

Relaties tussen nutriënten en zware metalen in bovengrond en grondwater

Relaties tussen nutriënten en zware metalen in bovengrond en grondwater

Resultaten Gelders meetnet bodem- en grondwaterkwaliteit

**R.P.J.J. Rietra
J. Bril
J. Japenga
W. Schuurmans
O.H. Boersma
P.R. Bolhuis**

Alterra-rapport 725

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2003

REFERAAT

Rietra, R.P.J.J., J. Bril, J. Japenga, W. Schuurmans, O.B. Boersma, P.R. Bolhuis, 2003. *Relaties tussen nutriënten en zware metalen in bovengrond en grondwater; Resultaten Gelders meetnet bodem- en grondwaterkwaliteit* Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 725. 68 blz. 32 fig.; 6 tab.; 18 ref.; 10 bijlagen op cdrom of PDF

De bodemkwaliteit van Gelderland wordt via systematische waarnemingen geanalyseerd. De metingen in de eerste meetronden (1997-1999) zijn al eerder gerapporteerd en worden in dit rapport aangevuld met de metingen van 2000. Voor de interpretatie van de meetgegevens wordt onder andere het rekenmodel GELRE gebruikt. Het rekenmodel is gebaseerd op het bodemchemische model SEKTRAS en is eerder gepresenteerd. Het rekenmodel is verbeterd door gebruik te maken van de nieuwe SEKTRAS berekeningen met een grote bereik van invoerparameters. Resultaten van het model worden gepresenteerd. In dit rapport wordt de relatie bestudeerd tussen de resultaten van het meetnet bodemkwaliteit en de resultaten van het meetnet grondwaterkwaliteit waarvoor al vanaf 1989 metingen beschikbaar zijn.

Trefwoorden: bodemkwaliteit, databestand, fosfaat, model, stikstof, zware metalen

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 19,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 725. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2003 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info@alterra.nl

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

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Inhoud	5
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
1.1 Opzet Meetnet Grondwaterkwaliteit	13
1.2 Opzet Meetnet Bodemkwaliteit	13
1.3 Waarom over beide meetnetten gezamenlijk rapporteren	14
1.4 Aanpak	15
2 Inhoudelijke relaties bodem en grondwater	17
2.1 Systeembenadering	17
2.2 Voorbeelden	18
3 Actuele kwaliteit bodemwater en grondwater	27
3.1 Kwaliteit bodemwater	27
3.2 Kwaliteit grondwater	32
3.3 Kwaliteit vaste bodem	32
4 Statistische vergelijking meetgegevens bodem en grondwater	33
4.1 Vergelijking grondwater en bodem	33
4.2 Regionale verschillen in bodemvocht	36
4.3 Regionale verschillen in grondwater	41
5 Trends in grondwaterkwaliteit	43
5.1 Aanpak	43
5.2 Nutriënten in het grondwater in de provincie Gelderland	46
5.3 Contaminanten in het grondwater in de provincie Gelderland	53
6 Tendensen in de bodemkwaliteit	57
6.1 Tendensen	57
6.2 Modellerings	61
7 Conclusies	65
Referenties	67

Woord vooraf

Op basis van een interprovinciale studie (*Provinciale bodemkwaliteitsmeetnetten* door C.E. Kleijn en H. Leenaers, CSO, Adviesbureau voor Milieuonderzoek, Maastricht, 1991) besloot het merendeel van de provincies een meetnet bodemkwaliteit in te richten. In een eerdere rapport is de opzet voor een meetnet bodemkwaliteit voor Gelderland besproken en zijn de resultaten van 1997-1999 gegeven. In dit rapport worden de meetgegevens in samenhang met de nieuwe meetgegevens van 2000 gegeven. Er zijn in de afzonderlijke provincies ook meetnetten voor grondwaterkwaliteit. In de studie van TNO-NITG en ARCADIS (*Integratie meetnetten bodem- en grondwaterkwaliteit*) door Van der Aa en anderen zijn de resultaten van de verschillende meetnetten vergeleken. In dit rapport wordt onderzocht of er relaties zijn tussen de bodemkwaliteit en de grondwaterkwaliteit in Gelderland.

Samenvatting

Inleiding

Om de bodemkwaliteit van de buitengebieden in Gelderland te volgen is na een vooronderzoek in 1995 het Gelderse meetnet bodemkwaliteit opgezet. Hierbij zijn analyses uitgevoerd aan grond, het bodemvocht of het bovenste grondwater (op zand- en kleigronden, in totaal 152 percelen). Over de meetresultaten in de jaren 1997-1999 is gerapporteerd in Japenga et al. (2000). In dit rapport worden die metingen tezamen met de metingen van 2000 en 2001 besproken. Echter, in 2001 werden vanwege de MKZ crisis maar weinig percelen bemonsterd. Tevens wordt in dit rapport de relatie besproken met het meetnet grondwaterkwaliteit. Het meetnet grondwaterkwaliteit is interessant omdat al vanaf 1979 metingen worden uitgevoerd aan het grondwater in Gelderland. Vanaf 2002 wordt ook het bodemvocht van kleigronden in Gelderland bemonsterd. Hiervoor zijn de GELRE rekenregels uitgebreid voor kleigronden. De voor het Gelderse meetnet ontwikkelde rekenregels (GELRE) zijn ontwikkeld om de analyse resultaten beter te interpreteren. Voor de handzaamheid zijn staan alle bijlagen op CD, het gaat daarbij om alle gegevens uit het meetnet bodemkwaliteit, een uitbreiding van GELRE voor kleigronden en voor extreme meteorologische jaren. Dit laatste is onderzocht omdat 1996-1997 een relatief droog, en 1998-1999 een extreem nat jaar was, wat de resultaten en de daaruit op te maken trend sterk kan beïnvloeden.

Toestand bodemkwaliteit

In de provincie Gelderland is de bodem bemonsterd t.b.v. de bepaling van de totaalgehalten aan zware metalen en organische verontreinigingen (Japenga et al., 2000). Als gevolg van jarenlange aanvoer van zware metalen via varkensdrijfmest en fosfaatmeststoffen zijn verhoogde gehalten voor cadmium, koper en zink in zandakkers en graslanden gevonden. De streefwaarden worden zelden overschreden.

In de provincie Gelderland is in 1997, 1999 en 2000 het bodemvocht in naaldbossen en zandakkers bemonsterd, en is het bovenste grondwater in natte graslanden bemonsterd: samen in totaal 131 percelen. Relatief hoge concentraties van contaminanten zijn eerder normaal dan een afwijking. Onder hoge concentraties wordt verstaan: concentraties boven de streefwaarden die voor ondiep grondwater gelden. De hoge concentraties contaminanten zijn vaak gerelateerd aan de lage zuurgraad van veel bodems en zelden aan hoge totaalgehalten van contaminanten in de bodem. De bodems zijn het meest zuur bij de naaldbossen en enigszins zuur bij de zandakkers. Hoge concentraties aan stikstof (voornamelijk in de vorm van nitraat) in bodemvocht zijn te vinden in de bemonsterde natte graslanden en zandakkers. Hoge fosfaatconcentraties zijn te vinden in zandakkers.

Tendensen

Het meetnet Bodemkwaliteit in nog te jong (vanaf 1997) om trends te zien voor contaminanten. Er zijn veranderingen in het bodemvocht voor Cd die waarschijnlijk periodiek zijn en niet gekoppeld zijn aan lange-termijn trends. Het meetnet

grondwaterkwaliteit is ouder (vanaf 1979). Het meetnet Bodemkwaliteit heeft wel een trend vastgesteld voor stikstof in naaldbossen en zandakkers. Het aantal meetjaren waarop de trend is gebaseerd is echter zeer gering (3 jaren) en tevens worden de resultaten sterk beïnvloed door de extreme droge en natte jaren in de meetperiode. Er is mogelijk een verminderd gebruik van stikstofmeststoffen dat ook leidt tot een verminderde stikstofdepositie in de naaldbossen.

In het meetnet grondwaterkwaliteit worden voor veel elementen veranderingen als functie van de tijd waargenomen. Die veranderingen verschillen sterk per meetpunt zodat weinig eenduidige trends voor Gelderland worden waargenomen. In de periode 1989 tot 1993 neemt de mediane nitraatconcentratie onder bouwland toe waarna de concentratie daalt en het laagste is in de periode 1996-1998. In de meetpunten met consequente trends voor nitraat en kalium verandert de samenstelling van het grondwater (Na, Cl, Ca, SO₄) wat mogelijk te verklaren is door trage veranderingen in de hydrologie. Hierdoor zijn effecten van bemesting en depositie moeilijk te traceren. Er lijkt een toename van fosfaat in het grondwater bij alle landgebruikstypen in de periode 1990-2000 en een toename van cadmium (Cd) in meetputten in bebouwd gebied terwijl er een lichte daling van cadmium is bij meetpunten onder bouwland en natuur. De hoge gemiddelde cadmiumconcentraties in bebouwd gebied zijn ook relevant omdat de concentraties hoger zijn dan de streefwaarde voor ondiep grondwater.

Belangrijke verschillen binnen het meetnet grondwaterkwaliteit worden aangetroffen tussen het oude grondwater en het jongere grondwater. De gemiddelde ouderdom van het grondwater is vastgesteld via tritiummetingen en is sterk gerelateerd aan de diepte van het grondwater. Onder jong, oud en zeer oud grondwater wordt respectievelijk water jonger dan 10, tussen 10 en 20, en ouder dan 20 jaren verstaan. In de meeste gevallen zijn de nitraat-, kalium- en zware metalenconcentraties (koper, zink, cadmium en nikkel) in jong water beduidend hoger dan in oud en zeer oud grondwater. Voor de zware metalen mogelijk te verklaren doordat het jonge grondwater een lagere zuurgraad heeft dan het oudere grondwater. Bij alle landgebruiksvormen is er een duidelijk verschil in de zuurgraad van jong grondwater en ouder grondwater. Het meer zure jonge grondwater en de - over het algemeen - hogere concentraties zware metalen in het jonge grondwater wijzen mogelijk op een zeer belangrijk effect van verzuring op langere termijn.

Regionale verschillen

Er zijn regionale verschillen in de bodemkwaliteit en grondwaterkwaliteit. Opvallend zijn de hogere zink, cadmium en nikkel concentraties in het bodemvocht van de oostelijke zandactieggebieden (Keppel, Graafschap, Neede, Winterswijk) ten opzichte van de centrale zandactieggebieden (noord, en noordoost en zuidoost Veluwe). Deze verschillen zijn niet enkel gerelateerd aan hogere of lagere totaalniveaus maar waarschijnlijk door een combinatie van bodemchemische factoren. Verder worden hogere fosfaatconcentraties gevonden in het bodemvocht, en hogere extraheerbare fosfaatk niveaus in de bodem, van de westelijke zandakkers dan in de oostelijke zandakkers. Het procentuele fosfaatverzadigingsniveau van de bodems bij zandakkers (52%) en graslanden is hoog (39%) en ook hier is een regionale indeling: hoge verzadiging in het westen en lagere naar het oosten.

Het aantal vergelijkbare meetpunten grondwaterkwaliteit is te gering om duidelijke uitspraken te doen over regionale verschillen per landgebruiksvorm. Op basis van een simpele indeling in westen en oosten van provincie is duidelijk dat er wel regionale verschillen zijn (de concentraties van veel componenten zijn hoger in het oostelijk grondwater dan in het westen)

1 Inleiding

1.1 Opzet Meetnet Grondwaterkwaliteit

Al tientallen jaren wordt met grondwaterkwaliteitsmeetnetten inzicht verkregen in de kwaliteit van het grondwater en in veranderingen ervan (Reijnders et al., 1998; Fraters et al., 1998; Mol, 2002). Een goede grondwaterkwaliteit is onder andere van groot belang voor de drinkwatervoorziening. De grondwaterkwaliteit wordt op verschillende diepten gemonitord en ook is de leeftijd bepaald van het grondwater. Om inzicht te krijgen in effecten van landgebruik is in Gelderland een onderscheid gemaakt in grondwater van bouwland, stedelijk milieu, boomgaard, grasland, natuur en oeverinfiltratie. Onderscheid in verschillende bodems is gemaakt door te onderscheiden: rivier- en zeekleigronden, veengronden, en zandgronden.

1.2 Opzet Meetnet Bodemkwaliteit

Bodemmeetnetten worden onderhouden om inzicht te krijgen in de bodemkwaliteit en in de effecten van maatregelen die de bodemkwaliteit beïnvloeden. Een goede bodemkwaliteit is van groot belang voor onder meer de bodemvruchtbaarheid (in relatie met voedselkwaliteit) en ecologie, en is ook een belangrijke voorwaarde voor een goede drinkwater- en oppervlaktewaterkwaliteit omdat de bodem dient als een 'filter en buffer'.

In een bodemmeetnet worden periodiek (per jaar of minder vaak) de concentraties milieukritische stoffen bepaald. Het doel van een bodemmeetnet is het opsporen van veranderingen onder invloed van een bepaald beleid maar ook het opsporen van nog onbekende veranderingen. Hiervoor worden naast milieukritische stoffen ook andere bodem parameters bepaald zoals de zuurgraad die kunnen wijzen op veranderingen.

De milieukritische stoffen zijn stikstof, fosfor, zware metalen, organische verontreinigingen (PAK, residuen van bestrijdingsmiddelen). De meetresultaten leveren gegevens over de toestand van de bodem in relatie tot de thema's *vermesting* (stikstof, fosfor), *verzuring* (zuurgraad, stikstof) en *verspreiding* (zware metalen en organische verontreinigingen). Deze zogenaamde 'ver-thema's' worden door de overheid vaak gebruikt om de milieukwaliteit in het landelijk gebied globaal in kaart te brengen.

Om de toestand en de veranderingen in de bodemkwaliteit zo goed mogelijk in kaart te brengen en de onderhoudskosten van het bodemmeetnet binnen acceptabele grenzen te houden moeten bepaalde keuzes worden gemaakt. Enige basisvoorwaarden zijn hierbij van groot belang. Zo dienen per bodemsoort ongeveer 10 'identieke' percelen in het bodemmeetnet te worden opgenomen om met voldoende zekerheid een substantiële verandering (van bijvoorbeeld 10%) in bodemkwaliteit ten aanzien van één of meer van de 'ver-thema's' over een periode

van ongeveer 3-5 jaar te kunnen constateren. Een ander basisvoorwaarde is dat relevante parameters worden bepaald. Bijvoorbeeld: bepaalde milieukritische stoffen worden niet of nauwelijks gebonden door de vaste fase in de bodem (bijvoorbeeld nitraat) en de concentraties worden hierdoor sterk bepaald door de regenval en het seizoen. Het is voor deze stoffen dus belangrijk om steeds in dezelfde periode van het jaar te bemonsteren en liefst jaarlijks. Andere milieukritische stoffen worden sterk gebonden door de vaste fase en veranderingen in de totaalgehalten zijn daarom niet te verwachten in korte perioden. Het gaat hierbij om bijvoorbeeld totaalgehalten aan zware metalen.

Het Gelderse bodemmeetnet is in 1997 daadwerkelijk van start gegaan (Japenga et al, 2000). Het meetnet voldoet aan de hierboven weergegeven basisvoorwaarden en de resultaten zijn vergelijkbaar met de resultaten van andere provinciale en regionale bodemmeetnetten. Het meetnet van de provincie Gelderland is dan ook onmisbaar om een goed landelijk beeld van de bodemkwaliteit te verkrijgen. Toch is de opzet van het Gelders Bodemmeetnet in één opzicht uitzonderlijk en innovatief. Voor het eerst worden de metingen in het kader van een bodemmeetnet vergezeld van specifiek op de Gelderse situatie toegesneden modelontwikkeling en modelberekeningen. Hiertoe is een zogenaamd 'meta-model' (GELRE) ontwikkeld, in feite een set rekenregels die is gebaseerd op regressie-analyse van berekeningsresultaten van een drietal onderling verwante bodemchemische modellen. Doordat daarnaast ook meteorologische gegevens, met name regenval, in het model zijn in te voeren, kan worden berekend welk deel van de in het bodemvocht aanwezige milieukritische stoffen gedurende een bepaalde periode ook daadwerkelijk zal uitspoelen. Daarmee wordt het uiteindelijk mogelijk om op basis van een relatief gering aantal meetnetgegevens, op regioniveau uitspraken te doen over bijvoorbeeld belasting van het grondwater met nitraat. Het wordt zelfs mogelijk om op basis van meetgegevens van bodem en bodemvocht terug te rekenen wat bijvoorbeeld de geschatte aanvoer van stikstof op landbouwgrond in een bepaald jaar moet zijn geweest.

Behalve de mogelijkheid om goed gevalideerde modellen te gebruiken om op deze wijze meetgegevens te extrapoleren, levert het gebruik van deze eenvoudige rekenmodellen op termijn nog meer voordelen. Een belangrijk aspect is dat op termijn minder metingen behoeven te worden verricht om toch dezelfde nauwkeurigheid te bereiken bij het vaststellen van de bodemkwaliteit op provinciaal niveau. Dit zal kosten besparen. Als alternatief wordt het ook mogelijk om bij gelijkblijvende kosten van meetcampagnes, een grotere nauwkeurigheid te bereiken bij het vaststellen van de bodemkwaliteit in de gehele provincie Gelderland, bijvoorbeeld door meerdere bodemtypen bij het meetnet te betrekken dan in de eerste opzet van het meetnet het geval is geweest.

1.3 Waaronder beide meetnetten gezamenlijk rapporteren

Een duurzaam beheer van het grondwater wordt onder andere bereikt door een goed beheer van de bodemkwaliteit. Een belangrijk deel van het grondwater wordt

namelijk ververst door de neerslag welke wordt aangevoerd vanuit de bovenliggende grondlagen. Het leggen van relaties tussen de bodemkwaliteit en het grondwater is echter in veel gevallen complex. Er moet immers rekening worden gehouden met hydrologische aspecten als kwel, inzijing en variabele stroomsnelheden van het grondwater. De samenstelling wordt ook beïnvloed door de aard van de geologische lagen waarin het zich bevindt en waardoor het water gestroomd heeft, en door het landgebruik. Gezamenlijk rapporteren van beide meetnetten is te benadrukken aangezien de bodem en grondwater onderdeel zijn van één en hetzelfde systeem en dus onlosmakelijk met elkaar verbonden zijn -ook al blijkt dat in een aantal gevallen niet duidelijk. Mogelijkheden en voorbeelden worden gegeven in Hoofdstuk 3.

1.4 Aanpak

In dit rapport wordt de actuele kwaliteit van het bodemwater en het grondwater besproken in hoofdstuk 3. Daarna wordt de meetgegevens voor het bodem- en grondwater vergeleken. In hoofdstuk 5 en 6 worden trends besproken in grondwaterkwaliteit en bodemkwaliteit. Zoveel mogelijk resultaten worden geïllustreerd in de vorm van figuren en tabellen in de tekst, en ze worden volledig gegeven in de bijlages.

2 Inhoudelijke relaties bodem en grondwater

2.1 Systeembenadering

De meetnetten voor bodemkwaliteit en grondwaterkwaliteit in de provincie Gelderland (en elders) zijn niet synchroon opgezet. De meetresultaten kunnen als gevolg van dit tijdsverschil dan ook niet direct met elkaar in verband worden gebracht, zeker niet op dit moment. In het bodemmeetnet zijn echter wel bewust circa 20 locaties opgenomen die geografisch min of meer samenvallen met meetpunten van het grondwatermeetnet: zij bevinden zich op een onderlinge afstand van minder dan een kilometer. In de meeste van deze 20 locaties is het landgebruik ter plekke van de grondwaterbemonstering en de bodem/bodemvocht bemonstering dezelfde. In de toekomst valt het te verwachten dat deze geografisch nagenoeg samenvallende meetpunten wel additionele informatie zullen leveren over de directe invloed van (veranderingen in) bodemgebruik op de grondwaterkwaliteit. Over enige jaren zal dit waarschijnlijk resulteren in meer synergie van beide meetnetten en wellicht kan dan worden overwogen beide meetnetten geleidelijk nog meer op elkaar af te stemmen.

In dit hoofdstuk wordt een poging ondernomen om bepaalde regelmatigheden in het grondwatermeetnet te identificeren en tegelijkertijd na te gaan of er al een relatie kan worden gelegd met meetresultaten van het bodemmeetnet.

Belangrijke vragen hierbij zijn:

- Wordt de kwaliteit van het grondwater bepaald door het landgebruik of door de geologie van de watervoerende pakketten?
- Welke processen spelen hierbij een rol?

De samenstelling van het (jongere) grondwater wordt, indien ervan wordt uitgegaan dat er geen sprake is van andere dan lokale kwel, op termijn beïnvloed door de gemiddelde samenstelling van de erboven liggende bodem en het daarin aanwezige bodemvocht.

Deze invloed kan direct zijn. Zo zal een verandering in de kaliumtoevoer naar landbouwgrond op gegeven moment zeker merkbaar zijn in het grondwater door hogere kaliumgehalten.

De invloed kan echter ook indirect zijn. Indien het beheer van een grond, dat wil zeggen door bijvoorbeeld het hydrologisch beheer van de grondwaterstand, het landgebruik etc. de omstandigheden in de ondergrond beïnvloedt dan kan dit evenzeer leiden tot het veranderen van de samenstelling van het grondwater. Omstandigheden die de chemie van de ondergrond met name kunnen sturen zijn de zuurgraad pH en de hoeveelheid zuurstof (de redox toestand). Beide factoren worden beïnvloed door zowel (landbouw)activiteiten als grondwaterstandbeheer en blijken van cruciaal belang voor de grondwaterkwaliteit.

Om de invloed van dergelijke ‘sturende parameters’ te verduidelijken wordt hieronder een tweetal voorbeelden uitvoerig besproken, waarbij gebruik wordt gemaakt van gegevens uit beide meetnetten. Uit beide voorbeelden zal blijken dat de grondwaterkwaliteit wordt bepaald door een combinatie van hetgeen er in de bodem gebeurt en van de omgevingsparameters in de ondergrond. Hydrologisch beheer, samenstelling van de ondergrond en landgebruik spelen een belangrijke rol. Vanwege deze constatering kunnen uit veranderingen in de grondwaterkwaliteit op locatieniveau weinig conclusies worden getrokken met betrekking tot invloed van het landgebruik. Indien echter wordt gekeken naar gemiddelde waarden over een veel groter aantal locaties kunnen in een aantal gevallen wel bepaalde tendensen worden geconstateerd, die duiden op een interpreteerbare invloed van landgebruik op de kwaliteit van het ‘jongere’ grondwater. Het is helaas nog niet mogelijk om deze tendensen te koppelen aan meetgegevens van het bodemmeetnet. Wel kan er vaak een tentatieve maar toch logische verklaring worden geformuleerd, bijvoorbeeld op basis van gegevens over de aanvoer van mest in de landbouw.

2.2 Voorbeelden

Voorbeeld 1 Aluminium en zware metalen

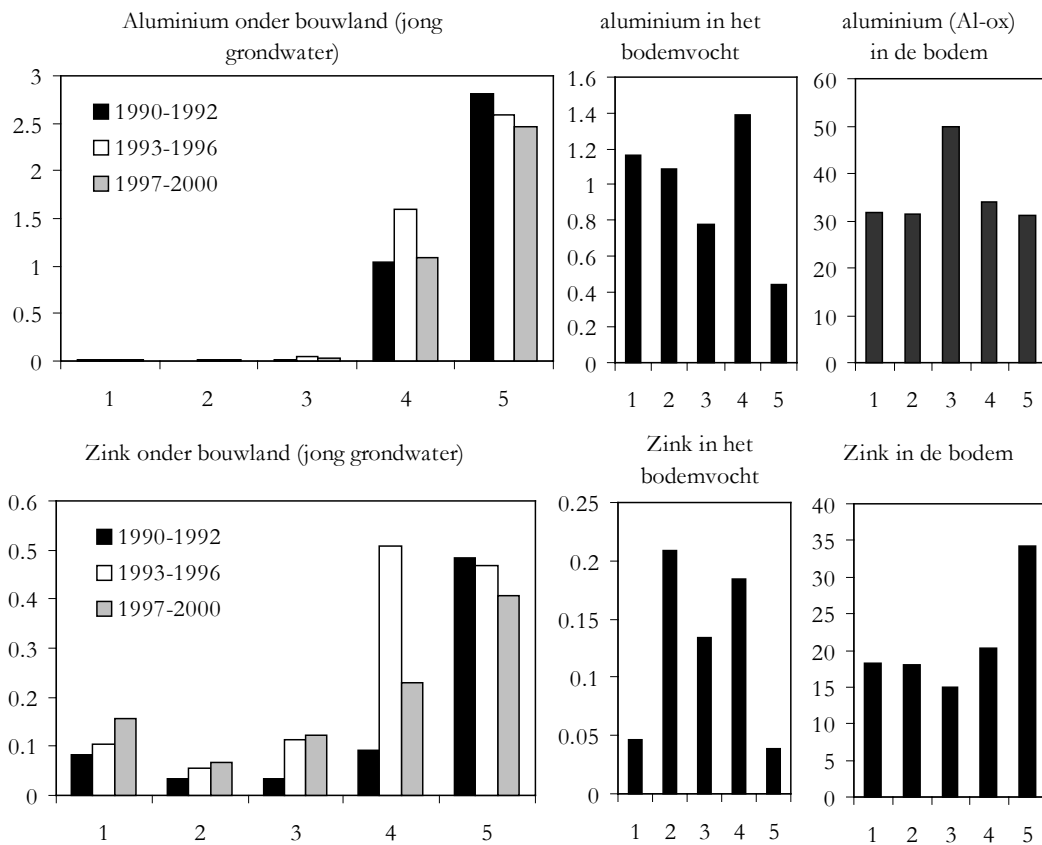
Voor de vergelijking zijn vijf locaties gebruikt, alle op zandgrond en in gebruik voor akkerbouw (vooral maïs en granen) en verspreid over de provincie Gelderland. De locaties zijn zowel bemonsterd voor het grondwatermeetnet (tussen 1990-2000) als voor het bodemmeetnet (tussen 1997-2000), waarbij de afstand tussen de exacte locaties maximaal 400 meter bedraagt. Er is bij het grondwatermeetnet gekeken naar meetresultaten voor het ‘jongere’ grondwater. De ‘leeftijd’ van het grondwater wordt bepaald met de tritium-methode. De reden om alleen te kijken naar het ‘jongere’ grondwater (< 10 jaar) is tweërlei:

- De eventuele ‘respons’ van het grondwater op de samenstelling van de bovenliggende landbouwbodem is, indien aanwezig, beter waar te nemen als gevolg van minder diffusie, minder stroming en natuurlijk een geringer tijdsverschil.
- Van het ‘jongere’ grondwater zijn sinds 1990 nagenoeg ononderbroken meetseries beschikbaar. Voor ouder grondwater zijn bemonsteringen minder regelmatig uitgevoerd.

De gegevens over de bodemsamenstelling dateren uit 1997 en de voor onderstaande analyse gebruikte bodemvochtgehalten zijn een gemiddelde van de resultaten van de bemonsteringen van 1997 en 2000. Om veranderingen in de tijd te kunnen waarnemen en tegelijkertijd fluctuaties minder storend te laten zijn in de grafische weergave, is er voor gekozen de gehalten in het ‘jongere’ grondwater weer te geven als gemiddelden over de perioden 1990-1992, 1993-1996 en 1997-2000.

De vijf gekozen locaties zijn:

Nummer:	Locatie:	Afstand tussen monsterpunten grondwater en bodem(vocht) (in km)	tussen	Geschatte leeftijd grondwater (jaar)
1	Aalten	0.13		5
2	Eerbeek	0.13		8
3	Twello	0.40		7
4	Lunteren	0.13		10
5	Uddel	0.11		10



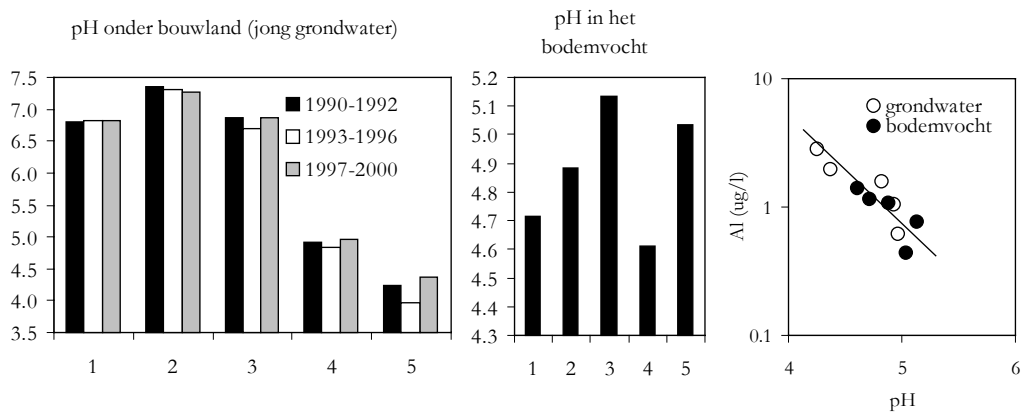
Figuur 2.1a, b Aluminium en zink gehalten in grondwater, bodemvocht en (bouwland)bodem

Eenheden: grondwater/bodemvocht: mg/l
 bodem: mg/kg

Uit de bovenstaande figuur blijkt dat er geen verband bestaat tussen de gehalten aan aluminium in grondwater enerzijds en bodem en bodemvocht anderzijds (Figuur 2.1a) en dat hetzelfde het geval is voor zink (Figuur 2.1b). Wat wél opvalt dat het 'jongere' grondwater op de locaties 4 en 5 niet alleen veel aluminium bevat, maar tegelijkertijd ook relatief veel zink. Ook wordt op de locaties 1, 2 en 3 slechts een

verwaarloosbaar lage aluminium concentratie aangetroffen. Dit is op zich niet zeer voor de hand liggend, omdat zink vooral via menselijk handelen op en in de bodem terecht komt en aluminium steeds in natuurlijke hoge concentraties in de verschillende bodemlagen voorkomt. Dus het is niet direct voor de hand liggend dat zowel zink als aluminium op dezelfde locatie hoge dan wel lage gehalten laten zien. De verklaring moet dan ook in een andere verklarende variabele gezocht worden.

Het is in de scheikunde bekend dat de in de bodem in hoge concentraties aanwezige aluminiumhydroxide-mineralen oplossen in een zure omgeving, met name bij een $pH < 5$. Theoretisch kunnen dus alleen zeer lage concentraties aluminium in bodemvocht of grondwater voorkomen als de pH hoger is dan 5, omdat het aluminium dan neerslaat als zeer moeilijk in water oplosbare aluminiumhydroxide-mineralen. Bij zink is sprake van een vergelijkbare situatie. Zink bevindt zich in de bodem in een vorm waarbij het is gebonden (geadsorbeerd) aan met name kleimineralen, maar ook aan organische stof (humusmateriaal). Onder zure omstandigheden laat zink geleidelijk los van de kleimineralen en komt dan in bodemvocht of grondwater terecht. Dit gaat vooral gemakkelijk op zandgronden omdat er niet veel kleimineralen aanwezig zijn, waaraan het zink zich kan hechten.



Figuur 2.1c pH in grondwater en bodemvocht; relatie tussen pH en aluminium gehalten in grondwater

Kortom, bodemchemische omgevingsparameters als de pH in het watervoerende pakket zouden de grote verschillen tussen de locaties, waargenomen in Figuur 2.1a, b, kunnen verklaren. Daarom is in Figuur 2.1c voor dezelfde locaties, en dus dezelfde monsters, de zuurgraad pH weergegeven.

Bij vergelijking van Figuur 2.1a en Figuur 2.1c is duidelijk te zien dat er een relatie bestaat tussen de pH en de gehalten aan aluminium in het grondwater en ook tussen de pH en de gehalten aan aluminium in het bodemvocht. Zure omstandigheden ($pH < 5$) op locaties 4 en 5 leiden dus tot de aanwezigheid van aluminium in het grondwater (zie Figuur 2.1a) en boven deze pH wordt nagenoeg geen aluminium aangetroffen in het grondwater (locatie 1, 2 en 3). Ook in het bodemvocht valt dit verschijnsel waar te nemen, alleen zijn de concentraties aluminium lager en minder gevarieerd; dit houdt verband met het feit dat tussen deze vijf locaties de pH in het grondwater veel sterker (tussen 4.3 en 7.4) varieert dan in het bodemvocht (tussen

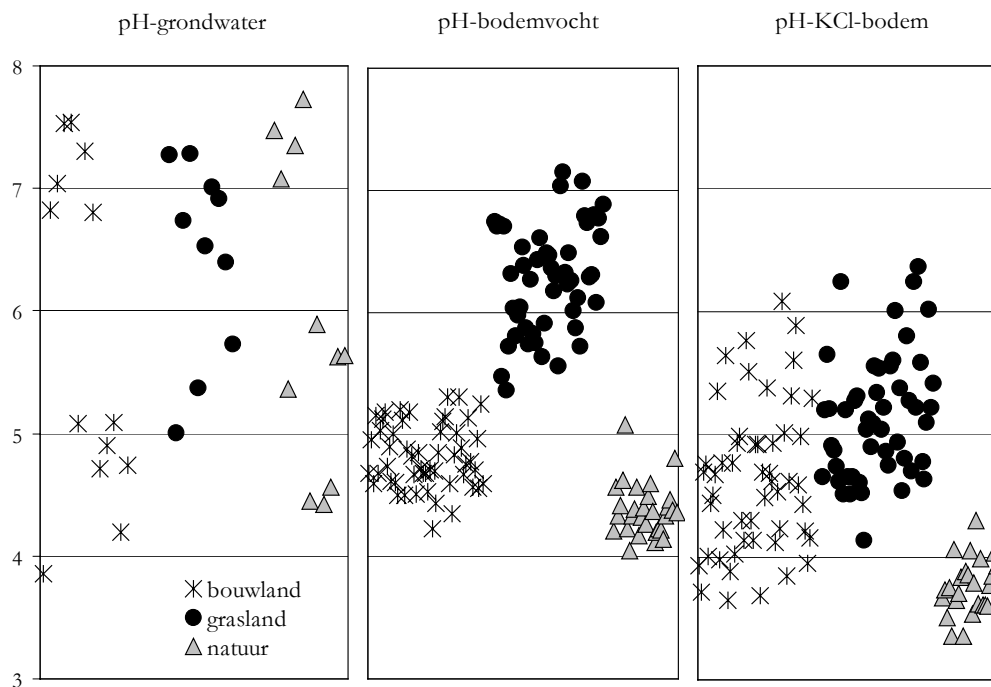
4.6 en 5.1). Om te laten zien dat hier waarschijnlijk toch precies dezelfde processen een rol spelen is in het rechterdeel van Figuur 2c de relatie tussen pH en opgelost aluminium weergegeven voor grondwater onder de locaties 4 en 5 (op de andere locaties is de aangetroffen concentratie te laag om betrouwbaar te zijn) en bodemvocht van alle locaties. Het blijkt dat beide ongeveer op dezelfde lijn liggen, hetwelk erop wijst dat dezelfde processen optreden, namelijk het in oplossing gaan van (in grote lijnen dezelfde) aluminiumhydroxide-houdende mineralen.

Bij vergelijking van Figuur 2.1b en Figuur 2.1c blijkt dat voor zink in principe hetzelfde geldt als voor aluminium, namelijk een duidelijke correlatie tussen een lage pH en hoge zink concentraties in grondwater en bodemvocht. Voor bodemvocht is de relatie minder duidelijk, vanwege het al eerder genoemde feit dat variaties in de minerale samenstelling van de bodem (en daaraan toegevoegde stoffen, bijvoorbeeld meststoffen) hier een veel grotere rol spelen dan bij aluminium. Het sorptiegedrag aan kleimineralen hangt immers ook sterk van de aard van het mineraal af.

Bovenstaande verklaring blijkt niet alleen consistent voor alle waarnemingen van zink en aluminium in het 'jongere' grondwater, maar geldt ook voor andere (zware) metalen en voor andere types (ouder) grondwater.

Er kan dus worden geconcludeerd dat de aanwezigheid van zware metalen (en andere metalen) in de bovengrond zeker niet de enige sturende factor is voor de mate waarin deze stoffen voorkomen in het 'jongere' grondwater. Ook de zuurgraad is van het grootste belang. Het is waarschijnlijk dat de zuurgraad sterk samenhangt met de preferente landgebruiksvorm in de buurt van de peilbuislocatie en daarnaast met grondwaterstanden, al dan niet gestuurd door hydrologische beheersmaatregelen.

Dat deze samenhang bestaat blijkt uit Figuur 2.2, waarin de variatie van de pH is weergegeven voor alle monsters die zijn gemeten (gemiddeld over alle meetjaren, bij grondwater alleen het grondwater met een leeftijd < 10 jaar), uitgesplitst over landgebruiksvormen.



Figuur 2.2 Verschillen tussen pH-waarden in grondwater, bodemvocht en bodem, uitgesplitst over landgebruiksvormen

Het valt direct in het oog dat er in bodem en bodemvocht verschillen in pH te zien zijn tussen de drie vormen van bodemgebruik. De hogere pH-KCl in de bodem onder grasland en bouwland (op zandgrond) in vergelijking met de pH-KCl in zandige natuurbodems is direct te verklaren door landbouwkundig beheer (bekalking). De pH die is gemeten in het bodemvocht (op circa 70 cm) diepte is iets hoger dan de overeenkomstige pH-KCl in de bodem en de variatie binnen dezelfde landgebruiksvorm is iets geringer. Hierbij moet worden aangetekend dat in het geval van de natte graslanden het bovenste grondwater is bemonsterd (op 70 cm diepte) en bij de andere landgebruiksvormen werkelijk bodemvocht is bemonsterd; dit kan tot systematische verschillen leiden.

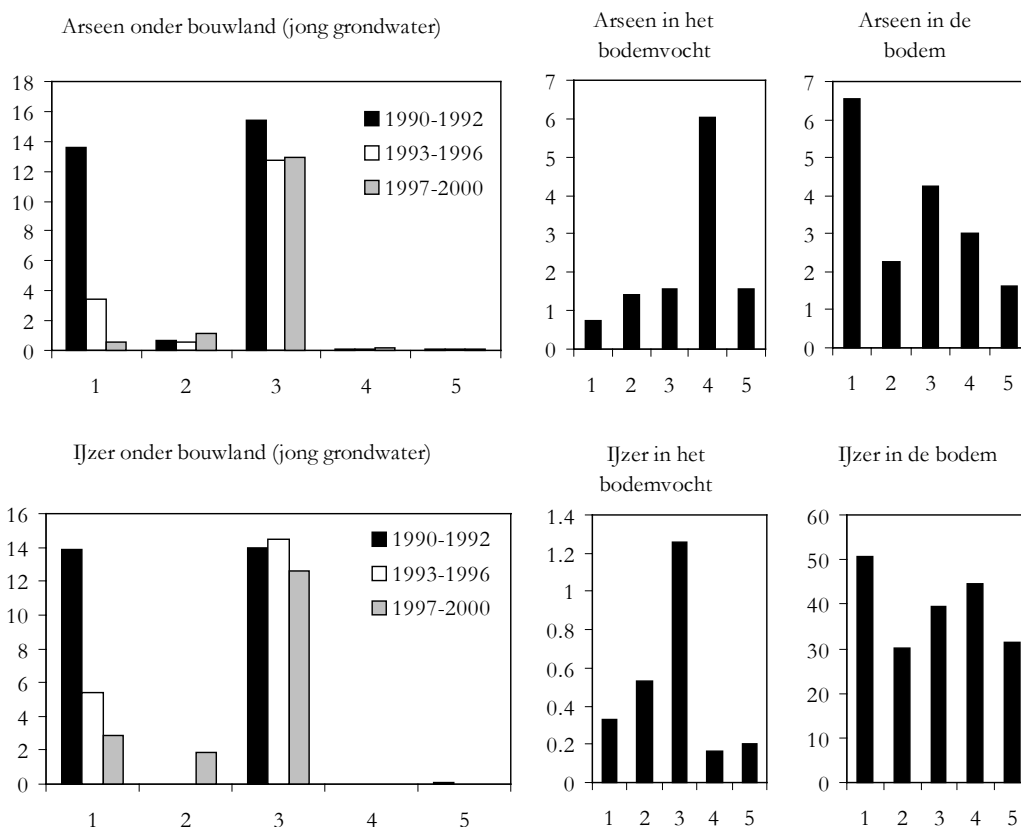
De pH in het grondwater op locaties die zijn gelegen in gebieden met verschillende landgebruiksvormen vertoont andere patronen. Er is minder variatie tussen de landgebruiksvormen, maar de variatie binnen een bepaalde landgebruiksvorm is zeer veel groter dan voor bodem en bodemvocht. De oorzaak voor deze grote variaties kan zowel te maken hebben met geologische verschillen tussen de locaties voor wat betreft de ondergrond (buffercapaciteit, sorptievermogen), maar heeft waarschijnlijk ook van doen met het landgebruik in het verleden en met het hydrologisch beheer. Het hydrologisch beheer kan allerlei bodemchemische reacties stimuleren dan wel afremmen door de bodem zuurstofarmer dan wel zuurstofrijker te maken. De pH kan als gevolg van deze reacties dan weer stijgen en dalen. Een voorbeeld is nitrificatie. Als ammoniumzouten in een zuurstofrijke omgeving worden omgezet in nitraat kan de pH in principe dalen; is de grond arm aan bufferende stoffen dan daalt de pH van het grondwater ook daadwerkelijk.

Er is geen specifieke geografische verdeling van de pH in het jonge grondwater gevonden. In de IJsselvallei en delen van de Achterhoek worden over het algemeen de hoogste pH-waarden aangetroffen. Het landgebruik maakt hierbij weinig verschil. Extreem hoge en extreem lage waarden liggen in een aantal gevallen geografisch niet ver van elkaar.

Voorbeeld 2 IJzer en arseen

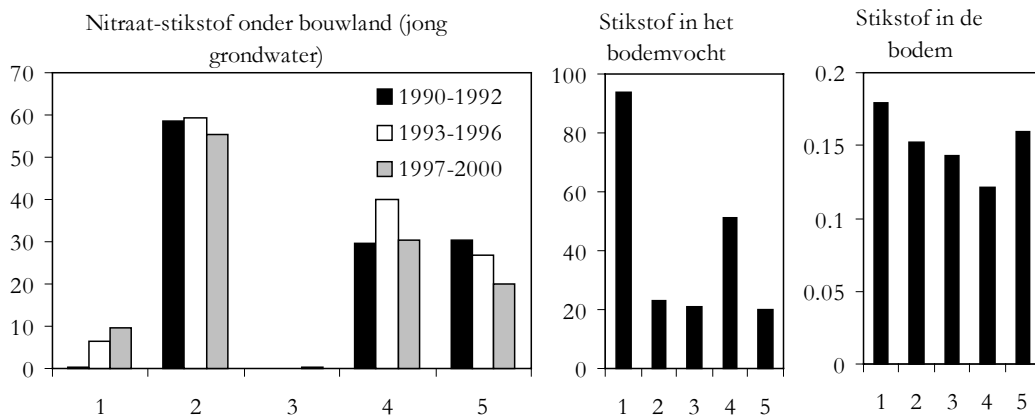
Het aantreffen van hoge arseengehalten in het grondwater en ook in het oppervlaktewater heeft in het verleden vaak geleid tot bezorgdheid bij (natuur)beheerders. Een nadere bestudering van de gegevens van het grondwatermeetnet laat echter zien dat hoge gehalten niet in relatie hoeven te staan met een hoge belasting van de bodem met arseen als gevolg van menselijke invloeden. Net als in het eerste voorbeeld kan het heel goed zijn dat er in diepere bodemlagen (natuurlijke of ‘historische’) hoge arseengehalten voorkomen, die als gevolg van veranderingen in ‘omgevingsparameters’ als pH en redox-toestand al dan niet in hoge concentraties in het grondwater terecht kunnen komen. Hierbij speelt het volgende proces een belangrijke en zelfs overheersende rol. Arseen is in de vaste bodem meestal geadsorbeerd aan ijzeroxide deeltjes, zeker als het ‘natuurlijk’ voorkomend arseen betreft. Dit is onoplosbaar ijzeroxide in de geoxideerde vorm (3-waardig ijzer). Indien het water zuurstofarm wordt dan lossen de ijzerhydroxide deeltjes (gedeeltelijk) op, doordat het 3-waardig ijzer wordt omgezet in 2-waardig ijzer waarvan het hydroxide veel gemakkelijker oplost. Hierdoor gaat ook het arseen in oplossing. Indien dit verschijnsel inderdaad optreedt is dan moet een hoog arseengehalte in het grondwater samenvallen met een hoog ijzergehalte in het grondwater. Om dit aan te tonen zijn in Figuur 2.4a, b de gehalten aan arseen en ijzer in grondwater, bodem, en bodemvocht weergegeven voor de vijf eerder genoemde locaties, die zowel in het kader van het grondwatermeetnet als in het kader van het bodemmeetnet zijn bemonsterd en geanalyseerd.

Uit de figuren blijkt duidelijk dat het hierboven geschetste verband tussen ijzer en arseen ook inderdaad optreedt. In grondwater op de locaties 1 en 3 is immers sprake van zowel een hoog arseengehalte als een hoog ijzergehalte; op de overige locaties zijn beide elementen nagenoeg niet aanwezig. Het is hierbij opvallend dat op locatie 1 (bij Aalten) zowel het arseengehalte als het ijzergehalte in de loop van de tijd drastisch afnemen, zonder twijfel doordat het grondwater in die periode langzamerhand zuurstofrijker is geworden, mogelijk als gevolg van hydrologisch beheer (verlaging van de grondwaterstand).



Figuur 2.4a, b Arseen en ijzer gehalten in grondwater, bodemvocht en (bouwland)bodem
 Eenheden: *grondwater/bodemvocht:* *mg/l*
 bodem: *mg/kg*

Een relatie tussen arseen en ijzer gehalten in het grondwater en het arseen en ijzer gehalte in het bodemvocht en in de bodem is moeilijk te leggen en ook de relatie tussen het gedrag van arseen en ijzer onderling in het bodemvocht is niet zo eenduidig als die in het grondwater. Een mogelijke verklaring is dat in de bovengrond een groter deel van het arseen door menselijke invloed is geïntroduceerd en dan niet noodzakelijkwijze aan ijzeroxide gebonden hoeft te zijn. Een aanwijzing hiervoor is het feit dat de hoeveelheid arseen per hoeveelheid ijzer in het grondwater ligt op gemiddeld circa 0.1 % en in het bodemvocht op circa 0.5 %.



Figuur 2.4c Nitraat-stikstof gehalten in grondwater, bodemvocht en (bouwland)bodem
Eenbeden: grondwater/bodemvocht in mg/l en bodem in %

Een verdere aanwijzing van de hypothese dat het feit dat het arseengehalte in het grondwater op sommige locaties verhoogd is, verband houdt met de zuurstofgraad in het water, is de aanwezigheid van stikstof in het grondwater. Indien het water zuurstofrijk is dan is het stikstof in het water geoxideerd en zal vooral (uitsluitend) de geoxideerde vorm (nitraat) worden aangetroffen. Wordt het water echter zuurstofarm dan heeft stikstof de neiging om in andere, gereduceerde vormen aanwezig te zijn. Dit kan ammonium zijn, hetwelk gemakkelijk aan de vaste bodem adsorbeert; ook kan het nitraat verdwijnen door denitrificatie onder vorming van gasvormige stikstofverbindingen, vooral onder grasland met een hoge grondwaterstand. Kortom: op basis van bodemchemische beschouwingen wordt verwacht in het grondwater op de locaties 1 en 3 lage nitraatgehalten worden aangetroffen, omdat ijzer en arseen gehalten op die locaties hoog zijn. Uit Figuur 2.4c blijkt dat dit inderdaad het geval is. Ook blijkt dat op locatie 1 in 1990-1992 geen waarneembaar gehalte nitraat aanwezig is en dat dit in de navolgende jaren toeneemt. Dit is een mooi voorbeeld van de perfecte correlatie tussen ijzer, arseen en nitraat.

Het hier beschreven beeld is algemeen voor alle locaties waar jonger grondwater is bemonsterd en geanalyseerd, onafhankelijk van het landgebruik.

3 Actuele kwaliteit bodemwater en grondwater

3.1 Kwaliteit bodemwater

In het bodemmeetnet worden jaarlijks de concentraties bepaald van nutriënten en contaminanten in het bodemvocht, en in het bovenste grondwater voorzover het graslanden betreft (waar zinvol wordt de term 'bodemwater' gebruikt als verzamelnaam voor bodemvocht en bovenste grondwater). De concentraties in het bodemvocht zijn niet onderworpen aan wettelijke normen. Het grondwater in Nederland is echter wel onderworpen aan normen en die zijn vastgelegd in de circulaire Streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering (VROM, 2000). Aangezien aannemelijk is dat hoge concentraties in het bodemvocht uiteindelijk leiden tot hoge concentraties in het grondwater is een vergelijking van de concentraties in het bodemvocht met de streefwaarden en interventiewaarden voor grondwater relevant.

Niet voor alle componenten zijn er streef- en interventiewaarden voor grondwater gegeven in de circulaire Streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering (VROM, 2000). Voor kalium en aluminium wordt de drinkwaternorm (12 mg K/l; 0,2 mg Al/l) als streefwaarde gebruikt, en als 'interventiewaarde' het vijfvoudige hiervan. Voor nitraat wordt de grenswaarde van 50 mg/l nitraat (oftewel 11,3 mg N/l). Voor totaalfosfaat wordt het vijfvoudige van de streefwaarde (0,4 mg P/l voor zandgebieden en 3 voor kleigebieden) als interventiewaarde gebruikt.

Het bodemvocht uit naaldbossen en zandakkers is verkregen door het bodemvocht uit de grond te slingeren via centrifugeren (Japenga et al., 2000). Bij de natte graslanden is het bovenste grondwater bemonsterd. In de Tabellen 3.1 t/m 3.3 worden per deelgebied de aangetroffen concentraties in het bodemvocht (bovenste grondwater bij natte graslanden) gegeven ten opzichte van de streef- en interventiewaarden. Als de concentraties hoger zijn dan de streefwaarden dan zijn de velden grijs gekleurd, bij concentraties hoger dan de interventiewaarden zijn de velden zwart ingekleurd. Tabellen 3.1, 3.2 en 2.3 gaan respectievelijk over de landgebruikswaarden naaldbos, gras en zandakker.

Voor cadmium en arseen liggen de detectiegrenzen van de gebruikte apparatuur (ICP-AES) boven de streefwaarden voor ondiep grondwater. De detectiegrenzen zijn 0,7 µg Cd/l en 16 µg As/l terwijl de streefwaarden voor ondiep water respectievelijk 0,4 µg Cd/l en 10 µg As/l zijn. Bij het lezen van de tabellen betekent dat dat de witte velden gelezen dienen te worden als: de concentratie ligt beneden de interventiewaarde maar bij Cd en As tenminste beneden ongeveer ±1,7 keer de streefwaarde.

Tabel 3.1 Concentraties t.o.v. de streef- en interventiewaarden (concentratie > streefwaarde: grijs; concentratie > interventiewaarde: zwart) van grondwater van monsters uit het type landgebruikswaarde: Naaldbos. (Cu, Cd, Pb, Ni, Cr in µg/l; N, P, Al, Zn mg/l). Bemonstering 2000

streefwaarde	5.6	0.4	0.2	12	15	0.1	0.4	15	15	1
interventiewaarden	11	2	1	60	75	0.8	6	75	75	30
	N	P	Al	K	Cu	Zn	Cd	Pb	Ni	Cr
Gebiedsnaam	indicatief			grens- en interventiewaarden						
noordelijke gelderse vallei										
uddel-elspeet-speuldgarderen										
noord-oost veluwe										
harderwijk-elburg										
de driesprong										
zuidelijke ijsselvallei										
hummelo-keppel										
de graafschap										
achterhoek										
de graafschap veluwe										

In Tabel 3.1 is te zien dat de kwaliteit van het bodemvocht uit naaldbossen niet goed is op grond van te hoge aluminium, zink en nikkelconcentraties (zwarte velden). Ook de concentraties van andere zware metalen (koper, cadmium en lood) zijn relatief hoog (grijze velden).

Tabel 3.2 Concentraties t.o.v. de streef- en interventiewaarden (concentratie > streefwaarde: grijs; concentratie > interventiewaarde: zwart) grondwater van monsters uit het type landgebruikswaarde: gras. (Cu, Cd, Pb, Ni, Cr in µg/l; N, P, Al, Zn mg/l)

streefwaarde	5.6	0.4	0.2	12	15	0.1	0.4	15	15	1
interventiewaarden	11	2	1	60	75	0.8	6	75	75	30
Landgebruik: gras	N	P	Al	K	Cu	Zn	Cd	Pb	Ni	Cr
Gebiedsnaam	indicatief grens- en interventiewaarden									
de graafschap	■									
zuidelijke ijsselvallei	■									
noord-oost veluwe	■								■	
harderwijk-elburg	■									
uddel-elspeet-speuld-garderen										
noordelijke gelderse vallei	■									
de driesprong										
groesbeek	■									
hummelo-keppel										
neede-borculo										
winterswijk	■									
achterhoek	■									
veluwe										

Tabel 3.3 Concentraties t.o.v. de streef- en interventiewaarden (concentratie > streefwaarde: grijs; concentratie > interventiewaarde: zwart) grondwater van monsters uit het type landgebruikswaarde: zandakker. (Cu, Cd, Pb, Ni, Cr in µg/l; N, P, Al, Zn mg/l)

streefwaarde	5.6	0.4	0.2	12	15	0.1	0.4	15	15	1
interventiewaarden	11	2	1	60	75	0.8	6	75	75	30
	N	P	Al	K	Cu	Zn	Cd	Pb	Ni	Cr
Gebiedsnaam	indicatief grens- en interventiewaarden									
harderwijk-elburg										
uddel-elspeet-speuld-gardenen										
noordelijke gelderse vallei										
de driesprong										
zuidelijke ijsselvallei										
noord-oost veluwe										
neede-borculo										
winterswijk										
gelderse poort										
hummelo-keppel										
de graafschap										
achterhoek										
veluwe										

In Tabel 3.2 is te zien dat de kwaliteit van het bovenste grondwater van natte graslanden op grond van de hoge stikstofconcentraties niet goed is (zwarte velden). Relatief hoge concentraties (grijze velden) van aluminium en zware metalen komen veel voor maar zijn niet algemeen behalve voor chroom.

In Tabel 3.3 is te zien dat de kwaliteit van het bodemvocht van akkers op zandgronden niet altijd goed is omdat regelmatig hoge stikstofconcentraties worden gevonden (zwarte velden). Relatief hoge concentraties (grijze velden) van aluminium, kalium, koper, zink en chroom zijn vrij algemeen. Op grond van tabel 3.1, 3.2 en 3.3 kan gesteld worden dat de concentraties van stikstof en een aantal zware metalen in het bodemvocht zeer vaak hoger zijn dan de streefwaarden voor grondwater. Dit kan op de termijn leiden tot overschrijdingen van de streefwaarden in het grondwater.

Tabel 3.4 Overschrijding indicatieve concentraties bodemvocht (bovenste grondwater bij natte graslanden) in 2000. Gemiddeld per cluster en landgebruik. Concentraties t.o.v. 1997: concentratie in 2000 hoger dan 1997(+) of lager dan 1997 (-)

Cluster*	streefwaarde	5.6	0.2	0.2	12	15	0.065	0.4	15	15	1
	interventiewaarden	11	0.4	1	60	75	0.8	6	75	75	30
	2000	N	P	Al	K	Cu	Zn	Cd	Pb	Ni	Cr
1	naaldbos	(-) 2.6	0.06	2.5	4	(+) 28	0.4	3	24	37	1.2
2	naaldbos	(-) 1.6	0.09	3	3	11	0.2	1.7	(+) 22	19	2.5
3	naaldbos	(-) 5.5	0.07	7.2	8	16	(+) 1	3.4	(+) 16	73	1.3
4	naaldbos	(-) 2.8	0.03	3.5	3	(+) 16	0.6	2.6	20	46	1.1
1	gras	12	(-) 0.1	0.4	18	12	0.02	0.7	16	22	2.7
2	gras	12	0.04	0.5	(-) 6.8	4.9	0.02	1.4		23	3.9
3	gras	18	0.01	0.5	17	15	0.1	1.1	22	22	3.7
4	gras	(-) 6.4	0.1	(+) 0.2	19	6.6	0.03	1.4		27	3.3
1	zandakker	(-) 8.7	0.7	(-) 0.7	24	31	0.2			8.1	1.4
2	zandakker	13	(-) 0.5	(-) 0.7	64	27	0.2			9.1	2.5
3	zandakker	20	(+) 0.3	(-) 0.6	62	24	0.2		14	9.4	2.1
4	zandakker	17	(-) 0.3	0.7	(-) 59	37	0.2	1		11	1.8

*Clusters:

- 1: west; noordelijke Gelderse Vallei, Uddel-Elspeet-Speuld-Garderen, De Driesprong
- 2 noord-oost Veluwe, Harderwijk-Elburg, zuidelijke IJsselvallei, zuidelijke Gelderse Vallei
- 3 Hummelo-Keppel, Neede-Borculo, Winterswijk, Gelderse Poort, De Graafschap, Groesbeek
- 4 Achterhoek, Veluwe

Kwaliteitsverschillen op grond van meetjaar en landgebruik

In Tabel 3.4 zijn de gemiddelde meetresultaten per cluster gegeven is aangegeven of er belangrijke verschillen zijn tussen de concentraties in 1997 en 2000. Voor stikstof blijken er belangrijke verschillen te zijn tussen de concentraties in 1997 en 2000: de concentraties zijn in de naaldbossen beduidend lager dan in 1997 (in tabel zijn veranderingen t.o.v. 1997 gegeven als -/+). Er zijn geen belangrijke verschillen tussen 1997 en 2000 bij de meeste zware metalen behalve dat er in één of twee clusters onverwacht hogere concentraties van koper, zink en lood gemeten zijn in bossen. Dit is mogelijk gerelateerd aan een seizoensmatige variatie. Opvallend zijn verder de relatief hoge concentraties van chroom en nikkel. In de analyse van 1997 zijn deze elementen niet meegenomen.

De concentraties stikstof, fosfaat en aluminium in het bodemvocht (en bovenste grondwater bij natte graslanden) zijn vaak hoger dan de indicatieve streef- en grenswaarden voor grondwater (tabellen 3.1-3.4). Hoge aluminiumconcentraties

hangen samen met de zuurgraad van de bodem die in de meeste gevallen zuurder zijn dan in de ondergrond. Aangezien aluminium deel uitmaakt van de bodem matrix is uitspoeling naar grondwater minder relevant en zegt het meer over de zuurgraad van de bodem. De overschrijdingen voor stikstof doen zich voor bij het landgebruiktype: zandakker en gras terwijl de overschrijdingen voor fosfaat zich voornamelijk alleen bij landgebruik zandakker voordoen. De hoge fosfaatconcentraties zijn relevant aangezien er bemonsterd is op een diepte van 60-90 cm.

3.2 Kwaliteit grondwater

Een vergelijking tussen de normen voor grondwater en de grondwaterdata (bij grasland, bouwland en natuur) geeft per stof een percentage van de metingen met overschrijdingen voor ondiep water, Cr 40%, Cd 18%, K 22%, NO₃ 34%, Zn 12% en voor diep grondwater, Cd 18%, Cr 6%, Cu 55%, Ni 31%, NO₃ 30%, Pb 16%, Zn 19% (rest kleiner dan 5%). In Hoofdstuk 5 worden in de figuren naast de gemiddelde concentraties ook de streefwaarden genoemd en in de Bijlage 5 zijn naast de data ook de normen weergegeven. De gemiddelde concentraties illustreren het grote aantal overschrijdingen van de streefwaarde voor Cr (gras, bouwland en natuur) bij jong en ondiep grondwater en van Cu bij oud en diep grondwater (gras, bouwland en natuur).

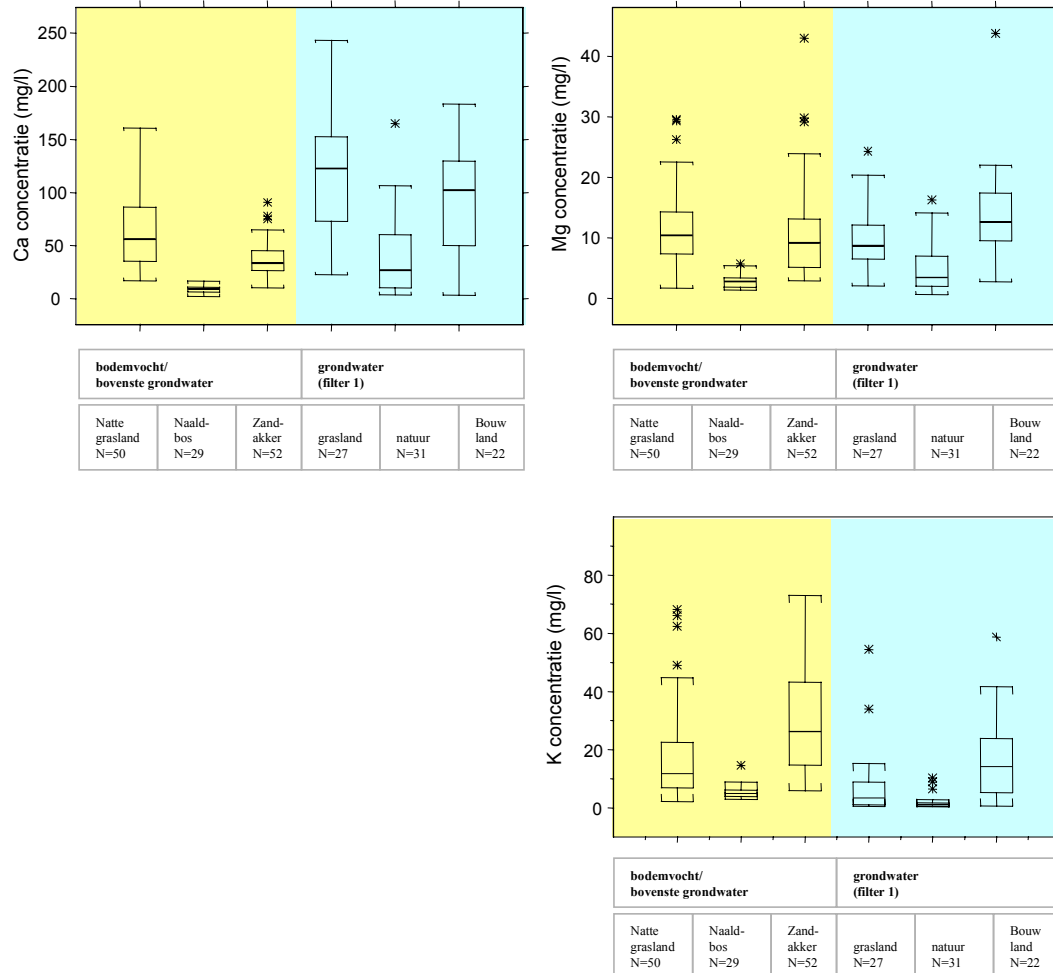
3.3 Kwaliteit vaste bodem

De kwaliteit van de bodem op basis van totaalanalyses is besproken in de vorige rapportage (Japenga et al., 2000). De streefwaarden worden ten aanzien van zware metalen zelden overschreden. De gehalten aan fosfaat en zware metalen liggen logischerwijze op de graslanden, zandakkers en kleiakkers beduidend hoger dan in de bossen door de agrarische activiteiten: zoals fosfaat door bemesting, koper uit varkensdrijfmest en cadmium uit fosfaatmeststoffen. Voor organische verontreinigingen (pesticideresiduen en PAK) wordt in een aanzienlijk aantal gevallen de streefwaarde overschreden. Ook reeds geruime tijd geleden verboden chemische stoffen zijn aangetroffen wat aangeeft dat dergelijke stoffen nog lang aanwezig kunnen blijven in de bodem.

4 Statistische vergelijking meetgegevens bodem en grondwater

4.1 Vergelijking grondwater en bodem

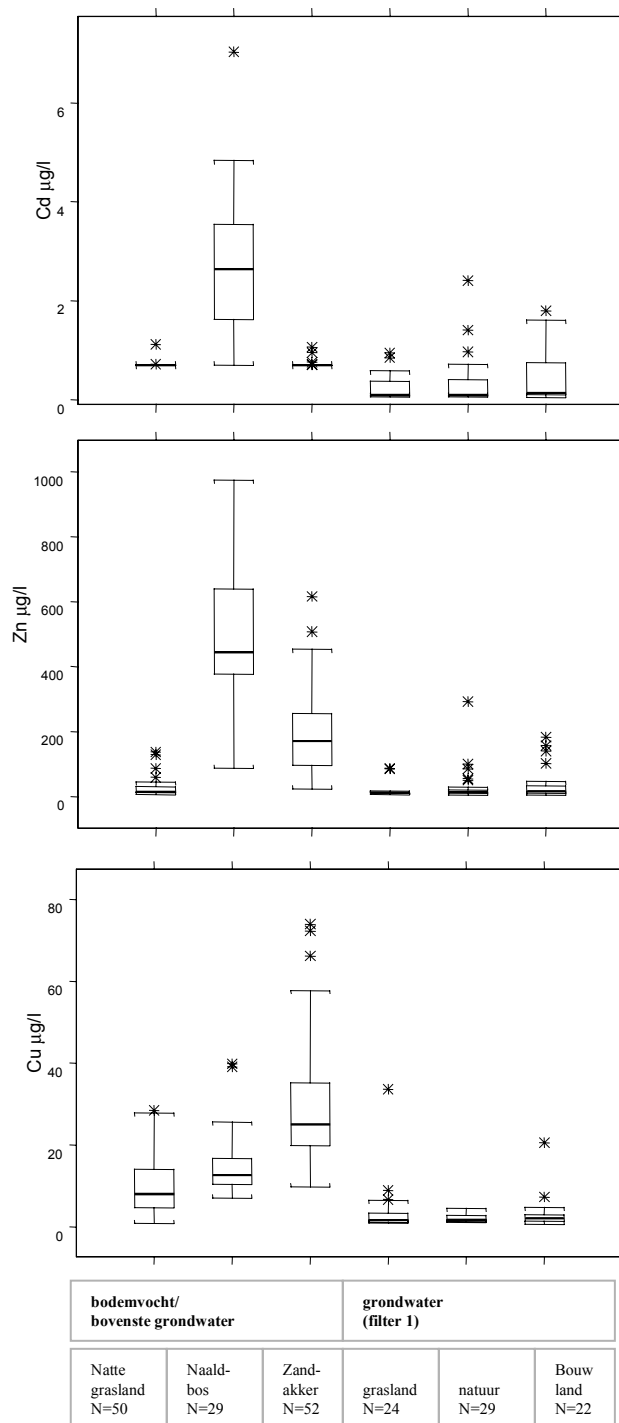
Een vergelijking tussen de concentraties in het grondwater en die in het bodemvocht van alle relevante stoffen is gemaakt in Bijlage 7. Opgemerkt dient te worden dat de categorieën voor het bodemmeetnet en grondwatermeetnet niet geheel identiek zijn, bijvoorbeeld: de zandakkers in het bodemmeetnet zijn enkeerdgronden terwijl de bouwlanden in het grondwatermeetnet ook andere zandgronden omvat. Tevens dient opgemerkt te worden dat de gebruikte analysemethoden verschillen zodat de detectiegrenzen verschillend zijn: bijvoorbeeld lood is bepaald in grondwater met een nauwkeurigere methode dan gebruikt voor bodemvocht. Hierdoor zijn de loodconcentraties in grondwater niet goed vergelijkbaar met de concentraties in bodemvocht.



Figuur 4.1 Box-wisker plots van de mediaanwaarden van Ca, Mg en K (in mg/l) in de verschillende categorieën bodemvocht/bovenste grondwater en grondwater (filter 1) op zandgronden. Het betreft de mediaanwaarden van alle gemeten waarden (periode 1997-2001 voor bodemvocht, en periode van voor 2000 voor grondwater)

In Figuur 4.1 worden de concentraties van calcium, magnesium en kalium vergeleken per bodemgebruiksvorm om te laten zien dat voor stoffen waarin we eigenlijk niet direct geïnteresseerd zijn ten behoeve van de bodemkwaliteit we toch kunnen zien dat er een sterke relatie is tussen de bodemvocht- en grondwaterconcentraties. De invoer van calcium, magnesium en kalium in naaldbossen geschiedt voornamelijk via de neerslag en de concentratie van deze stoffen in het bodemvocht vinden we ook terug in het grondwater. Onder invloed van landgebruik, in dit geval bemesting worden veel hogere calcium-, magnesium- en kaliumconcentraties gevonden in het bodemvocht die we ook terugvinden in het grondwater. Het meest duidelijk is dat te zien aan kalium. Deze stof komt via de landbouw op het land en daarna in het grondwater. Kalium wordt niet afgebroken zoals nitraat en ook wordt kalium in de zandgronden nauwelijks gebufferd door binding aan de vaste fase. Dit grote verschil tussen K in de akkers en bossen, en de overeenkomst tussen de het bodemvocht en grondwater, is een sterke aanwijzing dat er een relatie is tussen de samenstelling van het bodemvocht en het grondwater.

In Figuur 4.2 worden de concentraties van cadmium, zink en koper (Cd, Zn, Cu) vergeleken per combinatie van bodem en landgebruiksvorm omdat er vooral bij deze milieukritische stoffen grote verschillen zijn tussen het bodemwater en grondwater. Het valt op dat de concentraties in het bodemvocht aanzienlijk hoger zijn dan in het grondwater. Hoge concentraties in het bodemvocht kunnen door uitspoeling in de toekomst leiden tot hogere concentraties in het grondwater.



Figuur 4.2 Box-wisker plots van de mediaanwaarden van Cd, Zn, Cu (in µg/l) in de verschillende categorieën bodenvocht/bovenste grondwater en grondwater (filter 1) op zandgronden. Duidelijk verhoogde waarden worden gevonden in bodems ten opzichte van het dieper gelegen grondwater. Het betreft de mediaanwaarden van alle gemeten waarden (periode 1997-2001 voor bodenvocht, en periode van voor 2000 voor grondwater)

Maar indien de aanvoer van milieukritische stoffen, zoals Cu, Cd, en Zn is verminderd hoeven de verhoogde concentraties in het bodemwater niet te leiden tot hogere concentraties in het grondwater omdat een hogere pH in de ondergrond

zorgt voor een veel sterkere vastlegging aan de vaste fase. Hierbij dient echter bedacht te worden dat lang niet in alle gevallen de pH van het grondwater hoog is.

Wat verder opvalt is de hoge concentratie koper in het bodemvocht onder de natte graslanden ondanks de relatief hoge pH (en dus relatief sterke vastlegging). In de toekomst kan dit leiden tot hogere concentraties van Cu in het diepere grondwater onder de natte graslanden.

4.2 Regionale verschillen in bodemvocht

Regionale verschillen zijn op te sporen in het bodemmeetnet doordat zandgronden in verschillende regio's bemonsterd zijn. De zandgronden zijn in vier groepen geclusterd: (1) westelijke, (2) centrale, (3) oostelijke zand actiegebieden, en (4) overig zandgebied. Deze gebieden omvatten (1) noordwest Veluwe, noordelijke Gelderse Vallei en zuidwest Veluwe, (2) noordoost Veluwe, noord Veluwe en zuidoost Veluwe, (3) Keppel, Graafschap, Groesbeek, Neede en Winterswijk, (4) Achterhoek en Veluwe.

In Figuur 4.3a en Figuur 4.4a worden de totaalgehalten van cadmium en koper gegeven. De kaarten zijn gemaakt (Brus et al., 2000a,b) op basis de data uit het meetnet Bodemkwaliteit. De kaarten laten grote regionale verschillen zien die onder andere gerelateerd zijn aan regionale verschillen in de klei en organische stofgehalten van de verschillende bodems waardoor de kaarten een grote overeenkomst tonen met de bodemkaart.

In Figuur 4.3b en Figuur 4.4b worden de concentraties van cadmium en koper in het bodemwater gegeven. Een groot deel van het rivierengebied is nog wit ingekleurd omdat in de regio tot en met 2001 geen meetpunten lagen. De kaarten voor de Cd en Cu concentraties zijn interessant als ze vergeleken worden met de kaarten voor de totaalgehalten. In geval van Cd valt op de de regio met de laagste Cd gehalten (De Veluwe) de hoogste Cd concentraties heeft. Dit valt te begrijpen op basis van de verschillen in de zuurgraad: bij de lage zuurgraad in de bossen (o.a. op de Veluwe) is de binding van Cd gering en is een belangrijk deel van het Cd in oplossing, bij een neutrale pH (graslanden) is de binding van Cd sterk en vindt je weinig Cd in het bodemwater. In geval van Cu komen de gebieden met hoge totaalgehalten redelijk overeen met de gebiedn met hoge Cu concentraties. De binding van Cu is veel minder gevoelig voor de zuurgraad dan Cd. Opvallend zijn de lage Cu concentraties bij de natte graslanden en de hoge concentraties bij zandakkers. Aangetekend moet worden dat de kaarten van Cd en Cu concentraties niet op dezelfde manier zijn berekend als de kaarten van de totaalgehalten.

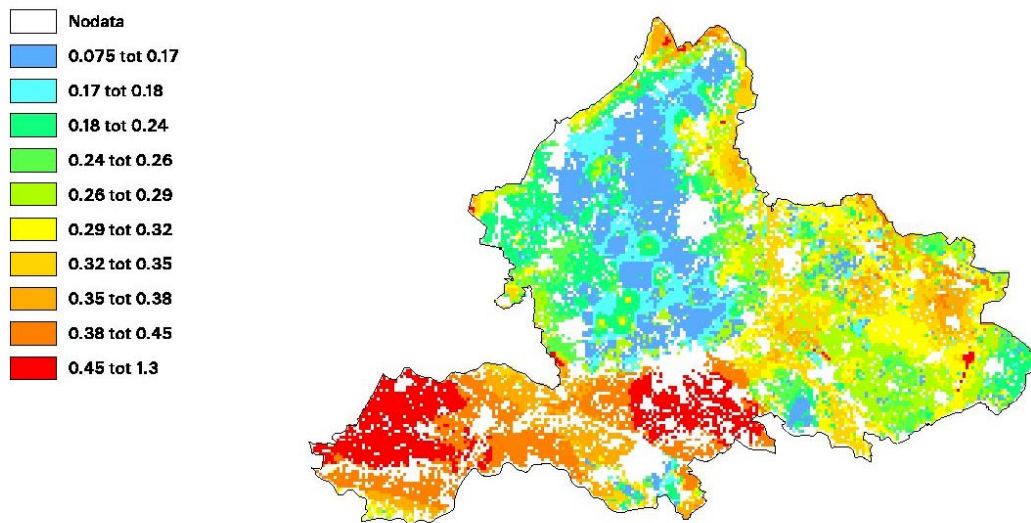
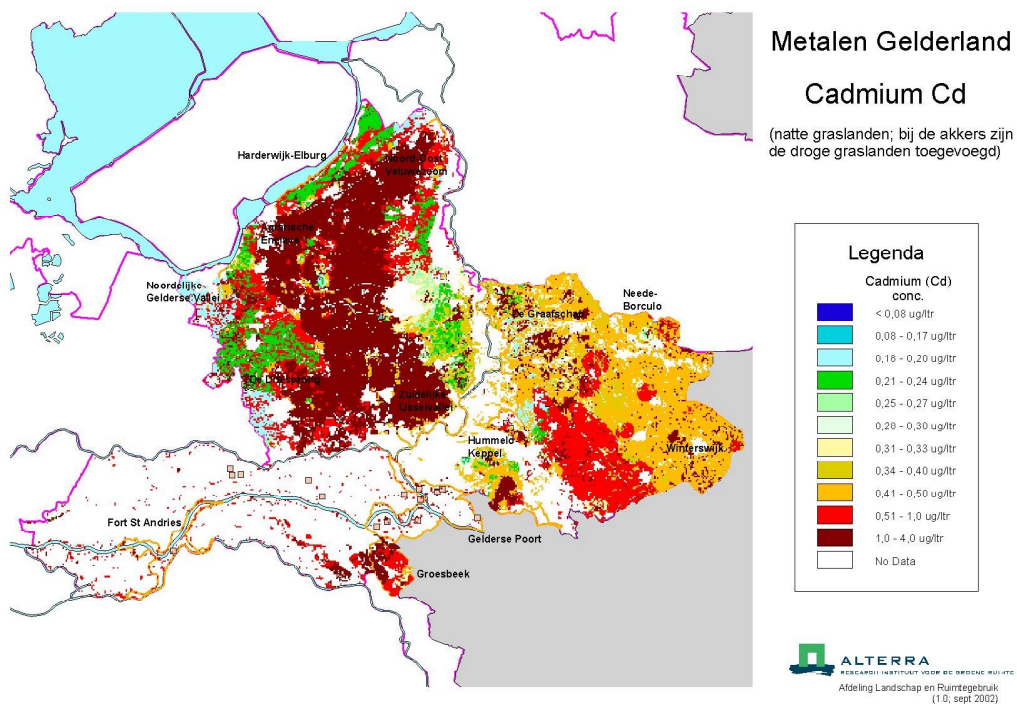


Fig 4.3a Cadmium gehalten ($mg\ Cd/kg$) in bodem (diepte: 0-25 cm) uit Brus et al. (2002a) op basis van data uit het meetnet bodemkwaliteit



Figuur 4.3b. Cadmiumconcentraties ($mg\ Cd/l$) in bodemwater. De concentraties zijn mbv de data voor grasland, zandakkers en bos geschat voor heel Gelderland waarbij Kriging is gebruikt per genoemde categorie (omdat de data voor natte graslanden gelden zijn de concentraties voor droge graslanden: Gt IV en hoger, geschat op basis van de gehalten in de zandakkers)

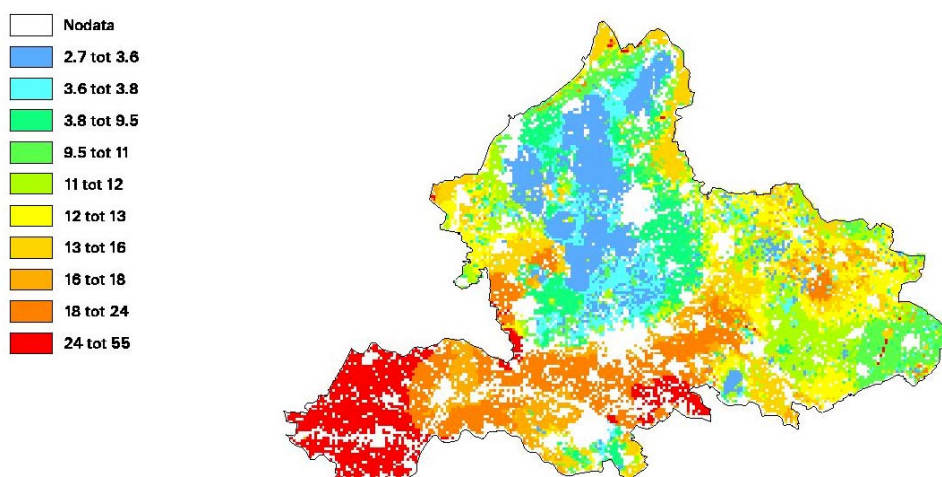
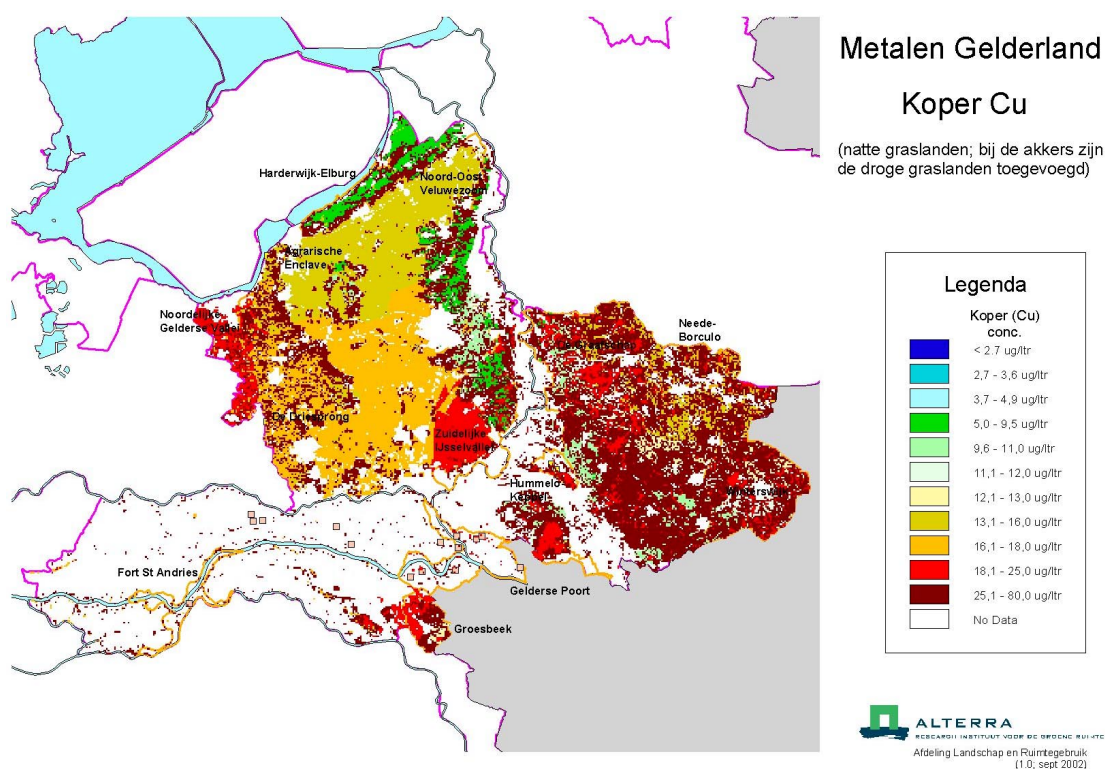


Fig 4.4a. Kopergehalten (mg Cu/kg) in bodem (diepte: 0-25 cm) uit Brus et al. (2000b) op basis van data uit het meetnet bodemkwaliteit

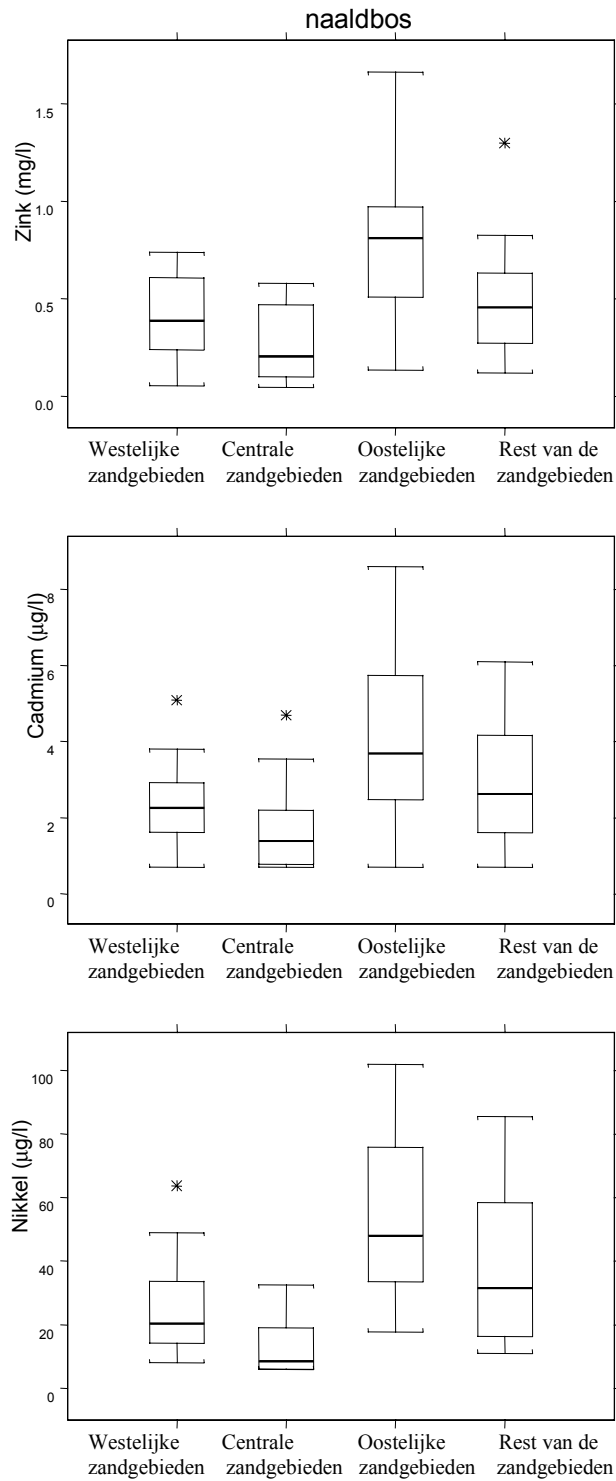


Figuur 4.4b. Koperconcentraties (mg Cu/l) in bodemwater. De concentraties zijn mbv de data voor grasland, zandakkers en bos geschat voor heel Gelderland waarbij Kriging is gebruikt per genoemde categorie (omdat de data voor natte graslanden gelden zijn de concentraties voor droge graslanden: Gt IV en hoger, geschat op basis van de gehalten in de zandakkers)

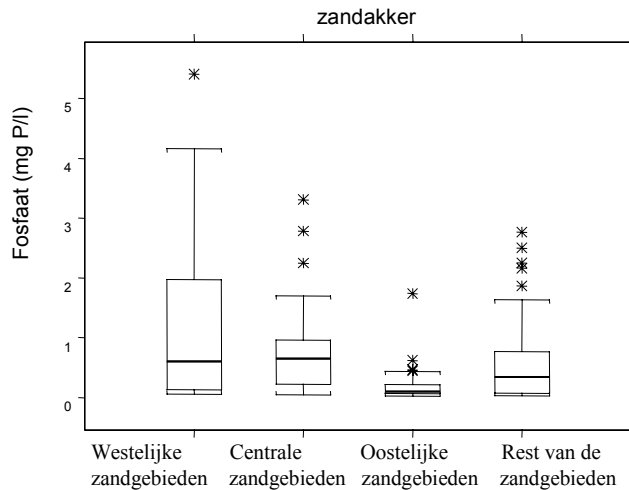
In Figuur 4.5 zijn de regionale verschillen te zien voor zink, cadmium en nikkel (Zn, Cd, Ni) in bodemvocht van naaldbossen (1997-2001). In Bijlage 2 staan vergelijkbare figuren voor alle relevante stoffen. De regionale verschillen zijn gering behalve voor zink, cadmium en nikkel. Te zien is dat consequent de concentraties van zink, cadmium en nikkel het hoogste zijn in zandcluster 3 en het laagste zijn in zandcluster

2. (gemiddelden voor nikkel in clusters 2 en 3 respectievelijk 15 ± 9 en $52 \pm 25 \mu\text{g Ni/l}$). Pogingen om de verschillen te verklaren op basis van verschillen in totaalgehalten, pH, organische stof of concentraties macroïonen zijn ondernomen maar zonder resultaat. Mogelijk veroorzaakt een combinatie van factoren de verschillen in concentraties.

Al eerder is laten zien dat er regionale verschillen zijn voor P (Japenga et al., 2000) aan de hand van verschillen tussen de gemiddelde P verzadigingsgraad en P_w van cluster 1 tot en met 3 (zie ook Figuur 4.6). De P verzadigingsgraad en het P_w getal nemen af van cluster 1 (de westelijke zand actiegebieden) tot de cluster 3 (oostelijke zand gebieden). In cluster 1 zijn beduidend meer bodems gevonden met hoge fosfaatconcentraties in het bodemvocht dan in cluster 3. Cluster 2 (centrale zand gebieden) zit er wat betreft bodemvochtconcentraties maar ook geografisch tussenin.



Figuur 4.5a,b,c. Box-wisker-plot van concentratie van (a) zink, (b) cadmium en (c) nikkel in bodemvocht van Naaldbos (droog, kalkloos zand met naaldbos) in verschillende clusters van gebieden. De volgorde van de laagste tot de hoogste concentraties Zn en Cd komen overeen

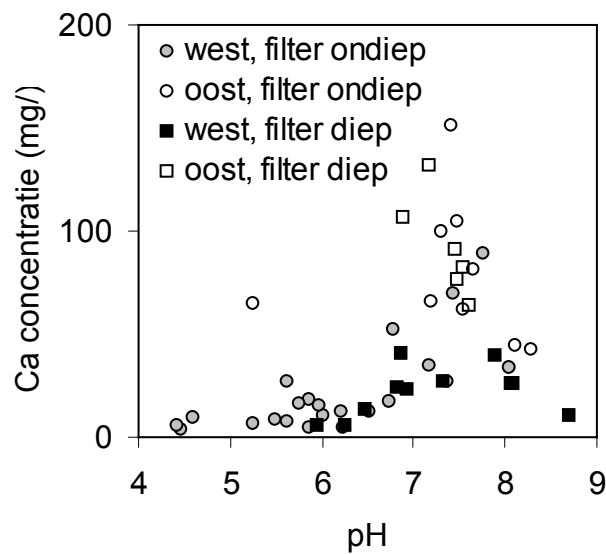


Figuur 4.6 Box-wisker-plot van concentratie van P in bodemvocht van zandakkers in verschillende clusters van gebieden

4.3 Regionale verschillen in grondwater

Om regionale verschillen te onderscheiden zijn een redelijk aantal metingen nodig. In het meetnet grondwaterkwaliteit zijn de meetpunten redelijk evenredig verdeeld over de verschillende typen bodemgebruik: 93 meetpunten op zandgronden waarvan 33 natuur, 27 grasland, 22 bouwland en 11 stedelijk. Dit zijn te weinig meetpunten om een indeling van vier clusters per bodemgebruik te hanteren. Als we grofweg toch een onderscheid willen maken dan is een begrenzing tussen de gebieden ten westen en ten oosten van de IJssel eenvoudig: 22 meetpunten natuur ten westen en 9 ten oosten, 12 meetpunten grasland ten westen en 15 meetpunten ten oosten van de IJssel, 13 meetpunten bouwland ten westen en 9 meetpunten ten oosten van de IJssel.

In Bijlage 2b zijn de gemiddelde concentraties gegeven per landgebruiksvorm ten westen en oosten van de IJssel. Het valt op dat het grondwater in de meetpunten onder natuur ten westen van de IJssel zuurder is dan ten oosten ervan. De consequentie is dat concentraties van pH gevoelige componenten ‘regionaal’ verschillen.



Figuur 4.7 Gemiddelde concentratie van calcium in grondwater per meetpunt in relatie tot zuurgraad (pH) en diepte (ondiep: filter 1; diep: filter 3). Het is duidelijk dat de meeste meetpunten met een hoge pH en een hoge calciumconcentratie in het oosten liggen

Ter illustratie is in Figuur 4.7 te zien dat de meetpunten in het westen meestal zuurder zijn (lagere pH) dan de meetpunten in het oosten en dat er een relatie is met de calciumconcentratie. Vanaf pH 7,5 daalt de calciumconcentratie: bij de hogere pH's vanwege een chemische evenwicht met kalk en bij lagere pH's is er gewoon weinig calcium.

Uit de gegevens in Bijlage 2b blijkt dat de regionale verschillen bij ondiep- en diep grondwater (resp. filter 1 en 3) gering zijn. Bij ondiep grondwater zijn de concentraties van Ca, SO₄ en Sr bij natuur hoger in het oosten, en bij diep grondwater zijn de concentraties van Ba, Ca, P, Sr bij natuur hoger in het oosten, en van Mn bij bouwland. De resultaten wijzen op verschillen welke waarschijnlijk veroorzaakt worden doordat in het westen andere geologische afzettingen liggen dan in het oosten.

5 Trends in grondwaterkwaliteit

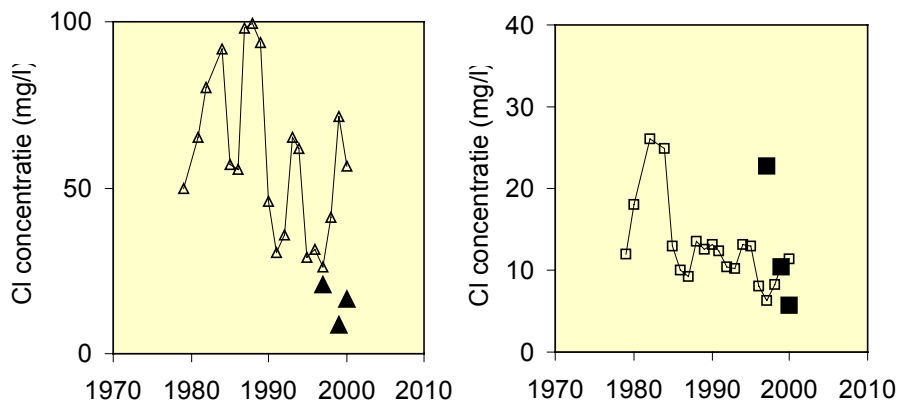
5.1 Aanpak

Gekeken is naar de veranderingen in de grondwaterkwaliteit in Gelderland in de periode 1989-2000 en naar verschillen tussen jong en oude grondwater. Op vier verschillende manieren zijn de data uit het meetnet geanalyseerd. Allereerst zijn geselecteerde data per bodemgebruik weergegeven als functie van de tijd om zo relevante trends en verschillen tussen grondwater te vinden. De overwegingen voor de keuzes worden hieronder gegeven. Ten tweede is gekeken naar verschillen tussen jong en oud grondwater. Ten derde is er gekeken of er per meetpunt trends zijn. Gezocht is naar correlatie met de tijd en naar de variatie tussen de verschillende metingen. Ten vierde is er gekeken of er per relevante categorie van bodemgebruik (bouwland, grasland, natuur) een significant aantal meetpunten is met een toe- of afname van de gemeten stoffen. Ter illustratie zijn een aantal stoffen in zogenaamde box-plots gegeven om een gevoel te krijgen van de spreiding in de data over de verschillende meetpunten in de verschillende meetjaren. Na een bespreking van de methoden en analyses worden de resultaten voor de nutriënten en contaminanten apart uitgelicht.

Bij het weergeven van de data in figuren is specifiek gekeken naar het jonge grondwater ('leeftijd' van 10 jaar en minder) en naar analyses gemaakt tussen 1990 en 2000. Van deze monsters zijn namelijk ononderbroken meetreeksen over de periode 1990-2000 voor bijna alle relevante parameters beschikbaar. Tevens is kan voor deze locaties gemakkelijker een relatie worden gelegd met landgebruik in het recente verleden dan voor 'ouder' grondwater, ook al kan een link met meetgegevens van het meetnet bodemkwaliteit nog niet empirisch worden onderbouwd. Bij jong grondwater is ook de kans op locaties met een aanzienlijk bijdrage van kwelwater gering. Hierdoor zeggen de data voornamelijk iets over de invloeden van landgebruik in de omgeving van de peilbuis als directe inzijging. Voor de presentatie in figuren is gekozen voor een clustering van meetgegevens over telkens 3-4 meetjaren (1990-1992, 1993-1996 en 1997-2000). Hierdoor worden kortdurende effecten (met name gerelateerd verschillen in jaarlijks neerslagoverschot in het verleden) 'afgevlakt', vertroebelen meeton nauwkeurigheden en ontbrekende metingen het globale beeld niet.

Om een vergelijking te kunnen maken tussen de landgebruiksvormen is gekozen voor clustering van bewoond gebied (9 locaties), bouwland (14 locaties), grasland (10 locaties) en natuur (11 locaties). Dit aantal is voldoende om tendensen te kunnen vaststellen. Daarbij wordt er van uitgegaan dat grote hydrologische ingrepen in bijvoorbeeld de grondwaterstand niet hebben plaatsgehad en kleinere ingrepen 'uitmiddelen', zodat deze de resultaten voor bepaalde elementen niet beïnvloeden. Er vindt bij de analyse ook telkens een check plaats of een locatie het totale beeld niet verstoort en de interpretatie beïnvloedt. De resultaten: de concentraties in het grondwater als functie van de tijd staan in Bijlage 5.

Bovenstaande aanpak is o.a. verkozen vanwege de sterke periodieke variatie in de data. In Figuur 5.1 is bijvoorbeeld een poging gedaan om de relatie tussen grondwater en bodemvocht te tonen voor chloride. Chloride (Cl) is het meest geschikt om een relatie aan te tonen omdat het nauwelijks gebonden wordt aan de vaste fase in de bodem en dus eenvoudig via het bodemvocht op den duur in het grondwater komt. In Figuur 5.1 is goed te zien dat de variatie in de chloride concentratie op een meetpunt erg sterk kan zijn zodat een relatie met het bodemvocht moeilijk op te sporen is. Het is zeer wel mogelijk dat de concentraties in het grondwater het gevolg zijn van hoge concentraties in het verleden maar door de huidige lage concentraties in het bodemvocht verlaagd worden. In Figuur 5.1b is te zien dat als er weinig variatie is in de data van het meetnet grondwaterkwaliteit er nog steeds een grote variatie kan zijn in de data in het meetnet bodemkwaliteit, bijvoorbeeld doordat de neerslag in achtereenvolgende jaren sterk verschilt (zie ook Mol, 2002).



Figuur 5.1 (a) Voorbeeld van sterke variatie in trends (b) en voorbeeld van gelijkmatige trends. Meetdata van Cl (mg/l) uit meetnet grondwaterkwaliteit (putnr. 377 en 7) en meetnet bodemkwaliteit (zwarte symbolen)

De tweede vorm van analyse is het weergeven van de data als functie van de ouderdom in Bijlage 6.

De derde vorm van analyse is dat er gekeken is of er per meetpunt trends zijn. Gezocht is naar correlatie met de tijd en naar de afwijking tussen de verschillende metingen. In Bijlage 5a is nagegaan op welke meetpunten er significante trends zijn in het jonge grondwater (filter 1) en is nagegaan welke meetpunten vrij constante concentraties hebben (Bijlage 5b). Het blijkt dat over de periode 1989-2000 in verschillende meetputten consequente veranderingen zijn opgetreden. In veel gevallen geldt dit bij Ca, Mg, SO₄, K, Cl en Na (Bijlage 5a: tabel 1 t/m 3 en 7, en figuur 1 en 2 daarin). Relatief kleine standaardafwijkingen per meetpunt worden relatief veel gevonden bij Ca, Mg, K, Na, Cl en SO₄ (Bijlage 5a: tabel 3 t/m 6 en 7). Voor een aantal stoffen (Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, en Pb) worden nauwelijks of geen consequente veranderingen gevonden per meetpunt. De concentraties van deze stoffen zijn echter niet constant. De spreiding is per meetpunt is bij deze stoffen dus groot. De analyse wordt per stof in detail besproken in de volgende paragrafen.

De vierde vorm van analyse is het waarnemen van trends over een bepaalde periode in de grondwaterputten door per put te berekenen wat de mediaan is van alle

mogelijke waarnemingen, zoals is gesuggereerd door het KIWA (Baggelaar et al., 2000). Dit levert per put en stof een mediane toename of afname. Het aantal putten per categorie met toe- of afnames van een stof is statistisch getoetst. Gekozen is voor de categorieën natuur, grasland en bouwland op zandgrond omdat hiervoor genoeg waarnemingen zijn om eventuele trends te toetsen. In Tabel 5.1 is te zien dat een significant aantal putten per categorie een toename of afname. Een kanttekening bij deze analyse is dat het aantal putten (meetpunten) in de meeste gevallen gering is (gemiddeld zo'n 23, 10 en 13 resp. bij filter 1,2 en 3) en de analyse zegt niets over de mate van af- of toename.

Tabel 5.1 Stoffen met een significant aantal grondwaterputten met afnames(↓) of toenames (↑) van de mediane concentraties, berekend per categorie (natuur, grasland, bouwland; allen op zandgronden) en bemonsteringsfilter over de periode 1989-2000 (exclusief oud grondwater: ouder dan 40 jaar), of per voor grondwater jonger of ouder dan 10 jaar. In geval van nitraat ook exclusief putten met grondwaterstand 0-2 m (toelichting in tekst bij stikstof)

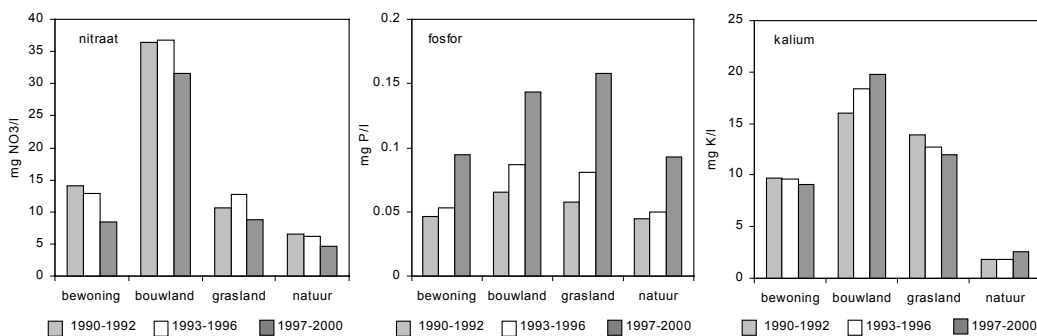
categorie Filter	natuur	grasland	bouwland
I	Al↑		pH↓, Cl↓
II	Al, K, Na, Ca, Mg, Sr, Ni (allen: ↑)		NO ₃ ↑, K↑, Ni↑
III	Ca↑, Mg↑, Sr↑	Ba↑, Ca↑	pH↓, Ba↑, Ca↑, Mg↑
t < 10 jaar			pH↓, Cd↓, Cl↓
10 < t < 40 jaar	Fe↑, K↑	pH↓, Al↓, Cd↑, Cl↓, Fe↓, NO ₃ ↑	pH↓, P↑, Mn↑
t > 40 jaar	Ca↑	Ca↑, Mg↑	

Uit Tabel 5.1 blijkt dat er vooral bij de dieper gelegen bemonsteringspunten (filter III), en bij grondwater ouder dan 10 jaar, een toename is van barium, calcium, magnesium en strontium: stoffen met een sterk vergelijkbare chemie (Ba²⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Sr²⁺). Verder zijn opvallend: de daling in pH bij veel categorieën, de toename van nitraat en kalium in grondwater onder bouwland (filter II), en de toename van nitraat en de afname van Fe onder grasland bij relatief oud water. Een toename van nikkel (bouwland, filter II) is op meerdere plaatsen in het grondwater in Nederland opgemerkt en kan meerdere oorzaken hebben (van Helvoort et al., 2000).

De toename als functie van de tijd van de chemische sterk vergelijkbare stoffen: Ba²⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ en Sr²⁺, vindt in veel gevallen in dezelfde meetpunten plaats. In Bijlage 5a, (figuur 1 en 2 daarin) is te zien dat er een relatie is tussen de trends voor Na, Cl, Ca, Mg, Ba en SO₄. De macrochemie van het grondwater in een aantal meetpunten vertoont dus consequente trends. Bekalking zou kunnen leiden tot hogere calciumconcentraties maar aangezien het proces ook in grondwater onder natuur plaatsvindt is bekalking, zoals dat plaatsvindt op gras- en bouwland, een niet voor de hand liggende verklaring. De meeste logische verklaring is daarom dat er veranderingen in de hydrologie zijn waardoor de samenstelling van het grondwater langzaam verandert.

5.2 Nutriënten in het grondwater in de provincie Gelderland

Figuur 5.2 toont gemiddelde niveaus en ontwikkelingen in de jaren 1990-2000 voor de belangrijke nutriënten nitraat, fosfor en kalium. Voor nitraat en kalium zijn de gehalten onder landbouwgronden hoger dan voor de andere hier beschreven landgebruiksvormen. De gehalten vertonen in de tijd weinig verandering. Bij fosfor is sprake van een consistente toename in de tijd voor alle landgebruiksvormen. Bij de drie nutriënten spelen de parameters pH en redox toestand wel een rol, maar het valt niet te verwachten dat veranderingen daarin over de gehele provincie in dezelfde richting invloed uitoefenen. Beschouwing van alle gegevens wijst ook niet in die richting. Wel is het interessant om na te gaan in hoeverre bepaalde tendensen (i) veroorzaakt worden door enkele individuele locaties en (ii) in hoeverre andere parameters dan landgebruik een invloed uitoefenen op de veranderde grondwaterkwaliteit.



Figuur 5.2 Veranderingen in de gemiddelde gehalten nitraat, fosfor en kalium in de periode 1990-2000 in 'jonger' grondwater in de provincie Gelderland (de P concentraties liggen dicht bij de detectiegrens en de sterke stijging als functie van de tijd is mogelijk veroorzaakt door het wisselen van laboratorium)

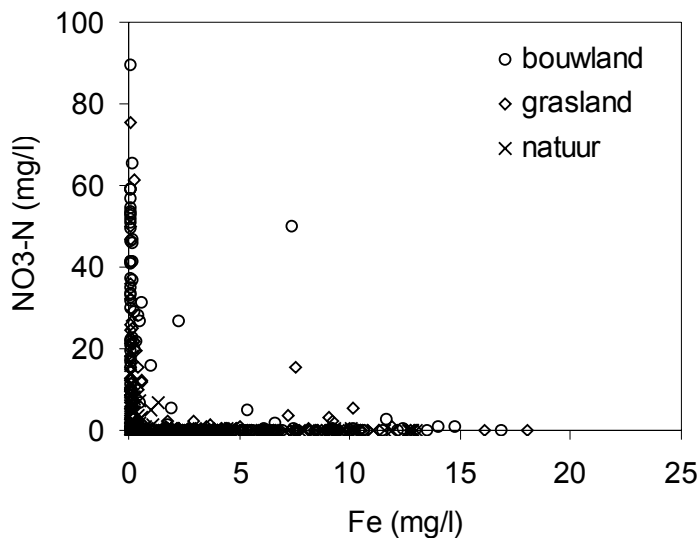
Stikstof

Er is een lichte tendens tot afname van stikstofgehalten in het grondwater voor alle landgebruiksvormen (zie Figuur 5.2). Om te kunnen evalueren of de gehalten in het grondwater voor elk der landgebruiksvormen eenduidig kunnen worden gerelateerd aan de aanvoer van stikstof vanuit de bovengrond is het noodzakelijk na te gaan in hoeverre de in hoofdstuk 1 uiteengezette invloed van de redox toestand belangrijk is. Onder gereduceerde omstandigheden breekt nitraat (NO₃) af. Dit gebeurt onder andere bij bodems met een hoge grondwaterspiegel. De nitraatconcentratie in grondwaterputten met een hoge grondwaterspiegel wordt niet zozeer bepaald door landgebruik waardoor deze locaties niet betrokken worden bij het analyseren van data en trends van nitraat. In de analyse worden grondwaterstanden van 0 tot en met 2 meter gebruikt voor locaties met een grote kans op reductie van nitraat. Dit is gebaseerd op de nitraat en ijzer data aangetroffen in filter I onder zandgebieden.

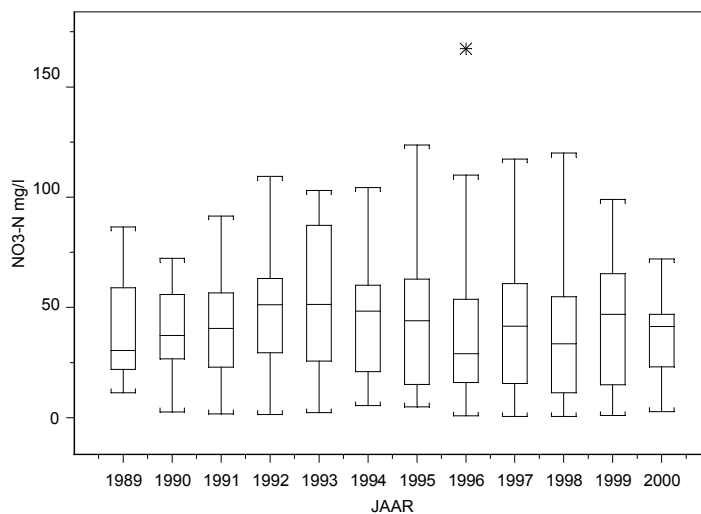
In Figuur 5.3 worden de nitraatconcentraties vergeleken met de ijzerconcentraties. Alleen bij (nagenoeg) afwezigheid van ijzer zijn de omstandigheden in het grondwater zodanig dat nitraat kan voorkomen. Uit Figuur 5.3 blijkt duidelijk dat het nitraat in het grondwater in inderdaad in belangrijke mate wordt bepaald door de redox toestand ter plaatse: er is een perfect verband zichtbaar tussen lage nitraatgehalten en hoge ijzergehalten. Dat betekent dat eventuele veranderingen in de

tijd niet alleen veroorzaakt kunnen worden door meer of minder aanvoer van stikstof maar ook door veranderingen in de redox toestand.

De locaties met een grondwaterstand van 0-2 m hebben veelvuldig lage gemiddelde nitraatconcentraties (13 van 39 meetpunten: $[\text{NO}_3] < 0.1 \text{ mg/l}$) en hoge gemiddelde ijzerconcentraties (30 van de 39 meetpunten: $[\text{Fe}] > 0.1 \text{ mg/l}$) terwijl de locaties met een diepere grondwaterstand zelden lage nitraatconcentraties hebben (2 van de 41 meetpunten), en niet vaak hoge ijzerconcentraties hebben (7 van de 41 meetpunten). Omdat trends in de nitraatconcentratie bij bodems met een grote kans op reductie geen relatie hebben met meer of minder bemesting of depositie worden dergelijke meetpunten voor nitraat niet meegenomen bij de analyse. Bij de analyse van de trends in nitraat zoals in Tabel 5.1 (Bijlage 5a en 5c) wordt daarom alleen gekeken naar meetpunten met een grondwaterstand beneden de 2 meter. Overigens is het grondwater onder grasland vaker zuurstofarm (hoog Fe, laag NO_3) dan onder bouwland en natuur wat overeenkomt met het groter aantal meetpunten met een grondwaterstand van 0 tot en met 2 meter. Hierdoor blijven minder meetpunten over voor trendanalyse van nitraat.



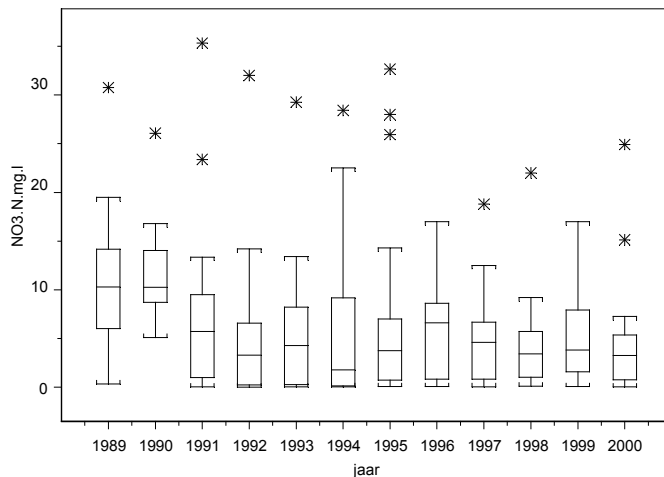
Figuur 5.3a De invloed van de redox toestand op de grondwaterkwaliteit ten aanzien van nitraat. Vergeleken wordt het ijzergehalte met het nitraat gehalte (NO_3) in jonger grondwater in de provincie Gelderland. Nitraat oxideert het oplosbare Fe^{2+} tot Fe^{3+} dat veel minder oplosbaar is waardoor het Fe uit de oplossing verdwijnt bij veel NO_3 . Tegelijkertijd wordt het NO_3 gereduceerd door Fe^{2+} zodat de nitraatconcentratie laag blijft zolang de redox toestand van de grond gunstig is voor Fe^{2+}



Figuur 5.3b Nitraatconcentratie (als mg N/l) in jonger grondwater (<15 jaar, grondwaterstand >2m) in de provincie Gelderland. Ontwikkelingen 1989-2000 voor bouwland op zandgrond (aantal data per jaar varieert van 9 tot 10; filter 1)

In Tabel 5.1 wordt voor nitraat aangegeven dat bij filter II onder bouwland, en bij relatief oud grondwater onder grasland ($10 < t < 40$ jaren) een significant aantal meetpunten een stijging heeft van de nitraatconcentraties. Bij grasland gaat dit gepaard met een daling van de ijzerconcentraties. Het aantal meetpunten met duidelijke toe- of afnames van nitraat als functie van de tijd is gering (Bijlage 5a, tabel 7). Illustratief daarvoor zijn de hoge nitraatconcentraties (als N mg/l) in jong water onder bouwland (zie Figuur 5.3b). Van 1989 tot 1993 neemt de mediane concentratie toe waarna zich een daling inzet. De mediane concentratie is het laagste is in de periode 1996-1998. De 95 percentiel concentraties zijn in die periode echter hoog. Een vergelijkbaar beeld geeft Figuur 5.3c voor de nitraatconcentraties onder natuur in jong grondwater (geen figuur wordt gegeven voor grasland vanwege het relatief gering aantal meetpunten met een grondwaterstand dieper dan 2 meter). Er is een scheve verdeling van de nitraatconcentraties: naast een aantal zeer hoge nitraatconcentraties zijn de meeste nitraatconcentraties onder natuur laag. Door de grote variatie is geen duidelijke trend zichtbaar.

In de meetpunten met consequente trends voor nitraat (Bijlage 5a) blijkt dat de toe- of afname vaak gepaard gaat met een vergelijkbare trend voor andere stoffen zoals Ca, Mg en Na (Bijlage 5a, figuur 2 daarin). Bij de meetpunten met consequente trends voor nitraat treedt dus gelijktijdig een verandering op van de samenstelling van het grondwater. Dit wijst erop dat, naast veranderingen in bemesting of depositie, ook veranderingen van de hydrologie een oorzaak kunnen zijn voor trends in nitraat.



Figuur 5.3c Nitraatconcentratie (als mg N/l) in jonger grondwater (<15 jaar, grondwaterstand >2m) in de provincie Gelderland. Ontwikkelingen 1989-2000 voor natuur op zandgrond (de meetjaren 1989 en 1990 zijn hier slecht te vergelijken met de rest omdat slechts 12 resp 14 data betreft in 1989 en 1990, terwijl het tussen 21 resp. 27 meetpunten betreft in de periode 1991-2000)

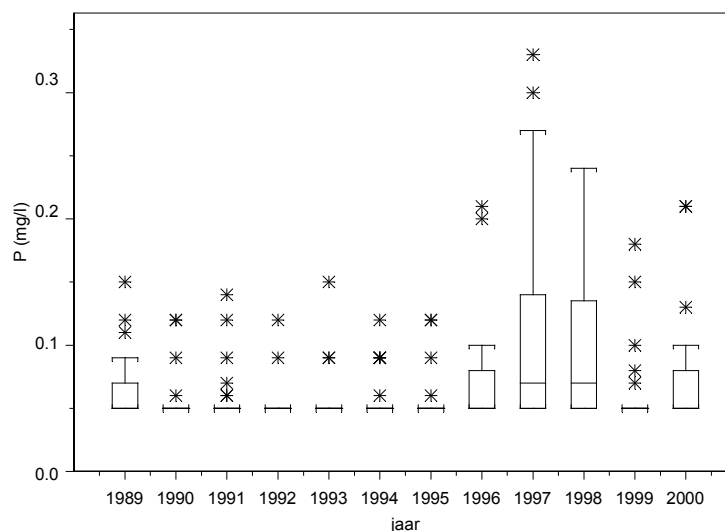
Fosfor

In Figuur 5.2 is de tendens te zien dat de fosfor concentratie in het jongere grondwater in de provincie Gelderland geleidelijk stijgt. Een nadere beschouwing in Figuur 5.4a,b met de fosfaatconcentratie als functie van de tijd laat geen duidelijke trend zien. In een aantal jaren is het aantal metingen boven de detectiegrens gering. Voor bouwland is het aantal data voor box-plots te klein (in veel jaren minder dan 4 data). De fosfor gehalten in het grondwater zijn over het algemeen laag, ook onder bouwland, en liggen maar net boven de detectiegrens. In de jaren 1996 ten en met 1999 zijn een deel van de metingen bij een ander laboratorium uitgevoerd waardoor een lichte verschuiving zou kunnen zijn opgetreden. Er is echter geen eenduidige verandering in die periode te zien bij die data.

Gemiddeld zijn de gehalten in grondwater onder grasland het hoogste, wat verband kan houden met de relatief hoge pH in het bovenste grondwater (op circa 70 cm diepte, zie Figuur 3.2b 'pH-bodemvocht'), zoals gemeten in het meetnet bodemkwaliteit. Deze hoge pH, in combinatie met de nabijheid van fosfaatbronnen (bemesting) maakt fosfaat beter oplosbaar als gevolg van effectievere desorptie van de vaste bodem. Een hogere concentratie in het bovenste grondwater wordt doorvertaald naar het 'jongere' grondwater.

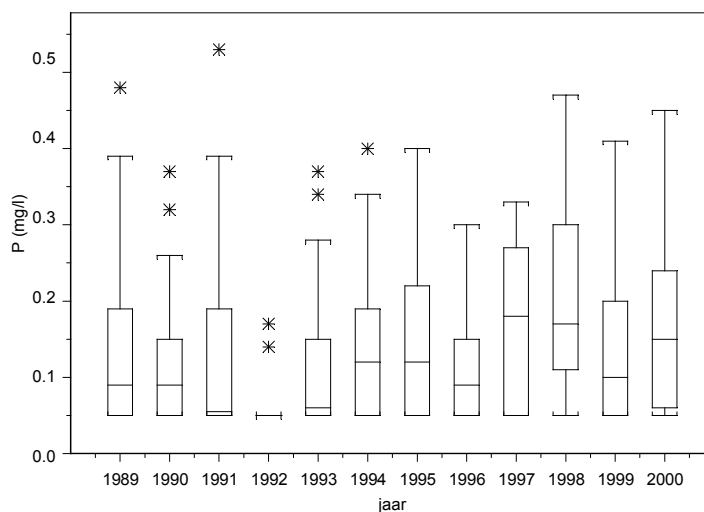
Onder landbouwgrond op zand is één locatie waar fosfor werkelijk lijkt door te breken als gevolg van verzadiging van de bovengrond. Uit de peilbuis op deze locatie, die is gelegen aan de oostelijke IJsseloever ter hoogte van Zutphen, wordt via het eerste filter grondwater bemonsterd met een leeftijd van 3-4 jaar, wat als jong kan worden beschouwd. Een lokale fosfaatverzadiging wordt dan ook relatief snel zichtbaar in het grondwater als verhoogde fosfor gehalten. In 1998 en 1999 is ook het tweede filter op dezelfde locatie bemonsterd en de concentratie in het monster bedroeg in dit tweede filter circa 0,09 mg/l, vergelijkbaar met de overige

grondwatermonsters onder bouwland (zie Figuur 5.2). Er is geen relatie tussen de gehalten in het grondwater en de P-verzadigingsgraad in de regio, zoals die in 1999 in het kader van het bodemmeetnet is bepaald. De P-verzadigingsgraad is (als verwacht) het hoogste is in de Gelderse vallei en op hot spots op de Veluwe, zowel op grasland als op bouwland. De reden van het hoge fosforgehalte in het grondwater bij Zutphen is dan ook moeilijk te verklaren, zonder verdere detailinformatie over de locatie en omgeving.



Figuur 5.4a Fosfaatconcentratie (als mg P/l) in jonger grondwater (<15 jaar) onder natuur in de provincie Gelderland (aantal metingen boven de detectiegrens varieert van 8 tot 19 per jaar)

In principe kan een pH verandering van het grondwater bijvoorbeeld door verzuring of door een verminderde verzuring op den duur leiden tot een verandering van de P vastlegging. Een pH verandering van 1 eenheid kan de fosfaatconcentratie naar schatting 30% tot 100% veranderen (omhoog of omlaag) afhankelijk van het type bodem (Bar-Yosef et al., 1988) waarbij in het algemeen door een complexe wisselwerking van metaal(hydr)oxiden en organische stof de hoogste fosfaatconcentraties in oplossing gevonden worden bij pH 5,5-6,5. Voor grondwatersystemen is niet goed bekend maar vermoedelijk neemt door het grotendeels ontbreken van organische stof de fosfaatconcentratie toe als functie van de pH. Een verminderde verzuring in de toekomst kan mogelijk leiden tot een geringe stijging in de P concentratie.



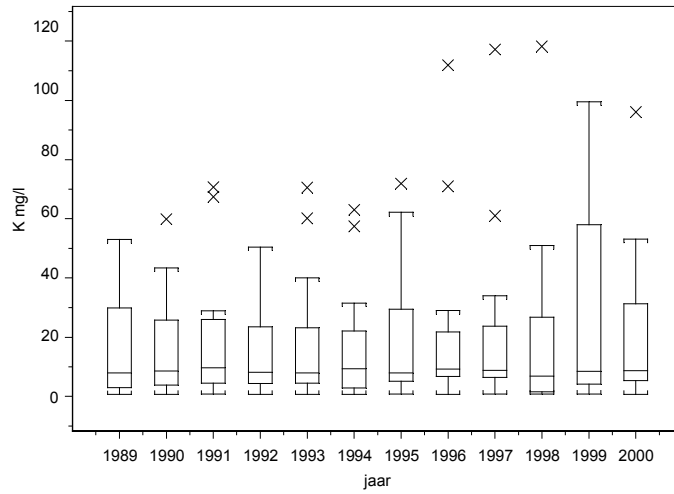
Figuur 5.4b Fosfaatconcentratie (als mg P/l) in jonger grondwater (<15 jaar) in onder grasland in de provincie Gelderland (aantal metingen boven de detectiegrens varieert van 11 to 20 per jaar, behalve 2 in 1992)

Kalium

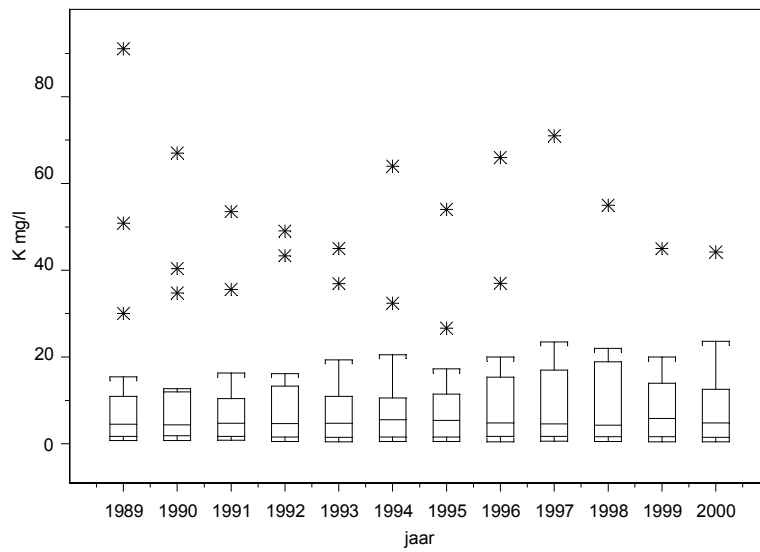
Uit Figuur 5.2 en Figuur 5.5a,b blijkt dat de veranderingen in de kaliumconcentraties in het jongere grondwater gedurende de periode 1989-2000 zeer afhankelijk zijn van de locatie en derhalve van lokale omgevingsfactoren. Bij een beperkt aantal locaties worden relatief hoge concentraties gevonden. In Tabel 5.1 wordt voor kalium aangegeven dat bij filter II onder bouwland, en bij relatief oud grondwater onder natuur ($10 < t < 40$ jaren) een significant aantal meetpunten een stijging heeft van de kaliumconcentraties heeft. Het aantal meetpunten met consequente toe- of afnames van kalium als functie van de tijd is echter gering en bij een relatief groot aantal meetpunten (vooral in dieper grondwater: filter III) zijn maar geringe concentratieveranderingen in de periode 1989-2000 opgetreden (Bijlage 5a, tabel 7).

In de meetpunten met consequente trends voor kalium blijkt, net zoals voor nitraat (Bijlage 5a), dat de toe- of afname vaak gepaard gaat met een vergelijkbare trend voor andere stoffen zoals Ca, Mg en Na (Bijlage 5a, figuur 2 daarin). Dit wijst erop dat, naast veranderingen in bemesting of depositie, mogelijk ook veranderingen van de hydrologie de oorzaak voor de trends in kalium en nitraat kunnen zijn.

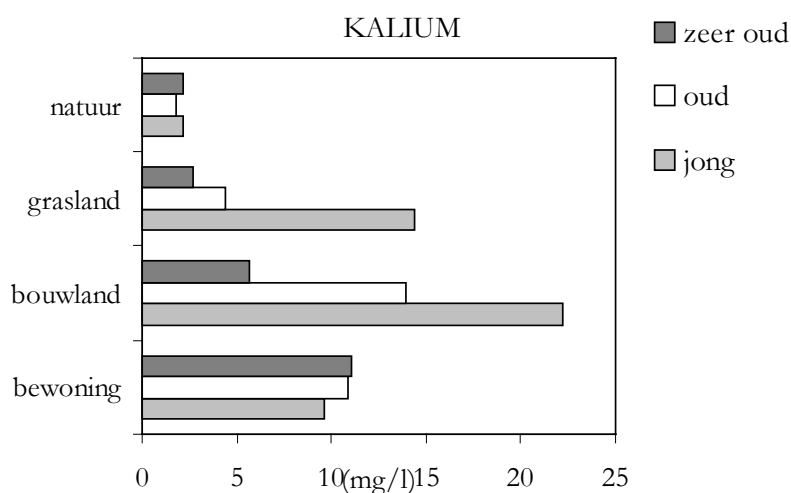
Een algemene neerwaartse of opwaartse trend is dus niet aan te geven voor het jongere grondwater. Wel zijn de gehalten in het grondwater onder bouwland en grasland duidelijk hoger dan in natuurgebieden en dat kan zonder twijfel worden geweten aan de invloed van bemesting met kalimeststoffen gedurende vele decennia. Anders dan fosfor (sterk pH-afhankelijk sorptiegedrag) en stikstof (gevoelig voor microbiële reacties en redox-toestand) is kalium minder afhankelijk van omgevingsfactoren. Alleen een lage pH kan leiden tot hogere concentraties in het grondwater als gevolg van verhoogde desorptie van kleimineralen.



Figuur 5.5a Kalium (mg/l) in jonger grondwater (<15 jaar) in de provincie Gelderland. Ontwikkelingen 1989-2000 voor bouwland op zandgrond



Figuur 5.5b Kalium (mg/l) in jonger grondwater (<15 jaar) in de provincie Gelderland. Ontwikkelingen 1989-2000 voor grasland op zandgrond

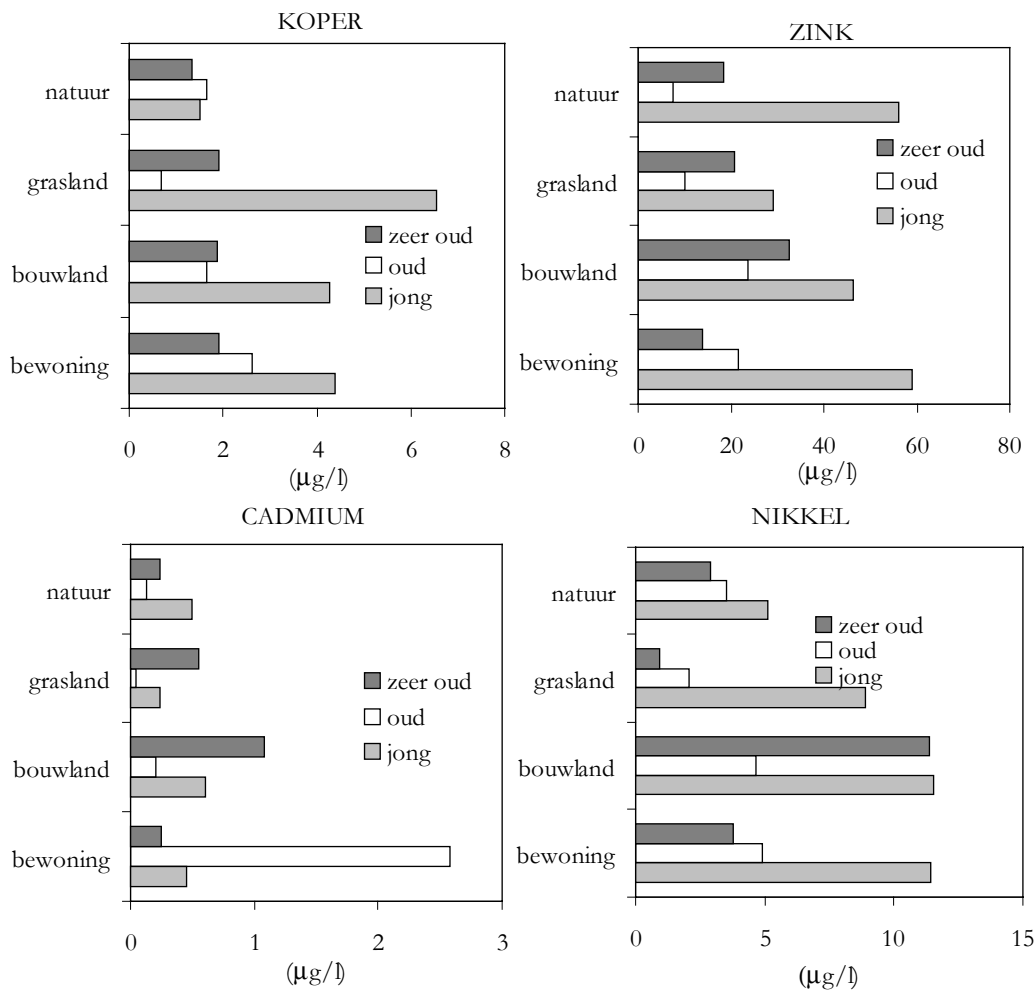


Figuur 5.6 Gemiddelde kaliumconcentraties in jong (< 10 jaar), oud (10-20 jaar) en zeer oud (> 20 jaar) grondwater in de provincie Gelderland

Opvallend zijn wel een aantal zeer lage kalium concentraties in grondwater onder grasland. Een vergelijking met andere parameters in het grondwater leverde geen mogelijke verklaring op, bijvoorbeeld verzilting. Ook de geografische spreiding van de locaties met lage gehalten levert geen aanknopingspunten, zodat voor een verklaring nader gedetailleerd locatie-onderzoek noodzakelijk is. Ook al is er in de periode 1990-2000 geen eenduidige aanwijzing voor veranderingen in de mate van uitspoeling van kalium naar het grondwater, een vergelijking van jong grondwater (gemiddeld 6-7 jaar), oud grondwater (gemiddeld 13-14 jaar) en zeer oud grondwater (ouder dan 20 jaar) geeft wel een aanwijzing. In Figuur 5.6 wordt getoond hoezeer de kaliumconcentraties in deze drie 'leeftijdsklassen' verschillen tussen landgebruiksvormen waarbij bemesting wordt toegepast (bouwland en grasland) en natuurgebieden.

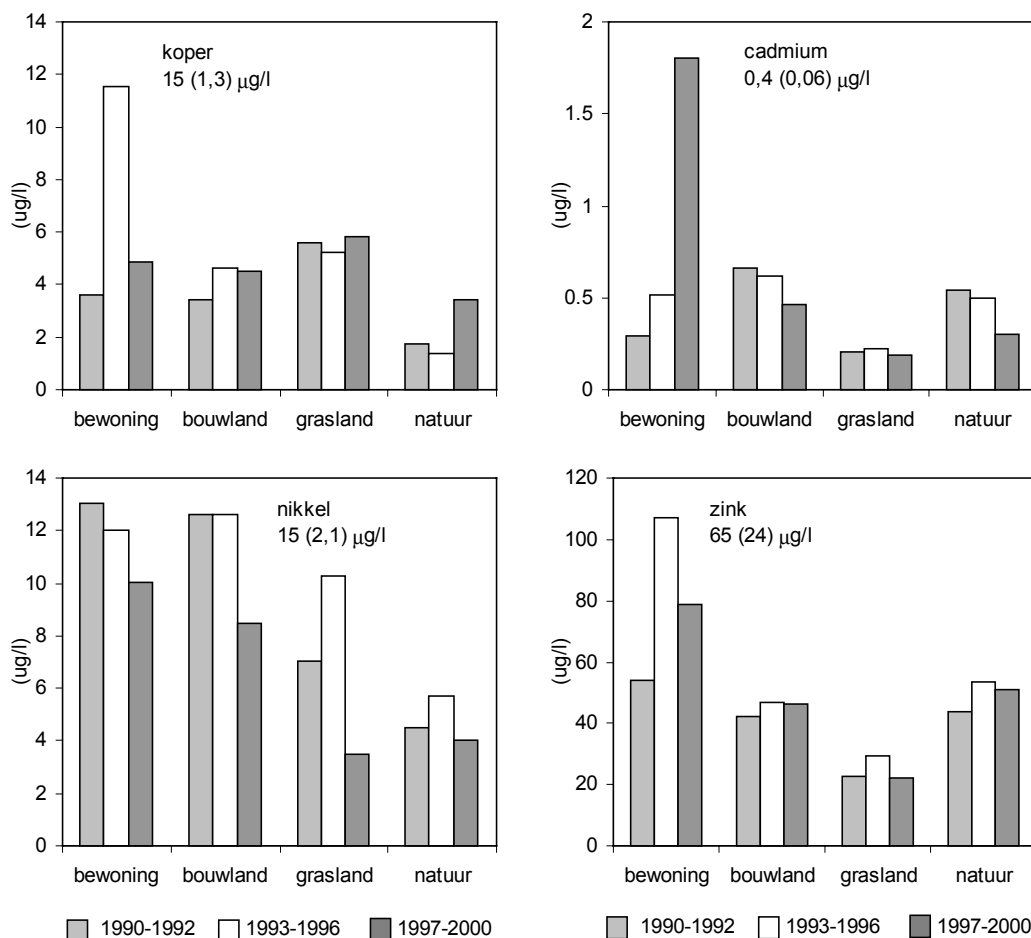
5.3 Contaminanten in het grondwater in de provincie Gelderland

Figuur 5.7 toont de concentraties van de contaminanten: koper, zink, cadmium en nikkel, in de periode 1990-2000 in het jong grondwater (6-7 jaar), oud grondwater (gemiddeld 13-14 jaar) en zeer oud grondwater (ouder dan 20 jaar). Het laat zien dat voor de meeste contaminanten de concentraties het hoogste zijn in het jonge grondwater. Dit zou kunnen wijzen op een ernstige toename van de concentratie contaminanten welke de rest van het grondwater kan bedreigen. We kunnen dit nader bezien door te kijken of in het jonge grondwater de concentraties van deze contaminanten zijn toegenomen.



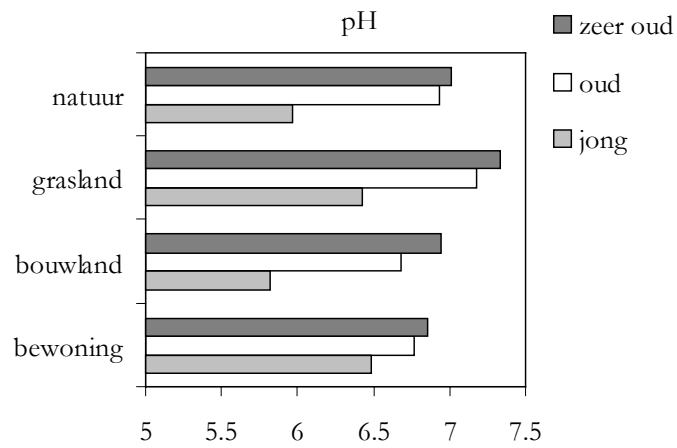
Figuur 5.7 Gemiddelde koper, zink, cadmium en nikkel concentraties in jong (< 10 jaar), oud (10-20 jaar) en zeer oud (> 20 jaar) grondwater in de provincie Gelderland. Indicatie voor effect van verzuring van op grondwatersamenstelling. Aangegeven in de figuren zijn de streefwaarden voor ondiep(diep) grondwater

In Figuur 5.8 kijken we naar de concentraties in het jonge grondwater. Er is een grote variatie in gemiddelde concentraties en er is niet duidelijk een toename of afname van de contaminanten waar te nemen als functie van de tijd. Er is een sterke toename van Cd in de categorie bewoning en een afname in de categorie bouwland en natuur. Voor koper, zink en nikkel zijn geen trends. In Bijlage 5a is, zoals al eerder is vermeld voor de andere stoffen, gepoogd om consequente trends op te sporen in het grondwater onder zandgronden. De veranderingen zijn per meetpunt sterk verschillend. Alleen bij waarnemingspunten in de categorie natuur en bouwland wordt bij filter II een significant aantal putten gevonden met een toename in Ni (Tabel 5.1). Het geringe aantal meetpunten met consequente trends voor de contaminanten (Bijlage 5a) heeft deels als oorzaak dat niet jaarlijks hierop is geanalyseerd in veel meetpunten.



Figuur 5.8 Veranderingen in de gemiddelde concentraties koper, zink, cadmium en nikkel in de periode 1990-2000 in 'jonger' grondwater in de provincie Gelderland. Aangegeven in de figuren zijn de streefwaarden voor ondiep (of diep) grondwater

Terwijl er in het grondwater weinig trends te zien zijn laten de resultaten in Figuur 5.7 zien dat het jongere grondwater hogere concentraties contaminanten heeft dan het oudere grondwater. Er is dus een verschil als trends worden uitgedrukt als functie van de tijd of als grondwater van verschillende leeftijden worden vergeleken. Deze schijnbaar onlogische trends zijn mogelijk te verklaren doordat het jonge grondwater een lagere zuurgraad heeft dan het oudere grondwater. In Figuur 5.10 is te zien dat het jonge grondwater onder alle landgebruiksvormen een lagere pH heeft dan het oudere grondwater. Naarmate het grondwater zuurder (=lagere pH) wordt zullen de contaminanten minder goed vastgelegd blijven en komen ze in het grondwater. In de periode 1980-2000 zijn er geen significante trendmatige pH dalingen in één van de grondwater meetputten (zie ook Bijlage 5b). Dat is ook niet te verwachten omdat de pH daling zich zeer traag voordoet en tevens dient er rekening mee gehouden te worden dat een verzuringsfront waarschijnlijk scherp is en zich dus voordoet over een kleine afstand. Als zo'n front zich traag voort beweegt dan zou het dus vrij toevallig zijn als zo'n front opgemerkt zou worden in de meetputten.



Figuur 5.9 Gemiddelde zuurgraad (pH) van jong (< 10 jaar), oud (10-20 jaar) en zeer oud (> 20 jaar) grondwater in de provincie Gelderland. Indicatie voor effect van verzuring van op grondwatersamenstelling

6 Tendensen in de bodemkwaliteit

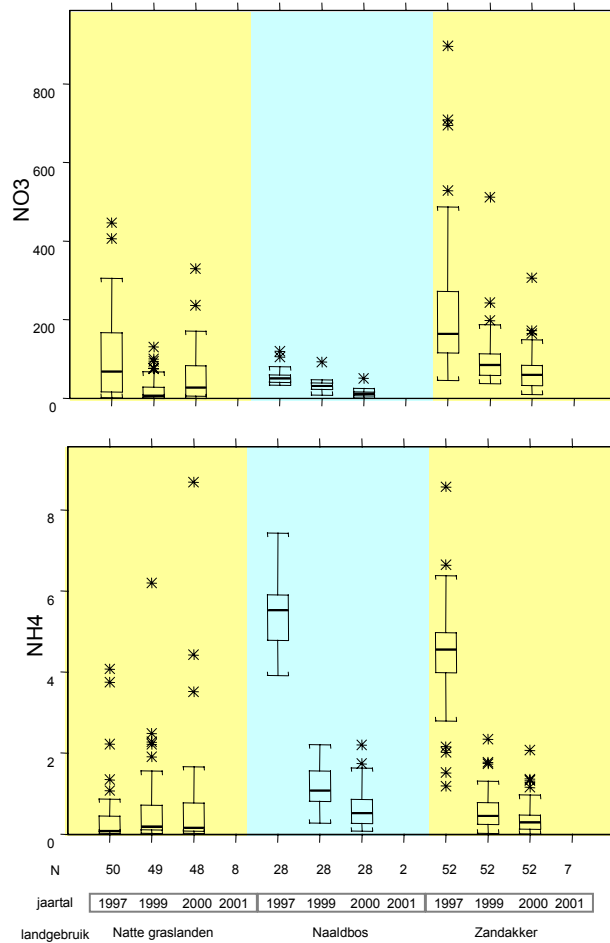
6.1 Tendensen

In het Meetnet Bodemkwaliteit wordt de bodemkwaliteit gemonitord door de samenstelling van het bodemvocht te bepalen. Dat is gebeurt in de jaren 1997, 1999 en in 2000 (in 2001 van een zeer gering aantal plaatsen vanwege MKZ). Het is nog vroeg om in zo'n gering aantal meetjaren trends te zoeken maar in principe is het mogelijk. In Figuur 6.1 zijn bijvoorbeeld de nitraat- en de ammoniumconcentraties gegeven als functie van de tijd bij de verschillende landgebruiksvormen en in Figuur 6.3 is hetzelfde gedaan voor de cadmium- en zinkconcentraties. De andere bodemvochtgegevens staan in Bijlage 1 en zijn gegroepeerd weergegeven in box-plots in Bijlage 4.

Voor nitraat (NO_3) en ammonium (NH_4) zijn in Figuur 6.1 grote verschillen te zien in de concentraties in de verschillende jaren. Dit kan in relatie staan tot de neerslag. De periode voor de bemonstering in het jaar 1999 was beduidend natter dan de andere periodes. Ondanks de grote variatie was de ammoniumconcentratie in de naaldbossen en zandakkers in 1997 veel hoger dan in 1999 en 2000. Ook de nitraatconcentraties waren in de naaldbossen en zandakkers hoger in 1997 dan 1999 en 2000. In het bovenste grondwater van de natte graslanden zijn in 1997 geen extreem hoge concentraties gemeten (vooral bij ammonium). In paragraaf 6.2 gaan we hier dieper op in aan de hand van de modellering. Het dient echter opgemerkt te worden dat in 1997 het bodemvocht in de naaldbossen en zandakkers anders is bemonsterd dan in de periodes daarna (Japenga et al., 2000). In 1999 en daarna is de grond op een constant vochtgehalte is gebracht van 25% (op basis van drooggewicht, oftewel: 20% op basis van nat gewicht) alvorens het bodemvocht uit te slingeren via centrifugeren. Het is mogelijk dat de gronden in 1997 zo droog zijn geweest dat het ammonium en nitraat in het nog aanwezige bodemvocht sterk geconcentreerd zijn geweest.

Of het ammonium en nitraat in voorjaar 1997 sterk geconcentreerd waren in het bodemvocht is niet te achterhalen aangezien in 1997 het vochtgehalte van de grond niet is bepaald. Wel is bekend hoeveel vocht in sommige monsters toen is bijgevoegd. Dat gebeurde toen ook al bij hele droge monsters. Maar ook als de vochtgehalten bekend zouden zijn is het corrigeren van de gemeten concentraties op basis van de verdunning niet goed mogelijk omdat het effect van het vochtgehalte op ammonium en nitraat niet bekend is (er is enige binding aan de vaste matrix) en mogelijk varieert per monster. Een alternatieve meetmethode is om de totale hoeveelheid ammonium en nitraat te meten - uit te drukken per kg grond i.p.v. concentratie in bodemvocht - door grond te schudden met een overmaat water zoals conventioneel is voor landbouwadvisoren. Een aanwijzing dat het ammonium en nitraat in voorjaar 1997 sterk geconcentreerd waren is dat de chloride (Cl) concentraties in de naaldbossen in 1997 hoger waren dan in de seizoenen daarna. Indien daarvoor d.m.v. de gemeten vochtgehalten voor gecorrigeerd wordt

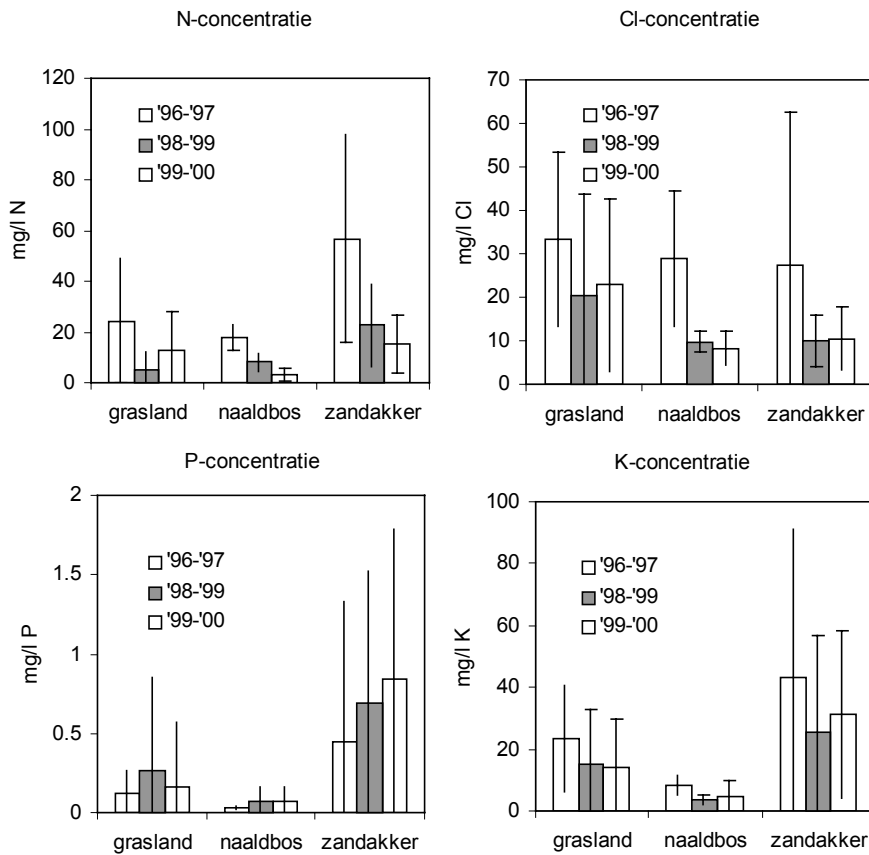
(aangenomen dat Cl niet gebufferd wordt door de vaste matrix van de grond) dan is de Cl concentratie in de naaldbossen redelijk constant (mediaan 28, 23, 23 mg/l Cl in resp. voorjaar 1997, 1999 en 2000).



Figuur 6.1 Box plot van nitraat(NO_3) en ammonium (NH_4) concentraties bij verschillende bemonsteringsjaren en landgebruiksvormen

In Figuur 6.2 zijn de gemiddelde concentraties te zien voor stikstof (N), chloride (Cl), fosfaat (P) en kalium (K). De hoge tot zeer hoge concentraties fosfaat en kalium zijn te vinden in de zandakkers. De stikstof, kalium en chlorideconcentraties in de naaldbossen worden gestuurd door depositie vanuit de lucht. Door het grote bladoppervlak vangen bossen relatief veel op waardoor er bijvoorbeeld net zo hoge chlorideconcentraties worden gevonden als in de bemeste natte graslanden en zandakkers. De verschillen tussen de Cl concentraties bij de naaldbossen en zandakkers in seizoen '96-'97 en de andere seizoenen kunnen grotendeels verklaard worden door de verschillen in de bemonsteringswijze: de grondmonsters zijn in '98-'99 en '99-'00 bevochtigd tot een vochtgehalte van 20%. Voor kalium (K) en stikstof (N) gaat dit niet op doordat deze stoffen enigszins gebufferd worden. Belangrijk is om te constateren dat de daling van de stikstofconcentratie (nitraat en ammonium, zie ook Figuur 6.1) als functie van de tijd niet overeenkomt met de lichte stijging van

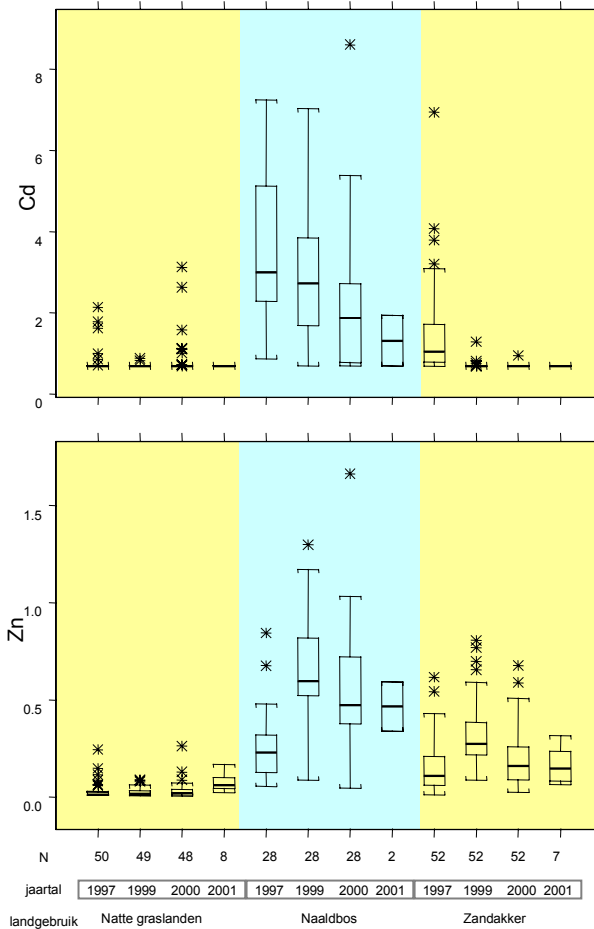
de gemiddelde fosfaat en kaliumconcentraties. Een afname van de bemesting ligt dus niet voor de hand om de daling van de hoeveelheden stikstof te verklaren.



Figuur 6.2 Gemiddelde N, Cl, P, K concentraties per landgebruiksvorm (lijn geeft standaarddeviatie)

Tabel 6.1 Meetgegevens cumulatieve neerslag in mm (en temperatuur in graden Celsius) te vliegveld Deelen en Hupsel per periode (Meteoconsult, Wageningen) (tevens ter vergelijking De Bilt)

Periode voorafgaand aan bemonstering	De Bilt	Deelen (gemeente Ede)	Hupsel (gemeente Eibergen)
1-3-95 – 29-2-96	597 (9.6)	578 (10.0)	517(9.9)
1-3-96 – 28-2-97	598 (8.9)	637 (9.0)	704 (8.8)
1-3-97 – 28-2-98	760 (10.8)	785 (9.1)	788 (9.1)
1-3-98 – 28-2-99	1314 (10.2)	1107 (9.6)	1052(9.7)
1-3-99 – 29-2-00	858 (11.1)	671 (10.7)	794 (10.6)



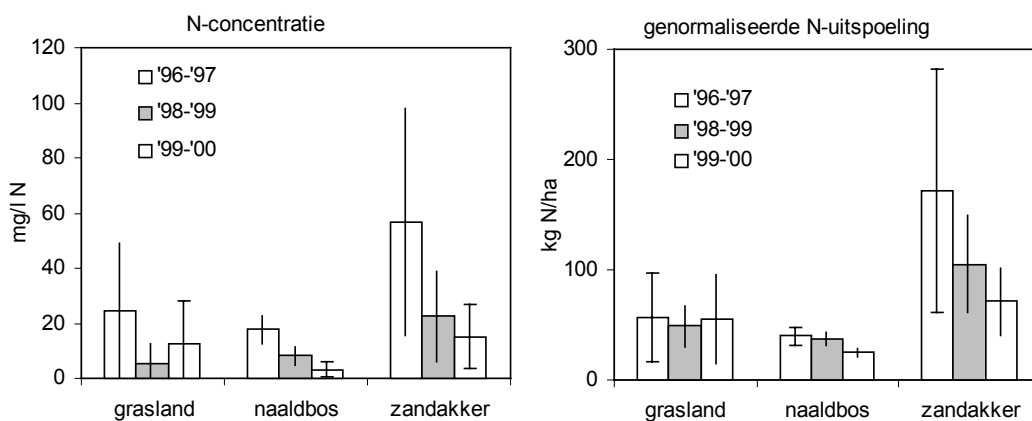
Figuur 6.3 Box plot van cadmium (Cd) ($\mu\text{g/l}$) en zink (Zn) concentraties (mg/l) bij verschillende bemonsteringsjaren en landgebruiksvormen

Voor de contaminanten zijn geen belangrijke concentratieveranderingen te verwachten in de periode 1997-2001 omdat de concentratie gebufferd wordt door een veel grotere hoeveelheid welke vastgelegd is aan de vaste fase van de bodem. Toch is er een lichte concentratieverandering voor cadmium (Cd) over de periode 1997-2000 (de concentratie in 2001 is gebaseerd op maar 2 meetpunten in de naaldbossen) die sterk afwijkt van de trend voor zink (Zn). De oorzaak hiervoor is onduidelijk maar de data wijzen erop dat belangrijke concentratie schommelingen mogelijk zijn. Concentratieschommelingen van macroionen en pH zijn voor bodemvocht gedurende 1,5 jaar (april 1998- december 1999) gevolgd in naaldbossen op zandgronden door Mol (Mol, 2002). Zo blijken schommelingen in de pH van ongeveer pH 3,8 tot 2,9 normaal. Schommelingen in concentraties van contaminanten zijn niet bepaald maar alleen al op basis van de pH schommelingen zijn schommelingen voor de contaminanten te verwachten. De seizoenmatige schommelingen van de gemeten macroionen bleken op grotere diepte (60-110 cm) relatief gering ten opzichte van de schommelingen op geringe diepte (0-20 cm).

6.2 Modelling

Het doel van de modellering in het Gelderse meetnet bodemkwaliteit is het geven van een beter inzicht in de tendensen, en vooral die van stikstof. De meetwaarden van stikstof (nitraat en ammonium) worden namelijk sterk beïnvloed worden door de hydrologie en gewasopname waardoor eventuele toe- of afnamen onder invloed van andere factoren slecht zichtbaar zijn. Door gebruik te maken van een model kunnen de effecten van hydrologie en gewasopname deels 'uitgefilterd' worden. Modellering geeft bovendien een vertaalslag van concentraties aangetroffen op enig moment in het jaar (tijdstip van monsternamen) naar uitspoeling. De gebruikte modellen voor het meetnet Bodemkwaliteit Gelderland zijn toegelicht in Japenga et al. (2000). De modellen zijn gebruikt om eenvoudige rekenregels af te leiden (GELRE, GELderse REkenregels) voor relaties tussen de gevonden concentraties in het voorjaar, de uitspoeling en –in geval van stikstof- de stikstofbelasting. Uit de stikstofbelasting kan de stikstofuitspoeling en concentratie geschat worden voor een hydrologisch gemiddeld jaar zodat alle metingen vergeleken kunnen worden omdat de meetdata 'genormaliseerd' kunnen worden naar een gemiddeld jaar.

Vooruitlopend op het erbij betrekken van kleigronden (eerste metingen in voorjaar 2002) is onderzocht in hoeverre de rekenregels in GELRE -afgeleid voor de zandgronden- gebruikt kunnen worden voor kleigronden (zie Bijlage 8). Het blijkt dat de nauwkeurigheid van de voorspellingen geringer is dan bij de zandgronden. De hydrologie van de kleigronden is veel meer specifiek per type kleigrond. Er kan dus gekozen worden voor meer specifieke modelberekeningen (per type klei) of meer generieke modelberekeningen.



Figuur 6.4 Gemiddelde N concentraties per landgebruiksvorm en met GELRE berekende N-balansen (temperatuur uit Tabel 6.1 en hydrologie van dichtstbijzijnde KNMI meetpunten)

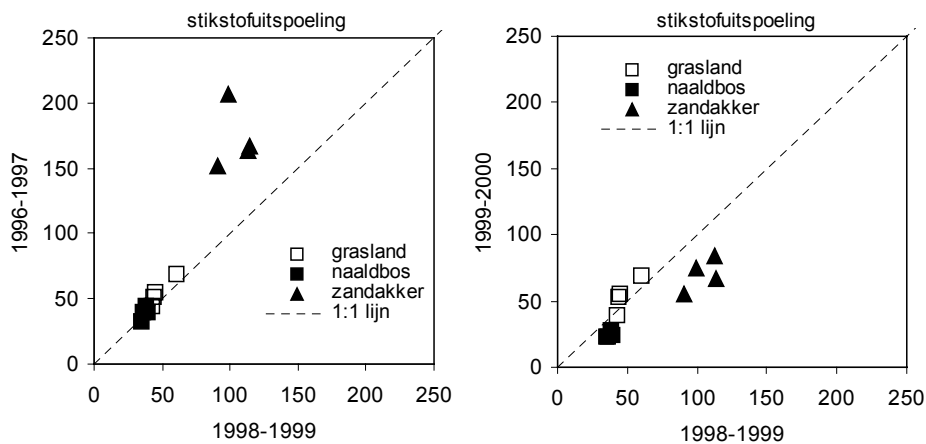
Zoals in Figuur 6.2/6.4a te zien is variëren de stikstofconcentraties sterk per landgebruiksvorm en per jaar. De variatie per jaar wordt deels bepaald door meteorologie en plantenopname in elk jaar. Opvallend zijn: de lage N concentratie in voorjaar 1999 ('98-'99) in de natte graslanden, de lage N concentratie in 2000 t.o.v. 1997 in alle gebruiksvormen (zoals toegelicht in de vorige paragraaf speelt mogelijk

mee dat in 1997 het bodemvocht in de naaldbossen en zandakkers anders bemonsterd dan daarna).

Via de rekenregels GELRE is de N-belasting (Bijlage 9) berekend die aanleiding is geweest voor de bepaalde N-concentratie. In Bijlage 9 is de N-uitspoeling gegeven op basis van de N-concentraties en meteorologie. Via de N-belasting is de uitspoeling berekend voor meteorologische normale jaren: een genormaliseerde uitspoeling (Figuur 6.4.b). Zo blijkt dat de opvallend lage N concentratie in 1999 ('98-'99) in de natte graslanden verklaard kan worden uit het uitzonderlijke meteorologische jaar en valt dat jaar bij een genormaliseerde meteorologie niet op. Ook blijkt er het verschil tussen voorjaar 1997 en voorjaar 2000 bij de natte graslanden en naaldbossen minder groot te zijn. Wat over blijft is dat de N concentratie in de zandakkers in voorjaar 2000 nog weer lager zijn dan in 1999 en 1997, en dat geldt bij de gemeten concentraties maar ook voor genormaliseerd jaren. Dit zou kunnen wijzen op een belangrijke trend: mogelijk is er een geringere N belasting van de akkerbouw. Dit is echter in tegenspraak met de lichte stijging van de kaliumconcentratie als functie van de tijd, zoals eerder te zien was in Figuur 6.2. De sterke daling in de zandakkers (Figuur 6.3) in relatie tot de lichte stijging van de kaliumconcentratie is daarom mogelijk te wijten aan een sterkere afbraak van het nitraat (het N is grotendeels in de vorm van nitraat).

Toch zijn er kanttekeningen te plaatsen bij de resultaten. Het jaar 1998-1999 was een extreem nat jaar en 1996-1997 was een relatief droog jaar. (i.t.t. eerdere rapportage is er rekening gehouden met de regionale meteorologische verschillen). Onderzocht is in hoeverre we de rekenregels kunnen gebruiken in geval van extreme meteorologische jaren (zie Bijlage 10). De rekenregels in GELRE geven een relatie tussen de concentratie zoals aangetroffen op de bemonsterde diepte (60-90 cm) en de stikstofbelasting uit de bovenste bodemlaag. Het blijkt dat naarmate de neerslag hoger is, de nauwkeurigheid van de modelvoorspellingen daalt.

Een andere kanttekening is dat de overheidsmaatregelen die invloed hebben op de stikstofdepositie in naaldbossen zoals het verplicht inrijden van mest en het verbod op injecteren gedurende de winter al voor 1996 zijn geïmplementeerd. De maatregelen in MINAS die leiden tot een verminderde mestgift op de zandakkers en in de natte graslanden zijn pas recentelijk van kracht geworden (MNP-RIVM, 2002) (regels MINAS vanaf 1998).



Figuur 6.5 Genormaliseerde stikstof uitspoeling gemiddeld per cluster in 1998-1999 ten opzichte van 1996-1997 en ten opzichte van 1999-2000. De uitspoeling is voor de naaldbossen en de natte graslanden weinig veranderd terwijl per cluster de gemiddelde uitspoeling uit de zandakkers is afgenomen (seizoen '96-'97 is hoger dan '98-'99 en seizoen '99-'00 is lager dan '98-'99)

Regionale verschillen in de stikstofuitspoeling zijn weergegeven in Figuur 6.5 door de gemiddelde stikstofuitspoeling per cluster van het seizoen 1998-1999 te vergelijken met de uitspoeling van 1996-1997 (Figuur 6.5a) en van 1999-2000 (Figuur 6.5b) (stikstofbelasting in Bijlage 9). Zoals al eerder voor de gemiddelde uitspoeling is aangetoond (Figuur 6.4) blijkt dat de berekende uitspoeling bij de zandakkers in alle vier clusters in seizoen '96-'97 hoger is dan in seizoenen '98-'99, en dat seizoen '99-'00 nog weer lager is dan '98-'99. Op het moment dat meer meetjaren ter beschikking komen zal blijken of het jaar 1996-1997 met de zeer hoge stikstofconcentratie in de zandakkers een uitzonderlijk jaar is geweest of dat er inderdaad een trend is die wijst op een geringer stikstofbelasting op de zandakkers.

7 Conclusies

Kwaliteit

Op basis van de analyses van het bodemvocht in Gelderland kan worden geconcludeerd dat hoge concentraties van contaminanten eerder normaal dan een afwijking zijn. Onder hoge concentraties wordt verstaan: concentraties boven de streefwaarden die voor ondiep grondwater gelden. De hoge concentraties contaminanten zijn vaak gerelateerd aan de lage zuurgraad van veel bodems en veel minder gerelateerd aan de totaalgehalten van contaminanten in de bodem. In een aantal gevallen zijn de concentraties zink en nikkel in het bodemvocht hoog. Dit is het geval bij de landgebruiksvorm naaldbossen waar zich ook de meest zure bodems voordoen. De verhoogde concentraties contaminanten onder zure omstandigheden vormen een belangrijke reden om bodemvocht en de verzuring in Gelderland te monitoren. Hoge concentraties aan stikstof (voornamelijk in de vorm van nitraat) in bodemvocht zijn te vinden in de landgebruiksvormen: natte graslanden en zandakkers. Hoge tot zeer hoge fosfaatconcentraties zijn te vinden in zandakkers.

Een relatie tussen de samenstelling van het bodemvocht en het grondwater is voor de meeste contaminanten stoffen niet eenvoudig te zien doordat de meeste contaminanten relatief sterk gebonden worden aan de vaste matrix. Tevens varieert de binding aan de vaste matrix sterk onder invloed van de verschillen in zuurgraad in het grondwater en in de bodem. In geval van een stof als kalium (K), welke maar weinig door binding (zandgronden) of afbraak wordt beïnvloed, is er een sterke relatie tussen de concentraties in het grondwater en het bodemvocht.

Tendensen

Het meetnet Bodemkwaliteit is nog te jong (vanaf 1997) om trends te ontwaren voor contaminanten. Er zijn veranderingen in bodemvocht (Cd) die waarschijnlijk periodiek zijn en niet gekoppeld zijn aan lange-termijn trends. Het meetnet grondwaterkwaliteit is ouder (vanaf 1989). Bij een redelijk groot aantal meetpunten zijn consequente veranderingen te zien in de samenstelling van het grondwater. Veranderingen in de concentraties van nitraat en kalium vertonen samenhang met de veranderingen van de samenstelling van het grondwater. Als trage veranderingen in de hydrologie de oorzaak zijn van de veranderingen in het grondwater dan is de invloed van veranderingen in bemesting of depositie op nitraat en kalium moeilijk te traceren.

Belangrijke verschillen binnen het meetnet grondwaterkwaliteit worden aangetroffen tussen het oude grondwater en het jongere grondwater. De gemiddelde ouderdom van het grondwater is vastgesteld via tritiummetingen en is sterk gerelateerd aan de diepte van het grondwater. Onder jong, oud en zeer oud grondwater wordt respectievelijk water jonger dan 10, tussen 10 en 20, en ouder dan 20 jaren verstaan. In de meeste gevallen zijn de concentraties zware metalen (koper, zink, cadmium en nikkel) in jong water beduidend hoger dan in oud en zeer oud grondwater. Deze trends zijn mogelijk te verklaren doordat het jonge grondwater een lagere zuurgraad

heeft dan het oudere grondwater. Bij alle landgebruiksvormen is er een duidelijk verschil in de zuurgraad van jong grondwater en ouder grondwater. Het meer zure jonge grondwater en de - over het algemeen - hogere concentraties zware metalen in het jonge grondwater wijzen mogelijk op een zeer belangrijk effect van verzuring op langere termijn. De snelheid van verzuring en de daarmee gepaard gaande afgifte of verminderde binding van zware metalen verdient aandacht.

Het meetnet Bodemkwaliteit heeft een trend vastgesteld voor stikstof in de zandakkers. Het aantal meetjaren waarop de trend is gebaseerd is zeer gering (3 jaren), en tevens was er een zeer nat jaar en een relatief droog jaar, en is de bemonsteringswijze veranderd wat de resultaten sterk kan beïnvloeden. Na correctie voor meteorologische effecten via de rekenregels welke gedefinieerd zijn in GELRE, blijft de trend zichtbaar. De relatie met de veranderde bemesting (mestinjectie, niet uitrijden in wintermaanden, aanscherpen van mestgiftten in MINAS) is te gering om de daling te verklaren in de periode 1996-2000. Aangezien er geen relatie is met kalium is er mogelijk een verminderd gebruik van stikstofmeststoffen of een sterkere afbraak van nitraat.

Regionale verschillen

Er zijn regionale verschillen in de bodemkwaliteit en grondwaterkwaliteit. Opvallend zijn de hogere zink, cadmium en nikkel concentraties in het bodemvocht in de oostelijke zandactieggebieden (Keppel, Graafschap, Neede, Winterswijk) ten opzichte van de centrale zandactieggebieden (noord, en noordoost en zuidoost Veluwe). Deze verschillen zijn niet enkel gerelateerd aan hogere of lagere totaalniveaus maar waarschijnlijk door een combinatie van bodemchemische factoren. Vergeleken met de oostelijke zandakkers bevatten de westelijke hogere fosfaatconcentraties in het bodemvocht, en hogere extraheerbare fosfaalniveaus in de bodem. Het aantal meetpunten grondwaterkwaliteit is te gering om duidelijke uitspraken te doen over regionale verschillen per landgebruiksvorm. Op basis van een simpele indeling in westen en oosten van provincie is wel duidelijk dat er regionale verschillen zijn: De concentraties van veel componenten zijn hoger in het oostelijk grondwater dan in het westen.

Referenties

- J. Japenga, J. Bril, W. Schuurmans. Het meetnet bodemkwaliteit van de provincie Gelderland. Opzet en resultaten 1997-1999. Alterra-rapport 138, Wageningen, 2000.
- P. del Castilno, J. Bril. Vooronderzoek Gelders meetnet bodemkwaliteit, AB-DLO rapport 89, Haren, 1998.
- E.R.V. Busink & S. Postma . Geologie en Mijnbouw 79 (4) 429-440 (2000) Provincial soil-quality monitoring networks in the Netherlands as an instrument for environmental protection.
- N.G.F.M. van der Aa, B. van der Grift, G.W. van Beusekom, E.A. Buijs, J.A. Meima, H.P. Broers, A.J.W. Kremers. Integratie meetnetten bodem- en grondwaterkwaliteit, concept TNO-rapport, Delft, 2000.
- VROM, Staatscourant 24 februari 2000, nr. 39. Streefwaarden en interventiewaarden.
- VW, Staatscourant, 16 juni 2000, nr. 114, Gewijzigde versie Bijlage A: Normen 4e Nota Waterhuishouding.
- Mol, G. Soil Acidification monitoring in the Netherlands. Mededelingen van de Faculteit Aardwetenschappen Universiteit Utrecht, no. 216, 2002.
- M.S.M. Groot, J.J.B. Bronswijk, T.C. van Leeuwen (2001). Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit; Resultaten 1996. RIVM Rapport 714801026.
- G.A. Van den Berg, G.G.A. Meijers, L.M. van der Heijdt, J.J.G. Zwolsman (2001) Water Research 35, 1979-1986.
- L. Blake, K.W.T. Goulding, J.B. Mott, A.E. Johnston (1999) European Journal of Soil Science 50, 401-412.
- MNP-RIVM Minas en Milieu. Balans en Verkenning. RIVM, Bilthoven, 2002
- D. Fraters, L.J.M. Boumans, G. van Drecht, T. de Haan., W.D. de Hoop (1998) Nitrogen monitoring in the sandy regions of the Netherlands. Environmental Pollution 102, S1, 479-485.
- B.U. Bar-Yosef, Kafkafi, R. Rosenberg, G. Sposito (1988) Phosphorus adsorption by kaolinite and montmorillonite. 1. Effect of time, ionic strength, and pH. Soil Sci. Soc. Am. J. 52: 1580-1585.
- D. J. Brus, J. J. de Gruijter, D. J. J. Walvoort, F. de Vries, J. J. B. Bronswijk, P. F. A. M. Römkens and W. de Vries (2002a) Mapping the Probability of Exceeding Critical

Thresholds for Cadmium Concentrations in Soils in the Netherlands. *J. Environ. Quality* 31:1875-1884.

D. J. Brus, J. J. de Gruijter, D. J. J. Walvoort, F. de Vries, J. J. B. Bronswijk, P. F. A. M. Römkens and W. de Vries (2002b) Landelijke kaarten met overschrijdingsrisico's van landbouwkundige bodemnormen voor zware metalen : landelijke en provinciale bestanden met bodemkwaliteitsmetingen geostatistisch verwerkt. *Bodem* 12(2002)1.

P.K. Baggelaar, C.G.E.M. van Beek en F. Lüers. (2000) Mogelijkheden van rapporteren over het Provinciaal Meetnet Grondwaterkwaliteit Gelderland. Rapport nr. koa 00.047, KIWA, Nieuwegein.

P.J. van Helvoort, H.P. Broers, P. Schipper, en C. Appelo.(2000) Zware metalen in het grondwater:pyrietoxidatie

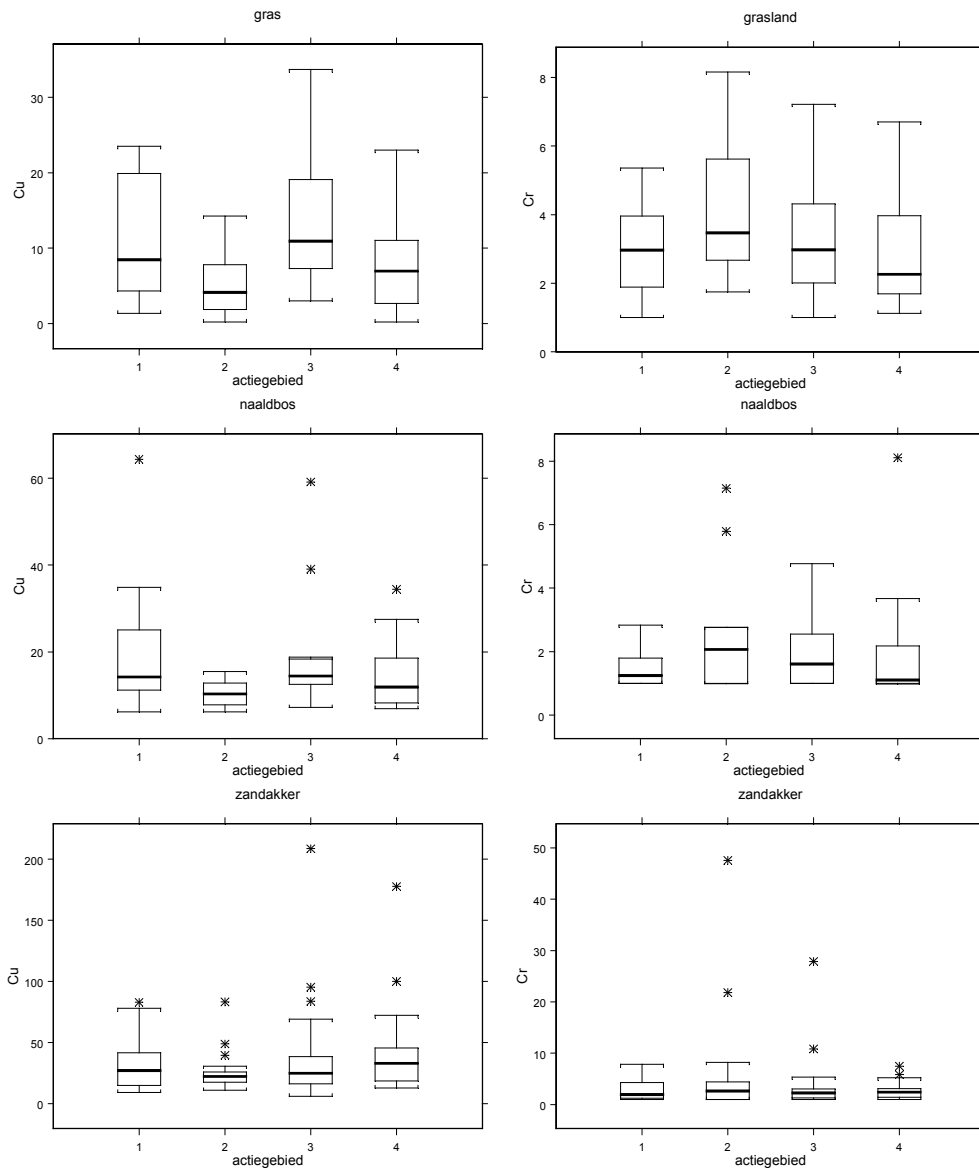
Bijlagen

- Bijlage 1 Data van bodemvocht 1997-2001
- Bijlage 2a Regionale verschillen bodemvochtgegevens zandgebieden
- Bijlage 2b Regionale verschillen grondwatergegevens zandgebieden
- Bijlage 3a Overschrijdingen van Streefwaarden (landgebruik Naaldbos)
- Bijlage 3b Overschrijdingen van Streefwaarden (landgebruik Gras)
- Bijlage 3c Overschrijdingen van Streefwaarden (landgebruik zandakker)
- Bijlage 4 Trends in bodemvochtgegevens
- Bijlage 5a Trends in grondwatergegevens (% verandering)
- Bijlage 5b Figuren van grondwatergegevens per tijdsvak
- Bijlage 5c Trends in grondwatergegevens (aantal locaties met toe- en afnames)
- Bijlage 6. Verschillen in grondwater als functie van leeftijdsklassen van grondwater
- Bijlage 7 Figuren met jong grondwater als functie van bodemvocht voor specifieke categorieën –landgebruik-bodemtype
- Bijlage 8 Modelleren van kleigronden
- Bijlage 9 Resultaten van GELRE 1997-2000
- Bijlage 10 Bandbreedtevergroting GELRE

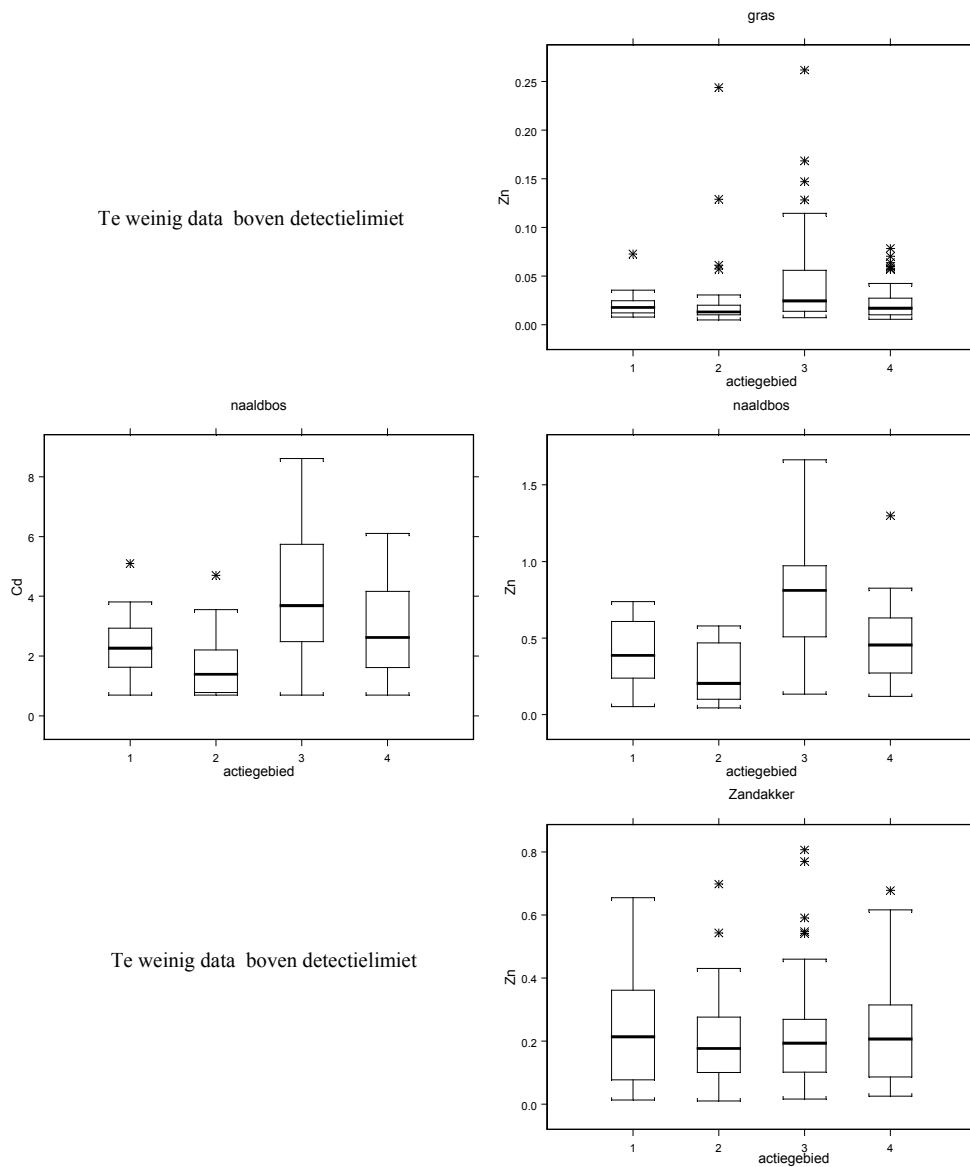
Toelichting: op box diagrammen.

In een aantal figuren worden zogenaamde box-wisker-figuren getoond. Deze figuren zijn getekend met de standaardinstellingen van het softwarepakket S-PLUS. In de box-wisker figuren in dit rapport worden met de middelste streep in de box de mediaan van een verzameling gegeven. De box wordt begrensd door de 25% en 75% percentieel. De zogenaamde whiskers worden getekend bij het meest nabije datapunt dat net niet buiten een bepaald standaard bereik ligt vanaf het 25 % en het 75% percentieel, gemeten vanaf de mediaan. Alle datapunten buiten dit bereik (zogenaamde uitschieters) worden individueel weergegeven (sterretjes). Het standaardbereik is 1,5 keer het verschil tussen het 25% en het 75% percentieel .

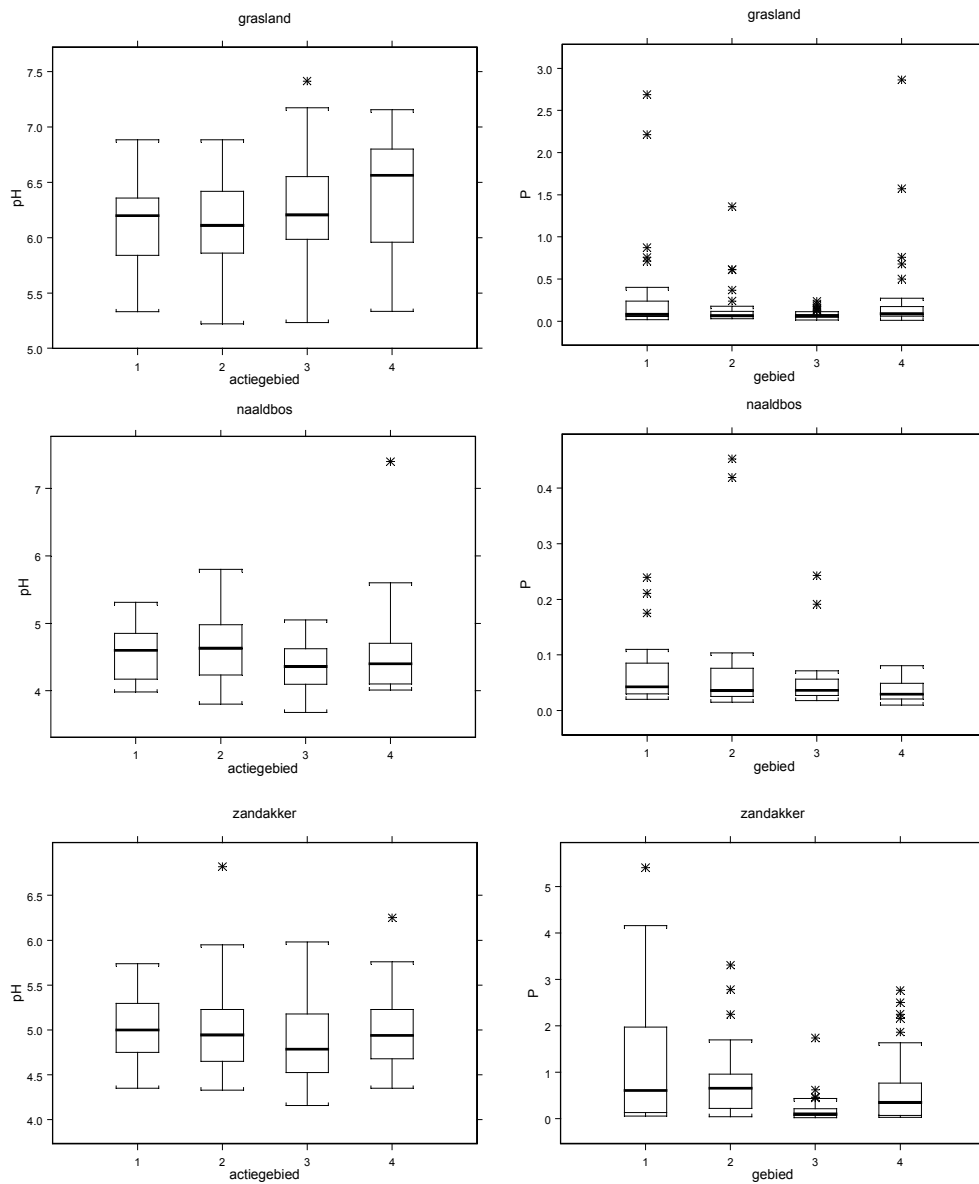
Bijlage 2 Regionale verschillen bodemvochtgegevens zandgebieden



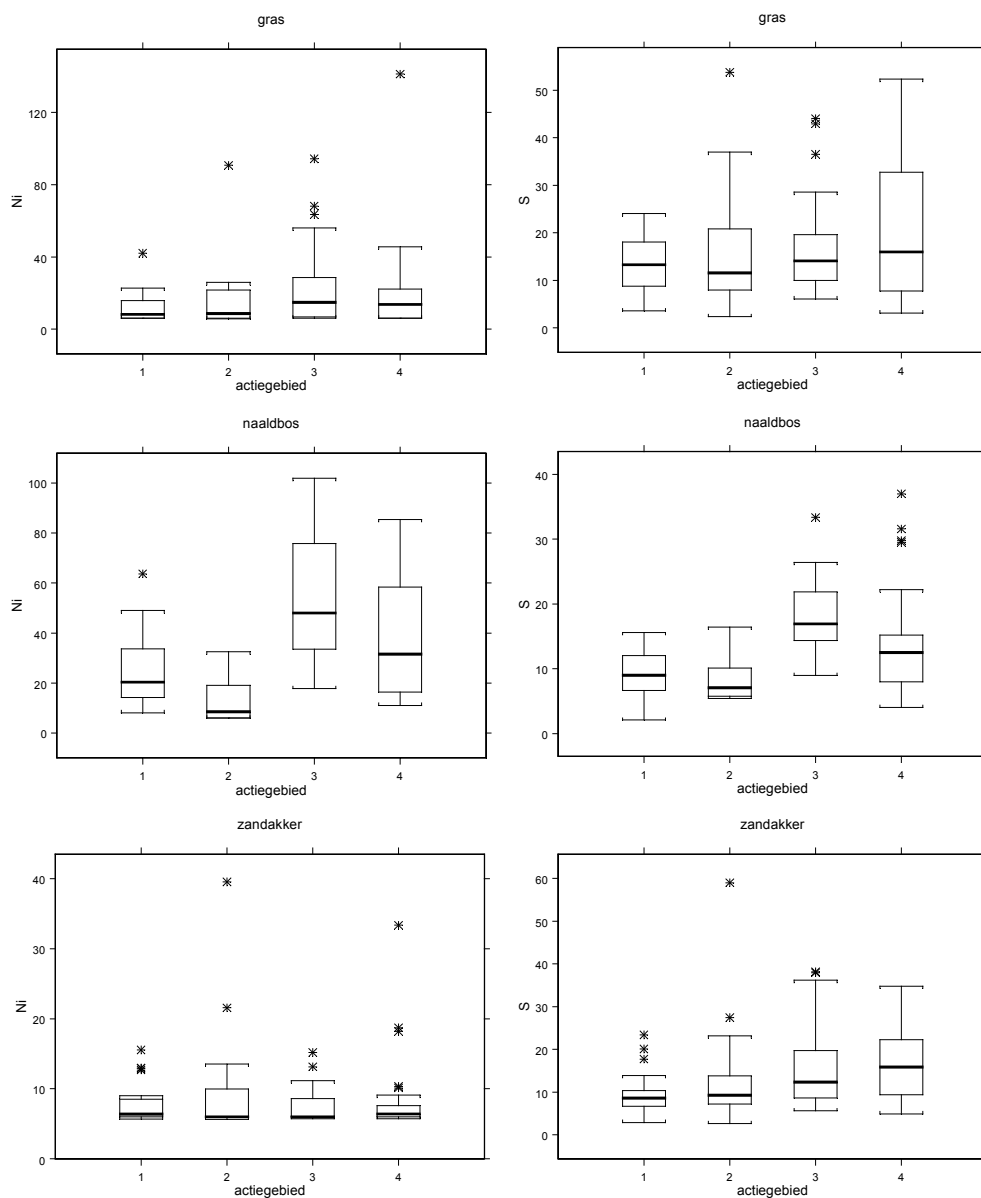
Figuur 1 Box plots van Cu en Cr ($\mu\text{g/l}$) bij verschillende landgebruiksvormen en in verschillende regio's van Gelders bodemmeetnet: 1 Westelijke, 2 Centrale, 3 Oostelijke, 4 rest zandgebied.



Figuur 2 Box plots van Zn (mg/l) en Cd (µg/l) bij verschillende landgebruiksvormen en in verschillende regio's van Gelders bodemmeetnet: 1 Westelijke, 2 Centrale, 3 Oostelijke, 4 rest zandgebied.



Figuur 3 Box plots van pH en P (mg/l) bij verschillende landgebruiksvormen en in verschillende regio's van Gelders bodemmeetnet: 1 Westelijke, 2 Centrale, 3 Oostelijke, 4 rest zandgebied.



Figuur 4 Box plots van Ni ($\mu\text{g/l}$) en S (mg/l) bij verschillende landgebruiksvormen en in verschillende regio's van Gelders bodemmeetnet: 1 Westelijke, 2 Centrale, 3 Oostelijke, 4 rest zandgebied.

Bijlage 2b Regionale verschillen grondwatergegevens zandgebieden (1989-2000)

Een "willekeurige" keuze in west en oostelijke zandgebieden is gemaakt met weglating van grondwaterputten met zeer oud water (LFTH3>40).

aantal	FILTER 1 natuur				grasland				bouwland			
	west		oost		west		oost		west		oost	
	19	9	8	15	13	9	gem.	std.	gem.	std.	gem.	std.
	gem.	std.	gem.	std.	gem.	std.	gem.	std.	gem.	std.	gem.	std.
pH	6.1	1.1	7.4	0.9	6.9	0.5	6.9	0.8	5.9	1.3	6.7	1.3
Al	769	1566	340	934	56	62	269	600	754	856	799	2229
As	1	1	1	1	1	1	3	2	1	4	1	2
Ba	44	32	28	14	133	54	121	67	136	137	115	67
Ca	24	24	80	34	126	42	128	56	87	59	103	32
Cd	0.4	0.6	0.5	0.9	0.5	0.5	0.2	0.2	0.6	0.7	0.3	0.3
Cl	19	9	24	11	44	16	39	12	52	40	29	7
Cr	1.3	0.7	1.3	0.6	1.2	0.7	1.4	1.0	2.0	2.0	1.2	0.5
Cu	2	1	7	12	3	2	8	11	3	2	5	6
Fe	1	3	2	2	4	3	7	5	2	4	2	4
K	2.7	2.8	0.9	0.4	13	19	8	9	19	16	15	11
Mg	5	4	7	4	13	7	10	3	13	10	15	4
Mn	0.4	0.7	0.4	0.2	1.0	1.1	0.5	0.4	1.3	1.0	0.5	0.5
NH4	0.2	0.4	0.2	0.2	1.1	1.2	0.4	0.4	1.3	2.8	0.3	0.3
NO3	5	6	4	6	10	17	9	16	40	30	43	18
Na	13	6	14	7	26	9	22	6	36	30	17	4
Ni	5	5	3	2	8	13	4	2	11	16	5	4
P	0.10	0.06	0.13	0.03	0.17	0.11	0.18	0.09	0.15	0.13	0.17	0.20
SO4	36	18	76	40	111	60	89	43	66	32	63	20
Sr	109	82	239	112	446	104	414	174	286	228	389	159
Zn	39	67	19	19	30	29	18	26	47	52	39	60
Pb	4	8	1	2	1	1	2	2	3	3	1	3
leeftijd	11	7	17	6	13	7	14	6	10	5	13	6

aantal	FILTER 3 natuur				grasland				bouwland			
	west		oost		west		oost		west		oost	
	8	4	0	7	8	4	gem.	std.	gem.	std.	gem.	std.
	gem.	std.	gem.	std.	gem.	std.	gem.	std.	gem.	std.	gem.	std.
pH	7.4	0.9	7.4	0.2			7.2	0.4	6.7	0.9	7.3	0.2
Al	27	9	29	19			33	15	39	31	397	742
As	1	1	3	1			6	4	1	1	1	1
Ba	21	34	81	42			104	88	69	53	165	139
Ca	32	27	96	25			95	18	61	48	132	52
Cd	0.2	0.1	0.1	0.0			0.2	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1
Cl	22	22	34	5			45	8	36	16	50	10
Cr	1.2	0.9	1.0	0.4			1.1	0.4	1.1	0.4	1.2	0.9
Cu	2.0	1.0	1.4	0.9			4.7	5.5	1.7	0.7	2.4	1.4
Fe	2	4	5	3			7	5	1	2	3	4
K	3	4	1	0.3			3	3	4	3	7	4
Mg	3	3	7	2			7	2	10	5	12	2
Mn	0.5	0.3	0.3	0.2			0.4	0.2	0.3	0.1	1.3	0.2
NH4	0.1	0.1	0.4	0.1			0.6	0.5	0.1	0.1	0.2	0.1
NO3	0.8	0.9	0.3	0.3			2	6	17	19	8	13
Na	11	6	18	4			23	7	23	10	27	6
Ni	2	1	3	1			4	1	3	5	3	2
P	0.08	0.02	0.14	0.04			0.19	0.08	0.09	0.04	0.10	0.05
SO4	33	29	45	11			59	23	59	27	112	46
Sr	73	37	296	97			302	58	247	149	411	171
Zn	15	11	9	3			20	25	12	5*	14	8
Pb	3	5	0.5				3	2	2	3	1	1
leeftijd	23	3	24	3			25	3	23	4	26	3

met vet zijn interessante verschillen aangeduid

* monsterput 1049 is niet meegenomen vanwege zeer hoge Zn concentraties.

Bijlage 3a Overschrijdingen van Streefwaarden (landgebruik Naaldbos)

bemonstering			streefwaarde	5.6	0.15	0.2	15	0.065	0.4	15	15	1
in 2000			interventiewaarden	11.3	0.4	0.2	75	0.8	6	75	75	30
			Landgebruik: Naaldbos	N-tot	P-tot	Al-tot	[Cu]	[Zn]	[Cd]	[Pb]	[Ni]	[Cr]
V ^o	C ^o	C ^u	Gebiedsnaam	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l
2	1	1	noordelijke gelderse vallei	2.89	0.05	1.92	11.57	0.26	2.23		19.48	
5	1	1	noordelijke gelderse vallei	1.33	0.01	1.43	33.81	0.38		16.42	30.77	
16	2	1	uddel-elspeet-speuld-garderen	1.54	0.06	2.49	12.36	0.31	3.05		24.58	
18	2	1	uddel-elspeet-speuld-garderen	1.31	0.19	3.53	10.84	0.44	2.85		63.65	1.18
26	3	2	noord-oost veluwe	1.35	0.00	1.06	7.81	0.08			6.30	
29	3	2	noord-oost veluwe	0.37	0.33	0.71	13.82	0.05				1.06
32	4	2	harderwijk-elburg	2.72	0.07	7.56	12.84	0.46	1.69	21.72	21.90	2.12
37	4	2	harderwijk-elburg	4.21	0.03	6.15	6.19	0.38	2.40		32.54	5.79
48	5	1	de driesprong	3.11	0.02	3.41	64.37	0.45	1.62	29.60	48.99	
52	5	1	de driesprong	5.28	0.04	2.34	34.88	0.74	5.09	24.96	36.57	
60	6	2	zuidelijke ijsselvallei	0.86	0.04	1.48	10.08	0.30	0.87		16.66	
69	6	2	zuidelijke ijsselvallei	0.06	0.06	1.05	15.48	0.18			16.13	0.99
74	7	3	hummelo-keppel	5.11	0.06	4.55	14.80	1.66	2.46		101.89	
76	7	3	hummelo-keppel	3.75	0.07	3.10	18.66	0.59			65.64	
79	7	3	hummelo-keppel	13.02	0.22	7.64	18.79	0.98	1.33	17.62	75.95	
87	8	3	de graafschap	5.84	0.05	8.34	16.59	0.97	2.49	16.42	75.57	
91	8	3	de graafschap									
92	8	3	de graafschap	4.14	0.04	5.24	11.94	0.72	4.11		71.78	1.32
94	8	3	de graafschap	5.92	0.07	5.47	16.43	0.83	1.47	13.27	78.85	
95	9	4	achterhoek	2.68		3.45	10.41	0.48	2.60		59.47	1.14
97	9	4	achterhoek	3.25		2.87	13.95	0.72	1.32		71.81	
101	9	4	achterhoek	3.47		4.24	10.32	0.64	3.15		85.44	
103	8	3	de graafschap	5.92	0.06	16.25	17.96	1.03	8.60		44.56	
106	10	4	veluwe	2.15	0.05	4.43	14.97	0.70			33.31	1.06
110	10	4	veluwe	1.77	0.03	2.60	13.30	0.38			17.74	
114	10	4	veluwe	2.74	0.04	3.67	34.44	0.43	2.08	23.66	31.53	1.10
115	10	4	veluwe	4.08	0.02	3.90	26.02	0.71	0.90		46.59	
119	10	4	veluwe	2.17	0.08	3.40	11.89	0.63	5.38	16.03	43.99	
121	10	4	veluwe	2.95	0.03	3.21	11.57	0.41	2.53		22.17	

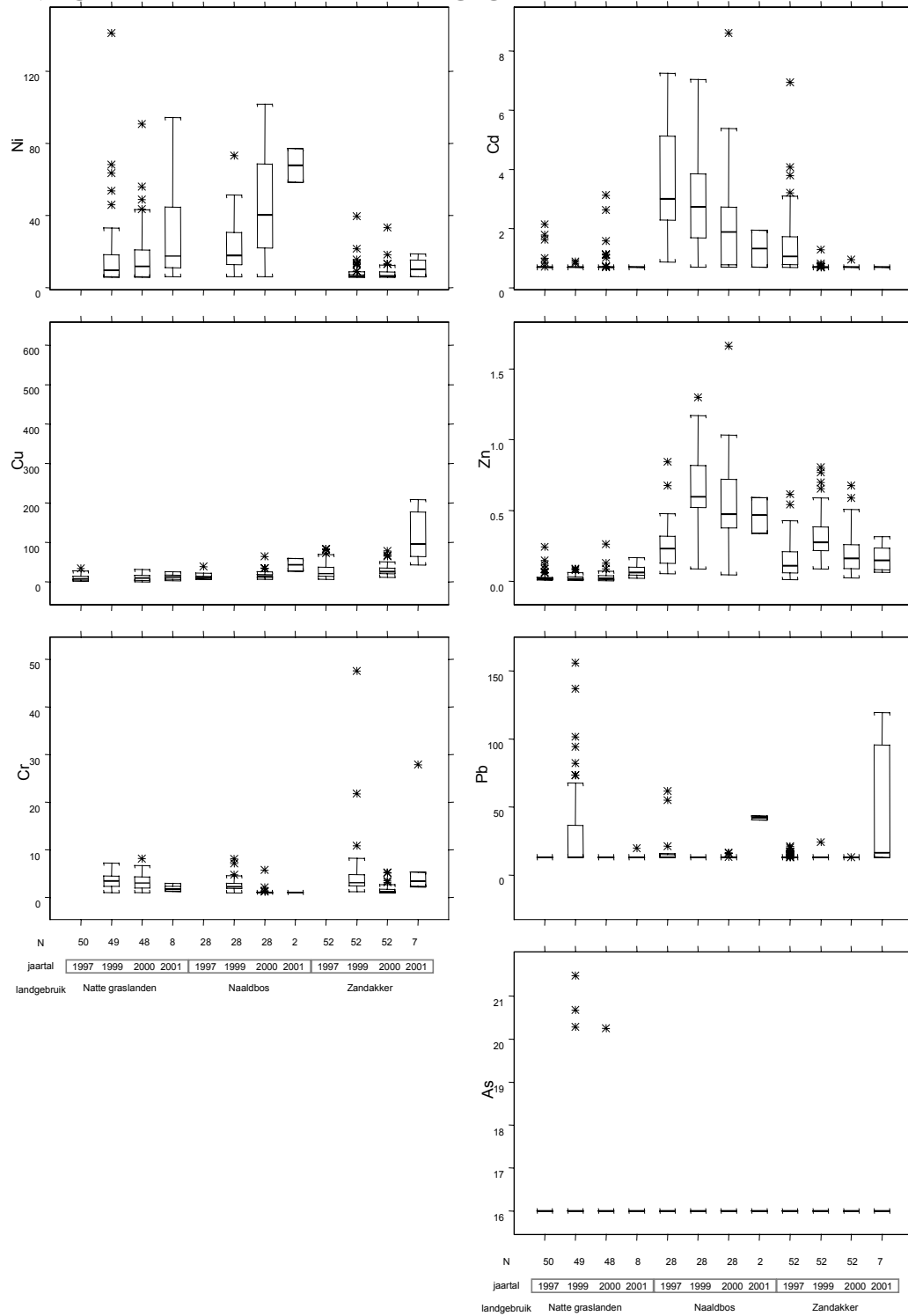
Bijlage 3b Overschreidingen van Streefwaarden (landgebruik Gras)

bemonstering	streefwaarde	5.6	0.15	0.2	15	0.065	0.4	15	15	1	
in 2000	interventiewaarden	11.3	0.4	0.2	75	0.8	6	75	75	30	
	Landgebruik: Gras	N-tot	P-tot	Al-tot	[Cu]	[Zn]	[Cd]	[Pb]	[Ni]	[Cr]	
P	Ö	Ö	Gebiedsnaam	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l
124	8	3	de graafschap	5.99		0.34	6.45	0.04		16.47	3.80
128	8	3	de graafschap	18.45		0.69	10.79	0.01		7.79	6.01
141	6	2	zuidelijke ijsselvallei	74.43		0.14	5.57	0.01		5.69	1.74
142	6	2	zuidelijke ijsselvallei	1.93	0.06	0.29	9.35	0.03	1.13	25.62	5.82
143	6	2	zuidelijke ijsselvallei	2.08	0.03	0.15	4.13	0.01	0.70	11.68	1.91
150	6	2	zuidelijke ijsselvallei	17.72		0.86	13.95	0.13	1.12	90.70	2.79
151	3	2	noord-oost veluwe	0.85		0.97	0.20	0.02	2.64	25.92	6.62
152	3	2	noord-oost veluwe	0.70		0.53	0.20	0.02	1.58	8.21	8.17
159	3	2	noord-oost veluwe	0.56	0.10	0.88	2.77	0.01			3.32
160	3	2	noord-oost veluwe	7.55		1.34	2.03	0.01			2.51
163	4	2	harderwijk-elburg	33.20		0.02	7.87	0.01		20.63	2.24
164	4	2	harderwijk-elburg	1.47	0.15	0.51	3.43	0.00		5.61	6.67
168	4	2	harderwijk-elburg	0.81	0.13	0.14	2.00	0.01			2.56
172	4	2	harderwijk-elburg	3.07	0.03	0.06	7.71	0.02		13.05	3.03
178	2	1	uddel-elspeet-speuld-garderen	7.53		0.02	6.62	0.01			
179	2	1	uddel-elspeet-speuld-garderen	1.46	0.11	0.83	9.44	0.07		11.80	3.31
182	2	1	uddel-elspeet-speuld-garderen	2.72		0.35	7.96	0.02			1.35
183	2	1	uddel-elspeet-speuld-garderen	12.17	0.01	1.68	19.89	0.02			3.17
184	1	1	noordelijke gelderse vallei	29.48	0.00	0.03	18.70	0.02		42.02	3.17
186	1	1	noordelijke gelderse vallei	3.56	1.03	0.03	5.92	0.01	0.72		3.02
188	1	1	noordelijke gelderse vallei	0.31		0.07	2.41	0.01			1.66
191	1	1	noordelijke gelderse vallei	53.34		0.21	12.42	0.02		18.47	1.89
196	5	1	de driesprong	7.67	0.34	0.08	5.96	0.02		16.04	1.07
200	5	1	de driesprong	5.67	0.05	0.21	23.41	0.01		22.78	5.36
201	5	1	de driesprong	3.55		0.79	23.50	0.01		12.57	3.47
207	11	3	groesbeek	38.67	0.01	1.33	19.10	0.04			4.31
208	11	3	groesbeek	25.01		0.45	19.43	0.04		9.01	2.68
209	11	3	groesbeek	36.53	0.07	0.43	10.92	0.04	1.11	21.52	2.64
211	11	3	groesbeek	16.37		0.49	10.35	0.01		6.90	2.27
215	7	3	hummelo-keppel	15.86		0.07	10.26	0.02			1.74
217	7	3	hummelo-keppel	4.35		0.15	11.28	0.02		12.65	2.20
222	12	3	neede-borculo	10.71		0.35	15.21	0.02			1.91
226	12	3	neede-borculo	1.71	0.01	0.82	18.13	0.05		56.01	5.67
229	12	3	neede-borculo	14.30		0.88	23.15	0.06		15.52	4.19
236	13	3	winterswijk	27.01		0.95	31.65	0.09		43.28	5.75
237	13	3	winterswijk	19.08		0.25	19.08	0.26		48.91	3.31
246	13	3	winterswijk	30.65		0.16	10.27	0.07		17.83	2.01
247	9	4	achterhoek	28.06		0.15	9.58	0.02			2.17
252	8	3	de graafschap	22.97		0.82	18.94	0.04		12.30	4.42
253	9	4	achterhoek	6.03		0.27	11.03	0.01		16.75	3.53
261	9	4	achterhoek	4.15	0.02	0.15	20.21	0.03		17.62	1.99
262	8	3	de graafschap	3.39		0.53	4.46	0.03		22.36	6.23
266	10	4	veluwe	1.22		0.08	1.62	0.01			1.78
273	10	4	veluwe	5.46	0.25	0.06	2.46	0.02	1.01		1.54
277	10	4	veluwe								
279	10	4	veluwe	2.82	0.71	0.01	3.56	0.03	3.13	29.22	6.70
284	10	4	veluwe								
286	10	4	veluwe	1.52	0.04	0.14	0.20	0.02			2.10
288	10	4	veluwe	6.84	0.36	0.10	0.20	0.04	0.74		6.62
446	9	4	achterhoek	14.18	0.15	0.86	10.44	0.06	0.72	43.53	3.49

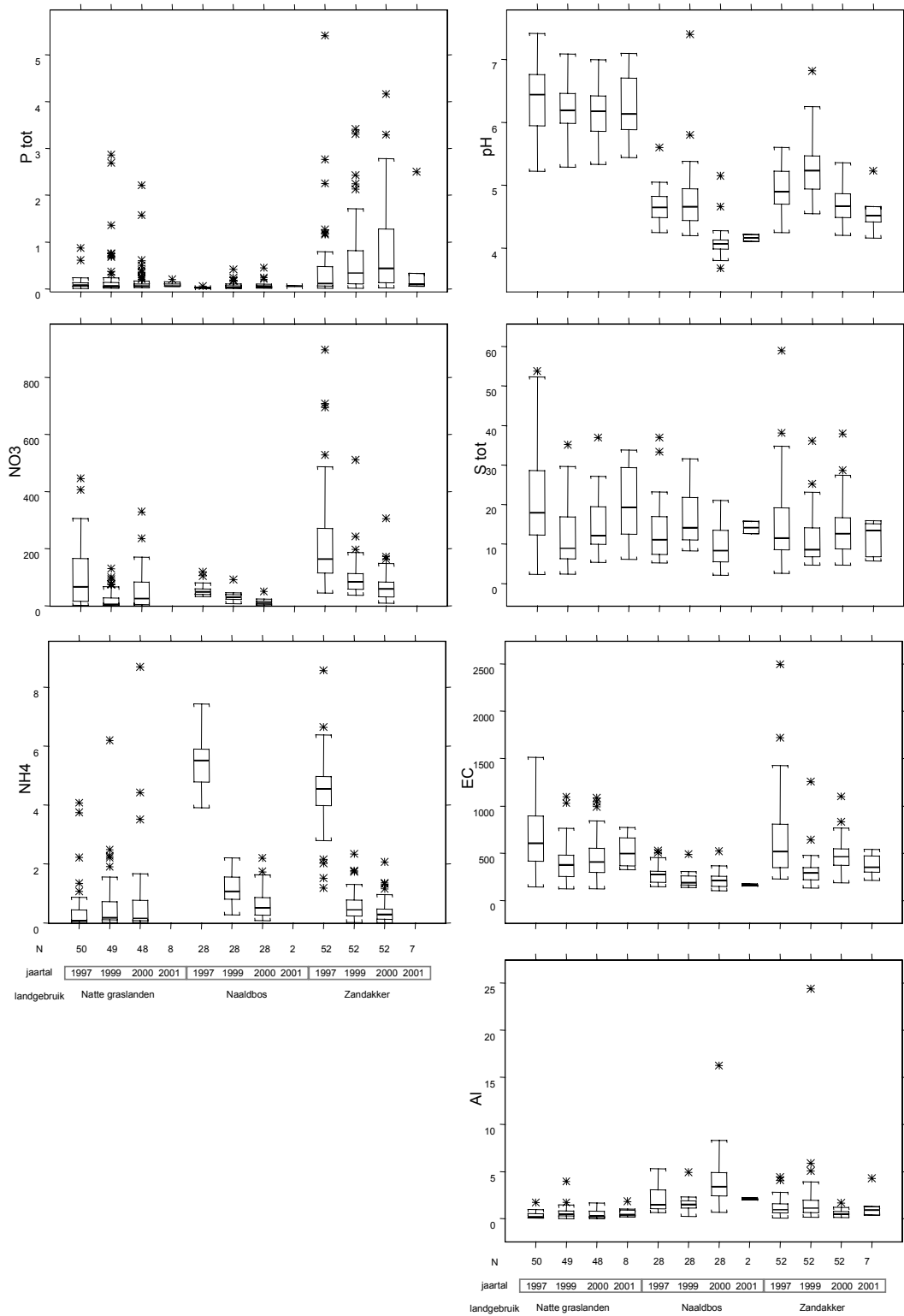
Bijlage 3c Overschreidingen van Streefwaarden (landgebruik zandakker)

bemonstering			streefwaarde	5.6	0.15	0.2	15	0.065	0.4	15	15	1
in 2000			interventiewaarden	11.3	0.4	0.2	75	0.8	6	75	75	30
Veld	Gebied	Cluster	landgebruik: zandakker	N-tot	P-tot	Al-tot	[Cu]	[Zn]	[Cd]	[Pb]	[Ni]	[Cr]
			Gebiedsnaam	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l
324	4	2	harderwijk-elburg	8.24	0.78	0.74	29.77	0.09			5.76	3.53
325	4	2	harderwijk-elburg	10.54	1.28	1.69	39.67	0.05			8.29	5.24
327	4	2	harderwijk-elburg	7.66	0.01	0.98	24.67	0.25				2.73
329	4	2	harderwijk-elburg	39.13	0.87	0.16	48.90	0.09			12.45	0.99
333	2	1	uddel-elspeet-speuld-garderen	8.32	0.80	0.70	31.06	0.35			5.82	1.46
334	2	1	uddel-elspeet-speuld-garderen	8.59	0.25	0.53	11.49	0.05				1.00
335	2	1	uddel-elspeet-speuld-garderen	4.68	1.27	0.48	24.98	0.39			8.34	1.39
338	2	1	uddel-elspeet-speuld-garderen	2.15	2.06	0.79	36.53	0.06			7.54	1.20
341	1	1	noordelijke gelderse vallei	16.84	0.08	0.44	14.70	0.09				
343	1	1	noordelijke gelderse vallei	4.44	1.38	0.87	29.56	0.16			8.65	1.55
345	1	1	noordelijke gelderse vallei	22.25	0.09	0.47	17.10	0.51			5.68	
346	1	1	noordelijke gelderse vallei	3.08	0.64	0.84	29.24	0.06				1.76
349	5	1	de driesprong	3.74	0.36	0.93	21.50	0.09				1.29
350	5	1	de driesprong	6.83	0.35	0.57	78.10	0.25			12.94	1.59
351	5	1	de driesprong	3.94	0.86	0.69	64.85	0.07			7.72	1.26
353	5	1	de driesprong	19.73	0.03	0.51	15.66	0.02				
358	6	2	zuidelijke ijsselvallei	10.15	0.55	0.53	21.77	0.24			6.14	
359	6	2	zuidelijke ijsselvallei	13.96	0.64	0.83	23.28	0.16				1.07
361	6	2	zuidelijke ijsselvallei	4.95	0.54	0.14	18.39	0.03				
363	6	2	zuidelijke ijsselvallei	19.39	0.18	0.46	16.42	0.11				
368	3	2	noord-oost veluwe	7.50	0.00	0.42	25.23	0.28			10.26	
370	3	2	noord-oost veluwe	14.72	0.08	0.79	22.35	0.39			9.70	
377	3	2	noord-oost veluwe	6.97	0.68	0.78	22.78	0.16				1.55
378	3	2	noord-oost veluwe	13.77	0.05	0.98	26.71	0.43			11.39	
385	12	3	neede-borculo	9.86	0.14	0.46	20.61	0.20				
386	12	3	neede-borculo	22.54	0.26	0.39	18.27	0.14				
387	12	3	neede-borculo	17.37	0.12	0.51	16.31	0.21				
391	13	3	winterswijk	22.81	0.20	0.68	16.27	0.18		14.99	8.44	5.15
395	13	3	winterswijk	69.52	0.12	1.07	23.71	0.46			13.14	2.27
397	13	3	winterswijk	14.15	0.32	0.50	28.27	0.32		13.50	8.57	2.72
398	13	3	winterswijk	29.41	0.07	0.65	24.00	0.26			9.82	2.41
401	15	3	gelderse poort	2.74	0.57	0.48	32.74	0.15			8.66	0.98
404	15	3	gelderse poort	13.48	0.25	0.22	27.39	0.20			11.17	
407	7	3	hummelo-keppel	23.56	0.03	0.22	40.21	0.15			8.64	
409	7	3	hummelo-keppel	19.95		0.14	17.31	0.08				
410	7	3	hummelo-keppel	4.99	1.52	0.39	30.94	0.05				1.60
413	8	3	de graafschap	12.78	0.29	0.79	27.31	0.45		13.15	6.82	1.42
417	8	3	de graafschap	16.81	0.13	1.22	13.40	0.14		15.39		1.69
419	8	3	de graafschap	18.57	0.09	0.60	25.25	0.10				1.20
421	8	3	de graafschap	23.56	0.03	0.53	23.04	0.09				1.69
427	9	4	achterhoek	33.60	0.12	0.54	66.99	0.17			18.21	1.91
428	9	4	achterhoek	15.20	0.18	0.40	36.64	0.14				1.39
430	9	4	achterhoek	37.50	0.03	0.52	18.58	0.18			7.11	2.61
431	9	4	achterhoek	16.60	0.03	0.62	22.10	0.42			10.36	1.44
434	10	4	veluwe	16.77	0.13	1.23	50.78	0.05			7.53	3.18
436	10	4	veluwe	8.05	0.02	0.65	34.29	0.12			5.73	1.81
438	10	4	veluwe	10.19	0.45	1.13	36.01	0.59			9.10	1.79
440	10	4	veluwe	6.67	1.12	0.49	45.07	0.10			6.95	
441	10	4	veluwe	13.57	0.57	0.38	41.69	0.16			6.40	1.19
442	10	4	veluwe	10.92	0.46	0.53	28.76	0.22			6.29	1.14
443	10	4	veluwe	13.26	0.03	0.25	32.31	0.03				
444	10	4	veluwe	18.32	0.14	1.09	35.72	0.68	0.96		33.35	

Bijlage 4 Trends in bodemvochtgegevens



Figuur 1 Box plots van concentraties bij verschillende bemonsteringsjaren en landgebruiksvormen (data in mg/l, Zn in mg/l).



Figuur 2 Box plots van concentraties bij verschillende bemonsteringsjaren en landgebruiksvormen (data in mg/l).

Bijlage 5a Trends in grondwatergegevens zandgronden (filter1)

Tabel 1a. Voor filter 1 is gegeven de toename in % in 2000 ten opzichte van het gemiddelde in de periode 1989-2000 van locaties op humusarme zand: met 8 of meer de waarnemingen, en met waarnemingen die goed correleren met de tijd ($R^2 > 0,5$).

put	bdm	gbk	pH	Al	As	Ba	Ca	Cd	Cl	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	NH4-N	NO3-N	Na	Ni	P	SO4	Sr	Zn	Pb
1	1	1				14	12						12	11	13						42	12		
3	1	1				26	19		20					21		35		18			31	20		
6	1	1	4											-76										
7	1	1																						
237	1	1																						
364	1	1			31															35				
366	1	1					-41		-66				-38					-51			-44	-46		
374	1	1																						
378	1	1							-8															
379	1	1				-30							-13	-14				-57	-19				-19	
380	1	1					-16		13					-11	16						-25	-11		
391	1	1			-45	-7								4										
392	1	1																						
398	1	1																						
399	1	1					3								4							13	-28	
1001	1	1																						
1010	1	1					8					14	9	20										
1011	1	1							-95				64							-102				
1022	1	1																						
1024	1	1																						
1029	1	1																						-23
1031	1	1																20	-21					-22
1032	1	1																						
1033	1	1																						
1034	1	1					-38		-40					-33							-28			
1035	1	1																			43			
1036	1	1							21											61				
1046	1	1																						
1053	1	1																			-23			
1055	1	1					-20		22					-28							-60			-19
376	1	2			-57		23						44	9	22		14		12				23	
1002	1	2													25									
1003	1	2			-60		-48		-47					-38	-44						-81			-31
1004	1	2																						
1012	1	2					11								19						27			
1013	1	2							-47															
1018	1	2					63								-75									
1027	1	2					-16		-75						-101									
1047	1	2					-29					69			-27						-25			-37
1054	1	2													-27									
1006	1	3											-119											
1015	1	3																						
1017	1	3												25										-34
1023	1	3																						
1026	1	3							-56												-56			
1038	1	3												30	72						36			45
1039	1	3																						
1049	1	3																						
1050	1	3					-26		-40				50	-23							-32	-24		
1056	1	3																						
1021	1	4							-49															
1030	1	4					-24																	
1051	1	4					18							32										

bdm (bodem): 1 humusarme zand

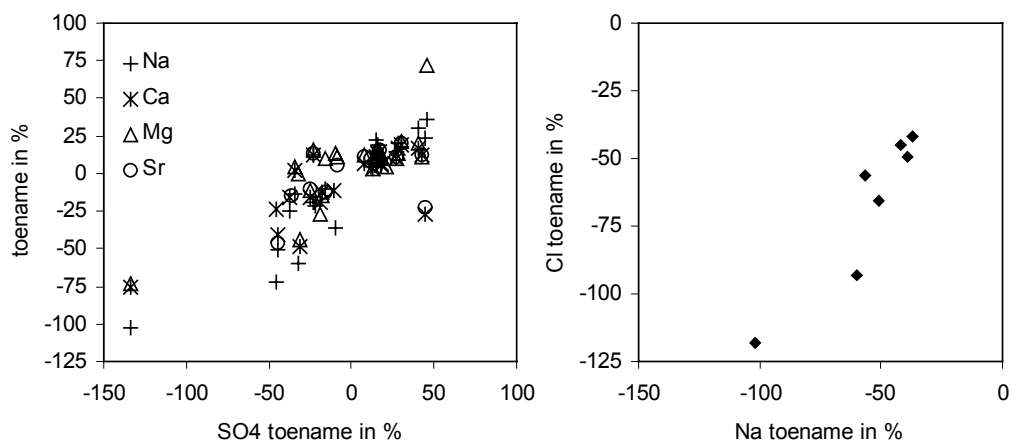
gbk (grondgebruik): 1 natuur, 2 grasland, 3 bouwland, 4 bewoning

Tabel 1b. Voor filter 1 is gegeven de toename in % in 2000 ten opzichte van het gemiddelde in de periode 1989-2000 van locaties op humusrijke zand: met 8 of meer de waarnemingen, en met waarnemingen die goed correleren met de tijd ($R^2 > 0,5$).

put	bdm	gbk	pH	Al	As	Ba	Ca	Cd	Cl	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	NH4-N	NO3-N	Na	Ni	P	SO4	Sr	Zn	Pb	
367	2	1					10							6	12			19	6				10		
1008	2	1																							
1045	2	1							-31																
2	2	2				16	13					16	13	16	15			19		20	16	12			
4	2	2			-7		14		21					16	23					18		12			
9	2	2				28	-27					-17	65		-21			24			45	-23			
10	2	2							-13				7			-15				6					
11	2	2																5							
12	2	2				26	18						21	23				25					22		
13	2	2																							
14	2	2																							
20	2	2										30										-36	-15		
365	2	2				-66						-30				20									
369	2	2							10																
371	2	2				-18	-13		-20				-12	-19				-13					-19		
375	2	2					5																4		
381	2	2				26							72	19	-25								19		
1043	2	2																							
1044	2	2																							
1048	2	2																							
5	2	3				14								24											
15	2	3							-34																
16	2	3					12		15					16			30	13			-22	14			
17	2	3											-14	10								-16			
372	2	3																							
377	2	3											42		140	-98									
383	2	3			-33			-44							-70					-37					
1005	2	3							-17					42						-19		-23			
1016	2	3																		-32					
1025	2	3											37							-10					
1037	2	3																							
1052	2	3			-26		-10													-31					
8	2	4			46	6						31	13	-22	77							-10			
241	2	4							-93				-15						-60			-32			
382	2	4					41					-141		40		-148									
1007	2	4																							
1019	2	4					-34				53			-37						-43					
1040	2	4					-53							-67											
1042	2	4																							
1061	2	4																							

bdm: 2 humusrijke zand

gbk (grondgebruik): 1 natuur, 2 grasland, 3 bouwland, 4 bewoning



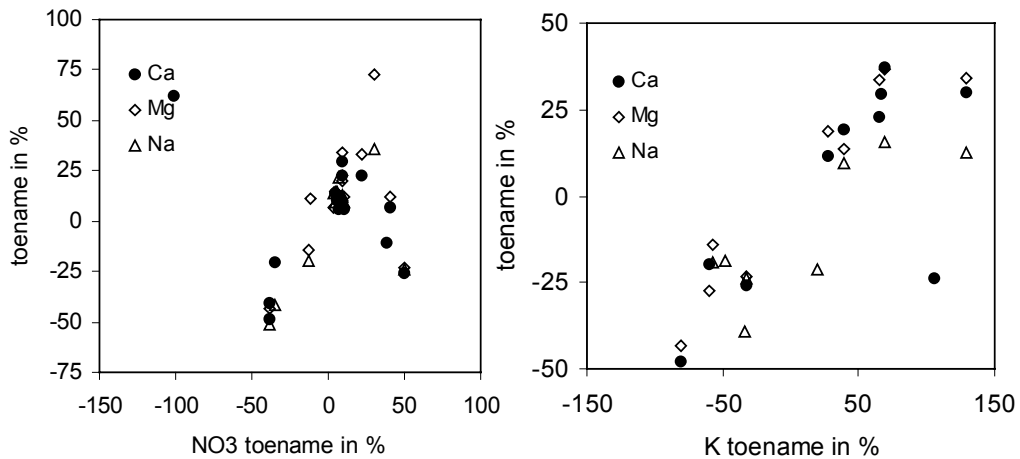
Figuur 1 Plot van toenames in 2000 tov gemiddelde in periode 1989-2000 van SO_4 tegen Na, Ca, Mg, en Sr, en Na tegen Cl.

Tabel 2. Voor filter II is gegeven de toename in % in 2000 ten opzichte van het gemiddelde in de periode 1989-2000 van locaties op zand: met 8 of meer de waarnemingen, en met waarnemingen die goed correleren met de tijd ($R^2 > 0,5$).

put	bdm	gbk	pH	Al	As	Ba	Ca	Cd	Cl	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	NH4-N	NO3-N	Na	Ni	P	SO4	Sr	Zn	Pb
378	1	1					4							6										
1010	1	1												14										
1011	1	1								-18								-48	-19					
1022	1	1																						
1024	1	1								21														
1029	1	1					30		20									66						
1033	1	1																						
1034	1	1																						
1035	1	1																						
1046	1	1																						
1053	1	1																19						
1055	1	1					-9												-12					
1012	1	2																						
1013	1	2									18													
1018	1	2	-3																					
1027	1	2															70							
1047	1	2	-3				11										-26		19					
1054	1	2																						
1015	1	3					30						9	34			130	13						
1017	1	3																						
1023	1	3						32	-17													13		
1026	1	3											73											
1038	1	3																					-34	
1039	1	3	-2				23						22	34			65							
1049	1	3					-10					-82		-8				9						
1050	1	3					9							10										
1056	1	3											51											
1021	1	4																						-21
1030	1	4					-11						39											
1051	1	4																-10	-26	-16				
1008	2	1								8									12					
1045	2	1																						
1044	2	2					-76		-118		-73		-73				-32		-102					-134
1048	2	2																						
1016	2	3								-25				42										
1025	2	3												12										
1037	2	3																						
1052	2	3	-5				-20		-45				-35						-42					
1019	2	4																						
1040	2	4																						
1042	2	4																						

bdm: 1 humusarme zand, 2 humusrijke zand

gbk (grondgebruik): 1 natuur, 2 grasland, 3 bouwland, 4 bewoning



Figuur 2 Plot van toenames in 2000 tov gemiddelde in periode 1989-2000 van NO_3 en K tegen Ca, Mg, en Na.

Tabel 3. Voor filter III is gegeven de toename in % in 2000 ten opzichte van het gemiddelde in de periode 1989-2000 van locaties op zand: met 8 of meer de waarnemingen, en met waarnemingen die goed correleren met de tijd ($R^2 > 0,5$).

put	bdm	gbk	pH	Al	As	Ba	Ca	Cd	Cl	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	NH4-NO3-Na	Ni	P	SO4	Sr	Zn	Pb	
1	1	1							-33								-29						
3	1	1					3								5								
6	1	1				18	14		9		14	4	15	22			10			17	16		
7	1	1	-2			25	7		-7			40	12			36				8	11		
237	1	1					6					7	11								19		
364	1	1																					
366	1	1							16														
374	1	1																					
378	1	1																					
379	1	1																					
380	1	1	-2																				
398	1	1																					
1010	1	1					6		22			10	12				9					21	
1029	1	1												5									
1053	1	1																					
1055	1	1																					
376	1	2	1				2																
1013	1	2					6							10							18		
1018	1	2											-11										
1015	1	3																					
1023	1	3																					
1039	1	3																					
1049	1	3					37							37		69	16						
1021	1	4					-11															-11	
1030	1	4										-12											
367	2	1																6					
1008	2	1																					
2	2	2					17		17					21			30				40		
4	2	2									-15				-12	-59			15	-16	-13		
9	2	2							-5														
10	2	2					2							4						-13		-34	
11	2	2										3	6							14			
12	2	2													12				5		12	10	
13	2	2				10					9	5	10						14		27	11	
14	2	2																					
20	2	2					12					7	13						22		15		
365	2	2					16		16					14					20		29		
369	2	2					6							6					4				
371	2	2					2							3									
375	2	2	2																				
381	2	2					-3		22														
5	2	3					6																
15	2	3																	-50				
16	2	3																					
17	2	3										-11	11	8							-9	5	
372	2	3																					
377	2	3																					
383	2	3											50										
1016	2	3							-11												15		
1037	2	3	-3				19							14			39	9					
1052	2	3	-4																				
8	2	4	-2										8					8					-3
241	2	4																			-10		
382	2	4										-26											
1019	2	4					-8		-34					-7									
1040	2	4					-12		-31					-15									-18

bdm: 1 humusarme zand, 2 humusrijke zand

gbk (grondgebruik): 1 natuur, 2 grasland, 3 bouwland, 4 bewoning

Tabel 4a. Voor filter I is gegeven de concentratie* indien de standaardafwijking kleiner is dan 10% van het gemiddelde in de periode 1989-2000 van locaties op humusarme zand. Opvallend is dat onder natuur de concentraties van een aantal stoffen vrij constant zijn terwijl de variatie onder grasland en bouwland groot is.

put	bdm	gbk	pH	Al	As	Ba	Ca	Cd	Cl	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	NH4-NO3-Na	Ni	P	SO4	Sr	Zn	Pb
1	1	1	7.3				108						0	7	0.5						334	
3	1	1	7.6			1							1									
6	1	1	8.5																			
7	1	1	8.2																			
237	1	1	7.4				36	68					10	6			16				207	
364	1	1	5.9										1				11					
366	1	1	5.5																			
374	1	1	7.4																			
378	1	1	7.1					35		16					3		10				109	
379	1	1	6.2																			
380	1	1	6.2										1	3								50
391	1	1					5	12		9				2	0.1		7			11	46	
392	1	1																				
398	1	1																				
399	1	1	6.7					17		12			1	1			8			8	56	
1001	1	1						104							9					119		
1010	1	1						82		18			1									
1011	1	1																				
1022	1	1																				
1024	1	1						90														
1029	1	1																				
1031	1	1						7					2	6								
1032	1	1																				
1033	1	1																				
1034	1	1												2								
1035	1	1											2	3								
1036	1	1						34														
1046	1	1																				
1053	1	1						17					2	11							49	
1055	1	1																				
376	1	2	7.6										1									
1002	1	2																				
1003	1	2																				
1004	1	2																				
1012	1	2						135														
1013	1	2																				
1018	1	2																				
1027	1	2																				
1047	1	2																				
1054	1	2																		16		
1006	1	3																				
1015	1	3																				
1017	1	3																				
1023	1	3																				
1026	1	3						102														
1038	1	3																				
1039	1	3																				
1049	1	3																				
1050	1	3																				
1056	1	3																				
1021	1	4																				
1030	1	4																				
1051	1	4												24								

bdm (bodem): 1 humusarme zand

gbk (grondgebruik): 1 natuur, 2 grasland, 3 bouwland, 4 bewoning

* in µg/l behalve Ca, Cl, Fe, K, Mg, Mn, NO₃-N, NH₄-N, Na, P, SO₄ in mg/l

Tabel 4b. Voor filter I is gegeven de concentratie indien de standaardafwijking kleiner is dan 10% van het gemiddelde in de periode 1989-2000 van locaties op humusrijke zand. Opvallend is dat onder natuur de concentraties van een aantal stoffen vrij constant zijn terwijl de variatie onder grasland en bouwland groot is.

put	bdm	gbk	pH	Al	As	Ba	Ca	Cd	Cl	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	NH4-NO3-Na	Ni	P	SO4	Sr	Zn	Pb
367	2	1	5.8				6		15					1	2		11				32	
1008	2	1																				
1045	2	1	6.0																			
2	2	2	7.1		5				44									1				466
4	2	2	7.2		7	130							15	5								
9	2	2	7.2																			
10	2	2	7.0		2	94	177						15	3	13	0			0	143	566	
11	2	2	7.2		2													21		0	91	
12	2	2	7.6						35									21			72	
13	2	2	7.2		5				45					2				21				
14	2	2	7.3																			
20	2	2	7.0			265	182								16	1						
365	2	2	7.7						20					1								
369	2	2	7.2						51					1								
371	2	2	7.1																			
375	2	2	7.0				144						9			0	1			140	471	
381	2	2	7.2																			
1043	2	2																				
1044	2	2																				
1048	2	2																				
5	2	3	7.5				141								18					65	544	
15	2	3	7.4																			
16	2	3	7.6											1				11				
17	2	3	7.3			26	135								10						423	
372	2	3	5.6																			
377	2	3																				
383	2	3	4.2																			
1005	2	3																				
1016	2	3																				
1025	2	3					131								17			58	15			
1037	2	3																				
1052	2	3					32								21							
8	2	4	7.0			116	133							4				24		97	411	
241	2	4	6.8																			
382	2	4	5.7																			
1007	2	4																				
1019	2	4																				
1040	2	4																				
1042	2	4																				
1061	2	4																				

bdm: 2 humusrijke zand

gbk (grondgebruik): 1 natuur, 2 grasland, 3 bouwland, 4 bewoning

* in µg/l behalve Ca, Cl, Fe, K, Mg, Mn, NO₃-N, NH₄-N, Na, P, SO₄ in mg/l

Tabel 5. Voor filter II is gegeven de concentratie indien de standaardafwijking kleiner is dan 10% van het gemiddelde in de periode 1989-2000 van locaties op zand.

Opvallend is dat onder natuur de concentraties van een aantal stoffen vrij constant zijn terwijl de variatie onder grasland en bouwland groot is.

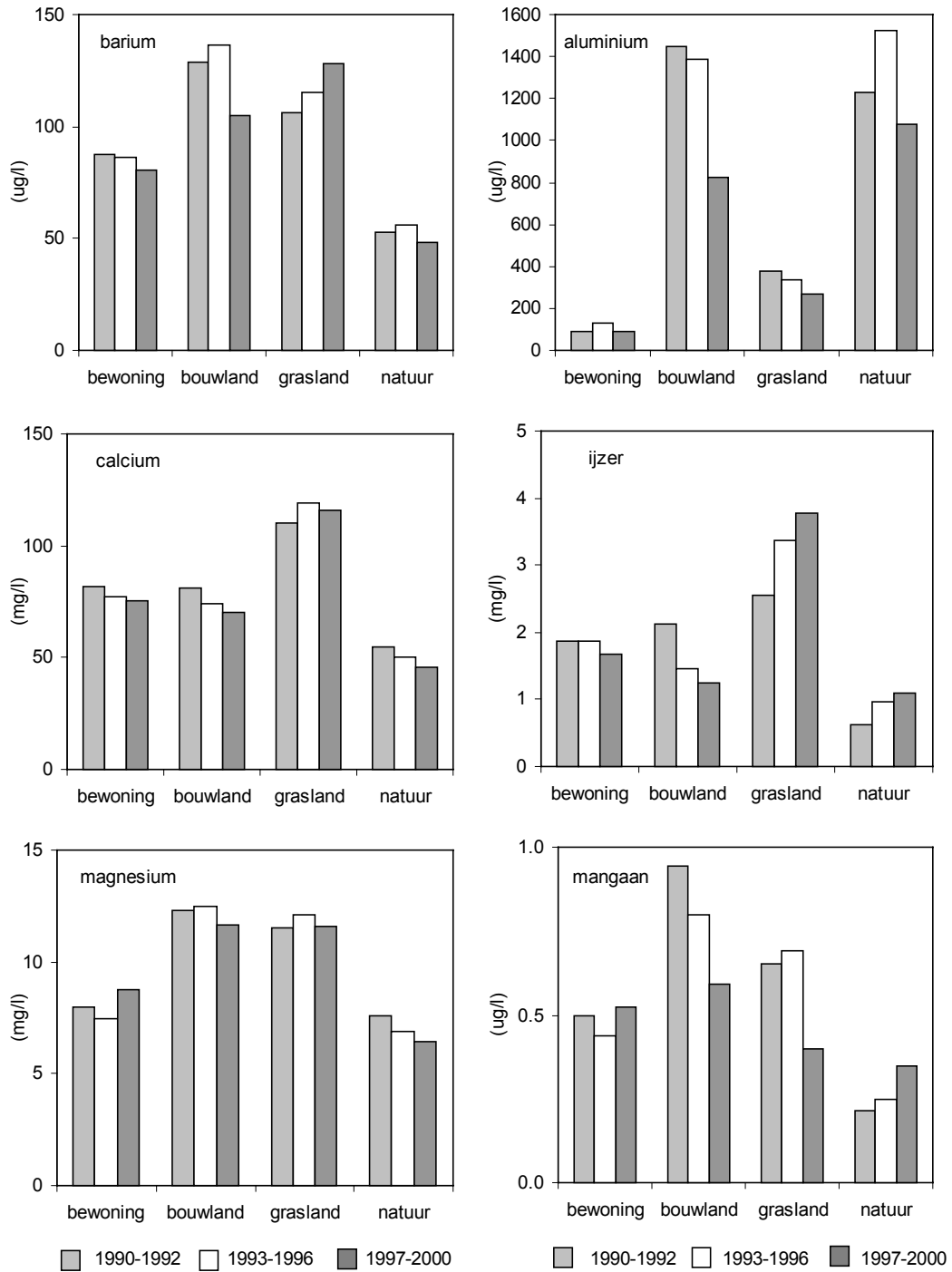
put	bdm	gbk	pH	Al	As	Ba	Ca	Cd	Cl	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	NH4-N	NO3-N	Na	Ni	P	SO4	Sr	Zn	Pb
378	1	1	7				28		14				1	3				8					25	
1010	1	1					92		19				1					13					70	
1011	1	1					61						1	6										
1022	1	1					56		15				1	5				12						
1024	1	1																						
1029	1	1												1				8						
1033	1	1					12																	
1034	1	1																						
1035	1	1																						
1046	1	1																						
1053	1	1							14				1					11					39	
1055	1	1					9						1	2										
1012	1	2																						
1013	1	2	7				134						1			1		28						
1018	1	2	7																					
1027	1	2																						
1047	1	2	7						76														163	
1054	1	2	6																					
1015	1	3	8						39				3					18						
1017	1	3																						
1023	1	3											7				48	23						
1026	1	3																						
1038	1	3	7										3					15						
1039	1	3	8						50															
1049	1	3	8				100							7				33						
1050	1	3	8				112		36					11				24						
1056	1	3	5						40									20						
1021	1	4																						
1030	1	4																						
1051	1	4					139		119				89	25				85						
1008	2	1					72		15				1	2										
1045	2	1																						
1044	2	2																						
1048	2	2					59					4	1											
1016	2	3	7				174																	
1025	2	3	7				143						15	14										
1037	2	3	4																					
1052	2	3	6																					
1019	2	4					84							11				67						
1040	2	4					106						4	16										
1042	2	4		208																				

bdm: 1 humusarme zand, 2 humusrijke zand

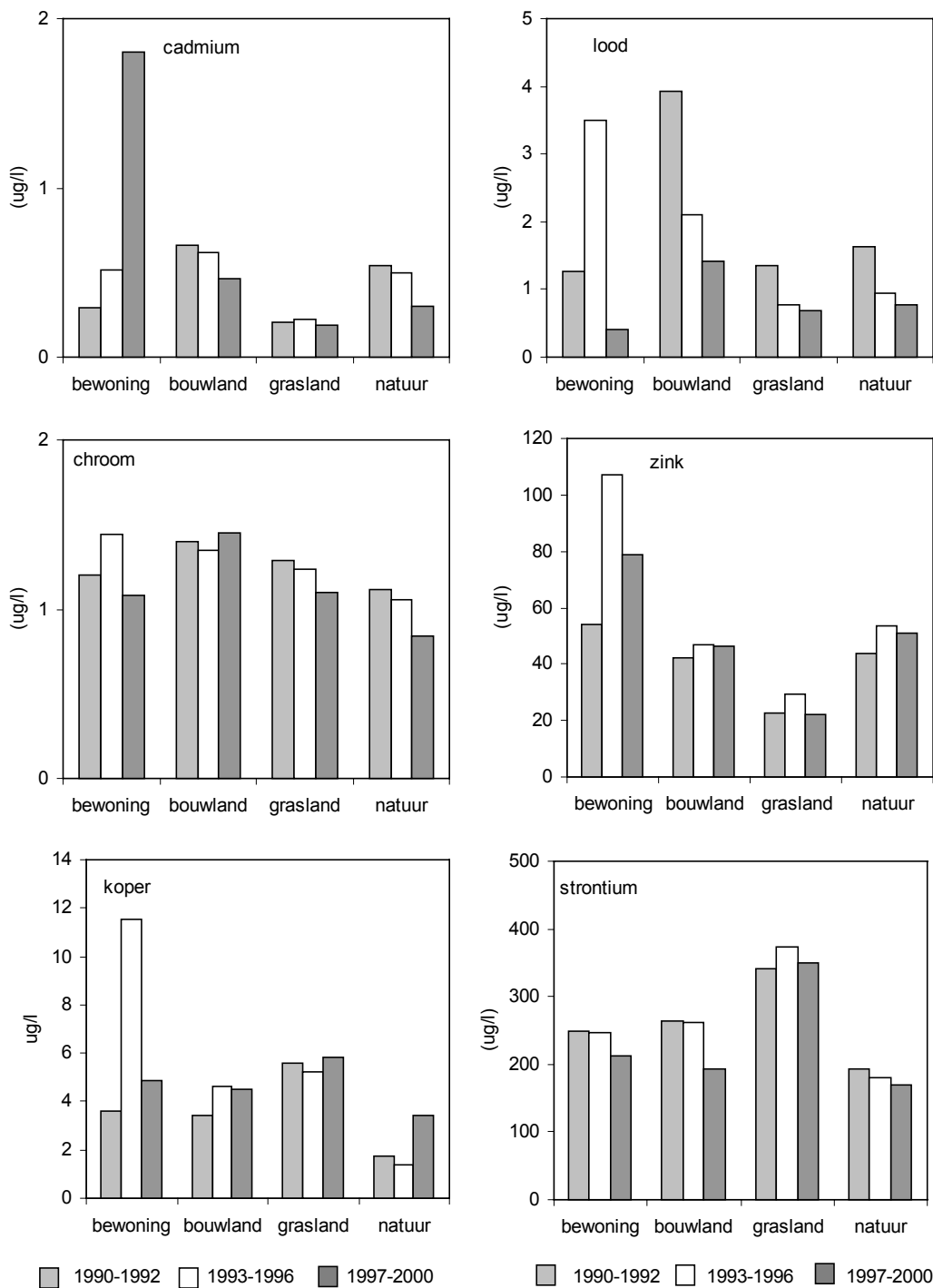
gbk (grondgebruik): 1 natuur, 2 grasland, 3 bouwland, 4 bewoning

* in µg/l behalve Ca, Cl, Fe, K, Mg, Mn, NO₃-N, NH₄-N, Na, P, SO₄ in mg/l

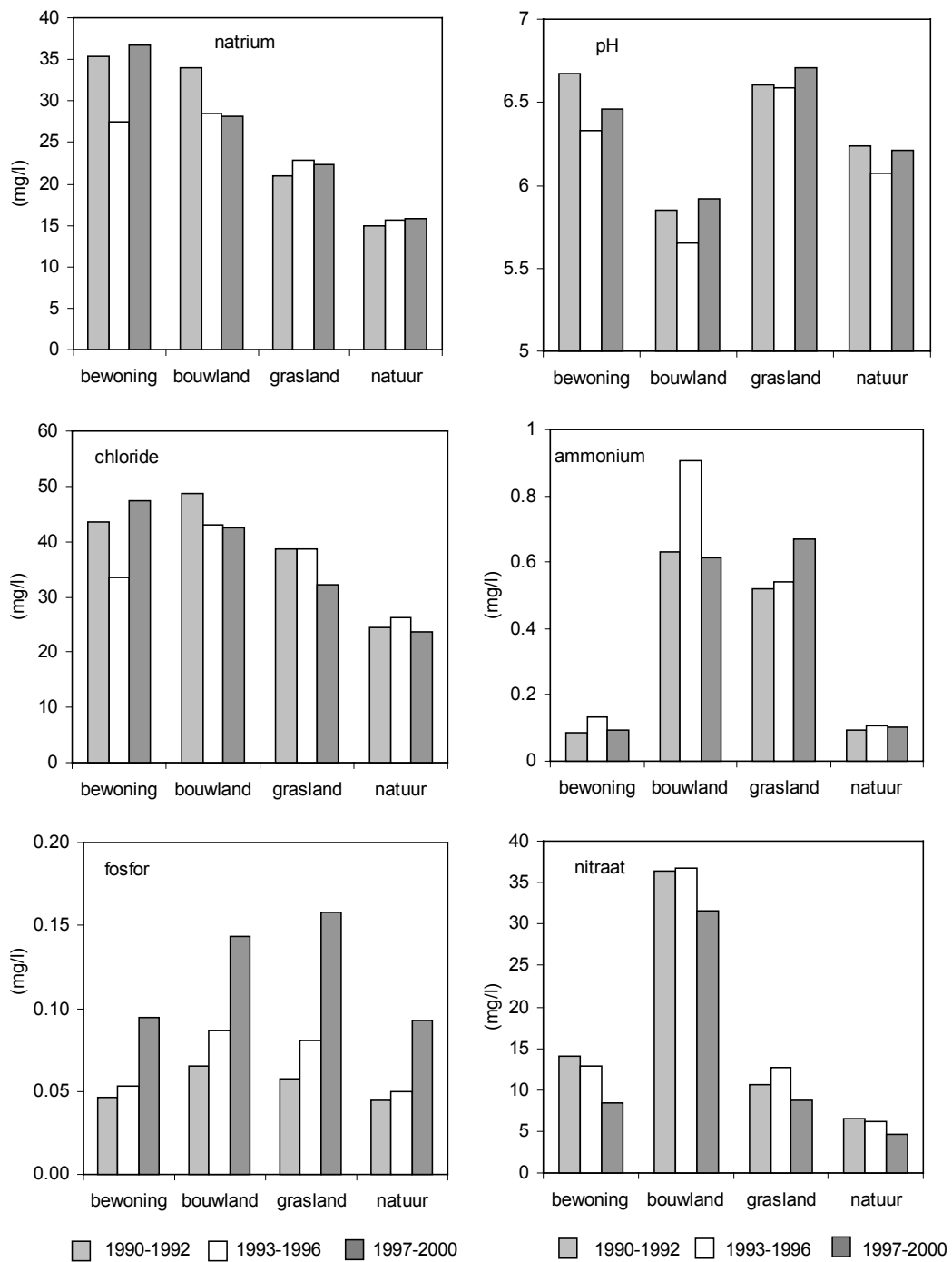
Bijlage 5b Figuren van grondwatergegevens per tijdsvak



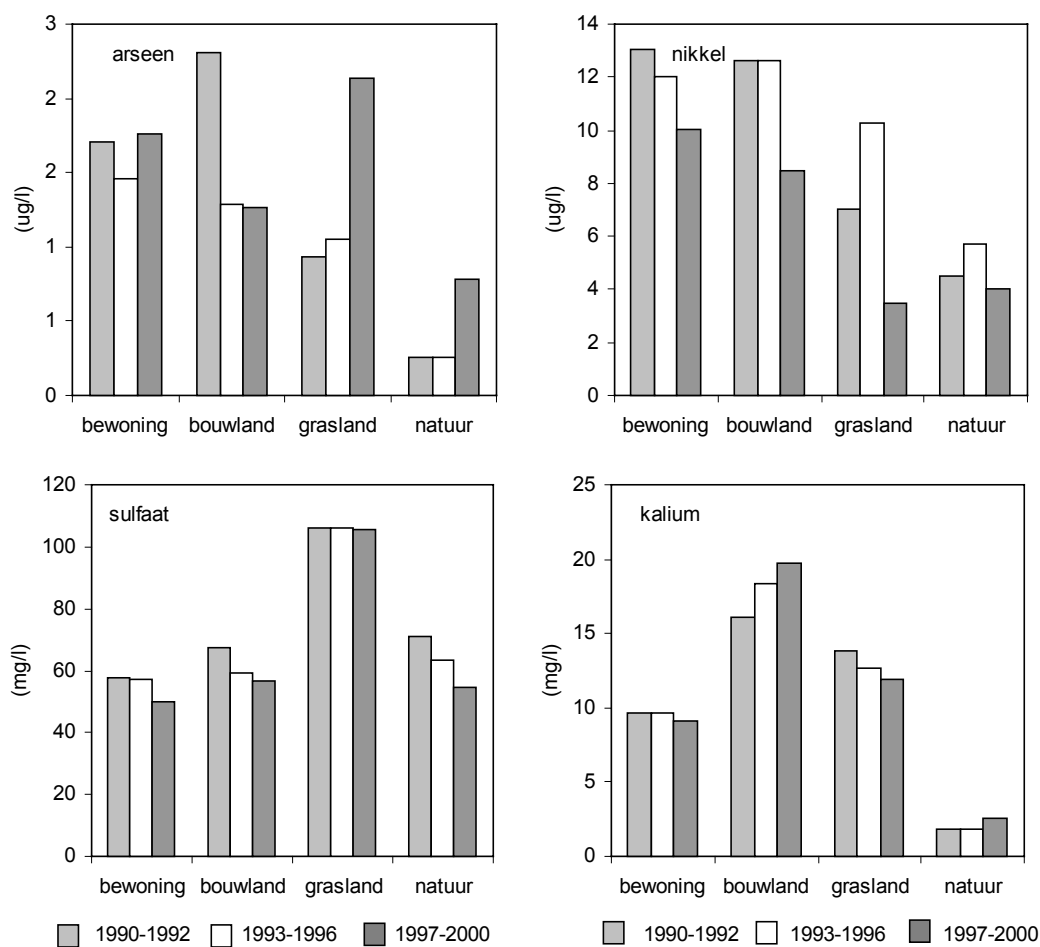
Figuur 1 Veranderingen in concentraties in de periode 1990-2000 in “jonger ” grondwater in Gelderland.



Figuur 2 Veranderingen in concentraties in de periode 1990-2000 in "jonger" grondwater in Gelderland. De gemiddelde concentraties zijn in een aantal gevallen boven de streefwaarde van Cr: alle categorieën, en Cd en Zn: categorie bebouwing. 0,4 µg Cd/l, 15µg Pb/l, 1 µg Cr/l, 65 µg Zn/l, 15µg Cu/l



*Figuur 3 Veranderingen in concentraties in de periode 1990-2000 in “jonger ” grondwater in Gelderland.
Normen voor ondiep grondwater: 50 mg NO₃ /l.*



Figuur 4 Veranderingen in concentraties in de periode 1990-2000 in “jonger ” grondwater in Gelderland.

Normen voor ondiep grondwater: $15 \mu\text{g Ni/l}$, $10 \mu\text{g As/l}$,

Bijlage 5c Trends in grondwatergegevens op zandgronden (aantal locaties met toe- en afnames).

Van elke tijdreeks is de mediaan berekend van alle mogelijke hellingen tussen afzonderlijke metingen in de tijdreeks. Per categorie (natuur, grasland, bouwland) op zandgronden kan het aantal medianen gegeven worden zodat te zien is of er een toename of een afname is van de concentratie over de periode 1989-2000. Om de trends in heel oud water uit te sluiten zijn de data jonger dan 40 jaar jaar geanalyseerd.

Gekeken is naar de analyses per filter I, II en III (van ondiep tot diep grondwater) en de analyses van grondwater jonger dan 10 jaren en water ouder dan 10 jaren (exclusief 40 jaar en ouder). Het verder onderscheiden (bijvoorbeeld filter I jonger dan 10 jaren) is niet goed mogelijk omdat er dan in veel gevallen te weinig waarnemingspunten zijn.

Tabel 1. Aantal waarnemingspunten bij filter I met een toename (>0), geen verandering (=0), of daling (<0) (significant aantal: dikgedrukt).

	natuur			grasland			bouwland		
	>0	=0	<0	>0	=0	<0	>0	=0	<0
pH	9	5	15	4	6	13	3	2	17
Al	7	0	19	7	1	15	8	1	13
As	16	3	4	8	2	11	13	1	4
Ba	14	0	15	12	0	11	10	0	12
Ca	9	0	20	11	0	12	7	0	15
Cd	3	2	5	1	0	5	4	0	12
Cl	14	0	15	12	0	11	3	1	18
Cr	12	0	8	4	0	10	5	1	11
Cu	8	0	14	5	0	7	11	0	8
Fe	11	0	2	9	0	12	4	3	5
K	15	2	12	13	0	10	16	0	6
Mg	13	0	16	11	0	12	12	0	10
Mn	9	0	7	9	0	11	9	0	7
NH4	11	5	5	9	4	8	10	0	6
NO3	9	0	20	13	0	10	6	0	16
Na	12	0	17	13	0	10	6	0	16
Ni	8	1	15	9	0	11	8	0	14
P	12	3	5	14	4	2	9	0	5
SO4	13	0	16	9	0	14	7	0	15
Sr	8	0	21	12	0	11	8	0	14
Zn	7	1	10	6	5	8	10	2	7

Tabel 2. Aantal waarnemingspunten bij filter 2 met een toename (>0), geen verandering (=0) of daling (<0) (significant aantal: dikgedrukt).

	natuur			grasland			bouwland		
	>0	=0	<0	>0	=0	<0	>0	=0	<0
pH	3	1	9	0	1	6	1	2	10
Al	9	1	0	3	0	4	8	0	5
As	7	1	5	4	1	2	6	1	4
Ba	8	0	5	5	0	2	8	0	5
Ca	11	1	1	4	0	3	5	0	8
Cd	2	1	0	2	0	0	4	1	1
Cl	7	0	6	2	0	5	6	0	7
Cr	5	0	6	0	1	4	2	0	5
Cu	7	0	5	1	0	3	9	1	3
Fe	6	0	2	4	0	2	4	0	2
K	10	1	2	4	0	3	11	0	2
Mg	11	0	2	3	0	4	8	0	5
Mn	1	2	3	3	0	3	7	1	1
NH4	3	2	3	2	1	3	5	1	2
NO3	6	1	5	6	0	1	11	0	2
Na	10	1	2	4	0	3	10	0	3
Ni	8	0	1	1	0	3	8	0	1
P	6	2	2	6	1	0	9	1	1
SO4	9	0	4	5	0	2	3	0	10
Sr	11	0	2	4	0	3	6	0	7
Zn	1	1	4	2	0	5	8	0	3

Tabel 3 Aantal waarnemingspunten bij filter **III** met een toename (>0), geen verandering (=0) of daling (<0) (significant aantal: dikgedrukt).

	natuur			grasland			bouwland		
	>0	=0	<0	>0	=0	<0	>0	=0	<0
pH	4	1	6	0	4	3	0	0	12
Al	2	0	5	2	0	4	5	0	2
As	6	1	4	3	0	4	4	1	5
Ba	8	1	2	5	0	2	10	0	2
Ca	10	0	1	4	0	3	10	0	2
Cd	1	0	0	0	0	0	3	1	0
Cl	6	0	5	2	1	4	6	0	6
Cr	3	0	3	0	0	4	3	0	1
Cu	2	0	1	1	0	1	4	0	5
Fe	6	0	2	4	0	2	3	0	3
K	9	1	1	5	1	1	4	0	8
Mg	10	0	1	5	0	2	10	0	2
Mn	5	0	2	5	1	1	6	1	1
NH4	3	3	4	5	0	2	3	1	4
NO3	8	0	3	3	1	3	7	0	5
Na	9	0	2	5	0	2	4	0	8
Ni	3	0	3	1	0	0	7	0	3
P	5	3	0	2	1	3	6	2	1
SO4	7	0	4	5	0	2	7	0	5
Sr	9	1	1	5	0	2	9	0	3
Zn	1	0	1	1	2	0	5	1	1

Tabel 4 Aantal waarnemingspunten bij grondwater jonger dan 10 jaren (filter I,II en III) met een toename (>0), geen verandering (=0) of daling (<0) (significant aantal: dikgedrukt).

	natuur			grasland			bouwland		
	>0	=0	<0	>0	=0	<0	>0	=0	<0
pH	3	2	6	2	1	7	2	2	10
Al	5	0	5	3	0	7	5	0	9
As	6	0	2	5	0	4	7	1	3
Ba	5	0	6	3	0	7	5	0	9
Ca	3	0	8	3	0	7	4	0	10
Cd	2	1	3	1	0	4	2	0	10
Cl	7	0	4	3	0	7	2	0	12
Cr	7	0	2	4	0	3	5	1	6
Cu	4	0	7	4	0	6	9	0	5
Fe	5	0	0	5	0	4	3	2	4
K	5	0	6	5	0	5	11	0	3
Mg	5	0	6	2	0	8	6	0	8
Mn	3	0	4	3	0	5	6	0	6
NH ₄	5	0	1	4	3	2	8	0	4
NO ₃	3	0	8	1	0	2	0	0	2
Na	6	0	5	5	0	5	3	0	11
Ni	5	1	5	4	0	6	4	0	10
P	6	2	1	6	2	1	9	0	4
SO ₄	5	0	6	3	0	7	4	0	10
Sr	2	0	9	4	0	6	3	0	11
Zn	5	0	6	2	1	7	10	0	4

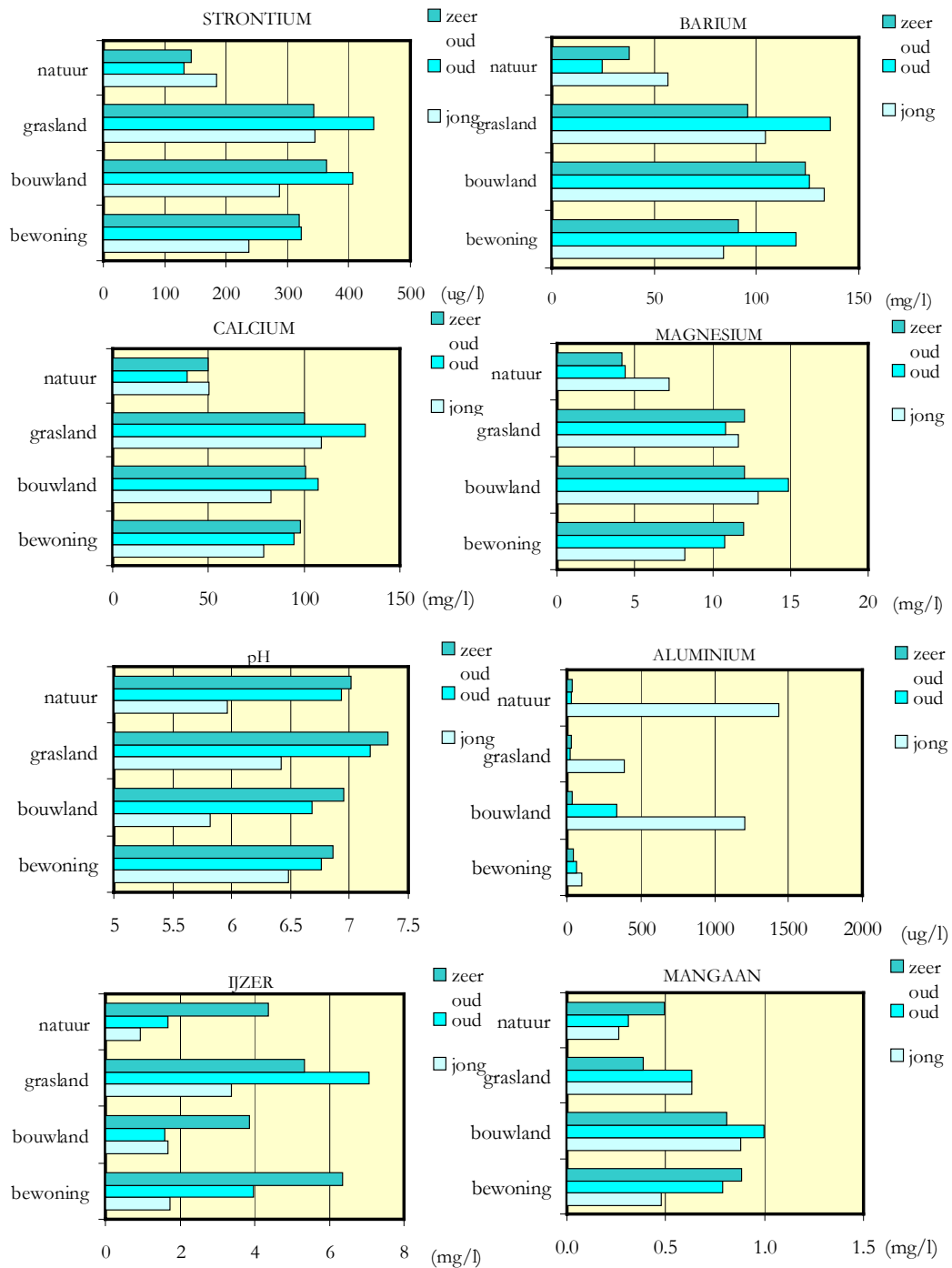
Tabel 5 Aantal waarnemingspunten bij grondwater ouder dan 10 jaren (en jonger dan 99 jaren) (filter I,II en III) met een toename (>0), geen verandering (=0) of daling (<0) (significant aantal: dikgedrukt).

	natuur			grasland			bouwland		
	>0	=0	<0	>0	=0	<0	>0	=0	<0
pH	12	5	23	2	10	15	2	2	29
Al	12	1	19	2	1	16	16	1	11
As	22	5	10	9	3	13	16	2	10
Ba	25	1	14	10	0	8	23	0	10
Ca	25	1	14	19	0	11	18	0	15
Cd	4	2	2	16	0	1	9	2	3
Cl	20	0	20	2	1	13	13	1	19
Cr	12	0	14	13	1	15	5	0	11
Cu	13	0	12	0	0	5	15	1	11
Fe	17	0	6	3	0	12	8	1	6
K	27	4	9	12	1	9	20	0	13
Mg	28	0	12	17	0	10	24	0	9
Mn	12	2	7	17	1	10	16	2	3
NH4	12	10	9	14	2	11	10	2	8
NO3	16	1	16	12	0	1	9	0	9
Na	24	1	15	8	0	10	17	0	16
Ni	13	0	13	17	0	8	19	0	8
P	16	6	6	7	4	4	15	3	3
SO4	22	0	18	16	0	11	13	0	20
Sr	24	1	15	16	0	10	20	0	13
Zn	4	2	9	17	6	6	13	3	7

Tabel 6 Aantal waarnemingspunten bij grondwater ouder dan 40 jaren (filter I,II en III) met een toename (>0), geen verandering (=0) of daling (<0) (significant aantal: dikgedrukt).

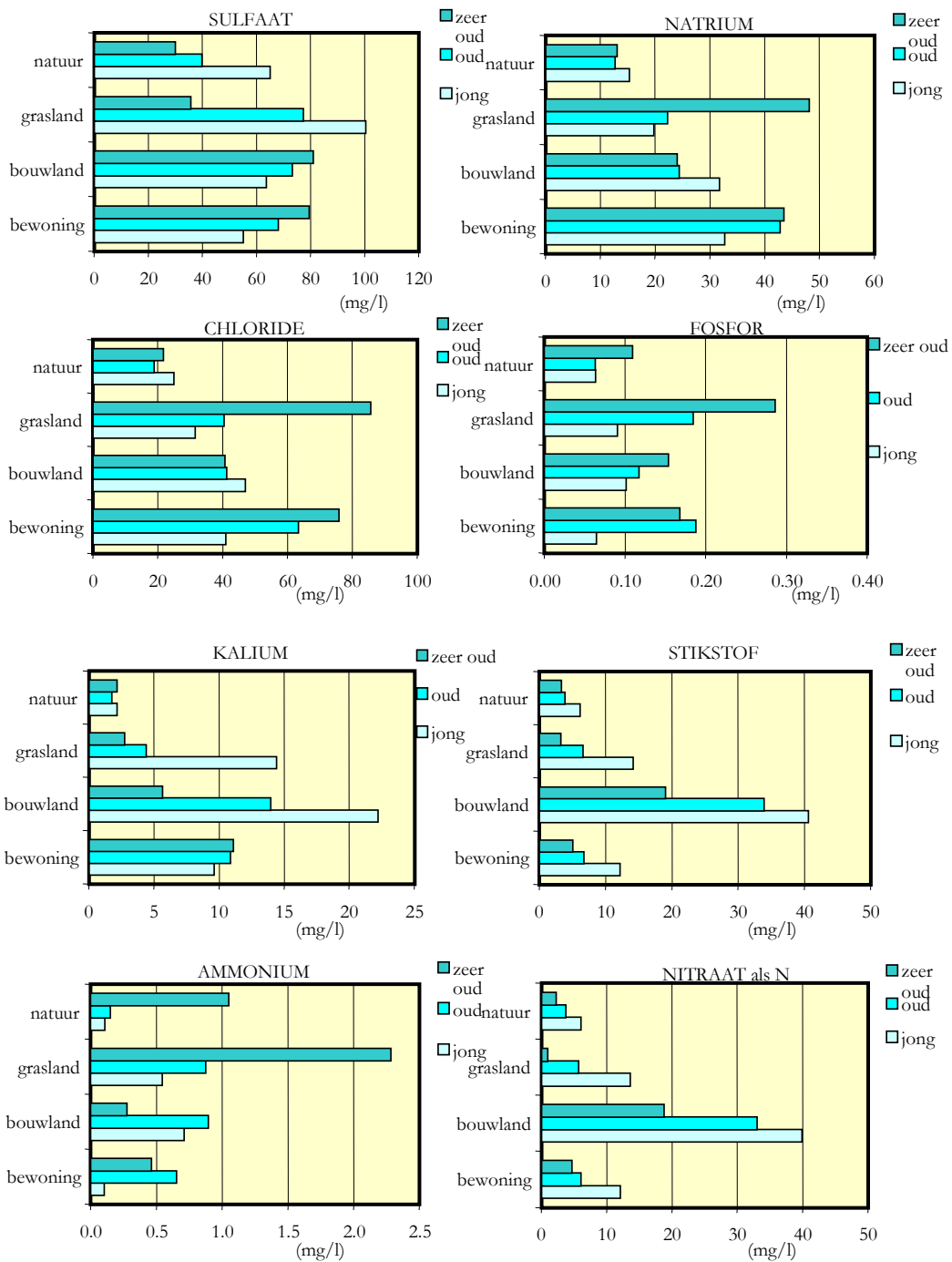
	natuur			grasland		
	>0	=0	<0	>0	=0	<0
pH	3	2	8	8	2	5
Al	3	0	3	4	0	8
As	4	0	9	6	1	8
Ba	6	0	7	11	0	4
Ca	10	1	2	12	0	3
Cd	0	0	1	0	0	0
Cl	4	0	9	7	0	8
Cr	3	1	6	1	0	4
Cu	3	0	2	1	0	0
Fe	4	0	5	9	1	5
K	6	1	6	7	4	4
Mg	10	0	3	13	0	2
Mn	2	2	2	7	5	2
NH4	2	0	6	11	1	3
NO3	7	0	4	0	0	1
Na	8	0	5	9	0	6
Ni	5	0	3	4	0	1
P	2	3	1	9	3	2
SO4	9	0	4	10	1	4
Sr	8	1	4	12	0	3
Zn	0	0	5	2	0	2

Bijlage 6 Verschillen in grondwater als functie van leeftijdsklassen van grondwater

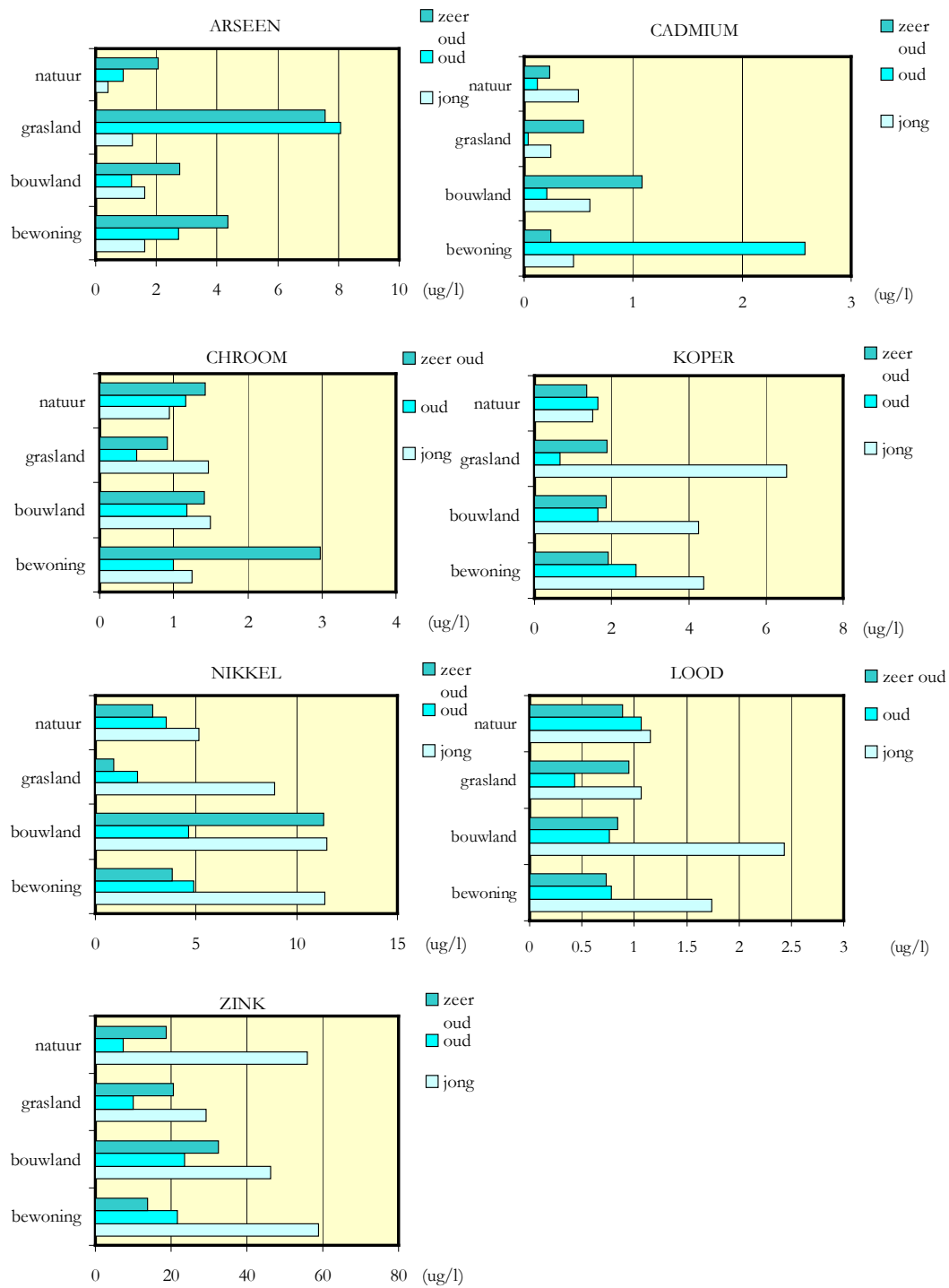


Figuur 1 Gemiddelde concentraties in grondwater van verschillende leeftijdsklassen en bij verschillende landgebruiksvormen.

Normen voor ondiep grondwater: $50 \mu\text{g Ba/l}$. Normen voor diep grondwater: $200 \mu\text{g Ba/l}$. Drinkwaternorm voor Al: $0,2 \text{ mg Al/l}$



Figuur 2 Gemiddelde concentraties in grondwater van verschillende leeftijdsklassen en bij verschillende landgebruiksvormen. Normen voor grondwater: 0,4 mg P/l, 12 mg K/l, 5,6 of 11,3 mg NO₃-N/l (4e nota waterhuishouding en EU richtlijn resp.)

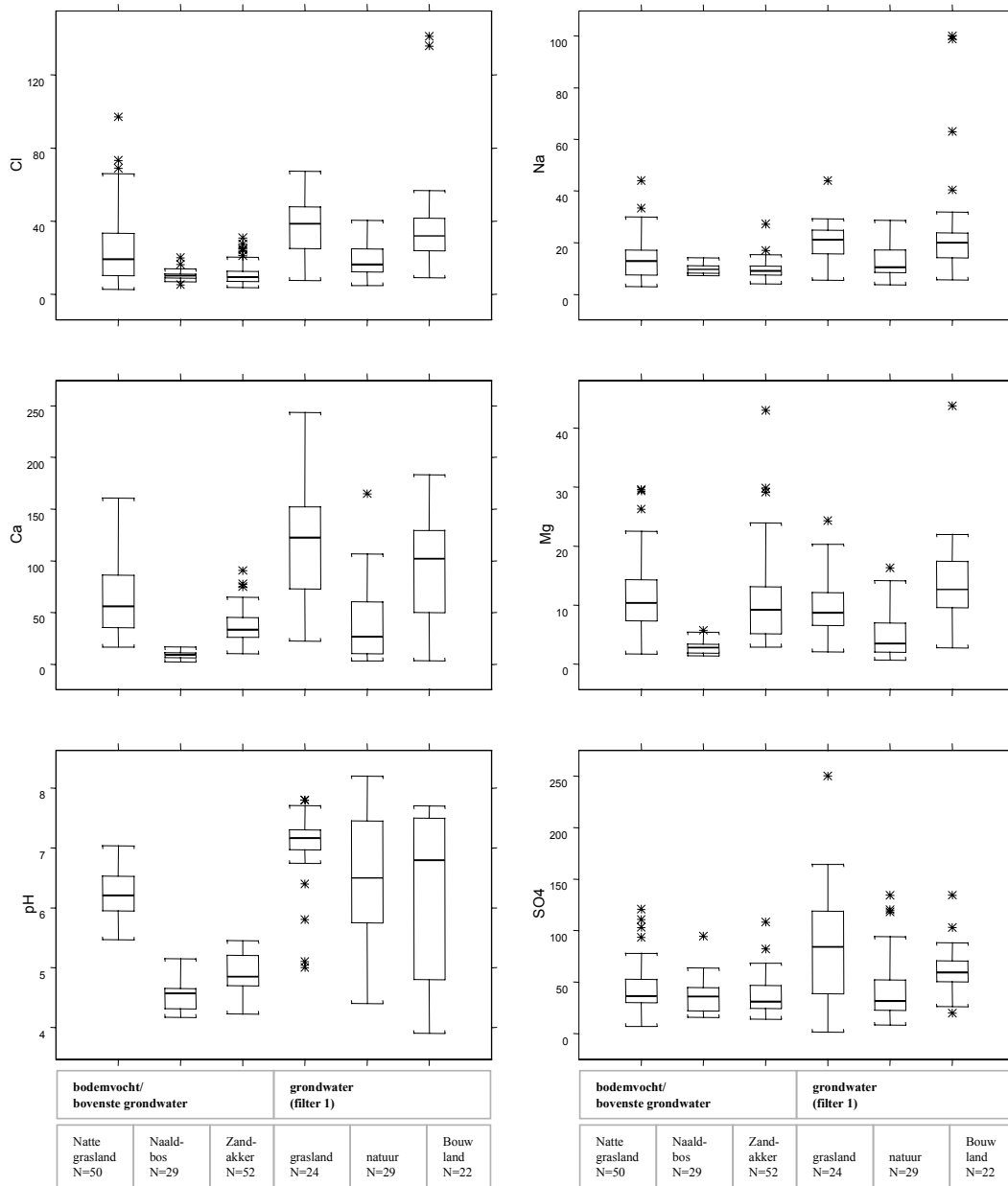


Figuur 3 Gemiddelde concentraties in grondwater van verschillende leeftijdsklassen en bij verschillende landgebruiksvormen.

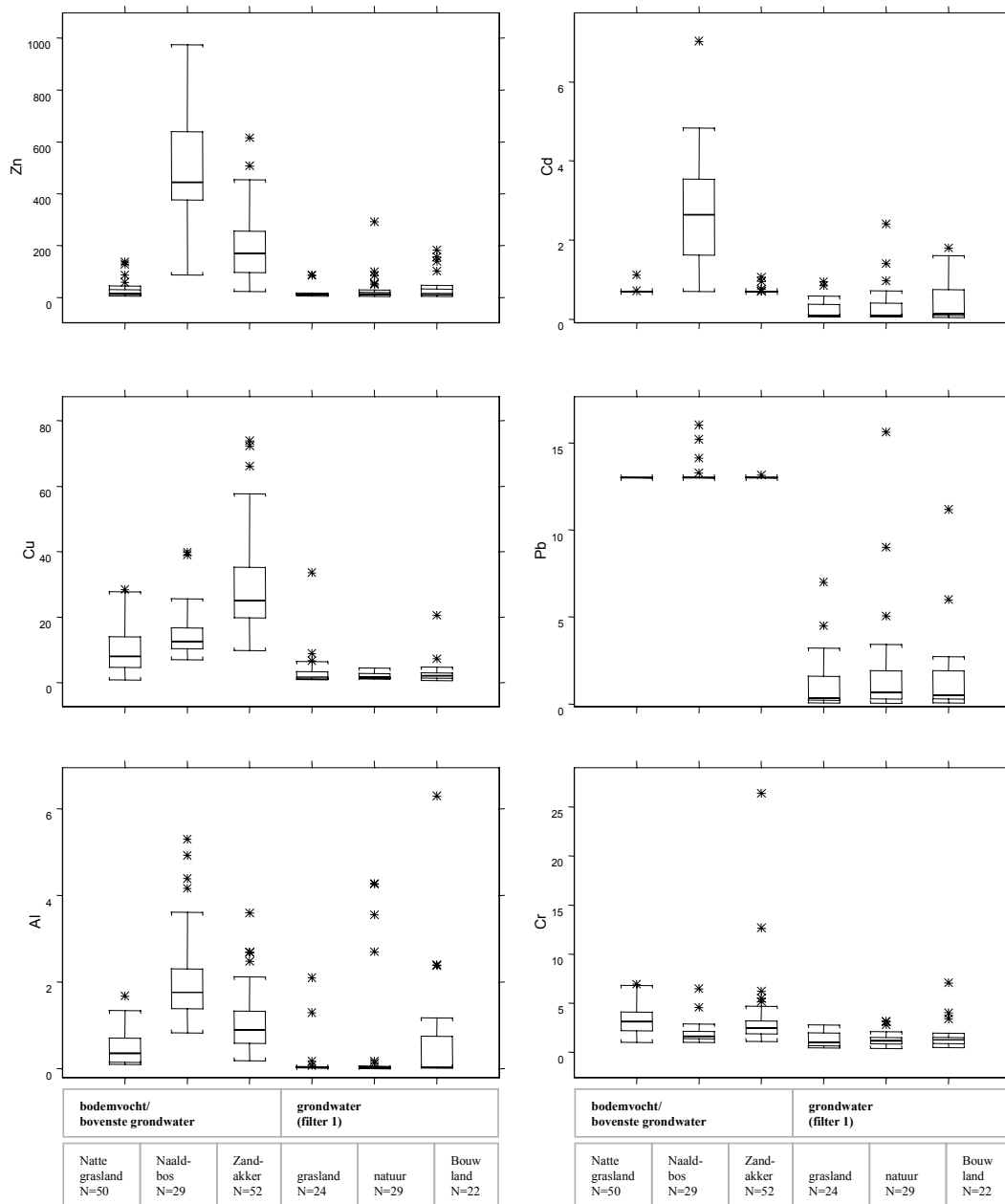
Normen voor ondiep grondwater: $10\mu\text{g As/l}$, $0,4\mu\text{g Cd/l}$, $1\mu\text{g Cr/l}$, $15\mu\text{g Cu/l}$, $15\mu\text{g Ni/l}$, $15\mu\text{g Pb/l}$, $24\mu\text{g Zn/l}$.

Normen voor diep grondwater: $7,2\mu\text{g As/l}$, $0,06\mu\text{g Cd/l}$, $2,5\mu\text{g Cr/l}$, $1,3\mu\text{g Cu/l}$, $2,1\mu\text{g Ni/l}$, $1,7\mu\text{g Pb/l}$, $24\mu\text{g Zn/l}$.

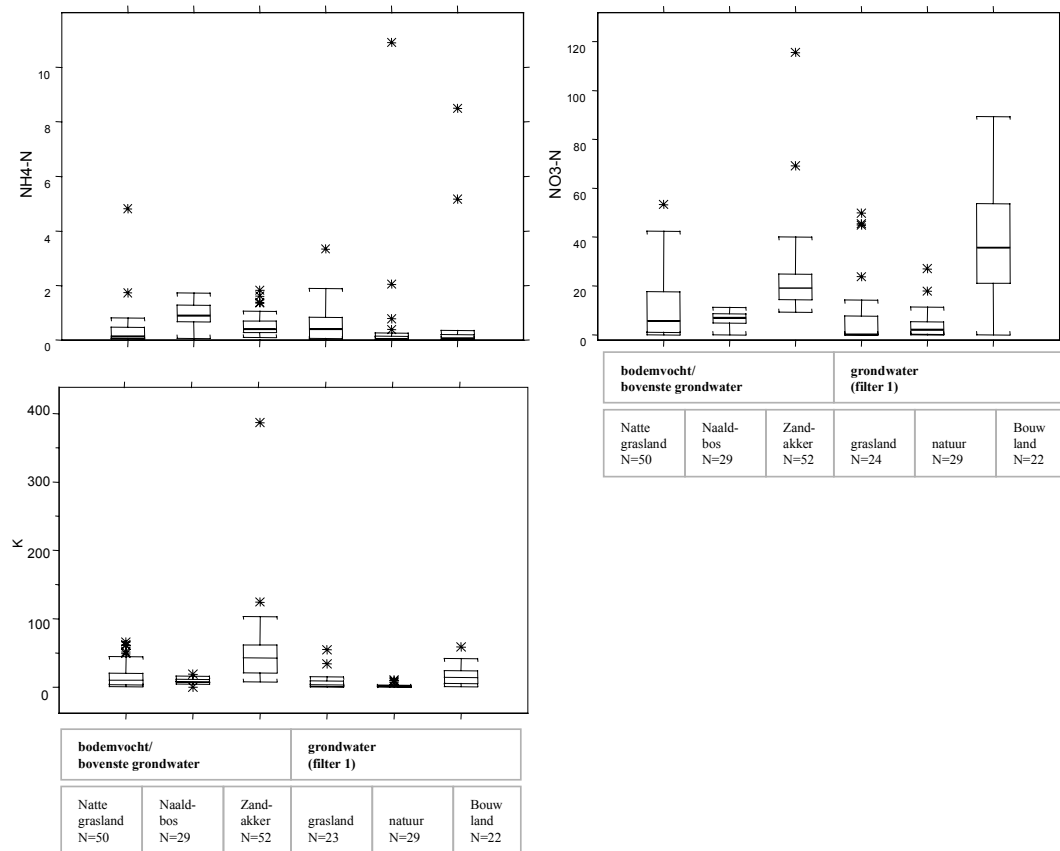
Bijlage 7 Figuren met jong grondwater als functie van bodemvocht voor specifieke categorieën –landgebruik-bodemtype



Figuur 1 Box plots van Cl, Na, Ca, Mg, pH, SO₄ in bodemvocht (bovenste grondwater in geval van grasland) en jong grondwater (filter 1, excl. water ouder dan 99 jaar) behorende bij verschillende landgebruiksvormen



Figuur 2 Box plots van Zn, Cd, Cu, Pb, Al, Cr in bodenvocht (bovenste grondwater in geval van grasland) en jong grondwater (filter 1, , excl. water ouder dan 99 jaar) behorende bij verschillende landgebruiksvormen.



Figuur 3 Box plots van $\text{NH}_4\text{-N}$ en $\text{NO}_3\text{-N}$ en K (mg/l) in bodenvocht (bovenste grondwater in geval van grasland) en jong grondwater (filter 1, , excl. water ouder dan 99 jaar) behorende bij verschillende landgebruiksvormen.

Bijlage 8. Modelling van kleigronden met SEKTRAS/STRASS ten behoeve van de modelontwikkeling van GELRE

Inhoud

1. Inleiding
2. Hydrologie
3. SEKTRAS berekeningen
4. Resultaten: uitspoeling, concentratie op 60-90 cm, N belasting
5. Resultaten STRASS berekeningen zware metalen
6. Resultaten met betrekking tot hydrologie
7. Conclusies

1. Inleiding

In Japenga et al. (2000) is een gedetailleerde beschrijving gegeven van de modellen die gebruikt zijn om de rekenregels, verder GELRE genoemd, te ontwikkelen voor zandgronden. In deze bijlage worden de resultaten gegeven van het modelleren van een aantal theoretisch kleiprofielen. Geëvalueerd wordt om voor kleigronden sterk vergelijkbare rekenregels te gebruiken als voor de zandgronden.

2. Hydrologie

De hydrologie zoals gehanteerd voor SEKTRAS berekeningen is geëvalueerd en vervolgens zodanig aangepast dat een redelijke beschrijving van de waterhuishouding van kleigronden kan worden verkregen. Hierbij is gebruik gemaakt van de gegevens in de database van: Proefstation Rundveehouderij-Lelystad, Handboek voor rundveehouderij, 5e druk, 1988, Ed. ing. L. Pelsers. Hiervoor zijn nieuwe functies afgeleid (uitgeschreven voor segment j van de schematisatie). De relaties zijn geoptimaliseerd met een niet-lineaire regressie techniek (Marquart optimalisatie).

1. Porositeit:
$$\text{por}(j) = 0.317 + 0.64 * \text{fom}^{0.46} + 0.98 * \text{fcl}^{3.0} \quad (\text{H1})$$

por(j) = porositeit, fom = fractie OM, fcl = fractie lutum,
en: $\text{por}(j) \leq 0.75$
en: $\text{wmax}(j) = 0.99 * \text{por}(j)$
2. Veldcapaciteit (pF = 2):
$$\text{fcap}(j) = \text{por}(j) * [0.17 + 0.85 * (\text{fom}^{0.65} + \text{fcl}^{0.25})] \quad (\text{H2})$$

en: $\text{fcap}(j) \leq 0.97 * \text{por}(j)$
3. Immobiel water (pF = 2.5)
$$\text{fimm}(j) = 0.047 + 5.0 * \text{fom}^{1.49} + 0.58 * \text{fcl}^{0.51} \quad (\text{H3})$$

en: $\text{fimm}(j) \leq 0.98 * \text{fcap}(j)$
4. Niet beschikbaar water (pF = 4.2)
$$\text{wmin}(j) = 0.019 + 4.95 * \text{fom}^{1.76} + 0.708 * \text{fcl}^{1.09} \quad (\text{H4})$$

- en: $w_{\min}(j) \leq 0.98 * f_{\text{imm}}(j)$
 en: $w_{\min}(j) \leq 0.5 * \text{por}(j)$
5. Dichtheid vaste stof in kg/m^3
 $\rho_{\text{ho}}(j) = 1000 / (f_{\text{om}} / 1.39 + f_{\text{cl}} / 3.15 + (1-f_{\text{om}}-f_{\text{cl}}) / 2.6)$ (H5)

Het hydrologische model hanteert de volgende rekenregels:

1. Er is geen laterale afstroming.
2. Er is geen berging op het oppervlak.
3. Het maximale watergehalte van een segment is 99 % van de porositeit (zie (1) van bovenstaande lijst, arbitrair gekozen), en indien het watergehalte zou stijgen boven dit nivo, dan wordt die hoeveelheid water onmiddellijk getransporteerd naar de volgende laag van het model.
4. Indien het watergehalte van een segment groter is dan de veldcapaciteit van dat segment (2, zie vorige lijst), dan wordt een fractie α ($0 \leq \alpha \leq 1$) van het water dat aanwezig is boven de veldcapaciteit doorgestuurd naar het volgende (onderliggende) segment. **α is een invoerparameter** van het hydrologische model. Deze stap wordt eerst voor het gehele profiel uitgerekend, voordat naar de volgende stap wordt gegaan.
5. Indien het watergehalte van een segment groter is dan (3, zie vorige lijst), dan kan water worden uitgewisseld met omliggende segmenten: Indien het watergehalte (relatief: $x_j = W_j / \text{porositeit van } j$, $j = \text{segmentnummer}$, $x_j = \text{relatief watergehalte}$, $W_j = \text{water (m}^3\text{))}$) hoger is dan in een omliggend segment dan wordt een deel van het water verplaatst naar dat segment. In dit ontvangende segment het onderliggende segment dan wordt een hoeveelheid

$$[(x_j - x_{j+1})/\beta_d] * W_j$$
 (H6) getransporteerd naar het onderliggende segment. **β_d is een invoerparameter.** Voor uitwisseling met het bovenliggende segment ($j-1$) wordt dezelfde vergelijking gehanteerd, echter met parameter β_u ($\beta_u \geq \beta_d$). **Ook β_u is invoer voor het model.** Het laatste proces kan worden gezien als capillaire opstijging
6. Verder transport binnen een tijdsstap is niet mogelijk.
7. Verdamping wordt berekend met een vergelijking:

$$V(T) = V_0 * (T_{\text{air}} / 20) * (W_1 / W_{\text{max},1})^2$$
 (H7)

Hierbij is V_0 de hoeveelheid water die per dag (de tijdsstap van het model) verdampt van een waterverzadigde grond bij 20°C ($\text{m}^3/\text{m}^2 = \text{m}$). T_{air} is de gemiddelde etmaaltemperatuur in $^\circ\text{C}$, waarbij $T_{\text{air}} \geq 1$ (indien $T_{\text{air}} < 1$, wordt 1 ingevuld). **V_0 is invoer voor het model (in mm).** $V(T)$ wordt onttrokken aan het 1^e segment van het model.

8. Plantopname: Onderscheid wordt gemaakt tussen potentiële plantopname, opname verdeling over bewortelde zone afhankelijk van wortelverdeling, actuele beschikbaarheid per laag, actuele opname per laag. Planten

kunnen in principe alle water in het segment j, voor zover meer aanwezig dan $w_{min}(j)$, opnemen.

Het model onderscheidt 3 planten: 1=gras, 2=mais en 3=bos

Voor iedere plant moet worden opgegeven: maximale bewortelingsdiepte (in cm), en verhoudingsfactor tussen plantonttrekking en Referentie Gewas Verdamping. (Aan dit stuk van het model is niets veranderd)

Het hydrologische model berekent voor 6 segmenten van 15 cm dikte (0-15,15-30,30-45,45-60,60-75 en 75-90) de waterbalans als functie van bodemparameters, meteorologische data (temperatuur en neerslag) en plantgegevens.

Het model leest 3 files: 1: Een bodemgegevens-file 'org.inp' met daarin regels met bodemdata: van segment - tot segment - % organische stof - % klei(lutum) - % calciet - Fe+Al-oxiden in mmol/kg.

2: Een parameterfile 'param.lst' met daarin de parameters die reeds beschreven zijn.

3: Een of meerdere files met meteorologische data. De namen van deze file(s) moeten worden opgegeven in de file 'param.lst' na de parameterwaarden. Iedere regel bevat 1 filenaam. De filena(a)m(en) moet(en) voldoen aan de MSDOS filenaamconventie (max 8 characters filename, 3 characters extentie met daartussen een punt).

Voor iedere combinatie bodem-plant worden standaard 18 meteorologische situaties doorgerekend gebaseerd op de temperatuur-neerslag data van 1983, 1984 en 1987. De meteorologische gegevens die gebruikt worden zijn afkomstig van het meteorologische station van de L.U. Wageningen (Haarweg).

Zowel 1983 als 1984 als 1987 zijn wat neerslag betreft "gemiddelde" jaren (neerslag 76-77 cm). Natuurlijk zijn de neerslagpatronen verschillend. Daarnaast verschillen de jaren aanmerkelijk in gemiddelde jaartemperatuur: 1983: 10.62 °C, 1984: 9.63 °C en 1987: 8.58 °C. Vervolgens zijn uit deze gegevens 3 "natte" en 3 "droge" jaren berekend door de neerslag met resp. 95/76 en 60/76 te vermenigvuldigen. Vervolgens zijn nog eens 9 jaren gegenereerd door eerst de maandgemiddelde neerslag te berekenen voor de periode 1954-1995, en vervolgens de neerslaggegevens van 1983, 1984 en 1987 te schalen naar de maandgemiddelde waarden van deze langjarige gemiddelden, met instandhouding van het neerslagpatroon binnen de maanden van de oorspronkelijke gegevens. Tenslotte zijn uit deze "nieuwe" jaren weer natte en droge jaren berekend met de omrekeningsfactoren 95/76 en 60/76. Dit levert alles tezamen 18 meteorologische jaren op. Bij elke modelrun met het hydrologische model worden voor elk van deze 18 jaren uitvoer geproduceerd: Iedere meteorologische situatie wordt voor een periode van 6 achtereenvolgende jaren doorgerekend. Vanaf dag 60 van het 4^e jaar tot dag 60 van het 6^e jaar worden alle gegevens die nodig zijn vervolgens weggeschreven naar een file bestemd als invoer voor het hoofdprogramma van SEKTRAS (unformatted). Daarnaast wordt nog een aantal files geproduceerd: Een file met voor jaren 5 en 6 jaarbalansen (gemiddelde temperatuur, neerslag, verdamping, plantopname, uitstroming, berging) (file = 'bx.dat'), een file met alle waterbalanstermen voor de hele kolom (maar niet per segment) per dag voor de periode waarvoor uitvoer voor SEKTRAS wordt geproduceerd (file= 'daily.dat')

en een file met per doorgerekende situatie (dus totaal 18) regel 1: porositeiten per segment, regel 2: veldcapaciteiten per segment, regel 3: immobiel water per segment, regel 4: onbeschikbaar water per segment, regel 5: initieel watergehalte per segment, regel 6: Initieel watergehalte als fractie van de porositeit, regel 7: fractie plantenwortels per segment.

Vervolgens voor iedere situatie vanaf dag 60 van jaar 4 tot dag 60 van jaar 6 voor iedere dag: berekende watergehalten in ieder segment als fractie van de porositeit (file= 'water.seg'). Tenslotte is er nog een uitvoerfile met cumulatieve gegevens betreffende dagelijkse fluxen (file= 'watbal.res').

Files voor SEKTRAS zijn te herkennen aan de file-extentie: deze is altijd .uxy waarbij x= 'g' voor gras, 'c' voor mais (corn) en 'f' voor bos (forest) en y= 'w' voor nat (wet), 'a' voor gemiddeld (average) en 'd' voor droog. De filenaam bestaat uit een 'a' (annum), gevolgd door een jaartal (1983,1984,1987) en optioneel nog een 'a' (averaged, dit slaat op de 2^e set van 9 jaren).

Mogelijke filenamen zijn dus: a1987.ucw of a1983a.ugd. Deze files zijn essentieel voor SEKTRAS, en kunnen niet –eenvoudig– op een andere wijze gegenereerd worden!

Tabel 1: Bodemkenmerken.

		Grond 1	Grond 2	Grond 3	Grond 4	Grond 5
		lichte klei Mn35A, Rd90A, Rd90C	Veenklei W0	leemleem BLd6	Klei	Klei-veen
Organische stof gehalte In %	0-15 cm	5.0	35.0	3.0	7.0	17.0
	15-30 cm	4.0	35.0	3.0	7.0	17.0
	30-45 cm	2.2	25.0	0.5	3.0	12.0
	45-60 cm	1.8	10.0	0.5	1.5	8.0
	60-75 cm	1.2	8.0	0.5	1.0	4.0
	75-90 cm	1.0	8.0	0.5	1.0	4.0
Kleigehalte (Lutum) in %	0-15 cm	28	30	12	35	35
	15-30 cm	28	30	15	35	35
	30-45 cm	27	40	18	35	35
	45-60 cm	25	45	18	25	25
	60-75 cm	23	50	18	20	20
	75-90 cm	20	50	18	20	20
Kalkgehalte in %	0-15 cm	5	0	0	5	5
	15-30 cm	5	0	0	5	5
	30-45 cm	5	0	0	5	5
	45-60 cm	5	0	0	5	5
	60-75 cm	5	0	0	5	5
	75-90 cm	5	0	0	5	5
Oxiden van Fe en Al in mmol/kg	0-15 cm	83	400	80	100	100
	15-30 cm	83	400	80	100	100
	30-45 cm	75	350	65	100	100
	45-60 cm	75	250	65	90	90
	60-75 cm	75	120	65	80	80
	75-90 cm	75	120	65	80	80
Porositeit (berekend) %	0-15 cm	49.9	73.7	44.6	54.7	64.1
	15-30 cm	48.3	73.7	44.7	54.7	64.1
	30-45 cm	44.6	71.7	37.8	48.6	59.9
	45-60 cm	43.3	62.8	37.8	42.5	53.2
	60-75 cm	41.2	63.9	37.8	40.1	47.0
	75-90 cm	40.1	63.9	37.8	40.1	47.0
kg OM 0-90 cm		32.2	118.7	17.9	39.3	92.5

3. SEKTRAS berekeningen

Er zijn SEKTRAS berekeningen gedaan voor 5 kleigronden. De eigenschappen van de gronden staan in tabel 1.

De eerste 3 gronden zijn geselecteerd op basis van de interesse in kalkrijke kleibodems in Gelderland. De laatste twee gronden zijn toegevoegd om specifiek het effect van het organische stof gehalte te kunnen bestuderen.

In totaal zijn per grond 108 scenario's doorgerekend: 18 hydrologie-files * 3 bemestingsnivo's * 2 gewassen (gras en mais). Daarnaast zijn voor grond 1 nog aanvullende berekeningen uitgevoerd met andere bemestingsnivo's, waardoor voor deze grond het aantal scenario's dat doorgerekend is, op 180 uitkomt. De bemestingsnivo's en de bemestingsscenario's zijn identiek aan de bemestingen zoals bij de SEKTRAS berekeningen voor zandgronden zijn gehanteerd.

4. Resultaten: uitspoeling, concentratie op 60-90 cm, N belasting

Stikstof uitspoeling

In het algemeen zijn de fits gevonden voor kleigronden minder goed dan welke gevonden werden voor zandgronden. Toch zijn wel enkele belangrijke verbanden aan te geven. Voor de uitspoeling van stikstof door een denkbeeldig vlak op 75 cm diepte in de bodem is het volgende schema ontwikkeld:

Voor iedere individuele grond is de vergelijking (F1) gefit:

$$\Phi_N = 15 + c1 * C_N * Q_g + c2 * C_N * Q_c + c3 * C_N * R_g + c4 * C_N * R_c$$

(F1)

Hierbij is Φ_N de flux van stikstof (in kg N/ha) door het vlak 75 cm-mv in het jaar voor de bemonstering, C_N de concentratie N op 60-90 cm in het bodemvocht op 1 maart (in mg/L), Q_g het neerslagoverschot op grasland (m water), Q_c het neerslagoverschot op maisland, R_g de totale neerslag op grasland en R_c de totale neerslag op maisland IN HET JAAR VAN 1 MAART TOT 28 FEBRUARI VOORAFGAAND AAN DE BEMONSTERING. De waarde van de konstante $c0$ is vastgezet op 15 kg N/ha nadat bleek dat bij alle gronden deze waarde ongeveer konstant is en varieert tussen 12 en 20 kg N/ha. Tabel 2 geeft de gevonden waarden voor de verschillende gronden:

Tabel 2: Gefitte waarden voor c1, c2, c3 en c4

	C1	C2	C3	C4	R ² -adj	S.E.-est	N
Grond 1	11.16	11.18	-0.48	-0.37	0.933	13.0	180
Grond 2	11.29	12.27	-0.75	-0.76	0.985	5.2	108
Grond 3	12.95	14.17	-0.99	-1.74	0.870	17.3	108
Grond 4	11.42	11.18	-0.49	-0.38	0.941	10.8	108
Grond 5	11.47	12.71	-0.45	-0.57	0.972	6.2	108
Overall	11.32	11.67	-0.525	-0.519	0.937	12.4	612

Na grafische verwerking van de resultaten bleek steeds dat de fit niet lineair is, maar een duidelijk kwadratische vorm heeft (zie fig. 1a). Daarom is vervolgens de gefitte vergelijking nogmaals gefit, waarbij de gevonden waarde zoals berekend met F1 als schatter is gebruikt volgens:

$$\Phi_N = K_0 + K_1 * F1 + K_2 * (F1)^2$$

(F2)

De gevonden waarden voor K₀, K₁ en K₂ staan in tabel 3:

Tabel 3: Gefitte waarden voor K₀, K₁ en K₂

	K ₀	K ₁	K ₂	R ² -adj	S.E.(kgN/ha)
Grond 1	-19.1	1.484	-0.00219	0.957	10.9
Grond 2	5.0	0.842	0.00095	0.988	4.7
Grond 3	-32.8	1.814	-0.00392	0.895	15.5
Grond 4	-14.8	1.382	-0.00175	0.968	8.7
Grond 5	1.0	1.023	-0.00023	0.983	6.0

Figuur 1b toont de fit van deze vergelijking voor dezelfde data als fig 1a.

Uit deze tabel kan het volgende worden geconcludeerd: 1. de parameterwaarden zijn sterk gecorreleerd, en 2. ze vertonen een sterke correlatie met de hoeveelheid organische stof in de grond (zie tabel 1, kg OM(0-90 cm)/m²).

$$\begin{aligned} K_0 &= -85.6 + 15.3 * OM^{0.5} - 0.645 * OM & R^2 &= 0.998 \\ K_1 &= 2.91 - 0.3132 * OM^{0.5} + 0.0116 * OM & R^2 &= 0.991 \\ K_2 &= 0.00828 - 0.0000835 * K_0 - 0.008194 * K_1 & R^2 &= 0.998 \end{aligned}$$

Hieruit blijkt dat de curvilineariteit direct afhangt van de organisch stof in de bodem.

Met behulp van deze vergelijkingen kan, in samenhang met de vergelijking voor porositeit (H1), dichtheid (H5) en bij bekende organische stof en kleigehalten, berekend worden hoeveel kg OM in de laag 0-90 cm aanwezig is. Daarna kunnen de waarden voor K₀, K₁ en K₂ bepaald worden.

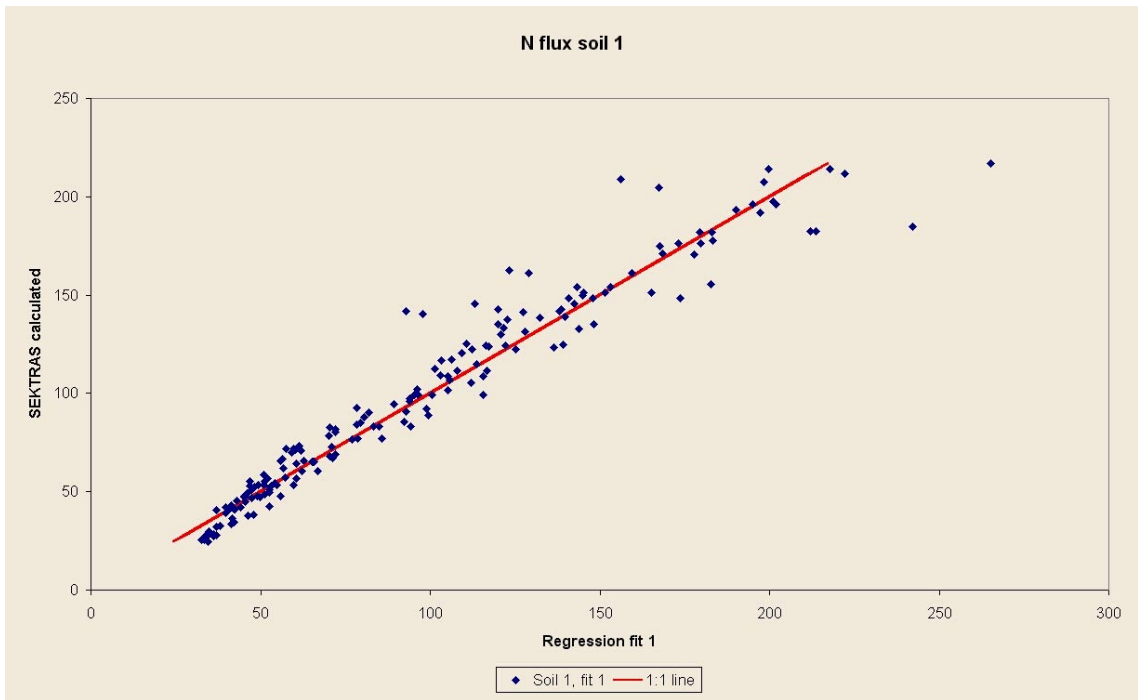
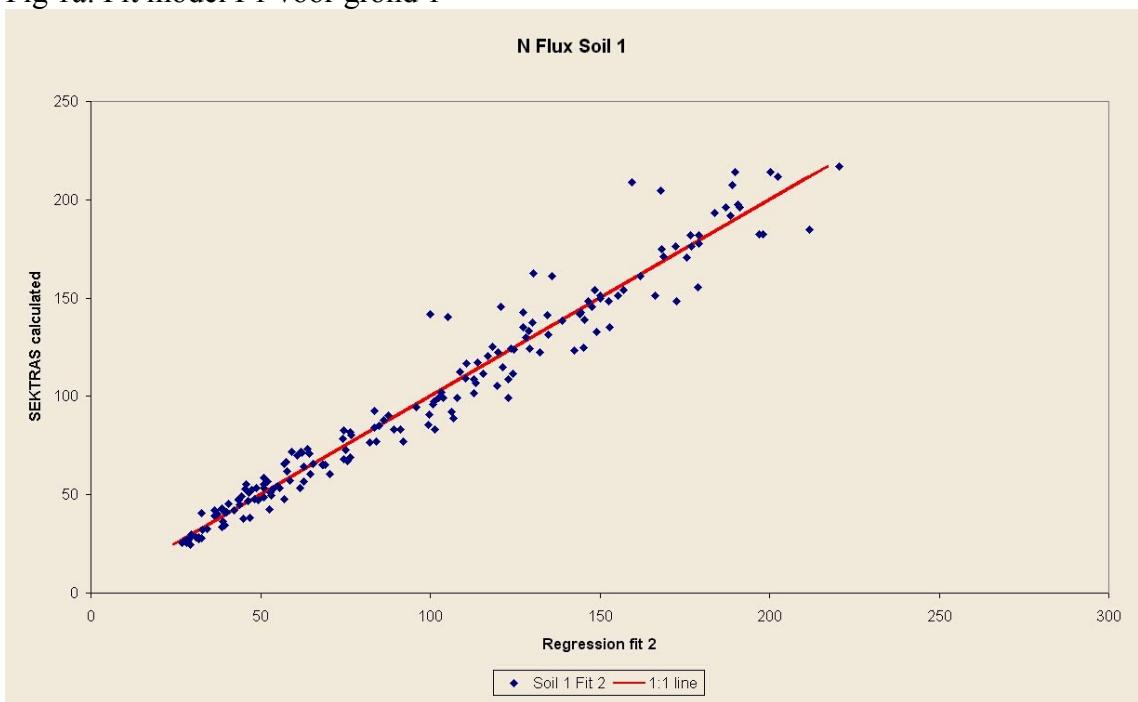


Fig 1a: Fit model F1 voor grond 1



Figuur 1b: Fit model F2 voor grond 1

Concentratie 60-90 cm

De concentratie stikstof op 60-90 cm diepte vertoont een veelgrilliger en minder voorspelbaar gedrag dan bij zandgronden. Toch is hetzelfde verband gefit als bij zandgronden:

$$C-N \text{ (mg/L)} = A0 \text{ (gras, mais)} + A1 * N\text{-input} + A2 * T\text{jaar} + A3 * \text{Outflow (F3)}$$

Resultaten zijn:

Tabel 4: Gefitte waarden voor A0, A1, A2 en A3

	A0 (gras)	A0 (mais)	A1	A2	A3
Grond 1	-26.0	-11.0	0.202	4.0	-162.1
Grond 2	11.0	15.8	0.0483	3.1	-83.0
Grond 3	-45.8	-16.3	0.1893	3.87	-133.5
Grond 4	-72.2	-47.0	0.191	9.22	-180.1
Grond 5	-25.3	-4.8	0.130	5.67	-162.7

Daar deze relaties allemaal een sterk curvi-lineair verband tonen is vervolgens de waarde berekend met F3 gebruikt in een kwadratisch model:

$$C-N \text{ (mg/L)} = B0 + B1 * F3 + B2 * F3^2 \quad (F4)$$

Resultaat is:

Tabel 5: Gefitte waarden voor B0, B1 en B2

	B0	B1	B2	R ² -adj	S.E. (mg N/L)
Grond 1	7.0	0.270	0.00937	0.922	8.6
Grond 2	-20.6	2.051	-0.01255	0.842	4.7
Grond 3	6.2	0.076	0.01507	0.927	7.0
Grond 4	8.1	0.510	0.00504	0.923	8.1
Grond 5	4.4	0.772	0.00232	0.910	7.1

Het is me niet geheel duidelijk hoe de samenhang tussen de parameters is. Het lijkt er ster op dat B1 het hoogst is voor een hoog organisch stof gehalte, en B2 het laagst. Verder zijn B1 en B2 negatief gecorreleerd, hoge B1 => lage B2.

Figuur 3 toont de uiteindelijke fit voor grond 1:

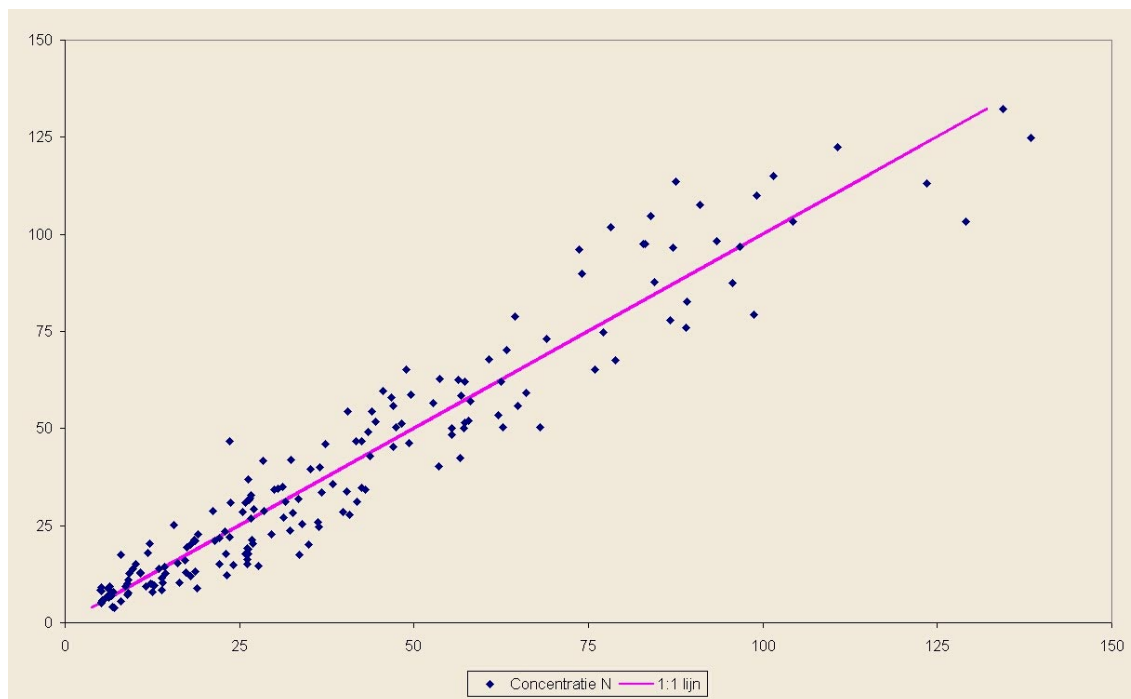


Fig. 3 Fit model F4 voor grond 1

N-belasting

De belasting -oftwel de input-van N is veel slechter te kwantificeren dan bij de zandgronden. Dit komt vooral door de (veel) hogere denitrificatie, en de veel sterkere adsorptie (kationen uitwisseling) van NH_4^+ , waardoor de relatie input-concentratie op 60-90 cm lang niet zo sterk is als bij zandgronden.

De relatie die bij zandgronden gefit is is op 1 punt aangepast: Een betere fit werd verkregen met $C-N * Q$ ipv. Q alleen:

$$\text{N-input} = x_0[\text{gras,mais}] + x_1 * R + x_2 * C-N * Q + x_3 * T_{\text{avg}} + x_4 * C-N \quad (\text{F5})$$

De resultaten zijn niet groots, maar toch wellicht nog bruikbaar (zie tabel 6).

Tabel 6: Gefitte waarden voor x_0 , x_1 , x_2 , x_3 en x_4

	X0 (gras)	X0 (mais)	X1	X2	X3	X4	R ² -adj	S.E.-est
Grond 1	125.3	44.5	256.4	11.40	-13.9	1.63	0.897	38.7
Grond 2	168.2	18.3	191.1	10.54	-23.3	5.64	0.720	68.3
Grond 3	181.9	34.3	225.2	12.62	-7.5	1.21	0.901	39.8
Grond 4	153.3	31.8	399.3	7.44	-28.1	2.72	0.923	34.9
Grond 5	182.0	29.9	300.0	14.22	-26.1	3.16	0.861	47.0
Overall	228	90	214.6	8.8	-15.5	1.98	0.793	57.1

Deze vergelijkingen moeten vooral niet ‘roekeloos’ worden gebruikt: Ze zijn gedefinieerd voor bemestingsnivo’s van 200-500 kg N voor gras en van 120-400 kg N voor mais. Buiten deze gebieden leveren ze geen betrouwbare schattingen op. Zo kan reeds gezien worden dat wanneer de concentratie N verwaarloosbaar is ($\ll 1 \text{ mg N/l}$), de schatting voor een gemiddeld jaar (0.75 m regen, 10°C) voor grond 1 voor grasland op 178 kg N uitkomt, terwijl dat mogelijk ook (veel) minder kan zijn.

5. Resultaten STRASS berekeningen zware metalen

Voor de zware metalen Cd, Cu en Pb komen de resultaten met betrekking tot uitspoeling op 75 cm diepte geheel overeen met de resultaten gegeven bij zandgronden:

$$\Phi_{\text{Me}} = K * C_{\text{Me}} * Q \quad (\text{S1})$$

Deze vergelijking geeft altijd een R^2 van 0.99 of hoger. De waarde van K schommelt wat, tussen 0.9 en 1.1. Dit is te danken (of te wijten) aan een niet geheel uitgebalanceerde evenwichtschemische uitgangssituatie, waardoor de pH nog langzaam stijgt of daalt. Indien de pH nog iets daalt, zal K kleiner dan 1 zijn, indien ze stijgt wordt K groter dan 1. Dat deze veranderingen niet zozeer samenhangen met de bemesting, maar meer met de gekozen beginsituatie van de bodemkolom blijkt uit het feit dat voor een grond, de waarde van K voor alle simulaties (grond 1: 180, grond 2-5: 108) konstant is. Bijvoorbeeld: Cu grond 1: $K = 1.037$ ($R^2 = 0.9954$), Cu grond 2: $K = 0.916$ ($R^2 = 0.997$).

Dit betekent dat de beste schatting voor de uitspoeling van de zware metalen op 75 cm diepte altijd verkregen wordt door voor K een waarde 1.0 in te vullen. Immers: je weet nooit zeker of de pH op de lange termijn langzaam naar beneden, of omhoog gaat. De uitspoeling op 75 cm diepte is TOTAAL onafhankelijk van de input (niet op de heel lange termijn, maar dan spreek je over minimaal tientallen jaren).

6. Resultaten met betrekking tot hydrologie

De hydrologie resultaten zijn lang niet zo eenvoudig in vergelijkingen te vatten als voor zandgronden. De uitstroming van water op 75 cm diepte is een veel complexere functie van factoren dan bij de zandgronden, met name door de veel tragere doorstroming van de bodem.

Het bleek noodzakelijk, om een enigszins acceptabele fit voor de uitstroming op 75 cm diepte te genereren, een extra term in de regressie op te nemen, R/T_{jaar} waarbij R de neerslag in het afgelopen jaar is, en T_{jaar} de gemiddelde jaartemperatuur. Het gefitte model wordt dan:

$$Q \text{ (m/jaar)} = K0[\text{gras,mais}] + K1 * R + K2 * (R/T_{\text{jaar}}) + K3 * T_{\text{jaar}} \quad (\text{H1})$$

Gevonden waarden voor K0, K1, K2 en K3 zijn gegeven in tabel 7:

Tabel 7: Parameters Uitstromingsvergelijking H1

	K0 (gras)	K0 (mais)	K1	K2	K3	R ² -adj	SE.Est
Grond 1	0.012	0.016	1.558	-6.93	-0.0406	0.920	0.033
Grond 2	-0.166	-0.185	1.393	-5.33	-0.0275	0.949	0.027
Grond 3	0.216	0.282	1.900	-10.49	-0.0599	0.923	0.034
Grond 4	0.119	0.162	1.792	-9.44	-0.0535	0.931	0.032
Grond 5	-0.167	-0.141	1.396	-5.32	-0.0302	0.937	0.031

De resultaten tonen dat er geen eenduidig verband is: Het is daarom beter een hydrologische berekening met het hydrologische model uit te voeren, om de waarde van Q te achterhalen. Dit hoeft geen groot probleem te zijn, omdat het hydrologische model in principe erg simpel is en weinig meer nodig heeft dan meteorologische data voor het voorgaande jaar.

Plantopname van water is ook met regressieverbanden te beschrijven. Hiervoor geldt dat de nauwkeurigheid iets groter lijkt dan de uitstromingsvergelijkingen. Echter: Bij de Plantopname vergelijking is de uitstroming een belangrijke verklarende variabele, indien de uitstroming niet nauwkeurig bekend is, zal daardoor ook de plantopname slecht te schatten zijn.

Voor de goede orde geef ik hier toch de gefitte verbanden:

$$PIW \text{ (m/jaar)} = C0[\text{gras/mais}] + C1 \cdot R + C2 \cdot R/T_{\text{jaar}} + C3 \cdot T_{\text{jaar}} + C4 \cdot (R-Q) \text{ (H2)}$$

De parameters die zijn gevonden staan in tabel 8:

Tabel 7: Parameters Plantopname Water H2

	C0 (gras)	C0 (mais)	C1	C2	C3	C4	R ² -adj	SE.Est
Grond 1	0.229	0.220	0.346	-4.19	-0.0351	0.961	0.951	0.008
Grond 2	0.265	0.253	0.321	-3.93	-0.0377	0.900	0.936	0.008
Grond 3	0.172	0.163	0.229	-3.14	-0.0247	1.041	0.988	0.007
Grond 4	0.160	0.146	0.239	-3.18	-0.0304	0.976	0.976	0.008
Grond 5	0.207	0.194	0.307	-3.80	-0.0345	0.950	0.956	0.008

Deze tabel lijkt te duiden op een aanmerkelijk betere verklaring van de plantopname als van de uitstroming. Dit is echter schijn: De belangrijkste parameter in dit model is C4, en daarbij is Q nodig om de term te kunnen berekenen. Daardoor wordt de fout in de schatting van Q direct overgedragen op de waarde van PIW.

7. Conclusies

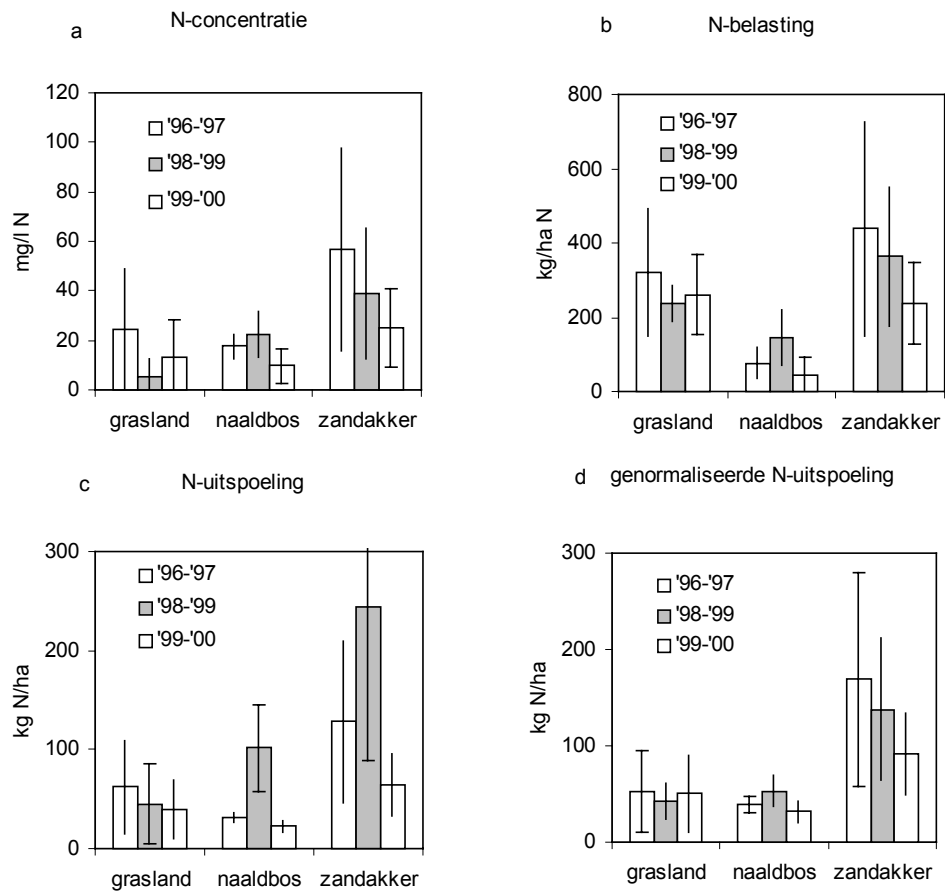
Voor kleigronden is voor de stikstofuitspoeling hetzelfde type vergelijkingen als voor de zandgronden te gebruiken, maar met andere constanten. De rekenregels geven voor kleigronden minder goede voorspellingen dan het geval is voor zandgronden als gevolg van de moeilijker te voorspellen hydrologie. De uitstroming van water in kleigronden varieert sterk per bodem en ook de verdamping van water is zeer afhankelijk van het vochtgehalte bovenin de grond. Een manier om dit probleem te omzeilen is om geen hydrologie in de eenvoudige GELRE regels op te nemen maar de hydrologie met een hydrologisch model te berekenen. Dit betekent dat per bodemtype de parameter Q berekend wordt op basis van de meteorologie van het voorgaande jaar.

Het voorspellen van de stikstofinput bij kleigronden gaat beduidend minder goed als bij zandgronden. De hogere denitrificatie en de sterkere binding van ammonium geeft een groter aantal variabelen die in de praktijk zullen variëren.

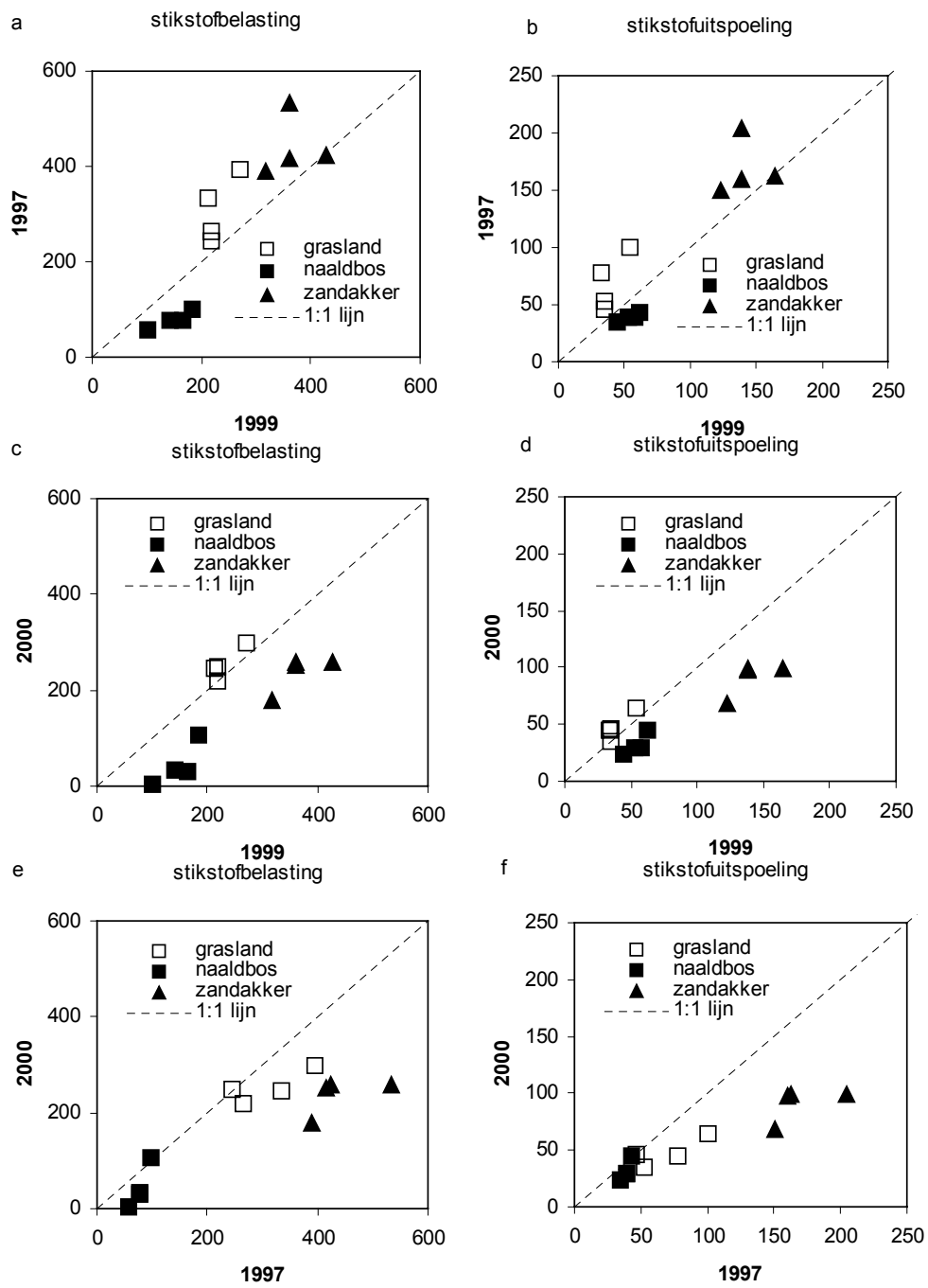
Voor zware metalen in kleigronden zijn dezelfde vergelijkingen toe te passen als ontwikkeld voor GELRE voor zandgronden.

Op basis van de gegeven modelberekeningen kan geconcludeerd worden dat de GELRE rekenregels gebruikt kunnen worden voor kleigronden maar dat het gebruik minder eenvoudig wordt.

Bijlage 9 Resultaten van GELRE 1997-2000



Figuur 1 Gemiddelde N concentraties per landgebruiksvorm en met GELRE berekende N-balansen (hydrologie en temperatuur uit hoofdtekst Tabel 6.1). Zie tekst.



Figuur 2 Gemiddelde stikstof belasting en uitspoeling per cluster in 1998-1999 ten opzichte van 1996-1997 en ten opzichte van 1999-2000. Zie tekst.

Bijlage 10 Bandbreedtevergroting GELRE

Inhoud

- 1 Inleiding
- 2 Opzet SEKTRAS berekeningen
- 3 Resultaten voor grasland op zandgronden
- 4 Resultaten voor bossen bij lage N belasting
- 5 Conclusies

1. Inleiding

Het vermoeden bestaat dat de GELRE rekenregels minder goede voorspellingen geven voor jaren waarbij de neerslag oftewel zeer hoog oftewel laag is. In deze Bijlage wordt onderzocht of de bandbreedte van GELRE vergroot kan worden tot de natte en droge jaren. Hiervoor worden een onderscheid gemaakt in drie deelproblemen:

1. Gedrag van de concentratie van stoffen op 75 cm diepte (60-90 cm) als functie van de doorstroming van de bodem, uitgewerkt voor stikstof
2. Stikstof uitspoeling in bossen (< 100 kg N/ha)

Omdat specifiek gezocht wordt naar betere GELRE rekenregels bij extreme neerslag hoeft het model niet getoetst te worden voor normale neerslag niveau's of bij alle typen van landgebruik. Omdat bij de bossen de N belasting lager is dan bij grasland en bouwland is alsnog speciaal gekeken naar verbeterde rekenregels bij lage N niveau's.

2. Opzet SEKTRAS berekeningen

In alle berekeningen met SEKTRAS tot nu toe is altijd uitgegaan van het doorrekenen van de bodem voor situaties waarbij 2 maal hetzelfde meteorologische jaar werd doorgerekend, en waarbij vervolgens de resultaten van het tweede doorgerekende jaar als kenmerkend voor die hydrologische situatie werd beschouwd (zie beschrijving opzetten van het GELRE model)

Om punt 1 uit te rekenen werden berekeningen uitgevoerd voor 50 cm neerslag – 120 cm neerslag in stappen van 5 cm. Hierbij werd de vraag actueel wat als neerslag in het jaar voor het target-jaar genomen moest worden: Twee maal hetzelfde jaar, of een gemiddeld jaar. Twee maal hetzelfde jaar leek me niet aantrekkelijk, bijvoorbeeld de kans dat in Nederland twee opeenvolgende jaren 50 cm neerslag zullen hebben, is uitermate gering, en dat is wat je krijgt als je de standaard-berekening zou gebruiken. Hetzelfde geldt voor twee maal meer dan 1 meter neerslag in opeenvolgende jaren. Enkele test-berekeningen toonden direct aan dat de aanname zoals tot nu toe gehanteerd werd, een grote invloed op het berekeningsresultaat heeft.

Daarom heb ik besloten de berekeningen voor punt 1 anders op te zetten. In plaats van 1 serie berekeningen 50-120 cm (15 berekeningen), zijn meerdere series doorgerekend:

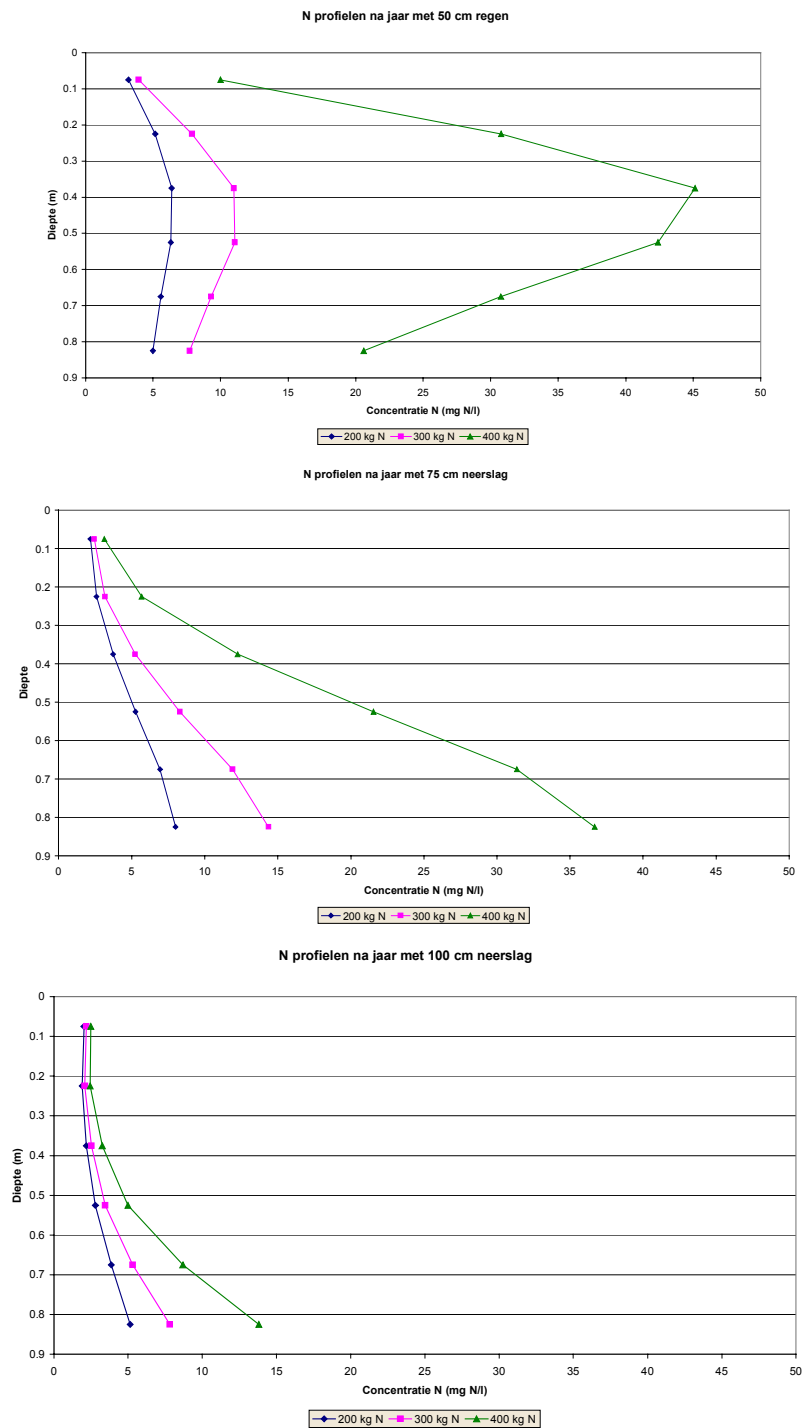
50 cm (jaar-1) – 50-120 cm (jaar)
60 cm (jaar-1) – 50-120 cm (jaar)
75 cm (jaar-1) – 50-120 cm (jaar)
90 cm (jaar-1) – 50-120 cm (jaar)
100 cm (jaar-1) - 50-120 cm (jaar)

De berekeningen zijn vervolgens uitgevoerd voor 2 verschillende meteorologische jaren (jaren A en B, verschillend qua neerslagverdeling binnen het jaar). Tenslotte zijn de berekeningen uitgevoerd voor 3 verschillende bemestingsnivo's (grasland, 200-300-400 kg N). In totaal zijn op deze wijze $2 \text{ (jaren intern)} * 3 \text{ (bemestingsnivo's)} * 5 \text{ (jaren-1)} * 15 \text{ (neerslagnivo in target-jaar)} = 450$ SEKTRAS berekeningen voor grasland uitgevoerd..

Voor punt 3 (bossen met lage belastingsnivo's) zijn in totaal 180 extra SEKTRAS berekeningen uitgevoerd: $2 \text{ (jaren A en B)} * 2 \text{ (depositienivo's)} * 3 \text{ (jaren-1, 60, 75 en 90 cm)} * 15 \text{ (neerslag in target-jaar, 50-120 cm)}$.

3 Resultaten voor grasland op zandgronden

3.1 Concentratieprofielen N op 1 maart als functie van bemesting en neerslag



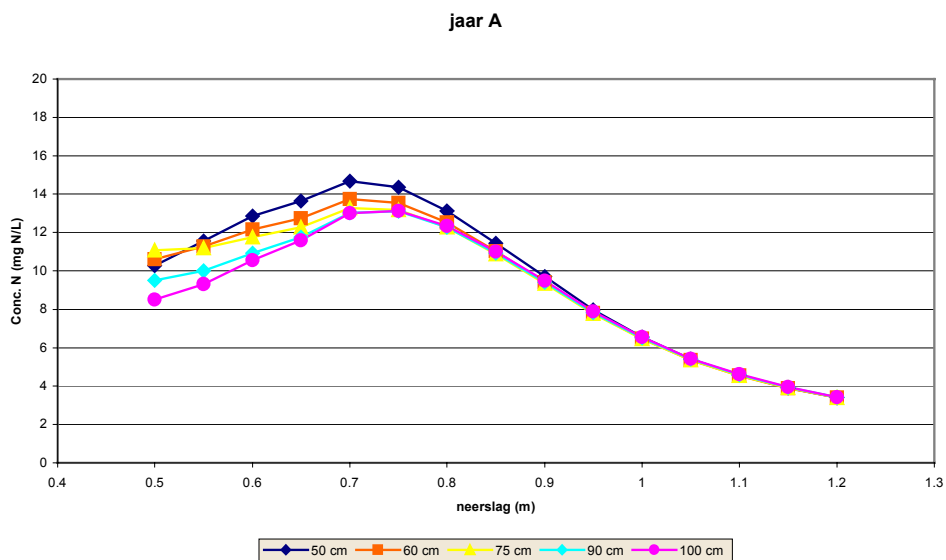
Figuur 3.1 Concentratie van N als functie van de diepte in het profiel bij 50-75-100 cm neerslag.

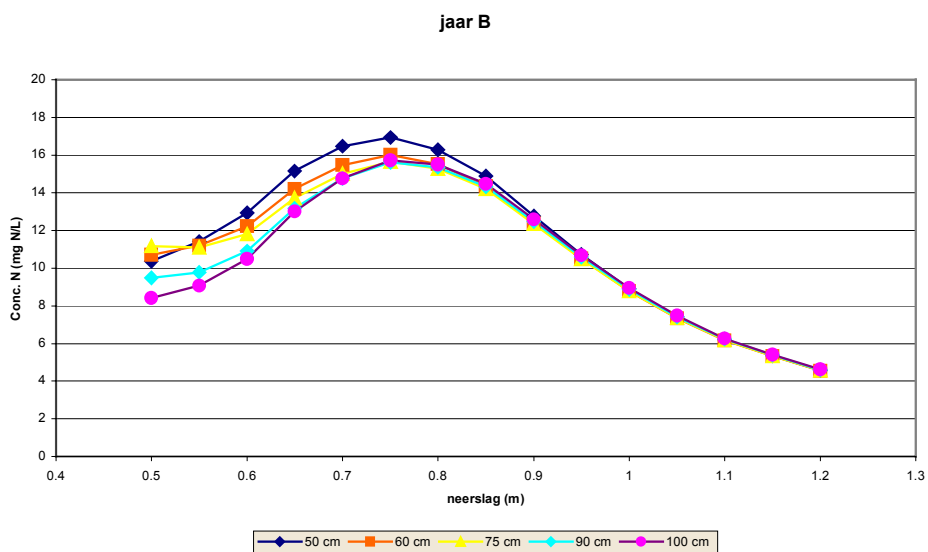
De concentratieprofielen zijn een functie van o.a. neerslag(overschot) en bemestingsnivo. Figuur 1a toont de concentratie van N in het bodemvocht op 1 maart zoals berekend met SEKTRAS voor een jaar (jaar A) met 50 cm neerslag. Figuur 1b toont hetzelfde, maar dan voor een jaar met 75 cm neerslag. Figuur 1c toont wederom hetzelfde, maar dan voor een jaar met 100 cm neerslag. In alle gevallen is het jaar voorafgaand aan het getoonde jaar 100 cm neerslag gevallen, zodat dit weinig invloed op het resultaat heeft. (zie de volgende paragraaf).

De figuren tonen duidelijk de invloed van de neerslag, en de bemesting op het concentratienivo van N tussen 60 en 90 cm (het gemiddelde van de onderste twee punten van de concentratieprofielen. Duidelijk is te zien dat bij 50 cm neerslag het stikstofoverschot zich nog geheel in het profiel bevindt, en de concentratie een maximum vertoont op 40-50 cm diepte. Bij 75 cm neerslag is het stikstofoverschot juist het profiel aan het verlaten, het maximum bevindt zich nu tussen 75 en 100 cm diepte. Bij 100 cm neerslag is het stikstofoverschot reeds het profiel gepasseerd, en bevindt zich in het profiel nog slechts de 'staart' van het stikstofoverschot.

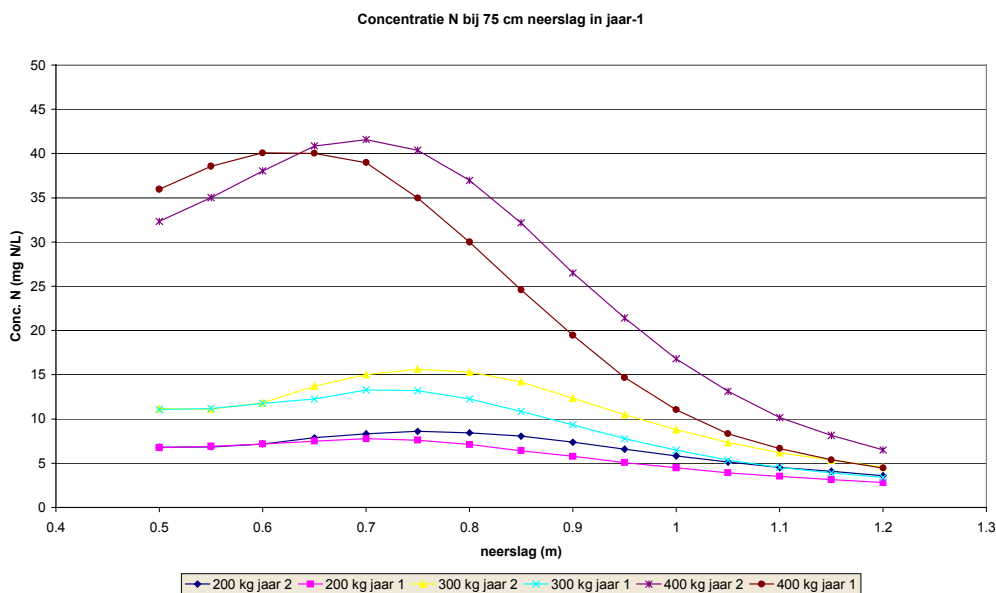
3.2 Concentraties op 75 cm diepte op 1 maart

Figuur 3.2 jaar A en jaar B tonen het concentratieverloop in het bodemvocht op 75 cm diepte op grasland als functie van de neerslag voor stikstof (N), bij 300 kg N/ha bemesting, als functie van de neerslag in het jaar voor het target-jaar.





Figuur 3.2 toont het concentratieverloop (Fig 1a en 1b resp. neerslagtype jaar A en B) in het bodemvocht op 75 cm diepte op grasland als functie van de neerslag voor stikstof (N), bij 300 kg N/ha bemesting, als functie van de neerslag in het jaar voor het target-jaar.

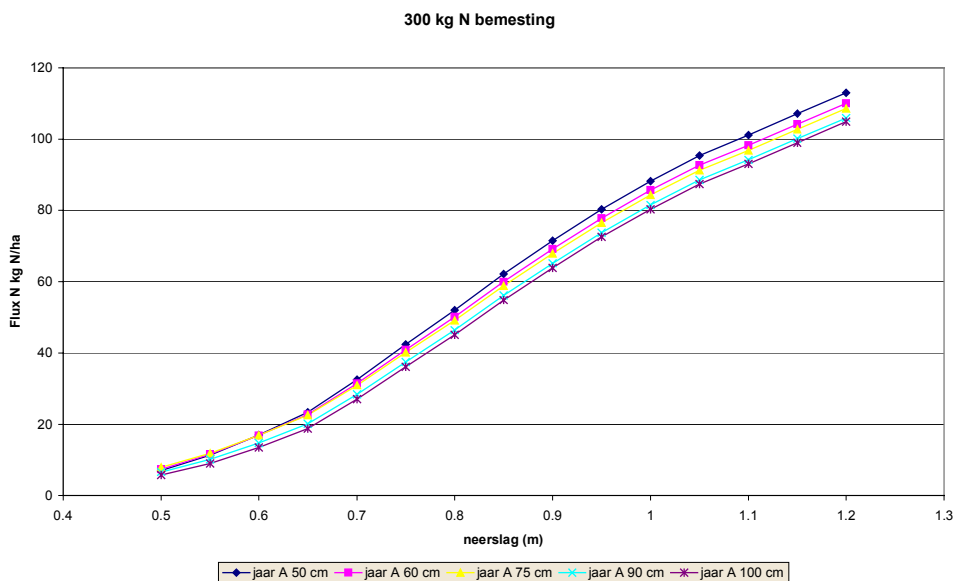


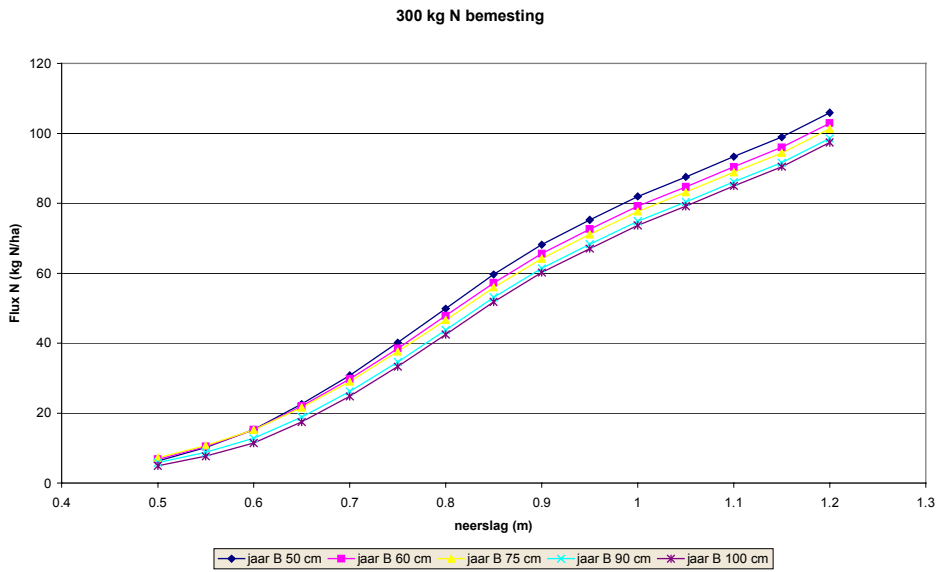
Figuur 3.3 Verloop van de N concentratie voor 75 cm neerslag (jaar-1), voor 200, 300 en 400 kg N bemesting op grasland, voor de jaren met neerslagtype A en B.

De figuren geven duidelijk aan dat er een significant verschil is in concentratie N voor beide jaren (bij dezelfde totale neerslag) en dat het dus uitmaakt wanneer in het jaar de regen valt. Ook is duidelijk dat het jaar voor het bemonsteringsjaar (dus het jaar -1) een belangrijke rol speelt, speciaal bij lage (< 75 cm) neerslag. Daarnaast is duidelijk op grond van figuur 2 dat de concentratie op 75 cm diepte sterk wordt bepaald door de bemesting in het voorgaande jaar, waarbij de concentratieontwikkeling bepaald niet lineair is met het bemestingsnivo. *Tenslotte is duidelijk dat ongeacht het belastingsnivo, bij hoge neerslag en dus hoge waarden van het neerslagoverschot, alle concentraties ongeacht het belastingsnivo naar elkaar toe lopen. Dit toont duidelijk aan dat de verschillen in C-N bij hoge neerslag (zeer) gering zijn, en dus geen goede indicator meer zijn voor zowel uitspoeling als ook belasting van de bodem.*

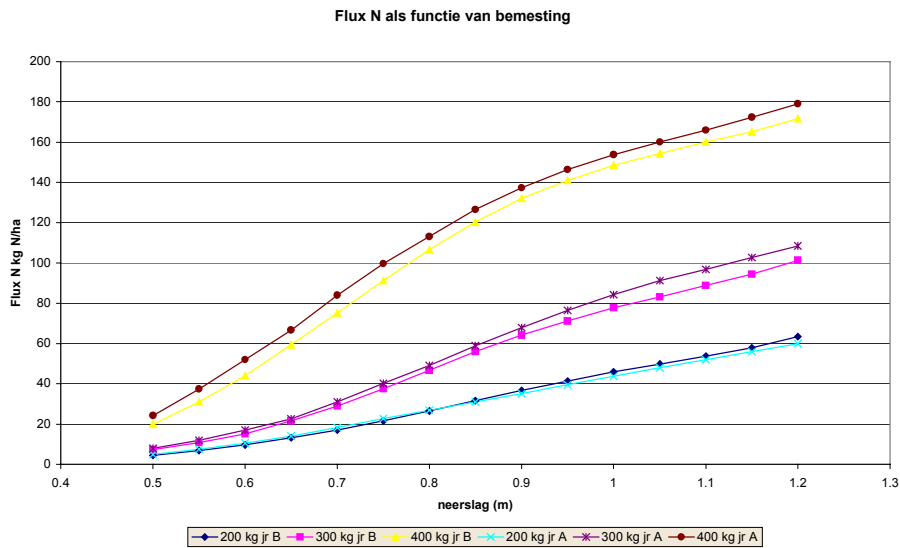
(Rene, dit is wat je me vroeg te tonen-kijk maar naar de concentraties bij 1.2 m neerslag (ongeveer 1998): Ze zijn laag en niet meer te onderscheiden van elkaar, en daardoor zal ook de schatting van de uitspoeling een zeer grote onnauwkeurigheid hebben, deze is immers direct gerelateerd aan de waarde van C-N. Ook gaan dan meetfouten, bemonsteringsproblemen (representatiefheid etc.) een dominante invloed uitoefenen, daar deze meer invloed zullen hebben dan de ‘onderliggende’ verschillen in C-N).

3.2 Uitspoeling N



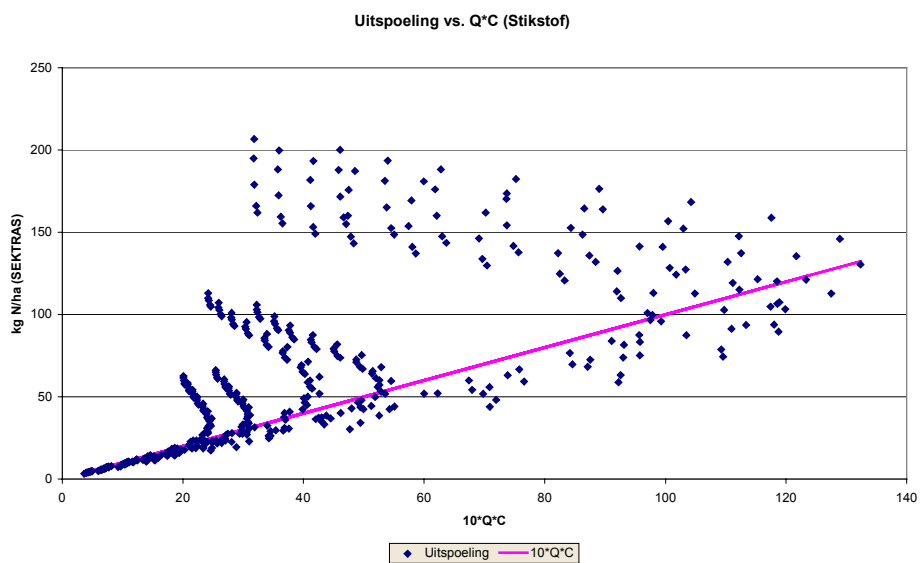


Figuur 3.4 Uitspoeling van N als functie van de neerslag voor de jaren A en B, en als functie van de neerslag in het jaar voorafgaand aan dat jaar (de verschillende lijnen). Bemestingsnivo van 300 kg N/ha.



Figuur 3.5 Het verloop van de flux voor 200, 300 en 400 kg N bemesting, bij 75 cm neerslag in jaar-1, voor de jaren A en B

Duidelijk is weer het verschil tussen de jaren A en B. Ook duidelijk is dat de uitspoeling toch voornamelijk wordt bepaald door de combinatie bemesting-neerslag.



Figuur 3.6 De uitspoeling voor alle scenario's uitgezet tegen $10 \cdot Q \cdot C$, zie tekst.

In figuur 3.6 is de uitspoeling weergegeven voor alle 450 scenario's, uitgezet tegen $10 \cdot Q \cdot C$, waarbij Q het neerslagoverschot en C de concentratie N op 1 maart is. $10 \cdot Q \cdot C$ is de uitspoeling in kg/ha die zou optreden indien het gehele voorgaande jaar de concentratie konstant de waarde C (de gemeten concentratie in het bodemvocht op 1 maart) zou hebben gehad.

Duidelijk zijn de 3 bemestingsnivo's terug te zien. Ook duidelijk is dat er een trend is die net onder $10 \cdot Q \cdot C$ ligt. Deze trend vertegenwoordigt de lage waarden van Q , en is min of meer equivalent met de GELRE vergelijking in Japenga et al. (2000). De hoge waarden van de SEKTRAS flux gecombineerd met lagere waarden van $10 \cdot Q \cdot C$ zijn allen bij **hogere** neerslag: De concentratie die *dan* aangetroffen wordt op 60-90 cm diepte is (veel) lager dan de representatieve concentratie bij uitspoeling. Het uitspoelingsfront is reeds deze diepte gepasseerd. Afhankelijk van de neerslagverdeling in het jaar treedt dit reeds op tussen 80 en 90 cm neerslag.

3.3 Interpretatie van de resultaten voor N.

De resultaten zoals hier gepresenteerd, geven een ander beeld voor van de stikstofhuishouding dan tot nu toe in GELRE was opgenomen. Het is duidelijk dat naast de hydrologische gegevens van het voorgaande jaar met betrekking tot neerslag, ook de gegevens van het jaar **daarvoor** een rol spelen. Ook de verdeling van de neerslag binnen het jaar (jaar A vs. jaar B) kan nogal wat uitmaken. De flux van N is een functie van Q (neerslagoverschot in het afgelopen jaar), de input van N gedurende het jaar (bemesting + depositie), de plantopname en afvoer van gewassen, de mineralisatie van organische stof, de denitrificatie, en de opslag (+/-) in de bodem.

We beschikken over C-N1 (concentratie N op 1 maart), C-N0 (concentratie N op 1 maart van het voorgaande jaar), C-Avg de gemiddelde waarde van C-N1 en C-N0, neerslag van het afgelopen jaar ($R1$), gemiddelde jaartemperatuur. Gebruikte eenheden zijn: Voor C-N0, C-N1 en C-Avg: mg N/L, voor $R0$ en $R1$: meter water, voor de flux van N: kg N/ha. Het neerslagoverschot Q kunnen we berekenen als functie van T_{jaar} , $R1$ en gewas (zie GELRE).

Indien we het model fitten:

$$\text{Flux N} = C_0 + C_1 * C\text{-N0} + C_2 * C\text{-N1} + C_3 * Q * C\text{-Avg} + C4 * R1$$

Voor iedere waarde van $R0$ (neerslag in het jaar voor $R1$) krijgen we nu een vergelijking.

De waarden die gevonden zijn (90 punten voor iedere vergelijking):

$R0$ (m)	C_0	C_1	C_2	C_3	C_4	$R^2\text{-adj.}$	S.E.est
0.5	-47.2	5.38	-1.70	12.22	60.63	0.981	8.08
0.6	-40.0	2.37	-1.18	9.98	59.39	0.977	8.24
0.75	-37.8	2.05	-1.20	8.68	52.63	0.982	6.65
0.9	-43.9	4.28	-1.82	10.95	46.21	0.986	5.47
1.0	-65.7	10.29	-2.35	13.36	45.61	0.985	5.50

Op grond van deze coëfficiënten kunnen de waarden van C_0 - C_4 gefit worden tegen R_0 . Hiervoor is een polynoom gefit:

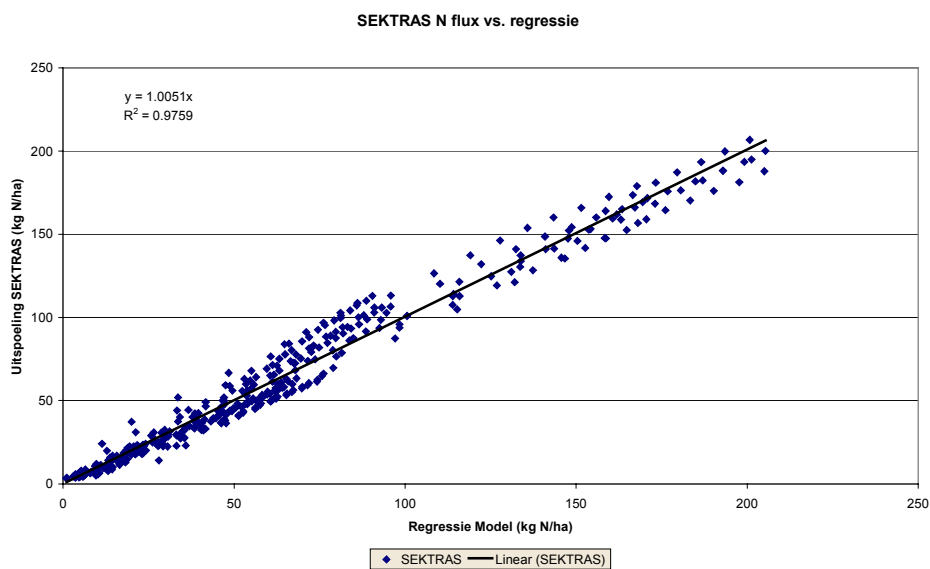
coëfficiënt	Constante	R_0 (m)	$R_0 \cdot R_0$ (m ²)	$R_0 \cdot R_0 \cdot R_0$ (m ³)
C_0	37.9	-535.4	1032.2	-600
C_1	17.5	1.15	-94.4	85.8
C_2	15.7	53.3	-61.3	21.3
C_3	-51.8	-131.6	117.1	-23.8
C_4	-50.7	522.5	-773.6	347.3

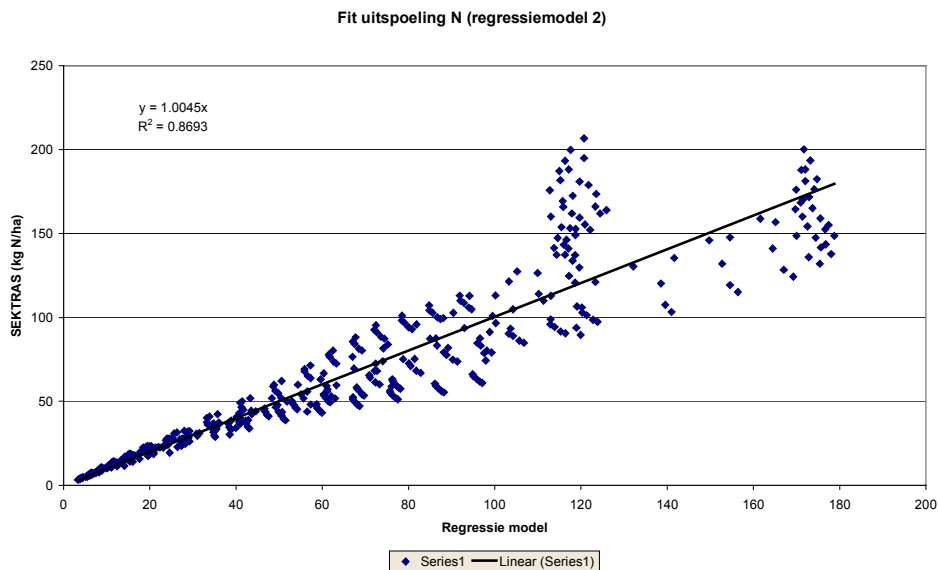
Deze verbanden kunnen vervolgens worden gebruikt om de flux van N te berekenen. Hierbij moet vervolgens nog een correctie worden gemaakt: Indien de berekende flux kleiner is dan 20 kg N/ha moet gecorrigeerd worden:

$$\text{Flux N (kg N/ha)} = 5 + 0.7 \cdot \text{Flux N berekend} + 0.0025 \cdot (\text{Flux N berekend})^2$$

En Flux N berekend < 20 kg N/ha.

Indien dit alles wordt toegepast, kan de flux van N worden berekend, zie grafiek 8 (alle 450 berekeningen).





Figuur 3.7a en b Berekende flux tov gefitte flux in geval van resp. regressiemodel 1 en 2. De standard error of Y-estimate is 7.84 kg N/ha (regressiemodel 1).

Indien de concentratie aan het begin van het jaar niet bekend is, en dus alleen gebruik kan worden gemaakt van de concentratie stikstof op 1 maart om de uitspoeling in het jaar te achterhalen, kan ook een schatting van de uitspoeling worden verkregen. Deze is echter (inherent) onnauwkeuriger dan indien de concentratie aan het begin van het jaar wel bekend is. Het gevonden verband is (**regressiemodel 2**):

$$\text{Flux N (kg N/ha)} = 10 * Q * (1.136 * C-N - 3.8 * Q * C-N + 10.56 * Q^2 * C-N).$$

$R^2 = 0.869$, $N=450$, afwijking zie hieronder.

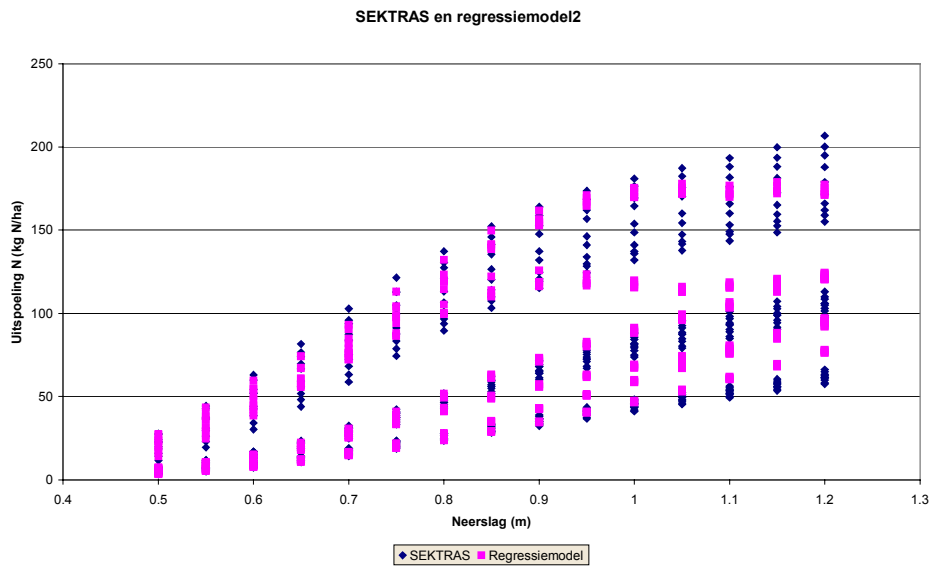
Figuur xx toont het gevonden verband tegen de SEKTRAS berekeningen

Duidelijk is te zien dat het model niet in staat is de hoge waarden van de uitspoeling, die corresponderen met hoge doorstroming (waarden van Q en dus R) goed te reproduceren. De **gemiddelde procentuele** afwijking van dit model is:

$$\%Error = 8.6 - 18.9 * R + 28.7 * R^2$$

Hierbij is R de neerslag in meters in het voorgaande jaar. Hieruit blijkt dat het model niet in staat is een nauwkeurige schatting te genereren voor hogere neerslagwaarden (de kwadratische term wordt steeds belangrijker). Voordeel is wel dat dit verband zonder aanpassing ook **direct voor akkers** kan worden toegepast, en ook redelijke resultaten oplevert voor de 'oude' data, zodat de relatie niet al te ver van de 'vorige' GELRE relatie afwijkt (het bevat 2 hogere orde termen). De met dit model berekende fluxen zijn ook uitgezet tegen de neerslag

zie volgende figuur. Duidelijk is dat de fit goed is tot ongeveer 0.9 m neerslag, daarboven gaat het 'mis'.



Figuur 3.8 Berekende flux tov neerslag voor situatie waarbij aan het begin van het voorgaande jaar N niet bekend is.

3.4 N-opname gras

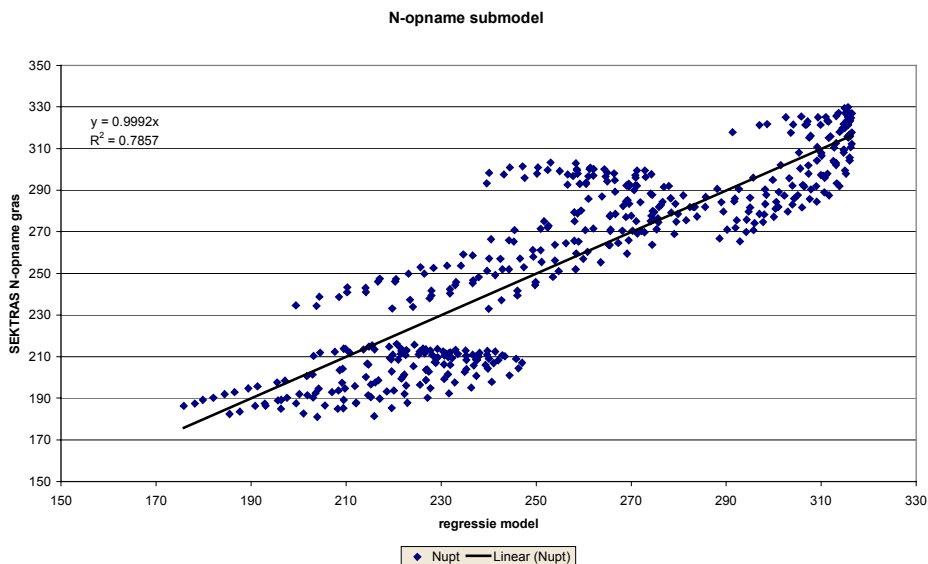
Om het bemestingsnivo te kunnen schatten moet eerst een schatting van de N opname van het gras worden gemaakt. Het model wat hiervoor is gefit, levert niet erg nauwkeurige gegevens op, maar kan omdat het slechts een van de termen is in het bemestingsnivo-model, toch wel gebruikt worden.

Het verband dat gefit is voor de N opname van het gras is:

$$N\text{-gras (kg N/ha)} = 375 * C\text{-Avg (mg N/L)} / (3.92 + C\text{-Avg}) - 0.6 * C\text{-Avg}$$

$$R^2 = 0.786, S. E. = 20.7$$

Dit is een enigszins aangepaste Michaelis-Menten.



Figuur 3.9 Resultaat van bovenstaande fit.

Indien geen gebruik gemaakt kan worden van C-N0, (en dus niet van C-Avg) dan kan dit verband toch gebruikt worden. Hiervoor is wel nodig dat de uitspoeling met Regressiemodel 2 wordt berekend. Er kan dan een 'gemiddelde' uitspoelingsconcentratie berekend worden :

$$C\text{-uitsp.} = \text{Flux-N (regressiemodel 2)} / (10 * Q)$$

(x.x)

Door nu de plantopnamerelatie in te vullen met ipv. C-Avg de waarde van C-N1 (geeft PI(C-N1)) en datzelfde te doen, maar dan met C-uitsp. (geeft PI(C-uitsp.)), en dan uit te rekenen:

$$N\text{-gras (kg N/ha)} = 0.646 * PI(C-N1) + 0.332 * PI(C\text{-uitsp})$$

Krijg je vrijwel hetzelfde resultaat als hierboven getoond: $R^2 = 0.75$, S.E. = 22

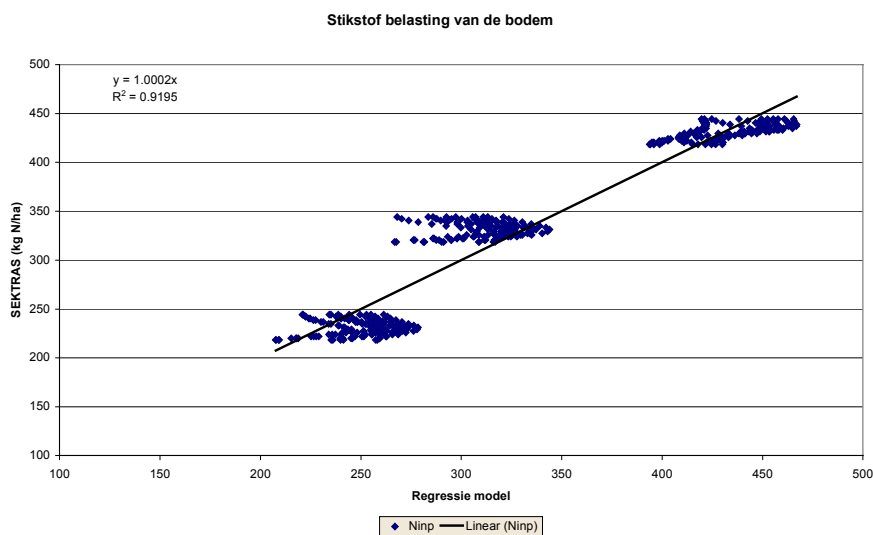
Schattingsmodel N-input:

Nu kan de N-Input gefit worden:

$$\text{N-input (kg N/ha)} = -113 + 1.5 * (\text{Plant-N} + \text{Flux-N}) + 7 * R0 * \text{C-N0} \\ + 1.7 * R1 * \text{C-N1} - 18.65 * Q * \text{C-Avg} - 3.45 * \text{C-N0}$$

$R^2 = 0.919$, N=450, SE.Estimate = 23.5 kg N/ha.

De fit is gegeven in figuur 3.10.



Figuur 3.10 Resultaat van bovenstaande fit.

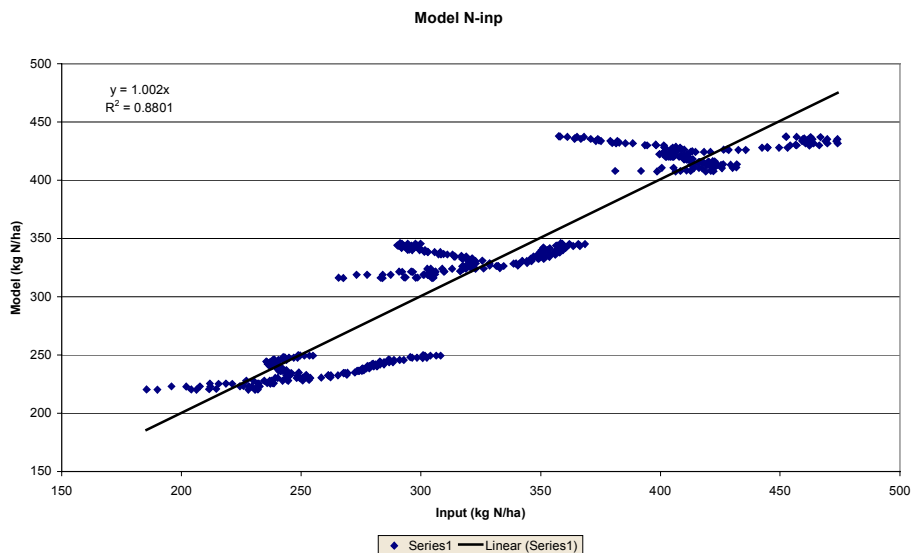
Vervolgens moeten we om het bemestingsnivo te schatten, hiervan aftrekken $40 * R1$, de aangenomen atmosferische depositie is nl. 40 kg N/ha bij 1 m water: De concentratie in regenwater is dan 4 mg N/L. Dit is hoog, maar is inclusief 'dry deposition'.

Zoals gezien kan worden, heeft de schatting een behoorlijke fout, en lijkt de afwijking nog steeds een systematische component te bevatten.

3.5 Schatting van N-Input wanneer geen waarden van C-N0 beschikbaar zijn

Hierbij moet net als bij de schatting van de plantopname gebruik gemaakt worden van C-uitsp zoals gedefinieerd in relatie (x.x). Verondersteld wordt dat zowel de neerslag uit het jaar voorafgaande aan het bemonsteringsjaar ($R0$) en de neerslag van het bemonsteringsjaar ($R1$) bekend zijn. De gevonden relatie is dan (zie figuur xx):

$$\begin{aligned}
 \text{N-inp (kg N/ha)} = & -122 + 1.6 * (\text{Plantopname N} + \text{Flux-N}) \\
 & + \text{C-uitsp.} * (0.44 * R0 + 4.76 * R1 - 8.3) \\
 & + \text{C-N1} * (14.1 - 18.1 * R1) \\
 R^2 = & 0.88, \text{ S.E.Y-est} = 27 \text{ kg N/ha,}
 \end{aligned}$$

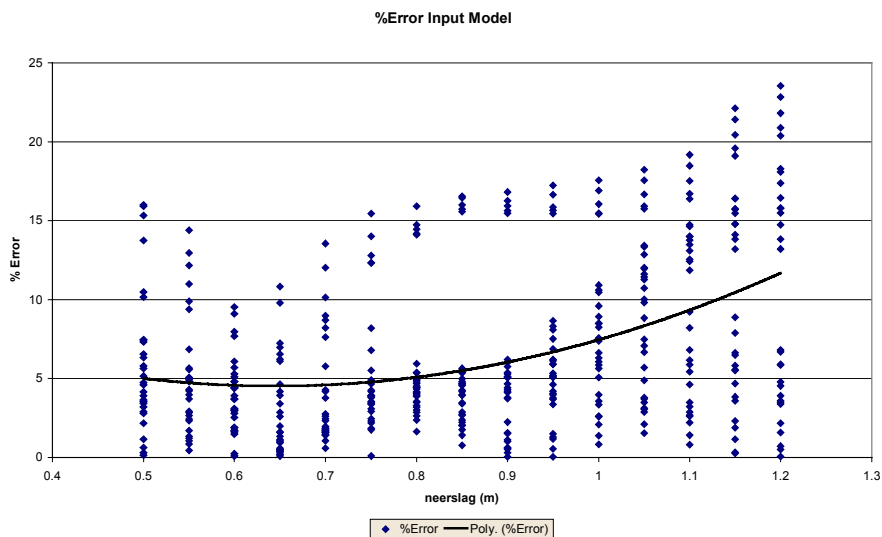


Figuur 3.11

De gemiddelde fout kan gegeven worden als functie van de neerslag:

$$\%Error = 14.2 - 29.9 * R1 + 23.2 * R1^2$$

Zie figuur xx. Opgemerkt kan worden dat de fout het kleinst is voor 70-80 cm regen, en met name daarboven sterk toeneemt.



Figuur 3.12

Berekeningen voor een standaardjaar

Het standaardjaar is gedefinieerd als een jaar met 75 cm neerslag en een gemiddelde jaartemperatuur van 9.5 °C ($Q = 0.288575$ m, zie vergelijking).

Voor dit standaardjaar kan, met bekende N-inp (zie vorige paragraaf), de uitspoeling van N worden berekend. Eerst wordt de concentratie berekend:

$$C-N-st.jr. = 0.5588 * N-inp / (27 - 0.0535 * N-inp) - 3.525$$

(x.x)

De vorm van deze functie lijkt sterk gerelateerd te zijn aan de Michaelis-Menten – achtige relatie die bij de N opname van gras wordt gevonden.

Deze functie geldt alleen voor $130 < N_{inp} < 390$ kg N/ha en grasland

Onder N-inp = 130 kg N/ha geldt $C-N-st.jr. < 0.1$ mg/l en ook uitspoeling < 1.0 kgN/ha

Boven N-inp = 390 kg N/ha geldt:

$$C-N-st.jr. = -89.68 + 0.312 * N-inp$$

(x.x1)

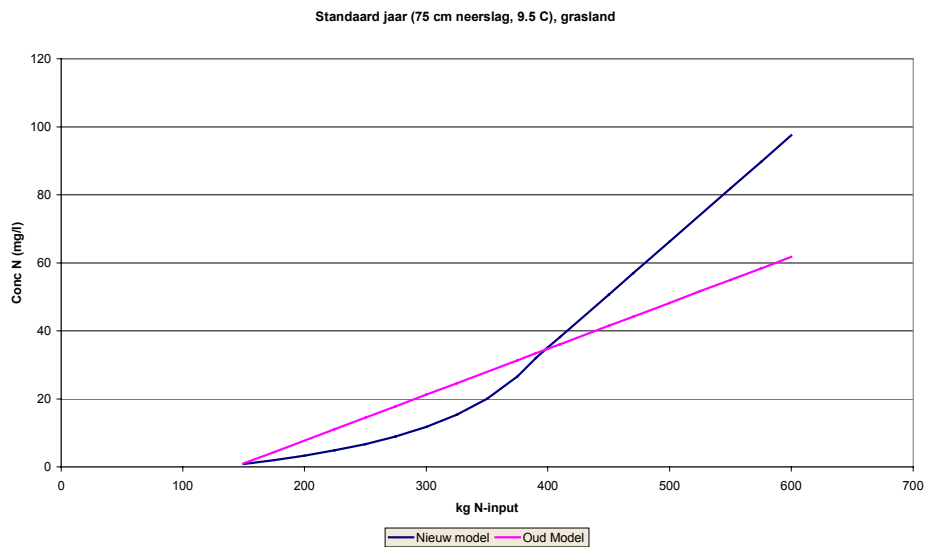
Bij 390 kg N/ha input is de concentratie precies 32 mg N/l

Figuur x.xx toont het verloop van de functie in relatie tot de N-input. Ook opgenomen is de 'oude' GELRE formulering, zodat het verschil duidelijk wordt.

De flux van N voor het standaard jaar kan berekend worden met regressiemodel 2:

$$\begin{aligned} \text{Flux N (kg N/ha)} &= 10 * Q * (1.136 * C-N - 3.8 * Q * C-N + 10.56 * Q^2 * C-N) \\ &= \\ \text{Flux-N (kg/ha, st.jr.)} &= 2.65 * C-N-st.jr \quad (\text{kg N/ha}) \end{aligned}$$

Tenslotte: De wettelijke norm van 50 mg NO₃/l voor grondwater (=11.3 mg N/l) wordt bereikt bij precies 296 kg N-input. Gegeven alle model-aannamen en onnauwkeurigheden is dus een wettelijke norm van 300 kg N/ha als mestgift is nog zo gek niet voor grasland.



Figuur 3.13 Relatie tussen N input en de N concentratie voor oude en verbeterde GELRE voor standaard jaar omstandigheden.

4 Het gedrag van N in bossen bij lage (< 100 kg N/ha) belasting

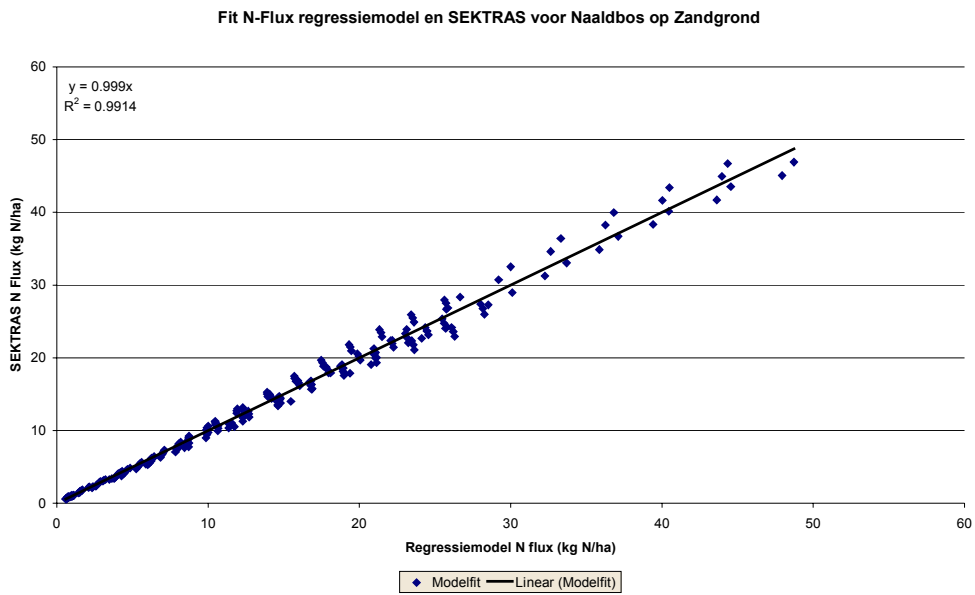
4.1 Modelling van N voor het jaar zelf

De *flux* van N uit het profiel kan zeer goed beschreven worden met de vergelijking:

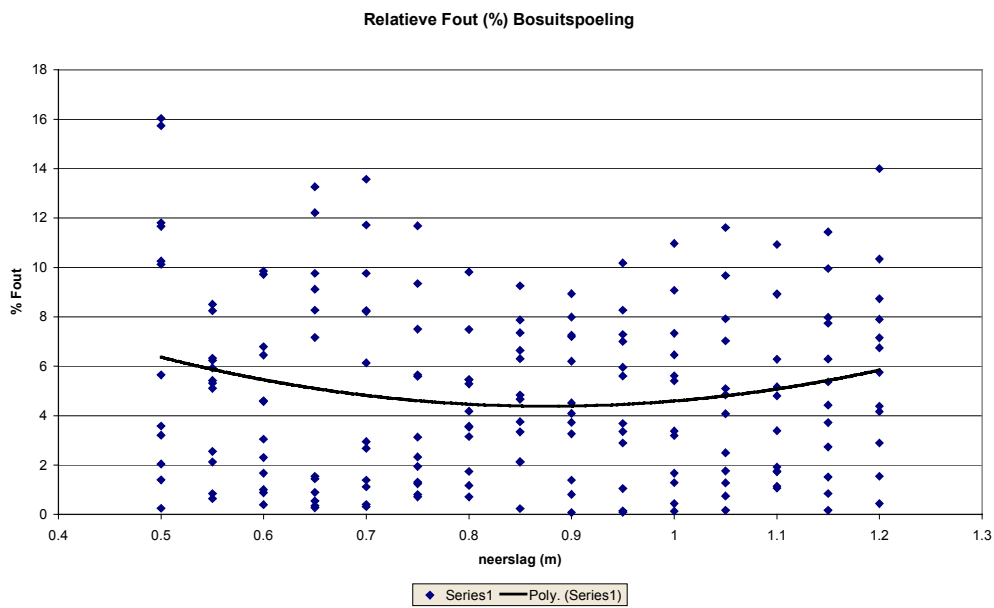
$$\text{Flux N (kg N/ha)} = 10 * Q * C-N * (0.943 + 0.766 * Q + 1.271 * Q^2) \quad (2.1)$$

$$R^2 = 0.991, N=240, \text{ Gemiddelde fout. van Y estimate} = 10 * Q * C-N * 0.0846$$

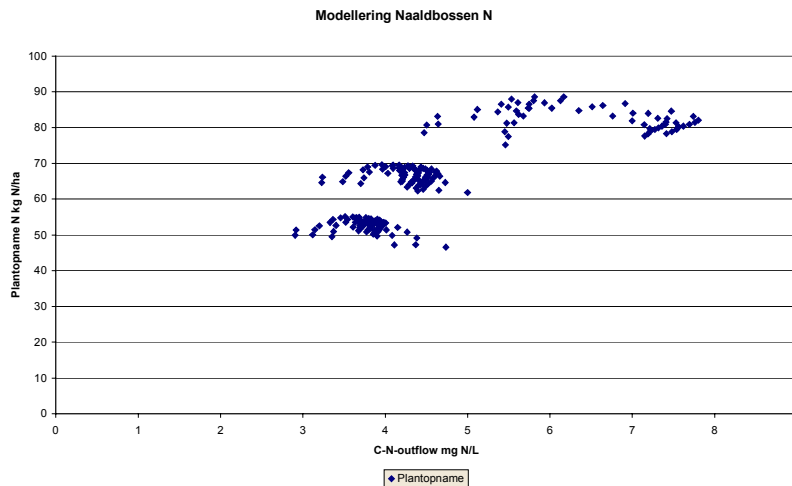
Hierbij is Q de uitstroming van water (m), C-N de concentratie op 1 maart tussen 60 en 90 cm diepte.



Figuur 4.1 Fit van het regressiemodel met de SEKTRAS berekeningen.



Figuur 4.2 Relatieve fout (in %) als functie van de neerslag (m).



Figuur 4.3 Plantopname als functie van N concentratie

Na de berekening van de flux moeten een berekening worden gemaakt van de *N-depositie*, om in staat te zijn de situatie in een standaardjaar te berekenen. Hiervoor hebben we de *plantopname* van N nodig. Dit is een probleem, daar de plantopname vooral afhangt van de combinatie N-input en mineralisatie van N in de bodem, en nauwelijks enige directe relatie met C-N en/of Q vertoont. Indien we echter kijken naar C-Outflow, gedefinieerd als:

$$\text{C-Outflow} = \text{Flux N (kg N/ha)} / (10 * Q) \quad (2.2)$$

Dan zien we dat er wel een relatie lijkt te zijn, deze relatie is echter niet lineair, en lijkt ook niet continu. De functie die gefit is, is:

Indien C-Outflow > 3.5 mg/L

$$\text{Dan: } X = (\text{C-Outflow} - 3.5)^{0.55} \quad (2.3)$$

Anders: $X = 0.0$,

en Plw = wateropname bos (m), dan

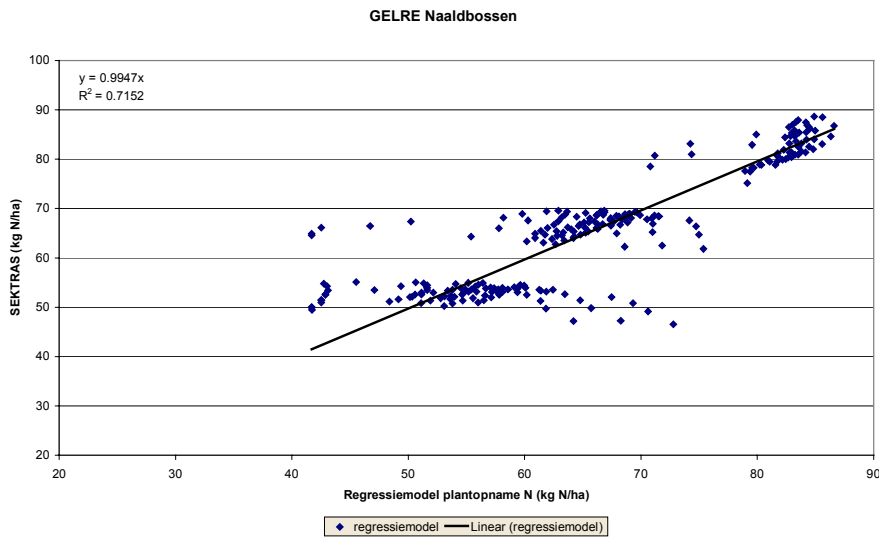
$$\text{PlOpn. N (kg N/ha)} = 10 * \text{Plw} * (8 * X - 1.36 * X^2 + 9.4) \quad (2.4)$$

$$R^2 = 0.715, N = 240, \text{S.E. Y-estim} = 13 * \text{Plw}$$

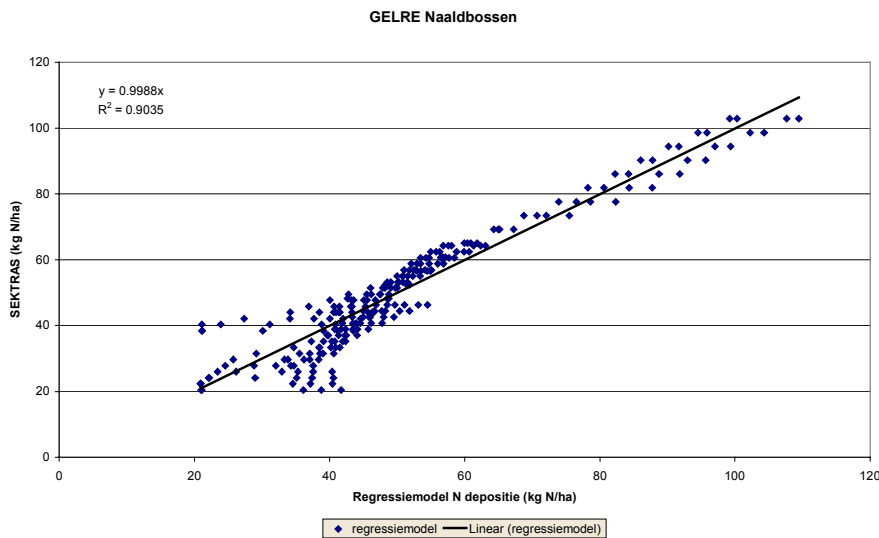
Het deel tussen de haakjes kan beschouwd worden als de gemiddelde concentratie waarmee N opgenomen is gedurende het jaar. Nu kan de N belasting van de bodem gefit worden (R_{jr} = totale neerslag in het voorgaande jaar in m):

$$\text{N-dep (kg N/ha)} = 5.5 + 1.7 * \text{Flux N} + 0.66 * \text{PlOpn N} - 26 * R_{jr} \quad (2.5)$$

$R^2 = 0.90$, S.E. Y-estim = 6.2 kg N/ha



Figuur 4.4 Fit vor N belasting



Figuur 4.5 Fit van N depositie

4.2 Berekeningen voor het STANDAARDJAAR (S.J.)

Het STANDAARDJAAR is gedefinieerd als het jaar met $T_{av} = 9.5$ en $R_{jr} = 0.75$ m en $Q = 0.18$ m, en wateropname $Plw = 0.45$ m.

Om een willekeurig jaar om te rekenen naar een standaardjaar moeten een aantal berekeningen worden uitgevoerd:

1. Er moet een gemiddelde inputconcentratie worden uitgerekend. Let wel: Hierbij wordt ook de droge depositie aan de regenwaterconcentratie van N toegekend (deze kan niet onderscheiden worden):

$$C\text{-rain} = N\text{-dep (vgl. 2.5)} / (10 * R_{jr})$$

(2.6)

waarbij R_{jr} = neerslag van het willekeurige jaar.

2. De depositie wordt geschaald naar 75 cm neerslag:

$$N\text{-dep S.J. (kg N/ha)} = C\text{-rain} * 7.5$$

(2.7)

3. Uit de waarde van N_{dep} S.J. wordt de uitstromingsconcentratie voor het gemiddelde jaar berekend. Deze relatie is niet lineair.

$$X = 10^{(0.01222 * N_{dep} \text{ S.J.} + 0.033)}$$

(2.8)

En

$$C\text{-Outflow S.J.} = 0.023 * X^2 + 0.5 * X + 2$$

(2.9)

4. De flux kan nu berekend worden:

$$\text{Flux N (kg N/ha)} = Q \text{ S.J.} * C\text{-Outflow S.J.} * 10$$

(2.10)

5. Tenslotte kan de concentratie N op 1 maart op 60-90 cm diepte voor het standaardjaar berekend worden:

$$C\text{-N1 S.J.} = 0.875 * C\text{-Outflow S.J.} + 0.054$$

(2.11)

Dit schema werkt erg goed, zolang $C\text{-Outflow S.J.} < 20$ mg N/L. Boven deze waarde is het resultaat van de berekening erg onnauwkeurig, en de berekende uitspoeling te laag.

4.3 Toepassing van dit schema op data naaldbossen 1997, 1999 en 2000

Beschikbare gegevens

Stikstof concentraties 60-90 cm

	N-tot	mg N/L		
Gebied	1997	1999	2000	AVG
4				
1	17.5	7.5	2.6	3.0
2	14.8	6.3	1.6	7.0
3	20.4	8.7	5.5	11.0
4	17.3	9.1	2.8	15.0

Meteorologische gegevens

		1997	1999	2000	AVG
T jaar	°C	8.9	10.3	10.7	9.5

Rjr	m	0.543	1.175	0.671	0.75
-----	---	-------	-------	-------	------

Afgeleide gegevens

		1997	1999	2000	AVG
Q	m	0.022	0.508	0.064	0.176
PIW	m	0.434	0.553	0.522	0.479

Het gemiddelde jaar is gegeven in AVG, de concentraties N zijn opgelegd.

Berekende waarden voor het jaar zelf

Uitstroming (vgl. 2.1)

Gebied	FLUX kg N/ha			
	1997	1999	2000	AVG
1	3.776	63.077	1.654	5.902
2	3.177	53.065	1.027	13.771
3	4.391	73.402	3.507	21.640
4	3.719	76.847	1.801	29.509

Concentratie uitstroming (vgl 2.2)

Gebied	C-N-outflow			
	1997	1999	2000	AVG
1	16.846	12.426	2.570	3.352
2	14.172	10.454	1.596	7.821
3	19.587	14.460	5.450	12.290
4	16.590	15.139	2.798	16.759

Tussenresultaat plantopname (vgl 2.3)

Gebied	X-plant			
	1997	1999	2000	AVG
1	4.159	3.333	0.000	0.000
2	3.677	2.906	0.000	2.236
3	4.609	3.732	1.444	3.305
4	4.114	3.857	0.000	4.144

Plantopname (kg N/ha) (vgl. 2.4)

Gebied	PLUP			
	1997	1999	2000	AVG
1	83.03	115.91	49.03	45.00
2	88.57	117.05	49.03	98.08
3	75.37	112.36	94.49	100.45
4	83.65	110.75	49.03	91.90

Depositie in kg N/ha (vgl. 2.5)

Gebied	Ndepositie kg N/ha			
	1997	1999	2000	AVG

1	52.60	158.68	23.23	25.73
2	55.24	142.42	22.16	74.14
3	48.59	173.89	56.38	89.08
4	52.91	178.69	23.48	96.82

Berekeningen voor een standaard jaar

Depositie standaard jaar (vgl. 2.6 en 2.7)

Gebied	<i>NdepST.YR kg N/ha</i>			
	1997	1999	2000	AVG
1	72.65	101.28	25.96	25.73
2	76.30	90.90	24.77	74.14
3	67.12	110.99	63.02	89.08
4	73.09	114.05	26.24	96.82

C-outflow standaard jaar (vgl. 2.8 en 2.9)

Gebied	<i>C-outflow Standard Year</i>			
	1997	1999	2000	AVG
1	7.78	19.38	3.24	3.23
2	8.60	13.46	3.19	8.10
3	6.75	28.16	6.12	12.68
4	7.87	31.88	3.25	16.49

Uitstroming N (kg N/ha) standaard jaar (vgl. 2.10)

Gebied	<i>Flux ST.YR kg N/ha</i>			
	1997	1999	2000	AVG
1	14.71	32.91	3.95	3.93
2	16.30	24.58	3.82	15.34
3	12.59	43.26	11.21	23.35
4	14.89	47.15	3.98	29.03

C-N op 60-90 cm op 1 maart standaardjaar (vgl. 2.11)

Gebied	<i>C-NI-ST.YR mg N/L</i>			
	1997	1999	2000	AVG
1	6.86	17.01	2.89	2.88
2	7.58	11.83	2.85	7.14
3	5.96	24.70	5.41	11.15
4	6.94	27.95	2.90	14.49

Indien je kijkt naar de opgelegde N concentraties voor het standaardjaar, en je kijkt naar de berekende C-N concentraties voor het standaardjaar, dan zul je zien dat deze vrijwel gelijk zijn.

Deze waarden moeten natuurlijk exact hetzelfde zijn voor een perfect model, maar gezien het aantal berekeningsstappen lijkt me het resultaat redelijk. Opgemerkt

moet wel worden dat wanneer C-N berekend groter wordt dan ongeveer 20, de afwijking erg groot wordt, zodat het model dan niet meer voldoet. Dit betekent in praktijk dat dan C-N onderschat wordt. De waarden verkregen voor 1999 voor gebieden 3 en 4 zijn hier voorbeelden van.

5 Conclusies

In de Bandbreedtevergroting van GELRE wilde we het idee kwantificeren dat de voorspellingen van GELRE bij lage en hoge neerslag minder goed zijn dan bij gemiddelde jaren. In Figuur 5.1 is het effect te zien van de meeton nauwkeurigheid van ongeveer 1 mg/l N op de voorspelling van de N input. We zien dat inderdaad bij gemiddelde jaren de voorspelling de geringste onnauwkeurigheid zit in de voorspelling van de N-input (ΔN input). Vanaf een neerslag groter dan 900 mm is de voorspelling op basis van gemeten waarden slecht. De oorzaak hiervan is in paragraaf 3 besproken: de meting doe je op een diepte van 50-100 cm en de stikstof die na de hoge neerslag nog over is op deze diepte is weinig relatie meer met de stikstofinput. Bij geringe neerslag is de voorspelling echter wel goed (in de periode 1995-2000 was de jaarlijkse neerslag steeds groter dan 500 mm).

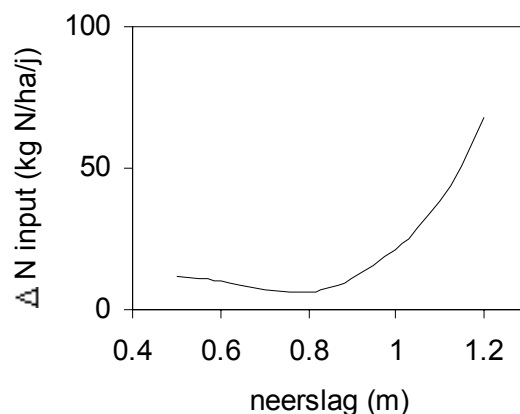


Fig 5.1 Onnauwkeurigheid van voorspelling van de N-input als gevolg van de analyse onnauwkeurigheid van +1 mg/l N. De onnauwkeurigheid van de voorspelling is het grootste bij gemiddelde jaren en het geringste bij hoge neerslag. Bijvoorbeeld in de periode maart 1998 tot maart 1999 was de regenval 1,1 m waardoor de voorspelling voor dat jaar beduidend minder nauwkeurig is.

De bandbreedte vergroting van GELRE heeft geresulteerd in een inzicht in de nauwkeurigheid van de voorspellingen bij droge en natte jaren. Bovendien zijn er verbeteringen gemaakt voor vooral de bossen.