

RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEUHYGIENE
BILTHOVEN

Rapportnr. 728472007

Gevolgen van een veranderde bemesting voor
uitspoeling en grondwaterbelasting onder
een landbouwperceel

G.J.W.Krajenbrink

november 1988

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Directoraat Generaal Milieubeheer, Directie Drinkwater, Water, Bodem, Hoofdafdeling Bodem (opdrachtbrief d.d. 31 juli 1984, BWS/2254290).

VERZENDLIJST

- 1 - 3 Directoraat Generaal Milieubeheer, Directie Drinkwater, Water,
 Bodem, Hoofdafdeling Bodem
- 4 Secretaris Generaal van het Ministerie van Welzijn, Volksgezond-
 heid en Cultuur
- 5 Directeur Generaal Milieubeheer van het Ministerie van Volkshuis-
 vesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
- 6 Plv. Directeur Generaal Milieubeheer van het Ministerie van
 Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.
- 7 Directeur Waterleiding Maatschappij Gelderland, t.a.v.
 ir.H.Vaessen
- 8 directie RIVM
- 9 dr.ir.T.Schneider
- 10 ir.N.D.van Egmond
- 11 ir.W.van Duijvenbouden
- 12 auteur
- 13 - 14 Bureau Rapporten- en Projectenregistratie
- 15 - 16 LBG/SGO
- 17 - 50 Reserve

INHOUD

	<u>Blz.</u>
SAMENVATTING	
1. INLEIDING	6
2. HET ONDERZOEKSGBIED	8
3. HET ONDERZOEK VAN DE ONVERZADIGDE ZONE EN HET BOVENSTE GRONDWATER ONDER BOUWLAND	10
4. RESULTATEN	14
4.1. Bodemopbouw	14
4.2. Vochthuishouding	17
4.3. Samenstelling van bodemvocht en bovenste grondwater	21
4.3.1. Inleiding	21
4.3.2. N-verbindingen	21
4.3.2.1. NH_4^+	21
4.3.2.2. NO_2^-	22
4.3.2.3. NO_3^-	22
4.3.3. Cl^-	33
4.3.4. SO_4^{2-}	33
4.3.5. K^+	34
4.3.6. Eg	34
4.3.7. pH	35
4.3.8. Andere parameters	35
5. DISCUSSIE EN INTERPRETATIE	37
5.1. Stikstofbelasting van het bouwlandperceel	37
5.2. Het uitspoelingsproces	38
5.3. Variatie in de uitspoeling	41
5.4. De uitspoeling bij het huidige bemestingsregime	42
5.5. De onverzadigde zone als buffer voor de grondwaterbelasting	44
5.6. Verandering van de grondwaterbelasting	45

6. CONCLUSIES	48
LITERATUUR	51
BIJLAGE	

SAMENVATTING

In het kader van het stikstofproject heeft het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne in samenwerking met de Waterleiding Maatschappij Gelderland in 1985 een onderzoek gestart naar de omvang van de grondwaterverontreiniging door stoffen als stikstof, chloride, kalium en sulfaat en het effect van een veranderd bemestingsregime op de uitspoeling van meststoffen in de beschermingszones van het waterwingebied Putten op de Noordwestelijke Veluwe. Een ander onderzoeksdoel is het verkrijgen van inzicht in de kwaliteit van het onder bos infiltrerende water, dat belast is met atmosferische verontreinigingen.

De freatische aquifer van ca. 180 m dikte waarin de winning plaatsvindt bestaat voornamelijk uit grove zanden. De grondwaterspiegel in het onderzoeksgebied bevindt zich op ca. 9 meter beneden maaiveld. Het grootste deel van het intrekgebied van het waterwingebied is bedekt met loof- en naaldbos.

Vanaf het begin van de zeventiger jaren wordt het waterleidingsbedrijf geconfronteerd met een stijgend nitraatgehalte in enkele pompputten. Dit proces houdt waarschijnlijk verband met grondwaterverontreiniging onder een klein oppervlakte landbouwgrond in de beschermingszones van het pompstation. Eind 1983 zijn de landbouwers na overleg vrijwillig gestopt met het uitrijden van drijfmest in de winterperiode.

Bij het onderzoek zijn onder andere gedetailleerde bemonsteringen van het grondwater met minifilters, tot max. 70 meter diepte, onder en benedenstrooms van een bouwlandperceel, uitgevoerd.

Het bodemvocht onder bouwland en bos wordt bemonsterd met poreuze cups op 1.20 meter beneden maaiveld. Speciale aandacht is besteed aan het concentratieverloop van stoffen in de onverzadigde zone. Om deze reden is de grond tot aan de grondwaterspiegel bemonsterd.

Dit rapport geeft een verslag van de gevolgen van een veranderde bemesting voor uitspoeling en grondwaterbelasting onder een bouwlandperceel in de 10-jaars beschermingszone van het waterwingebied.

Er is een schatting gemaakt van de bijdrage van de mineralisatie aan de totale stikstofbelasting van het bouwland: maximaal 65 kg N/ha/jr. De betekenis van de mineralisatie voor de nitraatbelasting van het grondwater

(bij volledige stopzetting van de bemesting) is waarschijnlijk gering. Het vermoeden bestaat dat geploegd land, met een losse bodemstructuur, een relatief snelle en effectieve doorspoeling van de wortelzone tot gevolg heeft.

De uitspoeling onder bouwland kan sterk variëren in ruimte en tijd, in het bijzonder na een kunstmestgift. De bepaling van de representatieve uitspoeling vereist gedetailleerde metingen van concentraties en bijbehorende waterfluxen.

Het gewijzigde bemestingsregime heeft tot lagere nitraatconcentraties in het percolaat uit de wortelzone geleid ($[\text{NO}_3^-]$ ca. 11-32 mg N/l).

Er zijn geen aanwijzingen gevonden voor denitrificatie in de onverzadigde zone (onder de wortelzone).

De veranderde bemesting heeft tot duidelijk lagere $[\text{NO}_3^-]$ en $[\text{Cl}^-]$ in het bovenste grondwater geleid, met als laagste $[\text{NO}_3^-]$ 26.2 mg N/l. De beschikbare gegevens suggereren dat het opschoningseffect bij een normale N-gift op mais uiteindelijk tot $[\text{NO}_3^-]$ van 20-25 mg N/l leidt waardoor de nitraatbelasting met 50-70% t.o.v. de situatie met drijfmestdumping in de winter is teruggebracht. Vervolgonderzoek naar de grondkwaliteit is echter gewenst.

1. INLEIDING

onderzoekskader

Het Rijkinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne voert in opdracht van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne een onderzoek uit naar het gedrag en het voorkomen van stikstofverbindingen in het grondwater. De doelstellingen van dit onderzoek zijn elders geformuleerd. Het onderzoek is opgebouwd uit diverse deelstudies waaronder veldonderzoek op hoge, middelhoge en lage zandgronden.

Met betrekking tot de nitraatverontreiniging kunnen de hoge zandgronden worden beschouwd als de meest kwetsbare gebieden. Het veldonderzoek hoge zandgronden vindt plaats in het waterwingebied Putten van de Waterleiding Maatschappij „Gelderland. In het hoofdzakelijk met bos bedekte waterwingebied heeft de aanwezigheid van enkele percelen landbouwgrond in de beschermingszones tot stijgende nitraatgehalten in het opgepompte grondwater geleidt. Eind 1983 is er echter een eind gekomen aan het uitrijden van drijfmest in de winterperiode op deze percelen. In 1985 is er in het waterwingebied een onderzoek gestart naar de grondwaterverontreiniging en het effect van het gewijzigde bemestingsregime. Verder wordt onderzocht wat de kwaliteit is van het onder bos infiltrerende water.

onderzoeksdoelen

De doelstellingen van het project Putten zijn het bepalen van:

- a. De relatie tussen bemesting, uitspoeling en grondwaterbelasting onder landbouw. Hierbij gaat het met name om het effect van het enkele jaren geleden veranderde bemestingsregime.
- b. Het water- en stoftransport in de onverzadigde zone. Hierbij zijn aan de orde de concentratievariaties in tijd en ruimte, het effect van dispersie en de modellering van het transportproces.

- c. De aard en de omvang van de grondwatervervuiling (o.a. de ondergrens van de vervuiling) en de stroming van de vuilpluim naar het pompputtenveld.
- d. De belasting van de onverzadigde zone en het grondwater onder bos met N-verbindingen en andere stoffen door atmosferische depositie in relatie met het soort bos, de leeftijd van het bos en de afstand tot landbouwgrond.
- e. De denitrificatiecapaciteit van de verzadigde zone.
- f. De te verwachten kwaliteitsontwikkeling van het water op het pompstation.

rapportage

Dit rapport geeft een verslag van het onderzoek naar de gevolgen van een veranderde bemesting voor uitspoeling en grondwaterbelasting onder een bouwlandperceel binnen de 10-jaars beschermingszone van het waterwingebied. (onderzoeksdoel a.).

2. HET ONDERZOEKSGBIED

waterwingebied

Het veldonderzoek "hoge zandgronden" vindt plaats in het waterwingebied Putten van de Waterleiding Maatschappij Gelderland (WMG), op de Noordwestelijke Veluwe (fig. 1).

Het intrekgebied is in hoofdzaak met bos bedekt. Landbouwgrond komt voor in de enclave Koudhoorn op ca. 2 km afstand, terwijl er ook enkele landbouwpercelen op enige honderden meters afstand van het winterrein liggen. Het betreft een freatische winning aan de voet van de stuwwal van Garderen in een ca. 180 meter dik en voornamelijk grofzandig watervoerend pakket. Stuwings door het landijs heeft tot een complexe opbouw van het watervoerend pakket geleid, met scheefgestelde klei/leemlagen, die de grondwaterstroming sterk kunnen bepalen. Fig. 1 geeft het globale isohypsenbeeld van het bovenste grondwater in een deel van het intrekgebied van p.s. Putten. De stromingsrichting is w/zw. De grondwaterspiegel bij het onderzoeksperceel - ca. 24 m + NAP - bevindt zich op ca. 9 meter -mv. De filterdiepte van de pompputten varieert van ca. 30-90 meter - m.v. De ca. 4 miljoen m³ die per jaar wordt opgepompt, kan ongezuiverd worden gedistribueerd. Sinds het begin van de zeventiger jaren wordt de WMG geconfronteerd met stijgende nitraatgehalten in enkele pompputten, ca. 18 mgN/l. De gemiddelde concentratie (ruw water-concentratie) bevindt zich echter nog op een niveau van ca. 4 mgN/l. N.B. Het nitraatgehalte wordt weergegeven als stikstofgehalte, mg N/l.

Er zijn duidelijke aanwijzingen dat de oorzaak van de nu gemeten vervuiling is gelegen in de jarenlange zware bemesting van enkele landbouwpercelen in de directe omgeving van het waterwingebied. Deze percelen, met een totale oppervlakte van ca. 40 ha liggen verspreid in het bosgebied, in de 10- en 25-jaars beschermingszones (berekening Dienst Waterbeheer van de Provincie Gelderland, 1983). De landbouwgrond is eigendom van Staatsbosbeheer (evenals het bos) maar in gebruik bij pachters in de omgeving.

Overleg tussen de WMG, het Staatsbosbeheer en de pachters van de betreffende landbouwpercelen heeft er toe geleid dat vanaf november 1983

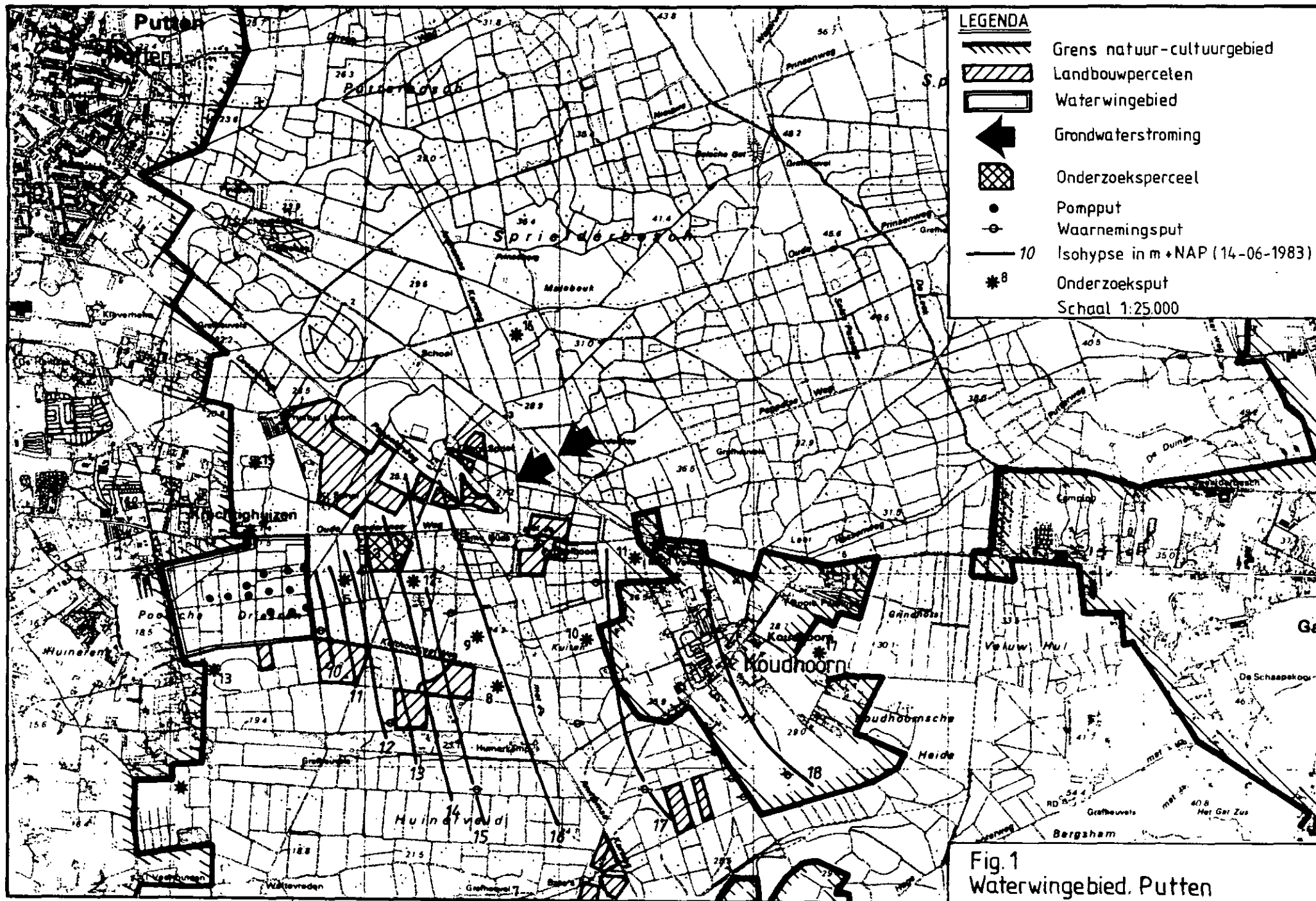


Fig. 1
Waterwingebied. Putten

het bemestingsregime sterk is gewijzigd. In tegenstelling tot vroeger, toen in de gehele winterperiode voornamelijk drijfmest werd uitgereden, mag sindsdien alleen in het voorjaar nog organische mest, in de vorm van stalmest, toegepast worden.

het onderzoeksperceel

Het onderzoek door het RIVM heeft onder meer plaatsgevonden op en nabij een landbouwperceel van 3.2 ha op 300 m afstand van het pompputtenveld (fig. 1). Het perceel is omgeven door bos met in hoofdzaak eik, grove den, larix en spar. Omdat het perceel in feite voor mestdumping heeft gediend, is het onduidelijk hoeveel mest er in het winterhalfjaar tot november 1983 op werd uitgereden. Wel zijn er aanwijzingen dat het vooral (landbouwkundig gezien) laagwaardige kalvergier betrof. In de gewijzigde situatie mag 50-70 ton stalmest per ha worden toegediend (pers.meded. Borra, Staatsbosbeheer). Volgens de grondgebruiker heeft hij sinds 1983 alleen maar kunstmest toegediend. Deze informatie komt overeen met die van eigen waarnemingen ter plaatse.

De grootte van de kunstmestgift is niet bekend maar kan uit algemene landbouwgegevens geschat worden. Op het perceel is jaren achtereen mais verbouwd. De groeiperiode van dit gewas loopt van eind april tot medio oktober. Pas vanaf juli is er sprake van een volgroeid gewas. Tot 1986 lag de grond in de winterperiode braak. In de winter van 1986/1987 was sprake van een grondbedekking met winterrogge. Er zijn aanwijzingen dat dit gewas omstreeks 1 november 1986 een kunstmestgift (stikstof, kalk) heeft ontvangen.

3. HET ONDERZOEK VAN DE ONVERZADIGDE ZONE EN HET BOVENSTE GRONDWATER ONDER BOUWLAND

Voor het onderzoek zijn op het bouwlandperceel en benedenstrooms daarvan putten gemaakt voor het meten van stijghoogtes en het gedetailleerd in de verticaal bemonsteren van grondwater (fig.2).

Bij de pulsboringen zijn o.a. steekmonsters genomen van de onverzadigde zone voor onderzoek van de bodemeigenschappen en de bodemvochtsamenstelling. Een directe bemonstering van het bodemvocht op 1.20 m heeft plaatsgevonden met poreuze cups.

pulsboringen

In de periode februari-maart 1985 zijn door een boorfirma 5 pulsboringen uitgevoerd:

*3 op het bouwlandperceel, 1 van 45 meter en 2 van 60 meter diepte;

*2 van 70 meter diepte, in eikebos tussen het perceel en het waterwinterrein en op 40 en 120 meter afstand van het perceel.

De grond van de onverzadigde zone is continu tot de grondwaterspiegel bemonsterd met steekbussen. In oktober 1985 zijn door het Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek (LBG) 5 boringen uitgevoerd tot ca. 4 meter mv (max. haalbare boordiepte), op ca. 5 meter afstand (buiten de verstoorde zone) van de vorige boringen. Hierbij werd de grond van de onverzadigde zone opnieuw continu bemonsterd met steekbussen.

grondbemonstering onverzadigde zone

Bij de eerste en de tweede bemonstering werden steekbussen van resp. 35 (ϕ 7 cm) en 20 cm (ϕ 4 cm) gebruikt. Nadat de gestoken kern was uitgedrukt werd de textuur in het veld beschreven. Daarna werden, door het materiaal goed en snel te roeren, mengmonsters gemaakt van diepte intervallen van 35 en 40 (2 x 20 cm) cm gemaakt. Een monsterhoeveelheid van ca. 500 gram werd

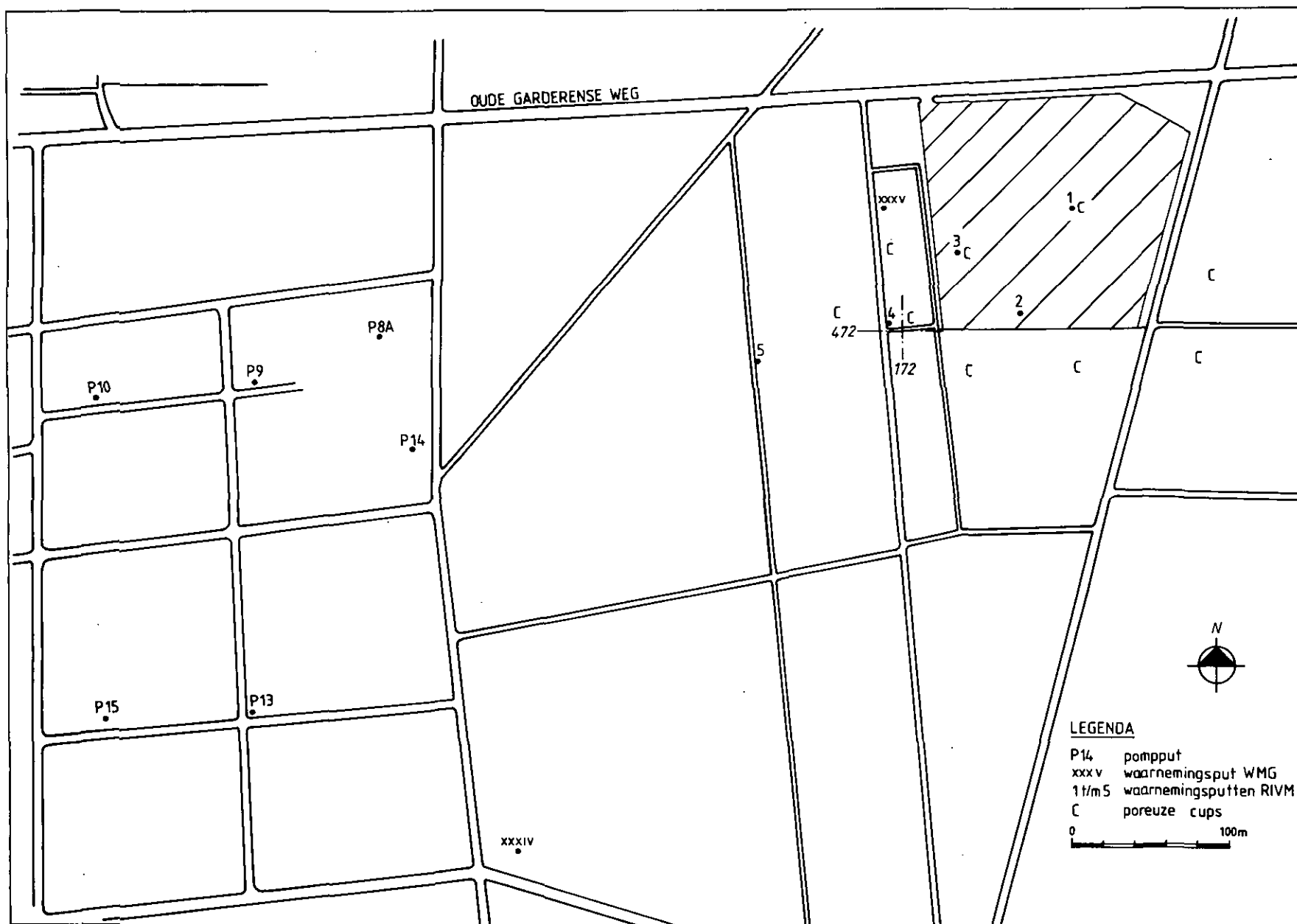


FIG. 2. Het onderzoeksperceel en de boringen

in goed af te sluiten glazen potten gedaan. Werden er in de gestoken kernen grote contrasten in textuur gevonden (leemlagen e.d.) dan werd de bemonstering hierbij aangepast. De monsters werden vervolgens zo spoedig mogelijk naar de laboratoria van de WMG en het LBG gebracht. Verder zijn verspreid over het bouwlandperceel voor de totaal-N-bepaling op 16 plaatsen nog aanvullende monsters van de bouwvoor genomen met behulp van een handboor.

bodemvochtbemonstering

Voor de direkte bodemvochtbemonstering (op 1.2 meter -mv) worden poreuze cups van keramisch materiaal gebruikt die door een dun polyethyleenslangetje met het maaiveld zijn verbonden. Het zijn zogenaamde "high flow cups" van de Soil Moisture Corporation uit Californie. De bemonstering vindt plaats door glazen flesjes van ruim 100 ml inhoud en met onderdruk aan te sluiten op de poreuze cup. Dit gebeurt door een injectienaald die aan het slangetje zit, snel door een septum van het flesje te prikken. De bemonsteringen vonden plaats in het winterhalfjaar, als er een neerslagoverschot is.

grondwaterbemonstering

Aan de in het boorgat geplaatste stijgbuizen in de verzadigde zone zijn om de 1 à 1.5 meter minifilters (fabrikaat Vrije Universiteit) bevestigd ten behoeve van de grondwaterbemonstering. Deze filters, die als reservoirs voor het instromende grondwater fungeren, zijn door 2 polyethyleen slangetjes met het maaiveld verbonden. Met argongas wordt het water uit het door de druk afgesloten filter omhoog geperst. Deze methode moet worden toegepast omdat het grondwater te diep staat voor het opzuigen van monsters. Een volledige bemonstering van de minifilters, voor uitgebreide analyse, heeft plaatsgevonden op 6 februari 1986. Op 10 oktober 1986 en 16 juli 1987 is een beperkt aantal filters bemonsterd. Verder is een aantal verkennende bemonsteringen uitgevoerd voor veldmetingen van elektrische geleidenheid, pH en nitraatgehalte.

grondanalyse

Door de sectie Bodemanalyse van het LBG werden de volgende bepalingen aan de grond uitgevoerd:

- korrelgroottebepalingen en k-waarden berekeningen: rapportage door H. Mesters-Bakhuys, september 1985;
- chemische analyse op: organische C, totaal N, kalk, CEC en basebezetting: rapportage door P. van Dordrecht (september 1985) en S. van den Berg (augustus 1986).

bodemvochtanalyse

De analyse van het bodemvocht uit de grondmonsters vond voor het grootste deel bij de Waterleiding maatschappij Gelderland (WMG) in Velp plaats. Bepaald werden daar het vochtgehalte, de pH, de elektrische geleidbaarheid en de concentraties van NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ (incl. geadsorbeerd- NH_4^+) Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Fe (totaal) en Al (totaal). De analyse van de N-verbindingen vond, met het oog op mogelijke biochemische omzettingen, binnen enkele dagen na de bemonstering plaats. Voor de vochtbepaling werd ca. 100 gram grond gedroogd gedurende 24 uur bij 105°C . Voor de bepaling van de stofconcentraties werd aan ca. 250 gram grond 100-125 ml gedestilleerd water toegevoegd, waarna 1 uur werd geschud. Omdat het oorspronkelijke vochtgehalte ook gemeten is kunnen deze concentraties worden teruggerekend naar concentraties in het bodemvocht. Een aantal NH_4^+ -bepalingen is verricht door ca. 100 gram monster te schudden met een KCl-oplossing (1 molair) gedurende 2 uur. Van een aantal monsters is ook de pH (KCl) bepaald. Bij de op het LBG uitgevoerde vochtgehaltebepalingen werd ca. 10 gram grond minimaal 6 uur lang gedroogd. Het bodemvocht uit de cups is geanalyseerd op: N-verbindingen, Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , pH, Al (totaal). Dit gebeurde voornamelijk bij de WMG.

grondwateranalyse

Het merendeel van de grondwateranalyses is uitgevoerd bij de Waterleiding Maatschappij Gelderland.

Het betreft bepalingen van: elektrische geleidenheid (Eg), pH, NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al, Fe, PO_4^{3-} , SiO_2 , HCO_3^- .

4. RESULTATEN

4.1. Bodemeigenschappen

bodemopbouw

De overlangs doorgesneden boorkernen (20 of 35 cm lang) van de 10 steekboringen geven gedetailleerde informatie over de bodemopbouw. De heterogeniteit van de bodem is zeer groot. Ook de gevolgen van uit- en inspoelingsprocessen (humus, leem, ijzer) zijn goed te zien.

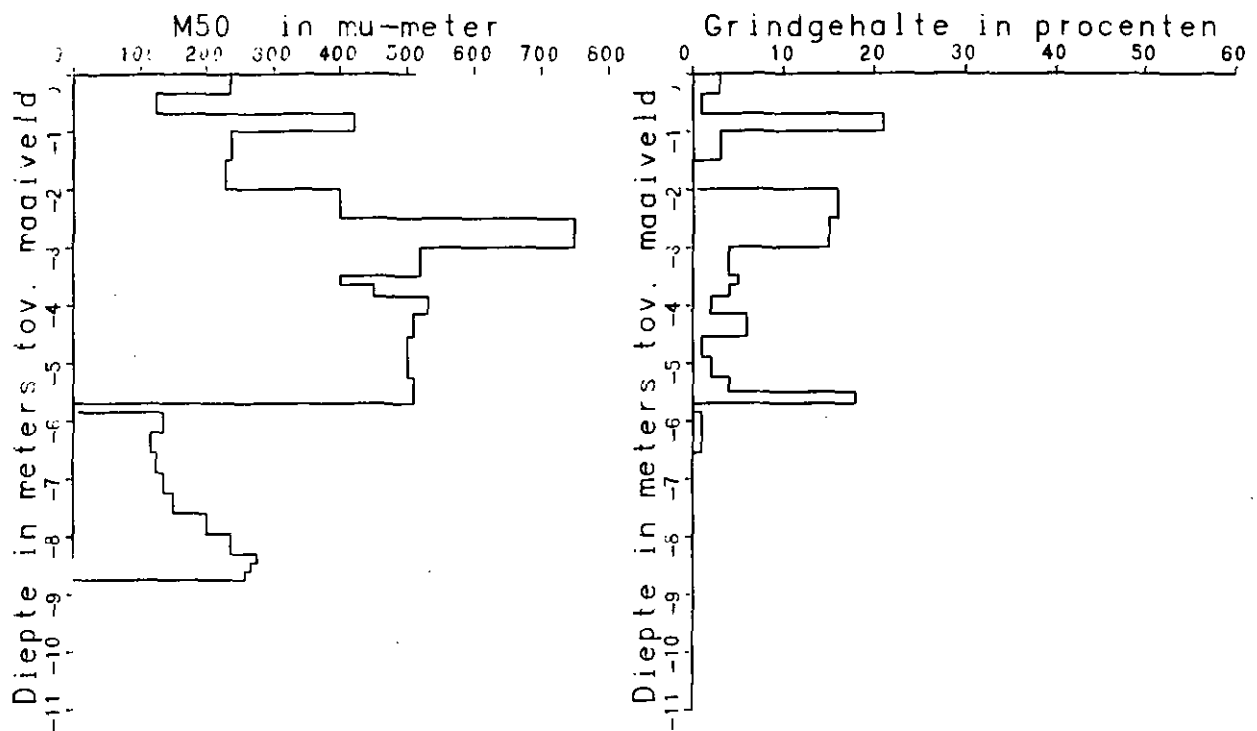
Het maken van geroerde monsters uit het gestoken materiaal betekent een onvermijdelijk verlies aan detailinformatie. Toch bevestigt de granulaire analyse (M-cijfer, grindpercentage) van deze monsters heel duidelijk de grote heterogeniteit van de onverzadigde zone.

In figuur 3 is van boring 1 het verloop van het M-cijfer en het grindpercentage met de diepte weergegeven. Voor de profielen van de boringen 2, 3, 1a, 2a en 3a word verwezen naar figuur 7a, 7b en 7c in de bijlage.

Behalve bij boring 3 en 3a overheerst matig, grof en grofzand, terwijl er veel grind voorkomt (grindgehalten tot 65%). Bij boring 3 en 3a komt voornamelijk fijn zand voor. De benaming van het zand is volgens de Rijks Geologische Dienst. Zie tabel 1.

Tabel 1 Benaming van het zand naar de mediaan van de zandfractie (Rijks Geologische Dienst, 1975)

<u>M-cijfer tussen:</u>	<u>namen</u>
63- 105 micrometer	uiterst fijn zand
105- 150 micrometer	zeer fijn zand
150- 210 micrometer	matig fijn zand
210- 420 micrometer	matig grof zand
420-2000 micrometer	zeer grof zand



Putten, boring 1; februari-maart 1985

Figuur 3 Profielen van het M-cijfer en het grindpercentage

bodemprofiel

Volgens de bodemkaart van Stiboka is op de bouwlandpercelen in het bosgebied van pompstation Putten sprake van hoge zwarte enkeerdgronden van het soort z EZ21, leemarm en zwak lemig fijn zand met een zanddek van 15 à 40 cm dik en gz EZ30, grof zand met een zanddek van 15 à 40 cm en grond ondieper dan 40 cm beginnend.

Uit de boorkernen van het onderzoek bouwlandperceel blijkt dat de bouwvoor ca. 30 cm dik is. De rood-bruine inspoelingslaag bevindt zich tussen ca. 30 en 70 cm.

organische koolstof

Van verschillende steekmonsters is het organische koolstofgehalte bepaald. Alleen in de bovenste meter van de onverzadigde zone wordt organische koolstof van betekenis aangetroffen.

Tabel 2 geeft de gewichtspercentages organische koolstof van enkele diepteintervallen onder het bouwlandperceel. Voor de omrekening van organische koolstof-gehalten in organische stofgehalten moet vermenigvuldigd worden met een faktor van ca. 1.7. (wordt aangehouden door de Sectie Bodemanalyse van het LBG).

Tabel 2 Organische koolstofgehalten (gew.%) onder bouwland bij Putten.
(bemonstering febr/mrt 1985 en januari 1986).

<u>diepte</u> m-mv	<u>aantal gegevens</u>	<u>organische koolstof</u>	
		range %	gemiddeld %
0 -0.2	3	1.14-2.11	1.63 (2.77)**
0 -0.3	16*	1.1 -1.8	1.5 (2.55)
0 -0.4	6	0.9 -1.7	1.26 (2.14)
0.35-0.7	3	0.4 -0.45	0.43 (0.73)
0.4 -0.8	3	0.3 -0.47	0.36 (0.61)
0.7 -1.05	3	0.05-0.17	0.1 (0.17)
0.8 -1.2	3	0.07-0.11	0.09 (0.15)

* betreft een aparte, regelmatig over het perceel (3.2 ha) gespreide bemonstering van de 30 cm dikke bouwvoor met het doel de stikstofnaleveringscapaciteit (par. 5.1) te schatten (januari 1986);

** tussen haakjes het berekende organische stofgehalte;

*totaal-N

Bij de totaal-N-bepaling (gewichtsprocent) gaat het in feite om de stikstof in de organische stof. Gehaltes van meer dan 0.01 gew. % komen alleen voor in de bovenste meter van de bodem wat, zoals te verwachten is, correspondeert met het voorkomen van hogere organische koolstofgehaltes. Voor een globale bepaling van de stikstof-naleveringscapaciteit zijn in januari 1986, 2 jaar na het stoppen van de drijfmest dumping, van de bouwvoor (0-30 cm-mv) regelmatig gespreid over het bouwperceel een 16-tal monsters genomen. Hiervan is zowel het organische koolstof- als het totaal -N- gehalte bepaald zodat bijvoorbeeld de C/N-verhouding, die veel gebruikt wordt in de landbouwwereld, kan worden berekend. Zie tabel 3. Of er bij de mineralisatie van organische stof in de grond voor de plant opneembare N-verbindingen vrijkomen hangt vooral van de C/N-verhouding van het makkelijk afbreekbaar organisch materiaal af. Zie ook Krajenbrink (1987a).

Tabel 3 Het totaal-N-gehalte (gew. %) en de C/N-verhouding van de bouwvoor bij Putten (januari 1986).

<u>diepte</u> m-mv	<u>totaal-N</u>		<u>C/N</u>		<u>aantal waarn.</u>
	range	gemiddeld	range	gemiddeld	
	%	%			
0 - 0.3	0.07-0.10	0.08	15.7-21.4	18.3	16

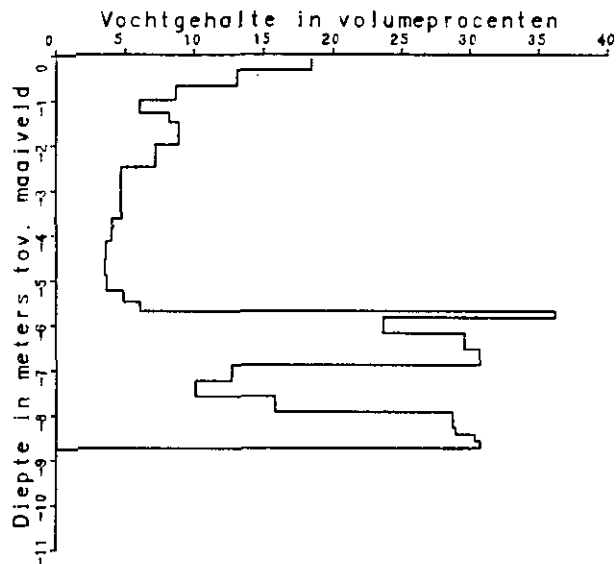
4.2. Vochthuishouding

vochtgehalten

Het vochtgehalte van de grond, als volumefractie, is afgeleid uit het gemeten vochtgehalte als gewichtsfractie door vermenigvuldiging met de dichtheid van ongestoorde droge grond (literatuurgegevens).

Door de gedetailleerde bemonstering van de onverzadigde zone (elke 35 à 40 cm) is een goed inzicht verkregen in het vochtgehalteverloop met de diepte.

In de percolatiezone zone van zandgronden varieert het vochtgehalte relatief weinig in de tijd. Dit komt doordat het vochtgehalte met name van grof zand weinig gevoelig is voor de grootte van de percolatieflux (die bovendien nog sterk gedempt wordt met de diepte) (van Drecht, 1983). Voor boring 1 is het vochtgehalte verloop weergegeven in figuur 4. Voor de andere boringen is het weergegeven in figuur 8 in de bijlage. Dit verloop is soms zeer grillig met grote verschillen in vochtgehalte over korte afstand in de vertikaal bijvoorbeeld bij boring 1 op 5.7 m-mv, waar zeer vochtig grof zand op leem voorkomt. De vochtprofielen kunnen over korte afstand (5 meter) al sterk verschillen hetgeen correspondeert met de verschillen in bodemopbouw. Grote delen van de onverzadigde zone hebben vochtgehalten van 3-6 vol. %. In de leem komen vochtgehalten van ca. 35% voor. De bouwvoor (30 cm) en de capillaire zone worden gekenmerkt door relatief hoge vochtgehalten. In de bouwvoor, met gehalten tussen 15 en 20 vol. % wordt dit veroorzaakt door het hogere gehalte organische stof. Het vochtgehalte in de bouwvoor is in oktober 1985 niet af nauwelijks lager dan in februari-maart 1985.



Figuur 4. Het vochtgehalte profiel in de onverzadigde zone van boring 1 (feb/mrt 1985).

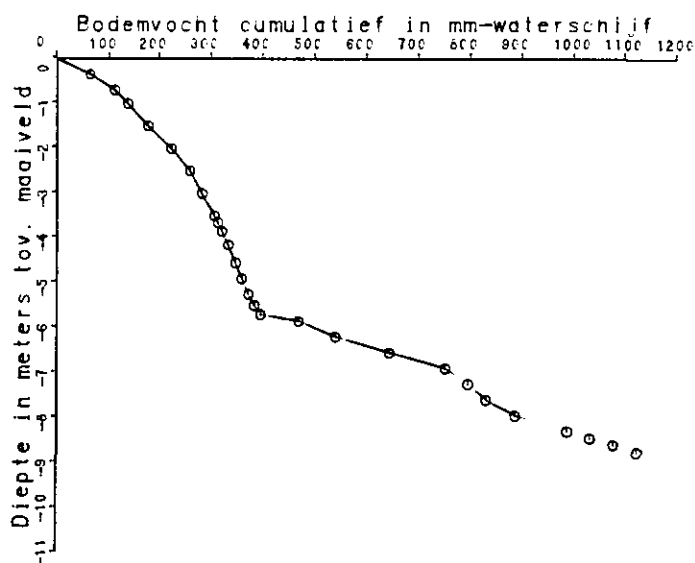
vochtinhoud

Door vermenigvuldiging van het vochtgehalte met de dikte van de betreffende laag kan de vochtinhoud van de laag berekend worden. Kenmerkend is de grote vochtinhoud van klei/leemlagen. Sommatie van de vochtinhouden van de lagen geeft de totale vochtinhoud van een profiel. Tabel 4 geeft de vochtinhoud van de laag tussen maaiveld en 1 m-mv, de maximale diepte van de wortelzone onder bouwland (Duynisveld en Strebel, 1986).

Tabel 4 Hoeveelheid vocht tussen maaiveld en 1 m-mv onder bouwland
(febr/mrt 1985 en oktober 1985 (a-nummers))

<u>boring</u>	<u>hoeveelheid vocht (mm waterschijf)</u>
1	137
1a	109
2	105
2a	125
3	134
3a	137

In figuur 5 is de vochtinhoud, in mm waterschijf, van boring 1 tegen de diepte uitgezet. De profielen van de andere boringen bevinden zich in de bijlage figuur 8. De totale vochtinhoud van de profielen verschilt aanzienlijk, maximaal een faktor 2.



Figuur 5 Vochtinhoud in mm waterschijf van boring 1 (febr/mrt 1985).

globale verblijftijden

Op basis van de berekende totale vochtinhoud van de profielen kan een schatting worden gemaakt van de gemiddelde verblijftijd van een waterdeeltje in de onverzadigde zone. Hierbij wordt dan uitgegaan van de volgende veronderstellingen:

- er treedt alleen vertikaal watertransport op;
- er is geen dispersie

Voor een schatting van de verblijftijd kan de volgende formule gebruikt worden:

$$T = V / (N-E)$$

waarin: T = gemiddelde verblijftijd onverzadigde zone (jaar);

V = totale vochtinhoud van de onverzadigde zone (mm),
die als constant verondersteld wordt;

N-E= langjarig gemiddeld neerslagoverschot (mm/jaar);

In tabel 5 zijn verblijftijdsintervallen van de 5 diepe steekboringen weergegeven. Voor de vochtprofielen van boring 4 en 5 wordt verwezen naar Krajenbrink (1987a). Van het neerslagoverschot waren geen lokale cijfers bekend. Daarom is gerekend met een interval dat aannemelijk is voor Nederland (Van Drecht, pers. meded.).

Tabel 5. Verblifftijden in de onverzadigde zone bij Putten

<u>boring</u>	<u>grondgebruik</u>	<u>V</u>	<u>N-E</u>	<u>T</u>
		mm	mm/jaar	jaar
1	bouwland (mais)	1126	300-400	2.8-3.8
2	bouwland (mais)	538	300-400	1.3-1.8
3	bouwland (mais)	1000	300-400	2.5-3.3
4	bos	674	250-300	2.0-2.4
5	bos	609	250-300	2.0-2.4

4.3. Samenstelling van bodemvocht en bovenste grondwater

4.3.1. Inleiding

In tabel 6 worden analyse resultaten gegeven van diverse parameters in bodemvocht uit poreuze cups op 1.2m-mv: gemiddelde ($\bar{x}$), standaarddeviatie (δ), range: (r) en aantal waarnemingen (n). Verder zijn voor 1985 gehalten in bodemvocht van grondmonsters rond 1.2m-mv waargegeven (NO_3^- , pH). N.B.: Het begrip NO_3^- -concentratie is weergegeven als $[\text{NO}_3^-]$, terwijl het zelfde is gedaan voor andere concentraties.

In tabel 7 worden analyseresultaten gegeven van verschillende parameters in de bovenste meters grondwater onder het bouwlandperceel van de putten 1, 2 en 3. Het betreft gegevens van de volgende bemonsteringstijdstippen: 6 februari 1986, 10 oktober 1986 en 16 juli 1987. Ook is voor de putten 1 en 2 het rekenkundig gemiddelde van de concentraties van resp. de bovenste 6 en 5 filters vermeld. Van put 3 zijn slechts concentraties van de bovenste 2 filters weergegeven omdat de bodemopbouw - zeer fijnkorrelig materiaal in de onverzadigde en vooral de verzadigde zone (tot 40 m diepte) - afwijkende chemische profielen tot gevolg heeft (Krajenbrink, 1987b). Verder worden voor nitraat (op basis van de aan de grondmonsters bepaalde concentraties) concentratieprofielen van de onverzadigde zone gemaakt voor de bemonsteringen van februari/maart en oktober 1985. Voor

concentratieprofielen van het diepere grondwater wordt verwezen naar Krajenbrink, 1988.

4.3.2. N-verbindingen

4.3.2.1. NH_4^+

Bij de extractie van de grondmonsters met gedestilleerd water wordt in de gehele onverzadigde zone onder bouwland NH_4^+ gevonden, meestal in gehalten van 0-5 mg N/l. Op enkele niveaus zijn veel hogere NH_4^+ (H_2O)-waarden gevonden, tot ca. 24 mg N/l. In en onder de leemlaag van boring 1 en ook in het fijnzandige profiel bij boring 3 worden relatief lage NH_4^+ (H_2O) gehalten aangetroffen: <1.5 mg N/l.

Extraktie met een 1 molair KCl-oplossing (al het geadsorbeerde NH_4^+ komt vrij) levert NH_4^+ (KCl) gehalten op die soms 2-3 zo groot zijn als de NH_4^+ (H_2O) gehalten. De NH_4^+ (KCl) gehalten in de onverzadigde zone onder bouwland variëren van 1.0 tot 17.2 mg N/l. Er wordt geen afname van het NH_4^+ (KCl)-gehalte met de diepte geconstateerd.

In het bodemvocht uit de poreuze cups op 1.20 m-mv worden $[\text{NH}_4^+] \leq 0.2$ mg N/l gemeten. Slechts in een geval werd een gehalte van 1 mg N/l gemeten.

Ook in het bovenste grondwater worden lage $[\text{NH}_4^+]$ gevonden: <0.02 - 1.5 mg N/l.

4.3.2.2. NO_2^-

Nitriet komt over het algemeen slechts in concentraties van enkele tienden van mg N/l in de onverzadigde zone voor. Alleen bij de steekmonsters van oktober 1985 worden in de laag 0-40 cm (bouwvoor) gehalten van 3.6 - 7.3 mg N/l aangetroffen.

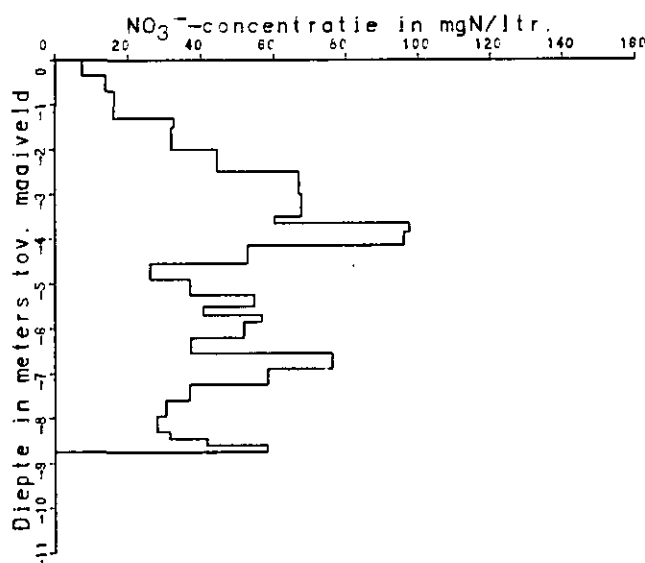
4.3.2.3. NO_3^-

profielen van de onverzadigde zone

Een voorbeeld van een nitraatprofiel onder bouwland is weergegeven in figuur 6. In de bijlage zijn de nitraatprofielen van alle boringen onder bouwland weergegeven (fig. 9).

Uit de profielen kan het volgende afgeleid worden:

- Er komen hoge concentraties voor in de gehele onverzadigde zone (veel hoger dan de EG-norm voor drinkwater, 11.3 mg N/l).



Figuur 6 Nitraatprofiel van de onverzadigde zone onder bouwland
(boring 1, febr/mrt '85)

- Er komen - ook over korte afstand, 35 à 40 cm - grote concentratieverschillen in de vertikaal voor; dit is ook het geval op grotere diepte.
- Er bestaan grote verschillen tussen het concentratieverloop van profielen die op 50 - 100 meter afstand van elkaar liggen.
- Ook over korte afstand (ca. 5 m) zijn de profielen, die resulteren uit bemonsteringen met een tijdsverschil van een half jaar (zomerperiode) niet met elkaar in verband te brengen. Concentratie-verschuivingen naar de diepte zijn bijvoorbeeld niet zichtbaar.

- Er komen - ook op grotere diepte - zones met lage concentraties voor.

bodemvochtconcentraties

De gemeten $[\text{NO}_3^-]$ variëren van 0.1 - 174.0 mg N/l (tabel 6). In figuur 10 is het verloop van de gemiddelde $[\text{NO}_3^-]$ op 1.20 m-mv weergegeven.

Het betreft een beperkt aantal meettijdstoppen (zie ook tabel 6).

Het blijkt dat de $[\text{NO}_3^-]$ in het najaar veel hoger zijn dan in het voorjaar. Met name in het winterhalfjaar van 1986/1987 is dit verschil erg groot. De gemiddelde $[\text{NO}_3^-]$ bedraagt medio februari 1987 3.7 mg N/l terwijl de $[\text{NO}_3^-]$ medio november nog 56.4 mg N/l bedroeg. De lage $[\text{NO}_3^-]$ in het voorjaar 1987 contrasteren sterk met die in het voorjaar van 1985 en 1986. In het winterhalfjaar 1986/1987 worden zeer grote concentratieverschillen tussen de cups op een bepaald tijdstip geconstateerd. Dit blijkt bijv. uit de standaarddeviatie die ook is aangegeven in figuur 10. De variatiecoëfficiënt ($\delta/\bar{x}$) van november 1986 tot april 1987 varieert van 48 - 173%. De concentratieverschillen kunnen meer dan een faktor 10 bedragen zo blijkt uit tabel 6. De hoogste gemeten $[\text{NO}_3^-]$ bedroeg 174.0 mg N/l. In figuur 11 is het $[\text{NO}_3^-]$ verloop van enkele cups in de periode november 1986 - april 1987 weergegeven. De $[\text{NO}_3^-]$ varieert soms ook sterk in de tijd. Dit blijkt bijvoorbeeld in figuur 11, tussen 3 en 11 november 1986.

Uit figuur 11 blijkt ook dat concentratieverschillen tussen de cups een bepaalde mate van consistentie vertonen in de maanden november en december 1986. Anders gezegd: Start een bepaalde cup met een relatief hoge $[\text{NO}_3^-]$ op 3 november 1986 dan blijft, de concentratie in de cup ook relatief hoog bij de eerstvolgende bemonsteringen, t/m december 1986. In het voorjaar van 1986 variëren de $[\text{NO}_3^-]$ van de cups relatief weinig in ruimte en tijd.

Tabel 6 Samenstelling van het bodemvocht op 1.2 m-nv onder bouwland; gegevens van poreuze cups (1986/1987) en grondmonsters (1985)

Bemonsteringsdatum	[NO ₃ ⁻]				[Cl ⁻]				[SO ₄ ²⁻]			
	mg N/l				mg/l				mg/l			
	$\bar{x}$	δ	r	n	$\bar{x}$	δ	r	n	$\bar{x}$	δ	r	n
febr-mrt/85	23.9	-	16.3-29.8	3	-	-	-	-	-	-	-	-
21/10/85	49.7	-	43.9-59.4	3	-	-	-	-	-	-	-	-
15/1/86	20.3	1.8	17.6-21.5	4	-	-	-	-	48	9.1	40-61	4
19/3/86	14.9	-	14.6-15.2	2	3.1	-	-	1	28.5	-	22-35	2
9/4/86	17.0	3.0	12.9-19.2	4	11.0	1.3	9.6-12.1	3	24.8	7.0	18-34	4
14/5/86	19.0	4.4	14.5-23.5	4	12	2.6	9-14	4	24.8	7.8	16-35	4
3/11/86	44.3	21.2	20.8-88.1	8	9	3.6	5.1-15.4	8	33	14.9	14-62	8
14/11/86	56.4	53.3	14.1-174.0	8	10.1	5.2	4.6-20.6	8	34.1	16.9	10-59	8
15/12/86	26.9	27.8	9.0-93.7	9	9.2	2.7	6.0-14	9	39.1	11.7	13-54	9
16/2/87	3.7	6.4	0.2-20.3	9	8.3	2.5	6-12	9	28.7	9.8	15-48	9
20/3/87	2.2	3.1	0.1-9.3	9	9.1	5.2	5-22	9	22.2	12.5	12-54	9
16/4/87	1.7	2.3	0.3-7.2	9	2.8	0.8	2-4	9	22.7	11.0	15-51	9

Bemonsteringsdatum	[Na ⁺]				[K ⁺]				[Ca ²⁺]			
	mg/l				mg/l				mg/l			
	$\bar{x}$	δ	r	n	$\bar{x}$	δ	r	n	$\bar{x}$	δ	r	n
9/4/86	3.1	0.4	2.8-3.6	4	16.3	8.1	11.4-28.4	4	31.2	4.8	24.5-35.7	4
14/5/86	4.2	2.6	2.4-8.0	4	17.6	8.6	9.4-29.4	4	30.3	6.2	24.5-36.8	3
3/11/86	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14/11/86	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15/12/86	4.0	1.2	2.8-6.4	9	22.0	9.4	13.0-37.8	9	102.5	64.7	59.1-264.0	9
16/2/87	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20/3/87	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16/4/87	2.0	0.4	1.2-2.8	9	8.7	3.9	4.8-17.4	9	9.5	1.7	6.5-11.4	8

* : Eg = elektrische geleidbaarheid

Eg [*]				pH			
mS/m							
$\bar{x}$	δ	r	n	$\bar{x}$	δ	r	n
-	-	-	-	6.1	-	6.0-6.3	3
-	-	-	-	5.9	-	5.7-6.2	3
-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	5.8	-	5.7-6.1	3
-	-	-	-	6.0	-	5.8-6.3	3
46.6	14.8	30.4-77.1	8	5.1	-	4.5-5.7	8
57.0	37.0	31.8-138.6	8	5.0	-	4.5-5.7	8
32.2	17.8	19.3-73.6	9	5.2	-	4.5-6.3	9
13.5	5.5	9-27.8	9	5.5	-	4.8-6.6	9
11.3	4.2	6.7-20.5	8	5.8	-	5.2-6.3	8
10.4	3.2	7.5-18.0	8	5.6	-	4.9-7.1	8

[Mg ²⁺]				[Al]			
mg/l				mg/l			
$\bar{x}$	δ	r	n	$\bar{x}$	δ	r	n
3.5	2.0	2.1-6.4	4	0.6	0.2	0.4-0.8	4
2.5	0.6	2.1-3.1	3	0.5	0.1	0.5-0.6	3
-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-
17.1	9.3	8.8-37.8	9	0.7	0.5	0.3-1.8	9
-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-
2.0	0.8	1.3-3.8	8	-	-	-	-

bovenste grondwater

Uit tabel 7 is af te lezen dat de concentratievariatie met de diepte groot is in het bovenste grondwater. Over 1 meter komen concentratiesprongen tot 17.8 mg N/l voor (2-9 --> 2-10 op 16 juli 1987). N.B.: 2-9 betekent put 2, filter op 9 m-mv. Ook de $[\text{NO}_3^-]$ -variatie in de tijd is groot. Zo zien we bij 1-13 binnen bijna 1 1/2 jaar een sterke $[\text{NO}_3^-]$ -daling van 62.5 tot 24.4 mg N/l (61% daling t.o.v. de hoogste concentratie). Tussen de 1e en de 3e bemonstering wordt trouwens in alle filters van put 1 en 2 en in mindere mate put 3 een $[\text{NO}_3^-]$ -daling geconstateerd. De gemiddelde $[\text{NO}_3^-]$ van de filters daalt in 1 1/2 jaar het sterkst bij put 1: van 55.9 naar 36.5 mg N/l (35% daling). Bij put 2 is de daling van de gemiddelde $[\text{NO}_3^-]$ ook bij de 2e bemonstering al zichtbaar. Tussen de 1e en de 3e bemonstering is de daling van het gemiddelde 17%.

Relatief lage $[\text{NO}_3^-]$ worden gemeten in 2-9 en in 1-11,12,13 (24.4-33.9 mg N/l).

Tabel 7 Samenstelling van het bovenste grondwater onder bouwland (mg/l)

Put	filter diepte	[NO ₃ ⁻]			[Cl ⁻]			[SO ₄ ²⁻]			[Fe]		[K ⁺]			
		mg N/l									m S/m					
		m-nv	6/2/86	10/10/86	16/7/87	6/2/86	10/10/86	16/7/87	6/2/86	10/10/86	16/7/87	6/2/86	10/10/86	16/7/87	6/2/87	10/10/86
1	8	55.5	47.0	49	43.4	-	29	53	56	52	70.1	-	57	20.2	-	17.0
	9	54.2	53.3	41.3	33.1	18	24	33.0	50	52	59.1	-	46.5	8.5	5.9	3.8
	10	61.9	61.9	40.4	33.9	17	29	31.0	61	62	63.8	-	47.5	-	37.0	5.6
	11	58.9	68.2	30.0	29.4	27	30	34.0	44	40	60.1	-	43	-	3.6	2.2
	12	42.2	53.3	33.9	26.1	26	31	28.0	36	38	52.8	-	49.5	-	3.6	3.1
	13	62.5	49.2	24.4	28.9	27	29	27.5	41	34	64.9	-	44.5	-	3.1	2.6
	gemiddeld	55.9	55.5	36.5	32.5	23	28.7	34.4	48	46	61.8	-	48	-	10.6	5.7
2	9	-	37.5	26.2	-	-	10	-	58	40	-	-	37	-	-	41.2
	10	48.7	40.0	44.0	24.2	9.5	15	54.5	62	55	65.9	-	44.5	34.8	35.8	48.5
	11	47.0	44.5	42	31.5	15	14	47.0	48	63	55.0	-	43	-	20.2	43.5
	12	47.6	48.8	45.2	37.1	22	16	33.0	36	55	70.6	-	49	-	18.7	41.0
	13	49.5	51.0	42.7	38.0	28	16	29.0	33	64	76.4	-	54.4	-	17.3	35.5
	gemiddeld	48.2	44.4	40.0	32.7	18.6	14.2	40.9	47.4	55	67.0	-	45.6	-	23.0	41.9
3	10	37.7	38.8	34.5	41.0	31	36	22.0	28	31	55.8	-	52	2.6	1.6	3.0
	11	7.6	6.3	4.6	23.6	20	23	20.0	18	20	27.2	-	24	1.9	2.2	2.3

Put		pH			[Ca ²⁺]		[Mg ²⁺]		[Na ⁺]		[Al]	
		filters	6/2/86	10/10/86	16/7/87	Filters	6/2/86	Filters	6/2/86	filters	6/2/86	filters
1	8 t/m 13	6.5-7.7	6.6-7.0	6.9-7.8	8+9	51-62	8+9	16.6-18.0	8+9	18.8-22.0	8+9	<0.1
	gemiddeld	7.0	6.7	7.2	-	-	-	-	-	-	-	-
2	9 t/m 13	6.1-7.2	4.8-7.3	4.8-7.2	10	9.9	10	11.8	10	13.4	10	0.1
	gemiddeld	6.6	5.5	5.5	-	-	-	-	-	-	-	-
3	10+11	7.3-7.9	7.3-7.4	7.8-7.9	10+11	36-84	10+11	5.1-11.6	10+11	11.8-17.8	10+11	0.2-1.6

4.3.3. Cl^-

bodemvocht

Uit tabel 6 blijkt dat de in de poreuze cups gemeten $[\text{Cl}^-]$ van 2 tot 22 mg/l variëren. De gemiddelde concentratie (gegevens van 2 winterhalfjaren) varieert tussen 2.8 en 12 mg/l. Zeer lage concentraties worden in april 1987 gemeten (2-4 mg/l).

bovenste grondwater

De $[\text{Cl}^-]$ in het bovenste grondwater variëren van 9.5 tot 43.4 mg/l (tabel 7). De $[\text{Cl}^-]$ vertoont soms grote sprongen over 1 meter in de vertikaal tot 10.3 mg/l bij 1-8. De gemiddelde $[\text{Cl}^-]$ van de bovenste filters vertoont in de periode van bijna 1 1/2 jaar bij put 1 en 2 een daling van resp. 12 en 57%. De gemiddelde $[\text{Cl}^-]$ bij put 2 is bij de 3e bemonstering 14.2 mg/l. De $[\text{Cl}^-]$ daling is al ingezet bij de 2e bemonstering, hetgeen vooral goed zichtbaar is bij put 2. Bij put 1 is de gemiddelde $[\text{Cl}^-]$ bij de 2e bemonstering nog lager dan bij de 3e bemonstering. In enkele filters zijn $[\text{Cl}^-]$ van 9.5 à 10 mg/l gemeten.

4.3.4. SO_4^{2-}

bodemvocht

Uit tabel 6 blijkt dat de $[\text{SO}_4^{2-}]$ variëren van 10-62 mg/l. Vooral in de winterperiode van 1986/1987 vertonen de afzonderlijke cups grote verschillen in concentratie. De hoogste gemiddelde $[\text{SO}_4^{2-}]$ komen in november en december 1986 voor.

bovenste grondwater

De in het bovenste grondwater gemeten $[\text{SO}_4^{2-}]$ liggen tussen 27.5 en 64 mg/l (tabel 7). Het blijkt dat de $[\text{SO}_4^{2-}]$ een stijgende tendens vertonen die al zichtbaar is bij de 2e bemonstering. Vooral bij de bovenste 1 tot 3 filters is bij alle bemonsteringen sprake van relatief hoge $[\text{SO}_4^{2-}]$, hoewel bij de 3e bemonstering ook op enkele meters diepte al hoge $[\text{SO}_4^{2-}]$ voorkomen (2-13).

4.3.5. K^+

bodemvocht

De $[\text{K}^+]$ variëren van 4.8 - 37.8 mg/l (tabel 6). De concentratieverschillen tussen de cups op een bepaald tijdstip zijn aanzienlijk. Uit het beperkte aantal gegevens is af te leiden dat de $[\text{K}^+]$ in april 1987 veel lager is dan in april/mei 1986.

bovenste grondwater

De $[\text{K}^+]$ varieert tussen 1.6 en 48.5 mg/l (tabel 7). Er komen zeer grote concentratie sprongen in de vertikaal voor zoals rond 1-8 en 1-10. Met name in put 2 zijn de $[\text{K}^+]$ erg hoog. Bij de 2e en 3e bemonstering is het gemiddelde resp. 23.0 en 41.9.

4.3.6. Eg

bodemvocht

De gemeten waarden voor de elektrische geleidendheid (Eg) variëren van 6.7 tot 138.6 mS/m. De gegevens van de winterperiode 86/87 laten op een bepaald bemonsteringstijdstip grote variaties in de Eg zien i.c. in november en december 1986. De standaarddeviatie van 3 achtereenvolgende bemonsteringen

bedraagt in deze periode 32, 65 en 35% van het gemiddelde. Uit het verloop van de gemiddelde E_g ($10.4 < E_g < 57.0$ mS/m; figuur 12) blijkt dat vanaf februari 1987 een lage waarde is bereikt die daarna niet veel meer daalt.

bovenste grondwater

De E_g -waarden variëren van 37 tot 76.4 mS/m (tabel 7). De laagste waarde wordt gemeten in het bovenste filter van put 2. Bij de 3e bemonstering is de E_g in alle filters gedaald t.o.v. de 1e bemonstering. De maximale daling in een filter is 32% (2-10). De daling van het gemiddelde tussen de 1e en de 3e bemonstering is bij put 1 en put 2 resp. 22 en 32%.

4.3.7. pH

bodemvocht

De pH varieert van 4.5 tot 7.1. In de winterperiode 1986/1987 worden de laagste pH-waarden in november en december gemeten (tabel 6). Dit geldt ook voor de gemiddelde pH : 5.0 - 5.2. In het voorjaar van 1987 ligt de gemiddelde pH een halve eenheid hoger : 5.5 - 5.8.

bovenste grondwater

De pH van het bovenste grondwater ligt gemiddeld 1 pH-eenheid hoger dan die van het bodemvocht. Dit geldt niet voor de 2 laatste bemonsteringen van put 2, als het gemiddelde laag komt te liggen door een pH-uitschieter van 4.8 in 1 filter (de overige pH-waarden zijn groter dan 6.0).

4.3.8. Andere parameters

Van enkele parameters - Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Al - zijn slechts een beperkt aantal bepalingen uitgevoerd. De resultaten geven een indicatie van de orde van grootte van de concentraties in bodemvocht en grondwater.

bodemvocht

- Ca^{2+} : De $[\text{Ca}^{2+}]$ variëren van 6.5 tot 264.0 mg/l (tabel 6). De hoogste concentraties worden in december 1986 gemeten. De concentraties in april 1987 zijn kleiner dan 1/3 van die in april/mei 1986.
- Mg^{2+} : De $[\text{Mg}^{2+}]$ variëren van 1.3 tot 37.8 mg/l. De hoogste concentraties worden in december 1986 gemeten.
- Na^+ : De $[\text{Na}^+]$ ligt tussen 1.2 en 8.0 mg/l.
- Al : De [Al] ligt tussen 0.3 en 1.8 mg/l.

bovenste grondwater

- Ca^{2+} : Bij put 1, 2 en 3 (filter 10) ligt $[\text{Ca}^{2+}]$ tussen 51 en 99 mg/l (tabel 7).
- Mg^{2+} : Bij put 1, 2 en 3 (filter 10) ligt $[\text{Mg}^{2+}]$ tussen 11.6 en 18.0 mg/l.
- Na^+ : De $[\text{Na}^+]$ varieert van 13.4 - 22.0 mg/l.
- Al : De [Al] van put 1, 2 en 3 (filter 10) is ≤ 0.2 mg/l, terwijl in 3-11 een waarde van 1.6 mg/l is gemeten.

5. INTERPRETATIE EN DISCUSSIE

5.1. Stikstofbelasting van het bouwlandperceel

Op grond van mededelingen van de grondgebruiker en van waarnemingen kan gesteld worden dat er na het groeiseizoen van 1983 geen organische mest meer is toegediend op het bouwland. Tot het groeiseizoen van 1983 is het perceel voor mestdumping gebruikt, zodat de precieze giften drijfmest onbekend zijn. De kunstmestgift (april) zal vanaf 1984 veel groter zijn dan daarvoor omdat de meststoffentoediening sindsdien alleen via kunstmest plaatsvindt. Uit mededelingen van de grondgebruiker is niet duidelijk geworden hoe groot de kunstmestgift is. Om deze reden wordt 200 kgN/ha/jr als stikstofgift aangehouden. Dit is de hoeveelheid N die een (goed) gewas snijmaais ongeveer onttrekt aan de grond (PAGV, 1981).

Een andere bron van opneembare en aan uitspoeling onderhevige N-verbindingen in de wortelzone is de mineralisatie van organische stikstof. Een deel hiervan zal jong zijn (resten van laatste maisoogst) terwijl de rest (humus) een uiteenlopende leeftijd zal hebben.

Voor een schatting van de betekenis hiervan voor de N-belasting zijn in december 1985 totaal-N gehalten in de bouwvoor bepaald (par. 4.1.). Het gemiddelde is 0.08 g N/100 g droge grond en de standaarddeviatie is 0.0093 (n=16).

Nemen we voor de bouwvoor een dichtheid van 1.35 g/cm³ aan (Hauwert, 1984) dan resulteert dit in een N-voorraad in de bouwvoor van 3240 kg/ha (st.dev. 365). Verheyen en Steenvoorden (1981) vermelden N-voorraden in de bouwvoor van bemestingsproefpercelen te Gortel op de oostelijke Veluwe: 3880-5960 kg/ha. De N-voorraad in de bouwvoor te Putten is dus relatief laag te noemen. Mineralisatie van stikstof kan globaal volgens twee methoden worden berekend (Zandt et al., 1986). De eerste methode is afgeleid uit de theorie over humusopbouw en afbraak van Kortleven en berekent mineralisatie als de som van twee componenten samenhangend met humusafbraak en omzetting van verse organische stof (oogstresten). Kortleven vond dat jaarlijks 2% van de humus (oude organische stof) wordt afgebroken en veronderstelde dat tevens 2% van de organische N mineraliseert (1e orde afbraakproces). Bij omzetting van verse organische stof wordt afhankelijk van de humificatiecoëfficiënt (deel van de stof die in humus wordt omgezet) en N-gehalte, stikstof

gemineraliseerd of geïmmobiliseerd. De tweede methode van Greenwood veronderstelt dat de gemiddelde mineralisatiesnelheid niet afhangt van het humusgehalte maar dat voor een gegeven bouwplan constant is bij een gegeven temperatuur. Zandt et al. (1986) hebben het verloop van de minerale stikstof in de grond berekend met een simulatiemodel waarin uitspoeling en mineralisatie van de stikstof zijn verdisconteerd. Zij krijgen over het algemeen betere resultaten als een constant niveau voor de mineralisatie wordt verondersteld (nulde orde afbraakproces). Dit wijst er volgens hen op dat de mineralisatie niet zo zeer bepaald wordt door het totale organische stofgehalte als wel door het gedeelte dat vrij recent aan de bodem is toegevoegd (jonge humus).

Aangezien bij Putten na de winterperiode van 1982/1983 geen organische mest meer is toegepast op het bouwlandperceel zal de verse organische stof (jonge humus) geheel bestaan uit oogstresten van de mais. De C/N-verhouding (par. 4.1.; Krajenbrink, 1987a) wijst ook op de aanwezigheid van verse organische stof.

Een probleem is echter om de fractie jonge humus vast te stellen. Wordt de mineralisatiecoëfficiënt van Kortleven -2%- toegepast op de totale hoeveelheid organische stikstof in de bouwvoor (3240 kgN/ha) dan vinden we een N-belasting door mineralisatie van 65 kg N/ha/jr. Waarschijnlijk is dit een overschatting van de werkelijke mineralisatie omdat de oude, niet actieve humus, ook meetelt in de berekening.

In de winterperiode, als de uitspoeling van grote betekenis is, is de mineralisatie (sterk temperatuur afhankelijk proces) relatief klein.

Verder zijn er duidelijke aanwijzingen (par. 5.2.) dat omstreeks 1 november 1986 voor het eerst een extra kunstmestgift is toegepast t.b.v. een als groenbemester bedoeld gewas winterrogge. De hoeveelheid is onbekend.

Voor de natuurlijke N-belasting van het bouwlandperceel door atmosferische depositie kan 50 kg N/ha/jr worden aangehouden (Van Aalst, 1984).

5.2. Het uitspoelingsproces

Uitspoeling is het proces waarbij (mest-)stoffen, zoals nitraat, door een neerwaartse waterbeweging (percolatie) onder de wortelzone komen, zodat ze niet meer voor de plant opneembaar zijn. Vaak wordt hiervoor het niveau van

1 m-mv aangehouden. De uitspoeling van een stof (op een bepaald moment) is te definiëren als de concentratie van de stof in het bodemvocht onder de wortelzone maal de percolatieflux.

Uitspoeling treedt voornamelijk in de winterperiode op als er sprake is van een substantiële percolatie door het grote neerslagoverschot; het betreft gemiddeld de periode november t/m april. Echter ook in het groeiseizoen kan, bij hoge neerslag, uitspoeling plaatsvinden (Sunkel, 1979). Juist in een situatie als bij Putten kan dit laatste plaatsvinden omdat de wortelzone (0-lm-mv) uit matig grofzand ($210 < M\text{-cijfer} < 420 \mu\text{m}$) met een geringe bergingscapaciteit bestaat. Uit tabel 4 blijkt dat de vochtinhoud van deze laag (gemeten in februari/maart en oktober 1985) relatief gering is : 105-137 mm. Voor een beschouwing over de betekenis van de vochtinhoud van de wortelzone (0-lm-mv) voor het uitspoelingsproces kan worden verwezen naar Duynisveld en Strebel (1986). Omdat er bij mais (het hoofdgewas op het onderzoeksperceel; groeiperiode eind april- medio oktober) pas vanaf juli sprake is van een volgroeid gewas, dat optimaal verdampt en nitraat opneemt, zal een eventuele nitraatuitspoeling tijdens het groeiseizoen met name in de vroege zomer optreden. Hiervoor zijn ook aanwijzingen gevonden in de $[\text{Cl}^-]$ -profielen van de onverzadigde zone (Krajenbrink, 1987a).

Nitraat dat in de winterperiode uitspoelt kan van drieërlei herkomst zijn:

- Nitraat dat na de maisoogst nog in de wortelzone aanwezig is; na 1983 kan dit een deel van kunstmestgift in april zijn en/of nitraat, dat bij de mineralisatie in de zomerperiode vrijkomt; zie ook par. 5.1.
- Nitraat dat door de afbraak van organisch bodemmateriaal (mineralisatie en nitrificatie) in de winterperiode ontstaat; dit is waarschijnlijk een kleine post (par. 5.1).
- Nitraat dat door bemesting in de winterperiode wordt toegediend; na 1983 is pas in november 1986 weer sprake van een winterbemesting (kunstmest t.b.v. winterrogge).

Uit figuur 10 blijkt dat de samenstelling van het percolatiewater onder de wortelzone (1.20m-mv) een aanzienlijke variatie in de tijd vertoont. In het najaar als de percolatie op gang komt zien we de hoogste concentraties terwijl in het voorjaar veel lagere concentraties worden gemeten. Opvallend is dat in het voorjaar van 1987 zeer lage $[\text{NO}_3^-]$ en in het najaar van 1986, door een extra mestgift omstreeks 1 november, relatief hoge $[\text{NO}_3^-]$ worden

gemeten. In februari 1987 is de gemiddelde $[\text{NO}_3^-]$ in het percolaat al gedaald tot 3.7 mg N/l.

Uit figuur 13 blijkt dat het neerslagoverschot van november-april in 1986/1987 relatief groot is geweest in vergelijking met 1984/1985 en 1985/1986. Waarschijnlijk heeft de extra grote percolatie in de winter van 1986/1987 er toe bijdragen dat het nitraat voor het grootste deel al in februari uit het bodemprofiel is gespoeld. Verder heeft mogelijk ook het omploegen van het maisland, eind oktober 1986, met als gevolg een lossere bodemstructuur bijgedragen aan een snellere en effectievere doorspoeling van de wortelzone. Dit resulteert dan in een smalle doorbraakcurve van nitraat. Het feit dat in het voorjaar van 1985 en 1986 nog $[\text{NO}_3^-]$ rond 20 mg N/l op 1.20m-mv worden gemeten wijst er op dat de percolatie geen zogenaamde propstroom (piston-flow) is, met volledige verdringing van het aanwezige bodemvocht (incl. nitraat). Dit is af te leiden uit de grootte van het, cumulatieve neerslagoverschot in vergelijking met de (weinig variërende) vochtinhoud van de laag tussen 0 en 1m-mv.

Bij volledige verdringing zou het nitraat al in december uit deze laag verdwenen zijn.

Ook het feit dat bij het 2e nitraatprofiel van de onverzadigde zone (figuur 9), geen concentratie verschuivingen naar de diepte zijn te onderscheiden geeft aan dat het stromingsproces geen propstroom is. Uit de gegevens van het voorjaar 1986 blijkt verder dat de gemiddelde $[\text{NO}_3^-]$ vanaf januari blijft "hangen" tussen 15 en 20 mg N/l terwijl het neerslagoverschot van februari t/m april nog ca. 100 mm is. Ook hieruit blijkt de geringe nitraatverdringingsefficiëncy van het percolatiewater. De oorzaak van dit verschijnsel is waarschijnlijk het optreden van voorkeursstroming bij de percolatie. In de na de maisoogst verdichte wortelzone (intensief bereiden land) spelen wortelgangen van de oogstresten hierbij mogelijk een belangrijke rol. Het verloop van de in de afzonderlijke cups gemeten $[\text{NO}_3^-]$ in 1986/1987 geeft nog aanvullend inzicht in het uitspoelingsproces. De concentratieverschillen tussen de cups bedragen soms meer dan een faktor 10. Het feit dat cups, die begin november 1986 starten met een relatief hoge concentratie, deze bij de eerstvolgende bemonsteringen houden wijst op een nauwe relatie tussen de nitraatbron en de cup. Deze nitraatbron zal een plek aan het maaiveld of in de (toplaag van de) omgeploegde bouwvoor zijn met een hoge nitraatdichtheid (wellicht

kunstmestkorrels). De nauwe relatie wijst vervolgens op min of meer vastliggende stroombanen waarlangs het water vanaf het maaiveld in de bodem zijgt.

5.3. Variatie in de uitspoeling

Om verschillende redenen zijn gegevens van de samenstelling van het bodemvocht onder de wortelzone nog onvoldoende voor het bepalen van de totale uitspoeling (en grondwaterbelasting).

In de onverzadigde zone is meestal sprake van een grote concentratievariatie in ruimte en tijd. Strebel et al. (1985) geeft een voorbeeld van de variatie in de tijd. Het betreft cijfers van de 10 jaar lang gemeten $[\text{NO}_3^-]$ onder de wortelzone op een bepaald punt onder zandbouwland bij Hannover in Westduitsland (grondwaterspiegel 1-2m-mv). Het 10-jaarlijks gemiddelde van de $[\text{NO}_3^-]$ in het percolaat bedroeg 25.3 mg N/l en de standaarddeviatie 12.8 mg N/l. Dit gemiddelde blijkt goed overeen te komen met het ruimtelijk gemiddelde van de $[\text{NO}_3^-]$ van het bovenste grondwater. Zie par. 5.6.

De $[\text{NO}_3^-]$ -variatie in de tijd kan al optreden door verdunningseffecten als gevolg van de variërende waterflux gedurende het jaar. In verband met deze relatie waterflux- $[\text{NO}_3^-]$ is vermeldenswaard dat bij veldmetingen vaak wordt geconstateerd dat juist voor dat de percolatieflux sterk gaat stijgen (in het najaar) er sprake is van een sterke stijging van het $[\text{NO}_3^-]$ in het bodemvocht (Sunkel, 1979).

Voor het bepalen van de stofflux naar het grondwater moeten de gemeten stofconcentraties vermenigvuldigd worden met de bijbehorende waterfluxen. Probleem hierbij is dat deze laatste in de praktijk alleen zeer globaal berekend (kunnen) worden, met grote foutenmarges. Zeer grote fouten kunnen worden gemaakt als de stofflux wordt geschat door de gemiddelde waterflux (neerslagoverschot) te vermenigvuldigen met de gemiddelde stofconcentratie in het bodemvocht (Biggar en Nielsen, 1976).

De percolatieflux is bij Putten ook niet bekend. Het uitvoeren van voldoende metingen van vochtspanning en onverzadigde doorlatendheid voor een benaderende berekening van de waterfluxen zou binnen het stikstofproject een onevenredig grote inspanning hebben gevergd.

Een indruk van de $[\text{NO}_3^-]$ variatie in ruimte en tijd van het bodemvocht op 1.2 m-mv geeft figuur 10. De gemiddelde $[\text{NO}_3^-]$ vertoont een jaarlijkse gang terwijl de ruimtelijke variatie, die tot uiting komt in de standaarddeviatie, met name groot is in de winterperiode 1986/1987. Ook de Eg vertoont deze grote variatie in deze winterperiode (Tabel 6). Het $[\text{NO}_3^-]$ - en Eg-verloop van enkele cups is weergegeven in figuur 11 en 12. De relatief grote $[\text{NO}_3^-]$ -variatie in 1986/1987 vindt z'n oorzaak in de kunstmestgift op de winterrogge (omstreeks 1 november 1986).

Dat kalkhoudende stikstofkunstmest is gegeven blijkt uit de hoge $[\text{Ca}^{2+}]$ en de grote variatie daarin. De relatief hoge $[\text{Mg}^{2+}]$ wijzen verder op de aanwezigheid van magnesium in de kunstmest. Een van plaats tot plaats sterk variërende uitspoeling van meststoffen na een kunstmestgift is (bij een voldoende groot neerslagoverschot) ook te verwachten na de jaarlijkse kunstmestgift op mais grond in april/mei. Zie ook par. 5.2. Hiervan zijn geen gegevens beschikbaar o.a. omdat de poreuze cups niet meer zijn te gebruiken na het ploegen van het land, eind april. N.B.: De bemonstering van 14/5/1986 betrof poreuze cups in niet geploegd land, vlak naast de onderzoekspuiten.

Ook de verticale $[\text{NO}_3^-]$ profielen onder bouwland geven een indruk van de grote concentratievariatie in de onverzadigde zone, die tot op grote diepte aanwezig is (figuur 9). De zones met lage $[\text{NO}_3^-]$ weerspiegelen waarschijnlijk relatief schoon water dat in de late winter infiltreert. Bij de steekboringen in februari-maart 1985 zien we dit schone water in de bovenste 2 meter van de onverzadigde zone.

Een extra probleem bij het bepalen van de werkelijke uitspoeling is nog dat watertransport in de onverzadigde zone gepaard kan gaan met voorkeurstroombanen met een relatief grote stroomsnelheid (Krajenbrink, 1987a; par. 5.2. en 5.5).

5.4. De uitspoeling bij het huidige bemestingsregime

In par. 5.3. is gebleken dat het bepalen van de representatieve uitspoeling onder het bouwlandperceel, die relevant is voor de grondwaterbelasting, lastig is.

Hieronder zal dan ook alleen een schatting worden gemaakt van het effect van het gewijzigde bemestingsregime voor de nitraatbelasting van de diepere onverzadigde zone (en het grondwater). We maken hierbij gebruik van tabel 8. Hierin staan de gewogen (vochtinhoud) gemiddelden van $[\text{NO}_3^-]$ van verschillende diepteintervallen van de onverzadigde zone (februari-maart en oktober 1985).

Tabel 8. Nitraatconcentraties in de onverzadigde zone; gewogen gemiddelden over profielintervallen.

<u>februari/maart 1985</u>			<u>oktober 1985</u>		
boring	diepte	gem.conc.	boring	diepte	gem. conc.
	m-mv	mgN/l		m-mv	mgN/l
1	0 - 1.5	11	1a	0 - 1.2	28
	1.05 - 4.15	41		1.2 - 4.0	58
	1.05 - 8.75	43			
2	0 - 1.05	15	2a	0 - 1.2	30
	1.05 - 3.85	58		1.2 - 4.0	84
	1.05 - 8.4	77			
3	0 - 1.05	16	3a	0 - 1.2	32
	1.05 - 3.85	75		1.2 - 4.0	72
	1.05 - 9.1	60			

De chemische profielen betreffen de situaties 1 1/2 en 2 jaar na de wijziging van het bemestingsregime. De grond ligt braak in de winter en de mais ontvangt alleen kunstmest in april.

De situatie van 1986/1987 met de winterrogge en een extra kunstmestgift omstreeks 1 november is extra complicerend voor het uitspoelingspatroon en wordt eerst buiten beschouwing gelaten.

Met behulp van de gemiddelde $[\text{NO}_3^-]$ over de intervallen 0-1.05m-mv en 0-1.20m-mv kan een interval voor de nitraatbelasting van de diepe onverzadigde zone worden gegeven.

* De gegevens februari-maart betreffen een situatie met een relatief lage nitraatbelasting van de diepe onv. zone. Een groot deel van het aan het eind van de zomerperiode in de wortelzone aanwezige nitraat is al uitgespoeld, wat relatief lage $[\text{NO}_3^-]$ veroorzaakt: 11-16 mg N/l.

* Medio oktober 1985 betreft een tegenovergestelde situatie. Na de maisoogst zijn de $[\text{NO}_3^-]$ nog relatief hoog: 28-32 mg N/l. De uitspoeling van nitraat zal kort daarna op gang komen.

Op grond hiervan kan gesteld worden dat de gewogen gemiddelde $[\text{NO}_3^-]$ van het percolaat dat naar het grondwater stroomt tussen 11 en 32 mg N/l ligt.

De $[\text{NO}_3^-]$ van de poreuze cups in de periode januari tot mei 1986 - gemiddeld 14.9 - 20.3 mg N/l liggen ook in deze range (tabel 6). Zie echter ook par. 5.2. en 5.3.

Uit een vergelijking van de gemiddelde nitraat gehalten van de wortelzone met die van de diepere onverzadigde zone is af te leiden dat het gewijzigde bemestingsregime tot een verbetering van de kwaliteit van het percolaat uit de wortelzone leidt, hoewel nog steeds sprake is van (gemiddelde) $[\text{NO}_3^-]$ boven de Eg-drinkwaternorm van 11.3 mg N/l. Naar aanleiding van de winterrogge en de extra kunstmestgift in de winter van 1986/1987 nog het volgende.

De stikstofgift (onbekende hoeveelheid) is waarschijnlijk geheel uitgespoeld. Geconstateerd is nl. dat de rogge weinig groei vertoonde zodat N-opname nauwelijks een rol speelde.

Het toepassen van een groundbedekker voor de opname van rest nitraat uit de bouwvoor zal in principe een (gering) gunstig effect hebben op de uitspoeling. Een extra kunstmestgift ten behoeve van deze groundbedekker is voor de grondwaterkwaliteit echter zeer ongewenst (en voor het gewas ook min of meer nutteloos).

5.5. De onverzadigde zone als buffer voor de grondwaterbelasting

De resultaten van ammonium wijzen er op dat deze stof voor het grootste deel in de wortelzone wordt omgezet in andere stikstofverbindingen zoals nitraat (nitrificatie). Opvallend is echter dat op grotere diepte NH_4^+ wel overal aanwezig is, maar dan voornamelijk in geadsorbeerde vorm. Dit is ook het geval als de onverzadigde zone grofzandig en grindhoudend is. Nitrificatie van dit NH_4^+ blijkt niet plaats te vinden. Transport van NH_4^+ door de onverzadigde zone treedt wel op, zo blijkt uit het voorkomen van NH_4^+ in het grondwater. Er zijn geen aanwijzingen dat er onder de wortelzone afbraak van nitraat in de onverzadigde zone optreedt. Het organische stofgehalte is zeer laag en het bodemmateriaal is in hoofdzaak grofzandig (par. 4.1.).

Ook het feit dat in de gehele onverzadigde zone roodkleurig (ijzerhoudend) zand is aangetroffen wijst op een oxyderend milieu.

Verder geeft het verloop van de nitraatprofielen van de onverzadigde zone geen aanleiding om denitrificatie te veronderstellen.

De pH van bovenste grondwater (tabel 7) blijkt gemiddeld ca. 1 pH eenheid hoger te zijn dan van het bodemvocht op 1.20m-mv. In enkele gevallen is dit verschil echter veel geringer (put 2).

Uit de vochtprofielen is af te leiden dat bij de aanname van propstroming het effect van het stoppen met de mestdumping vanaf (winterperiode 1983/1984) pas na ca. 1 1/2 jaar merkbaar zal zijn in het grondwater (tabel 5). In het bovenste grondwater werd na 2 jaar aanwijzingen gevonden (1e meting) van de doorbraak van schoner percolatiewater. Het is echter nog de vraag wat de waarde is van de berekende globale verblijftijden. Diverse gegevens wijzen namelijk op een stromingsproces in de onverzadigde zone waarbij o.a. snel transport van water via voorkeurstroombanen in grofzand- en grondlagen optreedt (par. 5.2.; Krajenbrink, 1987c; van Ommen en Thunnissen, 1987). Een deel van het percolatiewater heeft daardoor een relatief korte verblijftijd in de onverzadigde zone of in delen daarvan. Bij beschouwingen met betrekking tot de kwetsbaarheid van grondwater onder dikke onverzadigde zones zal hier rekening mee gehouden moeten worden. Een deel van de geïnfiltreerde neerslag kan met een bepaalde kwaliteit onverwacht snel aankomen bij het grondwater.

5.6. Verandering van de grondwaterbelasting

Door de grote variatie in de uitspoeling (par. 5.3.) moet in het algemeen ook rekening worden gehouden met een variatie in de nitraatbelasting van het grondwater onder landbouwgrond. Een voorbeeld.

Bij Hannover (BRD) werd in het bovenste grondwater onder zandbouwland (grondwaterspiegel 1-2m-mv) een normale verdeling van de $[\text{NO}_3^-]$ gevonden (Strebel, Böttcher en Kölle, 1985). Van de in totaal 132 monsters uit een 10 km^2 groot gebied was het gemiddelde 27.2 mg N/l en voor het 95% betrouwbaarheidsinterval was de afwijking ca. 2.8 mg N/l . De ruimtelijke spreiding weerspiegelt het totale effect van de factoren die een rol spelen bij uitspoeling en grondwaterbelasting.

Het precies bepalen/karakteriseren van de grondwaterbelasting onder een bouwlandperceel met een bepaald bodemgebruik en bemesting vereist een intensieve bemonstering in tijd en ruimte. Het zelfde geldt uiteraard voor het vaststellen van de grondwatereffecten van een veranderd bemestingsregime, bijv. in een situatie als bij Putten.

Sunkel (1979) heeft voor zandbouwland (grondwaterspiegel 1-2m-mv) aangetoond dat een sterk gewijzigd bemestingsregime grote gevolgen heeft voor uitspoeling en grondwaterbelasting. Na de stopzetting van de nitraatbemesting op percelen die jaren intensief waren bemest, in het voorjaar van 1977, daalden de $[\text{NO}_3^-]$ van het bovenste grondwater in de zomer van 1978 tot ca. 8 mg N/l terwijl het gehalte op het bemeste referentieperceel 68 mg N/l bedroeg. Hiermee werd de nauwe relatie tussen bemesting en uitspoeling duidelijk aangetoond. Bovendien blijkt hieruit dat de betekenis van de "basisuitspoeling" door mineralisatie relatief gering is. Uit de kwaliteitsgegevens van het bovenste grondwater bij Putten (tabel 7) blijkt dat er bij de 2e bemonstering op 10 oktober 1986 sprake is van een $[\text{NO}_3^-]$ -verlaging in de toplaag van het grondwater. Bij de 3e bemonstering van 16 juli 1987 is het opschoningseffect van het gewijzigde bemestingsregime nog duidelijker zichtbaar, met name bij put 2, waar in de bovenste meter grondwater een $[\text{NO}_3^-]$ van 26.2 mg N/l is gemeten. Gemiddeld is de $[\text{NO}_3^-]$ -daling in de bovenste 5-6 meter grondwater tussen de 1e en de 3e bemonstering 17-35% (t.o.v. de 1e bemonstering). Voor de afzonderlijke filters bedraagt de daling maximaal 61%.

Uit de $[Cl^-]$ komt de doorbraak van het "schonere" percolatiewater nog duidelijker naar voren; dit geldt ook al bij de 2e bemonstering, een kleine 3 jaar na het stoppen van de mestdumping in de winter. Gemiddeld is de $[Cl^-]$ -daling over de bovenste 5-6 meter grondwater 12-57% (t.o.v. de 1e bemonstering). Voor de afzonderlijke filters is de daling maximaal 58%.

Uit de lage $[Cl^-]$ van het bovenste filter bij de bemonstering van 6 februari 1986 blijkt dat het opschoningseffekt plaatselijk al 2 jaar na het stoppen met de mestdumping is te zien in het bovenste grondwater.

Het valt op dat parallel aan de daling van $[NO_3^-]$ en $[Cl^-]$ in het bovenste grondwater $[SO_4^{2-}]$ een duidelijke stijging te zien geeft tot niveaus (max. 64 mg/l) die ook in het diepere grondwater nergens voorkomen (Krajenbrink, 1987b). Deze $[SO_4^{2-}]$ -stijging is al zichtbaar bij de 2e bemonstering. De oorzaak hiervan is waarschijnlijk dat vanaf april 1984, veel meer kunstmest wordt gegeven met sulfaat als nevenbestanddeel.

Uit het feit dat niet alleen de bovenste 1 à 2 filters maar ook filters op enkele meters diepte een $[NO_3^-]$ en $[Cl^-]$ daling te zien geven blijkt dat het stromingsproces in het bovenste grondwater al betrekkelijk complex is en niet overeenkomt met het ideaaltipe in de homogene/anisotrope aquifer. Ook hier is waarschijnlijk sprake van voorkeursstroombanen die het uit de onverzadigde zone komende water relatief snel op grotere diepte brengen. Het is nog niet duidelijk of de nitraatbelasting van het bovenste grondwater in de nieuwe bemestingssituatie al een stabiel niveau (range) heeft bereikt.

Hoewel de $[Cl^-]$ wijzen op een volledige doorbraak van het opschoningseffekt tot op enkele meters diepte in het grondwater, ijlt het effect bij NO_3^- mogelijk wat na door het specifieke gedrag van N-verbindingen in de wortelzone, met processen als immobilisatie, mineralisatie en plantopname. Chloride daarentegen komt opgelost of als zout (kunstmest) op de grond en in de wortelzone terecht en kan daarom direkt uitspoelen.

Een vergelijking van de laagste $[NO_3^-]$ in het bovenste grondwater met het interval voor gemiddelde $[NO_3^-]$ in de bovenste meter van de onverzadigde zone in 1985 suggereert echter dat de verminderde nitraatbelasting van het grondwater uiteindelijk $[NO_3^-]$ van 20 à 25 mg N/l zal betekenen. Dit betekent dat de nitraatbelasting 50-70% is teruggebracht naar nog steeds tot $[NO_3^-]$ boven de drinkwaternorm (11.3 mg N/l) leidt. Dit is dan het

geval bij een landbouwkundig gezien normale stikstofgift op mais. In verband met de extra kunstmestgift in het najaar t.b.v. de winterrogge moet bij de voortzetting van dit nieuwe gebruik gerekend worden met een extra nog onbekende, nitraatbelasting van het grondwater. Voor de bijdrage van de mineralisatie aan de uitspoeling doen beschikbare onderzoeksresultaten (Sunkel, 1979; Zandt et al., 1986) veronderstellen dat deze relatief gering is. De grondwaterbelasting wordt in overwegende mate bepaald door de bemesting.

6. CONCLUSIES

stikstofmineralisatie

Op grond van totaal-N gegevens van de bouwvoor en met toepassing van een mineralisatiecoëfficiënt van 2% wordt de jaarlijkse mineralisatie geschat op maximaal 65 kg N/ha/jr.

Dit is grofgeschat ca. 20% van de totale N-belasting van het bouwland. De uitspoeling van nitraat dat vrijkomt bij de mineralisatie is niet te onderscheiden van die van nitraat dat via bemesting wordt toegediend. Uit onderzoek in Westduitsland waar een (zware) bemesting volledig werd stopgezet (Sunkel, 1979) is echter af te leiden dat de nitraatbelasting van het grondwater door mineralisatie (+ atmosferische depositie) relatief gering is (in het betreffende onderzoek ca. 11 %)

het uitspoelingsproces

Er zijn aanwijzingen dat de bodembewerking van invloed is op het verloop van de uitspoeling van nitraat in de winterperiode. Bij in het najaar geploegd maisland (plus een extra kunstmestgift) was in het bodemvocht op 1.20 m-mv sprake van een zeer smalle doorbraakcurve voor nitraat. Een losse bodemstructuur draagt waarschijnlijk bij aan een snellere en effectievere doorspoeling van de wortelzone. Verder suggereren de plaatselijke verschillen in het verloop van de concentraties in het bodemvocht op 1.20 m-mv dat het water langs min of meer vastliggende stroombanen vanaf het maaiveld in de bodem zijgt.

variatie in de uitspoeling (op 1.20 m - mv)

Dat de uitspoeling in de tijd aanzienlijk varieert blijkt o.a. uit de $[\text{NO}_3^-]$ -profielen van de onverzadigde zone. De zones met lage $[\text{NO}_3^-]$ weerspiegelen waarschijnlijk verdund water dat in de (late) winter infiltreert. Het verloop van de bodemvochtconcentraties op 1.20 m-mv in de winterperiode, met hogere concentraties in het najaar en lagere in het voorjaar, wijst ook op een variërende stofflux (=waterflux maal concentratie) naar het grondwater. Na een kunstmestgift in het najaar is een extra sterke variatie in de nitraatuitspoeling gevonden. Zo varieerde de gemiddelde $[\text{NO}_3^-]$ op 1.20 m-mv gedurende het uitspoelingsseizoen 1986/1987 van 56.4 mgN/l ($\delta = 53.3$ mgN/l; n=8) tot 1.7 mgN/l ($\delta = 2.3$ mgN/l; n=9). De grote ruimtelijke variatie blijkt uit de grote variatiecoëfficiënten ($\delta/\bar{x}$). Het bepalen van de werkelijke uitspoelingsflux onder een bouwlandperceel vereist omvangrijke metingen in ruimte en tijd, van de concentraties, maar ook van de bijbehorende waterfluxen.

uitspoeling bij het veranderde bemestingsregime

Uit de bovenste meter van de nitraatprofielen van de onverzadigde zone is afgeleid dat de gewogen gemiddelde $[\text{NO}_3^-]$ van het schonere percolatiewater tussen ca. 11 en 32 mgN/l ligt. Dit wordt qua orde van grootte bevestigd door gegevens van poreuze cups op 1.20 m-mv voor de situatie waarin het maisland braak ligt in de winterperiode. Bij vergelijking van bovengenoemde gehalten met de $[\text{NO}_3^-]$ in de diepere delen van de onverzadigde zone (situatie 1985) blijkt dat het gewijzigde bemestingsregime tot een verbetering van de kwaliteit van het percolaat uit de wortelzone leidt, hoewel nog steeds sprake is van gemiddelde $[\text{NO}_3^-]$ boven de EG-drinkwater-norm (11.3 mgN/l). Een extra kunstmestgift in het najaar op, als groenbemester bedoelde, winterrogge zal de situatie weer doen verslechteren.

de onverzadigde zone als buffer

Er zijn geen aanwijzingen gevonden voor denitrificatie in de onverzadigde zone (onder de wortelzone). De pH van het uit de wortelzone komende water wordt onderweg naar het grondwater gemiddeld ca. 1 eenheid hoger.

Er zijn aanwijzingen gevonden voor het optreden van relatief snel watertransport in de onverzadigde zone via voorkeursstroombanen. Dit kan betekenen dat grondwater onder dikke onverzadigde zones sneller beïnvloed wordt door verontreinigingen (of opschoningen) dan is te verwachten op grond van globale balansberekeningen.

de veranderde grondwaterbelasting

Het opschoningseffekt van het gewijzigde bemestingsregime is goed zichtbaar in het bovenste grondwater. Bij de $[Cl^-]$ is dit effect het snelst zichtbaar. Voor de $[NO_3^-]$ is de concentratiedaling in de bovenste 5-6 meter grondwater 17-35% (t.o.v. de 1e bemonstering). Voor de afzonderlijke filters bedraagt de daling maximaal 61%. De laagste $[NO_3^-]$ in het bovenste grondwater is 26.2 mgN/l. De doorbraak van het schonere percolatiewater wordt het eerst signaleerd ca. 2 jaar na de nieuwe wintersituatie van 1983/1984 (er vindt geen drijfmestdumping meer plaats).

Het is nog niet duidelijk of de gewijzigde nitraatbelasting van het bovenste grondwater al een min of meer stabiel eindniveau heeft bereikt. Vertragingseffekten (door mineralisatie e.d.) kunnen een rol spelen terwijl misschien ook nog te weinig rekening wordt gehouden met de variabiliteit van uitspoeling en verblijftijd in de onverzadigde zone. Vervolgonderzoek ligt daarom voor de hand. De beschikbare gegevens van $[NO_3^-]$ in bodemvocht en grondwater wijzen echter op een uiteindelijke nitraatbelasting (i.c. $[NO_3^-]$) van het bovenste grondwater van 20 à 25 mgN/l. Dit dan bij een landbouwkundig gezien normale (kunstmest) N-dosering.

Dit zou betekenen dat de nitraatbelasting van het grondwater met ca. 50-70% is teruggebracht (gerekend t.o.v. het diepere grondwater waar veel hogere $[NO_3^-]$ worden gemeten).

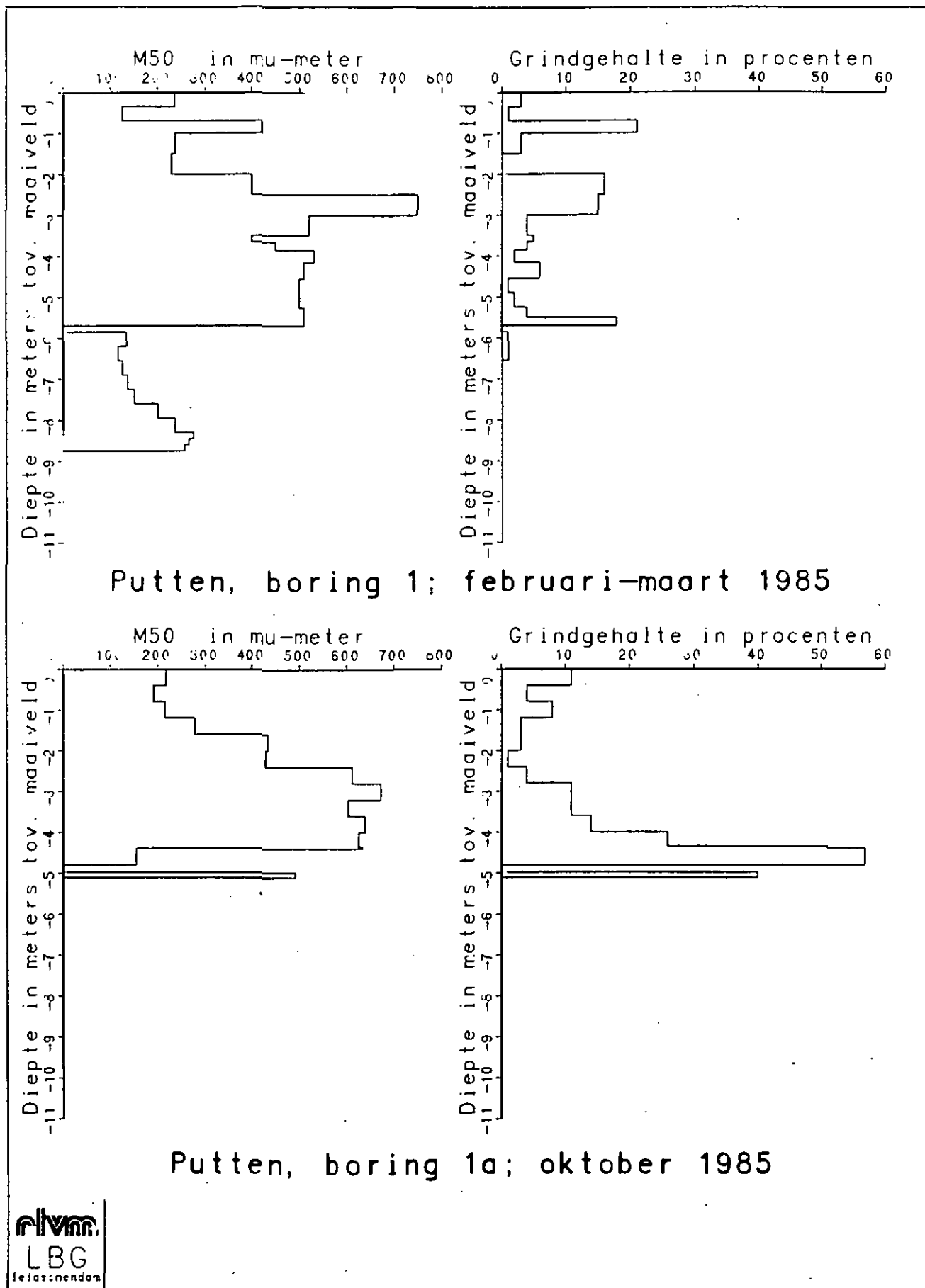
De nitraatbelasting zal hoger uitvallen als met de extra kunstmestdosering in het najaar wordt doorgegaan.

LITERATUUR

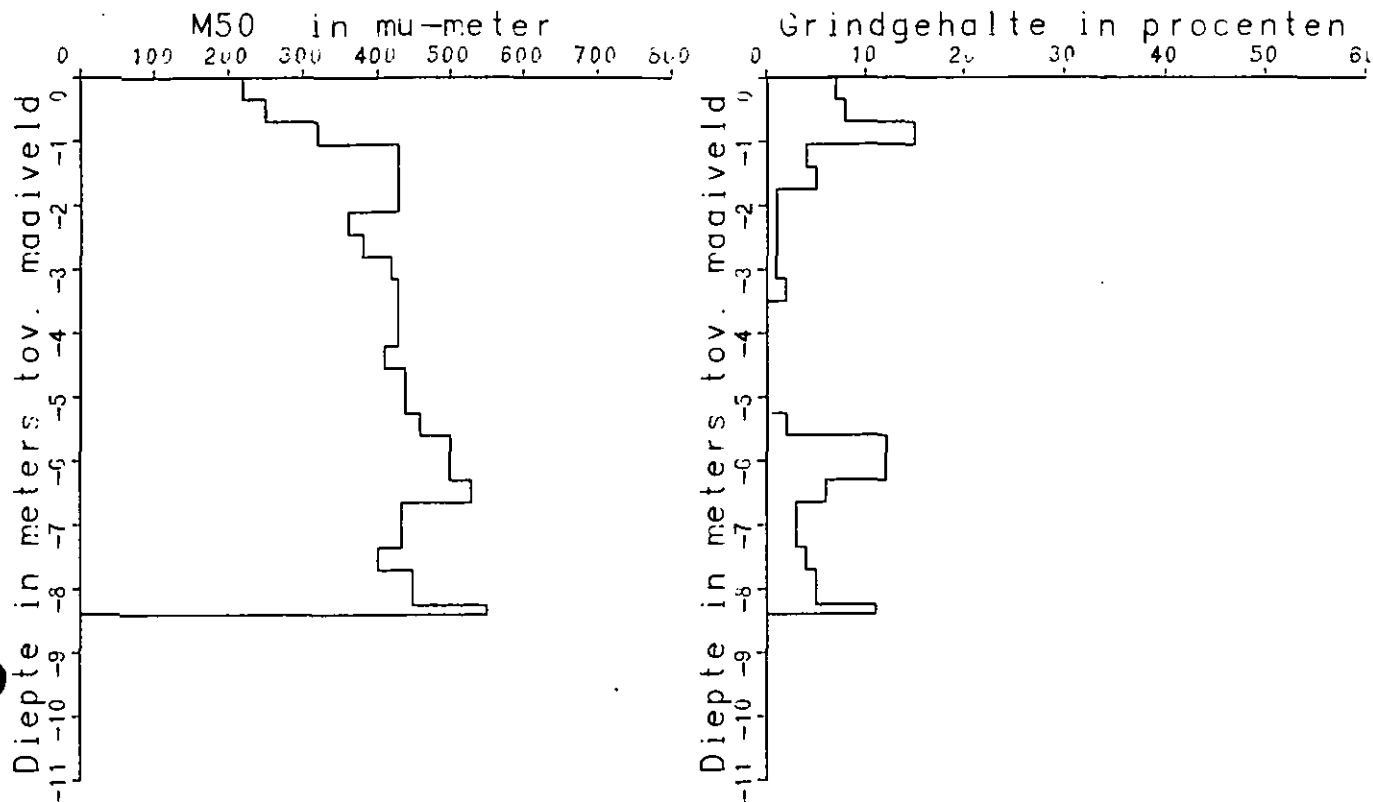
- Aalst, R.M. van (1984): Verzuring door atmosferische depositie -
Atmosferische processen en depositie. Reeks Milieubeheer 2.
- Biggar, J.W. en D.R. Nielsen (1976): Spatial variability of the leaching
characteristics of a field soil. Water Resources Research. Vol 12, no.
1 febr. 1976, p. 78-84.
- Dekker, L.W. (1985): Opname van water in moeilijk bevochtigbare zand- en
veengronden. Cultuurtechnische Tijdschrift, j.g. 25, nr. 2 (sept/okt
1985), p. 121-131.
- Dordrecht, P. van (1985): Resultaten chemische en fysische analyses t.b.v.
het projekt "Veldonderzoek N hoge zandgronden" RIVM-LBG/sectie
Bodemanalyse.
- Drecht, G. van (1983): Simulatie van het verticale, niet stationaire
transport van water en een daarin opgeloste stof in de grond. RID-
mededeling 83-11.
- Duijnsveld, W.H.M. en O. Strebel (1986): Ermittlung der Nitrat-Verlagerung
aus Ackerböden ins Grundwasser mit Hilfe von Simulationsmodellen.
Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, Uitgever:
Umweltbundesamt, Berlin.
- Hauwert, P.C.M. (1984): Onderzoek naar de nitraatbelasting van het
grondwater in het waterwingebied Montferland, ICW nota 1489.
- Krajenbrink, G.J.W. (1987): Stofbelasting van de onverzadigde zone en het
bovenste grondwater onder bouwland en bos in de beschermings-zones van
waterwingebied Putten. RIVM-rapport 840252006.
- Krajenbrink, G.J.W. (1988a): Diepe grondwatervervuiling door een
bouwlandperceel in de 10-jaarszone van waterwingebied Putten. RIVM-
rapport 728472006.
- Krajenbrink, G.J.W. (1988b): Water- en stoftransport in een dikke
onverzadigde zone en een modellering daarvan. RIVM-rapport 728472008.
- Mesters-Bakhuys, H. (1985): kD-berekening over de verzadigde zones van de 5
boringen te putten t.b.v. het projekt "Veldonderzoek N hoge
zandgronden" RIVM-LBG/Sectie Bodemanalyse.
- Ommen, H.C. van en H.A.M. Thunnissen (1987): Transport from a diffuse
source of contamination a field experiment. Uit: Vulnerability of soil

- and groundwater to pollutants. Proc. Int. Conf. in Noordwijk aan Zee. No. 38, 1057-1068.
- Oosterom, H.P. en J.H.A.M. Steenvoorden (1984): Drijfmestgiften op snijmais percelen (zandgrond) en de uitspoelingsverliezen naar het grondwater. ICW-nota 1499.
- PAGV (1981): Handboek van het proefstation voor de akkerbouw en de groente teelt in de volle grond. Publicatie nr. 16.
- Rijks Geologische Dienst (1975): Classificatie van onverharde sedimenten (beknopte versie).
- Strebel, O., W. Kölle en J. Böttcher (1985): Standort- und nutzungs-spezifische Stoffanlieferung an das Grundwasser und hydrochemische Stoffumsetzungen im Aquifer des Fuhrberger Feldes. Arbeitsbericht ueber Ergebnisse des Forschungsvorhabens. Str. 163/8-3. Hannover.
- Sunkel, R. (1979): Nitratauswaschung im landwirtschaftlich genutztem Wasserschutzgebiet Mussum, Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 142, 207-218.
- Thomas, G.W. en R.E. Phillips (1979): Consequences of watermovement in macro pores. J. Env. Qual. 8, p. 149-152.
- Tyler, D.D. en G.W. Thomas (1977): Lysimeter measurements of nitrate and chlorid losses from soil under conventional and no-tillage corn. J. Env. Qual. 6, p. 63-66.
- Verheyen, L.A.H.M. en J.H.A.M. Steenvoorden (1981): De stikstofhuishouding van landbouw met snijmais in afhankelijkheid van de kunstmest- en stalmestdosering (proefveld Gortel, 1971 t/m 1979). ICW nota 1287.
- Zandt, P.A., P. de Willigen en J.J. Neeteson (1986): Simulatie van de de stikstofhuishouding van de grond in voor- en najaar. Instituut voor Bodemvruchtbaarheid te Haren (Gr). Rapport 9-86.

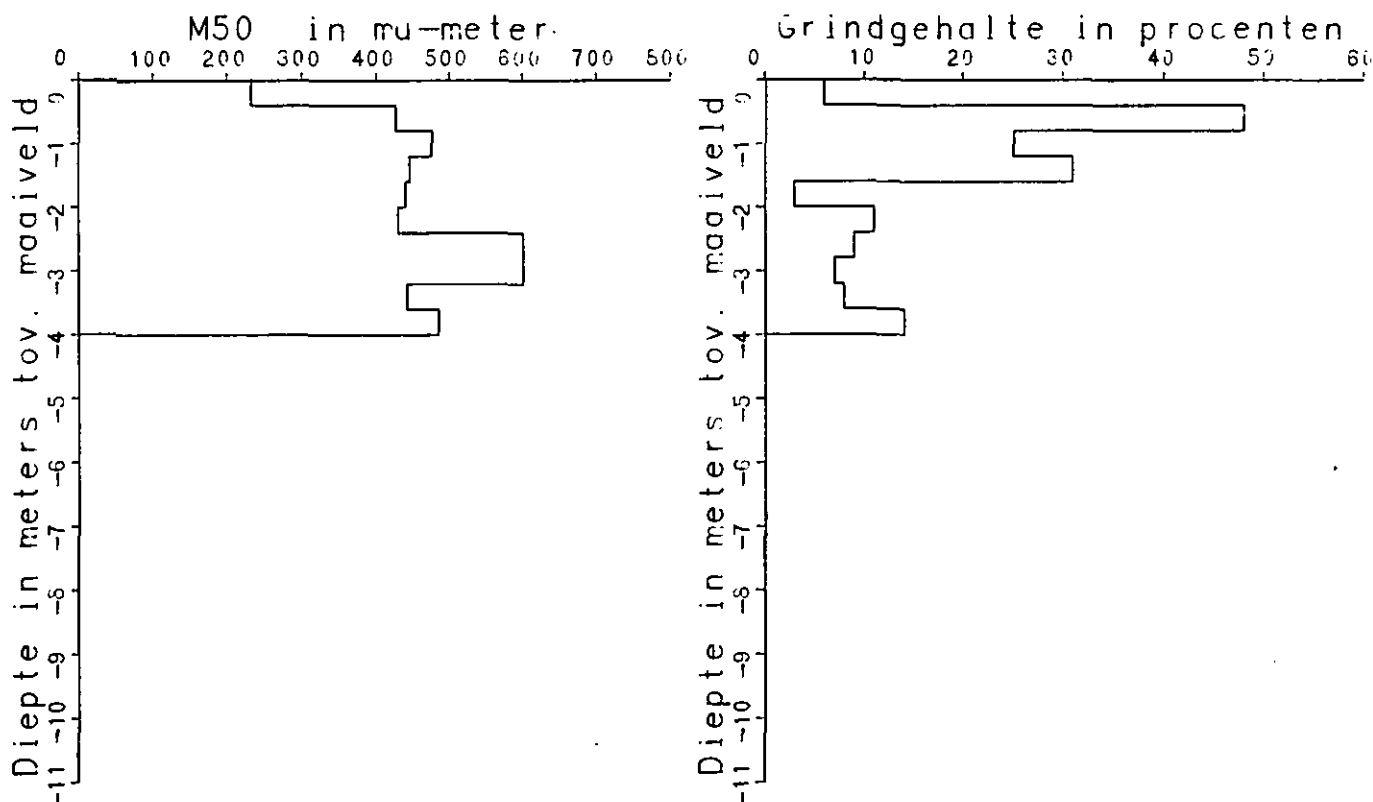
BIJLAGE



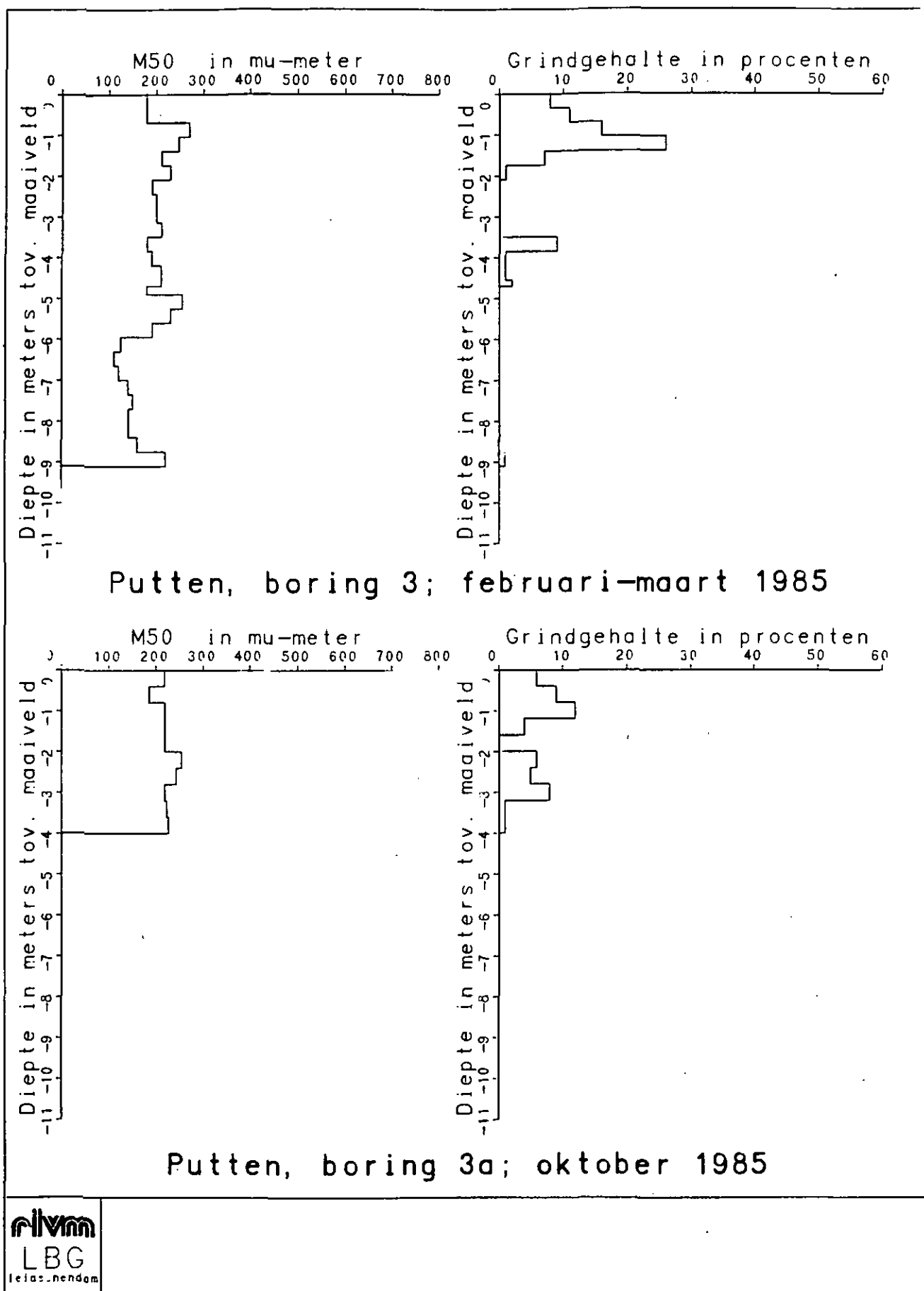
Figuur 7a. Profielen van het M-cijfer en het grindpercentage in de onverzadigde zone van boring 1 en 1a.



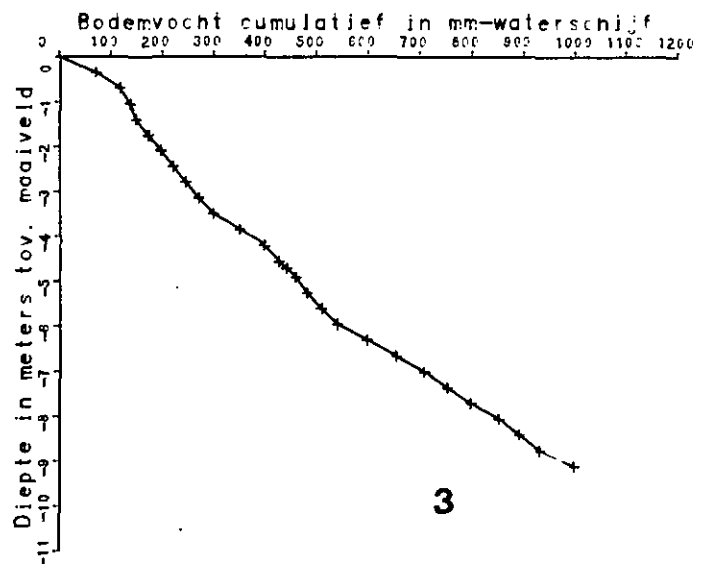
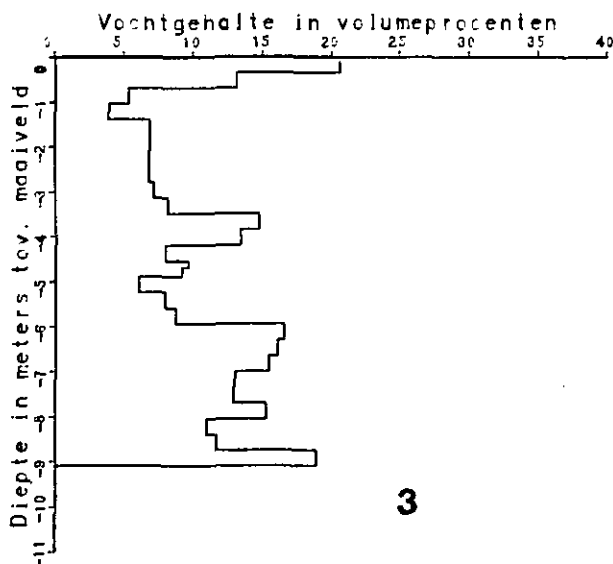
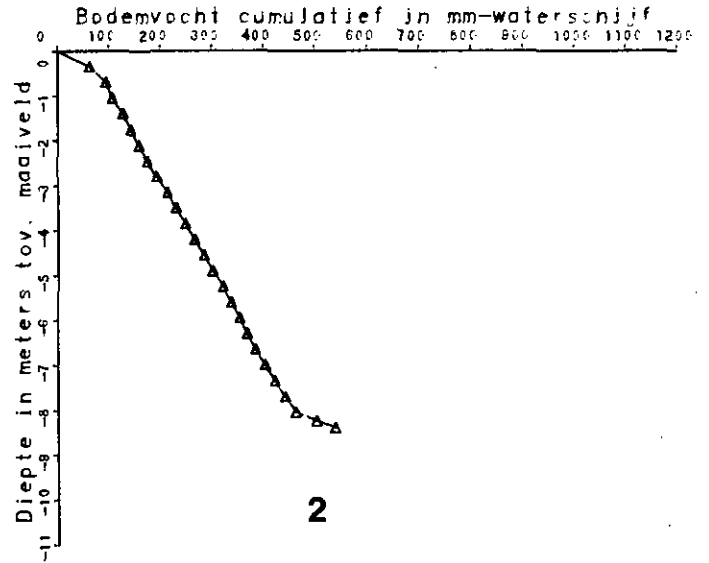
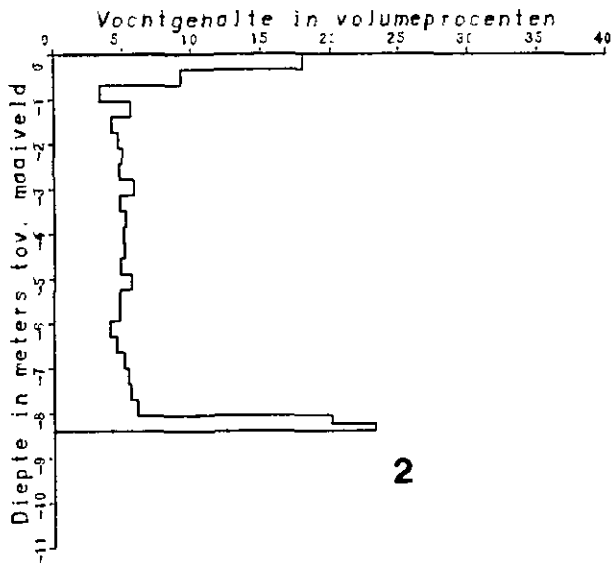
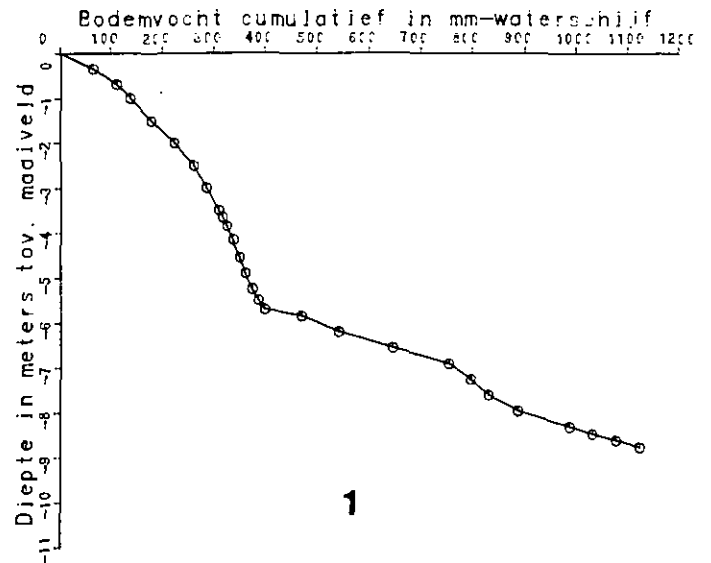
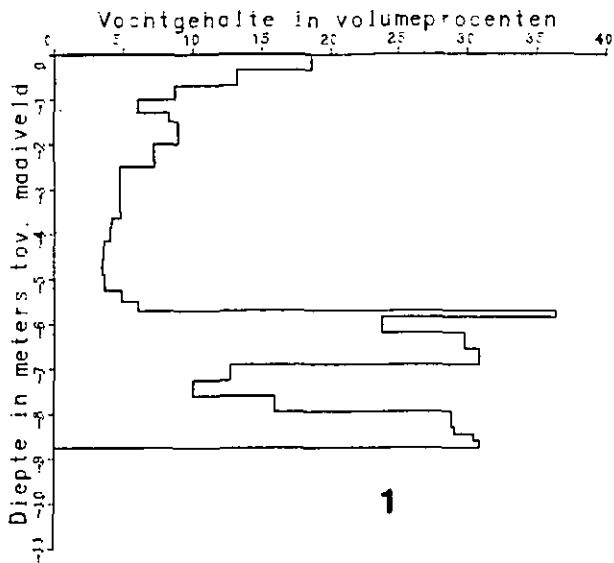
Putten, boring 2; februari-maart 1985



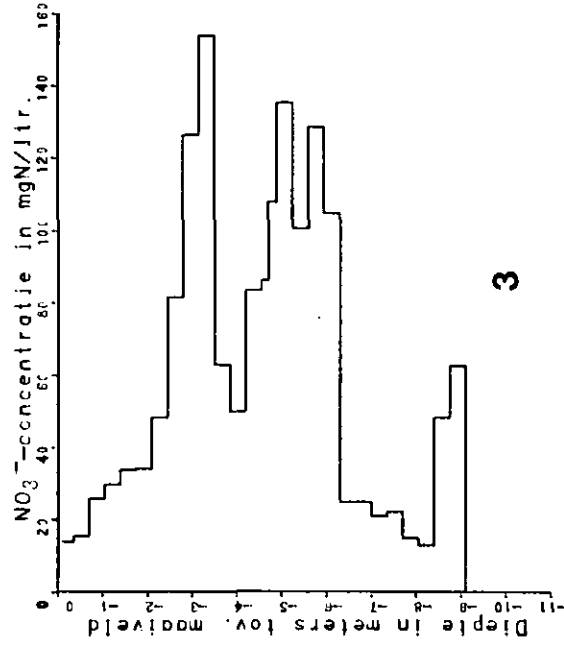
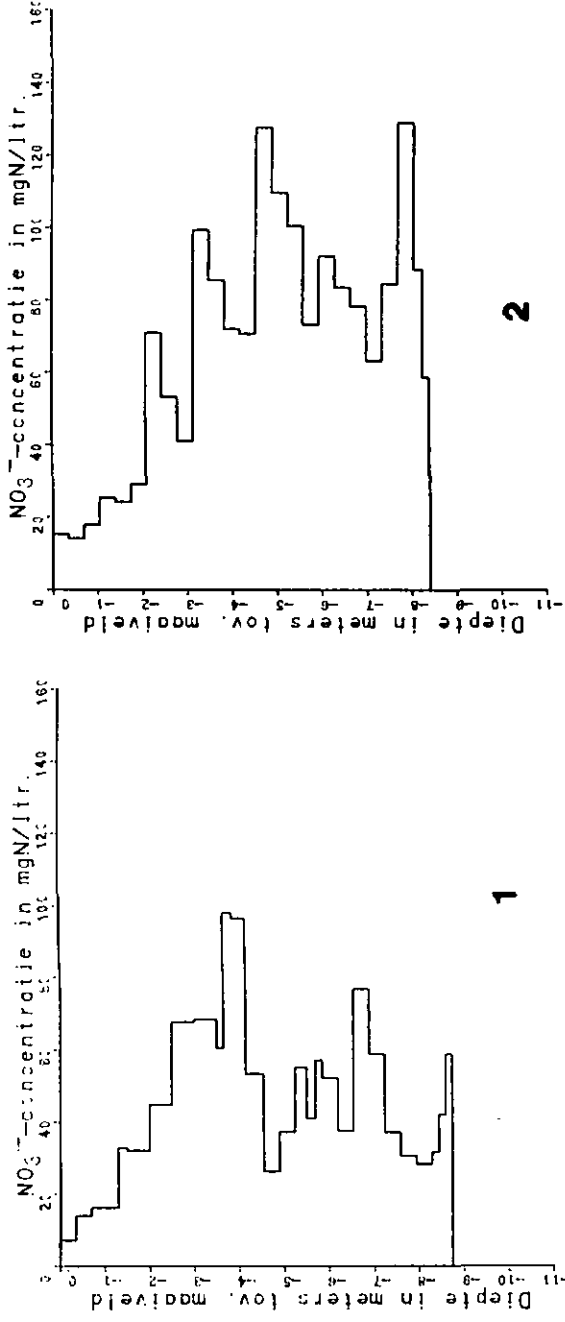
Putten, boring 2a; oktober 1985



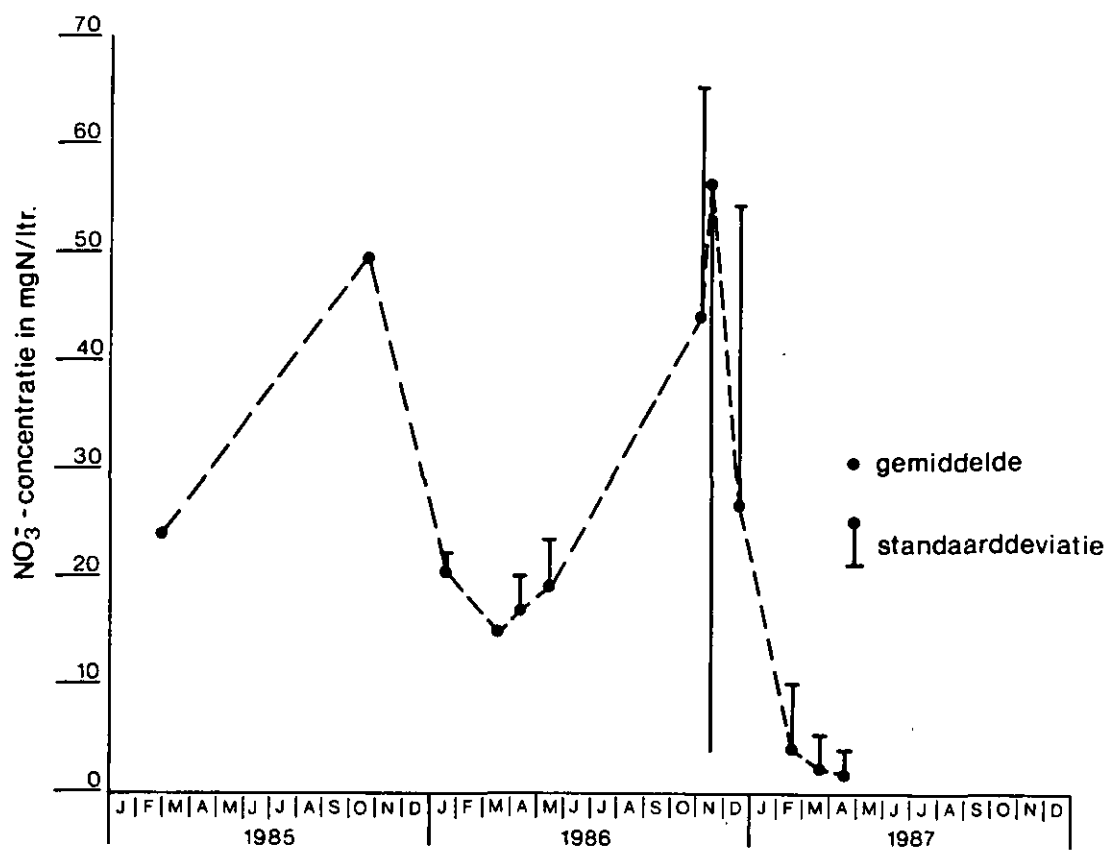
Figuur 7c. Profielen van het M-cijfer en het grindpercentage in de onverzadigde zone van boring 3 en 3a.



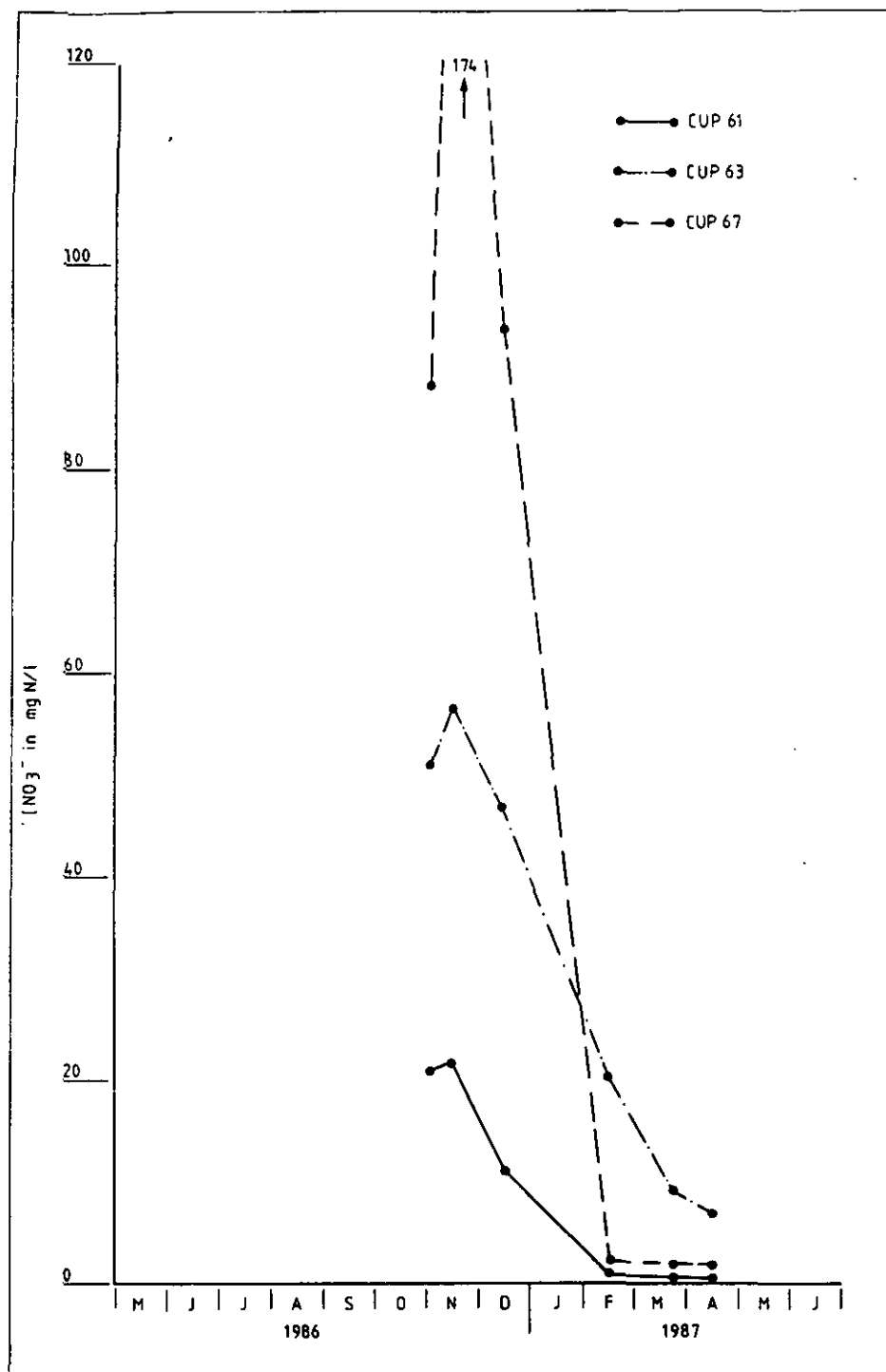
Figuur 8. Vochtgehalteprofiel en vochtinhoud van de onverzadigde zone onder bouwland (3 boringen).



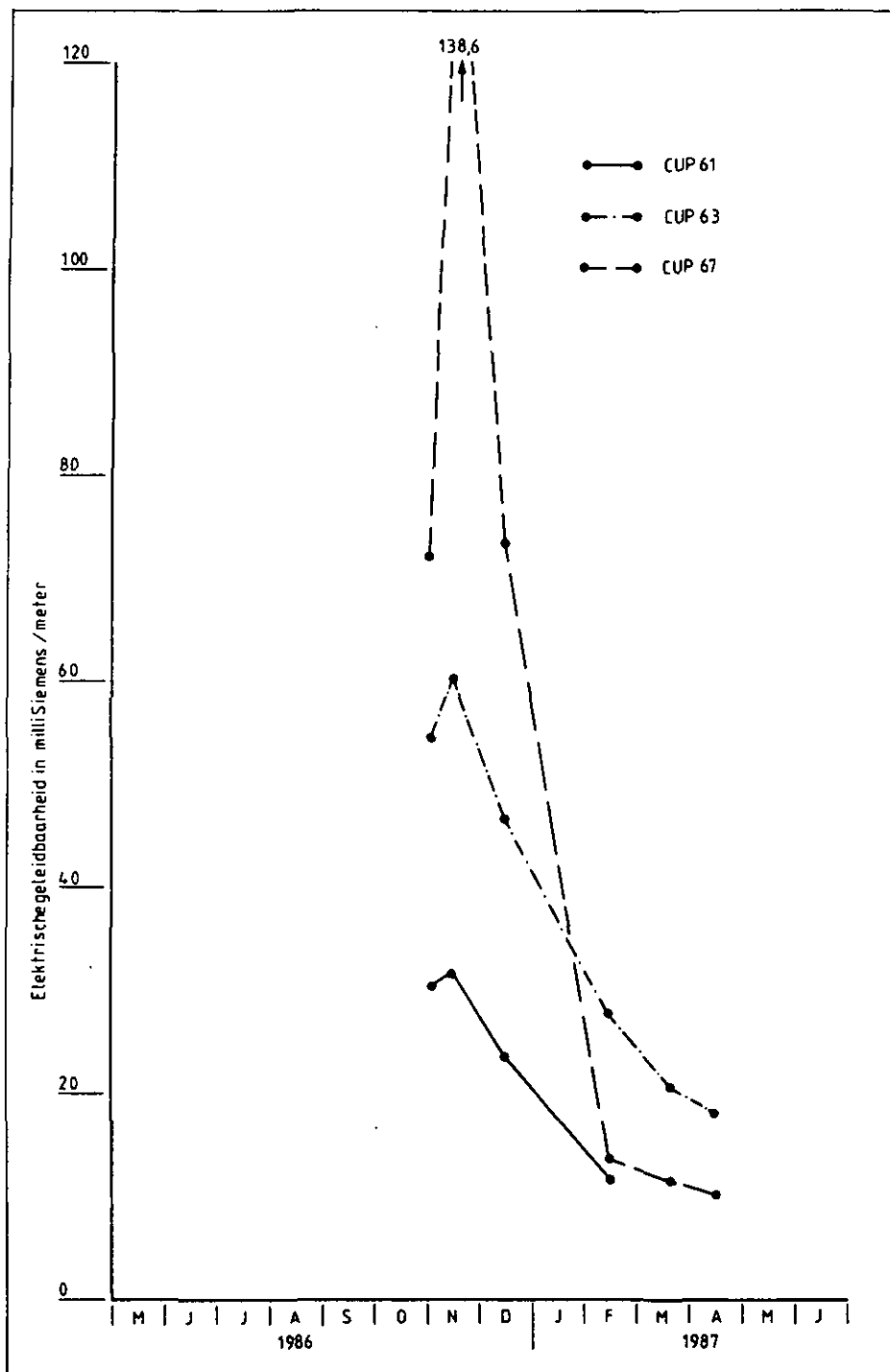
Figuur 9. Nitraatprofielen van de onverzadigde zone onder bouwland (3 boringen).



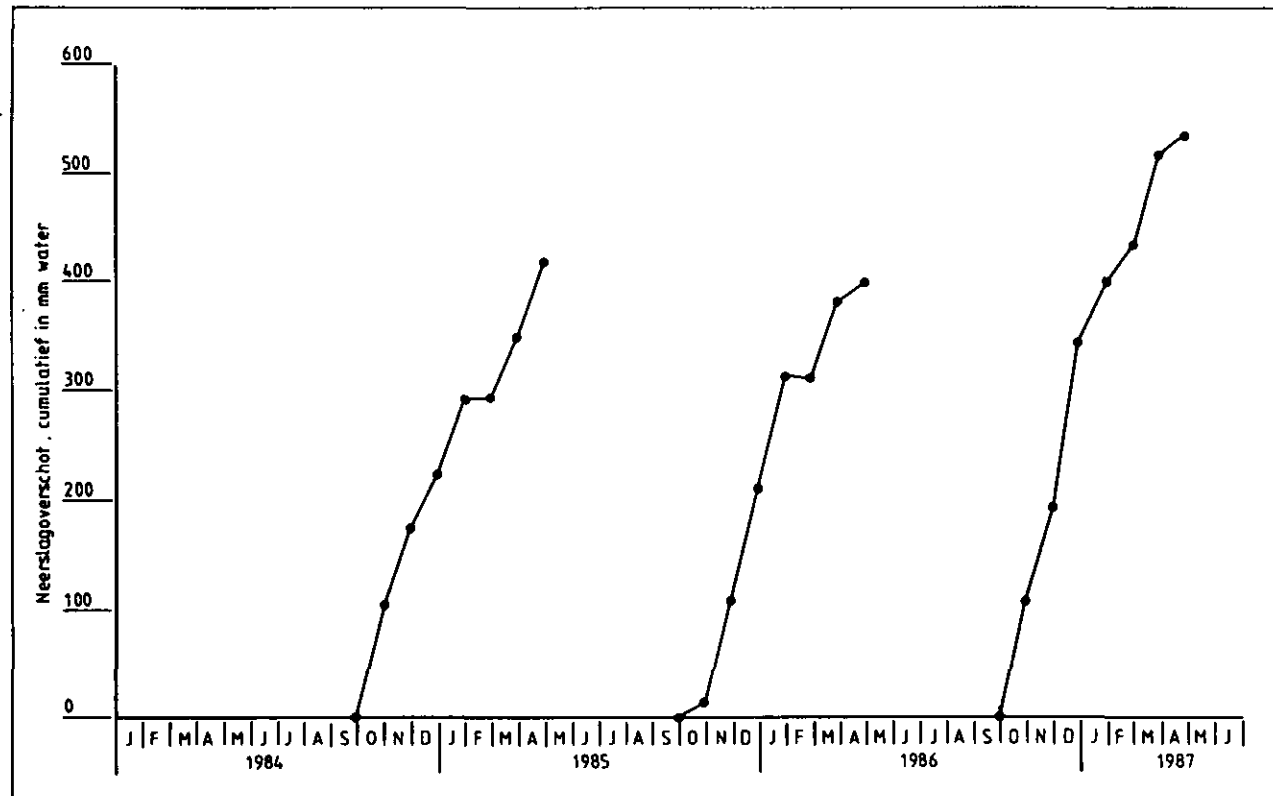
Figuur 10. Verloop in de tijd van de gemiddelde nitraatconcentratie onder bouwland (1.2 m beneden maaiveld).



Figuur 11. Verloop in de tijd van de nitraatconcentratie in het bodemvocht van enkele poreuze cups op bouwland.



Figuur 12. Verloop in de tijd van de elektrische geleidendheid in het Bodemvocht van enkele poreuze cups op bouwland.



Figuur 13. Neerslagoverschot van de winterperiodes 1984 t/m 1987 (gegevens van De Bilt)