32/446(31) 2e ex

BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW

De invloed van de stikstofhuishouding in de bodem op de grondwaterkwaliteit in waterwingebied 't Klooster

F.J.E. van der Bolt
J. Pankow
C.W.J. Roest
A. van den Toorn

Rapport 31

STARING CENTRUM, Wageningen, 1990

CENTRALE LANDBOUWCATALOGUS
0000 0386 3673

24 JUL. 1990

ISN 521799*

REFERAAT

Bolt, F.J.E. van der, J. Pankow, C.W.J. Roest en A. van den Toorn, 1990. De invloed van de stikstofhuishouding in de bodem op de grondwaterkwaliteit in waterwingebied 't Klooster. Wageningen, Staring Centrum. Rapport 31.
123 blz.; 19 fig.; 17 tab.; 4 aanh.

Referaat
Voor de ondersteuning van het beleid van de provincie Gelderland inzake de bescherming van de kwaliteit van het grondwater is geprobeerd een concrete methodiek te ontwikkelen, waarbij informatie uit een meetnet wordt gekoppeld aan simulatiestudies. Hiertoe is op tien percelen gedurende een jaar het bovenste grondwater bemonsterd en zijn modelberekeningen uitgevoerd ter beschrijving van de water- en stikstofhuishouding van deze percelen.

Trefwoorden: stikstofhuishouding, grondwaterkwaliteit, meetnet, modellen.

ISSN 0924-3070

©1990
STARING CENTRUM Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied Postbus 125, 6700 AC Wageningen
Tel.: 08370-19100; telefax: 08370-24812; telex: 75230 VISI-NL

Het Staring Centrum is een voortzetting van: het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding (ICW), het Instituut voor Onderzoek van Bestrijdingsmiddelen, afd. Milieu (IOB), de afd. Landschapsbouw van het Rijksinsituut voor Onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw "De Dorschkamp" (LB), en de Stichting voor Bodemkartering (STIBOKA).
Het Staring Centrum aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm en op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van het Staring Centrum.

[RAP/31]

INHOUD

		blz
WOORD VOORAF		7
SAMENVATTING		9
1	INLEIDING	11
2	DOELSTELLINGEN EN METHODE	13
2.1	Doelstellingen	13
2.2	Methode	14
3	HET MEETPROGRAMMA	15
3.1	Het diepe en ondiepe grondwater	15
3.1.1	Methode	15
3.1.2	Resultaten	15
3.1.3	Conclusies	16
3.1.4	Aanbeveling	16
3.2	Het bovenste grondwater	16
3.2.1	Methode	16
3.2.2	Resultaten	16
3.2.3	Conclusies	17
3.2.4	Aanbevelingen	18
4	DE MODELSTUDIE	19
4.1	Methode	19
4.2	Resultaten	19
4.3	Conclusies	20
4.4	Aanbevelingen	22
5	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN VOOR DE PROVINCIE GELDERLAND	25
LITERATUUR		29
AANHANGSELS		
1	Modellen, mogelijkheden en beperkingen	37
2	Het betrouwbaarheidsinterval van meetgegevens	45
3	Het veldonderzoek	47
4	De modelstudie	87

WOORD VOORAF

In december 1987 verleende de provincie Gelderland aan het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, nu Staring Centrum, de opdracht tot het uitvoeren van de studie "Invloed van de stikstofhuishouding in de bodem op de grondwaterkwaliteit in waterwingebied 't Klooster".

Aanleiding tot het verlenen van de opdracht was het van kracht worden van de Wet bodembescherming en het Besluit gebruik dierlijke meststoffen per 1 januari respectievelijk 1 mei 1987. Hierdoor zijn de provincies verplicht grondwaterbeschermingsgebieden vast te stellen en werd het mogelijk aanvullende regelgeving binnen deze beschermingszones te verzorgen om de drinkwaterwinning in de toekomst veilig te kunnen stellen.

Doel van dit onderzoek was te komen tot een methodiek waarbij simulatiemodellen worden gekoppeld aan een meetprogramma om de gevolgen van beleid op lange termijn te kunnen voorspellen.

Gedurende het onderzoek heeft de Begeleidingscommissie Onderzoek Bescherming Grondwaterwingebieden van de provincie Gelderland voor sturing en wetenschappelijke begeleiding gezorgd. In de Begeleidingscommissie Onderzoek Bescherming Grondwaterwingebieden hadden zitting:

A. de Boer	Consulentschap voor de Tuin- en Akkerbouw
T.J. Boschloo	WMG
H. Boukes	KIWA BV
R. Dierx	WOG
G. van Drecht	RIVM
Th. Edelman	prov. Gelderland, dienst Milieu en water
G. van Eijk	prov. Gelderland, dienst Milieu en water
G.J. Heij	RIVM
S. Hoogveld	prov. Gelderland, dienst Milieu en water
A.H. van der Meer	Ministerie van Landbouw en Visserij
A.A.M. Meuleman	prov. Gelderland, dienst Milieu en water
Th. van de Nes	prov. Gelderland, dienst Milieu en water
P. Nicolai	Ministerie van Landbouw en Visserij
J. Overmars	prov. Gelderland, dienst Landinrichting en Landbouw
M.J.H. Pastoors	RIVM
P.E. Rijtema	Staring Centrum
C.W.J. Roest	Staring Centrum
R. Verkooijen	prov. Gelderland, dienst Milieu en water

De conclusies en aanbevelingen van dit onderzoek zijn voor rekening van de onderzoekers die het project hebben uitgevoerd:

P.Bakkers
F.J.E. van der Bolt
J. Harmsen
J. Pankow
P.E. Rijtema
C.W.J. Roest
A. van den Toorn

SAMENVATTING

Om het beleid van de provincie Gelderland ter bescherming van de kwaliteit van het grondwater in het kader van de Wet bodembescherming en het Besluit gebruik dierlijke meststoffen te ondersteunen is getracht meer inzicht te krijgen in het gedrag van stikstofverbindingen in de onverzadigde zone. Een eerste aanzet is gegeven voor de ontwikkeling van een methodiek ter ondersteuning van het beleid, waarbij een meetprogramma wordt gekoppeld aan simulatiemodellen.

De resultaten van het meetprogramma laten zien dat de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater onder cultuurgrond, maar ook onder sommige bossen, veel hoger is dan de drinkwaternorm en dat de denitrificatie in het grondwater groot kan zijn. Op grond hiervan rijst de vraag of de gemeten nitraatconcentraties direct onder de grondwaterspiegel normatief zijn voor de nitraatbelasting van het watervoerende pakket. Meten aan het bovenste grondwater blijkt op problemen te stuiten, omdat de ruimtelijke variabiliteit groot is en omdat bemonsteren van dit water nog technische moeilijkheden kent. Op grond hiervan wordt de provincie geadviseerd onder de Gemiddeld Laagste Grondwaterstand te meten.

De simulatiestudie is uitgevoerd met het waterbalansmodel WATBAL en het stikstof- en koolstofkringloopmodel ANIMO. Geprobeerd is de in het meetprogramma verzamelde nitraatconcentraties op naar bodemeenheid, hydrologie en bodemgebruik representatieve percelen te benaderen. Daartoe zijn door middel van literatuuronderzoek (regionale) invoergegevens verzameld. De orde van grootte van de over een jaar gemiddelde simulatieresultaten komt overeen met de orde van grootte van de over een jaar gemiddelde meetgegevens. De gevolgde methodiek lijkt geschikt om op regionale schaal toekomstige ontwikkelingen ten gevolge van gevoerd beleid door te rekenen. Op perceelsniveau of puntschaal lijkt deze methodiek voor de provincie Gelderland niet toepasbaar in verband met de grote hoeveelheid benodigde meetgegevens en de hiermee gepaard gaande kosten.

De studie laat zien dat het gedrag van stikstof in de bodem wordt beïnvloed door het bodemprofiel, de grondwaterstand, het grondgebruik en de stikstoftoevoer. In het algemeen hebben beleidsmaatregelen ter reductie van de stikstofuitspoeling betrekking op de regulering van de stikstofaanvoer per bodem-gebruiksvorm. Op basis van de resultaten van de huidige studie kan worden geconcludeerd dat ook via maatregelen betreffende het bodemgebruik en maatregelen die de grondwaterstand sturen de stikstofuitspoeling kan worden gereduceerd.

1 INLEIDING

Verontreiniging van het grondwater met nitraat is in hoge mate bedreigend voor de waterkwaliteit van het opgepompte ruwwater in waterwingebieden. Grondwaterverontreiniging, veroorzaakt door het bodemgebruik, onder andere samenhangend met het probleem van de mestoverschotten, krijgt de laatste jaren veel aandacht. In dit verband zijn voor de landbouw normen geformuleerd volgens welke op langere termijn zowel de fosfaat- als de stikstof-emissie door de landbouw zullen worden beperkt.

Op 1 januari 1987 is daartoe de Wet Bodembescherming van kracht geworden. Op grond van de Wet Bodembescherming is de provinciale overheid verplicht om met een provinciale verordening het grondwater als grondstof voor het drinkwater in grondwaterbeschermingsgebieden te beschermen tegen verontreiniging.

De landelijke mestregelgeving, vastgelegd in het Besluit gebruik dierlijke meststoffen, is 1 mei 1987 in werking getreden. De normering is gebaseerd op de fosfaatgift, waarbij is verondersteld dat deze regeling op lange termijn ook een bijdrage levert aan het oplossen van het nitraatprobleem. Ook is de uitrijperiode beperkt. De normering wordt gefaseerd ingevoerd, waarbij de eindnorm in het jaar 2000 wordt bereikt. In dit besluit is de mogelijkheid opengelaten om aanvullende maatregelen te treffen teneinde in grondwaterbeschermingsgebieden de nitraatbelasting sneller terug te kunnen dringen (Nota van Toelichting bij het Besluit gebruik dierlijke meststoffen). De aanvullende regelgeving kan betrekking hebben op het gebruik van dierlijke mest, maar ook op het gebruik van andere meststoffen en op veranderingen in de bedrijfssituatie. De aanvullende regelgeving in grondwaterbeschermingsgebieden is gericht op het behoud dan wel het opnieuw verkrijgen van een voor de drinkwaterwinning aanvaardbare kwaliteit van het grondwater. De eisen waar drinkwater aan moet voldoen zijn vermeld in het Waterleidingbesluit. De drinkwaterbedrijven moeten water leveren met een nitraatconcentratie van maximaal 50 mg/l. Naast deze wettelijk vastgelegde bovengrens wordt een streefwaarde van 25 mg/l gehanteerd.

De mate waarin aanvullende maatregelen noodzakelijk zijn is afhankelijk van de kwetsbaarheid van een gebied voor uitspoeling naar het grondwater. Het is de bedoeling dat de provincies hun grondwaterbeschermingsgebieden indelen in mate van kwetsbaarheid om op basis hiervan de benodigde maatregelen vast te stellen.

Binnen een grondwaterbeschermingsgebied kan een grote variatie optreden in bodemsituatie en bodemgebruik. De te nemen maatregelen dienen hieraan te zijn aangepast. Ter ondersteuning van het provinciale beleid ter bescherming van de kwaliteit van het grondwater in de provincie Gelderland is in opdracht van de provincie Gelderland door het Staring Centrum te Wageningen het onderzoek "De invloed van de stikstofhuishouding in de bodem op de grondwaterkwaliteit in waterwingebied 't Klooster" uitgevoerd.

De rapportage is gesplitst in twee delen: het hoofdrapport en de aanhangsels. In het hoofdrapport wordt het onderzoek op verzoek van de opdrachtgever bondig gepresenteerd. Het accent van de beschrijving is gelegd op de resultaten en conclusies van het onderzoek. De aanhangsels bevatten, naast een algemene verhandeling over wiskundige modellen en de theorie van het bepalen van de betrouwbaarheidsintervallen, een uitgebreide beschrijving van het veldonderzoek en de simulatiestudie.

2 DOELSTELLINGEN EN METHODE

2.1 Doelstellingen

Het onderzoek is opgezet ter ondersteuning van het beleid van de provincie Gelderland ter bescherming van de kwaliteit van het grondwater in het kader van de Wet bodembescherming en het Besluit gebruik dierlijke meststoffen. Door Provinciale Staten van Gelderland is daartoe een grondwaterbeschermingsplan vastgesteld. De aan de provincies toegekende verordeningsbevoegdheid in grondwaterbeschermingsgebieden impliceert een normeringsbevoegdheid. Provinciale Staten van Gelderland hebben daartoe de Verordening grondwaterbeschermingsgebieden Gelderland vastgesteld. Ter onderbouwing van de evaluatie van de regelgeving op dit gebied alsmede het beleid inzake ontheffingen is het uiteraard belangrijk inzicht te hebben in het gedrag van relevante stoffen in de bodem.

Hoofddoel van dit onderzoek is het verkrijgen van meer inzicht in het gedrag van stikstofverbindingen in de bodem om de provinciale regelgeving voor grondwaterbeschermingsgebieden te onderbouwen.

Een nadere beschrijving van deze doelstelling luidt:
- uitwerken van de huidige kennis over het gedrag van stikstof in de bodem op een zodanige wijze dat de methodiek bruikbaar is bij de beleidsvorming inzake aanvragen voor ontheffing in het kader van de Verordening Grondwaterbeschermingsgebieden Gelderland;
- bovengenoemde kennis koppelen aan een praktijkmeetnet dat informatie moet geven over de kwaliteit van het bovenste grondwater.

Een concretere omschrijving, genoemd in de onderzoeksopdracht, onderscheidt drie (sub)doelstellingen en maakt de structuur van de onderzoeksopzet duidelijk:
- het verkrijgen van inzicht in de huidige kwaliteit van het grondwater in waterwinning 't Klooster;
- het verkrijgen van inzicht in de ontwikkeling van de kwaliteit van het grondwater in de tijd als functie van het bodemgebruik en het bemestingsregime. Daarbij wordt het in het verleden gevoerde beleid ten aanzien van de bemesting op zijn consequenties voor de grondwaterkwaliteit doorgerekend;
- het ontwikkelen van een methodiek waardoor een meetprogramma gekoppeld aan simulatiemodellen door de provincie kan worden gebruikt ter evaluatie van het beleid ten aanzien van de mestregelgeving.

2.2 Methode

Om de gestelde doeleinden te realiseren, is in samenspraak met de provincie gekozen voor een werkwijze waarbij vier delen binnen het onderzoek kunnen worden onderscheiden:

1a. Het analyseren van de waterkwaliteitsgegevens (historische reeks) van de individuele produktieputten. Deze analyse kan wellicht inzicht verschaffen in de vraag of de gevolgen van overbemesting reeds in het opgepompte ruwwater aantoonbaar zijn en zo ja, uit welk deel van het intrekgebied deze verontreiniging afkomstig is.

1b. Het bemonsteren van bestaande observatiebuizen in het intrekgebied van de waterwinning. In het algemeen zijn deze observatiebuizen geplaatst voor waarneming van de grondwaterspiegel om mogelijk optredende droogteschade ten gevolge van de waterwinning te kunnen schatten. De waterkwaliteitsgegevens van buizen waarmee alleen het freatisch water kan worden bemonsterd en die in wegbermen of op boerderij-erven en dergelijke zijn geplaatst, moeten met de nodige voorzichtigheid worden geïnterpreteerd. De waterkwaliteit van het diepe (niet-freatisch grondwater dient inzicht te geven in de verontreiniging door overbemesting die reeds "onderweg" is naar de produktieputten.

2. Het bemeten van ondiepe observatiebuizen op percelen met representatieve bodemsoorten, hydrologische omstandigheden (grondwatertrap), en bodemgebruiksvormen. In deze buizen wordt het verloop van de waterkwaliteit van het bovenste freatisch grondwater gedurende een jaar gevolgd. Hiermee wordt inzicht verkregen in de variatie van de waterkwaliteit in de tijd en ook (enigermate) in de ruimtelijke variatie hierin.

3. Het simuleren van de stikstofhuishouding in de onverzadigde zone van de bemonsterde percelen met behulp van een simulatiemodel.

4. Na afronden van de eerste drie onderdelen wordt vastgesteld of, en zo ja hoe deze resultaten kunnen worden vertaald naar een door de provincie te gebruiken methodiek voor de onderbouwing van de evaluatie van het beleid.

3 HET MEETPROGRAMMA

Het meetprogramma bestaat uit eenmalige metingen aan het diepe (> 10 m - mv.) en het ondiepe (tot 10 m - mv.) grondwater, en uit de maandelijkse bemonstering van het bovenste grondwater (het water direct onder de grondwaterspiegel) gedurende een jaar. Methode, resultaten en conclusies worden voor de beide delen afzonderlijk besproken. Een uitgebreide beschrijving van het veldonderzoek is te vinden in aanhangsel 3.

3.1 Het diepe en ondiepe grondwater

3.1.1 Methode

Om een indruk te krijgen van de aard en omvang van mogelijke verontreiniging van het grondwater veroorzaakt door overbemesting is op twee manieren informatie verworven:
- Bestuderen van de analyseresultaten van het opgepompte water geeft een indruk van de veranderingen die zich in de loop der jaren in de waterkwaliteit hebben voorgedaan.
- Bemonsteren en analyseren van bestaande grondwaterstandsbuizen kunnen leiden tot inzicht in de ruimtelijke verdeling van de verontreiniging en het eventueel aanwijzen van brongebieden van de verontreiniging.

Naast waterwingebied 't Klooster te Hengelo (een midden in een met een mestoverschot kampend landbouwgebied gelegen pompstation dat lage gehaltes aan nitraat oppompt) is ook waterwinning Eerbeek te Brummen bemonsterd, omdat deze in het bos gelegen winning relatief hoge concentraties nitraat in het ruwwater heeft.

3.1.2 Resultaten

Analyse van de meetgegevens van 't Klooster maakt duidelijk dat de nitraatconcentratie met de diepte afneemt. Dit wordt veroorzaakt door denitrificatie die mogelijk is door de aanwezigheid van organische stof en pyriet in onder de grondwaterspiegel gelegen (anaërobe) bodemlagen. Als gevolg hiervan blijft de nitraatconcentratie in het ruwwater laag. De denitrificatie met behulp van pyriet veroorzaakt een toename van het sulfaatgehalte in het opgepompte water.

De gegevens van Eerbeek verschaffen geen duidelijkheid. De concentraties schommelen in de tijd zonder tendens te tonen. De verschillen in gehaltes tussen de diverse buizen zijn groot. De weinige metingen in de stijgbuizen geven alle

nitraatconcentraties die lager zijn dan de door de winning opgepompte nitraatconcentraties. Om de situatie in Eerbeek te kunnen doorgronden is een aanvullend meetprogramma nodig.

3.1.3 Conclusies

Op basis van de resultaten kan worden geconcludeerd dat voor de bepaling van de kwetsbaarheid voor nitraatinspoeling in de watervoerende laag:
- een adequaat meetnet nodig is om inzicht te krijgen in de huidige kwalitatieve toestand van het grondwater;
- de situatie rond iedere winning specifiek is en dat iedere winning uitgebreid dient te worden bemonsterd om het systeem te inventariseren;
- de denitrificatie onder het freatisch vlak groot kan zijn en daardoor van belang is.

3.1.4 Aanbeveling

De eindige grootte van de organische-stofvoorraad en de pyrietvoorraad leiden tot de aanbeveling om deze voorraden te inventariseren teneinde de kwetsbaarheid voor nitraatverontreiniging van een aantal drinkwaterwinningen op lange termijn verantwoord te kunnen bepalen.

3.2 Het bovenste grondwater

3.2.1 Methode

Teneinde inzicht te krijgen in de in de onverzadigde zone en in het bovenste grondwater optredende processen is rond 't Klooster een meetnet opgezet waarvoor gedurende een jaar op tien percelen met representatief bodemprofiel, bodemgebruik en grondwatertrap het bovenste grondwater is bemonsterd. De bemonstering van de ondiepe buizen is maandelijks uitgevoerd, omdat werd verwacht dat met een dergelijke frequentie het jaarlijkse verloop van de concentraties aan stikstofverbindingen min of meer kon worden gevolgd, en dat de hieruit berekende gemiddelde waarde voldoende nauwkeurig zou zijn.

3.2.2 Resultaten

Meten in het bovenste grondwater heeft geleid tot de volgende resultaten (aanhangsel 3, paragraaf 3.4.4):

- De ruimtelijke variatie in de kwaliteitsvariabelen van het bovenste grondwater is groot (aanhangsel 3, figuur 9).

- De ruimtelijke variatie in de chemische toestandsvariabelen lijkt afhankelijk te zijn van de diepte, ten gevolge van de optredende transport-, mengings- en omzettingsprocessen.

- De waterkwaliteitsvariabelen zijn seizoensafhankelijk (aanhangsel 3, figuur 8).

- De ruimtelijke variatie in de nitraatconcentraties lijkt in de winter groter te zijn dan in de zomerperiode.

- De nitraatconcentratie in het bovenste grondwater onder de onderzochte cultuurgronden rond drinkwaterwinning 't Klooster overschrijdt de drinkwaternorm (aanhangsel 3, tabel 10).

- De nitraatconcentratie in het bovenste grondwater onder grasland is lager dan de concentratie onder maïspercelen (bij vergelijkbare hydrologische en bodemkundige omstandigheden).

- De nitraatconcentratie onder de intensief bewerkte kunstweide is opvallend laag (aanhangsel 3, figuur 8).

- De verschillen in nitraatconcentratie tussen de beide bospercelen zijn erg groot.

- De nitraatconcentraties onder douglasbos overschrijden de drinkwaternorm ruim.

- De ionenbalansen vertonen bij bemonsteren van het bovenste grondwater grote afwijkingen (aanhangsel 3, tabel 10).

3.2.3 Conclusies

Op grond van de uitgevoerde studie kunnen de volgende conclusies worden getrokken (aanhangsel 3, paragraaf 3.4.6):

- Voor het nauwkeurig meten van de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater moet een uitgebreid meetprogramma worden uitgevoerd om een betrouwbaar gemiddelde op perceelsniveau te verkrijgen.

- Doordat de ruimtelijke variatie van de diepte afhankelijk is, is het beter om op een vaste diepte te meten om vergelijken van meetresultaten in de tijd mogelijk te maken.

- Bevestigd wordt dat de nitraatconcentratie seizoensafhankelijk is.

- Indien het verloop van de concentraties in het bovenste grondwater als functie van mestgift, grondwaterstand en hydrologie dient te worden vastgesteld lijkt één keer per maand bemonsteren niet voldoende, omdat het systeem sneller op veranderingen lijkt te reageren.

- De concentratie van nitraat in het bovenste grondwater is duidelijk grondgebruiksgebonden.

- De nitraatconcentraties in het bovenste grondwater zijn onder cultuurgrond, maar ook onder douglasbos, veel hoger dan de drinkwaternorm.

- Het bemonsteren en analyseren van het bovenste grondwater levert nog technische problemen op.

- De ionenbalansen kunnen op dit moment bij bemonsteren van het bovenste grondwater niet als controle op fouten in de analyses dienen.

3.2.4 Aanbevelingen

Het wordt aanbevolen dieper te meten, omdat (aanhangsel 3, paragraaf 3.4.6):
- de spreiding in de waarnemingen op grotere diepte kleiner is,
- daardoor minder waarnemingsbuizen nodig zijn,
- betere analyseresultaten worden verkregen.

Het wordt aanbevolen om de diepte waarop wordt gemeten te relateren aan de Gemiddeld Laagste Grondwaterstand. Dit heeft tot voordeel dat via bodemkaarten de bemonsteringsdiepte is vastgelegd en dat op een constante diepte wordt bemonsterd. Nadeel hiervan is dat informatie over het bovenliggende water niet wordt verzameld. Bovendien geldt de in het huidige beleid vastgelegde provinciale norm voor het bovenste (?) grondwater, wat betekent dat de diepte waarop de norm wordt toegepast nog moet worden vastgelegd.

Onderzoek naar de variabiliteit van nitraat als functie van het oppervlak, de diepte en de tijd is nodig om opheldering te verschaffen over de vraag wanneer, hoe vaak, waar en hoe diep monsters moeten worden genomen om met zo min mogelijk inspanning zo veel mogelijk informatie te verkrijgen.

Teneinde de fouten in de meetresultaten te minimaliseren is het wenselijk onderzoek te doen naar de manier van bemonsteren, behandelen en analyseren van monsters van het bovenste grondwater en deze in standaardprocedures vast te leggen. Bij het analyseren dient vooral aandacht aan het tijdsaspect te worden besteed.

4 DE MODELSTUDIE

4.1 Methode

Met het model ANIMO is de stikstofuitspoeling van de bemeten percelen gesimuleerd. ANIMO is een deterministisch wiskundig model (aanhangsel 1) dat de processen op lokale schaal kan beschrijven. Uitgangspunt voor deze studie is dat ANIMO de werkelijkheid goed beschrijft en dat de beschikbare procesparameters goed zijn geschat. Een vergelijking tussen waarnemingen en simulatieresultaten geeft, gegeven de uitgangspunten, uitsluitsel over de juistheid van de invoergegevens.

De vereiste invoergegevens zijn per bodemprofiel via literatuuronderzoek geschat. De mestgiften zijn benaderd met regionale CBS-gegevens voor de maïspercelen en door de werkelijke bemestingstoestand van 1988 voor het grasland. Wanneer de gemeten en berekende stikstofuitspoeling redelijk overeenkomen wordt verondersteld dat de invoergegevens juist zijn geschat. Vervolgens kan met ANIMO het effect van verschillende landbouwkundige beperkingen voor de mesttoediening op de stikstofuitspoeling in het betreffende gebied worden bestudeerd. Op deze wijze kunnen voorgestelde beleidsmaatregelen op hun bruikbaarheid worden onderzocht.

De voor ANIMO benodigde invoergegevens van de waterbalans zijn gegenereerd met behulp van het model WATBAL. WATBAL simuleert de vochthuishouding in de onverzadigde zone. Voor WATBAL is gekozen vanwege de eenvoud van het model en de beperkte hoeveelheid benodigde (niet gemeten) invoergegevens. De gebruikte invoergegevens zijn door middel van literatuuronderzoek vastgesteld en zijn getoetst aan de gemeten grondwaterstanden in de in het onderzoeksgebied voorkomende ondiepe TNO-buizen (aanhangsel 4, paragraaf 4.2).

4.2 Resultaten

Uit de modelstudie blijkt dat de verschillen tussen de onderscheiden percelen door het model op een redelijke wijze wordt weergegeven (figuur 19) voor wat betreft de gemiddelde concentratie gedurende een jaar. Het verloop van de berekende nitraatconcentraties in het bovenste grondwater volgt echter niet voor ieder perceel het verloop van de waargenomen concentraties even goed (figuur 16).

Een aantal oorzaken waardoor de berekende waarden niet beter overeenkomen met de perceelswaarnemingen zijn aan te geven (aanhangsel 4, paragraaf 4.3.3):

- het gebruik van geschatte invoer- en initialisatiedata;
- het gebruik van geschatte procesparameters;
- het rekenen met grote tijdstappen;
- de grote ruimtelijke spreiding van de gemeten nitraatconcentraties;
- de onderrandvoorwaarde voor de hydrologische schematisering die voor deze toepassing niet voldoet.

De gevoeligheidsanalyse die voor een beperkt aantal parameters voor een perceel is uitgevoerd, maakt duidelijk dat de rekenresultaten sterk afhankelijk kunnen zijn van de waarde van sommige invoerparameters (aanhangsel 4, paragraaf 4.3.5).

De gevoeligheid van het model voor de verschillende parameters blijkt afhankelijk te zijn van de grondwaterstand, het bodemprofiel en het grondgebruik. Omdat het bodemprofiel een gegeven is en het grondgebruik vaak voor een lange periode hetzelfde blijft, is de grondwaterstand de grootheid die de grootste invloed uitoefent op de transport- en omzettingsprocessen van stikstof. (Grote) jaarlijkse verschillen in de termen van de stikstofbalans zijn hiervan het gevolg.

Bij een hoge grondwaterstand bleek de gevoeligheid het grootst voor de parameters die de zuurstofhuishouding bepalen: de pF-curven en de diffusie-coëfficiënten.

4.3 Conclusies

Uitgangspunt voor de huidige studie was dat het model ANIMO de werkelijkheid voldoende nauwkeurig beschrijft om met behulp van de veldwaarnemingen de bemestingsgegevens te kunnen toetsen. De validiteit van dit uitgangspunt kan vooralsnog niet hard worden gemaakt omdat nog geen validatie (aanhangsel 1) van ANIMO heeft plaatsgevonden. Bij de toetsing (Kroes 1988) zijn invoergegevens gecalibreerd (Kroes, persoonlijke mededeling).

Het uitgangspunt van de studie dat de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater afhankelijk is van de grondwatertrap (hydrologie), de bodemeenheid en de bodemgebruiksvorm blijkt correct te zijn. Dit volgt uit de globale overeenkomst tussen de (over een jaar gemiddelde) gemeten en de gesimuleerde nitraatconcentraties in het bovenste grondwater (figuur 19).

Uit het bovenstaande volgt dat voor een globale schatting van de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater de gevolgde methodiek (globale invoergegevens) kan worden toegepast voor de beleidsanalyse op regionale schaal.

Afwijkingen tussen de jaargemiddelde simulatieresultaten en de jaargemiddelde meetwaarden tot 25 mg N/l (twee maal de drinkwaternorm) zijn op perceelsniveau in deze studie geconstateerd. Dergelijke simulatieresultaten moeten daarom voorzichtig worden geïnterpreteerd.

De verschillen tussen de te simuleren chemische puntwaarnemingen en de simulatieresultaten worden voor een groot deel veroorzaakt door het gebruik van geschatte (regionale) invoerparameters. Er bestaat een schaalverschil tussen de rekenwaarden (regionaal) en de meetwaarden (lokaal).

Verschillen in schaal zijn ook te vinden in de gekozen modellen. Vanwege de doelstellingen van het project (simuleren van verschillen in nitraatconcentraties in het ondiepe grondwater ten gevolge van verschillen in bodemkundige eenheid, bodemgebruiksvorm en hydrologische situatie) is enerzijds een gedetailleerd model gebruikt om de chemische processen zo goed mogelijk te kunnen beschrijven, en is anderzijds een eenvoudig hydrologisch model gebruikt.

Geprobeerd is door de gegevens per perceel te middelen een meer overeenkomende schaal te verkrijgen. Door de grote ruimtelijke variabiliteit van de gemeten nitraatconcentraties moet een groot betrouwbaarheidsinterval worden geaccepteerd. De orde van grootte van de over een jaar gemiddelde gesimuleerde waarden komt in de buurt van de over een jaar gemiddelde gemeten waarden, waaruit blijkt dat de invoergegevens redelijk zijn geschat.

Proberen door middel van calibratie van de invoergegevens de meetwaarden beter te benaderen is niet zinvol omdat:
- de reeks waarnemingen te klein is om aan te calibreren,
- waarnemingen ontbreken om te verifiëren (aanhangsel 1),
- geen van de invoergegevens een vaststaande waarde heeft.

In de studieopzet was deze activiteit dan ook niet opgenomen.

De triviale conclusie is dat de nauwkeurigheid van de invoergegevens in overeenstemming moet zijn met de impliciete schaal van het model, en dat de nauwkeurigheid van de invoerparameters en het te kiezen model worden bepaald door de schaal van toepassing. Voor dit onderzoek betekent dit dat ANIMO een goede keuze lijkt, maar dat een waterbalansmodel dat alleen stroming in de onverzadigde zone beschrijft niet geschikt is wanneer de onderrand niet exact bekend is.

Indien het model de gemeten waterkwaliteitsvariabelen op perceelsniveau beter moet benaderen, moeten enkele parameters (te bepalen door een gevoeligheidsanalyse) zeker worden gemeten, moeten meer waterkwaliteitsmetingen per perceel worden gedaan, en moet de meetperiode van de kwaliteitsmetingen langer zijn.

Dit impliceert dat simuleren op perceelsniveau niet zinvol is omdat daartoe veel invoergegevens moeten worden gemeten. Regionale studies daarentegen kunnen volstaan met geschatte invoergegevens. Een voorwaarde voor regionale simulatiestudies is dat een regionaal onverzadigd/verzadigd waterstromingsmodel wordt gebruikt om de hydrologie te beschrijven. Een nadeel van regionale studies is dat deze globale informatie opleveren.

Voor het bestuderen van de gevolgen van de regelgeving hoeft niet het exacte verloop van de nitraatconcentratie in 1988 door het model te kunnen worden beschreven. Als de orde van grootte van de berekende en de gemeten nitraatconcentraties overeenkomt en als de invloed van verschillen in hydrologische omstandigheden, bemestingsniveau en het bodemgebruik (landbouwkundig handelen) goed wordt gesimuleerd, kunnen uitspraken worden gedaan over de gevolgen van het gevoerde beleid.

Omdat de grondwaterstand de grootheid is die voor een bepaald bodemprofiel en bodemgebruik de grootste invloed uitoefent op de processen rond het nitraattransport door de bodem, betekent dit dat een verandering in de grondwaterstand grote consequenties kan hebben voor de hoeveelheid uitgespoeld nitraat. Een dergelijk beïnvloeden van de grondwaterstand kan gebeuren door bijvoorbeeld beregenen, wateronttrekking en drainage. Verlaging van de grondwaterspiegel kan een verhoging van de nitraatuitspoeling tot gevolg hebben (ten gevolge van een toename in de mineralisatie en de nitrificatie en een afname van de denitrificatie).

Omdat de grondwaterstand de bepalende factor is voor het verloop van de processen is het noodzakelijk dat het watertransportmodel voor het gestelde doel adequate invoergegevens voor ANIMO levert.

4.4 Aanbevelingen

Op grond van de conclusies worden de volgende aanbevelingen gedaan:
Voordat het model ANIMO op brede schaal kan worden toegepast moet het model worden geverifieerd en gevalideerd en dient van alle fasen van de modellering (aanhangsel 1) een verslag te zijn gepubliceerd.

Om de onzekerheid in de rekenresultaten zichtbaar te maken staan twee methoden ter beschikking: Monte Carlo-simulatie en foutenanalyse. Het verdient aanbeveling om naast een gevoeligheidsanalyse ook een analyse van de ruimtelijke variatie van de invoergegevens te maken en hiermee een banden van simulatieresultaten te genereren en deze te vergelijken met de gemeten banden.

De nitraatuitspoeling uit de wortelzone wordt bepaald door het bodemprofiel, het bodemgebruik, de grondwaterstand en de stikstofbelasting (atmosferische depositie en mestgift). Om de nitraatbelasting terug te dringen heeft de regelgeving zich voornamelijk gericht op het terugdringen van de stikstofbelasting (bovenrand). Hierbij wordt ook enigszins onderscheid gemaakt naar landgebruik. Omdat voor een bepaald bodemprofiel ook de grondwaterstand en het soort bodemgebruik van belang zijn, lijkt het zinvol om te onderzoeken of verdere terugdringing van de nitraatuitspoeling kan worden gerealiseerd door middel van (aanvullende) maatregelen ten aanzien van bodemgebruik en beïnvloeding van de grondwaterstand.

Daartoe zou bijvoorbeeld kunnen worden onderzocht of het, gezien de grote invang van bossen, zinvol is de bossen binnen de tienjaarszone rond drinkwaterwinningen te vervangen door onbemest hooiland. Verwacht mag worden dat door de lagere invang en door de afvoer van stikstof in het hooi de uitspoeling van nitraat afneemt.

In dit verband kan het ook interessant zijn om te onderzoeken wat de gevolgen voor de nitraatuitspoeling zijn wanneer in een gebied met een hoge grondwaterstand een drinkwaterwinning wordt gecreëerd die is opgebouwd uit een groot aantal verspreid liggende, kleine winputten in plaats van enkele geconcentreerde, grote winputten.

Het wordt aanbevolen de invloed van wijziging van de grondwaterstand mee te nemen bij de bepaling van de kwetsbaarheid voor nitraatinspoeling in het watervoerend pakket in het intrekgebied van drinkwaterwinningen. Dit geldt zowel voor nieuwe drinkwaterwinningen als voor uitbreiding van bestaande drinkwaterwinningen.

5 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN VOOR DE PROVINCIE GELDERLAND

Het meetprogramma heeft geleid tot meer inzicht in het gedrag van stikstofverbindingen in de bodem, zij het dat dit inzicht vooral de complexiteit van het systeem en de problemen die optreden bij het bestuderen van het systeem omvatten. Hiermee is aan de hoofddoelstelling van het onderzoek voldaan.

De studie heeft geleid tot de volgende conclusies:

- De huidige kwaliteit van het "diepe" grondwater kan door middel van een geschikt meetprogramma worden bestudeerd.

- De huidige kwaliteit van het drinkwater wordt mede bepaald door de in de bodem aanwezige voorraad organische stof en pyriet. Dit impliceert dat voor de kwetsbaarheidsbepaling van drinkwaterbeschermingsgebieden de in de bodem aanwezige hoeveelheid organische stof en pyriet moeten worden bepaald, omdat deze voorraden eindig zijn.

- De vraag rijst of de aan het bovenste grondwater gemeten nitraatconcentraties normatief zijn voor de belasting van het watervoerend pakket, omdat denitrificatie plaatsvindt onder de grondwaterspiegel.

- Een methode om het bovenste grondwater adequaat te kunnen bemonsteren en analyseren ontbreekt.

- Door de grote ruimtelijke variabiliteit van de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater, is bemonsteren van dat bovenste grondwater alleen met een uitgebreid (hoge frequentie en veel herhalingen per perceel) en dus kostbaar meetprogramma mogelijk. Het wordt de provincie Gelderland niet aanbevolen om het te voeren beleid op deze wijze te ondersteunen.

- Op grond hiervan wordt aanbevolen op een bepaalde diepte onder de Gemiddeld Laagste Grondwaterstand te meten omdat dan met minder bemonsteringen kan worden volstaan en de analyse betrouwbaarder is. Dit impliceert tevens dat de diepte waarop de wettelijke normstelling betrekking heeft eenduidig wordt vastgelegd met behulp van reeds beschikbare bodemkaarten.

- Indien een globale raming van de gemiddelde jaarlijkse nitraatconcentratie voldoende informatie levert over de gevolgen van de regelgeving, kunnen de gevolgen op regionale schaal worden bestudeerd met de in deze studie gevolgde methodiek. De orde van grootte van de over een

jaar gemiddelde simulatieresultaten komt overeen met de over een jaar gemiddelde meetwaarden. Het model ANIMO blijkt met geschatte invoergegevens het gedrag van stikstof in de bodem op deze schaal adequaat te beschrijven.

- De nitraatconcentratie in het bovenste grondwater is afhankelijk van het bodemgebruik, het bodemprofiel, de grondwatertrap en de stikstofbelasting (atmosferische depositie en bemesting).

- Omdat het beleid zich tot nu toe heeft beperkt tot aanpak van de stikstofbelasting wordt geadviseerd om te bestuderen of door (aanvullende) maatregelen met betrekking tot landgebruik en grondwaterstandsregulering de nitraatbelasting van het grondwater verder omlaag kan worden gebracht.

Het onderzoek heeft niet geleid tot een concrete methodiek om door monstername in combinatie met modelsimulatie tot evaluatie van de regelgeving te komen, maar vormt zeker een eerste aanzet. Om tot een concrete methodiek te kunnen komen, worden de volgende stappen voorgesteld:
- de schaal waarop de provincie de regelgeving op een verantwoorde manier wil evalueren moet nader worden gepreciseerd, evenals de indeling die daarbij gehanteerd gaat worden (bijvoorbeeld de indeling naar bodemeenheid, grondwatertrap en bodemgebruiksvorm);
- beschikbare nitraattransportmodellen moeten op hun merites worden beoordeeld, en voor de vastgestelde schaal en het beoogde doel moet het meest geschikte model worden geselecteerd;
- dit nitraattransportmodel moet worden gekoppeld aan een voor deze toepassing geschikt regionaal verzadigd/onverzadigd watertransportmodel;
- voor het te simuleren systeem kan een gevoeligheidsanalyse van de invoergegevens worden uitgevoerd met behulp van geschatte invoerparameters, om te bepalen welke parameters bij voorkeur dienen te worden gemeten (afhankelijk van de schaal);
- een meetprogramma moet worden uitgevoerd waarbij de parameters, waarvoor het gekozen model voor de schaal van toepassing gevoelig is, alsook de nitraatgehaltes, op een vastgestelde diepte worden gemeten;
- met de gemeten parameters wordt het systeem gesimuleerd waarna verificatie van de parameters plaatsvindt aan de hand van de gemeten nitraatconcentraties;
- daartoe moeten criteria zijn vastgesteld op basis waarvan wordt bepaald of de simulatieresultaten voldoende zijn;
- vanuit deze beginsituatie kunnen reacties van het systeem op verschillende mogelijke beleidsvoornemens op verantwoorde wijze worden bestudeerd.

Om de methodiek verder uit te werken is het aanbevelenswaardig de uitkomsten van het PAWN-rapport (regionale schaal/ nationale schaal) naast dit verslag (puntschaal/veldschaal/ regionale schaal) te bestuderen, en op grond hiervan eventueel regionaal vervolgonderzoek te initiëren om een te hanteren methodiek vast te stellen.

LITERATUUR

Abrahamse, A.H. et al., 1982. Policy Analysis of Water management for the Netherlands Vol. XII. Model for regional hydrology, agricultural water demands and damages from drought and salinity. Santa Monica, Rand.

Adriaanse, P.I., 1988. Lokale waterhuishouding en stikstofhuishouding in een beekdal van de Dommel; toepassing van de modellen WATBAL en ANIMO. Wageningen, ICW. Nota 1874.

Asman, W.A.H. en H.F.M. Maas, 1987. Schatting van de depositie van ammonium en ammoniak in Nederland ten behoeve van het beleid in het kader van de Hinderwet. Utrecht, Instituut voor Meteorologie en Oceanografie. Rapport nr. R-86-8.

Bakker, J.W., F.R. Boone en P. Boekel, 1987. Diffusie van gassen in grond en zuurstofdiffusie-coëfficiënten in Nederlandse akkerbouwgronden. Wageningen, ICW. Rapport nr. 20.

Bakker, H. de en J. Schelling, 1966. Systeem van Bodemclassificatie voor Nederland. Wageningen, PUDOC.

Berghuijs-van Dijk, J.T., 1985. WATBAL; A simple water balance model for a unsaturated/saturated soil profile. Wageningen, ICW. Nota 1670.

Berghuijs-van Dijk, J.T., P.E. Rijtema en C.W.J. Roest, 1985. ANIMO, agricultural nitrogen model. Wageningen, ICW. Nota 1671.

Bolt, G.H. en M.G.M. Bruggenwert, 1978. Soil chemistry. A. Basic Elements. Amsterdam, Elsevier. Developments in soil science 5a.

Bouma, J. en H.C. van Heesen, 1979. Waterwingebied 't Klooster, toelichting bij de veldbodemkundige gevoeligheidsanalyse. Wageningen, STIBOKA. Rapport nr. 1432.

Boumans, L., A. Breeuwsma en W. van Duijvenbooden, 1987. Kwetsbaarheid van het grondwater; kartering van kenmerken van de Nederlandse bodem in relatie tot de kwetsbaarheid van het grondwater voor verontreiniging. Leidschendam, RIVM. Rapport nr. 840387003.

Bruin, H.A.R. de, 1987. From Penman to Makkink. Evaporation and weather. Den Haag, TNO Committee on Hydrological research. Proceedings and information no. 39.

Buishand, T.A. en C.A. Velds, 1980. Klimaat van Nederland. De Bilt, KNMI.

Buysman, E., H. Maas en W. Asman, 1984. Een gedetailleerde ammoniakemissiekaart van Nederland. Utrecht, Instituut voor Meteorologie en Oceanografie.

CBS, 1987. Productie van dierlijke mest 1986. Den Haag.

Centrum voor agrobiologisch onderzoek, CABO, 1987. Mogelijkheden tot verbetering van de benutting van stikstof op grasland. Wageningen. Jaarverslag 1986.

Consulentschap voor bodem-, water- en bemestingszaken in de veehouderij, 1985. Bemesting van grasland. Wageningen. Vlugschrift voor de landbouw nr. 363.

Drent, J., J.G. Kroes en P.E. Rijtema, 1988. Nitraatbelasting van het grondwater in het zuidoosten van Noord-Brabant. Wageningen, ICW. Rapport nr. 26.

Duijvenbooden, W. van et al., 1985. Landelijk meetnet grondwaterkwaliteit 2, concentratiekaarten van de eerste bemonstering. Leidschendam, RIVM.

Ernst, L.F., 1962. Grondwaterstromingen in de verzadigde zone en hun berekening bij aanwezigheid van horizontale, evenwijdige open leidingen. Wageningen, PUDOC.

Feddes, R.A., 1987. Crop factors in relation to Makkink reference-crop evapotranspiration. Den Haag, TNO Committee on Hydrological research. Proceedings and information no. 39.

Heiden, F.M.J. van der, 1977. Onderzoek naar de variatie in de chemische samenstelling van het ondiepe grondwater onder grasland. Wageningen, ICW. Nota 965.

Hoeks, J. et al., 1979. Soil column experiments with leachate from a waste tip. II. Behaviour of leachate components in soil and groundwater. Wageningen, ICW. Nota 1131.

Hoeks, J., 1983. Verzuring van bodem en grondwater als gevolg van atmosferische depositie. Wageningen, ICW. Nota 1480.

Holst, A.F. van et al., 1974. Waterwingebied 't Klooster, toelichting op en verwerking van bodemkundige gegevens. Wageningen, STIBOKA. Rapport nr. 1109.

Huet, H. van, 1982. Simulaties van temperatuurvariaties in de bodem (proefveld Ruurlo, 1980). Wageningen, ICW. Nota 1389.

Huet, H. van, 1983. Kwantificering en modellering van de stikstofhuishouding in bodem en grondwater na bemesting. Wageningen, ICW. Nota 1426.

Jansen, E.J., 1988. Invloed van de landbouw op de kwaliteit van het oppervlaktewater. Wageningen, ICW. Rapport 30.I, 30.III, (30.II i.v.).

Jansen, P.C., 1983. Waterkwaliteit, een beknopt overzicht van begrippen, parameters, typering en normen. Wageningen, ICW. Nota 1461.

Jansen, P.C., 1986. De potentiële verdamping van (half)-natuurlijke vegetaties. Wageningen, ICW. Nota 1703.

KNMI. Maandoverzicht van de neerslag in Nederland. De Bilt.

Kleinsman, W.B. et al., 1973. De bodemgesteldheid van het ruilverkavelingsgebied Hengelo-Zelhem. Wageningen, STIBOKA, Rapport nr. 959.

Krabbenborg, A.J. et al., 1983. Standaard-vochtkarakteristieken van zandgronden en veenkoloniale gronden, deel 1 en 2. Wageningen, STIBOKA. Rapport nr. 1680.

Kraijenhoff Van de Leur, D.A., 1982. Afvoerhydrologie. Wageningen, Landbouwuniversiteit. Collegedictaat.

Kroes, J.G., 1988. ANIMO, Agricultural NItrogen MOdel, Users guide, version 2. Wageningen, ICW. Nota 1848.

Lablans, W.N., 1987. Climatological data on the evaporation in the Netherlands; past, present and future.
In: Hooghart, J.C., Evaporation and weather. Den Haag, TNO. Committee on Hydrological research. Proceedings and information nr. 39: 47-62.

Lammers, H.W., 1983. Gevolgen van het gebruik van organische stof op bouwland. Wageningen, Consulentschap voor bodemaangelegenheden in de landbouw.

Lammers, H.W., 1984. De relatie tussen de rundveebezetting per ha grasland, de mestproductie en de gevolgen van het gebruik van deze mest. Wageningen, Consulentschap voor bodemaangelegenheden in de landbouw.

Molen, W.H. van der, 1986. Agrohydrologie II. Wageningen, Landbouwuniversiteit. Collegedictaat

Pankow, J. en A. van den Toorn, 1988. Onderzoek bescherming waterwingebieden, deelrapport 1. Wageningen, ICW. Nota 1925.

Rijtema, P.E. en Aboukhaled, 1975. Crop water use. In: Aboukhaled et al. Research on crop water use, salt affected soils and drainage in the Arabic Republic of Egypt. FAO.

Rijtema, P.E., 1969. Soil moisture forecasting. Wageningen, ICW. Nota 513.

Schröder, J., 1985. De invloed van grote giften runderdrijfmest op de groei, opbrengst en kwaliteit van snijmaïs en op de bodemvruchtbaarheid en waterverontreiniging; Maarheze (zandgrond) 1974-1982. Lelystad, Proefstation voor de akkerbouw en de groenteteelt in volle grond.

Smoor, P.B. en N.A. de Ridder, 1972. Grondwaterkartering van Nederland, schaal 1 : 50 000, Kaartbladen 34 west en 41 west. Delft, Dienst Grondwaterverkenning TNO.

Steenvoorden, J.H.A.M., 1983. Nitraatbelasting van het water in zandgebieden; denitrificatie in de ondergrond. Wageningen, ICW. Nota 1435.

Steenvoorden, J.H.A.M., 1987. Nitraatgehalten in grond- en oppervlaktewater van een intensief rundveehouderijbedrijf in relatie tot de hydrologische situatie. Wageningen, ICW. Nota 1799.

Stuyfzand, P.J., 1984. Effecten van vegetatie en luchtverontreiniging op de grondwaterkwaliteit in kalkrijke duinen bij Castricum: lysimeterwaarnemingen. In: H_2O 17(8): 152-159.

Thunnissen, J.H.M. en H.A.C. van Poelje, 1984. Bepaling van de regionale gewasverdamping met behulp van remote sensing in een studiegebied ten oosten van Hengelo (Gld.). Remote sensing studieproject Oost-Gelderland deel 3. Wageningen, ICW. Nota 1525.

Toorn, A. van den, 1981. Het nemen van grondwatermonsters. Wageningen, ICW. Nota 1242.

Werkgroep landbouwkundige aspecten (LAGO), 1984. Landbouwkundige aspecten van grondwateronttrekking. Utrecht, CoGroWa.

Werkgroep nitraatuitspoeling in waterwingebieden, 1985. Nitraatproblematiek bij grondwaterwinning. Onderzoek naar alternatieve maatregelen. Wageningen, ICW. Rapport nr. 12.

Wesseling, J., 1973. Subsurface flow into drains. In: Drainage principles and applications, vol. II, third ed. 1983. Wageningen, ILRI. Publication 16.

Wijnands, J.H.M. en H.H. Luesink, 1985. Transport en verwerking van mestoverschotten in Nederland. Den Haag, LEI. Publicatie nr. 3,130.

Wösten, J.H.M. et al., 1987. Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: de Staringreeks. Wageningen, STIBOKA/ICW. STIBOKA-Rapport nr. 1932, ICW-Rapport nr. 18.

Wösten, J.H.M. et al., 1988. Generalisatie en bodemfysische vertaling van de bodemkaart van Nederland, 1 : 150 000, ten behoeve van de PAWN-studie. Wageningen, STIBOKA. Rapport nr. 2055.

blz

AANHANGSELS

1	MODELLEN, MOGELIJKHEDEN EN BEPERKINGEN	37
1.1	Systemen	37
1.2	Modellen	37
1.3	Mogelijkheden en beperkingen	39
1.4	De schaal	40
1.5	Het ontwikkelen van wiskundige modellen	41
1.6	Het toepassen van wiskundige modellen	42
1.7	Empirische relaties in conceptuele modellen	43
2	HET BETROUWBAARHEIDSINTERVAL VAN MEETGEGEVENS	45
3	HET VELDONDERZOEK	47
3.1	Het diepe grondwater	47
3.1.1	Monstername	47
3.1.2	Analyse	48
3.2	Resultaten van waterwingebied 't Klooster	48
3.2.1	Waterkwaliteit in de winputten	49
3.2.2	Waterkwaliteit van het diepe grondwater	52
3.2.3	Waterkwaliteit van het ondiepe grondwater	55
3.2.4	Conclusies	58
3.3	Resultaten van waterwingebied Eerbeek	58
3.3.1	Waterkwaliteit in de winputten	58
3.3.2	Waterkwaliteit in de (diepe) grondwaterstandsbuizen	64
3.3.3	Conclusies	65
3.4	Het bovenste grondwater	65
3.4.1	Plaatsing van de buizen	68
3.4.2	De bemonsteringsmethode	68
3.4.3	Analyse van het water	68
3.4.4	Analyseresultaten	68
3.4.5	Fouten in de resultaten	83
3.4.6	Conlusies en aanbevelingen	84
4	DE MODELSTUDIE	87
4.1	Gebiedsbeschrijving	87
4.2	Beschrijven van de lokale waterhuishouding met WATBAL	87
4.2.1	Modelbeschrijving van WATBAL	88
4.2.2	Invoergegevens voor WATBAL	89
4.2.3	Calibratie van invoergegevens	92
4.2.4	Resultaten en conclusies van de simulatie	93
4.3	Beschrijving van de lokale stikstofhuishouding met ANIMO	95
4.3.1	Modelbeschrijving van ANIMO	96
4.3.2	Invoergegevens voor ANIMO	98
4.3.3	Toetsen van de invoergegevens	104
4.3.3.1	Toetsen aan de meetwaarden	104
4.3.3.2	Toetsen aan de nitraatstikstof-balansen	108

4.3.4 Gevoeligheidsanalyse 116
4.3.5 Gewasparameters voor "bos" 118
4.3.6 Resultaten en conclusies van de simulatie 119

AANHANGSEL 1

MODELLEN, MOGELIJKHEDEN EN BEPERKINGEN

1.1 Systemen

Een systeem is een verzameling van elementen die een oorzaak/gevolgrelatie hebben met variabelen. Een systeem kan al dan niet in wisselwerking treden met buiten het systeem aanwezige elementen. Toestandsvariabelen beschrijven de toestand waarin een systeem verkeert. Meestal zijn de variabelen tijdsafhankelijk (niet-stationair).

Een in situ gelegen volume grond vormt een systeem met als elementen bodemdeeltjes, bodemvocht, organismen enzovoort. Aan de grenzen treedt uitwisseling op van bijvoorbeeld water, voedingsstoffen en energie. Grondwaterstanden, vochtgehalten, dichtheden enz. zijn toestandsvariabelen.

Een systeem is lineair wanneer verdubbeling van de invoer een verdubbeling van de uitvoer geeft. Voor lineaire systemen geldt het beginsel van de superpositie; de resultaten van diverse invoergegevens mogen worden opgeteld om het effect van de som van de invoergegevens te vinden. Helaas zijn veel systemen niet-lineair. Zeer sterk niet-lineair is de stroming van het bodemvocht in de onverzadigde zone.

Een systeem kan statisch of dynamisch zijn. Een statisch systeem heeft geen "geheugen", een dynamisch systeem heeft wel een "geheugen": het gedrag van het systeem wordt mede bepaald door de in- en uitvoer, en de reacties van het systeem gedurende de voorafgaande periode(n). Een systeem waarin berging optreedt, is een dynamisch systeem.

Omdat de meeste systemen bijzonder ingewikkeld zijn wordt geprobeerd deze systemen te beschrijven met behulp van modellen.

1.2 Modellen

Een model is een eenvoudiger of minder omvangrijk systeem, waarvan men hoopt dat de uitkomsten het gedrag van het te beschrijven systeem voldoende weergeven. Volgens een algemeen gangbare definitie is een model een abstractie van de werkelijkheid. Hieruit blijkt dat een model de werkelijkheid nooit volledig kan beschrijven. De overeenkomst tussen het prototype (het natuurlijke systeem) en het model moet zorgvuldig worden getoetst.

De grootheden in een model kunnen in drie klassen worden onderverdeeld:
- Constanten zijn grootheden die voor alle systemen dezelfde waarde hebben.
- Variabelen zijn grootheden die verschillende waarden kunnen aannemen. De variabelen kunnen worden onderscheiden in toestandsvariabelen die de toestand van een systeem op een zeker moment beschrijven en de snelheidsvariabelen die de veranderingen in een systeem op een bepaald moment weergeven.
- Parameters zijn grootheden die voor een bepaald systeem eenzelfde waarde hebben.

Modellen kunnen worden gebruikt om een bestaande (gemeten) situatie te beschrijven, om door bestuderen van mogelijke relaties meer inzicht te krijgen in het systeem, maar ook om voorspellingen over het gedrag van het systeem te doen. Vroeger waren de in de modellen onderzochte relaties eenvoudig en werden veel variabelen constant verondersteld (ceteris paribus). De grote vooruitgang in rekenhulpmiddelen maakt het mogelijk gecompliceerde modellen met veel in- en uitvoervariabelen te onderzoeken.

Twee groepen modellen kunnen worden onderscheiden:
- Fysische modellen gebruiken een fysisch proces om het systeem te beschrijven. Schaalmodellen maken gebruik van hetzelfde proces als het systeem, maar de schaal is anders (bijv. proefveld). Analoge modellen gebruiken een ander fysisch proces dat aan dezelfde wetten gehoorzaamt (bijv. elektrische modellen voor grondwaterstroming).
- Wiskundige modellen beschrijven de mechanismen met behulp van wiskundige vergelijkingen ("formules"). Onderscheid kan worden gemaakt in twee groepen van wiskundige modellen:
  * De statistische modellen correleren een afhankelijke variabele aan een onafhankelijke variabele (bijv. de afvoer van een waterloop als gevolg van de gevallen neerslag) door aan de gebeurtenissen een kansverdeling toe te kennen.
  * De deterministische modellen proberen de fysische interacties van het systeem te benoemen. Een deterministisch model geeft bij herhaling van het proces onder exact dezelfde omstandigheden steeds hetzelfde resultaat. Een andere onderverdeling van wiskundige modellen is:
  * Het black-box model (= empirische model) tracht een betrekking tussen de in- en de uitvoervariabelen te vinden zonder dat de ingewikkelde mechanismen die hieraan ten grondslag liggen worden meegenomen.
  * Conceptuele modellen (= begripsmodellen); de inwendige structuur van het systeem wordt zo goed mogelijk in het model beschreven, zij het vaak in vereenvoudigde vorm. Deze modellen geven inzicht in de processen van het systeem.

1.3 Mogelijkheden en beperkingen

Fysische modellen vergen voor iedere verandering een nieuwe serie metingen. Daarom zijn deze modellen duur en duurt het lang voordat resultaten beschikbaar zijn. De snel toegenomen rekensnelheid van computers heeft ertoe geleid dat momenteel hoofdzakelijk met wiskundige modellen wordt gewerkt.

De statistische modellen behoren veelal tot de groep van de black-box modellen, de deterministische modellen kunnen zowel empirisch als conceptueel zijn.

Empirische modellen beschrijven experimentele relaties tussen een afhankelijke variabele en één of meer onafhankelijke variabelen. Deze variabelen zijn vastgesteld door waarneming. Het resulterende model is dan ook alleen toepasbaar op het systeem waarin de waarnemingen zijn gedaan. "Transfer" naar andere systemen of extrapolatie in de tijd heeft geen betekenis. Bestuderen van dergelijke verbanden tussen variabelen kan inzicht verschaffen in de processen. Black-box modellen worden dan ook wel analytische modellen genoemd. Dit soort modellen kan beschrijven maar niet voorspellen. Extrapolatie is niet geoorloofd. Hierdoor blijft de toepasbaarheid voornamelijk beperkt tot het statisch systeem waarvoor het model is ontwikkeld.

Conceptuele modellen bootsen de processen na. Daarom worden ze ook synthese-modellen genoemd. De parameters van de wiskundige relaties hebben een fysische betekenis. De modellen zijn overdraagbaar naar andere systemen die dezelfde processen omvatten, door de wiskundige parameters aan te passen. De reacties van een systeem op veranderingen kunnen worden onderzocht. Dit impliceert dat ook menselijk ingrijpen op zijn gevolgen voor het systeem kan worden bestudeerd. Begripsmodellen kunnen beschrijven en voorspellen. Conceptuele modellen kunnen zowel statische als dynamische systemen goed beschrijven.

Behalve voor voorspellingen kunnen conceptuele modellen ook worden gebruikt om moeilijk te meten grootheden te bepalen. Daartoe wordt een goed waargenomen periode gesimuleerd met een reeks model-oplossingen waarin de betrokken parameter wordt gevarieerd. De waarde van de parameter wordt zo gekozen dat de simulatieresultaten de beste overeenkomst met de meetreeks vertonen. Ook kunnen enkele parameters tegelijkertijd worden geoptimaliseerd. Na deze calibratie-fase moeten ter voorkoming van schijn-nauwkeurigheid de parameters worden getoetst aan niet voor de calibratie gebruikte waarnemingen (parameter-verificatie).

1.4 De schaal

Ook de schaal (ruimtelijke afmeting) van het gemodelleerde systeem is van belang. Er kan onderscheid worden gemaakt tussen "lumped" en "distributed" modellen. Lumped wil zeggen dat het systeem als een eenheid wordt beschouwd. Elke variabele heeft slechts een waarde voor het hele ruimtelijke systeem. Deze gelumpte varabelen zijn meestal gewogen gemiddelden van in werkelijkheid niet uniform verdeelde variabelen. Wanneer grote ruimtelijke variaties voorkomen, kan het lumpen van variabelen tot aanzienlijke afwijkingen leiden. In dat geval zal een distributed model moeten worden toegepast, waarbij het te beschouwen ruimtelijk systeem in "deelgebieden" is opgesplitst. Een bodemprofiel bijvoorbeeld moet worden onderscheiden in verschillende bodemhorizonten met elk andere bodemfysische en bodemchemische eigenschappen.

Strikt genomen is "lumpen" alleen mogelijk indien de betreffende processen lineair zijn. Stroming in de onverzadigde zone en de daardoor bepaalde processen kunnen daarom niet worden "gelumped".

De beschrijving van de processen in het model hangt nauw samen met de schaal van het prototype en de schaal waarop de beschikbare invoergegevens betrekking hebben. De accuratesse en de betrouwbaarheid van de invoergegevens bepalen hoe het systeem wordt geabstraheerd en gegeneraliseerd om tot een geschikte modelmatige beschrijving te kunnen komen. Bij het ontwerpen van een model moet dan ook worden gestreefd naar een "evenwicht" tussen de gedetailleerdheid van het model en de beschikbare gegevens van het systeem. Daardoor heeft een model intrinsiek ook een "schaal".

Toepassen van een model op een systeem met een andere schaal dan de schaal waarvoor het model is ontworpen, is principieel onjuist. Wanneer het te simuleren systeem groter is dan de intrinsieke schaal van het model toelaat, kan dit probleem worden omzeild door een methodiek te volgen waarbij het systeem wordt opgedeeld in een aantal deelsystemen met de juiste afmetingen (cf. distributed model). Is de dimensie van het systeem kleiner dan de schaal van het model dan kan het model niet worden gebruikt omdat de processen meer zijn gegeneraliseerd dan voor een juiste beschrijving van dit systeem nodig is. Ieder model moet dan ook zijn voorzien van een duidelijk afgebakend toepassingsgebied en een beschrijving van de vereiste gedetailleerdheid van de invoergegevens.

1.5 Het ontwikkelen van wiskundige modellen

Alvorens een model te kunnen maken moeten de doelstellingen worden geformuleerd. Afhankelijk van het doel, de beoogde schaal van toepassing, de gewenste uitvoergegevens, de beschikbare theorie, de bestaande mogelijke invoergegevens en de beschikbare tijd wordt het soort model gekozen (bijv. conceptueel deterministisch), worden de eisen waaraan het model moet voldoen geformuleerd, wordt het te simuleren systeem duidelijk afgebakend (wat wordt wel in het model ondergebracht en wat niet), en worden de toetsingscriteria vastgesteld (aan de hand waarvan wordt gecontroleerd of het model de werkelijkheid op een voldoende manier beschrijft). Wanneer op deze vragen een antwoord is gegeven, vormt dit het kader waarbinnen het modelleren kan plaatsvinden.

In het proces om van een systeem tot een model, en van een model tot een computerprogramma te komen (modelleren), worden een aantal stappen onderscheiden die alle moeten zijn doorlopen voordat het in het computerprogramma verwoorde model kan worden toegepast (fig. 1).

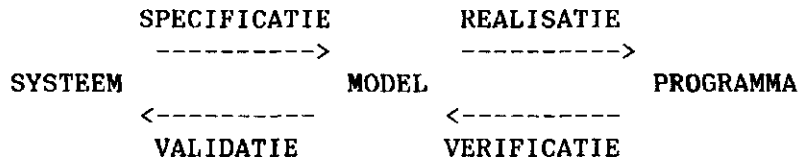


Fig. 1 Fasen van het modelleren.

De fasen zijn:
- Specificatie: het vertalen van het prototype in een stelsel van vergelijkingen waarmee het systeem binnen de geformuleerde doelstellingen adequaat wordt weergegeven.
- Realisatie: het vertalen van het stelsel vergelijkingen met begin- en randvoorwaarden naar een computerprogramma.
- Verificatie: testen of de vertaalslag juist is verlopen. Reageert het programma zoals het model wordt verwacht te reageren, worden alle mogelijkheden goed doorlopen?
- Validatie: toetsen of het model de werkelijkheid op een goede manier beschrijft. Dit kan door globaal bestuderen, door tijdreeksanalyse of door vergelijken met meetgegevens.

Een beschrijving van het model (specificatie) is vaak de enige documentatie die beschikbaar is. De realisatie kan deels in de programmatuur worden verwerkt door gestructureerd te programmeren en door veel gebruik te maken van commentaar. Verificatie en validatie worden veelal achterwege gelaten en indien ze al plaatsvinden worden ze niet gerapporteerd. Een model dat niet is geverifieerd noch is

gevalideerd kan niet verantwoord worden gebruikt in praktische toepassingen.

De validatie geschiedt voor de conceptuele en de empirische modellen op verschillende wijzen. De empirische modellen bevatten één of meer parameters die geen fysische betekenis hebben. De waarde van deze "modelparameters" kan niet worden gemeten en dient aan meetgegevens te worden gecalibreerd en getoetst om het systeem dat die meetgegevens heeft geleverd te kunnen beschrijven. De "systeemparameters" die in de conceptuele modellen worden gebruikt hebben een fysische betekenis en kunnen worden gemeten. Bij de validatie van conceptuele modellen schuilt een addertje onder het gras: testen of het model de werkelijkheid goed kan beschrijven kan alleen door gemeten invoergegevens te gebruiken en vervolgens de berekende resultaten te vergelijken met meetgegevens. Als één of meer invoergegevens niet zijn gemeten kunnen deze bij toepassen van het model door middel van calibratie worden geschat. Op het moment dat dit gebeurt bij het "valideren" van het model mag dit echter geen valideren meer heten (eerst worden parameters bepaald zodanig dat de meetgegevens goed worden benaderd en vervolgens wordt geconcludeerd dat het model de werkelijkheid goed beschrijft en dus dat de processen juist zijn gemodelleerd! Op deze manier verandert een conceptueel model in een empirisch model). Om te kunnen calibreren (= toepassen van het conceptueel model) moet validatie van het model (= ontwikkelen van het model) hebben plaatsgevonden.

Ieder model moet van elke fase een beschrijving bezitten. Alleen dan is snel te begrijpen hoe het model werkt, hoe de programmatuur er uitziet, wat het model wel en niet kan, waar het wel eens fout zou kunnen gaan en hoe het model op een verantwoorde manier kan worden toegepast.

1.6 Het toepassen van wiskundige modellen

Wanneer een conceptueel model is gevalideerd impliceert dat dat de processen goed zijn gemodelleerd en het model de werkelijkheid goed beschrijft. Het model kan op alle systemen (die vergelijkbaar zijn met het prototype waarvoor het model is ontwikkeld) worden toegepast. Daartoe moeten de invoergegevens van het betreffende systeem worden verzameld. Dit is mogelijk doordat deze gegevens fysische grootheden zijn en daardoor op verantwoorde manier kunnen worden geschat, door literatuuronderzoek kunnen worden bepaald, of kunnen worden gemeten. Gegevens kunnen door middel van calibratie worden geschat dan wel worden bijgesteld. De aldus verkregen invoergegevens van het model moeten aan meetgegevens worden geverifieerd om de adequaatheid van de invoergegevens aan te tonen. Zodra dit is gebeurd kan het

model voor het te simuleren systeem worden gebruikt om reacties op veranderingen te berekenen.

Het gebruik van empirische modellen blijft voornamelijk beperkt tot het ontwikkelen van het model. Het model levert inzicht in de relatie(s) tussen verschillende grootheden binnen een specifiek systeem. Praktische toepassingen anders dan het beschrijven van de huidige toestand van het systeem of het genereren van reeksen uitvoergegevens van het huidige systeem zijn er niet.

1.7 Empirische relaties in conceptuele modellen

Conceptuele modellen blijken bij nadere studie vrijwel altijd empirische relaties te bevatten. Dit lijkt logisch omdat naarmate de processen gedetailleerder worden bestudeerd, er minder bekend is dan wel omdat de doelstellingen die aan de bouw van het model voorafgingen hun beperkingen aan het model hebben opgelegd. Omdat het model tracht de systeembepalende processen te omvatten blijft het een conceptueel model, ookal bevat het empirische relaties. Dit gaat echter alleen op zolang de gevoeligheid van het model voor de empirische modelinvoergegevens ondergeschikt is aan de gevoeligheid voor de fysische systeeminvoergegevens.

Op wetenschappelijk niveau opent dit een nieuwe gebruiksmogelijkheid voor de conceptuele modellen. Met behulp van een gevoeligheidsanalyse kan worden bepaald voor welke empirische relaties het model op een zeker moment het meest gevoelig is. Deze relatie wordt onderwerp van verder onderzoek. Zodra deze relatie conceptueel wordt, wordt ze in het model ingebouwd, een nieuwe gevoeligheidsanalyse wordt gedaan, nieuw onderzoek wordt opgestart enz. Op deze wijze kan met behulp van modelbouw worden bepaald wat op een zeker moment het meest beperkende deel van de theorie vormt, en kan aan de hand daarvan onderzoek worden geïnitieerd.

AANHANGSEL 2

HET BETROUWBAARHEIDSINTERVAL VAN MEETGEGEVENS

Wanneer een variabele als een stochastische variabele wordt beschouwd bezit deze een kansverdeling. Twee belangrijke karakteristieken van de kansverdeling, die tevens variabelen zijn in de kansverdelingsfunctie, zijn het populatiegemiddelde en de populatievariantie.

$\mu = E(x)$

μ = populatiegemiddelde
E = verwachtingswaarde
x = stochastische variabele

$\sigma^2 = E(\underline{x} - \mu)^2$

σ^2 = populatievariantie

Om uitspraken over het populatiegemiddelde en de populatieverwachting te kunnen doen worden deze geschat aan de hand van de resultaten van een steekproef.

Het steekproefgemiddelde is een schatter voor het populatiegemiddelde:

$$\underline{\bar{X}} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} X_i$$

De steekproefvariantie is een schatter voor de populatievariantie:

$$\underline{s}^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^{n} (X_i - \underline{\bar{X}})^2$$

De schatters zijn "zuiver" wanneer:

$E(\underline{\bar{X}}) = \mu$

$E(s^2) = \sigma^2$

De schatter $\bar{X}$ is ook een stochastische variabele en wordt gekarakteriseerd door een gemiddelde $\mu_{\bar{X}}$ en een variantie $\sigma^2_{\bar{X}}$.
Deze variantie kan worden geschat volgens:

$$\sigma^2_{\bar{X}} = \sigma^2/n$$

Hieruit blijkt dat het mogelijk is de variantie van het geschatte gemiddelde klein te maken door het aantal waarnemingen groot te maken.

Omdat de puntschattingen zelf stochastische variabelen zijn kan ook een intervalschatting worden gemaakt. Daartoe wordt de kans α bepaald waarvoor het interval de parameter niet bevat. Het interval bezit dan een betrouwbaarheid $1-\alpha$.

Voor een normaal verdeelde populatie kan voor de schatter $\bar{X}$ het tweezijdig betrouwbaarheidsinterval worden bepaald met de Student- of t-verdeling. Wanneer σ onbekend is, luidt de formule daartoe:

$$P(\bar{X} - \frac{s}{\sqrt{n}} * t_{\frac{1}{2}\alpha,\nu} < \mu < \bar{X} + \frac{s}{\sqrt{n}} * t_{-\frac{1}{2}\alpha,\nu}) = 1 - \alpha$$

t = grenswaarden van de t-verdeling
ν = vrijheidsgraden

De waarden voor de grenswaarden van de t-verdeling kunnen worden opgezocht in tabellen.

De aanname dat chemische (kans)variabelen normaal zijn verdeeld, is niet juist omdat de concentraties niet negatief kunnen zijn. Toch wordt deze veronderstelling veel gemaakt omdat wanneer het gemiddelde groot is ten opzichte van de spreiding (wortel uit de variantie), de kans op negatieve waarden klein is.

AANHANGSEL 3

HET VELDONDERZOEK

Doel van het veldonderzoek is het verkrijgen van inzicht in het transport van nitraat en de daarbij optredende processen. Het veldwerk is daartoe in twee delen gesplitst:
- het bemonsteren van het grondwater in bestaande grondwaterstandsbuizen in twee verschillende waterwingebieden;
- het bemonsteren van het bovenste grondwater in te plaatsen bemonsteringsbuizen in het drinkwaterbeschermingsgebied rond waterwinning 't Klooster.

3.1 Het diepe grondwater

Om inzicht te krijgen of de gevolgen van overbemesting al in het opgepompte ruwwater meetbaar zijn en zo ja, uit welk deel van het intrekgebied deze verontreiniging afkomstig is, zijn de waterkwaliteitsgegevens van de produktieputten geanalyseerd. De kwaliteit van het grondwater kan inzicht verschaffen in de door overbemesting veroorzaakte verontreiniging die onderweg is naar de produktieputten. Hiertoe zijn grondwaterstandsbuizen bemonsterd. De resultaten van deze bemonstering moeten met de nodige scepsis worden bekeken omdat deze opstellingen niet zijn ontworpen om er waterkwaliteitsmetingen aan te verrichten (ze zijn niet representatief, en ze beïnvloeden de samenstelling van het grondwater in en rond de buis). Naast 't Klooster (in deze waterwinning worden lage nitraatconcentraties gemeten, hoewel de winning in een landbouwgebied met een mestoverschot is gelegen) is ook rond drinkwaterwinning Eerbeek bemonsterd omdat dit in bossen gelegen pompstation relatief hoge nitraatconcentraties oppompt.

3.1.1 Monstername

De bemonstering is als volgt uitgevoerd: na het meten van de grondwaterstandshoogte is de waterinhoud van de buis berekend. Een veelvoud (minstens 3) van dit volume water wordt weggepompt voordat het monster wordt genomen. Dit is gebeurd met de zuigmethode (Van den Toorn, 1981) tot dieptes van 7 m onder het maaiveld. Dieper wordt bemonsterd met de drukmethode (Van den Toorn, 1981). Het opgepompte water is gekoeld bewaard in tot de rand gevulde, gesloten flesjes.

3.1.2 Analyse

In het laboratorium wordt een deel van ieder monster in flesjes gedaan en afgesloten met een septum ter bepaling van de hoeveelheid anorganisch en organisch koolstof volgens N.P.R. 6522 (Nederlandse Praktijk Richtlijn). De pH wordt gemeten volgens NEN (Nederlandse Eenheids Norm) 6411 en de EC volgens NEN 6412.

Het resterende deel van de monsters wordt gefiltreerd, tot oktober 1988 over een vouwfilter, vanaf die datum over een 45u-filter. De analyse van Na, Ca, Mg, Fe en Al wordt gedaan met de I.C.P./A.E.S. (inductief gekoppelde plasma/atomaire emissie spectrofotometer). K is bepaald met de A.A.S. (atoom absorptie spectrofotometer) volgens N.P.R. 6450. NO_3, Cl en SO_4 worden bepaald met de H.P.L.C. (high performance liquid chromatography). NH_4 wordt naar NEN 3235 gemeten met behulp van destillatieapparatuur en de spectrofotometer.

De bepalingen worden gecontroleerd op fouten in de analyse door regelmatig standaardoplossingen mee te analyseren. De monsters worden bij een temperatuur van 4°C in een koelkast bewaard tot de analyse plaatsvindt.

Na de analyses wordt de opgeloste hoeveelheid kooldioxide, waterstofcarbonaat en bicarbonaat berekend uit de gemeten hoeveelheid anorganische koolstof overeenkomstig NEN 6523.

3.2 Resultaten van waterwingebied 't Klooster

Waterwingebied 't Klooster is gelegen in de gemeente Hengelo, provincie Gelderland. Er zijn negen produktieputten op het waterwinterrein dat 55 ha groot is. Tabel 1 bevat de produktiecijfers van de onttrekkingsputten van het pompstation.

Van grondboringen in het intrekgebied zijn de beschrijvingen opgevraagd en bestudeerd. Het betreft negen boorbeschrijvingen tot 40 m diepte en twee boringen tot 70 m diepte. Lagen met een grote weerstand zijn niet aangetroffen. Humeuze bodemlagen komen voor tot een diepte van 8 m, van 30 tot 40 m en van 45 tot 60 m. Plantenresten en (verkoolde) houtdeeltjes worden aangetroffen tot 8 m, van 15 tot 20 m, van 30 tot 35 m, van 40 tot 45 m en van 65 tot 70 m. In twee boringen is pyriet aangetroffen op 35 m diepte.

Tabel 1 Grondwateronttrekking pompstation 't Klooster per put per jaar gedurende de jaren 1967-1987 (* 1000 m³) (naar: NV Waterleiding Oostelijk Gelderland).

Jaar	Putnummer									Totaal
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	
1967		151	204	137						493
1968	120	154	96	195						566
1969	170	168	177	168						683
1970	254	22	250	229						957
1971	358	307	456	369						1490
1972	360	438	501	426	37					1763
1973	278	405	541	554	368					2146
1974	277	446	531	517	304					2075
1975	284	389	540	510	323					2047
1976	406	545	511	506	256					2224
1977	426	433	398	392	98	21	287			2055
1978	402	404	183	234	254	327	438			2243
1979	239	235	164	165	944	448	578			2527
1980	214	246	147	128	705	632	457			2772
1981	272	274	158	168	739	480	394			2485
1982	383	401	210	185	426	551	444			2599
1983	256	259	146	138	693	573	732			2797
1984	330	336	195	149	650	649	834			3144
1985	249	336	204	223	354	715	700	162		2944
1986	204	184		141	19	770	756	656	433	3163
1987	210	75		68	256	748	704	728	501	3291

3.2.1 Waterkwaliteit in de winputten

Figuur 2 geeft het concentratieverloop van Cl, NO_3 en SO_4 van het produktiewater in de tijd (cijfers ter beschikking gesteld door de W.O.G.).

De concentratie nitraat is constant laag en ligt ruim onder de norm van 50 mg nitraat per liter. Opvallend is de stijging van het sulfaatgehalte. Dit duidt op denitrificatie door oxydatie van pyriet. De gevolgen van overbemesting openbaren zich in het ruwwater in de vorm van een toenemend sulfaatgehalte in plaats van een stijgende nitraatconcentratie. Bedacht moet worden dat de hoeveelheid in de bodem opgeslagen pyriet beperkt is.
Hierdoor zal bij uitputting van de voorraad pyriet een snelle toename van het nitraatgehalte (gepaard met een afnemend sulfaatgehalte) in het ruwwater optreden. Hoe hoog de nitraatconcentratie zal worden, is mede afhankelijk van de grootte van de tweede in de bodem aanwezige oxydator: de organische stof. Ook deze hoeveelheid is gelimiteerd.

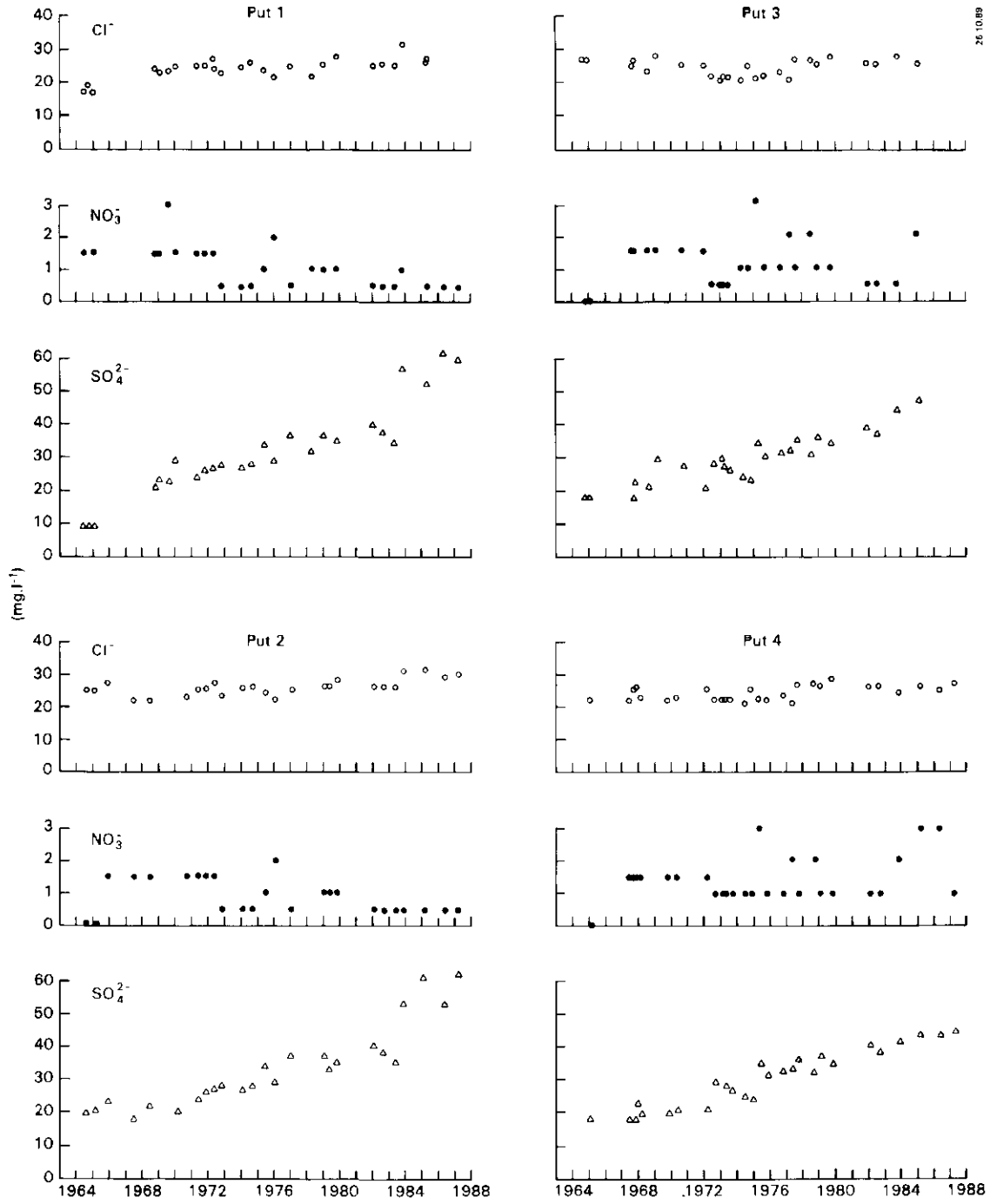
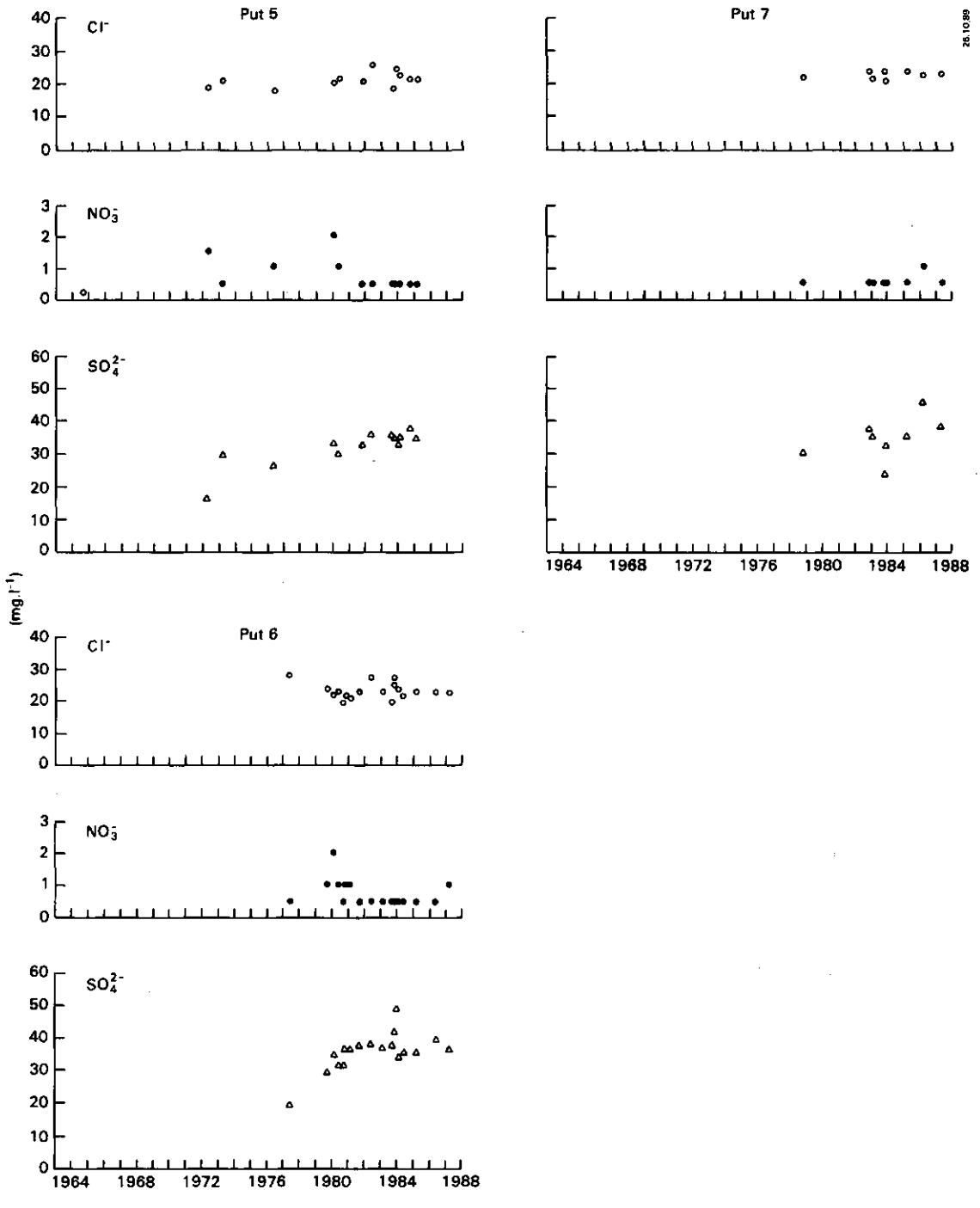


Fig. 2 Concentratieverloop in de tijd voor Cl-, NO_3^- en SO_4^{2-} in de putten van waterwinning 't Klooster.


Put 5
Put 7
Put 6
Cl⁻
NO₃⁻
SO₄²⁻
(mg l⁻¹)
0
10
20
30
40
50
60
1
2
3
1964
1968
1972
1976
1980
1984
1988
26.10.89

Het verloop van de nitraat- en sulfaatconcentraties in de tijd lijkt voor alle winputten hetzelfde. De putten die later in produktie zijn genomen, hebben een lager sulfaatgehalte dan de oudere putten. Dit kan duiden op het onderweg zijn van een nitraatgolf waarvan de piek nog niet is bereikt (denitrificatie met pyriet wordt verondersteld lineair afhankelijk te zijn van de nitraatconcentratie).

3.2.2 Waterkwaliteit van het diepe grondwater

In het intrekgebied van de waterwinning 't Klooster zijn de bestaande diepe en ondiepe grondwaterstandsbuizen bemonsterd. Eenmalig is in deze buizen de grondwaterstand gemeten en is het grondwater bemonsterd en geanalyseerd. In figuur 3 zijn de lokaties van de buizen met filters dieper dan 10 m gegeven. Het merendeel van deze buizen staat in wegbermen, op erven of bospercelen. In tabel 2 is de filterdiepte van de buizen gegeven. Tevens is het door de waarnemers geschatte grondgebruik rond de grondwaterstandsbuizen vermeld.

Tabel 2 Filterdiepte van de bestaande diepe (dieper dan 10 m) grondwaterstandsbuizen in waterwinning 't Klooster.

Buisnummer	Filterdiepte (m - mv.)	Bos (%)	Bouwland (%)	Grasland (%)
28	22,4	80	20	0
45	25,1	100	0	0
50	11,8	10	10	80
59	12,0	30	70	0
170	26,0	10	60	30
46	13,5	50	50	0

Tijdens de monstername bleek duidelijk dat de buizen niet zijn geplaatst om de waterkwaliteit te bemonsteren. De buizen bevinden zich op "verloren" hoekjes in het terrein (niet representatief), liggen soms in laag gelegen delen (oppervlakkige toestroming), zijn van ijzer en zijn niet afgesloten (beïnvloeden reacties). Het opgepompte water bevatte naast grote aantallen keverlijkjes ook witte vlokken waarvan de herkomst en de samenstelling onbekend zijn.

De in juni 1987 gemeten concentraties in de grondwaterstandsbuizen (tabel 3) komen ruwweg overeen met de concentraties van de winputten. Het gemeten nitraatgehalte alsook de pH van buis 59 (40 $mg.l^{-1}$ en 9,1 $mg.l^{-1}$) wijken af.

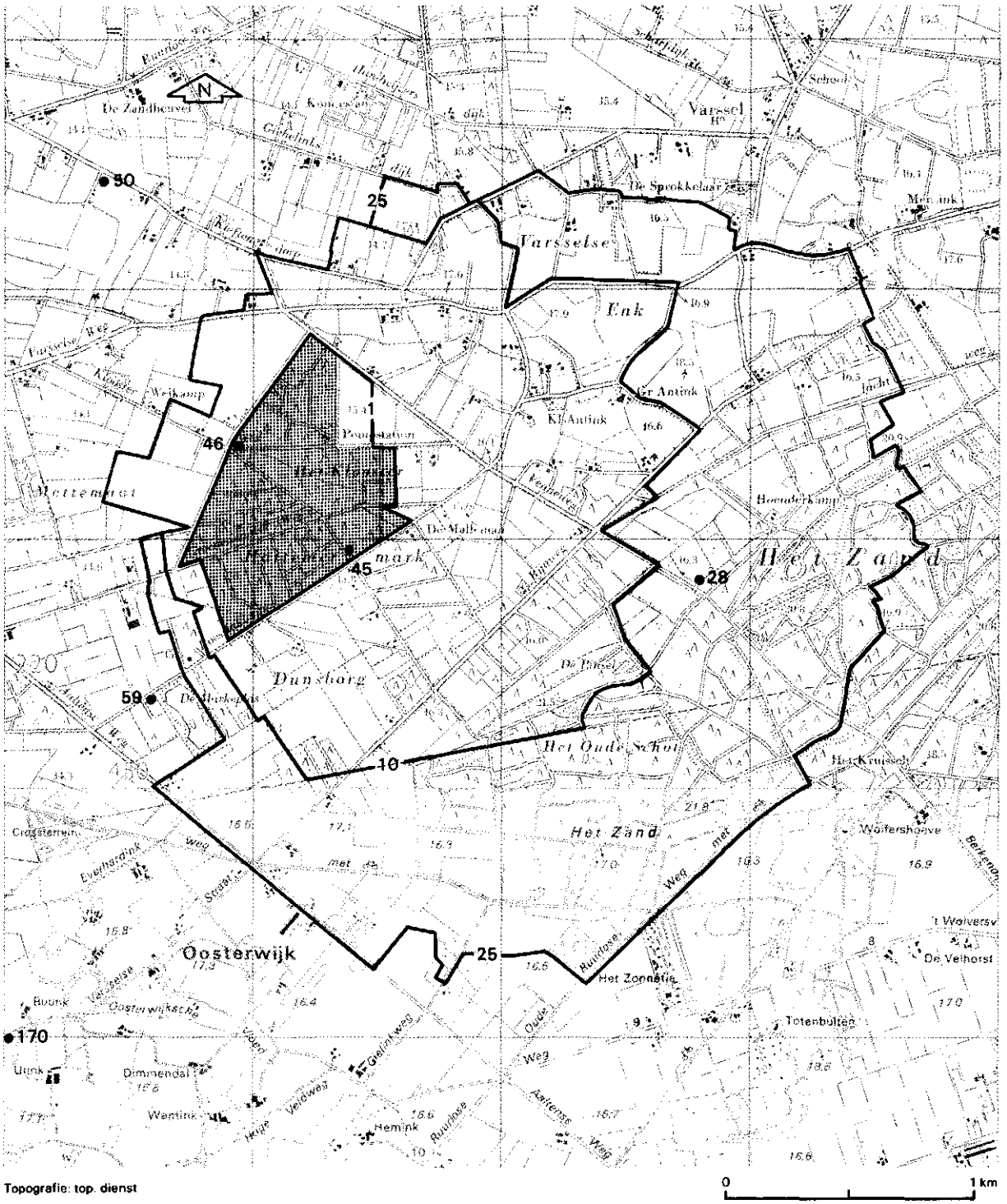


Fig. 3 De bestaande, diepe (> 10 m) observatiebuizen in het intrekgebied van waterwinning 't Klooster.

Tabel 3 Gemeten samenstelling van het ondiepe grondwater in juni 1987.

Buis	pH	Cl	NO_3	SO_4	HCO_3	CO_2	Na	K	Ca	Mg	TOC	IC	ECM	ECB	An	Ka	An-Ka
		(mg/l)											mmho/cm		(eq/l)		
28	7,3	19,1	2,9	26,2	425,8	25,8	9,8	16,6	59,9	4,7	5,0	91,0	34,1	36,8	8,15	4,49	-3,66
45	7,7	16,7	3,8	19,8	356,8	8,8	9,7	1,9	51,7	4,0	6,0	73,0	31,6	31,7	6,86	3,44	-3,42
50	7,3	15,3	2,7	22,3	300,9	20,9	8,1	4,5	35,3	3,4	13,0	65,0	28,2	27,9	5,89	2,71	-3,18
59	9,1	35,2	40,3	23,1	35,3	0,0	12,6	4,0	29,7	3,3	5,0	7,5	27,9	31,0	2,79	2,83	0,04
170	5,8	37,9	2,7	37,7	48,5	111,7	19,6	0,7	25,9	1,2	11,0	40,0	24,9	26,7	2,69	2,34	-0,36
46	7,2	44,6	0,0	33,5	130,2	12,3	4,6	0,5	66,2	13,6	5,0	29,0	34,5	41,3	4,10	4,74	0,65

TOC = Total Organic Carbon
IC = Inorganic Carbon
ECM = Gemeten Electrische Geleidbaarheid
ECB = Berekende Electrische Geleidbaarheid
An = hoeveelheid Anionen (eq/l)
Ka = hoeveelheid Kationen (eq/l)
An-Ka = verschil in hoeveelheid anionen en kationen = ionenbalans
Indien de waarneming kleiner is dan de detectiegrens, is de detectiegrens gegeven.

De ionenbalansen kloppen niet. Een oorzaak hiervoor is de oververzadiging van het water met CO_2 ten gevolge van in de bovengrond klaarblijkelijk intensief optredende processen. Bij de bemonstering wordt het water door middel van onderdruk opgepompt waardoor CO_2 uit het water kan ontwijken. Bij bepaling van de IC (hoeveelheid anorganisch koolstof) in het laboratorium wordt een gesloten systeem gebruikt zodat de gemeten waarde voor de op dat moment in het water aanwezige kooldioxyde "juist" is. Om de pH te meten wordt het water geroerd en open bemeten met behulp van elektroden die een insteltijd nodig hebben. Gedurende deze insteltijd ontwijkt CO_2 uit de oplossing en neemt de pH toe. Dit verlopen van de pH is duidelijk waarneembaar. Gevolg is een te hoog berekend HCO_3^- en CO_3-gehalte, en een mede hierdoor sterk afwijkende ionenbalans.

Hoeks (persoonlijke mededeling) constateerde bij kolomproeven onder anaërobe omstandigheden de vorming van vlokken $CaCO_3$ in het effluent van de kolommen. Dit wordt veroorzaakt door de afname van de CO_2-spanning bij het verlaten van de kolom waardoor het evenwicht verschuift, de pH stijgt en carbonaten neerslaan zodra de oplosbaarheidsprodukten worden overschreden. Mogelijk zijn de bij bemonstering waargenomen vlokken via dit mechanisme ontstaan. Omdat voor de analyse de monsters worden gefiltreerd is duidelijk dat de gemeten concentraties in het monster niet overeenkomen met de op het moment van monstername in het veld aanwezige concentraties.

3.2.3 Waterkwaliteit van het ondiepe grondwater

In tabel 4 zijn de filterdiepten en het geschatte grondgebruik van de bestaande ondiepe grondwaterstandsbuizen vermeld. Ook deze buizen staan in wegbermen, op erven of in bos. De lokatie van de buizen is gegeven in figuur 4. Voor de monstername in deze buizen wordt volstaan met een verwijzing naar 2.2.2. Het water is oververzadigd en bevat witte vlokjes. Wanneer de gemeten IC laag is, (buis 52, 63, 83 en 85) is de invloed van de afwijkende pH gering en lijken de ionenbalansen te kloppen. Door een foutenanalyse te maken wordt voor ieder monster de maximaal mogelijke fout in de analyseresultaten bepaald. Deze blijkt voor de metingen te variëren van 0,25 tot 0,75 meq verschil tussen de kationen- en de anionenbalansen, afhankelijk van de concentratie en samenstelling van het monster.

Tabel 4 Filterdiepte in m - mv. van de bestaande ondiepe (< 10 m) grondwaterstandsbuizen in waterwinning 't Klooster en het geschatte bodemgebruik in de omgeving van de buizen.

Buisnummer	Filterdiepte (m - mv.)	Bos (%)	Bouwland (%)	Grasland (%)
1	3,4	60	0	40
35	7,0	10	80	10
45	4,4	100	0	0
47	4,4	100	0	0
51	4,5	20	50	30
52	4,6	20	10	70
36	3,2	10	10	80
57	4,4	20	0	80
58	5,0	40	30	30
61	4,6	80	20	0
63	4,4	70	30	0
64	4,4	70	0	30
78	6,8	80	10	10
80	6,7	20	20	60
81	4,5	20	10	70
83	4,4	100	0	0
84	4,8	100	0	0
85	5,4	70	10	20
170	3,4	10	60	30
47=P06	6,0	80	10	10
47=34C-47	5,0	10	30	60
46	3,6	50	50	0

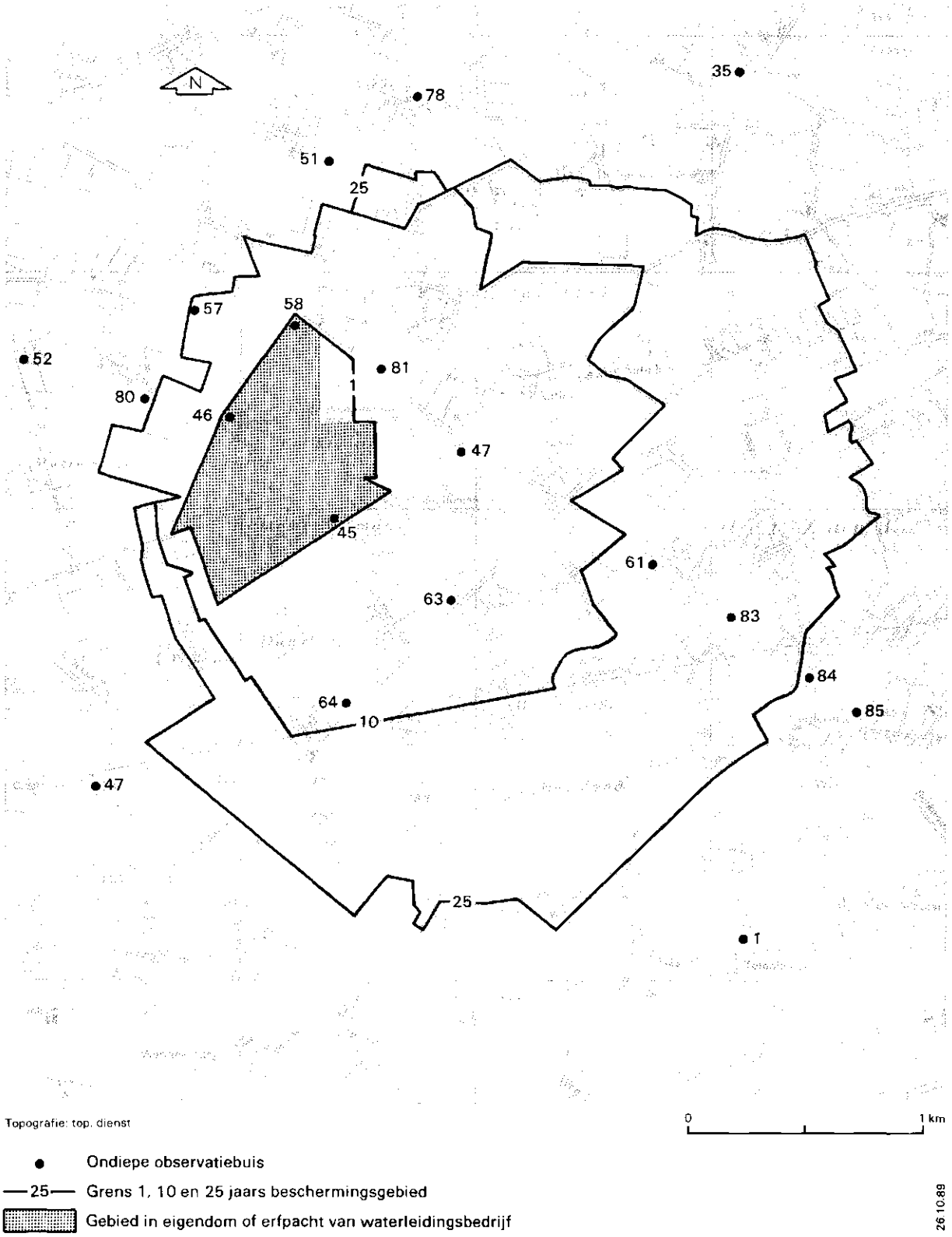


Fig. 4 De bestaande, ondiepe observatiebuizen in het intrekgebied van waterwinning 't Klooster.

Hoewel de grondwaterstandsbuizen veelal op extensief gebruikte stukjes grond staan en de relatie met het grondgebruik in de omgeving hierdoor verstoord kan zijn, lijkt het nitraatgehalte op een diepte van 3 tot 6 m - mv. op te lopen van rond de 35 mg/l voor bos tot 55 mg/l voor akkerbouw en 60 mg/l voor grasland (tabel 5).

Op een aantal punten kunnen vraagtekens worden gezet bij de in tabel 5 gegeven analyseresultaten:
- in buis 35 is het kaliumgehalte (319 mg/l) afwijkend;
- in buis 81 wijkt het sulfaatgehalte (547 mg/l) sterk af.

In deze buizen heeft een tweede bemonstering plaatsgevonden om de betrouwbaarheid van deze waarnemingen vast te stellen. De resultaten van deze tweede bemonstering kwamen overeen met de resultaten van de eerste bemonstering. Een verklaring voor de afwijkende samenstelling van het water ontbreekt.

Tabel 5 Gemeten samenstelling van het diepe grondwater in juni 1987.

Buis	pH	Cl	NO_3	SO_4	HCO_3	CO_2	Na	K	Ca	Mg	TOC	IC	ECM	ECB	An	Ka	An-Ka
		(mg/l)											mmho/cm		(eq/l)		
1	4,8	26,2	48,1	16,5	6,8	189,4	17,6	19,1	15,4	5,6	5,0	53,0	23,1	25,7	1,97	2,50	0,53
35	7,1	38,7	7,1	31,1	465,7	48,6	27,2	318,7	9,8	1,3	11,0	105,0	45,1	34,0	9,51	9,96	0,45
45	7,5	16,4	3,5	107,8	485,1	19,0	12,5	5,2	114,5	4,0	20,0	101,0	53,4	48,7	10,78	6,82	-3,96
47	7,0	26,0	6,3	59,7	857,1	99,5	19,4	6,2	161,4	21,2	49,0	196,0	89,6	75,3	16,17	12,10	-4,07
51	7,1	21,6	129,6	58,7	160,5	17,9	30,4	28,5	51,1	3,8	5,0	36,5	50,2	43,7	6,56	4,99	-1,57
52	8,4	34,1	64,2	28,5	44,6	0,3	21,0	25,5	28,0	6,4	3,0	9,0	34,4	34,1	3,35	3,63	0,29
36	7,7	62,6	23,9	31,3	406,3	9,4	72,0	4,7	43,4	3,6	5,0	83,0	54,0	46,1	9,55	5,78	-3,77
57	7,7	17,4	112,9	36,9	616,1	14,4	11,4	15,3	114,1	12,7	6,0	126,0	70,5	60,2	13,32	7,93	-5,39
58	7,7	33,5	3,1	75,2	429,2	11,3	28,2	7,0	69,0	8,4	20,0	88,0	50,4	46,0	9,68	5,60	-4,08
61	8,1	21,1	5,0	53,8	198,0	2,3	22,6	4,8	33,0	5,0	3,0	40,0	29,4	30,4	5,11	3,24	-1,87
63	7,4	216,4	41,2	39,2	61,3	3,3	119,5	25,2	31,8	5,3	3,0	13,0	84,4	74,7	8,59	8,00	-0,59
64	7,5	474,4	191,5	218,9	484,4	17,6	257,0	146,2	125,7	25,7	15,0	100,5	224,0	167,9	29,04	23,66	-5,38
78	8,0	5,7	15,3	26,0	232,2	3,3	5,6	1,8	30,7	8,0	9,0	47,0	28,7	26,6	4,83	2,52	-2,31
80	7,1	34,6	3,8	142,6	452,3	47,3	20,5	4,4	97,0	13,4	6,0	102,0	61,2	57,2	11,44	7,04	-4,40
81	7,2	106,3	2,9	547,4	767,9	60,9	77,8	5,2	0,0	33,4	18,0	168,0	160,7	100,4	27,09	6,54	-20,55
83	9,2	17,6	15,8	76,9	49,8	0,0	11,9	1,3	37,0	8,5	5,0	11,0	34,3	37,2	3,37	3,30	-0,07
84	7,1	10,7	3,9	32,2	196,7	19,3	7,3	1,1	2,4	2,3	5,0	44,0	20,6	18,1	4,27	0,72	-3,54
85	9,6	7,2	29,5	17,6	46,9	0,0	7,5	1,1	13,2	8,9	3,0	12,0	17,5	23,1	2,28	2,02	-0,26
170	7,5	26,1	4,4	1,7	478,3	16,4	11,9	2,9	62,4	5,0	0,0	99,0	36,3	38,1	8,75	4,31	-4,44
476	7,6	69,9	61,2	104,3	446,0	14,0	45,1	2,4	107,6	14,8	13,0	92,0	74,4	67,2	12,52	8,67	-3,84
4734	7,2	17,6	164,7	73,9	725,7	47,1	10,4	50,7	133,6	19,5	13,0	156,0	87,0	72,9	16,65	10,14	-6,51
46	7,0	37,2	78,7	93,6	287,7	37,9	9,5	4,8	144,3	51,4	5,0	67,0	76,5	85,3	8,99	12,02	3,03

TOC = Total Organic Carbon
IC = Inorganic Carbon
ECM = Gemeten Electrische Geleidbaarheid
ECB = Berekende Electrische Geleidbaarheid
An = hoeveelheid Anionen (eq/l)
Ka = hoeveelheid Kationen (eq/l)
An-Ka = verschil in hoeveelheid anionen en kationen = ionenbalans

3.2.4 Conclusies

De nitraatconcentratie neemt rond drinkwaterwinning 't Klooster af met de diepte; de concentratie gemeten in de ondiepe buizen is duidelijk hoger dan de concentratie van het in de diepe buizen bemonsterde water.

Het verschil in nitraatgehalte tussen het ondiepe en het diepere grondwater kan worden verklaard door de aanwezigheid van organische stof tot een diepte van 8 m. Hierdoor treedt anaërobe denitrificatie met organische stof als elektronenacceptor op. De hierbij vrijkomende CO_2 kan moeilijk ontsnappen zodat het water oververzadigd raakt met CO_2 (theorie van het CO_2-H_2O - evenwicht: Bolt en Bruggenwert, 1978).

De toename van het sulfaatgehalte in het opgepompte ruwwater wordt verklaard uit het optreden van denitrificatie met pyriet als oxydator.

3.3 Resultaten van waterwingebied Eerbeek

In figuur 5 is de lokatie van de bestaande grondwaterstandsbuizen in het intrekgebied van waterwinning "Eerbeek" te Brummen aangegeven. De waterwinning is in een bos gelegen.

Boorprofielen voor het gebied laten zien dat alleen organische stof voorkomt in het allerbovenste deel van het profiel (< 0,5 m). De grond bestaat uit zand met grind, beneden de 40 m komen regelmatig kleilagen voor.

3.3.1 Waterkwaliteit in de winputten

Figuur 6 laat het concentratieverloop van chloride, nitraat en sulfaat in het opgepompte water zien. De nitraatgehalten van put 1 tot 6 liggen tussen de 10 en 20 mg/l. het nitraatgehalte van put 7 tot en met 10 komt nauwelijks boven de 10 mg/l. In put 11 wordt geen nitraat in het ruwwater gemeten. De chloridegehaltes zijn nagenoeg constant, de gehaltes nitraat en sulfaat zijn of constant, of lijken een stijgende tendens te vertonen. Tabel 6 bevat een overzicht van de maandelijks door pompstation Eerbeek onttrokken hoeveelheid water. De produktiecijfers per winput zijn niet bekend.

De filterdiepten van put 1 tot en met 10, variërend van 20 tot 35 m, bevinden zich in de freatische watervoerende laag. Put 11 heeft zijn filter op 165 m diepte. Uit de boorbeschrijving blijkt dat dit filter zich beneden acht afsluitende kleilagen met een totale dikte van 45 m bevindt.

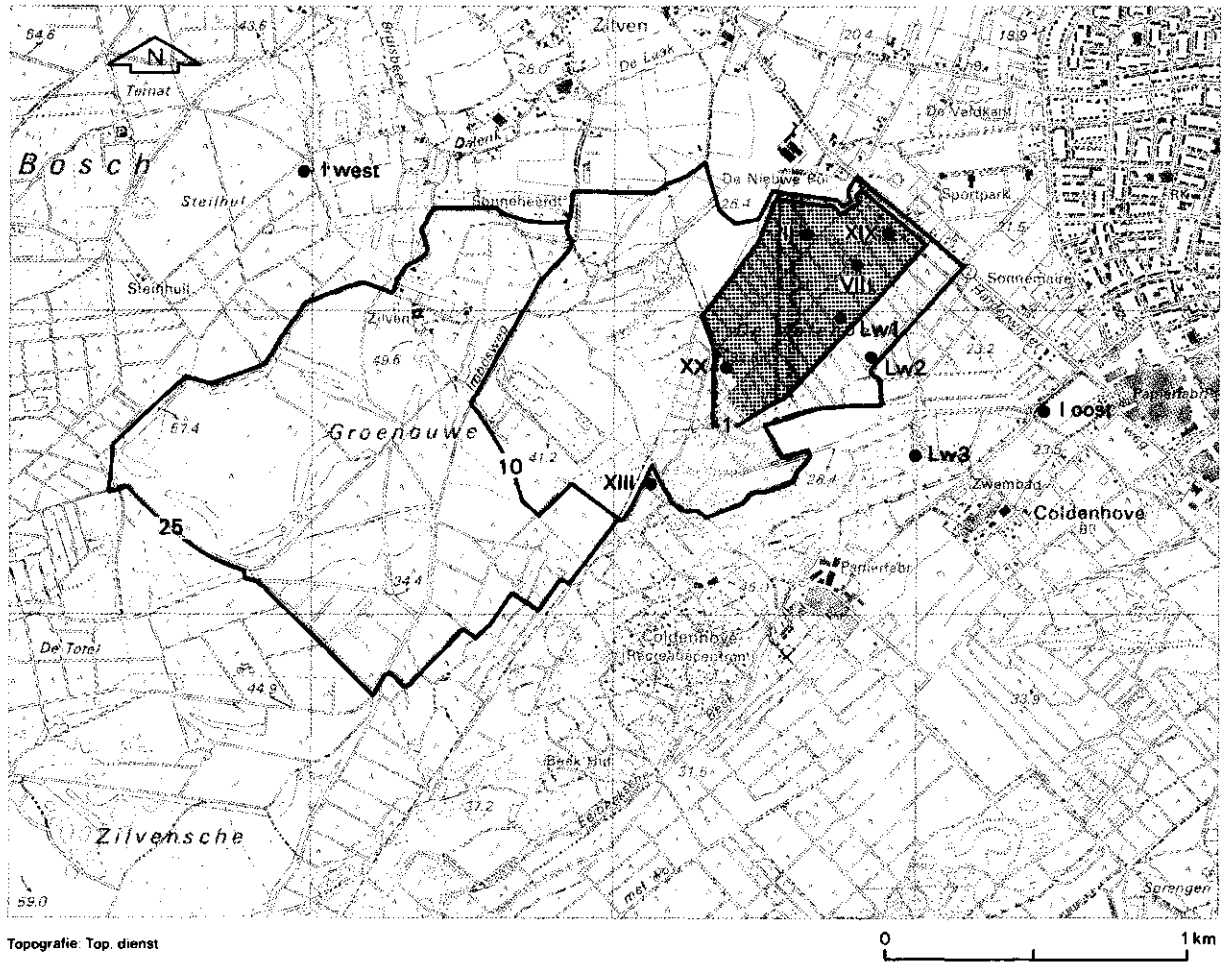


Fig. 5 De bestaande observatiebuizen rond drinkwaterwinning Eerbeek.

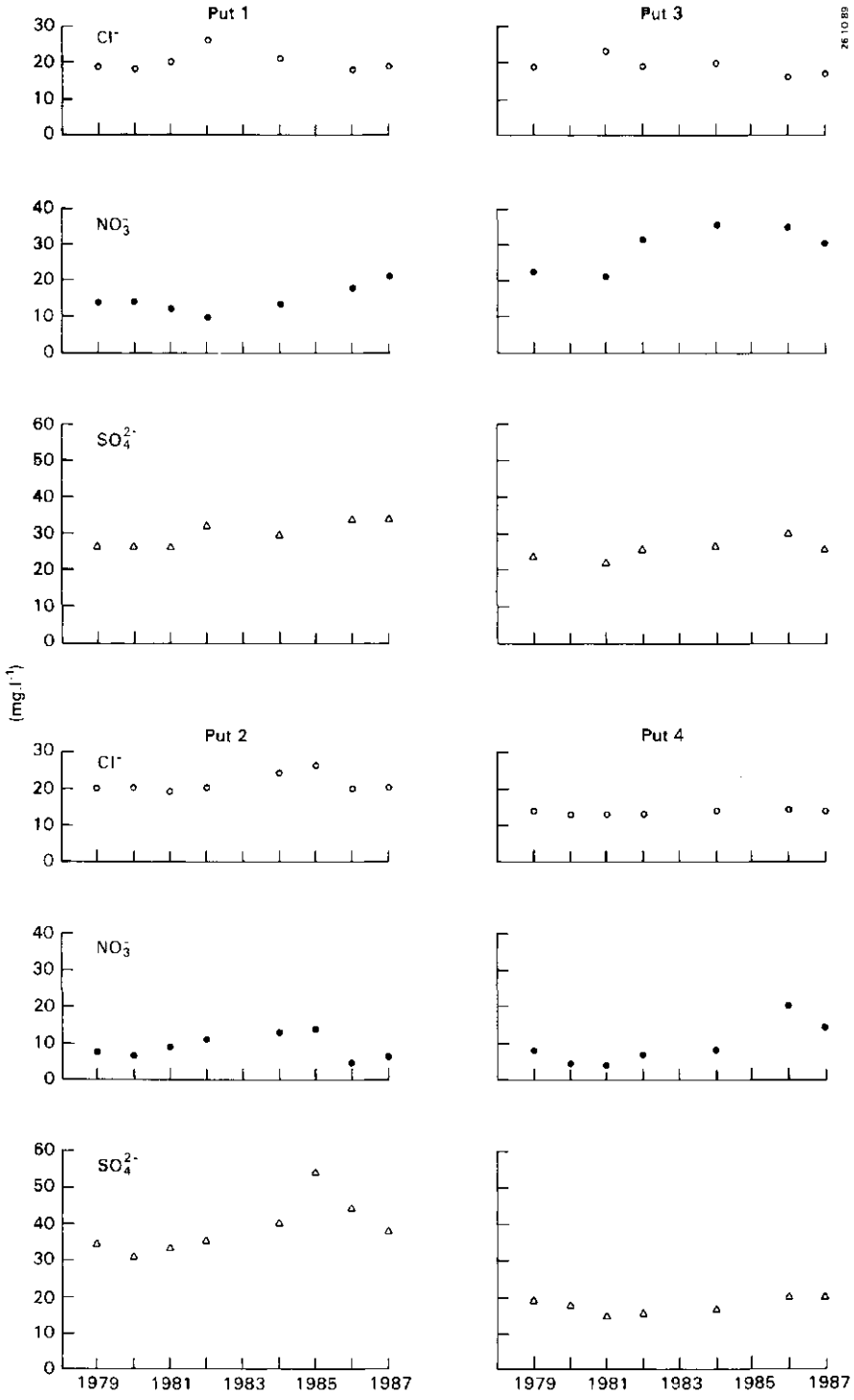
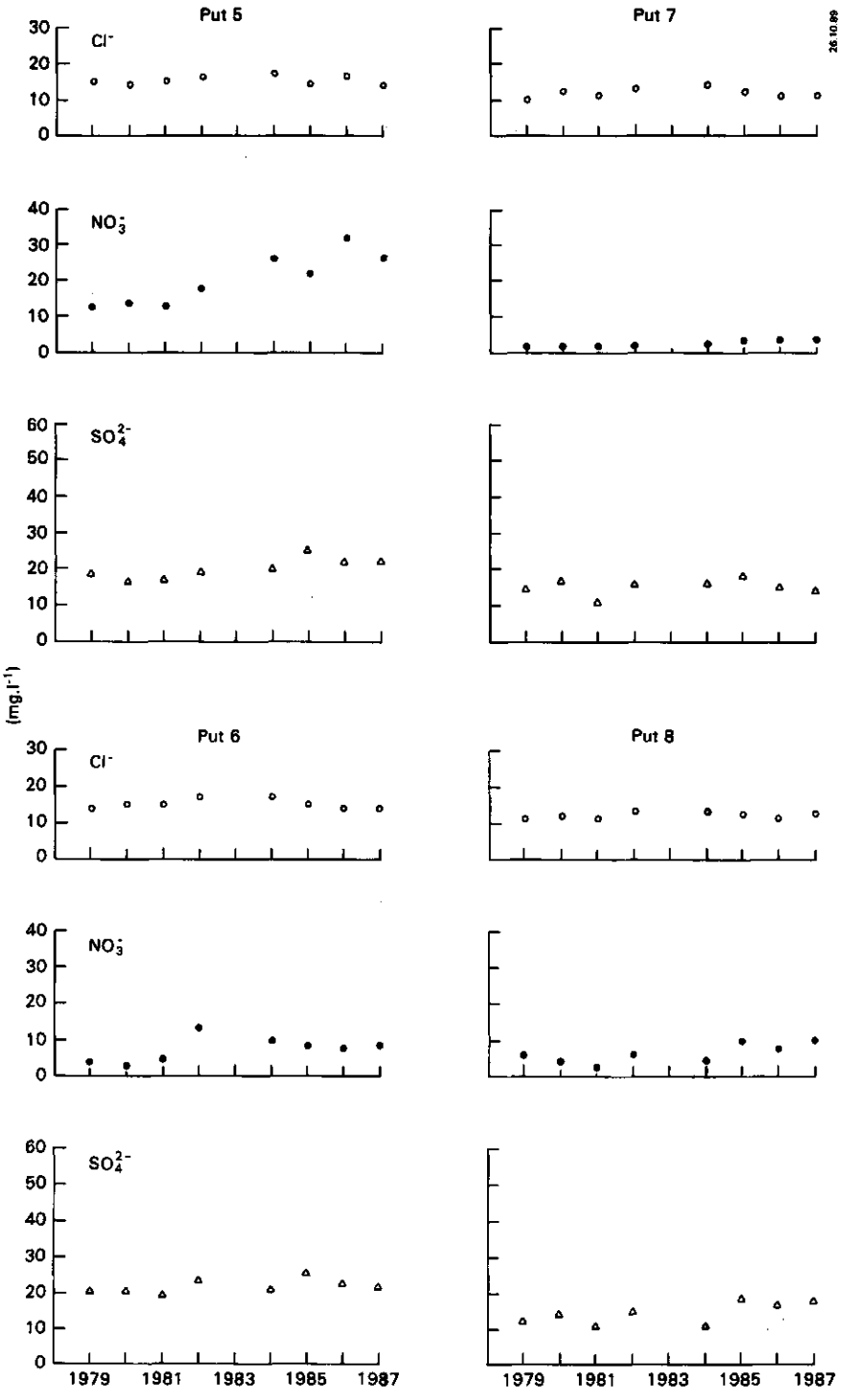
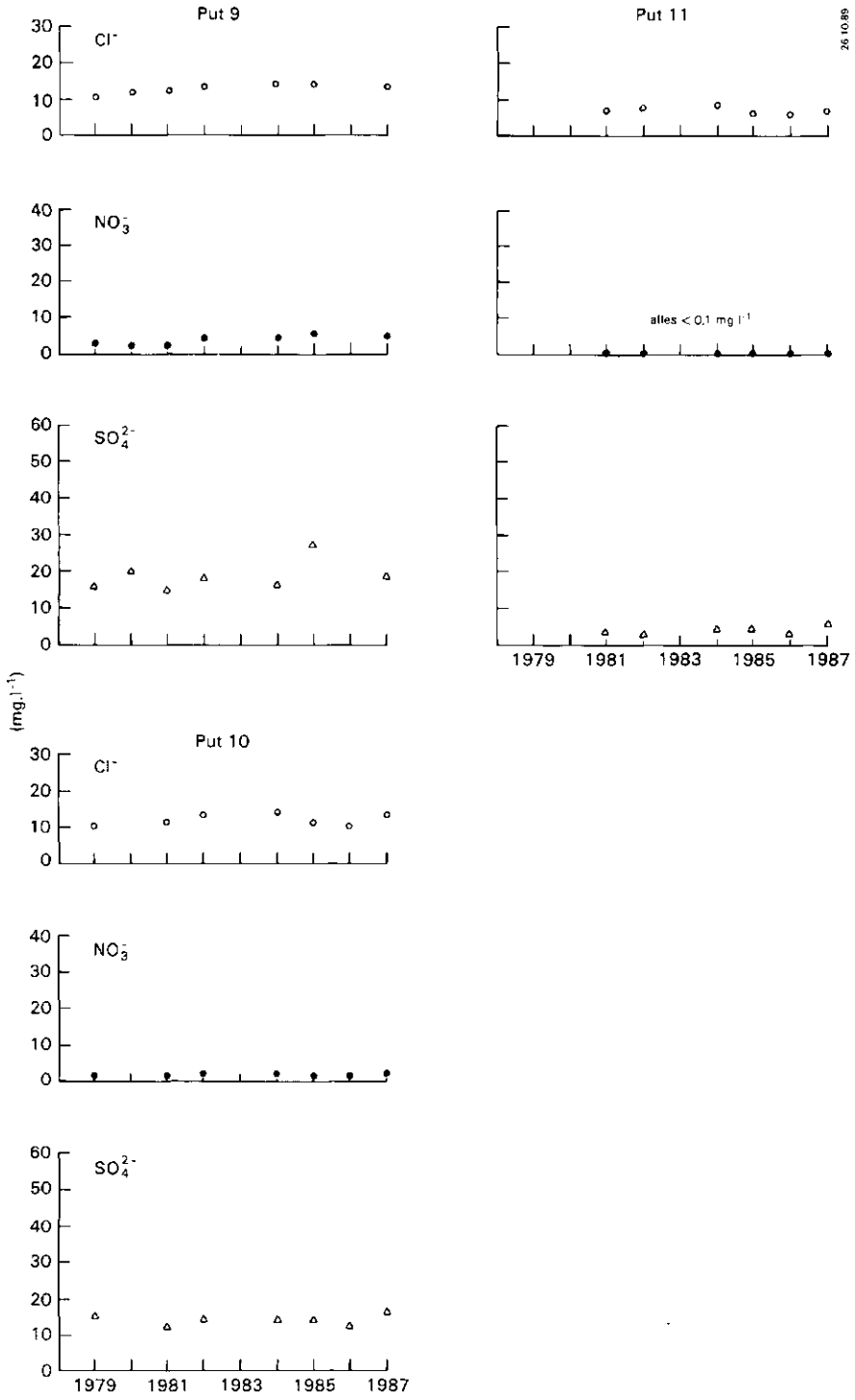


Fig. 6 Concentratieverloop in de tijd voor Cl-, NO_3^- en SO_4^{2-} in de putten van waterwinning Eerbeek.


Put 5
Put 7
Put 6
Put 8
Cl⁻
NO₃⁻
SO₄²⁻
(mg.l⁻¹)
1979
1981
1983
1985
1987


Put 9
Put 11
26.10.89
Cl⁻
NO₃⁻
SO₄²⁻
alles < 0,1 mg l⁻¹
(mg.l⁻¹)
Put 10
Cl⁻
NO₃⁻
SO₄²⁻
1979
1981
1983
1985
1987

Tabel 6 Overzicht van de maandelijks door waterwinning Eerbeek onttrokken hoeveelheden water (* 1000 m³) (naar: WOG).

Maand	Jaar									
	1958	1959	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967
jan	5	6	8	9	15	29	47	44	54	62
febr	5	6	8	9	17	29	41	39	48	59
maart	5	7	9	11	15	35	45	46	54	68
april	6	8	11	11	16	34	48	44	52	66
mei	6	9	16	11	20	42	55	46	62	67
juni	7	13	13	12	22	45	56	50	66	67
juli	7	16	10	14	21	47	56	56	61	68
aug	7	12	13	17	24	44	55	59	59	71
sept	7	15	9	22	24	45	46	54	61	67
okt	7	12	10	22	28	46	49	54	63	71
nov	6	8	9	13	32	45	45	49	60	66
dec	6	8	11	14	30	47	46	51	61	64
Totaal	74	120	127	165	264	488	589	592	701	796

Maand	Jaar									
	1958	1959	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967
jan	65	64	76	79	97	109	111	109	119	110
febr	60	61	69	69	99	100	101	100	113	69
maart	68	69	79	76	95	115	120	110	106	81
april	68	66	80	73	87	107	112	71	77	77
mei	69	70	81	99	91	119	119	73	88	86
juni	66	65	77	103	100	123	118	83	101	83
juli	70	76	61	109	106	117	103	74	97	82
aug	72	76	88	104	104	119	112	95	92	83
sept	68	73	81	99	97	112	111	72	75	79
okt	70	73	76	99	99	113	112	73	84	79
nov	65	73	75	94	100	100	107	113	116	76
dec	63	74	75	97	113	108	111	117	122	75
Totaal	804	840	918	1101	1188	1342	1337	1090	1190	980

Maand	Jaar									
	1958	1959	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967
jan	75	76	80	73	68	91	95	94	104	103
febr	72	68	80	66	64	84	88	85	87	100
maart	85	81	81	75	77	97	95	98	105	109
april	86	86	86	78	77	95	99	99	104	112
mei	89	93	104	78	95	98	100	110	113	118
juni	88	87	85	76	98	103	97	104	124	110
juli	79	89	70	76	112	117	93	99	129	124
aug	94	114	76	76	98	119	122	106	121	114
sept	89	108	76	76	98	98	98	101	107	107
okt	102	94	75	74	96	93	95	105	105	106
nov	114	78	72	75	94	89	91	95	100	103
dec	75	80	72	68	90	90	90	98	104	103
Totaal	1048	1054	957	891	1067	1174	1163	1194	1303	1309

3.3.2 Waterkwaliteit in de (diepe) grondwaterstandsbuizen

Na aanpassing van de bemonsteringsapparatuur aan de diameter van de grondwaterstandsbuizen bleken de buizen XIII, Ioost en LW3 zodanig gedraaid in de bodem te zijn geplaatst dat bemonsteren onmogelijk was. Enkele buizen bevatten op verschillende diepten filters (tabel 7). De buizen zijn bemonsterd in september 1987. De resultaten staan in tabel 8. De ionen-balansen zijn twee keer niet goed: voor buis XXI en Iwest1.

Tabel 7 Filterdiepte bestaande grondwaterstandsbuizen van waterwinning Eerbeek.

Buis	Filter	Diepte (m - mv.)	Buis	Filter	Diepte (m - mv.)
XIX	1	25	Iwest	1	23
	2	55		2	44
	3	76		3	74
	4	103		4	113
	5	173		5	128
XX	1	25	VIII	1	60
	2	55	LW1	1	13
	3	76	LW2	1	25
	4	173			

Uit de vergelijking van de anionen- en de kationenbalans met de gemeten EC blijkt dat de kationenbalans voor beide gevallen te hoog is. Dit kan zijn veroorzaakt doordat niet fijn genoeg is gefiltreerd waardoor kleine bodemdeeltjes mee zijn bemonsterd. Het Ca- en Fe-gehalte lijken voor buis Iwest1 te hoog te zijn (tabel 8), hetgeen inderdaad op de aanwezigheid van deeltjes duidt. Voor buis XXI is moeilijker aan te geven wat de oorzaak voor de afwijkende balans zou kunnen zijn.

Tabel 8 Gemeten samenstelling van het grondwater rond drinkwaterwinning Eerbeek, juni 1989.

Buis	pH	Cl	NO_3	SO_4	HCO_3	CO_2	Na	K	Ca	Mg	Fe	TOC	IC	ECM	ECB	An	Ka	An-Ka
		(mg/l)												mmho/cm		(eq/l)		
VIII	6,9	13,0	3,7	14,3	53,7	8,9	5,8	1,5	18,4	3,2	2,63	2,0	13,0	13,0	17,4	1,61	1,86	0,26
LW1	6,7	13,0	1,3	19,3	30,2	9,4	8,0	1,3	13,9	2,0	1,66	1,0	8,5	13,0	14,7	1,29	1,33	0,04
LW2	7,2	10,0	0,5	14,8	11,2	1,1	5,6	1,0	24,7	2,2	0,35	2,0	2,5	9,5	17,2	0,78	1,70	0,92
XX1	7,6	10,0	0,5	13,6	84,6	3,0	6,3	1,1	24,6	4,2	0,40	2,0	17,5	17,2	17,7	1,97	1,92	-0,05
XX2	7,0	8,0	0,5	8,5	55,5	7,6	3,8	0,5	16,2	2,3	0,25	3,0	13,0	11,6	12,4	1,32	1,20	-0,12
XX3	7,2	9,0	0,5	8,5	72,5	6,3	3,6	0,8	21,9	2,7	0,83	2,0	16,0	14,2	14,7	1,63	1,55	-0,08
XX4	7,2	9,0	0,5	7,9	37,7	3,9	1,1	0,5	13,9	1,6	0,22	1,0	8,5	10,8	10,7	1,05	0,90	-0,15
XIX1	6,8	13,0	0,5	18,7	48,7	12,6	1,5	1,3	20,2	2,7	2,24	3,0	13,0	16,5	16,2	1,56	1,45	-0,11
XIX2	6,5	17,0	0,5	31,8	33,9	15,9	6,1	1,4	19,9	3,0	5,21	2,0	11,0	17,8	20,2	1,71	1,82	0,12
X1X3	6,9	10,0	0,5	12,5	65,7	11,2	1,4	0,8	19,8	2,3	2,59	1,0	16,0	14,7	14,4	1,63	1,40	-0,23
XIX4	6,8	8,0	0,5	6,2	50,4	11,3	1,7	0,8	16,1	1,8	3,31	2,0	13,0	12,3	11,7	1,19	1,23	0,04
XIX5	7,3	9,0	0,5	6,8	83,6	5,6	4,7	0,9	23,7	2,4	2,61	1,0	18,0	15,9	15,1	1,78	1,75	-0,03
Iwest1	8,4	10,0	0,5	18,7	64,4	0,4	7,9	2,0	55,7	6,5	7,74	2,0	13,0	15,2	28,1	1,77	4,13	2,36
Iwest2	7,2	9,0	0,5	6,2	70,6	5,9	3,0	1,0	20,3	2,5	2,09	2,0	15,5	13,8	13,8	1,55	1,49	-0,06
Iwest3	7,0	9,0	0,5	5,7	55,5	7,6	2,8	0,3	19,4	2,6	3,06	3,0	13,0	13,3	13,4	1,29	1,48	0,19
Iwest4	7,1	9,0	0,5	5,7	67,9	7,8	2,3	1,0	19,5	2,3	2,99	1,0	15,5	13,1	13,4	1,50	1,45	-0,05
Iwest5	6,9	8,0	0,5	6,2	70,5	11,4	0,3	0,6	19,9	2,4	3,56	1,0	17,0	13,0	13,3	1,52	1,41	-0,11

TOC = Total Organic Carbon
IC = Inorganic Carbon
ECM = Gemeten Electrische Geleidbaarheid
ECB = Berekende Electrische Geleidbaarheid
An = hoeveelheid Anionen (eq/l)
Ka = hoeveelheid Kationen (eq/l)
An-Ka = verschil in hoeveelheid anionen en kationen = ionenbalans
Indien de waarneming kleiner is dan de detectiegrens, is de detectiegrens gegeven.

3.3.3 Conclusies

Omdat de eerste afsluitende laag op 40 m diepte wordt aangetroffen wordt met 12 van de 17 filters grondwater van pakketten bemonsterd dat niet door winputten wordt opgepompt. In de vijf grondwaterstandsfilters in de freatische watervoerende laag wordt een aanzienlijk lager nitraatgehalte waargenomen dan in de winputten. Aanvullende plaatsing van bemonsteringsbuizen met ondiepe filters ter bemonstering van het freatisch grondwater is noodzakelijk om een verklaring te kunnen vinden voor de in de winputten gemeten nitraatconcentraties.

3.4 Het bovenste grondwater

Geprobeerd is inzicht in het verloop van de waterkwaliteit in de tijd te verkrijgen door de verandering in de kwaliteit van het

bovenste grondwater gedurende een jaar te volgen. Daartoe zijn op tien percelen met een representatief bodemprofiel, bodemgebruik en hydrologie buizen geplaatst waarmee het bovenste grondwater, dat wil zeggen het water direct onder de grondwaterspiegel, kan worden bemonsterd (tabel 9).

Tabel 9 Grondwatertrap, kaarteenheid, bodemklasse en grondgebruik voor de tien meetpunten.

Nr.	Gt	Kaarteenheid en klasse		Gebruik
1	VII	E53	zwarte enkeerdgrond	maïsakker
2	VII	E53	zwarte enkeerdgrond	grasland
3	V	tZG55	beekeerdgrond	grasland
4	VII	HN53	veldpodzolgrond	grasland
5	V	HN54	veldpodzolgrond	grasland
6	VIII	Zd52	duinvaaggrond	bos (grove den)
7	V	tZN54	gooreerdgrond	maïsakker
8	V	HN54	veldpodzolgrond	grasland
9	VI	HN53	veldpodzolgrond	grasland
10	V	tZN54	gooreerdgrond	bos (douglas)

Figuur 7 bevat een kaart van het gebied met daarop aangegeven de ligging van de tien meetpunten. Per meetpunt (perceel) zijn drie meetplaatsen ingericht op een dusdanige plaats dat de grondgebruiker niet in zijn bezigheden werd gehinderd. Dat betekende dat sommige meetpunten onder de afrastering kwamen te liggen (de grondgebruiker besliste), terwijl andere op een naar idee van de bemonsteraars representatieve plek op het perceel konden worden geplaatst. Voor grasland en bos zijn vaste meetopstellingen ingericht. Elk meetpunt is uitgerust met drie monsterbuizen met een filter van 20 cm die op verschillende dieptes (afhankelijk van de Gt) in de bodem zijn geplaatst. Nadat de grondwaterstand is gemeten, kan worden bepaald welke buis wordt bemonsterd. Op de maïspercelen is tot het groeiseizoen geboord tot aan het grondwater, vervolgens is nog 20 cm (een filterlengte) dieper geboord waarna is bemonsterd. Zodra de maïs op het veld stond zijn ook hier vaste filters geplaatst. Nadat bij de oogst de filters vernield zijn is niet meer gemeten. Perceel 9, grasland, is in het najaar gescheurd. Ook hierbij zijn de buizen verdwenen. De laatste twee bemonsteringen zijn hier, op ongeveer dezelfde plaats als waar de vaste buizen stonden, gedaan door tot even voorbij het grondwater te boren.

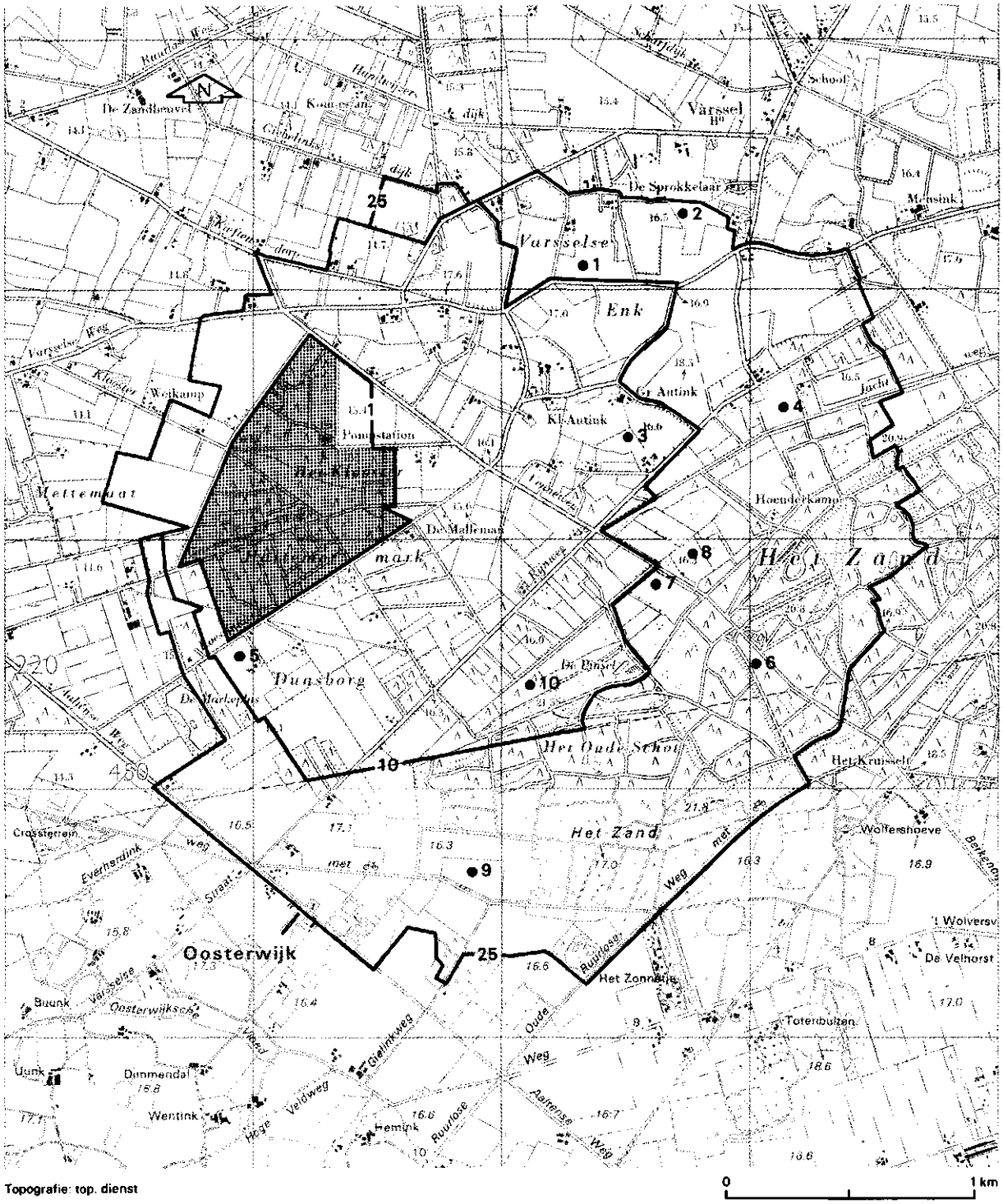


Fig. 7 De meetpunten voor bemonstering van het bovenste grondwater rond drinkwaterwinning 't Klooster.

3.4.1 Plaatsing van de buizen

Het plaatsen van de bemonsteringsbuizen is gebeurd met een grondboor voor een grindrijk profiel met een diameter van 7 cm en met kunststofbuizen die inwendig en uitwendig voorzien zijn van schroefdraad en een grotere kunststofbuis met een getande voorloper. De buizen worden geplaatst door de buis met voorloper een stukje de bodem in te draaien, vervolgens met de grondboor de grond uit de buis te boren, de buis verder in de bodem te draaien, enz. Onder de grondwaterspiegel is met een lichte puls gewerkt in plaats van de grondboor. Wanneer de gewenste diepte is bereikt, wordt een bemonsteringsbuis in de leeggeboorde buis geplaatst en met zand afkomstig van die diepte voorzichtig aangevuld. De mantelbuis wordt opgetrokken en het gat wordt verder gedicht. Op deze manier kunnen een aantal filterbuizen tegelijk op verschillende diepten in een boorgat worden geplaatst. Belangrijk is dat het gat wordt gevuld met bodemmateriaal afkomstig van dezelfde diepte.

3.4.2 De bemonsteringsmethode

De bemonstering met de zuigmethode (Van den Toorn, 1981) gebeurt volgens een vaste procedure. Eerst wordt de grondwaterstand gemeten. Aan de hand van deze meting wordt bepaald welk filter moet worden bemonsterd. De betreffende buis wordt leeggezogen en er wordt gewacht tot genoeg grondwater is toegestroomd om een monster te kunnen nemen. De monsters worden koel bewaard. De monsterflessen zijn voorzien van een plaatsnummer en een perceelscode om verwisselen te voorkomen.

3.4.3 Analyse van het water

De analyse van het grondwater is uitgevoerd door het ICW-waterkwaliteitslaboratorium. Het analyseren van de monsters geschiedt via een vaste procedure (paragraaf 3.1.2):

1) zo spoedig mogelijk na bemonstering meten van pH en EC,
2) zo spoedig mogelijk na bemonstering bepalen van IC en TOC,
3) filtreren van de monsters
4) het gereed maken van de monsters voor de autoanalyses zoals HPLC, ICP en AAS voor respectievelijk NO_3, Cl, SO_4 en Na, Ca, Mg, Fe en Al en K
5) Het bepalen van NH_4-N uit de monsters.
6) Berekenen van $[CO_2]$,$[HCO_3]$ en $[CO_3]$ uit de IC

3.4.4 Analyseresultaten

De resultaten (tabel 10) maken duidelijk dat:
- er een grote ruimtelijke varatie is;

- er ook sprake is van een grote variatie van het verloop in de tijd;
- de nitraatgehaltes hoog zijn;
- de ionenbalansen grote afwijkingen vertonen.

De ruimtelijke variatie binnen een perceel is groot. Dat betekent dat een groot aantal monsters nodig is om een goed beeld te krijgen van de samenstelling van het bovenste grondwater onder dat perceel. Het vereiste aantal monsters voor een gewenste nauwkeurigheid verschilt voor de diverse opgeloste stoffen (Van der Heijden 1977). Doordat drie metingen per perceel zijn gedaan is het 95%-waarschijnlijkheidsgebied rond de meetwaarden groot (aanhangsel 2). Figuur 8 laat de gemiddelde nitraatconcentraties en het 95%-betrouwbaarheidsgebied zien.

Bestuderen van het verloop in de tijd per meetpunt (figuur 9) laat zien dat er grote verschillen bestaan tussen de drie meetpunten per perceel. De oorzaak hiervoor moet worden gezocht in de ruimtelijke variatie. In figuur 8 is te zien dat het 95%-betrouwbaarheidsinterval varieert in de tijd. De band is breed in de winter, wordt smaller en lijkt weer toe te nemen in de winter. Dit kan betekenen dat de ruimtelijke variatie een functie van de tijd is. Geheel verwonderlijk lijkt dat niet omdat de mestgift, de temperatuur, de pH en het bodemvochtgehalte, vier parameters die de processen voor een groot deel bepalen, zeker seizoensafhankelijk zijn. Omdat de meetreeks beperkt is tot een jaar kunnen hieruit geen conclusies worden getrokken. Andere oorzaken voor het kleiner worden van de spreiding kunnen zijn:
- "Verbeterde" monstername; ieder meetpunt kent zijn eigen problemen bij bemonsteren. Na verloop van tijd kan daar door de bemonsteraars beter op worden ingespeeld.
- "Insteltijd" van de buizen; na plaatsen van de buizen heeft het systeem tijd nodig om tot evenwicht te komen.
- Monstername op verschillende dieptes; omdat is geprobeerd het grondwater te volgen, is voortdurend op andere dieptes met andere bodemeigenschappen gemeten.

Waarschijnlijk is de variatie van een aantal grootheden ook een functie van de diepte (afnemende spreiding met de diepte van chemische parameters ten gevolge van fysische mengings- en transportverschijnselen en reductie van de invloed van processen verder van de rand van het systeem).
Om een antwoord te krijgen op deze veronderstellingen en meer inzicht te krijgen in het verloop van de nitraatconcentraties in de tijd lijkt het zinvol gedurende enkele jaren met een intensiteit die groter is dan een keer per maand het grondwater op een aantal vaste dieptes te bemonsteren.

De NO_3-concentraties zijn zonder meer hoog. De norm voor de drinkwaterwinning wordt vaak ruim overschreden. Onder maïsland lijken de concentraties hoger te zijn dan bij grasland met vergelijkbare hydrologische omstandigheden en verwante bodemprofielen (perceel 7 versus 3, en perceel 1 versus 2). De nitraatconcentraties zijn opvallend laag onder een intensief bewerkte kunstweide (perceel 5).

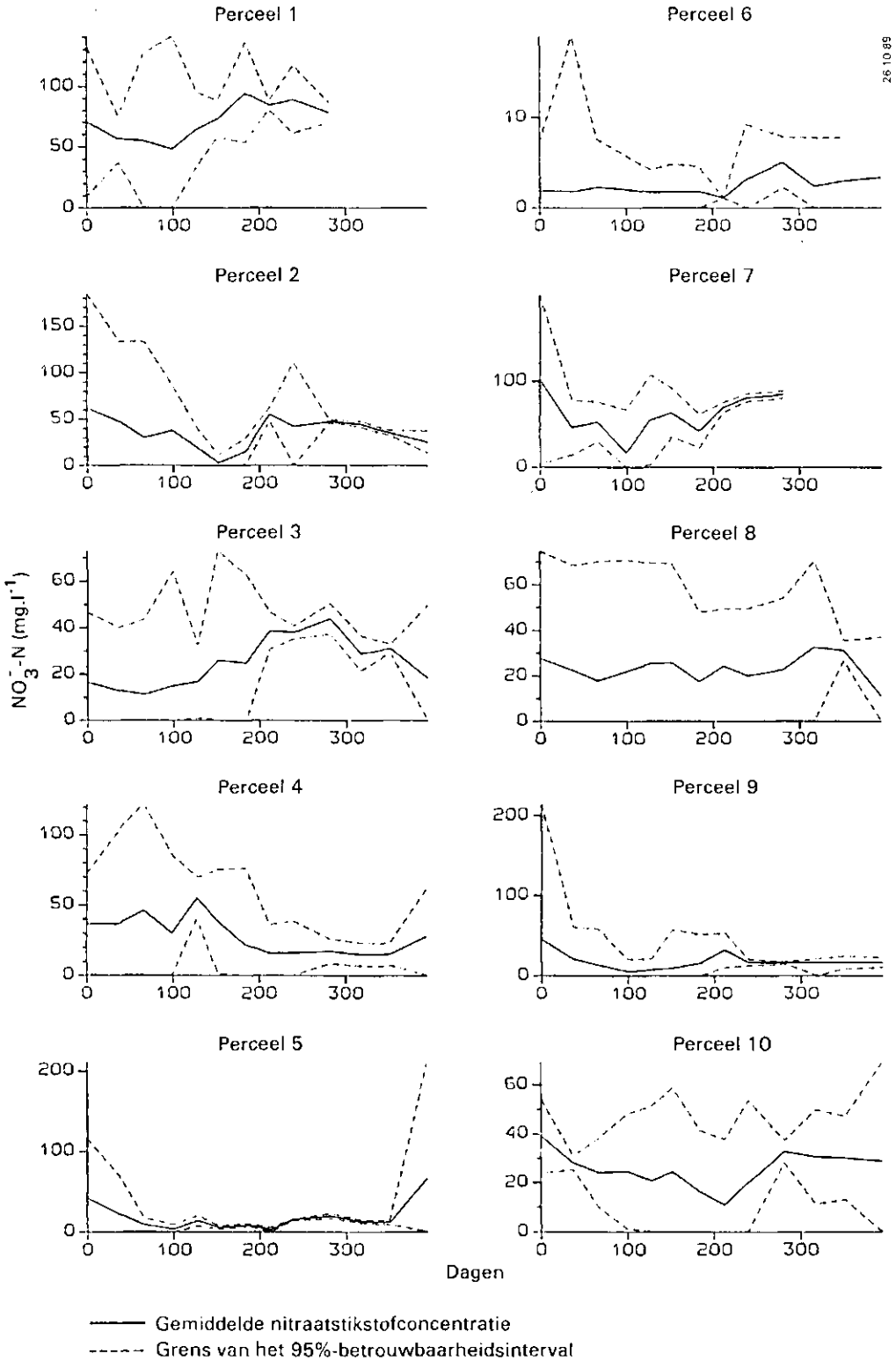


Fig. 8 Gemiddelde gemeten nitraatstikstofconcentratie in het bovenste grondwater in 1988, en in het 95%-betrouwbaarheidsinterval voor de 10 bemonsterde percelen.

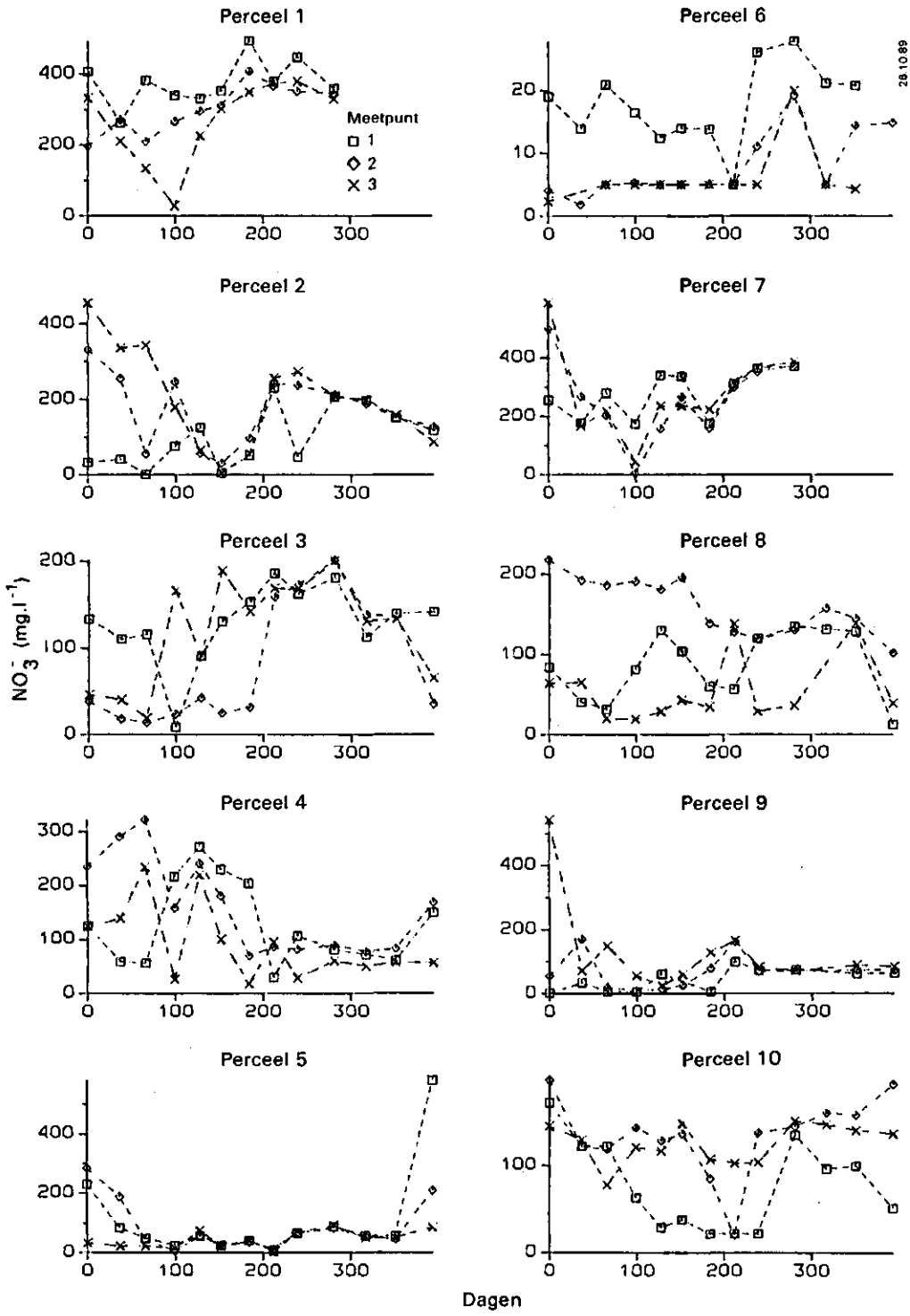


Fig. 9 De gemeten nitraatconcentraties per meetpunt in het bovenste grondwater in 1988.

Ook de variatie in de waarnemingen is voor dit perceel het kleinst (figuur 8). Op dit perceel is in de zomer beregend zodat de lage nitraatconcentraties ten minste voor een deel kunnen worden verklaard. De uniformere verdeling kan worden verklaard doordat een kunstweide regelmatig wordt gescheurd en geploegd (-> homogene bodem) en omdat een kunstweide niet wordt beweid zodat geen urine- en mestplekken voorkomen. Het niet voorkomen van urine- en mestplekken zorgt er bovendien voor dat de nitraatconcentratie laag blijft, omdat bekend is dat onder dit soort plekken de uitspoeling groot kan zijn.

Blijkbaar kan de manier van grondbewerken van grote invloed zijn op de uitspoeling en hoeft, anders dan misschien verwacht, een intensief bewerkt perceel met een grote mestgift niet automatisch een hoge uitspoeling te geven.

Onverwacht zijn de hoge gemeten concentraties onder het douglasbos (cf. grove den, resp. perceel 10 en 6). Dit duidt erop dat de invang van douglas veel groter is dan de invang van grove den. De drinkwaternorm wordt onder douglasbos ruim overschreden.

Naast het regelmatig meten van concentraties in standaardoplossingen bij het analyseren van de afzonderlijke componenten, vormen de ionenbalans en de berekende EC een controle op de betrouwbaarheid van de metingen. Voorwaarde voor het opstellen van een balans of het berekenen van de EC is het analyseren van alle in het water aanwezige componenten.

De ionenbalansen vertonen in een aantal gevallen grote afwijkingen. Tot augustus wordt dit voor een deel veroorzaakt door het niet meten van het aluminiumgehalte. De afwijkingen worden verder veroorzaakt door de instabiliteit van het chemisch evenwicht in het bemonsterde bodemvocht. In 3.4.5 wordt hierop ingegaan.

Er is geprobeerd criteria te vinden om eventuele foutieve meetwaarden uit te kunnen selecteren. Het bleek niet mogelijk een dergelijk criterium te onderbouwen als gevolg van de variatie in plaats en tijd, en de onzekerheden die bestaan bij het bemonsteren, analyseren en interpreteren van de resultaten van het bovenste grondwater.

Probleem is dat een scala aan mogelijke oorzaken van fouten kan worden gegeven voor het ontstaan van afwijkingen in de ionenbalansen bij bemonsteren van het bovenste grondwater. Doordat deze oorzaken niet tot de analyse beperkt blijven (zie 3.4.5) kan de ionenbalans in dit geval niet als controle op fouten in de analyses dienen.

Tabel 10 Gemeten samenstelling van het bovenste grondwater in "t Klooster". De meetgegevens zijn voor elk perceel op drie meetpunten verzameld. Gedurende dertien maanden is iedere maand een keer bemonsterd. Weergave in tabel: 1e meetpunt, maand 1 t/m 13; 2e meetpunt, maand 1 t/m 13; 3e meetpunt, maand 1 t/m 13.

Perceel 1: maïs

Gws	pH	Cl	NO_3	SO_4	HCO_3	CO_2	Na	K	Ca	Mg	Fe	Al	NH4	TOC	IC	ECM	ECB	An	Ka	An-K
(cm - mv.)		(mg/l)														(mmho/cm)		(eq/l)		
1e meetpunt																				
205	4,4	31,4	406,6	18,8	1,0	65,3	9,7	45,8	69,9	24,3	0,20	0,00	0,66	32,0	18,0	79,1	90,8	7,85	7,14	0,7
180	4,6	27,4	263,3	17,4	0,3	14,4	18,6	39,6	46,7	17,8	0,05	0,00	0,95	7,0	4,0	57,2	66,5	5,39	5,69	-0,3
170	4,4	4,4	382,3	5,0	0,0	1,4	17,6	36,7	66,2	24,3	0,01	0,00	0,51	16,7	0,4	76,5	80,8	6,39	7,05	-0,6
160	4,1	6,7	340,4	10,8	0,2	20,8	18,0	35,4	96,0	34,2	0,09	0,00	0,23	6,5	5,7	66,4	94,1	5,91	9,32	-3,4
190	4,2	22,6	331,0	21,0	0,1	6,2	21,0	26,4	72,6	24,7	0,06	0,00	0,18	18,5	1,7	78,3	85,1	6,41	7,27	-0,8
210	4,2	26,3	352,8	13,9	0,0	3,3	8,6	11,9	85,7	23,8	0,13	0,00	0,10	12,9	0,9	70,1	88,9	6,72	6,93	-0,2
260	4,3	38,3	493,0	21,6	0,0	0,0	18,8	13,6	101,2	29,4	0,08	0,00	3,09	4,0	0,0	94,1	114,5	9,48	8,87	0,6
320	4,2	30,0	379,0	11,0	0,3	28,8	17,6	15,1	80,4	25,9	0,07	0,00	2,29	11,4	7,9	81,3	92,7	7,19	7,47	-0,2
325	4,1	23,0	447,0	37,0	0,1	10,9	17,8	12,5	96,4	28,9	0,14	6,24	1,16	6,5	3,0	91,0	107,1	8,63	9,07	-0,4
345	4,5	28,8	359,4	22,1	0,1	7,6	19,7	12,0	85,4	25,4	0,08	5,15	1,03	14,5	2,1	91,5	92,9	7,07	8,17	-1,1
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	14,5	0,0	0,0	31,5	0,00	0,00	0,0
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	31,5	0,00	0,00	0,0
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	31,5	0,00	0,00	0,0
2e meetpunt																				
215	4,7	16,5	194,9	23,3	1,2	43,1	10,4	12,1	45,6	10,1	0,10	0,00	0,50	15,0	12,0	40,8	53,4	4,11	3,91	0,20
190	4,5	12,8	271,1	48,2	0,7	36,2	5,7	12,9	74,8	15,6	0,05	0,00	0,81	13,5	10,0	60,9	77,0	5,75	5,66	0,09
170	4,4	17,8	209,2	16,9	0,5	32,6	6,0	12,3	95,0	19,3	0,01	0,00	0,01	12,7	9,0	77,3	75,3	4,24	6,92	-2,68
150	4,3	10,7	265,9	25,0	0,3	24,3	5,4	11,3	89,2	17,9	0,09	0,00	0,10	10,9	6,7	45,7	77,6	5,12	6,47	-1,35
190	4,3	38,8	295,9	42,0	0,0	1,1	15,7	11,7	97,7	19,6	0,07	0,00	0,15	12,6	0,3	76,8	92,8	6,74	7,49	-0,75
210	4,4	27,1	310,8	12,2	0,1	3,6	6,8	42,6	52,2	20,2	0,17	0,00	0,13	14,4	1,0	60,9	71,6	6,03	5,67	0,36
250	4,4	27,9	407,0	29,2	0,0	0,0	14,6	23,0	73,1	29,9	0,06	0,00	3,50	10,2	0,0	82,6	98,4	7,96	7,59	0,37
310	4,5	46,0	366,0	31,0	0,0	0,4	18,1	64,8	69,7	30,5	0,08	0,00	6,74	11,6	0,1	86,9	98,9	7,85	8,92	-1,07
310	4,3	34,0	351,0	27,0	0,2	12,0	13,0	55,5	60,3	27,2	0,12	2,03	11,73	8,9	3,3	77,1	91,1	7,19	8,31	-1,12
335	4,4	30,4	344,9	23,2	0,5	35,2	15,7	50,0	65,1	28,5	0,08	4,01	0,77	9,7	9,7	94,0	87,3	6,91	8,07	-1,16
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	9,7	0,0	0,0	31,5	0,00	0,00	0,00
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	31,5	0,00	0,00	0,00
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	31,5	0,00	0,00	0,00
3e meetpunt																				
210	4,3	33,9	332,7	17,7	0,7	50,8	8,1	12,7	68,4	23,6	0,50	0,00	0,35	34,0	14,0	65,3	83,8	6,70	6,08	0,62
185	4,6	22,6	210,5	20,9	0,4	19,9	4,8	10,9	50,4	17,2	0,04	0,00	2,52	11,0	5,5	48,0	62,1	4,48	4,60	-0,12
170	4,6	20,6	133,9	169,3	0,0	0,4	4,6	9,4	49,6	17,3	0,01	0,00	0,01	17,8	0,1	50,8	81,4	6,27	4,35	1,92
150	4,4	5,0	27,7	127,8	0,5	30,1	4,7	9,8	56,6	20,3	0,08	0,00	0,14	7,2	8,3	36,0	66,3	3,26	4,97	-1,71
192	4,5	17,0	225,2	31,1	0,0	1,4	15,0	8,9	47,3	17,5	0,03	0,00	0,16	8,5	0,4	50,1	63,5	4,76	4,70	0,06
210	4,4	25,3	302,4	16,9	0,1	2,9	14,2	9,8	81,8	24,0	0,27	0,00	0,09	17,9	0,8	72,7	84,4	5,94	6,95	-1,01
208	4,5	29,9	349,0	23,3	0,0	0,0	15,8	9,9	74,3	23,9	0,06	0,00	1,93	6,0	0,0	71,6	88,8	6,96	6,76	0,20
206	4,2	31,0	373,0	18,0	0,0	0,4	19,6	14,0	75,6	24,5	0,08	0,00	1,90	12,3	0,1	77,3	91,2	7,27	7,15	0,12
285	4,1	29,0	379,0	23,0	0,0	2,2	15,6	8,2	82,7	24,5	0,17	5,24	2,19	8,5	0,6	79,1	93,5	7,41	7,78	-0,37
304	3,3	26,1	330,0	22,7	0,1	41,4	19,1	11,0	74,7	23,5	0,10	5,84	0,77	8,8	11,3	108,9	85,3	6,53	7,49	-0,96
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	8,8	0,0	0,0	31,5	0,00	0,00	0,00
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	31,5	0,00	0,00	0,00
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	31,5	0,00	0,00	0,00

TOC = Total Organic Carbon IC = Inorganic Carbon ECM = Gemeten Electrische Geleidbaarheid ECB = Berekende Electrische Geleidbaarheid
An = hoeveelheid Anionen (eq/l) Ka = hoeveelheid Kationen (eq/l) An-Ka = verschil in hoeveelheid anionen en kationen = ionenbalans

Perceel 2: gras

Gws	pH	Cl	NO_3	SO_4	HCO_3	CO_2	Na	K	Ca	Mg	Fe	Al	NH4	TOC	IC	ECM	ECB	An	Ka	An-K
(cm - mv.)		(mg/l)														(mmho/cm)		(eq/l)		
1e meetpunt																				
80	5,6	9,0	32,8	25,8	7,8	31,0	5,0	23,4	9,0	3,1	0,60	0,00	1,18	48,0	10,0	16,9	19,3	1,45	1,63	-0,18
100	6,2	4,3	40,9	9,7	55,2	51,8	12,7	26,8	19,6	7,7	0,39	0,00	2,51	88,0	25,0	25,6	27,0	1,89	3,04	-1,15
75	6,3	5,9	1,4	175,5	37,0	28,3	16,5	34,6	16,1	7,3	2,00	0,00	1,66	75,0	15,0	21,9	55,3	4,45	3,20	1,25
65	6,2	5,5	76,0	48,3	55,5	54,2	14,9	29,6	12,1	5,9	0,79	0,00	0,42	23,1	25,7	13,0	34,2	3,30	2,55	0,75
105	6,2	19,0	125,0	7,1	31,1	31,8	26,8	30,9	13,6	7,1	2,00	0,00	0,38	57,1	14,8	31,6	33,7	3,21	3,32	-0,11
150	6,9	19,5	5,0	60,2	324,4	64,0	22,6	136,3	36,2	15,3	7,21	0,00	0,21	130,9	81,3	110,9	62,7	7,21	7,81	-0,60
180	5,3	10,8	51,3	16,0	0,0	0,0	6,8	19,2	9,5	3,0	0,12	0,00	1,93	21,1	0,0	18,4	19,3	1,47	1,65	-0,18
265	4,5	27,0	230,0	10,0	0,4	18,4	9,6	58,0	44,5	18,0	0,59	0,00	1,34	40,9	5,1	55,3	60,6	4,69	5,72	-1,03
195	6,9	45,0	47,0	12,0	173,5	38,3	14,9	75,0	16,4	5,7	0,54	0,01	17,36	25,5	44,6	50,3	46,4	5,12	5,12	0,00
237	4,9	16,0	206,9	11,6	2,7	52,7	10,3	44,4	38,3	16,2	0,12	0,02	3,09	28,3	14,9	51,2	54,4	4,07	5,06	-0,99
215	6,0	11,6	198,6	24,5	9,8	15,3	13,5	42,0	29,3	16,9	0,01	0,12	2,31	13,9	6,1	59,0	53,1	4,20	4,70	-0,50
235	6,1	5,1	149,9	22,7	7,2	10,2	30,5	4,1	17,1	9,7	0,06	0,01	0,05	15,9	4,2	31,9	38,6	3,15	3,09	0,06
158	5,5	15,8	117,1	67,4	10,6	57,6	14,9	63,4	25,9	10,7	0,04	0,58	1,22	22,7	17,8	53,5	49,3	3,91	4,60	-0,69
2e meetpunt																				
87	4,7	16,1	330,0	11,5	2,3	79,0	8,7	22,6	53,4	22,1	1,40	0,00	1,65	35,0	22,0	58,0	74,0	6,05	5,61	0,44
110	5,0	0,4	253,9	8,0	5,4	82,3	8,8	19,9	41,2	18,9	0,05	0,00	1,22	27,5	23,5	46,9	57,3	4,36	4,60	-0,24
80	5,2	0,6	55,2	51,6	6,4	68,7	2,4	5,7	14,9	6,4	0,50	0,00	0,01	30,5	20,0	16,4	29,5	2,09	1,54	0,55
70	5,1	5,0	245,2	22,2	2,7	33,3	2,8	5,6	19,9	8,1	0,13	0,00	0,14	16,5	9,6	13,2	44,3	4,60	1,94	2,66
120	5,6	19,1	56,5	4,4	0,8	3,8	4,2	7,2	16,1	7,0	0,08	0,00	0,20	20,3	1,2	18,4	23,4	1,56	1,77	-0,21
158	6,2	39,5	30,4	11,6	8,7	9,1	3,0	7,3	12,1	5,2	0,37	0,00	0,14	49,3	4,2	15,4	24,1	1,99	1,37	0,62
175	5,0	5,8	96,8	16,5	0,0	0,0	6,4	13,4	19,7	8,0	0,09	0,00	2,51	28,4	0,0	24,4	30,5	2,07	2,45	-0,38
285	4,4	35,0	241,0	12,0	0,3	17,4	10,1	52,4	41,8	19,9	0,09	0,00	1,30	38,3	4,8	58,1	63,9	5,13	5,60	-0,47
205	5,3	15,0	237,0	10,0	9,6	68,6	5,8	49,4	39,6	16,2	0,24	0,01	2,19	40,7	20,6	53,9	56,7	4,61	4,99	-0,38
241	4,9	9,2	212,1	15,0	2,5	51,0	8,4	40,0	34,9	15,6	0,14	0,31	0,90	11,4	14,4	55,0	51,6	4,03	4,52	-0,49
210	4,8	10,0	188,4	20,2	0,2	3,9	8,2	32,0	30,8	13,9	0,04	0,38	0,09	10,6	1,1	43,0	47,6	3,74	3,91	-0,17
238	5,0	10,2	150,5	22,8	0,8	14,4	28,4	16,6	29,3	10,2	0,17	0,38	0,08	10,1	4,1	44,6	43,8	3,20	4,02	-0,82
165	4,9	6,0	127,3	35,5	2,2	44,6	6,6	36,6	18,8	8,8	0,05	0,42	0,45	13,6	12,6	31,8	36,7	3,00	2,97	0,03
3e meetpunt																				
72	6,0	13,2	455,5	18,5	37,1	57,6	11,9	21,4	97,8	23,8	0,10	0,00	0,54	43,0	23,0	79,1	102,1	8,71	7,96	0,75
105	4,8	2,9	335,0	10,2	4,1	94,2	13,2	29,0	167,7	66,5	0,09	0,00	1,56	13,5	26,5	163,1	133,5	5,76	15,29	-9,53
70	4,6	30,5	341,2	5,0	2,4	86,3	10,8	21,6	120,2	40,8	0,01	0,00	0,01	25,0	24,0	108,4	108,3	6,51	10,39	-3,88
95	4,8	7,5	179,0	31,5	0,9	23,2	5,8	12,2	49,5	15,3	0,06	0,00	0,15	8,4	6,5	29,1	56,2	3,77	4,31	-0,54
140	5,3	12,0	63,9	25,2	0,4	3,0	4,6	8,3	19,5	5,8	0,05	0,00	0,17	12,6	0,9	20,5	27,9	1,90	1,88	0,02
160	6,1	20,5	5,0	0,0	0,5	0,7	3,2	7,6	12,7	5,5	0,32	0,00	0,13	12,3	0,3	17,5	15,1	0,67	1,44	-0,77
180	5,1	14,9	56,4	20,3	0,0	0,3	6,8	18,4	8,6	3,1	0,09	0,00	2,16	24,6	0,1	20,2	21,4	1,75	1,61	0,14
288	4,6	37,0	256,0	16,0	0,4	17,3	10,0	51,4	40,9	18,1	0,36	0,00	1,26	37,7	4,8	57,3	64,9	5,51	5,39	0,12
200	4,9	15,0	272,0	12,0	2,6	49,1	6,2	47,0	40,3	17,0	0,35	0,00	2,83	19,5	13,9	54,5	60,9	5,10	5,10	0,00
241	4,9	18,2	209,3	10,3	2,8	51,6	7,8	43,0	37,3	15,8	0,55	0,04	3,34	30,6	14,6	54,6	54,1	4,15	4,87	-0,72
210	4,8	8,3	198,3	22,9	0,1	3,6	7,9	31,0	30,5	13,7	0,05	0,31	0,05	10,8	1,0	41,9	48,5	3,91	3,83	0,08
246	5,1	12,6	158,8	28,6	1,0	12,5	22,6	17,4	23,4	10,8	0,08	0,24	0,10	10,3	3,6	43,8	44,0	3,53	3,52	0,01
184	5,9	16,8	86,6	21,6	3,2	5,8	8,2	17,5	19,0	7,2	0,14	0,21	0,82	13,8	2,2	27,2	31,6	2,37	2,43	-0,06

Perceel 3: gras

Gws	pH	Cl	NO_3	SO_4	HCO_3	CO_2	Na	K	Ca	Mg	Fe	Al	NH4	TOC	IC	ECM	ECB	An	Ka	An-K
(cm - mv.)		(mg/l)														(mmho/cm)		(eq/l)		
1e meetpunt																				
75	4,3	15,9	133,7	64,0	0,9	76,4	10,6	20,7	33,5	8,6	0,70	0,00	0,03	14,0	21,0	39,4	50,6	3,95	3,40	0,55
60	4,5	10,6	110,6	54,0	1,5	77,8	7,9	16,8	27,9	7,3	0,29	0,00	2,76	13,5	21,5	32,4	43,6	3,23	2,98	0,25
30	4,3	8,0	116,0	51,8	1,0	74,8	9,9	19,9	30,3	7,3	0,80	0,00	0,09	7,9	20,6	36,3	43,1	3,19	3,09	0,10
20	4,3	7,3	8,5	82,8	0,6	54,2	9,8	19,8	32,9	6,8	0,71	0,00	0,15	5,7	14,9	27,7	40,3	2,08	3,17	-1,09
61	4,4	10,5	90,9	42,9	0,0	2,2	7,9	20,0	22,0	5,5	0,47	0,00	0,13	8,6	0,6	29,3	34,9	2,66	2,43	0,23
90	4,6	15,4	131,1	41,4	0,7	27,0	9,3	22,3	31,2	7,7	0,14	0,00	0,06	7,4	7,5	36,0	44,1	3,42	3,18	0,24
110	4,6	22,4	153,5	43,0	0,0	0,0	13,7	14,8	35,9	9,8	0,06	0,00	1,75	3,6	0,0	44,5	51,9	4,00	3,70	0,30
120	4,6	43,0	186,0	40,0	0,3	15,9	15,0	53,2	49,3	10,5	0,89	0,00	0,69	38,3	4,4	52,0	62,5	5,05	5,42	-0,37
150	4,4	18,0	163,0	39,0	0,4	25,4	10,2	26,8	40,5	8,2	0,24	1,46	2,19	6,4	7,0	44,4	51,2	3,96	4,16	-0,20
160	6,2	31,1	181,2	48,7	77,7	86,9	18,6	30,0	53,3	10,5	0,01	0,19	6,56	17,7	39,0	62,9	69,8	6,09	5,59	0,50
150	6,0	18,6	113,3	44,8	16,8	29,7	13,2	25,0	33,0	6,4	0,01	0,01	6,74	8,6	11,4	40,7	47,5	3,56	3,87	-0,31
184	6,6	16,5	140,2	38,2	6,0	2,3	22,1	15,0	31,4	7,1	0,03	0,01	2,49	10,4	1,8	37,3	46,6	3,62	3,68	-0,06
113	4,2	11,7	142,3	35,2	0,0	2,5	9,4	21,0	23,9	6,1	0,06	5,38	0,45	7,8	0,7	39,9	38,9	3,36	3,27	0,09
2e meetpunt																				
82	5,7	8,3	37,9	42,8	13,4	41,7	8,3	10,9	22,4	2,6	0,80	0,00	0,22	15,0	14,0	21,5	28,8	1,96	2,02	-0,06
60	5,7	8,8	18,0	23,8	15,2	45,9	2,6	6,9	11,7	1,8	1,41	0,00	1,86	17,0	15,5	13,1	18,4	1,28	1,21	0,07
30	5,7	6,4	13,5	68,0	17,5	57,0	3,7	8,4	14,2	2,1	12,90	0,00	0,54	21,6	19,0	13,2	29,9	2,10	1,76	0,34
22	5,7	5,3	23,4	84,8	14,8	52,4	4,3	0,5	14,5	2,8	28,72	0,00	0,15	11,9	17,2	8,8	36,5	2,54	2,19	0,35
67	5,8	17,5	42,0	42,5	4,8	12,3	6,5	10,5	18,6	2,2	4,08	0,00	0,14	11,1	4,3	16,9	28,9	2,13	1,82	0,31
106	6,2	9,6	24,6	34,7	16,2	16,7	6,5	11,8	19,3	3,0	11,13	0,00	0,03	3,3	7,7	17,7	26,5	1,66	2,20	-0,54
110	6,6	8,6	31,6	36,4	0,0	0,0	9,5	14,1	18,5	2,8	0,21	0,00	1,05	0,0	0,0	20,5	25,1	1,51	2,01	-0,50
128	5,6	59,0	159,0	48,0	3,7	15,3	14,8	50,4	48,4	9,8	0,08	0,00	0,12	41,4	4,9	48,0	63,7	5,29	5,17	0,12
156	4,5	21,0	173,0	40,0	0,5	29,7	10,6	25,6	38,3	6,8	0,18	1,30	1,03	7,3	8,2	46,0	50,8	4,22	3,81	0,41
165	6,0	36,6	201,3	40,8	68,5	98,7	18,4	29,2	50,5	12,4	0,01	0,16	5,53	20,6	40,4	60,6	70,5	6,25	5,51	0,74
150	5,8	20,2	138,9	52,3	3,3	7,9	12,6	24,0	35,6	6,9	0,01	0,07	4,24	8,0	2,8	40,2	51,0	3,95	3,82	0,13
186	6,6	22,3	136,6	42,4	7,9	3,1	23,2	16,6	34,4	8,6	0,06	0,06	1,34	8,9	2,4	40,2	50,0	3,85	3,97	-0,12
112	5,6	5,9	35,3	30,7	3,8	16,3	7,8	13,3	15,3	1,8	0,37	0,46	0,40	6,8	5,2	17,8	21,4	1,44	1,69	-0,25
3e meetpunt																				
75	5,6	8,3	45,9	49,2	17,2	71,9	11,2	12,9	25,9	3,5	1,70	0,00	1,88	30,0	23,0	24,8	34,1	2,28	2,59	-0,31
58	6,0	7,5	40,0	63,9	17,4	29,6	6,7	14,6	17,5	2,8	0,33	0,00	2,08	27,0	11,5	20,5	32,4	2,47	1,93	0,54
30	5,9	4,3	18,9	78,2	24,5	45,4	8,9	19,2	19,0	5,1	29,90	0,00	0,85	18,0	17,2	49,0	38,7	2,46	3,38	-0,92
35	5,8	30,6	166,5	39,4	17,0	44,2	8,3	16,2	21,7	6,0	40,90	0,00	0,14	19,2	15,4	12,6	50,8	4,65	3,83	0,82
64	6,2	27,1	90,2	53,3	18,0	18,2	10,8	13,3	51,8	6,1	0,22	0,00	0,13	20,3	8,5	39,2	52,3	3,62	3,92	-0,30
110	6,9	64,3	188,9	73,7	95,9	18,8	14,1	8,8	109,8	10,4	0,17	0,00	0,06	4,1	24,0	67,3	96,3	7,97	7,19	0,78
110	0,0	20,6	142,6	41,0	0,0	0,7	8,5	10,6	26,3	7,0	0,04	0,00	0,54	2,4	0,2	0,0	75,5	3,74	2,57	1,17
126	4,5	51,0	169,0	46,0	0,4	17,0	14,9	49,4	46,3	11,5	0,28	0,00	0,66	42,5	4,7	47,9	63,2	5,13	5,23	-0,10
155	4,5	23,0	168,0	36,0	0,4	23,2	9,8	24,8	40,6	7,3	0,22	1,41	1,41	7,6	6,4	45,6	51,1	4,12	3,96	0,16
171	6,1	31,4	200,6	46,4	80,8	96,8	18,1	32,4	50,9	9,6	0,01	0,22	6,17	28,3	42,3	59,3	69,7	6,41	5,42	0,99
152	5,7	17,9	131,5	45,2	5,1	16,5	12,8	26,0	35,5	7,0	0,01	0,05	3,06	7,3	5,5	40,3	48,1	3,65	3,80	-0,15
188	6,6	19,6	134,1	46,4	10,9	4,6	21,6	17,6	33,6	7,6	0,09	0,04	1,49	11,4	3,4	41,6	49,2	3,86	3,81	0,05
116	6,1	11,4	65,2	44,2	15,9	20,4	12,0	5,6	34,8	3,9	0,14	0,25	0,94	7,4	8,7	32,0	38,3	2,55	2,83	-0,28

Perceel 4: gras

Gws	pH	Cl	NO_3	SO_4	HCO_3	CO_2	Na	K	Ca	Mg	Fe	Al	NH4	TOC	IC	ECM	ECB	An	Ka	An-K
(cm - mv.)		(mg/l)														(mmho/cm)		(eq/l)		
1e meetpunt																				
97	5,5	14,5	125,0	53,1	7,4	35,0	11,0	25,1	35,4	8,1	0,70	0,00	0,73	28,0	11,0	40,8	48,3	3,65	3,63	0,02
55	6,0	9,6	58,1	8,1	13,2	21,7	9,3	19,7	12,8	4,1	0,01	0,00	2,15	22,0	8,5	19,1	21,1	1,59	2,04	-0,45
60	5,4	16,0	55,4	50,4	5,4	32,8	8,8	18,0	21,3	5,2	0,10	0,00	0,09	25,1	10,0	23,7	34,2	2,48	2,35	0,13
40	5,6	13,5	215,6	32,0	9,5	40,8	11,3	22,5	52,0	11,2	0,18	0,00	0,17	9,2	13,0	30,0	59,6	4,68	4,61	0,07
90	4,8	19,6	271,1	73,7	0,1	1,4	11,4	31,6	65,1	16,0	0,03	0,00	0,01	9,0	0,4	61,5	80,0	6,46	5,88	0,58
122	5,3	75,4	229,4	19,2	2,8	21,8	11,4	33,4	65,3	16,3	0,05	0,00	0,01	4,3	6,5	58,9	77,0	6,27	5,96	0,31
140	5,1	50,2	203,9	21,1	0,0	0,0	12,4	17,6	55,8	13,9	0,01	0,00	1,45	3,3	0,0	56,4	66,5	5,14	5,03	0,11
168	5,8	24,0	29,0	22,0	3,0	8,1	7,9	23,3	14,7	2,9	0,45	0,00	1,21	21,1	2,8	19,6	23,2	1,65	2,02	-0,37
160	5,2	53,0	106,0	24,0	2,1	21,2	7,6	21,2	32,5	7,3	0,17	0,01	5,27	12,0	6,2	33,1	47,6	3,74	3,48	0,26
205	5,4	19,4	80,5	28,9	9,6	62,0	9,0	22,4	26,0	5,3	0,02	0,26	1,16	15,9	18,8	35,4	35,0	2,60	2,81	-0,21
193	6,4	46,8	71,3	33,2	16,8	11,0	11,4	19,4	49,1	9,1	0,01	0,11	5,34	14,0	6,3	39,5	53,4	3,44	4,59	-1,15
208	6,4	26,6	60,6	30,4	4,3	2,8	30,3	12,2	19,3	6,1	0,01	0,01	0,18	14,4	1,6	31,4	34,3	2,43	3,11	-0,68
120	5,0	54,5	149,4	27,5	1,4	20,7	15,1	19,2	48,4	12,4	0,01	0,50	0,19	9,5	5,9	53,5	59,9	4,54	4,66	-0,12
2e meetpunt																				
105	5,5	61,4	234,4	39,3	8,5	45,2	22,2	24,2	66,5	14,5	0,40	0,00	1,00	32,0	14,0	62,8	79,6	6,47	6,19	0,28
60	5,5	53,6	289,6	15,0	2,6	12,8	8,5	18,7	80,7	18,7	0,02	0,00	1,22	13,5	4,0	69,6	84,3	6,54	6,51	0,03
60	5,4	33,1	321,4	10,0	4,4	26,2	7,8	16,2	93,9	19,3	0,01	0,00	0,01	18,3	8,0	75,8	86,4	6,40	7,04	-0,64
25	5,5	12,6	157,6	56,4	5,3	27,7	6,2	12,6	63,9	12,9	0,45	0,00	0,01	15,6	8,6	33,1	63,5	4,16	4,87	-0,71
73	5,4	23,8	239,7	38,4	0,8	5,3	20,2	15,4	60,1	12,8	0,04	0,00	0,01	18,3	1,6	55,0	68,9	5,35	5,33	0,02
116	5,9	23,1	180,0	33,9	14,2	28,6	17,7	14,2	48,4	10,0	0,79	0,00	0,01	11,1	10,6	41,9	57,5	4,49	4,40	0,09
142	5,8	11,9	69,3	36,3	0,0	0,0	13,5	10,4	26,8	5,9	0,07	0,00	0,18	10,9	0,0	26,8	34,5	2,21	2,69	-0,48
172	5,4	15,0	86,0	24,0	0,1	0,3	11,3	20,3	29,5	6,3	0,50	0,00	1,53	21,2	0,1	30,0	35,5	2,31	3,13	-0,82
158	5,4	38,0	81,0	34,0	3,3	18,9	8,8	17,0	30,7	6,5	1,22	1,24	3,34	15,7	5,8	30,1	42,8	3,14	3,31	-0,17
210	5,8	20,6	89,1	33,6	16,7	38,2	10,8	26,0	29,7	6,9	0,02	0,13	1,67	15,7	13,7	37,9	40,2	2,99	3,32	-0,33
173	6,0	30,6	76,8	40,0	2,8	4,2	11,5	19,0	32,3	7,0	0,06	0,32	0,51	14,0	1,7	33,5	42,2	2,98	3,25	-0,27
193	6,4	29,2	82,6	34,9	4,9	3,1	29,9	8,0	22,9	5,4	0,06	0,01	0,36	15,5	1,8	31,2	38,8	2,96	3,12	-0,16
120	5,4	39,7	168,1	30,6	4,4	24,7	18,5	9,5	53,9	11,8	0,04	0,32	0,19	12,5	7,6	50,8	61,5	4,54	4,76	-0,22
3e meetpunt																				
95	5,7	29,2	123,6	46,5	13,1	38,2	12,4	34,2	35,9	8,4	0,70	0,00	2,80	29,0	13,0	43,0	51,2	4,00	4,13	-0,13
55	5,3	78,2	138,5	26,3	2,5	18,3	14,9	30,7	55,6	14,3	0,01	0,00	0,90	6,5	5,5	58,3	67,1	5,03	5,45	-0,42
60	5,6	72,1	232,9	11,8	5,8	23,3	16,8	34,2	78,8	17,7	0,01	0,00	0,01	11,7	7,5	71,1	81,2	6,13	7,00	-0,87
20	5,6	5,0	25,8	101,9	7,7	28,9	10,9	21,9	47,2	10,5	0,10	0,00	0,01	13,1	9,4	28,2	52,7	2,81	4,26	-1,45
67	5,6	25,1	219,0	32,4	1,4	5,6	14,7	32,6	47,9	10,6	0,00	0,00	0,01	10,4	1,8	48,3	60,0	4,94	4,74	0,20
110	5,9	11,5	99,7	53,9	11,0	22,5	11,6	23,4	27,8	5,6	0,11	0,00	0,01	5,7	8,3	29,7	41,2	3,24	2,96	0,28
140	6,0	12,2	17,1	28,0	0,3	0,5	8,8	13,7	14,7	3,1	0,01	0,00	0,12	7,3	0,2	18,0	20,8	1,21	1,73	-0,52
174	6,4	58,0	95,0	33,0	29,7	20,8	12,7	26,6	31,5	7,6	0,09	0,00	13,31	24,5	11,5	43,6	54,5	4,34	4,39	-0,05
177	5,8	43,0	28,0	24,0	12,2	32,3	5,9	24,8	16,8	3,3	0,54	0,00	2,31	12,3	11,2	22,4	29,2	2,36	2,19	0,17
180	5,2	19,2	59,4	27,0	1,6	16,1	7,2	20,0	23,5	4,7	0,04	0,19	1,16	16,4	4,7	28,0	30,6	2,09	2,49	-0,40
170	5,9	28,2	49,3	36,3	7,5	14,7	9,3	25,0	23,9	4,5	0,01	0,01	0,18	9,8	5,5	28,7	33,6	2,47	2,62	-0,15
183	6,6	24,1	56,8	30,2	6,2	2,5	16,4	14,0	18,4	4,2	0,07	0,01	0,03	11,1	1,9	24,8	30,5	2,33	2,34	-0,01
138	5,8	27,4	56,0	32,3	6,6	15,1	11,4	17,5	23,4	5,0	0,01	0,14	0,14	9,9	5,4	30,0	33,5	2,46	2,55	-0,09

Perceel 5: gras

Gws	pH	Cl	NO_3	SO_4	HCO_3	CO_2	Na	K	Ca	Mg	Fe	Al	NH4	TOC	IC	ECM	ECB	An	Ka	An-K
(cm - mv.)		(mg/l)														(mmho/cm)		(eq/l)		
1e meetpunt																				
97	5,4	7,6	228,8	38,1	12,2	82,8	3,8	14,7	70,6	9,2	0,80	0,00	0,64	46,0	25,0	46,4	65,5	4,90	4,90	0,00
85	5,7	1,2	83,1	43,6	42,1	145,6	2,5	6,5	37,7	5,2	0,11	0,00	1,52	76,5	48,0	27,1	40,6	2,97	2,70	0,27
50	5,7	7,3	48,4	74,0	15,4	55,6	2,6	6,1	33,3	4,6	1,80	0,00	0,76	32,9	18,2	22,1	41,4	2,78	2,43	0,35
20	5,5	5,0	23,7	76,5	17,5	95,9	2,2	5,6	28,1	4,4	5,95	0,00	0,01	40,2	29,6	11,2	37,7	2,40	2,22	0,18
86	5,8	10,8	56,0	26,0	7,2	18,7	2,6	3,4	23,5	3,5	3,77	0,00	0,01	62,0	6,5	16,4	27,8	1,87	1,80	0,07
134	5,3	2,4	24,5	70,8	12,6	102,0	2,5	6,0	31,3	4,9	4,50	0,00	0,27	41,4	30,3	12,3	37,2	2,14	2,41	-0,27
140	5,3	24,7	39,5	31,0	0,0	0,0	7,2	13,7	18,8	3,6	2,40	0,00	0,87	31,6	0,0	19,3	28,4	1,98	2,05	-0,07
167	6,7	42,0	5,0	48,0	68,4	24,7	9,0	50,3	15,0	13,0	0,04	0,00	1,05	98,3	20,2	29,5	40,7	3,39	3,57	-0,18
153	5,6	50,0	66,0	23,0	12,9	56,0	2,7	15,4	25,4	4,8	1,09	2,16	3,73	33,6	17,8	23,4	38,3	3,16	2,72	0,44
160	5,4	15,2	87,1	71,0	2,8	16,3	14,9	80,0	5,0	4,2	1,48	1,36	1,29	26,4	5,0	47,7	35,0	3,36	3,59	-0,23
180	5,4	7,3	56,7	31,1	2,0	11,7	4,0	8,0	23,2	4,4	1,08	1,84	1,13	37,2	3,6	17,9	28,5	1,80	2,22	-0,42
210	5,8	8,6	55,6	31,1	2,2	5,0	4,1	6,8	23,1	4,4	1,01	0,96	0,23	37,7	1,8	17,6	28,3	1,82	2,03	-0,21
112	5,3	14,8	580,2	23,7	1,7	11,6	10,9	10,0	167,0	19,3	0,06	0,57	0,40	20,8	3,5	114,5	128,3	10,30	10,76	-0,46
2e meetpunt																				
105	4,8	9,7	282,6	26,8	1,9	42,6	12,1	25,0	59,2	11,7	0,70	0,00	0,49	32,0	12,0	52,9	66,3	5,42	5,15	0,27
90	5,1	1,8	188,1	27,2	7,2	92,0	6,3	13,5	40,0	7,7	0,10	0,00	1,65	41,5	26,5	33,1	47,7	3,77	3,37	0,40
55	5,2	1,4	43,7	65,1	5,2	57,1	4,5	10,0	25,3	5,5	7,80	0,00	0,72	40,7	16,6	18,8	36,1	2,19	2,50	-0,31
15	5,3	5,0	5,0	141,9	8,9	72,0	3,5	8,0	19,9	4,2	6,53	0,00	0,17	50,0	21,4	9,3	46,0	3,32	1,94	1,38
94	5,4	5,6	54,5	18,9	1,9	12,6	2,0	6,3	17,8	3,6	3,38	0,00	0,12	58,0	3,8	17,2	22,5	1,46	1,56	-0,10
140	5,5	2,9	26,2	80,9	19,5	100,0	4,5	6,8	20,2	4,6	6,20	0,00	0,14	46,5	31,1	10,6	36,1	2,51	1,99	0,52
140	5,3	24,4	34,6	23,9	0,0	0,0	3,8	8,6	19,6	4,0	2,15	0,00	1,22	32,4	0,0	16,0	26,8	1,74	1,86	-0,12
172	6,6	38,0	12,0	52,0	77,5	32,8	10,1	48,4	15,6	12,8	0,02	0,00	0,12	80,6	24,2	30,4	41,8	3,62	3,52	0,10
146	5,6	48,0	68,0	21,0	14,3	55,7	2,0	16,0	26,2	4,9	1,10	0,19	0,51	41,6	18,0	31,0	37,0	3,12	2,31	0,81
165	5,5	16,8	80,8	75,5	2,8	15,6	9,8	76,2	5,6	4,6	1,14	1,16	0,77	18,9	4,8	48,8	35,5	3,40	3,26	0,14
185	5,4	6,2	54,3	31,0	2,2	14,2	4,0	7,8	22,7	4,4	0,87	1,70	1,03	39,2	4,3	18,0	27,8	1,73	2,16	-0,43
210	6,2	4,1	44,3	31,4	2,3	2,4	5,8	6,0	21,3	4,5	0,28	0,34	0,48	38,8	1,1	18,1	26,1	1,52	1,92	-0,40
124	5,3	5,8	208,9	19,7	2,0	15,0	4,3	7,9	56,0	9,9	0,13	0,94	0,62	25,3	4,5	39,1	54,8	3,98	4,16	-0,18
3e meetpunt																				
96	5,9	2,1	31,9	13,7	55,9	117,3	7,0	27,8	26,5	7,8	1,40	0,00	2,52	98,0	43,0	22,9	29,0	1,78	3,21	-1,43
80	6,2	4,8	21,4	15,3	60,5	70,0	2,7	6,3	28,7	5,3	0,08	0,00	1,32	159,0	31,0	18,4	27,4	1,79	2,25	-0,46
50	5,8	1,7	21,1	115,5	21,6	48,9	8,1	16,3	30,8	8,5	17,70	0,00	1,18	86,8	17,6	18,4	50,5	3,15	3,73	-0,58
20	5,7	6,0	14,5	64,9	54,1	196,4	4,6	10,1	26,7	5,2	5,46	0,00	0,17	73,1	64,2	9,4	36,8	2,64	2,43	0,21
86	5,8	25,3	74,0	13,7	11,5	29,8	2,4	10,9	24,0	5,3	7,99	0,00	0,12	96,9	10,4	15,9	31,8	2,38	2,31	0,07
138	5,4	4,6	18,5	78,4	34,9	224,9	3,8	9,4	28,1	4,8	5,50	0,00	0,17	71,4	68,2	10,4	38,8	2,63	2,41	0,22
138	5,6	24,6	38,5	33,6	0,2	0,9	5,9	10,2	18,8	3,8	2,30	0,00	0,93	30,3	0,3	18,4	29,0	2,02	1,92	0,10
168	6,6	39,0	14,0	54,0	60,1	23,8	12,0	44,6	14,9	13,1	0,16	0,00	0,46	86,4	18,3	35,6	41,9	3,44	3,52	-0,08
149	5,6	53,0	69,0	26,0	14,1	56,2	3,1	15,9	28,1	4,7	1,12	0,68	2,70	50,6	18,1	28,4	40,6	3,38	2,64	0,74
160	5,5	19,9	92,2	80,1	3,2	16,8	8,6	78,9	5,8	4,8	1,11	1,14	1,16	20,9	5,2	46,4	38,3	3,77	3,33	0,44
187	4,9	49,6	50,1	51,5	0,2	4,2	11,2	13,6	42,3	5,8	0,07	0,36	0,51	29,7	1,2	28,8	48,3	3,28	3,51	-0,23
214	5,5	19,2	51,4	52,1	0,9	4,9	12,1	12,6	41,4	6,1	0,04	0,48	0,31	39,4	1,5	24,4	42,8	2,47	3,50	-1,03
118	4,9	3,3	85,1	31,7	0,6	12,4	8,1	7,9	26,5	5,1	0,27	1,00	0,48	27,8	3,5	23,9	32,2	2,14	2,45	-0,31

Perceel 6: grove den

Gws	pH	Cl	NO_3	SO_4	HCO_3	CO_2	Na	K	Ca	Mg	Fe	Al	NH4	TOC	IC	ECM	ECB	An	Ka	An-K
(cm - mv.)		(mg/l)														(mmho/cm)		(eq/l)		
1e meetpunt																				
62	4,2	12,0	19,0	37,7	0,0	0,0	6,1	0,0	3,2	1,3	0,60	0,00	0,35	10,0	7,0	14,4	0,0	0,00	0,00	0,00
42	4,3	8,0	13,9	35,6	0,3	23,6	0,2	0,7	3,0	1,4	0,03	0,00	0,69	7,5	6,5	14,1	15,0	1,20	0,34	0,86
40	4,3	8,6	20,9	81,8	0,3	22,9	0,1	0,4	1,6	1,2	0,30	0,00	0,01	8,8	6,3	15,7	25,5	2,29	0,21	2,08
15	4,2	6,4	16,5	63,9	0,1	12,4	2,0	0,2	1,5	1,2	0,06	0,00	0,01	4,1	3,4	9,0	20,7	1,78	0,27	1,51
60	4,2	4,1	12,4	34,9	0,0	1,5	5,2	1,0	1,2	1,2	0,04	0,00	0,01	15,2	0,4	13,8	13,1	1,04	0,41	0,63
103	4,4	7,8	14,0	42,1	0,2	10,2	5,1	1,0	1,0	1,2	0,03	0,00	0,01	0,6	2,8	12,4	15,7	1,33	0,40	0,93
130	4,4	7,6	13,8	39,0	0,0	0,0	7,1	1,5	3,0	1,5	0,02	0,00	0,77	3,0	0,0	14,2	16,4	1,25	0,68	0,57
167	4,3	8,0	5,0	25,0	0,2	12,7	4,6	2,6	1,6	1,1	0,06	0,00	2,42	25,2	3,5	12,3	11,9	0,83	0,61	0,22
150	4,2	11,0	26,0	40,0	0,3	31,0	4,1	0,1	1,0	1,2	0,12	7,41	1,54	6,2	8,5	15,1	16,8	1,57	1,27	0,30
160	4,3	13,2	27,8	39,5	0,1	3,6	9,8	1,0	3,6	1,7	0,06	6,71	0,77	2,8	1,0	17,9	19,0	1,64	1,57	0,07
160	4,2	11,2	21,2	40,5	0,0	2,9	9,1	0,9	3,7	1,6	0,03	6,39	0,09	7,0	0,8	16,2	17,8	1,50	1,45	0,05
185	4,6	9,3	20,8	38,2	0,0	1,4	8,7	5,0	4,1	1,7	0,01	3,18	0,09	7,7	0,4	14,2	17,4	1,39	1,21	0,18
116	4,4	6,2	0,0	38,1	0,2	9,8	7,6	3,8	0,9	0,9	0,05	3,68	0,14	6,0	2,7	11,7	12,8	0,97	0,97	0,00
2e meetpunt																				
70	4,3	13,1	4,0	41,4	0,0	0,0	5,5	0,0	2,6	1,4	0,60	0,00	0,39	9,0	7,0	12,7	0,0	0,00	0,00	0,00
45	4,3	5,0	1,8	37,7	0,4	36,3	0,3	0,8	2,4	1,3	0,01	0,00	0,72	6,5	10,0	10,8	13,4	0,96	0,31	0,65
43	4,5	5,6	5,0	61,2	0,4	22,1	0,3	0,6	0,8	0,9	0,01	0,00	0,01	8,0	6,1	10,8	18,2	1,52	0,14	1,38
15	4,2	5,9	5,3	80,3	0,1	11,6	2,0	0,6	0,8	1,1	0,05	0,00	0,01	3,9	3,2	7,3	23,0	1,93	0,24	1,69
60	4,3	3,5	5,0	40,2	0,0	1,5	4,6	1,0	0,5	1,0	0,01	0,00	0,01	5,2	0,4	11,4	13,1	1,02	0,33	0,69
104	4,4	4,6	5,0	50,2	0,1	8,0	4,4	1,0	0,5	1,0	0,03	0,00	0,01	0,4	2,2	9,5	15,7	1,26	0,33	0,93
132	4,5	5,5	5,0	38,5	0,0	0,0	6,4	1,1	1,9	1,3	0,01	0,00	0,39	1,0	0,0	11,1	14,3	1,04	0,54	0,50
167	4,2	5,0	5,0	25,0	0,1	7,3	4,6	2,5	1,1	1,1	0,04	0,00	0,58	14,5	2,0	10,4	10,3	0,74	0,45	0,29
148	4,2	5,0	11,0	37,0	0,1	13,5	3,4	0,4	1,0	1,1	0,22	5,68	1,29	4,3	3,7	13,0	13,4	1,09	1,03	0,06
160	4,3	7,5	19,2	31,5	0,7	66,6	6,7	1,0	2,1	1,5	0,04	5,49	0,90	7,2	18,3	15,4	14,3	1,19	1,22	-0,03
161	4,3	6,0	5,0	43,3	0,0	0,7	6,4	0,9	3,3	1,5	0,03	3,78	0,01	6,1	0,2	11,8	15,6	1,15	1,01	0,14
191	4,6	6,1	14,4	40,2	0,0	1,4	6,6	6,1	4,1	2,1	0,03	3,68	0,03	4,8	0,4	16,1	16,6	1,24	1,23	0,01
117	4,4	6,0	14,9	36,2	0,3	15,6	7,0	0,7	4,6	1,3	0,05	3,99	0,14	3,6	4,3	13,0	15,4	1,17	1,11	0,06
3e meetpunt																				
68	4,5	12,8	2,3	21,9	0,0	0,0	3,8	0,0	3,5	0,8	0,10	0,00	1,00	8,0	8,0	8,0	0,0	0,00	0,00	0,00
49	4,6	0,0	0,0	0,0	1,0	43,3	0,3	0,8	2,5	1,0	0,01	0,00	0,64	3,0	12,0	5,8	2,4	0,02	0,29	-0,27
40	4,8	2,7	5,0	55,2	0,8	22,2	0,2	0,7	1,5	0,8	0,01	0,00	0,01	6,9	6,2	5,7	16,5	1,32	0,17	1,15
30	4,4	5,0	5,0	54,7	0,2	9,4	2,0	0,4	0,8	0,6	0,07	0,00	0,01	1,8	2,6	3,6	16,5	1,36	0,19	1,17
72	4,4	2,7	5,0	12,6	0,0	1,4	2,6	1,0	0,7	0,5	0,01	0,00	0,01	2,1	0,4	6,1	5,5	0,42	0,22	0,20
117	4,6	5,7	5,0	16,2	0,2	7,9	2,7	1,0	0,8	0,6	0,02	0,00	0,01	0,0	2,2	5,4	7,2	0,58	0,23	0,35
143	4,6	3,5	5,0	18,9	0,0	0,0	4,3	0,5	1,7	0,7	0,01	0,00	0,01	0,1	0,0	6,6	8,1	0,57	0,34	0,23
180	4,4	5,0	5,0	13,0	0,0	0,4	3,4	1,6	0,9	0,6	0,01	0,00	0,58	6,7	0,1	6,4	6,6	0,49	0,32	0,17
163	4,4	5,0	5,0	19,0	0,0	2,2	1,8	0,3	1,0	1,0	0,10	0,85	1,16	2,1	0,6	6,0	8,5	0,62	0,40	0,22
162	4,6	4,3	20,0	14,3	0,7	28,1	5,1	2,0	4,3	1,1	0,01	1,20	0,64	8,2	7,8	8,7	10,3	0,75	0,76	-0,01
175	4,5	4,8	5,0	23,1	0,0	1,4	5,4	0,7	7,3	1,1	0,01	0,16	0,05	5,0	0,4	7,5	12,3	0,70	0,73	-0,03
197	4,6	3,8	4,3	22,9	0,1	1,8	4,6	2,0	1,2	0,8	0,01	1,11	0,17	4,1	0,5	7,2	9,0	0,65	0,51	0,14
132	4,6	3,4	0,0	20,8	0,3	11,2	4,0	3,6	0,6	0,6	0,11	1,47	0,27	3,3	3,1	6,2	7,5	0,53	0,53	0,00

Perceel 7: maïs

Gws	pH	Cl	NO3	SO4	HCO3	CO2	Na	K	Ca	Mg	Fe	Al	NH4	TOC	IC	ECM	ECB	An	Ka	An-K
(cm - mv.)		(mg/l)														(mmho/cm)		(eq/l)		
1e meetpunt																				
70	5,6	18,7	256,3	78,3	18,0	67,7	13,7	36,2	53,6	20,3	1,30	0,00	2,07	34,0	22,0	57,7	80,6	6,59	6,07	0,52
50	5,9	7,4	177,8	68,5	52,3	108,9	20,8	44,2	48,3	16,3	0,23	0,00	1,32	31,0	40,0	57,6	67,6	5,36	5,89	-0,53
40	6,0	5,0	279,9	87,2	73,8	111,8	24,9	50,3	75,1	28,2	5,10	0,00	0,33	15,3	45,0	75,7	96,5	7,68	8,65	-0,97
15	5,9	5,0	173,9	123,9	35,6	70,4	13,4	27,3	46,4	14,6	14,85	0,00	0,23	25,8	26,2	32,5	74,8	6,11	5,35	0,76
44	4,9	13,4	339,6	67,9	0,1	1,8	16,7	77,3	56,5	21,2	0,06	0,00	0,32	17,3	0,5	75,7	84,5	7,27	7,30	-0,03
90	4,6	12,1	336,0	77,3	0,6	22,3	17,0	62,2	51,2	17,6	0,85	0,00	0,23	3,5	6,2	67,0	81,9	7,38	6,39	0,99
130	4,7	10,3	174,5	44,4	0,0	0,0	14,2	22,6	31,5	9,5	0,01	0,00	1,03	0,0	0,0	45,6	49,7	4,03	3,63	0,40
180	4,3	27,0	311,0	67,0	0,2	18,5	23,7	70,3	80,8	15,0	1,20	0,00	0,32	12,0	5,1	85,7	88,5	7,18	8,17	-0,99
170	4,2	26,0	364,0	76,0	0,1	7,3	21,5	59,7	80,8	15,0	0,35	6,26	3,21	4,0	2,0	89,5	94,4	8,19	8,67	-0,48
200	4,4	28,7	369,5	71,5	0,7	39,8	24,9	60,0	83,6	16,6	0,07	5,08	1,03	8,8	11,0	99,9	96,0	8,27	8,80	-0,53
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	31,5	0,00	0,00	0,00
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	31,5	0,00	0,00	0,00
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	31,5	0,00	0,00	0,00
2e meetpunt																				
70	5,1	20,8	500,2	54,2	6,3	83,4	18,3	71,2	79,6	28,3	0,60	0,00	0,96	45,0	24,0	92,3	109,4	9,89	9,02	0,87
50	5,9	8,0	268,2	107,5	45,1	90,3	29,5	62,8	63,7	25,0	0,05	0,00	1,18	40,0	33,5	77,3	92,9	7,53	8,22	-0,69
38	5,5	4,8	202,8	53,0	21,3	97,2	18,8	39,3	46,5	16,1	0,40	0,00	0,40	20,7	30,7	51,2	63,5	4,86	5,52	-0,66
15	6,1	5,0	5,0	208,3	65,1	69,3	27,8	56,5	32,6	31,4	527,00	0,00	0,33	63,2	31,7	14,4	104,4	5,63	25,76	-20,13
50	6,0	17,7	156,4	42,0	6,9	11,1	11,2	48,6	34,4	11,3	1,81	0,00	0,29	29,0	4,4	45,6	51,0	4,01	4,47	-0,46
90	4,7	7,7	267,0	51,1	0,4	11,5	12,7	41,9	43,7	13,0	1,89	0,00	0,21	3,7	3,2	51,6	64,8	5,59	4,96	0,63
130	4,8	11,1	157,5	54,8	0,0	0,0	14,7	25,5	30,4	9,2	0,01	0,00	0,64	0,0	0,0	46,0	49,7	4,00	3,61	0,39
178	4,5	29,0	298,0	72,0	0,4	17,7	22,8	69,6	78,3	14,8	0,04	0,00	0,09	13,3	4,9	90,1	87,5	7,13	7,91	-0,78
181	4,1	31,0	351,0	78,0	0,1	11,7	20,3	60,2	78,6	14,8	0,26	6,31	2,31	5,6	3,2	90,0	93,3	8,16	8,45	-0,29
200	4,3	30,6	372,6	68,9	0,5	38,5	24,7	58,4	78,6	18,2	0,01	5,60	0,90	10,0	10,6	90,3	95,6	8,32	8,68	-0,36
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	31,5	0,00	0,00	0,00
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	31,5	0,00	0,00	0,00
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	31,5	0,00	0,00	0,00
3e meetpunt																				
70	5,7	13,1	590,8	71,2	22,1	75,7	17,9	95,0	89,6	40,4	0,80	0,00	3,14	30,0	25,0	102,6	130,3	11,75	11,27	0,48
50	5,1	7,8	167,1	53,0	5,8	69,1	31,1	65,6	23,4	9,4	0,11	0,00	1,23	33,0	20,0	46,3	49,0	4,11	5,07	-0,96
40	6,2	11,0	217,5	69,5	17,3	17,6	14,8	31,0	63,8	19,6	0,60	0,00	0,18	21,4	8,2	61,7	76,3	5,55	6,27	-0,72
15	6,5	28,9	43,4	146,5	121,0	61,9	20,6	42,9	29,4	13,8	126,00	0,00	0,01	57,9	40,7	21,4	79,1	6,55	9,11	-2,56
50	6,0	18,0	235,8	97,8	12,0	18,8	18,3	62,0	53,7	23,7	0,09	0,00	0,33	42,7	7,5	68,7	83,4	6,55	7,04	-0,49
90	4,6	18,0	237,0	84,1	0,4	16,6	17,2	36,7	50,1	9,6	0,35	0,00	0,19	3,1	4,6	53,9	70,4	6,09	5,01	1,08
130	4,7	14,7	223,7	66,9	0,0	0,0	20,0	32,2	39,4	12,7	0,04	0,00	0,51	6,0	0,0	60,7	64,3	5,42	4,75	0,67
185	4,4	35,0	318,0	75,0	0,3	19,2	20,4	72,7	74,2	13,2	0,16	0,00	0,21	14,5	5,3	86,6	88,4	7,68	7,56	0,12
81	4,4	28,0	366,0	75,0	0,1	6,5	19,8	62,0	76,4	15,1	0,29	6,82	2,44	5,4	1,8	86,6	93,0	8,26	8,45	-0,19
203	4,3	32,3	384,1	73,4	0,4	36,7	26,4	59,6	77,4	20,3	0,15	4,98	1,16	5,6	10,1	99,6	99,0	8,64	8,85	-0,21
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	31,5	0,00	0,00	0,00
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	31,5	0,00	0,00	0,00
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	31,5	0,00	0,00	0,00

Perceel 8: gras

Gws	pH	Cl	NO3	SO4	HCO3	CO2	Na	K	Ca	Mg	Fe	Al	NH4	TOC	IC	ECM	ECB	An	Ka	An-K
(cm - mv.)		(mg/l)														(mmho/cm)		(eq/l)		
1e meetpunt																				
45	5,1	19,4	83,9	61,5	4,2	59,3	4,8	15,0	38,6	8,0	0,40	0,00	0,41	18,0	17,0	34,0	47,5	3,25	3,22	0,03
28	4,9	2,2	40,5	21,7	4,5	82,9	2,3	5,7	15,3	2,4	0,13	0,00	0,95	11,5	23,5	14,5	19,4	1,24	1,28	-0,04
15	5,2	2,4	31,5	53,3	4,3	47,5	2,5	5,7	15,3	2,4	1,10	0,00	1,30	3,7	13,8	13,8	26,0	1,76	1,35	0,41
10	5,0	6,7	81,2	65,8	1,1	20,1	3,5	7,3	31,0	4,5	0,83	0,00	0,01	12,2	5,7	15,6	40,5	2,89	2,29	0,60
53	5,1	15,3	130,3	33,8	0,2	2,1	4,9	12,4	42,1	7,0	0,02	0,00	0,01	11,7	0,6	35,0	45,5	3,24	3,21	0,03
98	5,3	18,1	103,9	51,6	2,6	20,9	4,7	12,9	34,8	8,2	0,05	0,00	0,77	8,7	6,2	29,9	45,9	3,30	3,01	0,29
120	5,8	10,6	59,8	34,4	0,0	0,0	6,4	10,9	25,8	5,0	0,02	0,00	1,93	3,7	0,0	24,1	32,0	1,98	2,40	-0,42
140	5,7	31,0	56,0	21,0	5,9	21,0	4,8	14,1	25,4	4,5	1,25	0,00	0,76	29,6	6,9	22,1	32,0	2,31	2,31	0,00
140	4,5	15,0	120,0	40,0	0,2	9,8	4,2	14,9	36,5	8,5	0,08	0,88	2,44	7,3	2,7	36,4	45,6	3,20	3,36	-0,16
165	4,9	14,0	134,5	40,5	1,4	28,7	7,9	18,0	42,1	10,6	0,02	0,90	0,77	36,8	8,1	44,8	49,8	3,43	3,94	-0,51
152	4,8	15,4	131,4	47,7	0,4	10,0	7,9	15,2	40,6	9,8	0,01	0,30	0,01	8,4	2,8	36,9	49,9	3,55	3,60	-0,05
170	5,2	12,5	128,8	48,3	0,2	1,7	7,1	12,0	38,3	9,4	0,01	0,01	0,03	5,4	0,5	35,1	48,2	3,44	3,31	0,13
101	5,6	10,7	12,4	23,3	3,9	15,9	2,7	4,6	12,3	1,9	0,12	0,48	0,66	11,6	5,1	13,8	17,0	1,05	1,11	-0,06
2e meetpunt																				
55	5,5	45,8	217,1	69,5	9,7	48,0	8,0	15,4	81,2	14,9	0,40	0,00	0,35	17,0	15,0	62,1	84,2	6,40	6,07	0,33
31	5,1	23,4	192,2	70,5	4,6	62,7	8,7	18,6	66,8	13,3	0,01	0,00	0,69	7,0	18,0	55,3	72,6	5,30	5,34	-0,04
15	5,2	26,9	185,9	43,3	5,2	50,5	8,7	18,4	74,4	14,8	0,01	0,00	0,21	2,0	14,8	56,5	70,9	4,74	5,80	-1,06
10	5,1	22,3	190,7	66,1	2,0	24,6	8,0	16,5	71,3	13,8	0,05	0,00	0,01	6,3	7,1	37,8	72,7	5,11	5,47	-0,36
50	5,3	29,7	180,7	64,5	0,5	3,7	6,3	14,6	66,5	13,1	0,01	0,00	0,01	5,9	1,1	52,7	70,8	5,10	5,05	0,05
98	5,8	36,4	195,8	76,2	9,4	23 6	6,4	14,5	67,2	13,1	0,12	0,00	0,71	1,6	8,3	48,9	76,4	5,93	5,14	0,79
124	5,9	28,8	138,0	60,6	0,0	0,0	8,4	13,5	57,3	11,6	0,01	0,00	0,90	1,0	0,0	46,0	62,8	4,30	4,59	-0,29
154	5,7	52,0	128,0	44,0	4,8	14,2	6,9	19,4	61,6	12,1	0,25	0,00	0,76	12,5	4,8	48,5	64,7	4,53	4,94	-0,41
140	5,8	22,0	119,0	63,0	1,2	3,1	4,2	17,5	54,4	10,3	0,17	1,01	1,80	6,5	1,1	44,2	58,4	3,87	4,44	-0,57
170	6,0	23,5	130,3	65,8	125,5	185,2	8,4	16,0	59,2	11,4	0,01	0,15	0,77	6,4	75,2	52,0	69,2	6,19	4,74	1,45
151	5,7	9,8	157,4	74,5	3,7	11,3	8,3	16,2	58,6	11,3	0,01	0,01	6,22	7,2	3,8	45,5	66,1	4,43	5,08	-0,65
170	6,3	17,8	144,9	66,7	2,7	2,4	6,7	14,0	53,8	11,4	0,01	0,01	0,09	5,6	1,2	44,1	60,9	4,27	4,29	-0,02
103	5,8	17,2	101,5	67,6	6,2	14,3	6,6	11,8	44,1	8,8	0,04	0,17	0,28	7,1	5,1	41,0	52,5	3,63	3,56	0,07
3e meetpunt																				
56	5,1	12,1	64,3	44,4	2,3	27,7	7,4	8,1	23,2	6,2	0,70	0,00	1,05	22,0	8,0	26,7	34,7	2,34	2,30	0,04
32	5,1	1,2	65,0	21,8	3,9	50,3	1,3	4,9	8,7	2,1	0,26	0,00	1,48	7,0	14,5	11,4	18,7	1,60	0,90	0,70
15	5,1	1,5	20,1	55,3	15,1	179,8	2,4	5,6	11,1	2,7	0,30	0,00	0,30	21,8	52,0	12,0	23,9	1,77	1,06	0,71
10	5,2	5,0	19,3	52,1	2,5	27,9	2,0	3,8	11,4	2,8	0,23	0,00	0,01	4,8	8,1	7,6	23,1	1,58	0,99	0,59
55	5,2	2,7	28,7	30,9	0,3	3,1	4,4	4,0	13,2	3,2	0,01	0,00	0,01	5,1	0,9	14,5	19,8	1,19	1,22	-0,03
102	5,7	7,5	43,1	34,8	4,5	14,7	5,1	4,1	15,5	3,8	0,06	0,00	0,51	0,5	4,9	16,5	24,8	1,71	1,45	0,26
120	6,0	5,5	33,9	35,3	0,0	0,0	7,0	6,9	15,3	3,8	0,01	0,00	1,80	0,7	0,0	17,8	24,0	1,44	1,69	-0,25
156	5,8	41,0	138,0	46,0	7,0	16,9	7,0	18,9	60,1	11,4	0,32	0,00	0,81	13,4	6,0	45,6	63,2	4,46	4,80	-0,34
145	5,6	5,0	29,0	37,0	11,0	46,4	3,2	6,3	14,4	3,3	0,42	0,86	1,41	7,2	14,8	15,4	23,2	1,56	1,50	0,06
171	5,6	10,5	36,0	40,4	11,4	49,0	7,1	8,3	16,5	8,9	0,31	0,01	0,64	8,0	15,6	15,6	30,5	1,91	2,14	-0,23
152	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	31,5	0,00	0,00	0,00
176	6,3	17,1	138,6	65,6	3,9	3,1	6,4	14,1	48,6	10,8	0,41	0,03	0,10	4,6	1,6	41,6	58,0	4,15	3,98	0,17
108	5,4	10,9	38,9	39,9	1,8	11,2	6,2	5,6	17,4	4,3	0,01	0,10	0,19	3,4	3,4	17,8	27,0	1,80	1,66	0,14

Perceel 9: gras

Gws	pH	Cl	NO3	SO4	HCO3	CO2	Na	K	Ca	Mg	Fe	Al	NH4	TOC	IC	ECM	ECB	An	Ka	An-K
(cm - mv.)		(mg/l)														(mmho/cm)		(eq/l)		
1e meetpunt																				
30	5,9	60,2	1,3	28,1	174,2	329,0	8,0	26,7	94,2	15,0	1,10	0,00	1,38	96,0	124,0	58,7	73,9	5,16	7,11	-1,95
12	6,2	36,8	33,6	24,6	68,2	68,2	6,7	14,0	29,4	5,3	0,01	0,00	0,99	64,0	32,0	22,6	37,5	3,21	2,63	0,58
10	6,9	7,2	5,0	164,7	270,7	54,0	3,8	8,5	17,9	7,4	3,50	0,00	0,01	52,4	68,0	15,1	65,3	8,16	2,01	6,15
15	6,4	7,9	5,0	134,0	81,8	48,8	3,3	7,2	20,6	6,6	2,09	0,00	0,01	27,1	29,4	9,6	50,0	4,44	1,98	2,46
45	6,2	40,0	60,0	7,5	39,7	40,6	4,2	13,9	36,2	7,5	0,26	0,00	0,01	62,7	18,9	26,1	38,7	2,90	2,98	-0,08
106	7,0	22,8	0,0	0,0	87,9	14,3	3,6	16,0	39,5	7,7	1,34	0,00	0,51	52,8	21,2	23,6	32,7	2,09	3,26	-1,17
120	6,9	34,6	5,0	15,2	0,0	0,0	9,9	17,0	57,4	9,8	0,11	0,00	0,26	2,2	0,0	38,7	41,9	1,37	4,56	-3,19
135	5,6	39,0	97,0	58,0	14,5	62,1	15,8	23,4	65,5	8,6	0,52	0,00	0,45	46,0	19,8	52,2	62,5	4,11	5,32	-1,21
150	4,9	42,0	71,0	53,0	0,2	5,0	8,9	17,2	22,5	5,0	0,60	1,16	4,76	6,0	1,4	28,3	43,0	3,44	2,85	0,59
158	4,9	44,0	73,0	53,0	0,3	5,7	8,7	20,3	20,4	6,6	0,03	1,04	1,03	8,0	1,6	30,3	42,2	3,53	2,65	0,88
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	31,5	0,00	0,00	0,00
200	6,2	17,9	60,4	40,0	9,6	10,3	22,2	20,0	13,8	4,6	0,38	0,21	2,19	22,0	4,7	31,3	31,9	2,47	2,74	-0,27
112	6,2	19,1	62,3	41,5	17,6	18,8	10,2	12,0	27,4	11,4	0,11	0,12	0,53	13,2	8,6	30,4	41,0	2,70	3,11	-0,41
2e meetpunt																				
48	5,3	47,3	53,2	28,6	15,9	131,5	7,8	12,2	42,7	9,1	0,80	0,00	1,26	66,0	39,0	36,1	46,9	3,05	3,65	-0,60
28	5,3	9,8	169,1	24,8	23,2	192,2	5,2	11,1	33,4	7,9	0,04	0,00	1,45	55,0	57,0	29,9	45,5	3,90	2,94	0,96
10	5,6	38,8	17,9	94,5	45,9	168,5	5,2	11,0	35,7	7,8	1,20	0,00	0,18	60,3	55,0	28,4	53,1	4,10	2,99	1,11
15	5,5	22,1	8,4	116,5	39,3	218,8	4,6	9,5	30,7	7,1	2,08	0,00	0,01	58,9	67,4	13,9	51,0	3,83	2,64	1,19
57	5,4	32,0	13,1	18,7	5,0	32,7	5,8	10,8	27,5	6,8	2,57	0,00	0,01	76,8	9,9	24,9	30,1	1,59	2,56	-0,97
109	6,5	21,7	25,1	15,1	35,0	18,0	4,1	11,2	26,9	8,3	10,41	0,00	0,39	43,1	11,8	19,0	32,0	1,91	2,89	-0,98
120	6,1	36,1	76,4	32,3	0,0	0,0	10,6	13,2	31,3	6,9	1,31	0,00	1,16	32,3	0,0	29,0	41,5	2,92	3,06	-0,14
138	5,6	41,0	161,0	56,0	16,1	62,5	16,1	21,4	63,3	9,0	0,23	0,00	0,53	48,7	20,2	53,2	67,7	5,18	5,20	-0,02
156	4,9	48,0	68,0	58,0	0,3	5,3	6,4	14,3	14,6	3,2	0,51	0,00	0,77	7,4	1,5	29,3	39,1	3,66	1,71	1,95
162	4,9	46,0	68,8	48,0	0,3	6,4	6,6	23,4	16,7	6,8	0,01	1,56	0,21	6,4	1,8	31,3	39,3	3,41	2,47	0,94
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	31,5	0,00	0,00	0,00
202	6,2	19,8	71,7	41,6	8,7	8,7	18,5	21,4	20,2	5,8	0,05	0,11	1,30	22,6	4,1	26,6	36,1	2,72	2,95	-0,23
136	**6,2**	**20,1**	**70,7**	**43,7**	**16,7**	**16,2**	**10,6**	**10,1**	**38,3**	**9,7**	**0,12**	**0,14**	**0,49**	**21,4**	**7,7**	**28,6**	**45,2**	**2,89**	**3,49**	**-0,60**
3e meetpunt																				
50	5,8	37,9	542,5	16,4	55,1	139,9	7,5	15,1	140,9	31,2	0,80	0,00	1,20	64,0	49,0	101,3	131,2	11,06	10,44	0,62
30	6,0	16,9	70,7	31,8	79,3	120,6	4,1	9,2	60,7	16,5	0,04	0,00	1,47	33,0	48,5	47,2	57,6	3,58	4,91	-1,33
15	6,2	3,0	147,8	121,7	100,2	92,7	6,0	12,1	65,4	14,5	0,40	0,00	0,01	40,0	45,0	46,6	79,3	6,65	5,05	1,60
15	5,9	5,0	54,3	120,6	65,2	116,8	2,0	5,9	38,6	9,6	0,70	0,00	0,01	32,6	44,7	16,5	57,9	4,60	2,98	1,62
65	6,2	16,2	24,6	12,4	29,3	30,2	2,5	6,0	28,3	9,9	1,25	0,00	0,01	51,6	14,0	22,4	30,1	1,59	2,54	-0,95
106	6,3	11,7	58,2	12,7	58,6	47,6	2,8	8,6	37,3	9,1	2,89	0,00	0,36	31,7	24,5	25,4	37,2	2,49	3,08	-0,59
120	6,7	12,4	127,4	19,7	0,0	0,0	7,2	10,3	29,6	6,7	0,70	0,00	0,39	25,1	0,0	23,7	37,4	2,82	2,66	0,16
142	5,4	44,0	164,0	61,0	12,1	69,7	15,3	22,2	61,6	9,4	0,18	0,00	0,42	46,6	21,4	54,6	68,8	5,36	5,12	0,24
155	4,9	46,0	81,0	56,0	0,3	5,7	6,1	14,2	13,2	0,6	0,53	0,01	0,51	7,3	1,6	28,6	37,0	3,77	1,39	2,38
164	5,0	41,0	69,2	63,0	0,4	7,0	6,1	19,6	16,9	7,2	0,61	1,21	0,51	8,5	2,0	31,6	42,1	3,59	2,40	1,19
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	31,5	0,00	0,00	0,00
200	6,4	23,5	87,5	36,2	8,1	5,5	13,5	22,0	31,3	4,7	0,14	0,01	1,79	23,7	3,1	30,1	40,1	2,96	3,24	-0,28
141	6,4	20,3	82,4	38,8	28,0	17,6	11,1	11,6	30,6	8,4	0,14	0,21	0,21	24,6	10,3	24,3	42,2	3,17	3,04	0,13

Perceel 10: douglas

Gws	pH	Cl	NO_3	SO_4	HCO_3	CO_2	Na	K	Ca	Mg	Fe	Al	NH4	TOC	IC	ECM	ECB	An	Ka	An-K
(cm - mv.)		(mg/l)														(mmho/cm)		(eq/l)		
1e meetpunt																				
90	4,9	28,7	172,1	81,6	0,0	0,0	14,6	0,0	70,8	8,9	0,20	0,00	0,42	11,0	7,0	48,8	0,0	0,00	0,00	0,00
70	5,3	13,4	122,3	72,5	2,8	25,5	0,2	0,7	50,0	6,1	0,16	0,00	1,95	7,0	7,5	40,5	54,9	3,91	3,17	0,74
50	5,4	14,3	122,4	51,7	3,3	19,9	0,1	0,4	61,7	6,8	0,01	0,00	0,01	7,8	6,1	41,7	54,6	3,51	3,66	-0,15
40	4,0	42,9	63,3	135,4	0,2	32,1	2,0	1,3	18,1	3,4	0,18	0,00	0,01	9,5	8,8	27,6	54,3	5,06	1,31	3,75
80	4,0	41,0	29,1	105,7	0,0	1,8	14,8	1,7	9,9	2,3	0,12	0,00	0,01	10,1	0,5	35,1	42,5	3,83	1,38	2,45
125	4,4	27,1	38,1	100,9	0,4	28,6	12,0	1,4	23,6	3,6	0,11	0,00	0,01	5,1	7,9	30,4	45,2	3,49	2,04	1,45
160	4,4	21,7	21,8	78,3	0,0	0,0	13,0	2,6	18,9	3,3	0,05	0,00	0,13	4,1	0,0	26,8	36,3	2,59	1,86	0,73
180	4,3	22,0	22,0	55,0	0,1	7,3	11,1	4,1	23,4	3,3	0,07	0,00	0,06	14,8	2,0	25,7	32,9	2,12	2,04	0,08
165	4,3	16,0	22,0	67,0	0,3	29,1	10,0	1,9	19,2	2,7	0,12	3,76	2,31	29,2	8,0	24,1	32,7	2,21	2,25	-0,04
195	5,0	34,5	135,6	110,9	1,4	24,6	20,6	3,0	92,6	10,5	0,12	1,14	0,90	10,5	7,0	69,9	83,9	5,49	6,66	-1,17
184	5,3	16,1	96,6	54,2	0,0	0,0	17,1	3,9	39,3	5,2	0,01	0,47	3,73	9,6	0,0	35,5	47,2	3,14	3,56	-0,42
200	5,3	17,6	100,1	56,6	0,3	2,4	20,2	3,1	35,9	5,1	0,11	3,81	2,28	6,9	0,7	33,6	46,3	3,30	3,76	-0,46
137	4,7	18,6	51,8	73,8	0,2	8,3	23,4	2,1	20,4	4,0	0,12	4,52	1,47	6,9	2,3	33,4	39,3	2,90	3,03	-0,13
2e meetpunt																				
90	5,2	23,4	197,9	84,2	0,0	0,0	11,6	0,0	78,9	8,4	0,10	0,00	0,35	13,0	3,0	53,7	0,0	0,00	0,00	0,00
70	4,2	9,9	121,2	60,5	0,2	23,7	0,5	1,4	33,1	4,0	0,05	0,00	0,55	5,5	6,5	37,1	43,9	3,50	2,08	1,42
50	4,2	10,0	119,0	59,3	0,5	45,5	0,2	1,4	31,0	3,6	0,01	0,00	0,01	5,8	12,5	38,1	42,2	3,44	1,89	1,55
40	4,1	11,1	143,6	193,8	0,0	4,4	2,0	0,3	24,1	3,2	0,07	0,00	0,01	5,5	1,2	24,0	68,3	6,67	1,57	5,10
82	4,0	13,3	129,1	67,2	0,0	1,5	7,1	1,0	23,8	3,2	0,05	0,00	0,01	6,1	0,4	36,9	43,1	3,86	1,79	2,07
128	4,3	16,4	137,0	90,1	0,1	10 5	7,8	1,0	30,9	3,9	0,07	0,00	0,01	2,2	2,9	36,8	52,1	4,55	2,23	2,32
156	4,2	14,6	85,1	71,8	0,0	0,0	9,3	1,4	17,1	2,9	0,07	0,00	0,01	3,0	0,0	32,8	38,0	3,28	1,54	1,74
184	4,1	20,0	20,0	55,0	0,0	4,4	9,3	4,2	46,2	5,1	0,08	0,00	0,13	9,7	1,2	42,2	41,6	2,03	3,25	-1,22
170	4,2	18,0	138,0	70,0	0,0	3,6	7,2	1,8	51,7	5,2	0,08	6,84	2,70	7,5	1,0	44,0	56,3	4,19	4,33	-0,14
195	5,3	22,8	145,3	95,5	0,9	7,4	14,2	2,0	84,6	8,9	0,12	1,22	6,56	8,3	2,2	59,0	78,2	4,99	6,24	-1,25
183	4,5	11,3	161,1	27,6	0,0	0,0	14,2	3,0	76,2	8,0	0,03	3,84	2,26	7,0	0,0	55,0	59,7	3,49	5,75	-2,26
200	4,5	14,1	158,6	31,4	0,1	2,9	14,8	3,4	68,6	7,7	0,06	5,68	2,78	8,1	0,8	55,6	58,0	3,61	5,63	-2,02
138	4,4	24,9	193,7	84,8	0,1	7,6	14,2	2,1	62,8	6,6	0,06	6,62	1,18	5,0	2,1	56,2	69,6	5,60	5,18	0,42
3e meetpunt																				
90	5,6	22,6	145,0	85,8	0,0	0,0	12,1	0,0	67,3	8,3	0,30	0,00	0,31	12,0	3,0	46,9	0,0	0,00	0,00	0,00
70	4,0	15,3	130,0	12,0	0,3	49,3	0,9	2,1	16,9	3,6	0,41	0,00	0,78	12,0	13,5	47,6	29,1	2,78	1,30	1,48
50	4,2	35,9	77,9	86,3	1,4	153,7	0,9	2,3	31,9	4,8	0,10	0,00	0,54	21,5	42,2	45,9	50,3	4,09	2,13	1,96
45	5,0	14,0	121,2	128,6	0,6	9,8	2,0	0,9	59,0	6,4	0,04	0,00	0,01	2,8	2,8	25,6	67,9	5,04	3,59	1,45
82	5,1	16,4	117,0	64,7	0,1	1,4	8,3	1,0	51,5	6,2	0,01	0,00	0,01	3,3	0,4	36,8	53,8	3,70	3,47	0,23
128	5,4	22,4	148,8	99,9	0,7	4,3	9,6	1,0	60,1	7,3	0,09	0,00	0,01	0,1	1,3	41,9	68,0	5,12	4,05	1,07
155	5,3	20,7	107,0	72,9	0,0	0,0	12,4	1,0	55,4	7,2	0,01	0,00	0,90	0,7	0,0	40,9	58,0	3,83	3,99	-0,16
183	5,3	20,0	103,0	55,0	0,0	0,3	10,2	3,0	55,1	6,4	0,01	0,00	0,64	10,1	0,1	39,4	53,1	3,37	3,85	-0,48
170	5,2	18,0	104,0	68,0	1,0	10,3	7,9	1,1	53,0	6,1	0,24	0,50	0,90	3,4	3,0	36,9	54,4	3,62	3,65	-0,03
198	4,9	28,3	151,6	100,6	1,5	28,3	16,6	3,9	66,6	11,4	0,04	1,16	2,06	9,4	8,0	70,4	75,2	5,36	5,37	-0,01
183	6,0	12,9	147,8	39,2	0,0	0,0	16,7	3,5	64,6	8,4	0,01	0,16	4,76	6,8	0,0	49,1	59,3	3,56	5,09	-1,53
200	5,9	15,6	141,1	41,4	0,6	1,1	16,9	2,8	62,4	6,9	0,02	0,96	3,23	9,1	0,4	49,1	57,2	3,59	4,83	-1,24
142	5,4	22,4	137,1	88,7	1,4	8,5	16,3	1,9	60,5	7,5	0,01	1,48	1,32	3,6	2,6	49,0	66,0	4,71	4,66	0,05

3.4.5 Fouten in de resultaten

Bemonsteren van het bovenste grondwater levert problemen op doordat het water niet in evenwicht is: er vinden processen plaats. Ook na de monstername streeft het systeem naar evenwicht. De processen (al dan niet verstoord) gaan door. Doordat het systeem gesloten is wordt een nieuw evenwicht bereikt. De analyseresultaten geven een ander beeld dan de werkelijke toestand in het bovenste grondwater.

Grofweg kunnen bronnen van fouten onderscheiden worden in drie fasen van het veldwerk:
- ten eerste worden fouten geïntroduceerd door de bemonstering
- ten tweede ontstaan fouten door de behandeling van het monster;
- ten derde kunnen fouten gemaakt worden bij de analyse van de monsters.

Iedere meting wijkt van de werkelijke waarde af door de verstoring van het natuurlijk systeem ten gevolge van de meting. Mogelijke verstoringen voor de gebruikte manier van bemonsteren:
- verstoring van het bodemprofiel rond de monsterbuizen:
  * fysisch: door het uitgraven en later terugstorten van de grond veranderen de bodemfysische grootheden rond de buis, het indraaien van de mantelbuis kan versmering tot gevolg hebben, het niet goed aansluiten van de bodem langs de buizen kan bypass-flow tot gevolg hebben;
  * chemisch: bij het terugstorten van de grond wordt een verstoring van het chemisch bodemprofiel gecreëerd en wordt de grond volledig belucht. Ten gevolge van de chemische en de fysische verstoringen veranderen de op een bepaalde diepte rond de buis optredende processen;
- verstoring van de evenwichtstoestand tijdens bemonsteren:
  * tijdens de monstername verandert de druk boven het grondwateroppervlak waardoor bicarbonaat en ammoniak uit het water kunnen ontsnappen;
  * door het wegpompen van het in de buis aanwezige water wordt het evenwicht in het systeem verstoord. Bijvoorbeeld door introductie van O_2 in een anaëroob milieu. Het systeem reageert hierop door naar een nieuwe evenwichtssituatie te streven. Of het toegestroomde water uit de omringende laag afkomstig is en of het chemisch in evenwicht is met de omgeving op het moment van monstername is niet bekend;
- opgelegde beperkingen:
  * filtreren van de monsters kon niet in het veld plaatsvinden door het ontbreken van geschikte apparatuur en geschikte veldomstandigheden.

De helderheid en het doorzicht van het bemonsterde water verbeterde naarmate het onderzoek vorderde. Dit geeft aan dat de buizen een zekere insteltijd nodig hebben om tot evenwicht te komen. Hierbij is het noodzakelijk dat de buizen regelmatig worden leeggepompt.

Fouten door behandeling van het monster omvatten de fouten ten gevolge van alle handelingen na de monstername en voor de analyse. Fouten kunnen hierbij ontstaan wanneer het monster lang moet wachten (defecte apparatuur) alvorens te worden geanalyseerd. Processen (bijv. denitrificatie) vinden ook in de monsterflessen plaats. De temperatuur waarbij de monsters worden bewaard is hierbij van invloed. Ook kunnen deeltjes die in de oplossing zweven in oplossing gaan. Na filtratie over een 45u-filter bleken in het water colloidale deeltjes voor te komen die ook door dit filter niet werden verwijderd. Afhankelijk van het meetsysteem worden deze deeltjes geheel, gedeeltelijk of niet geanalyseerd.

Bij de analyse kunnen fouten ontstaan door het verwisselen van monsters, het onnauwkeurig werken van de analist, het optreden van storingen aan de apparatuur en beperkingen van de meetapparatuur, de beperkingen van de gehanteerde methode en het verwerken van de gegevens. Beperkingen van de methode zijn bijvoorbeeld het bestaan van een anionentekort bij een hoog organische-stofgehalte (de opeloste organische stof heeft een negatieve lading) en het niet kunnen onderscheiden van twee- en driewaardig ijzer (veronderstelling: oppervlaktewater altijd driewaardig ijzer, grondwater altijd tweewaardig ijzer. Hieruit volgt een onder- resp. overschatting van de kationen). Een beperking van de apparatuur is het hebben van detectiegrenzen waardoor de anionen beter kunnen worden gemeten dan de kationen. Er is voor gekozen de gemeten waarden kleiner dan de detectiegrens gelijk te stellen aan de detectiegrens (i.p.v. nul te stellen). Aangezien niet voorzien was dat het in het kader van dit project noodzakelijk zou zijn de lage gehaltes exact te weten, is er niet voor gekozen de monsters met lage gehaltes opnieuw te analyseren met een nauwkeuriger systeem.

3.4.6 Conclusies en aanbevelingen

De nitraatconcentraties in het bovenste grondwater zijn onder cultuurgrond en onder douglasbos veel hoger dan de drinkwaternorm. De concentratie van nitraat is duidelijk grondgebruiksgebonden ten gevolge van de gewasspecifieke bemesting en gewasopname. De uitspoeling is bij vergelijkbare hydrologische en bodemkundige situaties voor maïspercelen hoger dan voor grasland. De verschillen in nitraatgehalte tussen de beide bospercelen zijn erg groot (gewasafhankelijk). Opvallend is de lage nitraatconcentratie onder het perceel kunstweide. Onderzocht moet worden of dit een toevallige constatering is dan wel dat dit het gevolg is van de manier van bedrijfsvoering.

De nitraatconcentratie is seizoensafhankelijk onder invloed van processturende parameters zoals mestgift, grondwaterstand en bodemtemperatuur. De ruimtelijke variatie in de waterkwaliteitsvariabelen van het bovenste grondwater is erg groot.

Mogelijk vertoont de spreiding een afname naarmate de diepte toeneemt als gevolg van mengings- en transportmechanismen en het verminderen van de invloed van de bovenrand op de variabelen. Door de meetwaarden wordt gesuggereerd dat de spreiding in nitraatconcentraties onder cultuurgrond een jaarlijks verloop vertoont: de spreiding lijkt in de zomer kleiner te zijn dan in de winter.

Wanneer het verloop van de nitraatconcentraties in de tijd dient te worden bestudeerd lijkt het verstandig de invloed van verandering van spreiding in de diepte te beperken door op een vaste diepte te meten.

Indien de invloed van de bovenrand op de snelheid van veranderingen in de concentraties onderzocht gaat worden, moet vaker dan één keer in de maand worden bemonsterd, omdat de indruk bestaat dat (bij hoge grondwaterstanden) het systeem snel op veranderingen reageert.

Ten gevolge van de verwachte afname van de spreiding in de concentraties in de diepte lijkt het zinvol op grotere diepte te meten. Onderzoek naar de variabiliteit van nitraat als functie van de diepte en de tijd kan opheldering verschaffen over de vraag wanneer en hoe vaak, en waar en hoe diep monsters moeten worden genomen om met zo min mogelijk inspanning zo veel mogelijk informatie te verkrijgen.

Het bemonsteren van en meten aan het bovenste grondwater levert problemen op: zie de afwijkingen in de ionenbalansen. De verklaringen hiervoor dienen gezocht te worden in de methode van monstername en analyse van watermonsters van met CO_2 oververzadigd, reactief water.

Teneinde de fouten te minimaliseren is het wenselijk verder onderzoek te doen naar de manier van bemonsteren, behandelen en analyseren van het bovenste grondwater en deze in standaardprocedures vast te leggen. Bij het analyseren dient vooral aandacht aan het tijdsaspect te worden besteed (i.v.m. processen).

AANHANGSEL 4

DE MODELSTUDIE

4.1 Gebiedsbeschrijving

Pompstation 't Klooster ligt ten oosten van de bebouwde kom van Hengelo (Gld.). Het gebied maakt deel uit van een zwak golvend dekzandlandschap dat wordt doorsneden door een aantal beekdalen. Plaatselijk treden grote hoogteverschillen op over korte afstanden. Het gebied vertoont een geringe helling van zuidoost naar noordwest.

De ondergrond bestaat uit sterk gelaagd fijnzandig dekzand met een sterk variërend leemgehalte. Zwak lemig, jonger dekzand vormt veelal de toplaag. Op de ruggen en koppen van het dekzand komen oude ontginningsgronden voor.

De belangrijkste in het gebied voorkomende bodems zijn podzol-, beekeerd-, enkeerd- en vaaggronden. In paragraaf 4.2 wordt ingegaan op de opbouw van de profielen.

Geohydrologisch wordt het gebied gekenmerkt door een grofzandig watervoerend pakket. De kD-waarden variëren van 1700 tot 3500 m^2 etm^{-1}. Aan de onderkant wordt het pakket op een diepte van ongeveer 35 m - mv. begrensd door een min of meer ondoorlatende laag van fijnlemig zand. Aan de bovenkant wordt het pakket afgedekt met dekzand. De laag dekzand is enkele meters dik en heeft een kleine c-waarde. Er is sprake van freatisch water.

Uit het watervoerend pakket wordt water gewonnen ten behoeve van de drinkwaterwinning door het pompstation 't Klooster. Doordat het gebied een regelmatige en homogene geohydrologische opbouw vertoont, is het verlagingspatroon van het grondwater nagenoeg elliptisch. Naast deze onttrekking door het pompstation vindt tijdens droge perioden in het groeiseizoen verspreid over het gebied onttrekking plaats ten behoeve van beregening. Oppervlaktewater speelt in het gebied een ondergeschikte rol.

4.2 Beschrijving van de lokale waterhuishouding met WATBAL

De keuze van het hydrologisch model is op WATBAl gevallen omdat:
- de invoergegevens worden geschat; een eenvoudig model sluit hierbij aan en geeft daardoor geen resultaten met een schijnnauwkeurigheid.
- de provincie Gelderland in verband met de beperkte tijd en het beschikbare budget de voorkeur geeft aan een model dat weinig invoergegevens vereist.

- de processen in de onverzadigde zone worden bestudeerd, hetgeen betekent dat een regionale aanpak overbodig is indien de randen voor een lokaal waterbalansmodel goed kunnen worden beschreven.

4.2.1 Modelbeschrijving van WATBAL

Het model WATBAL (Berghuys-van Dijk, 1985) simuleert op eenvoudige wijze de waterhuishouding van een eendimensionaal bodemprofiel. Het bodemprofiel is opgebouwd uit twee lagen: de wortelzone en de laag onder de wortelzone die minstens doorloopt tot aan de laagste zomergrondwaterstand. Het model berekent analytisch voor iedere tijdstap de verandering van het vochtgehalte in de beide lagen en de hiermee gepaard gaande verandering van de grondwaterspiegel, afhankelijk van de neerslag, de evapotranspiratie, de capillaire opstijging of wegzijging tussen de beide lagen, en de drainage naar de verschillende mogelijke drainagesystemen. Deze factoren worden ingelezen dan wel berekend aan de hand van invoergegevens.

De waterbalans voor de wortelzone luidt:

$$dM/dt = PR - ERe - ft - fd - fr + fc \qquad (1)$$

waarbij M = beschikbaar vocht voor evapotranspiratie [m]
PR = neerslag [m]
ERe = evapotranspiratie [m/d]
ft = transport naar onderliggende laag [m/d]
fd = drainage [m/d]
fr = oppervlakkige afspoeling [m/d]
fc = capillaire opstijging [m/d]
t = tijd [d]

Met vergelijking (1) kan de verandering in de vochtvoorraad worden berekend. De vochtvoorraad in de wortelzone wordt verondersteld uniform verdeeld te zijn over de hele laag. De neerslag wordt ingelezen, de evapotranspiratie wordt bepaald door de ingelezen open waterverdamping te reduceren voor de gewassoort, bedekkingsgraad van de bodem, droge condities en het beschikbare vocht in de wortelzone. Wegzijging naar de onderliggende laag kan alleen optreden wanneer het vochtgehalte groter is dan de veldcapaciteit en wordt bepaald door het actuele vochtgehalte, het vochtgehalte bij veldcapaciteit, het vochtgehalte bij verzadiging en de verzadigde conductiviteit. Wanneer het vochtgehalte in de wortelzone kleiner is dan veldcapaciteit treedt capillaire opstijging op. De verdeling van het beschikbare vochtgehalte over de beide lagen en het verschil tussen de maximale evapotranspiratie en de neerslag bepalen de grootte van de capillaire opstijging. De drainageflux wordt naar de theorie van Ernst (Ernst 1962, Wesseling 1973) berekend als het verschil in

stijghoogte tussen het bodemprofiel en het drainagesysteem gedeeld door de drainageweerstand.

De waterbalans voor de tweede profiellaag luidt:

$$dM/dt = ft - fd - fc \qquad (2)$$

Het vochtgehalte in de tweede laag neemt lineair toe met de diepte tot de verzadiging ter hoogte van de grondwaterspiegel.

De hoogte van de grondwaterspiegel wordt berekend met een niet-lineaire vergelijking die afhankelijk is van de bodemkarakteristieken en het vochtgehalte in de tweede laag, wanneer de tweede laag niet is verzadigd. De drainagefluxen zijn dan een functie van het vochtgehalte in de tweede laag. Wanneer de tweede laag verzadigd is, is de hoogte van de grondwaterspiegel een functie van het vochtgehalte in de wortelzone, evenals de drainagefluxen. Is het hele profiel verzadigd dan zijn de hoogte van de grondwaterspiegel en de drainagefluxen constant.

Aan het einde van iedere tijdstap wordt ter controle de massabalans voor het hele profiel bepaald.

4.2.2 Invoergegevens voor WATBAL

De berekeningen zijn uitgevoerd voor tien simulatie-eenheden. Een simulatie-eenheid wordt gekenmerkt door een bepaalde bodemeenheid met een bepaald grondwaterstandsverloop en een bepaalde bodemgebruiksvorm. De invoergegevens kunnen in de volgende groepen worden ingedeeld:
- meteorologische gegevens
- gegevens voor de verdampingsberekening
- bodemfysische eigenschappen van de lagen
- drainage-eigenschappen.

De verschillende groepen zullen achtereenvolgens worden besproken.

De berekeningen zijn uitgevoerd voor de jaren 1980 tot en met 1988. Calibratie van de invoergegevens voor het model WATBAL is gebeurd in het jaar 1988 omdat voor dat jaar op de diverse locaties de grondwaterstanden gemeten zijn.

Meteorologische gegevens
De benodigde meteorologische gegevens, neerslag en open waterverdamping, zijn als decadesommen ontleend aan het KNMI. Van januari 1980 tot en met maart 1987 zijn de neerslag en de openwaterverdamping van respectievelijk de stations Lichtenvoorde en Winterswijk ingevoerd. De verdamping is berekend volgens de

methode van Penman. Vanaf april 1987 zijn de verdampingswaarden berekend voor Eibergen in plaats van Winterswijk (Lablans 1987). De berekeningsmethode is ook veranderd: de methode van Makkink wordt gebruikt. De neerslaggegevens van station Borculo zijn hieraan gekoppeld. Borculo ligt 14 km ten noordoosten van het studiegebied, Eibergen is 35 km noordoostwaarts gelegen (Lichtenvoorde en Winterswijk liggen 15 resp. 30 km naar het zuidoosten). De open waterverdamping (methode Penman) is omgerekend naar de maximaal mogelijke evaporatie van gras (methode Makkink) met behulp van de verhoudingsgetallen gegeven door De Bruin (1987).

Evapotranspiratie

De maximale evapotranspiratie wordt berekend door de berekende verdamping te reduceren met een gewasfactor en een bodembedekkingsgraad. Deze factoren zijn afhankelijk van het bodemgebruik en de methode van berekening van de verdamping (Feddes 1987). De simulatie-eenheden hebben als bodemgebruik grasland, bouwland met maïs en naaldbos. De verdamping is berekend met de methode van Makkink. De gewasfactoren en de bedekkingsgraad voor de bodemgebruiksvormen staan vermeld in tabel 11.

Onder droge omstandigheden alsook bij onvolledige bodembedekking wordt de maximale verdamping gereduceerd omdat de bovenlaag van de grond uitdroogt. De reductie wordt berekend door vermenigvuldiging met factoren (tabel 12 en 13).

De werkelijke verdamping tenslotte is afhankelijk van de hoeveelheid beschikbaar vocht in de wortelzone en het capillaire naleveringsvermogen van de ondergrond en is kleiner of gelijk aan de gereduceerde maximale verdamping.

Tabel 11 Overzicht van de toegepaste gewasfactoren per periode gerelateerd aan de Makkink-referentie-gewasverdamping voor verschillende bodemgebruiksvormen naar Feddes (1987) en Jansen (1986b).

Bodemgebruik	Gewasfactor						
	1jan -1mei	1mei -20mei	20mei -10juni	10juni -1juli	1juli -1okt	1okt -15okt	15okt -31dec
gras	.9	1.0	1.0	1.0	1.0	.9	.9
maïs	.0	.6	.9	1.2	1.3	1.2	.0
naaldbos	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2

Tabel 12 Overzicht van de gebruikte bodembedekkingsgraad per periode voor de verschillende bodemgebruiksvormen naar Adriaanse (1988).

Bodemgebruik	Bodembedekkingsgraad						
	1jan -1mei	1mei -20mei	20mei -10jun	10juni -1juli	1juli -1okt	1okt -15okt	15okt -31dec
gras	1.	1.	1.	1.	1.	1.	1.
maïs	.0	.4	.4	.8	1.	1.	.0
naaldbos	1.	1.	1.	1.	1.	1.	1.

Tabel 13 De reductiefactor voor potentiële evapotranspiratie onder droge omstandigheden naar Rijtema en Aboukhaled (1975).

Bodembedekkingsgraad	.0	.1	.2	.3	.4	.5	.6	.7	.8	.9	1.0
Reductiefactor	.46	.56	.63	.70	.76	.83	.89	.94	.97	1.0	1.0

Bodemfysische eigenschappen van de lagen

De bodemprofielen van de simulatie-eenheden zijn bepaald aan de hand van de bodemkaart 1 : 25 000 (Van Holst et al., 1974) en de profielbeschrijvingen van de bodemkaart 1 : 50 000 (Kleinsman et al., 1973). Er is gezocht naar het dichtstbijzijnde knooppunt met dezelfde bodemeenheid als de betreffende simulatie-eenheid (Van Holst, 1974, aanhangsel 3).

Bodemfysische eigenschappen zijn zoveel mogelijk gehaald uit Van Holst et al. (1974) en Bouma et al. (1979). De ontbrekende gegevens zijn benaderd met behulp van Kleinsman et al. (1973); Krabbenborg et al. (1983); Rijtema (1969) en Wösten et al. (1987).

De onderlaag van het profiel loopt door tot de benedengrens van het dekzandpakket, 3 tot 5 m - mv. De capillaire stijghoogte is bepaald voor een fluxdichtheid van 2 mm per dag.

Drainage-eigenschappen
WATBAL vereist een schematisatie van de drainage tot maximaal vier orden van drainagestelsels. De eerste orde bepaalt de wegzijging aan de onderkant van het profiel, de tweede, derde en vierde orde omvatten drainagesystemen van afnemende grootte. Het vierde orde systeem is gesitueerd in de bovenlaag, de andere systemen zijn in de onderlaag aanwezig.

In het studiegebied lopen goed onderhouden waterlopen, geheel beheerd door het Waterschap van IJsselland en van de Baakse Beek. De sloten bevatten bijna nooit water en als na een intensieve regenbui water in de watergangen wordt waargenomen komt dit niet tot afvoer maar verdwijnt het door wegzijging (persoonlijke mededeling dhr. Verstoep, Waterschap van IJsselland en van de Baakse Beek). Van een ontwaterende dan wel afwaterende functie is geen sprake. De schematisatie van de drainage in WATBAL blijft dan ook beperkt tot een eerste orde systeem.

WATBAL gebruikt een vaste, in te voeren weerstand voor de berekening van de diepe (eerste orde) drainage. Deze weerstand is gelijk aan de dikte van het dekzandpakket gedeeld door de verticale doorlatendheid van het dekzand. De weerstand van het dekzandgebied varieert in het studiegebied van 5 tot 25 dagen (berekend met de geschatte bodemfysische parameters). Voor een dergelijk lage waarde van de verticale weerstand is het water uit de aquifer freatisch. Vergelijken van de TNO-meetgegevens van de grondwaterstandsbuizen P28 en L61 die buiten het invloedsgebied van het pompstation liggen (stationaire reeks over de periode 1967-1987), laat zien dat dit reëel is.

Uit analyse van de TNO-buizen L45, L61, P28 en P45 blijkt dat de stijghoogte van het grondwater een sinusvormig verloop vertoont met een gemiddelde amplitude van 1,40 m en dat de grootste stijghoogte gemiddeld eind maart optreedt.

4.2.3 Calibratie van invoergegevens

Calibratie van de invoergegevens van het model WATBAL is gebeurd aan de hand van de gemeten grondwaterstanden in de door het Staring Centrum geplaatste buizen over de periode tot aan september 1988.

Berekende en gemeten grondwaterstanden zijn in een grafiek getekend en op het oog vergeleken. Dat in het hele gebied dezelfde hydrogeologische omstandigheden gelden is als randvoorwaarde bij de calibratie meegenomen.

In de gegeven situatie blijkt WATBAL ongevoelig voor veranderingen in de bodemfysische invoergegevens. De hydrogeologische parameters daarentegen zijn bepalend voor het resultaat:
- Verhogen van de drainage-weerstand van het eerste orde drainagesysteem zorgt ervoor dat de opgelegde sinus wordt afgevlakt en dat de invloed van de meteorologische invoergegevens groter wordt. Er treedt geen verbetering op in de simulatieresultaten. De verticale weerstand lijkt redelijk geschat, nl. 20 dagen.
- De gemiddelde amplitude van de grondwaterschommelingen, 1,40 m, blijkt voor de drainage-weerstand van 20 dagen uitkomsten te geven die goed overeenkomen met de waarnemingen.
- De dag waarop de stijghoogte van het grondwater maximaal is, bedraagt gemiddeld over een periode van 20 jaar 80 dagen (eind maart). Tijdens de simulatie is deze waarde veranderd in 40 dagen (midden februari) om de waterbeweging in 1988 te kunnen nabootsen.
- Het drainage-niveau ten opzichte van het maaiveld is voor ieder perceel afzonderlijk bepaald.

De gewasfactoren en de worteldiepte zijn van belang tijdens de zomerperiode. De worteldiepte is aangepast aan de mogelijkheden die het gewas, het bodemprofiel en de grondwatertrap bieden, uitgaande van de geschatte worteldiepten.

De regenval heeft een geringe invloed door de lage verticale weerstand van de dekzandlaag. De potentiële verdamping is via de gewasfactoren en de worteldiepte belangrijk.

4.2.4 Resultaten en conclusies van de simulatie

De berekende grondwaterstanden met de gecalibreerde invoergegevens lijken de gemeten grondwaterstanden redelijk te simuleren (figuur 10). Afwijkingen komen voor, en wel op perceel 2, 5 en 10.

Redenen waarom de gemeten grondwaterstanden niet beter kunnen worden gesimuleerd, zijn:
- de opgelegde neerslag is niet de werkelijke gebiedsneerslag, zie bijv. de verschillen in de meetwaarden tussen de meteorologische stations Borculo en Lichtenvoorde;
- de neerslag per decade zorgt ervoor dat het verloop van de grondwaterbeweging glad wordt gestreken ten opzichte van de werkelijke (lees: gemeten) situatie;

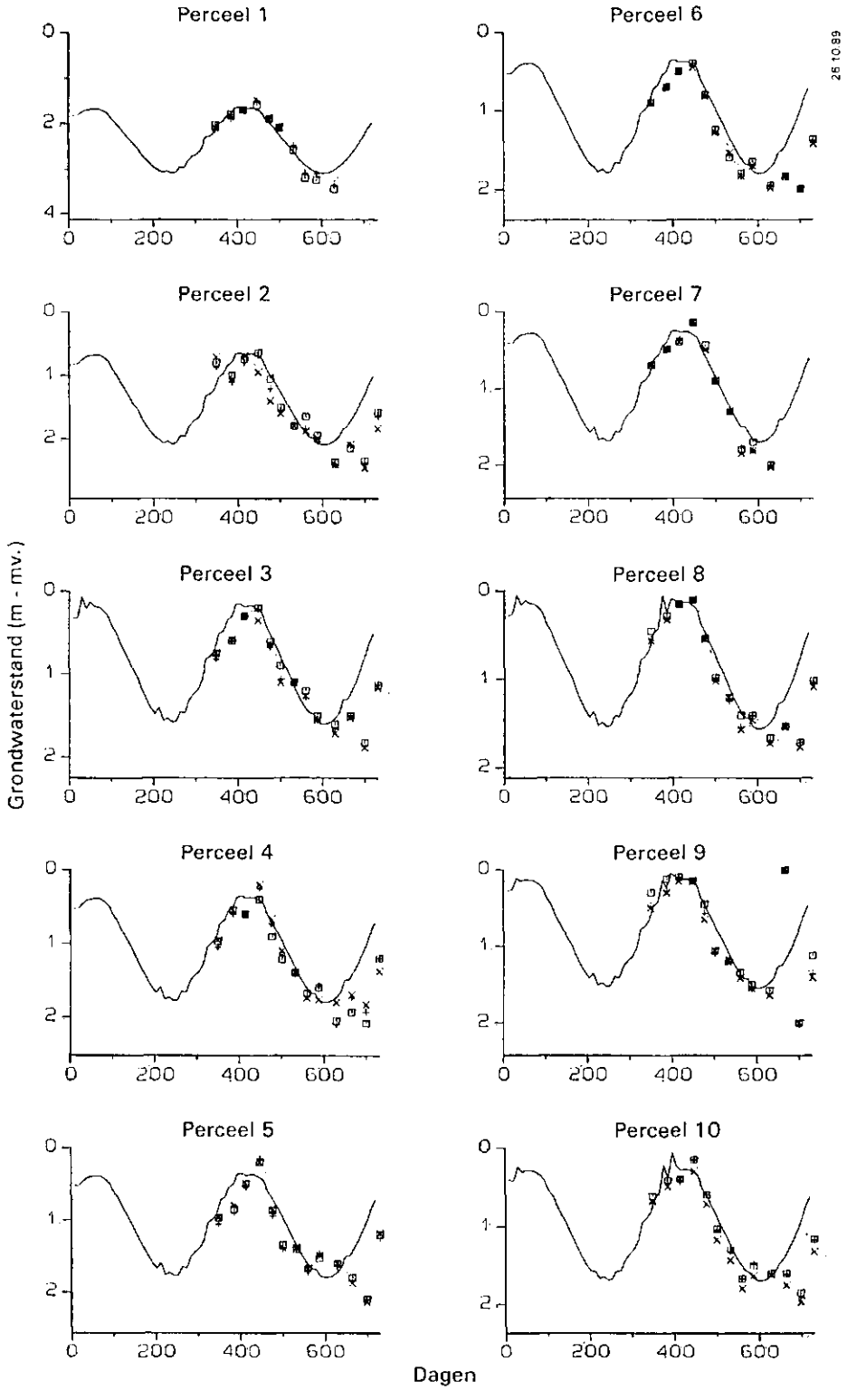


Fig. 10 De gemeten grondwaterstanden in 1988 voor de driemeetpunten per perceel en de gesimuleerde waarden met WATBAL voor 1987 en 1988.

- de neerslagverdeling naar plaats en tijd bepaalt in het stroomgebied de grondwaterbewegingen. De opgelegde sinusbeweging is een grove benadering die in het onderhavige geval ook nog allesoverheersend is ten gevolge van de kleine verticale drainageweerstand.

De grote daling van de grondwaterstand ten gevolge van de kleine neerslag in de herfst bijvoorbeeld wordt niet gevolgd ten gevolge van de als onderrandvoorwaarde opgelegde sinus. De oorzaak is gelegen in het feit dat calibratie is gebeurd met de waargenomen grondwaterstanden tot en met augustus, omdat de verdere gegevens nog niet bekend waren (dit had kunnen leiden tot andere gecalibreerde invoergegevens), maar vooral ook in de beperkingen (gelineariseerd transport in de onverzadigde zone, opgelegde vaste onderrandvoorwaarde) van het model.

De na september gemeten grondwaterstanden fungeren als een toets op de calibratie. Er wordt geconstateerd dat de grondwaterbeweging in het najaar niet goed wordt nagebootst, en dat de gecalibreerde waarden voor de voor dit gebied gekozen randvoorwaarde niet voldoen.

Er wordt geconcludeerd dat WATBAL de grondwaterbeweging met behulp van een sinusfunctie kan beschrijven voor een weerjaar met een gemiddelde neerslagverdeling, maar dat dit voor een niet-"gemiddeld" jaar of een reeks van opeenvolgende jaren afwijkingen geeft. Daardoor kan WATBAL (bij ontbreken van per decade gemeten grondwaterstanden) niet functioneren als model dat de hydrologische invoer voor ANIMO produceert, indien wordt geprobeerd de uitkomsten van ANIMO aan een reeks gemeten nitraatconcentraties aan te passen. Bij gebruik van een geschikt regionaal onverzadigd/verzadigd watertransportmodel kan een betere hydrologische basis voor het model ANIMO worden verkregen.

4.3 Beschrijving van de lokale stikstofhuishouding met ANIMO

Teneinde inzicht te krijgen in de processen die optreden tijdens het transport van stikstof in de onverzadigde zone van de bodem in afhankelijkheid van het bodemgebruik en de hydrologie is gekozen voor ANIMO omdat ANIMO de processen gedetaileerd beschrijft. Hierbij is verondersteld dat ANIMO de processen op de juiste wijze beschrijft.

ANIMO is uitvoerig getoetst (Kroes, 1988) op proefvelden in Ruurlo (regionaal onderzoekscentrum Heino) en Maarheeze (regionaal onderzoekscentrum Cranendonck).

4.3.1 Modelbeschrijving van ANIMO

ANIMO (Agricultural NItrogen MOdel) beschrijft de stikstof- en koolstofcyclus in hun onderlinge samenhang met het doel de uitspoeling van nitraat naar grond- en oppervlaktewater te voorspellen. Onlangs heeft een uitbreiding van het model plaatsgevonden waardoor ook de fosfor-cyclus kan worden gesimuleerd (Kroes, 1988).

In essentie rekent het model eendimensionaal. Het profiel wordt verdeeld in een aantal horizontale lagen die in dikte kunnen variëren. De door een waterkwantiteitsmodel aangeleverde fluxen en vochtgehalten worden omgerekend tot data voor de in ANIMO gedefinieerde lagen. Verdamping, de afvoer van water naar drainagemiddelen en kwel dan wel wegzijging van of naar de aquifer worden gesimuleerd. De tijdstap wordt opgelegd in overeenstemming met de tijdstapgrootte van de ingevoerde meteorologische randvoorwaarden. Per tijdstap wordt per laag een volledige water- en stoffenbalans opgesteld. Transport van oplosbaar organische stof en van mineraal N (NO_3 en NH_4) vindt plaats door middel van het medium water. Uitgangspunt is het optreden van volledige menging in iedere laag.

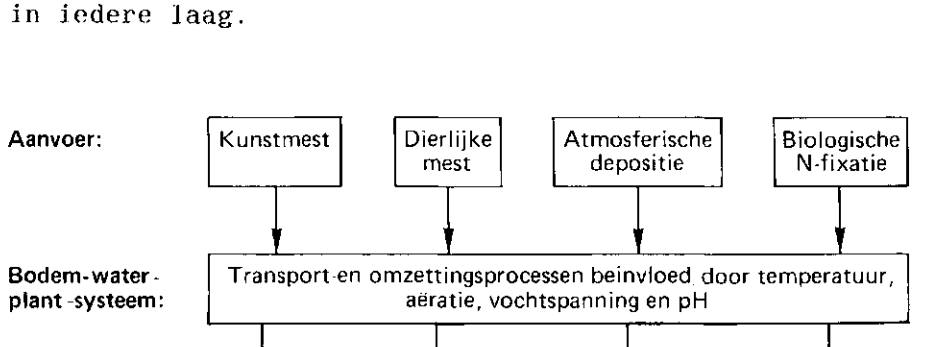


Fig 11. Stikstofbalans van het bodem-water-plant-systeem.

Aanvoer van stikstofverbindingen kan gebeuren in de vorm van kunstmest, organische mest, atmosferische depositie en door biologische N-fixatie. In het bodem-water-plant-systeem kunnen omzettingsprocessen en transportmechanismen optreden. Afvoer van stikstof geschiedt via het geoogst gewas, denitrificatie, vervluchtiging van ammoniak en uitspoeling naar diepere lagen. Figuur 11 geeft de schematische beschrijving van de stikstofbalans van de bouwvoor.

De grootste hoeveelheid stikstof in de bodem is normaliter vastgelegd in organisch materiaal. Aangezien de organische materialen zowel stikstof als koolstof bevatten, zijn de koolstof- en de stikstofcyclus gekoppeld en is de koolstofhuishouding in het model opgenomen. Figuur 12 laat de koolstofcyclus zien zoals deze in ANIMO is gemodelleerd. Figuur 13 toont de in ANIMO gesimuleerde stikstofcyclus.

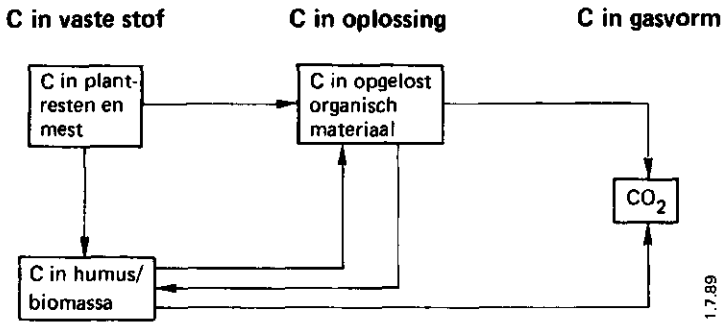


Fig. 12 De koolstofcyclus in ANIMO.

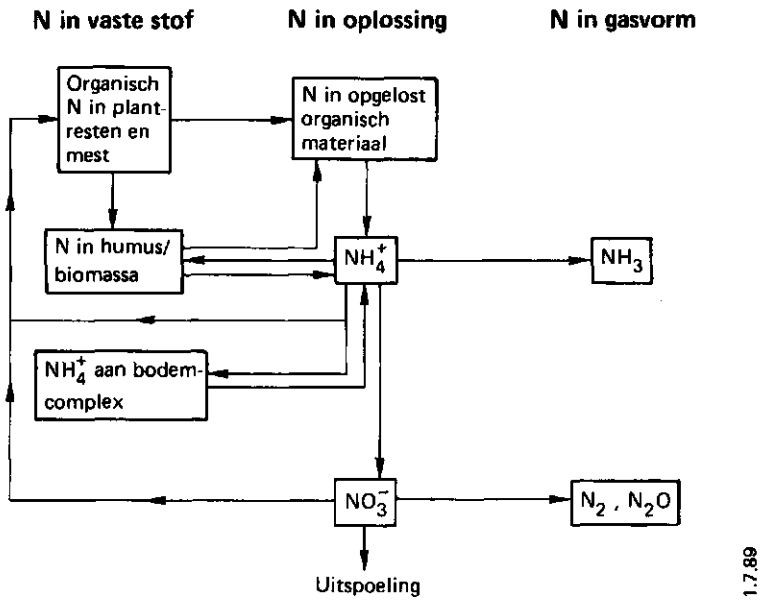


Fig. 13 De stikstofcyclus in ANIMO.

Stikstof kan in een andere verschijningsvorm worden omgezet door fysische en/of (micro)biologische processen. De meest belangrijke omzettingsprocessen zijn:

- afbraak, omzetting van vers organisch materiaal tot humus en oplosbaar organisch materiaal;
- mineralisatie, het biologisch omzettingsproces dat organische gebonden stikstof transformeert naar mineraal N;
- immobilisatie, het vastleggen van mineraal N in biomassa of organisch bodemmateriaal;
- nitrificatie, de microbiologische omzetting van ammonium in nitraat door bacteriën; de beperkende factor bij gewone omstandigheden is de aanwezigheid van zuurstof. De reactie verloopt alleen onder aërobe omstandigheden;
- denitrificatie, microbiologische reductie van NO_3 tot N_2- of NO_2-gas bij de afbraak van organische stof onder anaerobe omstandigheden. Denitrificatie is gebonden aan de afbraak van organisch materiaal: in plaats van zuurstof wordt nitraat als protonenacceptor gebruikt.

De beperkende factoren zijn veelal de zuurstofhuishouding en de hoeveelheid organische stof in de bodem. Denitrificatie kan tot op grote diepte voorkomen mits organische stof aanwezig is. Ook in goed beluchte grond kan denitrificatie optreden door partiële anaërobie die veroorzaakt kan worden door een grote zuurstofconsumptie of door (tijdelijke) waterverzadiging;
- vervluchtiging, ontsnappen van ammoniak naar de atmosfeer. Vervluchtiging is afhankelijk van de tijd die mest op het land ligt, de weersomstandigheden en de zuurgraad van de bodem;
- adsorptie/desorptie, binden aan dan wel vrijkomen van ammonium van het bodemcomplex afhankelijk van het concentratieverschil tussen en de samenstelling van het adsorptiecomplex en het bodemvocht, en de adsorptiecapaciteit van het bodemmateriaal (groot voor kleideeltjes);
- gewasopname, opname van nitraat en ammonium door de plantewortels. Ammonium wordt preferent opgenomen; door de lage concentratie ammonium in oplossing vindt de grootste opname in de vorm van nitraat plaats.

Deze processen worden in ANIMO kwantitatief beschreven en zijn afhankelijk van de milieufactoren zuurstofspanning, temperatuur, zuurgraad en bodemaëratie. Voor een meer gedetailleerde beschrijving van de processen wordt verwezen naar Huet (1983).

4.3.2 Invoergegevens voor ANIMO

De berekeningen zijn voor ieder meetpunt apart uitgevoerd. De invoergegevens die ook in WATBAL benodigd zijn, dienen overeen te komen met de in ANIMO ingevoerde waarden. Deze gegevens worden niet opnieuw besproken. De invoergegevens kunnen worden onderscheiden in:
- hydrologische gegevens (uitvoer van WATBAL)
- meteorologische gegevens
- bodemfysische gegevens
- bodemchemische gegevens
- depositie en kwel
- initialisatie
- procesparameters
- bemestingsgegevens
- gewasgegevens

Bij het bepalen van deze invoergegevens is in eerste instantie uitgegaan van de gegevens die in de PAWN-vermestingstudie zijn toegepast voor district 24, de Berkel (en wel de plots 160, 161 en 162, resp. natuur, gras en maïs als bodemgebruik) omdat deze gegevens op het moment van onderzoek bij het Staring Centrum voorhanden waren. Vervolgens zijn deze gegevens voor het studiegebied aangepast dan wel geverifieerd door middel van literatuuronderzoek.

Het toepassen van regionale gegevens op veldschaal is noodgedwongen gebeurd omdat de benodigde gegevens op perceelsniveau ontbraken.

Teneinde de verdeling van de diverse fracties in het profiel goed te kunnen benaderen moet de historie per perceel worden gesimuleerd. Hiertoe is de periode van 1940-1988 doorgerekend: van 1940 tot 1985 met geschatte gebiedsgemiddelde gegevens, van 1985 tot en met 1988 is geprobeerd de werkelijke mestgift per perceel te benaderen.

Meteorologische invoergegevens
De neerslag en open-water-verdamping zijn als decadesommen ontleend aan het KNMI (een decade is een tiendaagse periode). Voor de periode vanaf 1980 zijn de bij WATBAL besproken data gebruikt, voor de periode 1940-1979 zijn waarnemingen van meteostation De Bilt ingevoerd.

Bodemfysische parameters
Naast de ook in WATBAL gehanteerde invoer is gebruik gemaakt van een eenvoudig sinusmodel om het temperatuursverloop in de tijd en de diepte te beschrijven. De gegevens van Huet (1982) zijn gebruikt. De diffusieparameters zijn per bodemfysische eenheid afgeleid uit gegevens van Bakker et al. (1987). De lucht-indringingswaarde is geschat door Rijtema (Kroes, 1988).

Bodemchemische parameters
De distributieverhouding voor NH_4 is berekend met de volgende formulering:

$$DRADNH = \frac{10 * k * \rho * CEC}{Ew * Ctot}$$

waarbij:

k	=	omwisselingsconstante	[-]
	=	0.75 afgeleid door HOEKS (1988)	
ρ	=	soortelijke massa	[kg/dm^3]
CEC	=	cation exchange capacity	[meq/100 g grond]
Ew	=	porositeit	[dm^3/dm^3]
Ctot	=	totaal zout (kationen)	[meq/l]

De CEC is afhankelijk van de organische stof en lutumgehalten (Van Duijvenbooden et al., 1987):

$$CEC = 1,5 * OM + 0,6 * L$$

waarbij: OM = org. stof [kg/kg]
L = lutum [kg/kg]

Aan de hand van de bodemchemische profielbeschrijving is een schatting gemaakt van het organische-stof- en lutumgehalte van de verschillende bodemprofielen.

De pH voor de wortelzone en de diepere lagen is gelijkgesteld aan de gemiddelde, door het Staring Centrum in het ondiepe grondwater gemeten waarde.

Depositie en kwel

De natte depositie wordt berekend door vermenigvuldigen van de hoeveelheid neerslag met een uit het KNMI-meetnet uit 1986 afkomstige neerslagconcentratie. De droge depositie is een vastgestelde hoeveelheid per jaar, die gelijkmatig over het jaar verdeeld wordt ingevoerd.

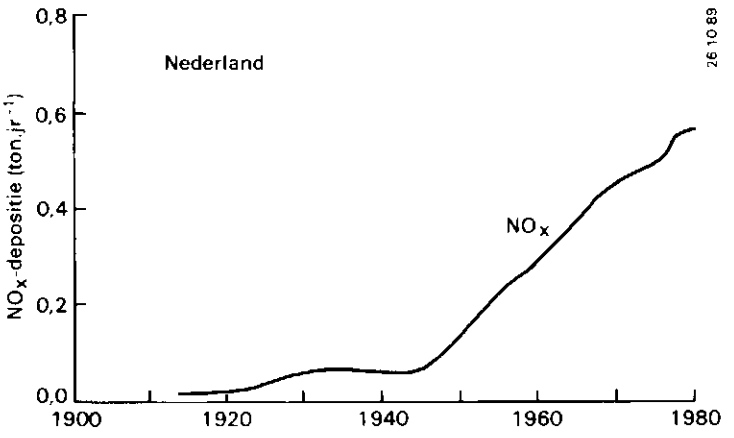


Fig. 14 Gemeten NO_X-depositie van 1940-1980 (Veldt, 1985).

Om de toename van de NO_X-depositie in de tijd te benaderen zijn de natte en de droge depositie per tijdsperiode van vijftien jaar bepaald als fractie van de hoeveelheden in 1986 (figuur 14). Het bekende verloop is daartoe tot 1986 geëxtrapoleerd. De toename van de NH_X-concentratie is verondersteld gelijk te zijn aan die van NO_X en de toename van de depositie is evenredig verondersteld met de stijging van de emissie.

De depositie van NH_X kan worden onderscheiden in een vaste belasting (afkomstig van bronnen buiten de landbouw en vervluchtiging in stallen) en een variabele belasting (ten gevolge van vervluchtigen bij het toedienen van dierlijke mest) van respectievelijk 46 en 54% (Werkgroep nitraatuitspoeling in waterwingebieden, 1985).

De relatieve depositie op kale grond (= bouwland), grasland en naaldbos verhoudt zich als 1 : 1,6 : 3,9 (Stuyfzand, 1984). Voor de zuidelijke Achterhoek (natuur : cultuurgrond = 1 : 4 en oppervlakte gras : areaal maïs = 4 : 1) resulteert dat in de volgende verdeling van de NHx-depositie (tabel 14):

Tabel 14 Droge depositie van NH_4-N voor de rekenperioden als functie van de bodemgebruiksvorm [$kg.ha^{-1}$].

Periode	40-54	55-69	70-84	85-88
maïs	2,3	4,6	7,8	9,2
gras	3,7	7,3	12,5	14,7
naaldbos	9,0	17,9	30,4	35,8

Voor de concentratie van het kwelwater (water dat aan de onderrand van het modelprofiel binnenstroomt) is gebruik gemaakt van gemeten concentraties van het landelijk meetnet (van Duijvenbooden et al., 1985). De gemeten concentraties van het eerste filter (8-10 m - mv.) zijn per LEI-landbouwgebied vastgesteld.

Initialisatie

De hoeveelheid N in oplossing en organische stof in het bodemprofiel moeten per laag per simulatierun worden geïnitialiseerd. Slechts eenmaal worden geschatte initiële waarden ingevoerd, en wel voor de toestand in 1940; voor de overige simulatieruns zijn de initiële waarden de door ANIMO berekende uitvoer van een voorafgaande simulatieperiode.

Het organische-stofgehalte is afgeleid uit profielbeschrijvingen. De profielen worden meestal gegeven tot een diepte van 1,20 m - mv.; het diepst bekende gegeven is geëxtrapoleerd tot de onderkant van het door te rekenen profiel. De concentratie N in oplossing is voor alle lagen gelijk gesteld aan de concentraties zoals die in het RIVM-meetnet in 1985 op 8-10 m - mv. zijn gemeten.

Procesparameters

De parameters die de chemische reacties bepalen zijn verzameld door Berghuijs-van Dijk (1985). Omdat de toetsing door Kroes (1988) geen aanleiding geeft aan deze waarden te twijfelen worden deze data verondersteld juist te zijn en zijn de door Berghuijs-van Dijk bepaalde waarden conform de uitgangspunten van de studie onveranderd gebruikt.

Bemestingsgegevens

Drie soorten dierlijke mest worden onderscheiden: mest van grondgebonden vee (rundvee exclusief meststieren en mestkalveren), mest van mestvee en pluimveemest. Kunstmest wordt onderscheiden in N- en P-kunstmest.

De mest wordt toegediend op grasland en bouwland; op grasland wordt geen pluimveemest uitgereden in verband met gevaar voor "verbranden" van het gras. De tijdstippen van mesttoediening zijn in overleg met het Consulentschap voor Bodem-, Water- en Bemestingszaken vastgesteld. Tabel 15 geeft de verdeling voor kunst- en dierlijke mest per decade in procenten van de totale jaarlijks toegediende hoeveelheid mest.

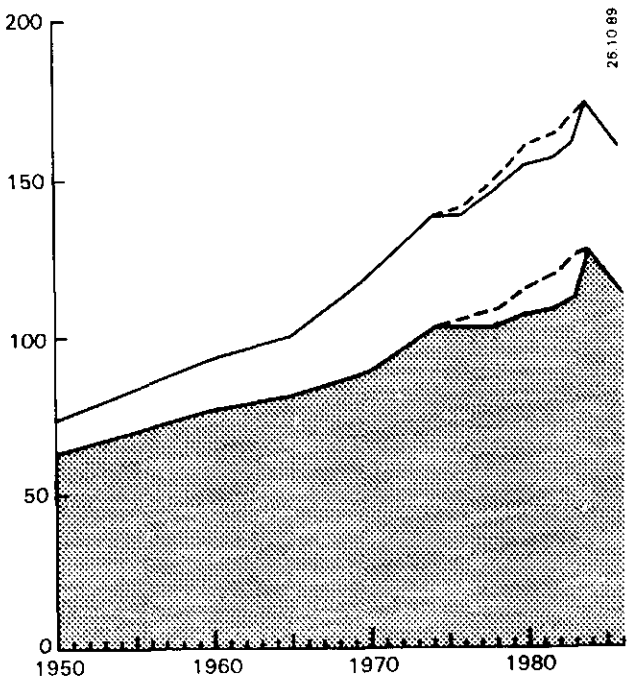


Fig. 15 Stikstofproduktie van de gehele veestapel 1950-1986 (1965 = 100). De bovenste lijn geeft de produktie van mestkalveren, varkens en pluimvee; de onderste lijn geeft de produktie van het melkvee (CBS, 1987).
De gestippelde lijnen geven het benaderde werkelijke verloop dat is gecorrigeerd voor de verandering in de mestsamenstelling in de periode 1975 - 1984.

De CBS-landbouw-meitellingen van 1985 zijn uitgangspunt geweest voor de berekeningen tot 1985. De CBS-gegevens zijn vertaald, rekening houdend met transport, naar mesthoeveelheden per district voor het jaar 1985.

Op basis van de mineralenproduktie van de gehele veestapel over de periode 1950-1986 (CBS, 1987) zijn de mesthoeveelheden voor de simulatieperiode 1940-1984 vastgesteld (in percentages van de gift in 1985, zie figuur 15). De periode 1940-1984 is in drie sessies van 15 jaar doorgerekend.

Tabel 15 Tijdstip en hoeveelheid van toedienen van de regionale mestgift (kg/ha) naar een persoonlijke mededeling van Kroes (1988).

Decade	Grasland		Maïs			Bos (*)
	om	km	om		km	
	ggv		ggv	mv		
1	1314					80
2	1314					80
3	1314					80
4	1314					80
5	1314					80
6	1314	60	15260	54475		80
7	1314					80
8	1314					80
9						80
10						80
11					72	80
12	2627	140				80
13	2627					80
14	2627					80
15	2627					80
16	2627					80
17	2627					80
18	2627					80
19	2627	130				80
20	2627					80
21	2627					80
22	2627					80
23	2627					80
24	1970					80
25	1970					80
26	1970					80
27	1970					80
28	1970					80
29	1970					80
30	1314					80
31	657					80
32	657					80
33	2627		15260	54475		80
34	2627					80
35	2627					80
36	2627					80
Totaal	67000	330	30520	108950	72	2880

om = organische mest (CBS-gegeven)
km = kunstmest (LEI-gegeven)
ggv = grondgebonden vee (melkrundvee, CBS)
mv = mestvee (CBS)

* bemesting bos = (jaarlijkse naaldval * N-gehalte)/36

Gewasgegevens
De voor ANIMO verzamelde set gegevens over gewasopname, plantproduktie en tijdstip van oogsten van maïs en gras zijn onveranderd overgenomen. De optimale gewasopname van de landbouwgewassen (gras, maïs en "gemiddelde" van akkerbouwgewassen) is bepaald met behulp van proefveldgegevens. Voor gras is een aparte produktiemodule in het model opgenomen. De gegevens voor "natuur" zijn geschatte waarden voor een gemiddelde natuurlijke begroeiing.

Hydrologische gegevens
De hydrologische gegevens bestaan voor deze studie uit de uitvoergegevens van WATBAL. Anders dan bij de calibratie van WATBAL (aanhangsel 4, par. 2.3) is de gemiddelde sinus in de grondwaterbeweging opgelegd. De hoogste grondwaterstand wordt in dat geval op dag 80 bereikt. Dat impliceert dat de dit jaar gemeten grondwaterstanden minder goed worden gesimuleerd (er treedt een verschuiving op in de op de sinus gebaseerde berekende waarden), maar dat voor een tijdreeks het gemiddelde beter wordt beschreven.

4.3.3 Toetsen van de invoergegevens

Toetsen van de in ANIMO ingevoerde gegevens heeft plaatsgevonden door de in 1988 in het ondiepe grondwater gemeten nitraatconcentraties te vergelijken met de voor dat jaar berekende concentraties (dit is een zware toets!), en door de berekende termen van de massabalans te vergelijken met op dit gebied beschikbare kennis.

4.3.3.1 Toetsen aan de meetwaarden

Als gevolg van de ruimtelijke variabiliteit is vergelijken van de simulatieresultaten met de waarnemingen moeilijk. De meetresultaten zijn per tijdstip per perceel gemiddeld om een duidelijker beeld van het verloop in de tijd te krijgen en om regionaal representatieve gegevens te verkrijgen.

Uitgangspunt van de studie is geweest dat de procesparameters zoals bepaald door Berghuijs-van Dijk voldoen en dat calibratie van de simulatieresultaten aan de metingen dient te gebeuren door aanpassen van de ingevoerde regionale mestgiften om zodoende de bemesting op perceelsniveau beter te kunnen benaderen (de calibratie fungeert min of meer als een toets voor de adequaatheid van de verzamelde regionale mestgiftgegevens). Er is gebleken dat veranderingen in de mestgift (andere hoeveelheid en/of een andere verdeling door het jaar gedurende de laatste vier jaar) weinig invloed hadden op de resultaten van de berekening. De oorzaak is gelegen in de denitrificerende werking van de grote hoeveelheid in de bodem aanwezig organisch materiaal. De voorgeschiedenis is bepalend bij het doorrekenen van een dergelijke korte periode.

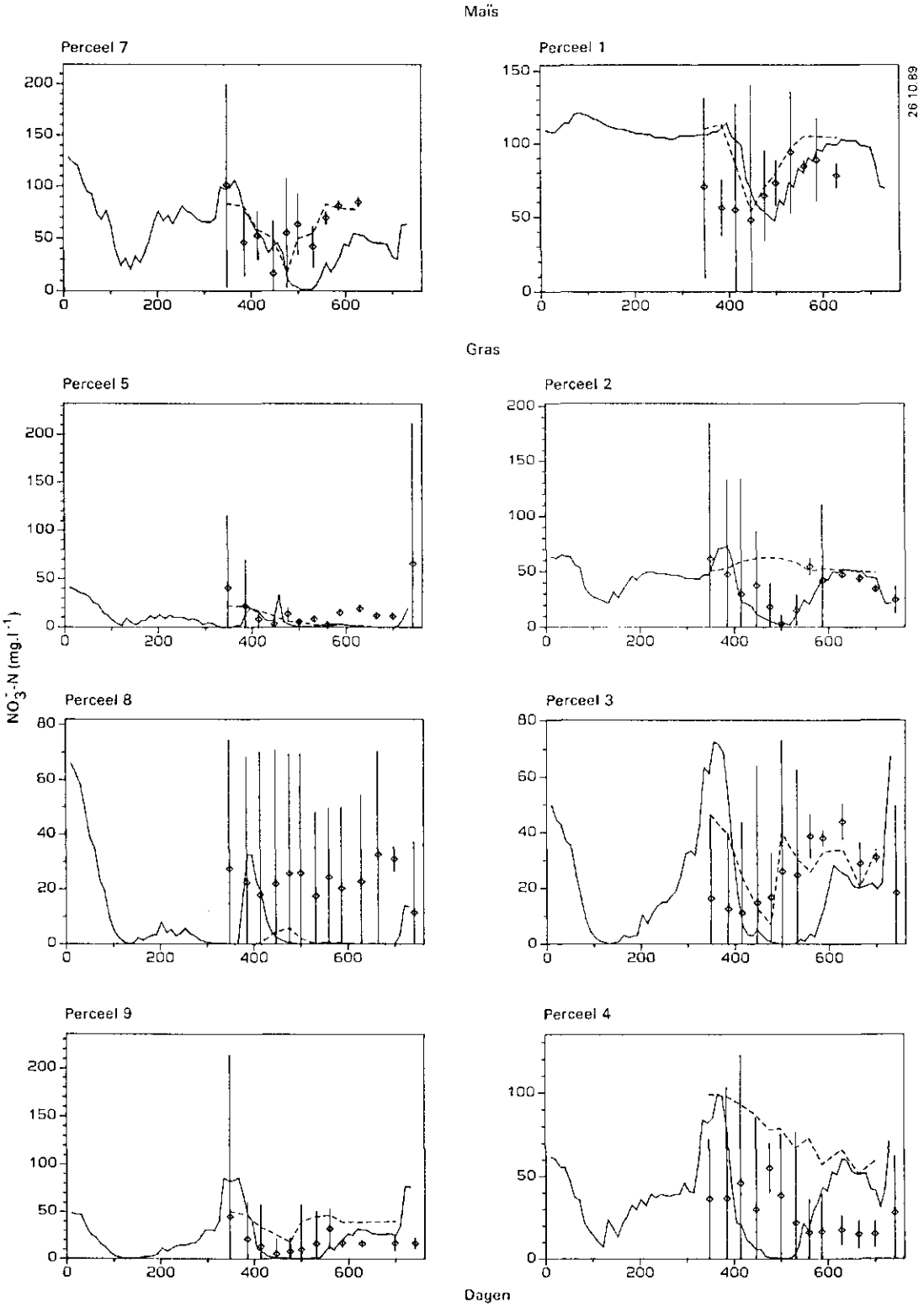
Als gevolg hiervan moet bij calibratie van de mestgegevens de voorgeschiedenis iedere keer opnieuw worden berekend (veronderstelling: het bodemgebruik en de mestgift zijn gedurende deze periode vergelijkbaar en volgen de landelijke gemiddelde ontwikkeling).

Omdat werd getwijfeld aan de adequaatheid van de andere invoergegevens heeft calibratie van de bemestingsgegevens niet plaatsgevonden, maar is de grondgebruikers gevraagd naar de bemestingstoestand van het afgelopen jaar. De door de grondgebruikers verstrekte bemestingsgegevens zijn gebruikt in plaats van de voor het gebied gemiddelde bemestingsgegevens om de bemesting tijdens de voorgeschiedenis te schatten. Doordat de bemestingstoestand dan redelijk geschat lijkt te zijn, wordt het vergelijken van de berekende en de gemeten waarden een toets voor de juistheid van de overige invoergegevens.

De "maïspercelen" zijn tot 1971 doorgerekend als grasland, vanaf 1971 tot en met 1988 als maïsakkers. De nitraatconcentratie zoals die berekend is met de volgens de grondgebruikers toegediende mestgiften in 1988, is lager dan nitraatconcentraties zoals die berekend zijn met de voor het gebied gemiddelde mestgegevens. Dit wordt veroorzaakt doordat ook de voorgeschiedenis vanaf 1971 is doorgerekend met een "beperkte" mestgift (de mestregelgeving werd in 1988 van kracht). De voor het gebied gemiddelde bemestingsgegevens beschrijven de voorgeschiedenis (dumpen) dan ook beter. Dit blijkt uit de orde van grootte van de onder de maïspercelen gemeten nitraatconcentraties. De gemeten nitraatconcentraties lijken redelijk te worden benaderd door de met behulp van ANIMO geproduceerde resultaten. De simulatieresultaten (voor het gebied gemiddelde mestgift voor maïsland) zijn grafisch weergegeven in figuur 16. De grafieken tonen de nitraatstikstofconcentraties berekend voor het bovenste grondwater, de NO_3-N-gehaltes berekend voor de bemonsterde diepte per tijdstip van meting en de gemiddelde gemeten waarden met het betrouwbaarheidsinterval waarvan met 95% zekerheid kan worden gezegd dat alle meetwaarden daarbinnen zullen liggen. De diepte waarop de concentraties zijn gemeten en berekend, is niet constant omdat is getracht het bovenste grondwater te volgen.

De verschillen in de berekende waarden voor de graspercelen zijn klein. Dit komt doordat de door de grondgebruikers opgegeven mestgiften voor 1988 vrij uniform zijn en nagenoeg gelijk zijn aan de voor het gebied gemiddelde mestgift. In figuur 16 worden de simulatieresultaten voor grasland gegeven zoals berekend met de door de grondgebruikers opgegeven mestgiften.

Bij perceel 2 valt op dat de meetwaarden de berekende concentraties van het bovenste grondwater beter lijken te volgen dan de concentraties op de bemeten diepte. Dit kan betekenen dat (indien de invoergegevens goed geschat zijn) verticale stroming langs de buizen optreedt.


Maïs
Perceel 7
Perceel 1
26 10 89
Gras
Perceel 5
Perceel 2
Perceel 8
Perceel 3
Perceel 9
Perceel 4
NO_3^--N (mg.l^{-1})
Dagen

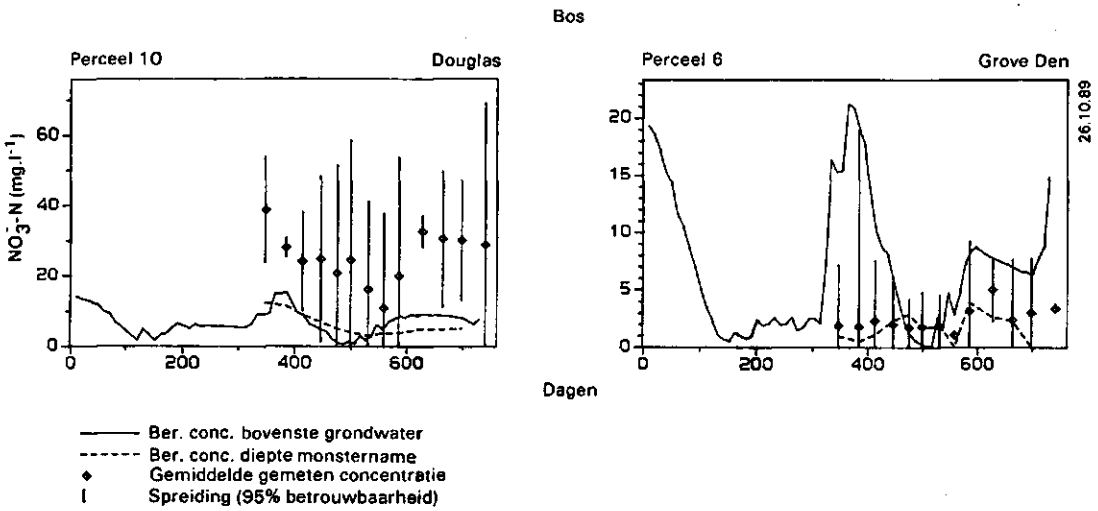


Fig. 16 Het berekende verloop van de nitraatstikstofconcentraties voor het bovenste grondwater (getrokken lijn) en de bemonsterde diepte (stippellijn) versus de perceelsgemiddelde meetwaarde en het bijbehorende 95%-betrouwbaarheidsinterval voor een normale verdeling. De berekening heeft voor maïs plaatsgevonden met gebiedgemiddels bemestingsgegevens en voor gras met de door de landgebruikers opgegeven actuele bemesting van 1988. De berekeningen voor de bospercelen zijn gedaan met geschatte gewasfactoren.

Perceel 3 wordt minder zwaar bemest dan gemiddeld voor het gebied. De berekende concentraties zijn dan ook lager. Het verloop wordt niet essentieel anders, de meetwaarden worden redelijk benaderd.

De berekende waarden voor perceel 4 zijn hoger dan de gemeten concentraties, hetgeen er op duidt dat perceel 4 minder aëroob is dan nu wordt gesimuleerd.

Perceel 5 geeft een enigszins vertekend beeld ten gevolge van de gekozen automatische schaling en de grote spreiding in de laatste meetwaarde. De berekende concentraties lijken het voorjaar redelijk te beschrijven, in de zomer en het najaar wordt de nitraatconcentratie onderschat. Deze periode wordt hydrologisch niet juist gesimuleerd omdat bekend is dat dit perceel is beregend (verhoogde inspoeling uit bovenliggende lagen, maar ook een toename in de denitrificatie), en omdat ten gevolge van de in WATBAL opgelegde sinus als onderrandvoorwaarde de berekende grondwaterstanden in het najaar hoger zijn dan de gemeten grondwaterstanden (te grote denitrificatie?).

Perceel 9 wordt extensief beweid en bemest. Met behulp van de reële mestgegevens worden de waarnemingen dan ook beter benaderd. Het verloop lijkt goed overeen te komen, de concentraties zijn nog te hoog. Dit perceel is in werkelijkheid vochtiger dan nu wordt gesimuleerd (grotere denitrificatie). Perceel 8 wordt onderschat. Kenmerkend voor dit perceel is de continu grote spreiding. Teneinde enig inzicht te krijgen in de invloed van enkele invoerparameters is de hele periode voor dit perceel een aantal keren doorgerekend waarbij telkens aan een parameter een andere waarde wordt toegekend (paragraaf 4.3.6).

4.3.3.2 Toetsen aan de nitraatstikstof-balansen

Tabel 16 bevat de berekende balansen voor alle percelen. De balanstermen zijn uitgedrukt in NO_3-N kg.ha^{-1} en vormen de som van de per laag berekende waarden. Nitrificatie geeft de hoeveelheid in nitraat omgezet ammonium weer. Deze is afhankelijk van de atmosferische depositie, de kunstmestgift, de gift dierlijke mest en de mineralisatie van organische stof. De term toevoegingen omvat de in kunstmest aanwezige hoeveelheid nitraatstikstof. De atmosferische depositie omvat de stikstofoxyden die uit de atmosfeer neerslaan. Deze term heeft een droge en een natte component (4.3.3). "Seepage" is de met kwelwater meegevoerde hoeveelheid NO_3-N. Gewasopname omvat de opname van nitraat-N door de hele plant. Denitrificatie geeft de hoeveelheid tot N_2 en N_2O omgezet nitraat aan. Wegzijging (leakage) staat voor de hoeveelheid door het vlak van 1 m - mv. afgevoerde stikstof. De berging geeft de voorraadverandering die in het profiel is opgetreden tussen het begin en het einde van de balansperiode.

De berekende balanstermen worden vergeleken met bekende literatuurgegevens:
- De stikstofopname van gras is onder de meest voorkomende omstandigheden ca. 440 tot 480 kg.ha-¹.jr-¹. (CABO, 1987).
- Maïs die werd bemest met 505 kg N per ha per jaar had een gemiddelde opname van 165 kg in de bovengrondse delen per ha per jaar (Schröder et al., 1985). Omgerekend naar de opname door de totale plant wordt de stikstofopname 190 kg N per ha per jaar (Adriaanse, 1988).
- Denitrificatie is sterk afhankelijk van de hydrologische situatie en is moeilijk meetbaar. Denitrificatie kan variëren van tientallen tot honderden kg nitraatstikstof per ha.
- Nitrificatie is afhankelijk van de atmosferische depositie, de mestgift en de mineralisatie van de organische stof (een methode om nitrificatie te schatten geeft Adriaanse (1988).
- Schröder (1985) heeft onder een maïsperceel op een enkeerdgrond met een grondwaterstand variërend van 80 tot 180 cm onder het maaiveld een uitspoeling gemeten van 150 kg N per jaar voor een mestgift van 505 kg N per jaar.
- Steenvoorden (1983 en 1987) geeft een aantal empirische cijfers voor grasland. Op basis hiervan stelt Adriaanse (1988) de uitspoeling aan nitraatstikstof onder intensief beweid grasland met een diepe grondwaterstand op gemiddeld 120 tot 240 kg N per ha per jaar. Om de uitspoeling voor minder diep ontwaterde percelen te bepalen wordt door de Werkgroep nitraatuitspoeling in waterwingebieden (1985) een tabel gegeven met reductiefactoren.

Opvallend is voor de maïspercelen het verschil in nitrificatie. Perceel 1 is "droog" ten opzichte van perceel 7. De ammonificatie en nitrificatie verlopen optimaal bij veldcapaciteit en daardoor wordt de nitrificatie op perceel 1 meer geremd dan op perceel 7 (Van Huet, 1983). De gewasopname is voor beide percelen vergelijkbaar hoog (270 resp. 290 kg.ha-¹). De denitrificatie is zoals te verwachten laag voor perceel 1 en hoog voor perceel 7. De uitspoeling op 1 m - mv. is ongeveer gelijk voor de beide percelen. Op de graspercelen wordt aanmerkelijk minder genitrificeerd dan op de percelen met een lage mestgift (perceel 3 en 9). De gewasopname varieert van 350 tot 600 kg.ha-¹ en sluit redelijk aan bij de resultaten van het CABO. Naast de percelen 3 en 9 vertoont perceel 8 een verhoudingsgewijs lage N-opname. Dit wordt veroorzaakt door de grote denitrificatie voor dit perceel. De denitrificatiecijfers geven reële waarden voor de bijbehorende grondwaterstanden. Wegzijging door het 1 m - mv. vlak is kleiner dan bij de maïspercelen. Die wordt duidelijk beïnvloed door de grondwaterstand: hoe natter het profiel des te kleiner de uitspoeling. Dit is ook de reden waarom bij de maïspercelen de uitspoeling even groot is, hoewel de nitrificatie op perceel 7 groter is dan de nitrificatie op perceel 1. De door ANIMO berekende balanstermen lijken gezien de grote mestgiften (635 kg N per ha op grasland met een veebezetting van 2,7 grootvee-eenheden per ha en 840 kg N per ha op maïsvelden) reële waarden te hebben.

Het is interessant de percelen 4, 5, 8 en 9 nader te bekijken. Deze percelen hebben een vergelijkbare bodemeenheid (veldpodzol, Hn53 of Hn54). Perceel 4 en 5 hebben een grondwaterstand van gemiddeld 1,10 m - mv., de percelen 8 en 9 hebben een gemiddelde grondwaterstand van 0,85 m - mv. Voor perceel 4 en 9 is het vochtgehalte 0,5 bij verzadiging en 0,286 bij veldcapaciteit, voor perceel 5 en 8 is dat respectievelijk 0,463 en 0,333. De maximale "luchtinhoud" voor perceel 4 en 9 is 0,214 en voor perceel 5 en 8 is deze 0,130. De percelen 5 en 8 zijn daarmee minder aëroob. De mestgift is voor de percelen 4, 5 en 8 ongeveer gelijk aan het voor het gebied gemiddelde, de mestgift voor perceel 9 is lager.

Een vergelijking van de uitspoeling (UIT) op 1 m - mv. laat zien dat:
- UIT(5) < UIT(4) omdat perceel 5 minder goed is belucht;
- UIT(8) < UIT(9), hoewel de mestgift op perceel 8 groter is, omdat perceel 8 minder goed is belucht;
- UIT(8) < UIT(4) ten gevolge van de hogere grondwaterstand onder perceel 8.

Hieruit blijkt dat ANIMO het natuurlijke systeem op een adequate manier beschrijft; het model laat dezelfde tendensen zien als het natuurlijke systeem voor verschillen in grootheden die de vocht- en luchthuishouding van het bodemprofiel bepalen.

Tabel 16 Nitraatbalansen per perceel zoals door ANIMO berekend.

Massa-balans van NO_3-N in oplossing voor de lagen 0 tot en met 20 (balanstermen in $kg.ha^{-1}$) voor perceel 1.

Balance period	Nitrification	Additions	Deposition wet	Deposition dry	Infiltration	Seepage	Crop uptake	Denitrification	Leakage	Drainage	Runoff	Storage pos=increase	Balance deviation
0-1970/ 0-1971	317.	37.	6.	7.	0.	0.	234.	41.	05.	0.	0.	-12.	0.
0-1971/ 0-1972	378.	37.	4.	7.	0.	3.	266.	28.	51.	0.	0.	84.	0.
0-1972/ 0-1973	423.	38.	5.	7.	0.	3.	328.	12.	40.	0.	0.	95.	0.
0-1973/ 0-1974	437.	39.	6.	7.	0.	1.	274.	21.	84.	0.	0.	110.	0.
0-1974/ 0-1975	468.	39.	7.	7.	0.	0.	333.	38.	74.	0.	0.	-23.	0.
0-1975/ 0-1976	442.	40.	5.	7.	0.	2.	263.	93.	70.	0.	0.	-30.	0.
0-1976/ 0-1977	465.	41.	4.	7.	0.	2.	257.	19.	12.	0.	0.	132.	0.
0-1977/ 0-1978	517.	43.	6.	7.	0.	0.	279.	54.	66.	0.	0.	73.	0.
0-1978/ 0-1979	519.	42.	5.	7.	0.	2.	277.	47.	03	0.	0.	148.	0.
0-1979/ 0-1980	533.	44.	6.	7.	0.	1.	249.	95.	60.	0.	0.	-13.	0.
0-1980/ 0-1981	577.	44.	5.	7.	0.	1.	294.	71.	40.	0.	0.	30.	0.
0-1981/ 0-1982	577.	45.	6.	7.	0.	1.	287.	81.	98.	0.	0.	-30.	0.
0-1982/ 0-1983	562.	46.	5.	7.	0.	1.	278.	43.	81.	0.	0.	118.	0.
0-1983/ 0-1984	582.	46.	6.	7.	0.	1.	215.	116.	31.	0.	0.	-19.	0.
0-1984/365-1984	614.	47.	6.	7.	0.	0.	235.	102.	67.	0.	0.	-30.	0.
0-1985/ 0-1986	623.	49.	5.	8.	0.	2.	295.	53.	36.	0.	0.	103.	0.
0-1986/ 0-1987	595.	50.	5.	8.	0.	2.	257.	63.	88.	0.	0.	52.	0.
0-1987/ 0-1988	653.	49.	6.	8.	0.	1.	267.	75.	35.	0.	0.	-59.	0.
0-1988/365-1988	637.	49.	6.	8.	0.	0.	280.	122.	23.	0.	0	-125.	0.

Massa-balans van NO_3-N in oplossing voor de lagen 0 tot en met 20 (balanstermen in $kg.ha^{-1}$) voor perceel 2.

Balance period	Nitrification	Additions	Deposition wet	Deposition dry	Infiltration	Seepage	Crop uptake	Denitrification	Leakage	Drainage	Runoff	Storage pos=increase	Balance deviation
0-1970/ 0-1971	472.	114.	6.	16.	0.	1.	438.	86.	126.	0.	0.	-41.	0.
0-1971/ 0-1972	448.	121.	4.	16.	0.	3.	438.	74.	64.	0.	0.	16.	0.
0-1972/ 0-1973	475.	120.	5.	16.	0.	4.	480.	72.	64.	0.	0.	4.	0.
0-1973/ 0-1974	478.	128.	6.	16.	0.	2.	459.	77.	89.	0.	0.	5.	0.
0-1974/ 0-1975	510.	129.	7.	16.	0.	2.	507.	74.	175.	0.	0.	-91.	0.
0-1975/ 0-1976	474.	135.	5.	16.	0.	2.	468.	77.	110.	0.	0.	-24.	0.
0-1976/ 0-1977	483.	141.	4.	16.	0.	3.	485.	69.	53.	0.	0.	41.	0.
0-1977/ 0-1978	518.	141.	6.	16.	0.	1.	516.	80.	63.	0.	0.	24.	0.
0-1978/ 0-1979	512.	146.	5.	16.	0.	3.	485.	74.	65.	0.	0.	58.	0.
0-1979/ 0-1980	522.	150.	6.	16.	0.	1.	462.	91.	164.	0.	0.	-21.	0.
0-1980/ 0-1981	547.	148.	5.	16.	0.	2.	545.	77.	110.	0.	0.	-12.	0.
0-1981/ 0-1982	540.	153.	6.	16.	0.	1.	547.	80.	148.	0.	0.	-58.	0.
0-1982/ 0-1983	522.	158.	5.	16.	0.	3.	539.	72.	89.	0.	0.	5.	0.
0-1983/ 0-1984	541.	162.	6.	16.	0.	2.	432.	95.	140.	0.	0.	60.	0.
0-1984/365-1984	562.	163.	6.	16.	0.	1.	475.	78.	151.	0.	0.	45.	0.
0-1985/ 0-1986	569.	161.	5.	19.	0.	3.	567.	71.	139.	0.	0.	-19.	0.
0-1986/ 0-1987	541.	166.	5.	19.	0.	3.	526.	82.	173.	0.	0.	-46.	0.
0-1987/ 0-1988	574.	161.	6.	19.	0.	3.	488.	74.	206.	0.	0.	-4.	0.
0-1988/365-1988	568.	161.	6.	19.	0.	0.	556.	82.	173.	0.	0.	-55.	0.

Massa-balans van NO_3-N in oplossing voor de lagen 0 tot en met 20 (balanstermen in $kg.ha^{-1}$) voor perceel 3.

Balance period	Nitrification	Additions	Deposition wet	Deposition dry	Infiltration	Seepage	Crop uptake	Denitrification	Leakage	Drainage	Runoff	Storage pos=increase	Balance deviation
0-1970/ 0-1971	375.	79.	6.	16.	0.	4.	326.	214.	1.	0.	0.	-60.	0.
0-1971/ 0-1972	346.	82.	4.	16.	0.	9.	305.	93.	2.	0.	0.	57.	0.
0-1972/ 0-1973	386.	84.	5.	16.	0.	7.	368.	146.	2.	0.	0.	-17.	0.
0-1973/ 0-1974	366.	87.	6.	16.	0.	5.	318.	208.	2.	0.	0.	-48.	0.
0-1974/ 0-1975	401.	89.	7.	16.	0.	7.	382.	146.	2.	0.	0.	-10.	0.
0-1975/ 0-1976	396.	92.	5.	16.	0.	6.	370.	73.	1.	0.	0.	72.	0.
0-1976/ 0-1977	407.	95.	4.	16.	0.	12.	398.	119.	3.	0.	0.	14.	-1.
0-1977/ 0-1978	425.	97.	6.	16.	0.	3.	368.	207.	1.	0.	0.	-29.	0.
0-1978/ 0-1979	410.	99.	5.	16.	0.	7.	357.	151.	2.	0.	0.	28.	0.
0-1979/ 0-1980	400.	102.	6.	16.	0.	2.	301.	259.	1.	0.	0.	-35.	0.
0-1980/ 0-1981	395.	104.	5.	16.	0.	4.	248.	308.	2.	0.	0.	-33.	0.
0-1981/ 0-1982	419.	106.	6.	16.	0.	3.	254.	293.	1.	0.	0.	3.	0.
0-1982/ 0-1983	442.	109.	5.	16.	0.	5.	379.	142.	1.	0.	0.	56.	0.
0-1983/ 0-1984	443.	111.	6.	16.	0.	4.	320.	226.	1.	0.	0.	34.	0.
0-1984/365-1984	451.	114.	6.	16.	0.	3.	298.	353.	1.	0.	0.	-62.	0.
0-1985/ 0-1986	480.	113.	5.	19.	0.	3.	378.	108.	4.	0.	0.	131.	0.
0-1986/ 0-1987	469.	113.	5.	19.	0.	5.	429.	179.	2.	0.	0.	1.	0.
0-1987/ 0-1988	480.	113.	6.	19.	0.	5.	315.	160.	39.	0.	0.	111.	0.
0-1988/365-1988	477.	113.	6.	19.	0.	4.	346.	130.	77.	0.	0.	66.	0.

Massa-balans van NO_3-N in oplossing voor de lagen 0 tot en met 20 (balanstermen in $kg.ha^{-1}$) voor perceel 4.

Balance period	Nitrification	Additions	Deposition wet	Deposition dry	Infiltration	Seepage	Crop uptake	Denitrification	Leakage	Drainage	Runoff	Storage pos=increase	Balance deviation
0-1970/ 0-1971	474.	142.	6.	16.	0.	2.	488.	132.	47.	0.	0.	-27.	0.
0-1971/ 0-1972	442.	152.	4.	16.	0.	7.	507.	128.	14.	0.	0.	-27.	0.
0-1972/ 0-1973	489.	152.	5.	16.	0.	7.	587.	138.	11.	0.	0.	-68.	0.
0-1973/ 0-1974	477.	158.	6.	16.	0.	4.	536.	139.	10.	0.	0.	-24.	0.
0-1974/ 0-1975	505.	161.	7.	16.	0.	5.	553.	130.	15.	0.	0.	-4.	0.
0-1975/ 0-1976	480.	171.	5.	16.	0.	5.	534.	102.	15.	0.	0.	27.	0.
0-1976/ 0-1977	494.	178.	4.	16.	0.	7.	596.	124.	6.	0.	0.	-28.	0.
0-1977/ 0-1978	529.	176.	6.	16.	0.	2.	605.	133.	2.	0.	0.	-10.	0.
0-1978/ 0-1979	507.	181.	5.	16.	0.	5.	577.	113.	0.	0.	0.	24.	0.
0-1979/ 0-1980	506.	184.	6.	16.	0.	1.	574.	129.	5.	0.	0.	6.	0.
0-1980/ 0-1981	546.	185.	5.	16.	0.	3.	488.	121.	24.	0.	0.	123.	0.
0-1981/ 0-1982	551.	190.	6.	16.	0.	3.	567.	124.	43.	0.	0.	32.	0.
0-1982/ 0-1983	536.	198.	5.	16.	0.	4.	635.	122.	32.	0.	0.	-29.	0.
0-1983/ 0-1984	544.	205.	6.	16.	0.	3.	555.	137.	94.	0.	0.	-12.	0.
0-1984/365-1984	571.	205.	6.	16.	0.	3.	569.	133.	98.	0.	0.	2.	0.
0-1985/ 0-1986	567.	201.	5.	19.	0.	3.	543.	115.	64.	0.	0.	74.	0.
0-1986/ 0-1987	558.	205.	5.	19.	0.	4.	643.	119.	70.	0.	0.	-41.	0.
0-1987/ 0-1988	563.	201.	6.	19.	0.	4.	436.	112.	159.	0.	0.	86.	0.
0-1988/365-1988	562.	201.	6.	19.	0.	2.	502.	102.	151.	0.	0.	37.	0.

Massa-balans van NO_3-N in oplossing voor de lagen 0 tot en met 20 (balanstermen in $kg.ha^{-1}$) voor perceel 5.

Balance period	Nitrifi-cation	Additions	Deposition wet	Deposition dry	Infil-tration	Seep-age	Crop uptake	Denitri-fication	Leakage	Drain-age	Run-off	Storage pos=increase	Balance deviation
0-1970/ 0-1971	501.	106.	6.	16.	0.	2.	469.	142.	0.	0.	0.	20.	0
0-1971/ 0-1972	464.	110.	4.	16.	0.	7.	502.	119.	1.	0.	0.	-21.	0
0-1972/ 0-1973	514.	113.	5.	16.	0.	6.	566.	118.	1.	0.	0.	-29.	0
0-1973/ 0-1974	496.	116.	6.	16.	0.	4.	499.	154.	1.	0.	0.	-16.	0
0-1974/ 0-1975	523.	121.	7.	16.	0.	4.	537.	159.	1.	0.	0.	-26.	0
0-1975/ 0-1976	500.	123.	5.	16.	0.	4.	527.	89.	0.	0.	0.	32.	0
0-1976/ 0-1977	510.	129.	4.	16.	0.	7.	571.	85.	1.	0.	0.	9.	0
0-1977/ 0-1978	553.	130.	6.	16.	0.	2.	572.	117.	0.	0.	0.	18.	0
0-1978/ 0-1979	540.	135.	5.	16.	0.	4.	579.	104.	1.	0.	0.	16.	0
0-1979/ 0-1980	526.	136.	6.	16.	0.	1.	396.	288.	0.	0.	0.	2.	0
0-1980/ 0-1981	573.	140.	5.	16.	0.	2.	526.	218.	2.	0.	0.	-9.	0
0-1981/ 0-1982	587.	143.	6.	16.	0.	2.	578.	155.	4.	0.	0.	17.	0
0-1982/ 0-1983	574.	147.	5.	16.	0.	4.	633.	118.	1.	0.	0.	-7.	0
0-1983/ 0-1984	567.	149.	6.	16.	0.	3.	374.	345.	5.	0.	0.	16.	0
0-1984/365-1984	605.	152.	6.	16.	0.	2.	506.	274.	17.	0.	0.	-16.	0
0-1985/ 0-1986	583.	152.	5.	19.	0.	3.	495.	299.	15.	0.	0.	-47.	0
0-1986/ 0-1987	585.	151.	5.	19.	0.	4.	519.	241.	7.	0.	0.	-2.	0
0-1987/ 0-1988	561.	151.	6.	19.	0.	4.	403.	393.	3.	0.	0.	-57.	0
0-1988/365-1988	604.	151.	6.	19.	0.	1.	557.	171.	2.	0.	0.	51.	0

Massa-balans van NO_3-N in oplossing voor de lagen 0 tot en met 20 (balanstermen in $kg.ha^{-1}$) voor perceel 6.

Balance period	Nitrifi-cation	Additions	Deposition wet	Deposition dry	Infil-tration	Seep-age	Crop uptake	Denitri-fication	Leakage	Drain-age	Run-off	Storage pos=increase	Balance deviation
0-1970/ 0-1971	166.	0.	6.	16.	0.	8.	119.	72.	4.	0.	0.	4.	0
0-1971/ 0-1972	136.	0.	4.	16.	0.	15.	113.	68.	4.	0.	0.	-13.	0
0-1972/ 0-1973	148.	0.	5.	16.	0.	12.	128.	46.	4.	0.	0.	4.	0
0-1973/ 0-1974	151.	0.	6.	16.	0.	10.	114.	58.	4.	0.	0.	6.	0
0-1974/ 0-1975	163.	0.	7.	16.	0.	13.	120.	66.	6.	0.	0.	8.	0
0-1975/ 0-1976	142.	0.	5.	16.	0.	12.	112.	69.	3.	0.	0.	-9.	0
0-1976/ 0-1977	140.	0.	4.	16.	0.	17.	123.	58.	3.	0.	0.	-7.	0
0-1977/ 0-1978	152.	0.	6.	16.	0.	8.	117.	58.	4.	0.	0.	3.	0
0-1978/ 0-1979	147.	0.	5.	16.	0.	14.	113.	61.	4.	0.	0.	3.	0
0-1979/ 0-1980	144.	0.	6.	16.	0.	6.	101.	71.	3.	0.	0.	-1.	0
0-1980/ 0-1981	161.	0.	5.	16.	0.	8.	102.	67.	3.	0.	0.	19.	0
0-1981/ 0-1982	157.	0.	6.	16.	0.	6.	108.	75.	2.	0.	0.	0.	0
0-1982/ 0-1983	140.	0.	5.	16.	0.	11.	108.	75.	4.	0.	0.	-15.	0
0-1983/ 0-1984	145.	0.	6.	16.	0.	6.	96.	74.	2.	0.	0.	1.	0
0-1984/365-1984	152.	0.	6.	16.	0.	7.	94.	73.	3.	0.	0.	12.	0
0-1985/ 0-1986	159.	0.	5.	19.	0.	10.	112.	74.	4.	0.	0.	3.	0
0-1986/ 0-1987	145.	0.	5.	19.	0.	7.	111.	75.	3.	0.	0.	-12.	0
0-1987/ 0-1988	158.	0.	6.	19.	0.	8.	88.	74.	3.	0.	0.	26.	0
0-1988/365-1988	154.	0.	6.	19.	0.	7.	91.	80.	3.	0.	0.	13.	0

Massa-balans van NO_3-N in oplossing voor de lagen 0 tot en met 20 (balanstermen in $kg.ha^{-1}$) voor perceel 7.

Balance period	Nitrifi-cation	Additions	Deposition wet	Deposition dry	Infil-tration	Seep-age	Crop uptake	Denitri-fication	Leakage	Drain-age	Run-off	Storage pos=increase	Balance deviation
0-1970/ 0-1971	544.	37.	6.	7.	0.	2.	280.	231.	69.	0.	0.	16.	0.
0-1971/ 0-1972	588.	37.	4.	7.	0.	3.	307.	232.	31.	0.	0.	70.	0.
0-1972/ 0-1973	631.	38.	5.	7.	0.	4.	347.	248.	30.	0.	0.	60.	0.
0-1973/ 0-1974	637.	39.	6.	7.	0.	3.	322.	283.	35.	0.	0.	51.	0.
0-1974/ 0-1975	668.	39.	7.	7.	0.	2.	363.	248.	127.	0.	0.	-16.	0.
0-1975/ 0-1976	633.	40.	5.	7.	0.	2.	312.	255.	115.	0.	0.	4.	0.
0-1976/ 0-1977	665.	41.	4.	7.	0.	3.	318.	229.	51.	0.	0.	122.	0.
0-1977/ 0-1978	693.	43.	6.	7.	0.	1.	315.	295.	104.	0.	0.	35.	0.
0-1978/ 0-1979	685.	42.	5.	7.	0.	2.	303.	259.	74.	0.	0.	105.	0.
0-1979/ 0-1980	690.	44.	6.	7.	0.	0.	250.	352.	263.	0.	0.	-118.	0.
0-1980/ 0-1981	731.	44.	5.	7.	0.	2.	306.	303.	194.	0.	0.	-14.	0.
0-1981/ 0-1982	726.	45.	6.	7.	0.	1.	278.	280.	199.	0.	0.	28.	0.
0-1982/ 0-1983	718.	46.	5.	7.	0.	2.	274.	259.	117.	0.	0.	128.	0.
0-1983/ 0-1984	740.	46.	6.	7.	0.	1.	220.	350.	248.	0.	0.	-17.	0.
0-1984/365-1984	760.	47.	6.	7.	0.	1.	225.	293.	335.	0.	0.	-33.	0.
0-1985/ 0-1986	797.	49.	5.	8.	0.	2.	312.	299.	187.	0.	0.	63.	0.
0-1986/ 0-1987	749.	50.	5.	8.	0.	3.	271.	305.	230.	0.	0.	9.	0.
0-1987/ 0-1988	800.	49.	6.	8.	0.	3.	265.	323.	367.	0.	0.	-89.	0.
0-1988/365-1988	771.	49.	6.	8.	0.	0.	280.	286.	323.	0.	0.	-55.	0.

Massa-balans van NO_3-N in oplossing voor de lagen 0 tot en met 20 (balanstermen in $kg.ha^{-1}$) voor perceel 8.

Balance period	Nitrifi-cation	Additions	Deposition wet	Deposition dry	Infil-tration	Seep-age	Crop uptake	Denitri-fication	Leakage	Drain-age	Run-off	Storage pos=increase	Balance deviation
0-1970/ 0-1971	510.	102.	6.	16.	0.	5.	373.	295.	2.	0.	0.	-30.	0.
0-1971/ 0-1972	454.	105.	4.	16.	0.	12.	379.	238.	2.	0.	0.	-28.	0.
0-1972/ 0-1973	510.	109.	5.	16.	0.	9.	418.	234.	2.	0.	0.	-5.	0.
0-1973/ 0-1974	496.	112.	6.	16.	0.	6.	378.	273.	2.	0.	0.	-17.	0.
0-1974/ 0-1975	530.	115.	7.	16.	0.	9.	422.	273.	3.	0.	0.	-21.	0.
0-1975/ 0-1976	512.	119.	5.	16.	0.	8.	406.	209.	2.	0.	0.	42.	0.
0-1976/ 0-1977	528.	122.	4.	16.	0.	12.	506.	167.	2.	0.	0.	8.	-1.
0-1977/ 0-1978	555.	125.	6.	16.	0.	4.	435.	262.	1.	0.	0.	9.	0.
0-1978/ 0-1979	539.	128.	5.	16.	0.	9.	450.	240.	2.	0.	0.	5.	0.
0-1979/ 0-1980	543.	131.	6.	16.	0.	3.	377.	312.	1.	0.	0.	10.	0.
0-1980/ 0-1981	552.	134.	5.	16.	0.	6.	324.	397.	2.	0.	0.	-9.	0.
0-1981/ 0-1982	574.	137.	6.	16.	0.	4.	373.	327.	1.	0.	0.	36.	0.
0-1982/ 0-1983	581.	141.	5.	16.	0.	7.	459.	294.	2.	0.	0.	-6.	0.
0-1983/ 0-1984	577.	144.	6.	16.	0.	5.	363.	354.	2.	0.	0.	29.	0.
0-1984/365-1984	610.	147.	6.	16.	0.	5.	372.	432.	7.	0.	0.	-27.	0.
0-1985/ 0-1986	573.	146.	5.	19.	0.	5.	320.	467.	14.	0.	0.	-53.	0.
0-1986/ 0-1987	607.	146.	5.	19.	0.	6.	455.	324.	6.	0.	0.	-2.	0.
0-1987/ 0-1988	553.	146.	6.	19.	0.	7.	291.	524.	3.	0.	0.	-86.	0.
0-1988/365-1988	590.	146.	6.	19.	0.	5.	354.	354.	1.	0.	0.	57.	0.

Massa-balans van NO_3-N in oplossing voor de lagen 0 tot en met 20 (balanstermen in $kg.ha^{-1}$) voor perceel 9.

Balance period	Nitrifi-cation	Additions	Deposition wet	Deposition dry	Infil-tration	Seep-age	Crop uptake	Denitri-fication	Leakage	Drain-age	Run-off	Storage pos=increase	Balance deviation
0-1970/ 0-1971	422.	141.	6.	16.	0.	4.	391.	239.	7.	0.	0.	-47.	0.
0-1971/ 0-1972	381.	147.	4.	16.	0.	11.	415.	206.	2.	0.	0.	-64.	0.
0-1972/ 0-1973	424.	150.	5.	16.	0.	9.	455.	193.	2.	0.	0.	-45.	0.
0-1973/ 0-1974	405.	155.	6.	16.	0.	6.	412.	165.	2.	0.	0.	10.	0.
0-1974/ 0-1975	437.	158.	7.	16.	0.	8.	433.	155.	2.	0.	0.	37.	0.
0-1975/ 0-1976	412.	166.	5.	16.	0.	7.	454.	154.	1.	0.	0.	-4.	0.
0-1976/ 0-1977	425.	172.	4.	16.	0.	12.	491.	175.	2.	0.	0.	-37.	-1.
0-1977/ 0-1978	443.	172.	6.	16.	0.	4.	481.	168.	1.	0.	0.	-7.	0.
0-1978/ 0-1979	430.	178.	5.	16.	0.	9.	454.	156.	2.	0.	0.	26.	0.
0-1979/ 0-1980	427.	182.	6.	16.	0.	4.	443.	201.	1.	0.	0.	-10.	0.
0-1980/ 0-1981	452.	185.	5.	16.	0.	5.	363.	186.	1.	0.	0.	114.	0.
0-1981/ 0-1982	460.	189.	6.	16.	0.	4.	451.	184.	1.	0.	0.	40.	0.
0-1982/ 0-1983	453.	194.	5.	16.	0.	6.	523.	202.	5.	0.	0.	-56.	0.
0-1983/ 0-1984	446.	199.	6.	16.	0.	5.	414.	241.	23.	0.	0.	-8.	0.
0-1984/365-1984	469.	202.	6.	16.	0.	5.	414.	215.	30.	0.	0.	40.	0.
0-1985/ 0-1986	469.	201.	5.	19.	0.	5.	405.	232.	17.	0.	0.	45.	0.
0-1986/ 0-1987	467.	201.	5.	19.	0.	6.	489.	260.	22.	0.	0.	-73.	0.
0-1987/ 0-1988	463.	201.	6.	19.	0.	7.	336.	209.	62.	0.	0.	90.	0.
0-1988/365-1988	463.	201.	6.	19.	0.	4.	382.	169.	62.	0.	0.	80.	0.

Massa-balans van NO_3-N in oplossing voor de lagen 0 tot en met 20 (balanstermen in $kg.ha^{-1}$) voor perceel 10.

Balance period	Nitrifi-cation	Additions	Deposition wet	Deposition dry	Infil-tration	Seep-age	Crop uptake	Denitri-fication	Leakage	Drain-age	Run-off	Storage pos=increase	Balance deviation
0-1970/ 0-1971	106.	0.	6.	16.	0.	3.	81.	41.	5.	0.	0.	6.	0.
0-1971/ 0-1972	77.	0.	4.	16.	0.	9.	71.	38.	3.	0.	0.	-7.	0.
0-1972/ 0-1973	84.	0.	5.	16.	0.	7.	83.	34.	4.	0.	0.	-9.	0.
0-1973/ 0-1974	86.	0.	6.	16.	0.	5.	76.	32.	4.	0.	0.	1.	0.
0-1974/ 0-1975	87.	0.	7.	16.	0.	6.	71.	36.	4.	0.	0.	6.	0.
0-1975/ 0-1976	79.	0.	5.	16.	0.	5.	65.	34.	2.	0.	0.	4.	0.
0-1976/ 0-1977	76.	0.	4.	16.	0.	9.	73.	36.	3.	0.	0.	-7.	0.
0-1977/ 0-1978	86.	0.	6.	16.	0.	3.	71.	36.	3.	0.	0.	1.	0.
0-1978/ 0-1979	83.	0.	5.	16.	0.	6.	69.	36.	3.	0.	0.	3.	0.
0-1979/ 0-1980	84.	0.	6.	16.	0.	1.	63.	38.	1.	0.	0.	6.	0.
0-1980/ 0-1981	92.	0.	5.	16.	0.	4.	69.	37.	2.	0.	0.	8.	0.
0-1981/ 0-1982	89.	0.	6.	16.	0.	4.	66.	38.	5.	0.	0.	6.	0.
0-1982/ 0-1983	80.	0.	5.	16.	0.	5.	66.	37.	5.	0.	0.	-2.	0.
0-1983/ 0-1984	86.	0.	6.	16.	0.	3.	60.	40.	9.	0.	0.	3.	0.
0-1984/365-1984	90.	0.	6.	16.	0.	4.	61.	36.	14.	0.	0.	4.	0.
0-1985/ 0-1986	116.	0.	5.	19.	0.	4.	99.	37.	7.	0.	0.	2.	0.
0-1986/ 0-1987	87.	0.	5.	19.	0.	4.	72.	39.	9.	0.	0.	-4.	0.
0-1987/ 0-1988	103.	0.	6.	19.	0.	5.	68.	39.	13.	0.	0.	12.	0.
0-1988/365-1988	97.	0.	6.	19.	0.	2.	67.	38.	13.	0.	0.	7.	0.

4.3.4 Gevoeligheidsanalyse

Voor perceel 8 is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd door steeds één parameter te variëren en alle andere parameters gelijk te houden aan de referentiewaarden. De parameters waarvoor het model op zijn gevoeligheid is onderzocht zijn: de pF-curven, de ingevoerde Makkink-referentie-verdamping, de pH, en de diffusiecoëfficiënten.

Gebleken is dat de variabelen die de beluchtingsgraad van het profiel bepalen een overheersende rol spelen (figuur 17). De diffusiecoëfficiënten (ook geconstateerd door Adriaanse, 1988), maar vooral de pF-curven hebben grote invloed op de berekende nitraatconcentraties. De gebruikte pF-curven (figuur 18) zijn ontleend aan Van Holst et al. (1974). Het zijn beide pF-curven die rond 't Klooster voor veldpodzolen representatief worden geacht. De veranderingen in de opgelegde pF-curve leverden grote verschillen in de resultaten van de berekening. Hierdoor wordt duidelijk dat de pF-curven voor vergelijkbare omstandigheden (hoge grondwaterstand) bij voorkeur bekend dienen te zijn.

Opgemerkt moet worden dat ook hier de keuze van het hydrologische model van invloed is. Zo rekent WATBAL met een gelineariseerde pF-curve voor maar twee bodemlagen. Dit is een grove vereenvoudiging waardoor de berekende hydrologische variabelen afwijken van de werkelijkheid. De processen worden beïnvloed en daarmee het gesimuleerde verloop.

Uit de gevoeligheidsanalyse blijkt ook dat de invloed van de pH niet te verwaarlozen is. Dit pleit ervoor de pH niet meer als een vaststaande waarde in het model in te voeren. Bestudeerd dient te worden of de pH niet in ANIMO berekend kan worden (EPIDIM) dan wel of het zinvol is de pH als een functie van de tijd op te leggen.

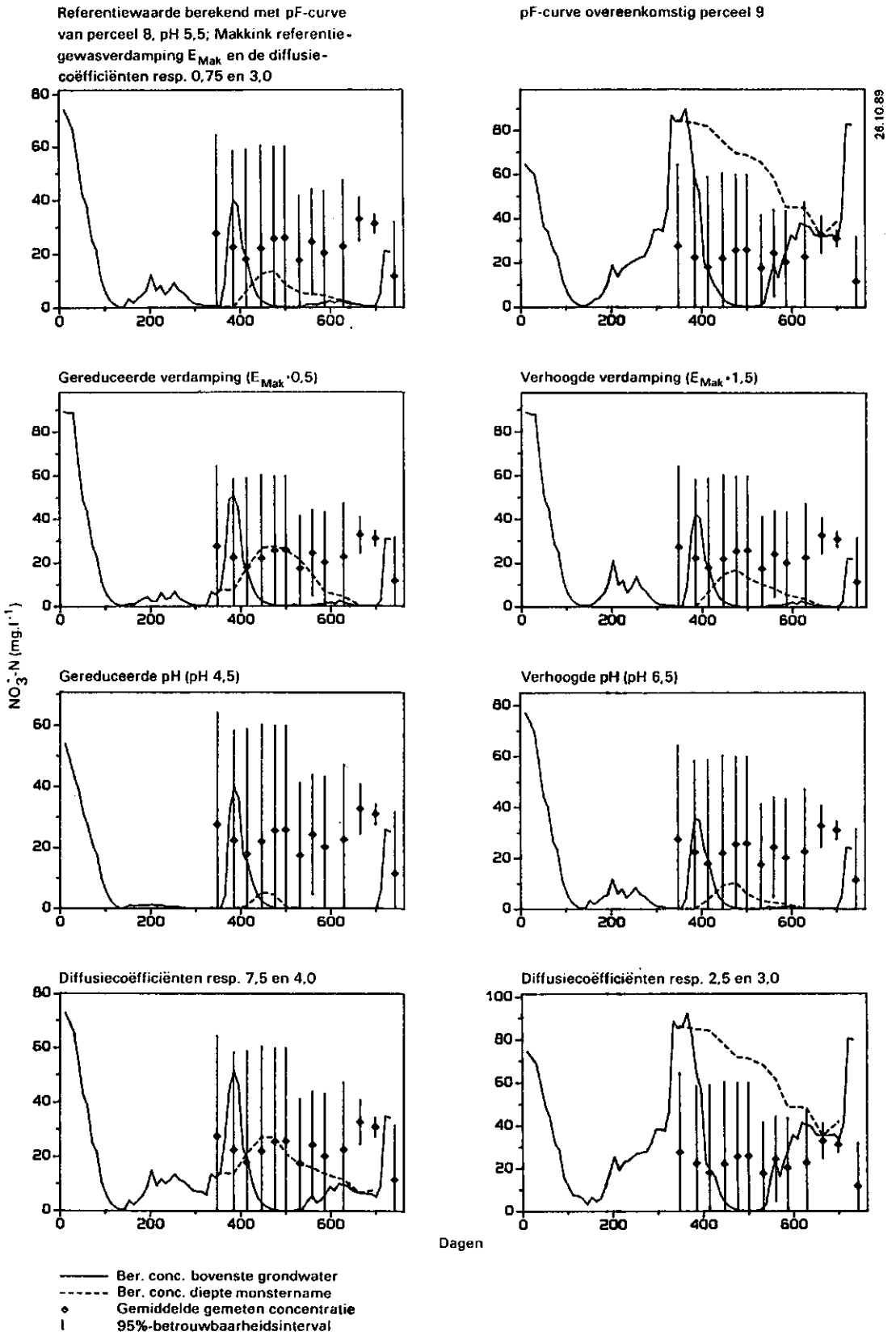


Fig. 17 Berekende versus gemeten nitraatconcentraties waarbij ten opzichte van de referentietoestand steeds één parameter gevarieerd is.

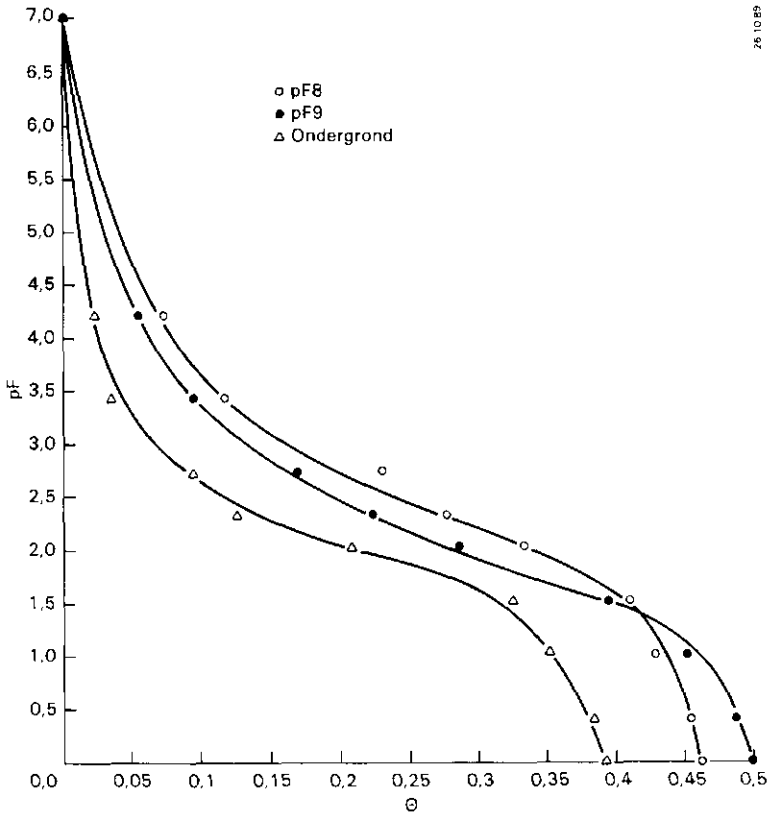


Fig. 18 De pF-curven voor de percelen 8 en 9, beide in veldpodzol.

4.3.5 Gewasparameters voor "bos"

Op basis van persoonlijke mededelingen van De Vries, Zuidema en Hol zijn de invoerparameters van een gemiddeld "natuurterrein", zoals gehanteerd in de PAWN-studie, vervangen door geschatte parameters voor grove den en douglas (tabel 17).

Tabel 17 Geschatte gewasparameters voor douglas en grove den.

	Douglas	Grove den	
naaldval	3	3	ton.ha^{-1}
afbraakconstante	0,31	0,37	jr^{-1}
nitraatfractie	0,03	0,01	-
wortelmassa	7,5	2,0	ton.ha^{-1}
gewasopname (N)	200	100	kg.ha^{-1}.jr^{-1}
verdamping	600	300	mm.jr^{-1}

De gewasopname is groter dan waarschijnlijk reëel is, de maximale verdamping is geschat. De overige parameters lijken redelijk bekend te zijn. Voor de naaldval is de grootst bekende waarde ingevoerd.

Voor grove den lijken de simulaties redelijk te voldoen, voor douglas worden te lage concentraties berekend (figuur 16). Uit de balansen blijkt de gewasopname voor grove den te hoog te zijn in relatie tot de hoeveelheid jaarlijkse naaldval, voor de douglas is de gewasopname te laag ten opzichte van de naaldval (als bemesting toegevoerd!). Een verdere studie van de gewasparameters voor "natuurlijke" vegetatie, alsook van de manier waarop de gewasconsumptie kan worden gemodelleerd, is noodzakelijk.

4.3.6 Resultaten en conclusies van de simulatie

De verschillen in bodemgebruik, bodemprofiel en hydrologie worden over een jaar gemiddeld op een acceptabele manier gesimuleerd (figuur 19). Daarmee wordt het uitgangspunt dat de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater sterk worden bepaald door bodemgebruik, bodemeenheid en hydrologie bevestigd. Tevens lijken de invoergegevens redelijk geschat.

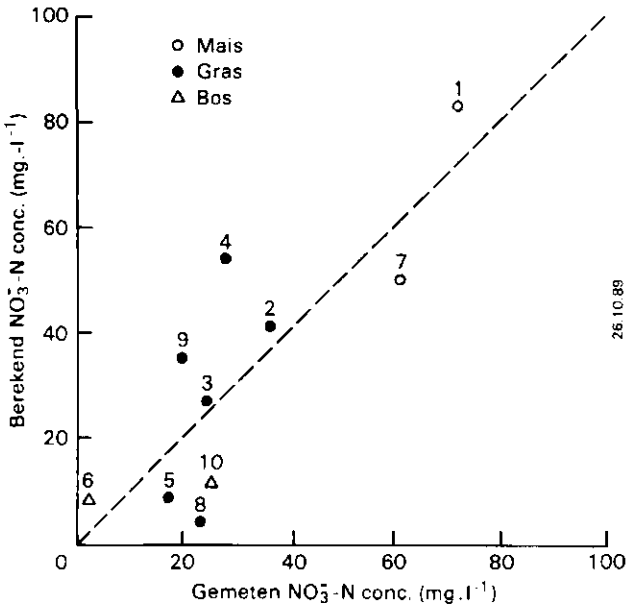
De termen van de stikstofbalansen lijken gezien de hoge mestgiften reële waarden te bezitten.

De berekende nitraatconcentraties volgen het verloop van de waarnemingen niet voor elk perceel even goed.
Redenen waarom de simulatieresultaten niet beter overeenkomen met de perceelswaarnemingen zijn gelegen in de uitgangspunten van de studie:
- het gebruik van geschatte, regionale invoergegevens;
- de berekende (= geschatte) initiële situatie;
- het gebruik van geschatte procesparameters;

alsook in de beperkingen van het gekozen hydrologische model en in de geconstateerde grote ruimtelijke variabiliteit in de waarnemingen.

Proberen door middel van calibratie van de invoergegevens de meetgegevens op perceelsniveau of per meetpunt beter te benaderen is niet zinvol omdat:
- de reeks waarnemingen te klein is om aan te calibreren (een jaar dat wel eens niet een gemiddeld jaar kan zijn)
- waarnemingen ontbreken om de geschatte parameters te verifiëren (hoe worden andere jaren beschreven?)
- geen van de invoergegevens een vaststaande waarde heeft (waar moet je beginnen, wat zijn de grenzen waarbinnen je dient te blijven, oftewel: je kunt alle kanten uit).

In de opzet van de studie is deze activiteit dan ook niet opgenomen.



NO_3-N conc.	Percelen									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Gemeten	72,2	35,5	24,7	28,6	17,6	2,4	61,4	23,2	20	25,4
Berekend gemiddelde	83,8	41,0	26,7	54,2	8,6	8,5	50,0	4,4	35	11,3
Berek. gem. diepte	92,4	53,0	30,0	73,1	8,5	10,4	63,5	1,4	40	13,4
Berek. bov. grondw.	75,3	30,1	23,4	35,3	8,6	6,7	36,5	7,3	25	9,2

Fig. 19 Vergelijking van de jaargemiddelde berekende en gemeten concentraties NO_3-N voor de 10 bemeten percelen.

Bij bestudering van het berekende verloop van de nitraatconcentraties in de tijd voor een bepaalde laag (dat betekent: op een constante diepte), figuur 20, blijkt dat er grote verschillen tussen de jaren optreden (mestgift 1985-1988 constant). Dit wordt veroorzaakt door de weerjaren en de voorgeschiedenis, de mestgift is de laatste vier jaar constant gebleven. In combinatie met de grote verschillen in gemeten waarden en de vertraging ten gevolge van het transport door de bodem (de exact bekende mestgiften van dit jaar kunnen pas volgend jaar in het bovenste grondwater gemeten en op hun effecten onderzocht worden!) zorgt dit ervoor dat de periode van een jaar niet lang genoeg is om inzicht te krijgen in het verloop van de nitraatconcentratie van het bovenste grondwater in de tijd. Het calibreren en verifiëren van invoergegevens (aanhangsel 1) van modellen die tijdsafhankelijke processen beschrijven moet gebeuren met behulp van langjarige meetreeksen.

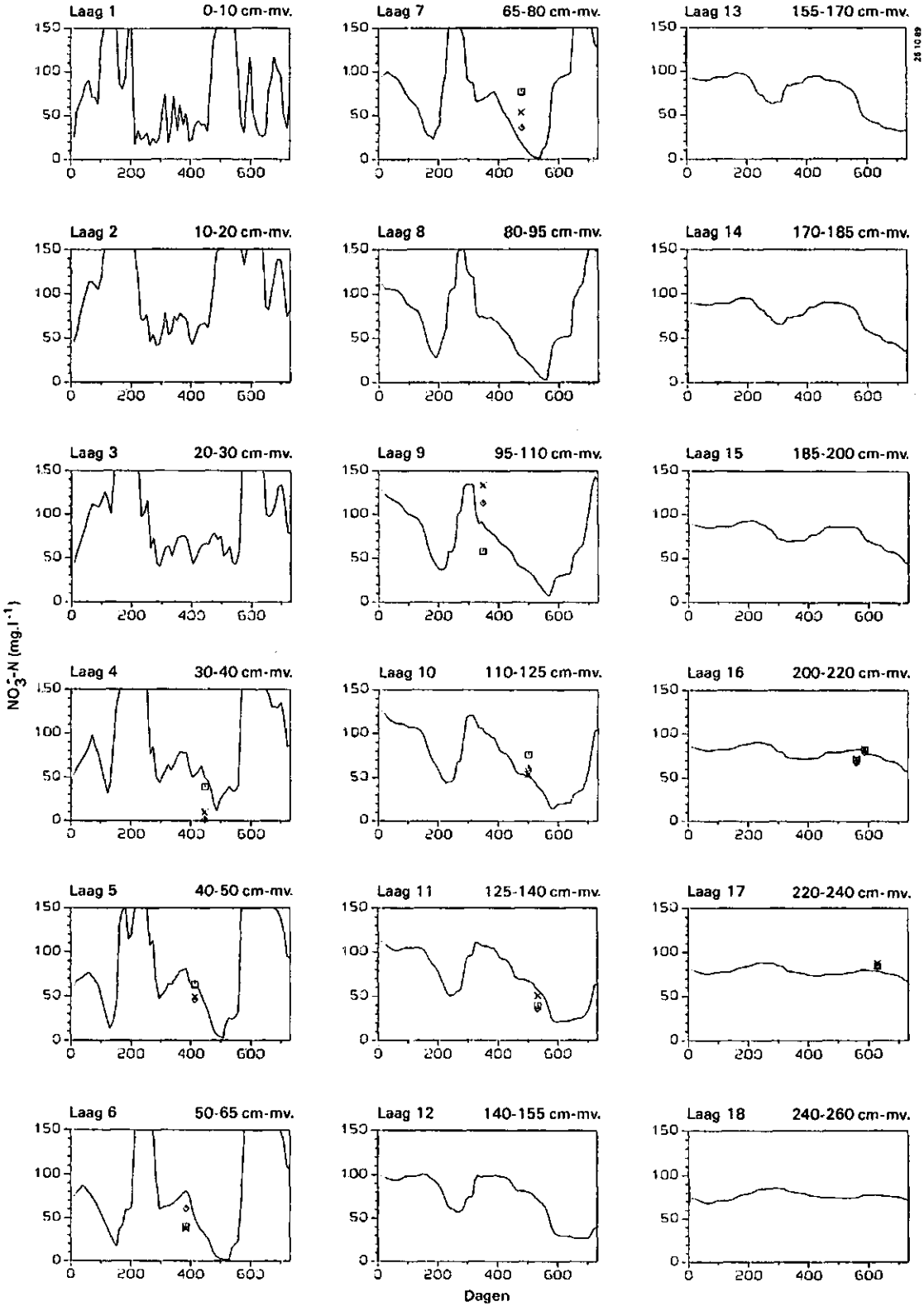


Fig. 20 De berekende nitraatstikstofconcentratie van 1987 en 1988 per bodemlaag en de gemeten nitraatstikstofgehaltes in de drie meetpunten op perceel 7 (maïs).

De simulatieresultaten laten zien dat de uitvoer van ANIMO verschillen vertoont voor de diverse percelen die logischerwijs verwacht zouden mogen worden. Ook het verloop van de nitraatconcentratie in de tijd lijkt juist en sluit aan bij de waarnemingen. ANIMO lijkt daarom de werkelijkheid adequaat te kunnen beschrijven.

Validatie van ANIMO heeft nog niet plaatsgevonden omdat bij de toetsing (Kroes, 1988) invoergegevens zijn gecalibreerd (Kroes, persoonlijke mededeling). Hierdoor kan de juistheid van de in deze studie gedane aanname dat ANIMO de werkelijkheid goed kan benaderen niet worden bewezen.

Voordat ANIMO op brede schaal toegepast gaat worden moet het model geverifieerd en gevalideerd worden en dient van alle fasen van de modellering (aanhangsel 1) een verslag gepubliceerd te zijn.

De gevoeligheid van het model voor de diverse parameters is van de te simuleren (hydrologische) situatie afhankelijk. Zo is profiel 1 met een diepere grondwaterspiegel nauwelijks gevoelig voor veranderingen in de diffusiecoëfficiënten, terwijl profielen met een hoge grondwaterstand dat wel zijn. Nader algemeen onderzoek naar welke parameters in welke situatie bepalend zijn en moeten worden gemeten lijkt op zijn plaats. Zowel de invoergegevens als de initiële gegevens waarvoor het model in een bepaalde situatie gevoelig blijkt te zijn, moeten exact bekend zijn wanneer op gedetailleerde schaal (perceelsniveau, puntwaarneming) meetwaarden moeten worden gesimuleerd.

Een mogelijkheid anders dan het reduceren van de spreiding door zeer gedetailleerd te meten en te simuleren, is de variabiliteit als een essentieel onderdeel van het systeem te beschouwen en als zodanig (statistische grootheid) in het deterministische model op te nemen. Impliciet gebeurt dat al bij regionale toepassingen, maar de spreiding kan ook worden gekwantificeerd zodat het rekenresultaat een band vormt in plaats van een enkele waarde met een schijnnauwkeurigheid. Dit kan op twee manieren worden gerealiseerd:

- het model kan intern worden aangepast door een fouten-analyse te laten berekenen zodat naast een gemiddelde een band wordt berekend.
- diverse mogelijke invoerreeksen kunnen aan de hand van bekende dan wel veronderstelde verdelingen van de invoergegevens gegenereerd en vervolgens worden doorgerekend, waarna met behulp van een statistische analyse van de uitkomsten het te verwachten verloop in de tijd en de spreiding hiervan kunnen worden bepaald (Monte Carlo-simulatie).

Een probleem is gelegen in de opzet van het onderzoek. Enerzijds zijn lokaal metingen gedaan aan de samenstelling van het grondwater, anderzijds zijn geen metingen gedaan ter bepaling van invoergegevens en kunnen deze door literatuuronderzoek enkel voor

het regionale niveau worden verkregen. De discrepantie tussen de schaal waarop de invoergegevens geldig zijn en de schaal waarop de metingen zijn gedaan (aanhangsel 1), in combinatie met de grote ruimtelijke variabiliteit, maken dat simuleren van het verloop in de tijd van de voor een perceel gemiddelde meetgegevens met behulp van de voor het gebied gemiddelde invoergegevens niet geheel bevredigend kan worden genoemd.

Wanneer een puntwaarneming gesimuleerd dient te worden zullen de benodigde invoerparameters in dat punt moeten worden bepaald. De praktische waarde van een dergelijk gedetailleerd onderzoek is gelegen in het valideren van de procesbeschrijvingen van het model. Voor het simuleren op perceelsniveau zijn de voor dat perceel gemiddelde invoergegevens en de voor dat perceel gemiddelde meetgegevens nodig, voor het simuleren op regionale schaal zijn regionale invoergegevens en regionale meetwaarden nodig.

Voor het bestuderen van het gedrag van stikstof in de bodem onder invloed van de voorgestelde bemestingsbeperkingen is niet belangrijk of de simulatieresultaten exact overeenkomen met de gemeten referentiewaarden. Indien de orde van grootte klopt kan, door scenario's door te rekenen, inzicht worden verkregen in de veranderingen die ten gevolge van de aan de mestgift opgelegde beperkingen verwacht mogen worden.