 <sup>de</sup> m			Verskil 1 <sup>ste</sup> en gemiddelde 1-5 m		
	Droog	Neutraal	Nat	Droog	Neutraal	Nat
LMG	+109	-13	-31	+38	0	-34
LMM (2)	-3	-39	-66	-1	-19	-33
LMM (3)	+7	-28	-100	+3	-14	-50

<sup>1</sup> Een + betekent een hoger concentratie in de vijfde meter of over het hele diepte traject dan in de eerste meter en – betekent een lagere concentratie.

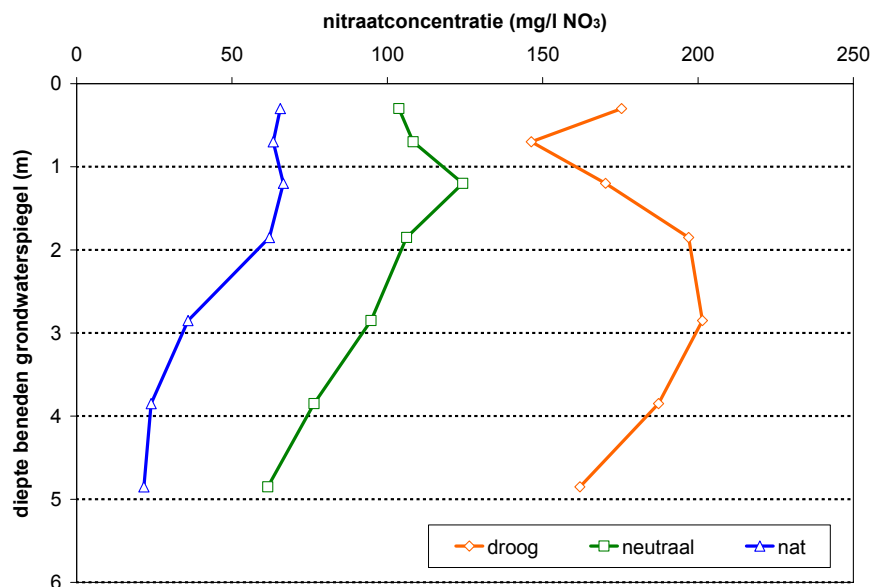
<sup>2</sup> De drie drainageklassen zijn gebaseerd op een combinatie van grondwatertrapklassen (zie §1.1.3): nat = Gt I tot en met IV; neutraal = Gt V, V\*, en VI; droog = Gt VII en VIII.

<sup>3</sup> LMG: 25 multifilterputten naast landbouwpercelen (hoofdstuk 2), LMM: meetlocaties in landbouwpercelen op LMM-landbouwbedrijven (hoofdstuk 3); (2) = ronde 2 met resultaten voor 10 locaties en (3) = ronde 3 met resultaten voor 13 locaties.

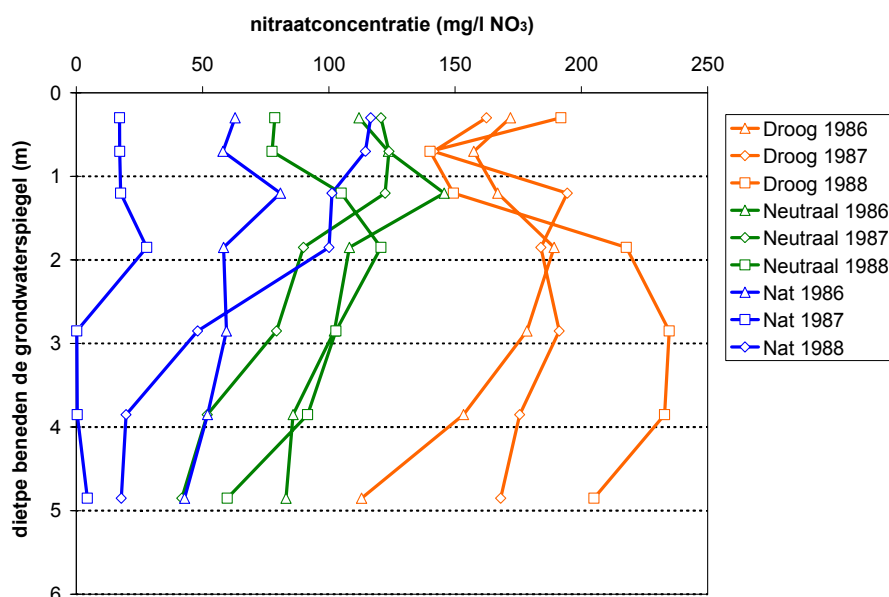
Eind jaren tachtig van de vorige eeuw is op tien melkveebedrijven in de zandgebieden intensief onderzoek gedaan naar de variatie in ruimte en tijd van de nitraatconcentratie (Boumans, 1990; Boumans et al., 1989), zie Bijlage 11.2. Uit een heranalyse van de gegevens van circa 85 putten blijkt dat de nitraatconcentratie gemiddeld genomen in de vijfde meter tussen de 15% en 43% lager is dan in de eerste meter in de periode 1986-1988. De nitraatconcentratie gemiddeld in de bovenste vijf meter (metingen op zeven diepteniveaus) varieert tussen jaren van gemiddeld 2% hoger tot 5% lager dan gemiddeld in de bovenste meter<sup>8</sup>. Uit dit onderzoek blijkt eveneens dat er een groot verschil is tussen gronden met drainageklasse nat en droog, waarbij de gronden met een drainageklasse neutraal een tussenpositie innemen, zie Figuur 7.1.

Bij de droge gronden is de nitraatconcentratie in de onderste meter 1% hoger dan in de bovenste meter. Hierbij zijn er ook nog verschillen tussen jaren, was in 1986 de nitraatconcentratie onderin nog 2% lager, in 1987 was deze 14% hoger en in 1987 zelfs 18% hoger, zie Figuur 7.2. Bij de neutrale gronden is de afname gemiddeld 42% (afname van 23% tot 66%) en bij de natte gronden 66% (afname van 29 en 85%). Ook hier zijn er dus grote verschillen tussen jaren. Het onderzoek toont aan de ook binnen een drainageklasse grote verschillen in verloop met de diepte kunnen voorkomen en dat in een put het verloop met de diepte tussen jaren anders kan zijn, zie Boumans (1990) voor details.

<sup>8</sup> De nitraatconcentratie in de bovenste meter is berekend door middelen van de concentraties van de eerste twee filters (20 cm lengte), de concentratie van de vijfde meter is gelijk gesteld aan de concentratie van het onderste filter (50 cm lengte), de concentratie van de bovenste vijf meter is berekend door middelen van de metingen voor alle filters.



Figuur 7.1: Verloop van de gemiddelde nitraatconcentratie met de diepte in de bovenste vijf meter van het grondwater onder melkveebedrijven in de zandgebieden, gemiddeld voor de periode 1986-1988, voor drie drainageklassen: nat (Gt I t/m IV), neutraal (Gt V, V\* en VI) en droog (Gt VII en VIII).



Figuur 7.2: Verloop van de gemiddelde nitraatconcentratie met de diepte in de bovenste vijf meter van het grondwater onder melkveebedrijven in de zandgebieden, voor de jaren 1986 tot en met 1988, voor drie drainageklassen: nat (Gt I t/m IV), neutraal (Gt V, V\* en VI) en droog (Gt VII en VIII).

Op De Marke (1990, melkveebedrijf) en Wedde (1992, akkerbouwbedrijf) is behalve de bovenste meter van het grondwater ook eenmalig het grondwater op een diepte van 1,5 tot 2,5 meter onder de grondwaterspiegel bemonsterd. Hierbij werd een afname van de nitraatconcentratie gemeten van gemiddeld 48% bij Wedde en 4% bij De Marke, zie Tabel 7.2. Het melkveebedrijf dat in het Oostelijk zandgebied ligt heeft neutrale en droge

gronden. Het akkerbouwbedrijf ligt in het Noordelijk zandgebied, de drainageklasse en de precieze aard van de gronden (zandgrond of dalgrond) zijn onbekend.

*Tabel 7.2: De nitraatconcentratie in de eerste en derde meter van het grondwater en de afname met de diepte op twee landbouwbedrijven in de zandgebieden. Tussen haakjes de standaard fout.*

Bedrijf	Meetjaar	Aantal locaties	0-1 m –gws	1,5-2,5 m –gws	% afname
Wedde (akkerbouw)	1991	92	23 (2,1)	12 (1,2)	48
De Marke (melkvee)	1990	130	194 (15)	186 (15)	4

Onderzoek van TNO op De Marke in 2001 laat zien dat op dat bedrijf het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte in de bovenste vijf meter van het grondwater overeenkomt met de verandering van de nitraatconcentratie in de bovenste meter in de tijd (zie referenties in Broers et al., 2004, blz. 29). Dat wil zeggen dat er geen aanwijzingen zijn dat er denitrificatie plaatsvindt in de eerste vijf meter van het grondwater. Pas beneden de vijf meter onder de grondwaterspiegel is de nitraatconcentratie lager dan verwacht mocht worden op basis van historische gegevens over de eerste meter van het grondwater. Deze afname wordt toegeschreven aan denitrificatie, omdat de ondergrond voldoende denitrificatiecapaciteit bezit en modelberekeningen laten zien dat pas op grotere diepte het grondwater van elders afkomstig is.

Ander onderzoek van TNO in intensieve veehouderijgebieden in Noord-Brabant (zie referentie in Broers et al., 2004, blz. 34) geeft een aanwijzing dat de nitraatconcentratie wel afneemt met de diepte, maar pas beneden de eerste vijf meter van het grondwater. Voor een deel is dit een leeftijdseffect, maar de afname wordt grotendeels toegeschreven aan denitrificatie door pytriet.

Boumans en Van Duijvenbooden (1985) rapporteerden dat in het ondiepe grondwater onder zandgronden in diverse gevallen op 6-8 meter beneden maaiveld een duidelijk verontreinigingsfront werd aangetroffen, terwijl in het bovenste filter van de nabijgelegen LMG-putten (8-10 m -mv) deze nog niet werdesignaleerd. Ook dit onderzoek laat zien dat in de bovenste vijf meter de nitraatconcentratie niet of nauwelijks afneemt.

## Conclusie

Voor de nitraatuitspoelingsgevoelige (“droge”) gronden wijzen alle gegevens er op dat de nitraatconcentratie gemiddeld niet afneemt binnen de eerste vijf meter van het grondwater. In een aantal putten is een toename van de nitraatconcentratie met de diepte gemeten. Voor de overige gronden is tussen één en vijf meter onder de grondwaterspiegel wel een afname van de nitraatconcentratie aangetoond. Voor de neutrale (matig natte en matig droge) gronden bedraagt de afname 15 tot 40% en voor de natte gronden 30 tot 100%.

Dit betekent dat verlaging van de toetsdiepte voor de uitspoelingsgevoelige gronden geen effect heeft op de nitraatconcentratie. Indien de toetsdiepte voor de overige gronden werd verlaagd dan zou de nitraatdoelstelling van 50 mg l<sup>-1</sup> met minder strenge gebruiksnormen kunnen worden gehaald. Verlaging van de toetsdiepte voor deze gronden kan echter alleen worden verantwoord indien deze afname te relateren is aan denitrificatie en de denitrificatie niet leidt tot een ander milieuprobleem, bijvoorbeeld door toename van andere ongewenste stoffen (zie deelvragen 3 en 4).

## 7.2 Oorzaken van een afname van de nitraatconcentratie

### Deelvraag

De tweede deelvraag is: “Indien er een afname is van de nitraatconcentratie met de diepte, is dit dan toe te schrijven aan denitrificatie of zijn er andere oorzaken voor deze afname?”

Indien er andere oorzaken zijn dan denitrificatie, dan kan het probleem elders optreden of is de afname van de nitraatconcentratie met de diepte veroorzaakt door bijvoorbeeld de variatie in de tijd van de stikstofbelasting of de neerslag. In dat laatste geval is de afname met de diepte tijdelijk. Overigens kan het vermogen van de bodem om nitraat te denitrificeren ook eindig zijn vanwege het opraken van de benodigde energiebronnen (organische stof of pyriet).

### Resultaten en discussie

De bij dit onderzoek gemeten afname van de nitraatconcentratie met de diepte is toe te schrijven aan een combinatie van factoren, zoals deels al beschreven door Broers et al. (2004):

1. De leeftijd van het grondwater neemt meestal toe met de diepte; grondwater op meer dan 10 meter diepte is in infiltratie gebieden gemiddeld 10-15 jaar geleden geïnfilteerd; op vijf meter diepte zal dit gemiddeld tussen de 5 en 10 jaar zijn. De uitspoeling van meststoffen nam tussen 1950 en 1987 toe; dieper en ouder grondwater heeft daardoor dikwijls nog een lagere nitraatconcentratie. Tussen 1987 en 1990 en na 1995 is het gebruik van stikstofmeststoffen en daarmee de uitspoeling geleidelijk afgenomen; voor de bovenste vijf meter kunnen nitraatconcentraties daarom hoger zijn op vijf meter onder de grondwaterspiegel dan in de eerste meter.
2. Er treedt vanaf een zekere diepte in de verzadigde zone denitrificatie op door de aanwezigheid van organisch materiaal, sulfiden en/of reactief ijzer.
3. In de ondergrond kunnen tussen de eerste en vijfde meter in het grondwater ondoorlatende lagen voorkomen (klei- en leemlagen), of op vijf meter diepte komt juist een zeer goed doorlatende laag voor (grindige en grofzandige afzettingen). Hierdoor kan het water op vijf meter diepte een andere oorsprong hebben dan in de eerste meter. Omdat er in dit onderzoek naar landbouwlocaties wordt gekeken, kan het water op vijf meter diepte of van andere landbouwlocaties afkomstig zijn of van ander grondgebruik (bijvoorbeeld natuur). Als het van andere landbouwlocaties afkomstig is zal de nitraatconcentratie de ene keer hoger en de andere keer lager zijn dan als het water werkelijk van de onderzochte locatie afkomstig zou zijn geweest. Indien het water echter afkomstig is van een locatie met een ander grondgebruik, dan zal de nitraatconcentratie bijna altijd lager zijn. De nitraatconcentraties in het bovenste grondwater zijn gemiddeld namelijk lager bij andere grondgebruiksvormen. Hierdoor zal in geval van een storende laag gemiddeld genomen de nitraatconcentratie op vijf meter diepte lager zijn dan in de eerste meter.

Voor de droge gronden lijkt er eerder een toename dan een afname van de nitraatconcentratie met de diepte te zijn. Dit kan samenhangen met punt 1 hierboven genoemd, maar wordt mogelijk voor een deel ook veroorzaakt door technische beperkingen (zie §7.5). De afname in de nitraatconcentratie met de diepte voor de andere zandgronden zal meestal een combinatie zijn van denitrificatie, de aanwezigheid van storende lagen en de relatief hogere ouderdom van het grondwater op vijf meter diepte dan bij de droge gronden. Door de kunstmatige ontwatering van landbouwgronden in deze gebieden via sloten en drainagebuizen zal maar een deel van het neerslagoverschot naar grotere diepte infiltreren. Jaarlijks zal dan de neerwaartse waterbeweging veel minder dan een meter zijn, waardoor het

langer duurt voordat het grondwater op vijf meter diepte is. De kunstmatige ontwatering betekent ook een hogere uitspoeling naar het oppervlaktewater toe. Hierdoor kunnen de nitraatconcentraties in oppervlaktewater te hoog worden (zie § 7.4).

In het onderzoek uitgevoerd op de vier LMM-melkveebedrijven in 2005 is gekeken naar bodemeigenschappen die denitrificatie mogelijk maken. Hiervoor zijn monsters genomen van de bodemlagen waarin de bovenste vijf meter van het grondwater zich beweegt. Tevens is nagegaan in welke mate de microbiële populatie van deze lagen in staat was nitraat te denitrificeren. Met de resultaten van deze onderzoeken, zoals gerapporteerd in hoofdstuk 5 en hoofdstuk 6, kan de deelvraag niet worden beantwoord. Op de locaties met drainageklasse nat (2) en de locaties met dalgrond (4) zijn de nitraatconcentraties in de eerste meter al laag. Voor de andere locaties (8), waarvoor metingen beschikbaar zijn voor de eerste en de vijfde meter, is het beeld divers. Geconcludeerd kan worden dat de onderzochte bodems in zijn algemeenheid weinig pyriet en organische stof in de ondergrond bevatten. Wel komen in drie van de acht bodemprofielen organisch-stofrijke veen- of detrituslaagjes voor, die echter niet altijd een lagere nitraatconcentratie in de vijfde meter tot gevolg hebben. In deze lagen kon meestal wel een significante potentiële denitrificatie worden gemeten. Dit geeft aan dat deze lagen organisch stof bevatten die door denitrificerende bacteriën als energiebron kunnen worden gebruikt. Onderzoek naar het aandeel afbreekbaar organisch materiaal leverde echter geen uitsluit op. Tot slot komen op sommige locaties sideriet of glauconiet voor, die als energiebron voor denitrificatie kunnen optreden. Deze lijken echter voor deze locaties geen invloed te hebben op de nitraatconcentratie.

Ook op basis van de potentiële denitrificatie kon niet worden aangetoond dat denitrificatie in de ondergrond leidt tot een verlaging van de nitraatconcentratie. Enerzijds omdat in de meeste bodemlagen geen of slechts een geringe potentiële denitrificatie kon worden aangetoond en anderzijds omdat de nitraatconcentratie grote fluctuaties met de diepte te zien geeft.

In bijna alle profielen komen (dunne) klei- en/of leemlagen voor die in principe tot gevolg zouden kunnen hebben dat de lagere nitraatconcentratie wordt veroorzaakt door een andere herkomst van het water op vijf meter onder de grondwaterspiegel dan in de eerste meter. Het uniforme verloop van de chlorideconcentraties met de diepte lijkt echter geen aanleiding te geven voor een dergelijke conclusie. De toename van de sulfaat- en nikkelconcentratie met de diepte in de profielen met drainageklasse neutraal en die van de hardheid in een profiel met drainageklasse droog zijn aanwijzingen dat denitrificatie wel een rol zou kunnen spelen, maar tegenstrijdig met de bevinding dat de profielen nauwelijks pyriet bevatten en een lage potentiële denitrificatie hebben.

Indien er andere oorzaken zijn dan denitrificatie, dan kan het probleem elders optreden of is de afname van de nitraatconcentratie met de diepte veroorzaakt door bijvoorbeeld de variatie in de tijd van de stikstofbelasting of de neerslag. In dat laatste geval is de afname met de diepte tijdelijk. Overigens kan het vermogen van de bodem om nitraat te denitrificeren ook eindig zijn, omdat de voorraden organische stof en/of pyriet kunnen worden uitgeput.

Een storende laag kan betekenen dat er een verschil in herkomst is van het grondwater tussen het bovenste en diepere grondwater, bijvoorbeeld de bovenste meter is uitgespoeld uit een landbouwperceel en de vijfde meter is oud kwelwater dat voor 1950 met een lage nitraatconcentratie is geïnfilterd. In dat geval kan niets gezegd worden over het effect van de landbouwbedrijfsvoering op de nitraatconcentratie op vijf meter diepte.



## Conclusies

De gronden met een drainageklasse nat en neutraal hebben een lagere nitraatconcentratie op vijf meter beneden de grondwaterspiegel dan in de eerste meter van het grondwater. Deze afname wordt waarschijnlijk deels veroorzaakt door denitrificatie. Daarnaast kunnen andere factoren een rol spelen, zoals hydrologie (storende lagen), regionale kwel van grondwater uit de diepere ondergrond en afvoer van (een deel van) het neerslagoverschot naar het oppervlaktewater. De verandering in de stikstofbelasting, met name in de periode na midden jaren negentig van de vorige eeuw, compliceert de interpretatie van de gemeten nitraatconcentraties met de diepte.

## 7.3 Gevolgen van denitrificatie

### Deelvraag

De derde deelvraag is: “In welke mate leidt een afname van de nitraatconcentraties met de diepte door denitrificatie tot een probleemverschuiving door een toename van de concentraties van bijvoorbeeld sulfaat en zware metalen of een toename van de hardheid van het grondwater?”<sup>9</sup>

Het verlagen van de toetsdiepte, en daarmee een minder vergaande aanscherping van de gebruiksnormen, betekent dat de aanvoer van nitraat naar het grondwater beneden de eerste meter hoger zal zijn. Dit kan in bepaalde bodems leiden tot een hogere denitrificatie en een toename van de concentraties van andere stoffen.

### Resultaten en discussie

In het grondwater op de vier LMM-melkveebedrijven is er maar een beperkt aantal locaties waarbij sprake is van een afname van de nitraatconcentratie. Zoals in de vorige paragraaf besproken, heeft het bodemchemische en bodembiologische onderzoek naar de capaciteit van de bodem om nitraat te denitrificeren geen duidelijk antwoord gegeven op de vraag of denitrificatie wel of niet optreedt. Er is dus geen hard bewijs dat de geconstateerde afname veroorzaakt wordt door denitrificatie. Er zijn slechts indirecte aanwijzingen dat denitrificatie mogelijk een rol speelt, zoals de verhoging van de sulfaatconcentratie, de hardheid en de nikkelconcentratie. Daarmee wordt dan wel impliciet verondersteld dat er sprake is van een afwenteling van het probleem.

Omdat het veldonderzoek geen uitsluitsel kon geven, zijn ook de gegevens van de bovenste meter van het grondwater (LMM) en ondiepe grondwater op 10 meter beneden maaiveld (LMG) met elkaar vergeleken. Uit de vergelijking blijkt duidelijk dat de nitraatconcentraties lager zijn op 6,5-8,5 m beneden de grondwaterspiegel dan in de eerste meter van het grondwater. Er konden geen verschillen tussen drainageklassen worden aangetoond, zie Bijlage 3. De vraag is of deze lagere nitraatconcentraties in het ondiepe grondwater hebben geleid tot hogere concentraties van andere stoffen. De gegevens laten geen toename met de diepte zien van hardheid, sulfaat en zware metalen, zie Bijlage 10. Reijnders et al. (2004) hebben onderzocht of er in het ondiepe en middeldiepe grondwater veranderingen in de concentraties van een groot aantal stoffen optreden in de tijd. Voor stoffen als sulfaat en zware metalen (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb en Zn) werd in de zandgebieden geen toe- of afname

<sup>9</sup> De chemische reacties die bij de denitrificatie in de ondergrond optreden, kunnen leiden tot het oplossen van bodemmineralen, waardoor de concentraties van sulfaat, zware metalen, calcium en magnesium kunnen toenemen. De normen voor deze stoffen in drinkwater kunnen hierdoor worden overschreden.

in de tijd waargenomen (periode 1984-2000), net zo min als voor nitraat (alleen veranderingen >10% konden worden vastgesteld).

Dit wil niet zeggen dat er geen sprake is van een probleemverschuiving, maar duidelijk is dat met de gegevens uit de landelijke meetnetten het optreden hiervan niet kan worden aangetoond. Regionaal en lokaal uitgevoerd onderzoek heeft wel dergelijke effecten aangetoond (zie bijvoorbeeld Van Beek et al., 2002; Broers et al., 2004)

Er zijn overigens andere processen waardoor de concentraties van de genoemde afwentelingsstoffen toenemen. Door de landbouw worden Ca, Mg, K, Na en SO<sub>4</sub> aan het grondwater toegevoegd en door planten wordt ook CO<sub>2</sub> aan het grondwater toegevoegd. Door mineralisatie van organische stof in de ondergrond ontstaat ook CO<sub>2</sub> waardoor mineralen kunnen oplossen (zie ook §1.1.4). Deze kationen Ca, Mg, K en Na kunnen tevens elkaar en zware metalen van het adsorptiecomplex verdringen waardoor deze in het grondwater komen. Door verlaging van de grondwaterspiegel in historisch natte gebieden (verdroging) kunnen pyrietachtige verbindingen met zuurstof oxideren en door atmosferische depositie worden ook SO<sub>4</sub> en NO<sub>3</sub> aan het grondwater toegevoegd. Vooral de depositie van SO<sub>4</sub> is in het verleden hoger geweest. Het is moeilijk om onderscheid te maken tussen denitrificatie enerzijds en de andere oorzaken van verhoogde concentraties anderzijds (Reijnders et al., 2004; Van Beek et al., 2002; Broers et al., 2004 ). Alleen door detailonderzoek op een locatie, zoals in het verleden uitgevoerd door TNO en het Rijks Instituut voor Drinkwatervoorziening (RID), kan afwenteling worden aangetoond.

In deze studie is niet gekeken naar de effecten van een andere toetsdiepte op de emissie van N<sub>2</sub>O. Indien het verlagen van de toetsdiepte leidt tot hogere gebruiksnormen dan zal ook meer lachgas worden geëmitteerd.

## **Conclusies**

Het kwantificeren van de grootte van het probleem van de toename van andere stoffen (probleemverschuiving) als gevolg van denitrificatie bleek niet mogelijk. De heterogeniteit van de ondergrond in de Nederlandse zandgebieden is zodanig dat op korte afstand (binnen een landbouwbedrijf) grote verschillen kunnen voorkomen in het al dan niet optreden van denitrificatie en het type effect dat denitrificatie heeft op de waterkwaliteit.

Het verlagen van de toetsdiepte, en daarmee een minder vergaande aanscherping van de gebruiksnormen, betekent dat de aanvoer van nitraat naar het grondwater beneden de eerste meter hoger zal zijn. Dit kan in bepaalde bodems leiden tot een hogere denitrificatie en een toename van de concentraties van andere stoffen. Verscheidene detailonderzoeken hebben een dergelijke probleemverschuiving wel aangetoond. Er zijn echter onvoldoende gegevens beschikbaar om de omvang van de probleemverschuiving in de bovenste vijf meter van het grondwater in de zandgebieden te kwantificeren.

## 7.4 Consequenties voor het oppervlaktewater

### Deelvraag

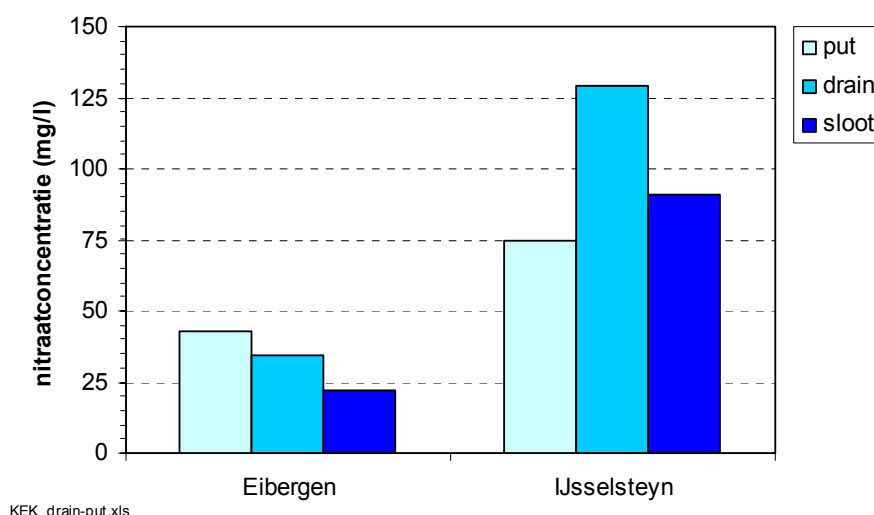
De vierde deelvraag is: “In welke mate is er in de zandgebieden, net als in de klei- en veengebieden, het gevaar dat een verlaging van de toetsdiepte (met als gevolg een minder vergaande aanscherping van de gebruiksnormen) leidt tot het onvoldoende terugdringen van de stikstofbelasting van het oppervlaktewater?”

Natte gronden, en ook een deel van de neutrale gronden, zijn van origine minder geschikt voor de landbouw. Om beter gebruik te kunnen maken van deze gronden zijn ze meestal ontwaterd door het graven van sloten al dan niet in combinatie met het aanbrengen van drainagebuizen in de ondergrond. Een deel van het neerslagoverschot wordt afgevoerd via de drains en sloten, en daarmee de uit de bouwvoor uitgespoelde stikstof.

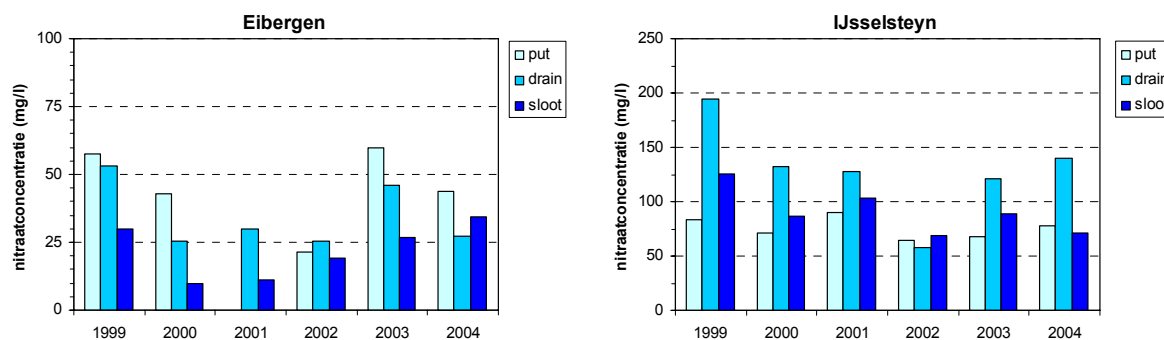
### Resultaten en discussie

Voor de beantwoording van de deelvraag moeten we ons baseren op de resultaten van eerder uitgevoerd onderzoek. Er zijn vier studies beschikbaar waarbij de nitraatconcentratie is bepaald in zowel de bovenste meter van het grondwater bemonsterd via tijdelijke boorgaten (putwater) als via het opvangen van drainwater. In twee studies zijn ook nitraatconcentraties in slootwater gemeten.

Een van deze twee laatste studies betreft onderzoek op twee bedrijven die deelnemen aan het project Koeien en Kansen gelegen in de zandgebieden, zie Bijlage 11.4. De gemiddelde nitraatconcentratie in het putwater is op het ene bedrijf lager dan 50 mg l<sup>-1</sup> en het andere hoger, zie Figuur 7.3. De nitraatconcentratie in het drainwater is op het eerste bedrijf iets lager (20%), maar op het andere duidelijk hoger (75%) dan in het putwater. De concentraties in het slootwater zijn op beide bedrijven lager dan in het drainwater (30-35%). Hoewel er verschillen tussen de jaren zijn, geldt het geschetste beeld voor bijna alle jaren, zie Figuur 7.4.



*Figuur 7.3 Nitraat in bovenste meter van het grondwater bemonsterd via openboorgaten (put) en door het opvangen van drainwater (drain) en in het slootwater (sloot) op twee bedrijven deelnemende aan het project Koeien en Kansen. Gemiddelde nitraatconcentraties voor de periode 1999-2004.*



*Figuur 7.4 Nitraat in bovenste meter van het grondwater bemonsterd via openboorgaten (put) en door het opvangen van drainwater (drain) en in het slootwater (sloot) per in per periode 1999-2004 voor het bedrijf te Eibergen (links) en te IJsselsteyn (rechts).*

*Let op de verschillen in de assen voor nitraat in de linker en rechter figuur.*

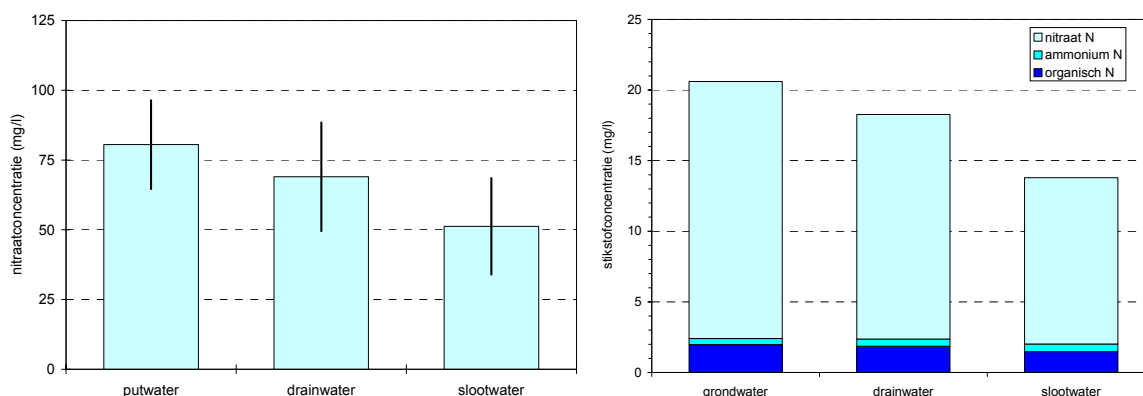
De hogere concentratie in het drainwater dan in het putwater kan samenhangen met het verschil in bemonsteringsperiode tussen beide watertypen. Het putwater is bemonsterd in de zomer en het drain- en slootwater in de winter. Uit onderzoek in de kleigebieden is gebleken dat nitraatconcentraties in het grondwater in de zomer lager zijn dan in de winter (Fraters et al., 2001; Nillesen, 2002). Dit wordt mogelijk veroorzaakt doordat in de zomer de nitraatconcentratie in het grondwater afneemt door denitrificatie en in de winter deze weer toeneemt door grondwateraanvulling met jong nitraatrijk water.

Beide hiervoor genoemde bedrijven hebben overwegend gronden met drainageklasse neutraal (Gt V en VI), zie Tabel 7.3. Ook voor dergelijke bedrijven speelt de af- en uitspoeling naar oppervlaktewater een belangrijke rol.

*Tabel 7.3 Drainageklassenverdeling (%) op de twee landbouwbedrijven deelnemende aan het project Koeien en Kansen*

	droog	neutraal	nat
Eibergen	0	87	13
IJsselsteyn	0	100	0

Op een groep van 25 landbouwbedrijven wordt sinds de winter 2004-2005 putwater, drainwater en slootwater bemonsterd, zie Bijlage 11.4. Van de eerste bemonstering zijn nu de voorlopige gegevens beschikbaar, zie Figuur 7.5. De nitraatconcentratie in het drainwater is 13% lager dan in het putwater, maar dit verschil is niet significant (het 95% betrouwbaarheidsinterval ligt tussen -7% tot 32%). De nitraatconcentraties in het slootwater zijn 35% lager dan in het putwater (14-57%). De bedrijven hebben gemiddelde 14% gronden met drainageklasse droog, 54% neutraal en 32% nat. De putwaterbemonstering is uitgevoerd op alle percelen, dus ook die percelen die niet gedraineerd zijn.



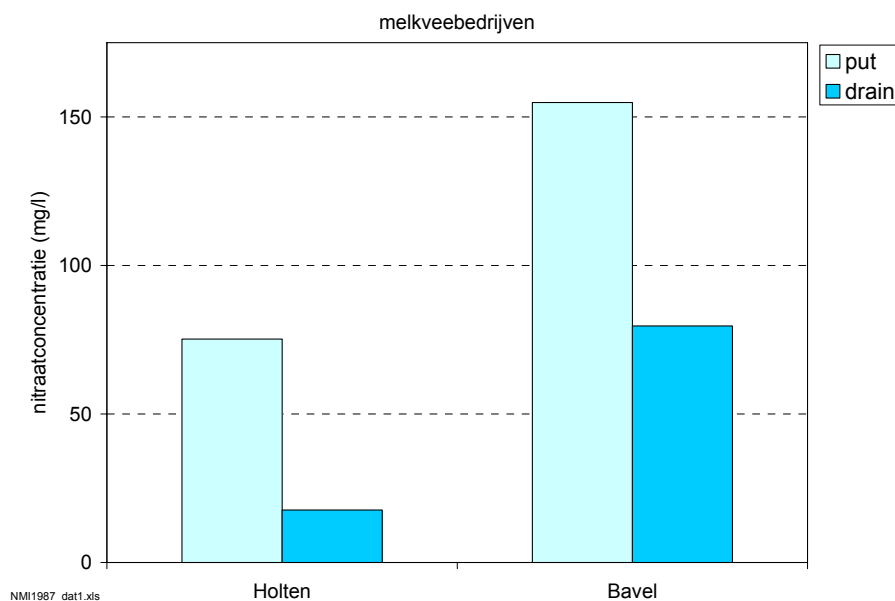
*Figuur 7.5 Gemiddelde nitraatconcentratie (links) en stikstofconcentratie (rechts) in put-, drain- en slootwater op 24 landbouwbedrijven in de zandgebieden in winter 2004-2005. De verticale lijn in de kolommen in de linker figuur geeft het 95%-betrouwbaarheidsinterval van de gemiddelde nitraatconcentratie.*

Acht van de bedrijven zijn ook in de voorafgaande zomer van 2004 bemonsterd. De nitraatconcentratie in het putwater was in de winter gemiddeld 34% hoger dan in de voorafgaande zomer. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de stijgende nitraatconcentraties sinds 2003 als gevolg van een drogere periode<sup>10</sup>. De gemiddelde nitraatconcentraties op landbouwbedrijven in de zandgebieden in de zomer stegen van 52 mg l<sup>-1</sup> in 2003 naar 74 mg l<sup>-1</sup> in 2004 tot 79 mg l<sup>-1</sup> in 2005.

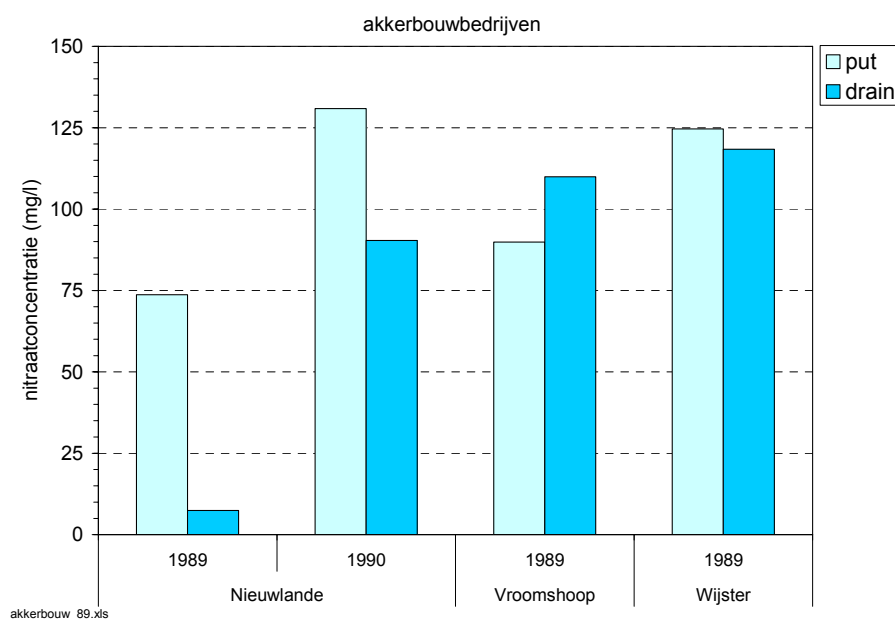
Een studie uit 1987 op twee melkveebedrijven geeft een iets afwijkend beeld, zie Figuur 7.6 (betreft niet gepubliceerde gegevens uit het onderzoek van Boumans et al., 1989). De nitraatconcentraties op deze bedrijven zijn duidelijk lager in het drainwater dan in het putwater. De bedrijven hebben iets meer gronden met de drainageklasse nat (27-47%, de overige gronden behoren tot de klasse neutraal), en de bemonstering van het put- en drainwater vonden beide plaats gedurende de winterperiode met ongeveer een maand tussen beide bemonsteringen. De cijfers zijn minder betrouwbaar dan de recente cijfers omdat het een eenmalige meting betreft per bedrijf. Het aantal drainwatermonsters te Bavel was beperkt (Holten: 89 put en 34 drain, Bavel: 61 put en 4 drain).

In 1989 is een vergelijkbaar onderzoek uitgevoerd op drie akkerbouwbedrijven (ongepubliceerde gegevens RIVM). Het bedrijf te Nieuwlande is nogmaals in 1990 bemonsterd. Het betreft één bemonsteringsronde per jaar. De precieze bemonsteringsdata zijn onbekend. De aantallen monsters staan in Tabel 7.4. De nitraatconcentratie in het drainwater lijkt in de meeste gevallen niet zoveel te verschillen van die in het putwater (30% lager tot 20% hoger), met uitzondering van de bemonsteringsronde in 1989 op het bedrijf Nieuwlande, toen de nitraatconcentratie in het drainwater maar 10% was van die in het putwater, zie Figuur 7.7.

<sup>10</sup> In jaren met een lager neerslagoverschot spoelt wel ongeveer dezelfde hoeveelheid nitraat uit (in kilogrammen). De concentraties is daarom hoger.



*Figuur 7.6 Nitraat in bovenste meter van het grondwater bemonsterd via openboorgaten (put) en door het opvangen van drainwater (drain) op twee melkveebedrijven in 1987.*



*Figuur 7.7 Nitraat in bovenste meter van het grondwater bemonsterd via openboorgaten (put) en door het opvangen van drainwater (drain) op drie akkerbouwbedrijven in 1989 en 1990.*

*Tabel 7.4 Aantallen monsters per ronde voor putwater en drainwater voor de drie akkerbouwbedrijven uit Figuur 6.8*

	Nieuwlande		Vroomshoop	Wijster
	1989	1990		
putwater	44	88	39	21
drainwater	49	37	54	112

Samenvattend, de nitraatconcentraties in het drainwater op landbouwbedrijven in de gedraineerde delen van de zandgebieden is gemiddeld genomen circa 15% lager dan de concentraties gemeten in de bovenste meter van het grondwater in de winter via open boorgaten. Ten opzichte van de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater in de zomer, zouden de concentraties in het drainwater (winter) hoger kunnen zijn. Uit bovenstaande voorbeelden blijkt dat ook gronden met drainageklasse neutraal gedraineerd kunnen zijn, en de “gedraineerde gebieden” zich niet alleen beperken tot de natte gronden.

Uit het onderzoek blijkt dat bij een nitraatconcentratie van  $50 \text{ mg l}^{-1}$  in de bovenste meter van het grondwater (dit is gelijk aan  $11,3 \text{ mg}$  nitraatstikstof per liter), de stikstofnorm voor het oppervlaktewater in het algemeen zal worden overschreden in *de sloten* gelegen in deze gedraineerde gebieden. De stikstofnorm (Maximaal Toelaatbaar Risico) voor oppervlaktewater ter beperking van eutrofiëringverschijnselen bedraagt  $2,2 \text{ mg}$  stikstof per liter. Op landbouwbedrijven in de zandgebieden is de nitraatconcentratie in de sloten gemiddeld 35% lager dan in de bovenste meter van het grondwater (putwater), zie Figuur 7.5. Bij een nitraatconcentratie van  $50 \text{ mg l}^{-1}$  in het bovenste grondwater, zou de nitraatstikstofconcentratie in het slootwater  $7,3 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$  zijn. Dit is ruim drie keer zo veel als de oppervlaktewaternorm. Naast nitraatstikstof komt er ook nog ammoniumstikstof en organisch stikstof in de sloot terecht, zie Figuur 7.5 (rechts).

Bij de onderbouwing van de derogatie is voor de kleigebieden als uitgangspunt genomen dat de totale stikstofconcentratie in *het drainwater* de  $11,3 \text{ mg l}^{-1}$  niet mocht overschrijden. Gemiddeld is de nitraatconcentratie in het drainwater in de zandgebieden ongeveer 15% lager dan die in het bovenste grondwater, zie Figuur 7.5 (links). Bij een concentratie van  $11,3 \text{ mg l}^{-1}$  nitraatstikstof (N) in het grondwater spoelt er  $9,6 \text{ mg l}^{-1}$  nitraatstikstof uit de drains. Naast nitraat bevat het drainwater gemiddelde  $2\text{--}3 \text{ mg l}^{-1}$  ammonium- en organisch stikstof (N), zie Figuur 7.5 (rechts). Dit betekent een totale stikstofconcentratie in het drainwater van iets meer dan  $11,3 \text{ mg l}^{-1}$ .

### Conclusies

Verlaging van de toetsdiepte in de gedraineerde delen van de zandgebieden betekent dat in de bovenste meter van het grondwater nitraatconcentraties hoger dan  $50 \text{ mg l}^{-1}$  zijn toegestaan. Hierdoor wordt indirect een hogere stikstofbelasting van het oppervlaktewater toegestaan dan bij een toetsing in de bovenste meter. Dit zou leiden tot een stikstofconcentratie in het drainwater hoger dan  $11,3 \text{ mg l}^{-1}$  (doelstelling onderbouwing derogatie) en een overschrijding van de stikstofnorm voor oppervlaktewater van  $2,2 \text{ mg l}^{-1}$  met meer dan een factor drie tot vier.

## 7.5 Meten van nitraat op vijf meter diepte

### Deelvraag

De vijfde deelvraag is: “Is het mogelijk, al dan niet op eenvoudige wijze, de nitraatconcentratie op vijf meter diepte in de verzadigde zone te meten, of is de gemiddelde nitraatconcentratie van de bovenste vijf meter te bepalen?”

Als de toetsdiepte wordt verlaagd, zullen ook meetgegevens over nitraat beschikbaar moeten komen om een toetsing uit te kunnen voeren.

## Resultaten en discussie

De bemonstering van het grondwater op vijf meter onder de grondwaterspiegel blijkt niet op eenvoudige handmatig wijze uit te voeren, zoals dit gebeurt in het LMM. Machinaal is het wel mogelijk en dit kan zowel op basis van tijdelijke boorgaten als door het plaatsen van permanente putten.

Het gebruik van tijdelijke boorgaten voor de bemonstering van het grondwater op grotere diepte is alleen zinvol als het een éénmalige meting betreft. De resultaten van de veldstudie op de LMM-bedrijven duiden echter wel op een mogelijke beïnvloeding van machinaal geplaatste filters op de gemeten waterkwaliteit. Bij herhaling van de bemonstering is het kosten effectiever om permanente putten te plaatsen. Het voordeel is dat deze in de loop van de tijd eerst enige malen doorgespoeld kunnen worden om de invloed van de plaatsing op de waterkwaliteit te kunnen neutraliseren. Het nadeel van permanente putten is dat deze beschadigd kunnen raken, de werkzaamheden van de landgebruiker zouden kunnen hinderen of de landgebruiker kunnen beïnvloeden in zijn gedrag. Een voorbeeld van dit laatste is het aanpassen door de grondgebruiker van de werkzaamheden ter plaatse van de put, waardoor het water in de bovenste filters van deze put geen representatief beeld geeft van de effecten van de gangbare bedrijfsvoering op de waterkwaliteit. Bij permanente putten is het niet eenvoudig de grondwaterspiegel als referentieniveau aan te houden doordat de grondwaterstand niet alleen binnen een jaar fluctueert maar ook tussen jaren. In het onderzoek is er daarom voor gekozen de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) aan te houden als referentieniveau. Tot slot betekent het plaatsen van een permanente put in een perceel dat voor meerdere jaren de medewerking van de gebruiker/eigenaar nodig is.

Bij de keuze van permanente putten zijn er twee opties. Ten eerste kan de put naast het perceel worden geplaatst, rekening houdend met de stromingsrichting van het grondwater. Ten tweede kan de put in het perceel worden geplaatst. In dat geval zal de put ondergronds moeten worden afgewerkt om te voorkomen dat hinder voor de grondgebruiker optreedt. Het plaatsen van de put buiten het perceel heeft vanuit uitvoeringsoogpunt grote voordelen. Als alleen op grotere diepte (vijf meter of meer onder de grondwaterspiegel) hoeft te worden bemonsterd, zullen de mogelijke storende effecten op de relatie tussen de eerste en vijfde meter niet groter zijn dan bij de in het perceel geplaatste putten. De eerste meter zou dan via tijdelijke (handmatige) boorgaten in het perceel bemonsterd kunnen worden. Als zowel de eerste en vijfde meter, en eventueel tussenliggende lagen, met dezelfde put gaan worden bemonsterd, dan dienen de putten in het perceel te worden geplaatst. De vergelijking van de resultaten van de naast het perceel geplaatste putten (LMG-multifilterputten) met die van in het perceel geplaatste putten (putten op LMM-melkveebedrijven) geeft aanleiding tot het plaatsen van vraagtekens bij de resultaten van de LMG-putten. De gemeten concentraties in het water uit het bovenste filter in de naast het perceel geplaatste putten zijn mogelijk beïnvloed door water dat niet uit het perceel afkomstig is, en het is daarom mogelijk geen goede indicatie voor de kwaliteit van de bovenste meter van het grondwater in het perceel.

Bij het plaatsen van putten in het perceel kan er nog voor gekozen worden om de pompslangen ondergronds af te leiden naar de perceelsrand. Op dit moment is nog onvoldoende zicht op het functioneren van dit systeem op de lange termijn. Deze methode stelt mogelijk wel grenzen aan de plaatsing van de put, omdat de slangen niet te lang mogen worden om risico's op beschadiging en verstopping van de slangen te verkleinen. Het verdient aanbeveling om, voordat wordt overgegaan tot het gebruik van permanente putten met slangen naar de perceelrand, een bezoek te brengen aan de Deense collega's en een Deense grondwaterstation. De Denen hebben al enkele jaren ervaring met vergelijkbare methoden.



Uit het onderzoek is gebleken dat de nitraatconcentratie met de diepte een uiterst grillig patroon kan hebben. Hierdoor zegt een verschil in de nitraatconcentratie tussen de eerste en vijfde meter in een specifieke put weinig over de gemiddelde nitraatconcentratie over de vijf meter in die put, over veranderingen die in de tijd optreden in die put en zeker niet over de situatie op vergelijkbare locaties. Om dit te ondervangen dient op meerdere locaties gemeten te worden in een gebied met homogene combinatie van bodem en landgebruik waarover men uitspraken wil doen. Het verdient aanbeveling om meerdere filters te plaatsen in het dieptetraject waarover men uitspraken wil doen, om zo een indruk te krijgen van het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte.

Het plaatsen van meerdere filters verdient ook om een technische reden aanbeveling. Het onderzoek heeft uitgewezen dat bij de nu gebruikte methoden en filtermaterialen circa 30% van de filters niet te bemonsteren is (er kon geen grondwater worden opgepompt).

De in het onderzoek geteste bemonsteringsmethoden zijn geschikt om de nitraatconcentratie in de bovenste vijf meter te meten. Gedurende het onderzoek bleek echter dat er mogelijk behoefte bestaat aan aanvullende metingen. Dit betreft onder andere het meten van effecten van denitrificatie en het controleren van de herkomst van het water op vijf meter diepte. Een methode voor het vaststellen van denitrificatie is mogelijk het bepalen van de hoeveelheid opgelost stikstofgas in het grondwater (zie volgende paragraaf).

### **Conclusies**

Het is mogelijk om op routinematige wijze de nitraatconcentratie op meerdere diepteniveaus in de bovenste vijf meter diepte in de verzadigde zone te meten. De kosten voor dergelijk metingen zijn hoger dan voor de metingen in het bovenste grondwater.

Er dienen bij voorkeur permanente putten met meerdere filters in de percelen geplaatst te worden. Meerdere filters zijn nodig omdat met een deel van de filters geen grondwater te bemonsteren is. De oorzaak hiervan kan zijn dat het filter in een slecht doorlatende laag staat of dat het filter is dichtgeslibd door de aanwezigheid van fijn materiaal. De putten dienen in de percelen te worden geplaatst, omdat met putten die buiten het perceel geplaatst zijn het risico bestaat dat grondwater wordt bemonsterd dat deels van buiten het perceel afkomstig is. Ook al is bij de plaatsing van dergelijke putten rekening gehouden met de stromingsrichting van het grondwater. Handmatige methoden zijn ongeschikt. Met handmatig boren kan niet altijd de gewenste diepte onder de grondwaterspiegel worden bereikt.

## **7.6 Meten van denitrificatie en effecten**

### **Deelvraag**

De zesde deelvraag is: “Is het mogelijk, al dan niet op eenvoudige wijze, via metingen aan te tonen in welke mate denitrificatie optreedt, duurzaam is, en of deze al dan niet leidt tot probleemverschuiving?”

Het verlagen van de toetsdiepte is een optie in de situaties waarin nitraat in het grondwater door denitrificatie wordt afgebroken en waarbij geen schadelijke stoffen als sulfaat en zware metalen vrijkomen. Daarom is het belangrijk om via metingen aan te tonen dat een nitraatafname inderdaad wordt veroorzaakt door denitrificatie en dat er geen probleemverschuiving optreedt.

## Resultaten en discussie

Er is behoefte om inzicht te krijgen in het optreden van denitrificatie in de eerste meters van de verzadigde zone. Hieronder worden verschillende benaderingen uiteen gezet op hun meetmethoden en betekenis.

### De grondwatersamenstelling

Denitrificatie is een reactie waarbij niet alleen nitraat verdwijnt maar ook sulfaat ( $\text{SO}_4$ ) of bicarbonaat ( $\text{HCO}_3^-$ ) in oplossing komen. Verder zijn vervolgreacties mogelijk als nieuwe instelling van het kalkevenwicht. Het optreden van denitrificatie kan daarom niet alleen aan het gedrag van nitraat herleidt worden. De moeilijkheid is dat de concentraties van de genoemde stoffen ook door andere reacties of bronnen worden bepaald. Bij de analyse van de gegevens op nationale schaal leidt dit tot onoverkomelijke problemen, maar per regio is wel identiek gedrag te verwachten en zou een dergelijke herleiding wel mogelijk kunnen zijn.

Meting van grondwatersamenstelling, in het bijzonder van  $\text{NO}_3$ ,  $\text{SO}_4$ , Fe en alkaliniteit of  $\text{HCO}_3$ , geeft inzicht in het historische optreden van denitrificatie. De hoeveelheid denitrificatie tussen de grondwaterspiegel en de bemonsteringsdiepte kan via een massabalans benadering worden afgeleid voor een zeker grondwatervolume, vooral als meerdere monsters langs een stroombaan zijn genomen.

### Afbreekbaar organisch materiaal

Er zijn meerdere methoden om de hoeveelheid afbreekbaar organisch materiaal te bepalen. In dit onderzoek is de geschiktheid van de pyrolisemethode onderzocht. De algemene verwachting is dat de chemische stabiliteit bij pyroliseren van een grondmonster indicatief is voor de microbiële afbreekbaarheid van organische stof (OM). Het meten van pyroliseerbaar OM is dan een indirecte aanwijzing voor de denitrificatiecapaciteit: de meting geeft de hoeveelheid labiel OM aan. De relatie tussen organisch chemische samenstelling en denitrificatiecapaciteit is nog niet aangetoond.

Als alternatief is het ook mogelijk om selectief organisch materiaal te extraheren. De literatuur biedt hiervoor methoden aan. Daarnaast zijn er methoden waarbij  $\text{CO}_2$  gemeten wordt tijdens incubatie. De inzet van deze methoden voor denitrificeerbaar OM is de auteurs niet bekend. Ook de potentiële denitrificatie is een indicator voor afbreekbaarheid van de organische stof, deze indicator wordt hieronder besproken.

De rol van de uit de bovenste meter van het grondwater uitspoelende opgeloste organische stof (DOC) als energiebron voor denitrificatie is niet duidelijk. Er zijn incidentele aanwijzingen dat dit een rol kan spelen, maar overtuigend bewijs ontbreekt.

### Pyriet

Er is afdoende veldbewijs dat denitrificatie door pyrietoxidatie optreedt in delen van Nederland. Het gehalte van pyriet kan goed bepaald worden met een eenvoudige totaalanalyse van grond. Voor sedimenten in watervoerende lagen is het de algemene verwachting dat pyriet de ijzersulfide is die voorkomt en niet andere beter oplosbare ijzersulfiden (te meten als Acid Volatile Sulfides). Deze beter oplosbare ijzersulfiden kunnen bijvoorbeeld wel verwacht worden in waterbodems. Bij organisch-stofrijke grond dient een correctie voor organisch zwavel gemaakt te worden. Die kan met een andere relatief eenvoudige analyse in combinatie met een aanname over de C:S verhouding van het OM gemaakt worden.

### Potentiële denitrificatie

Incubatie-experimenten geven inzicht in het optreden van denitrificatie en de maximale snelheid onder gecontroleerde laboratoriumomstandigheden. De meting is een directe aanwijzing voor het mogelijk optreden van denitrificatie in de grond en tevens een indicator voor de capaciteit. Als er geen potentiële denitrificatie kan worden gemeten, dan zal er geen denitrificatie optreden en zal denitrificatie niet de oorzaak zijn van eventueel gemeten lagere nitraatconcentraties.

### Opgelost stikstofgas (N<sub>2</sub>)

Naast het analyseren van de traditionele stoffen opgelost in grondwater, kunnen ook opgeloste gasen geanalyseerd worden. Stikstofgas is het eindproduct van denitrificatie en komt ook in de lucht voor. De concentratie stikstofgas boven de hoeveelheid door evenwicht met lucht, is een maat voor de hoeveelheid denitrificatie die heeft plaats gevonden. Hierbij wordt er vanuit gegaan dat er geen ontgassing is opgetreden en het gas opgelost in het grondwater meestroomt. Deze aanname is redelijk zolang de totale gasdruk kleiner is dan de hydrostatische druk (Blicher-Mathiessen et al., 1998). Als de totale gasdruk groter is, dan kan ontgassing optreden. Hiervoor zijn correcties mogelijk door ook naar de edelgassen te kijken die in lucht voorkomen. Meting van de N<sub>2</sub>-concentratie geeft inzicht in de hoeveelheid denitrificatie die stroomopwaarts is opgetreden voor een zeker grondwatervolume. Er hoeven geen grondwatermonsters vergeleken te worden om deze hoeveelheid te bepalen. Ontgassing compliceert de meting en is reëel als de oorspronkelijke nitraatconcentratie hoog was (enkele honderden mg per liter).

Deze methode is niet onderzocht in dit onderzoek. Hoe perspectiefvol deze methode is, zou eerst onderzocht moeten worden alvorens deze regulier zou kunnen worden toegepast.

### Isotopen onderzoek (N, S en C)

Naast het analyseren van de concentraties van in de oplossing zijnde ionen kan ook de isotoopsamenstelling van veel ionen gemeten worden. Middels isotopengeochemie kan vaak meer gezegd worden over de herkomst van de ionen opgelost in het water. Door middel van massabalansbenaderingen is het meer of minder mogelijk om hydrogeochemische reacties te kwantificeren. De methode is aanvullend op de traditionele wateranalyse en kan mogelijk beter inzicht verschaffen in het optreden van reacties.

Voor denitrificatie is het in principe mogelijk om de isotoopsamenstelling van NO<sub>3</sub>, SO<sub>4</sub> en HCO<sub>3</sub> te meten. Aanvullend kunnen bijvoorbeeld β-isotopen extra inzicht verschaffen. Net als voor de algemene grondwatersamenstelling geldt dat de meting van de isotopensamenstelling voor het grondwater mogelijk inzicht geeft in het historisch optreden van denitrificatie. De hoeveelheid denitrificatie tussen de grondwaterspiegel en bemonsteringsdiepte kan met isotoopmetingen vaak beduidend beter volgens een massabalans benadering worden afgeleid, vooral als (net als voor de macrogrondwatersamenstelling) meerdere monsters langs een stroombaan zijn genomen.

Er moet rekening mee gehouden worden dat ook andere processen de isotopensamenstelling kunnen beïnvloeden. Ook is de samenstelling van kunstmest en dierlijke mest anders. Als aanvullende methode kan het mogelijk bijdragen aan een beter inzicht, maar de voor- en nadelen zouden moeten worden bestudeerd alvorens deze methoden toe te gaan passen.

## **Conclusies**

Het is niet mogelijk om via routinematige metingen, zoals die in een meetnet of een meetprogramma worden uitgevoerd, met voldoende betrouwbaarheid vast te stellen in welke mate denitrificatie optreedt, of deze duurzaam is en al dan niet leidt tot een probleemverschuiving. Met behulp van (een combinatie van) methoden die nu niet-routinematig worden gebruikt, is het voor specifieke locaties wel mogelijk om het optreden van denitrificatie en eventuele probleemverschuiving in kaart te brengen. Dit zou echter leiden tot een grote stijging in de monitoringskosten. Probleem is verder dat ook andere processen kunnen leiden tot verslechtering van de waterkwaliteit.

## **7.7 Bepalen van herkomst van water op vijf meter diepte**

### **Deelvraag**

De zevende en laatste deelvraag is: “Is het mogelijk, al dan niet op eenvoudige wijze, via metingen aan te tonen dat het water op vijf meter beneden de grondwaterspiegel dezelfde herkomst heeft als de bovenste meter?”

De bepaling van de herkomst van het grondwater op grotere diepte is van belang om uit te kunnen sluiten dat de afname van de nitraatconcentratie met de diepte het gevolg is van aanvoer van schoon water van elders, bijvoorbeeld oud kwelwater. In dat geval is er geen sprake van denitrificatie. Er kan in zo’n situatie bijvoorbeeld ook sprake zijn van afwenteling naar het oppervlaktewater.

### **Resultaten en discussie**

Het onomstotelijk aantonen dat het grondwater bemonsterd op vijf meter onder de grondwaterspiegel dezelfde herkomst heeft als dat in de eerste meter zal in de praktijk niet eenvoudig zijn.

De praktijk wijst uit dat tot op grote diepte homogene zandige bodems onder landbouw nauwelijks voorkomen. Bij alle 16 locaties op de vier LMM-melkveebedrijven kwamen één op meerdere klei- en/of leemlagen voor in het pakket waarin de eerste vijf meter van het grondwater zich bevindt waardoor neerwaartse waterstroming gestoord zou kunnen zijn. Of er kwam een grindlaag voor, waardoor het water in hoge mate van elders zou kunnen komen. Bij de LMG-multifilterputten was de situatie gunstiger en kwamen wel relatief homogenere zandige pakketten voor.

Zodra dergelijke afwijkende bodemlagen voorkomen is het de vraag of deze de neerwaartse stroming geheel of gedeeltelijk verstoren op het niveau van het perceel. Het feit dat het water niet loodrecht naar beneden kan, is geen probleem. Zelfs bij een volledige homogene bodem is het water op vijf meter onder de grondwaterspiegel niet op exact dezelfde locatie aan maaiveld geïnfiltreerd als dat in de eerste meter van het grondwater, zie Figuur 1.6.

Geologisch vooronderzoek in combinatie met de beschrijving van het opgeboorde materiaal op de locatie waar de put komt kan inzicht geven in de waarschijnlijkheid dat voorkomende afwijkende lagen een meer dan lokaal effect op de waterstroming hebben.

De resultaten van een zo breed mogelijke chemische analyse van het water, zeker als het water op meerdere diepteniveaus in de bovenste vijf meter van het grondwater bemonsterd is, kunnen een aanwijzing geven voor discontinuïteit in de waterstroming. Dit wil zeggen voor

zover veranderingen in de waterkwaliteit niet toe te schrijven zijn aan het optreden van processen in de bodem, zoals denitrificatie.

Een fysisch-chemische en biologische karakterisering van de bodemlagen kan ook waardevolle informatie opleveren voor het verklaren van waterkwaliteitsveranderingen met de diepte. Op basis van de resultaten van dergelijk onderzoek kan nagegaan worden of verandering in de waterkwaliteit met de diepte zijn toe te schrijven aan de bodemchemie en -biologie, en dus niet veroorzaakt worden door een andere herkomst van het water.

Het uitbreiden van het analysepakket voor het grondwater met specifieke metingen kan een meerwaarde hebben. Door het vaststellen of denitrificatie is opgetreden aan de hand van  $N_2$ -meting, kan mogelijk aannemelijk gemaakt worden dat de lagere nitraatconcentratie niet komt door het bemonsteren van water dat van elders komt. De bepaling van de ouderdom van het water kan eveneens helpen aannemelijk te maken dat het water op vijf meter onder de grondwaterspiegel inderdaad dezelfde herkomst heeft. Een dergelijk uitbreiding betekent wel dat een ander type putten nodig is dan nu getest in de percelen.

### **Conclusies**

Het is niet mogelijk om via routinematige metingen, zoals die in een meetnet of een meetprogramma worden uitgevoerd, voor alle meetlocaties met voldoende betrouwbaarheid de herkomst van het diepere grondwater vast te stellen. Met behulp van (een combinatie van) methoden die nu niet-routinematige worden gebruikt, is het voor specifieke locaties wel mogelijk om vast te stellen dat het grondwater op grotere diepte uit hetzelfde perceel afkomstig is als het bovenste grondwater.



## 8. Conclusies en aandachtspunten

### 8.1 Conclusies bij beantwoording deelvragen

De volgende conclusies zijn getrokken bij de beantwoording van de deelvragen:

Deelvraag 1: “Neemt de nitraatconcentratie in het grondwater onder landbouw in de zandgebieden af met de diepte in de bovenste vijf meter van de verzadigde zone en zo ja in welke mate en is dit overal in de zandgebieden hetzelfde?”

Voor de nitraatuitspoelingsgevoelige (“droge”) gronden wijzen alle gegevens er op dat de nitraatconcentratie gemiddeld niet afneemt binnen de eerste vijf meter van het grondwater. In een aantal putten is een toename van de nitraatconcentratie met de diepte gemeten. Voor de overige gronden is tussen één en vijf meter onder de grondwaterspiegel wel een afname van de nitraatconcentratie aangetoond. Voor de neutrale (matige natte en matig droge) gronden bedraagt de afname 15 tot 40% en voor de natte gronden 30 tot 100%.

Dit betekent dat verlaging van de toetsdiepte voor de uitspoelingsgevoelige gronden geen effect heeft op de nitraatconcentratie. Indien de toetsdiepte voor de overige gronden werd verlaagd dan zou de nitraatdoelstelling van  $50 \text{ mg l}^{-1}$  met minder strenge gebruiksnormen kunnen worden gehaald. Verlaging van de toetsdiepte voor deze gronden kan echter alleen worden verantwoord indien deze afname te relateren is aan denitrificatie en de denitrificatie niet leidt tot een ander milieuprobleem, bijvoorbeeld door toename van andere ongewenste stoffen (zie deelvragen 3 en 4).

Deelvraag 2: “Indien er een afname is van de nitraatconcentratie met de diepte, is dit dan toe te schrijven aan denitrificatie of zijn er andere oorzaken voor deze afname?”

De gronden met een drainageklasse nat en neutraal hebben een lagere nitraatconcentratie op vijf meter beneden de grondwaterspiegel dan in de eerste meter van het grondwater. Deze afname wordt waarschijnlijk deels veroorzaakt door denitrificatie. Daarnaast kunnen andere factoren een rol spelen, zoals hydrologie (storende lagen), regionale kwel van grondwater uit de diepere ondergrond en afvoer van (een deel van) het neerslagoverschot naar het oppervlaktewater. De verandering in de stikstofbelasting, met name in de periode na midden jaren negentig van de vorige eeuw, compliceert de interpretatie van de gemeten nitraatconcentraties met de diepte.

Deelvraag 3: “In welke mate leidt een afname van de nitraatconcentraties met de diepte door denitrificatie tot een probleemverschuiving door een toename van de concentraties van bijvoorbeeld sulfaat en zware metalen of een toename van de hardheid van het grondwater?”

Het kwantificeren van de grootte van het probleem van de toename van andere stoffen (probleemverschuiving) als gevolg van denitrificatie bleek niet mogelijk. De heterogeniteit van de ondergrond in de Nederlandse zandgebieden is zodanig dat op korte afstand (binnen een landbouwbedrijf) grote verschillen kunnen voorkomen in het al dan niet optreden van denitrificatie en het type effect dat denitrificatie heeft op de waterkwaliteit.

Het verlagen van de toetsdiepte, en daarmee een minder vergaande aanscherping van de gebruiksnormen, betekent dat de aanvoer van nitraat naar het grondwater beneden de eerste meter hoger zal zijn. Dit kan in bepaalde bodems leiden tot een hogere denitrificatie en een toename van de concentraties van andere stoffen. Verscheidene detailonderzoeken hebben een dergelijke probleemverschuiving wel aangetoond. Er zijn echter onvoldoende gegevens beschikbaar om de omvang van de probleemverschuiving in de bovenste vijf meter van het grondwater in de zandgebieden te kwantificeren.

Deelvraag 4: “In welke mate is er in de zandgebieden, net als in de klei- en veengebieden, het gevaar dat een verlaging van de toetsdiepte (met als gevolg een minder vergaande aanscherping van de gebruiksnormen) leidt tot het onvoldoende terugdringen van de stikstofbelasting van het oppervlaktewater?”

Verlaging van de toetsdiepte in de gedraineerde delen van de zandgebieden betekent dat in de bovenste meter van het grondwater nitraatconcentraties hoger dan  $50 \text{ mg l}^{-1}$  zijn toegestaan. Hierdoor wordt indirect een hogere stikstofbelasting van het oppervlaktewater toegestaan dan bij een toetsing in de bovenste meter. Dit zou leiden tot een stikstofconcentratie in het drainwater hoger dan  $11,3 \text{ mg l}^{-1}$  (doelstelling onderbouwing derogatie) en een overschrijding van de stikstofnorm voor oppervlaktewater van  $2,2 \text{ mg l}^{-1}$  met meer dan een factor drie tot vier.

Deelvraag 5: “Is het mogelijk, al dan niet op eenvoudige wijze, de nitraatconcentratie op vijf meter diepte in de verzadigde zone te meten, of is de gemiddelde nitraatconcentratie van de bovenste vijf meter te bepalen?”

Het is mogelijk om op routinematige wijze de nitraatconcentratie op meerdere diepteniveaus in de bovenste vijf meter diepte in de verzadigde zone te meten. De kosten voor dergelijk metingen zijn hoger dan voor de metingen in het bovenste grondwater.

Er dienen bij voorkeur permanente putten met meerdere filters in de percelen geplaatst te worden. Meerdere filters zijn nodig omdat met een deel van de filters geen grondwater te bemonsteren is. De oorzaak hiervan kan zijn dat het filter in een slecht doorlatende laag staat of dat het filter is dichtgeslibd door de aanwezigheid van fijn materiaal. De putten dienen in de percelen te worden geplaatst, omdat met putten die buiten het perceel geplaatst zijn het risico bestaat dat grondwater wordt bemonsterd dat deels van buiten het perceel afkomstig is. Ook al is bij de plaatsing van dergelijke putten rekening gehouden met de stromingsrichting van het grondwater. Handmatige methoden zijn ongeschikt. Met handmatig boren kan niet altijd de gewenste diepte onder de grondwaterspiegel worden bereikt.

Deelvraag 6: “Is het mogelijk, al dan niet op eenvoudige wijze, via metingen aan te tonen in welke mate denitrificatie optreedt, duurzaam is, en of deze al dan niet leidt tot probleemverschuiving?”

Het is niet mogelijk om via routinematige metingen, zoals die in een meetnet of een meetprogramma worden uitgevoerd, met voldoende betrouwbaarheid vast te stellen in welke mate denitrificatie optreedt, of deze duurzaam is en al dan niet leidt tot een probleemverschuiving. Met behulp van (een combinatie van) methoden die nu niet-routinematig worden gebruikt, is het voor specifieke locaties wel mogelijk om het optreden van denitrificatie en eventuele probleemverschuiving in kaart te brengen. Probleem is dat ook andere processen kunnen leiden tot verslechtering van de waterkwaliteit.



Deelvraag 7: “Is het mogelijk, al dan niet op eenvoudige wijze, via metingen aan te tonen dat het water op vijf meter beneden de grondwaterspiegel dezelfde herkomst heeft als de bovenste meter?”

Het is niet mogelijk om via routinematige metingen, zoals die in een meetnet of een meetprogramma worden uitgevoerd, voor alle meetlocaties met voldoende betrouwbaarheid de herkomst van het diepere grondwater vast te stellen. Met behulp van (een combinatie van) methoden die nu niet-routinematige worden gebruikt, is het voor specifieke locaties wel mogelijk om vast te stellen dat het grondwater op grotere diepte uit hetzelfde perceel afkomstig is als het bovenste grondwater.

## 8.2 Slot conclusie

De onderzoeksvraag luid: “is het opportuun de toetsdiepte te verlagen en daarvoor een meetprogramma of meetnet op te zetten en zo ja op welke wijze kan een dergelijk meetnet dan het beste vorm worden gegeven?”

Het verlagen van de toetsdiepte voor nitraat in grondwater in de zandgebieden van de bovenste meter naar de bovenste vijf meter van het grondwater, om zo te kunnen voldoen aan de doelstellingen van de Nitraatrichtlijn of de Kaderrichtlijn Water, blijkt niet opportuun. Bij de nitraatuitspoelingsgevoelige (“droge”) gronden kan namelijk, op basis van de beschikbare gegevens, geen afname van de nitraatconcentratie in de bovenste vijf meter van het grondwater worden aangetoond. Bij de overige gronden neemt de nitraatconcentratie wel af tussen één en vijf meter onder de grondwaterspiegel, maar is er meestal sprake van uit- en afspoeling van nitraat en andere stikstofverbindingen naar het oppervlaktewater.

Voor de neutrale gronden (matige natte en matige droge gronden) bedraagt de afname van de nitraatconcentratie in de bovenste vijf meter van het grondwater 15 tot 40% en voor de natte gronden 30 tot 100%. Echter bij de natte en deels bij de neutrale gronden treedt er uit- en afspoeling op van nitraat naar het oppervlaktewater. Voor deze veelal gedraineerde gronden leidt een nitraatconcentratie van 50 mg l<sup>-1</sup> (dit is gelijk aan 11,3 mg nitraatstikstof per liter) in de bovenste meter van het grondwater al tot een overschrijding van de stikstofnorm voor oppervlaktewater van 2,2 mg stikstof per liter met gemiddeld een factor drie tot vier.

Het is niet mogelijk om via routinematige metingen, zoals die in een meetnet of een meetprogramma worden uitgevoerd, vast te stellen of de afname bij de natte en neutrale gronden wordt veroorzaakt door de veronderstelde gewenste afbraak van nitraat (denitrificatie) en of hierbij de waterkwaliteit verslechtert door een toename van de concentratie van andere stoffen (probleemverschuiving). De redenen hiervoor zijn de grote ruimtelijk variatie in de nitraatconcentratie in de bovenste meter van het grondwater, de grote variatie in het verloop van de nitraatconcentratie met de diepte, de grote variatie in de eigenschappen van de bouwvoor en ondergrond (zoals het vermogen van om nitraat af te breken), en de grote ruimtelijke en temporele variatie van de bodembelasting met stikstof en van de neerslag.

## 8.3 Aandachtspunten

### Welke toetsdiepte

In de studie is gekeken naar de afname van de nitraatconcentratie in de eerste vijf meter van het grondwater. In de discussie over de toetsdiepte bleef de vraag open of de verlaging van de toetsdiepte inhoudt dat toetsing – in plaats van in de eerste meter van het grondwater – zal plaatsvinden in de vijfde meter onder de grondwaterspiegel of in de bovenste vijf meter (dus de gemiddelde nitraatconcentratie van het grondwater tussen de grondwaterspiegel en vijf meter beneden de grondwaterspiegel). Dit laatste sluit beter aan bij de formulering in de conceptleidraad Monitoring voor de Nitraatrichtlijn, maar levert circa de helft op van de afname van de nitraatconcentratie, indien deze aanwezig is.

### Afbakenen van infiltratiegebieden

Binnen de zandgebieden kan onderscheid worden gemaakt tussen infiltratiegebieden en gedraineerde gebieden. Bij de gedraineerde gebieden vindt uit- en afspoeling plaatst naar het oppervlaktewater via ondiepe grondwaterstroming, dit in tegenstelling tot de infiltratiegebieden. In de studie is onderscheid gemaakt tussen de niraatuitspoelingsgevoelige (droge) gronden, de neutrale gronden en de natte gronden. Voor deze gronden is nagegaan in hoeverre er sprake is van een afname van de nitraatconcentratie met de diepte. De droge gronden liggen in de infiltratiegebieden en de natte gronden in de gedraineerde gebieden. Het is niet bekend in hoeverre de neutrale gronden deels of geheel tot de gedraineerde gebieden behoren of dat deze deels ook tot het infiltratiegebied behoren. Het is misschien technisch mogelijk dit in beeld te brengen, maar het is onbekend of een dergelijk afbakening in de praktijk op een zinvolle manier is te realiseren.

### Duurzaamheid van de denitrificatie

In deze studie is geen onderzoek gedaan naar de duurzaamheid van de denitrificatie. Dit wil zeggen hoe lang denitrificatie in de ondergrond kan optreden. Voor zover bekend zijn voor het maken van een schatting op nationale schaal of de schaal van de zandgebieden geen gegevens beschikbaar.

## Literatuur

- Assink, F.B.T., Steenbergen, T. van, Brouwer, F., Velthof, G.L. (2005). De bodemgesteldheid van de referentiepercelen. Resultaten van veld- en laboratoriumonderzoek. Koeien en Kansen rapport 31/Alterra Rapport 1228
- Bakker, H. de en J. Schelling (1966). Systeem van bodemclassificatie voor Nederland: De hogere niveaus. Wageningen, the Netherlands: Center for Agricultural Publications and Documentation.
- 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-Mathiesen, G., McCarty, G.W., Nielsen, L.P. (1998) Denitrification and degassing in groundwater estimated from dissolved dinitrogen and argon. *J. Hydrol.* (208), 16-24.
- Boumans, L.J.M., Drecht, G. van, Fraters, B., Haan, T. de, Hoop, D.W. de (1997). Effect van neerslag op nitraat in het bovenste grondwater onder landbouwbedrijven in de zandgebieden; gevolgen voor de inrichting van het monitoringnetwerk effecten mestbeleid op landbouwbedrijven (MOL). Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, RIVM-rapport 714831002.
- 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.
- Boumans, L.J.M., Meinardi, C.R., Krajenbrink, G.W.J. (1989). Nitraatgehalten en kwaliteit van het grondwater onder grasland in de zandgebieden. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, RIVM rapport nummer 728447013, 43 p.
- Boumans, L.J.M. en Duijvenbooden, W. van (1985). Grondwaterkwaliteitsvariaties naar de diepte en in de tijd. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, RIVM-rapport 840381001.
- Bouwman A.F., Boumans, L.J.M., Batjes, N.H. (2002) Modeling global annual N<sub>2</sub>O and NO emissions from fertilized fields. *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 16, no. 4: 1080.
- Breeuwsma, A. (1996). Achtergrondinformatie bij de berekening van het organisch stofgehalte uit het gloeiverlies. Ongepubliceerde bundel van notities van 1977-1991. Wageningen, Staring Centrum.
- 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.
- 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.
- Cuypers, C., Grotenhuis, T., Nierop, K.G.J., Maneiro Franco, E., de Jager, A., Rulkens, W. (2002). Amorphous and condensed organic matter domains: the effect of persulfate oxidation on the composition of soil/sediment organic matter. *Chemosphere* 48, 919-931.

- Dalsgaard, T. en Bak, F. (1992). Effect of acetylene on nitrous oxide reduction and sulfide oxidation in batch and gradient cultures of *Thiobacillus denitrificans*. *Applied and Environmental Microbiology* 58, 1601–1608.
- Ernsten, V., Gates, W.P. en Stucki, J.W. (1998). Microbial reduction of structural iron in clays - A renewable source of reduction capacity. *J. Environ. Qual.* (27), 761-766.
- EU (2003). Draft guidelines for the monitoring required under the Nitrates Directive (91/676/EEC). Version 3, with annexes 1 through 3. European Commission, Directorate-General XI (Environment, Nuclear Safety and Civil Protection), Directorate D (Environment, Quality and Natural Resources).
- EU (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, L327, 22/12/2000, 0001 – 0073.
- EU (1991). Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of the European Communities*, L375, 31/12/1991, 1-8.
- Focht, D.D. (1978). Methods for analysis of denitrification in soils. In: Nielsen DR & MacDonald JG (eds.) *Nitrogen in the environment* Vol 2 pp. 433-490, Academic Press, New York.
- Fanning, D.S., Rabenhorst, M.C., May, D., Wagner, D.P. (1989). Oxidation state of iron in glauconite from oxidized and reduced zones of soil-geologic columns. *Clays and Clay Minerals* (37), 59-64.
- Fraters, B. en Boumans, L.J.M. (2005). De opzet van het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid voor 2004 en daarna. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM rapport 680100001.
- Fraters, B., Hotsma, P.H., Langenberg, V.T., Leeuwen, T.C. van, Mol, A.P.A., Olsthoorn, C.S.M., Schotten, C.G.J., Willems, W.J. (2004) Agricultural practice and water quality in the Netherlands in the 1992-2002 period. Background information for the third EU Nitrate Directive Member States report. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, the Netherlands, RIVM Report 500003002.
- Fraters, B., Boumans, L.J.M. en Prins, H.P. (2001a). Achtergrondconcentraties van 17 sporenmetalen in het grondwater van Nederland. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM rapport 711701017.
- Fraters, B. Boumans, L.J.M., Leeuwen, T.C. van, Hoop, D.W. de (2001b). Monitoring nitrogen leaching for the evaluation of the Dutch minerals policy for agriculture in clay regions. *TheScientificWorld* 1(S2), 758-766.
- Fraters, B., Vissenberg, H.A., Boumans, L.J.M., Haan, T. de, Hoop, D.W. de (1997). Resultaten Meetprogramma Kwaliteit Bovenste Grondwater Landbouwbedrijven in het zandgebied. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM rapport 714801014.
- Hansen, H.C.B., Koch, C.B., Nancke-Koch, H., Borggaard, O.K., Sorensen, J. (1996). Abiotic nitrate reduction to ammonium: key role of green rust. *Environ. Sci. technol.* (30), 2053-2056.
- Hartog, N. (2003) Reactivity of Organic Matter and other Reductants in Aquifer Sediments. PhD thesis. *Geologica Ultraiectina* 228.

- Heinen, M., Zwart, K.B., Hummelink, E.M.J. (2005). Calibratie van de reductiefuncties in een eenvoudig denitrificatiemodel. Alterra-rapport 1216.
- Hieltjes, A.H.M. en Breeuwsma, A. (1983). Chemische bodemonderzoeksmethoden voor bodemkenmerken en anorganische stoffen. Bodembescherming 21, Staatsuitgeverij.
- Horenman, G., Bode, M.de, Biewinga, E., Rietschoten, M. van (2005). Masterplan evaluatie en monitoring nieuw mestbeleid. Den Haag, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselveiligheid, versie 30 december 2005.
- Houba, V.J.G., Temminghoff, E.J.M., Gaikhorst, G.A., 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.
- Huisman, D.J. (1998). Geochemical characterization of subsurface sediments in the Netherlands. Ph. D. thesis Wageningen Agricultural University.
- Huisman, D.J. en Kiden, P. (1998). A geochemical record of late Cenozoic sedimentation history in the southern Netherlands. Geologie en Mijnbouw 76: 277-292.
- Konert, M. en VandenBerghe, J. (1997). Comparison of laser grain size analyses with pipette and sieve analysis: a solution for the underestimation of the clay fraction. Sedimentology (44), 523-535.
- Kotska, J.E., Wu, J., Nealson, K.H. en Stucki, J.W. (1999). The impact of structural Fe(III) reduction by bacteria on the surface chemistry of smectite clay minerals. Geochim. Cosmochim. Acta (63), 3705-3713.
- Lind, A.M. en Eiland, F. (1989). Microbial characterization and nitrate reduction in subsurface soils. Biology and Fertility of Soils 8: 197-203.
- Locher, W.P. en Bakker, H. de (1993). Bodemkunde van Nederland; deel 1 Algemene bodemkunde. Den Bosch, Malmberg.
- LNv (2005). Wet van 15 september 2005 tot wijziging van de Meststoffenwet (invoering gebruiksnormen). Staatsblad 2005, no. 481. Den Haag, Sdu Uitgeverij.
- LNv (2001). Ontwerp-Besluit houdende vaststelling van afwijkende stikstofverliesnormen voor overige uitspoelingsgevoelige gronden voor 2002. Staatsblad 2001, no. 238. Den Haag, Sdu Uitgeverij.
- LNv (1997). Wet van 2 mei 1997, houdende wijziging van de Meststoffenwet. Staatsblad 360. Den Haag, Sdu Uitgeverij.
- LNv (1993). Notitie Derde fase Mest- en Ammoniakbeleid. Tweede Kamer, 1992-1993, 19882, nr. 34.
- 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.
- MNP (2004). Mineralen beter geregeld. Evaluatie van de werking van de Meststoffenwet 1998-2003. Milieu en Natuurplanbureau RIVM, Bilthoven, RIVM Rapport 500031001.
- MNP (2002). MINAS en Milieu. Balans en Verkenning. Milieu en Natuurplanbureau RIVM, Bilthoven, RIVM Rapport 718201005.

- Nielsen, J.L. en Nielsen, P.H. (1998). Microbial nitrate-dependent oxidation of ferrous iron in activated sludge. *Environ. Sci. technol.* (32), 3556-3561.
- Nillesen, M. (2002). Nitraatonderzoek van het grondwater in Flevoland. Onderzoekperiode december 2000 – februari 2002. Milieu adviesburo Nillesen BV, in opdracht van de Noordelijke Land- en Tuinbouw Organisatie.
- Ratering, S. en Schnell, S. (2001). Nitrate-dependent iron(II) oxidation in paddy soil. *Environ. Microbiol.* (3), 100-109.
- Reijnders, H.F.R., Van Drecht, G., Prins, H.F., Bronswijk, J.J.B., Boumans, L.J.M. (2004). De kwaliteit van ondiep en middeldiep grondwater in Nederland in het jaar 2000 en de verandering daarvan in de periode 1984-2000. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, RIVM Rapport 714801030.
- Rivaz Perez, J., Banwart, S.A., Puigdomenech, I. (2005) The kinetics of  $O_2(aq)$  reduction by structural ferrous iron in naturally occurring ferrous silicate minerals. *Appl. Geochem.* (20), 2003-2016.
- Schröder, J.J., Aarts, H.F.M., Middelkoop, J.C. van, Haan, M.H.A. de, Schils, R.L.M., Velthof, G.L., Fraters, B. en Willems, W.J. (2005). Limits to the use of manure and mineral fertilizer in grass and silage maize production in the Netherlands. Wageningen, Plant Research International, PRI rapport 93.
- 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., Willems, W.J. (2004). Gebruiksnormen bij verschillende landbouwkundige en milieukundige uitgangspunten. Wageningen, Plant Research International, PRI rapport 79.
- Sorensen, J. en Thorling, L. (1991). Stimulation by lepidocrocite ( $\gamma$ -FeOOH) of Fe(II)-dependent nitrite reduction. *Geochim Cosmochim. Acta* (55), 1289-1294.
- Sotomayor, D. en Rice, C.W. (1996). Denitrification in soil profiles beneath grassland and cultivated soils. *Soil Science Society American Journal* 60: 1822-1828.
- Steenvoorden, J.H.A.M. en Oosterom, H.P. (1977). De chemische samenstelling van het ondiepe grondwater bij rundveehouderijbedrijven. ICW nota 64. Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding.
- Straub, K.L., Benz, M., Schink, B. (2001). Iron metabolism in anoxic environments at near neutral pH. *FEMS Microbiol. Ecology* (34), 181-186.
- Van Beek, C.G.E.M., Vink, C., Beemster, J.G.R. (2002) Bemesting en grondwaterwinning. Invloed van meststoffen op de kwaliteit van door waterleidingbedrijven opgepompt grondwater. KIWA rapport nummer KOA 01.116.
- Van der Berg, J. (1998). Organische stof: normering van meetmethoden dringende noodzaak. *H2O* (31/22), 30-34.
- Van Dijk, W., Schoot, J.R. van der, Dam, A.M. van, Kater, L.J.M., Ruijter, F.J., Reuler, H. van, Pronk, A.A., Aendekerk, Th.G.L., Maas, M.P. van der (2005). Onderbouwing N-gebruiksnormen akker- en tuinbouw. N-gebruiksnormen 'kleine gewassen'. Lelystad, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, PPO rapport nummer 347.

- Van Duijvenbooden, W. (1987). Groundwater quality monitoring networks: design and results. In: W. van Duijvenbooden en H.G. van Wageningen (eds.), *Vulnerability of soil and Groundwater Pollution. Proc. Intern. Conf., Noordwijk aan Zee, the Netherlands, 30 March – 3 April*, 179-191.
- Van Eck, G. (1995) *Stikstofverliezen en stikstofoverschotten in de Nederlandse landbouw*. Den Haag, Ministerie van Landbouw, Projectverliesnormen, deelrapport 3.
- Van Elzakker B.G., Gast L.F.L., Fraters B., Boumans L.J.M. (in voorbereiding). *Onderzoek van vier boor- en monsternemingsmethoden voor grondwater tot vijf meter beneden de grondwaterspiegel in het zandgebied*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, RIVM rapport 680100003
- Van Elzakker B.G., 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.
- Van Maarseveen, M.C.G. (2005). *Grondboringen en watermonsternemingen in het kader van RIVM project M680100/05/TZ, hoofdonderzoek definitiefase Toetsdiepteonderzoek*. Utrecht, Universiteit van Utrecht, Fysisch Geografisch Laboratorium.
- Velthof, G.L. (2003). *Relaties tussen mineralisatie, denitrificatie en indicatoren voor bodemkwaliteit in landbouwgronden*. Wageningen, Alterra rapport 769.
- Velthof, G.L. en Oenema, O. (1995). Nitrous oxide fluxes from grassland in the Netherlands: I. Statistical analysis of flux chamber measurements. *European Journal of Soil Science* 46:533-540.
- Verhagen, F. Th. (2005). *Draaiboek monitoring grondwater voor de Kaderrichtlijn Water*. Rapport referentie 9P2421/R00006/FVe/DenB, Royal Haskoning, 's-Hertogenbosch.
- Weber, K.A., Picardal, F.W., Roden, E.E. (2001). Microbially catalyzed nitrate-dependent oxidation of biogenic solid-phase Fe(II) compounds. *Env. Sci. Technol* (35), 1644-1650.
- Westerhof, R., Broers, H.P., Passier, H., Busink, R. (2005). *TCB Definitiestudie Monitoring. Inventarisatie van monitoringsinspanningen die inzicht geven in chemische, fysische en biologische bodemkwaliteit*. Utrecht, Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen TNO, rapport NITG 05-046-B0310.
- Wever, D. en Bronswijk, J.J.B. (1998). *Optimalisatie van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit*. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM rapport 714851002.
- Willems, W.J., Kamps, J., Schoumans, O.F., Velthof, G.L. (2005a). *Milieukwaliteit en verliesnormen*. Bilthoven, Milieu- en Natuurplanbureau, MNP rapport 500031002.
- Willems, W.J., Beusen, A.W.H., Renaud, L.V., Luesink, H.H., Conijn, J.C., Oosterom, H.P., Born, G.J. v.d., Kroes, J.G., Groenendijk, P., Schoumans, O.F. (2005b). *Nutriëntenbelasting van bodem en water. Verkenning van de gevolgen van het nieuwe mestbeleid*. Bilthoven, Milieu- en Natuurplanbureau, MNP rapport 500031003.
- Willems, W.J., Fraters, B., Meinardi, C.R., Reijnders, H.F.R., Van Beek, C.G.E.M. (2002). *Nutriënten in bodem en grondwater: Kwaliteitsdoelstellingen en kwaliteit 1984-2000*. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM rapport 718201004.

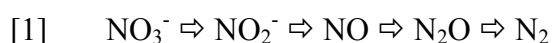
- Willems, W.J. en Fraters, B. (1995). Naar afgestemde kwaliteitsdoelstellingen voor nutriënten in grondwater en oppervlaktewater. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM rapport 714901003.
- Yeomans, J.C., Bremner, J.M., McCarty, G.W. (1992). Denitrification capacity and denitrification potential in subsurface soils. *Communications in Soil Science & Plant Analysis* 23: 919-927.
- Yoshinari T., Hynes R., Knowles R. (1977). Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction and measurement of denitrification and nitrogen fixation in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 9, 177-183.
- Zwart, K.B. (2003). Denitrificatie in de bouwvoor en de ondergrond. Resultaten van metingen in 13 profielen tot 2 m diep. Wageningen, Alterra rapport 724.



## Bijlage 1 Denitrificatie

Denitrificatie is het microbiële proces waarbij nitraat en nitriet ( $\text{NO}_2^-$ ) in de bodem wordt omgezet tot de gasvormige stikstofverbindingen  $\text{N}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  en  $\text{NO}_x$ . Denitrificatie verloopt alleen tijdens zuurstofloze (anaërobe) omstandigheden in de bodem. De grondwaterstand en fluctuaties daarin en bodemeigenschappen bepalen mede of dergelijke omstandigheden vaak of minder vaak optreden. De belangrijkste energiebron voor denitrificerende bacteriën is gemakkelijk afbreekbare organische stof. Naast organische stof kunnen sommige bacteriën ook anorganische verbindingen als energiebron gebruiken, zoals ijzersulfide ( $\text{FeS}_2$ ) dat aanwezig is in pyriet. Glauconiet  $[(\text{K},\text{Na})(\text{Fe}^{3+},\text{Al},\text{Mg})_2(\text{Si},\text{Al})_4\text{O}_{10}(\text{OH})]$ , sideriet ( $\text{FeCO}_3$ ) of geadsorbeerd ijzer zijn andere potentiële energiebronnen ofwel reductoren voor nitraat.

Het proces van de omzetting van nitraat in moleculair stikstof verloopt in een aantal stappen:

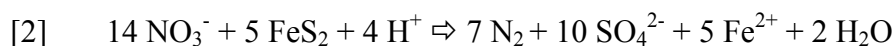


Denitrificatie reacties zijn meestal microbiel gecontroleerd, maar of de reactie verloopt hangt af van de aanwezigheid van reactieve fasen (energiebronnen) in de watervoerende bodemlagen (afbreekbaar organisch materiaal, pyriet en sideriet).

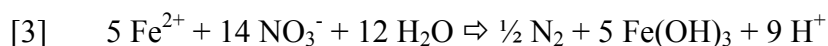
### Reactieve ijzerhoudende fasen

#### Pyriet

Bij ijzersulfides zoals pyriet is er sprake van twee gereduceerde verbindingen:  $\text{Fe(II)}$  en  $\text{S(-I)}$ . Beide kunnen door nitraat geoxideerd worden. Bij incomplete oxidatie van pyriet wordt alleen  $\text{S(-I)}$  geoxideerd door nitraat:



De reactie consumeert zuur en er komt sulfaat vrij. Bij complete oxidatie van pyriet wordt het gemobiliseerde  $\text{Fe(II)}$  ook geoxideerd:



#### Sideriet

Reductie van nitraat door  $\text{Fe(II)}$  van sideriet gebeurt als volgt:



In tegenstelling tot denitrificatie met pyriet moet  $\text{Fe}$  altijd neerslaan als oxide (vergelijk vergelijking 2 en 4). Denitrificatie via sideriet kan onderscheiden worden van denitrificatie via organische stof door de veel grotere productie van anorganisch koolstof ( $\text{TIC: H}_2\text{CO}_3 + \text{HCO}_3^-$ ). Het grote verschil met denitrificatie via pyriet is het ontbreken van de productie van sulfaat.

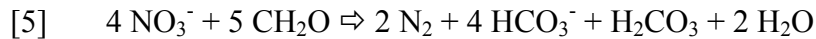
#### Glauconiet

Ijzer dat structureel gebonden is in silicaat- of sulfaatmineralen, is redoxreactief (Hansen et al., 1996; Ernsts et al., 1998; Kostka et al., 1999; Rivas Perez, 2005). Dit geldt ook voor ijzer in glauconiet. Hoge  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  en  $\text{K}_2\text{O}$ -gehaltes en de specifieke groene kleur van

sedimenten geven aan dat in deze sedimenten veel glauconiet voorkomt. Fanning et al. (1989) hebben vastgesteld dat de Fe(II)/Fe(III) verhouding tussen de geoxideerde en de gereduceerde glauconiethoudende zone verschilt tussen 0-0,2 en 0,35. Ook is bekend dat Fe(II) redox-reactief is met nitraat of nitriet (Sorensen & Thorling, 1991; Nielsen & Nielsen, 1998; Ratering & Schnell, 2001; Straub et al., 2001). De vraag is dus legitiem of glauconiet een potentiële reductor voor nitraat is.

### Organisch materiaal

De redoxreactie voor denitrificatie door organisch materiaal is:



De samenstelling van organisch materiaal wordt hier vereenvoudigd tot  $\text{CH}_2\text{O}$ .

Echter niet alleen de absolute concentratie is van belang maar ook of het organische materiaal geschikt is voor biologische degradatie. Er zijn verschillende methoden beschikbaar om de afbreekbaarheid van organische stof te bepalen. Voor de bovengrond wordt dit vaak gedaan door het meten van  $\text{CO}_2$ -productie tijdens aërobe of anaërobe incubatie.

Op basis van de experimenten van Cuypers et al. (2002) is er in de door TNO uitgevoerde deelstudie (zie hoofdstuk 6) vanuit gegaan dat in een thermogravimetische profiel (105-800 °C) gecondenseerde bulk organisch materiaal (BOM) stabiel is bij hogere temperaturen. De hypothese is dus:

*Organisch materiaal waarvan al bij lagere temperaturen koolwaterstoffen gegenereerd worden zal ook als eerste gebruikt kunnen worden in biologische degradatie. Met andere woorden thermische stabiliteit is een maat voor de reactiviteit.*

Dit betekent dat in een TGA-profiel het gewichtsverlies tussen 105 en 350 °C afkomstig zou moeten zijn van de labiele organische stof en het gewichtsverlies tussen 350 en 550 °C van stabiele organische stof.

### Potentiële denitrificatie

In door Alterra uitgevoerde deelstudie is van de ondergrond de potentiële denitrificatie bepaald (zie hoofdstuk 5). De potentiële denitrificatie is de maximale denitrificatie die onder veldomstandigheden bij 20 °C kan optreden. De potentiële denitrificatie is hier gedefinieerd als de denitrificatie tijdens incubatie van grond bij 20 °C bij een overmaat aan nitraat en onder zuurstofloze omstandigheden (Focht, 1978; Bijay-Singh et al., 1988).

Verschillen in potentiële denitrificatie tussen grondmonsters worden voornamelijk veroorzaakt door verschillen in beschikbaarheid van de energiebron. In de bovengrond is potentiële denitrificatie gerelateerd aan de hoeveelheid afbreekbare organische koolstof (C) (Burford en Bremner, 1975). In de ondergrond kan pyriet ook als energiebron worden gebruikt. Naast de aanwezigheid van de energiebron kunnen andere factoren resulteren in verschillen in potentiële denitrificatie, zoals de pH, de zoutconcentratie en de aanwezigheid van toxische verbindingen (bijvoorbeeld zware metalen).

Voor denitrificatie moeten actieve denitrificerende bacteriën in de grond aanwezig zijn. In de bovengrond zijn deze altijd aanwezig. Uit de literatuur blijkt dat denitrificerende bacteriën ook in de ondergrond (1,5 – 10 m) aanwezig zijn (Lind en Eiland, 1989; McCarty en Bremner, 1992; Sotomayor en Rice, 1996; Yeomans et al., 1992). Het mag niet worden

uitgesloten dat in de diepe ondergrond soms geen actieve populatie denitrificerende bacteriën aanwezig is. Dit geldt bijvoorbeeld voor bodemlagen waarin nooit nitraat aanwezig is (bijvoorbeeld omdat alle nitraat al is gedenitrificeerd in bovenliggende lagen). Voor deze lagen is het mogelijk dat er geen potentiële denitrificatie aangetoond kan worden tijdens een korte incubatie terwijl er wel een energiebron aanwezig is. Onderzoek van Hartog (2003) liet zien dat denitrificerende bacteriën uit monsters uit de verzadigde zone waarin geen nitraat was, een adaptatie-periode van een maand nodig hadden om tot volledige denitrificatie over te gaan. De potentiële denitrificatie die gedurende een korte incubatie is bepaald, is dus een indicator voor de aanwezigheid van een energiebron en/of actieve denitrificerende bacteriën.

De kans dat de denitrificatie onder veldomstandigheden gelijk is aan de potentiële denitrificatie is klein, omdat onder veldomstandigheden meestal één van de sturende factoren (zuurstof, temperatuur en nitraat) limiterend is. Als er geen potentiële denitrificatie kan worden aangetoond dan zal er ook onder veldomstandigheden geen denitrificatie optreden.

## Bijlage 2 Toezeggingen aan de Tweede Kamer over de Toetsdiepte

Bron: Horeman et al. (2005)

No.	Onderwerp	Beschrijving	Bron	Datum
1.	Toetsdiepte	“Een verlaging van de toetsdiepte ten opzichte van de tot nu toe gehanteerde is alleen mogelijk als wetenschappelijk is aangetoond dat zich geen schadelijke gevolgen zouden voordoen. Ik zal ervoor zorgen dat bij de evaluatie in 2007 de mogelijkheden en consequenties van een verlaging op wetenschappelijk verantwoorde wijze in beeld worden gebracht, zodat deze kunnen worden betrokken bij de normstelling voor de jaren 2008 en volgende. Daarbij zal dan worden aangesloten op de implementatie van de Kaderrichtlijn Water en de nieuwe Grondwaterrichtlijn”.	Tweede Kamer, vergaderjaar 2003-2004, 28 385, nr. 34	8 juni 2004
2.	Toetsdiepte, derogatie, LMM	“De heer Oplaat vroeg naar de wijze van meten en de meetdiepte. Het Landelijke meetnet effecten mestbeleid (LMM)meet op dezelfde wijze als dat in andere landen gebeurt. Het net moet worden aangepast om de derogatie van 250 ook na een eerst derogatieperiode binnen te halen. De afspraak in Brussel was immers dat de norm voor derogatie afhankelijk is gesteld van de evaluatie van de resultaten. Het aantal meetpunten zal in dit kader drastisch worden uitgebreid met 300 melkveebedrijven”.	Tweede Kamer, vergaderjaar 2003-2004, 28 385, nr. 38	12 juli 2004
3.	Toetsdiepte	“Zoals aangeven tijdens het Algemeen Overleg van 31 augustus jl. zal Nederland op basis van de evaluatie van de Meststoffenwet in 2007 beslissen of en op welke wijze een verlaging van de toetsdiepte op zandgronden tot de mogelijkheden behoort”.	Tweede Kamer, vergaderjaar 2003-2004, 28 385, nr. 43	23 september 2004

- |     |   |   |  |                         |
|-----|---|---|--|-------------------------|
| 4.  | Evenwichts-<br>bemesting<br>fosfaat,<br>toetsdiepte | “De doelstelling is om bij fosfaat in 2015 tot evenwichtsbemesting te komen. De Commissie is niet bereid om op dit moment af te wijken van de afspraken. De afspraken hierover – dit geldt ook voor de meetdiepte – zijn onderdeel van het pakket aan afspraken. De bedoeling is echter om bij de volgende evaluatie wetenschappelijke bewijzen aan te reiken die tot wijzigingen aanleiding kunnen geven”.   | Tweede<br>Kamer,<br>vergaderjaar<br>2003-2004,<br>28 385, nr. 44             | 19<br>oktober<br>2004   |
| 8.  | Toetsdiepte   | “Wij onderzoeken thans wat een verlaging van de meetdiepte betekent en in hoeverre dat in het huidige meetnet kan worden opgenomen. [...] Wij zijn er nu mee bezig. Bij het actualiseren van het meetprogramma en in de evaluatie zullen wij dit meenemen. [...] Samengevat: wij monitoren, wij zoeken uit of het kan. Als het verantwoord is zullen wij het doen. Als het niet verantwoord is, doen wij het niet”.   | Eerste<br>Kamer,<br>Handelingen<br>2004-2005,<br>nr. 34, pag.<br>1605 - 1614 | 13<br>september<br>2005 |
| 16. | Toetsdiepte,<br>stikstofge-<br>bruiksnormen AT      | “Het Rijksinstituut Volksgezondheid en Milieu voert momenteel een verkenning uit, die de basis zal vormen voor een binnenkort te starten onderzoek. Dat onderzoek moet antwoord geven op de vraag of het verantwoord is om op een grotere diepte te toetsten op voldoening aan de 50 mg-norm en, zo ja, hoe deze toetsing het beste vorm kan krijgen. Het onderzoek moet resultaten opleveren voor de evaluatie van de Meststoffenwet in 2007, waar deze een rol kunnen spelen bij het vaststellen van de stikstofnormen voor de akker-en tuinbouw vanaf 2008”. | Tweede<br>Kamer,<br>vergaderjaar<br>2004 –2005,<br>29 930, nr.6              | 5 april<br>2005         |

## **Bijlage 3: Nitraatconcentraties in bovenste en ondiepe grondwater per ecodistrict**

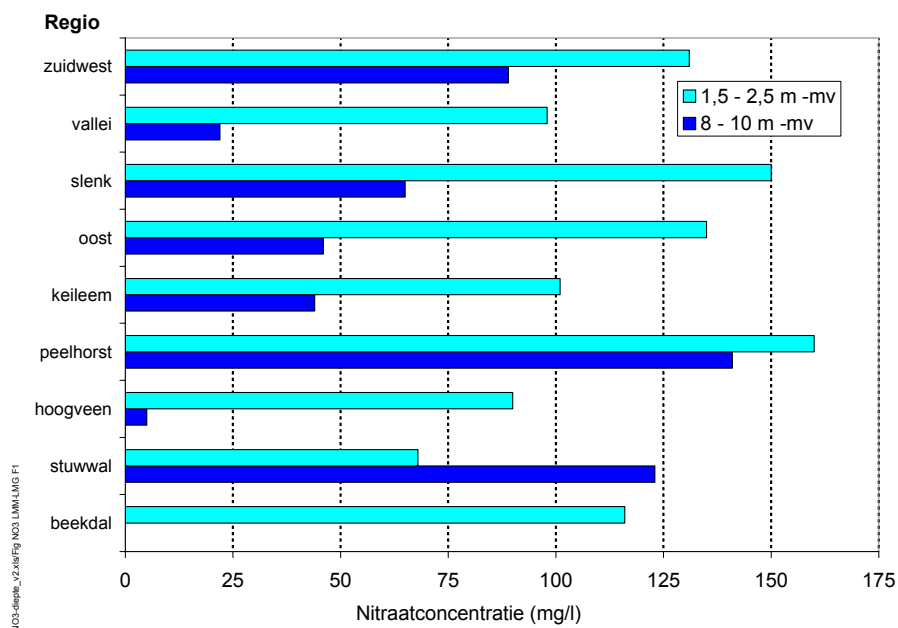
De nitraatconcentratie in de zandgebieden neemt duidelijk af met de diepte, zie Figuur 1.5 in hoofdstuk 1. De gemiddelde nitraatconcentratie in grondwater onder landbouw was  $75 \text{ mg l}^{-1}$  in de bovenste meter van het grondwater, gemiddeld op 1,4 m beneden maaiveld, in de periode 2000-2002. In het middeldiepe grondwater afkomstig van landbouwpercelen was de concentratie in de zelfde periode nog maar  $10 \text{ mg l}^{-1}$ . Niet alleen de concentratie ook het aantal waarnemingen dat de EU waarde van  $50 \text{ mg l}^{-1}$  overschrijdt neemt af met de diepte van ruim 65% naar circa 6%, zie Figuur 1.5.

Het lot van de nitraatconcentratie kan in de Nederlandse ondergrond regionaal sterk verschillen (Broers et al., 2004). Daarbij moet rekening worden gehouden dat ook de nitraatconcentraties in de bovenste meter regionale verschillen kunnen vertonen. In Figuur B3.1 zijn de gemiddelde nitraatconcentraties in het bovenste en ondiepe grondwater onder landbouw in de zandgebieden per geomorfologische regio uitgezet.

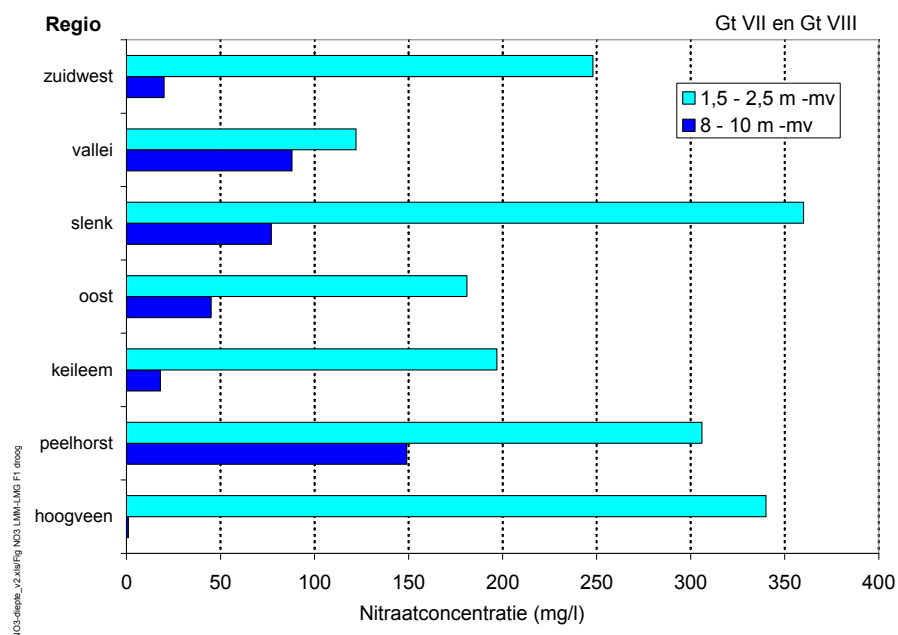
Bij een gemiddelde grondwaterstand van ongeveer 1,4 m beneden maaiveld, is er dus een vergelijking gemaakt tussen de nitraatconcentratie in de eerste meter van het grondwater en de laag tussen ongeveer 6,4 en 8,4 meter beneden de grondwaterspiegel. Aangezien voor die diepte alleen de waarnemingen uit de periode 2000-2004 met water jonger dan 25 jaar zijn meegenomen in de analyse, is de kans kleiner dat de afname het gevolg is van schoner infiltratiewater uit de periode waarin de landbouw minder intensief was. Gemiddeld genomen zal het regenwater betreffen dat in de bodem is geïnfiltreerd in de periode 1985-1995.

Het verschil tussen de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater en het ondiepe grondwater is gemiddeld in de orde van grootte van 50%. In het voormalige hoogveengebied en de beekdalen is nagenoeg geen nitraat meer in het ondiepe grondwater, terwijl aan de randen van de stuwwallen hogere concentraties gevonden worden in het ondiepe dan in het bovenste grondwater. Een vergelijkbaar patroon wordt gevonden voor de droge gronden (Gt VII en Gt VIII), zie Figuur B3.2, de neutrale gronden (Gt V en Gt VI, zie Figuur B3.3) en de natte gronden (Gt I t/m Gt IV, zie figuur B3.4).

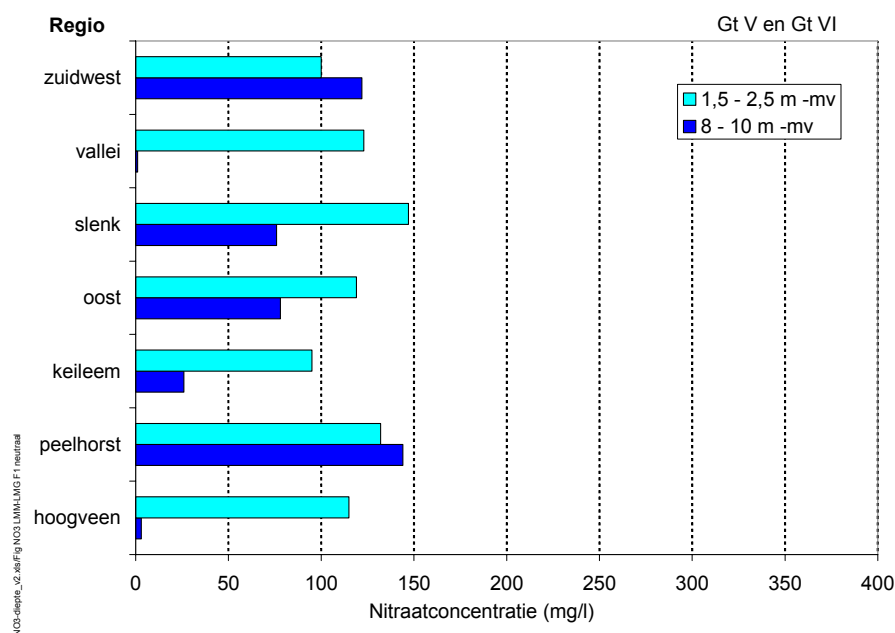
Deze koppeling tussen de nitraatconcentratie in het bovenste en ondiepe grondwater is indirect, er is niet op dezelfde locaties gemeten. Voor dit onderzoek is bovendien de verandering in de bovenste vijf meter van belang en de waarnemingen in het ondiepe grondwater vallen daar buiten (gemiddeld 6,4-8,4 m beneden de grondwaterspiegel).



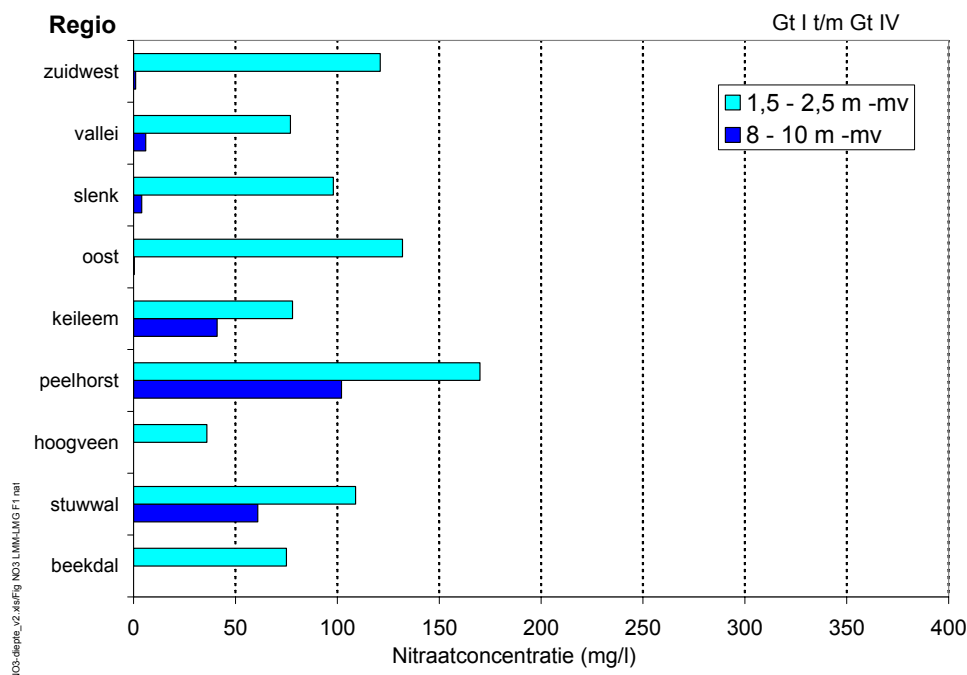
*Figuur B3.1: Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater (jaren 1992-2003, circa 295 bedrijven) en ondiepe grondwater (jaren 2000-2004, circa 100 putten) onder landbouw in de verschillende geomorfologische regio's in de zandgebieden van Nederland.*



*Figuur B3.2: Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater (jaren 1992-2003, circa 295 bedrijven) en ondiepe grondwater (jaren 2000-2004, circa 100 putten) onder landbouw op de droge gronden (Gt VII en Gt VIII) in de verschillende geomorfologische regio's in de zandgebieden van Nederland.*



*Figuur B3.3: Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater (jaren 1992-2003, circa 295 bedrijven) en ondiepe grondwater (jaren 2000-2004, circa 100 putten) onder landbouw op de neutrale gronden (Gt V en Gt VI) in de verschillende geomorfologische regio's in de zandgebieden van Nederland.*



*Figuur B3.4: Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater (jaren 1992-2003, circa 295 bedrijven) en ondiepe grondwater (jaren 2000-2004, circa 100 putten) onder landbouw op de natte gronden (Gt I en Gt IV) in de verschillende geomorfologische regio's in de zandgebieden van Nederland.*



## **Bijlage 4: Boormethode en boorbeschrijving**

### ***Boormethode***

De trillboringen zijn uitgevoerd door Eijkelkamp/Giesbeek volgens onderstaande methode. Het hart van het sonische boorsysteem bestaat uit 2 excenteres, die aangedreven worden door hoogtoerige hydromotoren. De hoogfrequente trillingen die hierdoor ontstaan worden op een effectieve manier overgezet op de boorbuizen. Hierdoor wordt het eerste laagje grond rondom de boorpunt en de boorstreng vloeibaar gemaakt. Dit proces vermindert de weerstand, zodat de Sonic lichamen zeer snel in zanderige, grindrijke en kleibodems kunnen penetreren.

De AquaLock is een gepatenteerde steekmethode die pas echt effectief wordt als deze gebruikt wordt met de Sonic boormodule. De steekbuis van 2, 3 of 4 meter lengte wordt met dezelfde snelheid op diepte gebracht als bij de verloren punt methode. Voor het penetreren wordt de tussenruimte in de AquaLock sampler gevuld met water, waarbij een zuiger onderin wordt gehouden. Hier komt dus geen boorpunt aan te pas. Op de gewenste diepte wordt het water de gelegenheid gegeven om te ontsnappen naar de bovenliggende boorbuizen. Door de sonische vibraties wordt een mooie kern gestoken waarvan bij homogene grondsoorten alleen de uitwendige schil van 1 à 2 mm zichtbaar beïnvloed is door de vibraties. Er kan onder andere zowel in klei als in (grof) grondhoudend zand bemonsterd worden. Door het reeds eerder geboorde gat kan voor een volgende steek afgedaald worden en op de nieuwe diepte wordt de sampler weer geopend. De boorbuis moet steeds opnieuw in- en uitgebouwd worden, maar de bemonstering gaat zeer gemakkelijk en snel via deze methode. Uiteindelijk wordt met behulp van water het monster weer uit de sampler in een glijgoot, folie of RVS bus (VOC's) geperst.

### ***Boorbeschrijving***

Het archiveren van informatie betreffende de opbouw van de ondergrond begint bij het vastleggen van de eigenschappen van grondlagen. Gegevens over grondlagen worden verkregen uit boringen. Een op schrift gestelde beschrijving van de boormonsters is dan ook essentieel. Bij het digitaal opslaan van informatie blijkt dat alleen op uniforme wijze uitgevoerde beschrijvingen een zinnig gebruik van de waargenomen eigenschappen waarborgen. In eerste instantie betekent dit standaardisatie van veel gebruikte termen, te beginnen bij de classificatie van grondsoorten. Uit het verleden zijn de NEN-normen 209/210 en 213 daarvoor gebruikt. Deels is deze geamendeerd door de Stiboka-classificatie (De Bakker en Schelling, 1966), die niet alleen voor zand maar ook voor klei, leem en veen standaarden stelde. In de NEN 5104 zijn deze twee classificaties verenigd.

In dit document zijn voor bepaalde kenmerken ook waarden opgenomen, die niet voor SBB5.1 gelden, maar voor boorbeschrijvingen die al eerder in DINO (de Databank Informatie Nederlandse Ondergrond van TNO-NITG) zijn opgenomen.

Het gehele rapport over de standaard boorbeschrijving is te vinden via de volgende link:  
<http://dinolks01.nitg.tno.nl/dinoLks/about/dataTypes/bor/resources/sbb51.pdf>

## Bijlage 5: Berekening reactief ijzer

Om het aandeel Fe-reactieve ijzer in een sediment te kunnen berekenen, moet eerst een correctie voor het ijzer aanwezig in de silicaatfractie van dit sediment uitgevoerd worden. De silicaat fractie in Nederlandse sedimenten bestaat voornamelijk uit de mineralen kwarts, veldspaten en kleimineralen. We gaan er bij de Fe-correctie van uit dat de mineralen kwarts en veldspaten geen ijzer bevatten en dat de kleimineralen in de lutumfractie zitten.

Figuur B4.1 laat zien dat de hier onderzochte sedimenten met een aluminium gehalte beneden de 3% vrijwel geen lutum bevatten. Boven de 3% aluminium neemt in Nederlandse sedimenten het kleigehalte lineair met het aluminium toe (Huisman en Kiden 1998, Figuur 6.6 in hoofdstuk 6). Bij de berekening van de Fe-reactief worden alleen de sedimenten met een aluminiumoxidegehalte groter dan 3% gecorrigeerd voor Fe in klei volgens de formule  $\text{Fe}_2\text{O}_3 - \text{Al}_2\text{O}_3 \text{ (XRF)} / 4$  en vervolgens omgerekend naar % Fe.

Het reactieve ijzer wat overblijft na deze correctie, is in Figuur 6.4 tegen  $\text{Al}_2\text{O}_3$  uitgezet. Dit figuur laat zien dat de boringen 28F en 33G duidelijk van de andere boringen afwijken. Alleen monsters uit de boringen 28F en 33G bevatten Fe-reactief boven de 0,5%.

“Fe-pyriet” is berekend door aan te nemen dat alle S aanwezig is als  $\text{FeS}_2$  en dit stoichiometrisch om te rekenen naar “Fe-pyriet”. “Fe-reactief-niet-pyriet” is vervolgens berekend als het verschil tussen “Fe-reactief” en “Fe-pyriet”. Niet-pyriet Fe kan overigens zowel Fe(hydr)oxides als sideriet zijn en in de hier onderzochte sedimenten ook glauconiet. Omdat er vrijwel geen zwavel in de boringen aanwezig is, zijn er van de “Fe-pyriet” en “Fe-reactief-niet-pyriet” geen plots gemaakt. Dit betekent dat er op de drie locaties vrijwel geen meetbare hoeveelheden pyriet gevonden zijn. De consequentie is dat er geen of vrijwel geen nitraat gereduceerd wordt via de oxidatie van pyriet.

## Bijlage 6: Berekening reactief organische stof

Volgens Cuypers et al. (2002) bestaan er tussen het amorfe en gecondenseerde bodem organische materiaal (BOM) de volgende verschillen:

- gecondenseerde BOM is minder polair dan amorf BOM;
- gecondenseerde BOM bevat meer aromaten dan amorf BOM;
- BOM dat onderworpen is aan een grotere mate van diagenese is meer gecondenseerd dan het oorspronkelijk materiaal;
- BOM na een NaOH-extractie of -oxidatie is meer gecondenseerd dan het oorspronkelijke materiaal;
- “Humic Acids” zijn meer gecondenseerd dan “Fulvic Acids”;
- Kolen en houtskool zijn specifieke gecondenseerde bestanddelen in een BOM.

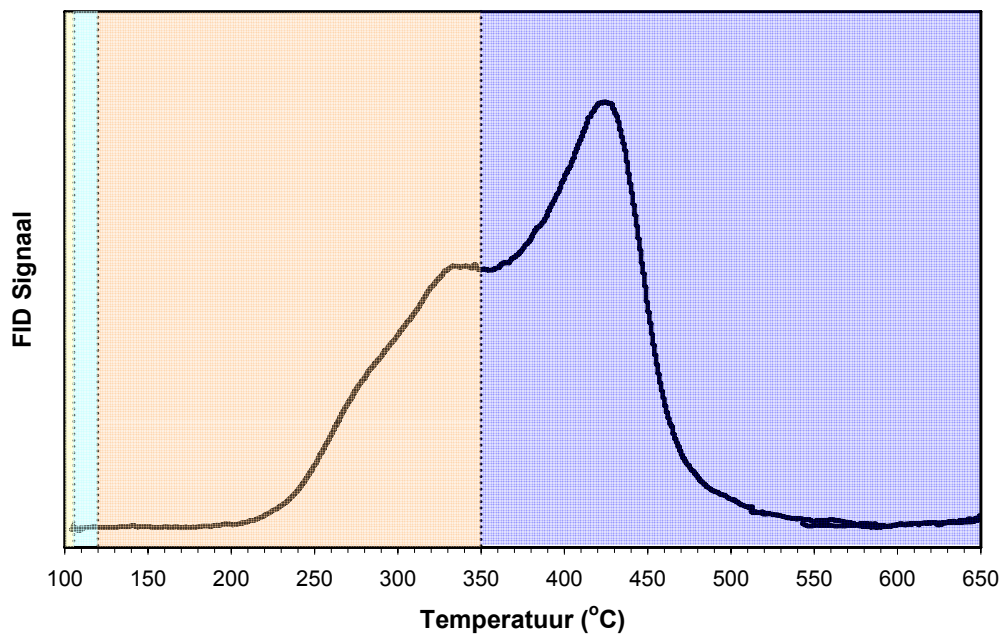
Op basis van deze verschillen en de experimenten van Cuypers en anderen (2002) is er in dit onderzoek vanuit gegaan dat in een thermogravimetische (TGA) profiel (105-800 °C) gecondenseerde BOM stabiel is bij hogere temperaturen dan amorf BOM. De hypothese is dat organisch materiaal waarbij al bij lagere temperaturen koolwaterstoffen gegenereerd worden ook als eerste gebruikt kunnen worden in biologische degradatie. Met andere woorden thermische stabiliteit als maat voor de reactiviteit.

Dit betekent dat in een TGA-profiel het gewichtsverlies tussen 105 en 350 °C afkomstig zou moeten zijn van labiele organische stof en het gewichtsverlies tussen 350 en 550 °C van stabiele organische stof. Het organisch materiaal wordt onder toevoeging van zuurstof verbrandt.

In een Pollut Eval wordt niet het gewichtsverlies maar worden de vrijkomende koolwaterstoffen bij de pyrolyse van organisch materiaal als functie van de (oven) temperatuur gemeten. De detector meet uitsluitend de vrijkomende koolwaterstoffen en is daardoor ongevoelig voor eventueel vrijkomend water en zwaveloxide, dit in tegenstelling tot de TGA. Het tweede verschil is dat het organisch materiaal niet verbrandt wordt maar onder een stikstof atmosfeer van 105 tot 600 °C opgewarmd wordt. In de Pollut Eval-analyse wordt ongeveer 80 milligram sediment geprogrammeerd verhit tot 650 °C in een inerte atmosfeer (pyrolyse). De temperatuuroptocht is ingesteld op 5 °C per minuut nadat de oven 5 minuten op 105 °C is gehouden. De vrijkomende koolwaterstoffen worden gemeten met een Flame Ionisation Detector (FID). De tijdens dit verhittingsproces vrijkomende CO en CO<sub>2</sub> worden continu met een infraroodcel gemeten.

Figuur B6.1 toont een typisch “pyrogram” als resultaat van een Pollut Eval-analyse. Het pyrogram is onderverdeeld in 4 temperatuursgebieden (Q0 t/m Q3). De onderlinge verhouding van de 4 berekende waarden (oppervlakten) karakteriseert het type organisch materiaal. Een benzineverontreiniging zal bijvoorbeeld een hoge Q0 waarde hebben, terwijl een dieselverontreiniging een hogere Q1 zal hebben. De som van Q0, Q1 en Q2 kan aangeduid worden als het labiele organische stof gehalte (105 – 350 °C) en de Q3 als de stabiele organische stof gehalte (> 350 °C).

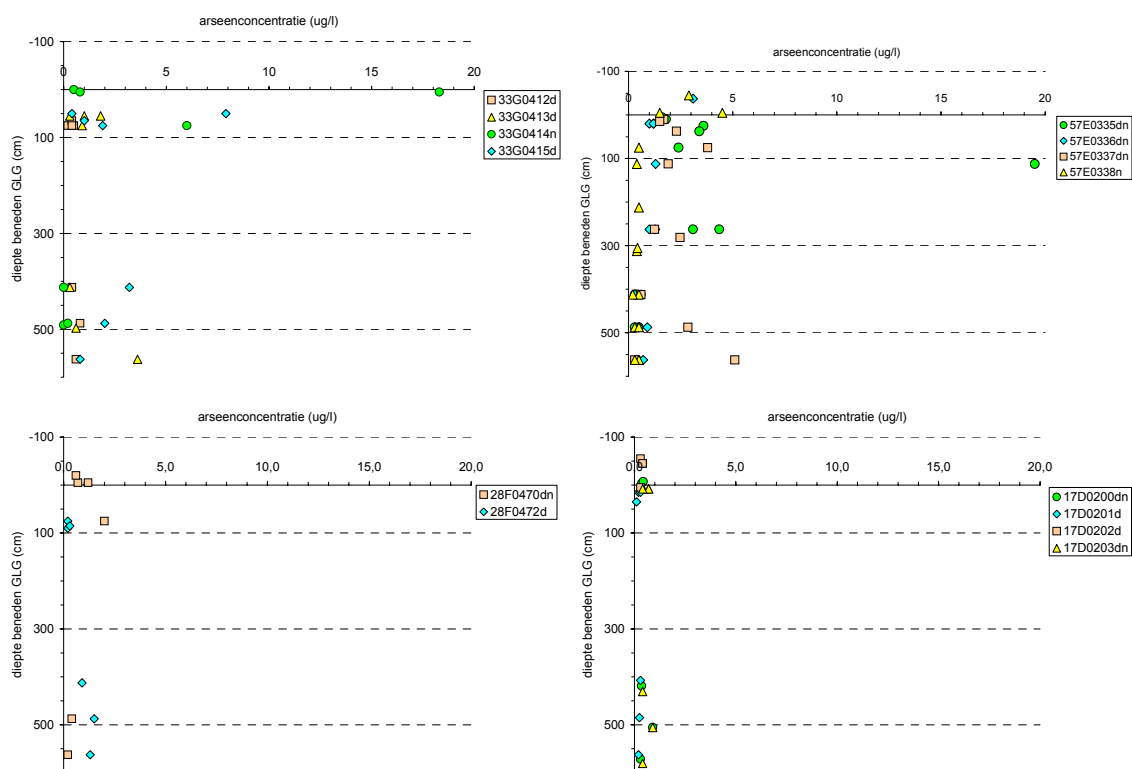
Maatgevend voor de reactiviteit is de verhouding tussen de labiele (105-350 °C) en stabiele (> 350 °C) fractie. Deze verhouding is hier gedefinieerd op basis van de Pollut Eval-parameters Q2 en Q3.



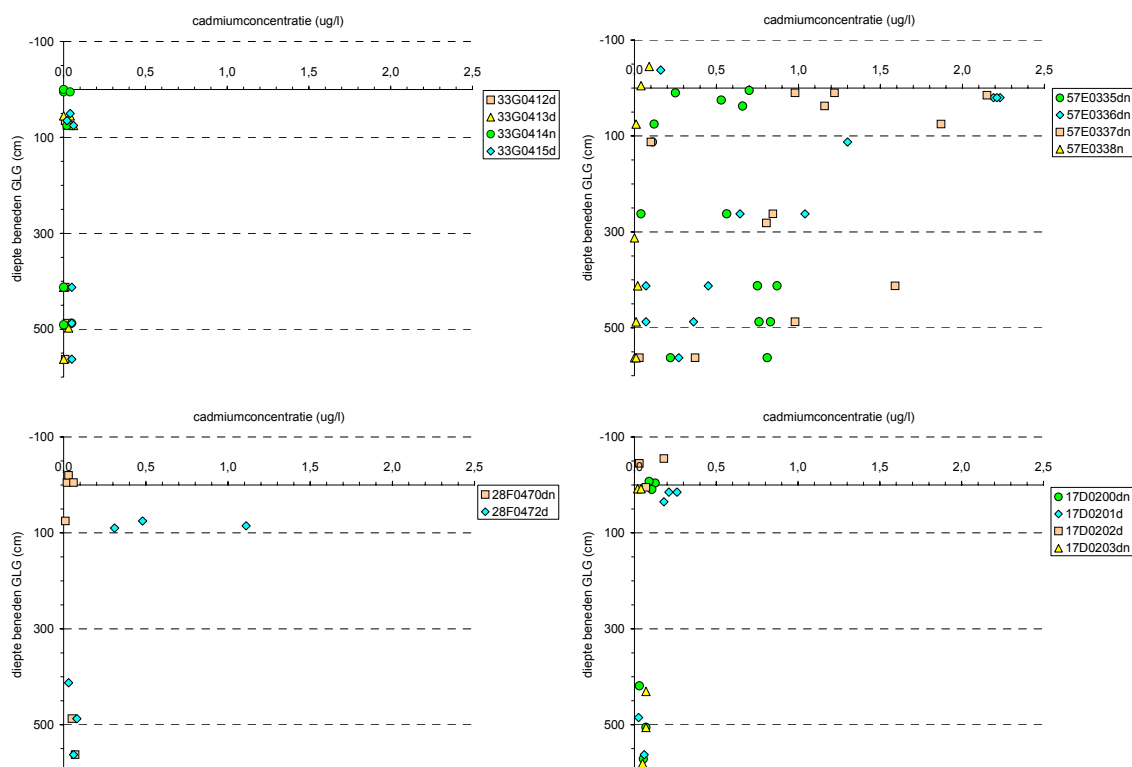
*Figuur B6.1 Voorbeeld van een Pollut Eval pyrogram. De verticale stippellijnen geven de Q0, Q1, Q2 en Q3 gebieden aan, waarbij Q0 de hoeveelheid koolwaterstoffen is die bij 105 °C (isotherm) vrijkomt, Q1 is de hoeveelheid koolwaterstoffen dat vrijkomt tussen 105 °C en 120 °C, Q2 de hoeveelheid tussen 120 °C en 350 °C en Q3 de hoeveelheid koolwaterstoffen dat vrijkomt bij de pyrolyse van het organisch materiaal tussen 350 °C en 650 °C.*

## Bijlage 7: Concentraties van sporenelementen

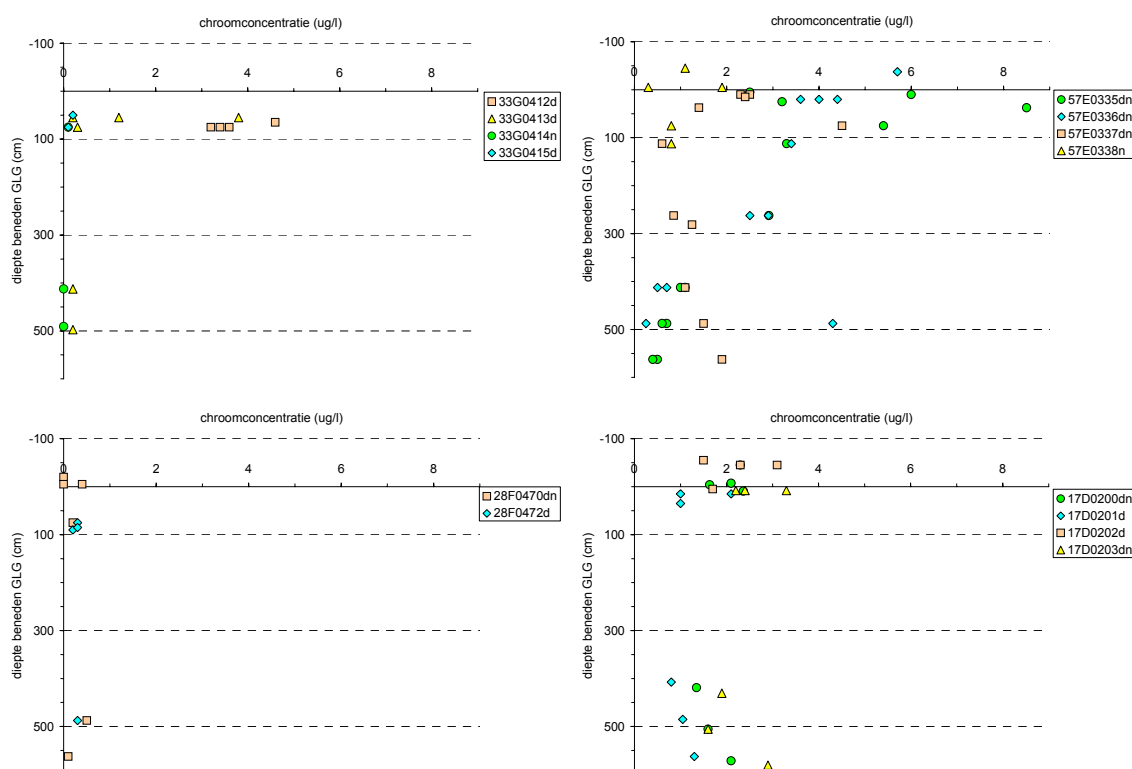
In de onderstaande figuren zijn de concentraties van een aantal sporenelementen gegeven in de bovenste vijf meter van het grondwater op de vier melkveebedrijven in het vooronderzoek. Resultaten van de derde ronde. Het betreft die elementen die niet in het hoofdrapport zijn opgenomen. Dit zijn arseen, cadmium, chroom, koper, nikkel en zink



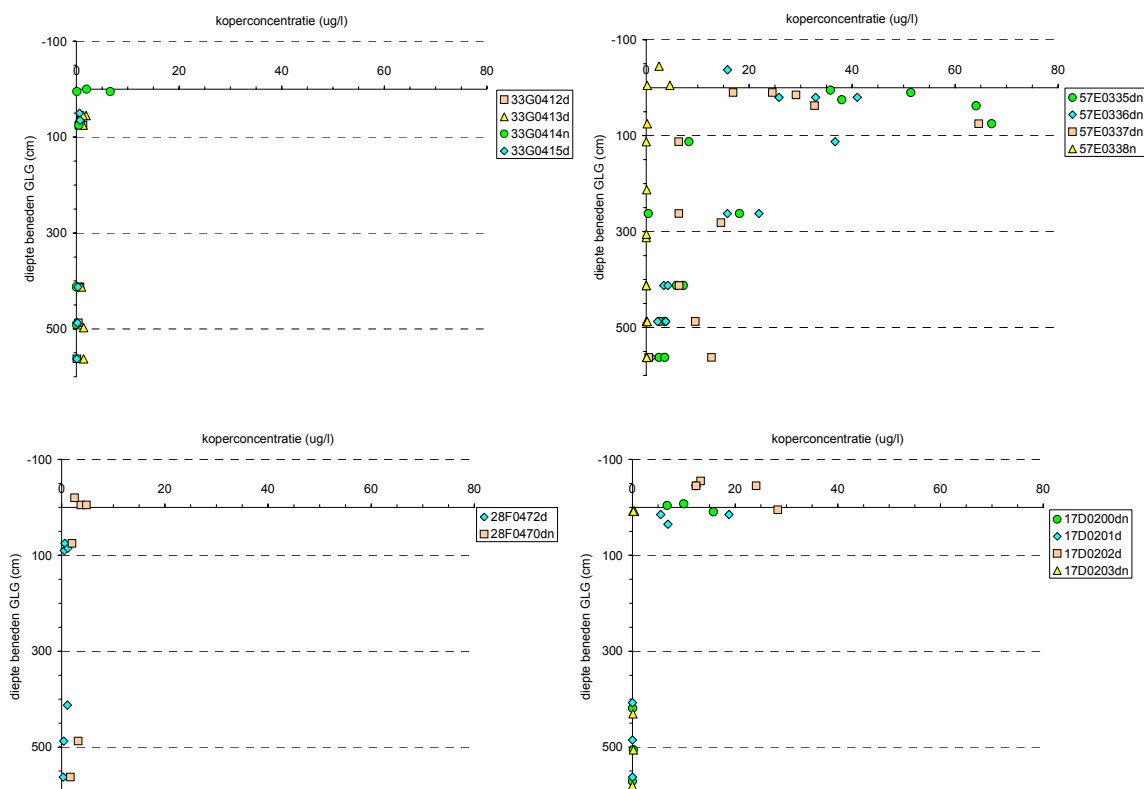
*Figuur B7.1 Arseenconcentraties op verschillende diepteniveaus op de vier melkveebedrijven voor bemonsteringsronde 3. Linksboven Spankeren (33G), rechtsboven Maarheeze (57E), linksonder Nutter (28F) en rechtsonder Nieuweroord (17D). Drainageklassen: d = droog, dn = neutraal, n = nat.*



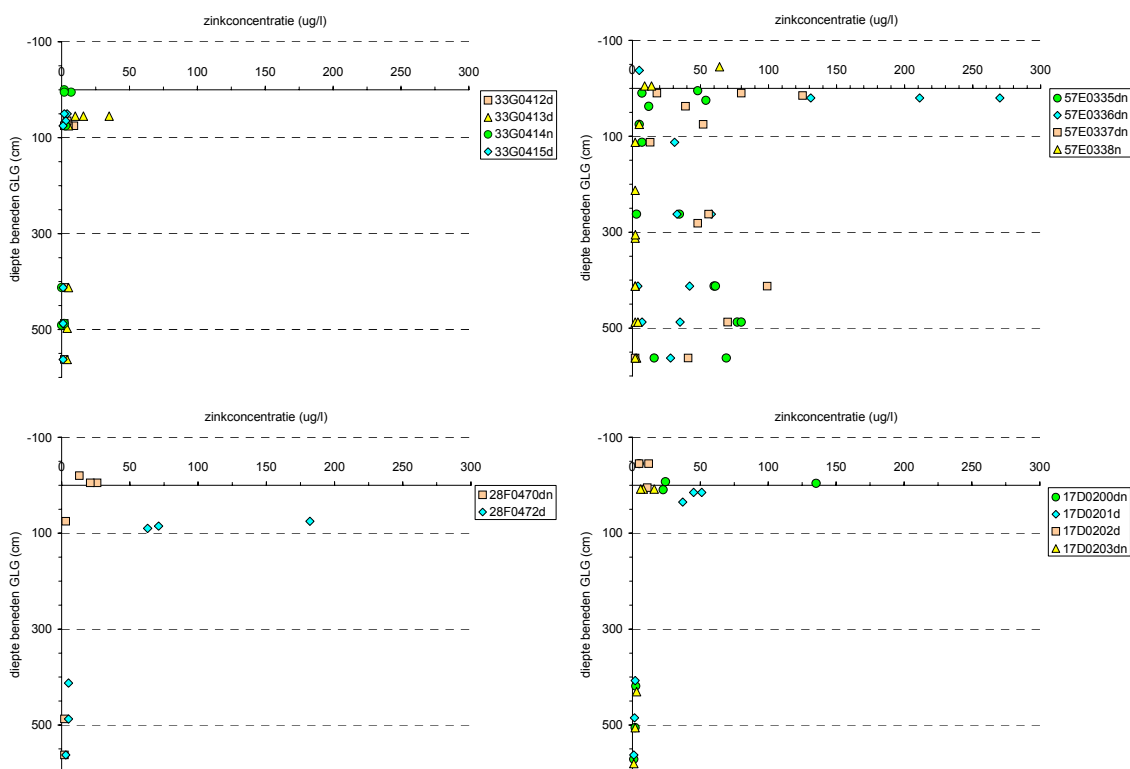
*Figuur B7.2 Cadmiumconcentraties op verschillende diepteniveaus op de vier melkveebedrijven voor bemonsteringsronde 3. Linksboven Spankeren (33G), rechtsboven Maarheeze (57E), linksonder Nutter (28F) en rechtsonder Nieuweroord (17D). Drainageklassen: d = droog, dn = neutraal, n = nat.*



*Figuur B7.3 Chroomconcentraties. Voor uitleg, zie tekst bij Figuur B7.2*



*Figuur B7.4 Koperconcentraties op verschillende diepteniveaus op de vier melkveebedrijven voor bemonsteringsronde 3. Linksboven Spankeren (33G), rechtsboven Maarheeze (57E), linksonder Nutter (28F) en rechtsonder Nieuweroord (17D). Drainageklassen: d = droog, dn = neutraal, n = nat.*



*Figuur B7.6 Zinkconcentraties. Voor uitleg, zie tekst bij Figuur B7.5.*

## Bijlage 8: Resultaten potentiële denitrificatie en analyses CaCl<sub>2</sub>-extract

DNP = potentiële denitrificatie; pH = zuurgraad; SON = oplosbaar organisch stikstof; SOC = oplosbaar organisch koolstof (zie §5.2 voor verdere toelichting).

Diepte in centimeter beneden maaiveld (cm – mv).

### Nieuweroord

Profiel nr.	laag, cm -mv	DNP µg N/kg/dag	pH	NO <sub>3</sub> -N mg/l	NH <sub>4</sub> -N mg/l	SON mg/l	SOC mg/l
17D0201	206-228	0	4,2	n.a.	28	n.a.	416
17D0201	310-331	0	4,3	n.a.	13	n.a.	272
17D0201	354-332	0	4,3	n.a.	18	n.a.	231
17D0201	379-400	0	4,4	n.a.	22	n.a.	154
17D0201	483-505	0	4,4	8	46	n.a.	111
17D0201	528-548	76	5,0	9	86	n.a.	76
17D0201	548-565	0	4,4	7	136	n.a.	77
17D0201	583-605	0	4,3	n.a.	415	n.a.	69
17D0201	679-701	0	4,0	n.a.	251	n.a.	78
17D0201	708-730	1	4,0	n.a.	247	n.a.	79
17D0201	779-801	0	4,1	n.a.	239	n.a.	117
17D0202	158-180	0	4,2	10	24	n.a.	171
17D0202	232-254	0	4,1	n.a.	312	n.a.	70
17D0202	258-278	0	4,0	n.a.	311	n.a.	60
17D0202	283-305	0	5,2	n.a.	253	n.a.	60
17D0202	384-405	0	3,9	n.a.	274	n.a.	69
17D0202	437-459	0	4,0	n.a.	258	n.a.	62
17D0202	487-509	0	4,0	n.a.	231	n.a.	72
17D0202	549-571	0	4,3	n.a.	174	n.a.	80
17D0202	675-697	0	4,4	n.a.	157	n.a.	56
17D0200	281-303	0	4,2	n.a.	562	n.a.	90
17D0200	337-359	0	4,1	n.a.	454	n.a.	60
17D0200	401-423	0	4,1	n.a.	440	n.a.	156
17D0200	444-466	0	4,1	n.a.	370	n.a.	61
17D0200	495-517	15	4,2	9	356	n.a.	185
17D0200	636-658	0	4,2	n.a.	324	n.a.	128
17D0200	764-786	0	4,4	n.a.	251	n.a.	163
17D0200	909-931	0	5,0	n.a.	88	n.a.	38
17D0203	113-135	0	4,1	42	357	n.a.	83
17D0203	137-159	0	4,2	12	432	n.a.	56
17D0203	251-273	0	4,1	n.a.	380	n.a.	72
17D0203	382-404	0	4,2	n.a.	375	n.a.	68
17D0203	442-464	0	4,2	n.a.	269	n.a.	67
17D0203	581-603	0	4,2	n.a.	163	n.a.	56
17D0203	655-677	0	5,7	n.a.	51	n.a.	35
17D0203	692-714	0	4,4	n.a.	196	n.a.	99
17D0203	763-785	0	4,5	n.a.	180	n.a.	192



**Spankeren**

Profiel nr.	laag, cm -mv	DNP µg N/kg/dag	pH	NO <sub>3</sub> -N mg/l	NH <sub>4</sub> -N mg/l	SON mg/l	SOC mg/l
33G0415	235-257	5	7,0	33	n.a.	n.a.	76
33G0415	293-315	118	7,9	9	5	n.a.	63
33G0415	317-339	2	7,9	24	4	n.a.	59
33G0415	334-356	80	8,0	31	12	n.a.	137
33G0415	372-394	9	8,0	13	n.a.	n.a.	31
33G0415	476-498	117	7,7	n.a.	12	n.a.	118
33G0415	689-711	1	7,4	43	5	n.a.	57
33G0415	747-769	0	7,9	47	6	n.a.	47
33G0415	794-816	2	6,5	45	7	n.a.	35
33G0412	242-264	0	7,5	30	6	n.a.	97
33G0412	265-287	0	7,8	25	4	n.a.	79
33G0412	331-353	0	7,9	17	n.a.	n.a.	41
33G0412	377-399	1	8,1	46	n.a.	n.a.	38
33G0412	470-492	562	8,1	20	n.a.	n.a.	41
33G0412	580-602	0	8,0	19	n.a.	n.a.	32
33G0412	669-691	0	7,9	16	6	n.a.	44
33G0412	727-749	0	7,3	25	8	n.a.	39
33G0412	756-778	0	8,0	42	n.a.	n.a.	39
33G0413	292-314	0	8,0	51	7	n.a.	65
33G0413	371-393	3	8,0	30	7	n.a.	78
33G0413	413-435	0	8,1	28	6	n.a.	52
33G0413	452-474	0	8,0	29	5	n.a.	32
33G0413	533-555	15	8,0	27	8	n.a.	70
33G0413	566-588	852	7,8	99	19	n.a.	214
33G0413	592-614	32	8,0	26	8	n.a.	69
33G0413	691-713	12	8,2	25	10	n.a.	79
33G0413	757-779	0	8,2	34	7	n.a.	49
33G0413	792-814	36	7,9	24	6	n.a.	115
33G0414	69-91	14	7,8	5	n.a.	n.a.	154
33G0414	109-131	16	8,0	n.a.	10	n.a.	108
33G0414	141-163	0	8,1	n.a.	14	n.a.	125
33G0414	148-170	0	8,1	n.a.	10	n.a.	114
33G0414	227-249	621	7,7	n.a.	45	10	229
33G0414	328-350	1425	7,7	n.a.	37	n.a.	193
33G0414	386-408	0	7,6	n.a.	32	n.a.	165
33G0414	440-462	120	8,0	n.a.	12	n.a.	107
33G0414	515-537	331	8,1	n.a.	13	n.a.	77
33G0414	550-572	4013	6,5	n.a.	7	7	165

**Nutter**

Profiel nr.	laag, cm -mv	DNP µg N/kg/dag	pH	NO <sub>3</sub> -N mg/l	NH <sub>4</sub> -N mg/l	SON mg/l	SOC mg/l
28F0470	168-190	0	5,4	6	5	n.a.	93
28F0470	221-243	0	5,4	7	5	n.a.	69
28F0470	248-270	0	5,4	8	6	n.a.	67
28F0470	305-327	0	5,7	10	6	n.a.	70
28F0470	347-369	18	5,7	7	4	n.a.	61
28F0470	383-405	0	5,4	7	n.a.	n.a.	52
28F0470	513-535	0	5,5	9	n.a.	n.a.	53
28F0470	604-626	2	5,6	6	3	n.a.	42
28F0470	715-737	67	5,8	6	n.a.	n.a.	31
28F0473	272-294	0	3,8	35	10	8	87
28F0473	329-351	0	3,8	24	5	n.a.	48
28F0473	351-373	3	3,8	30	11	n.a.	68
28F0473	429-451	0	4,0	24	n.a.	n.a.	40
28F0473	473-495	0	3,9	19	6	n.a.	44
28F0473	539-561	0	4,0	22	9	n.a.	38
28F0473	626-648	20	3,9	33	5	n.a.	45
28F0473	739-761	0	6,0	n.a.	9	n.a.	61
28F0472	472-494	0	3,9	21	6	n.a.	47
28F0472	654-676	0	4,3	10	6	n.a.	32
28F0472	716-738	0	5,1	11	n.a.	n.a.	22
28F0472	754-776	0	4,9	14	n.a.	n.a.	24
28F0472	935-957	0	4,5	9	5	n.a.	28
28F0471	366-388	0	4,1	19	17	n.a.	84
28F0471	386-408	0	4,0	19	5	n.a.	40
28F0471	414-436	0	4,0	12	n.a.	n.a.	40
28F0471	483-505	2	4,4	10	12	n.a.	55
28F0471	534-556	0	4,5	29	n.a.	n.a.	31
28F0471	562-584	0	4,4	30	4	n.a.	27
28F0471	796-818	0	4,2	16	4	n.a.	33
28F0471	845-867	0	4,1	16	8	n.a.	42

**Maarheeze**

Profiel nr.	laag, cm -mv	DNP µg N/kg/dag	pH	NO <sub>3</sub> -N mg/l	NH <sub>4</sub> -N mg/l	SON mg/l	SOC mg/l
57E0335	110-132	6	5,2	n.a.	n.a.	27	761
57E0335	137-159	0	4,9	n.a.	10	27	670
57E0335	160-182	0	4,5	n.a.	7	18	452
57E0335	237-259	0	4,7	n.a.	8	14	266
57E0335	297-319	45	4,6	n.a.	9	9	176
57E0335	346-368	0	4,4	n.a.	10	n.a.	98
57E0335	445-467	0	4,7	n.a.	7	n.a.	59
57E0335	533-555	0	5,2	n.a.	n.a.	n.a.	44
57E0335	604-626	0	4,6	9	6	n.a.	44
57E0337	74-96	0	5,6	23	9	18	277
57E0337	171-193	0	5,9	28	11	n.a.	167
57E0337	230-252	1	5,5	n.a.	12	n.a.	158
57E0337	334-356	0	4,2	n.a.	25	n.a.	66
57E0337	376-398	0	4,5	n.a.	11	n.a.	68
57E0337	478-500	0	4,8	n.a.	10	n.a.	75
57E0337	524-546	0	4,2	n.a.	17	n.a.	50
57E0337	591-613	1	4,5	7	10	n.a.	41
57E0337	680-702	0	5,0	17	11	n.a.	47
57E0336	177-199	0	4,9	51	10	14	256
57E0336	304-326	0	4,8	22	n.a.	n.a.	122
57E0336	363-385	0	4,6	6	n.a.	n.a.	94
57E0336	414-436	0	4,6	18	n.a.	n.a.	71
57E0336	474-496	0	4,7	20	10	n.a.	81
57E0336	547-569	0	5,6	20	13	n.a.	104
57E0336	657-679	0	5,0	12	14	n.a.	56
57E0336	698-720	0	4,7	12	22	n.a.	60
57E0336	733-755	0	4,8	9	20	n.a.	64
57E0338	148-170	113	5,0	n.a.	10	6	94
57E0338	198-220	284	5,1	n.a.	7	n.a.	94
57E0338	277-299	88	4,9	n.a.	n.a.	n.a.	87
57E0338	373-395	51	6,0	n.a.	n.a.	n.a.	69
57E0338	452-474	1	5,6	n.a.	n.a.	n.a.	46
57E0338	551-573	0	5,9	n.a.	7	n.a.	47
57E0338	646-668	1	5,6	n.a.	7	n.a.	81
57E0338	744-766	0	5,7	n.a.	n.a.	n.a.	47

## Bijlage 9: Resultaten van de fysisch-chemische analyses

Lutum = kleigehalte (deeltjes kleiner dan 8 µm); M50 = mediane deeltjesgrootte van de zandfractie (fractie tussen 63 µm en 2000 µm); TOC = totale hoeveelheid organische stof na ontkalking (zie §6.2 voor verdere toelichting).

Diepte in centimeter beneden maaiveld (cm -mv).

### Nieuweroord

Profiel nr.	diepte cm -mv	Lutum % < 8 µm	M50 zand	Kalk (%)	TOC (%)	Reactief Fe (%)	Pyriet FeS <sub>2</sub> (%)
17D0200	229	7	174	-1,4	0,2	-0,3	0,0
17D0200	285	8	196	-1,9	0,1	7,6	0,0
17D0200	349	10	183	-1,3	0,1	0,1	0,0
17D0200	392	9	195	-1,4	0,1	0,0	0,0
17D0200	443	10	200	-1,2	0,1	0,1	0,0
17D0200	584	9	180	-2,5	0,2	0,1	0,0
17D0200	712	12	115	-4,6	0,6	0,2	0,0
17D0200	857	2	137	3,6	0,1	-0,1	0,3
17D0201	221	3	213	-0,8	0,1	-0,2	0,0
17D0201	323	14	178	-0,3	0,0	-0,2	0,0
17D0201	388	15	153	-1,7	0,1	-0,1	0,0
17D0201	498	13	168	-0,8	0,0	-0,1	0,0
17D0201	531	12	189	-1,2	0,1	-0,1	0,0
17D0201	557	12	177	-1,2	0,1	-0,1	0,0
17D0201	598	11	194	-1,1	0,0	-0,1	0,0
17D0201	694	14	173	-0,8	0,3	-0,1	0,0
17D0201	723	12	170	-1,3	0,3	-0,1	0,0
17D0201	794	9	156	-1,1	0,2	-0,1	0,0
17D0202	169	9	203	-1,5	0,1	-0,2	0,0
17D0202	243	17	131	-1,5	0,1	-0,2	0,0
17D0202	257	11	166	-1,5	0,1	0,1	0,0
17D0202	294	9	195	-1,3	0,1	0,2	0,0
17D0202	401	12	172	-1,6	0,0	0,2	0,0
17D0202	448	12	176	-1,8	0,1	0,1	0,0
17D0202	498	11	173	-1,6	0,3	0,1	0,0
17D0202	560	15	169	-0,9	0,4	0,2	0,2
17D0202	686	16	140	-1,2	0,4	0,1	0,0
17D0203	124	10	171	-2,3	0,1	0,0	0,0
17D0203	148	11	168	-1,0	0,1	0,0	0,0
17D0203	262	8	204	-1,4	0,1	0,1	0,0
17D0203	393	13	158	-1,4	0,1	0,2	0,0
17D0203	453	9	183	-1,5	0,1	0,1	0,0
17D0203	592	12	161	-1,0	0,3	0,1	0,0
17D0203	666	1	367	-1,3	0,1	-0,2	0,0
17D0203	703	12	120	-1,7	0,4	0,0	0,0
17D0203	774	15	103	-2,1	0,6	0,1	0,0

**Spankeren**

Profiel nr.	diepte cm -mv	Lutum % < 8 µm	M50 zand	Kalk (%)	TOC (%)	Reactief Fe (%)	Pyriet FeS <sub>2</sub> (%)
33G0412	276	5	158	16,8	0,1	0,5	0,0
33G0412	342	13	68	26,9	0,1	1,2	0,0
33G0412	388	0	432	3,1	0,0	0,0	0,0
33G0412	481	8	79	20,2	0,2	0,6	0,0
33G0412	591	0	343	2,6	0,0	-0,1	0,0
33G0412	680	1	357	3,0	0,0	-0,1	0,0
33G0412	738	0	732	0,8	0,0	-0,1	0,0
33G0412	767	46	9	9,5	0,3	1,6	0,0
33G0413	353	20	54	25,4	0,2	0,7	0,0
33G0413	432	64	6	39,1	0,3	2,4	0,0
33G0413	474	8	113	22,5	0,1	0,4	0,0
33G0413	513	0	307	5,3	0,0	0,0	0,0
33G0413	594	6	146	18,3	0,7	0,4	0,0
33G0413	627	3	128	17,3	0,1	0,3	0,0
33G0413	653	8	97	19,3	0,4	0,5	0,0
33G0413	752	1	246	9,9	0,1	0,0	0,0
33G0413	818	1	293	6,1	0,2	0,0	0,0
33G0413	853	24	57	15,6	0,6	1,1	0,0
33G0414	121	13	75	0,3	0,0	1,5	0,0
33G0414	161	3	122	2,2	0,0	-0,1	0,0
33G0414	193	0	472	-0,3	0,1	0,0	0,0
33G0414	200	1	199	4,7	0,0	0,0	0,0
33G0414	259	42	11	27,5	0,6	2,2	0,1
33G0414	360	30	18	30,9	0,0	1,4	0,0
33G0414	418	4	282	4,2	0,0	0,2	0,0
33G0414	472	45	9	29,1	0,3	2,0	0,1
33G0414	547	0	749	0,4	0,0	0,0	0,0
33G0414	582	2	99	4,3	40,1	2,6	2,6
33G0415	256	5	132	-1,0	0,1	0,4	0,0
33G0415	314	9	69	19,9	0,5	1,2	0,0
33G0415	338	21	28	19,2	0,9	1,7	0,0
33G0415	355	3	638	-0,6	0,1	0,2	0,0
33G0415	393	0	406	-1,8	0,1	-0,1	0,0
33G0415	497	10	90	18,0	0,3	1,0	0,4
33G0415	546	24	30	35,8	2,5	2,8	0,6
33G0415	557	19	36	29,8	0,4	-0,1	0,1
33G0415	578	9	89	28,1	3,4	1,9	0,3
33G0415	584	4	126	24,8	2,5	2,1	0,2
33G0415	595	10	107	26,7	11,0	1,6	0,9
33G0415	605	14	72	40,5	9,8	2,2	0,9
33G0415	610	1	240	4,2	0,0	0,1	0,1
33G0415	620	23	30	26,2	3,5	2,7	0,4
33G0415	622	20	30	22,5	1,1	1,8	0,2
33G0415	668	1	435	-0,4	0,3	0,0	0,0
33G0415	715	0	468	-1,6	0,1	-0,1	0,0

**Nutter**

Profiel nr.	diepte cm -mv	Lutum % < 8 µm	M50 zand	Kalk (%)	TOC (%)	Reactief Fe (%)	Pyriet FeS <sub>2</sub> (%)
28F0470	149	3	92	0,8	0,0	1,0	0,0
28F0470	186	4	91	0,8	0,0	1,0	0,0
28F0470	202	11	83	1,1	0,0	1,1	0,0
28F0470	229	18	59	1,1	0,1	1,7	0,0
28F0470	328	22	71	1,0	0,2	1,9	0,0
28F0470	364	6	86	1,4	0,0	3,5	0,0
28F0470	494	3	91	1,2	-0,1	1,0	0,0
28F0470	585	23	65	0,1	0,4	1,5	0,0
28F0470	696	5	83	1,0	-0,1	0,9	0,0
28F0471	562	7	89	1,2	-0,1	0,8	0,0
28F0471	582	1	106	1,9	-0,2	1,1	0,0
28F0471	610	3	86	2,3	-0,2	1,2	0,0
28F0471	679	10	81	1,7	-0,1	1,1	0,0
28F0471	730	2	87	1,0	-0,1	1,6	0,0
28F0471	758	10	77	0,9	0,0	2,4	0,0
28F0471	992	6	80	1,4	-0,1	1,3	0,0
28F0471	1041	12	81	1,1	-0,1	1,7	0,0
28F0472	486	4	87	0,4	0,0	1,5	0,0
28F0472	668	22	22	0,8	0,0	2,9	0,0
28F0472	730	2	94	0,4	0,0	1,1	0,0
28F0472	768	10	76	1,2	0,0	2,0	0,0
28F0472	949	1	93	0,8	-0,1	1,0	0,0
28F0473	192	10	80	1,0	0,0	2,1	0,0
28F0473	249	29	29	3,4	-0,3	2,4	0,0
28F0473	249	2	95	0,9	0,1	3,9	0,0
28F0473	261	5	97	0,7	-0,1	2,1	0,0
28F0473	271	16	76	0,7	0,0	1,9	0,0
28F0473	393	9	87	1,0	0,0	1,6	0,0
28F0473	459	12	103	0,9	0,0	1,8	0,0
28F0473	546	4	91	1,5	-0,1	1,7	0,5
28F0473	659	18	69	1,0	0,1	2,1	1,0

**Maarheeze**

Profiel nr.	diepte cm -mv	Lutum % < 8 µm	M50 zand	Kalk (%)	TOC (%)	Reactief Fe (%)	Pyriet FeS <sub>2</sub> (%)
57E0335	129	3	142	0,5	0,2	-0,1	0,0
57E0335	156	2	213	1,4	0,0	-0,1	0,0
57E0335	179	5	193	1,5	0,3	0,0	0,0
57E0335	256	0	208	1,3	0,0	-0,1	0,0
57E0335	316	4	162	-1,6	8,0	-0,1	0,3
57E0335	365	1	194	1,3	0,0	-0,1	0,0
57E0335	464	1	315	*	-0,1	*	*
57E0335	552	0	296	0,8	-0,1	-0,1	0,0
57E0335	623	0	264	1,6	-0,1	-0,1	0,0
57E0336	188	0	272	1,1	-0,1	-0,1	0,0
57E0336	315	0	305	1,2	-0,1	0,0	0,0
57E0336	374	0	271	1,2	-0,1	-0,1	0,0
57E0336	425	0	363	1,2	-0,1	0,0	0,0
57E0336	485	1	276	1,1	0,0	-0,1	0,0
57E0336	558	9	182	1,1	0,4	0,1	0,0
57E0336	668	2	257	1,0	-0,1	-0,1	0,0
57E0336	709	12	142	0,7	0,0	0,0	0,0
57E0336	744	14	74	1,0	0,1	0,0	0,0
57E0337	106	14	79	0,6	0,0	-0,1	0,0
57E0337	203	1	188	0,5	0,0	-0,1	0,0
57E0337	262	0	346	1,1	0,2	-0,1	0,0
57E0337	366	1	261	0,9	0,0	0,0	0,0
57E0337	408	2	216	0,7	0,0	-0,1	0,0
57E0337	510	5	202	0,9	0,0	-0,1	0,0
57E0337	556	10	159	0,7	0,0	0,0	0,0
57E0337	623	1	233	0,9	-0,1	-0,1	0,0
57E0337	712	1	227	1,0	-0,1	-0,1	0,1
57E0338	189	4	177	-0,1	3,4	0,8	0,6
57E0338	239	2	199	1,0	2,6	0,2	0,2
57E0338	318	0	592	0,7	0,2	0,1	0,1
57E0338	414	1	188	2,2	0,6	-0,1	0,0
57E0338	493	0	263	1,1	0,0	-0,1	0,0
57E0338	592	1	243	0,7	0,0	-0,1	0,0
57E0338	687	1	194	0,6	0,1	-0,1	0,0
57E0338	785	1	181	0,8	0,0	-0,1	0,0

## Bijlage 10: Afwentelingseffecten, vergelijking van gegevens van LMM en LMG

### *Methode en materialen*

Een indruk van afwenteling kan verkregen worden door per regio te onderzoeken of er een toename is van kationen (Ca, Mg, K, Na), sulfaat en zware metalen (As, Cd, Cu, Ni, Pb, en Zn) tussen de waarnemingsdiepte van het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) en van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG). In het LMM wordt in de zandgebieden de bovenste meter van het grondwater bemonsterd. In het LMG wordt bemonsterd op 8-10 m beneden maaiveld, gemiddeld is dit voor de zandgebieden op 6,5-8,5 m beneden de grondwaterspiegel. Omdat verwacht wordt dat bij hoge grondwaterstanden denitrificatie vooral in de wortelzone plaatsvindt, wordt behalve naast een gemiddelde per regio onderscheid gemaakt naar de drainageklassen nat, neutraal en droog, zie §1.1.3. Bij putten van het LMG kan eenvoudig onderscheid gemaakt worden tussen nat, neutraal en droog, maar voor de gegevens van het LMM is dit niet mogelijk omdat het mengmonsters op bedrijfsniveau betreft. Per bedrijf is wel de verdeling van grondwatertrappen (Gt's) over het bedrijfsoppervlak bekend en daarmee een verdeling over de drainageklassen. Per regio en bedrijf is door statistische interpolatie de concentratie aan kationen, sulfaat en zware metalen berekend voor de bovenste meter grondwater bij 100% natte, neutrale en droge gronden. Indien de verhouding tussen de standaardfout en de geschatte waarde kleiner is dan 3, wordt de schatting niet gerapporteerd.

### *Resultaat*

In de onderstaande tabellen is het statistisch geïnterpoleerde verschil weergegeven tussen de concentraties in de bovenste meter van het grondwater (LMM) en op 13-15 meter beneden maaiveld (LMG) voor de drainageklassen “nat”, “neutraal” en “droog”.

### **Nitraat**

In elke regio is sprake van een afname van de nitraatconcentratie met de diepte, met uitzondering van het Centrale zandgebied (toename van 39%), zie Tabel B10.1. Er is geen algemeen beeld te destilleren uit de verschillen tussen de drainageklassen.

*Tabel B10.1 Procentuele afname van de nitraatconcentratie tussen de bovenste meter van het grondwater (LMM) en het eerste filter van het LMG per regio*

REGIO	Drainageklasse		
	Nat	Neutraal	Droog
Beekdal	100	100	
Zand centraal	14		
Hoogveen	99	95	100
Peelhorst + terras	10	-1	30
Keileem	26	53	82
Zand oost	100	20	56
Slenk	89	38	61
Vallei	83	99	16
Zand zuidwest		-10	86



### Hardheid

De hardheid van het water (Ca + Mg) neemt in drie van de negen gebieden toe en in de overige gebieden af met de diepte. Er zijn geen eenduidige verschillen in de toe- of afname tussen de drainageklassen

*Tabel B10.2 Procentuele toename van de hardheid tussen de bovenste meter van het grondwater en het eerste filter van het LMG per regio*

REGIO	Nat	Drainagklasse	
		Neutraal	Droog
Beekdal			
Zand centraal			
Hoogveen	8		
Peelhorst + terras		7	-33
Keileem	-7	-31	
Zand oost		55	39
Slenk	16	1	
Vallei		22	
Zand zuidwest		8	

### Sulfaat

De sulfaatconcentratie neemt in dezelfde drie regio's toe als de hardheid. De overige regio's geven een afname van de sulfaatconcentratie met de diepte te zien. Alleen voor de gronden met een drainageklasse neutraal zijn statistisch significante verschillen gevonden tussen de (berekende) sulfaatconcentraties in LMM en LMG per drainageklasse.

*Tabel B10.3 Procentuele toename van de sulfaatconcentratie tussen de bovenste meter van het grondwater en het eerste filter van het LMG per regio*

REGIO	Nat	Draingeklasse	
		Neutraal	Droog
Beekdal			
Zand central			
Hoogveen			
Peelhorst+terras		11	
Keileem		-15	
Zand oost			
Slenk		-7	
Vallei			
Zand zuidwest		-15	

### Zware metalen

De som van de concentraties aan zware metalen (As, Cd, Cu, Ni, Pb, en Zn) neemt in elke regio met de diepte af, met uitzondering van de "Peelhorst en terras". Er is niet iets te zeggen over verschillen tussen de drainageklassen, omdat voor de meeste regio's geen significante verschillen zijn berekend in metaalconcentratie tussen het LMM- en LMG-diepteniveau.

*Tabel B10.4 Procentuele toename van de som van de concentraties aan zware metalen tussen de bovenste meter van het grondwater en het eerste filter van het LMG per regio*

REGIO	Nat	Drainageklasse	
		Neutraal	Droog
Beekdal			
Zand central			
Hoogveen			
Peelhorst + terras		19	-7
Keileem		-50	
Zand oost	-84	-69	
Slenk		-72	
Vallei			
Zand zuidwest		-22	

### **Conclusies**

Uit de vergelijking van de gegevens verzameld met het LMM en het LMG blijkt duidelijk dat de nitraatconcentraties lager zijn op 6,8-8,0 m beneden de grondwaterspiegel dan in de eerste meter. Er konden geen verschillen tussen drainageklassen worden aangetoond. De gegevens laten echter geen toename met de diepte zien van hardheid, sulfaat en zware metalen.

## Bijlage 11: Bureaustudies

### *Inleiding*

Er zijn drie bureaustudies uitgevoerd om de verschillende deelvragen te kunnen beantwoorden, naast natuurlijk een meer algemene studie van de al beschikbare literatuur over de problematiek van de toetsdiepte en over specifieke onderwerpen ter beantwoording van de onderzoeksvragen. De studies betreffen (a) het heranalyseren van de gegevens verzameld in het RIVM-onderzoek op tien melkveebedrijven eind jaren tachtig van de vorige eeuw, (b) het vergelijken van gegevens voor het bovenste grondwater uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) met die voor het diepere grondwater uit het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG) en (c) het analyseren van recente gegevens over nitraatconcentraties in grondwater, drainwater en oppervlaktewater op landbouwbedrijven in de nattere delen van de zandgebieden.

### *Heranalyse van gegevens onderzoek op melkveebedrijven*

Eind jaren tachtig van de vorige eeuw is op tien melkveebedrijven in de zandgebieden intensief onderzoek gedaan naar de variatie in ruimte en tijd van de nitraatconcentratie (Boumans, 1990; Boumans et al., 1989).

Op deze bedrijven zijn op basis van geofysisch onderzoek geschikte locaties uitgezocht voor de bemonstering van het grondwater tot zes meter onder maaiveld. Van deze locaties wordt verwacht dat het grondwater afkomstig is van regenwater dat op het bedrijf is geïnfiltreerd. Begin 1986 zijn per bedrijf gemiddeld negen putten gemaakt. Elk put is voorzien van meerdere filters. De eerste drie filters zijn 20 cm lang en hebben een onderlinge afstand van 30 cm, de volgende vier zijn 50 cm lang en hebben een onderlinge afstand van 50 cm. De filters zijn geplaatst op een gemiddelde diepte ten opzichte van maaiveld op ongeveer 110 cm, 160 cm, 210 cm, 275 cm, 375 cm, 475 cm en 575 cm. De bovenste twee filters zitten meestal tussen de gemiddeld hoogste (GHG) en gemiddeld laagste (GLG) grondwaterstand. De filters zijn direct na plaatsing schoongespoeld. In de tweede helft van 1986 zijn de putten nogmaals gespoeld en is een deel ook bemonsterd. In totaal zijn er 90 multifilterputten geplaatst en 83 zijn in zowel 1987 en 1988 bemonsterd. Hiervan is een deel ook al in 1986 bemonsterd.

Op deze bedrijven is ook een bedrijfskartering uitgevoerd waarbij het bodemtype en de grondwatertrap zijn bepaald. Van de in de periode 1986-1988 bemonsterde putten zijn voor 46 putten in 1986, voor 85 putten in 1987 en voor 80 putten in 1988 gegevens beschikbaar over de grondwatertrap.

De concentratie in de bovenste meter is berekend door het middelen van de resultaten voor de bovenste twee filters, de concentratie voor de vijfde meter is gelijk gesteld aan de concentratie in het onderste filter. Voor de berekening van het gemiddelde van de bovenste vijf meter zijn de resultaten van alle filters gebruikt.



Kaart B11.1 Ligging van de 10 melkveebedrijven op zand uit het onderzoek van Boumans (1990)

### **Vergelijking LMM en LMG gegevens voor zandgebieden**

Voor dit onderdeel zijn de gegevens gebruikt van het LMM-programma in de zandgebieden in de periode 1992-1995 (Fraters et al., 1997; Boumans et al., 1997) en van het LMG uit de periode 2002-2003 (zie Reijnders et al., 2004, voor recent overzicht). De LMM-gegevens betreffen circa 100 landbouwbedrijven die drie of vier keer bemonsterd zijn in de periode 1992-1995. De LMG-gegevens betreffen circa 100 putten die zowel in 2002 als in 2003 bemonsterd zijn en gerelateerd kunnen worden met landbouw.

Voor de vergelijking is, zowel voor de LMM- als de LMG-gegevens, gekeken naar de relatie tussen nitraatconcentratie en grondwatertrap. Er is onderscheid gemaakt tussen de uitspoelingsgevoelige gronden (Gt VI en hoger) en de overige zandgronden. Voor de LMM-gegevens moet gecompenseerd worden voor het feit dat op de deelnemende bedrijven andere grondsoorten dan zand kunnen voorkomen. Bij de LMG-gegevens moet rekening worden gehouden met de feitelijke ouderdom van het water. Hiervoor zijn de ouderdomsbepalingen gebruikt op basis van tritiummetingen uit 1984. Voor beide is ook gekeken naar het landgebruik, aangezien bekend is dat onder grasland de uitspoeling anders kan zijn dan onder bouwland.

Voor resultaten zie Bijlage 3 en Bijlage 10

***Onderzoek relatie kwaliteit grondwater - oppervlakte***

Voor dit onderdeel is gebruik gemaakt van gegevens uit vier onderzoeken uitgevoerd op landbouwbedrijven in de zandgebieden. Het betreft onderzoek op 24 landbouwbedrijven die deelnemen aan het winterprogramma in de zandgebieden, twee bedrijven die deelnemen in het project Koeien en Kansen, twee bedrijven uit in het §B10.2 besproken onderzoek op 10 melkveebedrijven op zand en drie akkerbouwbedrijven die deelnamen aan het onderzoek eind jaren tachtig van de vorige eeuw.

**Winterprogramma zandgebieden**

In oktober 2004 is het winterprogramma zandgebieden van start gegaan. Dit programma heeft tot doel de invloed van de landbouw op de kwaliteit van het oppervlaktewater in beeld te brengen en de verandering hiervan in de tijd, dit in relatie met de (verandering in de) landbouwpraktijk. Het programma is gestart met 24 LMM-bedrijven waar al één of meerdere malen in de zomerperiode het bovenste grondwater bemonsterd was via de open-boorgatmethode. Alle bedrijven dienden voor minimaal 25% van het areaal gedraineerd te zijn met buizendrainage. In de winterperiode (oktober – april) is éénmaal het grondwater bemonsterd (open boorgaten) en een tot viermaal het drain- en slootwater. De grondwaterbemonstering is identiek uitgevoerd als de zomerbemonstering (16 boorgaten verspreid over het bedrijf). Per bedrijf zijn 16 drains geselecteerd en acht locaties voor de bemonstering van het slootwater. Voor meer details wordt verwezen naar Fraters en Boumans (2005).

**Koeien en Kansen**

De betreffende bedrijven nemen sinds 1999 deel aan het K&K-project. Het bedrijf te Eibergen ligt in het oostelijke zandgebied en het bedrijf te IJsselsteyn in het zuidelijke zandgebied. Op het bedrijf te Eibergen is in eind 1999 en begin 2000 de bovenste meter van het grondwater via de openboorgatmethode op circa 10 locaties bemonsterd. Door de bodemgesteldheid was het niet mogelijk dit op meer locaties te doen. Daarom is besloten vanaf 2001 elk najaar op 16 locaties het bodemvocht te bemonsteren op circa 1-3 m -mv. Daarnaast is vanaf 1999 in de winterperiode op 16 locaties het drainwater bemonsterd.