

Milieudiagnose 1991

III

Bodem- en Grondwaterkwaliteit

Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek

december 1992

Dit rapport is opgesteld in opdracht en ten laste van
het Directoraat-Generaal Milieubeheer van het
Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer

Voorwoord

Het thans voor u liggende rapport maakt deel uit van een serie van drie rapporten die tezamen door het Laboratorium voor Luchtonderzoek (LLO) en het Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek (LBG) van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM) worden uitgegeven. De serie moet worden gezien als een eerste stap (pilot-studie) op weg naar een integrale rapportage van de milieukwaliteit in het kader van de jaarlijkse 'Milieubalans' die met ingang van 1995 zal worden uitgebracht. In het overleg over de nationale milieubeleidsplanning is ten aanzien van de afstemming van de RIVM-milieuverkenningen in de afgelopen maanden besloten:

- jaarlijks een zogenoemde 'Milieubalans' uit te brengen, waarin de actuele milieukwaliteit wordt beschreven, alsmede de op termijn van een aantal jaren verwachte milieukwaliteit na doorwerking van het reeds geformuleerde beleid;
- éénmaal per vier jaar een 'Milieuverkenning' uit te brengen waarin naast de actuele milieukwaliteit ook de ontwikkeling op langere termijn wordt beschreven, eventueel voor alternatieve maatregelenopties.

De jaarlijkse milieubalans zal een integrale beschrijving van de milieukwaliteit moeten geven, in relatie met de ontwikkeling in de verschillende maatschappelijke sectoren en het daarvoor geformuleerde beleid.

Teneinde in 1995 tot publicatie van de eerste Milieubalans te komen, worden reeds bestaande afzonderlijke rapportages over de milieukwaliteit in de

verschillende compartimenten geharmoniseerd en geïntegreerd; de milieudiagnose rapportage.

In dit rapport (Deel III) wordt de toestand van de bodem- en grondwaterkwaliteit in 1991 beschreven in termen van concentraties en overschrijding van normen van een aantal relevante componenten.

De gepresenteerde resultaten zijn verkregen in het kader van de Landelijke Meetnetten Bodem- en Grondwaterkwaliteit. Daarnaast zijn gegevens verkregen uit kort lopende meetprogramma's. Betreffende de verzuring van de bodem is een bijdrage opgenomen van het Staring Centrum. De gegevens ontleend aan de inrichtingsfase van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit zijn mede beschikbaar gekomen door de inspanning van het Instituut voor Bodemvruchtbaarheid en het RIKILT. De gepresenteerde gegevens afkomstig van Indicatieve Bodemonderzoeken zijn door een 15-tal gemeentes ter beschikking gesteld. De analyse van componenten heeft plaatsgevonden bij het Laboratorium voor Anorganische Chemie (LAC) en Organische Chemie (LOC) en voor wat betreft de bodem ook door het RIKILT en het Interuniversitair Reactor Instituut (IRI).

Bilthoven, december 1992

L.H.M. Kohsiek
Hoofd Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek

INHOUDSOPGAVE

Voorwoord	5
Inhoudsopgave	7
Summary	9
Samenvatting	11
1.	INLEIDING 13
2.	DE KENMERKEN VAN DE BODEM 15
2.1	Inleiding 15
2.2	Verschillende functies van de bodem 15
2.3	Natuurlijke kenmerken van de Nederlandse bodem 15
2.4	Grondwaterstroming in Nederland 16
3.	BELASTING, NORMSTELLING EN EFFECTEN 19
3.1	Belasting van de bodem 19
3.2	Normstelling en effecten 19
3.2.1	Samenhang tussen systemen van normstelling 19
3.2.2	Effecten op het ecosysteem 21
3.2.3	Effecten op de volksgezondheid 21
4.	DE KWALITEIT VAN DE BODEM 25
4.1	Inleiding 25
4.2	Zware metalen en enkele andere elementen 26
4.2.1	Landelijk beeld 26
4.2.2	Resultaten en interpretatie 26
4.3	Bestrijdingsmiddelen 32
4.3.1	Landelijk beeld 32
4.3.2	Meetprogramma's 33
4.3.3	Resultaten en interpretatie 34
4.3.4	Discussie 38
4.4	Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK'S) en polychloorbifenylen (PCB's) 40
4.4.1	Landelijk beeld 40
4.4.2	Meetprogramma's 41
4.4.3	Resultaten en interpretatie 41
4.5	Verzuring 46
4.5.1	Landelijk beeld 46
4.5.2	Achtergrond en kwetsbaarheid 47
4.5.3	Heide- en bosbodems 47
4.6	Biologische bodemkwaliteit 53
4.6.1	Landelijk beeld 53
4.6.2	Resultaten van enkele proefonderzoeken 53
4.7	Conclusies 56
5.	DE KWALITEIT VAN HET ONDIEPE GRONDWATER 59
5.1	Inleiding 59
5.2	Zware metalen en arseen 59
5.2.1	Landelijk beeld 59
5.2.2	Meetprogramma's 60
5.2.3	Resultaten en interpretatie 60
5.3	Eutrofiërende stoffen, ammonium, zuurgraad en chloride 65

5.3.1	Landelijk beeld	65
5.3.2	Meetprogramma's	65
5.3.3	Sulfaat, chloride en ammonium in ondiep grondwater	65
5.3.4	Vermesting	66
5.3.5	Verzuring	71
5.4	Bestrijdingsmiddelen en VAK's	73
5.4.1	Landelijk beeld	73
5.4.2	Meetprogramma's	73
5.4.3	Resultaten en interpretatie	74
5.5	Conclusies	77
6.	DE KWALITEIT VAN HET DIEPERE GRONDWATER: HET LANDELIJK MEETNET GRONDWATERKWALITEIT (LMG)	79
6.1	Inleiding	79
6.2	Vermesting zandgronden	80
6.2.1	Inleiding	80
6.2.2	Nitraatstikstof (NO ₃ -N) in het grondwater	80
6.2.3	Kalium (K) in het grondwater	81
6.2.4	Totaalfosfaat (tot-P) in het grondwater	83
6.2.5	Chloride (Cl) in het grondwater	84
6.2.6	Gemiddelde concentraties en toetsing aan normen	86
6.2.7	Conclusies voor het thema 'Vermesting'	89
6.3	Verzuring zandgronden	90
6.3.1	Inleiding	90
6.3.2	Sulfaat (SO ₄) in het grondwater	90
6.3.3	Aluminium (Al) in het grondwater	91
6.3.4	De zuurgraad (pH) van het grondwater	92
6.3.5	Gemiddelde concentraties en toetsing aan normen	93
6.3.6	Toetsing aan normen	95
6.3.7	Conclusies voor het thema 'Verzuring'	96
6.4	Verspreiding zandgronden	96
6.4.1	Inleiding	96
6.4.2	Arseen, barium, cadmium, chroom, koper, lood, nikkel en zink in het grondwater	96
6.4.3	Gemiddelde concentraties en toetsing aan normen	101
6.4.4	Conclusies voor het thema 'Verspreiding'	102
6.5	Resultaten klei/veengebieden	103
6.5.1	Inleiding	103
6.5.2	Eutrofiërende stoffen	103
6.5.3	Zware metalen en andere sporenelementen	106
6.5.4	Vergelijking van gemiddelde waarden van de totale selectie (alle bodemgebruikstypen) met de selecties bouwland en grasland	107
6.5.5	Conclusies voor de klei- en kleiveengebieden	108
6.5.6	Vergelijking zandgebieden met klei- en kleiveengebieden	109
7.	LITERATUURLIJST	111
	Bijlage 1	115
	Appendix 1	117
	Appendix 2	123
	Appendix 3	127
	Verantwoording	132

SUMMARY

One of the RIVM spearheads is the description and analysis of present environmental quality.

RIVM has a national integrated environmental monitoring network at its disposal for carrying out the monitoring. Besides national networks for radioactivity and the quality of air, rainwater and drinking water, this monitoring network consists of national networks for the soil and groundwater quality. This report describes the quality of the soil and groundwater using data collected with the assistance of the soil and groundwater monitoring networks, and, as well, the results of various theme-oriented monitoring programmes. Groundwater quality is described using data from 1991. Also older data is used for soil quality. The monitoring data apply primarily to the upper 10 cm of soil, the upper 100 cm of groundwater and the overall groundwater levels of 10 and 25 m above ground level.

The quality of the soil and groundwater is to a great extent determined by the type and use (thus the load) of the soil. For this reason the monitoring data are gathered in clusters according to the soil use and type considered relevant. A thematic approach has been chosen for the presentation. Different cross sections have been selected per cluster for the various compounds relevant to the themes: distribution of concentrations, application of manure and acidification. In this, both individual monitoring values, and average (including 95% confidence intervals) and percentile values are available.

The levels and concentrations measured are tested against a frame of reference, which consists of, for example, target values and B test values (see Chapter 3). Here it should however be noted that target values for metals are based on background levels. Exceeded levels can also be naturally present. In these cases the natural concentration can, at a given location, be seen as the target value. In this way the number of soils not complying with the target value are overestimated. The B-value is in fact not meant for assessing environmental quality and has as such therefore only a limited indicative value.

The soil lead levels in samples of forest litter found along motorways and the lead and copper levels in low-lying peat are found locally to be higher than the B-values. The same is true for orchards, where DDT residue levels are also higher than the B-values. The pesticide atrazine still exceeds the target value by a factor of 4000 in farmlands six months after application. The amount by which target values are exceeded by dieldrin, endrin, lindane and endosulphane is less, i.e. a factor of up to maximally 10 -

100 above the target value. One can state that due to the agricultural load from pesticides virtually all the land under cultivation fails to comply with the target values for soil quality.

The target values for PAHs, including particularly fluoranthene and chrysene, are also frequently found to be exceeded in the samples analyzed. The woodland soils are, relatively speaking, the most acid. The Al concentrations in the groundwater in woodland soils therefore exceed the critical value for a sustainable and vigorous forest (2 mg l⁻¹) almost everywhere.

In the shallow groundwater below forests the B-values for cadmium, nickel and zinc are frequently exceeded. Even the C-values are exceeded now and then. This can be explained as being due to soil acidification. Unfortunately there are no data on the presence of heavy metals in the shallow groundwater below specific usable grassland and arable land areas. Nitrate target values are exceeded particularly in the sandy areas. In the agricultural areas the target value for nitrate is virtually continually being exceeded, in maize parcels even by a factor of 18 on average. In forests and heathlands 40% of the observations indicate concentrations exceeding the target value. The distribution of nitrate concentrations in a single farming enterprise is very large. Due to the large variation in load, soil structure and groundwater level, a factor of 10 to 100 forms no exception. More than 60% of the samples analyzed for the presence of pesticides do not comply with the EC guideline for drinking water. Most of the compounds and the highest concentrations are found in the shallow groundwater in bulb-growing areas.

Just as in shallow groundwater the target values for cadmium, zinc, nickel and chromium in deep groundwater below farmlands and forest growing on sandy soil are frequently exceeded. Notable for chromium is that in shallow as well as deeper groundwater about 50 to 60% of all the observations show concentrations exceeding the target value. With the exception of arsenic, there is a negative pH correlation for all the metals named. The EC drinking-water guideline for nitrate is exceeded below farmlands on sandy soils at a depth of 5 - 15 m below ground level in about 50% of the observations. For a depth of 15 - 30 m below ground level or more this is still about 20%. Although the load is similar in size, the percentages by which levels below usable grassland are exceeded are a factor of 4 to 5 lower. An unequivocal explanation for this difference is impossible to give. It is likely that a difference in the extent of denitrification plays a role. In any case, the extent of denitri-

fication explains the lower values at the deep level. The standard value for potassium is also exceeded many times. The percentage of observations exceeding the drinking-water guideline (200 mg l⁻¹) for Al at 5 - 15 m below ground level is 20% (grasslands) to 50% (forest), and at 15 - 30 m below ground level about 5%. The Al concentrations are expected to increase, also at greater depths. The EC drinking-water guideline for sulphur is restricted to less than 10%.

The concentrations in deep groundwater in clay and clayey peat areas are higher, for instance, for potassium, ammonium and phosphate, than in sandy

areas. This is in agreement with the expected difference based on soil characteristics. Through degradation of organic material both phosphate and ammonium are released into the clayey peat areas. Potassium in these areas originates primarily from marine sources. According to the expectation based on the relatively high pH value in the clayey peat areas the metal concentrations are lower than in the sandy areas. Nitrate either does not appear or rarely appears in the clayey peat areas as a result of surface runoff and denitrification.

SAMENVATTING

Een van de kernactiviteiten van het RIVM is het beschrijven van de actuele milieukwaliteit.

Ten behoeve hiervan beschikt het RIVM over een landelijk, geïntegreerd milieumeetnet. Dit meetnet omvat naast landelijke meetnetten voor radio-activiteit en de kwaliteit van lucht, regenwater en drinkwater, tevens landelijke meetnetten voor de kwaliteit van de bodem en van het grondwater. In dit rapport wordt de kwaliteit van de bodem en van het grondwater beschreven. Hierbij is gebruik gemaakt van gegevens verzameld met behulp van de landelijke meetnetten voor bodem en grondwater en van de resultaten van diverse thematisch gerichte meetprogramma's. De grondwaterkwaliteit is met gegevens van 1991 beschreven. Voor de bodem zijn ook oudere gegevens gebruikt. De meetgegevens hebben primair betrekking op de bovenste 10 cm van de bodem, de bovenste meter van het grondwater en het grondwater op globaal 10 en 25 m-mv.

De kwaliteit van de bodem en van het grondwater wordt in sterke mate bepaald door het bodemtype en het gebruik (dus de belasting) van de bodem. Daarom zijn de meetgegevens geclusterd per relevant geachte combinatie van bodemgebruik en bodemtype. Bij de presentatie is gekozen voor een thematische benadering. Per cluster zijn voor diverse stoffen relevant voor de thema's verspreiding, vermesting en verzuring diverse dwarsdoorsneden gemaakt. Hierin komen zowel individuele meetwaarden aan bod als gemiddelden (incl. 95%-betrouwbaarheidsintervallen) en percentielwaarden.

De gemeten gehalten en concentraties zijn getoetst aan een referentiekader, onder andere bestaande uit streefwaarden en B-toetsingswaarden (zie hoofdstuk 3). Hierbij dient wel te worden aangetekend, dat streefwaarden voor metalen zijn gebaseerd op achtergrondgehalten. Overschrijdingen kunnen dus ook van nature voorkomen. In die gevallen kan ter plaatse de natuurlijke concentratie als streefwaarde worden gezien. Hierdoor vindt een overschatting plaats van het aantal bodems dat niet voldoet aan de streefwaarden. De B-waarde is feitelijk niet bedoeld voor beoordeling van de milieukwaliteit en heeft als zodanig dan ook slechts een beperkte indicatieve waarde.

Voor de bodem is gevonden dat de loodgehalten in bos-strooiselmonsters langs snelwegen en de lood- en kopergehalten in laagveen plaatselijk hoger zijn dan de B-waarde. Ditzelfde geldt ook voor boomgaarden, waar de gehalten aan DDT-residuen eveneens hoger liggen dan de B-waarde. Het bestrijdingsmiddel atrazin wordt in landbouwgronden waar het

middel is toegepast een half jaar na toepassing nog een factor 4000 boven de streefwaarde aangetroffen. Een minder grote overschrijding is vastgesteld voor dieldrin, endrin, lindaan en endosulfan, namelijk tot maximaal een factor 10-100 boven de streefwaarden. Gesteld kan worden, dat door belasting vanuit de landbouw t.a.v. bestrijdingsmiddelen vrijwel het gehele areaal cultuurgrond niet voldoet aan de streefwaarden voor bodemkwaliteit. Ook voor PAK's, waarvan vooral fluorantheen en chryseen, wordt in de geanalyseerde monsters frequent een overschrijding van de streefwaarden gevonden. De bosgronden zijn relatief gesproken het meest zuur. De Al-concentraties in het bodemvocht overschrijden in bosgronden dan ook vrijwel overal de kritische waarde voor duurzaam vitaal bos (2 mg l^{-1}).

In het ondiepe grondwater onder bossen wordt de B-toetsingswaarde voor cadmium, nikkel en zink frequent overschreden. Zelfs wordt incidenteel de C-waarde overschreden. Dit is te verklaren als het gevolg van verzuring van de bodem. Gegevens over het voorkomen van zware metalen in het ondiepe grondwater onder specifiek grasland en akkerbouw ontbreken helaas.

Overschrijding van de streefwaarde voor nitraat vindt met name plaats in de zandgebieden. In de landbouwgebieden wordt de streefwaarde voor nitraat vrijwel steeds overschreden. Onder maispercelen gemiddeld zelfs met een factor 18. In bos- en heidegebieden geeft 40% van de waarnemingen concentraties boven de streefwaarde te zien. De spreiding in nitraatconcentraties binnen één bedrijf is erg groot. Een factor 10 á 100 vormt door de grote variatie in de belasting, de bodemstructuur en de grondwaterstand geen uitzondering.

Meer dan 60% van de monsters die zijn geanalyseerd op het voorkomen van bestrijdingsmiddelen voldoen niet aan de EG-richtlijn voor drinkwater. De meeste stoffen en de hoogste concentraties in het ondiepe grondwater komen voor bij de bollenteelt.

In het diepe grondwater worden evenals bij het ondiepe grondwater de streefwaarden voor cadmium, zink, nikkel en chroom onder bouwland en bos op zandgronden frequent overschreden. De overschrijdingen omvatten globaal 20 tot 60% van de waarnemingen. Opmerkelijk is, dat voor chroom zowel voor het ondiepe grondwater als voor het diepere grondwater circa 50 à 60% van alle waarnemingen concentraties boven de streefwaarde te zien geeft. Behalve voor arseen is voor alle genoemde metalen een negatieve correlatie met de pH aanwezig. De EG-drinkwaterrichtlijn voor nitraat wordt onder bouwland op

zandgrond op een diepte van 5-15m-mv door ca 50% van de waarnemingen overschreden. Voor een diepte van 15-30m-mv is dit nog ca 20%. Onder grasland zijn, hoewel de belasting van een vergelijkbare grootte is, de overschrijdingspercentages een factor 4 á 5 lager. Een verklaring voor dit verschil is niet éénduidig te geven. Waarschijnlijk speelt een verschil in de mate van denitrificatie een rol. De mate van denitrificatie verklaart in ieder geval wel de lagere waarden op het diepe nivo. Ook de normwaarde voor kalium wordt veelvuldig overschreden.

Het percentage waarnemingen dat de EG- drinkwaterrichtlijn ($200 \mu\text{g l}^{-1}$) voor Al overschrijdt ligt op het nivo van 5-15m-mv op 20% (grasland) á 50% (bos) en op het nivo van 15-30m-mv op ca 5%. Het is de verwachting dat de Al- concentraties in de toekomst ook op de grotere diepte zullen gaan toenemen.

De overschrijding van de EG-drinkwaterrichtlijn voor sulfaat is beperkt tot minder dan 10%.

De concentraties in het diepe grondwater bij klei- en kleiveengebieden zijn voor o.a. kalium, ammonium en fosfaat hoger dan voor de zandgronden het geval is. Dit is in overeenstemming met het verschil dat op basis van bodemeigenschappen verwacht mag worden. Door afbraak van organisch materiaal komt in de kleiveengebieden zowel fosfaat als ammonium vrij. Kalium is in die gebieden i.h.a. van mariene herkomst. De metaalconcentraties zijn conform de verwachting gebaseerd op de relatief hoge pH-waarde in de kleiveengebieden lager dan in de zandgebieden. Nitraat komt in de kleiveengebieden als gevolg van oppervlakte-afspoeling en denitrificatie niet of nauwelijks voor.

1. INLEIDING

Een van de kernactiviteiten van het RIVM is het beschrijven en analyseren van de actuele milieukwaliteit. Om hieraan invulling te kunnen geven, beschikt het RIVM over een nationaal milieumeetnet, meetprogramma's en modellen. Voor dit rapport zijn met name de landelijke meetnetten voor de Bodemkwaliteit en de Grondwaterkwaliteit van belang. Deze meetnetinspanningen hebben veelal een structureel karakter. Dit in tegenstelling tot de zogenoemde meetprogramma's. Meestal zijn deze meetprogramma's gericht op een bepaald onderdeel of probleemveld in het milieu waarover meer gedetailleerde informatie wenselijk is. Voorbeelden hiervan zijn onder andere de 'Boskartering', 'Snelwegen' en 'Effecten Bemesting' (In appendix 1 worden de relevante meetnetten en meetprogramma's meer in detail besproken).

In het onderhavige rapport wordt de kwaliteit van bodem en grondwater beschreven op basis van de resultaten van de genoemde meetnetten en meetprogramma's in 1991. Waar mogelijk is een kwalitatieve diagnose gesteld ten aanzien van de gemeten kwaliteit.

Dit rapport maakt onderdeel uit van een drieluik, namelijk :

- Milieudiagnose 1991
 - I Integrale rapportage
lucht- bodem- en grondwaterkwaliteit
- Milieudiagnose 1991
 - II Luchtkwaliteit
- Milieudiagnose 1991
 - III Bodem- en Grondwaterkwaliteit

De opzet van dit drieluik is dat de twee laatstgenoemde rapporten verslag doen van de meetresultaten die in 1991 beschikbaar zijn gekomen en als zodanig mede een onderbouwing vormen voor het integrale rapport. Daarnaast zijn de twee laatstgenoemde rapporten zelfstandig leesbaar.

De milieudiagnose 1991 heeft een 'pilot' karakter. Het is een eerste stap op weg naar een integrale milieudiagnose binnen de in de toekomst op te stellen jaarlijkse 'Milieubalans' en de vierjaarlijkse 'Milieuverkenning'.

Aangezien het een 'pilot study' betreft, is geen 100% volledigheid nagestreefd. Alle relevante stoffen die

via meetnetten of meetprogramma's in 1991 zijn gemeten of waarvan de resultaten nog niet eerder zijn gerapporteerd (met name m.b.t. bodem en grondwater), worden behandeld in de delen Lucht- en Bodem- en Grondwaterkwaliteit. In het integratiedeel zijn echter accenten gelegd waardoor slechts een beperkt aantal stoffen in samenhang besproken wordt. Dit betekent ook dat ten aanzien van beschrijving en verklaring in het integratie deel een grotere aandacht wordt gegeven. Daarentegen worden de meetresultaten in het integratiedeel slechts summier en geaggregeerd besproken. In het integratiedeel is sprake van een thematische indeling, terwijl de hoofdingeling in dit deel compartimentsgewijs is, namelijk bodem, ondiep en diep grondwater. De subindeling per compartiment is echter wel weer thematisch. Ook in dit deel zijn evenals in het integratiedeel verschillen in stijl en mate van diepgang aanwezig. Zowel wat betreft figuren als de mate van detail van bespreking zijn er verschillen. Graag nodigen de opstellers de lezers uit aan te geven welke hoofdstukken het best qua stijl en diepgang bevallen en verbeteringen c.q. aanpassingen te suggereren.

Aan deze 'pilot' hebben het Laboratorium voor Luchtonderzoek, het Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek en het Staring Centrum een bijdrage geleverd. Het is de bedoeling dat deze 'pilot' volgend jaar een bredere grondslag krijgt, waaraan ook door andere laboratoria binnen het RIVM en externe instituten wordt bijgedragen.

In hoofdstuk 2 van dit rapport wordt een beknopte beschrijving van de ondergrond en de bodem gegeven, zodat de 'natuurlijke' verschillen in Nederland duidelijk worden en de presentatie van de resultaten ook in de context van deze 'natuurlijke' verschillen kunnen worden geplaatst. In hoofdstuk 3 wordt aangegeven hoe de normstelling t.a.v. bodem- en grondwater is uitgewerkt en onderlinge samenhang vertoont en in welke zin bepaalde milieubelastingen c.q. overschrijdingen van normen aanleiding geven tot effecten op de mens en/of op ecosystemen. In de hoofdstukken 4, 5 en 6 wordt ingegaan op de gemeten kwaliteit van de bodem, het ondiepe grondwater en het diepe grondwater. In al deze hoofdstukken worden de resultaten van de metingen of modelresultaten getoetst aan normen.

2. DE KENMERKEN VAN DE BODEM

2.1 Inleiding

In Nederland wordt de bodem gedefinieerd als het geheel van de vaste delen van de aarde met de zich daarin bevindende vloeistoffen (water), gassen en organismen, vanaf aardoppervlak tot een diepte die voor menselijk ingrijpen niet meer toegankelijk is. Volgens deze definitie is het grondwater een integraal onderdeel van de bodem, maar in de praktijk is het vaak zinvol om een onderscheid te maken tussen de vaste delen van de bodem en het zich daarin bewegende grondwater.

2.2 Verschillende functies van de bodem

De bodem bezit diverse functies die van belang zijn voor de menselijke samenleving en voor de natuurlijke omgeving van die samenleving. Voorbeelden van dergelijke functies die in de Nederlandse situatie een rol spelen, zijn:

- draagvlak voor mens en dier, maar ook voor allerlei andere zaken, zoals technische constructies;
- draagvlak en voedingsbodem voor planten; dit kunnen landbouwgewassen zijn, maar ook de natuurlijke vegetatie;
- leverancier van diverse grondstoffen, zoals klei, zand en water, maar ook aardolie en aardgas;
- opslagplaats, al of niet gewild, voor afvalproducten van de menselijke samenleving;
- in het algemeen vormt de bodem met al haar aspecten een onderdeel van de natuurlijke leefomgeving.

Het potentieel behouden van de functies die een bepaalde bodem op basis van zijn natuurlijke karakteristieken kan vervullen, wordt aangeduid met het begrip *multi-functionaliteit*. De multi-functionaliteit van de bodem kan worden aangetast door menselijk ingrijpen zoals de belasting van de bodem met verontreinigende stoffen. De mate van aantasting van de multi-functionaliteit hangt behalve van de menselijke ingreep ook af van de natuurlijke kenmerken van de Nederlandse bodem en van de geohydrologische situatie. Hierop wordt in de volgende paragrafen nader ingegaan.

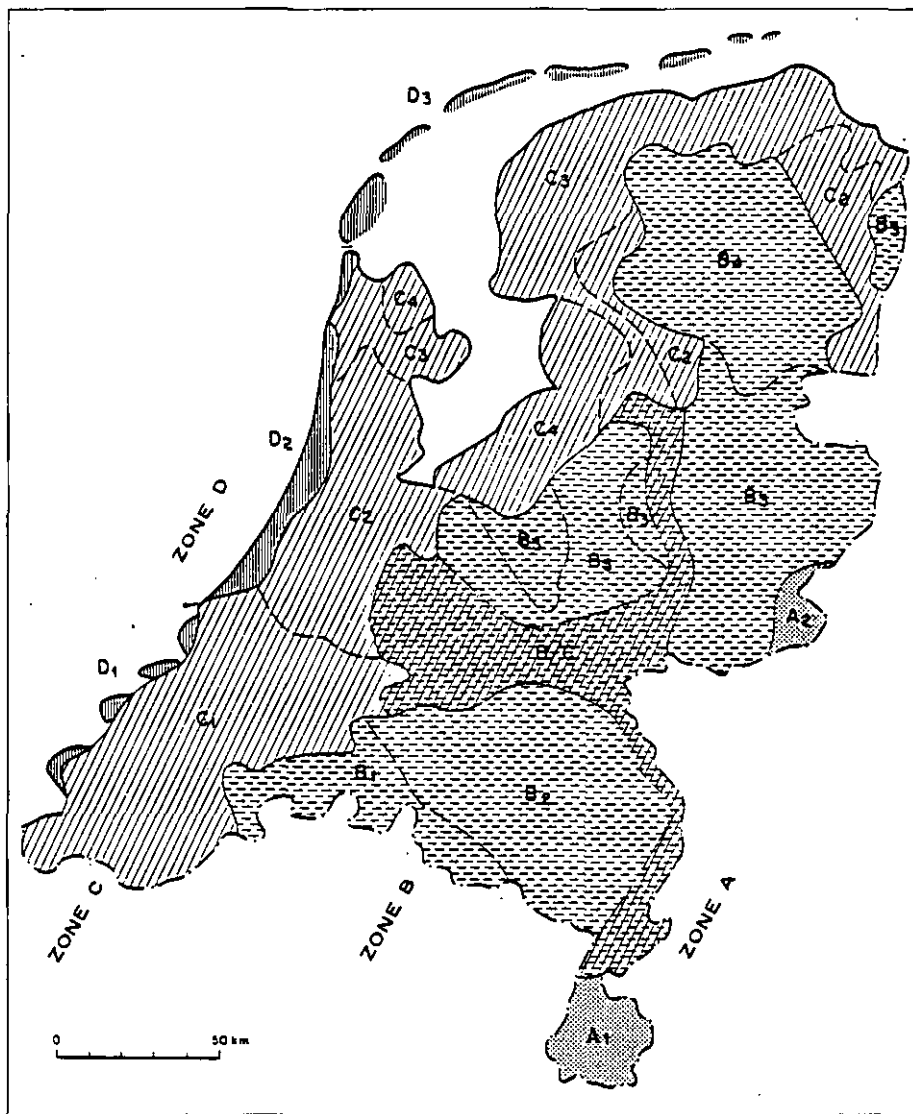
2.3 Natuurlijke kenmerken van de Nederlandse bodem

De aard van de diepere, maar ook van de ondiepe bodem van Nederland is vooral bepaald door de ligging van ons land in een ten opzichte van het zeeniveau dalend bekken waardoor de Rijn stroomt. Het bekken is opgevuld met zogenaamde kwartaire afzettingen.

De Kwartaire sedimenten (een begrip dat de meest recente geologische periode aanduidt) zijn voor Nederland van groot belang en kunnen worden onderverdeeld in Pleistocene en Holocene afzettingen. In het Pleistoceen (de periode van twee miljoen jaar geleden tot 10 000 jaar geleden) zijn vooral zandige sedimenten neergelegd, maar in het Holoceen (van 10 000 jaar geleden tot nu) overheersen omstandigheden waarin kleilagen werden afgezet en veen werd gevormd. Deze kleilagen ontstonden vooral in de huidige vallei van de Rijn (rivierklei) en in de kustgebieden (zeeklei). In de hogere gebieden zijn nauwelijks Holocene afzettingen aanwezig; hier liggen de zandige lagen vaak tot aan het landoppervlak. De dikte van de Pleistocene afzettingen varieert van enkele tientallen tot enkele honderden meters. Holocene afzettingen kunnen tot enkele tientallen meters dik zijn.

Een eerste indeling om Nederland op te delen is in zandgebieden, waar de bodem tot grote diepte overwegend zandig is, in gebieden met rivierklei of zeeklei, waar de bovenste meters (soms meer dan tien meter) uit klei bestaan en in veengebieden, waar in de ondiepe bodem veen aanwezig is tot een diepte van enkele meters.

In de zandgebieden is het grondwater relatief kwetsbaar voor uitspoeling van op de bodem gedeponeerde verontreinigingen. Zandgronden zijn in het algemeen goed doorlatend en bezitten een betrekkelijk gering vermogen om andere stoffen aan zich te binden, vooral door adsorptie, of om stoffen door (bio)chemische processen te verwijderen. Dit houdt echter ook in dat een ingedrongen stof weer relatief snel uit het desbetreffende zand kan uitspoelen. Kleigronden hebben wel de eigenschap dat ze stoffen kunnen vasthouden en veengronden in veel gevallen in nog sterkere mate. Bovendien is in veen, maar toch ook in kleilagen, door de aanwezigheid van organisch materiaal een relatief groot aantal (bio)chemische processen werkzaam. Verder zijn vooral kleigronden maar ook veengronden slechtdoorlatend, zodat ook eventueel mobiele verontreinigingen moeilijk in het grondwater kunnen doordringen.

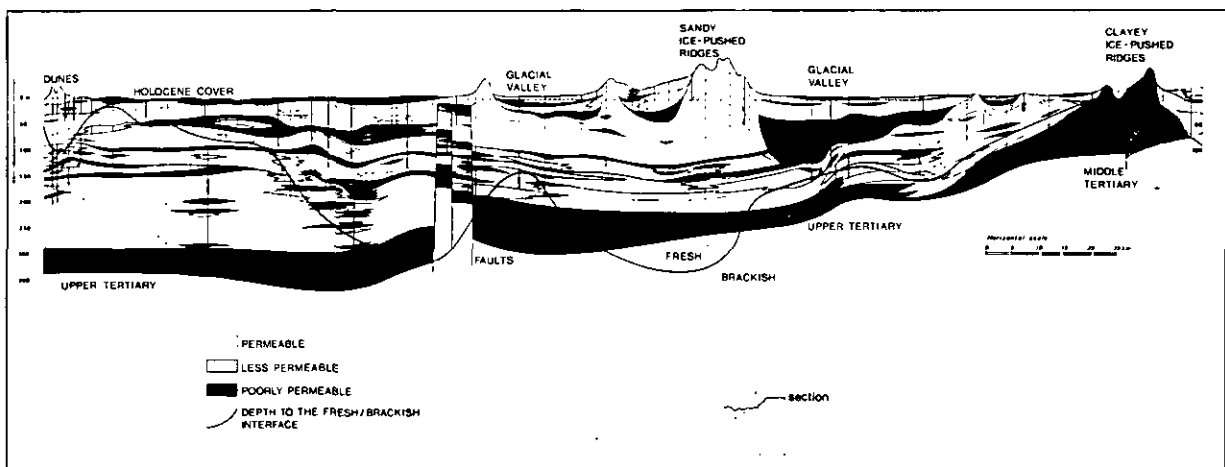


Figuur 2.1: Een hydrologische indeling van Nederland (Engelen, 1980).

De bovengenoemde bodemkundige indeling van Nederland komt globaal overeen met een hydrologische indeling van Nederland (Figuur 2.1). Hierin vormen de gebieden A de zones waar slecht doorlatende tertiaire afzettingen tot aan maaiveld kunnen voorkomen. De B-zones vormen de hoger gelegen vrij afwaterende zandgebieden. De C-zones zijn de laag gelegen, kunstmatig gedraineerde poldergebieden met hoofdzakelijk Holocene klei- en veenafzettingen aan maaiveld. De D-zone wordt gevormd door de vrij afwaterende zanden van de hoger gelegen duingebieden.

2.4 Grondwaterstroming in Nederland

De grondwaterstroming in Nederland wordt in sterke mate bepaald door de wijze waarop de Nederlandse bodem gevormd is en is dus ook direct gerelateerd aan de in de vorige paragraaf geschetste bodemkundige en hydrologische indeling. Een geohydrologische schematisering van Nederland is weergegeven in Figuur 2.2. Duidelijk komen hierin de hooggelegen zandgebieden naast de laaggelegen poldergebieden naar voren. De stroming van grondwater kan gezien worden als het transport van water afkomstig uit het neerslagoverschot (neerslag minus verdamping) en lokaal infiltrerend oppervlaktewater. In de hoge delen van het zandgebied zal vrijwel het gehele neerslagoverschot door de bodem afgevoerd worden;



Figuur 2.2: Geohydrologische schematisering van Nederland.

in klei en veengebieden speelt ook de oppervlakkige afvoer een rol.

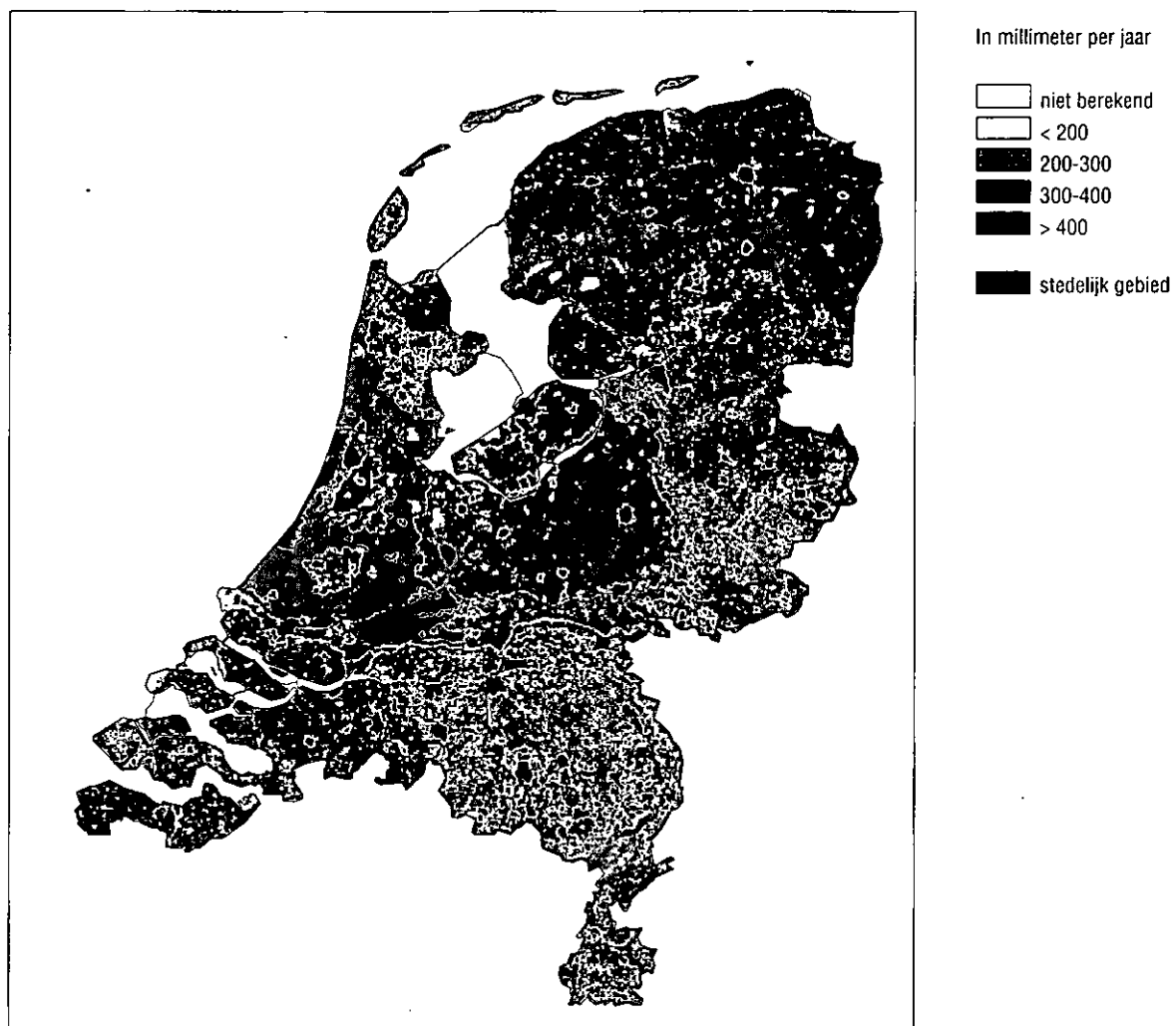
De grootte van de voeding is mede bepalend voor de verblijftijd van het grondwater in de bodem. De grootte van het neerslagoverschot wordt sterk bepaald door het bodemtype, de grondwaterstand en de aard van de vegetatie. Een beeld hiervan geeft *Figuur 2.3*. Afhankelijk van lokale omstandigheden, zoals de aanwezigheid van kleilagen in de ondiepe ondergrond, zal globaal 100 à 300 mm van het jaarlijkse neerslagoverschot in de zandgebieden aan het grondwater worden toegevoegd. Rekening houdend met een porositeit in de zandafzetting van ca 35% komt dit overeen met een neerwaarts gerichte verticale transportsnelheid van het grondwater van minder dan 1 meter per jaar. In kwelgebieden is sprake van een opwaarts gerichte stroming. Het infiltrerende neerslagoverschot wordt daar in principe zijdelings afgevoerd naar het oppervlaktewater. Laaggelegen zandgebieden zijn vaak overganggebieden waar seizoensgebonden zowel kwel als infiltratie kan voorkomen.

In de Holocene gebieden met klei- en veenlagen in de ondiepe bodem heerst een andere situatie dan in de zandgebieden. Meestal zal een groot deel van het neerslagoverschot oppervlakkig worden afgevoerd, zodat de aanvulling van het grondwater gering is of zelfs ontbreekt. In een situatie met naast elkaar uitgesproken kwel- en infiltratiepolders kan de stroming van het grondwater echter nog aanzienlijk zijn. In vrijwel alle gevallen zullen de verblijftijden van het grondwater in de watervoerende pakketten relatief groot zijn en kunnen oplopen tot zelfs duizenden jaren. Naast drainage van het ondiepe grondwater vindt in de laaggelegen Holocene gebieden veelal ook grondwateraanvulling plaats door infiltratie van oppervlaktewater.

De horizontale stroming van het grondwater wordt bepaald door de stijghoogtegradiënt van het grondwater en de doorlatendheid van de bodem.

Globaal varieert in Nederland de horizontale stromingssnelheid van het grondwater tussen enkele meters en enkele honderden meters per jaar. In de meeste gevallen bedraagt de stromingssnelheid enkele tientallen meters per jaar.

In resumé kan worden gesteld dat de natuurlijke kenmerken van de Nederlandse bodem en ondergrond en het klimaat leiden tot het volgende verwachtingspatroon ten aanzien van het gedrag van verontreinigingen. In klei- en veengebieden speelt accumulatie van zware metalen en organische microverontreinigingen in de bodem een sterk overwegende rol en zullen oplosbare componenten waaronder stikstof veelal afspoelen en/of uitspoelen naar het oppervlaktewater. In zeer beperkte mate vindt uitspoeling naar het grondwater plaats. In zandgebieden vindt een relatief grotere uitspoeling naar het grondwater plaats, waarbij stoffen zich relatief traag in verticale zin verplaatsen ($< 1\text{ m j}^{-1}$) en de verplaatsingsnelheden in horizontale zin een factor tien tot honderd groter zijn.



Figuur 2.3: Het neerslagoverschot

3. BELASTING, NORMSTELLING EN EFFECTEN

3.1 Belasting van de bodem

In tegenstelling tot deel II Luchtkwaliteit is er in deel III Bodem- en Grondwaterkwaliteit voor deze 'pilot' voor gekozen om de belasting naar de bodem alleen in de integrale rapportage te behandelen. De redenen hiervoor zijn:

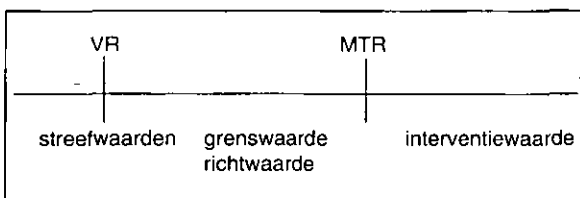
- de belasting van de bodem bestaat uit belasting via de lucht (atmosferische depositie) en via andere routes (bv. landbouw); dit zou betekenen dat herhaling van behandeling zou optreden;
- de mate van detail waarin de belasting besproken zou moeten worden, verschilt niet tussen de delen I en III, en bespreking in deel I is noodzakelijk.

3.2 Normstelling en effecten

3.2.1 Samenhang tussen systemen van normstelling

Door middel van de notitie Begrippenkader van het milieubeleid (VROM, 1988) heeft het ministerie van VROM getracht in het beleid gebruikte termen ten aanzien van de kwaliteit van een milieucompartiment terug te brengen tot één coherent kader. In dit kader zijn vier termen gegeven: *grens-, richt-, streef- en interventiewaarden*. De hoogte van deze waarden voor een stof wordt afgeleid uit de risicogrenzen die door de overheid zijn vastgelegd in de notitie Omgaan met Risico's, (VROM, 1988) nl. het *Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR)* en het *Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR)* (Figuur 3.1).

Figuur 3.1: Relaties tussen risiconiveaus en normen



Definities

- *Streefwaarden* zijn milieukwaliteitsniveaus waarbij de risico's voor het optreden van als nadelig gevalueerde effecten verwaarloosbaar worden

geacht. Streefwaarden zijn in principe verbonden aan het verwaarloosbaar risiconiveau. *Referentiewaarden* of *A-waarden* zoals gehanteerd in de Leidraad bodembescherming zijn synoniem met streefwaarden. In de notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water (VROM, 1991) zijn voor een aantal stoffen streefwaarden afgeleid op basis van gegevens met betrekking tot ecotoxicologische risico's en op basis van voorkomen in het milieu op niet-verontreinigde plaatsen (achtergrondniveaus). Tevens is nagegaan of naast de ecologische functie ook andere belangrijke en kwetsbare functies, zoals de drinkwater- en landbouwfunctie, bij de vastgestelde streefwaarde beschermd zijn.

- *Grenswaarden*, wettelijk vastgelegd in een AMvB, moeten in acht genomen worden en dienen te worden beschouwd als resultaatsverplichting. Niet-wettelijke grenswaarden hebben de status van de notitie waarin zij zijn vastgesteld. Zo dienen grenswaarden vastgesteld in de derde Nota Waterhuishouding (V&W, 1988) te worden beschouwd als inspanningsverplichting. *Richtwaarden* dienen, al dan niet op termijn, zoveel mogelijk te worden bereikt en gehandhaafd en dienen te worden beschouwd als inspanningsverplichting. Beide waarden liggen op het maximaal toelaatbaar risiconiveau of lager. Bij de vaststelling van grens- en richtwaarden vindt ook een economische afweging plaats. Aan grens- en richtwaarden is een realisatietermijn verbonden. Grens- en richtwaarden moeten regelmatig worden aangepast tot ze op het niveau van de streefwaarden liggen (voortschrijdende normstelling). Voor de bodem is dit systeem van grens- en richtwaarden niet van toepassing, omdat een dergelijk systeem uitgaat van verbetering van de milieukwaliteit als gevolg van vermindering van de belasting. Lagere belasting van de bodem leidt voor accumulerende en persistente stoffen veelal niet tot verbetering.
- *Interventiewaarden* betreffen kwaliteitsdoelstellingen die worden vastgesteld met het oog op directe actie (ontruiming, saneringsonderzoek, e.d.). Interventiewaarden liggen op het maximaal toelaatbaar risiconiveau of hoger. De *C-toetsingswaarden* voor bodemsanering zijn voorbeelden van interventiewaarden. In de afgelopen jaren is een project uitgevoerd om aan de C-toetsingswaarden een ecotoxicologische en humaan-toxicologische basis te geven (Van den Berg en Roels, 1991). Naar verwachting zullen deze voorstellen voor wijziging van de C-toetsingswaarden begin 1993 van kracht

worden en de huidige waarden vervangen. De huidige waarden zijn met name gebaseerd op de toen beschikbare humaan-toxicologische informatie, waarbij stofgedrag verder geen rol speelde. Tegelijkertijd wordt met de invoering van de nieuwe voorstellen een nieuwe structuur voor het Nader Onderzoek van kracht, waarmee ook de huidige B-waarde vervalt. Deze B-toetsingswaarde was het niveau dat bij overschrijding in het Oriënterend Onderzoek tot uitvoering van het huidige Nader Onderzoek leidde. De huidige B-toetsingswaarden zijn evenals de huidige C-toetsingswaarden niet in relatie tot VR of MTR geschaald. B-waarden liggen ergens tussen de helft en een tiende van de C-waarden.

Kwantificering

Van belang bij de kwantificering van de hiervoor genoemde waarden zijn de definities voor het verwaarloosbaar en maximaal toelaatbaar risiconiveau (VROM, 1988). Het VR is de concentratie van een stof waaronder het risico voor het optreden van als nadelig te waarden effecten verwaarloosbaar wordt geacht. Het MTR is het niveau waarop het risico voor optreden van effecten maximaal toelaatbaar is.

Voor risico's voor de mens wordt het individuele risico als maat gehanteerd. Bij ecosystemen worden populaties als maat gehanteerd.

Voor de risico's voor de mens wordt een onderscheid gemaakt tussen stoffen met en zonder een drempelwaarde. Voor stoffen met een drempelwaarde (een bepaald niveau voor blootstelling waaronder geen effecten meer optreden) ligt het MTR op de ADI (Acceptable Daily Intake) of TDI (Toxicologisch Toelaatbare Dagelijkse Inname), berekend conform aanbevelingen van de Gezondheidsraad uit het no effect level (NEL). Bij stoffen zonder drempelwaarde (de genotoxische carcinogenen) ligt het MTR voor de mens op een risico van 10^{-6} jr⁻¹ (de dosis of concentratie waarbij jaarlijks 1 extra kanker geval op 1 miljoen blootgestelde mensen optreedt).

Voor bescherming van ecosystemen wordt verondersteld dat bescherming op het niveau van de structuur van de ecosystemen eveneens voldoende bescherming biedt aan de functies. Het MTR voor ecosystemen ligt op de volledige bescherming van 95% van de soorten.

Het VR wordt in principe op 1/100 van het MTR gesteld. Zodoende wordt voldoende rekening gehouden met meervoudige blootstelling en onzekerheden in risicoschatting.

Voor de voorstellen voor de nieuwe C-toetsingswaarden is bij deze principes aangehaakt. Bij de overschrijding van de C-toetsingswaarde is sprake van 'ernstig gevaar' voor vermindering van de functionele eigenschappen die de bodem voor mens, plant of dier heeft. Dit is gekwantificeerd in een niveau gelijk aan de TDI voor stoffen met een drempelwaarde, aan een risico van 10^{-6} jr⁻¹ of 10^{-4} leven⁻¹ voor stoffen zonder drempelwaarde en 50% volledige bescherming van de soorten in het ecosysteem. Voor de risico's voor de mens is dus gekozen voor het MTR-niveau als kwantificering omdat blootstelling aan hogere niveaus als onaanvaardbaar wordt gezien. Hierbij is sprake van overschrijding van het MTR-niveau alleen als gevolg van blootstelling aan bodemverontreiniging; maar daarboven vindt ook nog blootstelling via andere routes plaats. Voor de risico's voor het ecosysteem is gekozen voor een criterium dat duidelijk boven het MTR voor ecosystemen geldt. Tabel 3.1 geeft een samenvatting.

Andere normen

Naast deze op risico's gebaseerde normen zijn er ook een aantal kwaliteitsnormen bv. de *drinkwater-normen* zoals beschreven in het Waterleidingbesluit overeenkomstig de EG-Drinkwaterrichtlijn, en de *gewasnormen*, zoals genoemd in de Warenwet (zware metalen en anorganische verbindingen) en de Residubeschikking (bestrijdingsmiddelen). Deze normen kunnen gebaseerd zijn op risico's, maar kunnen ook pertinente kwaliteitseisen (er mag niet meer in

Tabel 3.1: Samenhang in en kwantificering van het normenstelsel.

Norm	Ecosysteem	Mens	
		Stoffen met	zonder drempelwaarden
Streefwaarde (VR)	1/100 MTR	1/100 MTR	1/100 MTR
MTR niveau	95% bescherming	TDI	10^{-6} jr ⁻¹
Interventiewaarde	50% bescherming	TDI	10^{-6} jr ⁻¹

zitten dan ...) betreffen. De kwaliteitseisen in het Waterleidingbesluit zijn vooral gebaseerd op de richtlijn van 15 juli 1980 van de EG (80/778/EG) betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water ('drinkwaterrichtlijn'). In deze richtlijn zijn voor een aantal stoffen richtniveaus en/of maximaal toelaatbare concentraties gegeven. Als uitgangspunt bij het opstellen van deze waarden is gesteld, dat indien water aan de gestelde eisen voldoet er bij consumptie geen risico's voor de volksgezondheid zullen ontstaan.

Er is dus geen vaste positie aan te geven voor deze kwaliteitsnormen t.o.v. de risico gerelateerde normen. Zo is de drinkwaternorm voor de meerderheid van de stoffen waarvoor nieuwe interventiewaarden worden voorgesteld strenger, maar voor een beperkt aantal stoffen (bv. benzo(a)pyreen, chryseen, HCB, PCBs) hoger dan de voor grondwater voorgestelde interventiewaarde.

In de *Tabellen 3.2* en *3.3* zijn de overzichten gegeven van de streefwaarden, MTR-niveaus, huidige B- en C-waarden, nieuwe voorstellen voor de C-waarden, gescheiden in ecotoxicologische en humaan-toxicologische waarden en tenslotte drinkwaternormen. In beide tabellen, één voor grond en één voor grondwater/oppervlaktewater, is een blok gevormd van de risico-afgeleide waarden (t/m voorstellen voor interventiewaarde), de huidige B- en C-waarden (VROM, 1983/1990) en de kwaliteitswaarden voor drinkwater.

3.2.2 Effecten op het ecosysteem

Effecten van (te) hoge gehalten van stoffen in de bodem op ecosystemen zijn niet of nauwelijks in beeld gebracht. Om effecten te kunnen voorspellen van waargenomen gehalten is dan ook erg moeilijk. Op dit moment is de enig mogelijke wijze een vergelijking met normen, die afgeleid zijn op basis van effecten op ecosystemen, met name vastgesteld in laboratorium-experimenten. Bij de extrapolatie van deze effecten speelt vooral biobeschikbaarheid een grote rol (een loden asbak begraven in de bodem geeft een hoog gehalte in de grond, maar leidt niet tot een effect). Naast directe effecten op bodemfauna en vegetatie zijn indirecte effecten mogelijk door hoge gehalten in voor consumptie geschikte gewassen en door het verschijnsel doorvergiftiging.

Voor metalen geldt in het algemeen dat zowel de MTR- als streefwaardenniveaus, gebaseerd op effecten op het ecosysteem, lager liggen dan de achtergrondgehalten (vastgesteld voor relatief onbelaste natuurlijke terreinen) en daarom zijn de streefwaarden op deze

achtergrondniveaus vastgesteld. Vooralnog is bij de vaststelling van de streefwaarden nog geen rekening gehouden met het aspect doorvergiftiging, maar op niveau van de interventiewaarden is hier wel, hoewel niet systematisch rekening mee gehouden.

In *Tabel 3.2* zijn voor de voor deze studie relevante stoffen, voor zover beschikbaar, de streefwaarden (VROM, 1991), het MTR-niveau (Van de Meent *et al.*, 1990) en de voorgestelde ecotoxicologische interventiewaarden voor grond (Denneman en van Gestel, 1990/1991) gegeven. De waarneming van de gehalten in de bodem kunnen daarmee aan deze niveaus getoetst worden om een eerste indruk te krijgen van de mogelijke effecten op het ecosysteem.

Ook in het grondwater komen organismen voor die beschermd moeten worden. Over de effecten van stoffen op deze organismen is weinig tot niets bekend. Ook zijn er nog geen toetsen beschikbaar om toxiciteitsgegevens ter beschikking te krijgen.

Om toch iets over de mogelijke effecten op deze grondwaterorganismen te kunnen zeggen, kunnen de streefwaarden voor oppervlaktewater of grondwater (*Tabel 3.3*) gehanteerd worden. Hierbij is de gedachte dat zowel de organismen in oppervlaktewater als in grondwater op dezelfde wijze via de waterfase worden blootgesteld. Verder zijn de organismen die in het grondwater voorkomen vergelijkbaar met die in het oppervlaktewater (m.n. kreeftachtigen).

3.2.3 Effecten op de volksgezondheid

Blootstelling van de mens aan verontreinigde bodem (incl. het grondwater) zou kunnen leiden tot effecten op de gezondheid van de mens. Directe blootstelling van de mens door inhalatie van verontreiniging uit de bodem (via de kruipruimte), ingestie van grond (vooral kinderen) of dermaal contact leidt in het algemeen niet tot waarneembare effecten op de gezondheid. Indirecte blootstelling door consumptie van gewassen, geteeld op verontreinigde grond, of gebruik van verontreinigd grondwater als drinkwater, zal veel eerder tot aantoonbare effecten kunnen leiden.

Bij de afleiding van streefwaarden is de humaan-toxicologische component niet direct meegenomen maar is nagegaan of de drinkwaterfunctie en landbouwfunctie beschermd zijn. Bij de afleiding van de interventiewaarden is de humane component direct meegenomen. Ten behoeve van de afleiding van de humaan-toxicologische interventiewaarden is een inventarisatie van de beschikbare literatuur betreffende mogelijke effecten uitgevoerd (Vermeire *et al.*, 1991). Op basis van deze literatuur is per stof de toxicologisch toelaatbare dagelijkse inname (TDI) afgeleid, ofwel de dosis die bij levenslange dagelijkse bloot-

stelling niet leidt tot enig schadelijk effect bij de mens. Op basis van de TDI en een gekozen blootstellingsscenario is berekend welke gehalten in de bodem hierbij horen. Deze gehalten leiden bij levenslange dagelijkse blootstelling naar verwachting dus niet tot een effect op de gezondheid. Bij welk gehalte dit wel het geval zal zijn, is op basis van de beschikbare informatie niet te voorspellen. De TDIs zijn in het algemeen afgeleid uit dierexperimentele gegevens en extrapolatiefactoren.

In Tabel 3.2 zijn de aldus afgeleide voorstellen voor humaan-toxicologische interventiewaarden voor grond gegeven. Bijstelling hiervan zal nog plaatsvin-

den, maar aangezien dat nog in discussie is, wordt daar nu niet op ingegaan.

Slotopmerking

Hoewel in de tabellen en dit overzicht naar allerlei normen en waarden wordt verwezen, wordt in de volgende hoofdstukken bij de toetsing van gemeten gehalten en concentraties voornamelijk getoetst aan de streefwaarden, de drinkwaternormen en de B- en de C-waarde.

Tabel 3.2: Vergelijking van streefwaarden, MTR-niveaus en humaan-toxicologische en ecotoxicologische interventiewaarden en huidige B- en C-toetsingswaarden voor grond voor een standaardbodem (25% lutum en 10% organische stof).

Stof	Streefwaarde ¹ [mg kg ⁻¹]	MTR niveau ² [mg kg ⁻¹]	voorgestelde interv.waarden		huidige C-waarde [mg kg ⁻¹]	huidige B-waarde [mg kg ⁻¹]
			ecotoxicol. ³ [mg kg ⁻¹]	humaan-tox. ⁴ [mg kg ⁻¹]		
Arseen	29 ⁵	7,1	40	300	50	30
Cadmium	0,8 ⁵	0,17	12	1,8	20	5
Chroom	100 ⁵	2,4	230	2140	800	250
Koper	36 ⁵	3,5	190	5020	500	100
Kwik	0,3 ⁵	0,2	10	87	10	2
Lood	85 ⁵	22	290	162	600	150
Nikkel	35 ⁵	2,6	210	1790	500	100
Zink	140 ⁵	0,7	720	1840	3000	500
som PCBs	0,02		70	7,6-12	10	1
PAK	0,015-0,05 ⁶	1,3-5,2 ⁶	40	88-86900 ⁶	10-100 ⁶	1-10 ⁶
som PAK	1				200	20
Benzeen	0,05		25	48	5	0,5
Tolueen	0,05		150	368	30	3
Xyleen	0,05		-	73	50	5
Atrazin	0,00005	0,065	6	21	10	1
DDT	0,0025		4	10400	5	0,5
Endosulfan	0,0025		0,6	-	5	0,5
HCB	0,0025		30	25	10	1
Dieldrin	0,0005	0,05	4	5	5	0,5
Aldrin	0,0025		0,4	12	5	0,5
Lindaan	0,00005	0,005	2	18	5	0,5

RISICO-BLOK

KWALITEITSBLOK

¹ Streefwaarde ligt op verwaarloosbaar risiconiveau (VR), met uitzondering voor de metalen waar de streefwaarde op het achtergrondgehalte ligt; in principe: VR = 1/100 MTR. Streefwaarden zijn vastgelegd in het Beleidsstandpunt over de notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen Bodem en Water (VROM, 1992).

² Maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR), 95% bescherming ecosysteem.

³ 50% bescherming ecosysteem.

⁴ Vastgesteld op humaan MTR-niveau: overschrijding ADI/TDI of een kankerrisico van 10⁻⁴/leven ten gevolge van bodemverontreiniging.

⁵ Streefwaarde op achtergrondniveau vastgesteld (zie ook ¹).

⁶ Per individuele PAK is een verschillende waarde mogelijk; de spreiding hierin is gegeven.

Tabel 3.3: Vergelijking van streefwaarden voor grond- en oppervlaktewater, MTR-niveaus voor oppervlaktewater, interventiewaarden voor grondwater, huidige B- en C-toetsingswaarden voor grondwater en drinkwaternormen.

Stof	Streef waarde ¹ grondwater [µg l ⁻¹]	Streef waarde ¹ oppervl.water [µg l ⁻¹]	MTR niveau ² oppervl.water [µg l ⁻¹]	voorgestelde interv.wrd. ³ [µg l ⁻¹]	huidige C-waarde [µg l ⁻¹]	huidige B-waarde [µg l ⁻¹]	drink-waternorm Waterleiding-besluit [µg l ⁻¹]	EG-richtlijn richt-niveau [µg l ⁻¹]	max. toelatb. conc. [µg l ⁻¹]
Aluminium							200	50	200
Arseen	10	4	8,6	40	100	30	50		50
Barium	50			600	500	100	500	100	
Cadmium	0,4	0,01	0,16	6	10	2,5	5		5
Chroom	1	0,5	2,0	15	200	50	50		50
Koper	15	1	1,7	35	200	50	100	100	
Kwik	0,05	0,003	0,01	0,3	2	0,5	1		1
Lood	15	0,2	2,0	50	200	50	50		50
Nikkel	15	7	1,4	40	200	50	50		50
Zink	65	2	1,6	300	800	200	100	100	
som PCBs	0,01			0,03	1	0,2			
PAK	0,0002-0,1 ⁴	0,0002-0,1 ⁴	0,02-10 ⁴	0,01-75 ⁴	1-30 ⁴	0,2-7 ⁴			
som PAK					40	10	0,2		
Benzeen	0,2			1300	5	1			
Tolueen	0,2			1200	50	15			
Xyleen	0,2			190	60	20			
Atrazin	0,0075	0,0075	0,75	150	2	0,5	0,1		
DDT	d			0,01	1	0,2	0,1		
Endosulfan	d				1	0,2	0,1		
HCB	0,01			0,5	2	0,5	0,1		
Dieldrin	0,00002	0,00002	0,045	0,07	1	0,2	0,1		
Aldrin	d			0,005	1	0,2	0,1		
Lindaan	0,0002	0,0002	0,55	1,5	1	0,2	0,1		
Som bestrijdingsm.						0,5			
	[mg l ⁻¹]				[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]
Sulfaat	150						150	25	250
Nitraat-N	5,6						11,3	5,6	11,3
Ammonium-N	2-10 ⁵				3	1	0,16	0,04	0,4
Fosfaat-P	0,4-3 ⁶				0,7	0,2	2	0,4	5
Kalium							12	10	12
Chloride	100						150	25	

RISICO-BLOK

KWALITEITSBLOK

¹ Streefwaarde ligt op verwaarloosbaar risiconiveau (VR); in principe: VR = 1/100 MTR. Streefwaarden zijn vastgelegd in het Beleidsstandpunt over de notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen Bodem en Water (VROM, 1992).

² Maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR), 95% bescherming ecosysteem.

³ Zoals voorgesteld op basis humaan-toxicologische en ecotoxicologische interventiewaarden voor grond, met inachtneming direct gebruik als drinkwater.

⁴ Per individuele PAK is een verschillende waarde mogelijk; de spreiding hierin is gegeven.

⁵ De waarde van 2 mg N l⁻¹ geldt voor de zandgebieden, de waarde van 10 mg N l⁻¹ voor klei- en veengebieden.

⁶ De waarde van 0,4 mg P l⁻¹ geldt voor de zandgebieden, de waarde van 3 mg P l⁻¹ voor klei- en veengebieden.

4. DE KWALITEIT VAN DE BODEM

4.1 Inleiding

De kwaliteit van de bodem wordt sterk bepaald door de bodemgesteldheid (het bodemtype) en de belasting van de bodem. De bodem kan zelfs binnen één bodemtype qua samenstelling zeer heterogeen zijn. Ook de belasting kan in tijd en plaats sterk variëren. Voor een representatieve beschrijving van de bodemkwaliteit dienen dan ook vele grondmonsters genomen te worden en is een statistische bewerking van de meetresultaten noodzakelijk om tot verantwoorde uitspraken te kunnen komen.

Om een indruk te krijgen van de bodemkwaliteit in Nederland is de afgelopen jaren door het RIVM een aantal meetprogramma's uitgevoerd:

- Het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit 1e fase (van Duijvenbouden *et al.*, 1992), waarin verschillende combinaties bodemtype/bodemgebruik in heel Nederland zijn onderzocht op verschillende stoffen.
- Een meetprogramma Snelwegen in natuurgebieden (Groot en van Swinderen, 1992), waarin bodem en grondwater langs snelwegen (zand en bosstrooisel) zijn onderzocht op invloeden van het wegverkeer.
- Een Boskartering (Boumans en Beltman, 1991), waarbij bosgebieden zijn onderzocht.
- Een meetprogramma Bestrijdingsmiddelen in de bodem (Koops, 1992).

Daarnaast is een inventarisatie (Boumans en Wessels, 1992) uitgevoerd van, door gemeentes geregistreerde Indicatieve Bodemonderzoeken (IBO's), waarin landbouwgronden die bestemd zijn voor bebouwing zijn onderzocht. Een gedetailleerde beschrijving van de meetprogramma's is gegeven in *Appendix 1*. De resultaten van deze onderzoeken zijn op een zodanige wijze gepresenteerd dat vergelijking met streefwaarden voor bodemkwaliteit mogelijk is.

De verschillende onderzoeken beslaan gezamenlijk een groot deel van het bodemgebruik in heel Nederland (grasland, bouwland, boomgaard, bos- en natuurgebied, wegbermen en gronden die bestemd zijn voor bebouwing (bouwgrond), zodat een opsplitsing naar bodemtype/bodemgebruik eenvoudig te maken is en een beeld verkregen kan worden van de toestand van de bodem in heel Nederland.

In dit hoofdstuk wordt in paragraaf 4.2, 4.3 en 4.4 per stofgroep gekeken naar de 'verspreiding' van stoffen in bodem. De bodemkwaliteit wordt getoetst aan normen en geïnterpreteerd in relatie tot belas-

tingsgegevens en de milieuthema's verzuring en vermisting. Op het thema verzuring wordt in paragraaf 4.5 dieper ingegaan. In paragraaf 4.6 wordt ingegaan op de biologische aspecten van de bodemkwaliteit. In hoofdstuk 4.7 zijn de conclusies weergegeven.

In voorliggende rapportages zijn voor wat betreft zware metalen alleen door het RIVM verzamelde gegevens gebruikt. In het integratiedeel van de milieudiagnoserapportage zijn daaraan uitgebreide bestanden toegevoegd die ter beschikking zijn gesteld door het Instituut voor Bodemvruchtbaarheid en het Laboratorium voor Grond- en Gewasonderzoek. Binnen de aangegeven betrouwbaarheidsmarges passen de resultaten van de bewerking van de RIVM-datasets in het algemeen goed binnen die van de meer uitgebreide totaalsets van het integratiedeel.

Aangezien de streefwaarden voor metalen zijn gerelateerd aan humus en kleigehalten worden de data vergeleken met vier verschillende streefwaarden (SW) voor bodems met een verschillende samenstelling (Fraters, 1991):

- SW humusarm zand; 0,5% lutum en 0,5% organische stof.
- SW humeus zand; 0,5% lutum en 6% organische stof.
- SW klei; 37,5% lutum en 4% organische stof.
- SW veen; 9% lutum en 50% organische stof.

Voor organische verbindingen is een iets andere vergelijking gemaakt, omdat de streefwaarden lineair gecorreleerd zijn met het organische stofpercentage van de bodem, met een minimumwaarde die gelijk is aan de streefwaarde voor een bodem met 2% organische stof en een maximumwaarde die gelijk gesteld is aan een bodem met 30% organische stof.

Voor organische verbindingen is derhalve voor SW-humusarm zand en SW-veen uitgegaan van 2 resp. 30% organische stof. Voor humeus zand en klei zijn de gemiddelde waarden van het organisch stofpercentage genomen, resp. 6 en 4%.

Indien de gehalten relatief hoog bleken te zijn, is een vergelijking gemaakt met de B-toetsingswaarde of de C-toetsingswaarde en eventueel naar de humaantoxicologische en ecotoxicologische interventiewaarden (zie hoofdstuk 3).

4.2 Zware metalen en enkele andere elementen

4.2.1 Landelijk beeld

De gepresenteerde waarden geven een eerste indruk van de bodemkwaliteit in Nederland met betrekking tot zware metalen en enkele andere elementen. De beschikbare gegevens moeten derhalve worden gezien als een eerste indicatie van waar zich problemen voor kunnen doen en in welke richting meetprogramma's moeten worden opgezet en uitgebreid om de kwetsbare bodems in Nederland te kunnen aangeven en om trends te kunnen bepalen.

Desalniettemin ondersteunen de gevonden gehalten de conclusies uit het integratiedeel van de milieudiagnoserapportage, waarin wordt aangetoond dat antropogene activiteiten, zoals belasting vanuit de landbouw en het verkeer, kunnen leiden tot verhoogde metaalgehalten in de bodem.

De gemeten gehalten zijn getoetst aan streef- en B-waarden. Hierbij moet wel worden bedacht dat metaalgehalten van nature lokaal in hogere gehalten kunnen voorkomen dan de streefwaarden. In feite is dan de natuurlijke achtergrond ter plaatse de streefwaarde. Bij toetsing aan de streefwaarde zal dan ook een overschatting van de feitelijke situatie plaatsvinden.

Bij enkele combinaties van bodemgebruik en bodemtypen valt de B-waarde binnen het 95%-betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde (zie *Figuur 4.1*). Hierbij moet worden aangetekend dat de B-waarden feitelijk niet bedoeld zijn voor de beoor-

deling van de milieukwaliteit, niet zijn gerelateerd aan het organisch stofgehalte en het kleigehalte van de bodem, en slechts een beperkte indicatieve waarde hebben. Hierdoor komen de gehalten die zijn gevonden in veen en kleigronden vaak in de buurt van deze B-waarden. Metaalgehalten in zandgronden liggen doorgaans lager dan in klei- en veengronden.

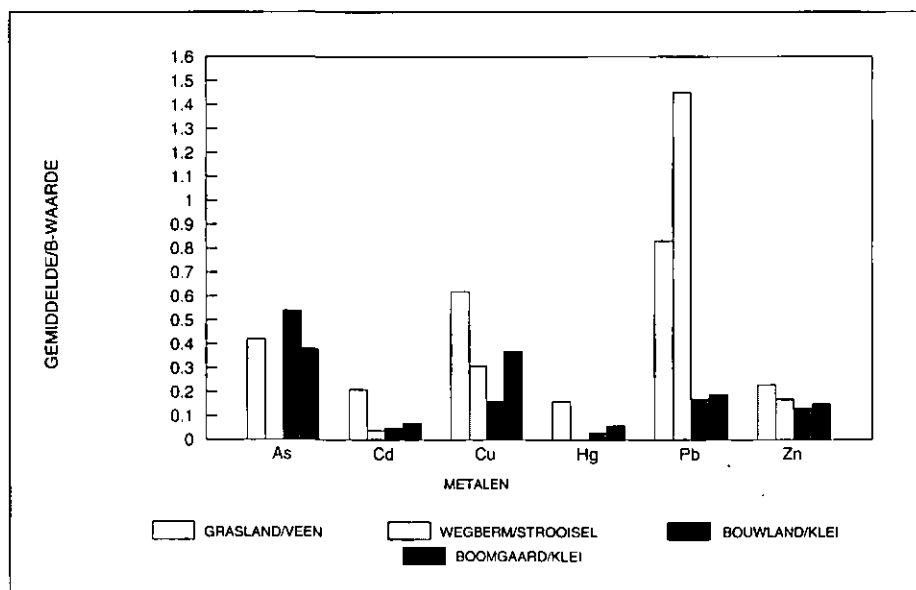
4.2.2 Resultaten en interpretatie

Meetprogramma's en werkwijze

De gegevens voor grasland, bouwland, boomgaard en bosgrond zijn afkomstig van de 1e fase van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (van Duijvenbouden *et al.*, 1992). Hierbij zijn de resultaten voor veldpodzol, vlakvaaggrond en enkeerdgrond op de noemer 'zand' gebracht. Bouwgrondresultaten hebben betrekking op landbouwgronden die zijn onderzocht in het kader van Indicatieve Bodemonderzoeken (IBO's).

De gegevens over wegbermen zijn afkomstig van het meetprogramma Snelwegen. De resultaten van dichtbij (ca 8 m afstand van de snelweg) en veraf (ca 80 m afstand van de snelweg) zijn bij elkaar genomen, omdat de afstandrelatie veelal niet duidelijk is. De strooisellaag langs wegbermen wordt bij de vergelijking met de streefwaarden meegenomen in de categorie veengrond, aangezien het organisch stofpercentage (>30%) zo hoog is dat dit met veen vergeleken kan worden.

Figuur 4.1: De verhouding tussen het gemiddelde metaalgehalte en de B-toetsingswaarde voor de geanalyseerde bodemonsters in verschillende combinaties bodemtype/bodemgebruik.



In het navolgende worden de resultaten van vijf metalen en arseen besproken, waarbij aandacht zal worden besteed aan de zandgronden en de klei/veengronden. Voor deze stoffen zijn de gemiddelde gehalten van de bovenste 10 cm weergegeven in de *Figuren 4.2 t/m 4.7*. Daarna worden de resultaten van de overige metalen besproken. De streefwaarden voor de vier verschillende bodemtypen worden in de figuren met een donkere tint aangegeven. Indien de B-waarde uit de Leidraad Bodemsanering of de C-waarde in de rang van de gevonden gehalten ligt, is deze in de figuren aangegeven. Het 95%-betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde van de gemeten waarden is in de figuren aangegeven met een dwarsstreep.

Gehalten Cd, Cu, Hg, Pb, Zn en As in zandgronden

De laagste metaalgehalten worden gevonden in bosgrond op zand. Deze waarden komen goed overeen met de resultaten van Edelman (1984) die een onderzoek deed naar het voorkomen van metalen in natuurterreinen. De metaalgehalten in bosgrond kunnen min of meer worden beschouwd als natuurlijke achtergrondgehalten. De effecten van atmosferische depositie worden sterk beperkt doordat alleen de minerale bodem is bemonsterd. De metalen worden goeddeels door de bovenliggende strooisellaag uitgefilterd. Deze conclusie wordt bevestigd door het meetprogramma Snelwegen, waarvan wel de strooisellaag is meegenomen. Uit de resultaten blijkt dat de zware metalen zich gedeeltelijk ophopen in de strooisellaag. De gemiddelde gehalten aan metalen op cultuurgronden

(grasland, bouwland en boomgaard) op zand liggen allemaal hoger dan de gehalten in bosgrond. Hierbij dient te worden opgemerkt dat de metaalgehalten in bouwland (het totaal van natuurlijke achtergrondgehalten, atmosferische depositie en belasting vanuit de landbouw) homogeen zijn verdeeld over de bouwvoor als gevolg van ploegen.

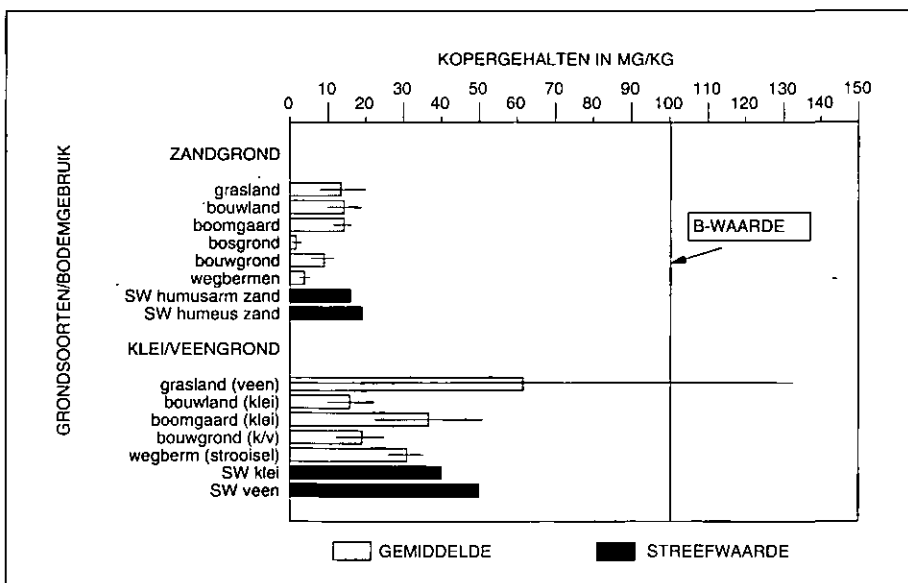
De verhoogde waarden op cultuurgrond zijn een gevolg van volledige doorwerking van de atmosferische depositie en van de belasting vanuit de landbouw, waarbij gedacht kan worden aan dierlijke mest en kunstmest, zuiveringsslib en metaalhoudende bestrijdingsmiddelen (o.a. kwik en arseen).

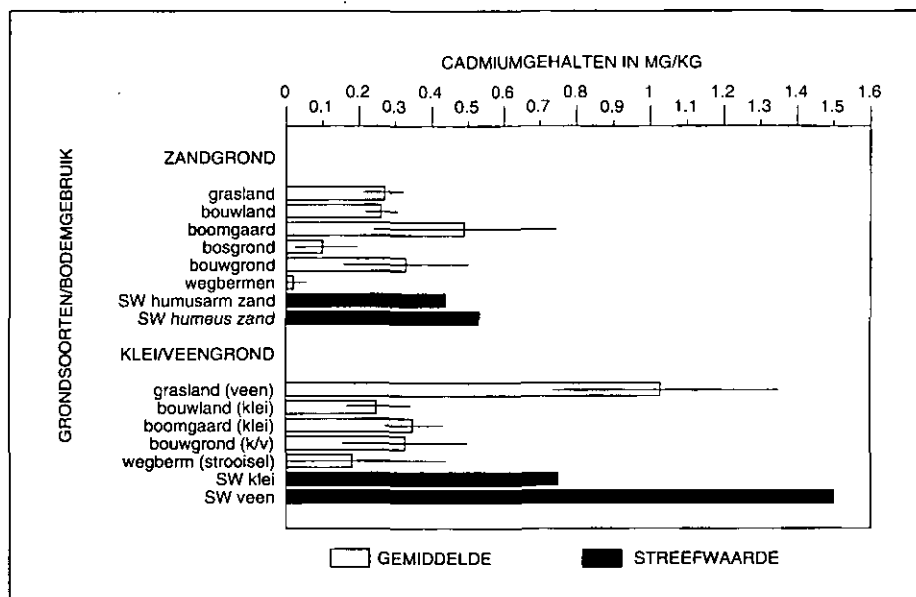
Hoewel de gewassen ook weer metalen opnemen uit de bodem is er per saldo een netto belasting. In het navolgende wordt kort op de diverse metalen ingegaan.

Koper (Figuur 4.2)

In de landbouwgebieden is circa 90% van de koperbelasting afkomstig van de toepassing van dierlijke mest. De bijdrage van atmosferische depositie is slechts 3%. De belasting op grasland is het hoogste. Dit komt echter niet tot uitdrukking in de beschikbare bodemkwaliteitsgegevens. Tussen de verschillende onderzochte typen cultuurgrond komen geen duidelijke verschillen naar voren. De variatie binnen de diverse typen bodemgebruik kan groot zijn. De kopergehalten van cultuurgronden zijn globaal een factor 9 hoger dan van bosgronden.

Figuur 4.2: De gemiddelde gehalten van de waarnemingen met het 95%-betrouwbaarheidsinterval en de streefwaarden (SW) van koper in de onderzochte zandgronden en klei/veengronden bij verschillend bodemgebruik.





Figuur 4.3: De gemiddelde gehalten van de waarnemingen met het 95%- betrouwbaarheidsinterval en de streefwaarden (SW) van cadmium in de onderzochte zandgronden en klei/veen-gronden bij verschillend bodemgebruik.

Cadmium (Figuur 4.3)

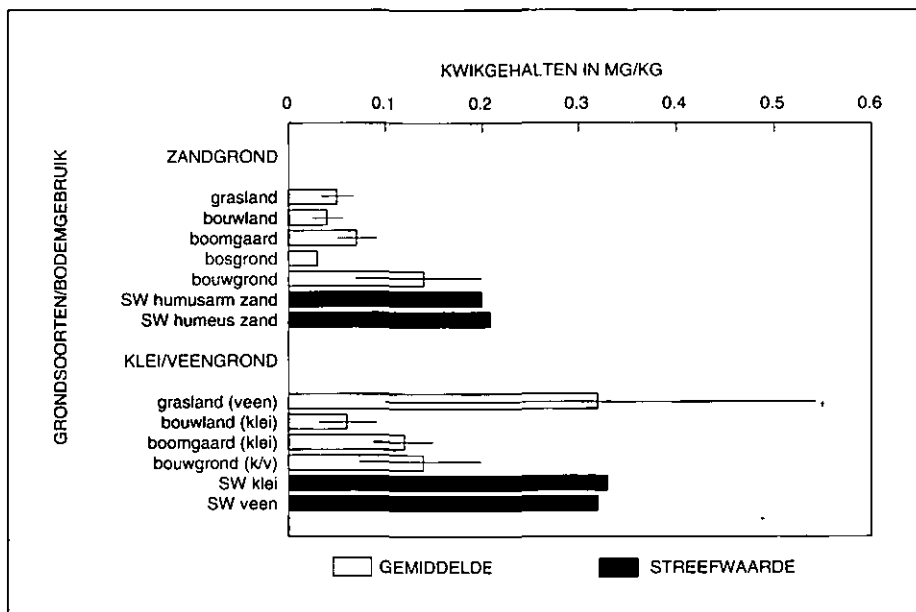
Landelijk gezien is circa 55% van de cadmiumbelasting op cultuurgronden afkomstig van kunstmest. De bijdrage van atmosferische depositie is circa 13%. Cultuurgronden bevatten significant hogere cadmiumconcentraties dan bosgronden (incl. wegbermen langs snelwegen). Vooral in boomgaarden worden hoge concentraties gevonden. De streefwaarde

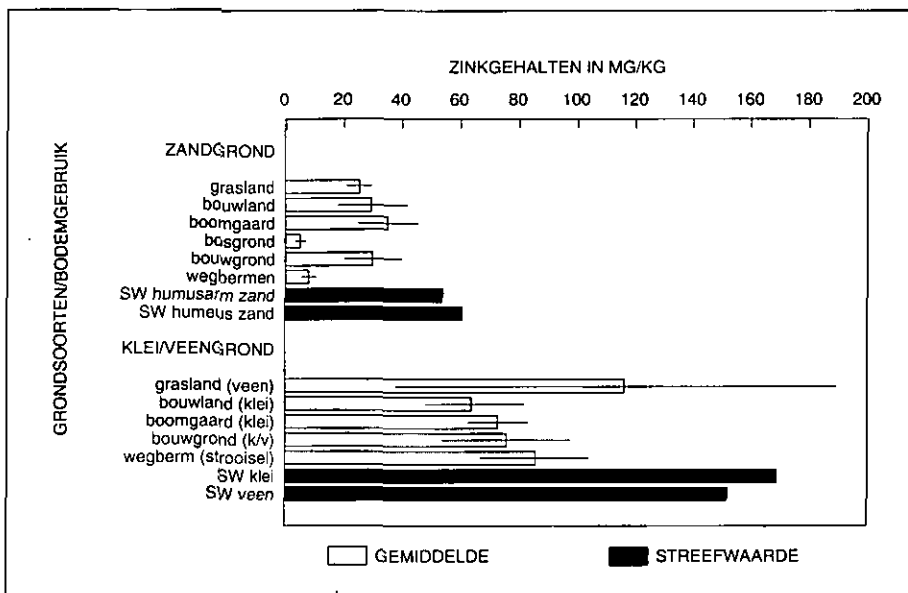
valt binnen het 95%-betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde voor boomgaarden en wordt derhalve op beduidende schaal overschreden.

Kwik (Figuur 4.4)

In agrarisch gebied is de kwikbelasting van de bodem voor circa de helft het gevolg van atmosferische depositie. Dierlijke en kunstmest nemen ieder onge-

Figuur 4.4: De gemiddelde gehalten van de waarnemingen met het 95%- betrouwbaarheidsinterval en de streefwaarden (SW) van kwik in de onderzochte zandgronden en klei/veen-gronden bij verschillend bodemgebruik.





Figuur 4.5: De gemiddelde gehalten van de waarnemingen met het 95%- betrouwbaarheidsinterval en de streefwaarden (SW) van zink in de onderzochte zandgronden en klei/veengronden bij verschillend bodemgebruik.

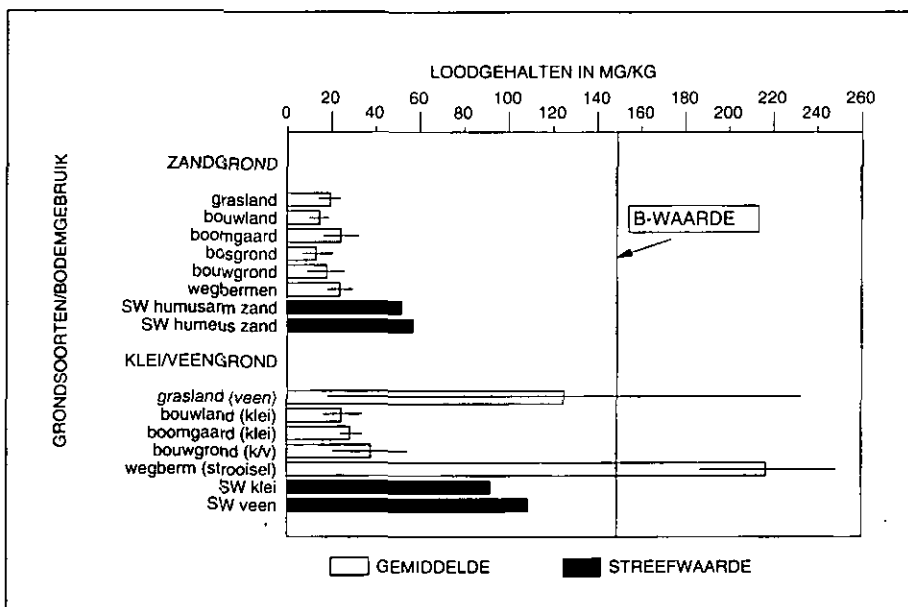
veer 25% van de belasting voor hun rekening. Lokaal kan ook belasting door toediening van zuiverings-slib van betekenis zijn. De kwikgehalten van de bodems van cultuurgrond zijn gemiddeld globaal 2 x zo hoog als van bosgrond. Opmerkelijk is dat vooral bij bouwgrond soms sterk verhoogde kwikconcentraties zijn gemeten. Mogelijk houdt dit verband met het feit dat deze bouwgronden in de nabijheid van stedelijke

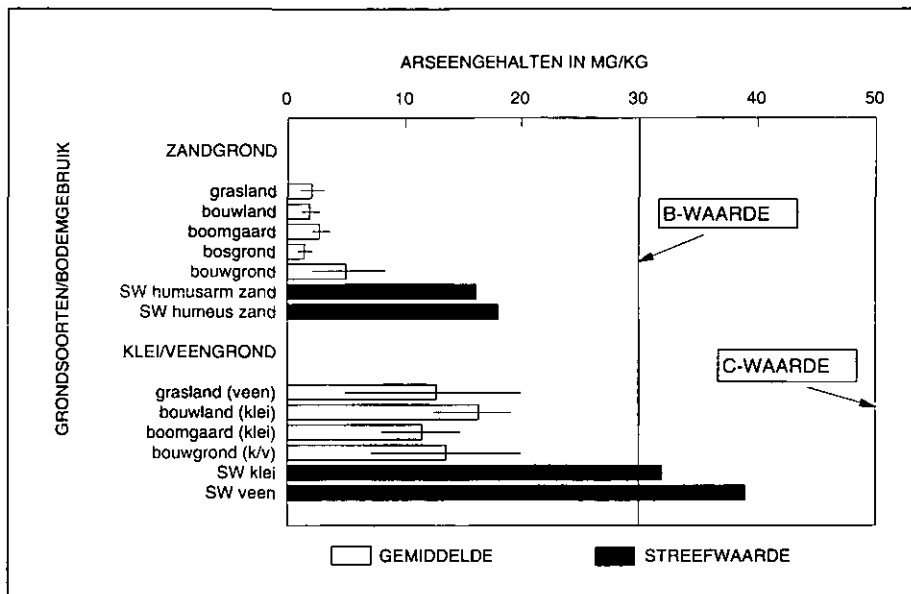
gebieden zijn gelegen, met als gevolg een verhoogde atmosferische depositie.

Zink (Figuur 4.5)

De zinkbelasting van landbouwgronden is voor circa 75% afkomstig van dierlijke mest. De atmosferische depositie draagt voor slechts 5% bij aan de belasting. De zinkgehalten van de bodems van cultuurgronden zijn globaal 5 x zo hoog als van bosgrond.

Figuur 4.6: De gemiddelde gehalten van de waarnemingen met het 95%- betrouwbaarheidsinterval en de streefwaarden (SW) van lood in de onderzochte zandgronden en klei/veengronden bij verschillend bodemgebruik.





Figuur 4.7: De gemiddelde gehalten van de waarnemingen met het 95%- betrouwbaarheids-interval en de streefwaarden (SW) van arseen in de onderzochte zandgronden en klei/veen-gronden bij verschillend bodemgebruik.

Lood (Figuur 4.6)

De loodbelasting van landbouwgronden wordt voor meer dan 70% bepaald door atmosferische depositie. De landbouwbijdrage is circa 25%. Er zijn geen significante verschillen te zien tussen de bodemgehalten in cultuurgronden en bosgrond. Opmerkelijk is dat in de minerale bodem langs snelwegen ook geen verhoogde loodgehalten zijn aangetroffen. Blijkbaar fungeert de strooisellaag uitstekend als een filter.

Arseen (Figuur 4.7)

De arseenbelasting van de bodem van cultuurgronden is voor circa 40% afkomstig van atmosferische depositie. De landbouw draagt circa 60% bij.

In sommige regio's komen ook van nature verhoogde arseenconcentraties in de bodem voor. Er zijn geen duidelijke verschillen aanwijsbaar tussen de arseenconcentraties in bosgebied en cultuurgronden.

Gehalten Cd, Cu, Hg, Pb, Zn en As in klei/veen-gronden

Metaalgehalten in cultuurgrond (bouwland en grasland) op klei zijn over het algemeen hoger dan op zand hetgeen een gevolg is van hogere achtergrondgehalten. Gronden met een hoog kleigehalte bevatten van nature hogere metaalgehalten dan gronden met een laag kleigehalte (Lexmond en Edelman, 1987).

De hoogste bodemgehalten zijn gemeten in grasland op veen voor de metalen koper, lood en kwik, maar de 95%-betrouwbaarheidsintervallen van het gemiddelde zijn groot. Dit duidt erop dat de spreiding

in de waarnemingen groot is en dat plaatselijk aanzienlijk hogere gehalten worden aangetroffen. In de literatuur worden echter vergelijkbare gemiddelden gevonden (van Toor en v.d. Vleuten, 1990; van Driel en Smilde, 1981).

De hoge metaalgehalten in veengronden kunnen in belangrijke mate worden verklaard uit het feit dat veengronden een lagere dichtheid hebben dan zand- en kleigronden, waardoor een gelijke belasting leidt tot hogere concentraties (zie ook hoofdstuk 4.3.4). Andere oorzaken van de hoge waarden voor de metalen in veen kunnen liggen in bemesting van de grond met 'toemaak' (een mengsel van bagger, dierlijke mest en stadsvuilcompost), een wijze van bodemverbetering die in het verleden op veengrond plaatselijk veelvuldig werd toegepast (van Driel *et al.*, 1992) of door het opbrengen van verontreinigd rivierslib (van Driel en Smilde, 1981).

Bij vergelijking van de metaalgehalten langs snelwegen en in bosgrond blijkt dat het verkeer, ten gevolge van gebruik van gelode benzine, een bron is van lood. In de bemonsterde strooiselmonsters worden hoge loodgehalten gemeten, terwijl de loodgehalten in de bovenste zandlaag (0-10 cm) ten opzichte van bosgrond slechts in geringe mate zijn verhoogd. Duidelijk is dat de looddepositie voornamelijk nog door de strooisellaag wordt opgevangen. Uit de rapportage van het meetprogramma Snelwegen (Groot en van Swinderen, 1992) blijkt dat vlak langs de snelweg (op ca 3-10 m afstand) hogere loodgehalten (gemiddeld 27 mg kg⁻¹ in zand en 262 mg kg⁻¹ in strooisel) worden gevonden dan veraf, op een afstand

van ca 80-110 m (gemiddeld 22 mg kg⁻¹ in zand en 171 mg kg⁻¹ in strooisel).

Resultaten 30 andere elementen

Tabel 4.1 geeft de gemiddelde waarden voor vijf elementen van een aantal combinaties bodemgebruik/-bodemtype naast de streefwaarden. Hierbij dient wel bedacht te worden dat de variatie tussen de afzonderlijke waarnemingen groot is, zodat een gemiddelde niet zonder meer iets zegt over de voorkomende gehalten. Zo variëren de gevonden gehalten voor barium tussen ca 80 en 420 mg kg⁻¹ en voor bromide en cobalt tussen resp. 0-60 en 0-12 mg kg⁻¹.

Voor barium zijn met name voor de klei- en veengronden veel gehalten boven de streefwaarde aangetroffen. Waarschijnlijk is hier sprake van natuurlijke voorkomens. De streefwaarde voor chroom wordt slechts incidenteel overschreden, terwijl voor cobalt geen enkele waarneming hoger is dan de streefwaarde. Voor bromide worden met name bij grasland op veen vaak waarden gevonden die tot 3 x hoger zijn dan de streefwaarde. Aangenomen mag worden dat de verhoogde bromidegehalten kunnen worden toegeschreven aan de oorspronkelijke mariene (geleidelijk verzoete) faciës. Voor een 25-tal metalen worden voor zeven combinaties bodem

type/bodemgebruik gemiddelde gehalten gegeven in Tabel 4.2. Voor deze elementen zijn geen streefwaarden of andere normen in de bodem bekend. In Figuur 4.8 wordt de verhouding van de gehalten van deze 25 metalen in grasland/zand, bouwland/zand en boomgaard/zand ten opzichte van bosgrond/zand gegeven. Ook voor deze 25 elementen moet beseft worden dat de gemiddelde waarden gebaseerd zijn op een brede range van waarnemingen. Zo variëren voor calcium de gevonden waarden tussen 3 mg kg⁻¹ voor bos op zand tot 40.000 mg kg⁻¹ voor kleigronden en voor mangaan tussen 20 mg kg⁻¹ (bos) en 1000 mg kg⁻¹ (klei/veen). De gegevens zijn volledig ontleend aan de 1e fase van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit.

Bij vergelijking van de gemiddelden voor bosgrond op zand met cijfers voor de cultuurgronden op zand kan worden geconstateerd dat de gehalten in cultuurgrond bijna overal een factor 1,5-2 hoger liggen. Uitzonderingen hierop vormen mangaan (een factor 4 verschil) en vanadium (een factor 3 verschil). Voor meer gedetailleerde informatie zij verwezen naar van Duijvenbooden *et al.* (1992).

Bij vergelijking van de in cultuurgronden gevonden gehalten met die in bosgrond, dan blijken de gehalten in cultuurgronden over het algemeen duidelijk hoger te liggen dan in bosgrond.

Tabel 4.1: Gemiddelde gehalten (in mg kg⁻¹) barium (Ba), cobalt (Co), chroom (Cr), Nikkel (Ni) en broom (Br) van de gemeten waarden in zand- en klei/veengronden bij verschillend bodemgebruik, naast de SW (streefwaarden) voor resp. humusarm zand, humeus zand, klei en veen.

Zandgrond	Ba	Co	Cr	Ni	Br
Grasland	167	1,10	29		7,95
Bouwland	181	1,00	31		9,65
Boomgaard	192	1,40	42		8,80
Bosgrond	143	0,50	18		7,15
Bouwgrond			15	11,0	
Sw humusarm zand	200	20,00	51	10,5	20
Sw humeus bodem	200	20,00	51	10,5	20
Klei/veengrond					
Grasland (veen)	214	3,70	39		34,00
Bouwland (klei)	296	7,50	68		12,80
Boomgaard (klei)	338	8,40	76		14,50
Bouwgrond (k/v)			33	23,5	
Sw klei	200	20,00	125	47,5	20
Sw veen	200	20,00	68	19,0	20

Tabel 4.2: Gemiddelde gehalten van de gemeten monsters voor een 25-tal elementen in zand- en klei/veengronden bij verschillend bodemgebruik.

	gehalten in g kg ⁻¹						
	Ca	Na	K	Fe	Mn	Si	
Grasland (zand)	1,9	2,5	5,9	3,5	0,13	41,1	
Bouwland (zand)	2,0	2,7	6,3	4,0	0,16	42,3	
Boomgaard (zand)	1,9	3,1	6,4	5,2	0,18	44,6	
Bosgrond (zand)	0,9	2,0	5,0	2,0	0,04	43,8	
Grasland (veen)	7,4	1,9	5,2	16,9	0,43	29,4	
Bouwland (klei)	34,6	6,4	15,3	23,5	0,60	35,4	
Boomgaard (klei)	22,8	6,5	16,0	24,1	0,60	33,3	
	gehalten mg kg ⁻¹						
	U	V	Al	Ti	Ce	Cs	
Grasland (zand)	0,95	19,0	11355	1140	12,9	0,85	
Bouwland (zand)	1,00	20,0	13385	1285	15,5	0,95	
Boomgaard (zand)	1,40	24,0	15140	1730	21,2	1,20	
Bosgrond (zand)	0,65	6,5	9160	825	9,0	0,65	
Grasland (veen)	2,70	75,0	18370	1020	22,3	2,60	
Bouwland (klei)	2,10	69,0	46700	3230	50,6	6,20	
Boomgaard (klei)	2,30	69,0	46980	3460	56,9	6,30	
	Eu	Hf	La	Lu	Rb	Sb	
	Grasland (zand)	0,25	11,2	7,1	0,15	24	0,58
Bouwland (zand)	0,20	10,9	8,6	0,17	26	0,55	
Boomgaard (zand)	0,30	14,0	10,7	0,22	32	0,68	
Bosgrond (zand)	0,10	7,8	5,0	0,11	20	0,55	
Grasland (veen)	0,50	2,7	11,7	0,15	26	1,36	
Bouwland (klei)	1,30	7,5	25,1	0,34	86	0,65	
Boomgaard (klei)	1,00	8,8	29,9	0,39	90	0,97	
	Sc	Sm	Ta	Tb	Th	Yb	Zr
	Grasland (zand)	1,30	1,00	0,30	0,15	2,05	0,85
Bouwland (zand)	1,45	1,25	0,30	0,20	2,40	0,90	457
Boomgaard (zand)	2,00	1,80	0,40	0,20	3,40	1,20	579
Bosgrond (zand)	0,90	0,65	0,20	0,10	1,50	0,55	329
Grasland (veen)	3,30	2,10	0,30	0,30	2,90	0,90	122
Bouwland (klei)	7,40	4,50	0,70	0,60	7,70	2,00	277
Boomgaard (klei)	8,00	5,20	0,80	0,70	8,40	2,30	355

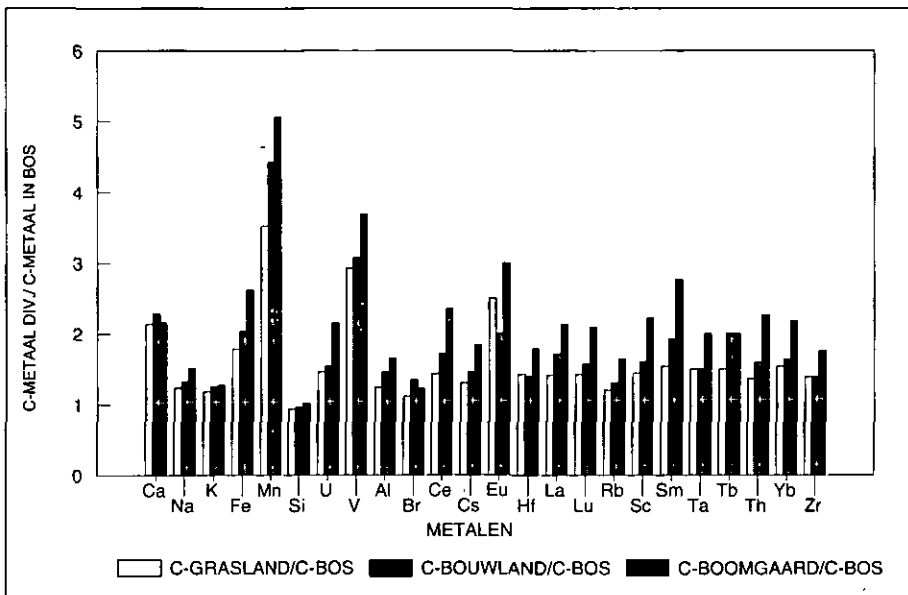
4.3 Bestrijdingsmiddelen

4.3.1 Landelijk beeld

In de bodem worden verschillende residuen van bestrijdingsmiddelen aangetroffen. Atrazin is een paar maanden na toepassing op een humusarme bodem (ca 2 % org.C) in de bodem aanwezig in gehalten die 13000 keer zo hoog zijn als de streefwaarde voor een humusarme bodem van 0,010 µg kg⁻¹. Een half jaar na toepassing zijn de gehalten nog een factor 4000 hoger dan de streefwaarde.

Een zestal bestrijdingsmiddelen (parathion, simazin, fenpropimorf, terbutryn, chloorfenvinfos en pirimifosmethyl) zijn één of meer keer aangetoond in de bodem. In al deze gevallen betekent dit dat de streefwaarden zijn overschreden, omdat in de notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen (VROM, 1991) voor bodem en water in feite wordt gesteld dat indien geen niveau voor de streefwaarde wordt vastgesteld (hetgeen voor de hier genoemde, met uitzondering van parathion, het geval is) de streefwaarden onder de detectiegrens liggen.

Naast de nieuwe bestrijdingsmiddelen worden echter ook nog steeds residuen van oude bestrijdingsmiddelen, met name organochloorbestrijdingsmiddelen (OCB's), in de bodem teruggevonden.



Figuur 4.8: De gehalten van een 25-tal metalen, gemeten in de bodemmonsters genomen op grasland/zand, bouwland/zand en boomgaard/zand ten opzichte van bosgrond/zand.

Uit Figuur 4.9 blijkt dat in 7 van de 8 onderzochte boomgaarden nog residuen van DDT worden aangetroffen. De gemiddelde waarden voor DDT in boomgaarden op zand en klei komen boven de B-waarde ($500 \mu\text{g kg}^{-1}$) uit.

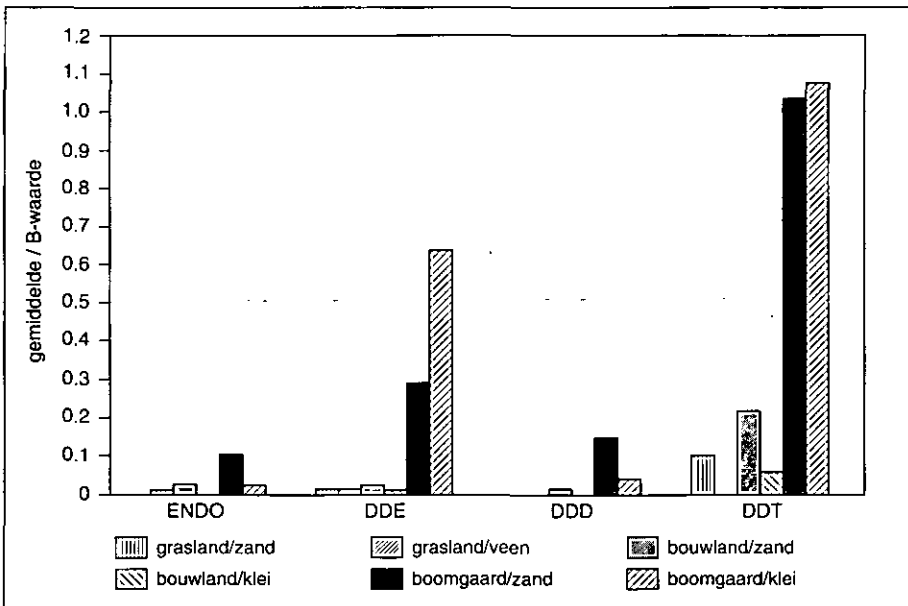
De omzettingsproducten van DDT, de verbindingen DDE en DDD, worden eveneens nog in aanzienlijke gehalten teruggevonden.

4.3.2 Meetprogramma's

Het vóórkomen van bestrijdingsmiddelen in de bodem is door het RIVM in het kader van een tweetal meetprogramma's (zie ook Appendix 1) onderzocht.

a. In het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB) (Greve *et al.*, 1989) zijn bodemmonsters onder-

Figuur 4.9: De gemiddelde waarden (voor de waarnemingen) van DDT, DDE en TDE voor grasland, bouwland en boomgaarden ten opzichte van de B-toetsingswaarde voor (nader) onderzoek.



zocht op het voorkomen van bestrijdingsmiddelen, hoewel niet bekend is of op de percelen waar deze monsters zijn genomen bestrijdingsmiddelen zijn gebruikt. De monsters zijn onderzocht op OCB's die vroeger werden toegepast in de landbouw en op triazines en organofosforverbindingen voor de bouwlandmonsters.

- b. In het meetprogramma Accumulatie bestrijdingsmiddelen (ABM) zijn specifiek grondmonsters genomen van percelen waar de geanalyseerde bestrijdingsmiddelen zijn toegepast, maar er zijn ook grondmonsters meegenomen van percelen waar het middel een aantal jaren geleden was gebruikt.

4.3.3 Resultaten en interpretatie

'Nieuwe' bestrijdingsmiddelen

Tabel 4.3 geeft de maximale gehalten die zijn gemeten en het aantal keer dat een positieve waarde (een waarde boven de detectiegrens) is aangetoond.

Paraquat, pencycuron en pirimicarb zijn bij de meetprogramma's niet aangetroffen in gehalten hoger dan de detectiegrens.

Atrazin, dat als onkruidbestrijdingsmiddel in de maïsteelt wordt toegepast, is het meest frequent aangetroffen. Het gemiddelde gehalte bij een bemonsteringsronde (uitgevoerd in juni, na toepassing in mei) bedroeg voor 5 percelen $104 \mu\text{g kg}^{-1}$ (sd. $16,2 \mu\text{g kg}^{-1}$). Bij een herhaalde bemonsteringsronde in oktober op dezelfde percelen werd een gemiddelde gemeten van $39,7 \mu\text{g kg}^{-1}$ (sd. $18,8 \mu\text{g kg}^{-1}$) (Koops, 1992). Uit onderzoek is gebleken dat atrazin vooral bindt aan de kortste keten van het organische stof in de bodem (Hoefs *et al.*, 1992).

Modelberekeningen hebben bevestigd dat de gevonden afname in gehalte verklaard kan worden middels de uit de literatuur bekende halfwaardetijd voor omzetting en uitspoeling.

Ook de afbraakproducten van atrazin, desethyl-atrazin (DE-atrazin) en desisopropylatrazin (DIP-atrazin) worden regelmatig aangetroffen, maar hiervoor zijn geen streefwaarden bekend. Voorlopig zou ook hier gesteld kunnen worden dat aantoonbaarheid overeenkomt met overschrijding van de streefwaarden.

In de toekomst zal uitgebreider aandacht moeten worden besteed aan het voorkomen van bestrijdingsmiddelen afhankelijk van het bodemtype, om een goede inschatting van het landelijk beeld mogelijk te kunnen maken.

Organochloorbestrijdingsmiddelen (OCB's)

Algemeen

Uit Tabel 4.4 waarin de gemiddelde gehalten van de OCB's voor verschillende combinaties bodemgebruik/bodemtype staan vermeld naast de streefwaarden blijkt dat de streefwaarden met name in boomgaarden, maar ook in bouwland en grasland, voor diverse verbindingen worden overschreden.

Organische verbindingen, waarvan de meeste reeds jaren verboden zijn, worden aangetroffen in gehalten die aanzienlijk hoger liggen dan de streefwaarde. In de rapportage van de analyses in het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (Greve, 1989) worden maximale gehalten vermeld die de streefwaarde overschrijden met:

- max. een factor 10 (dieldrin, endrin, HCB);
- max. een factor 100 (lindaan, endosulfan);
- max. een factor 1000 (DDT).

De gemiddelde gehalten OCB's liggen voor bosgrond, dat mag worden beschouwd als relatief onbelast terrein (alleen atmosferische depositie), overal beneden de detectiegrens van $0,5 \mu\text{g kg}^{-1}$.

De cultuurgronden bevatten, als gevolg van belasting vanuit de landbouw verschillende OCB's. Het zwaarst zijn de boomgaarden belast, omdat OCB's vaak als insecticide (insectenbestrijdingsmiddel) of acaricide (vliegenbestrijdingsmiddel) zijn toegepast in de fruitteelt.

Tabel 4.3: Maximaal waargenomen gehalten aan triazine- en organofosforverbindingen in bodemmonsters van diverse herkomst. Tevens is het aantal waarnemingen in gehalten boven de detectiegrens ten opzichte van het totale aantal waarnemingen (n/N) gegeven.

Stof	maximale gehalte [$\mu\text{g kg}^{-1}$]	n/N
atrazin	130	20/26
desethyl- atrazin	12	9/20
desisopropyl-atrazin	4	7/20
chloorfenvinvos	8	1/12
fenpropimorf	56	2/4
paraquat	<100	0/3
parathion	100	3/15
pencycuron	< 20	0/3
pirimicarb	< 10	0/1
pirimifos-methyl	5	1/12
simazin	4	2/2
terbutryn	4	1/12

Tabel 4.4: De gemiddelde gehalten ⁽⁴⁾ (in $\mu\text{g kg}^{-1}$) voor organische chloorverbindingen in zand- en klei/veenmonsters bij verschillend bodemgebruik naast de streefwaarden (SW) voor humusarm zand, humeus zand, klei en veen ⁽¹⁾.

Bodemtype/ bodemgebruik	stofnaam ⁽²⁾								
	HCB	alfa HCH	beta HCH	gamma HCH	HEP- TA	beta HEPO	AL- DRIN	DIEL- DRIN	EN- DRIN
zandgrond									
grasland	3,0	<0,5	0,6	0,86	<0,5	0,6	<0,5	0,7	<0,5
bouwland	6,4	<0,5	0,6	1,52	<0,5	<0,5	<0,5	3,3	<0,5
boomgaard	1,6	<0,5	<0,5	0,84	<0,5	<0,5	<0,5	6,4	8,2
bosgrond	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
SW humusarm zand	0,5	0,5	0,2	0,01	0,5	0,5	0,5	0,2	0,2
SW humeus zand	1,5	1,5	0,6	0,03	1,5	1,5	1,5	0,5	0,6
klei/veen ⁽³⁾									
grasland (V)	1,3	<0,5	<0,5	0,3	<0,5	0,6	<0,5	1,9	<0,5
bouwland (K)	1,1	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,8	<0,5	2,2	<0,5
boomgaard (K)	<0,5	<0,5	<0,5	0,3	<0,5	3,1	<0,5	2,3	0,8
SW klei	1,0	1,0	0,4	0,02	1,0	1,0	1,0	0,3	0,4
SW veen	7,5	7,5	3,0	0,15	7,5	7,5	7,5	2,4	3,0

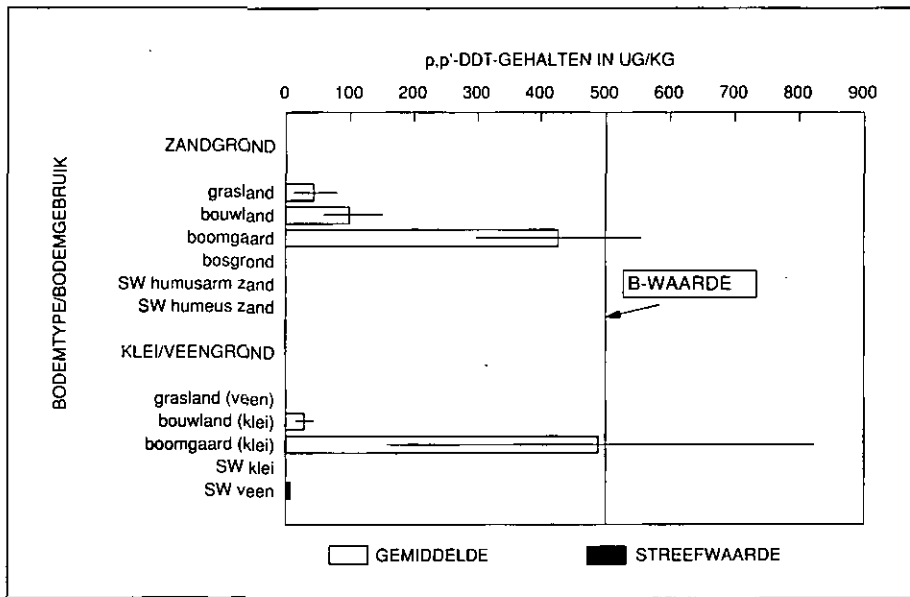
Bodemtype/ bodemgebruik	Stofnaam ⁽²⁾					
	alfa ENDO	beta ENDO	p,p- DDE	DDD	o,p- DDT	p,p- DDT
grasland	<0,5	<0,5	7,4	1,6	5,5	44,5
bouwland	<0,5	7,6	7,8	3,4	12,3	99,7
boomgaard	6,0	43,9	144,3	73,7	93,4	427,6
bosgrond	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
SW humusarm zand	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
SW humeus zand	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
klei/veen ⁽³⁾						
grasland (V)	<0,5	3,1	3,5	0,6	<0,5	1,1
bouwland (K)	<0,5	<0,5	5,1	1,3	2,4	28,6
boomgaard (K)	1,0	7,7	321,6	21,0	50,8	488,8
SW klei	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
SW veen	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5

¹ De stoffen delta-HCH en aldrin zijn nergens aangetroffen in gehalten $> 0,5 \mu\text{g kg}^{-1}$.

² HCB = hexachloorbenzeen, HEPTA = heptachloor, b-HEPO = b-heptachloorepoxide, a-ENDO = a-endosulfan; b-ENDO = b-endosulfan.

³ K = klei, V = veen

⁴ De gemiddelden zijn de gemiddelden van 320 waarnemingen, waarbij waarnemingen onder de detectiegrens als nulwaardig is meegenomen, hetgeen tot onderschatting van het werkelijke gemiddelde leidt.



Figuur 4.10: Gemiddelde gehalten p,p'-DDT met het 95%-betrouwbaarheidsinterval van geanalyseerde monsters in zand- en klei/veen gronden bij verschillend bodemgebruik naast streefwaarden voor bodemkwaliteit voor humusarm en humeus zand, klei en veen.

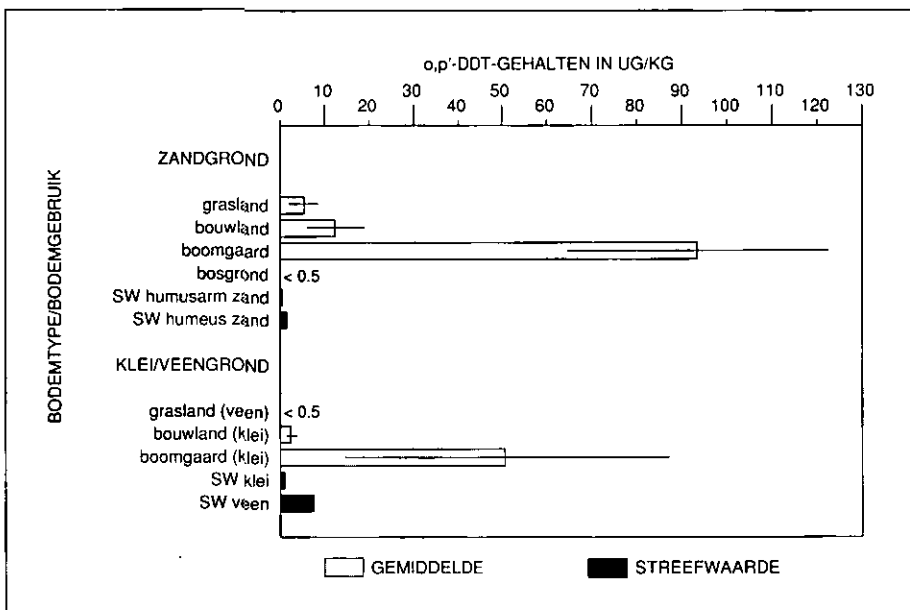
Naast de OCB's als werkzaam bestrijdingsmiddel worden jaren na toepassing ook nog omzettingen producten in de bodem gevonden. Daarnaast bevatten formuleringen van de bestrijdingsmiddelen vaak bijmengselen die vaak nog persistenter cq. moeilijker afbreekbaar zijn. Een voorbeeld hiervan is de aanwezigheid van alfa-, beta- en delta-HCH in formuleringen van gamma-HCH.

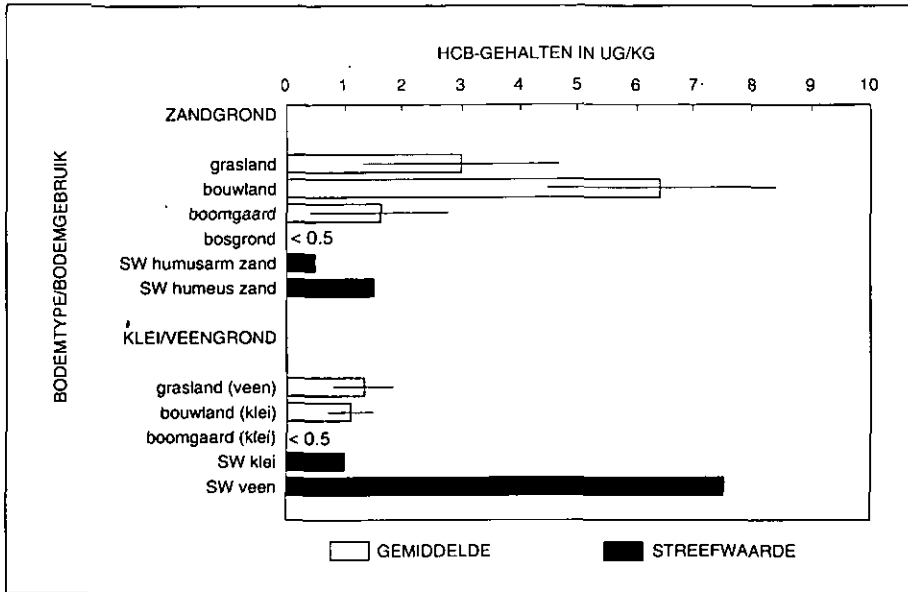
In verband met de persistente eigenschappen van OCB's zijn de meeste in de afgelopen decennia verboden en vervangen door andere minder persistente stoffen.

DDT en afbraakproducten

De verbindingen p,p'-DDT (zie Figuur 4.10) en o,p'-DDT (zie Figuur 4.11) zijn afkomstig van het zeer

Figuur 4.11: Gemiddelde gehalten o,p'-DDT met het 95%-betrouwbaarheidsinterval van geanalyseerde monsters in zand- en klei/veen gronden bij verschillend bodemgebruik naast streefwaarden voor bodemkwaliteit voor humusarm en humeus zand, klei en veen.





Figuur 4.12: Gemiddelde gehalten HCB met het 95%-betrouwbaarheidsinterval van geanalyseerde grondmonsters in zandgronden en klei/veen bij verschillend bodemgebruik naast streefwaarden voor bodemkwaliteit voor humusarm en humeus zand, klei en veen.

persistente DDT dat vroeger in de landbouw werd gebruikt ter bestrijding van insecten en dat in 1973 werd verboden. Residuen van DDT zijn aangetroffen in boomgaarden (in 7 van de 8 lokaties), bouwland (10/12) en grasland (8/12) in gehalten boven de streefwaarde.

De gemiddelde p,p'-DDT-gehalten voor boomgaarden op zowel zandgrond als kleigrond overschrijden de streefwaarden met een factor 200 tot 500 en liggen praktisch op het niveau van de B-toetsingswaarde voor (nader) onderzoek (Leidraad Bodemsanering, 1988).

Op drie van de acht onderzochte boomgaarden op zand en kleigrond in Nederland zijn DDT-gehalten gemeten die hoger zijn dan de B-waarde.

De verbindingen DDD en DDE zijn afbraakproducten van DDT en deze worden ook in hoge gehalten teruggevonden in boomgaarden (resp. een factor 4 en 2 boven de B-waarde).

HCB

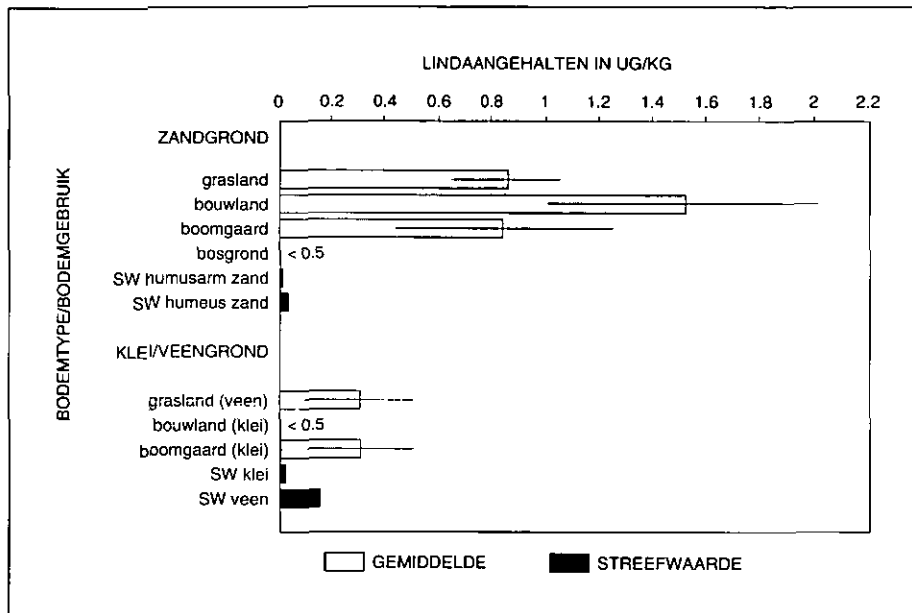
HCB(hexachloorbenzeen) is in de landbouw toegepast als bestrijdingsmiddel tegen schimmel en werd verboden in 1973. De stof werd aangetroffen op 11 van de 12 onderzochte graslandlokaties en eveneens op 11 van de 12 bouwlandlokaties. De residuen die worden aangetroffen op bouwland en grasland in zandgebieden overschrijden de streefwaarde nog steeds (Figuur 4.12), hoewel de bodems sedert 1973 niet verder zijn belast met HCB. Opmerkelijk is dat de gevonden gehalten op zandgrond hoger liggen dan op klei en veen. Uitgaande van een gelijke belasting bij gelijk bodemgebruik op zand en veen of

klei zouden voor veengrond eerder hogere waarden worden verwacht als gevolg van de lagere dichtheid van veen, waardoor een gelijke belasting per m² droge grond tot hogere gehalten zou moeten leiden (zie discussie). Mogelijk is HCB in veen en kleigronden voornamelijk aanwezig als gebonden residu (zie discussie) en derhalve niet of beperkt beschikbaar.

γ -HCH (lindaan)

Als insecticide met een lange werkingsduur (in verband met persistentie), wordt gamma-HCH (1,2,3,4,5,6-hexachloorcyclohexaan, ook wel lindaan genoemd), toegepast in de landbouw. Vroeger had het middel een breed toepassingsgebied; tegenwoordig is dit sterk ingeperkt, maar is er nog geen sprake van een algeheel verbod. Op grasland is lindaan het meest aangetroffen, op 9 van de 12 lokaties; de frequentie voor bouwland was 8/12 en voor boomgaard 5/8.

Uit Figuur 4.13 blijkt dat de gehalten die worden gevonden op bouwland, grasland en boomgaarden op zand de streefwaarde (die feitelijk onder de onderste analysegrens lag) overschrijden met een factor 30 tot 100. Als bijmengsel in formuleringen van lindaan komen alfa-, bèta- en delta HCH voor. De gehalten alfa en beta-HCH liggen in een beperkt aantal gevallen boven de streefwaarden. De verbinding delta-HCH is niet aangetroffen. Evenals voor HCB is voor lindaan opmerkelijk dat, in waarschijnlijk even zwaar belaste klei/veengronden, lagere gehalten worden gemeten dan in zandgronden.



Figuur 4.13: Gemiddelde gehalten γ -HCH met het 95%-betrouwbaarheidsinterval van geanalyseerde grondmonsters in zandgronden en klei/veen bij verschillend bodemgebruik naast streefwaarden voor bodemkwaliteit voor humusarm en humeus zand, klei en veen.

Endosulfan

Als insecticide werd endosulfan vooral toegepast in boomgaarden (dosering max. 1,5 kg ha⁻¹) en akkerbouw (dosering max. 0,75 kg ha⁻¹). Het middel bestaat uit een mengsel van alfa-endosulfan (70%) en beta-endosulfan (30%). De stof werd verboden per 1-1-1990, maar residuen zijn nog aangetroffen op alle boomgaardlokaties, op een aantal graslandlokaties (4/12) en op bouwland (5/12).

De gehalten van het persistentere beta-endosulfan die zijn gevonden op zandgronden met boomgaarden overschrijden de streefwaarden met een factor 20 resp. 5 (zie Figuur 4.14). De gehalten aan alfa-endosulfan (minder persistent dan beta) liggen een factor 7 lager.

Diendrin, aldrin, endrin en heptachloor

Ter bestrijding van insecten is de zeer persistente verbinding diendrin (zie Figuur 4.15) in het verleden veelvuldig toegepast in boomgaarden en akkerbouw totdat het middel in 1980 werd verboden. De residuen zijn nog steeds terug te vinden in boomgaarden (7 van de 8 lokaties), grasland (10/12) en bouwland (9/12). De gemiddelde gehalten in boomgaarden overschrijden de streefwaarde met een factor 30.

De bestrijdingsmiddelen aldrin en heptachloor, die resp. in 1982 en 1978 zijn verboden, worden praktisch niet meer teruggevonden.

Aldrin is op de onderzochte lokatie slechts in één monster aangetroffen in een concentratie van 0,5 $\mu\text{g kg}^{-1}$ (de onderste analysegrens) en heptachloor niet één keer.

Endrin wordt nog steeds beperkt toegepast in boomgaarden als acaricide (vliegenbestrijdingsmiddel). De streefwaarden worden overschreden in boomgaarden op zandgrond en in mindere mate op klei.

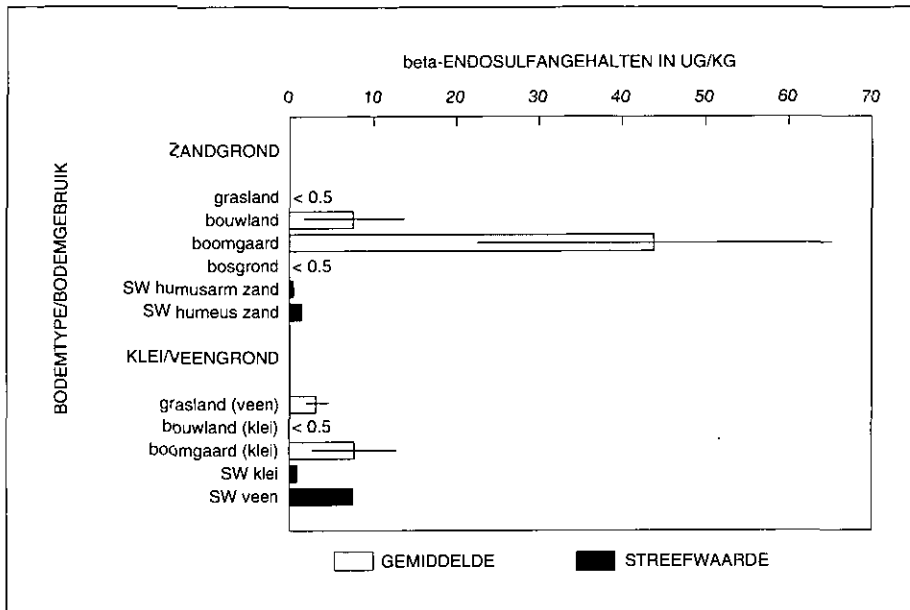
4.3.4 Discussie

Persistentie

De bestrijdingsmiddelen die vroeger zijn gebruikt in de landbouw, waren zeer langzaam omzetbaar in het milieu, vaak aangeduid als persistent. Een stof als DDT heeft bijvoorbeeld een halfwaardetijd van 3-10 jaar (Menzie, 1972) hetgeen betekent dat de huidige gehalten pas over 3-10 jaar zijn gehalveerd en het zal dus nog ca 30-100 jaar duren voordat bijna alle DDT-gehalten in boomgaarden onder de streefwaarde liggen. Bovendien worden bij de omzetting van DDT weer andere moeilijk omzetbare verbindingen (o.a. DDE en DDD) gevormd die nog decennia lang in de bodem achterblijven.

Dichtheidverschillen

Opmerkelijk is dat in veengronden meestal lagere gehalten organische bestrijdingsmiddelen worden aangetroffen bij het bodemgebruikstype grasland, terwijl de belasting waarschijnlijk even zwaar is geweest als van zandgronden. Voor veengronden zou



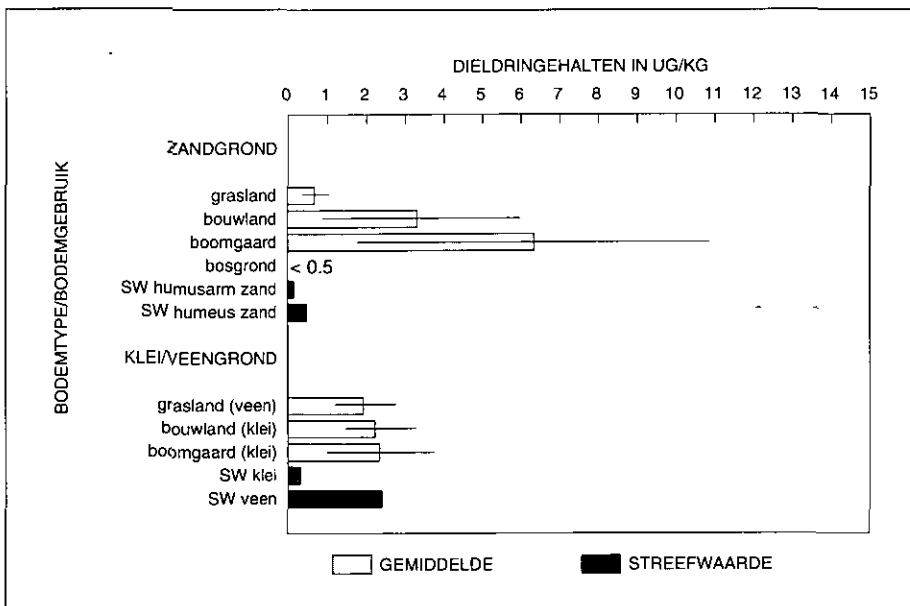
Figuur 4.14: Gemiddelde gehalten beta-endosulfan met het 95%-betrouwbaarheidsinterval van geanalyseerde monsters in zand- en klei/veen gronden bij verschillend bodemgebruik naast streefwaarden voor bodemkwaliteit voor humusarm en humeus zand, klei en veen.

den dan hogere gehalten moeten worden gevonden, omdat de dichtheid lager is. Een eenvoudig rekenvoorbeeld illustreert dit. Indien een bestrijdingsmiddel wordt toegepast in een dosering van 1 kg per hectare land en het middel verdeelt zich homogeen over de bovenste 10 cm van de bodem, dan resulteert dit voor een zandgrond met een dichtheid van

$1,5 \text{ kg dm}^{-3}$ in een gehalte van $0,67 \text{ mg kg}^{-1}$ droge grond.

Eenzelfde belasting resulteert voor veengrond met een dichtheid van $0,5 \text{ kg dm}^{-3}$ echter in een hoger gehalte (2 mg kg^{-1}). Voor een aantal stoffen (bijv. dieldrin en later PCB's) lijkt dit op te gaan, maar voor andere stoffen niet. Mogelijk speelt hier ook de aard van het mid-

Figuur 4.15: Gemiddelde gehalten dieldrin met het 95%-betrouwbaarheidsinterval van geanalyseerde monsters uit zandgronden en klei/veen bij verschillend bodemgebruik naast streefwaarden voor bodemkwaliteit voor humusarm en humeus zand, klei en veen.



del een rol. Mogelijk wordt de ene stof wel in de zandgebieden toegepast, maar niet in klei- of veengebieden en omgekeerd. Verder zou er variatie in de dosering kunnen zijn.

Gebonden residuen en extractierendement

Persistente organische verbindingen met een sterk hydrofoob (waterafstotend) karakter binden zich zo sterk aan het organisch materiaal van de bodem dat het heel moeilijk is om deze daar weer vanaf te krijgen. Men spreekt dan van grondgebonden residuen. Een rol speelt daarbij ook aan welke fractie van de organische stof in de bodem de contaminant zich heeft gebonden (Hoefs en Lagas, 1992). Naarmate een hydrofobe verbinding langer aan de bodem is gebonden neemt het percentage grondgebonden residu toe en wordt het steeds moeilijker om de stof weer uit de bodem vrij te maken.

Voor een aantal persistente verbindingen is dit fenomeen mogelijk de oorzaak van het feit dat in veengronden lagere gehalten worden gemeten dan in zandgronden. De extractiemethode waarmee de verbindingen uit de grond zijn vrijgemaakt om een analyse te kunnen uitvoeren zijn waarschijnlijk niet toereikend genoeg geweest om alle gebonden residuen van de persistente verbindingen vrij te maken voor analyse. Intensievere extractiemethoden kunnen mogelijk meer verbindingen uit het bodemmateriaal losmaken. Daarnaast is het ook mogelijk dat de organische verbindingen zich zodanig met het bodemhumus hebben verenigd dat ze als het ware onderdeel

zijn geworden van de organische stof uit de bodem en pas weer vrijkomen als het humeuze materiaal zelf wordt omgezet.

4.4 Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) en polychloorbifenylen (PCB's)

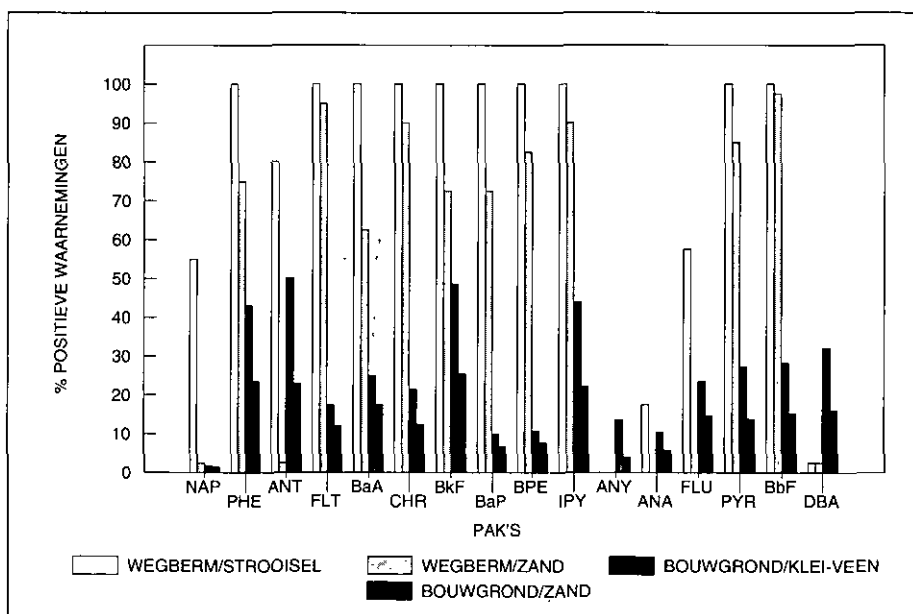
4.4.1 Landelijk beeld

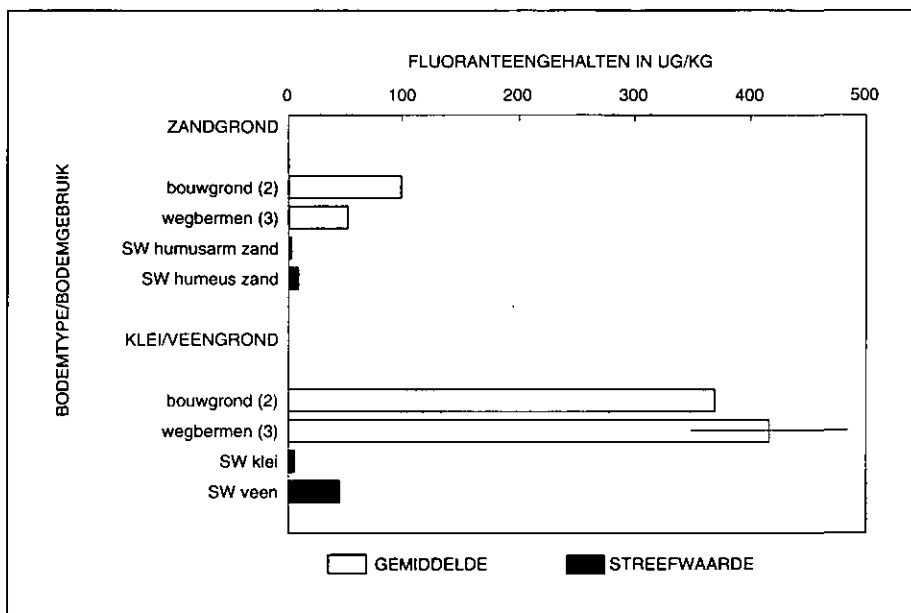
De gemiddelde gehalten van de meeste PAK's (polycyclische aromatische koolwaterstoffen) die zijn gemeten in bodemmonsters langs snelwegen en in bouwgrond liggen boven de streefwaarden.

De gemiddelde gehalten voor fluorantheen voor zandgrond en voor klei/veen zijn een factor 10-60 hoger dan de streefwaarden. Voor chryseen is dit een factor 2-5. Vergelijking met de B-toetsingswaarde voor (nader) onderzoek in het kader van bodemsanering leidt tot de conclusie dat deze waarde niet wordt overschreden.

Voor de PCB's geldt dat de gemiddelde gehalten in het algemeen onder de detectiegrens liggen. Er worden wel overschrijdingen van de streefwaarden door enkele gemiddelde gehalten waargenomen, maar met maximaal een factor 6. Op basis hiervan lijkt PCB-verontreiniging van de bodem geen echt probleem.

Figuur 4.16: De percentages van de waarnemingen die hoger of gelijk zijn aan de onderste analysegrens voor de verschillende PAK's in monsters die zijn genomen langs snelwegen en uit bouwgrond (IBO's).





Figuur 4.17: De gemiddelde gehalten fluorantheen met het 95%-betrouwbaarheidsinterval van geanalyseerde bodemonmonsters in zand- en klei/veen gronden bij verschillend bodemgebruik versus streefwaarden voor bodemkwaliteit.

4.4.2 Meetprogramma's

De gegevens voor PAK's zijn ontleend aan:

- het meetprogramma Snelwegen (wegbermen)
- de resultaten van Indicatieve Bodemonderzoeken (grond bestemd voor bebouwing); de detectiegrenzen waren echter meestal hoger dan voor het meetprogramma Snelwegen.

De gegevens voor PCB's zijn geheel ontleend aan de eerste fase van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit.

4.4.3 Resultaten en interpretatie

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)

Indien de gehalten aan PAK's (zie Tabel 4.5) in wegbermen en in bouwgrond met elkaar vergeleken worden, moet geconstateerd worden dat deze waarden over het algemeen op hetzelfde niveau liggen, waarbij bouwgrond zelfs iets hogere gemiddelden dan de wegbermen te zien geeft.

Verwacht was dat langs snelwegen hogere PAK-gehalten zouden worden aangetroffen dan in grond die is onderzocht in het kader van indicatieve bodemonderzoeken. In de eerste plaats omdat het verkeer een vervuilsbron van PAK's is en in de tweede plaats omdat langs snelwegen strooisel en de bovenste 10 cm zand zijn bemonsterd, terwijl de grondmonsters

uit IBO's afkomstig zijn van verschillende, vaak grotere diepten (en dus lagere concentraties) waar men de immobiele PAK's doorgaans niet verwacht. Een goede verklaring hiervoor is nog niet gevonden.

Indien de PAK's afzonderlijk worden bekeken valt op dat fluorantheen (FLT) (zie Figuur 4.17) in vergelijking met de andere PAK's in de hoogste gehalten voorkomt en het heeft ook de laagste streefwaarde. De gemiddelde gehalten van de onderzochte monsters voor chryseen (zie Figuur 4.18) overschrijden de streefwaarden met een factor 2-5. Wel geldt in zijn algemeenheid dat in vergelijkbare bodemgebruikstypen de gehalten in klei/veenmonsters hoger liggen dan in de zandgebieden.

In Figuur 4.16 is grafisch uitgezet welk percentage van de waarnemingen hoger was dan de onderste analysegrens. Het merendeel van de waarnemingen in bouwgrond was lager dan de onderste analysegrens, die varieerde van ca 50 tot 1000 µg kg⁻¹. Als gevolg van de relatief hoge onderste analysegrenzen is voor bouwgronden niet aan te geven welk percentage van de monsters de streefwaarden heeft overschreden, omdat de streefwaarde vaak lager ligt dan de onderste analysegrens.

De detectiegrenzen voor de wegbermonsters waren lager dan voor de monsters van bouwgrond, zodat voor wegbermen hogere percentages positieve waarnemingen worden gevonden. Daarom is voor wegbermen wel aan te geven welk deel van de onderzochte monsters de streefwaarden heeft overschreden.

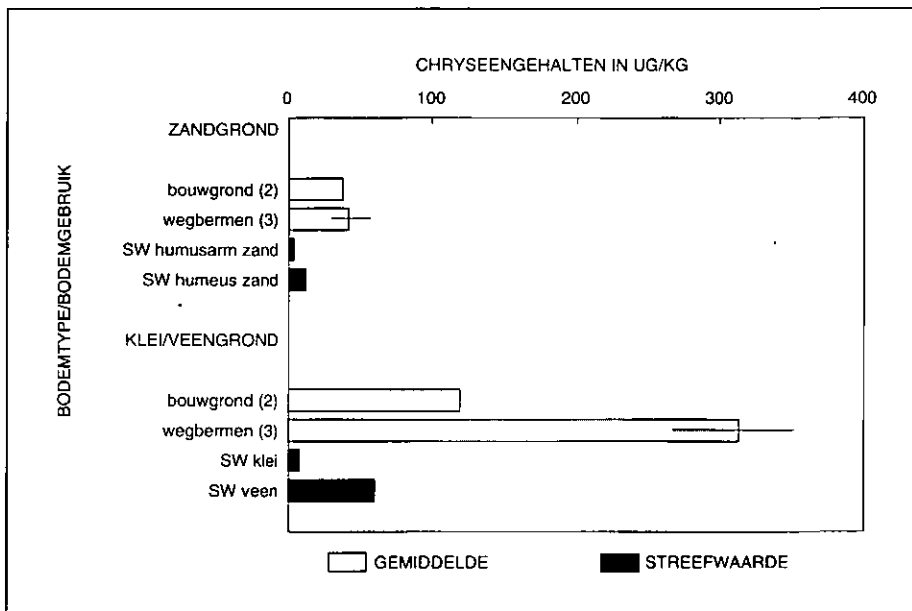
Uit cumulatieve frequentiediagrammen in de rapportage van het meetprogramma snelwegen (Groot en van Swinderen, 1992) blijkt dat 95% van de metingen

Tabel 4.5: Gemiddelde gehalten (in $\mu\text{g kg}^{-1}$) van 16 PAK's (polycyclische aromatische koolwaterstoffen) in zandgronden en klei/veengronden gemeten langs snelwegen en voor bouwgronden die zijn geanalyseerd ten behoeve van Indicatief Bodemonderzoek naast de SW (streefwaarden) voor humusarm zand (<2% org.stof), humeus zand (6% org.stof), klei (4% org.stof) en veen (50% org.stof).

Bodemtype/ bodembebruik	Code ⁽¹⁾									
	NAP	PHE	ANT	FLT	BaA	CHR	BkF	BaP	BPE	IPY
Zandgrond										
bouwgrond ⁽²⁾	24	63	11	98	37	38	15	32	27	24
wegbermen ⁽³⁾	2	25	1	52	19	42	18	21	26	16
SW humusarm zand	3	9	10	3	4	4	5	5	4	5
SW humeus zand	9	27	30	9	12	12	15	15	12	15
Klei/veen										
bouwgrond ⁽²⁾	19	197	45	369	129	119	58	112	70	105
wegbermen ⁽³⁾	51	192	16	416	141	313	157	124	151	103
SW klei	6	18	20	6	8	8	10	10	8	10
SW veen	45	135	150	45	60	60	75	75	60	75

Bodemtype/ bodembebruik	Code ⁽¹⁾					
	ANY	ANA	FLU	PYR	BbF	DBA
Zandgrond						
bouwgrond ⁽²⁾	0	71	27	83	47	16
wegbermen ⁽³⁾	0	0	0	42	57	10
Klei/veen						
bouwgrond ⁽²⁾	3	47	11	254	154	45
wegbermen ⁽³⁾	23	0	10	300	340	38

- NAP = naftaleen, PHE = fenantreen, ANT = antracene, FLT = fluoranteen, BaA = benz(a)antracene, CHR = chryseen, Bk F= benz(k)fluoranteen, BaP = benzo(a)pyreen, BPE = benzo(ghi)peryleen, IPY = indeno(1,2,3-cd)pyreen, ANY=acenaphtyleen, ANA = acenaphteen, FLU = fluoreen, PYR = pyreen, Bb F= benzo(b)fluoranteen, DBA = dibenz(ah)anthracene.
- Resultaten van Indicatieve bodemonderzoeken (IBO) in een 15 gemeenten monsterdiepte variërend.
- Snelwegenmeetprogramma (RIVM); zandmonsters van 0-10 cm-mv, strooiselmonsters bij klei/veen



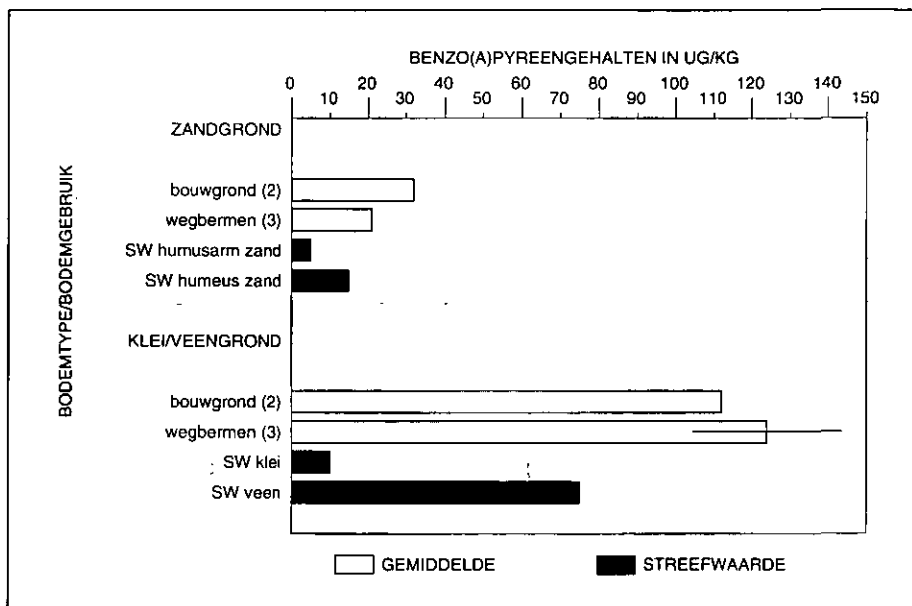
Figuur 4.18: De gemiddelde gehalten chryseen met het 95%-betrouwbaarheidsinterval van geanalyseerde grondmonsters in zand- en klei/veengronden bij verschillend bodemgebruik versus streefwaarden voor bodemkwaliteit.

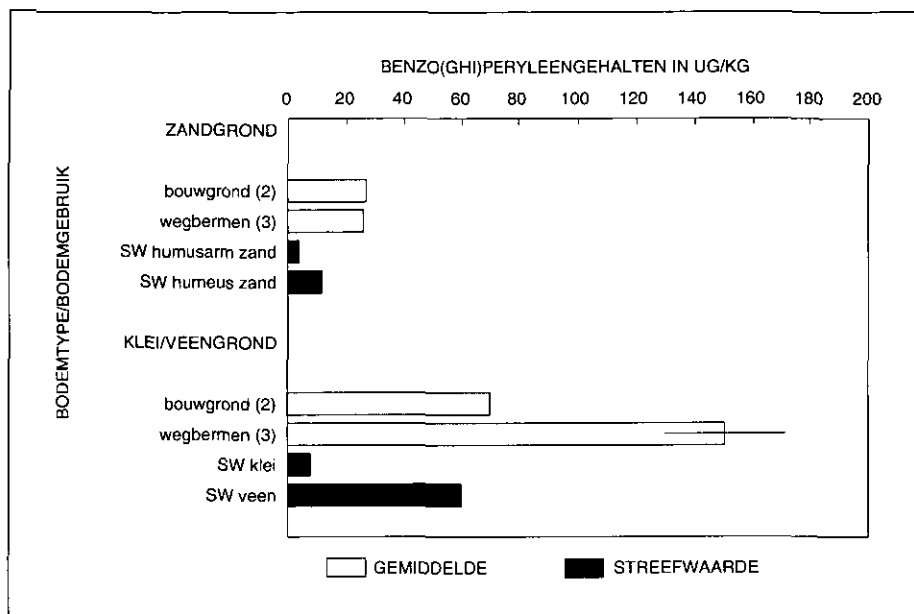
langs snelwegen de streefwaarde voor fluorantheen overschrijdt. Ca 80% van de waarnemingen langs snelwegen voldoet niet aan de streefwaarde voor chryseen (zie Figuur 4.18); hetzelfde geldt voor 90% van de strooiselmonsters indien deze worden getoetst aan de streefwaarde voor veen. De Figuren 4.19 en 4.20 geven de gemiddelden met betrouwbaarheidsintervallen voor benzo(a)pyreen (BAP) en benzo(ghi)peryleen

(BPE). De gemiddelden liggen bij deze verbindingen alle boven de streefwaarde voor bodemkwaliteit evenals voor de verbindingen indeno(1,2,3-cd)pyreen (IPY) en benzo(a)antraceen (BaA).

De gemiddelden voor anthraceen (ANT), fenantreen (PHE), benzo(k)fluoranteen (BkF) en de vluchtigste PAK naftaleen (NAP) liggen dichterbij de streefwaarden. Van een zestal PAK's

Figuur 4.19: De gemiddelde gehalten benzo(a)pyreen met het 95%-betrouwbaarheidsinterval van geanalyseerde grondmonsters in zand- en klei/veengronden bij verschillend bodemgebruik naast streefwaarden voor bodemkwaliteit.





Figuur 4.20: De gemiddelde gehalten benzo(ghi)peryleen met het 95%-betrouwbaarheidsinterval van geanalyseerde monsters in zand- en klei/veen gronden bij verschillend bodemgebruik naast streefwaarden voor bodemkwaliteit.

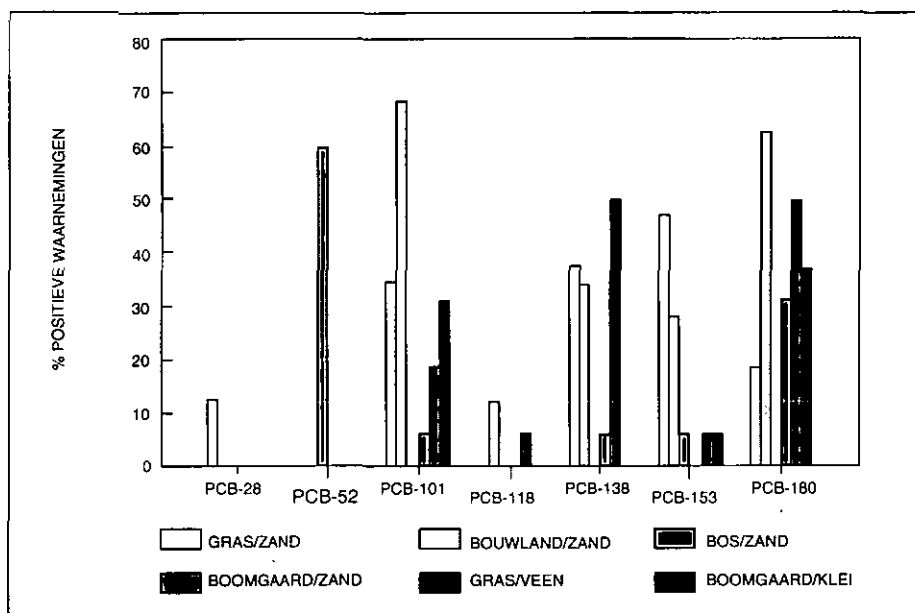
zijn geen streefwaarden bekend. De gehalten liggen op hetzelfde niveau als de andere tien PAK's, waarvan deze wel bekend zijn.

Polychloorbifenylen (PCB's)

De gemiddelde gehalten (in $\mu\text{g kg}^{-1}$) voor de waarnemingen van een 7-tal PCB-congeneren zijn gegeven in Tabel 4.6.

Tabel 4.6: De gemiddelde gehalten (in $\mu\text{g kg}^{-1}$) aan PCB's in zand- en klei/veenmonsters bij verschillend bodemgebruik naast de streefwaarden (SW) voor humusarm zand, humeus zand, klei en veen.

bodentype/ bodem- gebruik	stofnaam						
	PCB -28	PCB -52	PCB -101	PCB -118	PCB -138	PCB -153	PCB -180
Zandgrond							
grasland	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	1,3	0,8	<0,5
bouwland	<0,5	1,3	0,8	<0,5	<0,5	<0,5	0,9
boomgaard	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
bosgrond	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
SW humusarm							
zand	0,2	0,2	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
SW humeus							
zand	0,6	0,6	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4
Klei/veen							
grasland (v)	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	4,2	1,2	2,6
bouwland (k)	<0,5	<0,5	0,8	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
boomgaard (k)	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,6	0,5
SW klei	0,4	0,4	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6
SW veen	3,0	3,0	12,0	12,0	12,0	12,0	12,0

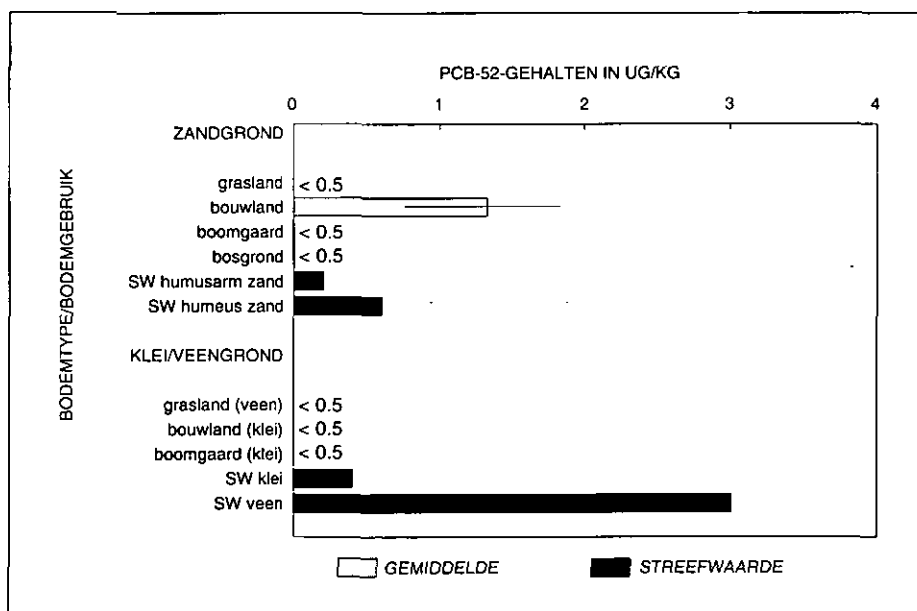


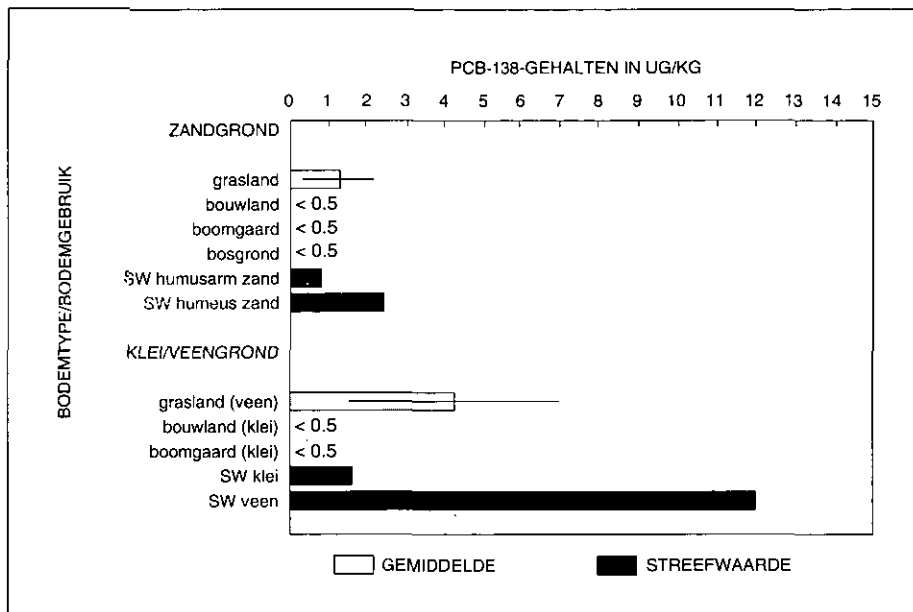
Figuur 4.21: De percentages van de waarnemingen die hoger of gelijk zijn aan de onderste analyse grens voor de verschillende PCB's in monsters die zijn genomen in de 1e fase van het landelijk meetnet bodemkwaliteit. Alle waarnemingen voor bouwland op veen waren lager dan de onderste analysegrens.

Hieruit blijkt dat in bosgrond en boomgaard alle gemiddelden lager zijn dan de onderste analysegrens van $0,5 \mu\text{g kg}^{-1}$. Op grasland in zowel zand- als veengebieden wordt de streefwaarde overschreden voor een aantal PCB's. In Figuur 4.21 staat weergegeven welk percentage van de waarnemingen hoger dan of gelijk aan de onderste analysegrens is.

Op bouwland wordt voor 2 PCB's een gemiddelde gevonden boven de streefwaarde. Een reële toetsing van de gemiddelde gehalten voor de PCB-congeneren 28 en 52 aan de streefwaarden voor humusarm zand en klei is niet mogelijk omdat deze lager liggen dan de onderste analysegrens. In Figuur 4.22 en 4.23 staan de gemiddelde gehalten met het betrouwbaar-

Figuur 4.22: Gemiddelde gehalten PCB-52 met het 95%-betrouwbaarheidsinterval voor geanalyseerde grondmonsters in zand- en klei/veengronden bij verschillend bodemgebruik naast streefwaarden voor bodemkwaliteit voor humusarm en humeus zand, klei en veen.





Figuur 4.23: Gemiddelde gehalten PCB-138 met het 95%-betrouwbaarheidsinterval voor geanalyseerde grondmonsters in zand- en klei/veen gronden bij verschillend bodemgebruik naast streefwaarden voor bodemkwaliteit voor humusarm en humeus zand, klei en veen.

heidsinterval uitgezet naast de streefwaarden voor de PCB-congeneren 52 en 138. Een gemiddeld gehalte van kleiner dan de detectiegrens is als zodanig weergegeven in de figuur. Opmerkelijk is dat het gemiddelde voor bouwland op zand de streefwaarden met een factor 2 tot 6 overschrijdt, en dat op zowel veen als kleigrond geen enkele keer PCB-52 is aangetroffen in een gehalte boven de onderste analysegrens.

PCB-138 wordt op veengrond aangetroffen, maar het gemiddelde gehalte ligt onder de streefwaarde voor veen.

4.5 Verzuring

4.5.1 Landelijk beeld

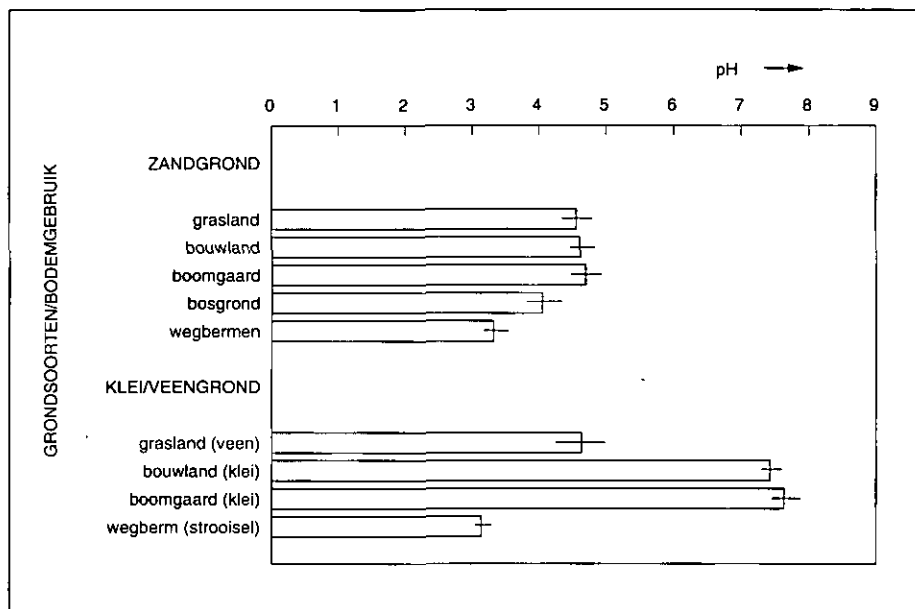
De afgelopen decennia lag en ligt de totale potentiële zure depositie ruim boven het gewenste niveau van $1400 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. Gemiddeld over Nederland bedroeg dit in 1991 $4100 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. Uiteraard zijn er lokaal en regionaal grote verschillen. Deze zure depositie heeft geleid tot een verzuring van de bodem.

Een indicatie van de zuurgraad van een aantal onderzocht bodems wordt gegeven in Figuur 4.24. In het algemeen blijkt dat langs snelwegen en in bossen lage pH-waarden worden gemeten in vergelijking met cultuurgronden.

De cultuurgronden op klei hebben een relatief hoge pH (dus lage zuurgraad) als gevolg van de van nature

aanwezige kalk in het bodemprofiel. De cultuurgronden op zand en veen hebben een relatief lage pH, die echter kunstmatig door onderhoudsbekalking op een zodanig niveau wordt gehouden, dat verhoging van concentraties aluminium, ijzer en mangaan in de wortelzone wordt voorkomen. De lage pH in wegbermen lijkt het gevolg van zure depositie van stoffen afkomstig van uitlaatgassen.

Door de verzuring van bos- en heidebodems neemt het aluminiumgehalte in de wortelzone toe. Het aluminiumconcentratie in de wortelzone ligt vrijwel altijd boven de aangenomen kritische waarde voor duurzaam vitaal bos ($70 \mu\text{mol l}^{-1}$), en varieert ruwweg tussen 140 en $520 \mu\text{mol l}^{-1}$. Het aluminiumgehalte is sterk gecorreleerd met gehalten van NO_3^- en SO_4^{2-} . In het ondiepe grondwater (minder dan 5 m beneden maaiveld) worden mediane aluminiumconcentraties aangetroffen tot $7,5 \text{ mg l}^{-1}$. De aluminiumconcentratie in grondwater van zure bosgronden liggen altijd boven de streefwaarde voor drinkwater ($0,2 \text{ mg l}^{-1}$). De hoogste aluminiumconcentraties worden aangetroffen onder Douglasspar en de laagste onder eik. In ruwweg 40% van het bos- en heideareaal wordt de streefwaarde voor nitraat in drinkwater (25 mg l^{-1}) overschreden in het ondiepe grondwater. De sterke ophoping van stikstof uit atmosferische depositie in organische vorm op en in bosbodems kan in de toekomst verhoogde nitraatuitspoeling blijven veroorzaken, ook na reductie van de atmosferische depositie. De organische N-voorraden liggen tussen 1500 kg ha^{-1} in gronden met weinig organische stof en 5500 kg ha^{-1} in gronden met veel organische stof.



Figuur 4.24: De gemiddelde pH-waarden met het 95%-betrouwbaarheidsinterval voor geanalyseerde grondmonsters in zand- en klei/veengronden bij verschillend bodemgebruik.

4.5.2 Achtergrond en kwetsbaarheid

Nadat verzurende stoffen (of potentieel verzurende stoffen) op het bodemoppervlak zijn gedeponerd zullen ze reageren met de vaste bodemdelen en het bodemvocht, die hierdoor van kwaliteit zullen veranderen. De kwaliteitsveranderingen zijn niet eenduidig, omdat reacties van verzurende stoffen afhangen van het landgebruik en van de chemische eigenschappen van het bodemmateriaal. Twee cruciale bodemprocessen in relatie tot verzuring zijn de omzetting van NH_x naar NO_3^- d.m.v. nitrificatie, en de oplossing van aluminium uit bodemmineralen. De mate van nitrificatie hangt af van de aard van de bodem en de vegetatie. De mate van aluminiummobilisatie hangt af van de minerale samenstelling van de bodem en van de pH.

Een belangrijk direct effect van zure depositie op de kwaliteit van het bodemvocht is een toename van de concentraties van H^+ (daling van de pH), SO_4^{2-} , NH_4^+ , NO_3^- . Door reactie van de vrije H^+ -ionen met de vaste bodemdelen komen Al, Fe en Mn en zware metalen vrij in het bodemvocht. Verhoogde concentraties van H, Al, NH_4 , Fe, Mn en zware metalen in het bodemvocht zijn potentieel schadelijk voor bossen en natuurlijke vegetaties, onder andere doordat opname door en groei van wortels verstoord raakt. Schadelijke effecten van Al en NH_4 treden vooral op in combinatie met lage concentraties van metaalionen zoals Ca, Mg en K.

De belangrijkste zuurbufferreacties in bodem en sediment zijn samengevat in Tabel 4.7. In Nederland zijn gronden met een laag gehalte aan de uitwisselba-

re kationen K, Na, Ca en Mg het meest gevoelig voor verzuring. Dit zijn vooral de kalkloze zandgronden welke aangegeven zijn in Figuur 4.25 (de Vries e.a. 1989). De gevoeligheid van veen-, klei- en lössgronden is nog onvoldoende bekend.

Als zuur of zwak anaëroob grondwater een kalkhoudende laag passeert, zal het opgelost aluminium door neerslagprocessen uit het grondwater verdwijnen. Indien de formatie slecht doorlatend is voor water, is zij ook slecht doorlatend voor verontreinigingen. Ook in kalkloze sedimenten zal de zuurneutralisatie voortschrijden met toenemende ouderdom van het percolatiewater, door verdergaande verwerking van primaire silicaatmineralen of denitrificatie. Daarom mag men verwachten dat de pH van het water zal stijgen en dat de Al-concentraties zullen afnemen. In grove sedimenten, zoals bijvoorbeeld aanwezig in de oude maasterrassen, zal verwerking van primaire mineralen gering zijn, en kan zuur bodemvocht met hoge NO_3^- - en Al- concentraties tot grote diepten reiken. Klijn en Koster (1988) karakteriseerden indirect de gevoeligheid van grondwater voor verzuring op basis van geomorfologie en geologie.

4.5.3 Heide- en bosbodems

De verzuring onder heide- en bosbodems is verreweg het best onderzocht. In het navolgende wordt verslag gedaan van een (recent uitgevoerd) meetprogramma en van de analyse van verkregen resultaten.

Tabel 4.7: Capaciteit en snelheid van zuurneutralisatieprocessen in verschillende pH-trajecten

Buffermechanisme	pH-traject ^{a)}	Buffercapaciteit ^{b)} kmol _c ha ⁻¹ cm ⁻¹	Buffer-snelheid kmol _c ha ⁻¹ j ⁻¹
Carbonaat-verwerking	> 6,5	26 per % CaCO ₃	hoog ^{d)}
Silicaat-verwerking	< 6,5	45-70	0,1-1 ^{c)}
Kationen-omwisseling	4,0-6,5	1,95 per % org. stof 0,65 per % lutum	hoog
Al-oxide-verwerking	< 4,0	5-45	sterk pH-afhankelijk

^a pH in de bodemoplossing onder veldomstandigheden

^b gebaseerd op een dichtheid van 1,3 g cm⁻³

^c in de bovengrond (0-40 cm)

^d hoog betekent hoger dan huidige zuurbelasting

Het meetprogramma

Op een 150-tal bos- en heidelokaties is in maart en april 1990 de strooisellaag, de minerale bovengrond (0-30 cm) en het bodemvocht in de boven- en ondergrond (0-30 en 60-100 cm) bemonsterd en tussen november 1989 en juni 1990 het grondwater bemonsterd. Er waren 89 gemeenschappelijke monsterlokaties voor het meetprogramma bodem en het meetprogramma grondwater. Het meetprogramma representeert ongeveer 80% van het Nederlandse bos en heide op kalkloze zandgronden. De bosopstanden maken tevens deel uit van het landelijke vitaliteitsonderzoek. Een belangrijk doel van de meetprogramma's was zicht krijgen op het effect van omgevingsfactoren als bodemgebruik en atmosferische depositie, en standplaatsfactoren als boomsoort, boomhoogte, kronendakbedekking en afstand tot de dichtstbijzijnde bosrand, op de aluminium- en stikstofmobilisatie in bodem en grondwater. Bij de bemonstering zijn deze standplaatsfactoren ter plekke vastgelegd. Gekeken is naar de boomsoorten eik, beuk, Japanse larix, Corsicaanse den, grove den, fijnspar en douglas. Bodemonsters zijn genomen binnen de bosopstand en zijn gemengd voor chemische analyse. Metingen aan de strooisellaag en de minerale bovengrond betroffen totaalgehalten van C, N, en P en uitwisselbare hoeveelheden H⁺, Al³⁺, Fe²⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺ en NH₄⁺.

Het bodemvocht is geanalyseerd op bovengenoemde kationen en op NO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻, HCO₃²⁻ en DOC (opgeloste organische stof). Bij de statistische analyse zijn drie van de bodemlokaties niet beschouwd omdat ze kalkhoudend bleken. De grondwatermonsters zijn verkregen door in een ruit van 500x500 m² meestal 10 grondwatermonsters te nemen, waarvan minimaal drie binnen de bosopstand waarin ook bodemonsters zijn genomen. De grondwatermonsters zijn afzonderlijk geanalyseerd. *Figuur 4.26* geeft een overzicht van de bezochte ruiten en opstanden.

Voor de afleiding van statistisch modellen voor de kwaliteit van bodem en grondwater in het Nederlandse bos zijn alleen landsdekkende geografische databestanden gebruikt. Relatieve oppervlaktes voor bodemgebruik in de grondwatermodellen hebben betrekking op een gebied van 200 ha rondom een lokatie van 25 ha.

Strooisel en minerale bodem

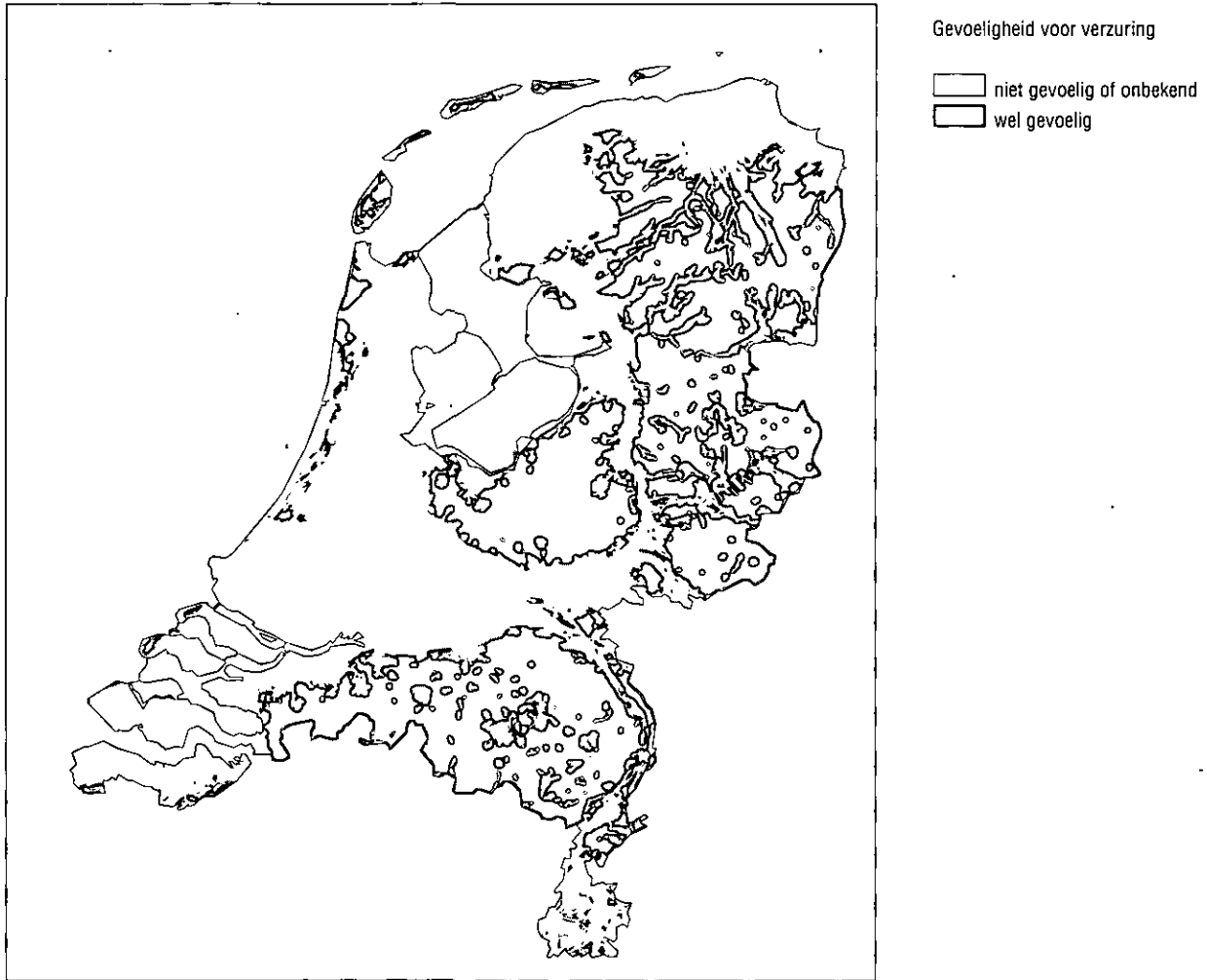
*E.E.M.J. Leeters en W. de Vries*¹

Belangrijke bodemparameters met betrekking tot de vaste fase die gerelateerd zijn aan verzuring en eutrofiëring zijn respectievelijk de basebezetting (uitwisselbare basenvoorraad) en het stikstofgehalte in organische stof (stikstofvoorraad). De meetgegevens voor bodem, bodemvocht en het bovenste grondwater zijn afkomstig uit het meetprogramma bossen.

Cumulatieve frequentieverdelingen van deze parameters voor zowel de strooisellaag als de minerale bovengrond van 147 bosopstanden (*Figuur 4.27 a, b, c, d*) laten zien dat:

- De basenbezetting in de strooisellaag veel hoger is (Al-verzadiging is lager) dan in de minerale bovengrond. Dit geeft aan dat aluminiummobilisatie in de strooisellaag vrijwel te verwaarlozen is, maar dat deze een dominante rol speelt bij de buffering van de minerale bovengrond.
- De voorraad aan uitwisselbare basen in de strooisellaag slechts weinig hoger is dan in de minerale bovengrond. Dit komt door een verschil in CEC (cation exchange capacity) per oppervlakteenheid tussen beide lagen. De CEC hangt samen met de organische stofvoorraad en deze is in de minerale bovengrond groter (dikkere laag en grotere dichtheid) dan in de strooisellaag.
- Het stikstofgehalte in de organisch stof in de strooisellaag niet, zoals verwacht, kleiner is dan in

¹ DLO Het Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied, Postbus 125, 6700 AC Wageningen



Figuur 4.25: Overzicht van gronden die gevoelig zijn voor verzuring.

de minerale bovengrond. Normaal is het N-gehalte in minerale grond duidelijk hoger dan in het strooisel. Dit indiceert N-immobilisatie als gevolg van hoge stikstof deposities. Bovendien blijkt het N-gehalte in de strooisellaag veel hoger te zijn dan in relatief schone gebieden (bijv. Scandinavië).

- De stikstofvoorraad in de strooisellaag veel lager is dan in de minerale bovengrond. Dit is ook weer een gevolg van het verschil in organische stofvoorraad tussen beide lagen.

Verschillen in bodemparameters van de vaste fase hangen voornamelijk samen met verschillen in bodemtypen (Tabel 4.8).

De basenbezetting en het N-gehalte zijn beide hoger in de rijkere eerdgronden dan in de armere vaaggronden en podzolen. De voorraad uitwisselbare basen en de N-voorraad nemen toe in de volgorde Duinvaaggrond, Holtpodzolgrond, Veldpodzolgrond, Enkeerdgrond, Beekeerdgrond. Dit wordt voornamelijk

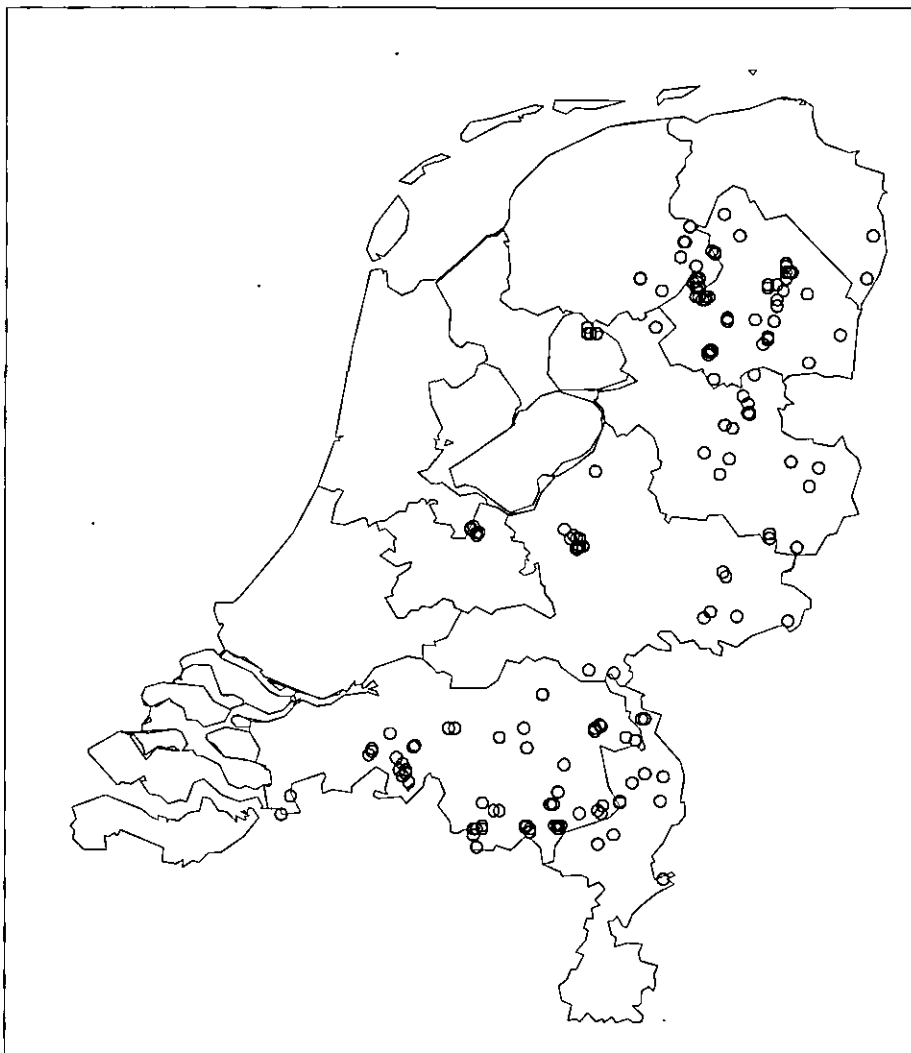
veroorzaakt door de in dezelfde volgorde toenemende voorraden aan organische stof (zie Tabel 4.8). De verzuringsgevoeligheid en de gevoeligheid voor N-accumulatie nemen in dezelfde volgorde af. Immers een grotere voorraad aan uitwisselbare basen betekent een grotere buffercapaciteit en een grotere N-voorraad betekent dat er relatief meer toevoer nodig is voor een verandering.

Kaarten met de mediaanwaarden van de uitwisselbare basenvoorraad en de N-voorraad (Figuur 4.28) weerspiegelen de ruimtelijke verdeling van de in Tabel 4.8 genoemde bodemtypen.

Bodemvocht

E.E.M.J. Leeters en W. de Vries¹

Cumulatieve frequentieverdelingen van SO_4 , NO_3 , pH en Al zowel voor de minerale boven- als ondergrond



Figuur 4.26: Bos- en heidelokaties waar bodem, bodemvocht en/of het bovenste grondwater is bemonsterd in 1989 en 1990.

Tabel 4.8: Mediaanwaarden voor de basenbezetting, uitwisselbare basenvoorraad, N-gehalte, N-voorraad en organische stofvoorraad van 147 bosopstanden op vijf verschillende kalkloze zandgronden in 1990.

Bodemtype	Basen- bezet- ting (%)	Uitwissel- bare basen ($\text{kmol}_c \text{ ha}^{-1}$)	N-gehalte (%)	N-voorraad (kg ha^{-1})	Organische stof- voorraad (ton ha^{-1})
Duinvaaggrond ¹⁾	6,3	4,5	2,2	1545	70
Holtpodzolgrond	5,8	5,1	1,9	2727	126
Veldpodzolgrond ²⁾	5,5	7,7	1,9	3425	182
Enkeerdgrond	8,3	8,6	2,7	3760	143
Beekeerdgrond ³⁾	11,1	26,3	2,1	5555	218

¹ Inclusief enkele Vlakvaaggronden

² Inclusief enkele Haarpodzolgronden

³ Inclusief enkele Moerige gronden

van 147 bosopstanden op kalkloze zandgrond (Figuur 4.29a,b,c,d) laten zien dat:

- De SO_4 -concentraties hoger zijn dan de NO_3 -concentraties. Dit geeft aan dat SO_4 een belangrijkere rol speelt in de bodemverzuring.
- De NO_3 -concentratie veelal hoger is dan 25 mg l⁻¹ (400 $\mu\text{mol l}^{-1}$), welke in Nederland als streefwaarde voor de drinkwaterkwaliteit wordt gehanteerd.
- Het verschil tussen concentraties in de boven- en ondergrond klein is, met uitzondering van de pH-waarden die in de ondergrond duidelijk lager zijn.
- De Al-concentratie overwegend boven de kritische waarde van 70 $\mu\text{mol l}^{-1}$ (De Vries, 1991) ligt.

De verschillen tussen de lokaties worden vooral veroorzaakt door de boomsoort (Tabel 4.9). De laagste pH-waarden en de hoogste Al- en SO_4 -concentraties zijn te vinden onder opstanden van fijnspar en douglas. De hoogste pH-waarden en de laagste Al-concentraties komen voor onder opstanden van eik en beuk. Opstanden met Corsicaanse den, grove den en Japanse larix zitten daar tussenin. Concentraties nemen over het algemeen toe met toenemende droge depositie en evapotranspiratie. Droge depositie en evapotranspiratie nemen toe in de volgorde loofbomen, dennen, sparren.

Tabel 4.9 geeft ook informatie over de Al/Ca- en de NH_4/K -ratio, die worden gezien als indicatoren voor stress op boomwortels. De $(\text{NH}_4+\text{NO}_3)/\text{SO}_4$ en de $\text{Al}/(\text{SO}_4+\text{NO}_3)$ geven respectievelijk de bijdrage van stikstof en zwavel aan de verzuring en de mate waarin aluminium de zuurtoevoer buffert.

De Al/Ca-ratio is meestal hoger dan 1,0, welke als een kritische waarde wordt beschouwd. De lage Al/Ca-ratio voor eik in Tabel 4.9 is het gevolg van de hoge Ca-concentraties. Waarschijnlijk worden deze hoge concentraties veroorzaakt door een hoge calciumtoevoer vanuit de atmosfeer. Bekalking en/of bemesting van de opstanden in het verleden kan ook een rol spelen. Een hoge atmosferische aanrijking van Ca kan worden verklaard door een sterke filterwerking van het kronendak voor basische kationen. De totale depositie op bosopstanden, vooral op die welke vlak bij de bosrand zijn gesitueerd, kan veel

hoger zijn (waarschijnlijk 2,5 tot 3,5 maal hoger) dan de natte depositie (Draayers e.a., 1992). De hoge concentraties die voor Na en Cl (niet in Tabel 4.9 opgenomen) zijn gevonden wijzen eveneens op een filterende werking van het kronendak. De lage Al/Ca-ratio voor eik wijst op een versterkte filterwerking aan bosranden, omdat de opstanden met eik gemiddeld veel dichterbij de bosrand zijn gelegen dan de opstanden met naaldbomen.

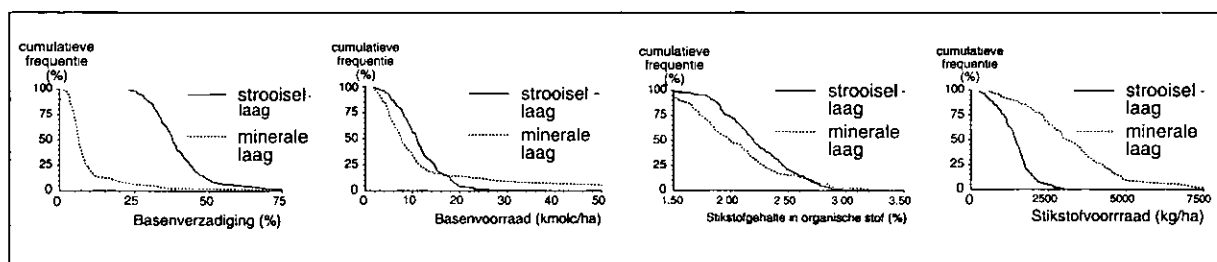
De mediaanwaarde van de $(\text{NH}_4+\text{NO}_3)/\text{SO}_4$ -ratio in de bovengrond ligt rond de 0,8. In Nederland is de $(\text{NH}_4+\text{NO}_3)/\text{SO}_4$ -ratio in de doorval gelijk aan of groter dan 1,0 (Houdijk, 1990). Ervan uitgaande dat omzettingen van SO_4 in de bodem verwaarloosbaar zijn, betekent dit dat ruwweg 20% van de stikstof verdwijnt in de bovengrond door opname, immobilisatie en/of denitrificatie. De mediaanwaarde van de $\text{Al}/(\text{SO}_4+\text{NO}_3)$ -ratio ligt rond de 0,45. Dit geeft aan dat Al-mobilisatie een belangrijke rol speelt bij de zuurneutralisatie. De NH_4/NO_3 -ratio (niet in Tabel 4.9 opgenomen) is veelal lager dan 1,0. Dit duidt op het voorkomen van nitrificatie. Bij gevolg is de NH_4/K -ratio bijna altijd lager dan de kritische waarde 5,0.

De relaties tussen bodemvochtsamenstelling en omgevingsfactoren zijn gekwantificeerd met behulp van multiple lineaire regressie-analyse. Relaties met meer dan 45% verklaarde variatie zijn gevonden tussen de SO_4 - en Al-concentraties enerzijds en de boomsoort, boomhoogte en de atmosferische depositie van 1989 (Erisman, 1990) anderzijds. De invloeden van de kronendakbedekking en de afstand tot de bosrand leken van minder belang. De gevonden relaties zijn gebruikt voor het maken van landelijke overzichtskarten van de Al- en SO_4 -concentraties in 1990 voor kalkloze zandgronden onder bos per grid van 5 x 5 km².

De mediaanwaarden variëren voor Al veelal tussen 175 en 350 $\mu\text{mol l}^{-1}$, voor SO_4 veelal tussen 250 en 1000 $\mu\text{mol l}^{-1}$. Hoge SO_4 -concentraties komen vooral voor in Zuid en Oost Nederland (Figuur 4.30a en 4.30b).

Slechts een deel van het gedeponeerde SO_4 mobiliseert Al in de bovengrond. Hoewel er sprake is van een zekere toename in SO_4 - en Al-concentraties

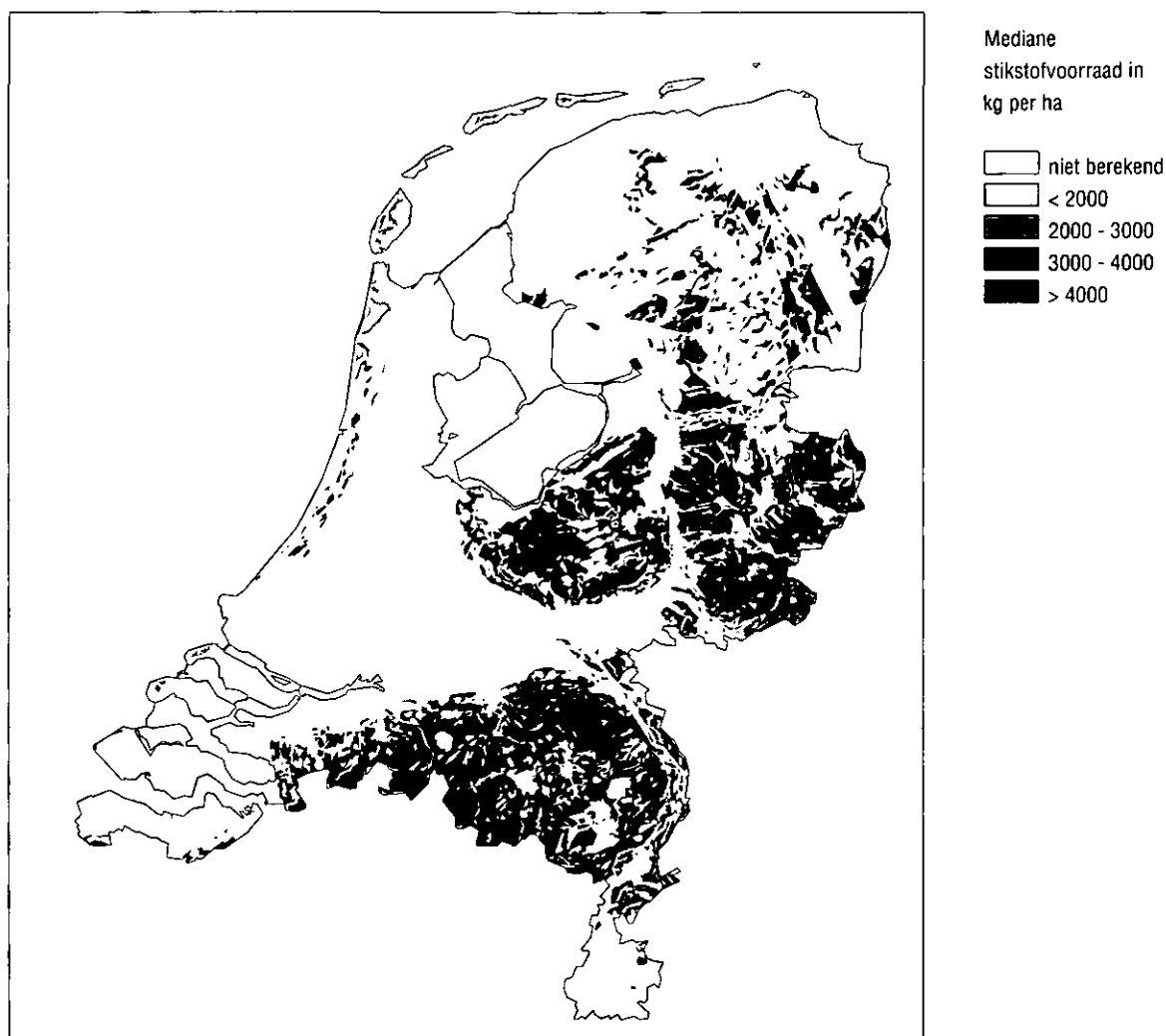
Figuur 4.27a,b,c,d: Cumulatieve frequentieverdelingen van de basenbezetting (a), de uitwisselbare basenvoorraad (b), het stikstofgehalte in organische stof (c) en de stikstofvoorraad (d) van kalkloze zandgronden onder bos in 1990.

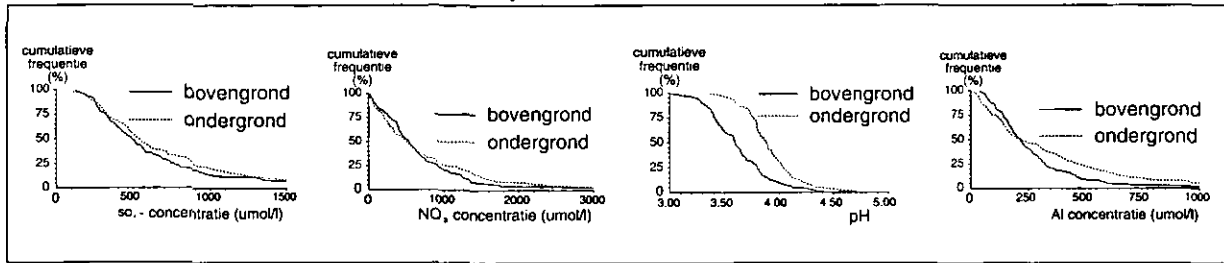


Tabel 4.9: Mediaanwaarden van belangrijke bodemvochtparameters in de minerale bovengrond (0-30 cm diepte) van 147 bosopstanden op kalkloze zandgrond in 1990.

Boomsort	Concentraties ($\mu\text{mol l}^{-1}$)				(mol mol ⁻¹)		Ratio's	
	pH	Al	SO ₄	NO ₃	Al/Ca	NH ₄ /K	(NH ₄ +NO ₃) /SO ₄	mol _c mol _c ⁻¹ Al /(SO ₄ +NO ₃)
eik	3,69	140	430	570	0,63	0,53	1,05	0,24
beuk	3,77	150	320	200	1,17	0,64	0,57	0,53
Corsicaanse den	3,69	210	400	270	1,27	1,19	0,67	0,49
grove den	3,61	230	490	470	1,07	1,01	0,81	0,46
Japanse larix	3,60	250	510	620	1,17	1,67	0,88	0,51
douglasspar	3,41	520	1100	1070	1,34	2,56	0,81	0,48
fijnspar	3,43	360	1010	490	1,42	2,52	0,55	0,44
Alle boomsoorten	3,60	210	450	530	1,09	1,13	0,80	0,45

Figuur 4.28: De mediane gehalten aan uitwisselbare basen en stikstof in de bovengrond van kalkloze zandgronden onder bos in 1990.





Figuur 4.29a,b,c,d: Cumulatieve frequentieverdelingen van de sulfaatconcentratie (a), nitraatconcentratie (b), pH (c) en aluminiumconcentratie (d) in de boven- en ondergrond van kalkloze zandgronden onder bos in 1990.

gaande van Noord naar Zuid en Oost Nederland in samenhang met de toenemende depositie, is het effect toch vrij gering. Dit hangt samen met de dominante invloed van de boomsoort op de bodemvocht-samenstelling. Met name in Drenthe komen relatief veel fijnsparren voor, zodat ondanks de relatief lage belasting hier toch hoge concentraties voorkomen zoals blijkt uit de 95-percentielkaarten. De kritische Al concentratie ($70 \mu\text{mol l}^{-1}$) wordt in vrijwel alle bossen op kalkloos zand overschreden.

4.6 Biologische bodemkwaliteit

4.6.1 Landelijk beeld

Een landelijk beeld van de biologische bodemkwaliteit is in feite nog niet te geven. In een uiterst heterogeen milieu als het compartiment bodem is het moeilijk om parameters te selecteren die representatief bij kunnen dragen aan de beeldvorming.

In proefonderzoeken over dit onderwerp is aandacht besteed aan stofgerichte en effectgerichte aspecten van biologische bodemkwaliteit, nl. de ophoping van stoffen in bodemorganismen, samenstelling van de aaltjesfauna en effect van poriewatersamenstelling op de vitaliteit van bacteriën (Microtox-test). De beschreven proefonderzoeken op het gebied van biologische bodemkwaliteit zijn uitgevoerd in het kader van het meetprogramma Snelwegen.

Inleiding bodembioologische bodemkwaliteit

Recent zijn er een aantal studies verschenen (Tolsma *et al.*, 1991, L.A.C., 1990, Gezondheidsraad, 1991) waarin de mogelijke benaderingen beschreven worden.

Er kan uit twee benaderingen gekozen worden, nl. de stofgerichte en de effectgerichte. De stofgerichte benadering sluit het meest

De toxiciteitstoets (pT-toets) laat zien dat de bodem langs snelwegen in zekere mate belast is met verontreinigingen; nergens wordt aan de gekozen norm voor een toelaatbaar niveau voldaan. Effecten op het ecosysteem kunnen niet uitgesloten worden.

Bioaccumulatiemetingen in regenwormen hebben aangetoond dat PAK's ophopen in levende organismen die vlak langs de snelweg voorkomen, ondanks het feit dat de gehalten in de bodem (en strooisellaag) op enige afstand van de weg relatief laag waren.

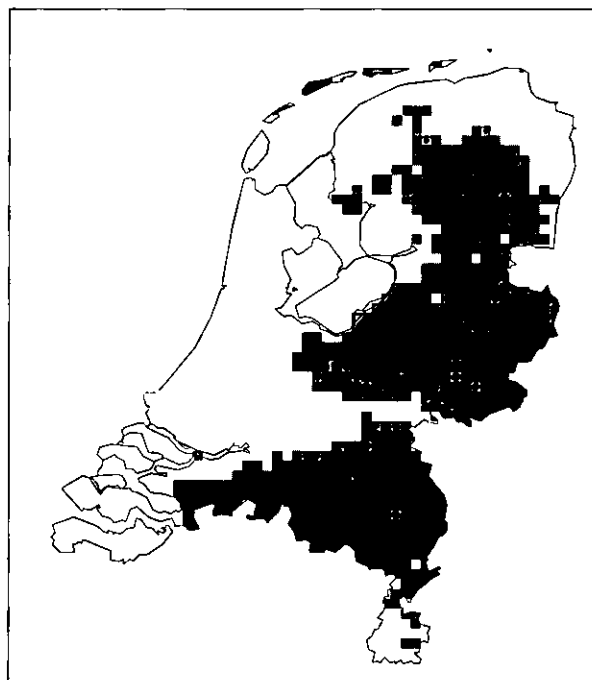
Onderzoek aan de aaltjes-fauna (nematoden) laat zien dat er langs snelwegen effecten zijn op de totale dichtheid, en soortensamenstelling. Uit een indeling in ecologische functionele groepen blijkt dat een aantal monsterpunten verstoord of verontreinigd is. Voor de verschillende lokaties wordt echter geen vaste trend gevonden in relatie tot de afstand tot de snelweg.

4.6.2 Resultaten van enkele proefonderzoeken

In 1991 is gekozen voor een aantal oriënterende onderzoeken in het kader van het meetprogramma Snelwegen. Daarbij is aandacht besteed aan stofgerichte en effectgerichte aspecten, nl: 1) de ophoping van stoffen in bodemorganismen (wormen, insecten, spinnen), 2) samenstelling van de aaltjesfauna (nematoden) en 3) effect van poriewatersamenstelling op de vitaliteit van bacteriën (Microtox-test).

direct aan bij de bepaling van (chemische) stofconcentraties. Er wordt gekeken naar de ophoping van een stof in een plant of dier of een deel van de voedselketen. Op deze wijze wordt voornamelijk informatie verkregen over de biologische beschikbaarheid van een stof (in ruimere zin).

Uit stofconcentraties in organismen valt echter weinig met zekerheid te zeggen over effecten op ecosystemniveau. Hiervoor zou



In umol per liter



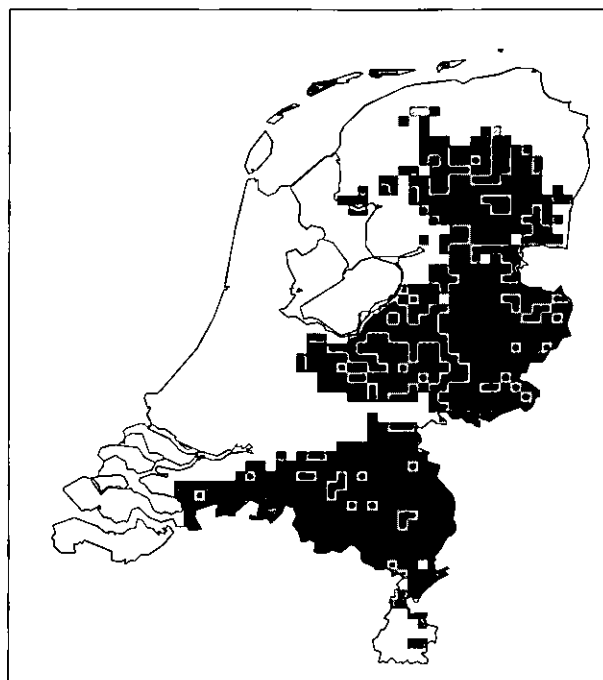
Figuur 4.30a: De mediaanwaarden van concentraties van sulfaat van kalkloze zandgronden onder bos.

den theoretisch eigenschappen (parameters) van het systeem zelf gemeten moeten worden. Hierbij moet gedacht worden aan eigenschappen als bijvoorbeeld energiebalans, primaire productie, mineralisatie en decompositie. Dit zijn echter parameters die voor een compleet terrestrisch ecosysteem lastig te meten zijn, zodat vooralsnog genoegen genomen moet worden met een benadering gebaseerd op structuurparameters (soortenrijkdom, diversiteit, functionele groepen).

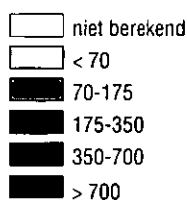
PAK-gehalten in bodemorganismen langs snelwegen

Uitgangspunt van dit onderzoek (in opdracht uitgevoerd door het Instituut voor Milieuvraagstukken; Slager *et al.*, 1992) was de werkwijze voor biomonitoring zoals voorgesteld door Tolsma *et al.* (1991). De keuze van de lokaties, dennenbossen op droge zandgronden, is in sterke mate bepalend geweest voor de dichtheid en samenstelling van de bodemfauna die bemonsterd kon worden. Bovendien vond bemonstering van de lokaties laat in het najaar (november) plaats, hetgeen voor bodemorganismen ongunstig is gezien de geringe activiteit van de overgebleven individuen.

Bodemfauna werd met de hand verzameld uit dood hout (pissebedden en duizendpoten), en met behulp van ingegraven



In umol per liter



Figuur 4.30b: De mediaanwaarden van concentraties van aluminium van kalkloze zandgronden onder bos.

vangpotten ('pitsfalls'). Slechts op één monsterlokatie (Moergestel) konden regenwormen verzameld worden. Op de lokaties werden geen sporen gevonden van muizen of mollen. Gezien de geringe hoeveelheid biomassa die verzameld kon worden en de te verwachten verhogingen van specifieke verontreinigingen is er voor gekozen om waar mogelijk een analyse van PAK in regenwormen, pissebedden en duizendpoten uit te voeren.

Resultaten

In Tabel 4.10 is een samenvatting gegeven van de totaal PAK-gehalten in drie groepen bodemfauna. De oorspronkelijke opzet, waarin de afstand tot de snelweg als factor voor de belasting van het systeem met PAK gekozen was, blijkt door problemen met de bemonstering niet meer te gebruiken voor deze resultaten. Een uitzondering vormen de regenworm-monsters uit Moergestel. Dit is tevens de enig waarneming waar heel duidelijk de invloed van de snelweg zichtbaar is in de gehalten die in de dieren gevonden worden.

Voor zover uit deze beperkte informatie af te leiden is, lijken regenwormen het best PAK te accumuleren, gevolgd door pissebedden en duizendpoten. Op basis van het gedrag van deze stoffen mag verwacht worden dat de hoogste gehalten binnen enkele

meters van de emissiebron gevonden zullen worden (van der Werf-Klein Breteler, 1989). De raai op 80 m van de snelweg zou daarom een redelijk beeld van een onbelaste situatie moeten geven. Voor de waarneming aan de regenwormen gaat dit inderdaad op. Helaas zijn er geen andere waarnemingen om dit verder te staven en is nader onderzoek gewenst.

Gezien het feit dat de analyse van totaal-PAK in het strooisel en bodemmateriaal geen consequente verschillen tussen de raaien (8 en 80m) laat zien, lijkt (stofgerichte) biomonitoring een goede methode om de beschikbaarheid van PAK, en de mogelijke ophoping in voedselketens, vast te stellen.

Dichtheid en samenstelling van de aaltjesfauna langs snelwegen

Aaltjes (nematoden) zijn een relatief onbekende groep organismen, die echter in elk bodemtype in grote aantallen en soortdiversiteit voorkomen. Alhoewel aaltjes te klein zijn (ca. 0,5-1 mm lang) om bioaccumulatie van stoffen in te meten, heeft de groep als zodanig een groot aantal eigenschappen die ze geschikt maakt als indicator-organisme voor effecten op het bodemecosysteem (Bongers en Schouten, 1991).

Resultaten

In het meetprogramma Snelwegen is de nematodenfauna bemonsterd op alle lokaties op twee afstanden van de snelweg. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen de strooisellaag en de minerale bodem (bovenste 10 cm), omdat uit eerder onderzoek gebleken is dat de dichtheid en samenstelling in deze substraten geheel verschillend kan zijn. De resultaten van de totale dichtheid zijn gegeven in *Figuur 4.31*.

De gevonden aantallen (tussen 3,5 en 8 miljoen per m²) liggen in de range die voor andere dennenbossen op arme zandgronden gevonden wordt. Er is geen eenduidige tendens die wijst op een afwijking dicht bij de snelweg. In Moergestel en Oosterhout wijken de raaien het meest van elkaar af; op deze plaatsen zijn de verschillen statistisch significant (t-toets, $p <$

0,05). Het totale aantal aaltjes is echter slechts een grove maat, die van een groot aantal factoren afhankelijk kan zijn. Voor een nadere beoordeling is dus een analyse van de soortensamenstelling (in dit geval genera) noodzakelijk.

De nematodensamenstelling is bepaald op 3 van de 5 lokaties, nl: Epe, Nunspeet en Moergestel. Het maximum aantal soorten dat in een bodemonster geteld werd, bedroeg 23. Deze samenstelling is normaal te noemen voor jonge zure dennenbossen op arme zandgronden. In rijpere bosbodems met een hoger organische-stofgehalte worden echter al snel twee maal zoveel soorten aangetroffen. Globaal gezien komen er op de lokaties ca. 10 soorten voor in een frequentie van meer dan 2%. Op lokatie Nunspeet was dit in het strooisel duidelijk lager, ca. 5.

Om mogelijke verschillen in soortensamenstelling tussen de 8m- en 80m-raaien per lokatie te bepalen, werd gebruik gemaakt van een clusteranalyse. Hieruit bleek dat de grootste verschillen te vinden zijn in de strooisellaag van de lokaties Moergestel en Epe.

Om deze verschillen nader ecologisch te interpreteren, is gebruik gemaakt van de Maturity Index (Bongers 1990), en een recent ontwikkelde aanvulling hierop (de Goede *et al*, in druk). Na indeling in 3 ecologische klassen van de nematodenfauna per monster, werden de monsterpunten in een zogenaamde Colonizer-Persister-driehoek ingetekend. De ligging van een monsterpunt geeft een aanwijzing over het type verstoring (eutrofiëring of verontreiniging).

De rangschikking van de monsterpunten in een C-P-driehoek geeft voor de verschillende lokaties en bodemlagen geen consistent beeld ten aanzien van de verwachte verschuiving van 8m-raaien, t.o.v die op 80m van de snelweg.

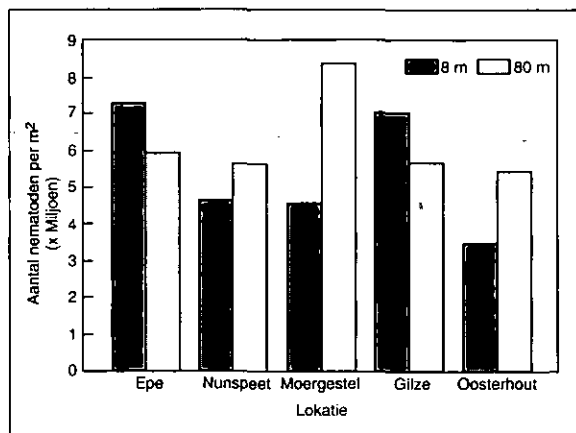
Samenvattend moet geconstateerd worden, dat met behulp van de nematodenfauna alleen in de strooisellaag van de lokatie te Moergestel een duidelijke indicatie voor verstoring van het bodemecosysteem verkregen is. Op deze plek is er een afname van de totale dichtheid, en een verandering in soortensamenstelling met relatieve toename van de resistente soorten. Op de lokatie te Epe lijkt juist de 80m raai het meest verstoord. Dit komt het duidelijkst in de bodemlaag tot uiting.

Tabel 4.10: Gemiddelde gehalten aan totaal-PAK ($\mu\text{g kg}^{-1}$ versgew.) in pissebedden, duizendpoten en regenwormen, op verschillende afstanden tot de snelweg, op 5 lokaties.

Locatie	Afstand tot de snelweg	Pissebedden	Duizendpoten	Regenwormen
Epe	25 m	38 (6)	24	
Nunspeet	25 m	38 (5)	13	
Moergestel	15 m	20 (4)		142 (25)
		80 m		25 (12)
Gilze	15 m	18 (5)		
	80 m	29 (9)		
Oosterhout	15 m	66 (40)	11	

(x) = standaard fout

Figuur 4.31: Gemiddelde nematodendichtheid per m² in de bodem- en strooisellaag tezamen op twee afstanden van de snelweg, op 5 lokaties.



Deze resultaten sluiten aan bij die van bodemchemische analyses. Op de monsterlokaties zijn voor de meeste stoffen nauwelijks verschillen in gehalten tussen de raaien gevonden. In veel gevallen was er sprake van een lichte verhoging ten opzichte van de streefwaarde. Dicht langs de snelweg is plaatselijk wel een verhoging geconstateerd, ten aanzien van PAK en lood in strooisel (zie hfdst 4.2). Wat betreft de loodgehalten steekt de lokatie te Moergestel boven de anderen uit. Op deze plek wordt de B-waarde langs de weg ruim overschreden. Dit valt samen met een opvallende verschuiving in de nematodensamenstelling.

Resultaten van de pT-toets

De pT-toets is ontwikkeld en beschreven door Slooff en de Zwart (1991). Het is een uitbreiding van de Microtox-toxiciteitstest, op zodanige wijze dat monsters van bodem, water of lucht (na bewerking) kunnen worden ingeschat op hun toxische potentie (pT-waarde). Het effect is een biologische somparameter voor alle stoffen die in het monster aanwezig zijn. De essentie van de methode zit in het feit dat concentratie en verdunning van het bodem(vocht)extract plaats vindt, zodat altijd vastgesteld kan worden wanneer een effect op gaat treden (of zal zijn verdwenen). In een gunstig geval is dat pas na sterke concentratie.

De pT= 0 is gesteld op 1/100 van de concentratie waar nog een effect te meten is. Deze veiligheidsfactor is gebaseerd op het feit, dat bij langdurige blootstelling of een combinatie van stoffen, reeds bij veel lagere gehalten effecten optreden. De pT= 0 kan beschouwd worden als een grenswaarde (maximaal toelaatbaar risico). De gekozen 'streefwaarde' ligt hier nog een factor 10 onder, en heeft een pT-waarde van 1. Negatieve pT-waarden geven aan dat een milieumonster niet meer aan het gestelde toelaatbare niveau voldoet.

Resultaten

In het meetprogramma Snelwegen zijn, op alle 5 lokaties, pT-waarden bepaald van grondwatermonsters en percolaat-extracten van de bovenste 10 cm van de minerale bodem. Er is gekozen voor een accent op de organisch-chemische verbindingen. Hiervoor zijn concentraten gemaakt met behulp van XAD-harsen. Om ook nog informatie te verzamelen over toxische effecten van andere stoffen (vnl. zware metalen), zijn tevens bepalingen gedaan met onverdunde grondwater- en percolaatmonsters (Folkerts, 1992).

Voor alle grondwater- en percolaatmonsters geldt dat ze tussen de 5 en 46 maal geconcentreerd moesten worden voordat er een effect met de Microtox kon worden gemeten. Met de veiligheidsfactor van 100 in acht genomen, houdt dit echter in dat geen van de monsters aan de gestelde eisen voor een maximaal toelaatbaar toxisch niveau voldoet. In het veld zijn daarom effecten op organismen niet uit te sluiten.

Bij de percolaatmonsters wordt alleen voor de monsters van Moergestel en Oosterhout de verwachte trend met de afstand gevonden. De waarnemingen aan de onverdunde monsters gaven slechts in twee gevallen een meetbaar acuut toxisch effect. Dit moet toegeschreven worden aan stoffen anders dan die geconcentreerd zijn met de XAD-hars. Gehaltes aan zware metalen in de bodem op de twee lokaties geven echter geen verklaring voor het gevonden effect.

Samenvattend kan uit het onderzoek met behulp van de pT-toets geconcludeerd worden dat alle bodem- en grondwatermonsters in zekere mate belast zijn, en dat effecten op organismen niet uitgesloten kunnen worden. Een mogelijk effect van de snelweg was alleen aantoonbaar in de percolaatmonsters van Moergestel en Oosterhout. De waarnemingen aan de monsters van Moergestel sluiten goed aan bij de resultaten die op deze lokatie met het onderzoek aan regenwormen en de nematodenfauna verkregen werden.

4.7 Conclusies

Algemeen

- De gepresenteerde waarden geven een globale eerste indruk van de toestand van de bodemkwaliteit in Nederland. Een gestructureerd bodemmeetnet is nodig om een beter beeld te krijgen van de bodemkwaliteit en om trends te kunnen vaststellen en ter validatie van de huidige formules ter berekening van de streefwaarden. Bovendien moet beter aangegeven kunnen worden waar de normen worden overschreden, in welke mate en voor welke belastingsbronnen beleidsmaatregelen moeten worden genomen.

Zware metalen en andere elementen

- Cultuurgronden bevatten hogere koper-, cadmium- en zinkgehalten dan bosgronden. Deze waarneming wordt ondersteund door modelberekeningen die aangeven dat in de landbouw de belasting hoger is dan onttrekking van metalen door gewassen, waardoor accumulatie van metalen in de bovengrond kan optreden.
- In strooiselmonsters die zijn genomen langs snelwegen zijn loodgehalten gemeten die hoger liggen dan de B-toetsingswaarde voor nader onderzoek. Dit wordt veroorzaakt door belasting vanuit het wegverkeer.
- Op arealen met grasland op veen worden plaatselijk lood- en kopergehalten gemeten die hoger lig-

gen dan de B-waarde. Hierbij speelt naast de lage soortelijke dichtheid van veen lokaal mogelijk ook het gebruik van stadscompost en zuiveringsslib in het verleden een rol.

Bestrijdingsmiddelen

- Atrazin wordt in gronden waarin het is toegepast gevonden in gehalten die een factor 1.000-10.000 boven de streefwaarde liggen.
- In een inventariserend onderzoek zijn een zestal residuen van bestrijdingsmiddelen aangetroffen.
- Belasting vanuit de landbouw door toepassing van bestrijdingsmiddelen heeft tot gevolg dat praktisch het gehele areaal cultuurgrond niet voldoet aan de streefwaarden voor bodemkwaliteit.
- Ook wanneer meteen met de toediening zal worden gestopt zal de bodem nog vele decennia residuen bevatten van stoffen zodanig dat de streefwaarden worden overschreden.
- Een groot deel van de boomgaarden bevat DDT-residuen in de grond in gehalten die hoger liggen dan de B-toetsingswaarde voor nader onderzoek.
- Organochloorverbindingen, waarvan de meeste reeds jaren voor toepassing als bestrijdingsmiddel verboden zijn in verband met hun persistentie, worden aangetroffen in gehalten die aanzienlijk hoger liggen dan de streefwaarde:
 - max. een factor 10 hoger (dieldrin, endrin, HCB);
 - max. een factor 100 hoger (lindaan, endosulfan);
- Het vermoeden bestaat dat de methoden, waarmee de verbindingen uit de grond worden vrijgemaakt, niet toereikend zijn om alles uit het bodemmateriaal los te maken.

PAK's en PCB's

- De gemiddelde PAK-gehalten in bodems langs snelwegen en in bodems die in het kader van indicatieve bodemonderzoeken zijn onderzocht liggen bijna allemaal boven de streefwaarden.
- De meest forse overschrijdingen worden geconstateerd voor fluorantheen (een factor 10-60) en chryseen (een factor 2 tot 5); het gunstigst liggen de gemiddelde gehalten voor antraceen en naftaleen (de vluchtigste PAK).
- Opmerkelijk is dat er geen significante verschillen zijn in gemiddelde PAK-gehalten voor bodemonsters die zijn genomen langs snelwegen, waar verontreiniging door verkeer wordt verwacht en de

onverdachte lokaties die ten behoeve van indicatieve bodemonderzoeken zijn onderzocht.

- Voor een aantal stoffen (met name: beta- en gamma-HCH, dieldrin en endrin en PCB-26 en -52) is de onderste analysegrens niet toereikend voor toetsing aan streefwaarden, zodat verbetering van de analysetechnieken gewenst lijkt.

Verzuring

- Langs snelwegen in bos- en natuurgebieden en in mindere mate in bosgronden worden in de onderzochte monsters lage pH-waarden gemeten. Gemiddeld ca. 3,2 in de bovenste 10 cm van de bovengrond en ca. 3,0 in de strooisellaag. In de gemeten monsters in bosgronden bedraagt de pH ca 4,0. De waarnemingen ondersteunen conclusies uit Milieudiagnose 1992 deel 1 en hoofdstuk 4.5, waarin wordt gesteld dat verzuring van de Nederlandse bodems optreedt.
- De hoge depositie van zwavel en stikstofverbindingen en de bijbehorende bodemverzuring hebben geleid tot lage hoeveelheden uitwisselbare basen in bosgronden. De sterke ophoping van stikstof uit atmosferische depositie in organische vorm op en in bosbodems kan in de toekomst verhoogde nitraatuitspoeling veroorzaken, ook na reductie van de atmosferische depositie. De organische N-voorraden liggen tussen 1500 kg ha⁻¹ in gronden met weinig organische stof en 5500 kg ha⁻¹ in gronden met veel organische stof.
- De Al-concentratie in de wortelzone ligt vrijwel altijd boven de aangenomen kritische waarde voor duurzaam vitaal bos (70 µmol l⁻¹), en varieert ruwweg tussen 140 en 520 µmol l⁻¹. De Al-concentratie is sterk gecorreleerd met concentraties van NO₃⁻ en SO₄²⁻. In het bovenste grondwater (minder dan 5 m beneden maaiveld) worden mediane Al-concentraties aangetroffen tot 280 µmol l⁻¹. De Al-concentratie in grondwater van zure bosgronden liggen altijd boven de streefwaarde voor drinkwater (0,2 mg l⁻¹).
- In ruwweg 40% van het bos- en heideareaal wordt de streefwaarde voor nitraat in drinkwater (25 mg l⁻¹) overschreden in het bovenste grondwater.

Biologische bodemkwaliteit

- Een landelijk beeld van de biologische bodemkwaliteit is in feite nog niet te geven. In een uiterst heterogeen milieu als het compartiment bodem is het

moeilijk om parameters te selecteren die een breed toepassingsgebied hebben. Als try-out wordt aandacht besteed aan stofgerichte en effectgerichte aspecten van biologische bodemkwaliteit.

- Bioaccumulatiemetingen in regenwormen hebben aangetoond dat PAK's ophopen in levende organismen die vlak langs de snelweg voorkomen, ondanks het feit dat de gehalten in de bodem (en

strooisellaag) op enige afstand van de weg relatief laag waren.

- Onderzoek aan de aaltjes-fauna (nematoden) laat zien dat er langs snelwegen effecten zijn op de totale dichtheid en soortensamenstelling.
- Een toxiciteitstoets (pT-toets) laat zien dat de bodem op alle lokaties in zekere mate belast is met verontreinigingen, nergens wordt aan de gekozen norm voor een tolerabel niveau voldaan.

5. DE KWALITEIT VAN HET ONDIEPE GRONDWATER

5.1 Inleiding

Door het RIVM is de afgelopen jaren een aantal meetprogramma's uitgevoerd waarbij de kwaliteit van het ondiepe grondwater is onderzocht ten behoeve van de milieuthema's verzuring, vermesting en verspreiding. Verder is een meetprogramma snelwegen in bosgebieden uitgevoerd en heeft een beperkte inventarisatie plaatsgevonden van gegevens uit indicatieve bodemonderzoeken (IBO's) van landbouwgronden bestemd voor woningbouw (hierna bouwgrond genoemd). Onder het ondiepe grondwater wordt in deze rapportage de bovenste meter van het grondwater verstaan. De opzet van de meetprogramma's is beschreven in Appendix 1.

Ten behoeve van de stofgerichte aanpak zijn de meetgegevens ingedeeld naar verschillende bodemgebruikstypen. Naast de gemiddelde concentraties van de stoffen wordt ook een 90 of 95-percentiel of de maximaal gemeten waarde gegeven om een indruk te geven van de spreiding in de waarnemingen.

Bij de beoordeling van de grondwaterkwaliteit worden de waarnemingen vergeleken met de streefwaarden en indien relevant de drinkwaternormen, B-waarden en C-waarden. De conclusies zijn verwoord in hoofdstuk 5.5.

Zoals reeds in 4.2.1 is uiteengezet moet hierbij wel bedacht worden, dat B-waarden slechts een beperkte indicatieve waarde hebben. Ten aanzien van de overschrijding van de streefwaarden kan een overschatting plaatsvinden doordat concentraties van nature soms reeds hoger zijn dan de streefwaarden (zie 4.2.1).

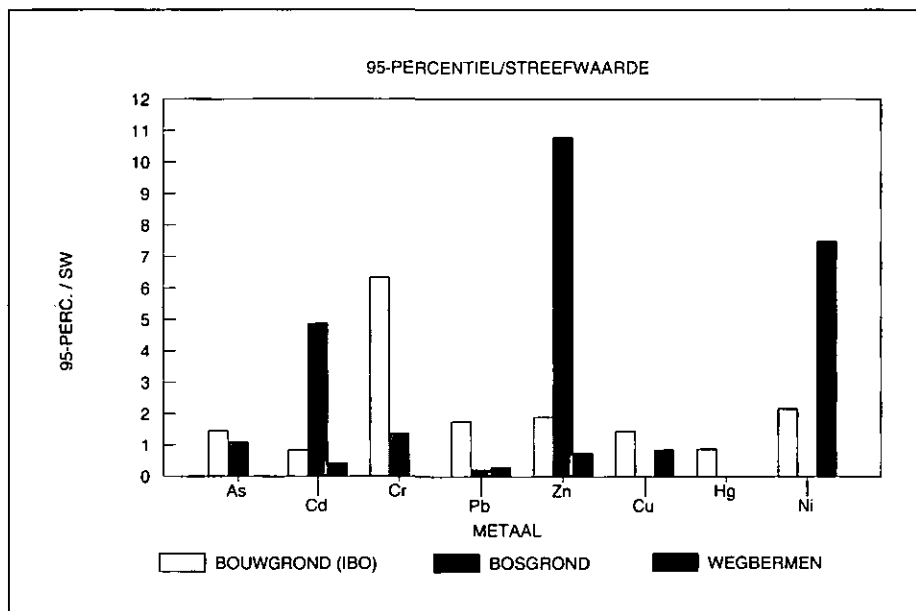
5.2 Zware metalen en arseen

5.2.1 Landelijk beeld

Een eerste indruk van de verspreiding van zware metalen in het ondiepe grondwater is voor enkele bodemgebruikstypen verkregen aan de hand van beperkte meetgegevens afkomstig uit verschillende meetprogramma's. Een landelijk beeld kan derhalve niet worden gegeven.

Zoals ook blijkt uit *Figuur 5.1* worden de streefwaarden voor metaalconcentraties in het grondwater veelvuldig overschreden. Met name onder bosgrond is de overschrijding voor cadmium en zink fors; er worden zinkconcentraties aangetroffen die de C-waarde met een factor 3 overschrijden en cadmium

Figuur 5.1: De verhoudingen 95-percentiel/streefwaarde voor zware metalen en arseen in verschillende meetprogramma's.



komt voor in concentraties die bijna gelijk zijn aan de C-waarde.

In de bossen en wegbermen langs snelwegen worden plaatselijk hoge koper- (hoger dan de B-waarde) en nikkel- (hoger dan de C-waarde) concentraties in het ondiepe grondwater aangetroffen. Duidelijk ligt hier een relatie met de verzuurde bosbodems.

5.2.2 Meetprogramma's

Het voorkomen van zware metalen in het ondiepe grondwater is onderzocht in het kader van een drietal meetprogramma's. Twee meetprogramma's zijn door het RIVM uitgevoerd en het derde omvat een door het RIVM uitgevoerde inventarisatie van gegevens. De meetprogramma's worden uitvoerig beschreven in Appendix 1, zodat hier wordt volstaan met een korte karakteristiek.

- **Meetprogramma Boskartering**
Het doel van dit onderzoek is het beschrijven van de kwaliteit van het ondiepe grondwater in bos (Boumans en Beltman, 1992).
- **Meetprogramma Snelwegen**
Het doel van dit meetprogramma is mogelijke verontreinigingen van bodem en grondwater onder bosgebieden gelegen in de directe omgeving van rijkswegen te onderzoeken (Groot en van Swinderen, 1992). Grondwatermonsters zijn genomen op ca 3 m en ca 80 m afstand van de weg.

- **Indicatieve Bodemonderzoeken (IBO's)**
Een inventarisatie is uitgevoerd van de resultaten van Indicatieve Bodemonderzoeken op landbouwgrond bestemd voor bouwgrond, gelegen in een 15-tal gemeenten (Boumans, 1992).

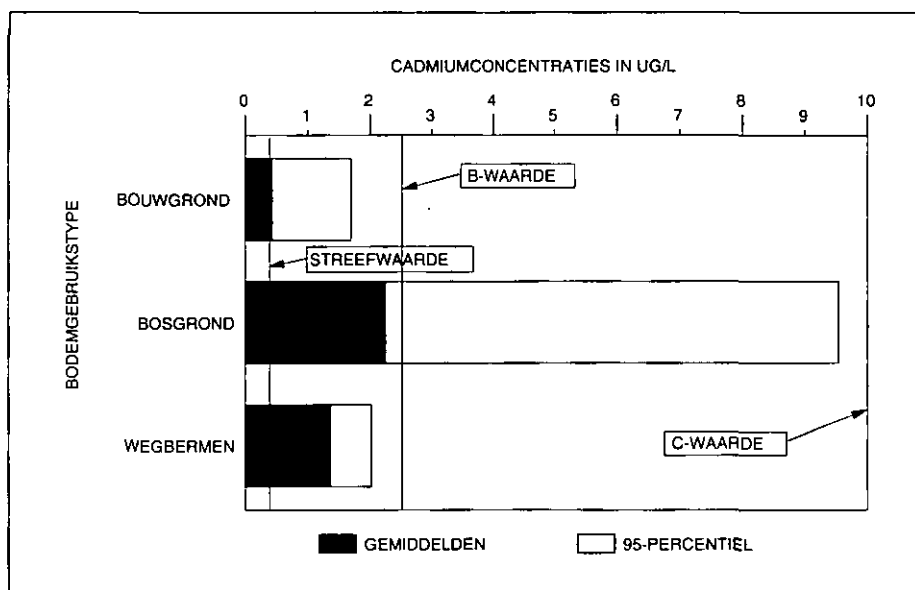
Om een indruk te krijgen van de grondwaterkwaliteit in Nederland zijn resultaten per stof gerangschikt en is voor enkele bodemgebruikstypen een gemiddelde en een 95-percentiel berekend.

5.2.3 Resultaten en interpretatie

Algemeen

De gemiddelde waarden van de waarnemingen en de 95-percentielen staan per metaal uitgezet in de *Figuren 5.2 t/m 5.8*. Hierbij dient wel bedacht te worden dat de weergegeven gemiddelden vaak sterk bepaald worden door enkele uitschieters. In de figuren is eveneens de streefwaarde, de B-toetsingswaarde en de C-toetsingswaarde aangegeven, indien deze vallen in de range van gemeten concentraties. In het navolgende wordt kort voor de diverse metalen op de resultaten ingegaan.

Figuur 5.2: De gemiddelde cadmiumconcentraties en 95-percentielen van de onderzochte grondwatermonsters, genomen onder bouwgrond, bosgrond en wegbermen, gerelateerd aan de streefwaarde, de B-waarde en de C-waarde.



Cadmium

Het gemiddelde van de cadmiumconcentraties (zie *Figuur 5.2*) in het ondiepe grondwater onder bosgrond en langs snelwegen in bos en natuurterrein is aanzienlijk hoger dan onder bouwgrond en overschrijdt de streefwaarde. De hoge cadmiumconcentraties onder bosgrond zijn een gevolg van de lage pH van het grondwater ten gevolge van verzuring, waardoor meer metalen in oplossing kunnen gaan. De ligging van het evenwicht tussen de concentratie in grondwater en het gehalte in het bodemmateriaal is sterk afhankelijk van de pH (Boekholt, 1992). Bij lage pH-waarden neemt de cadmiumconcentratie in oplossing toe. De laagste pH-waarden zijn gemeten in het grondwater onder wegbermen en bosgrond (zie 5.3.5). Een relatie met de belasting is niet aangetoond. Zoals ook blijkt uit de ligging van de 95-percentielen ten opzichte van het gemiddelde is de spreiding in de gevonden concentraties relatief groot. Het 95-percentiel voor het grondwater onder bosgrond ligt op $9,54 \mu\text{g l}^{-1}$ hetgeen hoger is dan de nieuw voorgestelde interventiewaarde van $6 \mu\text{g l}^{-1}$.

Zink

Zinkconcentraties in het ondiepe grondwater zijn, evenals cadmium, onder bosgrond het hoogste en onder bouwgrond het laagste (zie *Figuur 5.3*), maar overschrijden in alle gevallen de streefwaarde. De oorzaak hiervan kan, evenals voor cadmium, gezocht worden in de verzuring van de bodem, waardoor het

evenwicht verschuift tussen zinkionen in oplossing, al of niet gecomplexeerd, en zinkionen aan het bodemmateriaal. De gemiddelde waarde voor het grondwater onder bosgrond (incl. wegbermen) is hoger dan de B-waarde. Uit de ligging van het 95-percentiel voor bosgrond kan worden afgeleid dat vijf procent van de waarnemingen voor zink hoger is dan $2195 \mu\text{g l}^{-1}$, terwijl de C-waarde uit de Leidraad Bodemsanering $800 \mu\text{g l}^{-1}$ bedraagt.

De 95-percentiel van de concentraties onder wegbermen en bouwgrond ligt tussen de B- en de C-waarde in. De voorgestelde interventiewaarde voor grondwater van $300 \mu\text{g l}^{-1}$, die is gebaseerd op huumaantoxische en ecotoxicologische gegevens, wordt in praktisch elk grondwatermonster onder bosgrond overschreden.

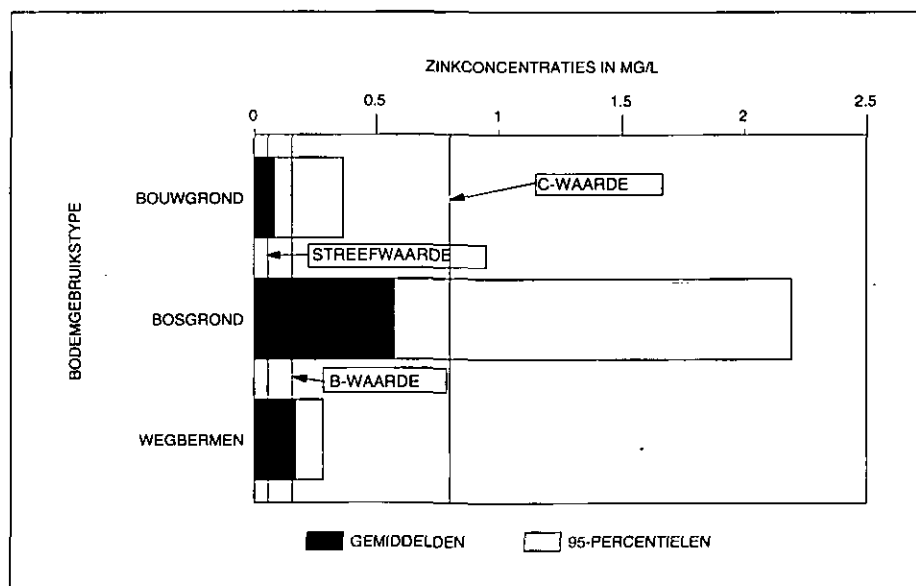
Chroom

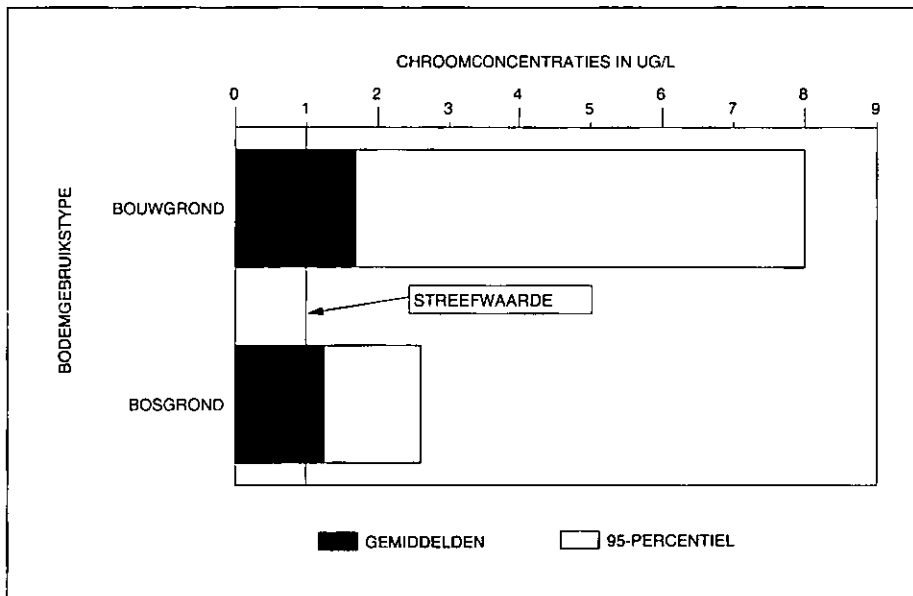
Het gemiddelde van de chroomconcentraties (zie *Figuur 5.4*) gemeten in het grondwater onder bosgrond en bouwgrond ligt iets boven de streefwaarde, maar de spreiding is met name voor de grondwatermonsters van IBO's vrij groot. Het 95-percentiel ligt voor bouwgrond een factor 8 boven de streefwaarde, maar blijft nog ver onder de B-waarde van $50 \mu\text{g l}^{-1}$.

Koper

De gemiddelde concentratie van koper in het grondwater langs snelwegen is hoger dan voor bouwgrond

Figuur 5.3: De gemiddelde zinkconcentraties en 95-percentielen van de onderzochte grondwatermonsters, genomen onder bouwgrond, bosgrond en wegbermen, gerelateerd aan de streefwaarde, de B-waarde en de C-waarde.





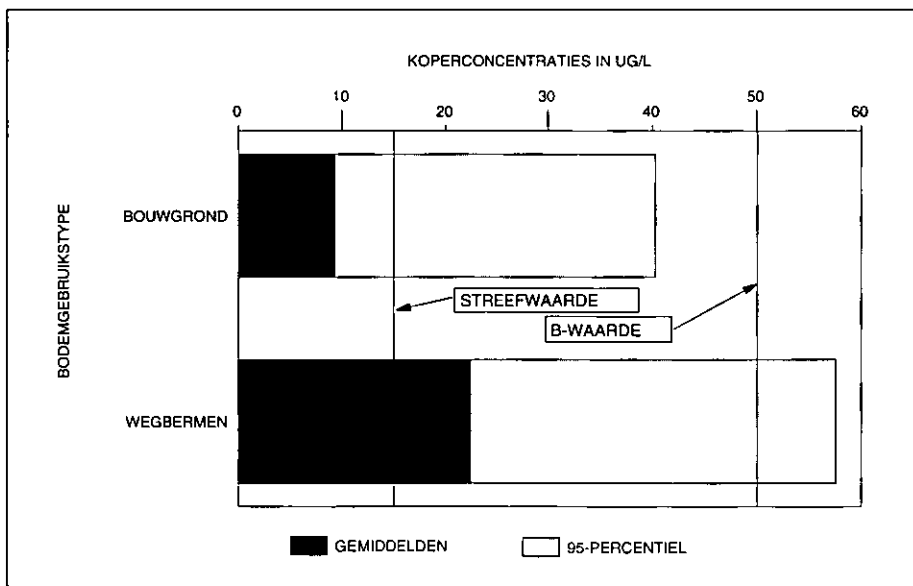
Figuur 5.4: De gemiddelde chroomconcentraties en 95-percentielen van de onderzochte grondwatermonsters, genomen onder bosgrond, bouwgrond en wegbermen, gerelateerd aan de streefwaarde; de B-waarde bedraagt 50 µg l⁻¹.

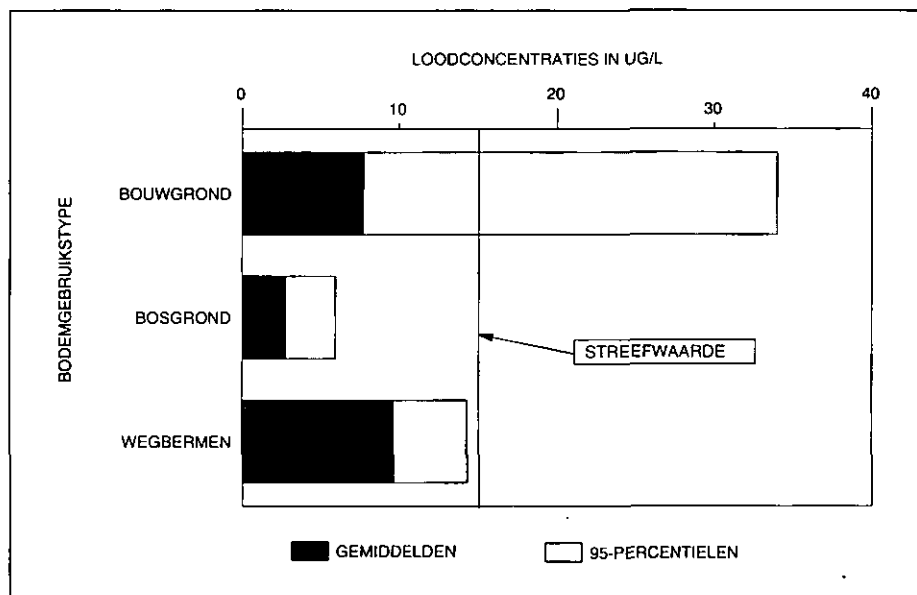
(zie *Figuur 5.5*). In de rapportage van het Meetprogramma Snelwegen wordt echter geen correlatie tussen de afstand tot de snelweg en de koperconcentraties in het grondwater gevonden. Ook hier is de verzuring maatgevend voor de hoogte van de gemeten concentraties. Het 95-percentiel voor grondwater langs snelwegen is hoger dan de B-waarde.

Lood

De gemiddelde loodconcentratie (zie *Figuur 5.6*) in het onderzochte grondwater onder bosgrond is lager dan de concentratie onder bouwgrond en onder wegbermen. De loodconcentratie in het grondwater langs de snelweg is gemiddeld wel het hoogste, maar ge-

Figuur 5.5: De gemiddelde koperconcentratie en 95-percentielen van de onderzochte grondwatermonsters, genomen onder bouwgrond, bosgrond en wegbermen, gerelateerd aan de streefwaarde en de B-waarde.





Figuur 5.6: De gemiddelde loodconcentraties en 95-percentielen van de onderzochte grondwatermonsters, genomen onder bouwgrond, bosgrond en wegbermen, gerelateerd aan de streefwaarde; de B-waarde bedraagt $50 \mu\text{g l}^{-1}$.

zien de spreiding in de waarnemingen niet significant hoger. Een mogelijke invloed van het verkeer (gelode benzine) is niet te constateren. In het grondwater langs snelwegen worden vlak naast de weg (ca 3 m) zelfs lagere concentraties aangetroffen dan op ca 80 m afstand (Groot en van Swinderen, 1992). De looddepositie vanuit het verkeer wordt vrijwel volledig opgevangen door de strooisellaag. Uit de resultaten van het onderzoek blijkt dat het strooisel langs snelwegen zeer hoge loodgehalten bevat en dat in de bovenste zandlaag van 0-10 cm slechts een geringe verhoging wordt gevonden (zie hoofdstuk 4.2). De 95-percentielwaarden voor lood onder wegbermen en bosgrond zijn lager dan de streefwaarde, maar van IBO-monsters is het 95-percentiel een factor 2 hoger dan de streefwaarde.

Arseen

De gemiddelden voor arseen (zie Figuur 5.7) liggen onder de streefwaarde, maar uit de 95-percentielen blijkt dat overschrijdingen hiervan incidenteel kunnen voorkomen.

Nikkel

Opmerkelijk hoog is de gemiddelde nikkelconcentratie (zie Figuur 5.8) langs snelwegen, maar uit het 95-percentiel blijkt dat de spreiding in de gemeten waarden erg groot is, als gevolg van incidenteel hoge waarden. Nikkel is bij één van de onderzochte loka-

ties zowel op 3 meter als op 80 meter afstand van de snelweg in concentraties van ca $400 \mu\text{g l}^{-1}$ aangetroffen, hetgeen een factor 2 hoger is dan de C-waarde uit de Leidraad Bodemsanering en een factor 20 hoger dan de voorgestelde interventiewaarde van $40 \mu\text{g l}^{-1}$. Waarschijnlijk is hier sprake van een zeer lokale beïnvloeding.

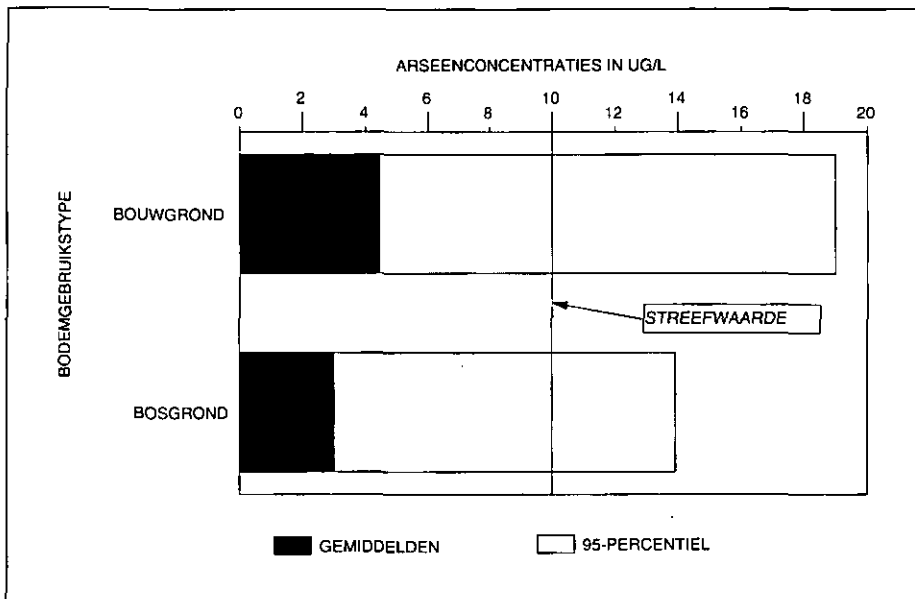
Overige metalen

Van de andere metalen is alleen kwik bij IBO's gemeten in het grondwater. Het gemiddelde bedraagt $0,06 \mu\text{g l}^{-1}$, hetgeen iets hoger is dan de streefwaarde van $0,05 \mu\text{g l}^{-1}$.

Discussie

Uit het bovenstaande blijkt dat er weinig bekend is over de kwaliteit van het ondiepe grondwater in Nederland. Slechts voor enkele bodemgebruikstypen zijn gegevens beschikbaar en dan nog slechts van beperkte aantallen metingen. Tijdreeksen om trends in de grondwaterconcentraties aan te kunnen geven zijn er niet. Verder ontbreken momenteel gegevens van andere, mogelijk ook relevante metalen dan die hier zijn gepresenteerd. Meer onderzoek naar het voorkomen van zware metalen in het ondiepe grondwater lijkt dan ook zinvol.

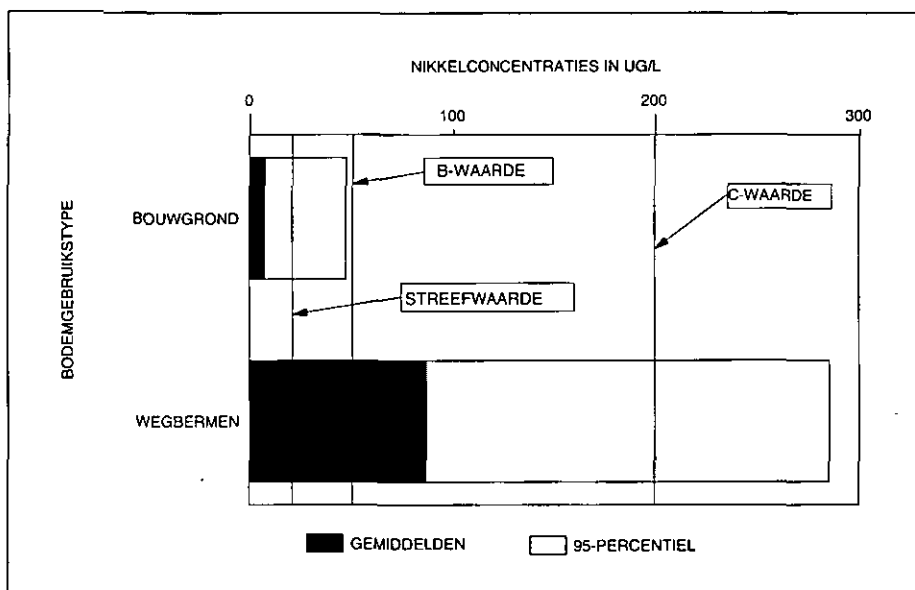
Uit de resultaten blijkt dat de spreiding in de concentraties vaak erg groot is. Deze spreiding is ener-



Figuur 5.7: De gemiddelde arseenconcentraties en 95-percentielen van de onderzochte grondwatermonsters, genomen onder bouwgrond, bosgrond en wegbermen gerelateerd aan de streefwaarde; de B-waarde bedraagt 30 $\mu\text{g l}^{-1}$.

zijds een gevolg van verschillen in samenstelling van het grondwater, waarbij parameters zoals pH en redox-toestand een rol spelen en anderzijds een gevolg van variabiliteit in bodemsamenstelling.

Figuur 5.8: De gemiddelde nikkelconcentraties en 95-percentielen van de onderzochte grondwatermonsters, genomen onder bouwgrond, bosgrond en wegbermen gerelateerd aan de streefwaarde, de B-waarde en de C-waarde.



5.3 Eutrofiërende stoffen, ammonium, zuurgraad en chloride

5.3.1 Landelijk beeld

Hoewel de beschikbare hoeveelheid gegevens beperkt is en er nog geen tijdreeksen beschikbaar zijn, bevestigen de voor zandgrond beschikbare gegevens de problematiek met betrekking tot vermisting en verzuring. In het grondwater onder bosgrond en langs snelwegen in bos en natuurgebieden worden lage pH-waarden gemeten, hetgeen bevindingen met betrekking tot verzuring in bosgronden ondersteunt.

In het grondwater onder de onderzochte maïs- en bouwlandpercelen is de gemiddelde nitraatconcentratie van de onderzochte monsters respectievelijk een factor 18 en 8 hoger dan de streefwaarde en een factor 9 en 4 hoger dan de kwaliteitsdoelstelling. Deze resultaten zijn het gevolg van het gebruik van dierlijke mest en kunstmest.

Binnen een bedrijf is sprake van een grote spreiding in nitraatconcentraties in het ondiepe grondwater als gevolg van de variabiliteit in de bodemstructuur, de grondwaterstand, de waterdoorlatendheid, de belasting en het gedrag van nitraat. Een factor 10 of meer is hierbij geen uitzondering.

In het ondiepe grondwater langs snelwegen zijn hoge chlorideconcentraties waargenomen als gevolg van gebruik van strooizout.

5.3.2 Meetprogramma's

De beschikbare informatie is afkomstig van verschillende meetprogramma's die in zandgebieden zijn uitgevoerd, t.w.:

- meetprogramma boerderijen 1987-1991
- meetprogramma boskartering 1991
- veldonderzoek bestrijdingsmiddelen
- meetprogramma snelwegen

De bemonsteringsstrategie in de verschillende meetprogramma's was veelal verschillend. Zo zijn in het kader van meetprogramma's voor vermisting uit tijdelijke waarnemingsputten individuele monsters en mengmonsters onderzocht, terwijl bij het veldonderzoek bestrijdingsmiddelen individuele grondwatermonsters onttrokken uit permanente putten zijn geanalyseerd. De resultaten zijn desalniettemin te vergelijken en geven een eerste indruk van de waarden die onder verschillende bodemgebruikstypen worden gevonden. In de gepresenteerde figuren worden de ge-

middelde waarden van de waarnemingen gegeven en de 90-percentielwaarde. Voor de pH is de spreiding rondom de gemiddelde waarde aangegeven met een dwarsstreep.

5.3.3 Sulfaat, chloride en ammonium in ondiep grondwater

Sulfaat

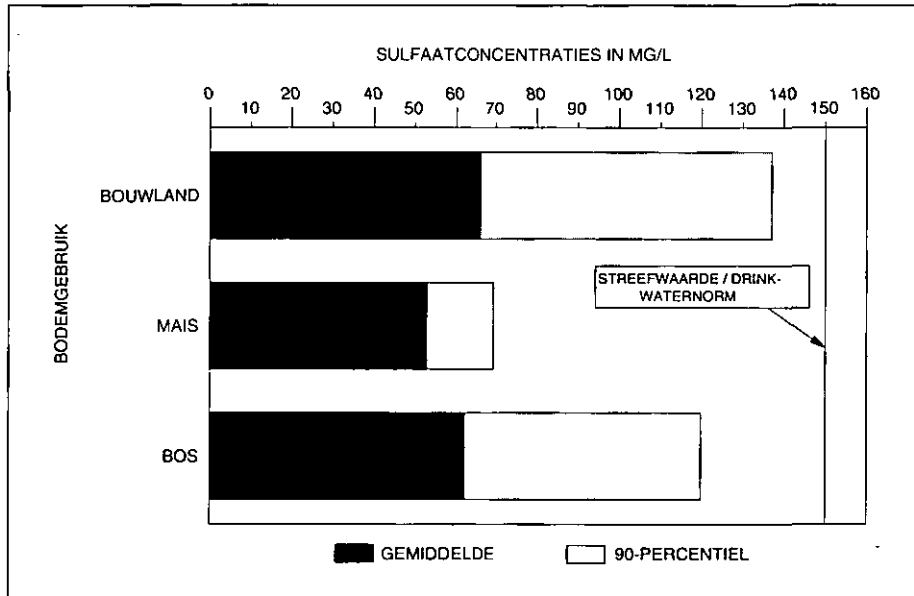
Figuur 5.9 laat zien dat de gemiddelde sulfaatconcentraties liggen op een niveau van de helft van de streefwaarde. Opmerkelijke verschillen tussen sulfaatconcentraties in het grondwater onder bouwland, maïspercelen en bos zijn niet aanwezig. De 90-percentielen van de onderzochte monsters onder bouwland en in bos komen in de buurt van de streefwaarde, die gelijk is aan de drinkwaternorm. Het vóórkomen van sulfaat in het grondwater is deels het gevolg van atmosferische depositie van zwaveloxiden. Maar ook bemesting en de oxidatie van gereduceerde zwavelverbindingen in de ondergrond kunnen een rol spelen.

Chloride

De hoogste chlorideconcentraties (zie *Figuur 5.10*) zijn gemeten in het grondwater langs snelwegen. De grote spreiding wordt veroorzaakt doordat de meetgegevens van zowel dichtbij als ver van de snelweg af bij elkaar zijn genomen. Op een afstand van 5-10 m van de weg is de gemiddelde chlorideconcentratie 129 mg l⁻¹, hetgeen hoger is dan de drinkwaternorm van 100 mg l⁻¹ en op ca 80 m afstand 22 mg l⁻¹ (Groot en van Swinderen, 1992). De hoge concentraties zijn zeer waarschijnlijk veroorzaakt door het gebruik van strooizout.

Ammonium

Figuur 5.11 toont het gemiddelde van de ammoniumconcentraties die zijn gemeten onder een aantal typen bodemgebruik. Hoge concentraties zijn gemeten onder bloembollenpercelen in de bollenstreek. In deze grondwatermonsters is praktisch geen nitraat aangetroffen. Blijkbaar is hier sprake van anaëroob grondwater.



Figuur 5.9: De gemiddelde sulfaatconcentraties en 90-percentielen van de onderzochte grondwatermonsters, genomen onder bouwland, bos en maïspcelen, gerelateerd aan de streefwaarde en de drinkwaternorm.

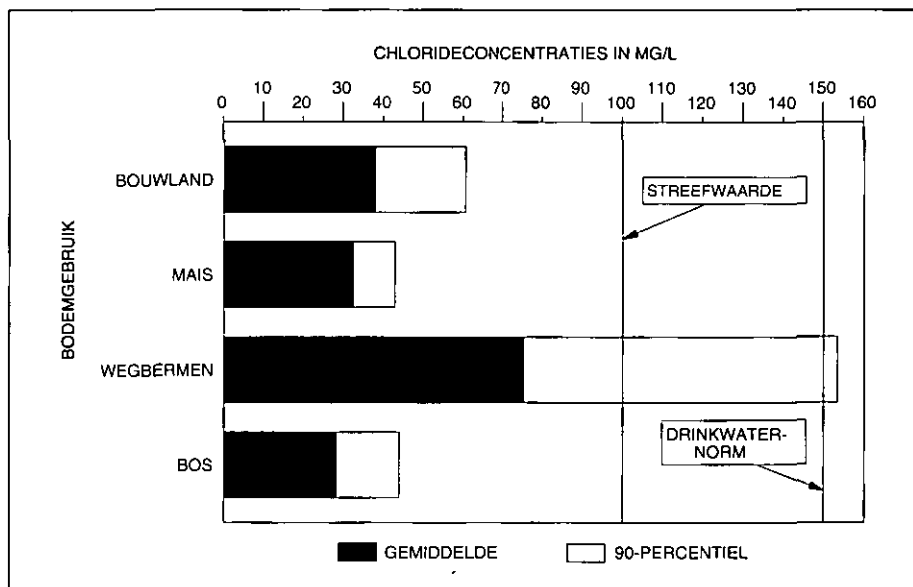
5.3.4 Vermesting

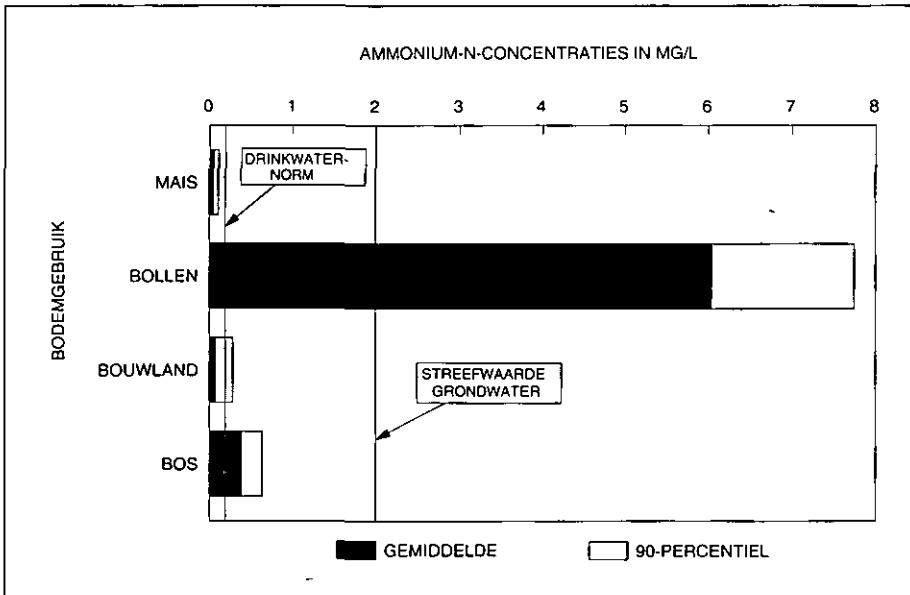
Algemeen

De problematiek van hoge nitraat-N-concentraties in het grondwater ten gevolge van het uitrijden van dierlijke mest en kunstmest wordt in beeld gebracht in Figuur 5.12.

De gemiddelde waarde van de onderzochte grondwatermonsters onder maïspcelen overschrijdt de streefwaarde voor nitraat-N (5,6 mg l⁻¹) met een factor 18 en onder bouwland met een factor 8. Ook onder bosgronden overschrijdt het gemiddelde de streefwaarde. Het 90-percentiel geeft aan dat de concentratie in 10 % van de onderzochte monsters een factor 3 hoger is dan de streefwaarde. De hoge nitraatconcentraties in het grondwater onder bosgronden zijn voornamelijk het gevolg van atmosferische depo-

Figuur 5.10: De gemiddelde chlorideconcentraties en 90-percentielen van de onderzochte grondwatermonsters, genomen onder bouwland, maïspcelen, bos en wegbermen, gerelateerd aan de streefwaarde en de drinkwaternorm.





Figuur 5.11: De gemiddelde ammonium-N-concentraties en 90-percentielen van de onderzochte grondwatermonsters, genomen onder bouwland, maïspcelen, bos en bloembollenpercelen gerelateerd aan de streefwaarde en de drinkwaternorm.

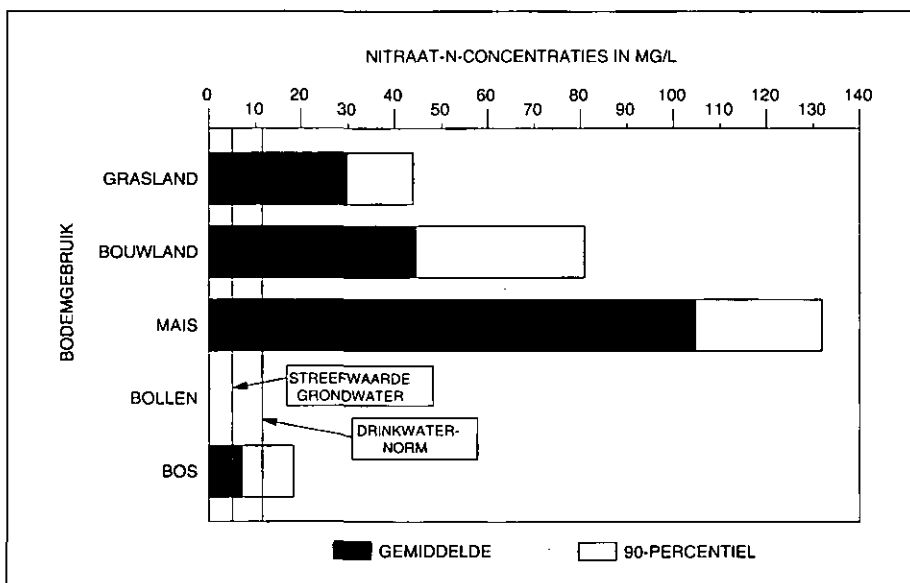
sitie van stikstofoxiden en ammoniak (zie paragraaf 5.3.5).

De lage nitraatconcentraties onder bloembollenpercelen zijn een gevolg van het gereduceerde karakter van het grondwater ter plaatse (zie Ammonium). In het navolgende wordt dieper ingegaan op nitraatconcentraties in het grondwater op verschillende diepten, zoals gemeten bij proefbedrijven.

Nitraat in grondwater onder melkveehouderij-bedrijven

In Tabel 5.1 worden de resultaten van het onderzoek (Boumans *et al.*, 1989; Boumans, 1990) op de N-proefbedrijven van het NMI (Nederlands Meststoffen Instituut) en de resultaten van onderzoek te Laren en Hengelo gegeven. Het betreft hier melkveehouderij-

Figuur 5.12: De gemiddelde nitraat-N-concentraties en 90-percentielen van de onderzochte grondwatermonsters, die genomen zijn onder grasland, bouwland, bos en wegbermen gerelateerd aan de streefwaarde en de drinkwaternorm.



Tabel 5.1: Nitraatconcentraties in het grondwater op verschillende diepten bij de stikstof-proefbedrijven (mg l⁻¹ nitraat-N); n.g. = niet gemeten

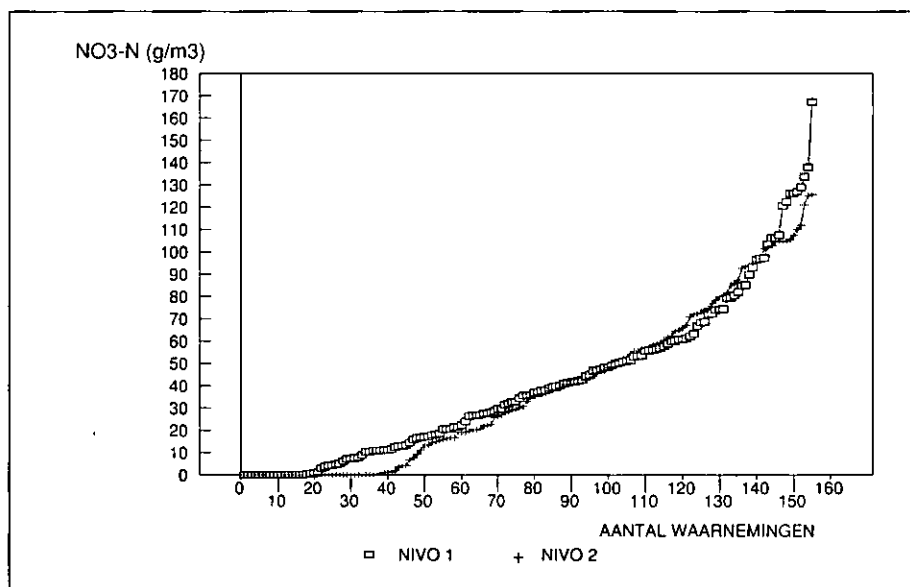
Lokatie bedrijf	NITRAAT-N-CONCENTRATIES			
	Ondiep grondwater (bedrijfs-gemiddelde)	tot ca 2m-gws (multilayer-sampler)	tot 6 m-mv (steekboring)	7-14 m-mv diepe boring
Veendam	17	18	12	0
Elp	32	n.g.	13	0
Dalen	44	34	16	0
Holtten	18	<1	6	0
Almen	54	35	11	32
Neede	44	75	44	1,1
Wanroij	32	22	12	0,1
Moergestel	3,7 ^a	71,5	37	22
Bavel	35 ^a	n.g.	17,3	0,1
Sevenum	7,2	10,6	68	35
Laren ^a	29	n.g.	n.g.	n.g.
Hengelo ^a	41	38,8	n.g.	n.g.

a Resultaten afkomstig van meetprogramma uitgevoerd in 1990. De overige resultaten zijn afkomstig die in 1987 zijn genomen.

bedrijven met een relatief hoog stikstofgebruik. De totale N-toediening per bedrijf varieerde van 567-805 kg ha⁻¹ j⁻¹. Het bodemgebruik te Laren en Hengelo is voornamelijk grasland, maar daarnaast wordt ook snijmaïs verbouwd (in Hengelo ook zomergerst en voederbieten). Van beide bedrijven wordt hier wat betreft de nitraattoestand van het grondwater alleen de uitgangssituatie weergegeven.

Afgezien van de bedrijven te Sevenum en Moergestel is in Tabel 5.1 sprake van een bedrijfsgemiddelde nitraat-N-concentratie die 1,5 tot 5 maal de drinkwater-norm bedraagt. Waarschijnlijk als gevolg van hevige regenval tijdens het plaatsen van de (tijdelijke) boringen en de bemonstering wijken de gemeten waarden voor de bedrijven te Sevenum en Moergestel sterk af van de op grond van bodembelasting en bodem-

Figuur 5.13: Nitraatconcentraties op 2 diepten bij het proefbedrijf te Hengelo (Gld) in 1990.



samenstelling verwachte concentratieniveaus. Latere bemonstering (in 1989) leverde conform de verwachting veel hogere waarden op.

In algemene zin blijkt de variatie in nitraatconcentratie ook binnen een bedrijf groot te zijn. Dit blijkt binnen eenzelfde bodemeenheid met gelijke grondwatertrap eveneens het geval te zijn.

In *Figuur 5.13* worden voor het bedrijf Hengelo de cumulatieve frequentieverdelingen van de gemeten nitraatconcentraties op beide bemonsteringsdiepten gegeven, waarbij de bijbehorende waarden (op één plaats gemeten) zijn vermeld. In het ondiepe grondwater worden de hoogste waarden gevonden.

Vergelijking van veldmetingen met modelberekeningen

Om een indruk te krijgen van de grootte van de niraatuitspoeling ten opzichte van de mestgift en van de verwachtingswaarde van de nitraatconcentraties zijn per bedrijf en per eenheid van gelijke grondwaterstand (GT-klasse) uitspoelingsberekeningen met het model NLOAD uitgevoerd. Het nitraatniveau in het bovenste grondwater komt voor de meeste bedrijven redelijk overeen met de verwachting op basis van de in het model opgenomen relatie tussen N- bemesting en uitspoeling rekening houdend met denitrificatie in het traject maaiveld-grondwaterspiegel welke afhankelijk is van de grondwaterdiepte (GT-correctie). De resultaten zijn weergegeven in *Tabel 5.2*.

Uit deze tabel kan worden geconcludeerd dat:

- ruwweg 10-20% van de stikstof die met bemesting op de bodem komt (kunstmest + dierlijke mest + beweiding) het bovenste grondwater bereikt.
- de gemeten nitraatconcentraties redelijk goed overeenstemmen met de verwachtingswaarde hiervoor op basis van berekeningen met het model NLOAD. Verschillen liggen in de orde van grootte van 10-20%.

Er is een nadere analyse gemaakt van de grondwatersituatie per proefbedrijf waarbij wordt ingegaan op de ruimtelijke verdeling van de grondwaterkwaliteit in relatie tot bodemtype en geohydrologische situatie (Meinardi en Boumans, 1992).

In *Figuur 5.14* is voor het bedrijf te Elp (Drenthe) een illustratie gegeven van het ruimtelijk beeld van de gemeten nitraatconcentraties in het bovenste grondwater. De verschillen in nitraatconcentraties kunnen voor een belangrijk deel worden verklaard uit verschillen in bodemtype en grondwatertrap. Aan de oostkant (linksboven in *Figuur 5.14*) van de

Op het bedrijf in Laren is vrijwel geen verschil in nitraatconcentraties te vinden tussen het grondwater onder grasland en onder snijmaïs. Te Laren zijn gemiddelde perceelsgemiddelde waarden voor grasland 30 mg l⁻¹ nitraat-N en voor snijmaïs 49 mg l⁻¹. In Hengelo zijn deze waarden resp. 34 en 39 mg l⁻¹ en voor zomergerst 83 mg l⁻¹.

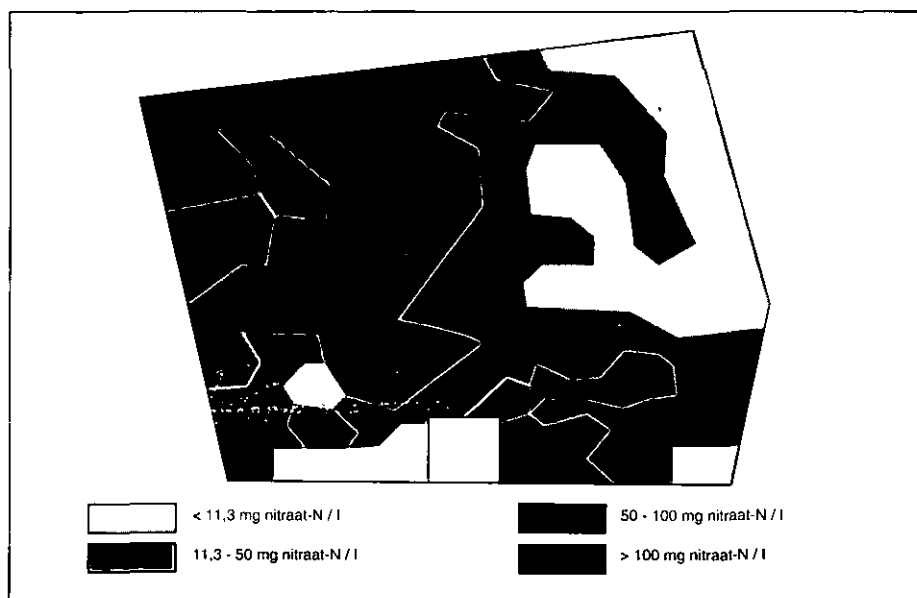
In Laren komen de lagere waarden voor grasland voor rekening van lager gelegen nattere graslandpercelen. Op vergelijkbare bodemtypen is geen verschil tussen beide vormen van grondgebruik. Deze situatie is echter zeker niet maatgevend voor het gehele zandgebied (vergelijk meetgegevens in: van Duijvenbooden *et al.*, 1989).

Tabel 5.2: Niraatuitspoeling als percentage van de mestgift en de verhouding tussen gemeten en berekende nitraatconcentraties in het bovenste grondwater.

Bedrijf	Mestgift kg/ha N	% uitspoeling	C-gemeten/ C-berekend
Veendam	743	8	0,44
Elp	655	16	1,39
Dalen	635	21	1,69
Holten	567	10	1,13
Almen	805	16	1,10
Neede	740	17	1,09
Wanroij	754	14	1,07
Moergestel	731	1,5	0,21
Bavel	758	13	1,20
Sevenum	728	3,6	0,18

Voor het bedrijf te Veendam worden lagere concentraties gemeten dan berekend. Dit wordt mogelijk veroorzaakt door het sterk moerige karakter van de bodem ter plaatse (oude veenontginning).

Boerderij liggen zandige gronden, soms met een keileemlaag op geringe diepte en op sommige plaatsen komen ook moerige gronden voor. Het westelijke deel van de boerderij bevat soms volledig venige bodems. De grondwatertrap varieert van klasse II (hoge grondwaterstand, rechtsboven in de figuur) tot klasse VII (lage grondwaterstand, rechtsboven in de figuur). Hieruit blijkt een nauwe samenhang tussen bodemtype en grondwatertrap enerzijds en nitraatconcentratie anderzijds.



Figuur 5.14: Ruimtelijke variabiliteit van nitraatconcentraties op een boerderij te Drenthe

Nitraat in het grondwater onder akkerbouwbedrijven:

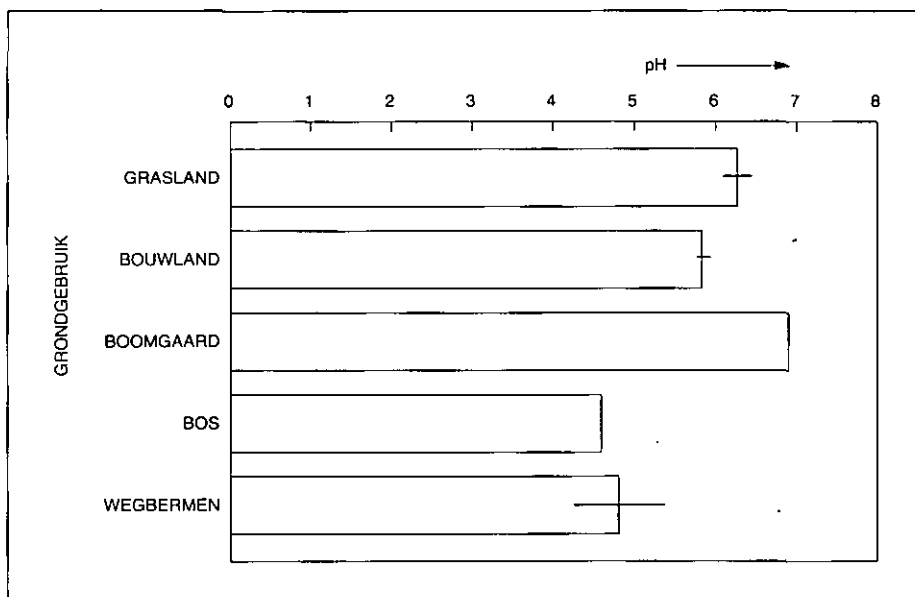
In 1989/1990 is het ondiepe grondwater op 5 akkerbouwbedrijven in het noorden van het land bemonsterd. Op 3 bedrijven is ook het drainwater onderzocht. Tabel 5.3 geeft de percentages waarnemingen boven de drinkwaternorm voor nitraat in grondwater en drainwater op de betreffende bedrijven.

De gemiddelde concentratie varieert van 1,5-3,5 maal de drinkwaternorm voor nitraat. Vergeleken met de melkveehouderijbedrijven liggen de bedrijfs-gemiddelde waarden voor akkerbouwbedrijven wat lager. Opgemerkt zij dat betreffende akkerbouwbedrijven geen snijmaïs in continueelt hebben.

Hoewel het hier een eenmalige bemonstering van drainwater betreft, valt het op dat de nitraatconcentraties in grond- en drainwater bij de bedrijven in Wijster en Vroomshoop nagenoeg gelijk zijn. Dit is opvallend omdat de bemonsterde drains in de nattere delen van de bedrijven zijn gelegen en hier dus de kans groter is dat nitraatreductie (denitrificatie) optreedt. Bij het bedrijf te Nieuwlanden is de nitraatconcentratie in het drainwater wel lager dan in het ondiepe grondwater. Uit de hier verrichte metingen kan worden afgeleid dat de nitraatconcentraties bij gedraineerde zandgronden in grond- en drainwater op hetzelfde niveau kunnen liggen. Nadere analyse van drainafvoeren zal moeten uitwijzen welk deel van de uitgespoelde stikstof door drainage het oppervlaktewater belast.

Tabel 5.3: Vergelijking van nitraatconcentraties in grondwater (gw) en drainwater (dw) bij enkele akkerbouwbedrijven op zandgrond

	Vroomshoop		Wijster		Nieuwlanden		Norg		Wedde	
	gw	dw	gw	dw	gw	dw	gw	dw	gw	dw
10-perc	0,1	0	1,3	6,2	0,1	0	11,6		0	
50-perc.	14,9	6,9	28,1	27,8	10,3	0,5	36,9		15,4	
75-perc.	26,9	49,9	36,1	37,4	23,5	2,4	51,6		30,4	
90-perc	42,7	70,4	38,6	43,6	47,7	4,7	65,7		44,5	
gem.	20,3	24,8	28,2	26,7	16,6	1,7	39,2		20,0	
% waarn.										
>11,3 mg NO ₃ -N l ⁻¹	57%	40%	80%	77%	45%	2%	55%		53%	



Figuur 5.15: De gemiddelde pH-waarden en het 95%-betrouwbaarheidsinterval van de gemiddelde waarden van de onderzochte grondwatermonsters, genomen onder verschillende typen bodemgebruik.

Discussie en conclusies t.a.v. metingen op landbouwbedrijven

Uit de gepresenteerde resultaten blijkt dat binnen een bedrijf sprake is van een grote spreiding in nitraatconcentraties in het ondiepe grondwater. Een duidelijk beeld van het transport van nitraat in de bodem is tot nu toe zelfs op de schaal van een bedrijf niet verkregen. Zowel de structuur van de bodem als de stromingspatronen van het grondwater hebben een belangrijke invloed op het transport van nitraat naar grotere diepten. Bij voldoende aantallen waarnemingen kan evenwel een representatief beeld van de grondwaterkwaliteit worden geschetst.

Bij het beschouwen van de grondwaterkwaliteit onder bouwland op zand moet onderscheid worden gemaakt tussen snijmaïs en overig bouwland. Het is vooral relevant om dit onderscheid te maken als een vergelijking wordt gemaakt tussen gebieden waar sprake is van overschot aan dierlijke mest en gebieden die als 'tekortgebieden' worden aangemerkt.

Uit de resultaten kwam naar voren dat de nitraatconcentraties in het drainwater voor gedraineerde zandgronden vergelijkbaar zijn met die in het ondiepe grondwater.

5.3.5 Verzuring

Landelijk beeld

Uit *Figuur 5.15* blijkt dat de laagste pH-waarden zijn gemeten onder bosgrond en langs snelwegen in bos en natuurgebied. Deze data ondersteunen de conclusies van hoofdstuk 4.5 waarin de verzuringsproblematiek is behandeld.

Het beeld van verzuring van het ondiepe grondwater onder bos

In het kader van het meetprogramma bos is ook het ondiepe grondwater bemonsterd. In het onderstaande volgt een analyse van de resultaten uit dit meetprogramma. Deze analyse sluit aan bij paragraaf 4.4 (verzuring) en bij het integratiedeel van de rapportage 1991. In dat deel worden de resultaten ook visueel gepresenteerd.

Evenals voor bodemvocht worden hoge Al- en NO_3 -concentraties aangetroffen onder Douglasspar (*Tabel 5.4*), maar bovendien ook onder grove den. In vergelijking tot Al en NO_3 , is de concentratie van SO_4 relatief onafhankelijk van boomtype. Opvallend zijn de hoge SO_4 -concentraties onder eik.

Tabel 5.4: Mediaanwaarden van pH en concentraties van Al, SO₄ en NO₃ in het bovenste grondwater van zandgronden in relatie tot vegetatie voor 1989-1990.

Vegetatie	aantal monsters	pH	concentraties $\mu\text{mol l}^{-1}$ (mg l ⁻¹)					
			Al	SO ₄	NO ₃			
inlandse eik	236	4,8	20 (0,5)	550 (53)	20 (1)			
Corsicaanse den	142	4,2	240 (6,5)	460 (44)	160 (10)			
grove den	328	4,3	280 (7,6)	480 (46)	490 (30)			
larix	154	4,3	160 (4,3)	410 (39)	200 (12)			
douglasspar	127	4,2	270 (7,3)	450 (43)	480 (30)			
fijnspaar	141	4,3	170 (4,6)	510 (48)	120 (7)			
heide	145	4,5	60 (1,6)	190 (18)	20 (1)			
overige	254	4,4	60 (1,2)	465 (45)	110 (7)			
Alle boomsoorten	1527	4,3	130 (3,5)	440 (42)	190 (12)			

Atmosferische depositie wordt meestal weergegeven in molen; concentraties in grondwater in mg l⁻¹. Bij omrekening moeten de volgende conversiefactoren worden aangehouden:

1 $\mu\text{mol Al}$:0,027 mg Al, 1 $\mu\text{mol SO}_4$:0,096 mg SO₄
 1 $\mu\text{mol NO}_3$:0,062 mg NO₃, 1 $\mu\text{mol NO}_3$:0,014 mg NO₃-N

Hoge concentraties van Al, NO₃ en SO₄ blijken vooral voor te komen onder hoge bosopstanden, in naar het zuiden geëxposeerde bosranden en onder minder vitale bosopstanden. Opvallend is dat er gemiddeld wel hogere sulfaatconcentraties maar geen hogere nitraatconcentraties worden aangetroffen in bossen die grenzen aan landbouwgronden. Deze laatste bevinding geeft aan dat hoge emissies naar de lucht van stikstof door landbouw niet vanzelfsprekend leiden tot hogere nitraatconcentraties in het grondwater onder aangrenzende bos en heidepercelen (Boumans en Beltman, 1991).

Nitraat

In ongeveer 40% van het totale Nederlandse bos en heideveld op zand is de mediane nitraatconcentratie van het bovenste grondwater significant hoger dan de streefwaarde van 25 mg l⁻¹ NO₃ (400 $\mu\text{mol l}^{-1}$) voor nitraat in drinkwater, te weten in Oost-Gelderland, Zuid-Oost Brabant, Noord-Limburg en het westelijke deel van de Veluwe.

Eveneens in ongeveer 40% van het Nederlandse bos en heideveld is de gemiddelde nitraatconcentratie lager dan de streefwaarde, te weten in Friesland, Groningen, de Utrechtse Heuvelrug en de oostelijke Veluwe. De ruimtelijke patronen van de nitraatconcentraties komen grofweg overeen met N-depositiekaart. De nitraatconcentratie neemt, overeenkomstig de verwachting, toe met de N-depositie. Deze toename is vrijwel evenredig. De afname van de nitraatconcentratie met toenemend oppervlakte heide kan gedeeltelijk verklaard worden door een toename van het neer-

slagoverschot en een afname van de lokale emissie en depositie van stikstof bij een toenemend heideoppervlak in en rond het bos. Ook de grondwaterstand beïnvloedt de nitraatconcentraties. De gemeten nitraatconcentraties worden dan ook beter verklaard wanneer ook de tijdens de monsternamen opgenomen grondwaterstand wordt meegenomen. Deze actuele grondwaterstand is helaas niet als geografisch databestand beschikbaar.

Aluminium

De voorspelde aluminiumconcentraties liggen vrijwel overal boven de referentiewaarde van 2 mg l⁻¹ voor duurzaam vitaal bos (de Vries, 1991). In ongeveer 20% van het oppervlak zijn de mediane concentraties hoger, en eveneens in 20% zijn de mediane concentraties lager dan 5,4 mg l⁻¹. In tegenstelling tot nitraat, worden hoge concentraties nauwelijks in Oost-Gelderland aangetroffen, en ook nauwelijks in de centrale slenk in Brabant. Ook valt op dat in de Utrechtse Heuvelrug wel hoge aluminiumconcentraties, maar geen hoge nitraatconcentraties voorspeld worden. Dit wijst mogelijk op een grotere invloed van sulfaat op de mobilisatie van aluminium.

De aluminiumconcentratie neemt toe met toenemende N-depositie. De mobilisatie van aluminium kan zowel een gevolg zijn van verzuring door stikstof als door zwavel. De Al-concentraties nemen af met een toenemend oppervlak heide en landbouw, en toe met toenemend oppervlakte bos. Deze relaties hangen samen met verschillende effecten van landgebruik op emissie en depositie van verzurende stoffen. Bij een groter heideoppervlak in een gebied zullen zowel de emissie als de depositie lager zijn. Een groter landbouwoppervlak zal over het algemeen gepaard gaan met meer emissie van N en dus met meer depositie in het aangrenzende bos- en heideareaal. Een groter bosoppervlak zal de emissie drukken maar de depositie verhogen. De waarneming van lagere

Al-concentraties bij meer landbouw wijst op neven-effecten van landbouw die leiden tot extra zuurbuffering in de aangrenzende bossen. Hierbij kan gedacht worden aan gemiddeld hogere grondwaterstanden in bossen die grenzen aan landbouwpercelen of aan het inwaaien naar het bos van kalk- en kunstmesthoudend stof uit onbegroeid bouwland. De gevonden concentraties van Ca, Mg en K in grondwater onder bossen dichtbij landbouw zijn inderdaad hoger.

Sulfaat

De sulfaatconcentratie neemt toe met de SO_x -depositie en met het oppervlak aan landbouw in de directe omgeving. Deze toename kan verklaard worden door de co-depositie van N- en S-verbindingen in de vorm van $(NH_4)_2SO_4$ (Van Breemen, 1982; Van den Hove, 1989). Dit betekent dat een verhoging van de lokale N-emissie door landbouw kan leiden tot een verhoging van de S-depositie.

pH

Er is geen referentiewaarde voor de pH van grondwater. Lage pH-waarden komen geclusterd voor. Grote clusters zijn de Utrechtse Heuvelrug en de Veluwe. Kleinere clusters komen algemeen voor in Drenthe, Gelderland, Brabant en Noord-Limburg. Het ruimtelijk beeld van hogere pH-waarden is daarentegen zeer diffuus. De gemiddelde pH onder bos en heideveld neemt toe met het oppervlak landbouw in de ruit. Zoals eerder voor aluminium is opgemerkt kan dit pH-effect alleen worden verklaard door extra zuurbuffering in bossen dichtbij landbouw.

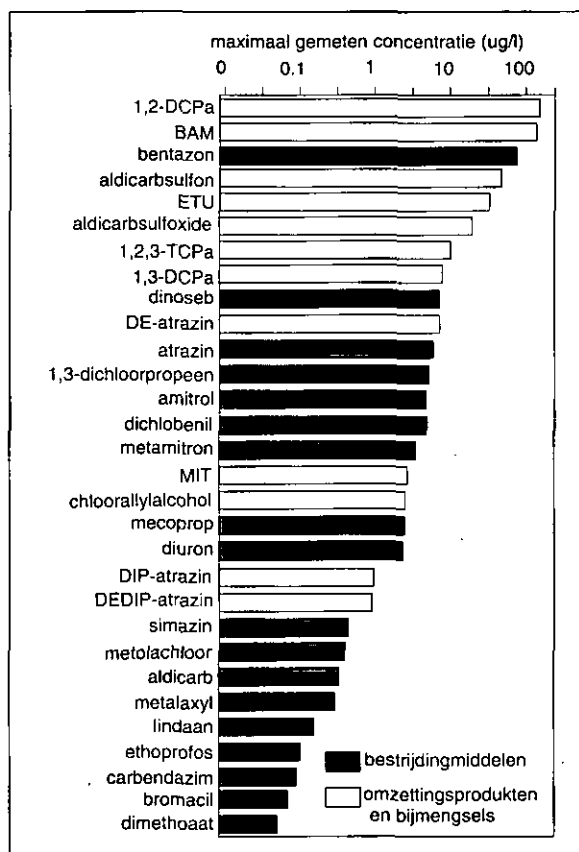
5.4 Bestrijdingsmiddelen en VAK's

5.4.1 Landelijk beeld

In de afgelopen jaren zijn in het ondiepe grondwater in Nederland als gevolg van toepassing van bestrijdingsmiddelen, in totaal 30 verschillende organische verbindingen aangetroffen. De maximaal gemeten concentraties staan in *Figuur 5.16* weergegeven.

Uit de resultaten van het meetprogramma bestrijdingsmiddelen kan worden geconcludeerd dat 36 van de 59 onttrokken grondwatermonsters niet voldoen aan de EG-richtlijn voor drinkwater (EG, 1980), waarin een maximale concentratie van een individueel bestrijdingsmiddel wordt genoemd van $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$ en $0,5 \mu\text{g l}^{-1}$ voor meerdere bestrijdingsmiddelen.

Vluchtige aromatische koolwaterstoffen (VAK's) zijn regelmatig in concentraties boven de streefwaarde aangetroffen langs wegbermen en in monsters die



Figuur 5.16: Maximaal gemeten concentraties van 30 organische verbindingen in het ondiepe grondwater.

zijn geanalyseerd in het kader van indicatief bodemonderzoek.

5.4.2 Meetprogramma's

Het voorkomen van bestrijdingsmiddelen in het grondwater is door het RIVM onderzocht in het kader van een tweetal meetprogramma's, die elk een andere doelstelling hebben en derhalve verschillen in opzet.

De meetprogramma's (zie ook Appendix 1) zijn:

- Veldonderzoek bestrijdingsmiddelen (VBM)
Hierbij worden specifiek grondwatermonsters onttrokken van percelen waarvan bekend is, dat de onderzochte middelen zijn toegepast (Cornelise en van Maaren, 1991; Lagas *et al.*, 1990). Op elf lokaties worden 4 keer per jaar 35 grondwatermonsters onttrokken aan het ondiepe grondwater en vervolgens geanalyseerd op bestrijdingsmiddelen die ter plekke zijn toegepast. De lokaties zijn gesitueerd in gebieden met aardappelteelt, maïs-teelt, bloembollenteelt en op onbeteeld terrein (o.a. langs spoorlijnen).

b. Meetprogramma bestrijdingsmiddelen in het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (BMN) Inventariserend onderzoek is gedaan naar het voorkomen van bestrijdingsmiddelen in het grondwater in Nederland (Lagas *et al.*, 1991). Totaal zijn hierbij 59 monsters onttrokken uit filters op diepten variërend van 1,5 tot 16 m-mv. Het grootste deel van de grondwatermonsters is afkomstig uit filters van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit van het RIVM. De overige monsters zijn afkomstig uit putten van 7 provinciale meetprogramma's. De geselecteerde putten bevinden zich voornamelijk in goed doorlatende gebieden die relatief kwetsbaar zijn voor uitspoeling.

Vluchtige aromatische koolwaterstoffen zijn geanalyseerd in het Meetprogramma Snelwegen en in het grondwater dat is onderzocht bij de Indicatieve Bodemonderzoeken.

5.4.3 Resultaten en interpretatie

Algemeen

De resultaten van de meetprogramma's laten zien dat een groot aantal residuen van bestrijdingsmiddelen in het grondwater wordt aangetroffen.

Tabel 5.5 geeft het aantal keer dat residuen van bestrijdingsmiddelen zijn aangetoond in het meetprogramma bestrijdingsmiddelen in het meetnet op diepten tot 5 m-mv en van 5 tot 15 m-mv. *Figuur 5.17* laat zien hoe vaak de bestrijdingsmiddelen zijn aangetoond in concentraties hoger dan $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$ of in concentraties hoger dan de detectiegrens, maar onder EG-norm van $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$ (Cornelese en van Maaren, 1991). Het gaat hierbij niet alleen om de werkzame stof zelf, maar vaak worden ook bijmengselen van de toegepaste formulering aangetroffen of zijn omzettingen van de werkzame stof ontstaan. De bijmengselen zijn vaak persistente verbindingen, die bij het productieproces moeilijk geëlimineerd kunnen worden en de omzettingen zijn doorgaans meer polaire verbindingen die relatief mobiel zijn in het grondwater. De meest voorkomende be-

Tabel 5.5: Overzicht van aangetoonde stoffen in het Meetprogramma bestrijdingsmiddelen in het meetnet en de diepte waarop de stof is aangetroffen (beneden of boven 5 m diepte).

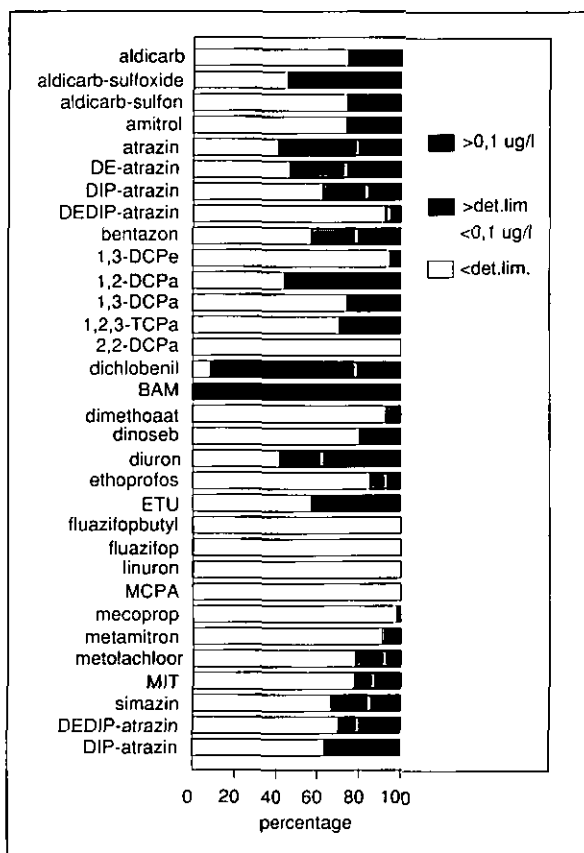
STOFFEN	diepte 0-5 m-mv			5-15 m-mv		
	n/N	bereik	>DN	n/N	bereik	>DN
metalaxyl	0/22	<0.1	0	1/20	0.1-0.25	1
metolachloor	1/22	<0.1 -0.42	1	0/20	<0.1	0
aldicarbulfon	1/12	≤0.05	0	1/16	<0.05-0.7	1
mecoprop	1/15	<0.1 -0.4	1	1/19	<0.1 -2.2	1
bentazon	2/21	<0.01-0.07	2	1/13	<0.01-0.03	1
1,2-dichloorpropaan	7/12	<0.4 -22.7	7	12/18	<0.4 -165	12
1,3-dichloorpropaan	1/12	<1 - 6.3	1	0/18	<1	0
1,2,3-trichloorprop.	0/12	<0.05	0	1/18	<0.05-7.5	1
atrazin	4/22	<0.01-7.4	4	2/20	<0.01-0.19	1
desethyl-atrazin	8/22	<0.02-8.9	4	3/20	<0.02-0.23	2
desisopropyl-atrazin	2/22	<0.02-0.45	2	0/20	<0.02	0
gamma-HCH	0/20	<0.005	0	1/18	<0.005-0.16	1
bromacil	1/22	<0.05-0.08	0	0/18	<0.05	0
carbendazim	1/2	≤0.1	1			
chloorallyl-alcohol	0/12	<0.1	0	1/18	<0.1-2.3	1
ETU	2/12	<0.1-14.4	2	2/18	<0.1- 7.2	2
MIT	1/12	<1-1.5	1	1/18	<1-2.5	1

n = aantal positieve analyses;

N = totaal aantal analyses;

bereik = range van detectiegrens tot maximaal aangetoonde concentratie;

>DN = groter dan de EG-drinkwaternorm van $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$.



Figuur 5.17: Percentages waarnemingen $> 0,1 \mu\text{g l}^{-1}$ en resp. $<$ de detectiegrens van 32 residuen van bestrijdingsmiddelen in grondwater van het Veldonderzoek bestrijdingsmiddelen.

strijdingsmiddelen worden hierna per stof afzonderlijk besproken.

Atrazin

Als herbicide (onkruidbestrijdingsmiddel) wordt atrazin toegepast in de maïsteelt. Residuen van atrazin en van de omzettingsproducten desethylatrazin (DE-atrazin), desisopropyl-atrazin (DIP-atrazin) en DE-DIP-atrazin worden veelvuldig aangetroffen in het grondwater waar het middel is toegepast (zie Figuur 5.17). De concentraties zijn op een diepte van meer dan 5 m-mv sterk afgenomen ten opzichte van de concentraties in het ondiep grondwater, als gevolg van verdunning en omzetting.

1,2-dichloorpropan

Als gevolg van grondontsmetting met 1,3-dichloorpropeen wordt in het grondwater op veel plaatsen 1,2-dichloorpropan aangetroffen. In 19 van de 30 onderzochte grondwatermonsters (BMN) zijn residuen aangetroffen in concentraties variërend van enkele $\mu\text{g l}^{-1}$ tot max. $165 \mu\text{g l}^{-1}$.

In meer dan 50% van de monsters van VBM is 1,2-dichloorpropan aangetroffen in concentraties hoger dan de detectiegrens van $0,4 \mu\text{g l}^{-1}$ met een max. van $200 \mu\text{g l}^{-1}$. Uit Tabel 5.5 blijkt dat 1,2-dichloorpropan ook te vinden is in monsters van een diepte groter dan 5 m-mv. De stof wordt aangetroffen in zowel gebieden die worden belast vanuit de landbouw, in gebieden met bloembollenteelt, akkerbouw en kassen, als in gebieden waarin het grondwater afkomstig is van oeverinfiltratie.

Tot 1984 bevatten formuleringen van 1,3-dichloorpropeen tot 35% 1,2-dichloorpropan en andere chloorpropanen. Daarna is het percentage bijmengselen sterk teruggebracht en momenteel bevatten deze formuleringen niet meer dan 0,5% propanen. 1,2-Dichloorpropan is een persistente verbinding die in grondwater niet snel wordt omgezet en daarom zoveel jaren na toepassing in dezelfde concentratie op allerlei diepteniveaus wordt teruggevonden. Als gevolg van de lagere percentages zal te zijner tijd verbetering moeten gaan optreden.

In de meeste onderzochte regio's is de relatieve frequentie van positieve analyses bij akkerbouw, bollenteelt en kasteelten 60 tot 75%. De analysewaarden in de bloembollenteelt liggen over het algemeen hoger dan de concentraties die onder het kassen- en akkerbouwgebied worden gevonden; op beide diepteniveaus worden bij enkele analyses zeer hoge waarden bereikt. Dit komt omdat in de bloembollenteelt hogere doseringen worden toegepast en omdat de stoffen na toepassing sneller in het grondwater terecht komen, als gevolg van hoge grondwaterstanden en goede doorlatendheid van de bodem.

Naar aanleiding van de vermelde resultaten is in 1991 in Zuid-Holland een selectie van 87 filters van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit en het Provinciaal Meetnet Grondwaterkwaliteit onderzocht op aanwezigheid van 1,2-dichloorpropan. Van deze filters bevinden zich 71 op een diepte van 5 tot 15 m-mv en 12 dieper dan 15 m-mv. Dit resulteerde in 7 positieve analyses. Het percentage positieve waarnemingen ligt hier lager dan in de eerdere vermelde meetprogramma's, omdat het grondwater afkomstig is van grotere diepten.

ETU

ETU is een omzettingsproduct van een aantal fungiciden (schimmelbestrijdingsmiddelen, o.a. maneb en zineb), die in de bloembollenteelt en in de aardappelteelt worden toegepast. In de bloembollenteelt wordt ethyleenthiourem (ETU) in bijna elk grondwatermonster gevonden en wordt het ook op grotere diepte (zie Tabel 5.5) aangetroffen. In de aardappelteelt wordt de stof slechts een enkele keer gevonden. De halfwaardetijd voor deze omzettingsreactie bedraagt enkele uren. De stof ETU is meer polair dan de moe-

derverbinding en kan zich daardoor sneller door de bodem verplaatsen. Met name in gronden met een laag organisch stofgehalte en een relatief hoge grondwaterstand, zoals het geval is in de bollenstreek op de geestgronden achter de duinen, is de kans op uitspoeling relatief groot. Een andere oorzaak voor het veelvuldiger aantreffen van ETU in het grondwater onder bloembollenteelt in vergelijking met aardappelteelt, is dat in de bloembollenteelt de belasting per hectare hoger is.

BAM

BAM (dichlorobenzamide), een omzettingsproduct van het bestrijdingsmiddel dichlobenil, wordt frequent aangetroffen na toepassing op onbeteeld terrein. De hoogste concentratie bedroeg ruim $100 \mu\text{g l}^{-1}$. De stof is tamelijk polair van aard en verplaatst zich dan ook relatief snel met het grondwater door de bodem, omdat weinig interactie met organische stof in de bodem plaatsvindt. De moederverbinding van BAM, de stof dichlobenil, wordt eveneens regelmatig aangetroffen, hoewel de concentraties lager liggen dan $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$. Deze stoffen zijn niet aangetroffen in de meetnetmonsters, omdat niet bemonsterd is onder onbeteeld terrein waar dit middel is toegepast.

Bentazon

In grondwater in de maïsteelt wordt het onkruidbestrijdingsmiddel bentazon in ca 45% van de monsters aangetoond. De stof werd in 1991 in een concentratie van ca $100 \mu\text{g l}^{-1}$ aangetroffen. In het meetprogramma in het meetnet werd de stof een enkele keer op beide diepteniveaus (zie *Tabel 5.5*) aangetoond, in een concentratie beneden de drinkwaternorm. Waarschijnlijk wordt de stof relatief snel omgezet in het diepere grondwater.

MIT

Methylisothiocyanaat (MIT) is een omzettingsproduct van het grondontsmettingsmiddel metam-natrium, dat wordt toegepast in de aardappelteelt en de bloembollenteelt. De stof is in het veldonderzoek in ca 20% van de grondwatermonsters aangetoond en is bij de meetnetmonsters op beide niveaus éénmaal aangetoond in concentraties boven $1 \mu\text{g l}^{-1}$. De detectielimiet van MIT is echter vrij hoog, nl. $1 \mu\text{g l}^{-1}$, zodat niet-aantoonbare overschrijding van de drinkwaterrichtlijn in de overige monsters mogelijk is.

Overige bestrijdingsmiddelen

Aldicarbulsulfon is in het meetnet één keer gevonden op beide diepten. Het gaat om een relatief polair omzettingsproduct van aldicarb. Het gaat waarschijnlijk

om residuen van toepassingen die 5-10 jaar geleden moeten hebben plaatsgevonden.

Mecoprop is een herbicide dat een enkele keer wordt aangetroffen.

Dinoseb, metolachloor en metamitron zijn onkruidbestrijdingsmiddelen die in het veldonderzoek bestrijdingsmiddelen een aantal keren zijn aangetroffen en die niet zijn gemeten in monsters van het meetnet. Dit zou erop kunnen duiden dat deze stoffen worden omgezet in het diepere grondwater.

Bromacil (1x aangetroffen) is een aantal jaren geleden toegepast langs spoorlijnen en is inmiddels verboden.

Diuron is in het veldonderzoek bestrijdingsmiddelen een aantal keren aangetroffen langs spoorlijnen; de hoogste concentratie bedroeg $1,8 \mu\text{g l}^{-1}$.

De stoffen 1,3-dichloorpropan en 1,2,3-trichloorpropan zijn bijmengselen van 1,3-dichloorpropeen die een aantal jaren geleden in enkele (tienden) procenten in de formulering voorkwamen en regelmatig worden gevonden onder de percelen in de bloembollenteelt. Op grotere diepten worden deze tamelijk persistente verbindingen nog incidenteel gevonden.

Chloorallyl alcohol (een omzettingsproduct van 1,3-dichloorpropeen) is één keer gevonden in het meetprogramma. De stof was daar niet verwacht, omdat verondersteld was dat de stof relatief snel zou worden omgezet.

Gamma-HCH (hexachloorhexaan), oftewel lindaan, is één keer gevonden in grondwater in het meetprogramma (BMN). Deze persistente, sterk aan grond adsorberende verbinding was niet verwacht op een diepte van meer dan 5 m-mv. Mogelijk is de stof meegestroomd met natuurlijke organische verbindingen in het grondwater.

VAK's (vluchtige aromatische koolwaterstoffen)

De gemeten grondwaterconcentraties voor benzeen (BEN), toluen (TOL), ethyl-benzeen (E-BEN) en xylenen (XYL) langs snelwegen liggen op hetzelfde niveau of lager dan in het indicatieve bodemonderzoek (zie *Tabel 5.6*).

Verwacht was dat de concentraties langs snelwegen hoger zouden liggen, als gevolg van belasting vanuit het wegverkeer, maar uit de resultaten valt dit niet af te leiden. Het is echter niet uitgesloten dat er bij de monsterneming en/of analyse van deze verbindingen op het niveau van de detectiegrens in het verleden fouten zijn gemaakt. Voor de analyse van deze verbindingen waren tot voor kort nog geen gestandaardiseerde voorschriften, terwijl momenteel nog onderzoek plaatsvindt naar de wijze van monsterneming van grondwater ten behoeve van de analyse op deze vluchtige verbindingen.

Tabel 5.6: Gemiddelde concentraties (in $\mu\text{g l}^{-1}$) en 95-percentielen van de onderzochte grondwatermonsters van VAK's (vluchtige aromatische koolwaterstoffen) die genomen zijn onder bouwgrond en wegbermen.

	BEN	E-BEN	TOL	XYL
Bouwgrond gemidd.	<0,2	0,22	0,37	0,43
Wegbermen gemidd.	<0,2	<0,2	<0,2	0,23
Bouwgrond 95-perc.	0,40	0,82	2,00	2,00
Wegbermen 95-perc.	<0,2	<0,2	0,8	2,4
Streefwaarde	0,2	0,2	0,2	0,2

5.5 Conclusies

Algemeen

- De gepresenteerde waarden geven een eerste indruk van de kwaliteit van het ondiepe grondwater in Nederland voor een aantal specifieke grondwatertypen onder zandgrond. Een gestructureerd meetnet voor het ondiepe grondwater is er nog niet en tijdreeksen zijn nog niet beschikbaar. Op basis van de beperkte gegevens die beschikbaar waren vanuit verschillende meetprogramma's kunnen derhalve slechts voorzichtige uitspraken worden gedaan. Een gestructureerd meetprogramma is nodig om een vollediger beeld te krijgen van de kwaliteit van het ondiepe grondwater in Nederland en om trends te kunnen vaststellen.

Zware metalen en arseen

- Onder bosgrond worden vaak zeer hoge concentraties van cadmium en zink gevonden in het ondiepe grondwater; er worden zinkconcentraties aangetroffen die de C-waarde met een factor 3 overschrijden en cadmium komt voor in concentraties die bijna gelijk zijn aan de C-waarde. Dit is een gevolg van verzuring waardoor deze metalen in oplossing worden gebracht.
- Ook voor andere metalen worden de streefwaarden onder bosgrond frequent overschreden.

Vermesting, verzuring en chloride

- In het grondwater onder maispercelen en bouwland zijn de gemiddelde nitraatconcentraties in de onderzochte monsters respectievelijk een factor 18 en 8 hoger dan de streefwaarden en het EG-richt-

nivo voor nitraat. Deze resultaten zijn het gevolg van het uitrijden van dierlijke mest en kunstmest.

- De spreiding in nitraatconcentraties binnen een bedrijf is relatief groot als gevolg van variabiliteit in bodemstructuur, grondwaterstand en waterdoorlatendheid. Een factor 10 belastingsverschil binnen één bedrijf vormt geen uitzondering.
- In het grondwater onder bosgrond en langs snelwegen in bos en natuurgebieden worden lage pH-waarden gemeten hetgeen bevindingen met betrekking tot verzuring in bosgronden ondersteunt.
- Langs snelwegen zijn hoge chlorideconcentraties waargenomen als gevolg van gebruik van strooizout.

Bestrijdingsmiddelen

- Als gevolg van belasting van de bodem met bestrijdingsmiddelen zijn in de afgelopen jaren 30 verschillende organische verbindingen in het grondwater aangetroffen.
- Uit de resultaten van inventariserend onderzoek, waarbij grondwater is bemonsterd in gebieden met een goede doorlatendheid, bleek meer dan 60% van de monsters niet te voldoen aan de EG-richtlijn voor drinkwater. Deze richtlijn stelt een norm voor drinkwater van $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$ per bestrijdingsmiddel en van $0,5 \mu\text{g l}^{-1}$ voor meerdere bestrijdingsmiddelen.
- De streefwaarde voor atrazine ($0,0075 \mu\text{g l}^{-1}$) wordt in meer dan 20% van de monsters, die genomen zijn van het ondiepe grondwater onder percelen waar het betreffende middel is gebruikt, overschreden.
- Naast de landbouw als bron van belasting van het grondwater is ook verontreiniging van grondwater geconstateerd ten gevolge van toepassing van bestrijdingsmiddelen langs spoorlijnen en van bestrijdingsmiddelen die aanwezig zijn in oeverinfiltraat.
- De meeste stoffen en de hoogste concentraties komen voor in grondwater onder bloembollenpercelen, waar relatief hoge doseringen worden toegepast voor de intensieve teelten en waar de bodem zeer kwetsbaar is (goede doorlatendheid, humusarm en hoge grondwaterstand).
- Naast de werkzame stof worden omzettingen van bestrijdingsmiddelen en bijmengsels gevonden. De omzettingen zijn meestal meer polair dan de moederverbinding en verplaatzen zich daardoor sneller in het grondwater.
- Vluchtige aromatische koolwaterstoffen (VAK's) in concentraties boven de streefwaarde zijn regelmatig aangetroffen langs wegbermen en in monsters die zijn geanalyseerd in het kader van indicatieve bodemonderzoeken.

6. DE KWALITEIT VAN HET DIEPERE GRONDWATER: HET LANDELIJK MEETNET GRONDWATERKWALITEIT (LMG)

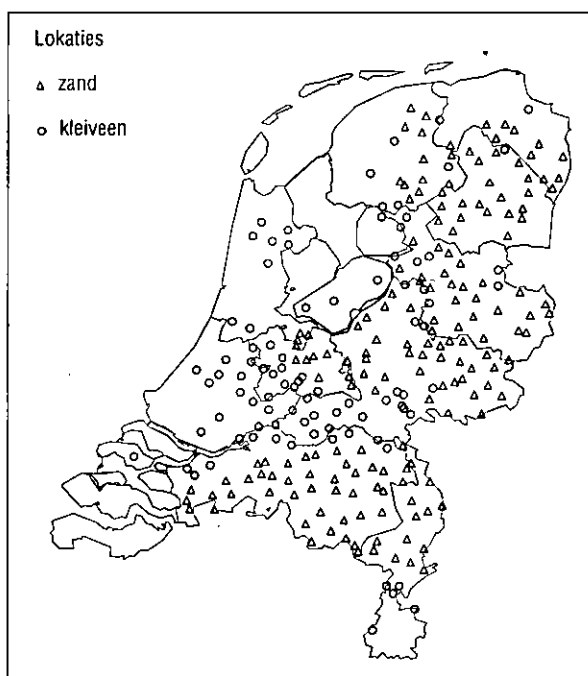
6.1 Inleiding

Het ca 34000 km² landoppervlak dat Nederland rijk is, kan qua bodemgebruik bij benadering worden onderverdeeld in 25000 km² landbouwgrond (incl. grasland), 4700 km² natuur- en bosgebieden en 4300 km² stedelijk gebied, wegen e.d.

Voor wat betreft de bodemtypes is in grote lijnen een tweedeling te maken in zandgebieden in het oosten, midden en zuiden van het land en klei- en kleiveengebieden in het westen en noorden, zoals dat in hoofdstuk 2 is aangegeven. Gelet op de grotere kwetsbaarheid van zandgronden valt de nadruk in dit hoofdstuk op de grondwaterkwaliteit in zandgebieden en zullen klei- en kleiveengebieden slechts summier worden behandeld.

De lijn van het rapport volgt voor de zandgebieden de bekende milieuthema's 'Vermesting', 'Verzuring' en 'Verspreiding'. De themagerichte benadering houdt voor vermesting in, dat nitraatstikstof (NO₃-N), kalium (K) en fosfaat (P) in het grondwater zullen worden behandeld. Onder het thema verzuring zal worden ingegaan op het vóórkomen van sulfaat (SO₄) en aluminium (Al) in het grondwater en

Figuur 6.1: Lokaties van meetpunten in de zandgebieden en in gebieden met klei en kleiveen.



de zuurgraad (pH) ervan. Het milieuthema verspreiding is vertegenwoordigd door arseen (As), barium (Ba), cadmium (Cd), chroom (Cr), koper (Cu), lood (Pb), nikkel (Ni) en zink (Zn).

De beschrijving van de kwaliteit is gebaseerd op de analyseresultaten van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit uit 1991 van twee dieptetrajekten (nivo's). Het eerste, meest ondiepe nivo bevat de resultaten uit filters waarvan de bovenkant tussen 5-15 m-mv ligt; het tweede nivo de analyseresultaten uit filters waarvan de diepte van de bovenkant gelijk of groter is dan 15 m-mv tot maximaal 30 m-mv. Verder wordt alleen het zoete grondwater beschouwd. De analyses zullen daarom worden getoetst op de concentratie aan chloride; analyses waarvan de Cl-concentratie meer dan 200 mg l⁻¹ bedraagt, worden niet meegenomen. In *Figuur 6.1* zijn de meetpunten van het LMG in zandgebieden onderscheiden van die in klei- en kleiveengebieden. Voor een uitgebreidere beschrijving van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit wordt verwezen naar Appendix 1.

Los van de themagerichte benadering van de zandgebieden zal de grondwaterkwaliteit in klei- en kleiveengebieden worden behandeld. De milieuthema's worden hierbij niet gevolgd omdat de relatie van de kwaliteit met de bodembelasting hier veel minder duidelijk aanwezig is. Ter vergelijking is wel voor dezelfde stoffen gekozen als bij de zandgebieden. Hieraan is ammonium (NH₄) toegevoegd omdat deze stof in klei- en kleiveengebieden (door natuurlijke oorzaak) vaak in hoge concentraties wordt aangetroffen.

Als toetssteen voor de kwaliteit van het grondwater en voor het beoordelen van de stand van zaken zijn de kwaliteitsdoelstellingen uit het Nationaal Milieu-beleidsplan (NMP) van belang. Verder bieden de Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water (Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991, 21 990, nr.1) en het Waterleidingbesluit (Staatsblad 1984-220) aanknopingspunten om tot beoordeling van stoffen in het grondwater te komen. Het Waterleidingbesluit maakt deel uit van de Waterleidingwet en bevat voorschriften waaraan waterleidingbedrijven zijn gebonden ten aanzien van de kwaliteit van het drinkwater dat ze aan de consument leveren. De relatie van deze wet met het NMP is gelegd in de uitspraak dat grondwater dat voor de bereiding van drinkwater kan worden gebruikt, zonder voortdurende extra zuivering aan de drinkwaternorm dient te voldoen. De kwaliteitseisen in het Waterleidingbesluit zijn vooral gebaseerd op de richtlijn van 15 juli 1980 uitgevaardigd door de Raad voor de

Europese Gemeenschappen (80/778/EG) betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water ('drinkwaterrichtlijn'). In deze richtlijn zijn voor een aantal stoffen richtwaarden en/of maximaal toelaatbare concentraties aangegeven. Als uitgangspunt bij het opstellen van de waarden is gesteld, dat indien water aan de gestelde eisen voldoet er bij consumptie geen risico's voor de volksgezondheid zullen ontstaan. De normen zijn beschreven in hoofdstuk 3.

6.2 Vermesting zandgronden

6.2.1 Inleiding

Door intensivering van de landbouw in de laatste decennia is de belasting van de bodem met dierlijke mest en kunstmest sterk toegenomen. In dit kader zijn met name stikstof (N), kalium (K) en fosfaat (P) van belang. Omdat de meststoffen slechts ten dele door de landbouwproductie worden benut, accumuleren ze in de bodem en/of spoelen met het inzijgende neerslagoverschot uit naar het grondwater of stromen af naar het oppervlaktewater. Met name stikstof, in de vorm van het goed oplosbare nitraat, en in wat mindere mate kalium spoelen uit en komen in het grondwater terecht. Fosfaat wordt vrijwel geheel vastgelegd in het bovenste deel van de bodem. Voor het thema 'Vermesting' is gekozen voor een beschrijving van nitraatstikstof, kalium en fosfaat in het grondwater. De bodemgebruikstypen die worden behandeld zijn bouwland, grasland en natuur/bos in combinatie met het bodemtype zandgrond.

Van het grondwater op een diepte van 5-15 m-mv (nivo1) onder bouwland op zandgrond zijn 33 analy-

seresultaten beschikbaar en van een diepte van 15-30 m-mv (nivo2) 31 analyses. De selectie grasland op zandgrond levert voor beide nivo's 61 analysesresultaten op; onder natuur/bos op zandgrond zijn 41 resp. 40 analyses van nivo1 en nivo2 beschikbaar.

6.2.2 Nitraatstikstof (NO₃-N) in het grondwater

Bouwland op zandgrond

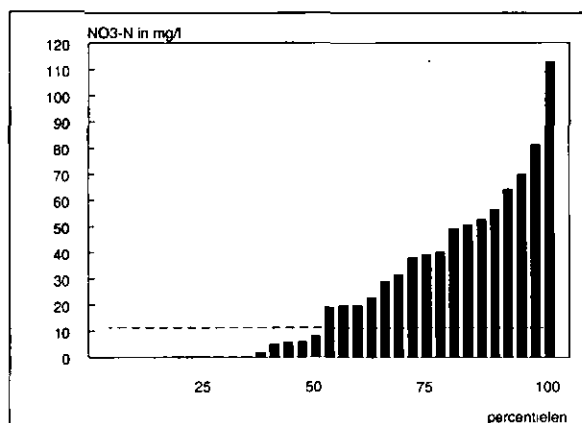
Bij de beoordeling van het vóórkomen van nitraatstikstof in het grondwater onder bouwland moet worden bedacht, dat veel meetpunten in gebieden met maiscultuur (nog) niet apart in het LMG zijn geclassificeerd. De concentraties in het diepere grondwater worden behalve door de bodembelasting in sterke mate bepaald door denitrificatie-processen. In zandgebieden is de grondwaterstand daarbij van groot belang. Bij ondiepe standen is de toetreding van zuurstof in de bodem relatief gering waardoor denitrificatie wordt bevorderd.

De analysesresultaten van nitraatstikstof in het grondwater onder bouwland op zandgrond zijn weergegeven in de *Figuren 6.2 en 6.3*. De normwaarde die in de figuren is weergegeven bedraagt 11,3 mg l⁻¹. De maximumconcentratie die op nivo1 is gemeten bedraagt 113 en op nivo2 66 mg l⁻¹. De minimumwaarden liggen onder de onderste analysegrens (0,03 mg l⁻¹). De gemiddelde concentratie aan nitraatstikstof op nivo1 bedraagt 25 en op nivo2 7 mg l⁻¹.

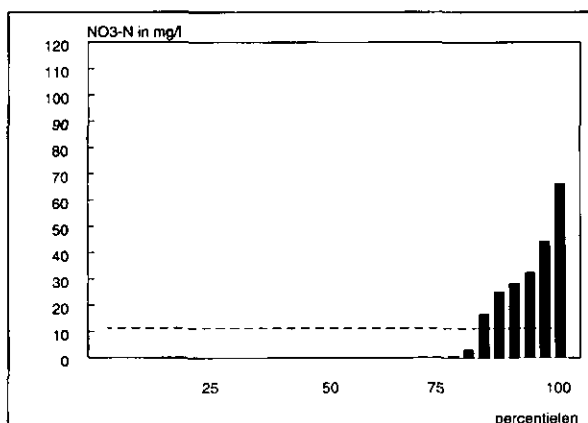
Grasland op zandgrond

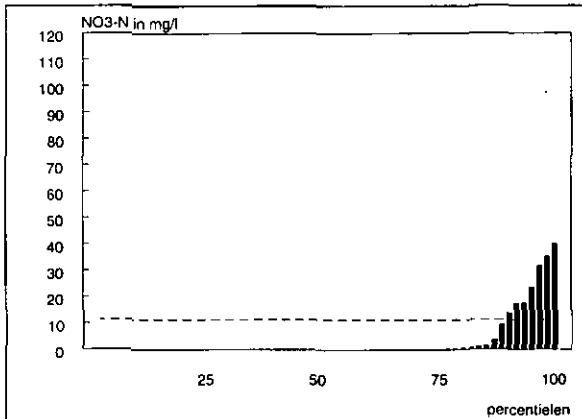
De belasting van grasland met vermestende stoffen is in het algemeen van vergelijkbare grootte als van bouwland. Hoewel de belasting van beide bodem-

Figuur 6.2: Nitraatstikstof in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹), bouwland op zandgrond, LMG 1991, nivo1.

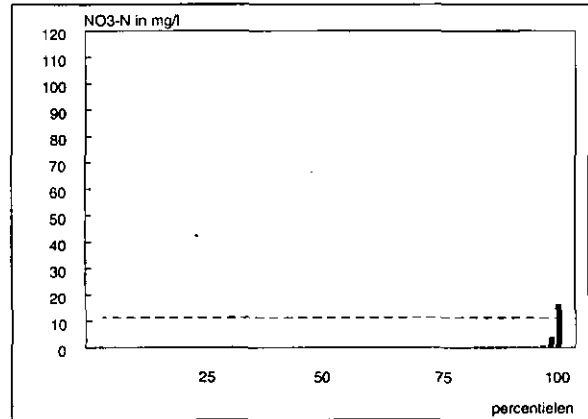


Figuur 6.3: Nitraatstikstof in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹), bouwland op zandgrond, LMG 1991, nivo2.





Figuur 6.4: Nitraatstikstof in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹), grasland op zandgrond, LMG 1991, nivo1.



Figuur 6.5: Nitraatstikstof in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹), grasland op zandgrond, LMG 1991, nivo2.

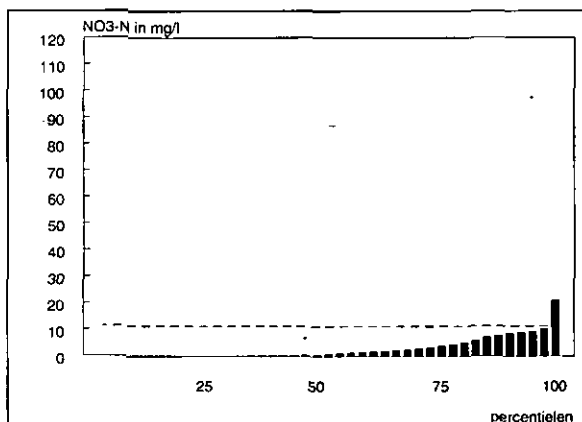
gebruikstypen vergelijkbaar is, is het opmerkelijk dat, evenals de NO₃-N concentraties in het ondiepe grondwater (zie hoofdstuk 5), op grotere diepten grote verschillen in concentraties worden gevonden. De oorzaken hiervan zijn vooralsnog niet duidelijk.

De Figuren 6.4 en 6.5 geven de concentraties aan nitraatstikstof in het grondwater weer onder grasland op zandgrond. De minimumwaarden zijn kleiner dan de onderste analysegrens (0,03 mg l⁻¹); de maximumconcentratie op nivo1 is 40 en op nivo2 16 mg l⁻¹. De gemiddelde concentratie op nivo1 bedraagt 3,3 en op nivo2 0,4 mg l⁻¹.

Natuur/bos op zandgrond

De belasting van gebieden met natuur/bos is uiteraard anders dan van bouwland en grasland. Aannemende dat nitraatstikstof van nature in zeer lage concentraties in het grondwater onder natuur/bos voorkomt, kan worden gesteld dat de concentraties die zijn waargenomen in hoofdzaak een gevolg zijn van atmosferische deposities.

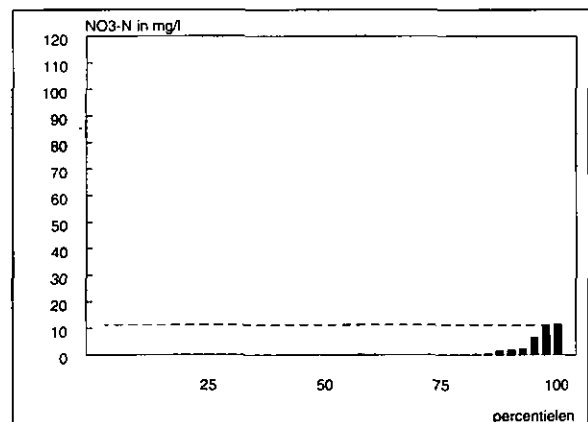
Figuur 6.6: Nitraatstikstof in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹), natuur/bos op zandgrond, LMG 1991, nivo1.



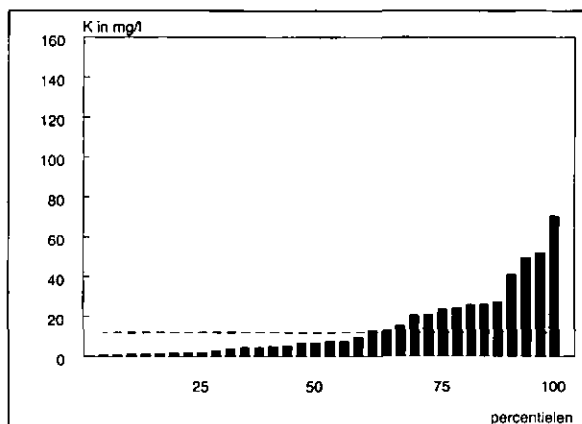
Bouwland op zandgrond

Kalium komt in brak en zout grondwater van nature in relatief hoge concentraties voor. In zoet grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹) kunnen van nature enkele mg l⁻¹ worden verwacht. Met name in klei of kleihoudende bodems kan kalium worden vastgelegd (kaliumfixatie). De bindingscapaciteit van zandgronden is evenwel zeer beperkt en veelal reeds volledig benut.

Figuur 6.7: Nitraatstikstof in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹), natuur/bos op zandgrond, LMG 1991, nivo2.



Figuur 6.7: Nitraatstikstof in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹), natuur/bos op zandgrond, LMG 1991, nivo2.



Figuur 6.8: Kalium in het zoete grondwater (CI < 200 mg l⁻¹), bouwland op zandgrond, LMG 1991, nivo1.

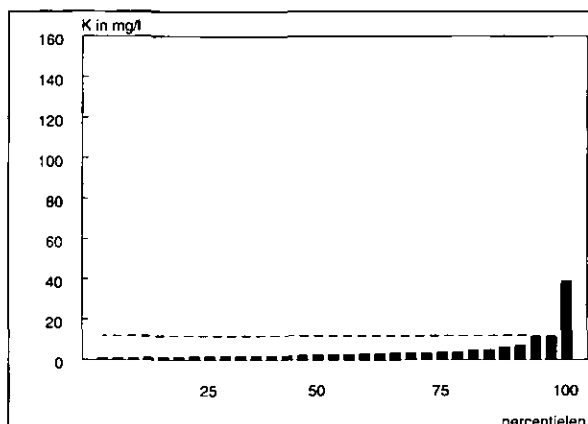
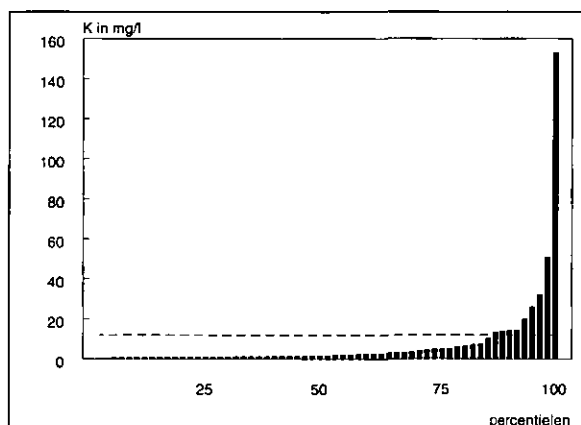
waardoor kalium zich in dergelijke gebieden meer als een conservatieve stof (met het grondwater meestromend) zal gedragen. De belasting van de bodem met kalium is primair het gevolg van het gebruik van dierlijke mest en kunstmest.

De onderste analysegrens voor kalium van 0,04 mg l⁻¹ wordt in alle gevallen overschreden. De minimumwaarde op nivo1 bedraagt 0,75 en op nivo2 0,99 mg l⁻¹; de maximumconcentratie bedraagt 71 resp. 39 mg l⁻¹. De gemiddelde concentratie op nivo1 bedraagt 15,1 en op nivo2 4,7 mg l⁻¹. In de Figuren 6.8 en 6.9 zijn de waarnemingen weergegeven. De hierin weergegeven normwaarde bedraagt 12 mg l⁻¹.

Grasland op zandgrond

De netto-belasting van grasland met kalium is gelijk aan die van bouwland (excl. mais) maar aanmerkelijk geringer dan van maisland. De in het algemeen hogere concentraties aan kalium in het grondwater onder bouwland zijn hieruit te verklaren, hoewel onder

Figuur 6.10: Kalium in het zoete grondwater (CI < 200 mg l⁻¹), grasland op zandgrond, LMG 1991, nivo1.



Figuur 6.9: Kalium in het zoete grondwater (CI < 200 mg l⁻¹), bouwland op zandgrond, LMG 1991, nivo2.

grasland incidenteel ook hoge waarden mogelijk zijn als gevolg van de intensieve veehouderij.

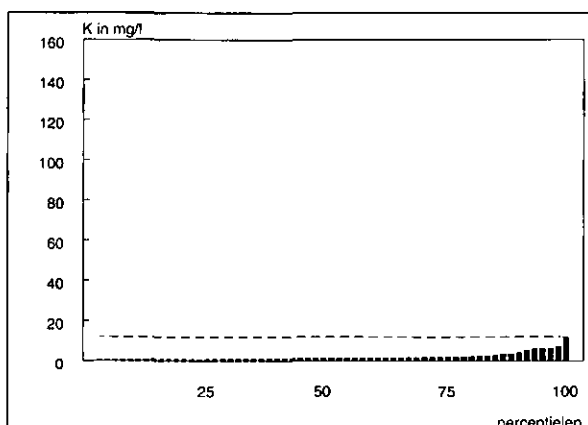
De minimumwaarde op nivo1 is 0,42 en op nivo2 0,56 mg l⁻¹. De maximumconcentratie bedraagt 153 resp. 11,6 mg l⁻¹. De gemiddelde concentratie aan kalium op nivo1 is 7,6 en op nivo2 2,1 mg l⁻¹. In de Figuren 6.10 en 6.11 zijn de waarnemingen weergegeven.

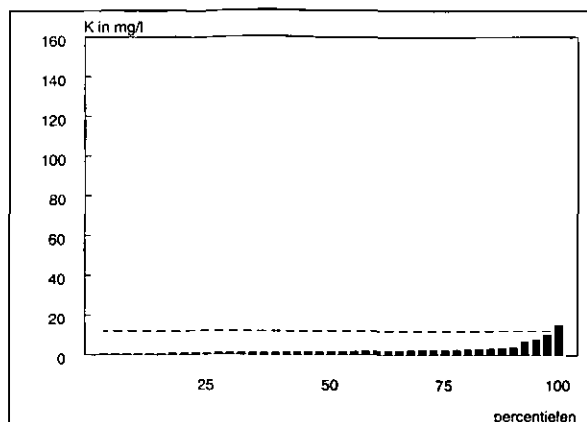
Natuur/bos op zandgrond

In de meeste gevallen worden in het grondwater onder natuur/bos concentraties aan kalium waargenomen die overeenkomen met van nature te verwachten concentraties van enkele mg l⁻¹. Waar sprake is van verhoogde waarden zal dit in het algemeen een gevolg zijn van verwaaiing vanuit gebieden met landbouw en interceptie door de vegetatie.

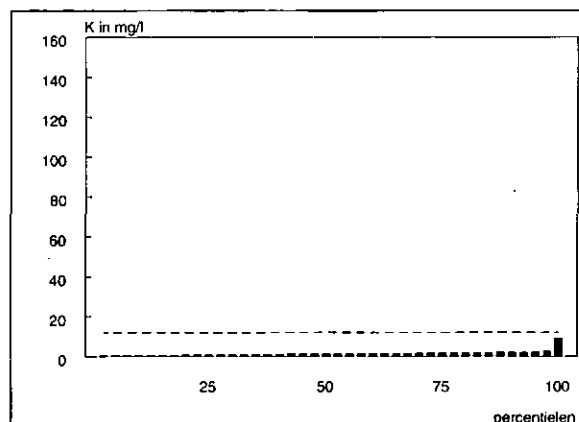
De minimumconcentratie is 0,48 en 0,52 mg l⁻¹ op nivo1 resp. nivo2; de maximumwaarde bedraagt 15,2 resp. 9,1 mg l⁻¹. De gemiddelde concentratie aan kalium in het grondwater onder bos op zand op nivo1

Figuur 6.11: Kalium in het zoete grondwater (CI < 200 mg l⁻¹), grasland op zandgrond, LMG 1991, nivo2.





Figuur 6.12: Kalium in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹), natuurbos op zandgrond, LMG 1991, nivo1.



Figuur 6.13: Kalium in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹), natuurbos op zandgrond, LMG 1991, nivo2.

bedraagt 2,6 en op nivo2 1,5 mg l⁻¹. In de Figuren 6.12 en 6.13 zijn de waarnemingen weergegeven.

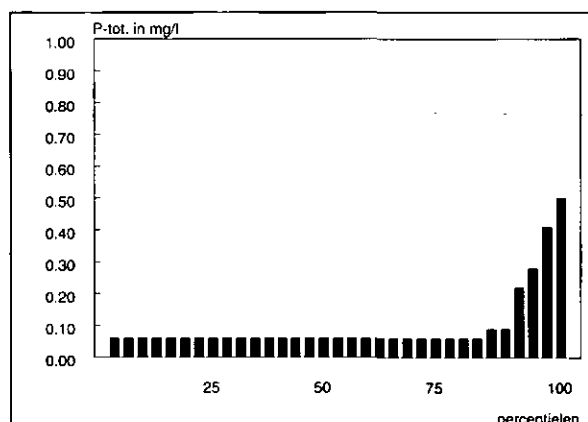
6.2.4 Totaalfosfaat (tot-P) in het grondwater

Bouwland op zandgrond

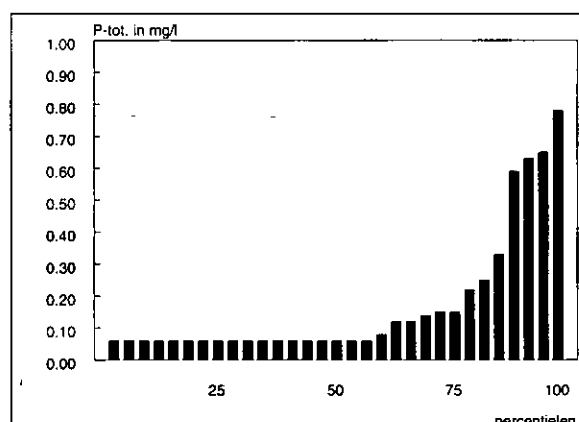
De belasting van de bodem met fosfaat is direct te relateren aan het gebruik van dierlijke mest en kunstmest. Er is geen relatie tussen de belasting en de kwaliteit van het diepere grondwater als gevolg van de grote adsorptie-capaciteit van de bodem. De waargenomen concentraties in het grondwater onder bouwland (grote belasting) op nivo1 zijn op enkele uitzonderingen na van gelijke grootte als in het grondwater van (onbelaste) natuurbosgebieden.

De analysesresultaten van totaalfosfaat in het grondwater onder bouwland zijn weergegeven in Figuur 6.14 voor nivo1 en in Figuur 6.15 voor nivo2.

Figuur 6.14: Totaalfosfaat in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹), bouwland op zandgrond, LMG 1991, nivo1.



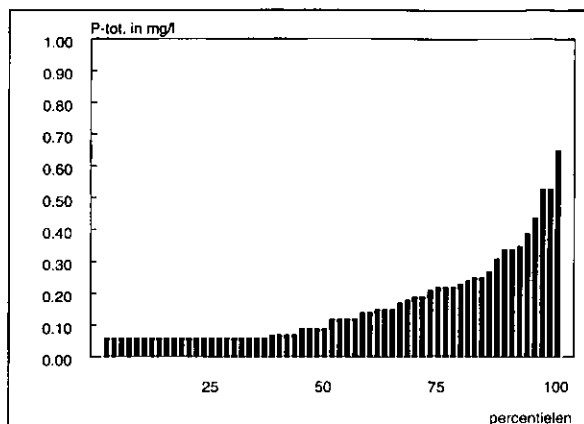
Figuur 6.15: Totaalfosfaat in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹), bouwland op zandgrond, LMG 1991, nivo2.



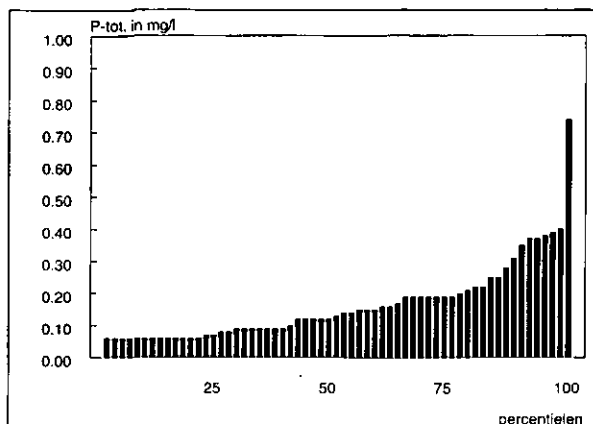
De minimumconcentratie op beide nivo's bedraagt 0,06 mg l⁻¹ (onderste analysegrens). De maximumwaarde is 0,5 (nivo1) resp. 0,78 mg l⁻¹ (nivo2). Gemiddeld is de concentratie op nivo1 0.1 en op nivo2 0.17 mg l⁻¹. Aangezien de normwaarde van 2 mg l⁻¹ (Waterleidingbesluit) door geen enkele waarneming wordt overschreden is deze waarde niet aangegeven in de figuren.

Grasland op zandgrond

Opmerkelijk is, dat in het grondwater onder grasland veelal hogere concentraties aan totaalfosfaat worden aangetroffen dan onder bouwland. Bekend is, dat fosfaat onder anaerobe condities beter oplosbaar is dan onder aerobe condities. Gezien de aard van de vegetatie (gesloten dek met continue begroeiing) kunnen onder grasland eerder anaerobe condities worden verwacht waaruit de hogere concentraties onder grasland kunnen worden verklaard. Dit is ook in overeenstemming met de verhoogde concentraties aan fosfaat op



Figuur 6.16: Totaalfosfaat in het zoete grondwater ($Cl < 200 \text{ mg l}^{-1}$), grasland op zandgrond, LMG 1991, nivo1.



Figuur 6.17: Totaalfosfaat in het zoete grondwater ($Cl < 200 \text{ mg l}^{-1}$), grasland op zandgrond, LMG 1991, nivo2.

nivo2 onder bouwland in combinatie met lagere concentraties aan nitraatstikstof op nivo2 onder bouwland. Verder zijn de relatief lage concentraties aan nitraatstikstof onder grasland (geringe toetreding van zuurstof bevordert de denitrificatie) en genoemde hoge concentraties aan fosfaat onder grasland (onder anaerobe condities beter oplosbaar) in overeenstemming met de verwachtingen.

De minimumconcentraties aan tot-P zijn kleiner dan de onderste analysegrens van $0,06 \text{ mg l}^{-1}$. Maximaal is onder grasland op zandgrond $0,65 \text{ resp. } 0,74 \text{ mg l}^{-1}$ aangetroffen. De gemiddelde concentratie bedraagt voor beide nivo's $0,16 \text{ mg l}^{-1}$. De analysereultaten zijn weergegeven in de Figuren 6.16 en 6.17.

Natuur/bos op zandgrond

Op grond van de in het algemeen aerobe condities onder natuur/bos op nivo1 zijn de aangetroffen concentraties laag. De 80-percentiel op nivo1, die overeenkomt met een concentratie die gelijk is aan de

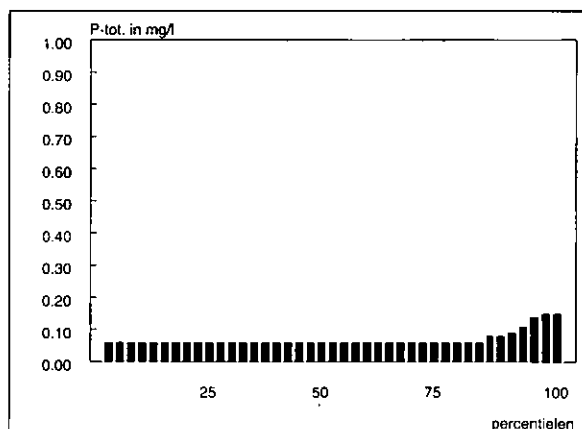
onderste analysegrens, is vergelijkbaar met de 80-percentiel op nivo1 onder bouwland. Op grotere diepte (nivo2) is een aantal waarnemingen hoger dan op nivo1. Dit kan worden toegeschreven aan de toenemende anaerobe condities op grotere diepten.

De minimumconcentraties zijn $0,06 \text{ mg l}^{-1}$ (onderste analysegrens). Maximaal is aan tot-P in het grondwater onder natuur/bos op nivo1 $0,16$ en op nivo2 $0,36 \text{ mg l}^{-1}$ aangetroffen en de gemiddelde waarde bedraagt $0,07 \text{ resp. } 0,09 \text{ mg l}^{-1}$. De analysereultaten zijn weergegeven in de Figuren 6.18 en 6.19.

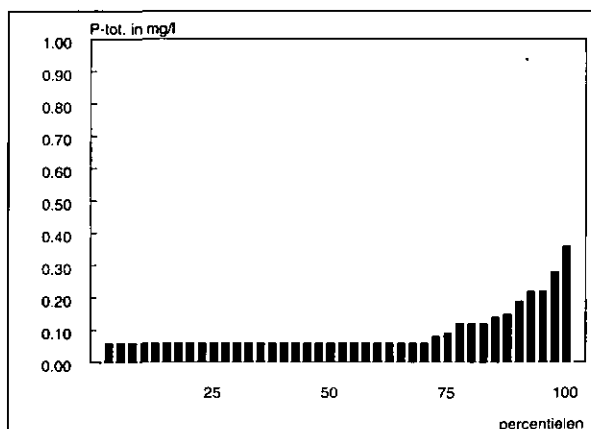
6.2.5 Chloride (Cl) in het grondwater

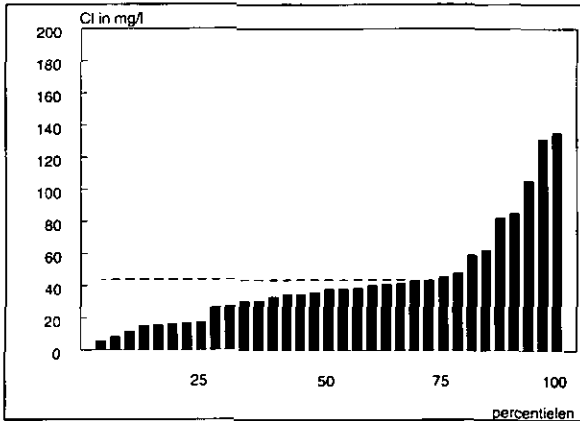
De concentratie aan chloride in regenwater bedraagt ca 4 mg l^{-1} (in niet-kustnabije gebieden). Door indampen kan deze concentratie in het grondwater onder begroeide bodems toenemen tot $10 \text{ à } 15 \text{ mg l}^{-1}$. Ten gevolge van extra verdamping en interceptie van atmosferische

Figuur 6.18: Totaalfosfaat in het zoete grondwater ($Cl < 200 \text{ mg l}^{-1}$), natuur/bos op zandgrond, LMG 1991, nivo1.

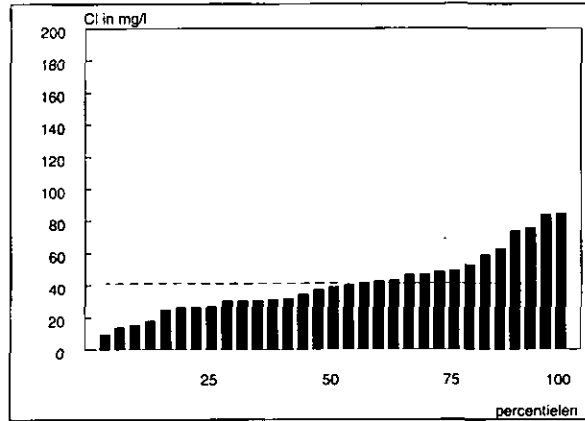


Figuur 6.19: Totaalfosfaat in het zoete grondwater ($Cl < 200 \text{ mg l}^{-1}$), natuur/bos op zandgrond, LMG 1991, nivo2.





Figuur 6.20: Chloride in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹), bouwland op zandgrond, LMG 1991, nivo1.



Figuur 6.21: Chloride in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹), bouwland op zandgrond, LMG 1991, nivo2.

depositie is de natuurlijke concentratie in het grondwater onder bossen enigszins hoger (ca 20 mg l⁻¹) dan in andere gebieden. De belasting van de bodem met chloride is afkomstig van dierlijke mest, kunstmest, uit atmosferische depositie en vele andere bronnen.

Chloride is een stof die zich in het grondwater zeer conservatief gedraagt, hetgeen wil zeggen dat de concentraties niet afnemen door processen zoals afbraak of adsorptie. Chloride stroomt in feite met het grondwater mee met een snelheid die gelijk is aan de stroomsnelheid van het grondwater. Via de concentratie aan chloride op nivo1 en nivo2 kan worden nagegaan of de belasting al tot grotere diepten in het grondwater is doorgedrongen. De diepteratio in dit kader is de verhouding van de concentraties op de twee dieptenivo's uitgedrukt in een percentage dat is berekend uit $(\text{conc.nivo2}/\text{conc.nivo1}) \cdot 100\%$. Door de diepteratio's van andere stoffen te vergelijken met de ratio's van chloride kunnen uitspraken worden gedaan over concentratiefronten die nog naar grotere diepte onderweg zijn of over processen die de concentraties op grotere diepte reduceren zoals bijvoorbeeld denitrificatie. Hierbij wordt er vanuit gegaan, dat de bodembelasting met chloride van hetzelfde tijdstip en van dezelfde bron afkomstig is als de belasting met andere verontreinigingen. Opgemerkt moet echter worden, dat diepteratio's eigenlijk moeten worden gebaseerd op de concentraties in individuele meetpunten; hier is evenwel gewerkt met gemiddelde concentraties van de betreffende stoffen voor selecties van meetpunten.

Ook voor chloride zijn analysesresultaten waarvan de concentratie aan Cl meer dan 200 mg l⁻¹ bedroeg niet meegenomen. In de figuren is verder de gemiddelde concentratie en niet de normwaarde weergegeven.

Bouwland op zandgrond

Op nivo1 bedragen de minimum- en maximumconcentratie aan chloride 5,7 resp. 136 mg l⁻¹. De gemiddelde

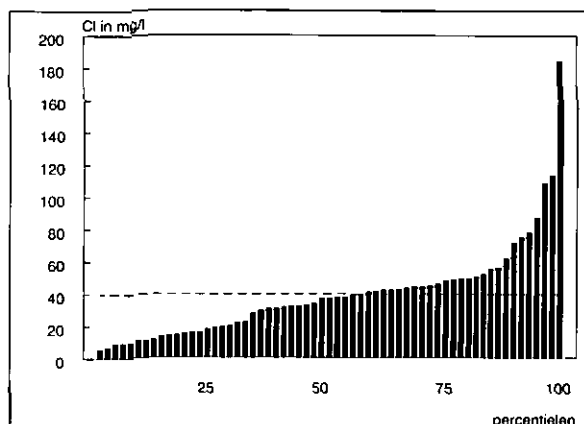
concentratie op deze diepte is 44 mg l⁻¹. De concentratie op nivo2 bedraagt 9,6 en 85 mg l⁻¹ voor de minimum- resp. de maximumwaarde en is gemiddeld 41 mg l⁻¹. De waarnemingen en de gemiddelde concentraties zijn weergegeven in de *Figuren 6.20 en 6.21*. De diepteratio voor chloride in het grondwater in gebieden met bouwland bedraagt 93%.

Grasland op zandgrond

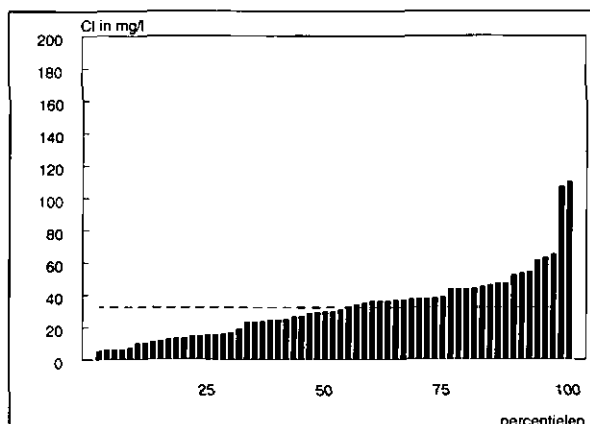
De minimumwaarde op nivo1 is 5,5 en op nivo2 5,4 mg l⁻¹. De maximumconcentratie bedraagt 185 resp. 110 mg l⁻¹. De gemiddelde concentratie aan chloride op nivo1 is 40 en op nivo2 32 mg l⁻¹. In de *Figuren 6.22 en 6.23* zijn de waarnemingen en de gemiddelde concentraties weergegeven. De diepteratio voor chloride in het grondwater onder grasland bedraagt 80%. Vooralsnog is niet duidelijk waarom deze slechts 80% bedraagt. Mogelijke oorzaken zijn de belasting van de bodem, de kwel/infiltratietoestand van de meetpunten waarop in dit onderzoek niet is ingegaan of oppervlakkige afstroming van het neerslagoverschot naar het oppervlaktewater.

Natuur/bos op zandgrond

De minimumwaarde op nivo1 is 3,7 en op nivo2 4,6 mg l⁻¹. De maximumconcentratie bedraagt 51 resp. 60 mg l⁻¹. De gemiddelde concentratie aan chloride op nivo1 is 16,6 en op nivo2 16,5 mg l⁻¹. In de *Figuren 6.24 en 6.25* zijn de waarnemingen en de gemiddelde concentraties weergegeven. De diepteratio bedraagt 100%.



Figuur 6.22: Chloride in het zoete grondwater ($Cl < 200 \text{ mg l}^{-1}$), grasland op zandgrond, LMG 1991, nivo1.



Figuur 6.23: Chloride in het zoete grondwater ($Cl < 200 \text{ mg l}^{-1}$), grasland op zandgrond, LMG 1991, nivo2.

6.2.6 Gemiddelde concentraties en toetsing aan normen

In Figuur 6.26 zijn de gemiddelde concentraties aan nitraat, kalium en chloride voor de selecties weergegeven. Zoals blijkt, is de gemiddelde concentratie van nitraat in het grondwater op een diepte van 5-15 m-mv onder bouwland op zandgrond (25 mg l^{-1}) vele malen hoger dan onder grasland of natuur/bos ($3,3$ resp. $2,8 \text{ mg l}^{-1}$). De verschillen in het traject van 15-30 m-mv zijn eveneens groot (7 mg l^{-1} onder bouwland tegen $0,38$ onder grasland en $0,9$ onder natuur/bos).

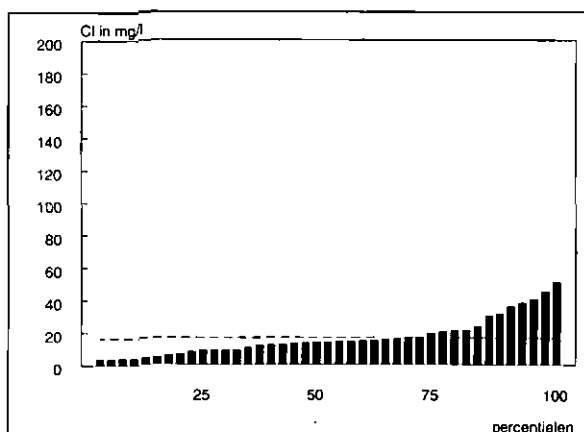
Ook voor kalium zijn de concentraties het hoogst op nivo1 (5-15 m-mv). De verschillen tussen bouwland met resp. grasland en natuur/bos zijn evenwel geringer ($15,1 \text{ mg l}^{-1}$ onder bouwland tegen $7,6$ onder grasland en $2,55$ in het grondwater onder natuur/bos).

Uit de waarnemingen zelf en de gemiddelde waarden blijkt verder een relatie met de diepte: de concentraties nemen af met toenemende diepte. Deze relatie is het meest duidelijk voor nitraat.

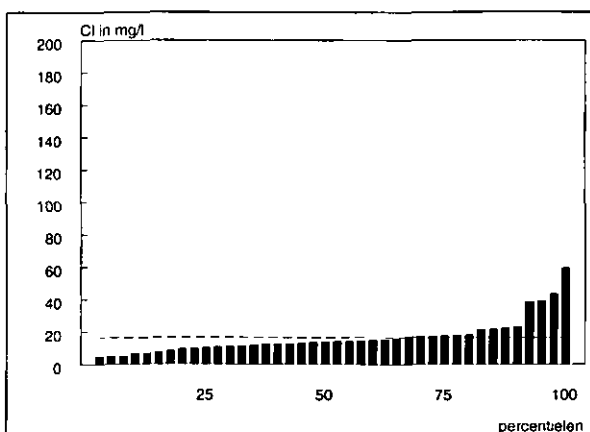
Hoewel de Cl-concentraties op beide nivo's onder grasland (40 en 32 mg l^{-1} , diepteratio is 80%) niet geheel conform de verwachtingen zijn, is een dergelijke relatie met de diepte voor chloride niet/nauwelijks het geval. Conform de verwachtingen zijn de concentraties aan chloride in het grondwater in de onderscheiden dieptetrajekten min of meer even groot: de diepteratio onder bouwland is volgens de gemiddelde waarden 93% , onder grasland 80% (!) en onder natuur/bos 100% .

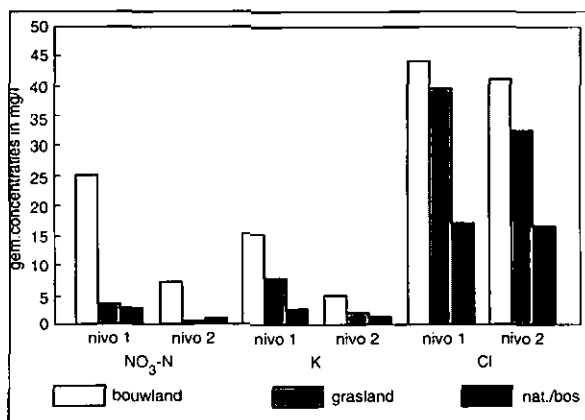
Voor de gemiddelde concentraties aan nitraat in het grondwater zijn de volgende diepteratio's gevonden: bouwland 28% , grasland 11% en natuur/bos 32% . Van nitraat is bekend, dat onder bepaalde om-

Figuur 6.24: Chloride in het zoete grondwater ($Cl < 200 \text{ mg l}^{-1}$), natuur/bos op zandgrond, LMG 1991, nivo1.

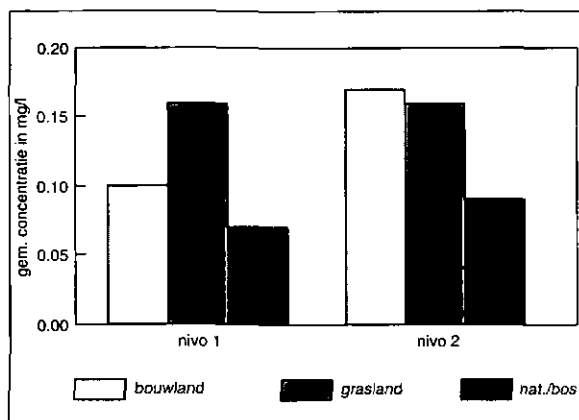


Figuur 6.25: Chloride in het zoete grondwater ($Cl < 200 \text{ mg l}^{-1}$), natuur/bos op zandgrond, LMG 1991, nivo2.





Figuur 6.26: Gemiddelde concentratie (mg l^{-1}) aan nitraatstikstof ($\text{NO}_3\text{-N}$), kalium (K) en chloride (Cl) in het zoete grondwater ($\text{Cl} < 200 \text{ mg l}^{-1}$) onder bouwland, grasland en natuur/bos op zandgrond, LMG 1991, nivo1 en nivo2.

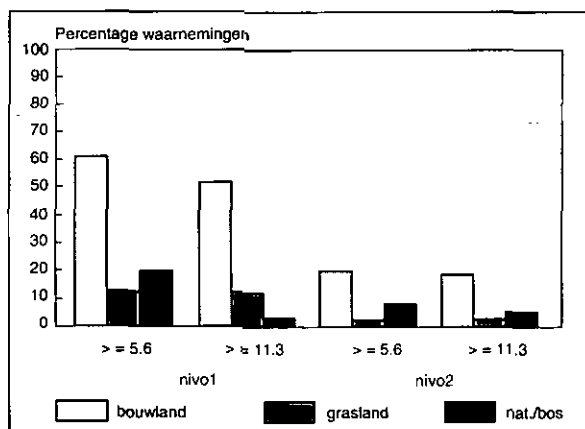


Figuur 6.27: Gemiddelde concentratie (mg l^{-1}) aan totaal-fosfaat in het zoete grondwater ($\text{Cl} < 200 \text{ mg l}^{-1}$) onder bouwland, grasland en natuur/bos op zandgrond, LMG 1991, nivo1 en nivo2.

standigheden in de bodem denitrificatie kan optreden waardoor de concentraties met toenemende diepte afnemen. Of deze afname volledig is toe te schrijven aan denitrificatie kan uit de cijfers niet worden vastgesteld. De mogelijkheid is gering, dat grondwater met hogere concentraties aan nitraat nog onderweg is naar een diepte van 15-30 m-mv. Dit is aan de orde als de denitrificatie-capaciteit van de bodem is uitgeput. Deze is evenwel in vele gevallen zeer groot.

Voor kalium in het grondwater onder bouwland is een diepteratio gevonden van 31%; onder grasland van 27% en onder natuur/bos van 60%. Kalium adsorbeert aan de bodem maar de adsorptie-capaciteit in zandgebieden is beperkt en in vele gevallen reeds uitgeput. De mogelijkheid dat in de toekomst hogere concentraties aan kalium in het grondwater op 15-30 m-mv zullen voorkomen is derhalve niet uit te sluiten.

Figuur 6.28: Percentage waarnemingen dat de normwaarden voor nitraatstikstof (5,6 en 11,3 mg l^{-1}) overschrijdt onder bouwland, grasland en natuur/bos op zandgrond, LMG 1991, nivo1 en nivo2.



De gemiddelde concentraties aan totaal-fosfaat in het grondwater zijn weergegeven in Figuur 6.27. De verschillen in waarden voor de onderscheiden bodemgebruikstypen zijn gering. Op nivo1 wordt de hoogste waarde aangetroffen onder grasland en de laagste waarde onder natuur/bos. Op nivo2 is de gemiddelde waarde onder bouwland en grasland praktisch gelijk. De concentratie aan totaal-fosfaat onder bouwland en natuur/bos is op nivo2 hoger dan op nivo1 en onder grasland van gelijke hoogte. De diepteratio's voor de gemiddelde waarden onder bouwland, grasland en natuur/bos bedragen resp. 170%, 100% en 128%. De hoge ratio's voor bouwland en natuur/bos (>100%) zijn toe te schrijven aan toenemende anaerobe condities op grotere diepte waardoor van nature aanwezig fosfaat in oplossing gaat (verschuiving evenwicht).

Toetsing aan normen

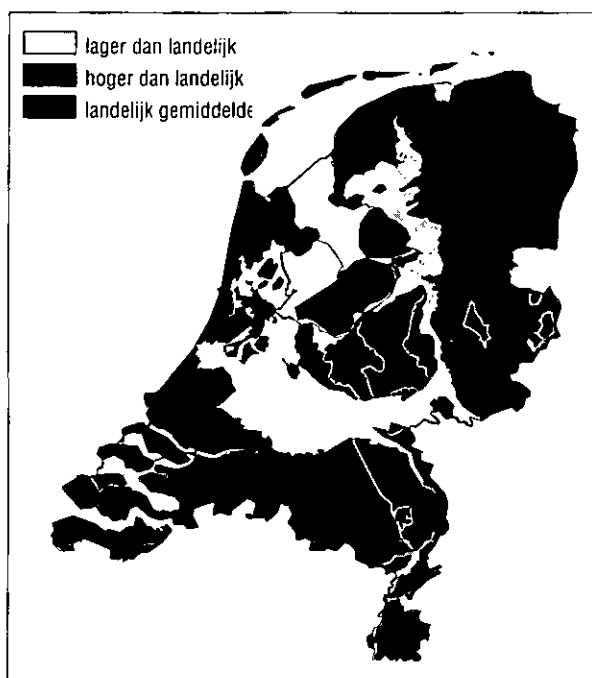
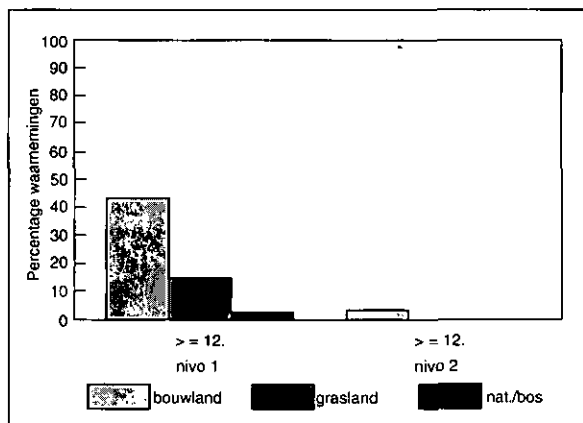
Nitraatstikstof

Om de concentraties aan nitraatstikstof te relateren aan de kwaliteitsdoelstellingen zijn de analyseresultaten in twee klassen gerangschikt; de eerste bevat waarnemingen met concentraties gelijk aan of hoger dan 5,6 mg l^{-1} nitraatstikstof en de tweede met concentraties gelijk aan of hoger dan 11,3 mg l^{-1} . Om de situatie ten aanzien van de doelstellingen tussen de bodemgebruikstypen te vergelijken is het aantal waarnemingen dat deze normen overschrijdt, omgerekend naar percentages van het totale aantal dat voor het betreffende bodemgebruikstype beschikbaar is. Deze percentages zijn weergegeven in Figuur 6.28. De dieptetrajekten en de bodemgebruikstypen zijn daarbij onderscheiden. Uit de figuur blijkt, dat de normwaarde van 5,6 mg l^{-1}

onder bouwland op een diepte van 5-15 m-mv (nivo1) door ca 60% van de waarnemingen wordt overschreden en van 15-30 m-mv (nivo2) door ca 20%. De normwaarde van $11,3 \text{ mg l}^{-1}$ wordt onder bouwland op nivo1 door ca 50% en op nivo2 door ca 20% van de waarnemingen overschreden. Onder grasland zijn de overschrijdingspercentages voor beide kwaliteitsdoelstellingen op nivo1 ca 13 resp. ca 11% en op nivo2 < 5%. In het grondwater op nivo1 onder natuur/bos wordt de waarde van $5,6 \text{ mg l}^{-1}$ door ca 20% van de waarnemingen overschreden en de waarde van $11,3 \text{ mg l}^{-1}$ door ca 2%. De lokaties van de meetpunten waar de normwaarden worden overschreden zijn weergegeven op *Bijlage 1*.

Om enig inzicht te geven in regionale verschillen in de grondwaterkwaliteit ten aanzien van het voorkomen van nitraatstikstof is *Figuur 6.29* samengesteld. Hierbij is, zoals ook voor de bodemkwaliteit het geval is (zie integratiedeel), uitgegaan van het 95%-betrouwbaarheidsinterval voor de overschrijding van de normwaarde van $\text{NO}_3\text{-N}$ (in dit geval $5,6 \text{ mg l}^{-1}$) in bepaalde regio's. Om de regionale verschillen aan te geven is uitgegaan van een indeling in ecodistricten (zie integratiedeel). Het areaal waarin de normwaarde van nitraatstikstof van $5,6 \text{ mg l}^{-1}$ in het grondwater van 5-15 m-mv (nivo1) wordt overschreden is berekend op 16-23% van het totale landoppervlak van Nederland. De gebieden in *figuur 6.29* zijn aangegeven in drie grijs-tinten: lichtgrijs, grijs en donkergrijs. In de lichtgrijze gebieden zijn de overschrijdingen van de normwaarde geringer dan gemiddeld in Nederland (grijze gebieden) het geval is en in de donkergrijze gebieden wordt de norm door een meer dan gemiddeld aantal waarnemingen overschreden. Zoals uit de figuur blijkt vinden de meeste overschrijdingen, conform de verwachtingen, plaats in de zandgebieden.

Figuur 6.30: Percentage waarnemingen dat de normwaarde voor kalium (12 mg l^{-1}) overschrijdt onder bouwland, grasland en natuur/bos op zandgrond, LMG 1991, nivo1 en nivo2.



Figuur 6.29: Ruimtelijke verdeling (uitgaande van ecodistricten) van het voorkomen van nitraatstikstof in het grondwater van 5-15 m-mv (nivo1), 95% betrouwbaarheidsinterval voor de overschrijding van de normwaarde ($5,6 \text{ mg l}^{-1}$).

Kalium

De EG-drinkwaterrichtlijn geeft voor kalium een maximaal toelaatbare concentratie van 12 mg l^{-1} . Deze waarde wordt ook in het Waterleidingbesluit aangehouden. In *Figuur 6.30* zijn de percentages weergegeven waarmee deze waarde wordt overschreden.

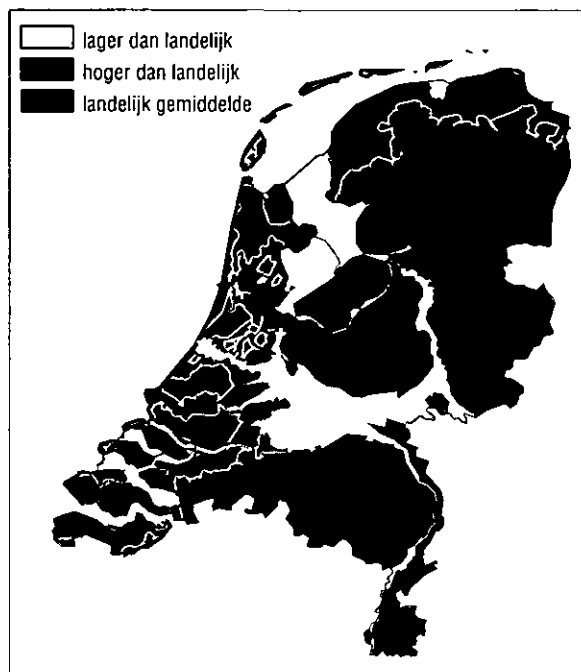
De normoverschrijdingen voor kalium in het grondwater geven eenzelfde beeld als voor nitraat. Ook voor kalium wordt het hoogste overschrijdingspercentage (> 40%) gevonden in het grondwater onder bouwland op een diepte van 5-15 m-mv. Onder grasland op deze diepte overschrijdt ca 15% van de waarnemingen de normwaarde. Op een diepte van 15-30 m-mv onder bouwland overschrijdt een gering percentage waarnemingen (<5%) de normwaarde van 12 mg l^{-1} ; de waarnemingen op nivo2 onder grasland en natuur/bos overschrijden deze waarde in geen enkel geval.

Met dezelfde uitgangspunten als voor nitraatstikstof zijn ook voor kalium de regionale verschillen berekend. De normwaarde die hierbij is aangehouden bedraagt 12 mg l^{-1} . Het areaal waarin de normwaarde van kalium van 12 mg l^{-1} in het grondwater van 5-15 m-mv (nivo1) wordt overschreden, is berekend op 19-27% van het totale landoppervlak van Nederland. In *Figuur 6.31* zijn de resultaten van de berekeningen weergegeven. Zoals uit deze figuur blijkt vinden de meeste overschrijdingen plaats in de klei- en kleiveengebieden met brak en zout grondwater waarin kalium

van nature in relatief hoge concentraties kan voorkomen. De lokaties waar de normwaarde wordt overschreden zijn weergegeven op *Bijlage 1*.

Fosfaat

Het EG-richtnivo en de streefwaarde voor fosfaat bedraagt in zandgebieden $0,4 \text{ mg l}^{-1}$. In het Waterleidingbesluit is 2 mg l^{-1} aangehouden. De 90-percentiel van de concentraties aan fosfaat overschrijdt in geen enkel geval de waarde van $0,4 \text{ mg l}^{-1}$. De maximumconcentraties onder bouwland en grasland die op beide nivo's zijn waargenomen overschrijden deze normwaarde wel. De normwaarde uit het Waterleidingbesluit van 2 mg l^{-1} wordt door geen enkele waarneming overschreden. Wel moet worden opgemerkt, dat de kwaliteitsdoelstelling voor fosfaat in zoet oppervlaktewater uit het NMP van $0,15 \text{ mg l}^{-1}$ met name onder grasland door ca 30% van de waarnemingen wordt overschreden. Afstroming van dit grondwater naar het oppervlaktewater levert derhalve een negatieve bijdrage aan de kwaliteit van het oppervlaktewater.



Figuur 6.31: Ruimtelijke verdeling (uitgaande van ecodistricten) van het vóórkomen van kalium in het grondwater van 5-15 m-mv (nivo1); 95% betrouwbaarheidsinterval voor de overschrijding van de drinkwaternorm (12 mg l^{-1}).

6.2.7 Conclusies voor het thema 'Vermesting'

- In gebieden met bouwland op zandgrond worden duidelijk hogere concentraties aan nitraatstikstof en kalium gemeten dan onder de andere bodemgebruikstypen op zandgrond.
- De concentraties aan nitraatstikstof nemen af met toenemende diepte. De diepteratio's zijn beduidend lager dan voor chloride het geval is. Er treedt derhalve denitrificatie op. Het doorbreken van hogere concentraties naar grotere diepten is afhankelijk van de denitrificatiecapaciteit van de bodem die, indien aanwezig, zeer groot wordt verondersteld. Of de concentraties in de toekomst op grotere diepte nog zullen toenemen kan evenwel uit de gegevens niet worden afgeleid.
- Voor de concentraties aan kalium geldt hetzelfde als voor nitraatstikstof: de diepteratio's zijn beduidend lager dan voor chloride. Kalium adsorbeert aan de bodemdeeltjes maar de adsorptiecapaciteit in zandgebieden is beperkt en in vele gevallen reeds uitgeput. Of de kaliumconcentraties op grotere diepte in de toekomst nog zullen toenemen kan uit de gegevens evenwel niet worden afgeleid.
- De kwaliteitsdoelstellingen voor nitraatstikstof onder bouwland op een diepte van 5-15 m-mv worden veelvuldig overschreden. De overschrijdingspercentages onder grasland (ca 10% van de waarnemingen) zijn op een diepte van 5-15 m-mv een factor 4 à 5 lager dan onder bouwland (ca. 50%). Onder natuur/bos wordt de kwaliteitsdoelstelling van $5,6 \text{ mg l}^{-1}$ door ca 20% van de waarnemingen overschreden.
- Opmerkelijk is dat onder grasland op een diepte van 5-15 m-mv lage concentraties aan nitraatstikstof worden aangetroffen terwijl uit andere studies blijkt dat de concentraties aan nitraatstikstof in de bovenste meter van het grondwater zeer hoog zijn. Het is nog onduidelijk aan welke processen deze verschillen moeten worden toegeschreven.
- De drinkwaternorm voor kalium wordt in het grondwater onder bouwland op zandgrond op een diepte van 5-15 m-mv veelvuldig overschreden (ca. 40% van de waarnemingen). In het grondwater onder grasland zijn de overschrijdingspercentages een factor 2 à 3 lager. De normoverschrijdingen van 15-30 m-mv zijn gering.
- De concentraties aan fosfaat vormen binnen het thema Vermesting geen bedreiging van de kwaliteit van het grondwater op de onderscheiden dieptetrajekten. De kwaliteitsdoelstelling uit het NMP voor zoet oppervlaktewater wordt met name in het grondwater onder grasland overschreden. Bij afstroming hiervan naar het oppervlaktewater wordt de kwaliteit ongunstig beïnvloed.

6.3 Verzuring zandgronden

6.3.1 Inleiding

Verzuring van het grondwater kan optreden door depositie op de bodem van naar de lucht geëmitteerde zwavel- en stikstofverbindingen. Ook vermisting levert een bijdrage aan de verzuring van het grondwater en wel door:

- het vrijkomen van zuur bij denitrificatie van uitgespoeld nitraat door in de ondergrond aanwezige pyrietvoorkomens of organische koolstof.
- verdringing van de H⁺-ionen uit de vaste bodemmatrix door de positief geladen ionen die aanwezig zijn in de mestvloeistof.

De verzuring van het grondwater weerspiegelt zich in de zuurgraad (pH-waarde) van het grondwater, de concentraties aan sulfaat en nitraat, de mobilisatie van aluminium uit de vaste bodemmatrix en verhoogde oplosbaarheid van een aantal zware metalen.

Onder het thema Verzuring wordt aandacht geschonken aan de pH en het vóórkomen van sulfaat (SO₄) en aluminium (Al) in het grondwater (nitraatstikstof is reeds onder Vermesting behandeld). Het aantal analyseresultaten per bodemgebruikstype is gelijk aan het aantal dat bij het thema Vermesting beschikbaar is (zie paragraaf 6.2.1).

6.3.2 Sulfaat (SO₄) in het grondwater

Bouwland op zandgrond

Een van de oorzaken voor verhoogde concentraties aan sulfaat in het grondwater onder bouwland op

zandgrond is, naast de atmosferische depositie, het gebruik van kunstmest.

De analyseresultaten van sulfaat in het grondwater onder bouwland op zandgrond zijn gegeven in de *Figuren 6.32 en 6.33*. De minimumconcentratie op beide nivo's is 0,19 mg l⁻¹; de maximumconcentratie is 182 resp. 246 mg l⁻¹. De gemiddelde concentratie aan sulfaat op nivo1 bedraagt 70 en op nivo2 67 mg l⁻¹. De normwaarde voor sulfaat die in de figuren is aangegeven betreft de waarde van 150 mg l⁻¹ afkomstig uit het Waterleidingbesluit.

Grasland op zandgrond

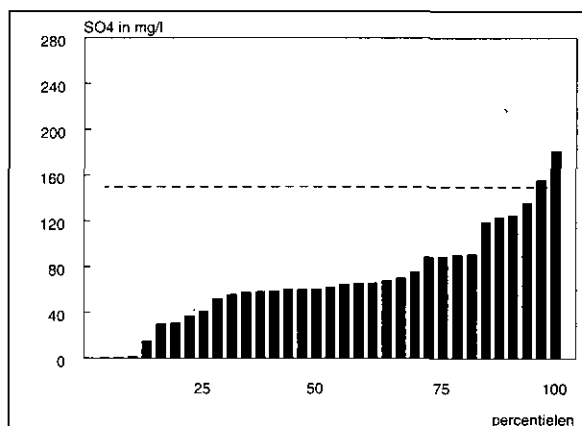
Voor grasland geldt ten aanzien van de oorzaken van de verhoogde sulfaatconcentraties hetzelfde als voor bouwland. Opmerkelijk is dat de concentraties in het grondwater op nivo2 onder bouwland van vergelijkbare grootte zijn als op nivo1 terwijl dit onder grasland niet het geval is. Hier nemen de concentraties af met toenemende diepte. Waarschijnlijk is de oorzaak hiervan, zoals ook bij nitraatstikstof en fosfaat is aangegeven, de meer anaerobe toestand van het grondwater onder grasland op grotere diepte waardoor sulfaatreductie kan optreden.

De analyseresultaten zijn weergegeven in *Figuur 6.34* voor nivo1 en in *Figuur 6.35* voor nivo2. De minimumconcentratie is op beide nivo's 0,19 mg l⁻¹; de maximumconcentratie bedraagt 260 resp. 256 mg l⁻¹. De gemiddelde concentratie op nivo1 is 57 mg l⁻¹ en op nivo2 32 mg l⁻¹.

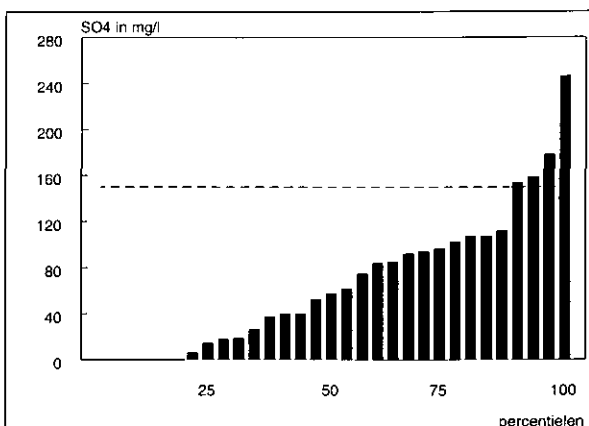
Natuur/bos op zandgrond

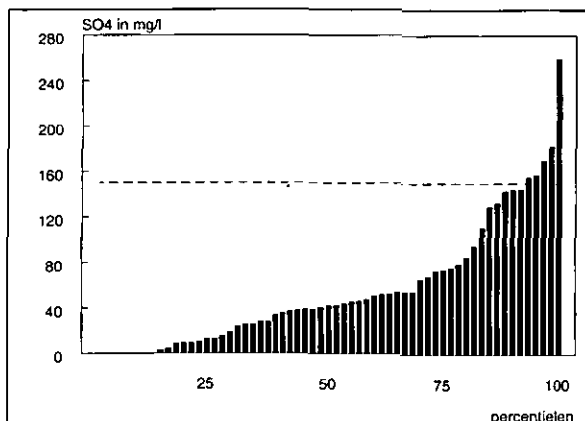
De relatief lage concentraties aan sulfaat in het grondwater in gebieden met natuur/bos zijn alleen te relateren aan atmosferische deposities. De concentratie die van nature kan worden verwacht (20-25 mg l⁻¹) wordt

Figuur 6.32: Sulfaat in het zoete grondwater (Cl <200 mg l⁻¹), bouwland op zandgrond, LMG 1991, nivo1.

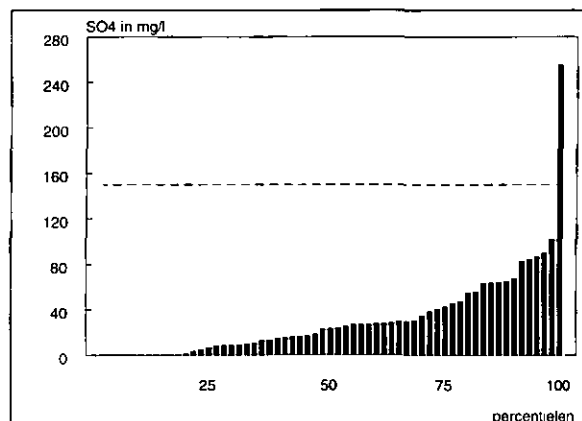


Figuur 6.33: Sulfaat in het zoete grondwater (Cl <200 mg l⁻¹), bouwland op zandgrond, LMG 1991, nivo2.





Figuur 6.34: Sulfaat in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹), grasland op zandgrond, LMG 1991, nivo1.



Figuur 6.35: Sulfaat in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹), grasland op zandgrond, LMG 1991, nivo2.

in een aantal gevallen overschreden als gevolg van interceptie en/of indamping.

De analysesresultaten zijn weergegeven in *Figuur 6.36 en 6.37*. De minimumwaarden van sulfaat in het grondwater onder natuur/bos op zandgrond is op nivo1 7,3 mg l⁻¹ en op nivo2 0,19 mg l⁻¹; de maximumwaarde bedraagt 99 resp. 78 mg l⁻¹. De gemiddelde concentratie aan sulfaat op nivo1 is 38 en op nivo2 28 mg l⁻¹.

6.3.3 Aluminium (Al) in het grondwater

Bouwland op zandgrond

De H⁺-ionen die door de verzuring vrijkomen reageren met de vaste bodembestanddelen waarbij onder andere aluminium uit de vaste bodemmatrix kan vrijkomen en naar het grondwater uitspoelen. De concentraties die onder bouwland zijn waargenomen zijn

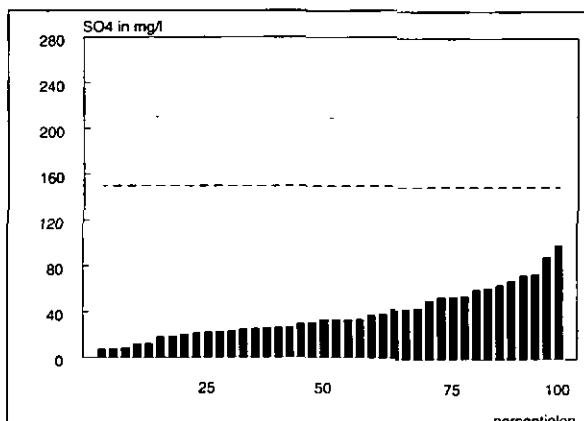
van vergelijkbare grootte als onder gebieden met natuur/bos (zie eveneens de paragraaf over de pH-waarde en aluminium).

De waarnemingen van aluminium zijn weergegeven in *Figuur 6.38* voor nivo1 en in *Figuur 6.39* voor nivo2. Voor aluminium is de drinkwaternorm van 200 µg l⁻¹ gehanteerd. De minimumconcentratie aan aluminium is op beide nivo's 13,5 µg l⁻¹ (onderste analysegrens); de maximumconcentratie bedraagt 13436 resp. 6977 µg l⁻¹. De gemiddelde waarden zijn 1235 op nivo1 en 279 µg l⁻¹ op nivo2.

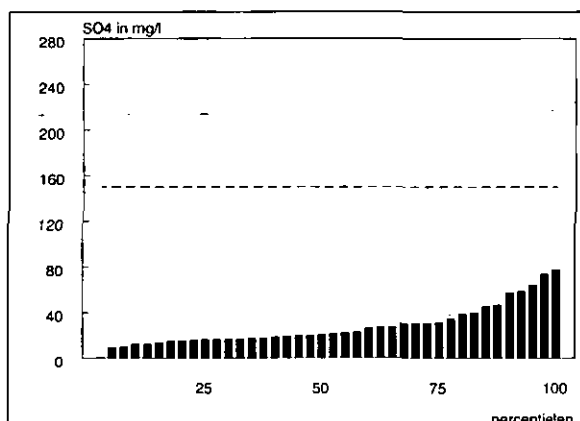
Grasland op zandgrond

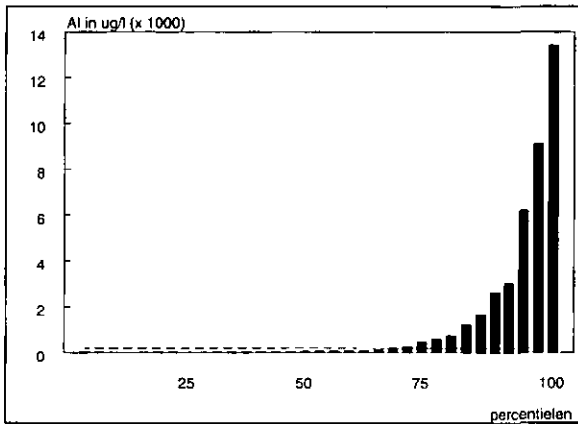
In de *Figuren 6.40 en 6.41* zijn de waarnemingen weergegeven. De minimumconcentratie op beide nivo's is 13,5 µg l⁻¹; de maximumwaarde bedraagt 1922 resp. 2011 µg l⁻¹. De gemiddelde concentratie aan aluminium in het grondwater onder grasland op zandgrond op nivo1 is 153 µg l⁻¹ en op nivo2 78 µg l⁻¹.

Figuur 6.36: Sulfaat in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹), natuur/bos op zandgrond, LMG 1991, nivo1.

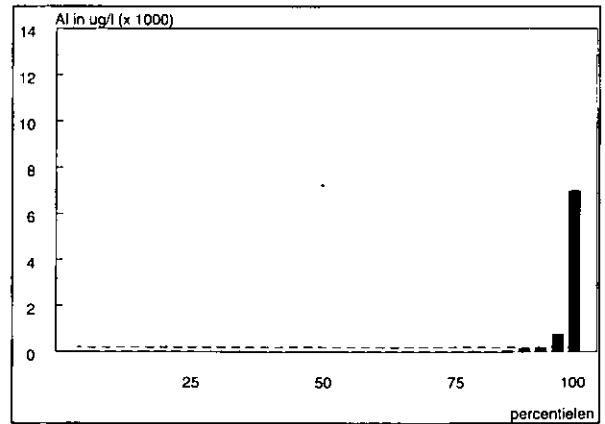


Figuur 6.37: Sulfaat in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹), natuur/bos op zandgrond, LMG 1991, nivo2.





Figuur 6.38: Aluminium in het zoete grondwater (Cl <200 mg l⁻¹), bouwland op zandgrond, LMG 1991, nivo1.



Figuur 6.39: Aluminium in het zoete grondwater (Cl <200 mg l⁻¹), bouwland op zandgrond, LMG 1991, nivo2.

Natuur/bos op zandgrond

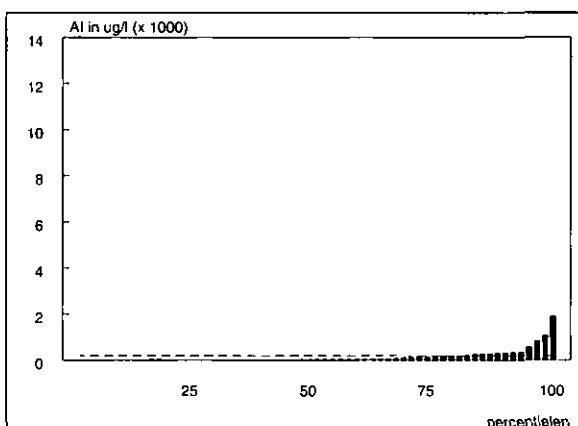
De waarnemingen zijn aangegeven in de Figuren 6.42 en 6.43. De minimum-concentratie op nivo1 is 16,7 en op nivo2 13,5 $\mu\text{g l}^{-1}$; de maximumconcentratie bedraagt 12624 resp. 13850 $\mu\text{g l}^{-1}$. De gemiddelde concentratie aan aluminium in het grondwater op nivo1 onder natuur/bos op zandgrond is 1241 $\mu\text{g l}^{-1}$ en op nivo2 404 $\mu\text{g l}^{-1}$.

6.3.4 De zuurgraad (pH) van het grondwater

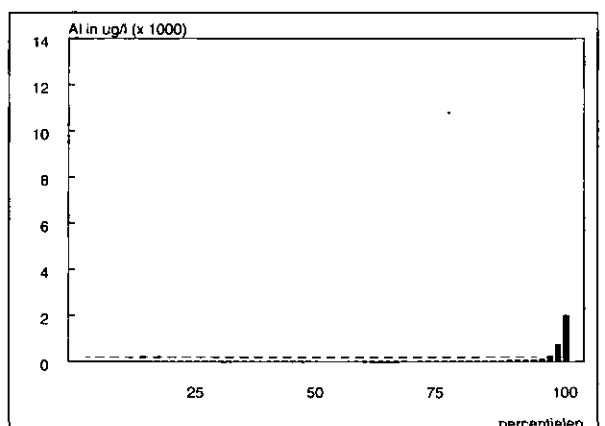
De beschikbare waarden van de pH in 1991 zijn hoofdzakelijk bepalingen die in het laboratorium zijn uitgevoerd. Uit onderzoek is evenwel gebleken, dat een aantal laboratoriumbepalingen voor met name het filtertraject van 15-30 m-mv niet representatief is voor de veldsituatie. Onderweg naar het laboratorium

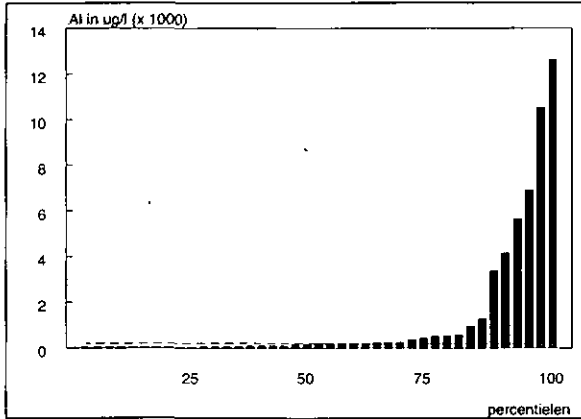
kunnen enkele processen (oxidatie en ontgassing) de pH beïnvloeden. Het betreft vooral verzurende processen die in dit kader van belang zijn, met name in anaerobe monsters met een hoog gehalte aan opgelost (2-waardig) ijzer. Ten gevolge van toetreding van zuurstof na monsterneming treedt oxidatie op van ijzer, dat gepaard gaat met verzuring van het monster. Zelfs dalingen van de pH van 6 (veldmeting) naar 3 (meting in het laboratorium) zijn waargenomen. Figuur 6.44 geeft voor de meetpunten van het LMG in 1990, toen de pH zowel in-situ (in het filter) als in het laboratorium is gemeten, het verschil weer tussen de in-situmeting en de meting in het laboratorium. Meetpunten die volgens de bepaling in het laboratorium in de pH-klasse 3 tot 4 en 4 tot 5 liggen zijn bij de in-situwaarden opgeschoven naar de klasse 5 tot 6. Om bovenstaande redenen wordt in het navolgende primair aandacht geschonken aan de zuurgraad van het grondwater op nivo1 (5-15 m-mv). Vanaf 1992 wordt de pH structureel in de filters van elk meetpunt in-situ waargenomen zodat in de toe-

Figuur 6.40: Aluminium in het zoete grondwater (Cl <200 mg l⁻¹), grasland op zandgrond, LMG 1991, nivo1.

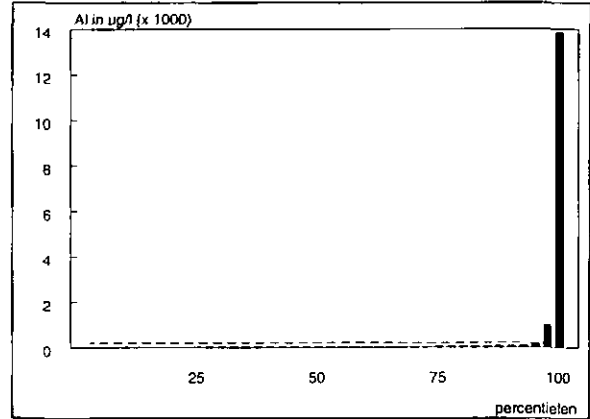


Figuur 6.41: Aluminium in het zoete grondwater (Cl <200 mg l⁻¹), grasland op zandgrond, LMG 1991, nivo2.





Figuur 6.42: Aluminium in het zoete grondwater ($Cl < 200 \text{ mg l}^{-1}$), natuur/bos op zandgrond, LMG 1991, nivo1.



Figuur 6.43: Aluminium in het zoete grondwater ($Cl < 200 \text{ mg l}^{-1}$), natuur/bos op zandgrond, LMG 1991, nivo2.

komt ook in-situ pH-waarnemingen op een diepte van 15-30 m-mv beschikbaar zijn. De percentielwaarden voor de onderscheiden bodemgebruikstypen zijn gegeven in Tabel 6.1.

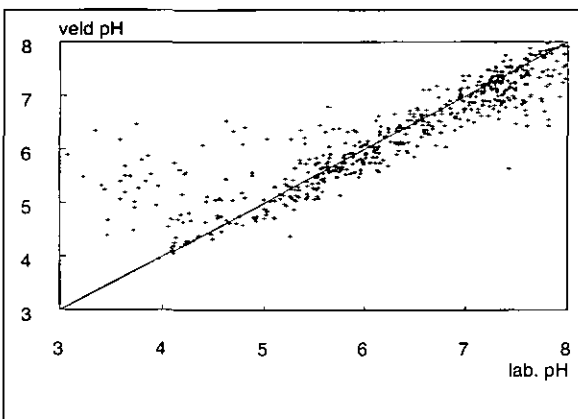
6.3.5 Gemiddelde concentraties en toetsing aan normen

Sulfaat

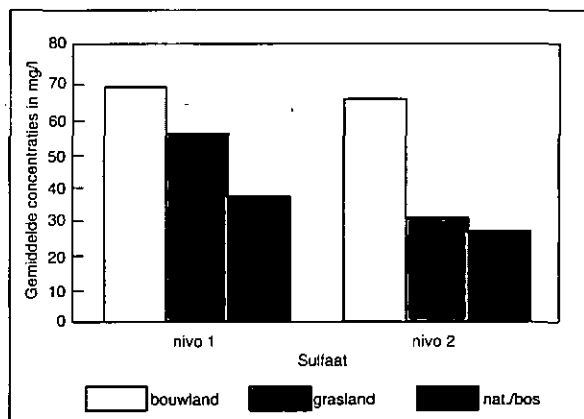
In Figuur 6.45 zijn de gemiddelde concentraties aan sulfaat in het grondwater weergegeven. De dieptetrajekten en de bodemgebruikstypen zijn daarbij onderscheiden. De gemiddelde concentraties zijn duidelijk verhoogd, ervan uitgaande dat door atmosferische depositie in het grondwater onder zandgronden ca 25 mg l^{-1} sulfaat voorkomt. Processen die een rol kunnen spelen bij het vóórkomen van sulfaat in het

grondwater zijn de oxidatie van pyriet waardoor concentraties kunnen toenemen en reducerende processen waardoor concentraties kunnen afnemen. In het algemeen zijn deze processen in het ondiepe grondwater in zandgebieden minder relevant dan in gebieden met klei/veen. De hoogste waarden worden aangetroffen onder bouwland zowel op nivo 1 als op nivo2 (70 resp. 67 mg l^{-1}). De diepteratio voor sulfaat onder bouwland op zandgrond bedraagt ca 95% hetgeen overeenkomt met de ratio voor chloride (zie ook par. 6.2.5). Deze overeenkomst betekent, dat de concentraties aan sulfaat onder bouwland op zandgrond op nivo2, afgezien van pyriet-oxidatie en reducerende processen, niet verder zullen toenemen. De concentraties onder grasland en natuur/bos op een diepte van 5-15 m-mv zijn eveneens duidelijk verhoogd (ca 2 maal de natuurlijke concentratie). Op diepten van 15-30 m-mv zijn de concentraties vrij normaal (ongeveer de natuurlijke waarde van 25 mg l^{-1}). De diepteratio's voor sulfaat onder grasland en natuur/bos (ca 55% voor beide bodemgebruikstypen) geven in ver-

Figuur 6.44: Vergelijking van in het laboratorium bepaalde pH-waarden en waarden die in het veld (in het filter) zijn gemeten, LMG 1990, nivo2.



Figuur 6.45: Gemiddelde concentratie (mg l^{-1}) aan sulfaat in het zoete grondwater onder bouwland, grasland en natuur/bos op zandgrond, LMG 1991, nivo1 en nivo2.



Tabel 6.1: Percentielwaarden en gemiddelde pH-waarden van het grondwater op nivo1 onder bouwland, grasland en natuur/bos op zandgrond gebaseerd op laboratorium bepalingen in 1991

bodemege- bruikstype en traject	percentielen									
	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	gem.
Bouwland										
5-15	4,1	4,3	5,2	5,3	5,5	6,0	6,1	6,5	7,4	5,7
Grasland										
5-15	5,3	5,8	6,1	6,4	6,7	7,1	7,2	7,2	7,4	6,6
Natuur/bos										
5-15	4,1	4,6	4,9	5,0	5,3	5,6	6,2	6,9	7,4	5,7

gelijking met de ratio's voor chloride (80% resp. 100%) aan, dat mogelijk nog sulfaatfronten onderweg zijn en dat de concentraties op nivo2 in de toekomst nog enigszins zullen toenemen. Bij de gemiddelde waarde van sulfaat onder natuur/bos moet evenwel rekening worden gehouden met de waargenomen maximumconcentratie van 611 mg l^{-1} (mogelijke uitschieter). Zonder rekening te houden met de maximumconcentratie van 611 mg l^{-1} bedraagt het gemiddelde ca 35 mg l^{-1} en de dieperatio op ca 80%.

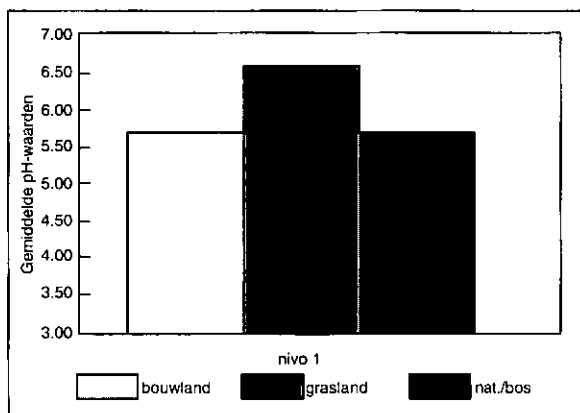
De pH-waarde en aluminium

Uit de literatuur is bekend dat aluminium in de bodem minder mobiel is bij hogere pH-waarden en mobieler bij een lagere. Tabel 6.2 geeft een indruk van de Al/pH-relatie voor de individuele waarnemingen in het grondwater tussen 5-15 m-mv. De relatie van de mobiliteit van aluminium in het grondwater met de pH

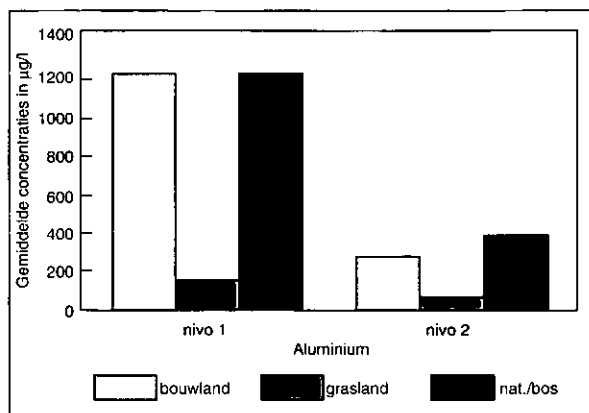
wordt door de gegevens van Tabel 6.2 bevestigd. Zie hiervoor bijvoorbeeld het bodemgebruikstype grasland waar relatief weinig lage pH-waarden voorkomen en relatief veel lage aluminium waarden.

De gemiddelde waarden van de pH van het grondwater op een diepte van 5-15 m-mv onder de onderscheiden bodemgebruikstypen zijn weergegeven in Figuur 6.46. In Figuur 6.47 zijn de gemiddelde concentraties aan aluminium weergegeven. De gemiddelde concentratie aan aluminium is onder grasland het laagste bij de gemiddeld hoogste pH-waarde terwijl onder bouwland en natuur/bos de hoogste gemiddelde waarden voorkomen bij de gemiddeld laagste pH-waarden. Dit gedrag volgt ook uit de individuele waarnemingen. Opmerkelijk is dat de gemiddelde concentratie aan aluminium op nivo1 onder bouwland en natuur/bos praktisch even hoog is (ca $1240 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$) en dat de gemiddelde pH-waarde in het grondwater onder beide bodemgebruikstypen eveneens van gelijke grootte is (pH=5,7).

Figuur 6.46: Gemiddelde pH-waarde van het zoete grondwater onder bouwland, grasland en natuur/bos op zandgrond, LMG 1991, nivo1.



Figuur 6.47: Gemiddelde concentratie ($\mu\text{g l}^{-1}$) aan aluminium in het zoete grondwater onder bouwland, grasland en natuur/bos op zandgrond, LMG 1991, nivo1 en nivo2.



Tabel 6.2: Percentage van het totale aantal waarnemingen in 1991 tussen 5-15 m-mv per bodemgebruikstype in een bepaalde pH- en Al-klasse (Al in $\mu\text{g l}^{-1}$ waarbij de laagste waarde de onderste analysegrens voorstelt).

	percentage							
	pH-klasse				Al-klasse			
	4<pH<5	5<pH<6	6<pH<7	7<pH	13<Al<50	50<Al<200	200<Al<1000	1000<Al
bouwland	23	35	17	21	35	26	17	20
grasland	5	18	32	45	58	23	16	3
nat./bos	26	31	14	24	31	21	31	16

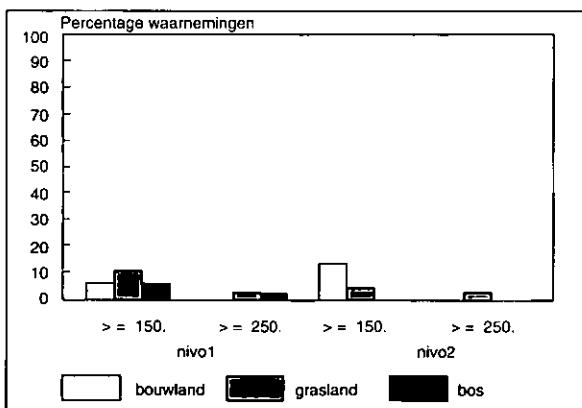
Op een diepte van 15-30 m-mv zijn de aluminium-concentraties beduidend lager dan op 5-15 m-mv. De diepteratio's van aluminium in het grondwater onder bouwland, grasland en natuur/bos bedragen 22%, resp. 50% en 32%. Alhoewel voor de waarnemingen van aluminium rekening moet worden gehouden met uitschieters waardoor de gemiddelde waarden niet geheel representatief kunnen zijn, leert de vergelijking met de ratio's voor chloride (95%, resp. 80% en 100%) dat de concentraties op een diepte van 15-30 m-mv in de toekomst nog aanzienlijk kunnen toenemen. De buffercapaciteit van de diepere ondergrond tegen verzuring is hierbij van belang.

6.3.6 Toetsing aan normen

Sulfaat

Voor sulfaat zijn twee normwaarden onderscheiden, te weten 150 mg l^{-1} (streefwaarde en drinkwaternorm)

Figuur 6.48: Percentage waarnemingen dat de normwaarden voor sulfaat (150 en 250 mg l^{-1}) overschrijdt onder bouwland, grasland en natuur/bos op zandgrond, LMG 1991, nivo1 en nivo2.

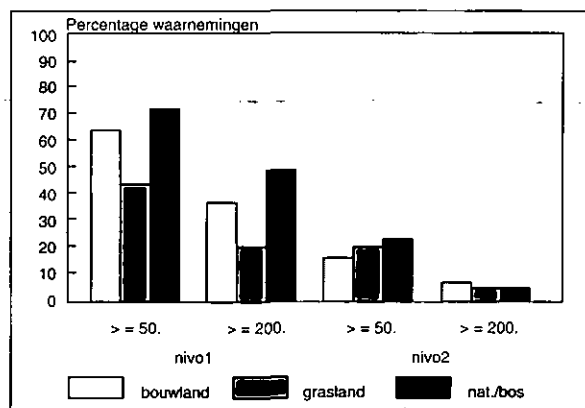


en 250 mg l^{-1} (EG-drinkwaterrichtlijn). In *Figuur 6.48* is het aantal waarden dat een bepaalde normwaarde overschrijdt, weergegeven in percentages van het totale aantal waarnemingen op het betreffend nivo. De normwaarde voor sulfaat van 150 mg l^{-1} wordt door minder dan 10% van de waarnemingen overschreden. De maximaal toelaatbare concentratie uit de drinkwaterrichtlijn (250 mg l^{-1}) wordt onder bouwland niet overschreden en onder grasland en bos door ca 2% van de waarnemingen. Op een diepte van 15-30 m-mv (nivo2) zijn de concentraties van ca 10% van de waarnemingen van sulfaat in het grondwater onder bouwland hoger dan de normwaarde van 150 mg l^{-1} en onder grasland ca 5%. De normwaarde van 250 mg l^{-1} wordt op nivo2 onder grasland door ca 2% van de waarnemingen overschreden en onder bouwland en natuur/bos in het geheel niet.

Aluminium

Voor aluminium zijn twee waarden beschouwd: 50 en 200 $\mu\text{g l}^{-1}$. Deze waarden zijn afkomstig uit de EG-

Figuur 6.49: Percentage waarnemingen dat de normwaarden voor aluminium (50 en 200 mg l^{-1}) overschrijdt onder bouwland, grasland en natuur/bos op zandgrond, LMG 1991, nivo1 en nivo2.



drinkwaterrichtlijn (richtnivo en max. toelaatbare concentratie) en het Waterleidingbesluit. De percentages normoverschrijdingen voor aluminium op nivo1 en 2 zijn gegeven in *Figuur 6.49*. De normwaarden voor aluminium worden onder natuur/bos en bouwland maar ook in het grondwater onder grasland in aanzienlijke mate overschreden. De hoge overschrijdingspercentages van beide normwaarden onder het bodemgebruikstype natuur/bos zijn conform de verwachtingen. Zeker op een diepte van 5-15 m-mv zijn de overschrijdingspercentages in het grondwater onder bouwland en grasland hoog te noemen. De lokaties van de meetpunten met normoverschrijdingen volgen uit *Bijlage 1*.

6.3.7 Conclusies voor het thema 'Verzuring'

- De concentraties aan sulfaat in het grondwater onder bouwland op zandgrond zijn het hoogste. De gemiddelde concentratie bedraagt op beide nivos ca 70 mg l⁻¹. Ook onder grasland (57 resp. 32 mg l⁻¹) en natuur/bos (38 en 28 mg l⁻¹) zijn de gemiddelde waarden vrij hoog. Er is nagenoeg geen overschrijding van het EG-richtnivo voor drinkwater.
- De concentraties aan aluminium onder bouwland en natuur/bos zijn hoog. Gemiddeld bedraagt de concentratie op nivo1 voor beide bodemgebruikstypen ca 1240 µg l⁻¹; op nivo2 voor bouwland resp. natuur/bos 280 en ca 400 µg l⁻¹. Overschrijding van de normwaarde van 200 µg l⁻¹ gebeurt, afhankelijk van het bodemgebruikstype, in 20 tot 50% van de waarnemingen op nivo1.
- Voor zowel sulfaat als aluminium is er een relatie met de diepte. Met name onder grasland en natuur/bos nemen de concentraties af met toenemende diepte. De diepteratio's van sulfaat onder bouwland, grasland en natuur/bos bedragen resp. 95%, 55% en 55%. Voor aluminium zijn de diepteratio's vastgesteld op resp. 22%, 50% en 32%. Vergelijking van de diepteratio's van sulfaat en aluminium met de ratio's voor chloride (resp. 95%, 80% en 100%) leert dat de concentraties op een diepte van 15-30 m-mv in de toekomst nog kunnen toenemen als gevolg van sulfaat- en aluminiumfronten die nog onderweg zijn. Een termijn waarop dit kan plaatsvinden, kan uit deze cijfers niet worden afgeleid.
- De concentraties aan aluminium onder de bodemgebruikstypen die zijn beschouwd, zijn sterk gerelateerd aan de pH van het grondwater. Overeenkomstig de verwachting zijn in het grondwater onder grasland met de hoogste gemiddelde pH de laagste concentraties aan aluminium aangetroffen en onder bouwland en natuur/bos met relatief lage gemiddelde pH-waarden hoge concentraties.

6.4 Verspreiding zandgronden

6.4.1 Inleiding

Met het bemesten van landbouwgronden komen niet alleen voedingsstoffen zoals fosfor, stikstof en kalium, maar ook micro-nutriënten, zoals zware metalen, op de bodem terecht. Verder worden door de industrie en het verkeer, onder andere ten gevolge van het gebruik van fossiele brandstoffen, zware metalen in de lucht gebracht. Deze dragen via atmosferische depositie bij aan de belasting van de bodem met metalen. Overigens komen van nature ook zware metalen voor in de vaste ondergrond, in evenwicht met de waterfase.

Zware metalen accumuleren in de bodem in het algemeen sterk door binding aan bodemdeeltjes. Een relatief beperkt deel kan met het bodemvocht uitspoelen naar het grondwater. Hierbij is de zuurgraad van het grondwater van meer belang dan het bodemgebruik.

In het thema 'Verspreiding' wordt het vóórkomen besproken van een aantal zware metalen en het metaloïde arseen. Achtereenvolgens wordt ingegaan op arseen (As), barium (Ba), cadmium (Cd), chroom (Cr), koper (Cu), lood (Pb), nikkel (Ni) en zink (Zn).

Behalve aan de bodemgebruikstypen bouwland, grasland en natuur/bos op zandgrond, zal ook aandacht worden geschonken aan het bodemgebruikstype bebouwing.

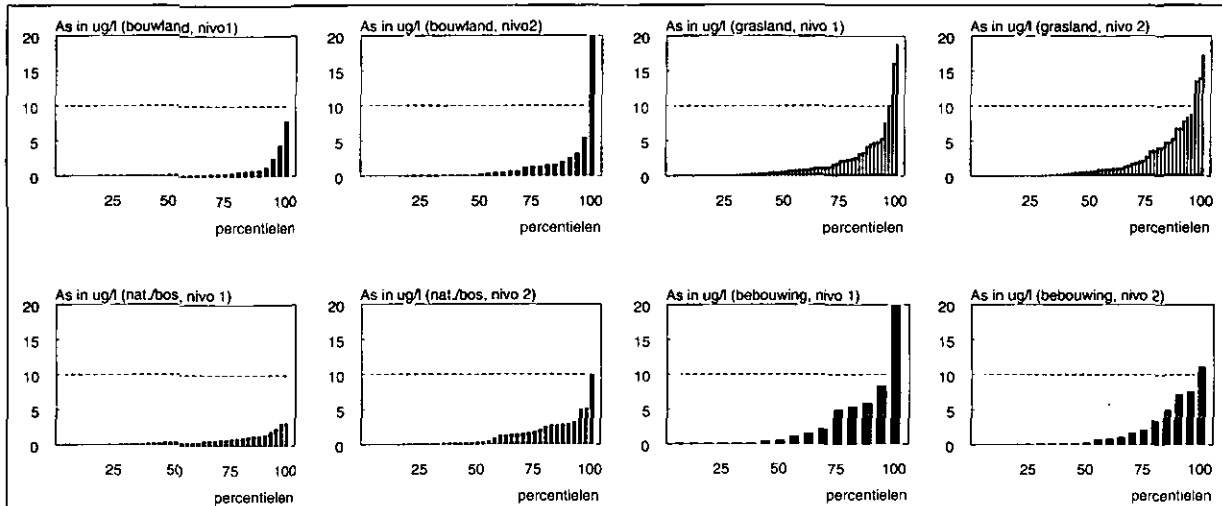
Het aantal analyseresultaten dat beschikbaar is voor de selecties bouwland, grasland en natuur/bos op zandgrond is reeds gegeven in paragraaf 6.2.1. Voor het bodemgebruikstype bebouwing zijn van het grondwater tussen 5-15 m-mv (nivo1) 16 analyses beschikbaar en van het traject van 15-30 m-mv (nivo2) 20 analyses.

Het vóórkomen van bestrijdingsmiddelen in het grondwater valt eveneens onder het thema Verspreiding. Aan deze stoffen is in hoofdstukken 4 en 5 aandacht gegeven.

6.4.2 Arseen, barium, cadmium, chroom, koper, lood, nikkel en zink in het grondwater

Arseen

De belasting van de bodem met arseen in gebieden met bouwland en grasland is afkomstig van atmosferische depositie (ca 40%) en uit dierlijke mest en



Figuur 6.50: Arseen in het zoete grondwater ($Cl < 200 \text{ mg l}^{-1}$) onder bouwland, grasland, natuur/bos en bebouwing op zandgrond, LMG 1991, nivo 1 en nivo 2.

kunstmest (ca 60%). Het vóórkomen in het grondwater wordt primair bepaald door de mate van anacrobie (redoxpotentiaal) en in mindere mate door de pH.

De relatief hoge concentraties die zijn waargenomen in het grondwater in gebieden met grasland zijn gerelateerd aan de relatief hoge pH; arseen is positief gecorreleerd met de pH (zie ook *Figuur 6.46* en *Tabel 6.1*). De concentraties nemen toe met toenemende diepte behalve in gebieden met bebouwing. Dit kan betekenen, dat de belasting niet maatgevend is voor de concentraties die zijn waargenomen en dat arseen van nature in het grondwater voorkomt.

De waarnemingen van arseen zijn van lage naar hoge concentraties (cumulatief frequentiediagram) weergegeven in *Figuur 6.50* samen met de streefwaarde van $10 \mu\text{g l}^{-1}$. Bij de waarnemingen zitten enkele zogenoemde uitschieters die wegens de gebruikte verdeling van de verticale as (max. $20 \mu\text{g l}^{-1}$) niet uit de figuren blijken. De hoogste concentratie op nivo 2 in het grondwater onder bouwland bedraagt niet 20, zoals uit de figuur zou volgen, maar $121 \mu\text{g l}^{-1}$ en de hoogste waarde op nivo 1 onder gebieden met bebouwing is $127 \mu\text{g l}^{-1}$ en niet $20 \mu\text{g l}^{-1}$. Dergelijke hoge waarden beïnvloeden de gemiddelde concentratie op het betreffende nivo sterk. De gemiddelde concentratie op nivo 2 onder bouwland zou zonder de maximum concentratie van $121 \mu\text{g l}^{-1}$ ca $0,7 \mu\text{g l}^{-1}$ bedragen in plaats van $4,7 \mu\text{g l}^{-1}$ en op nivo 1 onder bebouwde gebieden $2 \mu\text{g l}^{-1}$ in plaats van $9,9 \mu\text{g l}^{-1}$. Overigens zijn in de meetpunten waar bovengenoemde hoge waarden (121 en $127 \mu\text{g l}^{-1}$) in 1991 zijn waargenomen in 1990 vergelijkbare waarden gemeten (247 en $143 \mu\text{g l}^{-1}$).

Zoals uit *Figuur 6.50* blijkt, komen overschrijdingen van de streefwaarde voor arseen alleen voor

in het grondwater onder gebieden met grasland. Een enkele overschrijding bij de andere bodemgebruikstypen wordt veroorzaakt door uitschieters.

Barium

Barium kan van nature in vrij hoge concentraties voorkomen in het grondwater. Een relatie van de concentraties met de pH kan uit de meetnetgegevens niet worden afgeleid.

De waarnemingen van barium zijn weergegeven in *Figuur 6.51* samen met de drinkwaternorm van $500 \mu\text{g l}^{-1}$.

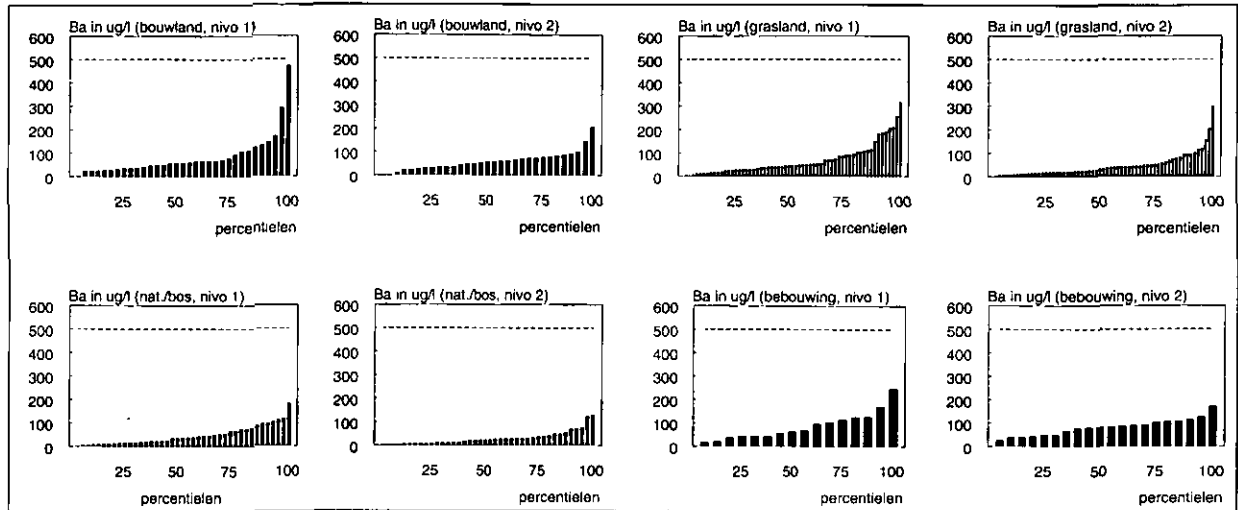
De drinkwaternorm wordt door geen enkele waarneming overschreden.

Cadmium

De belasting van de bodem met cadmium is voornamelijk toe te schrijven aan atmosferische depositie en het gebruik van dierlijke mest en kunstmest. Hiervan is de belasting via de mest de belangrijkste bron.

De hoogste concentraties zijn op nivo 1 waargenomen in gebieden met bouwland en natuur/bos. De pH-waarde hier is relatief laag; cadmium is negatief gecorreleerd met de pH (zie ook *Figuur 6.46* en *Tabel 6.2*).

De waarnemingen zijn weergegeven in *Figuur 6.52* alsmede de streefwaarde voor cadmium van $0,4 \mu\text{g l}^{-1}$. Overschrijdingen van de streefwaarde voor cadmium vinden vooral plaats in het grondwater onder bouwland en natuur/bos in het traject van 5-15 m-mv.



Figuur 6.51: Barium in het zoete grondwater ($Cl < 200 \text{ mg l}^{-1}$) onder bouwland, grasland, natuur/bos en bebouwing op zandgrond, LMG 1991, nivo1 en nivo2.

Chroom

De belasting van de bodem met chroom vindt plaats via atmosferische depositie en door het gebruik van mest. Een relatie van chroom met de pH-waarde is onduidelijk; de concentraties op de verschillende nivo's van de verschillende bodemgebruikstypen zijn van vergelijkbare grootte. Op nivo1 in gebieden met bouwland zijn naar verhouding de hoogste concentraties waargenomen.

In *Figuur 6.53* zijn de waarnemingen weergegeven. De streefwaarde die hierin is opgenomen bedraagt $1 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$.

Zoals uit *Figuur 6.53* blijkt wordt de streefwaarde voor chroom bij alle bodemgebruikstypen op elk nivo veelvuldig overschreden.

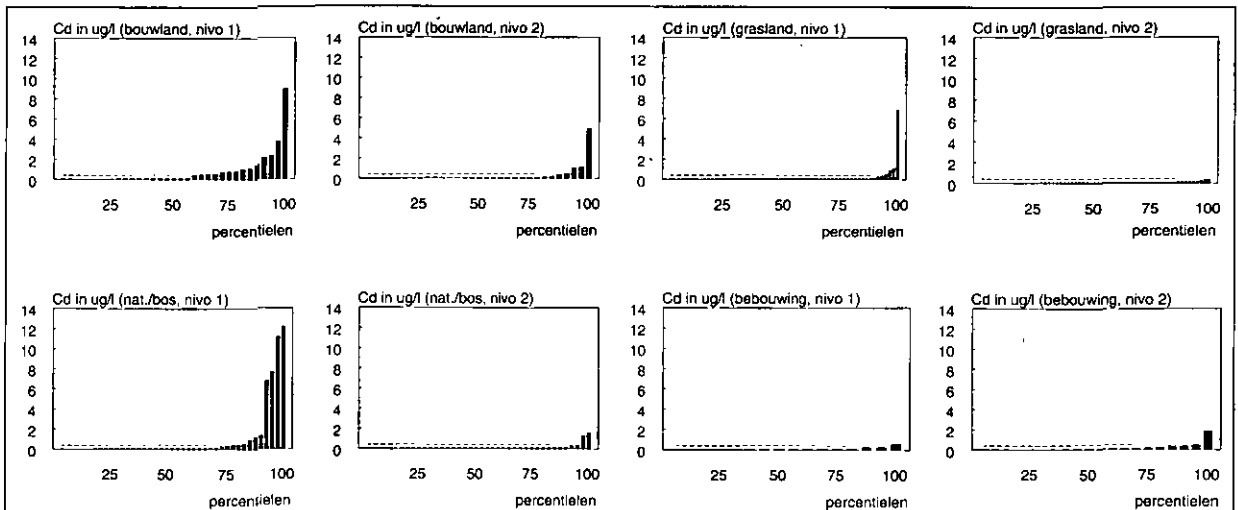
Koper

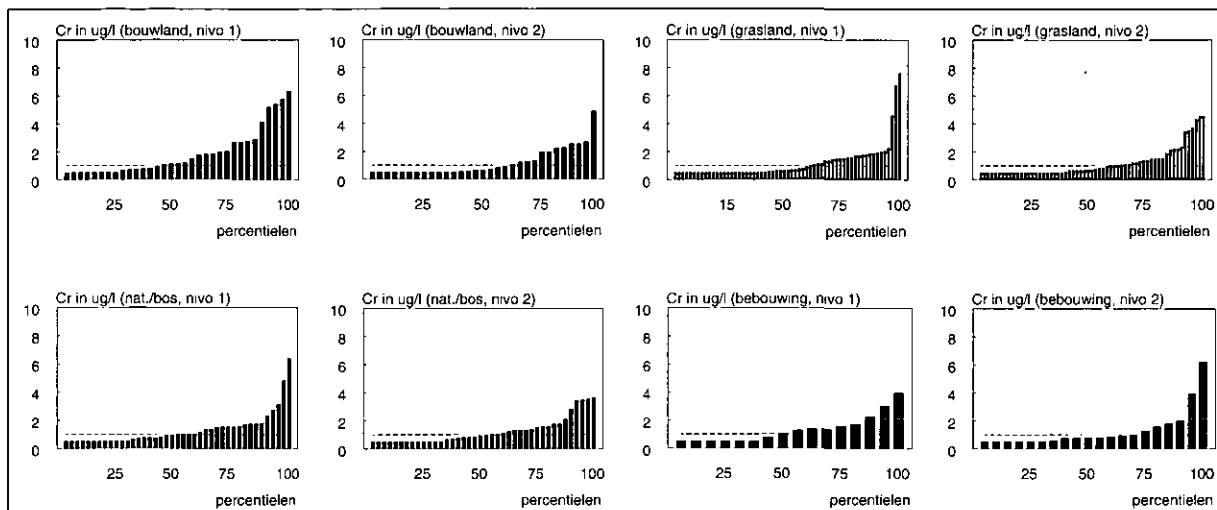
Ca 90% van de belasting van de bodem met koper is afkomstig uit dierlijke mest. In hoeverre de hogere concentraties die incidenteel zijn waargenomen kunnen worden gerelateerd aan de bodembelasting kan niet uit de cijfers worden afgeleid.

De waarnemingen zijn weergegeven in *Figuur 6.54*. De streefwaarde voor koper bedraagt $15 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$.

De concentraties aan koper in het grondwater zijn in het algemeen laag. De streefwaarde wordt slechts door enkele analysesresultaten overschreden (zie nivo1) in gebieden met bouwland, grasland en natuur/bos).

Figuur 6.52: Cadmium in het zoete grondwater ($Cl < 200 \text{ mg l}^{-1}$) onder bouwland, grasland, natuur/bos en bebouwing op zandgrond, LMG 1991, nivo1 en nivo2.





Figuur 6.53: Chroom in het zoete grondwater ($Cl < 200 \text{ mg l}^{-1}$) onder bouwland, grasland, natuur/bos en bebouwing op zandgrond, LMG 1991, nivo1 en nivo2.

Nikkel

De belangrijkste belasting van de bodem met nikkel vindt plaats via de atmosfeer. De concentraties die zijn waargenomen zijn sterk negatief gecorreleerd met de pH (zie nivo1 onder bouwland en natuur/bos); in grondwater met een relatief lage pH-waarde (zie ook Figuur 6.46 en Tabel 6.1) worden hogere concentraties aangetroffen.

De waarnemingen van nikkel zijn aangegeven in Figuur 6.55 samen met de streefwaarde voor nikkel van $15 \mu\text{g l}^{-1}$.

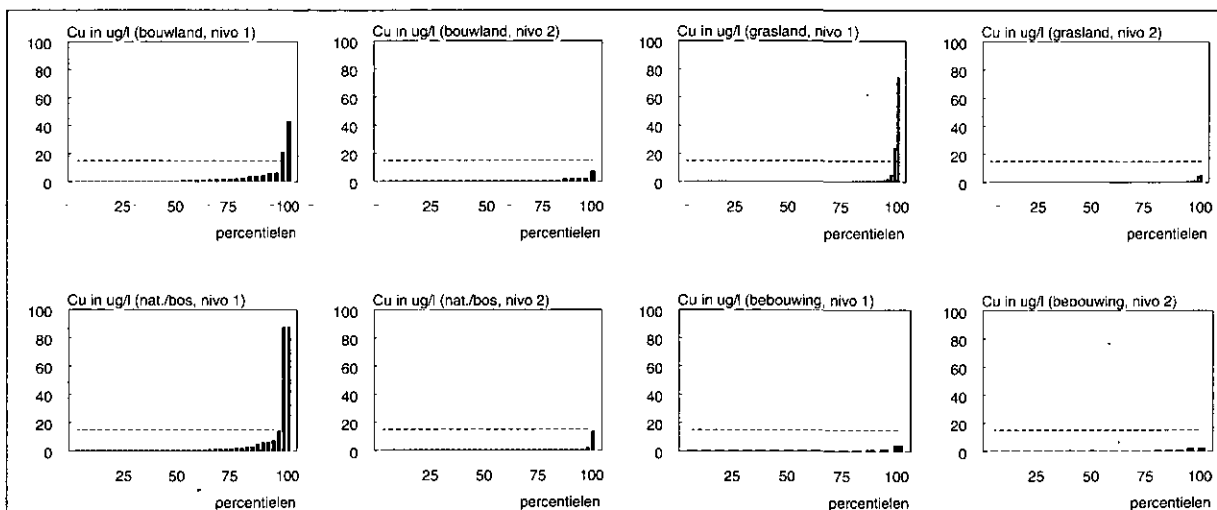
De streefwaarde wordt regelmatig overschreden. Met name in het grondwater onder bouwland en op nivo1 onder natuur/bos is dit het geval. Opgemerkt

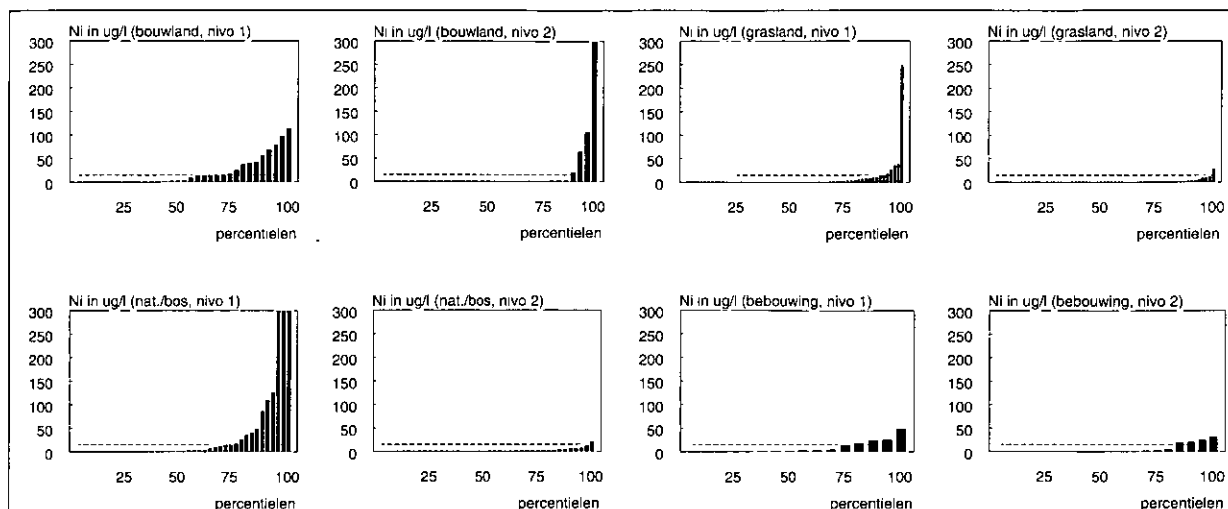
moet worden, dat enkele waarden tengevolge van de schaal die voor de concentraties is gehanteerd, niet goed zichtbaar zijn. De waarden van $260 \mu\text{g l}^{-1}$ op nivo2 in het grondwater in gebieden met bouwland bedraagt in feite $986 \mu\text{g l}^{-1}$ (in 1990: 904 mg l^{-1}) en de drie waarden van $260 \mu\text{g l}^{-1}$ op nivo1 onder natuur/bos bedragen in werkelijkheid 334 (in 1990: 26), 369 (in 1990: 362) en $3932 \mu\text{g l}^{-1}$ (in 1990: 7 mg l^{-1}).

Lood

Ook voor lood vindt de bodembelasting voor een belangrijk gedeelte plaats via de atmosfeer. Een relatie tussen de belasting en de concentraties die zijn waar-

Figuur 6.54: Koper in het zoete grondwater ($Cl < 200 \text{ mg l}^{-1}$) onder bouwland, grasland, natuur/bos en bebouwing op zandgrond, LMG 1991, nivo1 en nivo2





Figuur 6.55: Nikkel in het zoete grondwater ($Cl < 200 \text{ mg l}^{-1}$) onder bouwland, grasland, natuur/bos en bebouwing op zandgrond, LMG 1991, nivo1 en nivo2.

genomen kan niet uit deze gegevens worden afgeleid. De gevonden waarden zijn mogelijk mede van natuurlijke oorsprong.

De waarnemingen van lood zijn aangegeven in *Figuur 6.56*. De streefwaarde bedraagt $15 \mu\text{g l}^{-1}$.

De concentraties aan lood in het grondwater zijn laag en de streefwaarde wordt, behoudens enkele hoge waarden, nauwelijks overschreden.

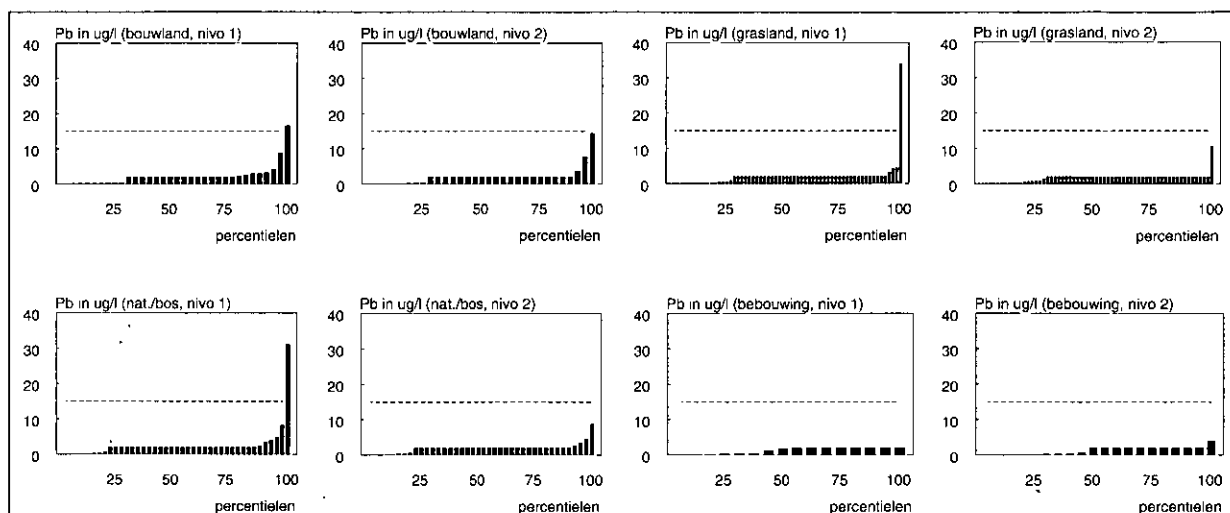
Zink

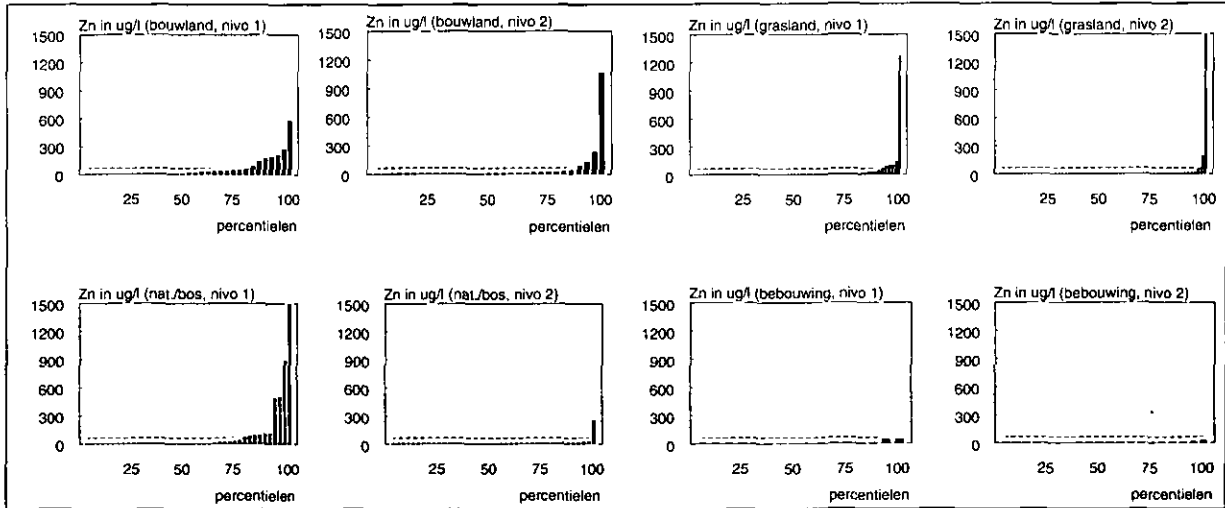
De bodembelasting met zink is voor een belangrijk deel afkomstig uit dierlijke mest en kunstmest maar

ook uit atmosferische depositie. Er bestaat een negatieve correlatie van de concentraties met de pH-waarde. De waarnemingen zijn weergegeven in *Figuur 6.57* samen met de streefwaarde voor zink van $65 \mu\text{g l}^{-1}$.

De maximumwaarde voor zink in het grondwater onder grasland op nivo2 van $2400 \mu\text{g l}^{-1}$ bedraagt in feite ca $2825 \mu\text{g l}^{-1}$ (in 1990:801) maar is ten gevolge van de gebruikte schaal voor de concentraties niet zichtbaar in *Figuur 6.57*. De maximale waarde in 1991 op nivo1 in gebieden met natuur/bos van $2224 \mu\text{g l}^{-1}$ bedroeg in 1990 $8 \mu\text{g l}^{-1}$. De streefwaarde van zink wordt op nivo1 in gebieden met bouwland en natuur/bos regelmatig overschreden.

Figuur 6.56: Lood in het zoete grondwater ($Cl < 200 \text{ mg l}^{-1}$) onder bouwland, grasland, natuur/bos en bebouwing op zandgrond, LMG 1991, nivo1 en nivo2.





Figuur 6.57: Zink in het zoete grondwater ($Cl < 200 \text{ mg l}^{-1}$) onder bouwland, grasland, natuur/bos en bebouwing op zandgrond, LMG 1991, nivo 1 en nivo 2.

6.4.3 Gemiddelde concentraties en toetsing aan normen

Gemiddelde concentraties

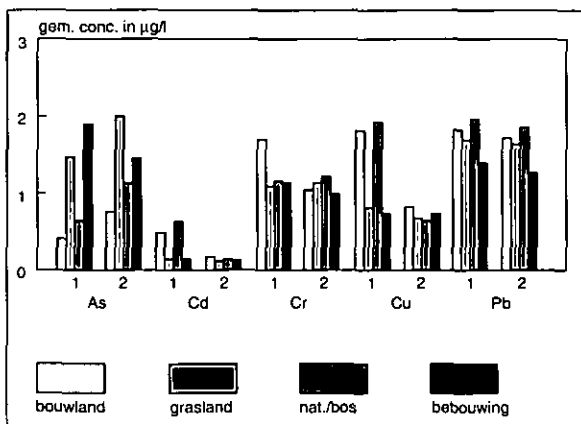
Zoals uit de cumulatieve frequentiediagrammen blijkt, worden de gemiddelde concentraties nogal eens beheerst door één of enkele hoge waarden.

Hierdoor ontstaat een vertekend beeld en om dit te voorkomen is gewerkt met zogenoemde 'trimmed means'. Deze werkwijze houdt in dat de twee laagste en de twee hoogste waarnemingen uit elke selectie worden verwijderd waarna de gemiddelde concentratie van de resterende waarden wordt berekend. De aldus berekende waarden voor arseen,

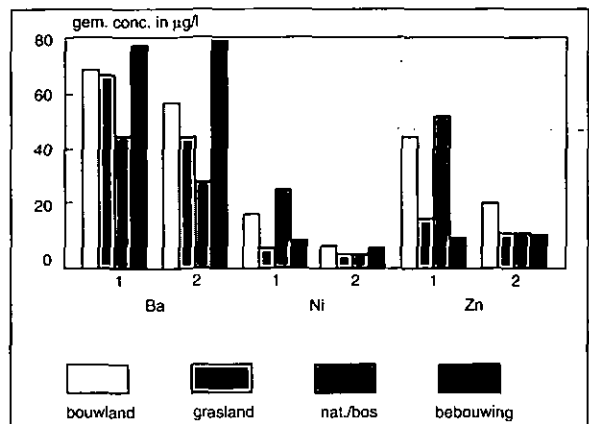
cadmium, chroom, koper en lood zijn weergegeven in Figuur 6.58 en voor barium, nikkel en zink in Figuur 6.59.

Zoals blijkt, zijn de gemiddelde waarden van arseen in grondwater met een hogere pH hoger (pH onder bouwland en natuur/bos is ca 5,7 tegen pH= ca 6,6 voor grasland en bebouwing). De concentraties aan cadmium, chroom, koper, (lood), nikkel en zink vertonen een negatieve correlatie; in het grondwater onder de bodemgebruikstypen met de laagste pH worden de hoogste concentraties aangetroffen. De gemiddelde concentraties van barium en chroom vertonen geen relatie met de pH. De conclusies over de betreffende stoffen veranderen overigens niet door de toepassing van 'trimmed means'.

Figuur 6.58: Gemiddelde concentratie (in $\mu\text{g l}^{-1}$) aan arseen, cadmium, chroom, koper en lood in het zoete grondwater onder bouwland, grasland, natuur/bos en bebouwing op zandgrond, LMG 1991, nivo 1 en nivo 2.



Figuur 6.59: Gemiddelde concentratie (in $\mu\text{g l}^{-1}$) aan barium, nikkel en zink in het zoete grondwater onder bouwland, grasland, natuur/bos en bebouwing op zandgrond, LMG 1991, nivo 1 en nivo 2.



Toetsing aan normen

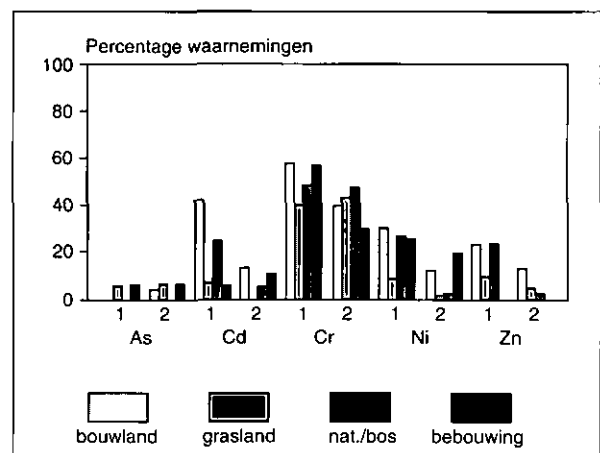
De waarnemingen die onder het thema verspreiding zijn behandeld, zijn getoetst aan de streefwaarden. Voor barium is de drinkwaternorm van 500 $\mu\text{g l}^{-1}$ aangehouden. Zoals in 4.2.1 is uiteengezet, kan voor metalen een overschatting plaatsvinden van de mate van overschrijding van de streefwaarden, doordat lokaal van nature reeds hogere concentraties kunnen voorkomen dan de streefwaarden. In dat geval fungeert de natuurlijke concentratie feitelijk als de streefwaarde. Een duidelijk voorbeeld hiervoor is chroom. De normwaarde voor barium wordt door de waarnemingen niet overschreden. De streefwaarde van koper ($15 \mu\text{g l}^{-1}$) wordt door enkele waarnemingen overschreden en van lood ($15 \mu\text{g l}^{-1}$) door een enkele uitschieter. De toetsing van de resterende stoffen wordt in deze paragraaf verder uitgewerkt. Hiervoor is het aantal waarnemingen dat de betreffende streefwaarde overschrijdt, uitgedrukt in een percentage van het totale aantal. In *Figuur 6.60* zijn deze percentages weergegeven voor arseen, cadmium, chroom, nikkel en zink. Hierbij worden het dieptetraject (5-15 m-mv=1 en 15-30 m-mv=2) onderscheiden. Zoals blijkt wordt de streefwaarde voor arseen van $10 \mu\text{g l}^{-1}$ zowel op nivo1 als op nivo2 door minder dan 10% van de waarnemingen overschreden. Voor cadmium zijn met name op nivo1 in het grondwater onder bouwland en natuur/bos overschrijdingen van de streefwaarde ($0,4 \mu\text{g l}^{-1}$) van ca 40% resp. 25% van de waarnemingen geconstateerd. De overschrijdingen van de streefwaarde van chroom ($1 \mu\text{g l}^{-1}$) zijn zeer hoog; op nivo1 50 à 60% van de waarnemingen en op nivo2 40 à 50%. Het betreft in dit geval Cr (III). Deze stof is een essentieel element voor de mens en de carcinogeniteit of de mutageniteit ervan is niet aangetoond. In dit verband is Cr (VI) van meer belang. Deze speciatievorm van chroom wordt beschouwd als een genotoxisch carcinogeen voor mens en dier. Waarnemingen van Cr (VI) in het grondwater zijn evenwel niet beschikbaar. De streefwaarde voor nikkel ($15 \mu\text{g l}^{-1}$) wordt op nivo1 met name in gebieden met bouwland, natuur/bos en bebouwing door ca 30% van de waarnemingen overschreden. Op nivo2 vinden overschrijdingen van meer dan 10% plaats in het grondwater onder de bodemgebruiksvormen bouwland en bebouwing. Voor zink in het grondwater zijn overschrijdingen van de streefwaarde ($65 \mu\text{g l}^{-1}$) op nivo1 geconstateerd onder bouwland (ca 25%) en natuur/bos (ca 25%). Het percentage op nivo2 onder bouwland (ca 15%) is ook nog vrij hoog terwijl in de waarnemingen onder bebouwing geen overschrijdingen voorkomen.

De lokaties van de meetpunten waar de streefwaarde van een aantal stoffen wordt overschreden zijn weergegeven in *Bijlage 1*.

6.4.4 Conclusies voor het thema 'Verspreiding'

- De gemiddelde concentraties aan metalen in het grondwater onder de beschouwde bodemgebruikstypen zijn op een diepte van 5-15 m-mv (nivo1) gelijk of hoger dan op een diepte van 15-30 m-mv (nivo2). Een uitzondering vormen de gemiddelde concentraties aan arseen in het grondwater onder bouwland, grasland en natuur/bos; deze zijn op nivo1 lager dan op nivo2.
- Arseen is positief gecorreleerd met de pH. In grondwater met een hogere pH zijn de concentraties aan arseen hoger dan in grondwater met een lagere pH.
- Cadmium, koper, lood, nikkel en zink zijn negatief gecorreleerd met de pH. Dit is in overeenstemming met de verwachtingen.
- Van barium en chroom kon uit deze waarnemingen geen relatie met de pH worden vastgesteld.
- De streefwaarde voor koper en lood van $15 \mu\text{g l}^{-1}$ worden door enkele waarnemingen overschreden.
- De streefwaarde voor arseen van $10 \mu\text{g l}^{-1}$ wordt op beide nivo's door minder dan 10% van de waarnemingen overschreden.
- In het grondwater onder bouwland wordt de streefwaarde van cadmium ($0,4 \mu\text{g l}^{-1}$) op nivo1 door ca 40% van de waarnemingen overschreden en onder natuur/bos door ca 25%.
- De overschrijdingen van de streefwaarde van chroom ($1 \mu\text{g l}^{-1}$) zijn zeer hoog; op nivo1 door 50 à 60% en op nivo2 door 40 à 50% van de waarnemingen.

Figuur 6.60: Percentage waarnemingen dat de streefwaarde ($\mu\text{g l}^{-1}$) voor arseen (10), cadmium (0,4), chroom (1), nikkel (15) en zink (65) overschrijdt onder bouwland, grasland, natuur/bos en bebouwing op zandgrond, LMG 1991, nivo1 en nivo2.



- Het betreft voor chroom waarnemingen van Cr (III). Van de speciatievorm Cr (VI) zijn geen waarnemingen beschikbaar. Deze laatste vorm van chroom wordt beschouwd als genotoxisch carcinogeen voor mens en dier.
- De streefwaarde voor nikkel van $15 \mu\text{g l}^{-1}$ wordt in het grondwater onder bouwland, natuur/bos en bebouwing op nivo1 door ca 30% van de waarnemingen overschreden; op nivo2 zijn de overschrijdingspercentages geringer.
- Voor zink zijn met name onder bouwland en natuur/bos overschrijdingen van de streefwaarde ($65 \mu\text{g l}^{-1}$) geconstateerd. Deze bedragen tussen 5-15 m-mv ca 25% van de waarnemingen. Een en ander hangt nauw samen met de pH die onder bouwland en natuur/bos relatief laag is.
- Uit de waarnemingen kan geen relatie worden vastgesteld tussen de concentraties die in het grondwater zijn aangetroffen en de belasting aan maaiveld. In het algemeen zal de relatie met de bodemgesteldheid (pH, lutum en organische stof) sterk overheersen. Ook de redoxtoestand van de bodem heeft dienaangaande een belangrijke invloed. Hierover zijn echter geen gegevens voorhanden.

6.5 Resultaten klei/veengebieden

6.5.1 Inleiding

Van de totale selectie van meetpunten in klei- en kleiveengebieden wordt het vóórkomen behandeld van ammonium (NH_4), kalium (K), nitraatstikstof ($\text{NO}_3\text{-N}$), totaalfosfaat (tot.P), sulfaat (SO_4) en de pH-waarde alsmede van aluminium (Al), arseen (As), barium (Ba), cadmium (Cd), chroom (Cr), koper (Cu), nikkel (Ni), lood (Pb) en zink (Zn). Deze stoffen zijn, met uitzondering van ammonium, ook voor de zandgebieden behandeld. Ammonium is toegevoegd omdat deze stof in tegenstelling tot in zandgebieden in gebieden met klei en kleiveen door natuurlijke oorzaak vaak in hoge concentraties wordt aangetroffen. Chloride wordt niet behandeld omdat een vergelijking van de diepteratio's niet zinvol is aangezien een relatie met de bodembelasting bij klei- en kleiveengebieden in vele gevallen afwezig is. Om deze reden is ook de themagerichte aanpak, zoals bij de zandgebieden, niet gevolgd.

De ligging van de meetpunten is gegeven in *Figuur 6.1*. Naast de gehele selectie van meetpunten wordt ter vergelijking ingegaan op de kwaliteit van het grondwater in gebieden met bouwland en grasland. In 1991 zijn voor de totale selectie 82 analyses van

het grondwater tussen 5-15 m-mv (nivo1) beschikbaar: het aantal beschikbare analyses van het grondwater tussen 15-30 m-mv (nivo2) bedraagt 75. Van het bodemgebruikstype bouwland zijn 10 resp. 11 analyses beschikbaar en van grasland 37 resp. 29. De selecties natuur/bos en bebouwing zijn te gering van omvang (5 resp. 6 analyses) om apart te geven. Analyses van meetpunten met een Cl-concentratie van meer dan 200 mg l^{-1} worden, zoals ook bij de zandgebieden, niet meegenomen.

6.5.2 Eutrofiërende stoffen

Ammonium

In het grondwater van klei- en kleiveengebieden kan ammonium van nature in hoge tot zeer hoge concentraties voorkomen ten gevolge van de afbraak van organisch materiaal.

De waarnemingen zijn weergegeven in *Figuur 6.61* voor nivo1 en in *Figuur 6.62* voor nivo2 samen met de drinkwaternorm van $0,16 \text{ mg l}^{-1}$. De minimumconcentratie op beide nivo's is lager dan de onderste analysegrens van $0,01 \text{ mg l}^{-1}$. De maximumconcentratie bedraagt op nivo1 38,8 en op nivo2 30,5 mg l^{-1} . De gemiddelde waarde is 6,4 resp. 4,0 mg l^{-1} .

Conform de verwachtingen op grond van de afname van organisch materiaal met de diepte nemen ook de concentraties af met de diepte.

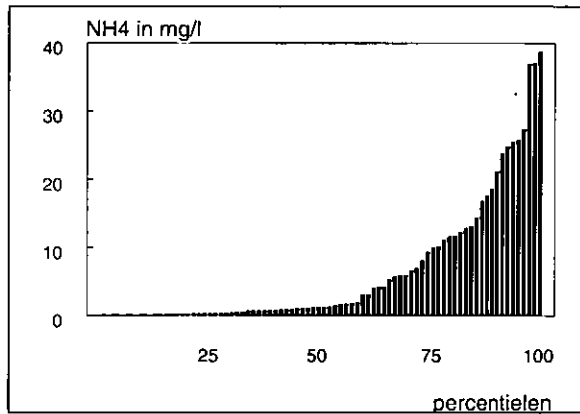
De drinkwaternorm van $0,16 \text{ mg l}^{-1}$ wordt zowel op nivo1 als op nivo2 door meer dan 80% van de waarnemingen overschreden.

Kalium

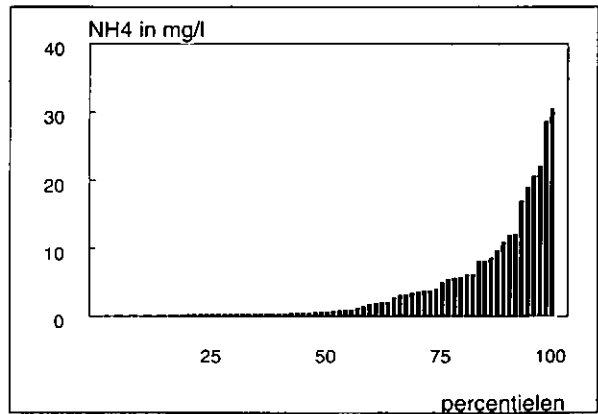
De verhoogde concentraties van kalium kunnen worden gerelateerd aan de mariene afzettingen in het gebied (kaliumconcentratie in zeewater is ca 400 mg l^{-1}). De minimumconcentratie op nivo1 bedraagt 0,39 en op nivo2 0,51 mg l^{-1} . De maximumwaarden zijn 155 resp. 71 mg l^{-1} en de gemiddelde waarde 11,5 resp. 7,1 mg l^{-1} . De waarnemingen zijn weergegeven in *Figuur 6.63* en *6.64*. De drinkwaternorm bedraagt 12 mg l^{-1} .

De concentraties nemen af met toenemende diepte. Een mogelijke verklaring hiervan is verzoeting van watervoerende pakketten. Deze is groter in goed doorlatende pakketten die meestal op grotere diepte voorkomen.

De normwaarde van 12 mg l^{-1} wordt in het grondwater op nivo1 door 20% van de waarnemingen overschreden en op nivo2 door 18%.



Figuur 6.61: Ammonium in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹) in gebieden met klei en kleiveen, LMG 1991, nivo1.



Figuur 6.62: Ammonium in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹) in gebieden met klei en kleiveen, LMG 1991, nivo2.

Nitraatstikstof

De concentraties aan nitraatstikstof in het grondwater van de klei- en kleiveengebieden zijn laag. De belangrijkste verklaringen hiervoor zijn dat gebieden met klei en kleiveen veel organisch materiaal bevatten, relatief ondoorlatend zijn en dat hierdoor in dergelijke gebieden anaerobe condities heersen. Verhoogde concentraties in kleigebieden kunnen primair worden verwacht in meer zandig ontwikkelde rivierkleigronden die meer doorlatend zijn en dus ook meer aerobe condities kennen.

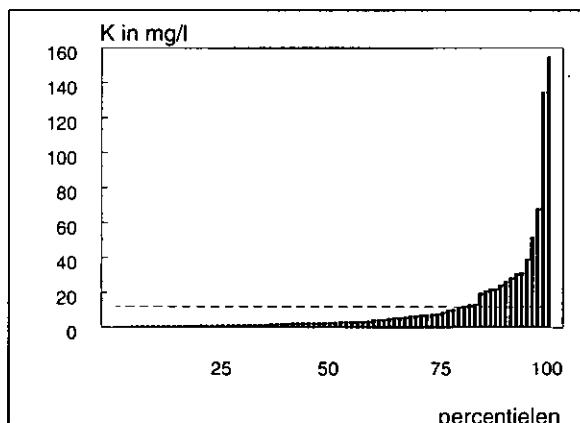
De minimumwaarde op nivo 1 en 2 bedraagt 0,03 mg l⁻¹ (onderste analysegrens); maximaal is 22,5 resp. 8,5 mg l⁻¹ waargenomen. De gemiddelde concentratie is 0,89 resp. 0,28 mg l⁻¹. De waarnemingen zijn niet in diagramvorm weergegeven; de lage concentraties volgen duidelijk uit de percentielwaarden in het volgende overzicht.

percentielen (mg l⁻¹)

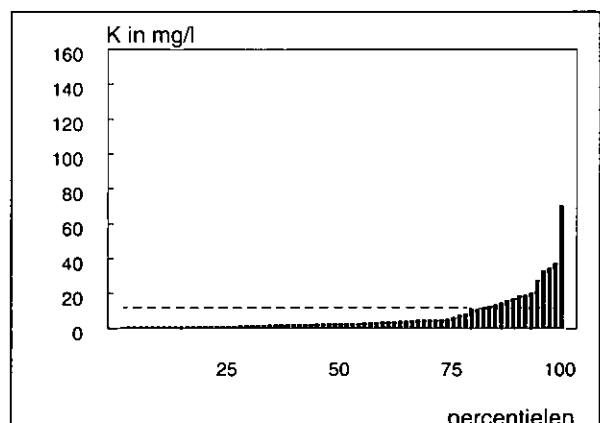
nivo	10	20	30	40	50	60	70	80	90
1	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04	0,07	0,10	0,40
2	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04	0,04	0,07	0,14

Overschrijdingen van de normwaarden van nitraatstikstof zijn zeer gering. Van 82 waarnemingen op nivo1 overschrijdt 6% de streefwaarde van 5,6 en 3,5% de drinkwaternorm van 11,3 mg l⁻¹. Op nivo2 is één waarde (van 75) hoger dan 5,6 mg l⁻¹.

Figuur 6.63: Kalium in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹) in gebieden met klei en kleiveen, LMG 1991, nivo1.



Figuur 6.64: Kalium in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹) in gebieden met klei en kleiveen, LMG 1991, nivo2.



pH-waarde

De percentielwaarden van de pH voor beide nivo's zijn gegeven in het onderstaande overzicht. De laagste waarden op de betreffende nivo's zijn 5,09 en 5,53 en de hoogste waarden 7,87 en 7,85. Gemiddeld gezien bedraagt de pH op nivo1 7,08 en op nivo2 7,16. In klei- en kleiveengebieden zijn de variaties van de pH-waarden gering.

		percentielen									
nivo		10	20	30	40	50	60	70	80	90	
1		6,55	6,82	6,96	7,04	7,16	7,2	7,25	7,33	7,46	
2		6,73	6,89	6,97	7,1	7,22	7,28	7,34	7,44	7,56	

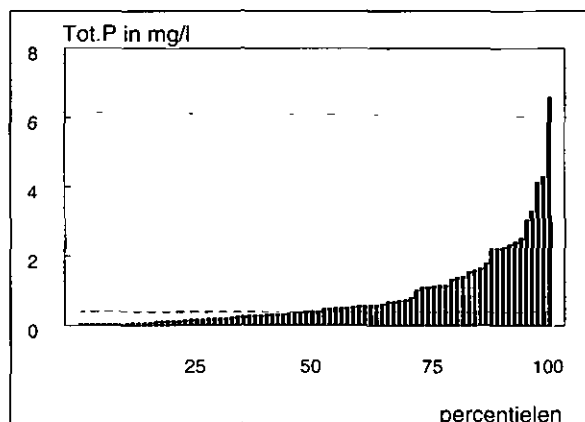
Opgemerkt kan worden, dat de pH in klei- en kleiveengebieden in het algemeen hoger is dan in de zandgebieden.

Totaalfosfaat (P-tot.)

Fosfaat komt vrij bij afbraak van organisch materiaal dat in klei- en kleiveengebieden in overmaat aanwezig is. Verder is fosfaat onder anaerobe condities, die in deze gebieden veelal voorkomen, goed oplosbaar waardoor in vele gevallen van nature hoge(re) concentraties in het grondwater voorkomen.

De minimumwaarde op beide nivo's is lager dan de onderste analysegrens van 0,06 mg l⁻¹. De hoogste concentratie bedraagt 6,6 op nivo1 en 5,1 mg l⁻¹ op nivo2; de gemiddelde waarde is 0,88 resp. 0,61 mg l⁻¹.

Figuur 6.65: Totaalfosfaat in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹) in gebieden met klei en kleiveen, LMG 1991, nivo1.



In de Figuren 6.65 en 6.66 zijn de waarnemingen weergegeven. De normwaarde bedraagt 0,4 mg l⁻¹ (EG-richtnivo).

Zoals kan worden verwacht, nemen de concentraties af met toenemende diepte omdat ook het gehalte aan organisch materiaal in de bodem met de diepte afneemt (zie ook ammonium). De normwaarde van fosfaat voor zoet oppervlaktewater (0,15 mg l⁻¹) wordt veelvuldig overschreden; op nivo1 door 80% van de waarnemingen en op nivo2 door 75%. Met name in kwelgebieden kan dit gevolgen hebben voor de kwaliteit van het oppervlaktewater (eutrofiëring).

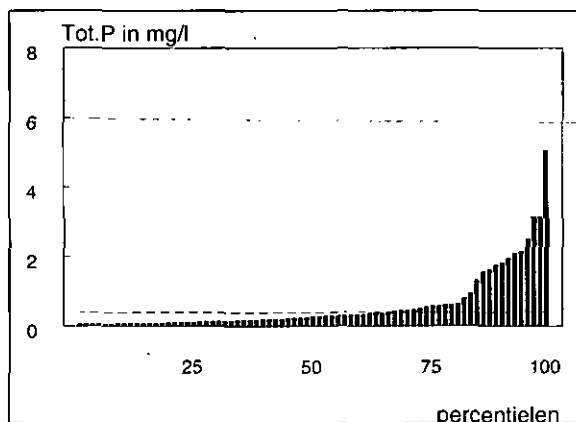
De normwaarde van 0,4 mg l⁻¹ wordt op nivo1 door 55% van de waarnemingen overschreden en op nivo2 door 35%.

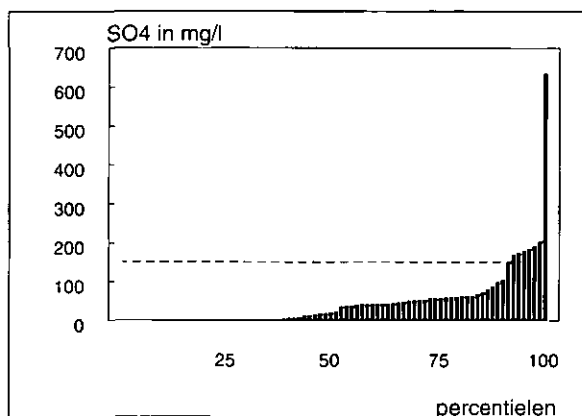
Sulfaat

In mariene afzettingen kunnen hoge tot zeer hoge concentraties van nature in het grondwater voorkomen (sulfaatconcentratie in zeewater is ca 2700 mg l⁻¹). Onder sterk anaerobe condities kan sulfaatreductie plaats vinden waardoor de concentraties tot nul kunnen worden gereduceerd. In kustbabijs kleiveengebieden kunnen daardoor zowel zeer hoge als zeer lage waarden worden verwacht. De waarnemingen bevestigen deze verwachtingen.

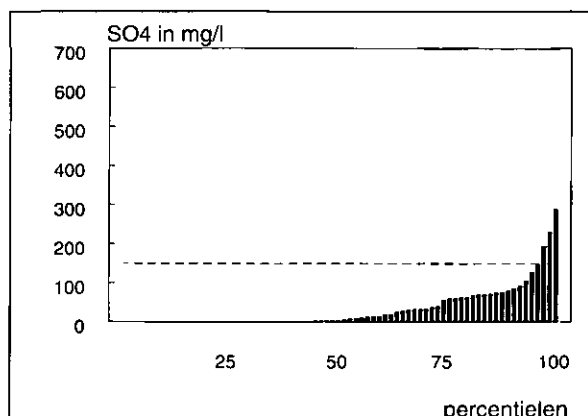
De minimumconcentratie op beide nivo's is kleiner dan de onderste analysegrens van 0,19 mg l⁻¹. De maximumwaarde bedraagt 635 resp. 289 mg l⁻¹. Het berekende gemiddelde is 47 mg l⁻¹ voor nivo1 en 33 mg l⁻¹ voor nivo2. De Figuren 6.67 en 6.68 geven de waarnemingen weer (de streefwaarde/drinkwaternorm is 150 mg l⁻¹). De normwaarde voor sulfaat van 150 mg l⁻¹ wordt op nivo1 door 8,5% van de waarnemingen overschreden en op nivo2 door 4%.

Figuur 6.66: Totaalfosfaat in het zoete grondwater (Cl < 200 mg l⁻¹) in gebieden met klei en kleiveen, LMG 1991, nivo2.





Figuur 6.67: Sulfaat in het zoete grondwater ($Cl < 200 \text{ mg l}^{-1}$) in gebieden met klei en kleiveen, LMG 1991, nivo1.



Figuur 6.68: Sulfaat in het zoete grondwater ($Cl < 200 \text{ mg l}^{-1}$) in gebieden met klei en kleiveen, LMG 1991, nivo2.

6.5.3 Zware metalen en andere sporenelementen

In deze paragraaf wordt het vóórkomen van aluminium, arseen, barium, cadmium, chroom, koper, nikkel, lood en zink in het grondwater in gebieden met klei en kleiveen behandeld. De concentraties zijn niet weergegeven in cumulatieve frequentiediagrammen maar in tabelvorm (Tabel 6.3) met behulp van de percentielwaarden.

Aluminium

De laagste waarde die op nivo1 en nivo2 is waargenomen is kleiner dan de onderste analysegrens van $12,5 \mu\text{g l}^{-1}$. De maximumwaarde op nivo1 bedraagt 4599 (in 1990: 10322) en op nivo2 424 $\mu\text{g l}^{-1}$. De gemiddelde waarden zijn 125 resp. 32 $\mu\text{g l}^{-1}$.

De normwaarden die voor aluminium zijn gehanteerd bedragen 50 en 200 $\mu\text{g l}^{-1}$ (drinkwaternorm en EG-richtlijn). Op nivo1 overschijdt 25% van de waarnemingen de waarde van 50 $\mu\text{g l}^{-1}$ en op nivo2 9%. De normwaarde van 200 $\mu\text{g l}^{-1}$ wordt door 9% resp. 1,5% overschreden.

Arseen

De minimumconcentratie op beide nivo's is lager dan de onderste analysegrens van 0,07 $\mu\text{g l}^{-1}$. De maximumwaarde bedraagt 133 resp. 94 $\mu\text{g l}^{-1}$ en het gemiddelde 7 resp. 4,3 $\mu\text{g l}^{-1}$.

De streefwaarde voor arseen van 10 $\mu\text{g l}^{-1}$ wordt op nivo1 door 13% van de waarnemingen overschreden en op nivo2 door 8%.

Barium

De laagste waarde op nivo1 is 2,8 en op nivo2 5,6 $\mu\text{g l}^{-1}$. Maximaal is 701 resp. 423 $\mu\text{g l}^{-1}$ waargenomen. Gemiddeld gezien is de concentratie op nivo1 169 en op nivo2 126 $\mu\text{g l}^{-1}$.

De drinkwaternorm voor barium bedraagt 500 $\mu\text{g l}^{-1}$. Deze norm wordt op nivo1 door 3,5% van de waarnemingen overschreden. Op nivo2 zijn geen normoverschrijdingen geconstateerd.

Cadmium

De laagste concentraties zijn lager dan de onderste analysegrens van 0,02 $\mu\text{g l}^{-1}$. Maximaal is 4,8 resp. 0,35 $\mu\text{g l}^{-1}$ waargenomen. De gemiddelde concentratie bedraagt op nivo1 0,14 en op nivo2 0,09 $\mu\text{g l}^{-1}$.

Overschrijdingen van de streefwaarde voor cadmium van 0,4 $\mu\text{g l}^{-1}$ zijn zeer gering. Op nivo1 overschrijdt één waarneming (van 82) deze norm en op nivo2 geen enkele.

Chroom

De minimumconcentraties zijn lager dan de onderste analysegrens van 0,52 $\mu\text{g l}^{-1}$. De maximale waarde op nivo1 bedraagt 24 en op nivo2 2,7 $\mu\text{g l}^{-1}$. De gemiddelde concentratie is 1,45 resp. 0,82 $\mu\text{g l}^{-1}$.

De streefwaarde voor chroom van 1 $\mu\text{g l}^{-1}$ wordt veelvuldig overschreden; op nivo1 door 36% van de waarnemingen en op nivo2 door 21%.

Koper

De minimumwaarden zijn lager dan de onderste analysegrens van 0,63 $\mu\text{g l}^{-1}$. De hoogste waarde bedraagt op nivo1 10,3 en nivo2 1,72 $\mu\text{g l}^{-1}$. Gemiddeld bedragen de concentraties 0,98 resp. 0,71 $\mu\text{g l}^{-1}$.

De streefwaarde voor koper van 15 $\mu\text{g l}^{-1}$ wordt niet overschreden.

Nikkel

De laagste waarden zijn lager dan de onderste analysegrens van 0,59 $\mu\text{g l}^{-1}$. De maximumwaarde op nivo1 is 28 en op nivo2 17 $\mu\text{g l}^{-1}$. De gemiddelde waarden die uit de waarnemingen zijn vastgesteld zijn op de beschouwde nivo's 1,35 resp. 1,04 $\mu\text{g l}^{-1}$.

Tabel 6.3: Percentielwaarden (in $\mu\text{g l}^{-1}$), van de zware metalen en andere sporenelementen

		percentielen (in $\mu\text{g l}^{-1}$)								
nivo		10	20	30	40	50	60	70	80	90
Aluminium										
1		15,0	18,8	18,8	18,8	19,2	29,7	35,4	60,7	125,
2		12,5	18,8	18,8	18,8	18,8	20,1	25,2	32,7	44,3
Arseen										
1		0,07	0,07	0,12	0,18	0,50	1,11	2,06	5,45	15,6
2		0,07	0,07	0,17	0,32	0,49	1,47	2,33	2,99	7,4
Barium										
1		31,0	47,0	68,0	90,0	121,0	157,0	202,0	254,0	361,0
2		20,0	42,0	55,0	76,0	97,0	122,0	152,0	206,0	242,0
Cadmium										
1		0,02	0,02	0,02	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11
2		0,02	0,02	0,03	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11
Chroom										
1		0,52	0,52	0,52	0,52	0,57	0,94	1,14	1,56	2,29
2		0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,62	1,14	1,56
Koper										
1		0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,64	0,64	0,69	1,4
2		0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,64	0,64	0,64	0,89
Nikkel										
1		0,59	0,59	0,59	0,59	0,59	0,59	0,76	1,06	2,05
2		0,59	0,59	0,59	0,59	0,59	0,59	0,59	0,76	1,23
Lood										
1		0,06	0,19	0,46	2,07	2,07	2,07	2,07	2,07	2,07
2		0,04	0,10	0,39	2,07	2,07	2,07	2,07	2,07	2,07
Zink										
1		6,54	6,54	6,54	6,54	6,54	6,54	6,54	6,54	9,8
2		6,54	6,54	6,54	6,54	6,54	6,54	6,54	6,64	12,3

De streefwaarde voor nikkel is $15 \mu\text{g l}^{-1}$. Deze waarde wordt op beide nivo's door één waarneming overschreden.

Lood

De minimumconcentraties zijn lager dan de onderste analysegrens van $0,02 \mu\text{g l}^{-1}$. Op nivo1 is een maximum waargenomen van 15 en op nivo2 van $6,2 \mu\text{g l}^{-1}$. Gemiddeld gezien zijn de concentraties $1,85$ resp. $1,49 \mu\text{g l}^{-1}$.

De streefwaarde voor lood is op $15 \mu\text{g l}^{-1}$ gesteld. Deze waarde wordt op nivo1 door twee waarnemingen overschreden en op nivo2 door geen enkele.

Zink

De laagste concentraties zijn lager dan de onderste analysegrens van $6,54 \mu\text{g l}^{-1}$. De maximale waarde op nivo1 bedraagt 20760 (in 1990: $32 \mu\text{g l}^{-1}$) en op nivo2 $49,3 \mu\text{g l}^{-1}$. De gemiddelde waarde op nivo1 is $261 \mu\text{g l}^{-1}$ welke waarde grotendeels door één uitschieter wordt bepaald. Zonder de hoge waarde be-

draagt het gemiddelde op nivo1 ca $8 \mu\text{g l}^{-1}$. Het gemiddelde op nivo2 is $8,8 \mu\text{g l}^{-1}$.

De streefwaarde voor zink bedraagt $65 \mu\text{g l}^{-1}$. Deze waarde wordt door één waarneming op nivo1 (de max. waarde van $20760 \mu\text{g l}^{-1}$) overschreden. Op nivo2 wordt de streefwaarde door geen enkele waarneming overschreden.

6.5.4 Vergelijking van gemiddelde waarden van de totale selectie (alle bodemgebruikstypen) met de selecties bouwland en grasland

Behalve de gemiddelde concentraties van de totale selectie van meetpunten in de klei- en kleiveengebieden zijn deze ook vastgesteld voor de selecties van meetpunten waarbij de bodemgebruikstypen bouwland en grasland als selectiecriteria golden. Voor de bodemgebruikstypen natuur/bos en bebouwing

was dit niet relevant vanwege het geringe aantal waarnemingen die beschikbaar waren. De gemiddelde waarden zijn gegeven in *Tabel 6.4*.

6.5.5 Conclusies voor de klei- en kleiveengebieden

- Het vóórkomen van ammonium in het grondwater van de klei- en kleiveengebieden wordt vooral bepaald door de afbraak van organisch materiaal. De effecten van vermessing leveren naar verwachting in het algemeen geen substantiële bijdrage. De gemiddelde waarden in gebieden met bouwland zijn hoger dan van de totale selectie en grasland. De concentraties nemen af met de diepte.
- Verhoogde concentraties aan kalium kunnen worden gerelateerd aan de mariene afzettingen in de gebieden. De gemiddelde waarde op niveau onder bouwland is lager dan van grasland en de totale selectie. De concentraties nemen af met de diepte.
- Conform de verwachtingen zijn de concentraties aan nitraatstikstof in het grondwater van gebieden met klei en kleiveen zeer laag ten gevolge van het geringe doorlaatvermogen en door de anaerobe condities in dergelijke gebieden. De gemiddelde waarden op beide niveaus van de totale selectie zijn relatief hoger dan van bouwland en grasland. Met uitzondering van bouwland nemen de concentraties met de diepte af.
- De pH van het grondwater van de drie selecties is van vergelijkbare grootte orde.
- De concentraties aan totaalfosfaat in het grondwater van klei- en kleiveengebieden zijn van nature hoog als gevolg van anaerobe condities. De concentraties in het grondwater van de drie selecties zijn van vergelijkbare grootte orde.
- In mariene klei- en kleiveengebieden kunnen van nature zowel zeer hoge als zeer lage sulfaatwaarden worden verwacht. De concentraties op niveau onder bouwland zijn hoger dan van de totale selectie of grasland.
- De concentraties van ammoniak, kalium en totaalfosfaat in het grondwater in gebieden met klei en kleiveen overschrijden de normwaarden in aanzienlijke mate, voor sulfaat slechts in beperkte mate en voor nitraatstikstof incidenteel in wat zandiger ontwikkelde kleigronden. De overschrijdingen voor NH₄, K, SO₄ en totaal-P zijn in het algemeen niet toe te schrijven aan de belasting van de bodem; voornoemde stoffen kunnen in klei- en kleiveengebieden van nature in hoge concentraties voorkomen.
- Ten aanzien van het vóórkomen van zware metalen en andere sporenelementen in het grondwater van klei- en kleiveengebieden geldt hetzelfde als voor bovengenoemde stoffen. Een relatie met de bodembelasting kan niet uit de cijfers worden vastgesteld en naar alle waarschijnlijkheid zijn de concentraties die zijn waargenomen van natuurlijke oorsprong. Verschillen in concentraties met de diepte kunnen worden verklaard uit de aard en de samenstelling van de sedimenten. Bijstelling van de streef- c,q normwaarden zou overwogen kunnen worden.

Tabel 6.4: Gemiddelde concentratie van een aantal stoffen in het grondwater in gebieden met klei en kleiveen (totale selectie, bouwland en grasland), LMG 1991, niveau 1 en 2 (n is aantal waarnemingen).

in mg l ⁻¹		nivo	NH ₄	K	NO ₃ -N	H ⁺	P-tot	SO ₄	n		
totaal	1		6,4	11,5	0,89	7,08	0,88	47,0	82		
	2		4,0	7,1	0,28	7,16	0,61	33,0	75		
bouwland	1		9,8	7,8	0,09	6,93	0,76	82,7	10		
	2		6,6	7,5	0,20	7,18	0,67	21,2	11		
grasland	1		6,5	15,0	0,62	7,07	0,93	37,8	37		
	2		2,5	5,4	0,06	7,14	0,53	18,4	29		
in µg l ⁻¹		nivo	Al	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
totaal	1		125,0	7,0	169,0	0,14	1,45	0,98	1,35	1,85	8,0
	2		32,0	4,3	126,0	0,09	0,82	0,71	1,04	1,49	8,8
bouwland	1		104,0	2,1	190,0	0,09	1,36	0,97	0,81	1,73	8,6
	2		78,0	2,9	126,0	0,10	0,8	0,71	1,0	1,9	12,0
grasland	1		56,0	6,5	162,0	0,21	1,95	0,74	1,55	1,56	7,0
	2		27,0	4,8	122,0	0,09	0,92	0,7	0,76	1,42	7,8

- De gemiddelde concentraties van de zware metalen en andere sporenelementen in het grondwater van de totale selectie nemen af met de diepte met uitzondering van zink.
- Onder bouwland nemen de gemiddelde concentraties van aluminium, barium, chroom en koper met de diepte af; die van arseen, cadmium, nikkel, lood en zink nemen met de diepte toe.
- Met uitzondering van zink nemen de gemiddelde concentraties van de zware metalen, aluminium en arseen onder grasland met de diepte af.
- De verschillen in pH tussen de nivo's en de selecties onderling zijn gering. Aantoonbare relaties van de concentraties met de pH zijn daarom niet te verwachten.

6.5.6 Vergelijking zandgebieden met klei- en kleiveengebieden

Zoals blijkt uit de analyseresultaten van het grondwater in de zandgebieden zijn effecten van de vermestende stoffen nitraatstikstof en kalium duidelijk aantoonbaar. De kwetsbaarheid van de zandgebieden voor verontreinigingen vanaf maaiveld is groot en de normwaarden worden door veel waarnemingen overschreden. Fosfaat is in dit verband van minder belang als gevolg van de adsorptiecapaciteit van de bodem. In het grondwater van de klei- en kleiveengebieden daarentegen zijn lage concentraties aan nitraatstikstof

aangetroffen en kaliumconcentraties van natuurlijke oorsprong die van vergelijkbare grootte zijn als in de zandgebieden. De gemiddelde concentraties aan fosfaat in gebieden met klei en kleiveen zijn hoger dan in de zandgebieden en in het algemeen eveneens van natuurlijke oorsprong. Duidelijk blijkt, dat het grondwater in klei- en kleiveengebieden veel minder kwetsbaar is dan in zandgebieden. De effecten van vermestende stoffen zullen zich in deze gebieden veel meer manifesteren in de kwaliteit van het oppervlaktewater via oppervlakkige afstroming van de neerslag of afstroming van grondwater via kwel naar het oppervlaktewater.

In de zandgebieden kan de verzuring zich manifesteren in een daling van pH-waarden en een verhoging van concentraties van diverse stoffen als gevolg van het verschuiven van chemische evenwichten tussen bodem en grondwater. Een belangrijk voorbeeld is aluminium; de normwaarde hiervan wordt frequent overschreden. De gemiddelde concentraties aan aluminium en sulfaat in het grondwater van gebieden met klei en kleiveen zijn duidelijk lager dan in de zandgebieden.

In de zandgebieden zijn voor de zware metalen, aluminium en arseen duidelijke relaties gevonden met de pH van het grondwater. In de klei- en kleiveengebieden is dit niet het geval. De concentraties van arseen en barium in deze gebieden zijn hoger dan in de zandgebieden: van cadmium, koper, nikkel en zink lager en van chroom en lood van vergelijkbare grootte.

7. LITERATUURLIJST

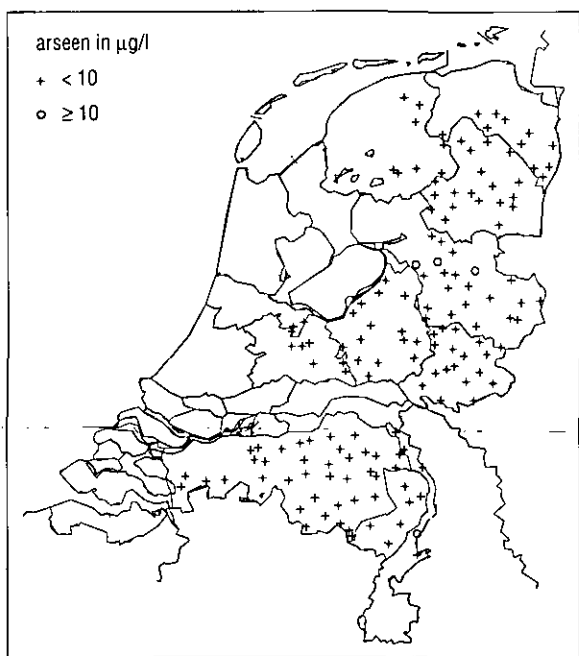
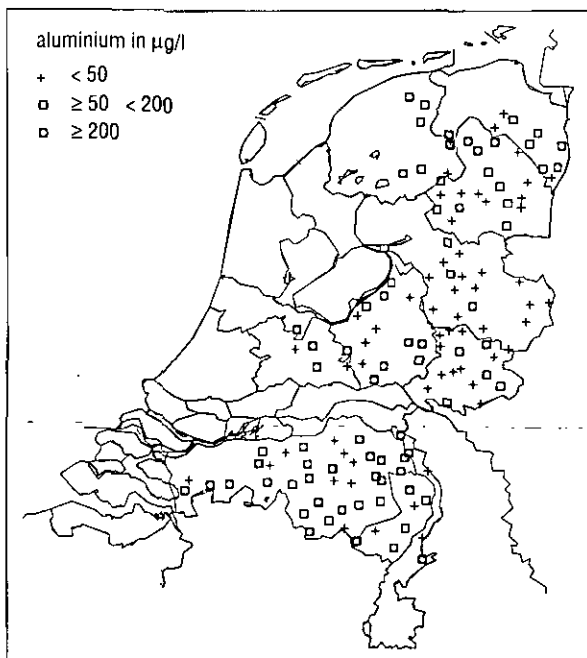
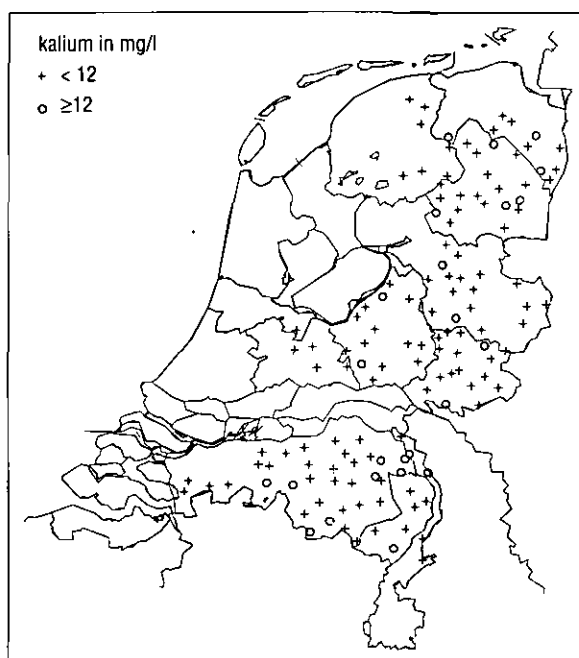
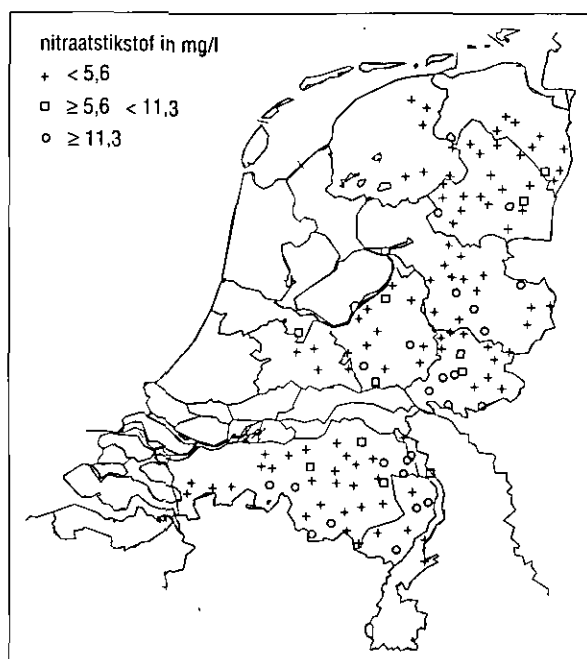
- Annema, J.-A., J.A. Janus, J.M.M. Aben en W. Sloof (1993). Evaluatiedocument Lood. RIVM-rapport (in voorbereiding).
- Berg, R. van den en J. Roels (1991). *Beoordeling risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten.* RIVM-rapport 725201007.
- Beugelink, G. (1987). Grondontsmettingsmiddelen in het grondwater: voorlopers van een ernstige verontreinigingsgolf. *H₂O*, 20; 21. 522-526.
- Boekholt, A. (1992).
- Bongers, T. en T. Schouten (1991). Nematodengemeenschappen als potentieel diagnostisch instrument voor chemische verontreinigingen. In: Hekstra, G.P. en F.J.M. van der Linden, Flora en fauna chemisch onder druk, 175-186. Pudoc Wageningen.
- Bongers, T. (1990). The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* 83, 14-19.
- Boumans, L.J.M. en F.W. Wessels (1992). De kwaliteit van bodem en grondwater gebaseerd op resultaten van Indicatieve Bodemonderzoeken. RIVM-rapport 724801002 (in voorbereiding).
- Boumans, L.J.M. en W.H.J. Beltman (1991). Kwaliteit van het bovenste grondwater in de zandgebieden van Nederland onder bossen en heidevelden. RIVM-rapport 724901001.
- Boumans, L.J.M., C. Meinardi en G. Kraaijenbrink (1989). Nitraatgehaltes en kwaliteit van het grondwater onder grasland onder zandgebieden. RIVM-rapport 728472013.
- Boumans, L.J.M. (1990). Variatie in tijd en ruimte van denitraatconcentraties in het bovenste grondwater van 10 grasland bedrijven in de zandgebieden van Nederland. RIVM-rapport 724903002.
- Breimer T. en K.W. Smilde (1986). De effecten van organische mestdoseringen op de zware-metaalgehalten in de bouwvoor van akkerbouwgronden. In: Themaboekje organische stof in de akkerbouw; 54-67. Proefstation en Consulentenschap in Algemene Dienst voor de Akkerbouw en de Groenteteelt in de Vollegrond.
- Cornelese, A.A. en H.L.J. van Maaren (1991). Veldonderzoek bestrijdingsmiddelen; resultaten eerste halfjaar 1990. RIVM-rapport 725803004.
- Denneman, C.A.J. en C.A.M. van Gestel (1990). Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's. RIVM-rapport 725201001.
- Denneman, C.A.J., and C.A.M. van Gestel (1991). Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's. RIVM-rapport 725201008.
- Draayers, G.P.J., R. van Ek, W. Bleuten and R. Meijers (1992). Measuring and modelling atmospheric dry deposition in complex forest terrain. In: T. Schneider (Ed.). *Acidification research: evaluation and policy applications.* Studies in Environmental Science, 50; 285-294. Elsevier, Amsterdam.
- Driel W. van en Smilde K.W. (1981). Heavy metal contents of Dutch arable soils. *Landwirtschaftliche Forschung. Kongressband; Sonderheft 38*, 305-313.
- Driel, W. van, L.M.Th. Tuinstra, W. van Delft en H.J. Horstman (1992). Arseen en zware metalen in de bodemonsters van het meetprogramma bodemkwaliteit. IB/RIKILT-rapport (in voorbereiding).
- Duijvenbouden W. van (1989). De kwaliteit van het grondwater in Nederland. RIVM-rapport 728820001.
- Duijvenbouden, W. van en W. van Driel (1992). Verslaglegging inrichtingsfase Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit. RIVM-rapport (in voorbereiding).
- Edelman, Th. (1983). Achtergrondgehalten van een aantal anorganische en organische stoffen in de bodem van Nederland. Reeks Bodembescherming, 34. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- Eerens, H.C. (1991). Luchtverontreiniging in steden. In: Nationale Milieuverkenning 2: 1990-2010. Samson H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan de Rijn.
- Erisman, J.W. (1990). Atmospheric deposition of acidifying compounds onto forests in the Netherlands: thoroughfall measurements compared to deposition estimates from inference. National Institute of Public Health and Environmental Protection. Report 723001001.
- European Communities (1980). On the quality of water intended for human consumption. EC-directive 80/778. Publications of European Communities L229/11.
- Folkerts, A.J. (1992). Verslag pT-waarde onderzoek binnen Snelwegenmeetnet. RIVM, Intern rapport ECO/AET, project 719102.
- Fraters B.J.G., Nienhuis en N.J.P. Hoogervorst (1992). Achtergrondrapportage bij Nationale Milieuverkenning 2 (in voorbereiding).
- Fraters B.J.G. (1991). Verontreiniging door zware metalen. In: Nationale Milieuverkenning 2: 1990-2010; 331-346. Samson H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan de Rijn.
- Gezondheidsraad (1988). Ecotoxicologische risico-evaluatie van stoffen.
- Gezondheidsraad (1991). Kwaliteitsparameters voor terrestrische en aquatische bodemecosystemen. Een selectie van hanteerbare ecotoxicologische toetsen. Rapport 1991/17. Gezondheidsraad, 's-Gravenhage.

- Goede, R.G.M. de, T. Bongers en C.H. Ettema (1992). Graphical presentation and interpretation of nematode community structure: c-p triangles. Aangeboden ter publicatie aan OIKOS.
- Greve, P.A., H.A.G. Heusinkveld, R. Hoogerbrugge, A.P.J.M. de Jong, G.A.L. de Korte, A.K.D. Liem en P. van Zoonen (1989). Organochloorbestrijdingsmiddelen en PCB's in bodemonsters. RIVM-rapport 728709001.
- Groot, M.S.M. en E. van Swinderen (1992). Resultaten van het Meetprogramma Snelwegen. RIVM-rapport 724822001.
- Hoefs, M.J.L., J.P.G. Loch en P. Lagas (1992). Atrazine sorption to different soil organic matter fractions. Aangeboden ter publicatie aan Journal of Environmental Quality.
- Hoefs, M.J.L. en P. Lagas (1992). Literature review on soil organic matter characterization. RIVM-rapport 725701002.
- Houdijk, A.L.F.M. (1990). Effecten van zwavel- en stikstofdepositie op bos- en heidevegetaties. Katholieke Universiteit Nijmegen.
- Jaarsveld, J.A. van en D. Onderdelinden (1986). Modelmatige beschrijving van concentraties en depositie van kolen relevante componenten in Nederland veroorzaakt door emissies in Europa. RIVM-rapport 228202002.
- Jaarsveld J.A. van en D. Onderdelinden (1991). TREND: An analytical long term deposition model for multi-scale applications. RIVM-rapport 228603009 (in voorbereiding).
- Jaarsveld, J.A. van, F.A.A.M. de Leeuw en R. Thomas (1991). Zware Metalen. In: Nationale Milieuverkenning 2: 1990-2010. Samson H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn.
- Kaasenbrood, P.G.M. en P.L. Karssemeijer (1989). Milieukwaliteit van het streekplangebied Noord- en Midden-Limburg. Deel B: Zware metalen, arseen en pesticiden in het bovenste grondwater. Instituut voor Ruimtelijk Onderzoek, Faculteit der Ruimtelijke Wetenschappen, Rijksuniversiteit Utrecht.
- Kaasenbrood, P.G.M., H.J.T. Weerts, M.A. Giesberts en P.P.M. van der Helm (1989). Milieukwaliteit van het streekplangebied Noord- en Midden-Limburg. Deel C: Zware metalen in de toplaag van de bodem. Instituut voor Ruimtelijk Onderzoek, Faculteit der Ruimtelijke Wetenschappen, Rijksuniversiteit Utrecht.
- Klijn, F. en P.K. Koster (1988). Milieubeheersgebieden ten behoeve van nationaal gebiedsgericht milieubeleid. RIVM-rapport 758702003.
- Koops, R. (1992). Accumulatie van bestrijdingsmiddelen in de bovengrond. RIVM-rapport 725801009.
- Kwaadsteniet, J.W. de (1992). Statistische databewerking. In: Verslaglegging inrichtingsfase Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit. RIVM-rapport in voorbereiding.
- Lagas, P., H.L.J. van Maaren, P. van Zoonen, R.A. Baumann, H.A.G. Heusinkveld (1991). Onderzoek naar het voorkomen van bestrijdingsmiddelen in het grondwater in Nederland. RIVM-rapport 725803003.
- Lagas, P., H.L.J. van Maaren en H. Vissenberg (1990). Veldonderzoek bestrijdingsmiddelen; resultaten 1989. RIVM-rapport 728473005.
- Landbouwadviscommissie Milieukritische Stoffen (1990). Biomonitoring van stofconcentraties en effecten, signaleren, controleren, voorspellen. LAC-nr. 90;1.
- Lexmond, Th.M. en Th. Edelman (1987). Huidige achtergrondwaarden van het gehalte aan een aantal zware metalen en arseen in grond. Handboek Milieubeheer: Bodembescherming.
- Meent, D. van der, T. Aldenberg, J.H. Canton, C.A.M. van Gestel en W. Slooff (1990). Streven naar waarden. Achtergrondstudie ten behoeve van de nota 'Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water'. RIVM-rapport 670101002.
- Menzie, C.M. (1972). Ann. Rev. Entomo., 17, 199-222.
- Meinardi, C. en L.J.M. Boumans (1992). Onderzoek naar stikstof in de bodem van 10 boerderijen in het zandgebied van Nederland. RIVM-rapport (in voorbereiding).
- Mina (1989). MINA-PLAN 2000. Analyse en voorstellen voor een vernieuwd Vlaams Milieu- en Natuurbeleid. Persdienst van de Gemeenschapsminister van Leefmilieu, Natuurbehoud en Landinrichting, Brussel.
- Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (1983/1990). Leidraad bodembescherming. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (1991). Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en grondwater. Staatsuitgeverij, 's Gravenhage.
- Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (1988). Leidraad bodemsanering. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- Project Integratie Milieumetingen (1989). Het Westland. Provincie Zuid-Holland, Dienst Water en Milieu, 's-Gravenhage.
- Schuit, N.B.E. van der (1988). Variabiliteit van zware metalen in het ondiepe grondwater: simulatie van een indicatief bouwplaatsonderzoek. TNO-rapport OS 88-31, Dienst Grondwaterverkenning-TNO, Oosterwolde.
- Slager, L.K., B. van Hattum, D.J. Tolsma en W. Denneman (1992). PAK's in bodemdieren langs snelwegen, een verkennende studie. Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Slooff, W., B.J.A. Haring, J.M. Hesse, J.A. Janus en R. Thomas (1990). Basisdocument Arseen. RIVM-rapport 758701002.
- Slooff, W. en D. de Zwart (1991). De pT-waarde als milieubeleidsindicator voor de verspreiding van toxische stoffen. RIVM-rapport 719102001.

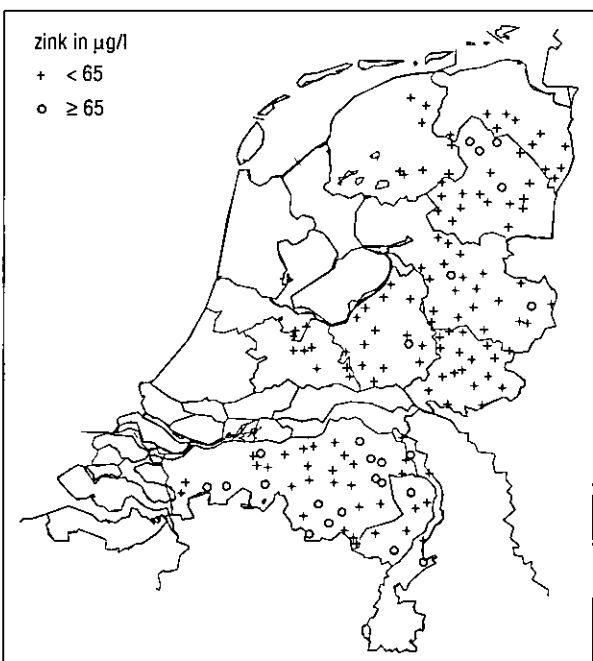
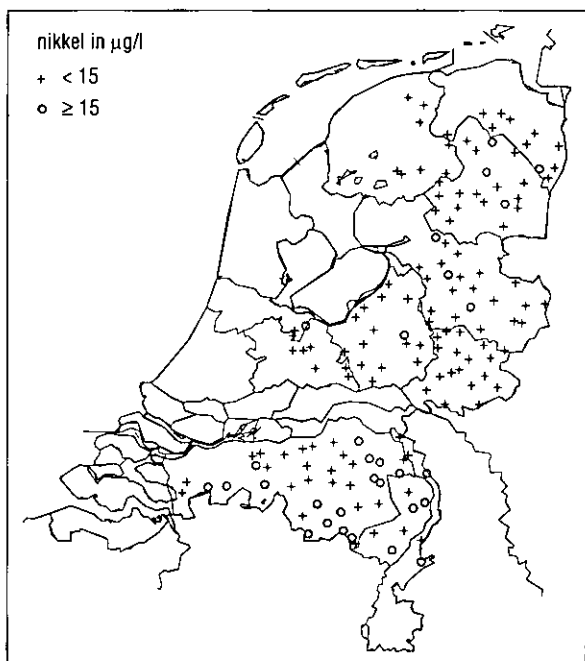
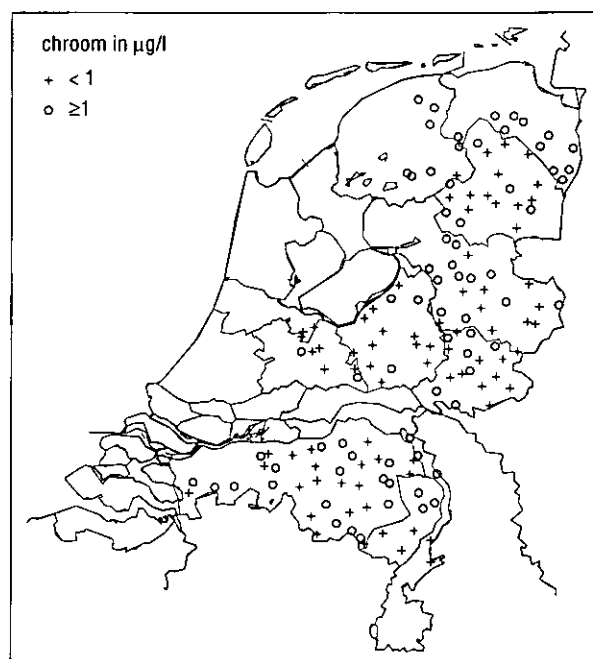
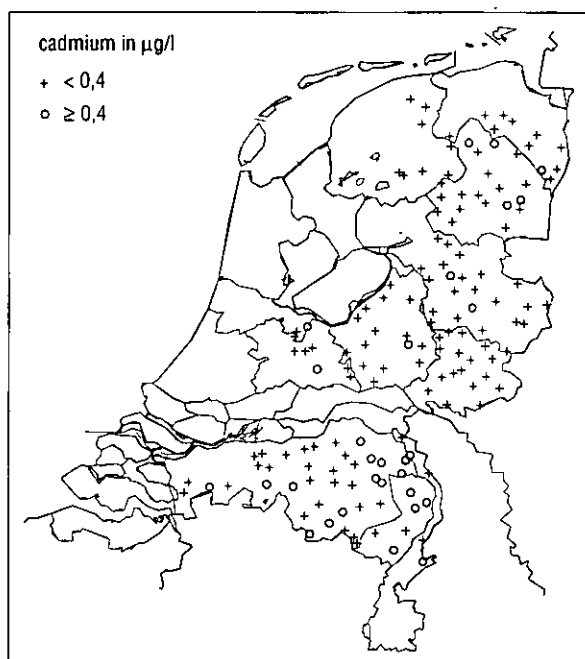
- Tolsma, D.J., B. van Hattum, W.D. Denneman, H. Aiking, J.W.M. Wegener, W.P. Cofino (1991). Aanbevelingen voor de integratie van biotische parameters in het RIVM-Bodemkwaliteitsmeetnet. IVM-rapport R 91/16. Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Toor, C.H. van en C.W.J.M. van der Vleuten (1990). Onderzoek naar de gehalten aan cadmium, koper, lood en zink in de Nederlandse landbouwgronden. Bedrijfslaboratorium voor Grond- en Gewasonderzoek, Oosterbeek.
- Vermeire, T.G., M.E. Apeldoorn, J.C. de Fouw en P.J.C.M. Janssen (1991). Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden. RIVM-rapport 725201005.
- Vries, W. de, A. Breeuwsma en F. de Vries (1989). Kwetsbaarheid van de Nederlandse bodem voor verzuuring. Rapport 29, Staring Centrum, Wageningen.
- Vries, W. de (1991). *Methodologies for the assessment and mapping of critical loads and of the impact of abatement strategies on forest soils*. Report 46. The Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands.
- VROM (1988). Notitie 'Omgaan met risico's'. De risicobepaling in het milieubeleid. Bijlage bij het Nationaal Milieu Beleidsplan. Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21 137, nr. 5. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Den Haag.
- VROM (1990). Deel III. Begrippenkader van het milieubeleid. *Milieuprogramma 1991-1994*. Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991, 21 802, nrs. 1-2.
- VROM, 1991. Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water. Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991, 21 990, nr. 1.
- VROM (1992). Beleidsstandpunt over de Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water. Tweede Kamer, vergaderjaar 1991-1992, 21 990, nr. 3.
- V&W (1988). Derde Nota Waterhuishouding. Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21 250, nrs. 1-2.
- Werf-Klein Breteler, J. van der (1989). Invloed van emissies vanuit weg en wegverkeer op de decomposerende bodemfauna in de wegbermen - zware metalen, arseen, PAK's en minerale oliën. Rapport DK14/MIO. Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Rijkswaterstaat, Delft.
- Wiersma D., B.J. van Goor en N.G. van der Veen (1986). Cadmium, lead, mercury and arsenic concentrations in crops and corresponding soils in The Netherlands. *J. Agric. Food Chem.* 34: 1067-1074.
- Wiersma D., B.J. van Goor en N.G. van de Veen (1985). Inventarisatie van cadmium, lood, kwik en arseen in Nederlandse gewassen en bijbehorende gronden. Rapport 8-85. Instituut voor Bodemvruchtbaarheid.

BIJLAGE 1

Bijlage 1: Lokaties van meetpunten van het LMG in de zandgebieden waar de normwaarden c.q. streefwaarden van nitraatstikstof (5,6 en 11,3 mg l⁻¹), kalium (12 mg l⁻¹), aluminium (50 en 200 µg l⁻¹) en arseen (10 µg l⁻¹) worden overschreden (bouwland, grasland, natuur/bos, 5-15 m-mv, 1991).



Bijlage 1: Lokaties van meetpunten van het LMG in de zandgebieden waar de streefwaarden van cadmium ($0,4 \mu\text{g l}^{-1}$), chroom ($1 \mu\text{g l}^{-1}$), nikkel ($15 \mu\text{g l}^{-1}$) en zink ($65 \mu\text{g l}^{-1}$) worden overschreden (bouwland, grasland, natuur/bos, 5-15 m-mv, 1991).



APPENDIX 1

Meetnetten en meetprogramma's

1. Inleiding

De kwaliteit van het milieu kan worden vastgelegd aan de hand van fysische, chemische en biologische kenmerken of parameters. Een dergelijke toestandbeschrijving maakt het mogelijk om uitvoering te geven aan een van de RIVM-basisfuncties 'diagnose van het milieu'. Met behulp van modellen moet het daarna mogelijk zijn om extrapolaties naar de toekomst te maken en om scenario's door te rekenen van milieugevoelige beleidsmaatregelen zoals deze onder andere in de Milieu Toekomst Verkenningen van het RIVM moeten worden neergelegd (de prognose taak).

In deze context streeft het RIVM ernaar om de 'diagnose' te onderbouwen door gemeten waarden die met behulp van meetnetten en meetprogramma's worden verkregen. De volgende functies van de meetnetten en -programma's worden onderkend:

- *Diagnosefunctie*
Hierin wordt de kwaliteit in het betreffende milieucompartiment beschreven en worden trendmatige veranderingen daarvan aangegeven, mede in relatie tot oorzaken en effecten. De meetnetten leveren hierbij essentiële informatie over onder andere de kwaliteit, die gecombineerd met andere gegevens door middel van gis-systemen en met modelberekeningen leiden tot de diagnose.
- *Prognosefunctie*
Hierin worden de kwaliteitsontwikkelingen als gevolg van onder andere beleidsmaatregelen modelmatig beschreven. De resultaten uit meetnetten hebben hierbij ook een ondersteunende en validerende functie;
- *Controlefunctie*
Hierin wordt de naleving van beleidsmaatregelen vastgesteld en/of het effect van specifieke maatregelen/activiteiten bepaald; de metingen vormen de harde cijfers.
- *Kennisfunctie*
Op dit gebied kan de ontwikkeling van meetmethodieken worden genoemd, onderzoek naar de optimale meetnetdichtheid in de meest risicovolle gebieden, de meetfrequentie en de meetstrategie.

In het nationaal milieumeetnet – een samenstel van op elkaar afgestemde meetnetten en -programma's in

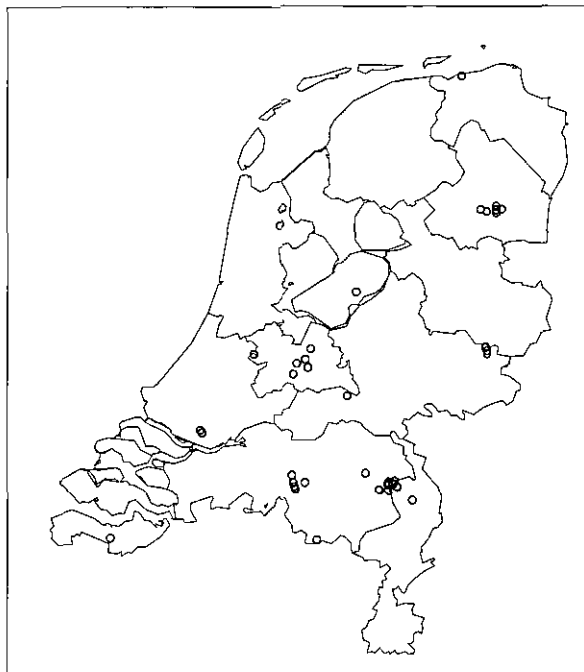
de te onderscheiden milieucompartimenten – zijn verschillende onderdelen herkenbaar die door het RIVM worden beheerd en geëxploiteerd. Te noemen zijn de Landelijke Meetnetten voor de Luchtkwaliteit, de Regenwatersamenstelling, de Bodemkwaliteit, de Grondwaterkwaliteit en het Landelijk Meetnet voor Radioactiviteit. Deze meetinspanningen hebben veelal een structureel karakter, zijn al jaren ingebed in de RIVM-organisatie en behoren tot de doorgaande activiteiten. Dit laatste in tegenstelling tot de zogenoemde meetprogramma's. Deze haken in op de actualiteit, worden in korte tijd uitgevoerd en zijn veelal gericht op een bepaald onderdeel of probleemveld in het milieu waarvan meer gedetailleerde informatie over de kwaliteit wenselijk is. Van deze meetprogramma's zijn te noemen de 'Boskartering' en het meetprogramma 'Effecten Bemesting' dat in de eerste helft van 1992 is uitgevoerd.

Voor het opstellen van het voorliggende rapport is gebruik gemaakt van gegevens en databestanden die onder andere in het kader van het meetnet bodemkwaliteit, grondwaterkwaliteit en relevante meetprogramma's zijn verzameld. Deze gegevens zijn voor een deel in geautomatiseerde databestanden aanwezig. Verder is gebruik gemaakt van bestaande rapportages en andere gegevens die nog niet zijn gerapporteerd.

2. Beschikbare milieugegevens; meetnetten en meetprogramma's

2.1 Het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB)

Op initiatief van de Coördinatie Commissie voor Radioactieve en Xenobiotische stoffen (CCRXX) is door het RIVM in samenwerking met het Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, Staring Centrum en het RIKILT, in de periode 1988-1991 een eerste aanzet gegeven tot de inrichting van het bodemmeetnet. De uitbouw tot een volwaardig operationeel landelijk meetnet zal echter nog enkele jaren vergen omdat ernaar wordt gestreeft uiteindelijk te beschikken over 200 meetlocaties die één keer per vijf jaar zullen



Figuur A1.1: Meetlokaties van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB).

worden bemonsterd en geanalyseerd. Bij de opzet van de meetstrategie heeft een statistische benadering voorop gestaan.

Het LMB is in eerste aanleg gericht op de toplaag van de bodem en op het abiotisch milieu en bestaat momenteel uit 40 meetlokaties die tot dusver éénmaal zijn bemonsterd. De lokaties zijn aangegeven in Figuur A1.1. De 40 lokaties die zijn bemonsterd zijn verdeeld over 10 combinaties van bodemgebruik en bodemtype, t.w:

- 4x grasland op veldpodsol
- 4x grasland op enkeerdgrond
- 4x grasland op (koop)veen
- 4x bouwland op klei
- 4x bouwland op kalkrijke zware zavel/lichte klei
- 4x bouwland op enkeerdgrond
- 4x bos op veldpodsol
- 4x bos op vlakvaaggrond
- 4x boomgaard op kalkrijke zware zavel/lichte klei
- 4x boomgaard op enkeerdgrond

Van elke combinatie zijn in eerste instantie 4 over het land verspreide replica's gekozen. De situering van de meeste meetlokaties is binnen een straal van 5 km rondom macrostations van het luchtmeetnet. Per lokatie is op 2 dieptenivo's bemonsterd. Op elke lokatie zijn per dieptenivo 160 monsters gestoken die vervolgens over 4 mengmonsters zijn verdeeld. De analyseresultaten zijn statistisch bewerkt. Hieruit blijkt, dat voor individuele lokaties dusdanig betrouwbare resultaten worden gevonden dat trendanalyse binnen enkele jaren mogelijk is. Het aantal repli-

ca's (4 per combinatie) blijkt voor een aantal parameters evenwel te beperkt; het aantal replica's per combinatie wordt danook uitgebreid tot 20.

Het is de bedoeling de lokaties één keer per 5 jaar te bemonsteren, zodat jaarlijks 40 van de 200 lokaties worden bemonsterd. Deze opzet betekent dat de komende 4 jaar steeds 40 nieuwe lokaties per jaar worden geselecteerd.

Op elk mengmonster zijn de volgende bepalingen uitgevoerd:

bodemkenmerken: organisch koolstof, pH, korrelgrootteverdeling, carbonaat, CEC;

organische parameters: triazines (bodem en water), organochloor bestrijdingsmiddelen en PCB's;

zware metalen: lood (Pb), cadmium (Cd), koper (Cu), zink (Zn), arseen (As) en kwik (Hg).

Met betrekking tot het monitoren van de 'biologische bodemkwaliteit' is door het Instituut voor Milieuvraagstukken in 1991 een studie uitgevoerd naar de mogelijkheden van biomonitoring in het kader van het LMB. In de eindrapportage worden concrete aanbevelingen gedaan in de richting van chemische monitoring in biota (planten en organismen).

2.2 Het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG)

Het LMG is tussen 1979 en 1983 ingericht met als doel de kwaliteit van het grondwater en veranderingen daarin als gevolg van diffuse belastingen, gerelateerd aan het bodemgebruik, het bodemtype en de gehydrologische situatie, te meten. Het meetnet is uitgerust met ca 400 meetpunten die zijn verspreid over het gehele land. De lokaties van de meetpunten zijn aangegeven in Figuur A1.2.

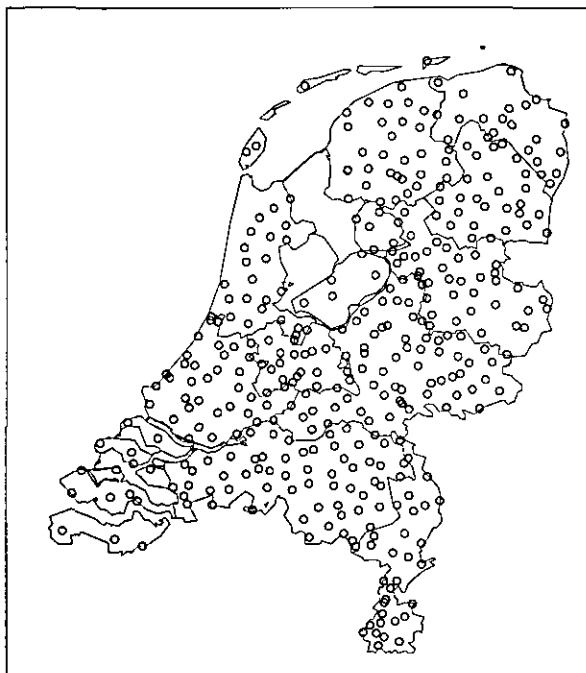
Elk meetpunt is uitgerust met drie waarnemingsfilters; filter 1 op globaal 10 m-mv, filter 2 op ca 15 en filter 3 op ca 25 m-mv. Het grondwater uit de filters 1 en 3 wordt jaarlijks bemonsterd en geanalyseerd. Het analysepakket waarop de monsters in 1991 zijn geanalyseerd is als volgt samengesteld:

Cl	NO ₃	SO ₄	HCO ₃	NH ₄	K	Na
Mg	Ca	Fe	Mn	tot.P	DOC	pH
EG						

en de sporelementen

Ba	Sr	Zn	Al	Cd	Ni	Cr
Cu	As	Pb				

Sinds enkele jaren zijn/worden door de provincies meetnetten voor de kwaliteit van het grondwater in-



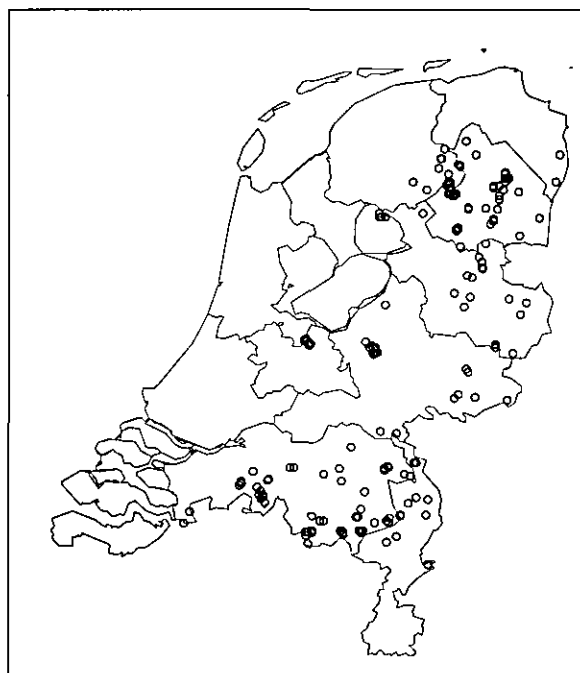
Figuur A1.2: Lokaties van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG).

gericht die qua doelstelling, inrichting en exploitatie vergelijkbaar zijn met het LMG. Het betreft in 1991 provinciale meetnetten in de provincies Gelderland, Zuid-Holland, Noord-Holland, Utrecht, Noord-Brabant en Groningen.

De lokaties van de meetpunten zijn zodanig gekozen dat het 'intrekgebied' voor wat betreft het bodemgebruik en het bodemtype zo homogeen mogelijk is. In de databank van het LMG zijn de volgende bodemtypen onderscheiden: zand, klei/veen en zeeklei, rivierklei, hoog- en laagveen en leem. Het gebruik van de bodem heeft grote invloed op de kwaliteit van het grondwater. Van groot belang zijn de emissies die in vele gevallen zijn gerelateerd aan het bodemgebruik bijvoorbeeld vermestende stoffen in de landbouw. De belangrijkste typen bodemgebruik die in de databank zijn onderscheiden zijn bouwland, grasland en natuur/bos.

2.3 De Boskartering

Onderzoek naar de kwaliteit van het bovenste (freatische) grondwater in de zandgebieden van Nederland onder bos en heidevelden heeft in 1990/1991 plaatsgevonden. Het doel van het onderzoek is het beschrijven van de kwaliteit van het bovenste grondwater in dergelijke gebieden teneinde een diagnose te stellen in relatie met de emissie-depositie factoren.



Figuur A1.3: Meetlokaties Boskartering

Na een uitgebreide selectie zijn uiteindelijk 156 lokaties bemonsterd. In *Figuur A1.3* zijn deze lokaties weergegeven.

Het analysepakket dat voor elke lokatie is uitgevoerd bevat de volgende stoffen:

NH_4^+	NO_3^-	SO_4^{2-}	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}
Al^{3+}	pH	EC	DOC			

en de metalen

Cd	Pb	Zn	As	Cr
----	----	----	----	----

2.4 Meetprogramma snelwegen

In het kader van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit in de tweede helft van 1991 een meetprogramma langs snelwegen uitgevoerd. Het doel van het onderzoek is mogelijke verontreinigingen van bodem en grondwater in de directe omgeving van rijkswegen te onderzoeken en aan te geven. Het onderzoek is uitgevoerd op vijf zo gelijkwaardig mogelijke lokaties langs rijkswegen. Bij de keuze van de lokaties die zijn onderzocht heeft het accent gelegen op de kwetsbaarheid van de lokaties met betrekking tot het dóórdringen van verontreinigende stoffen in de bodem en het grondwater omdat een eventuele relatie tussen de bodem/grondwaterkwaliteit

en de verkeersemisatie hier het duidelijkst waarneembaar zal zijn. De lokaties die zijn geselecteerd en onderzocht, zijn weergegeven in het volgende overzicht.

Nr. rijksweg	t.h.v. km.paal	nabij
A27	8.5	Oosterhout
A28	64.2	Nunspeet
A28	64.2	Elburg
A58	43.4	Gilze
A58	31.1	Moergestel

De lokaties die zijn geselecteerd voldoen verder aan de volgende voorwaarden:

- gelegen op zandgrond;
- bosvegetatie aan weerszijden van de rijksweg;
- verkeersintensiteit van ca 40.000 pae;
- geen recent aangelegde rijksweg;
- grondwaterstand niet dieper dan 5 meter beneden het maaiveld.

De bodemonsters zijn geanalyseerd op de volgende stoffen:

- BTX (benzeen, toluen en xyleen);
- PAK (polycyclische aromatische koolwaterstoffen);
- platina;
- zware metalen (Pb, Cu, Cd, Zn, Ni);
- pH, lutum, koolstof.

Tevens zijn een aantal analyses uitgevoerd die betrekking hebben op het ecosysteem, t.w.:

- toxiciteit (pT-toets);
- nematoden samenstelling;
- bodemademhaling.

De monsters grondwater zijn geanalyseerd op het vóórkomen van de volgende stoffen:

- BTX (benzeen, toluen en xyleen);
- PAK (polycyclische aromatische koolwaterstoffen);
- platina;
- zware metalen (Pb, Cu, Cd, Zn, Ni);
- pH en chloride.

Met betrekking tot het ecosysteem zijn monsters genomen om de toxiciteit (pT-toets) te bepalen. Daarnaast is door het IVM aandacht geschonken aan onderzoek naar bio-indicatoren. Hiervoor wordt levend materiaal op eventuele aanwezigheid van vreemde stoffen geanalyseerd. Lagere organismen, zoals regenwormen, zijn hiervoor het meest geschikt. Het IVM heeft in een studie de accumulatie van een aantal stoffen in verschillende organismen onderzocht.

2.5 Meetprogramma bestrijdingsmiddelen

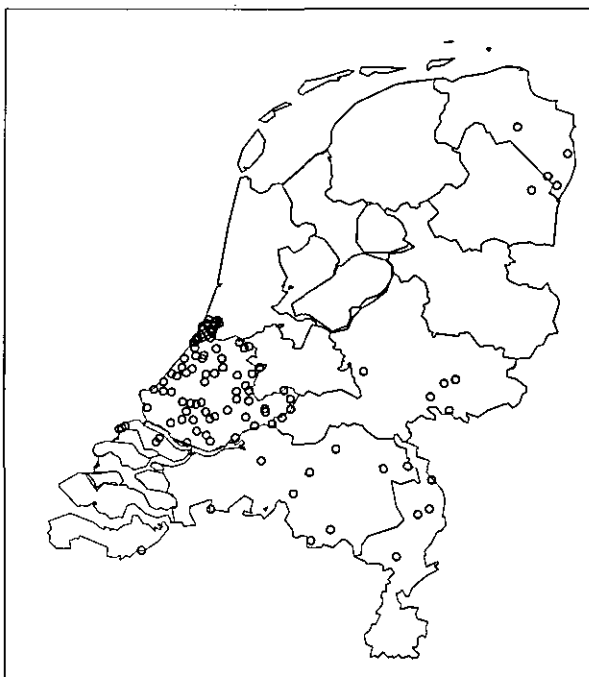
Inzicht in het vóórkomen, het gedrag en de beschikbaarheid van bestrijdingsmiddelen in de bovengrond is een belangrijk aandachtspunt ter ondersteuning van het stofgerichte beleid van DGM. De lokaties waar het onderzoek op het vóórkomen van bestrijdingsmiddelen in bodem en grondwater heeft plaatsgevonden zijn aangegeven in *Figuur A1.4*.

Concreet kan het projekt een bijdrage leveren aan het toelatingbeleid van bestrijdingsmiddelen dat mede afhankelijk is van de accumulerende eigenschappen van de betreffende stof. De stoffen die zijn geanalyseerd zijn geselecteerd aan de hand van de accumulatie-eigenschappen en het gebruiksvolume. Het betreft de volgende acht stoffen: paraquat, methabenzthiazuron, pirimicarb, pencycuron, fenpropimorf, parathion, simazin en atrazin.

2.6 Indicatieve Bodem Onderzoeken (IBO'S)

Sinds 1 januari 1987 zijn gemeenten verplicht om voorafgaand aan gesubsidieerde woningbouw een onderzoek te doen naar eventuele verontreinigingen van bodem en grondwater ter plaatse van toekomstige

Figuur A1.4: Lokaties waar onderzoek op het vóórkomen van bestrijdingsmiddelen in bodem en grondwater is uitgevoerd.



bouwlokaties. De resultaten van deze zogenoemde 'Indicatieve Bodemonderzoeken' (IBO'S) uit de archieven van 15 gemeenten zijn in 1991 verzameld. Het betreft rapportages van IBO's die zijn uitgevoerd in de gemeenten Amersfoort, Breda, Duiven, Groningen, Haarlem, Haarlemmermeer, Helmond, Hengelo, Hoorn, Lelystad, Nieuwegein, Purmerend, Vleuten, Zoetermeer en Zwolle. De gegevens betreffen onverdachte (niet verontreinigde) lokaties met bijvoorbeeld een agrarisch verleden en het doel van de inventarisatie was meer inzicht te krijgen in de achtergrondgehalten en -concentraties van verschillende stoffen in bodem en grondwater.

De analyseresultaten van het grondwater hadden in de meeste gevallen betrekking op het bovenste grondwater tot een diepte van maximaal 5m beneden het maaiveld. De inventarisatie betrof 46 grondwatermonsters uit 1986, 241 uit 1987, 283 uit 1988, 149 uit 1989 en 81 uit 1990. Van 25 monsters was het jaartal niet bekend. In totaal zijn de gegevens van 1152 grondmonsters en 825 grondwatermonsters verzameld. De gegevens betreffen de chemische samenstelling, de lokatie, het bodemtype, de datum, en de bemonsteringdiepte.

Het standaardonderzoek van de bodem- en het grondwater van deze onverdachte terreinen bestaat uit één grondwatermonster en vijf bodemmonsters per hectare.

Monsters van het grondwater worden (bij voorkeur aan de benedenstroomse terreinzijde) alleen genomen indien het grondwater op minder dan 5 m-mv wordt aangetroffen. De bemonstering vindt plaats volgens de voorlopige praktijkrichtlijnen bij bodem-

verontreinigingsonderzoek (DHV,1985).

De grondmonsters worden uit de bovenste 1,5 m genomen op plaatsen die willekeurig over het terrein zijn verdeeld, zo mogelijk op de gevoelige plaatsen volgens het bouwplan. Van de vijf grondmonsters worden twee mengmonsters samengesteld. Indien het vermoeden bestaat dat één of meer grondmonsters zijn verontreinigd worden deze separaat onderzocht.

Het standaard chemische analyse pakket voor bodemmonsters is als volgt samengesteld:

- metalen: arseen, cadmium, chroom, koper, kwik, lood en zink;
- EOX;
- polycyclische aromaten (EPA-reeks);
- totaal cyanide.

Voor grondwatermonsters is het analysepakket als volgt:

- pH;
- geleidingsvermogen;
- gaschromatische bepaling van vluchtige aromaten, vluchtige chloorkoolwaterstoffen en minder vluchtige organische stoffen (met name benzine- en olie-componenten);
- metalen: arseen, cadmium, chroom, koper, kwik, lood en zink (gelijk aan het pakket voor bodemmonsters).

De bodemmonsters zijn van verschillende dieptetrajecten genomen. De meest voorkomende trajecten zijn:

- tot 0,5 m-mv 350 bodemmonsters;
- tot 1,0 m-mv 339 bodemmonsters;
- tot 1,5 m-mv 173 bodemmonsters.
- van 214 monsters is de diepte niet bekend.

APPENDIX 2

Landelijke beeld van de diffuse belasting van landbouw- en natuurgebieden met de sporenelementen arseen, lood, koper, zink en cadmium

Gebruikte gegevens

De atmosferische depositie (droog en nat) is berekend met het TREND-model (Van Jaarsveld en Onderlinden, 1986, 1991). Deze modelberekeningen zijn gebaseerd op emissiegegevens van het jaar 1985, m.u.v. koper, waarvoor emissiegegevens van het jaar 1982 zijn gebruikt. Hierover is reeds uitvoerig gerapporteerd in het kader van de Milieuverkenning 1991. De depositieberekeningen zijn beschikbaar in de vorm van een 10 x 10 km gridcelbestand van Nederland. Van dit gridcelbestand is een meer continu beeld gemaakt door bilineaire (2e-graads) interpolatie tussen de middelpunten van de gridcellen. Het verkregen gridcelbestand heeft een gridcelgrootte van 500 x 500 m en is gecombineerd met een gridcelbestand van de sporenelementen-belasting via mest en kunstmest van landbouwgronden.

De produktie en het gebruik van dierlijke mest en kunstmest door de landbouw is berekend door het LEI en gerapporteerd in het kader van de Milieuverkenning 1991 (Hoogervorst, 1992). De gegevens bevatten de gemiddelde belasting met sporenelementen in de dierlijke mest per gemeente, grondsoort en landbouwgewas.

Voor het onderscheid tussen de grondsoorten (veen, zand, zeeklei, rivierklei, leem (löss) en oude klei) is gebruik gemaakt van de bodemkaart 1:250000 (Steur *et al.*, 1985).

Voor het onderscheid tussen de gewastypen (gras, maïs, aardappelen, suikerbieten, tarwe en overige akkerbouw) is gebruik gemaakt van de meitelling van 1989 en van de bodemstatistiek van 1985 (CBS).

De gemiddelde belasting met sporenelementen in de kunstmest is berekend uit de gegevens van de kunstmest bemesting (Hoogervorst, 1992, Fraters *et al.*, 1992 en Van Drecht, 1992).

De Figuren 4.1 t/m 4.5 in het integratiedeel geven een indruk van de regionale verschillen van de totale belasting van de cultuurgronden uit de atmosfeer en de mest. Hierin zijn niet begrepen de extra bijdragen uit bestrijdingsmiddelen (koper, zink en tin), zuiverings-slib en de jacht (loodhagel). De totale belasting met arseen, lood, koper, zink is in het noorden lager dan in het zuid-oosten. Bij lood zien we ook een verhoogde belasting in Zuid-Holland. Bij cadmium is het

beeld diffuus. Er is geen duidelijke oriëntatie in het landelijke beeld te zien. Een toelichting op de verschillen in de bijdragen van de bronnen dierlijke mest, kunstmest en atmosferische depositie is gegeven door Fraters (1991). Om een indruk te krijgen van de afvoer in het gewas is het gemiddelde elementgehalte in het geoogste gewas vermenigvuldigd met de gemiddelde gewasproduktie per ha. Het verschil tussen de totale aanvoer en de gewasafvoer is de jaarlijkse milieubelasting van het bodemcompartiment.

De gemiddelde gehalten aan sporenelementen in de zandgronden zijn veel lager dan in de klei- en veengronden en accumulatie zou zich daar dan ook het eerst moeten manifesteren. Daarom is in de Tabellen A2.1 t/m A2.5 het balansoverschot voor de stoffen arseen, cadmium, lood, koper en zink berekend voor de zandgronden.

Conclusies:

- bij arseen is voor alle vormen van grondgebruik sprake van een duidelijke situatie van accumulatie.
- bij cadmium is voor grasland en natuur een duidelijke situatie van accumulatie aanwezig. Voor bouwland is de situatie minder duidelijk en voor alle vormen van grondgebruik geldt dat de aanrijking van de bodem slechts enkele grammen per hectare per jaar bedraagt.
- bij lood geldt voor alle vormen van grondgebruik dat de gewasafvoer verwaarloosbaar klein is vergeleken met de aanvoer. De aanrijking van de bodem bedraagt 150 - 250 g ha⁻¹ a⁻¹.
- bij koper is de gewasafvoer voor maïs, aardappelen en natuur verwaarloosbaar klein vergeleken met de totale aanvoer. De aanrijking van de bodem onder maïs en aardappelen bedraagt 300 - 450 g ha⁻¹ a⁻¹. Voor grasland is de situatie minder duidelijk. De aanrijking van de bodem onder grasland bedraagt toch nog ca 100 g ha⁻¹ a⁻¹.
- bij zink is een duidelijke accumulatie aanwezig voor aardappelen en natuur. Voor grasland en maïs is de situatie onduidelijk, omdat de gewasafvoer ongeveer even groot is als de totale aanvoer.

Tabel A2.1: Diffuse belasting, gewasafvoer en overschot van arseen op de zandgronden (alles in $g\ ha^{-1}\ g\ na^{-1}$).

gewas- type	bijdragen uit:			totaal	gewas- afvoer	balansoverschot	
	dierl.	kunstm.	atmos.			$g\ ha^{-1}\ a^{-1}$	% van tot.
gras	5,2	1,5	5,2	11,9	3,0	9,0	76
maïs	12,7	1,1	6,4	20,2	0,23	20,0	99
aard	3,6	0,0	4,4	8,0	0,53	7,5	94
natuur	0,0	0,0	5,4	5,4	0,0	5,4	100

Tabel A2.2: Diffuse belasting, gewasafvoer en overschot van cadmium op de zandgronden (alles in $g\ ha^{-1}\ a^{-1}$).

gewas- type	bijdragen uit:			totaal	gewas- afvoer	balansoverschot	
	dierl.	kunstm.	atmos.			$g\ ha^{-1}\ a^{-1}$	% van tot.
gras	2,3	3,5	0,8	6,6	1,2	5,4	82
maïs	1,6	2,9	0,96	5,5	3,4	2,1	38
aard	1,3	0,9	0,71	2,9	1,2	1,7	59
natuur	0,0	0,0	0,84	0,84	0,0	0,84	100

Tabel A2.3: Diffuse belasting, gewasafvoer en overschot van lood op de zandgronden (alles in $g\ ha^{-1}\ a^{-1}$).

gewas- type	bijdragen uit:			totaal	gewas- afvoer	balansoverschot	
	dierl.	kunstm.	atmos.			$g\ ha^{-1}\ a^{-1}$	% van tot.
gras	32	7	151	190	27	163	86
maïs	82	17	167	266	30	236	89
aard	12	26	138	176	1,2	175	100
natuur	0	0	157	157	0	157	100

Tabel A2.4: Diffuse belasting, gewasafvoer en overschot van koper op de zandgronden (alles in $g\ ha^{-1}\ a^{-1}$). De toevoer van koper in bestrijdingsmiddelen op bouwland is niet in de tabel opgenomen en bedraagt ca. $18\ g\ ha^{-1}\ a^{-1}$.

gewas- type	bijdragen uit:			totaal	gewas- afvoer	balansoverschot	
	dierl.	kunstm.	atmos.			$g\ ha^{-1}\ a^{-1}$	% van tot.
gras	236	12	12	260	150	110	42
maïs	283	11	14	308	20	288	94
aard	469	13	11	493	49	444	90
natuur	0	0	13	13	0	13	100

Tabel A2.5: Diffuse belasting, gewasafvoer en overschot van zink op de zandgronden (alles in $g\ ha^{-1}\ a^{-1}$). De toevoer van zink in bestrijdingsmiddelen op bouwland is niet in de tabel opgenomen en bedraagt ca. $100\ g\ ha^{-1}\ a^{-1}$.

gewas- type	bijdragen uit:			totaal	gewas- afvoer	balansoverschot	
	dierl.	kunstm.	atmos.			$g\ ha^{-1}\ a^{-1}$	% van tot.
gras	471	102	51	624	500	124	20
maïs	412	121	62	595	900	<0	0
aard	518	159	46	723	300	423	59
natuur	0	0	54	54	0	54	100

Referenties:

- Breimer T. en K.W. Smilde (1986) De effecten van organische mestdoseringen op de zware metaalgehalten in de bouwvoor van akkerbouwgronden. In 'Thema dag organische stof in de akkerbouw', themaboekje Proefstation en Consultantschap in algemene dienst voor de Akkerbouw en de Groenteteelt in de vollegrond 7, 54-67
- Drecht G. van (1992) Documentatie van enkele geografische bestanden van de diffuse belasting van landbouwgronden met de meststoffen N, P₂O₅ en K₂O en de spoorelementen As, Pb, Cu, Zn en Cd.
- Fraters B.J.G., Nienhuis en N.J.P. Hoogervorst (1992) Achtergrondrapportage Milieuverkenning 1991 (in voorbereiding)
- Fraters B.J.G. (1991) Verontreiniging door zware metalen. IN: Nationale Milieuverkenning 1990-2010. RIVM, 1991, pp 331-346
- Hoogervorst N.J.P. (1992) Uitgangspunten landbouwsce-
nario MV91
- Jaarsveld J.A. van en D. Onderlinden (1986) Modelmatige beschrijving van concentraties en depositie van kolen relevante componenten in Nederland veroorzaakt door emissies in Europa. RIVM-rapport 228202002, Bilthoven
- Jaarsveld J.A. van en D. Onderlinden (1991) TREND; An analytical long term deposition model for multi scal applications. RIVM-rapport 228603009, Bilthoven
- Steur G.G.L., F. de Vries en C. van Wallenburg (1985) Bodemkaart 1:250000; Beknopte beschrijving van de kaarteenheden. Stiboka, Wageningen
- Wiersma D., B.J. van Goor en N.G. van der Veen (1986) Cadmium, Lead, Mercury and Arsenic Concentrations in Crops and Corresponding Soils in The Netherlands. *J. Agric. Food Chem.* 34 (1986) 1067-1074
- Wiersma D., B.J. van Goor en N.G. van de Veen (1985) Inventarisatie van Cadmium, Lood, Kwik en Arseen in Nederlandse gewassen en bijbehorende gronden. Instituut voor Bodemvruchtbaarheid rapport 8-85.

APPENDIX 3

Landelijk beeld van het gehalte aan sporenelementen en de overschrijding van streefwaarden in de bovengrond van landbouwgronden en natuurgebieden

Gebruikte gegevens

Tabel A3.1 geeft een overzicht van de gebruikte gegevensbestanden. Deze gegevens hebben betrekking op mengmonsters, die elk gebaseerd zijn op tenminste 40 steekmonsters van de bovengrond.

De IB-bestanden en het bestand van Oosterbeek betreffen akkerbouw- en tuinbouwgronden, waarbij de bovengrond van 0-20/25 cm is bemonsterd en grasland, waarbij de bovengrond van 0-5 cm is bemonsterd (zonder strooisel). Het RIN-bestand betreft de bemonstering van de bovenste 10 cm van de bodem van een 40-tal natuurterreinen (na verwijdering van de strooisellaag). Het RIVM-bestand betreft het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit, waarin op twee verschillende diepten is bemonsterd. Daarvan zijn de waarnemingen van 0-10 cm hier gebruikt.

In de meetprogramma's van het IB zijn meestal acht sporenelementen gemeten nl. As, Pb, Cu, Zn, Cd, Hg, Cr en Ni. Waarnemingen van potentieel lokaal verontreinigde gronden met een Cd gehalte > 1,8 mg/kg grond (d.w.z. gedroogde en gezeefde grond) zijn buiten de analyses gelaten. Deze gegevens zouden het landelijk beeld van de overige gronden kunnen ver-

storen. Door het RIN zijn 14 sporenelementen gemeten. Alleen de eerder genoemde acht zijn daarvan in beschouwing genomen. In het onderzoek van Oosterbeek zijn alleen Pb, Cu, Zn en Cd geanalyseerd. Aan het bodemmeetnet zijn tenslotte aanvullende gegevens ontleend voor de eerste zes van de genoemde acht sporenelementen.

Van elk monster is het lutum- en humusgehalte benodigd. Vaak is echter niet het lutumgehalte maar slechts het slibgehalte bekend. In die gevallen is het lutumgehalte geschat op 60% van het slibgehalte (Van Toor en Van der Vleuten, 1990, p. 9). Van de monsters van het RIN-bestand is het lutum-, slib- en humusgehalte niet bekend. Voor deze monsters is het lutumgehalte geschat uit de wel bekende gewichtsverhoudingen tussen de klei-, silt- en zandfracties, het gloeiverlies en het kalkgehalte. Daarbij is het humusgehalte gelijk gesteld aan het gloeiverlies.

Gemiddelde gehalten per combinatieklasse grondgebruik/grondsoort (zie Figuur 4.12, integratiedeel)

Per combinatieklasse grondgebruik/grondsoort zijn 95% betrouwbaarheidsintervallen bepaald voor landelijke gemiddelde gehalten aan sporenelementen.

Tabel A3.1: Gebruikte gegevensbestanden.

bron	ref.	waarnemingsperiode	aantal waarnemingslocaties		
			grasland	bouwland(*)	bos(**)
IB/RIKILT	[1,2,3]	1960-1980	40	274	0
IB/RIKILT	[1,2,3]	1977-1978	80	984	0
Oosterbeek	[4]	1986-1987	513	573	0
RIN	[5]	1980-1983	0	0	40
RIVM/IB	[6,7]	1988	12	20	8
totaal			645	1851	48

*) bouwland incl. tuinbouw in de vollegrond.

**) natuur/bos..

ref: 1. Van Driel and Smilde (1981);
2. Wiersma et al. (1986);
3. Wiersma et al. (1985)
4. Van Toor en Van der Vleuten (1990);
5. Edelman (1983);
6. De Kwaadsteniet (1991)
7. Van Duyvenbooden (1992)

Daartoe zijn de beschikbare gegevens onderverdeeld naar vijftien combinatieklassen grondgebruik/grondsoort, gebaseerd op drie hoofdklassen grondgebruik (grasland, bouwland, natuur/bos) en vijf grondsoorten (zandgrond, kleigrond, löss- of leemgrond, dalgrond en veengrond, conform Van Driel and Smilde, 1981). De aldus verkregen deelverzamelingen van de dataset zijn opgevat als (a) aselechte steekproeven uit de betreffende categorieën en (b) trekkingen uit normale verdelingen. De onder (a) genoemde vooronderstelling is aanvechtbaar, omdat de verschillende datasets niet voor het huidige doel zijn verzameld. Desalniettemin geven de betrouwbaarheidsintervallen een eerste gegeneraliseerde uitspraak over de betreffende categorieën, gebaseerd op de beschikbare steekproef. In dit licht moet ook de onder (b) genoemde vooronderstelling van normaliteit worden gezien.

Het gemiddelde arseengehalte voor kleigronden ligt tussen 10 en 16 mg/kg droge grond (Figuur 4.12). Voor zand- en dalgronden ligt het gemiddelde arseengehalte een stuk lager en wel tussen 2 en 7 mg/kg droge grond. Het gemiddelde arseengehalte voor natuur op zandgrond is significant lager dan voor bouwland op zandgrond. Verder is het gemiddelde arseengehalte voor bouwland op dalgrond significant lager dan voor bouwland op zandgrond. Voor bouwland op kleigrond, tenslotte, is het gemiddelde arseengehalte significant hoger dan voor grasland op kleigrond.

Per element zijn er grote verschillen in het gemiddelde gehalte op te merken. Bij nikkel bijvoorbeeld is er een significant verschil tussen de gemiddelde gehalten van de combinaties bouwland op kleigrond en bouwland op lössgrond (Figuur 4.12). Bij chroom is dat niet het geval (Figuur 4.12).

Overschrijding van de streefwaarden

Van elke waarneming is nagegaan of deze al dan niet de ter plaatse geldende streefwaarde overschrijdt. De streefwaarde is berekend volgens de onderstaande officieel vastgestelde verbanden (Milieuprogramma 1988-1991).

$$\text{streefwaarde} = a + b.L + c.H \quad (1)$$

streefwaarde = sporenelement gehalte in mg/kg grond (d.w.z. gedroogde en gezeefde grond)

L = lutumgehalte van de grond (op dezelfde plaats) in %

H = humusgehalte van de grond (op dezelfde plaats) in %

a,b,c = elementafhankelijke coëfficiënten (Tabel A3.2)

Tabel A3.2: Coëfficiënten voor berekening van de streefwaarde volgens vergelijking (1).

element	a	b	c
arseen	15	0,4	0,4
lood	50	1,0	1,0
koper	15	0,6	0,6
zink	50	3,0	1,5
cadmium	0,4	0,007	0,021
kwik	0,2	0,0034	0,0017
chroom	50	2,0	0,0
nikkel	10	1,0	0,0

Elke waarneming is omgezet in een 0/1-waarneming; een 0 als er geen sprake is van overschrijding van de streefwaarde en een 1 als dat wel zo is. De getransformeerde dataset is aansluitend op twee manieren geanalyseerd. De resultaten zijn weergegeven in de Figuren 4.13 t/m 4.15 van het integratiedeel.

Figuur 4.13 (zie integratiedeel)

Voor elke combinatieklasse grondgebruik/grondsoort zijn 95% betrouwbaarheidsintervallen voor de landelijke percentages van de oppervlakte met een gehalte boven de streefwaarde berekend (verkort geschreven als: oppervlak boven de streefwaarde). Dit onder de veronderstelling dat de betreffende deelverzamelingen uit de getransformeerde dataset kunnen worden opgevat als aselechte steekproeven. Daarbij moeten weer kanttekeningen geplaatst worden, zoals die eerder zijn beschreven. In de berekeningen is gebruik gemaakt van de eigenschappen van de binomiale kansverdeling. Een rekenprogramma is ontleend aan "Numerical Recipes" (Press *et al.* 1986).

Voor cadmium (Figuur 4.13) kunnen de percentages oppervlak boven de streefwaarde voor de meeste combinaties grondgebruik/grondsoort geschat worden als tussen 0 en 20%. Voor de combinaties natuur op alle grondsoorten en grasland op löss/leem of dalgrond zijn slechts minder nauwkeurige schattingen mogelijk door een gebrek aan waarnemingen. Alleen voor bouwland op löss/leem (Zuid-Limburg) kan het percentage oppervlak boven de streefwaarde geschat worden als tussen 80 en 100%. De figuren van de overige sporenelementen kunnen op analoge wijze worden geïnterpreteerd. Opvallend zijn de hoge percentages voor bouwland op veengrond m.b.t. lood en koper (Figuur 4.13).

De figuren 4.14 en 4.15 (zie integratiedeel)

De aan de streefwaarde gerelateerde 0/1-waarnemingen zijn niet alleen geclusterd naar de combinatieklasse grondgebruik/grondsoort, resulterend in *Figuur 4.13.*, maar zijn ook benut voor het doen van regionale uitspraken (clustering naar regio). De percentages oppervlak boven de streefwaarde zijn geschat per LEI-landbouwgebied (CBS-indeling in 119 landbouwgebieden). Opnieuw onder de veronderstelling dat de betreffende deelverzamelingen van de getransformeerde dataset kunnen worden opgevat als aselechte steekproeven (met kanttekeningen, zoals eerder gegeven). In *Tabel A3.3* is een voorbeeld van de berekeningen voor het LEI-landbouwgebied Zuid-Limburg gegeven.

In *Figuur 4.15 (integratiedeel)* zijn de LEI-landbouwgebieden aangegeven, waarvan het oppervlak boven de streefwaarde een bepaald percentage overschrijdt. Hieruit kan de ernst van de situatie m.b.t. de overschrijding van de streefwaarde in elk gebied worden afgeleid. Voor de in de figuren met licht grijs aangegeven LEI-landbouwgebieden geldt dat het percentage oppervlak boven de streefwaarde laag is of dat er te weinig waarnemingen zijn om een betrouwbare uitspraak te doen. De percentages oppervlak boven de streefwaarde zijn ook voor Nederland als geheel geschat (*Tabel A3.4*). Het resultaat daarvan kan gebruikt worden om vast te stellen welke LEI-landbouwgebieden (in gunstige of ongunstige zin) afwijken van het landelijke gemiddelde percentage overschrijding van de streefwaarde.

Methodiek:

Een deelverzameling is een deel van de waarnemingen, bijvoorbeeld waarnemingen met een bepaalde grondsoort, grondgebruik of combinatie daarvan of deelgebied, zoals een LEI-landbouwgebied. De volgende methodiek is gebruikt om deelverzameling op basis van hun betrouwbaarheidsinterval te onderscheiden van de totale verzameling. Als voor een deelverzameling het 95% betrouwbaarheidsinterval voor het fractie oppervlak boven de streefwaarde berekend is, kan vervolgens nagegaan worden of dit interval significant verschilt van het 95% betrouwbaarheidsinterval van de fractie oppervlak boven de streefwaarde van de hele populatie (gebaseerd op alle waarnemingen). Uit *Tabel A3.5* blijkt dat er slechts twee deelverzamelingen significant afwijken ten opzichte van het gemiddelde. Het onderscheidend vermogen neemt toe met het aantal waarnemingen per deelverzameling. Het aantal deelverzameling moet daarom niet te groot zijn omdat dan geen uitspraken over verschillen gedaan kunnen worden.

De LEI-landbouwgebieden zijn daarna gesorteerd op basis van het percentage oppervlak boven de streefwaarde. Het algemene landelijke beeld voor bijvoorbeeld cadmium is gebaseerd op alle waarnemingen en resulteert in een schatting van 8,5 - 11,1% voor het percentage oppervlak boven de streefwaarde (95% betrouwbaarheidsinterval). Met behulp hiervan kan onderscheid gemaakt worden in drie soorten LEI-landbouwgebieden:

1. gebied is niet onderscheidbaar van landelijk beeld.

Tabel A3.3: 95% betrouwbaarheidsintervallen voor het gemiddelde percentage oppervlak boven de streefwaarde voor het LEI-landbouwgebied Zuid-Limburg.

	waarn.- loc.	overschrijding streefwaarde		95% betrouwbaarheids- interval	
		aantal	%	ondergrens	bovengrens
arseen	30	0	0,0	0,0	11,6
lood	49	3	6,1	1,3	16,9
koper	28	1	3,6	0,1	18,4
zink	28	9	32,1	15,9	52,3
cadmium	49	42	85,7	72,8	94,1
kwik	31	2	6,5	0,8	21,4
chroom	10	1	10,0	0,3	44,5
nikkel	10	0	0,0	0,0	30,9

Tabel A3.4: 95% betrouwbaarheidsintervallen voor het landelijk gemiddelde percentage oppervlak boven de streefwaarde, gebaseerd op alle beschikbare waarnemingen.

	waarn.- loc.	overschrijding streefwaarde		95% betrouwbaarheids- interval	
		aantal	%	ondergrens	bovengrens
arseen	1068	54	5.1	3,8	6,5
lood	2158	125	5,8	4,8	6,9
koper	1474	210	14,3	2,5	6,1
zink	1474	147	10,0	8,5	11,6
cadmium	2158	210	9,7	8,5	11,1
kwik	1071	83	7,7	6,2	9,5
chroom	348	4	1,1	0,3	2,9
nikkel	348	23	6,6	4,2	9,7

- Gebied heeft een lager percentage oppervlak boven de streefwaarde.
- Gebied heeft een hoger percentage oppervlak boven de streefwaarde.

De gebieden in de klassen 2 en 3 hebben dus een 95% betrouwbaarheidsinterval dat geheel gescheiden is van het 95% betrouwbaarheidsinterval van het landelijke beeld (Tabel A3.3). De resultaten zijn weergegeven in de Figuren 4.14 en 4.15 (integratiedeel).

Bij arseen zien we een hoger percentage oppervlak boven de streefwaarde in de landbouwgebieden 'de bollenstreek' en Goeree-Overflakkee. Bij lood zien we een lager percentage in het Centraal zandgebied

in Drenthe. De Veenkoloniën in Groningen, het landbouwgebied Smilde in Drenthe en een groot deel van het Westelijke Veenweidegebied hebben echter een hoger percentage. De overige figuren laten zich op analoge wijze interpreteren.

Tabel A3.5: 95% betrouwbaarheidsintervallen voor de fractie overschrijding van de streefwaarde van 10 deelverzameling van waarnemingen en de verhouding tot de totale verzameling van waarnemingen.

deelver- zameling	waarn. aantal	overschrijdingen		95%-interval		kwalificatie deelverzameling
		aantal	fractie	fractie	fractie	
1 t/m 11	110	55	0,500	0,403	0,597	
1	10	0	0,000	0,000	0,309	minder overschrijding
2	10	1	0,100	0,003	0,445	niet onderscheidbaar
3	10	2	0,200	0,025	0,556	„
4	10	3	0,300	0,067	0,652	„
5	10	4	0,400	0,122	0,738	„
6	10	5	0,500	0,187	0,813	„
7	10	6	0,600	0,262	0,878	„
8	10	7	0,700	0,348	0,933	„
9	10	8	0,800	0,444	0,975	„
10	10	9	0,900	0,555	0,997	„
11	10	10	10,00	0,691	10,00	meer overschrijding

Referenties

- Driel W. van and K.W. Smilde (1981) Heavy Metal Contents of Dutch Arable Soils. *Landwirtschaftliche Forschung*. Sonderheft 38. Kongressband 1981. pp. 305-313.
- Duyvenbouden W. van (1992) Verslaglegging inrichtingsfase Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit, Bilthoven, RIVM, in voorbereiding
- Edelman, Th. (1983). Achtergrondgehalten van een aantal anorganische en organische stoffen in de bodem van Nederland. Reeks bodembescherming 34, Staatsuitgeverij, Den Haag.
- Kwaadsteniet, J.W. de (1991) Statistische databewerking. In: Verslaglegging inrichtingsfase Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit, Bilthoven, RIVM, in voorbereiding
- Milieuprogramma 1988-1991 Tweede Kamer, vergaderjaar 1987-1988, 20202. nrs. 1-2.
- Press W.H., B.P. Flannery, S.A. Teukolsky and W.T. Vetterling (1986) *Numerical Recipes, The Art of Scientific Computing*. Cambridge University Press, pp. 169.
- Toor, C.H. van en C.W.J.M. van der Vleuten (1990) Rapport van het onderzoek naar de gehalten aan cadmium, koper, lood en zink in de Nederlandse landbouwgronden. Bedrijfslaboratorium voor Grond- en Gewasonderzoek, Oosterbeek.
- Wiersma D., B.J. van Goor en N.G. van der Veen (1986) Cadmium, Lead, Mercury and Arsenic Concentrations in Crops and Corresponding Soils in The Netherlands. *J. Agric. Food Chem.* 34 (1986) 1067-1074
- Wiersma D., B.J. van Goor en N.G. van de Veen (1985) Inventarisatie van Cadmium, Lood, Kwik en Arseen in Nederlandse gewassen en bijbehorende gronden. Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, Haren, rapport 8-85.

Verantwoording

Auteurs : hoofdstuk 2. Kees Meinardi
hoofdstuk 3. Reinier v.d. Berg
hoofdstuk 4. Piet Lagas,
Margot Groot, Hans van Grinsven
Ton Schouten, Reinart Koops,
E.E.M.J. Leeters*) en W de Vries*)
hoofdstuk 5. Piet Lagas,
Margot Groot, Jeroen Boland,
Leo Boumans, Adi Cornelese,
Kees Meinardi, Jaap Willems,
hoofdstuk 6. Harry Snelting,
Herman Prins
Appendix 1. Harry Snelting
Appendix 2. Gerard van Drecht
Appendix 3. Gerard van Drecht

Redactie : Wil van Duijvenbooden, Luc Kohsiek;
Reinier v.d. Berg, Harry Snelting

**Ontwikkeling en toe-
passing geografische
informatiesystemen** : Rob v.d. Velde, Hans Verlouw,
Theo Thewessen, Jan Kunst,
Herman Prins, Hans Breukers,
Jan Aben.

*) Staring Centrum