Ecohydrologie

Concepten en methoden van een interdisciplinair vakgebied

R.H. Kemmers

sc-dlo



Dienst Landbouwkundig Onderzoek
Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied
Agricultural Research Department
Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research

Technisch Document *Technical Document* 8
Wageningen (The Netherlands), 1993

Ecohydrologie

Concepten en methoden van een interdisciplinair vakgebied

R.H. Kemmers

Technisch Document ***Technical Document*** **8**

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1993

REFERAAT

Kemmers, R.H., 1993. *Ecohydrologie; concepten en methoden van een interdisciplinair vakgebied.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Technisch Document/Technical Document 8. 98 blz., 3 tab., 31 fig. 59 ref. 1 aanh.

Na een kort historisch overzicht van het vakgebied volgt een beschouwing over de samenhang tussen ecologische patronen. Na een summiere behandeling van chemische processen worden enkele methoden van grondwatertypering toegelicht. Het vakgebied van de ecohydrologie wordt belicht vanuit een systeembenadering. Als conceptueel model daarvoor wordt het 'eco-apparaat' gepresenteerd, waarbij de standplaats van een vegetatie wordt beschouwd als een systeem van relaties tussen water, bodem, plant en atmosfeer. De drijvende kracht wordt gevormd door het hydrologisch veld. De relaties bestaan uit positionele, conditionele, operationele en sequentiële aspecten. Er wordt uitgelegd dat effecten van waterbeheer afhankelijk zijn van de positie in het landschap en moeilijk zijn te scheiden van effecten van verzuring en vermesting. Effecten van waterbeheer kunnen worden geëvalueerd met één-dimensionale topologische en drie-dimensionale chorologische modellen. Als vuistregels die zijn afgeleid uit modelberekeningen, worden staalkaarten geïntroduceerd. Aangegeven wordt wat de belangrijkste onderdelen zijn van een hydrologische en een ecohydrologische systeembeschrijving. Daarbij wordt een nieuwe methode besproken voor de kartering van ecologisch relevante waterkwaliteitskenmerken.

Trefwoorden: Ecohydrologie, hydrochemie, hydrologie, bodem, standplaats, waterbeheer, standplaatsmodellen, staalkaarten, ecohydrologische systeemanalyse, waterkwaliteitskartering

ISSN 0928-0944

©1993 DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO).
Postbus 125, 6700 AC Wageningen.
Tel.: 08370-74200; telefax: 08370-24812.

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

DLO-Staring Centrum aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van dit document.

Project 897

[TEDOC8.WIO/01.94]

Inhoud

	pag.
Woord vooraf	11
Samenvatting	13
1 Inleiding	17
1.1 Historische ontwikkeling	17
1.2 Ecohydrologie	17
1.3 Systeembenadering	18
1.4 Van defensief naar offensief	18
2 Patronen in het landschap	21
2.1 Natuurlijke voedselrijkdom	21
2.2 Hydrologische differentiatie	22
2.3 Hydrochemische differentiatie	23
2.4 Vegetatiekundige differentiatie	24
2.5 Relaties tussen patronen	25
3 Chemische processen en grondwatertypering	27
3.1 Chemische processen	27
3.2 Chemische typering van grondwater	29
4 De standplaats	33
4.1 Theoretische aspecten	33
4.2 Positionele relaties	34
4.3 Conditionele relaties	36
4.4 Operationele relaties	40
4.5 Sequentiële relaties	45
5 Invloeden van het waterbeheer	47
5.1 Waterbeheer en verdroging	47
5.1.1 Directe effecten	47
5.1.2 Indirecte effecten	48
5.2 Waterbeheer en verzuring	49
5.3 Waterbeheer en vermesting	50
5.3.1 Directe effecten	50
5.3.2 Indirecte effecten	50
5.4 Waterbeheer en oplossingsrichtingen	52
6 Standplaatsmodellering	57
6.1 Modeltypen	57
6.1.1 Topologische modellen	57
6.1.2 Chorologische modellen	58
7 Staalkaarten en ecologische landevaluatie	61
7.1 De staalkaartmethode	61
7.1.1 Het principe	61

pag.

7.1.2 Standplaats, standplaatsfactoren en schaalniveaus 63
7.2 Criteria voor selectie van standplaatstypen 64
7.2.1 Onveranderlijke factoren 64
7.2.2 Veranderlijke factoren 65
7.2.3 Selectie 65
7.3 Onderliggende modellen 67
7.3.1 Modelbeschrijvingen 67
7.3.2 Modelschematisatie 68
7.3.3 Berekeningen 69
7.3.4 Scenario's 70
7.3.5 Staalkaarten 71
7.3.6 Kanttekeningen 73
7.4 Toepasbaarheid van staalkaarten 74

8 Hydrologische en ecohydrologische systeembeschrijving 77
8.1 Hydrologische systeembeschrijving 77
8.2 Ecohydrologische systeembeschrijving 78
8.2.1 Informatie over de waterkwaliteit 78
8.2.2 Gerichte detailinformatie 79
8.3 Kartering van ecologisch relevante watertypen 81
8.3.1 Aanleiding 81
8.3.2 Probleemstelling 82
8.3.3 Gebiedsbeschrijving 82
8.3.4 Algemene werkwijze 83
8.3.5 Referentieonderzoek 83
8.3.6 Calibratieonderzoek 86
8.3.7 Patroononderzoek 87
8.3.8 Conclusies 88

Literatuur 89

Tabellen

1 Geselecteerde standplaatstypen met de typerende bodemcode en grondwatertrap (Gt) en vegetatie onder optimale hydrologische omstandigheden. De standplaatstypen zijn genoemd naar bodemeenheden. 66
2 Staalkaart van het standplaatstype 'beekeerdgrond' met doses (dGVG en dGLG) en effecten. De effecten zijn berekend als gemiddelde waarden over een reeks van dertig weerjaren. Het vochttekort is gebaseerd op een situatie in een 10% droogtejaar. 72
3 Op basis van EGV gecalibreerde waarden voor verwantschap van watermonsters met zeewater en de volume-aandelen daarbij van het Rijnwatertype en het Angeren-grondwatertype in de lokale waterbalans 88

pag.

Figuren

1 Natuurlijke voedselrijkdom van de bodem in Nederland voor het ingrijpen van de mens. [Bron: Van der Maarel en Dauvellier (1978)] 22

2 Schematische weergave van duurlijnenvormen in goed (a), slecht (b) en niet-ontwaterde gronden (c) 23

3 Samenhang tussen de kringloop van het water en de chemische eigenschappen van het water 24

4 Ontwikkeling van de verzadigingsgraad van grondwater door verwering van calciet. De rechte lijn is de weergave van vgl. 3. De beide krommen geven voor twee regio's van het pleistocene zandgebied de feitelijke relatie in het freatisch grondwater tussen de variabelen van vgl. 3. Tevens is aangegeven welk ecotopen in de verschillende trajecten van de verzadigingsreeks voorkomen. 28

5 Chemische samenstelling van het grondwater in relatie tot bemonsteringsdiepte en hydrologische situatie in een komkleigebied met Stiff-diagrammen 29

6 Hydrochemische typering van grondwater van het Pleistoceen met een Piper diagram. Elk punt is de weergave van de percentages van de belangrijkste ionen in een monster. Met stippellijnen zijn de grenzen van de natuurlijke watertypen aangegeven. De pijl geeft de richting aan van de ontwikkeling van de ionensamenstelling tijdens stroming door de ondergrond. 30

7 Overzicht van de Stuyfzand typologie (Bron: Stuyfzand, 1986) 30

8 IR-EGV diagram als raamwerk voor de interpretatie van ecologisch relevante water-typen. Als referen ties zijn watermonsters uit verschillende compartimenten van de hydrologische kringloop opgenomen. Li: grondwater; At: regenwater; Th: zeewater. De krommen omsluiten theoretische mengsels van de watermonsters. De andere contour omgeeft het voorkomen van actuele watermonsters. Raamwerk voor ecologische relevante watertypen op basis van verwantschappen met de referentie monsters voor 'grondwater' en 'zeewater' (Bron: Van Wirdum 1991a) 31

9 Raamwerk voor ecologische relevante watertypen op basis van verwantschappen met de referentie monsters voor 'grondwater' en 'zeewater' (Bron: Van Wirdum 1991a) 32

10 a) Stromingspatronen van het grondwater in een geïdealiseerde dwarsdoorsnede van Nederland. Bodemtypen kunnen gerangschikt worden volgens hun landschappelijke positie in het hydrologisch systeem. De belangrijkste positionele kenmerken zijn af te leiden uit: b) Overschrijdingsduurlijnen; c) Bodemvochtcondities in relatie tot de grondwaterstand; d) Hydrochemische eigenschappen op basis van ionenratio en elektrisch geleidingsvermogen. 35

pag.

11 Ionenratio van het bovenste grondwater (a) en calciumbezetting van het adsorptiecomplex (b) van de bovenliggende wortelzone in relatie tot de hoogte van het maaiveld boven de drainagebasis langs een gradiënt met drie bodemtypen 37

12 Het verband tussen eventuele grondwaterstandsdalingen in een beekeerd- en een veldpodzolgrond en de reactie van de vegetatie in een droog jaar uitgedrukt in de relatieve grasopbrengst. Het verband is afgeleid met simulatieberekeningen. (Bron: Van Wirdum, 1981). 38

13 Het verloop van de redoxpotentiaal op 15 — 20 cm-mv op plaatsen met verschillende hoogten van het maaiveld boven de drainagebasis (A: 3,71 m + NAP; B: 3,56 m + NAP) 39

14 Koolstof- en stikstofgehalten in de bovengrond van bodems die onder invloed van basenarm of basenrijk grondwater staan. a: Totaal koolstofgehalte in relatie tot bodemzuurgraad (pH-H_2O); b: Totaal koolstofgehalte van zuurgraad neutrale gronden (pH < 5,5) in relatie tot het bodemvochtge halte; c: Relatie tussen koolstof en stikstof voor zure gronden (pH < 5,5) en neutrale gronden (pH > 5,5). 42

15 Relatie tussen C/N-verhouding en het N_{tot}-gehalte van de humus in de wortelzone bij een pH = 5, afhankelijk van vochtgehalte (A_{cijf}) 42

16 Overzicht van fosfortransformaties in de bodem 43

17 Verband tussen in de bodem geadsorbeerd fosfaat en in bodemvocht opgelost fosfaat voor uiteenlo pende bodemkundige omstandigheden 44

18 Het verband tussen vochtverlies en grondwaterstand in een beekeerdgrond 48

19 Ionenratio en Elektrisch Geleidingsvermogen van watermonsters uit de omgeving van Herkenbosch 52

20 Overzicht van potentialen (h) en fluxen (q) in een slotenstelsel met kwel voor (a) en na (b) verlaging van de drainageweerstand 55

21 Verlenging van de verblijftijd van oppervlaktewater door de transportafstand middels afdamming te vergroten 55

22 Topologische modellen voor de berekening van de vochthuishouding, aëratie en nutriëntenhuishou ding met een ééndimensionaal karakter. Topologische modellen krijgen hun hydrologische randvoor waarden op afstand geleverd vanuit regionaal hydrologische quasi-3-dimensionale (chorologische) modellen. 59

23 Evaluatie-instrument waarmee de effecten van waterbeheer op de geschiktheid van combinaties van standplaatsfactoren voor natuurbehoud kunnen worden beoordeeld 62

24 De standplaats in een hiërarchisch relatiestelsel van abiotische onveranderlijke en veranderlijke factoren en vegetatie 64

pag.

25 Relaties tussen modellen die gebruikt zijn bij de ontwikkeling van staalkaarten en de gesimuleerde standplaatsfactoren 68

26 Hydrologische schematisatie van de standplaats voor het model WATBAL. P: neerslag; E: evapotranspiratie; C-waarde: verticale stromingsweerstand. 69

27 Overzicht van scenario's en gegenereerde hydrologische veranderingen in de standplaats. Manipula ties van het sinusvormig verloop van de stijghoogte in de aquifer leveren veranderingen op in de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (dGVG) en de gemiddelde zomergrondwaterstand (dGLG). De karakteristiek van een scenario komt tot uiting in de verhouding dGVG/dGLG. De getallen geven in oplopende volgorde de intensiteit van de ingreep aan. 71

28 Effecten van verandering in GVG (dGVG) op het vochttekort (10% droog jaar), de stikstofleverantie, de zuurgraad en de ionenratio in de verschillende standplaatstypen voor het scenario 'drainage' 74

29 Areaal (%) van het herinrichtingsgebied 'Noorderpark' dat met staalkaarten kan worden belegd op basis van bodemkundige, hydrologische en vegetatiekundige criteria 75

30 Verwantschap van monsterpunten met het Angeren-grondwatertype en zeewater 85

31 Verband tussen het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) van monsterpunten en hun verwantschap met zeewater 87

Aanhangsel Ordinatietechnieken 95

Woord vooraf

Dit technisch document is inhoudelijk identiek aan de syllabus 'Ecohydrologie' die op verzoek van de curriculum commissie als onderdeel van de Tweede fase opleiding Milieukunde werd samengesteld. Deze opleiding wordt verzorgd door het Prof. H.C. van Hall Instituut te Groningen, de Internationale Agrarische Hogeschool Larenstein te Velp en de Rijkshogeschool IJsselland te Deventer.

Voor de samenstelling van de syllabus heeft DLO-Staring Centrum van de organiserende instanties van de Tweede fase opleiding Milieukunde een financiële vergoeding ontvangen.

Samenvatting

Het ecohydrologisch onderzoek heeft zijn wortels in het begin van de jaren zeventig. Sinds het begin van de jaren tachtig heeft het onderzoek een belangrijke vlucht genomen. Een belangrijke doorbraak was het onderkennen van de betekenis van de waterkwaliteit voor het voorkomen van plantesoorten. Waterkwaliteitskenmerken blijken in verband gebracht te kunnen worden met de hydrologische kringloop. Het reliëf in het landschap vormt de belangrijkste drijvende kracht voor stroming van water in de lithosfeer, die voor terrestrische vegetaties het belangrijkste compartiment uit de hydrologische kringloop vormt. Door transport van water met daarin opgeloste stoffen ontstaat op landschapsschaal een differentiatie in hydrologische en hydrochemische factoren.

De belangrijkste chemische verandering van het grondwater wordt veroorzaakt door de verwering van kalkhoudende sedimenten in de lithosfeer. Infiltrerend regenwater is arm aan ionen en heeft een licht zuur karakter. Door verweringsprocessen onder invloed van het zure karakter komen basische kationen en anionen in oplossing. De hoeveelheid opgeloste stoffen is afhankelijk van de rijkdom van het doorstroomde sediment met verweerbare stoffen. De verschillen in voedselrijkdom en ecosysteemontwikkeling zijn terug te voeren op patronen in moedermateriaal, hydrologische en hydrochemische factoren.

De systeembenadering is een wezenlijk kenmerk van de ecohydrologie. De standplaats is de basiseenheid waarbinnen het systeem wordt geanalyseerd. De standplaats is een homogene eenheid met functionele relaties tussen water, bodem, plant en atmosfeer. Het functioneren van de standplaats is afhankelijk van de positie in het grondwaterstromingsstelsel. De omgeving werkt via een hiërarchisch stelsel van relaties in op de plantengroei. Onderscheiden worden positionele, conditionele, operationele en sequentiële betrekkingen.
Positionele aspecten zijn betrekkelijk onveranderlijk van aard. Deze aspecten hangen samen met de positie van een standplaats in een hydrologisch veld, en komen tot uiting in hydrologische en hydrochemische eigenschappen van de standplaats. Door hun dominante invloed vormen zij de belangrijkste stuurvariabele voor ecosysteemprocessen. De richting waarin de processen verlopen worden weerspiegeld in de bodemvorming. De verspreiding van bodemeenheden in het landschap hangt sterk samen met de positionele aspecten.
De conditionele aspecten vormen een regulerende structuur binnen de standplaats. Via deze structuur worden positionele aspecten omgevormd tot voor de plant relevante operationele factoren, die samenhangen met de vochthuishouding, de nutriëntenhuishouding en de zuurhuishouding.
Operationele aspecten van de standplaats zijn dynamisch van aard. Zij hebben te maken met fluxen van stoffen, waarvan de grootte slechts via dynamische

modelsimulaties kan worden bepaald. Operationele factoren zijn daarbij een functie van positionele en conditionele factoren. De belangrijkste processen die betrokken zijn bij de operationele factoren zijn gelokaliseerd in het humuscompartiment. Het humusprofiel bevat belangrijke informatie over de snelheid van nutriëntenstromen en de daarmee samenhangende stikstof- en fosforhuishouding.
Sequentiële aspecten hebben te maken met de factor tijd en de mate waarin het systeem in staat is een toestand via buffermechanismen te continueren ondanks veranderde omstandigheden.
Op dit hiërarchische systeem van milieufactoren kan een standplaatstypologie worden gebaseerd, waarvan de ruimtelijke verspreiding nauw aansluit bij die van een aantal bodemeenheden die onder invloed van het grondwater zijn ontwikkeld.

Directe effecten van waterbeheer komen in de standplaats tot uiting via veranderingen in de vochthuishouding. Indirecte effecten uiten zich via veranderingen in de nutriënten- en zuurhuishouding. Het effect is daarbij een functie van positionele en conditionele factoren. Dit betekent dat effecten van vermesting en verzuring soms via waterbeheer zijn terug te dringen. Effectgerichte maatregelen zijn steeds een functie van positionele en conditionele factoren.

Standplaatsmodellering is gericht op de ontwikkeling van evaluatiemethoden als ondersteuning van beslissingen voor bestemming, inrichting of beheer van het landelijk gebied. Standplaatsmodellen simuleren processen in de standplaats die ten grondslag liggen aan standplaatsfactoren onder invloed van het grondwater. Modellen kunnen zowel deterministisch als empirisch correlatief zijn. Onderscheid wordt gemaakt tussen eendimensionale, zgn. topologische modellen en driedimensionale chorologische modellen. De eerste categorie richt zich met name op de vocht-, zuur- en nutriëntenhuishouding. De tweede categorie simuleert vooral regionaal hydrologische processen.

Staalkaarten vormen een gebruikersvriendelijk produkt van de topologische modellen. Staalkaarten zijn tabellen of figuren, waarin voor een standplaatstype het verband tussen waterbeheer en standplaatsfactoren wordt weergegeven. Deze relatie is gebaseerd op de relatie tussen invoer- en uitvoergegevens van ingewikkelde modellen die dynamische processen beschrijven. Een standplaatstype is daarbij omschreven als een ruimtelijke eenheid die homogeen is voor water-, bodem- en vegetatiekenmerken. De toepasbaarheid van staalkaarten is voor het landelijk gebied nog betrekkelijk gering.

Bij systeembeschrijvingen gaat het erom de toestand van variabelen waaraan het systeem zijn identiteit ontleent, te beschrijven vanuit de processen die deze toestand kunnen beïnvloeden. Het systeem kan op verschillende schaalniveaus worden beschreven. Een hydrologische systeembeschrijving beschouwt het aspect van de waterhuishouding en probeert een beeld te construeren van de geohydrologische processen. Een ecohydrologische systeembeschrijving

integreert de bodem en de vegetatie in het hydrologisch systeem. Een belangrijke doelstelling van de ecohydrologische systeemanalyse is inzicht te verkrijgen in de functionele ruimtelijke samenhang tussen de ecosysteemvormende (primaire) factoren waterkwantiteit, waterkwaliteit en moedermateriaal, en de standplaatsfactoren en verspreidingspatronen van plantesoorten.

Voor de planvorming is informatie over ruimtelijke patronen van ecosysteemvormende (primaire) factoren belangrijk. Voor het verzamelen van vlakdekkende informatie over de waterkwaliteit in relatie tot ecosysteemontwikkeling zijn nog geen methoden beschikbaar. Aan de hand van een case study wordt aangetoond dat er een goed perspectief is om het elektrisch geleidingsvermogen van het grondwater te kunnen gebruiken als een voorspeller voor de verwantschap van een willekeurig watermonster met referentiemonsters uit de hydrologische kringloop. Hiertoe moet wel een gebiedsspecifieke calibratiecurve worden opgesteld. Het elektrisch geleidingsvermogen is een gemakkelijk en snel in het veld te meten variabele, waardoor het een factor is waarover gebiedsdekkende informatie kan worden verzameld.

1 Inleiding

1.1 Historische ontwikkeling

In Nederland is van oudsher veel aandacht besteed aan de waterbeheersing. Over het algemeen betrof het maatregelen voor de bescherming van het land tegen overstroming vanuit de zee of de grote rivieren danwel de verbetering van de landbouwkundige gebruiksmogelijkheden van het land. Het sterk toepassingsgerichte hydrologisch onderzoek dat ten grondslag lag aan deze maatregelen, besteedde weinig of geen aandacht aan de effecten ervan op de natuur.

Vanuit de ecologie is vanoudsher een duidelijk besef geweest van de betekenis van water voor natuurlijke begroeiingen. Onderzoek naar de betekenis van water voor planten of vegetaties had een sterk fundamenteel karakter. Eerst in de loop van de jaren zeventig ontstond een toenemend maatschappelijk natuurbesef (Europees natuurbeschermingsjaar, N '70) wat mede een bezinning op de negatieve effecten van waterbeheersing op de natuur zal hebben veroorzaakt.

In 1974 stelde het Staatsbosbeheer de werkgroep Grondwater-Ecosystemen in, waarin voor het eerst hydrologen, bosbouwers en biologen zich te samen bogen over de effecten van grondwaterwinning op bos- en natuurgebieden. De Commissie Bestudering Waterhuishouding Gelderland (1970-1979) vormde het eerste platform waarin de ecologen een volwaardige stem kregen bij een integrale aanpak van het watervraagstuk. De commissie kreeg als taak een wetenschappelijke basis te scheppen voor een optimaal beheer van het aanwezige oppervlakte- en grondwater in Gelderland naar kwantiteit en kwaliteit ten behoeve van alle belangen die bij het water zijn betrokken.

In deze fase drong het besef door dat waterbeheersmaatregelen voor de traditionele gebruikssectoren van water ongewenste gevolgen konden hebben voor natuur. Op onderzoeksinstituten van de overheid en universiteiten wordt stucturele ruimte gecreëerd om relaties tussen waterbeheer en natuur te onderzoeken. De studiedag 'Ecosystemen in relatie tot het grondwaterregime' (Mededelingen-WLO, 6, 1979) georganiseerd door de Werkgemeenschap voor Landschapsecologisch Onderzoek is een eerste mijlpaal van het jonge onderzoeksveld dat al snel 'ecohydrologie' wordt genoemd.

1.2 Ecohydrologie

Sinds het eind van de jaren zeventig heeft het ecohydrologisch onderzoek in Nederland een belangrijke vlucht genomen. Het pionierwerk speelde zich af in natuurgebieden. De directe effecten van waterbeheer in de agro-hydrologie kregen belangrijke aandacht vanwege het economisch belang van de keten vochtleverantie-verdamping-gewasproduktie, maar in het ecohydrologisch

onderzoek trokken de indirecte relaties tussen waterhuishouding en vegetatie de aandacht. Er werd gezocht naar een wetenschappelijke basis voor de ervaring dat door bv. waterstandsverlagingen vele belangrijke soorten voor de natuurbescherming reeds zijn verdwenen door indirecte werkingen van de waterhuishouding, vóór effecten van een gebrek aan vochtleverantie.

Een belangrijke doorbraak was het verband dat Van Wirdum (1980) vanuit zijn onderzoek aan venen legde tussen de hydrologische kringloop van het water en bepaalde waterkwaliteitskenmerken. Hij wees op ecologische verbanden in het landschap via de kringloop van het water (zie hoofdstuk 2). Natuurterreinen kunnen hierdoor niet als geïsoleerd fenomeen, maar slechts in een geografisch verband worden bestudeerd. De ecohydrologie ontwikkelt zich door dit nieuwe inzicht tot een belangrijke stuwende kracht voor een andere jonge tak van wetenschap: de landschapsecologie. Grootjans (1985) wees op de analogie met venen van beekdalen waar hij relaties tussen verspreidingspatronen van plantesoorten en waterkwaliteitsparameters onderzocht. Kemmers (1986) vestigde de aandacht vooral op de invloed van hydrochemische en hydrologische variabelen op de nutriëntenhuishouding en de bodemvorming. De ecohydrologie groeit uit tot een tak van wetenschap, waarbinnen gezocht wordt naar de betekenis van hydrologische en hydrochemische processen in wisselwerking met de bodem voor de verspreiding van spontane vegetaties (zie hoofdstuk 3).

1.3 Systeembenadering

De systeembenadering wordt een wezenlijk kenmerk van de ecohydrologie. De standplaats is de basiseenheid waarbinnen het systeem wordt geanalyseerd (zie hoofdstuk 4). Hierbij wordt de standplaats van een vegetatie beschouwd als een systeem van functionele relaties tussen water, bodem, plant en atmosfeer, waarvan de drijvende kracht wordt gevormd door een hydrologisch veld (vgl. electrisch veld). Als conceptueel model voor deze systeembenadering van de standplaats wordt het 'eco-apparaat' (Eng.: Ecodevice) geïntroduceerd. Dit model blijkt een goed hulpmiddel te zijn om de gesignaleerde indirecte relaties tussen plant en zijn omgeving te analyseren.

1.4 Van defensief naar offensief

Toepassing van de nieuwe inzichten werd vooral doorgevoerd voor het beheer van natuurterreinen (zie hoofdstuk 5). De activiteiten van de Studiecommissie Waterhuishouding, Natuur, Bos en Landschap in de periode van 1982 tot 1989 (Water boven water, 1988) richtten zich sterk op de ontwikkeling van methoden waarmee effecten van hydrologisch beheer in natuurterreinen kunnen worden voorspeld (zie hoofdstuk 6). Ook de latere toepassing van de ontwikkelde

ecohydrologische voorspellingsmodellen richtten zich primair op bescherming van bestaande natuurwaarden (zie hoofdstuk 7).

Ontwikkelingen in landbouw-, milieu- en waterbeleid maakten het mogelijk dat aan het eind van de jaren tachtig de sector natuur meer ruimte kreeg voor een offensiever beleid gericht op herstel en natuurontwikkeling. Inmiddels had ook de interdepartementale projectgroep Verdroging (Braat *et al.* 1987) geconstateerd dat in een groot deel van Nederland veranderingen in natuur en landschap waren opgetreden over de afgelopen decennia die ondermeer bleken samen te hangen met een daling van de grondwaterstand. De ernstige verdroging van natuur en landschap was aanleiding tot het formuleren van een anti-verdrogingsbeleid. Het doel van het beleidsvoornemen is de verdroging terug te dringen, zodanig dat in het jaar 2000 het verdroogde areaal met 25% is afgenomen ten opzichte van de situatie in 1985.

De ruimtelijke uitwerking van het nieuwe natuurbeleid kreeg gestalte in de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) van het Natuurbeleidsplan. Een belangrijk fundament voor deze hoofdstructuur is de hydrologische systeemanalyse (zie hoofdstuk 8). Voor de planvorming is niet alleen proceskennis over de mogelijke richting van ecosysteemontwikkeling nodig, maar ook kennis over de ruimtelijke patronen daarvan. Het is daarom van belang over geografische informatie te kunnen beschikken over ecosysteemfactoren die bepalend zijn voor de ontwikkeling van ecosystemen, de zgn. onafhankelijke factoren of primaire ecosysteemfactoren.

2 Patronen in het landschap

In zijn klassieke benadering van het landschap maakt Jenny (1941,1980) onderscheid tussen afhankelijke en onafhankelijke factoren. De ontwikkeling van de afhankelijke factoren Bodem (S), Vegetatie (V) en Landschap (L) is in hoofdzaak afhankelijk van de onafhankelijke factoren klimaat (kl), topografie (to), moedermateriaal (m), biologisch potentieel (b) en tijd (t). In de vorm van een vergelijking uitgedrukt als:

$$S, V, L = f(kl, to, m, b, t) \quad (1)$$

Bodemkundige en vegetatiekundige patronen kunnen worden verklaard uit het oplossen van vergelijking (1). Op een regionale schaal zullen bepaalde onafhankelijke factoren slechts weinig bijdragen aan differentiatie in de patronen van bodem en vegetatie. Veronderstellend dat binnen een gebied een random verspreiding van zaden (b) mogelijk is en er weinig ruimtelijke variatie in klimaat (kl) en moedermateriaal (m) aanwezig is, vormt de topografie (to) de belangrijkste factor voor de differentiatie in ruimtelijke patronen van bodem en vegetatie. Daarmee is topografie een zeer belangrijke factor, waaruit verschillen in ecosysteemontwikkeling kunnen worden begrepen.

2.1 Natuurlijke voedselrijkdom

Er kan gesteld worden dat de natuurlijke voedselrijkdom en de macro-ecologische patronen in het Nederlandse landschap hun oorsprong vinden in het reliëf (= topografie) van het landschap. Een overzicht van de natuurlijke voedselrijkdom van de bodem in Nederland voor het intensieve menselijke gebruik van de bodem is in de figuur 1 weergegeven.

Deze kaart is tevens een afspiegeling van de topografie en de daarmee sterk verbonden differentiatie in de kwantitatieve en kwalitatieve hydrologie van het landschap. Hoge, relatief droge zandgronden komen naar voren als voedselarm, terwijl de belangrijkste beekdalen en laagten in het landschap een mesotroof karakater bezitten. Ditzelfde mesotrofe karakter wordt teruggevonden in het Limburgse Krijtdistrict. Duidelijk eutrofe invloeden zijn aanwezig in de benedenloop van grote rivieren en in de kuststreken. Uit dit samenvallen van patronen kan worden afgeleid dat er blijkbaar een verband bestaat tussen topografie en hydrologie enerzijds en voedselrijkdom anderzijds.

Op regionale schaal is de topografie via hoogteverschillen en stroming van grondwater één van de belangrijkste factoren waaraan de differentiatie naar bodemeenheden en vegetatietypen kan worden toegeschreven (2.2). Op 28 nationale schaal gaan verschillen in moedergesteente en klimaat een belangrijke differentiërende rol spelen.

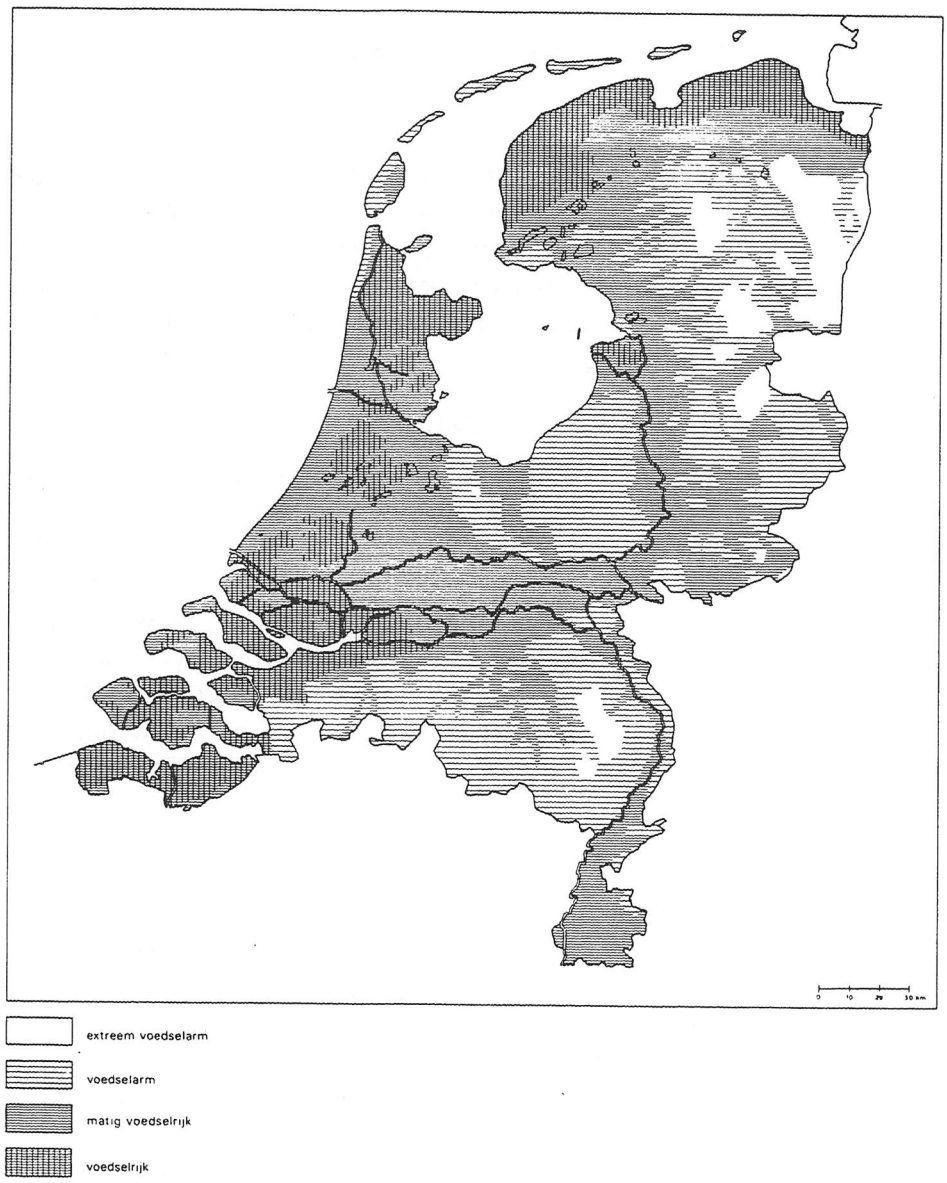


Fig. 1 Natuurlijke voedselrijkdom van de bodem in Nederland voor het ingrijpen van de mens. [Bron: Van der Maarel en Dauvellier (1978)]

2.2 Hydrologische differentiatie

Hoogteverschillen in het landschap vormen de drijvende kracht achter grondwaterstromingen. In onze klimaatsomstandigheden hebben we te maken met een neerslagoverschot op jaarbasis. Op hoge zandgronden zal dit neerslagoverschot naar de diepere ondergrond wegzakken en in de lager gelegen beekdalen weer omhoog kwellen. In de beekdalen zal het neerslagoverschot niet naar de ondergrond wegzijgen maar door greppels, sloten

of natuurlijke laagten oppervlakkig naar de beek toestromen. Als gevolg hiervan zijn de grondwaterstanden op de hoge zandgronden gemiddeld lager ten opzichte van het maaiveld dan in de beekdalen.

De wegzijging op de hoge zandgronden heeft tevens tot gevolg dat de amplitudo tussen zomer- en wintergrondwaterstanden groter is dan in de kwelgebieden. De verschillende hydrologische omstandigheden kunnen goed worden geïllustreerd met overschrijdingsduurlijnen voor de grondwaterstand. Bij een duurlijn is op de verticale as de grondwaterstand uitgezet tegen het aantal dagen dat deze wordt overschreden op de horizontale as (figuur 2). Goed ontwaterde (hoge) zandgronden hebben over het algemeen een holvormig verlopende duurlijn, terwijl slecht ontwaterde (kwellende) gronden een karakteristiek bolvormig verlopende duurlijn hebben.

Tijdstijghoogtelijnen, ook wel fluctuatiediagrammen genoemd, illustreren daarentegen beter de frequentie van over- resp. onderschrijdingen van bepaalde grondwaterstanden.

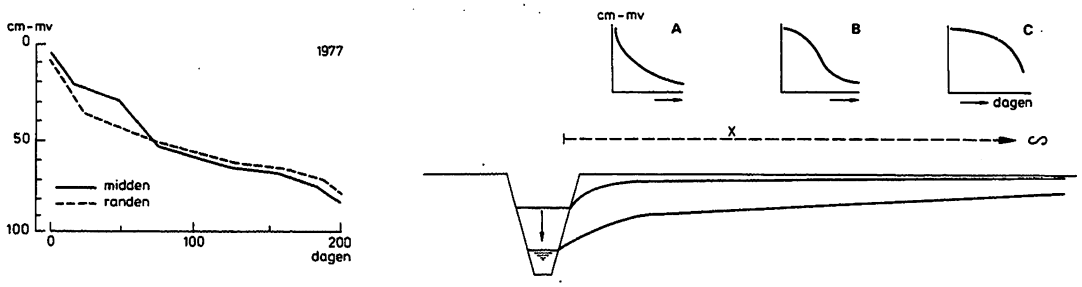


Fig. 2 Schematische weergave van duurlijnenvormen in goed (a), slecht (b) en niet-ontwaterde gronden (c)

2.3 Hydrochemische differentiatie

De chemische samenstelling van het water hangt samen met de hydrologische kringloop. In de kringloop van het water kunnen drie compartimenten worden onderscheiden waarin het water korte of langere tijd verblijft: de atmosfeer, de lithosfeer en de hydrosfeer of ook wel thalassosfeer [Thalassa (Gr)= zee]. Elk compartiment heeft een karakteristieke chemische samenstelling, die is te typeren met het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) en de ionen ratio (IR).

De IR is een maat voor het aandeel van calciumionen in de kationensom (zie paragraaf 3.2). In figuur 3 is de samenhang tussen de kringloop van het water en de chemische eigenschappen van het water schematisch weergegeven. Na infiltratie van regenwater komen voornamelijk calcium- en bicarbonaationen in oplossing met oplopende verblijftijd van het grondwater in watervoerende lagen. Naast het EGV neemt hierdoor ook de IR van het grondwater toe. Dit water stroomt naar de oppervlakte in gebieden met kwelpotentialen.

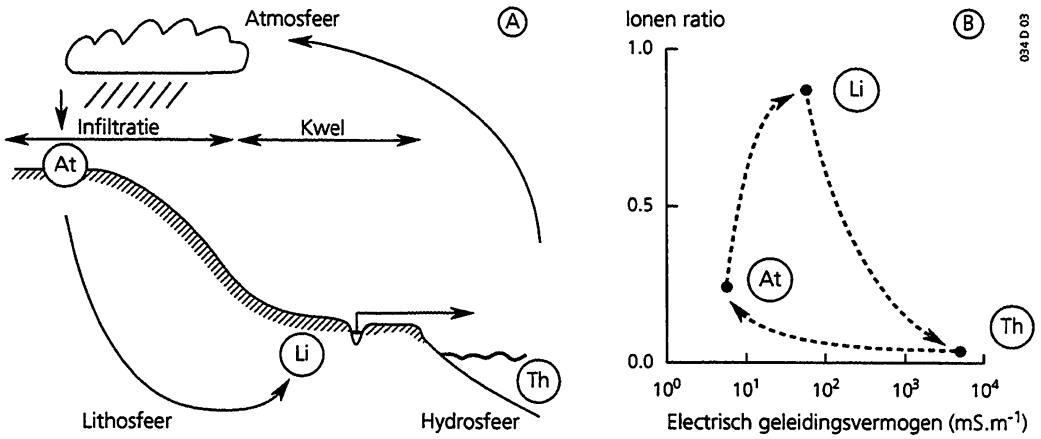


Fig. 3 Samenhang tussen de kringloop van het water en de chemische eigenschappen van het water

Van Wirdum (1991a) koos de samenstelling van zeewater als referentiepunt voor de hydrosfeer (Th), de gemiddelde samenstelling van regenwater te Witteveen als referentiepunt voor de atmosfeer (At), en de samensteling van het diepe grondwater nabij het Gelderse plaatsje Angeren als referentie voor lithotroof water (Li). Op deze wijze kan thalassotroof, atmotroof en lithotroof grondwater worden onderscheiden.

2.4 Vegetatiekundige differentiatie

De invloed van de hydrologie op de variatie in natuurlijke vegetaties kan op twee manieren tot stand kan komen:

1. Op directe wijze spelen de vochtleverantie en de opgeloste voedingsstoffen in het water een rol.
2. Langs indirecte weg hebben het vochtgehalte en de chemische samenstelling van het grondwater invloed op de beschikbaarheid van voedingsstoffen in de bodem en op de buffering van de input van zuren.

Het eerste mechanisme is doorgaans van een ondergeschikt belang, hoewel dit zeker een rol zal kunnen spelen. Kennis van het tweede mechanisme is van fundamenteel belang voor een goed inzicht in die problemen van het natuurbeheer, die zijn verweven met het waterhuishoushoudkundig beheer van ons landschap.

2.5 Relaties tussen patronen

Patronen van vegetaties zijn over het algemeen goed zichtbaar. Voor een verklaring van de patronen zal de neiging bestaan te zoeken naar samenvallende patronen in bodemkundige of hydrologische factoren. In verkennend onderzoek zullen daartoe meestal meer gegevens verzameld worden dan achteraf nodig bleek. Doel van de gegevensverzameling is een relatie te vinden tussen vegetatieparameters en abiotische varabelen. Om

structuur te ontdekken in databestanden is het zinvol gebruik te maken van geavanceerde statistische technieken.

Bij het traditioneel statistische onderzoek wordt via een regressietechniek gezocht naar een relatie tussen één soort en één milieuvariabele. Soms kan de aanwezigheid van één soort beter uit meer variabelen worden verklaard (multiple regressie). Bij vegetatiekundig onderzoek gaat het echter erom de aanwezigheid van meer soorten te kunnen verklaren uit meer milieuvariabelen. Hiertoe bestaan geavanceerde regressietechnieken die bekend staan onder de naam ordinatie. Een belangrijk onderscheid tussen de verschillende technieken is het al dan niet aanwezig zijn van milieugegevens. Indien sprake is van expliciete milieuvariabelen wordt gesproken van canonische ordinatietechnieken. Ter Braak (1987) ontwikkelde een algoritme voor het computerprogramma CANOCO dat gebaseerd is op deze technieken. In het aanhangsel wordt iets uitgebreider ingegaan op deze techniek en met name op de interpretatie van de resultaten.

3 Chemische processen en grondwatertypering

Tussen het grondwater en het doorstroomde sediment komen talrijke interacties voor, waarbij verschillende processen zijn betrokken. Belangrijke processen zijn reductie, verwering, oplossing, neerslag en ionenwisseling. Gedetailleerde informatie hierover is te vinden in handboeken (o.a. Bolt en Bruggenwert, 1976; Lindsay, 1979). Voor de ecologie zijn met name processen waarbij ijzer en calcium zijn betrokken van betekenis. Deze stoffen kunnen in de ondergrond in oplossing komen en over grote afstand met grondwaterstromingen verplaatst worden. In de ecohydrologie gaat de byzondere aandacht uit naar calcium, vanwege de invloed van dit ion op de basentoestand van ecosystemen. De basentoestand is van fundamenteel belang voor de nutriëntenhuishouding (hoofdstuk 4). De volgende paragrafen gaan iets dieper in op de processen in relatie tot het gedrag van calciumionen.

3.1 Chemische processen

De verrijking van het grondwater met calcium- en bicarbonaationen wordt voornamelijk veroorzaakt door het in oplossing gaan van calciethoudende bestanddelen in het doorstroomde sediment. Bij dit proces spelen de volgende reacties een rol:

$$H_2O + CO_2 \leftrightarrows H_2CO_3 \leftrightarrows H^+ + HCO_3^- \quad (2)$$

$$CaCO_3 + H^+ \leftrightarrows Ca^{2+} + HCO_3^- \quad (3)$$

Het is aannemelijk dat het verweringsproces (3) plaatsvindt onder invloed van H^+-ionen die zijn gevormd in de wortelzone. Hier vindt namelijk CO_2-produktie plaats als gevolg van ademhalingsprocessen in wortels en micro-organismen. Het vrijgekomen CO_2 verhoogt op zijn beurt de concentratie aan H^+-ionen (evenwichtsreactie (2) schuift naar rechts).

Volgens enkele elementaire scheikundige afleidingen (zie bv. Bolt en Bruggenwert, 1976) kan vergelijking (3) worden herschreven tot een lineaire relatie bij een evenwichtssituatie:

$$\log [Ca^{2+}]/[H^+] = -\log [HCO_3^-] + 1{,}98 \quad (4)$$

De rechte lijn in figuur 4 geeft de relatie (4) grafisch weer. De krommen uit figuur 4 geven voor twee verschillende pleistocene zandgebieden de feitelijke relatie tussen deze variabelen in het freatisch grondwater weer. Slechts in het snijpunt van een kromme met de rechte kan er sprake zijn van een evenwichtssituatie

tussen opgeloste stoffen en vast calciet ofwel van een verzadigde oplossing. Recent geïnfiltreerd regenwater bevindt zich rechtsonder in de figuur. Dergelijk grondwater wordt atmotroof genoemd. Tijdens de stroming van het grondwater door de diepere ondergrond lost calciet op, waardoor de watersamenstelling zich ontwikkelt in de richting van het snijpunt met de rechte lijn. Tijdens dit proces neemt de concentratie calcium- en bicarbonaationen toe, terwijl de concentratie H^+-ionen afneemt (de pH stijgt). De in oplossing gekomen ionen worden met het water meegevoerd. Bij voldoende hoge concentraties van calcium en bicarbonaat kan bij hoge pH-waarden het grondwater volledig verzadigd raken. Dergelijk gerijpt grondwater wordt lithotroof genoemd. Waar dit grondwater opkwelt, kan aan het maaiveld zelfs weer secundair calciet neerslaan.

De snelheid waarmee het rijpingsproces van het grondwater zich ontwikkelt, is afhankelijk van de rijkdom aan gemakkelijk verweerbare bestanddelen van het doorstroomde sediment (nb. invloed onafhankelijke factor moedermateriaal!). In het lokale, in de ondergrond kalkrijke stroomstelsel van Groot-Zandbrink in de Gelderse Vallei wordt het traject van de kromme in figuur 4 doorlopen met een tijdbestek in de orde van jaren. In de Zuidelijke Peelregio, die arm is aan kalkafzettingen in de ondergrond, speelt het proces zich af in een tijdsorde van decennia tot eeuwen. De aanwezigheid van opkwellend lithotroof grondwater is dus niet per definitie gekoppeld aan grondwater met lange verblijftijden.

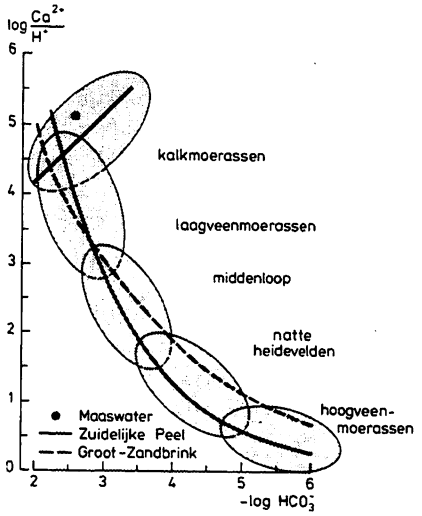


Fig. 4 Ontwikkeling van de verzadigingsgraad van grondwater door verwering van calciet. De rechte lijn is de weergave van vgl. 3. De beide krommen geven voor twee regio's van het pleistocene zandgebied de feitelijke relatie in het freatisch grondwater tussen de variabelen van vgl. 3. Tevens is aangegeven welk ecotopen in de verschillende trajecten van de verzadigingsreeks voorkomen.

Met figuur 4 kan eveneens worden geïllustreerd dat de samenstelling van lithotroof water niet eenduidig is. Verschillende combinaties van concentraties calcium-, bicarbonaat- en waterstofionen kunnen leiden tot verzadigd grondwater

met een verschillend elektrisch geleidingsvermogen (EGV). Daardoor kunnen in de ecohydrologische literatuur verschillende referenties voor lithotroof water voorkomen. Naast Angeren-grondwater (LiAng) wordt in de oudere literatuur ook wel Maaswater te Remilly in Frankrijk (LiR) of Veluwe-grondwater bij het punt Hoge Duvel (LiHDu) als referentie gebruikt.

3.2 Chemische typering van grondwater

Grondwater kan afhankelijk van de doelstelling op verschillende wijzen worden getypeerd. De belangrijkste methoden in de ecohydrologie zijn:
- Stiff diagrammen;
- Piper diagrammen;
- Stuyfzandtypologie;
- IR-EGV diagrammen.

Stiff diagrammen geven vooral een goed beeld van de samenstelling van een individueel watermonster. Het diagram geeft de procentuele verhouding weer van de belangrijkste kationen en anionen. In het diagram is tevens een indicatie opgenomen voor de hoeveelheid ionen in oplossing. In figuur 5 is een voorbeeld van enkele Stiff diagrammen weergegeven.

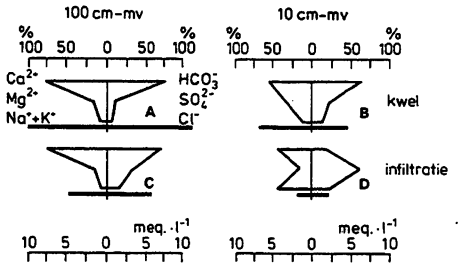


Fig. 5 Chemische samenstelling van het grondwater in relatie tot bemonsteringsdiepte en hydrologische situatie in een komkleigebied met Stiff-diagrammen

Piper diagrammen zijn beter geschikt om de samenstelling van een grote groep watermonsters onderling te vergelijken. Een monster wordt als een punt weergegeven in een diagram waarbij onderscheid gemaakt wordt naar het procentuele aandeel van 1- en 2-waardige kationen en anionen. In figuur 6 is een Piper diagram weergegeven.

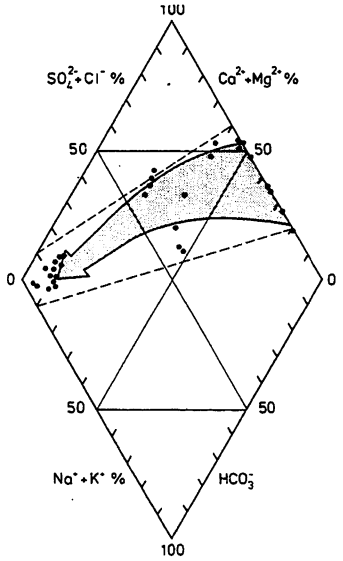


Fig. 6 Hydrochemische typering van grondwater van het Pleistoceen met een Piper diagram. Elk punt is de weergave van de percentages van de belangrijkste ionen in een monster. Met stippellijnen zijn de grenzen van de natuurlijke watertypen aangegeven. De pijl geeft de richting aan van de ontwikkeling van de ionensamenstelling tijdens stroming door de ondergrond.

De *Stuyfzand-typologie* is een hiërarchisch classificatiesysteem waarmee op basis van ionspecies en concentraties van ionen een groot aantal watertypen kan worden onderscheiden. Een watertype wordt met een letter-cijfer code aangegeven. De methode wordt vooral gebruikt bij de ecohydrologische systeembeschrijving en is specifiek ontwikkeld voor de analyse van geo-hydrologische systemen. Voor ecologische interpretaties en evaluaties is deze typologie vooralsnog te veelomvattend. In figuur 7 is een voorbeeld van een Stuyfzand-typologie gegeven.

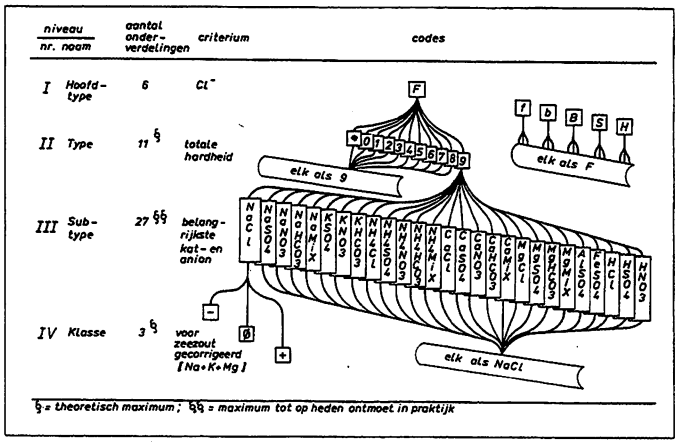


Fig. 7 Overzicht van de Stuyfzand-typologie (Bron: Stuyfzand, 1986)

IR-EGV diagrammen zijn gebaseerd op een beperkt aantal analyses van een watermonster en zijn geschikt voor globale ecologische interpretaties. De watermonsters worden geplot in het zgn. LAT-framework (Lithotroof,

Atmotroof,**T**halassotroof). Dit framework bestaat uit een driehoek die als hoekpunten de referentiemonsters uit de belangrijkste compartimenten van de hydrologische kringloop heeft (zie figuur 8). Elk watermonster kan daardoor op kwalitatieve wijze geëvalueerd worden op de positie die het inneemt in de hydrologische kringloop. Hoewel IR-EGV diagrammen op een beperkte set van analyses zijn gebaseerd en daardoor slechts een globale indruk geven, is het mogelijk om op basis van een complete analyse van de maior-ionen similariteiten te berekenen van individuele watermonsters met elk van de referentiemonsters (de MAION-methode). In figuur 9 is een diagram met similariteiten weergegeven. Met het similariteitsdiagram is een meer kwantitatieve interpretatie van waterkwaliteitsmonsters mogelijk (zie paragraaf 8.3).

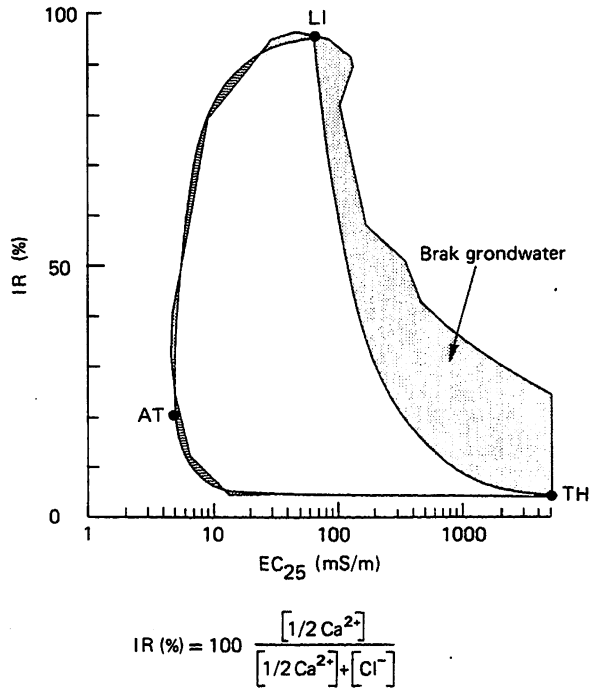


Fig. 8 IR-EGV diagram als raamwerk voor de interpretatie van ecologisch relevante water-typen. Als referenties zijn watermonsters uit verschillende compartimenten van de hydrologische kringloop opgenomen. Li: grondwater; At: regenwater; Th: zeewater. De krommen omsluiten theoretische mengsels van de watermonsters. De andere contour omgeeft het voorkomen van actuele watermonsters.

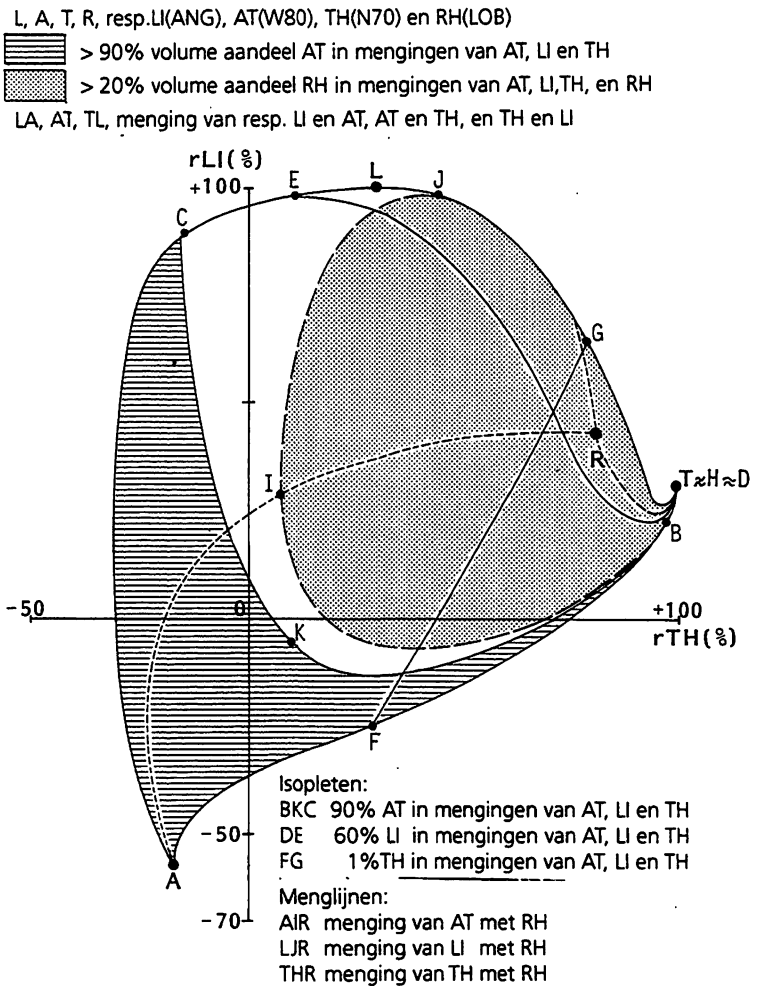


Fig. 9 Raamwerk voor ecologische relevante watertypen op basis van verwantschappen met de referentie monsters voor 'grondwater' en 'zeewater' (Bron: Van Wirdum 1991a)

De gebruikte ionenratio in deze methode is gerelateerd aan de relatieve calcium-concentratie. De relatieve calciumconcentratie is het aandeel van het calcium-ion in de som van de kationen calcium, magnesium, kalium en natrium. Deze empirische relatie is gebaseerd op het ervaringsfeit dat magnesium in de kationensom een vrij constant aandeel van 17% inneemt, het kalium aandeel verwaarloosbaar is en het natrium-ion in equivalente hoeveelheden als het chloride-ion voorkomt.

$$IR = [Ca^{2+}]/\{[Ca^{2+}] + [Cl^-]\} = 1{,}2\{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}] + [Na^+] + [K^+]\}\ (meq.meq^{-1}) \quad (5)$$

4 De standplaats

4.1 Theoretische aspecten

Voor de analyse van de invloed van de hydrologie op de vegetatie speelt de standplaats een belangrijke fysieke en conceptuele rol.

Fysieke eenheid

De standplaats kan worden beschouwd als de fysieke eenheid waarbinnen de standplaatsfactoren overeenstemmen met de fysiologische behoeften van een plant. Als zodanig is een standplaats verwant met het begrip habitat. Standplaatsen kunnen op verschillende schaalniveaus worden onderscheiden.
De standplaats (sensu stricto) is de kleinste in een bepaald verband als eenheid beschouwde omgeving van de plant (Van Wirdum en Van Dam, 1984). De standplaats kan in bredere zin worden beschouwd als een ruimtelijk eenheid die homogeen is in de belangrijkste standplaatsfactoren, waardoor geen vegetatiekundige differentiatie binnen de standplaats voorkomt. Het milieu in de standplaats valt daarbij samen met het overlappingsgebied van de ecologische amplitudes van de verschillende soorten op die standplaats (Kemmers en Van Wirdum, 1988).

Ecodevice als concept

Een standplaats kan ook als een functioneel systeem beschouwd worden, waarbinnen een stelsel van betrekkingen tussen plant of vegetatie en omgevingsfactoren bestaat. Van Wirdum (1981) introduceerde hiertoe het begrip ecodevice (zie paragraaf 1.3). Voor de natuurbescherming heeft het ecodevice als taak 'natuur' te produceren. De belangrijkste taak van het ecodevice is de milieuomstandigheden voor de vegetatie te handhaven binnen de grenzen van het minimaal benodigde en het maximaal aanvaardbare. De juiste milieuomstandigheden alleen zijn niet voldoende voor de vegetatie om zich te kunnen handhaven. Onttrekking van stoffen uit het milieu of lozing van stoffen als gevolg van metabolische processen zal leiden tot overschrijding van de grenzen voor de bestaansvoorwaarden, tenzij de standplaats deel uitmaakt van een stromingsveld, waarbinnen door potentiaalverschillen stoffen kunnen worden aangevoerd of afgevoerd. Een dergelijk 'ecologisch' veld vormt een voorwaarde voor een stabiel en constant milieu in de standplaats. In relatie tot de hydrologie wordt wel gesproken van een hydrologisch veld. Dit hydrologisch veld wordt op sterkte gehouden door hydrologische potentiaalverschillen, die samenhangen met het reliëf in het landschap. De positie van de standplaats in het hydrologisch veld heeft belangrijke ecologische consequenties. Processen binnen de standplaats kunnen en mogen niet los van haar positie in het hydrologisch veld beschouwd worden.

Functionele relaties

Op basis van het ecodevice concept werden door Van Wirdum verschillende typen relaties tussen plant (vegatie) en zijn omgeving onderscheiden:

- Positionele relaties;
- Conditionele relaties;
- Operationele relaties;
- Sequentiële relaties.

Deze relaties kunnen in verband gebracht worden met de 'werking' van het ecodevice c.q. de standplaats: aan de standplaats zijn aspecten verbonden die op verschillende wijze uitwerken naar de vegetatie. Het zal tevens blijken (zie ook fig. 24) dat het relatiestelsel een hiërarchisch karakter heeft, waardoor milieuomstandigheden moeten worden beschouwd als van elkaar afhankelijke factoren.

4.2 Positionele relaties

De positie van de standplaats in een hydrologisch veld tussen infiltratie- (source) en kwelgebied (sink) is bepalend voor de richting waarin de bodemgenese zich ontwikkelt. Tussen beide polen vindt stroming van grondwater plaats. In hoofdstuk 2 is beschreven welke hydrologische en hydrochemische veranderingen plaatsvinden in het hydrologisch veld. De processen die van belang zijn, betreffen geohydrologische en geohydrochemische processen op een regionale schaal.

Binnen de in hoofdstuk 2 geschetste macro-ecologische gradiënt op regionale schaal zijn nu standplaatstypen te onderscheiden op basis van natheid en basenrijkdom van het grondwater. De betreffende standplaatsen ontlenen deze kenmerken zeer nadrukkelijk aan hun topografische of hydrologische positie in het landschap. Dit inzicht opent perspectieven om de waterhuishouding als één van de belangrijkste stuurmechanismen te beschouwen bij de interpretatie van vegetatiekundige differentiatie in het landschap.

Laten we eens een geohydrologisch/bodemkundige dwarsdoorsnede van Nederland in beschouwing nemen. In figuur 10 is schematisch een overzicht gegeven van een stroomgebied met grondwaterprofielen. Hogere zandgronden, afgewisseld door natuurlijke laagten en beekdalen gaan over in een stroomvlakte met de bedding van een rivier. Op de hogere gronden vindt overwegend afvoer van water en basen plaats. In de lagere delen van het landschap vindt doorgaans extra aanvoer van grondwater en basen plaats via periodieke of permanente kwel. Vanuit de grote rivieren kan kwelwater inunderen, dat daar reeds eerder via drainage terecht is gekomen.

De verspreiding van de verschillende bodemtypen langs deze doorsnede is in sterke mate gebonden aan de hydrologische condities ter plaatse en is derhalve niet los te zien van de positie van de standplaats in het hydrologische systeem. Deze hydrologische condities kunnen voor de verschillende bodemtypen/standplaatsen weergegeven worden in de vorm van overschrijdingsduurlijnen van de grondwaterstand. In het onderstaande zullen steeds een veldpodzol en een beekeerd standplaats/bodemtype nader worden toegelicht (zie figuur 10).

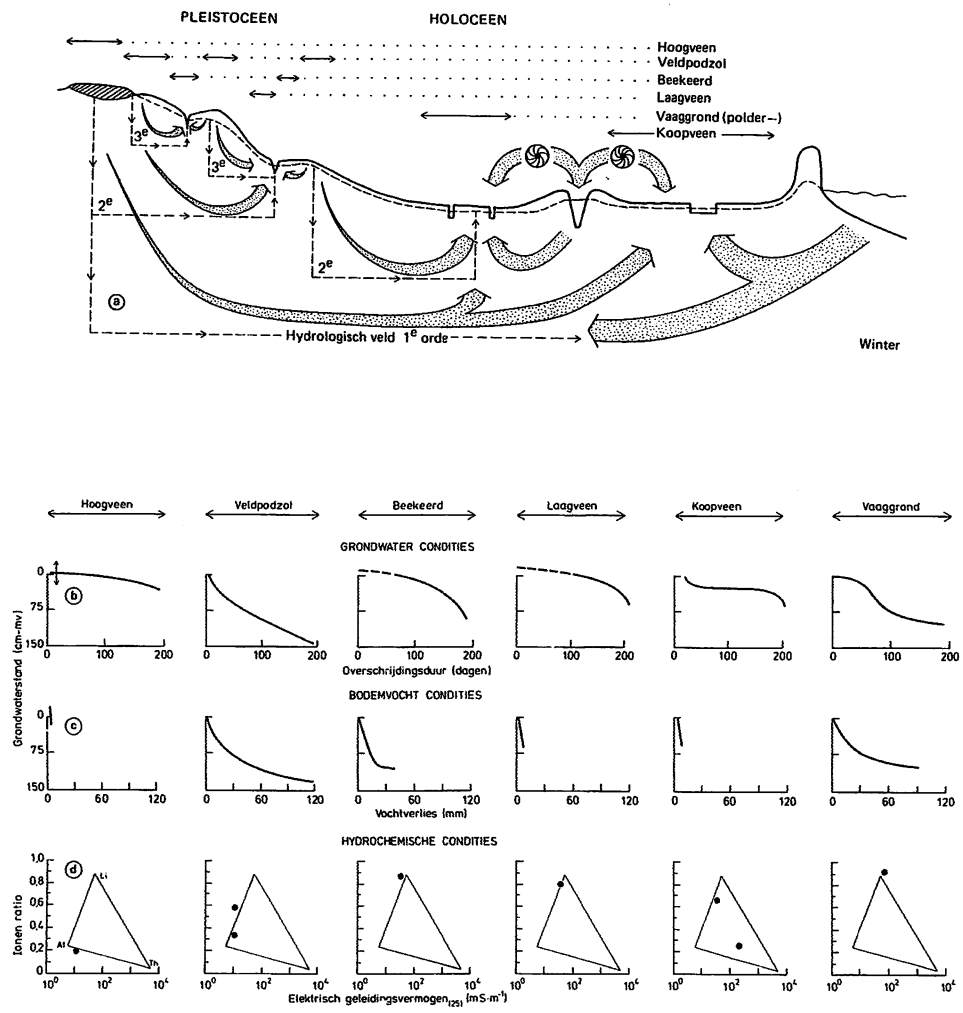


Fig. 10 a) Stromingspatronen van het grondwater in een geïdealiseerde dwarsdoorsnede van Nederland. Bodemtypen kunnen gerangschikt worden volgens hun landschappelijke positie in het hydrologisch systeem. De belangrijkste positionele kenmerken zijn af te leiden uit: b) Overschrijdingsduurlijnen; c) Bodemvochtcondities in relatie tot de grondwaterstand; d) Hydrochemische eigenschappen op basis van ionenratio en elektrisch geleidingsvermogen.

Een beekeerdgrond is hydrologisch lager gelegen dan een veldpodzolgrond en ontvangt extra water via periodieke kwel. Het gevolg is dat de grondwaterstanden niet alleen gemiddeld hoger liggen, maar ook dat hoge grondwaterstanden over langere perioden voorkomen (zie figuur 10^{b}). In de zomer zakt de grondwaterstand minder diep weg als gevolg van de extra aanvoer door kwel. Een beekeerdgrond heeft daarom een kleinere amplitudo van de grondwaterstand dan een veldpodzolgrond. De vochtconditie in de onverzadigde zone is weergegeven als het over het gehele profiel gesommeerde vochtverlies in relatie tot het grondwaterstandsniveau (zie figuur 10^{c}). Een veldpodzolgrond kan aan het einde van de zomer, als de grondwaterstand zijn diepste punt heeft bereikt, een veel grotere hoeveelheid neerslag kan bergen dan een beekeerdgrond. De verdunning van het lithotrofe grondwater met regenwater in

de beekeerdgrond zal daarom slechts gering zijn. Bij ontwatering van de beekeerdgrond (stippellijn) treedt echter een sterke toename op in de berging. De invloed van regenwater op het lithotrofe karakter van een beekeerdgrond zal daardoor toenemen.

De hydrochemische condities van de twee standplaatsen zijn gekarakteriseerd met een IR-EGV diagram (zie figuur 10^{d}). Het grondwater onder de veldpodzolgrond heeft nog een sterke gelijkenis met regenwater dat is aangegeven door het referentiepunt At. De beekeerdgrond wordt gekenmerkt door lithotroof grondwater dat elders geïnfiltreerd is en na transport en verrijking in de ondergrond in de beekeerdgrond weer opkwelt.

Op vergelijkbare wijze kunnen andere bodemtypen waarvan de ontwikkeling sterk afhankelijk is geweest van het waterhuishoudkundige regime, worden gekarakteriseerd. Figuur 10 geeft voor een scala aan bodemtypen de karakteristieken weer.

De karakterisering van de standplaats heeft tot op dit moment plaats gevonden op een hoog hiërarchisch niveau. Dit is het positionele niveau. Aan deze ordening is in principe niet te tornen. Zij is gebaseerd op de topografische of hydrologische matrix van het landschap. Het zijn randvoorwaarden die niet of nauwelijks zijn te veranderen en die bepalend zijn voor de richting waarin fysisch-chemische processen in de standplaats verlopen.

4.3 Conditionele relaties

De conditionele aspecten vormen een regulerende structuur binnen de standplaats. Via deze structuur worden de positionele aspecten omgevormd tot of doorgegeven naar het operationele milieu van de vegetatie. Binnen de standplaats kunnen verschillen in bv. de microtopografie, textuur of organische stof condities vormen waardoor ecofysiologisch verschillende operationele milieus tot stand komen. Deze inwendige differentiatie leidt tot een karakteristieke mate van heterogeniteit binnen de standplaats die tot gevolg heeft dat binnen een beperkte oppervlakte een verscheidenheid aan soorten kan optreden. De invloed van microreliëf binnen de standplaats leidt tot een differentiatie in de zuurgraad, de vochtbeschikbaarheid en redoxstatus van de bodem.

Differentiatie in zuurgraad

In figuur 11 is voor de gradiënt van een beekeerdgrond naar een veldpodzolgrond de ionenratio van het bovenste grondwater weergegeven in de bovenste band. De linkerkant met een hoge ionenratio vertegenwoordigt de beekeerdgrond, de rechterkant de veldpodzolgrond. De onderste band in deze figuur geeft de calciumbezetting weer op het adsorptiecomplex van de grond (0-5 cm-mv.) boven het bemonsterde grondwater. Beide variabelen zijn gerelateerd aan de hoogte van het maaiveld ten opzichte van de laagste grondwaterstand (onderste horizontale schaal). In de beekeerdgrond is sprake van een hoge calciumbezetting. Dit moet worden toegeschreven aan de toestroming van calciumhoudend grondwater naar de bovengrond (Jansen, 1992). Er kan worden geconstateerd dat de chemische samenstelling van het grondwater wordt weerspiegeld door het adsorptiecomplex. Tevens kan worden geconstateerd dat er divergentie optreedt zodra het maaiveld oploopt. In dit voorbeeld is een hoogteverschil van ca. 25 cm reeds voldoende om een verlaging van 75% naar 25% in de Ca-bezetting te veroorzaken, terwijl het grondwater onder de bemonsterde plek nog steeds een hoge ionenratio heeft.

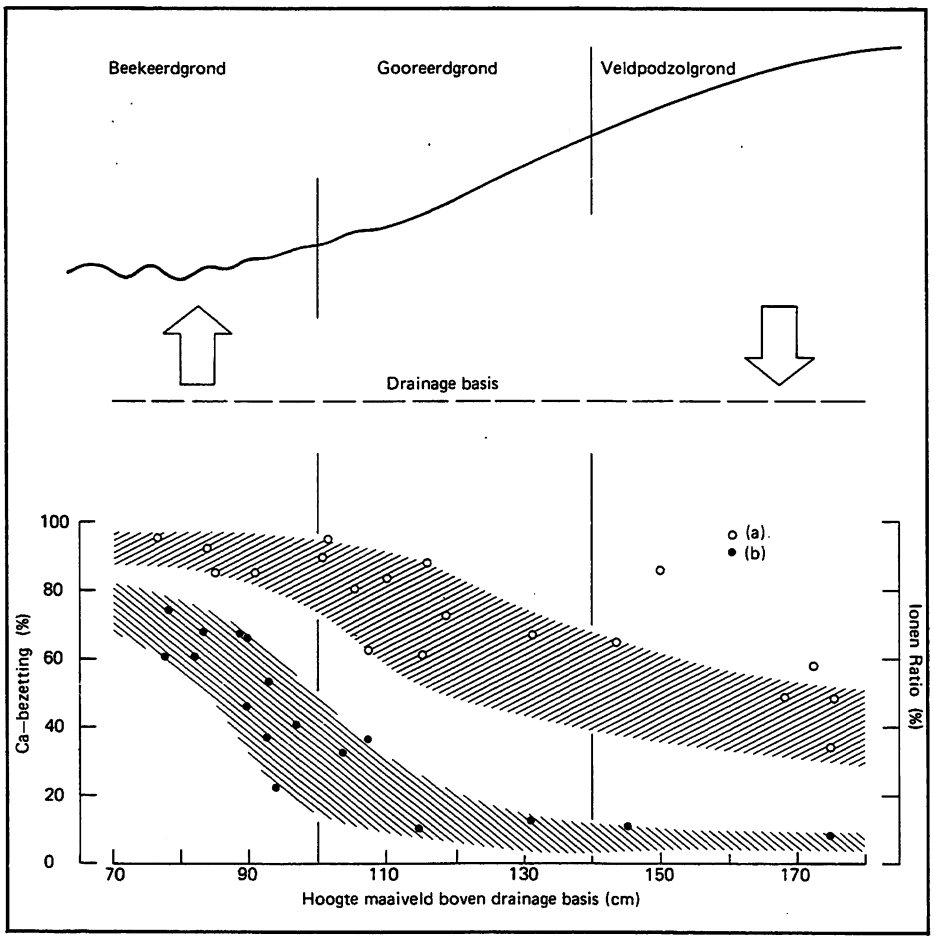


Fig. 11 Ionenratio van het bovenste grondwater (a) en calciumbezetting van het adsorptiecomplex (b) van de bovenliggende wortelzone in relatie tot de hoogte van het maaiveld boven de drainagebasis langs een gradiënt met drie bodemtypen

De veldpodzolgrond (rechter gedeelte) bezit vrijwel geen calcium op het adsorptiecomplex, terwijl ook het grondwater een lage ionenratio heeft. Ondanks de divergentie is er over het gehele maaiveldstraject van 70 tot 95 cm boven de drainagebasis steeds sprake van het standplaatstype 'beekeerdgrond'. Het maaiveld binnen deze concrete standplaats vertoont dan ook een microreliëf met horsten en slenken.

Naast de trend van een dalende Ca-bezetting (bodemzuurgraad) is er ook sprake van een zekere bandbreedte. Deze bandbreedte geeft informatie over de natuurlijke variatie en deze moet bekend zijn als de ecologische amplitudo van een soort gezocht wordt. Deze amplitudo moet gerelateerd worden aan de respons van de plant op een veranderende zuurgraad. Immers uit figuur 11 kan tevens worden afgelezen dat als gevolg van verlaging van de grondwaterstand in een beekeerdgrond de Ca-bezetting en dus de zuurgraad van de bodem zal teruglopen.

Differentiatie in vochtbeschikbaarheid

Een vergelijkbaar voorbeeld kan worden gegeven van de vochtbeschikbaarheid voor de vegetatie in een beekeerdgrond en een veldpodzolgrond in relatie tot een dalende grondwaterstand. In figuur 12 is dat geïllustreerd door de reactie van de vegetatie te relateren aan de gewasopbrengst. Ook in dit geval is sprake van een bandbreedte als gevolg van natuurlijke variatie. Deze variatie hangt bv. samen met verschillen in textuur en maaiveldhoogte. Ook in dit geval moet bekend zijn hoe de bandbreedte zich verhoudt tot de respons van planten op veranderende grondwaterstanden.

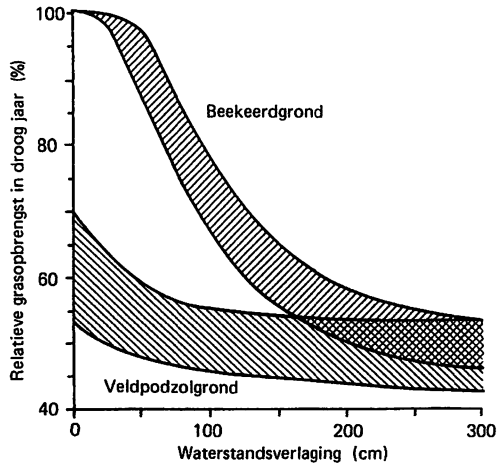


Fig. 12 Het verband tussen eventuele grondwaterstandsdalingen in een beekeerd- en een veldpodzolgrond en de reactie van de vegetatie in een droog jaar uitgedrukt in de relatieve grasopbrengst. Het verband is afgeleid met simulatieberekeningen. (Bron: Van Wirdum, 1981).

Differentiatie in redoxtoestand

Een hoge grondwaterstand heeft een slechte zuurstofvoorziening van de bovenste bodemlagen tot gevolg. De mate waarin zuurstof in de bodem aanwezig is bepaalt of aërobe dan wel anaërobe processen verlopen. De

afbraak van organische stof in de bodem is een oxidatieproces waarbij zuurstof gereduceerd wordt. Als het zuurstofgehalte hierdoor afneemt, daalt de redoxpotentiaal. Naarmate deze potentiaal lager ligt, is het aanbod van electronen die bij oxidatie vrijkomen groter. Bij deze lagere redoxpotentiaal zijn ook andere stoffen dan zuurstof in staat deze electronen op te nemen. Deze stoffen (bv. nitraat, ijzer, sulfaat) worden daardoor gereduceerd. Veel gereduceerde stoffen zijn toxisch voor planten.

Metingen van de redoxpotentiaal op 15-20 cm-mv laten voor een beekeerdgrond met een blauwgraslandvegetatie zien dat vanaf half augustus een potentiaal van 200 mV bereikt wordt (figuur 13). Half augustus heeft het grondwater tevens zijn laagste grondwaterstand bereikt. Bij een dergelijke lage potentiaal is er sprake van strikte anaërobie, zodat waarschijnlijk slechts ammonificatie van organische stof optreedt. De specifieke blauwgraslandvegetatie lijkt zich derhalve via ammonium in haar stikstofbehoefte te moeten voorzien. Ammonificatie is bovendien een proces met een zuurneutraliserend effect.

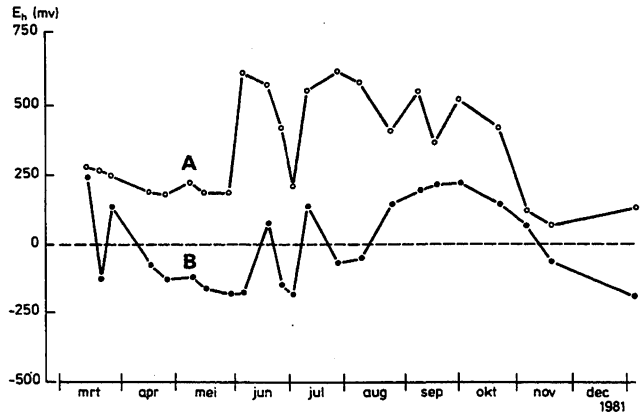


Fig. 13 Het verloop van de redoxpotentiaal op 15-20 cm-mv op plaatsen met verschillende hoogten van het maaiveld boven de drainagebasis (A: 3,71 m + NAP; B: 3,56 m + NAP)

In hetzelfde blauwgrasland is een gering verschil in maaiveldhoogte aanleiding tot een afwijkend gedrag van de redoxpotentiaal. De iets hogere maaiveldligging blijkt voldoende voor toetreding van zuurstof in het profiel. De redoxpotentiaal bereikt vanaf begin juni een niveau waarbij sprake is van aërobe omstandigheden. Behalve ammonificatie is op deze locatie ook nitrificatie mogelijk, waarbij nitraat gevormd wordt uit ammonium. Dit is een zuurproducerend proces, waardoor bodemverzuring kan gaan optreden. De vegetatie moet aangepast zijn aan nitraat als bron van stikstofvoorziening.

4.4 Operationele relaties

Operationele aspecten van de standplaats zijn dynamisch van aard. Zij hebben te maken met fluxen van water en daarin opgeloste stoffen. Het betreft stoffen die van directe fysiologische betekenis zijn voor de vegetatie. Deze variabelen worden uitgedrukt in millimeters of milligrammen per tijdseenheid. De fluxen zijn

niet of zeer moeilijk te meten. Een indruk van de grootte kan verkregen worden met dynamische simulatiemodellen, waarmee de relevante processen kunnen worden beschreven.

De operationele factoren vormen de laatste schakel in het hiërarchische stelsel van relaties tussen plant en zijn omgeving. De operationele factoren moeten daarom beschouwd worden als een functie van positionele en conditionele factoren en zijn dus in hoge mate afhankelijk van de positie van de standplaats in het hydrologische veld en de inwendige conditionele structuur van de standplaats.

Humusprofielen
De belangrijkste processen die betrokken zijn bij de operationele factoren, kunnen worden gelokaliseerd in het humuscompartiment van de standplaats. Over het algemeen komt dit overeen met de bovenste doorwortelde horizonten van de bodem. In het humuscompartiment spelen zich de belangrijkste afbraakprocessen af, waarbij voedingsstoffen uit strooisel beschikbaar komen. Hoewel de grootte van voedingsstoffenstroom moeilijk is te meten, bevat het humusprofiel belangrijke visueel waarneembare kenmerken, waaruit informatie over de snelheid van nutriëntenkringlopen kan worden afgeleid.

Het humusprofiel is opgebouwd uit humushorizonten die in meer of mindere mate zijn aangetast door biologische afbraakprocessen. Bij ongunstige condities voor afbraak zal het strooisel slecht verteren en accumuleren op de minerale ondergrond. Afhankelijk van de intensiteit van het bodemleven kan het strooisel afbreken en gehomogeniseerd worden met de minerale ondergrond. Tussen deze extremen zijn tal van tussenfasen te onderscheiden. De opbouw van het humusprofiel geeft aldus belangrijke informatie over de biologische activiteit in de bodem en de snelheid van nutriëntenkringlopen.

Eén van de belangrijkste condities die de biologische activiteit in de bodem stuurt, wordt gevormd door de basenbezetting. Een hoge basenbezetting (bij bv. kwel) heeft een intens bodemleven tot gevolg, waardoor vrijwel geen strooiselaccumulatie optreedt en de humus gehomogeniseerd met de minerale ondergrond voorkomt. Niet ontwaterde beekeerdgronden onder invloed van kwel zijn hiervan een goed voorbeeld. Een lage basenbezetting leidt tot een slechte strooiselafbraak, accumulatie van ruwe humus op de minerale ondergrond en een stagnatie in de nutriëntenkringloop. Podzolgronden vormen hiervan een goed voorbeeld. In ontwaterde beekeerdgronden kan accumulatie van ruwe humus op het oorspronkelijke gehomogeniseerde humusprofiel een belangrijke indicatie zijn voor een onderbroken contact tussen kwelwater en het humuscompartiment.

Zoals de basenbezetting als een belangrijke stuurvariabele voor afbraakprocessen kan worden beschouwd, zo geldt dit ook voor de temperatuur, de aëratie, het vochtgehalte en de voedselrijkdom van de grond.

Stikstofhuishouding
In figuur 14 zijn de gehalten aan elementaire koolstof gerelateerd aan totaal stikstofgehalten in de bodem. Onderscheid is daarbij gemaakt naar bodemmonsters van zure en meer neutrale standplaatsen met een hoge Ca-bezetting. Naarmate de omstandigheden zuurder worden in de beekeerd- en podzolgronden neemt de C/N verhouding niet-lineair toe vanaf ca. 12 tot ongeveer 30, omdat het plantaardig strooisel steeds minder volledig verteerd wordt. In dezelfde richting neemt de invloed van het lithotrofe calciumhoudende grondwater af. Mineralisatie van de humus verloopt onder zuurder wordende omstandigheden steeds trager waardoor accumulatie van ruwe humus optreedt. Plantaardig strooisel heeft een C/N ratio dat afhankelijk van de plantesoort varieert tussen 30 en 80. In minder zure beekeerdgronden en laagvenen (de rechter lijn) met een grotere invloed van lithotroof grondwater vindt doorgaans een goede vertering van het plantenstrooisel plaats, waardoor humus met een lage C/N verhouding van ca. 12 wordt gevormd. Er treedt volgens een lineair verband accumulatie van koolstof en stikstof op, indien in deze Ca-houdende milieus door natter wordende omstandigheden, mineralisatie als gevolg van zuurstofgebrek wordt geblokkeerd.

Uit figuur 14 kan worden afgeleid dat onder zuurgraad neutrale en niet al te natte condities de afbraak van humus optimaal verloopt, waardoor de omloopsnelheid en dus het aanbod voor de vegetatie van met name stikstofcomponenten groot zal zijn.

Bij stikstoftransformaties in de bodem spelen mobilisatie- en immobilisatie-processen een belangrijke rol voor de uiteindelijke trofiegraad van de standplaats. Bij dominantie van de N-mobilisatie komen minerale stikstofcomponenten voor de vegetatie beschikbaar bij de decompositie van humus. In dit geval wordt ook wel gesproken van netto-stikstofmineralisatie. Bij immobilisatie is er sprake van het inbouwen van stikstof in humus via micro-organismen en is weinig stikstof voor de vegetatie beschikbaar.

Bij deze procesen zijn de stikstof- en koolstofhuishouding sterk gecorreleerd aan elkaar. Succow (1982) stelt dat boven een C/N verhouding van 33 immobilsatie domineert en dat dit N-oligotrofe standplaatsen voor de vegetatie zijn. Standplaatsen met een C/N verhouding lager dan 21 worden als N-eutroof beschouwd en worden gekenmerkt door dominantie van N-mobilisatie.

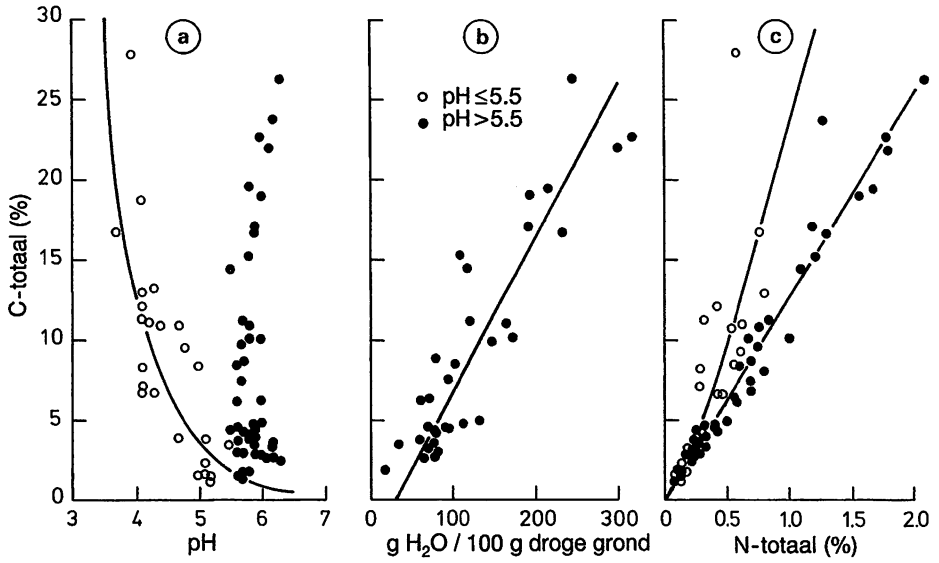


Fig. 14 Koolstof- en stikstofgehalten in de bovengrond van bodems die onder invloed van basenarm of basenrijk grondwater staan.
a: Totaal koolstofgehalte in relatie tot bodemzuurgraad (pH-H_2O); b: Totaal koolstofgehalte van zuurgraad neutrale gronden (pH < 5,5) in relatie tot het bodemvochtge halte; c: Relatie tussen koolstof en stikstof voor zure gronden (pH < 5,5) en neutrale gronden (pH > 5,5).

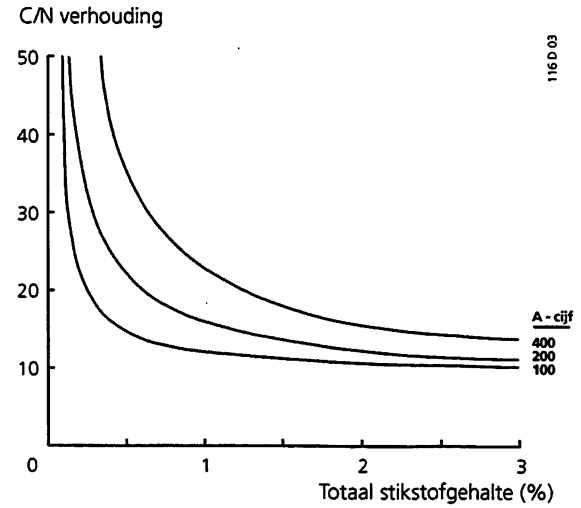


Fig. 15 Relatie tussen C/N-verhouding en het N_{tot}-gehalte van de humus in de wortelzone bij een pH = 5, afhankelijk van vochtgehalte (A_{cijf})

Voor veel standplaatsen in natuurgebieden kon via een regressietechniek de volgende vergelijking worden afgeleid (Kemmers, 1990):

$$C_{el} = 9{,}05\ N_{tot} - pH + 0{,}036\ A_{cijf} + 4{,}04 \qquad (6)$$

waarin:
N_{tot} : g.100 g^{-1} N
C_{el} : g.100 g^{-1} C
A_{cijf} : g.100 g^{-1} H_2O

Figuur 15 geeft op basis van vgl. 6 het verloop van de C/N verhouding bij toenemende stikstofgehalten voor verschillende vochtklassen en een pH=5. Figuur 15 illustreert dat humus onder natte en/of stikstofarme omstandigheden een hogere C/N verhouding heeft, waardoor de stikstofmobilisatie geringer zal zijn dan onder drogere en/of rijkere omstandigheden.

In principe zou hetzefde ook voor fosfor moeten gelden, maar hier speelt fixatie van fosfaat een rol.

Fosforhuishouding
Organische stof (humus) vormt de belangrijkste bron van fosfaat voor de vegetatie. In tegenstelling tot minerale stikstof kan fosfor betrokken zijn bij fixatie, precipitatie en complexatie processen (zie figuur 16).

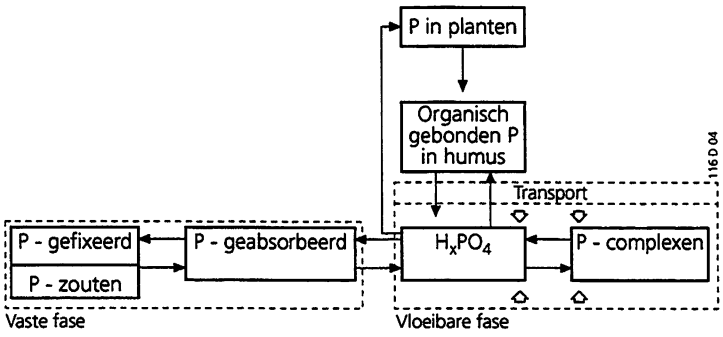


Fig. 16 Overzicht van fosfortransformaties in de bodem

De totale fosforvoorraad in de bodem kan daardoor uit zowel organische als anorganische fosfor bestaan. Belangrijke elementen die bij de fixatie van anorganisch fosfor een rol kunnen spelen, zijn ijzer-, aluminium- en calciumionen. De invloed van elk der ionen is afhankelijk van onder andere de zuurgraad en de redoxpotentiaal. Bij zure omstandigheden spelen aluminium en ijzer een belangrijke rol. Daarnaast wordt fosfaat sterker gebonden aan geoxideerde dan aan gereduceerde ijzeroxiden. Onder meer neutrale en basische omstandigheden lijkt calcium de fixatie van fosfaat te beïnvloeden. De mechanismen bij fosfaatfixatie zijn uiterst complex. De voorraad aan aluminium en ijzerverbindingen in de bodem heeft tot gevolg dat bij bemesting veel fosfaat in de bodem kan worden vastgelegd (fosfaatverzadigde gronden). De fixatie van fosfaat is in dergelijke situaties slechts gedeeltelijk reversibel.

Er bestaan belangrijke empirische aanwijzingen dat in het lage concentratiebereik van fosfaat, zoals in natuurterreinen, er een relatie bestaat tussen de verhouding van opgelost en geadsorbeerd fosfaat enerzijds en de hoeveelheid geadsorbeerd calcium in de bovenste 10 cm van de bodem anderzijds. Voor veel standplaatsen in natuurterreinen kon de volgende regressievergelijking worden afgeleid (Kemmers, 1990):

$$\ln P_{ads} = 0{,}65 \ln P_{water} + 0{,}008 \text{ lutum} + 0{,}33 Ca_s + 1{,}73 \quad (7)$$

waarin:
P_{ads} : Mol.m^{-3} P in grond
P_{water} : Mol.m^{-3} P in water
Lutum: Lutum (%)
Ca_s : meq. Ca^{2+}.100 g^{-1} grond

In figuur 17 is de relatie tussen geadsorbeerd en in water opgelost fosfaat weergegeven voor enkele uiteenlopende omstandigheden. Hoe meer calcium in het water dominant is, hoe meer calcium in de bodem wordt geadsorbeerd en hoe meer fosfaat daarmee kan worden vastgelegd. Dit mechanisme wordt versterkt naarmate het systeem meer lutum bevat. Door calcium is de bodem in staat de fosfaatconcentratie op een laag niveau te bufferen. Verzuring van het bodemprofiel leidt tot mobilisatie van fosfaat.

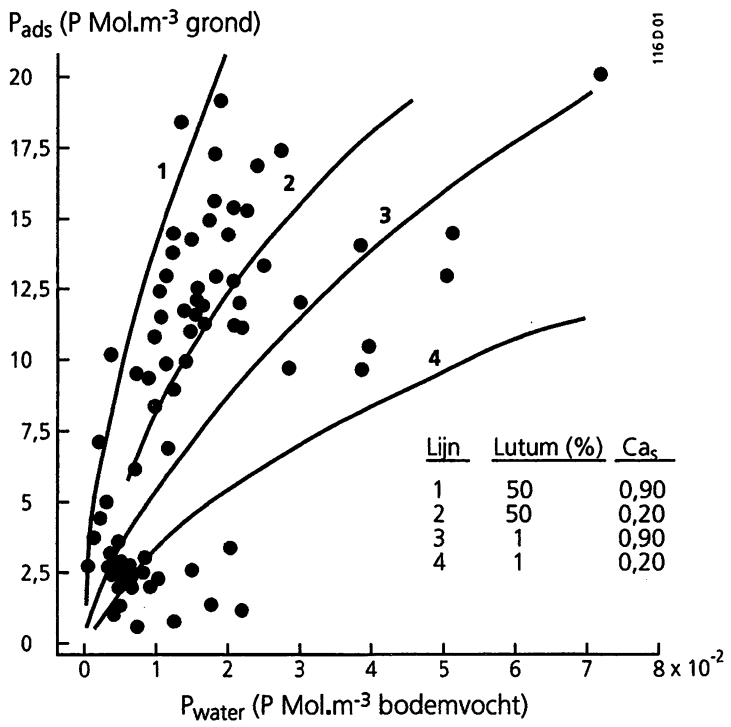


Fig. 17 Verband tussen in de bodem geadsorbeerd fosfaat en in bodemvocht opgelost fosfaat voor uiteenlopende bodemkundige omstandigheden

Het lijkt erop dat kwel van lithotroof grondwater via het calciumion de beschikbaarheid van fosfaat beïnvloedt. Naarmate de basenstatus (= calciumverzadiging op het adsorptiecomplex) hoger is, lijkt de fosfaatbeschikbaarheid terug te lopen. Juist in deze kwellende milieus worden vele kwetsbare en voor de natuurbescherming zeldzame plantesoorten aangetroffen. De zuurgraad in deze milieus lijkt goed gebufferd te zijn als gevolg van een gegarandeerde aanvoer van calcium. Hierdoor zijn geen fluctuaties in zuurgraad te verwachten, zodat ook de fosfaatbeschikbaarheid niet aan schommelingen onderhevig is.

Gegeven de differentiatie in microreliëf binnen het homogene vlak (4.3) van de standplaats en de daaruit voortvloeiende differentiatie in basenstatus, vochtgehalten en redoxtoestand kunnen binnen de standplaats op operationeel niveau verschillen in trofiegraad aanwezig zijn. De kenmerkende mate van dit verschil lijkt een belangrijke eigenschap voor de standplaats met het oog op soortdiversiteit. Voor het aangeven van de ecologische amplitudo van plantesoorten en de respons op veranderingen in het aanbod van zowel stikstof als fosfaat is deze eigenschap van fundamenteel belang.

4.5 Sequentiële relaties

Sequentiële aspecten hebben met de factor tijd te maken (zie vgl. 1). In de structuur van vegetaties en de eigenschappen van bodems zit informatie uit het verleden opgeslagen. Veel actuele eigenschappen kunnen daarom slechts begrepen worden uit processen die zich soms eeuwenlang hebben voltrokken. Via geologische, geo-hydrologische, fysisch-chemische processen en mineralisatieprocessen ontstaan variabelen waarvan de actuele toestand zich binnen een steeds korter tijdsbestek kan veranderen: in de omgekeerde richting neemt het geheugen van het systeem toe. Juist deze geheugenwerking is het wezenlijke van de sequentiële eigenschappen van de standplaats. Het geheugen van de standplaats maakt dat er naijling kan optreden, waarbij de actuele toestand niet langer de weerspiegeling is van een actueel proces. Het systeem is in deze situatie onderweg naar een nieuw evenwicht.

Buffermechanismen

Systemen bezitten vaak een mechanisme waarmee veranderingen in externe omstandigheden kunnen worden opgevangen zonder dat de actuele toestand daardoor te veel verandert. Veel plantesoorten die voor het natuurbeheer van waarde zijn, blijken aan deze gebufferde omstandigheden te zijn gebonden. In een dergelijke situatie is het ecodevice in staat de grenzen tussen minimaal noodzakelijk en maximaal aanvaardbaar te bewaken. Buffermechanismen zijn daarentegen ook de oorzaak ervan dat naijling kan optreden. Belangrijke buffermechanismen die met de hydrologie samenhangen en waarmee we tot nu zijn geconfronteerd, zijn:

- de berging van bodemvocht in profielen die onder invloed staan van kwel garandeert continuïteit in de vochtvoorziening in neerslagarme perioden;

- stabiliteit van bodemtemperatuur in kwelprofielen;
- een hoge zuurneutralisatiecapaciteit in kwelprofielen door de aanwezigheid van calciet, basische kationen op het adsorptiecomplex en bicarbonaationen in de bodemvochtoplossing;
- buffering van de fosfaatbeschikbaarheid op een laag niveau in aanwezigheid van aangevoerde calciumionen door kwel.

5 Invloeden van het waterbeheer

Bij de analyse van werkingsmechanismen in de standplaats is gebleken dat de factoren vocht en zuurgraad of basentoestand van fundamentele betekenis zijn voor de afbreekbaarheid van de organische stof en dat de beschikbaarheid van nutriënten een afgeleide factor is. Differentiatie in vocht en zuurgraad in het landschap is te verklaren uit de hydrologische samenhang in het landschap en de daaruit voortvloeiende verscheidenheid in aspecten van de kwantitatieve en kwalitatieve waterhuishouding. Vochthuishouding, zuurhuishouding en nutriëntenhuishouding zijn via bodemprocessen intensief met elkaar vervlochten. Via het waterbeheer kan ook in de nutriënten- en zuurhuishouding worden gestuurd. Anderzijds zijn ook de belangrijkste milieuproblemen als verdroging, vermesting en verzuring nauw met elkaar verweven.

Van belang is te benadrukken dat de effecten van waterbeheer afhankelijk zijn van de positie van de standplaats in het hydrologisch veld. Van plek tot plek reageren standplaatsen verschillend op een verandering in het waterbeheer. De effecten kunnen direct van aard zijn en grijpen dan aan op het operationele milieu, of indirect van aard, waarbij effecten tot uiting komen via veranderingen in het conditionele of positionele milieu.

5.1 Waterbeheer en verdroging

5.1.1 Directe effecten

Vochtleverantie

Onder de directe effecten van verdroging kan worden verstaan de verminderde beschikbaarheid van water in de bodem voor de verdamping van de vegetatie. In paragraaf 4.2 (figuur 12) bleek een veldpodzolgrond een veel kleinere vochtvoorraad in de onverzadigde zone te bevatten dan een beekeerdgrond. Deze met de positie in het hydrologische veld en de textuur samenhangende verschillen komen tevens tot uiting bij de modelmatige berekening van de relatieve gewasopbrengt. Deze opbrengst kan als een formele maat voor de fysiologische werking van de vochtbeschikbaarheid worden beschouwd. In de veldpodzolgrond is de vochtleverantie van nature reeds verre van maximaal in de uitgangssituatie. Bij een daling van de grondwaterstand reageert de veldpodzolgrond onmiddelijk op de verminderde vochtleverantie door een reductie van de gewasopbrengst. Een beekeerdgrond heeft in een uitgangssituatie een maximale gewasopbrengst en reageert bij een daling van de grondwaterstand met enkele decimeters nauwelijks. Eerst bij grotere dalingen loopt de vochtleverantie in beekeerdgronden eveneens sterk terug.

5.1.2 Indirecte effecten

Basentoestand
In paragraaf 4.3 bleek de basentoestand van de bodem in kwelprofielen gecontroleerd te worden door de waterkwaliteit en de drainagebasis. De waterkwaliteit is daarbij en functie van de positie van de standplaats in het hydrologisch veld. Een verlaging van de drainagebasis leidt tot een vergroting van het bergend vermogen van de onverzadigde zone. Het neerslagoverschot dat in een niet ontwaterde beekeerdgrond voor een belangrijk deel via oppervlakkige afspoeling via natuurlijke laagten over het maaiveld werd afgevoerd, kan nu dieper in het profiel doordringen (figuur 18).

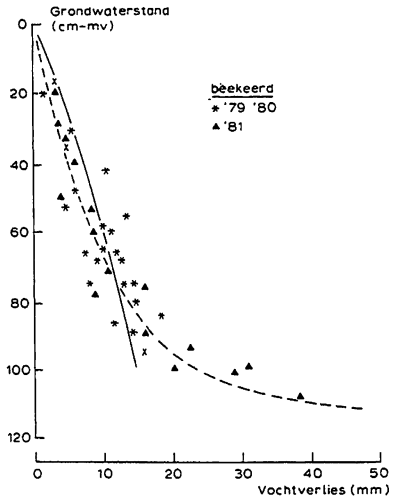


Fig. 18 Het verband tussen vochtverlies en grondwaterstand in een beekeerdgrond

Het adsorptiecomplex verandert van samenstelling en stelt zich in op een nieuwe evenwichtssituatie met een belangrijk lagere basenbezetting. Het profiel verzuurt hierdoor. Uit figuur 11 (paragraaf 4.2) kan worden afgeleid dat een verlaging van ca. 25 cm reeds 50% lagere waarden van de calciumbezetting met zich meebrengt. In een veldpodzolgrond zal de verlaging van de drainagebasis geen gevolgen hebben voor de basenbezetting. Een beekeerd- en een veldpodzolgrond reageren juist tegenovergesteld aan elkaar met betrekking tot vochtleverantie en basenbezetting na een daling van de grondwaterstand.

Via een kettingreactie heeft een daling van de basentoestand (=verzuring) in een beekeerdgrond een toename van de fosfaatbeschikbaarheid tot gevolg (zie vgl. 7), waardoor eutrofiëring kan optreden in systemen waar fosfaat een beperkende factor is. Daartegenover leidt een verzuring tot een verminderde biologische activiteit in de bodem waardoor de decompositie van organische stof wordt geblokkeerd (zie vgl. 6).

De zomergrondwaterstand lijkt van essentieel belang te zijn voor een goed functioneren van kwelsystemen. Bij een voldoende hoge drainagebasis is de

bergingscapaciteit gering waardoor het indringen van regenwater wordt tegengegaan. Recentelijk wordt daarop ingespeeld bij het beheer van natuurterreinen door in kwelprofielen via oppervlakkige begreppeling het neerslagoverschot te laten wegvloeien.

Aëratie en temperatuur
Een ander indirect effect van verdroging betreft een toenemende aëratie en gewijzigde temperatuurhuishouding in de bodem. Natte gronden warmen minder snel op bij een stijging van de luchttemperatuur in het voorjaar. De bodemtemperatuur is medebepalend voor de mineralisatiesnelheid van de organische stof.

Naarmate meer zuurstof kan doordringen in de bodem, zullen oxiderende processen gaan overheersen waardoor het aanbod van nutriënten toeneemt. Ook de verhouding tussen bv. ammonificatie en nitrificatie kan verschuiven.

5.2 Waterbeheer en verzuring

Eén van de belangrijkste bronnen van verzuring naast de CO_2-produktie in de bodem is de atmosferische depositie van verzurende stoffen. Zwavel- en stikstofcomponenten in de atmosfeer spelen daarbij een belangrijke rol.

De input van zuur naar de bodem kan op verschillende wijzen worden gebufferd. Voorbeelde van zuurbuffers zijn gegeven in paragraaf 4.5. In het traject 5 < pH < 7 vormt de basenbezetting van het adsorptiecomplex een belangrijke buffer. Met dit buffertraject hebben we te maken binnen de invloedssfeer van kwelsystemen. De capaciteit van de buffer hangt af van de omvang van het adsorptiecomplex, die groter is naarmate meer leem en organische stof in de bodem aanwezig zijn.

Door een geringe daling van de drainagebasis loopt de aanvulling van het adsorptiecomplex met basen (calcium) via capillair transport vanuit het lithotrofe grondwater snel terug (5.1). Zolang de flux vanuit het grondwater van voldoende omvang is, wordt de verzuring door atmosferische input gebufferd. Uit onderzoek van Jansen (1992) bleek dat via kwel een flux tot in het maaiveld van 50-70 kg calcium per hectare per jaar mogelijk is. Daarnaast speelt ook het bicarbonaation in het kwelwater een rol bij de neutralisatie van de zuurinput. Ontwatering en met name een verlaging van de drainagebasis maakt kwelsystemen gevoelig voor verzuring. Ook in deze context worden bij het recente beheer van kwelafhankelijke natuurterreinen effecten van atmosferische depositie tegengegaan door het stimuleren van de afvoer van het neerslagoverschot middels ondiepe begreppeling.

Eerder is duidelijk geworden (4.3) dat veldpodzolgronden een zeer lage basenbezetting hebben (zie figuur 11). Door het infiltratiekarakter zijn deze gronden van nature uitgeloogd. In deze standplaatsen wordt de input van zuren gebufferd op een vrij lage zuurgraad door het aluminiumcomplex. De capaciteit

van dit complex is relatief groot, zodat een grote input van zuur betrekkelijk weinig effect heeft op de zuurgraad. In met name bossystemen op de arme zandgronden kan de zuurinput echter een omvang hebben aangenomen waardoor de aluminiumbuffer is verbruikt en de zuurgraad aanzienlijk lager is geworden dan 4. De hoge concentraties van aluminium die hiermee gepaard gaan, kunnen een toxisch effect hebben.

5.3 Waterbeheer en vermesting

5.3.1 Directe effecten

Nutriëntentransport van uitgespoelde nutriënten via grondwaterstroming kan direct tot eutrofiëring aanleiding geven. In dit opzicht is de waterkwaliteit van bovenstroomse gebieden van belang voor de ecologische kwaliteit van benedenstroomse gebieden. Perspectief voor bescherming van dergelijke lage gebieden is slechts aanwezig in de aanleg van bodembeschermingszones.

Door organische stof in de ondergrond kan nitraat worden gedenitrificeerd. Bij een voldoende lange verblijftijd kan vrijwel alle nitraat door denitrificatie verdwenen zijn voordat een natuurgebied is bereikt. Uit onderzoek van Adriaanse en Kemmers (1988) blijkt dat een verblijftijd van 5 tot 10 jaren in veel gevallen voldoende is voor volledige denitrificatie. De transportafstand over deze periode is betrekkelijk gering, zodat bodembeschermingsmaatregelen tot lokale ingrepen beperkt kunnen blijven.

Voorzover aanvoer van gebiedsvreemd water voor aanvulling van landbouwkundige watertekorten een rol speelt, kan een hoge belasting van het oppervlakte water met nutriënten eveneens tot eutrofiëring leiden. Met name laagveengebieden kunnen hierdoor worden bedreigd. In dergelijke systemen kan ook een proces op gang komen dat met het begrip 'interne eutrofiëring' wordt aangeduid (Roelofs, 1991). De bicarbonaat- en sulfaationen in het aangevoerde water spelen hierbij een belangrijke rol.

5.3.2 Indirecte effecten

De aard van de humus

Aanvoer van nitraathoudend grondwater naar een beekeerdstandplaats kan eutrofiëring tot gevolg hebben. De humus in deze standplaats is rijk aan stikstof (lage C/N verhouding) waardoor het aangevoerde nitraat niet zal worden vastgelegd in de humus (zie paragraaf 4.3). In principe is het aangevoerde nitraat beschikbaar voor de vegetatie. Indien echter in de standplaats sprake is van kalk-oligotrofie, waardoor fosfaat de beperkende factor voor plantengroei is, zal het aangevoerde nitraat niet tot eutrofiëring behoeven te leiden.

De humus van een veldpodzolstandplaats is arm aan stikstof, wat tot uiting komt in een hoge C/N verhouding. De vraag naar stikstof door micro-organismen voor opbouw van lichaamseiwitten is groot. Via het grondwater aangevoerd nitraat kan in een dergelijke situatie worden geïmmobiliseerd door inbouw in de humus. De humus in de standplaats zal met stikstof verrijkt worden, waardoor de C/N verhouding zal dalen. Door de rijkere humus zal in tweede instantie ook het aanbod van stikstof uit de humus voor planten toenemen.

In grote lijnen zijn de effecten van ammoniakaanvoer vanuit de atmosfeer vergelijkbaar met de aanvoer van nitraat via het grondwater. Een belangrijk verschil is dat atmosferisch transport een bovenlokaal effect heeft.

De basiskwaliteit van het grondwater
Primaire eigenschapen van de standplaats zijn gebaseerd op de positionele aspecten die gekenmerkt worden door de IR en het EGV van het grondwater. De ecologische differentiatie is aldus afhankelijk van de natuurlijke differentiatie van het grondwater.

Naast de belasting met nutriënten wordt het milieu ook met andere minerale stoffen belast zoals kalium, natrium, calcium en chloride, waardoor de oorspronkelijke differentiatie van het grondwater in het landelijk gebied wordt genivelleerd. Uit onderzoek van Kemmers en Jansen (1985) blijkt dat niet alleen de totale hoeveelheid opgeloste stoffen (EGV) toeneemt maar ook dat in oorspronkelijk atmotrofe watertypen de IR toeneemt en in oorspronkelijk lithotrofe watertypen de IR afneemt. Uit figuur 19 is af te leiden dat bij toenemende verontreiniging van het grondwater, waarvoor chloride een goede indicator is, een convergentie van watertypen optreedt die veel overeenkomst vertoont met de samenstelling van oppervlaktewater van grotere rivieren (in dit geval de Roer). Deze ontwikkeling kan ook zo worden geïnterpreteerd dat grotere beken of rivieren worden gevoed met verontreinigd drainagewater uit de landbouw. Vermeldenswaard is dat de samenstelling van het Rijnwater aan het begin van deze eeuw sterke gelijkenis vertoonde met lithotroof grondwater.

Het verdwijnen van de natuurlijke differentiatie in het grondwater van het landelijk gebied leidt tot een nivellering van de verscheidenheid in positionele eigenschappen van de standplaatsen.

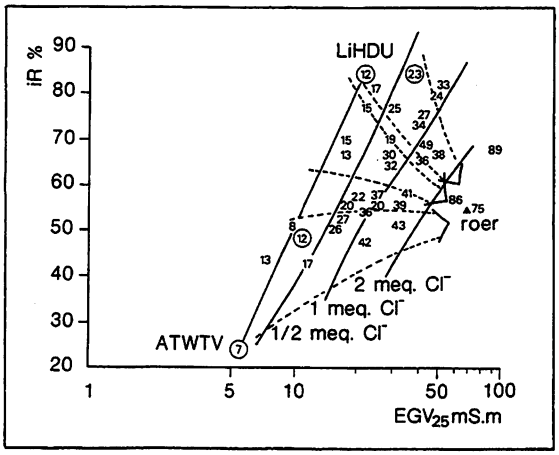


Fig. 19 Ionenratio en Elektrisch Geleidingsvermogen van watermonsters uit de omgeving van Herkenbosch

Op de plaats van het watermonster in het diagram is de chloride concentratie in $mg.l^{-1}$ aangegeven. In de figuur zijn tevens enkele isochloride lijnen getrokken die de monsters verdelen in groepen met overeenkomstige chloridegehalten. Met peilen is de richting aangegeven waarin het grondwater zich ontwikkelt bij toenemende verontreiniging.

5.4 Waterbeheer en oplossingsrichtingen

Een simpele oplossing voor de problemen van verdroging, verzuring of vermesting is niet te verwachten. Zelfs moet binnen een probleemveld aan meer oplossingsrichtingen worden gedacht afhankelijk van de eigenschappen van de standplaats. Ook is het denkbaar dat voor eenzelfde probleem verschillende oplossingen nodig zijn afhankelijk van de positie van de standplaats in het hydrologisch veld.

Hoewel in grote lijnen de complexiteit en verwevenheid van de problemen, en de mechanismen die tot effecten leiden, zich beginnen af te tekenen is nog veel onderzoek nodig. Ontwikkeling van ecologische criteria in relatie tot milieuproblemen en van normen voor standplaatstypen staat in de kinderschoenen. Belangrijke hulpmiddelen voor de ontwikkeling van normen en het evalueren van oplossingsgerichte maatregelen zijn ecologische modellen, waarin de beschouwde aspecten en processen worden gesimuleerd (Mankor en Kemmers,1988). Niettemin kunnen enige oplossingsrichtingen worden aangegeven.

Externe maatregelen

Indien oorzaken van verdroging, verzuring en vermesting de lokale schaal overschrijden, zullen externe beheersmaatregelen nodig zijn. Bestrijding aan de bron is daarbij de meest effectieve maatregel. Via de wet op de ruimtelijke ordening kan de bestemming van gronden waar belangrijke emissies

plaatsvinden, geregeld worden. In dit kader hoort het relatienotabeleid thuis, waarin het landbouwkundig gebruik van gebieden met belangrijke natuurwaarden kan worden geëxtensiveerd. Ook via het bodembeschermingsbeleid kunnen bufferzones worden aangewezen waarmee in natuurgebieden effecten van ontwatering of bemesting in aangrenzende landbouwgebieden kunnen worden geminimaliseerd. Perspectieven in minimalisering van effecten via extern beheer zijn te verwachten bij effecten via betrekkelijk oppervlakkige grondwatersystemen: bufferzones tegen nitraatinspoeling (Adriaanse en Kemmers, 1988) en tegen detailontwatering in de landbouw. Meer regionale uitwaaiering van effecten via watervoerende paketten (drinkwaterwinningen) of via de atmosfeer kunnen niet via dergelijk extern beheer worden geminimaliseerd. Slechts via algemeen landelijk (of zelfs internationaal) beleid, zoals meststoffenbeleid en terugdringen van emissies van zuurproducerende stoffen naar de atmosfeer, lijkt enig perspectief aanwezig.

Terreinbeheer
Zolang niet op korte termijn via extern beheer of via algemeen beleid terugdringing van effecten te verwachten is, zullen compenserende maatregelen via het intern beheer moeten worden gezocht. Belangrijke aspecten van het intern beheer zijn het waterbeheer, het maaien en afvoeren, begrazen en plaggen van korte vegetaties. Alleen op het eerste aspect zal worden ingegaan.

Waterbeheer
In eerste instantie zal bij het waterbeheer gedacht worden aan het bestrijden van verdroging. In tweede instantie komt daarbij het herstellen van hydrologische en hydrochemische condities voor een gewenst verloop van fysisch-chemische en microbiologische processen. Van belang daarbij is de hydrologische positie van standplaatsen in beschouwing te nemen. Waterbeheer is dan vooral gericht op het blokkeren van een teveel aan nutriënten. Afvoeren van nutriënten via maaien, plaggen etc. vormen hierop belangrijke aanvullingen.

Bij standplaatsen op veldpodzolgronden, afhankelijk van atmotroof water, is het verantwoord via het conserveren van het neerslagoverschot weer nattere condities te verkrijgen. Ook aan de positionele eigenschappen van de veldpodzolstandplaats wordt dan recht gedaan, zodat zowel verdamping als het verloop van processen in de bodem kunnen worden gestuurd in de juiste richting. Het voorkòmen van verzuring in veldpodzolgronden biedt via waterbeheer enig perspectief, omdat vernatting tot reducerende condities leidt, waarbij zuurconsumerende processen domineren.

Lithotrofe standplaatsen, zoals beekeerdgronden, zijn niet gebaat bij het conserveren van het neerslagoverschot. Dit zou leiden tot introductie van een verkeerd watertype in combinatie met een versterkte wegzijging. Conservering van het neerslagoverschot leidt tot een verontachtzaming van de hoge basenstatus als belangrijke positionele eigenschap van een beekeerdstandplaats. Juist bij beekeerdgronden moet gepoogd worden de kwelcomponent te versterken. In veel situaties kan het stimuleren van de

oppervlakkige drainage van het neerslagoverschot wenselijk zijn om de kwelcomponent te versterken. Door afvoer van het neerslagoverschot kan plasvorming op het maaiveld worden voorkomen. Dit leidt tot wat minder hoge grondwaterstanden, waardoor de kwelpotentiaal kan toenemen. In het natuurgebied de Reitma in Drenthe zijn interessante resultaten hiermee behaald (Zeeman, 1986).

Wind (1986) geeft aan dat de grootte van de oppervlakte afvoer geregeld kan worden afhankelijk van slootpeilen en drainageweerstanden. Indien de opervlakte-afvoer groter is dan het neerslagoverschot ontstaat een netto opwaartse flux door het maaiveld. Hiertoe zijn echter ook in de zomer hoge slootpeilen vereist om aanvulling van het grondwater vanuit de sloten mogelijk te maken. In gebieden met toevoer van schoon kwelwater is deze mogelijkheid aanwezig. Hierbij moet onderscheid worden gemaakt tussen kwel die door sloten wordt weggevangen en kwel die naar het maaiveld is gericht. De drainageweerstand v en de verticale stromingsweerstand c van het afdekkend pakket zijn hierbij de relevante geohydrologische parameters. De hoeveelheid kwel kan worden berekend volgens:

$$q = (h - h^*)/c \qquad (8)$$

De hoeveelheid water die naar de sloot wordt afgevoerd is de som van de kwel q en het neerslagoverschot n:

$$q + n = (h^* - h_s)/v \qquad (9)$$

Hierbij is h de potentiaal van het diepe grondwater, h^* de grondwaterstand en h_s het slootpeil. Voor een stationaire situatie kan nu een theoretische relatie worden afgeleid tussen grondwaterstand, potentiaal van het diepe grondwater en slootpeil bij kwel. Uit deze relatie kan worden afgeleid dat bij verlaging van de drainageweerstand bij gelijkblijvende slootpeilen de kwel naar het maaiveld zal toenemen en die naar de sloot zal afnemen. Als gevolg van de verminderde afvoer (q + n) naar de sloot zal de grondwaterstand echter iets dalen. De drainageweerstand kan worden verlaagd door de gemiddelde slootafstand te verkleinen (zie figuur 20) waardoor de drainage-intensiteit toeneemt.

Bij onvoldoende kwel zal in veel gevallen aanvoer van gebiedsvreemd oppervlakte water nodig zijn. Indien via biologische zuivering met bv. helofytenfilters of verlenging van de verblijftijd van het water door schakeling van sloten (zie figuur 21), de nutriënten verwijderd kunnen worden, zou oppervlaktewater een goede vervanger van kwelwater kunnen zijn.

Er zijn dus perspectieven om via waterbeheer effecten van verdroging en verzuring in beekeerdgronden te kunnen ondervangen.

Zolang in beekeerdgronden sprake is van een sterke kwelcomponent is fosfaat door kalk-oligotrofie een beperkende factor, waardoor aanvoer van stikstof geen effect heeft. Veldpodzolgronden zijn via waterbeheer niet te beschermen tegen

vermesting. In eerste instantie zal er verrijking van humus plaatsvinden, waardoor in tweede instantie extra stikstof ten goede komt aan de vegetatie. De verrijkte humus is slechts via plaggen te verwijderen.

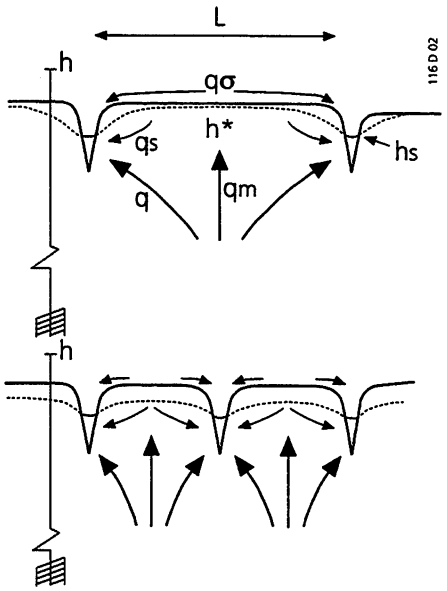


Fig. 20 Overzicht van potentialen (h) en fluxen (q) in een slotenstelsel met kwel voor (a) en na (b) verlaging van de drainageweerstand. q_s: afvoer neerslag; q_m: kwel naar maaiveld; q: kwel naar sloot; q_σ: runoff

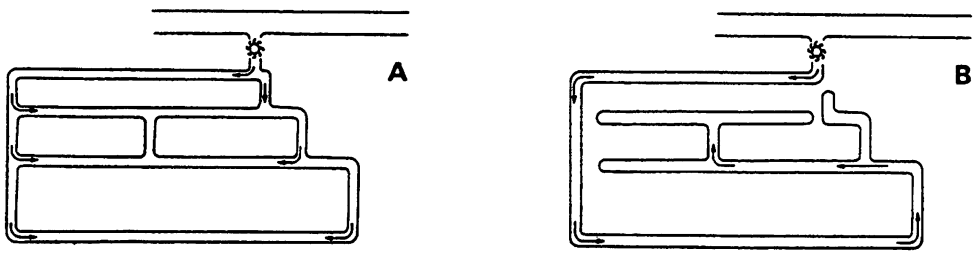


Fig. 21 Verlenging van de verblijftijd van oppervlaktewater door de transportafstand middels afdamming te vergroten

6 Standplaatsmodellering

Standplaatsmodellering houdt zich niet zozeer bezig met voorspelling als wel met de ontwikkeling van evaluatiemethoden om beslissingen voor bestemming, inrichting of beheer van het landelijk gebied te ondersteunen.

Standplaatsmodellering richt zich op de oorzakelijke relatieketen waterbeheer-waterhuishouding-standplaatsfactoren-vegetatie-natuurwaarde. Ecohydrologische standplaatsmodellering beperkt zich tot het simuleren van processen in de standplaats die ten grondslag liggen aan de standplaatsfactoren. Deze staan onder invloed van het grondwater en zijn van betekenis voor de vegetatiekundige differentiatie. Hydro-ecologisch standplaatsmodellering houdt zich meer bezig met de voorspelling van het verdwijnen of verschijnen van plantesoorten, waarbij empirische relaties en statistische methoden gebruikt worden.

6.1 Modeltypen

Modellen en modeltoepassingen kunnen getypeerd worden op basis van ruimtelijke interactie-processen (topologisch, chorologisch), maar ook door de schaal van het gebied. Bij de topologische benadering wordt geen aandacht besteed aan de ruimtelijke interactie via de regionale waterhuishouding, in tegenstelling tot de chorologische benadering. Een topologische dimensie heeft betrekking op één-dimensionale relaties tussen verticale compartimenten binnen een als homogeen beschouwde ruimte. Zowel op lokale als regionale schaal kan er sprake zijn van topologisch onderzoek. Chorologisch onderzoek richt zich op de (horizontale) relaties tussen als homogeen beschouwde vlakken. Dit kan op zowel lokale als regionale schaal. Regionaal hydrologische modellen houden zich bij uitstek met chorologische aspecten bezig. Het verschil tussen een topologische en een chorologische benadering is voor toepassing van hydrologische modellen geïllustreerd in figuur 22.

Bij de modeltoepassing om effecten van maatregelen bij het regionale waterbeheer te evalueren worden regionale hydrologische modellen gebruikt om randvoorwaarden te berekenen voor de topologische modellen.

6.1.1 Topologische modellen

Voor de SWNBL zijn modellen ontwikkeld waarmee effecten van hydrologische ingrepen op korte natte tot vochtige vegetaties kunnen worden geëvalueerd. Het gaat daarbij om evaluaties op standplaatsniveau. Hiertoe zijn dynamische simulatiemodellen ontwikkeld om de effecten op de belangrijkste standplaatsfactoren te kunnen ontwikkelen. De hydrologische randvoorwaarden

voor deze topologische modellen kunnen op afstand worden aangeleverd vanuit de chorologische modellen. De volgende standplaatsfactoren zijn in beschouwing genomen:
- de stikstof- en fosfaatbeschikbaarheid (Mankor en Kemmers, 1988; Zuidema, 1990);
- de zuurgraad en de ionenratio (Groenendijk en Van der Bolt, 1990);
- de vochtbeschikbaarheid (Groenendijk, 1990).

Omdat o.a. door de veelheid van de benodigde gegevens bleek dat de ontwikkelde modellen nog weinig geschikt zijn voor toepassing werd tenslotte een in de praktijk bruikbaar methode ontwikkeld: de staalkaartmethode.

6.1.2 Chorologische modellen

Regionaal hydrologische modellen simuleren de stroming van water in de verzadigde zone van deelgebied naar deelgebied op stationaire of niet-stationaire wijze. Het stromingsprobleem wordt vereenvoudigd door te veronderstellen dat geen verticale hydrologische gradiënten in watervoerende pakketten voorkomen en dat geen horizontale gradiënten in waterscheidende lagen aanwezig zijn (quasi-drie-dimensionaal). De interactie met het oppervlaktewater wordt gesimuleerd door ontwateringsmiddelen en bijbehorende drainageweerstanden. Via een netwerk worden fluxen van en naar knooppunten berekend. Voor elk knooppunt kan een waterbalans worden opgesteld. De termen van de waterbalans kunnen als uitvoer van de modellen worden berekend. Met de modellen kunnen scenario's van verschillende vormen van waterbeheer worden doorgerekend: effecten van drainage, wateraanvoer, waterconservering, grondwaterwinningen etc. in een deelgebied op grondwaterstanden of fluxen in een ander deelgebied.

Belangrijke invoergegevens voor de modellen zijn verdamping en neerslag, en geohydrologische eigenschappen. De belangrijkste informatie over de geohydrologische configuratie van een regio wordt verkregen via de (eco)-hydrologische systeemanalyse. Op basis daarvan kan een hypothese worden opgesteld over de wijze waarop het hydrologisch systeem functioneert. De hypothese kan via hydrologische modelberekeningen worden getoetst.

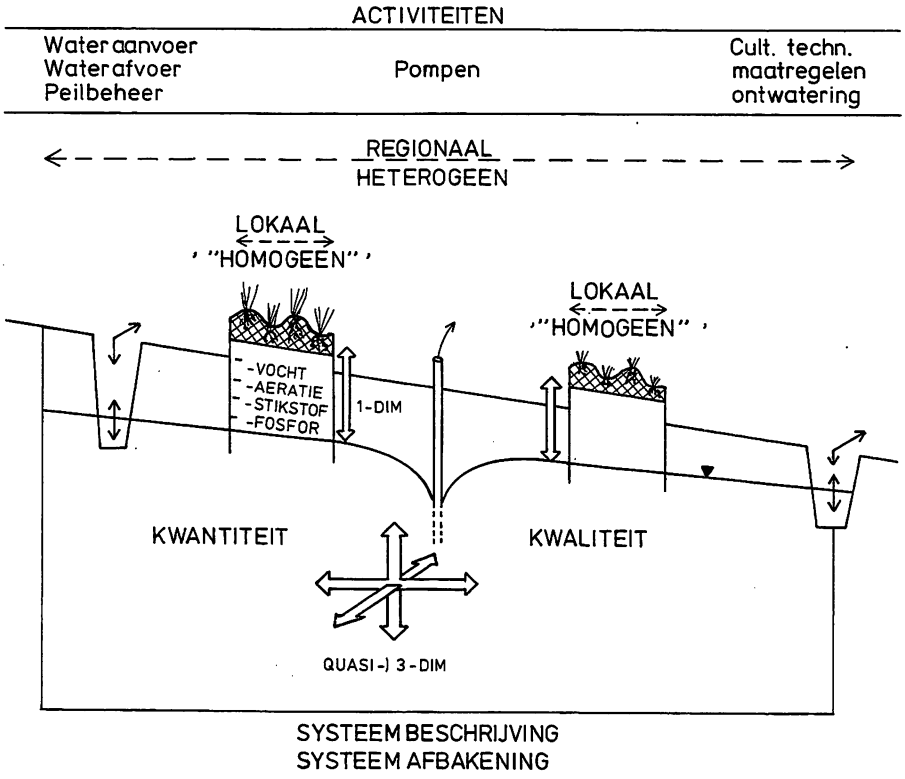


Fig. 22 Topologische modellen voor de berekening van de vochthuishouding, aëratie en nutriëntenhuishou ding met een ééndimensionaal karakter. Topologische modellen krijgen hun hydrologische randvoor waarden op afstand geleverd vanuit regionaal hydrologische quasi-3-dimensionale (chorologische) modellen.

7 Staalkaarten en ecologische landevaluatie

De doelstelling van de staalkaartmethode is niet zozeer het verband tussen waterbeheer, standplaatsfactoren en vegetatie of natuurwaarde te beschrijven als wel deze kennis, die reeds in een eerdere fase van de SWNBL was ontwikkeld (Water boven water, 1988), te vertalen naar een in de praktijk bruikbaar instrument.

De staalkaartmethode is een ecologisch evaluatie-instrument waarmee de volgende kernvraag beantwoord moet kunnen worden:
- Hoe wordt de optimale natuurbehoudswaarde beïnvloed door veranderingen in het grondwaterregime? Deze vraagstelling komt voort uit een defensieve strategie en leidt tot de evaluatie van negatieve effecten van waterbeheer op natuurterreinen.

De staalkaartmethode maakt gebruik van staalkaarten (Kemmers, 1990). Staalkaarten zijn tabellen, waarin voor een standplaatstype het verband tussen waterhuishouding of waterbeheer en standplaatsfactoren wordt aangegeven. De staalkaarten zijn oorspronkelijk vanuit de defensieve vraagstelling ontwikkeld. Een consequentie daarvan is dat er met de staalkaarten expliciet degradatiestadia worden weergegeven.

De meeste (hydro-)ecologische evaluatiemethoden hebben betrekking op het verband tussen standplaatsfactoren en vegetatie (WAFLO, Gremmen et al.,1985; ICHORS, Barendrecht et al.,1986; CML-ecotopensysteem, Stevers et al.,1987; Witte, 1990). De toegevoegde waarde van de staalkaarten is dat zij het verband tussen waterbeheer en standplaatsfactoren voor bepaalde standplaatstypen zichtbaar maken. Een standplaatstype is daarbij gedefinieerd als een systeem met een voor natuurbeheer optimaal ontwikkelde combinatie van bodemtype, grondwaterregime en vegetatie. Belangrijke randvoorwaarden bij de ontwikkeling van de staalkaarten waren:
- het moet wetenschappelijk verantwoord zijn;
- het moet toepasbaar zijn over een breed traject van milieuomstandigheden;
- gegevens voor toepassing moeten uit gangbaar basismateriaal zijn af te leiden.

7.1 De staalkaartmethode

7.1.1 Het principe

Het principe van staalkaarten voor ecologische evaluaties vindt zijn oorsprong in de landevaluatie-methodiek (Den Besten, 1985). Staalkaarten zijn een weergave van een reeks fysieke toestanden (landhoedanigheden) in een standplaats aan de aanbodszijde van de relatie water-bodem-vegetatie na een hydrologische ingreep. Deze definitie geeft een wat beperkter maar voor de praktijk van de

landevaluatie zuiverder inhoud aan het begrip staalkaart. De landhoedanigheden worden gerelateerd aan standplaatsfactoren die van belang zijn als bestaansvoorwaarde voor een vegetatietype. Aan de vraagzijde van deze relatie worden vanuit de vegetatie in dezelfde termen de landbenodigdheden voor indicatieve soortengroepen geformuleerd door het Natuurtechnisch Model (NTM; Gremmen, 1987). Koppeling van het Natuurtechnisch Model en de staalkaarten geeft een volledig evaluatie-instrument (zie figuur 23). Hiermee kan voor een standplaats worden beoordeeld voor welke indicatieve soortengroep een bepaalde combinatie van standplaatsfactoren geschikt is na een verandering in de waterhuishoudkundige situatie, en welke natuurwaarde daarbij optreedt.

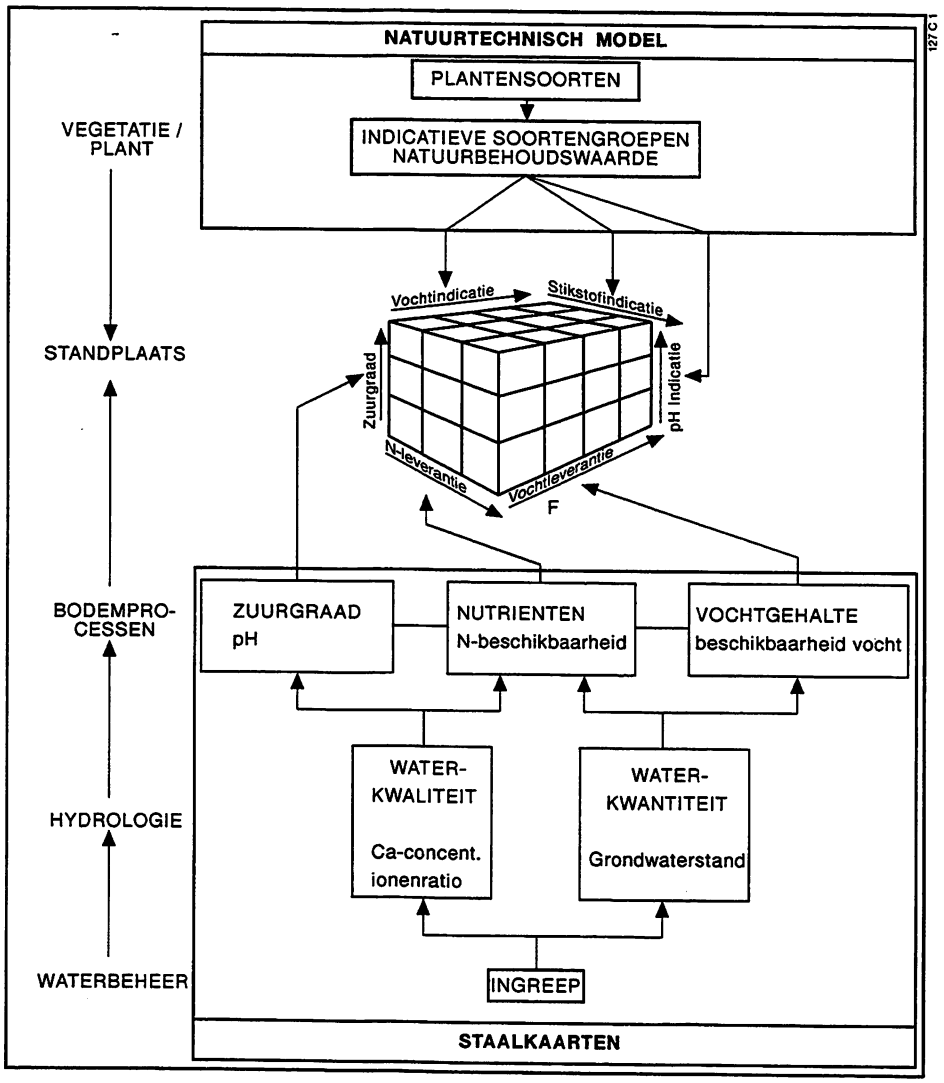


Fig. 23 Evaluatie-instrument waarmee de effecten van waterbeheer op de geschiktheid van combinaties van standplaatsfactoren voor natuurbehoud kunnen worden beoordeeld

Bij de afweging van belangen in de planvorming is het belangrijk via landevaluatiemethoden te kunnen schatten wat de gevolgen zijn van een actueel of voorgenomen landgebruik voor de actuele of potentiële fysieke geschiktheid

van standplaatsen voor natuurbehoud of natuurontwikkeling. Voorzover de schatting van effecten kwantitatief niet goed is te onderbouwen, is er sprake van kwalitatieve landevaluatie. In de kwantitatieve landevaluatie wordt uitgegaan van onderliggende fysische, chemische en biologische processen (Van Lanen, 1991). Staalkaarten zijn eenvoudige opzoektabellen die het effect van een grondwaterstandsverandering in een bepaald standplaatstype op standplaatsfactoren kwantitatief weergeven. Aan de ingreep-effect-relaties liggen complexe rekenmodellen ten grondslag die voor de gebruiker onzichtbaar blijven. De relaties tussen waterbeheer en standplaatsfactoren zijn hierdoor controleerbaar en reproduceerbaar, zodat staalkaarten aan een belangrijke wetenschappelijke voorwaarde voldoen.

7.1.2 Standplaats, standplaatsfactoren en schaalniveaus

De standplaats als milieu waar landhoedanigheden en landbenodigdheden bij elkaar komen, vormt de fysieke eenheid waarop een staalkaart betrekking heeft. Standplaatsen kunnen op verschillende schaalniveaus worden onderscheiden. De standplaats moet daarom nader worden afgebakend. Volgens de definitie van Van Wirdum en Van Dam (1984) is een standplaats de kleinste in een bepaald verband als eenheid beschouwde omgeving van de plant. Een dergelijke definitie is niet hanteerbaar op het schaalniveau waaraan wij denken. Het is praktischer de standplaats in bredere zin te beschouwen als een ruimtelijk homogene eenheid waarbinnen zich geen *vegetatiekundige* differentiatie voordoet. De standplaats is zodoende de kleinste in een bepaald verband als eenheid beschouwde omgeving van een abstract vegetatietype. Kenmerkend voor het begrip standplaats is het eendimensionale (topologische) karakter ongeacht het schaalniveau. Binnen de standplaats bestaan slechts verticale relaties tussen water, bodem, vegetatie.

Door een vegetatiekundig classificatiesysteem als uitgangspunt te kiezen voor standplaatsen kunnen zij op verschillende schaalniveaus ruimtelijk worden omgrensd. Voor associaties, verbonden, orden en klassen zijn standplaatsen aldus gedefinieerd op een steeds kleinere schaal. Deze systematiek volgend kan een hiërarchisch stelsel van abiotische factoren worden onderscheiden die op verschillende schaalniveaus relevant zijn (zie figuur 24). Op het laagste niveau zijn alleen de onveranderlijke factoren (Jenny 1941, 1980) van betekenis (fysiotoopniveau), waarvoor geomorfologische en regionaal hydrologische processen bepalend zijn. Als belangrijke factoren die direct met de primaire ecosysteemfactoren topografie en moedermateriaal samenhangen, zijn de ionenratio en het elektrisch geleidingsvermogen als standplaatsfactor in de staalkaarten opgenomen. Op het middenniveau ligt de standplaats in ruimere zin. Hier zijn standplaatsfactoren zoals vochtgehalte en basenstatus door het verloop van fysisch-chemische processen veranderlijk van aard. Zij zijn van conditionele betekenis voor het verloop van mineralisatieprocessen in het humuscompartiment. Fluxen van nutriënten uit dit humuscompartiment zijn zeer dynamisch van aard en van directe betekenis voor het operationele milieu van

de individuele plant (Van Wirdum, 1981). De staalkaarten richten zich vooral op materiefluxen. Als gemiddelden daarvan worden de operationele standplaatsfactoren vochtleverantie en stikstofleverantie berekend.

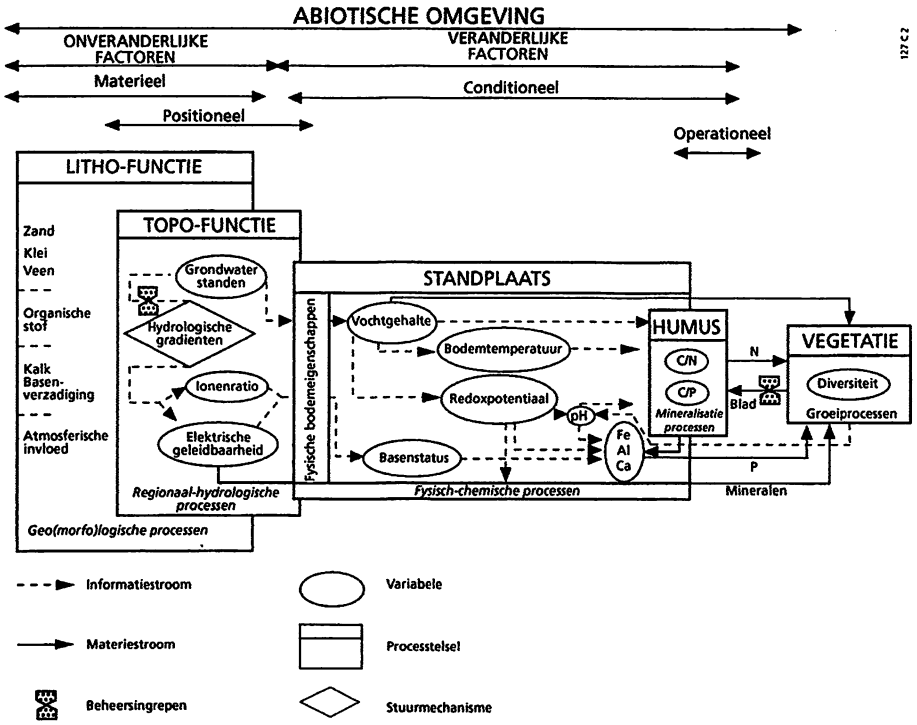


Fig. 24 De standplaats in een hiërarchisch relatiestelsel van abiotische onveranderlijke en veranderlijke factoren en vegetatie

7.2 Criteria voor selectie van standplaatstypen

7.2.1 Onveranderlijke factoren

Voor de selectie van standplaatstypen zijn de onveranderlijke factoren moedermateriaal en topografie als belangrijk criterium gekozen. De topografische factor is van belang via de betekenis van het reliëf voor de hydrologische differentiatie in het landschap: verschillen in drainagetoestand. Bovendien vormt het reliëf de belangrijkste motor voor grondwaterstroming en basentransport waardoor op landschapsschaal een differentiatie in basenstatus van het substraat ontstaat. Combinaties van moedermateriaal, drainagetoestand en basenstatus leveren de belangrijkste bouwstenen voor het onderscheid tussen fysiotopen. Het onderscheid tussen standplaatstypen is op deze criteria gebaseerd.

7.2.2 Veranderlijke factoren

Binnen een fysiotoop worden door bodemvormende processen de primaire bodemfactoren (Cajander, 1925) gemodificeerd tot secundaire bodemfactoren. De vegetatieontwikkeling en het vegetatiebeheer spelen hierbij een belangrijke rol. Binnen een fysiotoop zijn verschillende ecotopen te onderscheiden al naar gelang beheer en ontwikkelingsstadium van de vegetatie (zie ook Klijn en Udo de Haes 1990: ecoregio, -zone, -serie, -toop). De belangrijkste bron die de omvorming van primaire bodemfactoren op gang brengt, is het organisch materiaal dat als strooisel vanuit de vegetatie het bodemcompartiment binnenkomt (Vos en Stortelder, 1988). Bij de selectie vormt het begroeiingstype van de standplaats een wezenlijk criterium. De verschillen in strooiselomzetting hebben belangrijke consequenties voor de humusprofielontwikkeling en de nutriëntenkringloop. Bij de simulatie van fysische en chemische processen in de standplaats onder invloed van het waterbeheer spelen de secundaire bodemfactoren een cruciale rol als invoergegeven. Zij bepalen in hoofdzaak het gedrag van stoffen in de bodem (omzettingssnelheid, uitwisselingscapaciteit van ionen, adsorptie en desorptie, zuur- en basenneutralisatiecapaciteit etc.). Deze secundaire bodemfactoren worden ook wel beschouwd als het conditionele milieu van de standplaats (zie fig. 24).

7.2.3 Selectie

Voor de ontwikkeling van de staalkaarten was het belangrijk te beschikken over kwantitatieve bodemkundige informatie van de standplaatstypen voor de procesmodellering (Van Herwaarden, 1990). Deze informatie is voor ongestoorde gronden in natuurterreinen over het algemeen slechts schaars aanwezig in het Bodemkundig Informatie Systeem (BIS) van DLO-Staring Centrum. Bij toepassing van de staalkaarten is het belangrijk de ruimtelijke verbreiding van het standplaatstype waarop zij betrekking hebben, eenvoudig te kunnen vaststellen. Beide argumenten hebben ertoe bijgedragen dat de standplaatstypen zijn geselecteerd op overeenkomst met de normgronden van het Systeem van Bodemclassificatie voor Nederland (De Bakker en Schelling, 1989). Een normgrond is de meest typische vertegenwoordiger van een "groep" in het classificatiesysteem en vormt daarvan de kern. Criteria voor het onderscheid tussen groepen in het bodemclassificatiesysteem zijn op dezelfde primaire ecosysteemfactoren gebaseerd als het onderscheid tussen fysiotopen. Aldus biedt een normgrond de beste mogelijkheden om een fysiotoop van kwantitatieve informatie te voorzien. Uiteindelijk konden negen standplaatstypen geselecteerd worden met uitzondering van situaties onder invloed van zout of met hoge kalkgehalten (slikken, schorren, duinen, Zuid-Limburg). Deze vormen een representatieve doorsnede van de bodemkundige variatie die samenhangt met de hydrologische gradiënt in het Nederlandse landschap. Met deze selectiewijze is tegemoet gekomen aan beide laatste voorwaarden voor de te ontwikkelen methode: toepasbaar over een breed traject van milieuomstandigheden en uit gangbaar basismateriaal af te leiden benodigde gegevens.

De toewijzing van vegetatietypen aan de geselecteerde bodemeenheden onder optimale hydrologische condities is tot stand gekomen via raadpleging van archieven en literatuur (Hochstenbach en Gremmen, 1989). Deze combinaties van bodem, water en vegetatie worden beschouwd als referentiesituaties voor de standplaatstypen. Voor twee situaties kon geen bevredigende combinatie van bodemkundige, hydrologische en vegetatiekundige criteria worden geformuleerd. Om deze reden zijn standplaatstypen van oligotrofe veengronden en eutrofe kleigronden niet verder in beschouwing genomen. In tabel 1 is een overzicht gegeven van de zeven geselecteerde standplaatstypen waarover voldoende kwantitatieve informatie kon worden verzameld voor de ontwikkeling van de staalkaarten. De standplaatstypen zijn genoemd naar bodemeenheden.

Tabel 1 Geselecteerde standplaatstypen met de typerende bodemcode en grondwatertrap (Gt) en vegetatie onder optimale hydrologische omstandigheden. De standplaatstypen zijn genoemd naar bodemeenheden.

Standplaatstype	Bodemcode	Gt	GHG	GLG	Vegetatie
			(cm - mv.)		
Veldpodzolgronden	Hn21 (dekzand)	III	4	85	*Ericetum tetralicis*
Gooreerdgronden	pZn21 (dekzand)	III	6	85	*Nardo-gentianetum pneumonanthe*
Beekeerdgronden	pZg23 (dekzand)	II/III	8	73	*Cirsio-Molinietum*
Madeveengronden	aVz (mesotroof broekveen)	II	-1	51	*Crepido-Juncetum acutiflori*
Koopveengronden	hVb (venige klei)	I/II	0	49	*Cirsio-Molinietum*
Vlierveengronden	Vc (zeggeveen)	I	0	26	*Caricetum curto-echinatae*
Vlietveengronden	Vo (rietzeggeveen)	I	0	20	*Pallavicinio-Sphagnetum*

De referentiesituaties vormen een ruime beschrijving van de onderscheiden standplaatstypen. Het gevolg is dat de bandbreedte van de verschillende bodemvariabelen groot is. Voor de modellering is dit opgelost door gemiddelden als invoergegeven te gebruiken. Op vergelijkbare wijze zijn de vegetatietypen samengesteld uit verschillende soortenlijsten uit de literatuur.

7.3 Onderliggende modellen

7.3.1 Modelbeschrijvingen

Het belangrijkste doel van de modellering was de simulatie van het verband tussen waterhuishouding enerzijds en de vochtleverantie, de zuurgraad en de stikstofleverantie anderzijds. De effecten van veranderingen in de grondwaterstand (als gevolg van waterbeheersmaatregelen) op de genoemde standplaatsfactoren zijn met de simulatiemodellen berekend. De ingreep-

effectrelaties zijn met elkaar in verband gebracht via de staalkaarten. Deze relaties zijn per standplaatstype (vgl. landevaluatie-eenheid) specifiek.

In de simulatiemodellen zijn fysische en chemische processen deterministisch beschreven en numeriek opgelost. De modellen zijn dynamisch van aard en rekenen op decadebasis een reeks van weerjaren door. Verschillende modellen sluiten in serie op elkaar aan. In figuur 25 is een overzicht van de gebruikte modellen gegeven. Het model WATBAL (Berghuys-Van Dijk, 1985) simuleert de waterhuishouding van de standplaats afhankelijk van neerslag, verdamping, fysische bodemeigenschappen en hydrologische onderrandvoorwaarden (kwel/wegzijging). Met dit model kunnen vochttekorten voor de vegetatie worden berekend. Daarnaast berekent het model het transport van het bodemvocht van de ene laag naar de andere. Deze berekeningen worden gebruikt als invoer voor het berekenen van het transport van opgeloste stoffen met de andere modellen. Het model ECONUM (Mankor en Kemmers, 1988; Zuidema, 1990) berekent op geïntegreerde wijze de stikstof- en fosformineralisatie afhankelijk van o.a. de vochtcondities en de temperatuur van de bodem. Het model TEMPERATURE (Mankor en Kemmers, 1988) berekent de bodemtemperatuur afhankelijk van o.a. vochtcondities in de bodem en luchttemperatuur. De vochtcondities in de bodem beïnvloeden diffusieprocessen voor zuurstof (ECONUM) en koolzuur (ANIMO). Met het model ANIMO (Berghuys-Van Dijk et al., 1985) wordt o.a. de koolzuurproduktie in de bodem berekend afhankelijk van temperatuur, aëratie, vochthuishouding en koolstofkringloop. Het model EPIDIM (Groenendijk en Van der Bolt, 1990) gebruikt deze gegevens bij de berekening van de zuurgraad en de ionenratio in het bodemvocht. Bij dit laatste model worden hydrochemische randvoorwaarden (als functie van de positie van de standplaats in het hydrologisch veld) als invoergegeven gebruikt. In alle modellen spelen transportprocessen een belangrijke rol. De onderlinge afhankelijkheid van de modellen maakte een goede afstemming van schematisaties, randvoorwaarden en invoergegevens noodzakelijk.

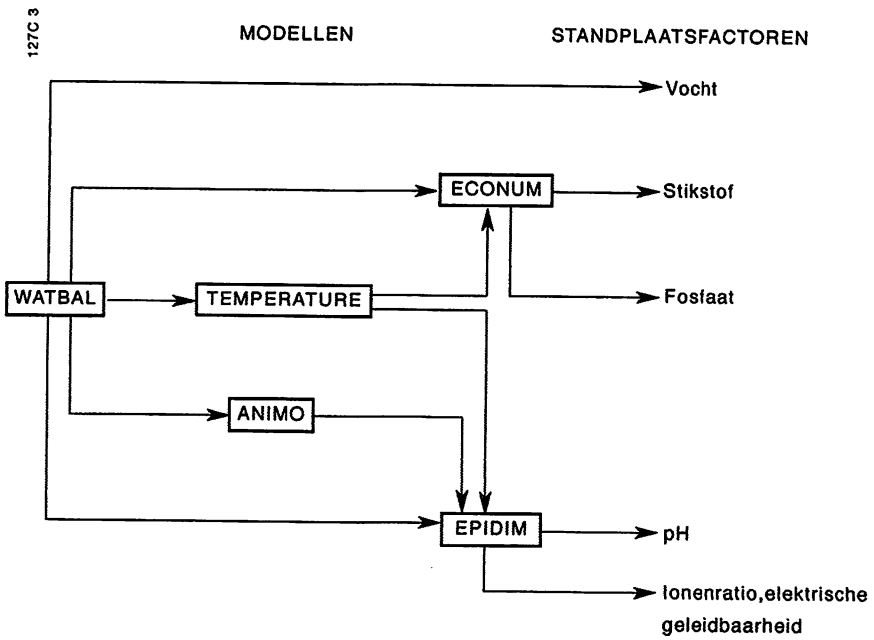


Fig. 25 Relaties tussen modellen die gebruikt zijn bij de ontwikkeling van staalkaarten en de gesimuleerde standplaatsfactoren

7.3.2 Modelschematisatie

Bij de modellering is uitgegaan van een eendimensionale schematisatie. De bodem is voor de hydrologische modellering opgesplitst in een boven- en ondergrond. Daarbinnen onderscheiden de overige modellen verschillende lagen. Als bovenrand van de modellen is het maaiveld aangehouden. De onderrand is steeds onder het niveau van de Gemiddeld Laagste Grondwaterstand (GLG) gelegen.

Bij de schematisatie van de hydrologische situatie doet zich de moeilijkheid voor dat processen binnen de standplaats sterk afhankelijk zijn van wat zich buiten de standplaats afspeelt. Deze relatie is niet eenduidig per standplaatstype. De geohydrologische setting van een standplaatstype kan per regio verschillen. Om in globale zin iets over de invloed van het waterbeheer te kunnen zeggen is een sterke schematisatie van de hydrologie toegepast. Voor de drainage is het lineaire concept van Ernst (1962) als uitgangspunt gekozen. Het aantal ontwateringsmiddelen is daarbij beperkt tot twee:

1. kwel/wegzijging over de onderrand van het model waarmee de invloed van de regionale hydrologie op de standplaats in beschouwing kan worden genomen;
2. intern peilbeheer via sloten.

In figuur 26 is de hydrologische schematisatie weergegeven. De drainageparameters zijn per standplaatstype verschillend ingevoerd.

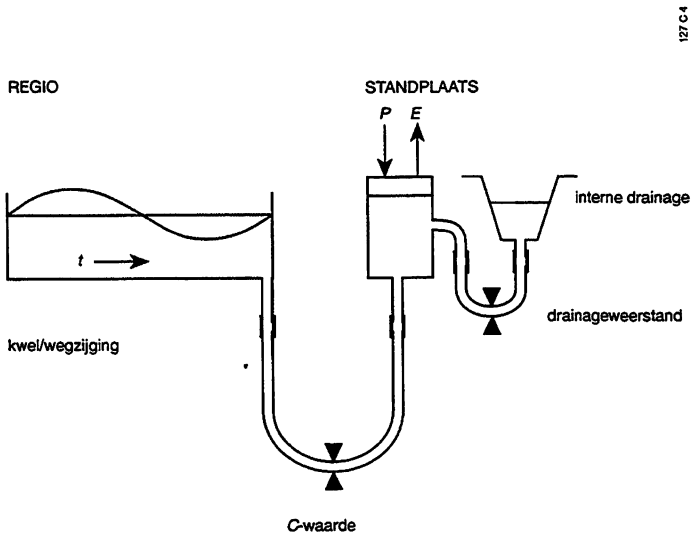


Fig. 26 Hydrologische schematisatie van de standplaats voor het model WATBAL. P: neerslag; E: evapotranspiratie; C-waarde: verticale stromingsweerstand.

De gekozen hydrologische schematisatie heeft als consequentie dat een eenduidig verband tussen de lokale waterhuishouding van het standplaatstype en de regionale waterhuishouding wordt verondersteld. In werkelijkheid zal dit zelden het geval zijn. De enige reden van deze schematisatie is dat voor de staalkaarten een verandering in het grondwaterstandsverloop in de standplaats gegenereerd moest kunnen worden. Uiteindelijk gaat het om de effecten van verandering van het grondwaterstandsverloop op de standplaatsfactoren. Hoe deze verandering in grondwaterstandsverloop tot stand komt is slechts van secundair belang. In de praktijk zijn daarom steeds hydrologische voorstudies nodig om het effect van een regionale ingreep op de waterhuishouding van de standplaats te kunnen aangeven.

7.3.3 Berekeningen

De gevolgde methode van kennismontage bestaat in wezen uit het samenvoegen van modules die processen in verschillende compartimenten geïsoleerd beschrijven. Dit leidt tot onevenwichtige uitgangssituaties in de modellen. In de calibratiefase wordt deze onevenwichtigheid vereffend, waardoor een nieuw evenwicht ontstaat dat meestal niet in overeenstemming is met de oorspronkelijke invoerdata. Dit probleem is inherent aan de gekozen werkwijze. Het principe van de rekenprocedure van de modellen voor de nutriënten- en zuurhuishouding is dat het transport van stoffen in de bodem wordt berekend met waterfluxen tussen compartimenten die door het model WATBAL worden gegenereerd. Door het transport is aan het einde van een rekentijdstap het

evenwicht tussen vaste en vloeibare fase en eventuele gasfase in een compartiment verstoord. Door het aanroepen van de verschillende modules wordt via een iteratief proces een nieuw evenwicht berekend. De stofbalansen blijven hierbij gehandhaafd. De nieuwe verdeling vormt de beginvoorwaarde voor de volgende tijdstap.

Van de meeste modellen zijn de beschreven deelprocessen in de ontwikkelingsfase geverifieerd met analytische oplossingen of experimentele gegevens. Een verificatie van modeluitkomsten op meetresultaten is niet mogelijk omdat gegevens daarvan ontbreken. Over het algemeen is geverifieerd op expert judgement. Gevoeligheidsanalyses van de modellen voor verschillende randvoorwaarden of gemaakte veronderstellingen moeten in vervolgstudies nog duidelijk maken waar de belangrijkste foutenbronnen in de modellering verwacht kunnen worden.

7.3.4 Scenario's

De berekeningen zijn gemaakt voor zowel de optimale (hydrologisch ongestoorde) uitgangssituatie als voor vijf scenario's voor het waterbeheer. De dosis van de hydrologische verandering als gevolg van een waterbeheersmaatregel wordt uitgedrukt in een verandering in gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) en een gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG). Deze uitsplitsing naar GVG en GLG is van belang, omdat bepaalde maatregelen in het waterbeheer sterker doorwerken in de zomersituatie dan in de voorjaarssituatie en omgekeerd. Door manipulatie van de amplitudo en het gemiddelde stijghoogteverloop in de aquifer (zie figuur 26) is in het model WATBAL de invloed van het regionale waterbeheer gesimuleerd. Hierbij is verondersteld dat het hydrologisch effect in de standplaats altijd een gevolg is van maatregelen buiten de standplaats. De scenario's onderscheiden zich van elkaar door verschillende verhoudingen tussen de verandering in GVG en GLG en sluiten in zekere zin aan bij waterbeheersmaatregelen in de praktijk. De beschouwde scenario's zijn: 1) grondwaterwinning, 2) drainage, 3) beregening uit grondwater, 4) drainage met wateraanvoer, 5) drainage met waterconservering. In figuur 27 is de essentie van de verschillende scenario's weergegeven.

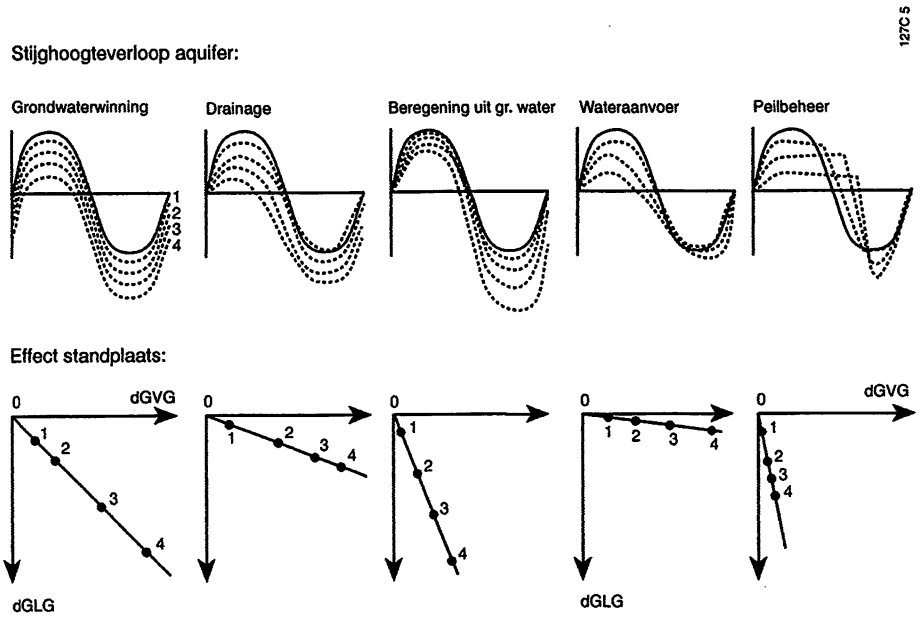


Fig. 27 Overzicht van scenario's en gegenereerde hydrologische veranderingen in de standplaats. Manipulaties van het sinusvormig verloop van de stijghoogte in de aquifer leveren veranderingen op in de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (dGVG) en de gemiddelde zomergrondwaterstand (dGLG). De karakteristiek van een scenario komt tot uiting in de verhouding dGVG/dGLG. De getallen geven in oplopende volgorde de intensiteit van de ingreep aan.

7.3.5 Staalkaarten

De relaties tussen invoer- en uitvoergegevens op basis van de modelberekeningen worden in tabelvorm als staalkaarten gepresenteerd. Per standplaatstype en per scenario worden veranderingen in GVG en GLG (doses) gerelateerd aan gemiddelde veranderingen in vochttekort, stikstofmineralisatie, zuurgraad, IR en EGV (effecten) over een periode van 30 reële weerjaren. De effecten worden gepresenteerd voor verschillende grootteorden van de ingrepen: een zwakke, geringe, matige en sterke ingreep. Omdat wordt uitgegaan van een optimaal ontwikkelde standplaats, vertegenwoordigt een staalkaart een reeks van hydrologische degradatietoestanden.

Een voorbeeld van een staalkaart van een standplaatstype voor verschillende scenario's is gegeven in tabel 2.

Tabel 2 Staalkaart van het standplaatstype 'beekeerdgrond' met doses (dGVG en dGLG) en effecten. De effecten zijn berekend als gemiddelde waarden over een reeks van dertig weerjaren. Het vochttekort is gebaseerd op een situatie in een 10% droogtejaar.

Dosis		Effect						
dGVG	dGLG	GVG	GLG	Vochttekort	N-mobilisatie	pH	IR	EC
(cm)	(cm)	(cm - mv.)		(mm)	($kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ N)			($mS.m^{-1}$)
Scenario 1: Grondwaterwinning								
0	0	20	70	10	80	6,8	0,76	16
5	7	25	77	17	85	6,7	0.68	15,4
10	17	30	87	25	90	6,7	0,60	14,0
20	33	40	103	41	100	6,5	0,50	14,0
40	63	60	133	>130	107	6,2	0,49	12,1
Scenario 2: Versterkte drainage								
0	0	20	70	10	80	6,8	0,76	16,0
5	2	25	72	16	85	6,7	0,71	15,4
10	5	30	75	21	90	6,7	0,65	15,0
20	13	40	83	34	100	6,5	0,56	14,0
40	25	60	95	130	110	6,2	0,55	12,1
Scenario 3: Beregening uit grondwater								
0	0	20	70	10	80	6,8	0,76	16,0
0	5	20	75	12	80	6,8	0,76	16,0
1	10	21	80	15	79	6,8	0,76	15,8
2	20	22	90	20	78	6,8	0,74	15,7
4	40	24	110	28	77	6,7	0,66	15,5
Scenario 4: Versterkte drainage met wateraanvoer								
0	0	20	70	10	80	6,8	0,76	16,0
5	1	25	71	17	85	6,7	0,72	15,4
10	3	30	73	21	92	6,7	0,66	15,0
20	6	40	76	30	103	6,5	0,62	14,0
40	15	60	85	130	110	6,2	0,62	12,1
Scenario 5: Versterkte drainage met waterconservering								
0	0	20	70	10	80	6,8	0,76	16,0
0	2	20	72	13	80			
1	5	21	75	18	79			
2	13	22	83	24	78			
3	25	23	95	31	77			

In figuur 28 zijn van alle standplaatstypen staalkaarten als grafiek gepresenteerd voor het scenario 2. Voor de complete set staalkaarten wordt verwezen naar Kemmers (1990) of het Handboek Grondwaterbeheer voor Natuur, Bos en Landschap (Van Beusekom et al., 1990)

De scenario's met een relatief geringe verandering van de GVG ten opzichte van de GLG (3 en 5) onderscheiden zich over het algemeen door een betrekkelijk geringe verandering in standplaatsfactoren. Daartegenover staan scenario's met een relatief sterke verandering van de GVG (1, 2 en 4) waarbij duidelijke veranderingen in de standplaatsfactoren optreden.

7.3.6 Kanttekeningen

Bij de gepresenteerde resultaten valt op dat in een aantal gevallen bij drainage een stijging van pH en/of IR wordt berekend terwijl vanuit empirische ervaring een daling verwacht mag worden (Kemmers en Van Wirdum, 1988). Dit verschijnsel wordt toegeschreven aan een door de modellen te groot berekende diffusie van CO_2 naar de atmosfeer. Tevens kan uit de resultaten worden geconcludeerd dat veranderingen in GVG tot grotere ecologische effecten leiden dan veranderingen in GLG (vergelijk ook Runhaar, 1989). Dit neemt niet weg dat er juist ook vanuit de empirie (Kemmers en Van Wirdum, 1988; Van Wirdum, 1991b) duidelijke aanwijzingen bestaan dat wijzigingen in de drainagebasis (GLG) een sterk effect hebben op de basenstatus van kwelafhankelijke standplaatsen. Kennelijk is de huidige generatie standplaatsmodellen nog niet in staat alle gesignaleerde verschijnselen te simuleren.

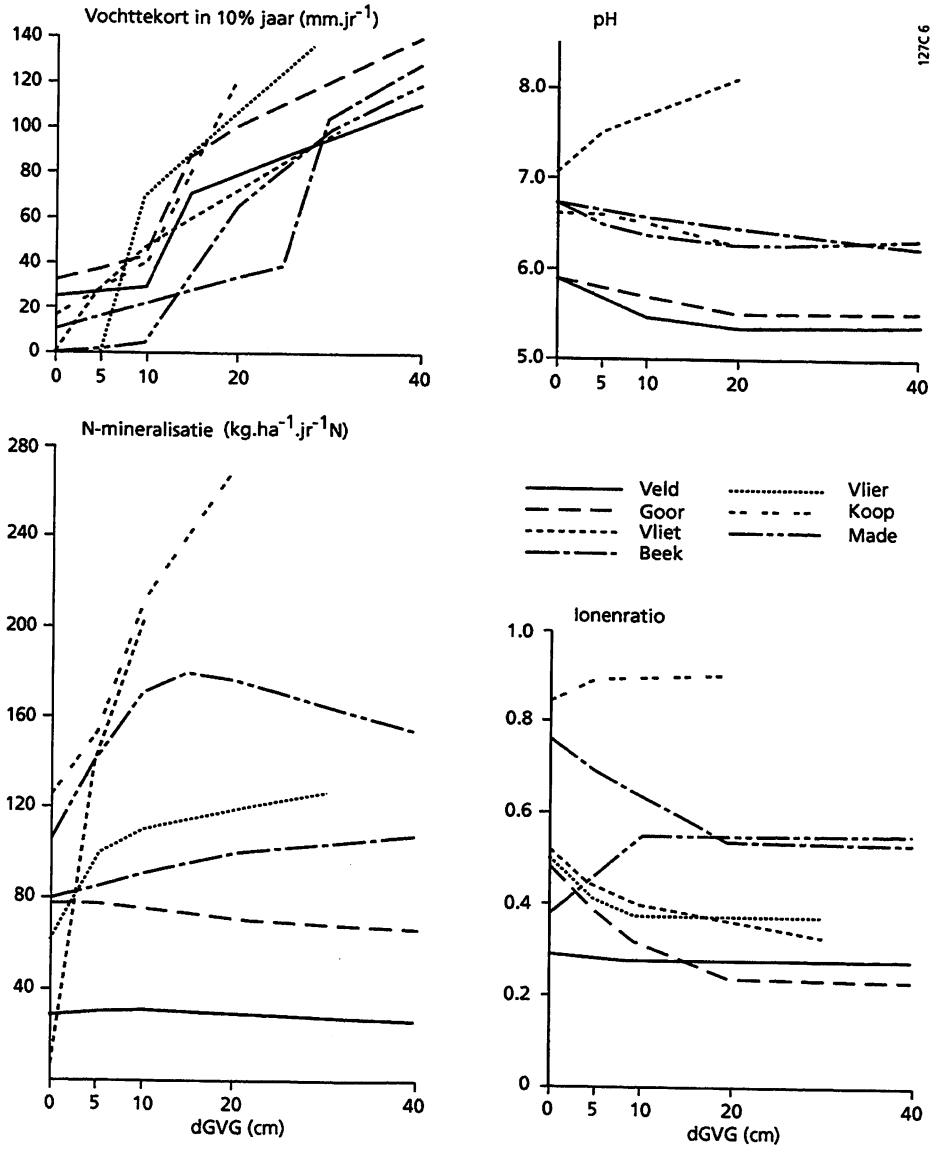


Fig. 28 Effecten van verandering in GVG (dGVG) op het vochttekort (10% droog jaar), de stikstofleverantie, de zuurgraad en de ionenratio in de verschillende standplaatstypen voor het scenario 'drainage'

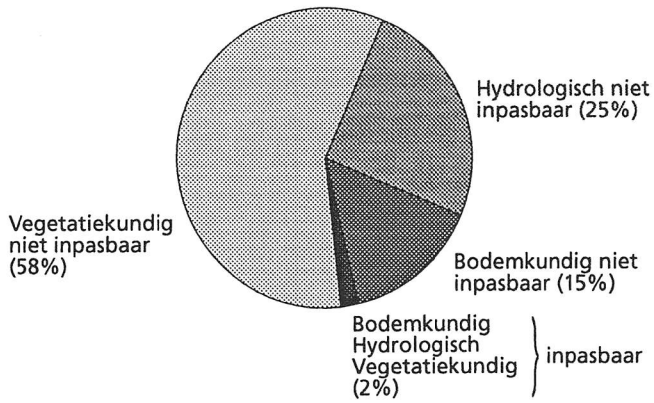
7.4 Toepasbaarheid van staalkaarten

De staalkaarten zijn getoetst op hun toepasbaarheid in het herinrichtingsgebied Noorderpark in de provincie Utrecht (Van Herwaarden et al., 1990). De toetsing spitste zich toe op de identificatie van landhoedanigheden en vegetatietypen met staalkaarten en de daaruit voortvloeiende gebiedsdekkendheid. Bossen, struwelen en watervegetaties zijn niet in het onderzoek betrokken. Aan effectvoorspellingen is verder geen aandacht besteed.

De werkwijze bestond uit drie opeenvolgende stappen:

1. Identificatie met behulp van een bodemkaart van bodemeenheden die via overeenkomst of extrapolatie met staalkaarten zijn te beleggen. Omdat de normgrond van een groep bodemeenheden steeds als staalkaart is gekozen, kan er binnen de groep geëxtrapoleerd worden; zie Handboek grondwaterbeheer (van Beusekom et al.,1990).
2. Identificatie van de hydrologische toestand op de staalkaart aan de hand van grondwatertrap en waterkwaliteitsgegevens van bodemeenheden die in stap 1 zijn geïdentificeerd.
3. Beoordeling van de aanwezige vegetatie op overeenstemming met vegetatietypen uit de degradatiereeks van de betreffende staalkaart. Deze laatste stap is het ijken van het abiotische deel (staalkaarten) en het biotische deel (NTM) van het evaluatie-instrument.

Het bleek dat met name voor de aspecten waterkwaliteit en vegetatie veel kennis en intuïtie van de potentiële gebruiker wordt verlangd bij de identificatie.



Tabel 29 Areaal (%) van het herinrichtingsgebied 'Noorderpark' dat met staalkaarten kan worden belegd op basis van bodemkundige, hydrologische en vegetatiekundige criteria

Uit figuur 29 blijkt dat na de eerste stap slechts 15% van het areaal bodemkundig niet inpasbaar is met staalkaarten. Rechtstreeks kan 23% worden ingepast en 62% na extrapolatie. Na beoordeling van de hydrologische situatie blijkt dat nog eens 25% van het areaal niet is te bedekken omdat het hydrologische traject van de staalkaarten niet toereikend is. Slechts 2% vertegenwoordigt daarbij een optimale hydrologische situatie. Na analyse van de actuele vegetatie blijkt 58% van het areaal vegetatiekundig niet inpasbaar te zijn. Uiteindelijk blijkt dat slechts 2% van het areaal bodemkundig, hydrologische en vegetatiekundig identificeerbaar is met staalkaarten. Deze oppervlakte (89 ha) blijkt vrijwel geheel gelegen te zijn in beheers- en reservaatsgebieden. De geringe overeenstemming van de vegetatie buiten beheers- en reservaatsgebieden met de volgens het NTM verwachte vegetatie wordt vooral veroorzaakt doordat het Noorderpark grotendeels uit cultuurgrasland bestaat, waar naast effecten van waterbeheer ook effecten van bijvoorbeeld bemesting in

de vegetatie tot uiting komen. De degradatie van de vegetatie is daar zover voortgeschreden dat de milieuomstandigheden buiten het toepassingsbereik van het evaluatie-instrument zijn komen te liggen.

In het Noorderpark bleek de toepassing van staalkaarten vooral in beheers- en reservaatsgebieden goede mogelijkheden te bieden. Staalkaarten lijken daarentegen vooralsnog weinig geschikt zijn voor de evaluatie van natuurontwikkelingsmogelijkheden in cultuurgrasland. Een inhoudelijk probleem is daarbij of en in welke mate processen die bij degradatie een rol spelen reversibel zijn. Zo zijn effecten van vernatting nog weinig bekend. Gegeven de meer verkennende vraagstelling van natuurontwikkeling kunnen staalkaarten voor deze toepassing meer op secundaire kenmerken gebaseerd zijn. De hieraan ten grondslag liggende modellen kunnen zich dan beperken tot een beschrijving van toestandsvariabelen met een weinig dynamisch karakter.

8 Hydrologische en ecohydrologische systeembeschrijving

Een systeem kan worden opgevat als een dynamische eenheid met een bepaalde functie. Binnen het systeem spelen zich processen af waaraan het zijn dynamiek ontleent. Het goed functioneren van het systeem kan worden afgelezen aan doelvariabelen. Een doelvariabele kan een bepaalde (gewenste) toestand zijn. Het gaat erom de toestand van het systeem te beschrijven vanuit de processen die van invloed zijn op deze toestand. Het systeem kan op verschillende schaalniveaus worden beschreven (zie figuur 24).De systeembeschrijving kan worden opgevat als een hypothese over het functioneren van het systeem. Verificatie van deze hypothese kan geschieden via modelevaluaties, waarmee de relevante processen worden gesimuleerd. Aan elke modelstudie gaat een systeembeschrijving vooraf.

Een hydrologisch systeembeschrijving beschouwt het aspect van de waterhuishouding en probeert een beeld te construeren van de geo-hydrologische processen. Een ecohydrologisch systeem integreert de bodem en de vegetatie in het hydrologisch systeem. Dit hoofdstuk wordt toegespitst op de ecohydrologische systeembeschrijving.

In dit hoofdstuk zal een zgn. 'telescoopbenadering' worden gepresenteerd. Voor zowel een hydrologische als een ecohydrologische systeembeschrijving wordt daarbij een aantal stappen onderscheiden waarbij steeds gedetailleerder informatie nodig is.

8.1 Hydrologische systeembeschrijving

Verkenning

De omstandigheden aan het aardoppervlak - neerslag en verdamping, ontwateringsniveaus en peilen openwater, peilbeheer en topografie - veroorzaken hydrologische processen in de ondergrond. Dit is het terrein van de hydrologische systeemkartering (Engelen et al., 1989). Vanuit de ecologie gaat de interesse uit naar de vraag waar het (regionale) systeem hydrologische omstandigheden genereert waarbij 'natuur' zich kan handhaven of duurzaam kan ontwikkelen. Dergelijke gewenste hydrologische omstandigheden zijn af te leiden uit een aantal positionele kenmerken: waar komen de belangrijkste infiltratie- en kwelgebieden voor? Vervolgens wordt geanalyseerd of deze omstandigheden te begrijpen zijn vanuit onderliggende geohydrologische processen en eigenschappen.

Een eerste aanzet hiervoor zal veelal plaatsvinden op landschapsniveau: een regionale schaal. Een indruk van het hydrologisch systeem kan worden ontleend aan bestaande informatie:

- isohypsekaarten van het freatisch grondwater/watervoerend pakket;

- stijghoogteverschillenkaarten;
- voorkomen van watervoerende en -scheidende lagen;
- kD- en c-waarden;
- hoogtekaart.

8.2 Ecohydrologische systeembeschrijving

8.2.1 Informatie over de waterkwaliteit

De hydrologische systeembeschrijving levert o.a. een patroon van vlekken met kansrijke situaties voor bepaalde typen natuur. Wat waar mogelijk is, hangt af van de hydrologische en hydrochemische randvoorwaarden.

Belangrijke, ecologisch relevante, aanvullende informatie is de waterkwaliteit van watervoerende lagen:
- Ionenratio;
- Electrisch geleidingsvermogen;
- (evt. Stuyfzand typologie).

Bij een ecohydrologische systeembeschrijving van niet-natuurgebieden zijn vele ecologisch relevante bodem- of waterkenmerken vervaagd. Een dergelijk kenmerk kan in potentie wel aanwezig zijn en weer tot ontwikkeling worden gebracht via gericht (natuur)beheer. Om toch een indruk te kunnen krijgen van dergelijke niet aanwezige eigenschappen moet uit de naast hogere niveaus van het hiërarchisch systeem van afhankelijke en onafhankelijke factoren (zie figuur 24) informatie worden afgeleid. Zo kan bv. vervaagde informatie over de basenstatus worden verkregen via een analyse van de waterkwaliteit. Vervaagde informatie over waterkwaliteitskenmerken kan nog slechts worden afgeleid uit de topografische positie etc.

Positionele factoren

Belangrijke informatie die uit de oriënterende fase als randvoorwaarde voor het natuurgebied (ecohydrologisch systeem) bekend moet zijn, betreft de zgn. positionele factoren:
- potentialen freatisch grondwater, watervoerende pakket en oppervlaktewater incl. fluctuaties daarvan;
- ionenratio (IR) en elect. geleidbaarheid (EGV) freatisch grondwater.

De positionele randvoorwaarden zijn van belang voor de bodemvormende processen die zich binnen de standplaats hebben afgespeeld of kunnen gaan afspelen. Hierdoor zijn of kunnen als afgeleide van de hydrologische omstandigheden bodemkundig verschillende omstandigheden ontstaan. Belangrijke hiaten zijn vaak aanwezig in de beschikbaarheid van vlakdekkende informatie over de waterkwaliteit.

Conditionele factoren
Uit bodemkundige informatie kan worden afgeleid welke positie een (potentieel) natuurgebied in het hydrologisch veld inneemt en tot welke bodemgenetische processen dit heeft geleid: podzolering, homogenisatie, veraarding, veenvorming, brikvorming etc. Verspreidingskaarten van bodemeenheden geven hierover globale informatie (zie figuur 10). De grondwaterpotentialen en de chemische eigenschappen van het grondwater (IR,EGV) zijn daarbij de belangrijkste (positionele) factoren die tot de bodemgenese hebben geleid.

Operationele factoren
De bodemkundige condities controleren in hoge mate de processen waarbij o.a voedingsstoffen uit het organisch materiaal in de bodem te voorschijn komen en waarbij het operationele milieu voor spontane begroeiingen tot stand komt. Verspreidingskaarten van plantesoorten/vegetatietypen die indicatief zijn voor bepaalde milieuomstandigheden (zgn. indicatorsoorten) leveren snel belangrijke informatie over het operationele milieu.

Na het verzamelen van de verschillende patronen met globale informatie kan een overlay-procedure worden gestart. De combinatie van globale hydrologische, bodemkundige en vegetatiekundige patronen levert een vlekkenpatroon met informatie over standplaatstypen met waardevolle of kansrijke situaties: actuele en potentiële waarden.

Met de informatie uit de eerste twee fasen moeten nu hypothesen kunnen worden geformuleerd over:
- de positie van natuur(ontwikkelings)gebieden in stroomgebieden (het hydrolo gisch veld;
- de ruimtelijke afhankelijkheid van de natuurgebieden van locale of regionale grondwaterstromen.

8.2.2 Gerichte detailinformatie
Tot nu toe is het (eco-)hydrologische systeem als een black-box beschouwd. Om de mogelijkheden van behoud en evt. ontwikkeling te kunnen aangeven is meer informatie nodig. Op de kansrijke situaties kan nu verder worden ingezoomd. De precieze en actuele werking van de systemen moet bekend zijn voordat inrichtingseisen en consequenties van planalternatieven op het functioneren van het systeem kan worden geëvalueerd.

Hydrologische informatie
Nadere detaillering kan worden verkregen door kwantificering van de verschillende termen van de waterbalans: kwel + neerslag + wateraanvoer = verdamping + afvoer + inzijging + bergingsverandering. Dit levert informatie over het aandeel van infiltratie, kwel en inundatie. Onderzoeksmethoden uit de geohydrologie waaronder regionale hydrologische modellen, kunnen hierbij worden gebruikt. De benodigde gegevens hiervoor zijn:

- geometrie van de ondergrond:
  * eigenschappen van slechtdoorlatende lagen; verticale en horizontale doorla tendheid, dikte, porositeit
  * eigenschappen van watervoerende pakketten; verticale en horizontale doorla tenheid, dikte, porositeit
- tijdsafhankelijke gegevens zoals:
  * neerslagoverschot;
  * debieten;
  * grondwaterstanden;
  * stijghoogten.

Ecohydrologische informatie
De ecohydrogische systeemanalyse richt zich in deze fase op het gedetailleerde niveau van de standplaats. De eigenschappen van de standplaats zijn afhankelijk van de positionele factoren. Deze factoren sturen processen binnen de standplaats. Aan deze processen ontleent de standplaats haar actuele eigenschappen. Belangrijke toestandsvariabelen die met de eigenschappen van de standplaats samenhangen zijn:
- basenverzadiging, zuurgraad, redoxpotentiaal;
- grondwaterstandsverloop (duurlijnen);
- waterbalans onverzadigde zone (runoff, neerslagoverschot, kwel, berging);
- C/N-, C/P- verhouding, organische-stofgehalte;
- textuur (-verloop), lutum.

Deze variabelen blijken vaak onderling samenhang te vertonen (het correlatieve complex). In deze fase kan uit de informatie ook worden afgeleid of de condities van de standplaats nog geschikt zijn voor de primaire functie van het systeem als producent van natuur of dat de condities fossiel zijn geworden.

De afbraakprocessen van organische stof hebben in een ver verleden mede bijgedragen aan de bodemvorming. De kenmerken die hierdoor in de bodem zijn ontstaan, kunnen echter niet meer in overeenstemming zijn met de actuele omstandigheden. In zo'n geval spreken we van fossiele bodemkenmerken. Omdat bladstrooisel de belangrijkste recente bron van organische stof in de bodem is en afbraakprocessen betrekkelijk snel verlopen geeft de toestand waarin het humuscompartiment zich bevindt, belangrijke informatie over het verloop van actuele processen. Het humusprofiel bevat kenmerken die informatie verstrekken over de snelheid van de afbraakprocessen. Bij een stagnerende afbraak ontstaat accumulatie van een ecto-organische strooisellaag waarbinnen zich een duidelijke stratificatie van humushorizonten ontwikkelt. Bij goede condities voor strooiselafbraak ontstaat een endo-organisch humusprofiel waarbij de humus intensief met de minerale ondergrond gemengd is en zich een homogeen profiel ontwikkelt. Er lijken interessante perspectieven aanwezig om de toestandvariabelen in de standplaats die slechts met chemische analyses zijn te identificeren, in verband te kunnen brengen met in het veld waarneembare kenmerken van het humusprofiel.

Uiteindelijk resulteert het verloop van de processen in de standplaats in voor de plant/vegetatie fysiologisch relevante vocht- en nutriëntenfluxen. Deze fluxen (de operationele factoren) zijn een functie van de standplaatseigenschappen. Willen de fluxen voldoen aan de eisen van de vegetatie dan moeten de standplaatseigenschappen (condities) in orde zijn.

Kwantificering van de nutriëntenfluxen is vooralsnog niet eenvoudig. Modelsimulaties kunnen daarbij een hulpmiddel zijn. Zeer veel parameters waarvan de waarde vaak onbekend is, zijn daartoe nodig. Simulatiemodellen verkeren in een ontwikkelingsfase. Deze simulatiemodellen vormen wel een essentieel instrument waarmee natuurevaluaties (schetsontwerpen) mogelijk worden (zie hoofdstuk 7).

8.3 Kartering van ecologisch relevante watertypen

8.3.1 Aanleiding

Het belangrijkste doel van een ecohydrologische systeemanalyse (Dijkema et al., 1985) is inzicht te verkrijgen in de functionele ruimtelijke samenhang tussen de primaire (ecosysteemvormende) factoren waterkwantiteit, waterkwaliteit en moedermateriaal, en de standplaatsfactoren en verspreidingspatronen van plantesoorten.

Voor de planvorming is niet alleen kennis over de mogelijke richting van ecosysteemontwikkeling nodig maar ook over de ruimtelijke patronen daarvan. Daarom is het van belang over geografische informatie van de drie genoemde primaire ecosysteemfactoren (moedermateriaal, waterkwantiteit en waterkwaliteit) te kunnen beschikken. Voor vlakdekkende informatie over moedermateriaal en waterkwantiteit kan tot op zekere hoogte gebruik worden gemaakt van de bodem- en grondwatertrappenkaart (Gleichman-Verheyen et al., 1988; Klijn en De Waal, 1992). Geografische informatie over de waterkwaliteit is echter een evidente omissie en, indien al aanwezig, meestal op globaal schaalniveau beschikbaar (Engelen et al., 1989; Klijn, 1989) of indirect uit vegetatiegegevens afgeleid (o.a. Stuurman et al., 1987).

Tijdens het onderzoek voor de ecohydrologische systeembeschrijving van het landinrichtingsgebied Ochten-Opheusden (Mulder et al., 1992) vormde de ontwikkeling van een methode om vlakdekkende informatie over waterkwaliteitsparameters te kunnen verzamelen een belangrijke nevendoelstelling. Voor de kartering van waterkwaliteitskenmerken is een eenvoudig en snel te bepalen parameter een belangrijke randvoorwaarde. Deze paragraaf gaat in op de methode die is ontwikkeld voor de kartering van ecologisch relevante waterkwaliteitskenmerken.

8.3.2 Probleemstelling

Waterkwaliteit is een multivariabel criterium. Er zijn veel parameters bij betrokken, waardoor het verzamelen van geografische informatie moeilijk is.

Pogingen tot het ontwikkelen van watertypologieën zijn meestal gebaseerd op statistische bewerking van lokale gegevens. Sleutelfactoren blijken daarbij sterk bepaald te worden door de lokale situatie (Pedroli, 1989).

De vraag is nu of uitsluitend het EGV kan worden gebruikt als parameter die de veranderingen in de watersamenstelling gedurende de hydrologische kringloop aangeeft (zie paragraaf 2.4). Het aantrekkelijke daarvan zou zijn dat het een eenvoudig in het veld te meten parameter is waarover gemakkelijk geografische informatie kan worden verzameld. Daarbij doen zich echter enige problemen voor, die ervoor zorgen dat een enkelvoudige parameter niet zonder meer voor typering van watertypen kan worden gebruikt (Pedroli, 1989, p. 58).

De veranderingen in IR en EGV tijdens de hydrologische kringloop zijn vooral beschreven voor natuurgebieden, waar weinig of geen invloed is van menselijke activiteiten. In het landelijk gebied wordt de kwaliteit van het grondwater mede bepaald door effecten van bemesting of aanvoer van gebiedsvreemd water. De relatie met de topografie wordt in dit geval vervaagd en is niet langer eenduidig. Op landelijke en regionale schaal wordt het EGV beïnvloed door de rijkdom van doorstroomde afzettingen aan kalk of door brak en zout water.

Om genoemde problemen op te lossen hebben wij als belangrijkste hypothese geformuleerd de vraag of het EGV van een watermonster kan worden gebruikt als voorspeller voor de verwantschap met referentiemonsters uit de hydrologische kringloop. Juist de integratie van de referentiemonsters vormt een belangrijke mogelijkheid om gegevens uit verschillende deelgebieden met elkaar in verband te brengen en eenduidige legenda-eenheden af te leiden.

8.3.3 Gebiedsbeschrijving

Het onderzoek vond plaats in het landinrichtingsgebied Ochten-Opheusden (Mulder et al., 1992). Het beslaat een oppervlakte van 3290 ha en wordt begrensd door de Rijn in het noorden en de Waal in het zuiden. De dijken langs Rijn en Waal vormen de scheiding tussen de uiterwaarden en de binnendijkse gronden. Dit onderzoek heeft zich op het binnendijkse gebied geconcentreerd. Op grond van het aanwezige reliëf zijn in het binnendijkse gebied drie hydrologische systemen te verwachten: ondiepe systemen gekoppeld aan het patroon van stroomruggen; middeldiepe systemen van Rijn en Waal via het eerste watervoerend pakket; een diep systeem van de Veluwe via het tweede watervoerend pakket.

8.3.4 Algemene werkwijze

In de werkwijze zijn vier fasen onderscheiden.

Gegevensverzameling en analyse

Voor de bemonstering van de waterkwaliteit is gebruik gemaakt van het waterkwantiteitsmeetnet. Dit meetnet bestond uit potentiaalbuizen in de watervoerende pakketten, landbouwbuizen in het freatisch grondwater en peilschalen in het oppervlaktewater. Een belangrijk deel van het meetnet was ingericht langs een raai van Rijn naar Waal. Daarnaast werden verspreid over het gebied gegevens verzameld. Tijdens meetcampagnes in zomer (september 1990 en juni 1991) en winter (januari 1991) zijn er op 25 tot 32 locaties grond- en oppervlaktewatermonsters genomen.

Referentieonderzoek

Bij het referentieonderzoek zijn de analyseresultaten gebruikt voor de berekening van de verwantschap van de watermonsters met referentiemonsters uit de verschillende compartimenten van de hydrologische kringloop (zie paragraaf 2.4).

Calibratieonderzoek

Bij het calibratieonderzoek is via een regressietechniek onderzocht of het EGV van een watermonster kan worden gebruikt als voorspeller voor verwantschap met een van de referentiewatertypen.

Patroononderzoek

In een eenmalige, korte meetcampagne is tenslotte gebiedsdekkende informatie verzameld over het EGV via bemonstering van het oppervlaktewater met een EGV-sonde. Met deze gegevens is de verspreiding van enkele ecologisch relevante watertypen in het gebied in kaart gebracht.

8.3.5 Referentieonderzoek

Verwantschap met referentiemonsters

Met het rekenprogramma MAION (Van Wirdum, 1991a) zijn van de watermonsters de ionenbalans, het elektrisch geleidingsvermogen en de verwantschappen met de verschillende referentiemonsters berekend. De berekening van de ionenbalans en het EGV dienden ter controle van de analyses. Monsters waarvan de ionenbalans een afwijking van meer dan 8% had en waarvan bovendien het berekende EGV meer dan 20% afweek van het gemeten EGV, werden van een verdere beschouwing uitgesloten.

De verwantschap tussen twee monsters is berekend op basis van de concentraties van de acht belangrijkste ionen (H^+, K^+, Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^-, SO_4^{2-}, HCO_3^-) en het EGV. De verwantschap kan ten opzichte van maximaal vier referenties worden berekend. Het resultaat is een 4-dimensionale

verwantschapsmatrix. Door projectie kan de verwantschap van een monster met twee referentiemonsters worden weergegeven in een plat vlak.

Menging van referentiemonsters
Voor mengverhoudingen tussen referentiemonsters is berekend welke concentratie de verschillende ionen aannemen. Van deze kunstmatige mengmonsters is de verwantschap met de referentiemonsters voor lithotroof en thalassotroof water met het MAION-programma berekend. Tussen de punten met verschillende mengverhoudingen kan een lijn worden getrokken: een menglijn.

Resultaten
In figuur 30 zijn de waterkwaliteitsmonsters uitgezet in een vlak met als assen de verwantschap met lithotroof (% rLi-Ang) resp. thalassotroof water (% rTh). In verband met de te verwachten invloed van het Veluwesysteem, van Rijnwater en van regenwater zijn de referentiemonsters daarvan eveneens in het assenstelsel opgenomen. In de figuur zijn eveneens de berekende menglijnen weergegeven.
Lijn I: menging van Rijnwater (Rh) en Angeren-grondwatertype (Li-Ang)
Lijn II: menging van Rijnwater (Rh) en Veluwe-grondwatertype (Li-HDu)
Lijn III: menging van Lingewater (1991) en Angeren-grondwatertype (Li-Ang)

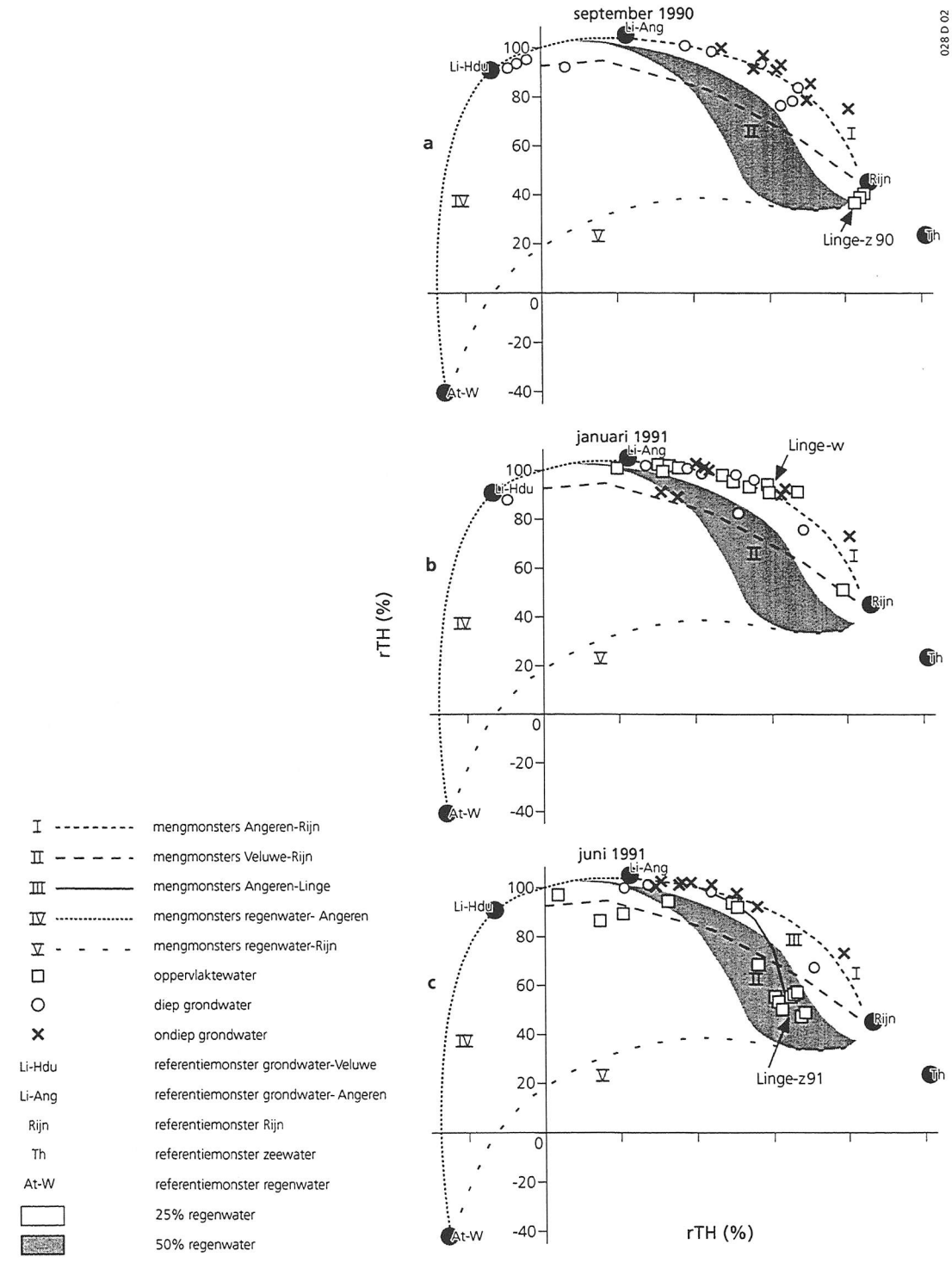


Fig. 30 Verwantschap van monsterpunten met het Angeren-grondwatertype en zeewater

De meerderheid van de monsterpunten is gerangschikt langs de lijn die de mengmonsters tussen Rijnwater en Angeren-grondwatertype verbindt (lijn I). Het betreft in alle gevallen watermonsters uit het freatisch grondwater of het oppervlaktewatersysteem. Kennelijk zijn Angeren-grondwater en Rijnwater de dominante watertypen in het landinrichtingsgebied Ochten-Opheusden. Van merkbare invloed van regenwater is geen sprake. Door te veronderstellen dat een volledige menging tussen Rijnwater en Angeren-grondwatertype optreedt, kunnen nu bij benadering uitspraken worden gedaan over volume-aandelen van elk van de beide watertypen in de lokale waterbalans.

8.3.6 Calibratieonderzoek

EGV als voorspeller

Omdat het EGV eenvoudig is te meten, is onderzocht of deze variabele ook gebruikt kan worden als voorspeller voor de verwantschap van een watermonster met een referentie-watertype. Voor het toetsen van deze hypothese is een regressieanalyse uitgevoerd met waterkwaliteitsgegevens die zijn verzameld in het waterkwantiteitsmeetnet. Hiertoe zijn de met het rekenprogramma MAION berekende verwantschappen van de monsters met Angeren-grondwatertype en zeewater als responsvariabele en het EGV als voorspeller genomen.

Resultaten

Met het EGV als voorspeller en het percentage verwantschap met zeewater als responsvariabele blijkt het beste regressiemodel te kunnen worden gevonden. Binnen het regressiemodel is nader onderscheid gemaakt naar tijdstip van bemonstering. Het algemene regressiemodel luidt:

$$rTh = a \ln(EGV) - b \qquad (10)$$

waarbij
rTh : % verwantschap met zeewater
EGV: elektr. geleidingsvermogen ($mS.m^{-1}$, 25°C)
a, b : regressie-coëfficiënten

Het EGV blijkt een zeer significante bijdrage aan de voorspelling te leveren en is daarom als voorspeller een geschikte variabele. In figuur 31 is het regressiemodel grafisch weergegeven.

Met het EGV als voorspeller kan nu de verwantschap van een monster met zeewater worden berekend. De aanwezigheid van zeewater in het studiegebied is echter niet aan de orde. Wel heeft het in het gebied aanwezige Rijnwater een verwantschap van ca. 80% heeft met zeewater en is het EGV kennelijk een goede voorspeller hiervoor.

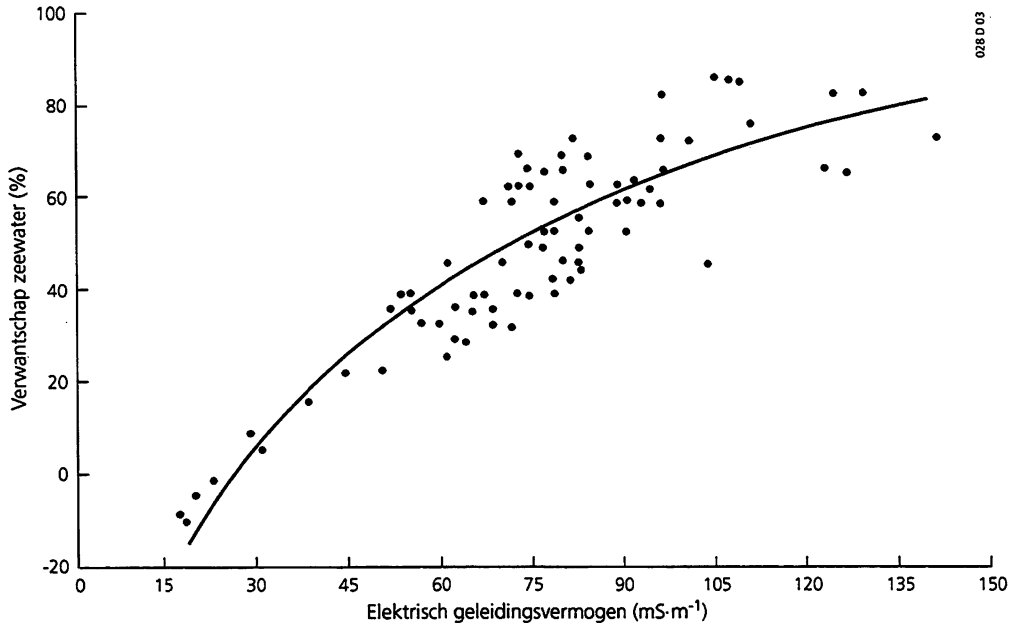


Fig. 31 Verband tussen het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) van monsterpunten en hun verwantschap met zeewater

8.3.7 Patroononderzoek

Vlakdekkende kartering EGV

In augustus 1991 is op ruim 300 locaties het EGV van het oppervlaktewater vastgesteld met een veldsonde. De locaties liggen verspreid over het gebied zowel in hoofdweteringen als in zijslootjes, in wielen en zandgaten. Op de stroomruggen zijn minder waarnemingen verricht dan in het centrale komgebied omdat daar meer drooggevallen sloten voorkwamen. Hoewel de metingen zijn verricht in een lijnenstelsel, zijn de meetresultaten tot een vlakkenkaart 1: 25 000 verwerkt. Bij het afgrenzen van de vlakken is rekening gehouden met de ligging, stroomrichting, breedte en begroeiing van de sloten.

Met gebiedsdekkende informatie over het EGV kan nu een redelijk nauwkeurige voorspelling worden gemaakt van de verspreiding van enkele ecologisch relevante watertypen. Door de met het regressiemodel uit het EGV berekende verwantschap met zeewater te projecteren op de menglijn III uit figuur 30 kan worden afgeleid welke volume-aandeel Rijnwater dan wel Angeren-grondwatertype in de lokale waterbalans inneemt.

Resultaten

In tabel 3 zijn de uit het EGV afgeleide volumeverhoudingen tussen de dominante watertypen in het studiegebied weergegeven.

Tabel 3 Op basis van EGV gecalibreerde waarden voor verwantschap van watermonsters met zeewater en de volume-aandelen daarbij van het Rijnwatertype en het Angeren-grondwatertype in de lokale waterbalans

EGV	Th	Volume-aandeel (%)	
$mS.m^{-1}$	(%)	Rh	Li-Ang
50	31	0	100
60	37	15	85
70	46	35	65
80	52	50	50
90	58	60	40
100	61	75	25
105	65	100	0

8.3.8 Conclusies

Uit het onderzoek is gebleken dat kartering van het EGV een belangrijke bijdrage kan leveren aan een ecohydrologische systeembeschrijving. Het EGV is een sterk significante voorspeller voor de verwantschap van een watermonster met het referentiemonster 'zeewater' uit de hydrologische kringloop. Via een calibratieprocedure is het mogelijk het EGV te gebruiken als een indicatie voor volumeaandelen lithotroof grondwater en aangevoerd Rijnwater in de lokale waterbalans. Hiermee is een methode beschikbaar gekomen om de ruimtelijke verspreiding van waterkwaliteitsvariabelen, als een van de drie belangrijkste onafhankelijke ecosysteemfactoren voor natuurontwikkeling in kaart te brengen. Hoewel de voorspelfout in de calibratieprocedure nog aanzienlijk is, zijn de gekarteerde ruimtelijke patronen consistent voor geohydrologische processen en voor patronen van geogenese en van kwelindicerende plantesoorten. De methode is wetenschappelijk zuiver voor ecologische landevaluaties in die zin dat de ruimtelijke verspreiding van het fenomeen kwel wordt afgeleid uit abiotische variabelen en niet uit kwelindicerende plantesoorten. Voor toepassing van de methode in gebieden met een belangrijke regenwater-component is nader onderzoek gewenst.

Literatuur

ADRIAANSE, P.I. en R.H. KEMMERS, 1988. *Bufferzones tegen nitraatinspoeling in beekdalen: een methode om de ligging en breedte vast te stellen.* Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Rapport 27.

BAKKER, H. DE en J. SCHELLING, 1989. *Systeem van bodemclassificatie voor Nederland; de hogere niveaus; Tweede gewijzigde druk.* Wageningen, Pudoc.

BARENDRECHT, A., M.J. WASSEN, J.T. DE SMIDT en E. LIPPE, 1986. 'Ingreep-effect voorspelling voor waterbeheer'. *Landschap* (3)1: 41-55.

BERGHUYS-VAN DIJK, J.T., 1985. *WATBAL; a simple water balance model for a saturated/unsaturated soil profile.* Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Nota 1670.

BERGHUYS-VAN DIJK, J.T., P.E. RIJTEMA and C.W.J. ROEST, 1985. *ANIMO; an agricultural nitrogen model.* Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Nota 1671.

BESTEN, J.J. DEN, 1985. *Naar een methode voor integratie, kartering en toepassing.* Utrecht, Studiecommissie Waterbeheer, Natuur, Bos en Landschap, Rapport 5.

BEUSEKOM, C.F. VAN, J.M.J. FARJON, F. FOEKEMA, B. LAMMERS, J.G. DE MOLENAAR en W.P.C. ZEEMAN, 1990. *Handboek grondwaterbeheer voor Natuur, Bos en Landschap.* 's Gravenhage, SDU.

BOLT, G.H. and M.G.M. BRUGGENWERT, 1976. *Soil Chemistry A; basic elements.* Amsterdam, Elseviers Scientific Publishing Company.

BRAAK, C.J.F., 1987. *CANOCO — a FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal component analysis and redundancy analysis (version 2.1).* Wageningen, Agricultural Mathematics Group.

BRAAT, L.C., A. VAN AMSTEL, E. NIEUWHOF, J. RUNHAAR & J.B. BOS, 1987. *Verdroging in Nederland; probleemverkenning.* 's Gravenhage, Min. van VROM. Publikatiereeks Milieubeheer nr. 13.

CAJANDER, A.K., 1925. 'The theory of forest types'. *Acta For. Fenn.* 29(3):1-108.

DIJKEMA, M.P., R.D.W. HYDRA, L. V.D. MEULEN, J.PH.M. WITTE en G. VAN WIRDUM, 1985. *Een schema voor de ecohydrologische beschrijving van*

natuurgebieden. Utrecht, Studiecommissie Waterbeheer Natuur, Bos en Landschap, Rapport 1a.

ENGELEN, G.B., J.M.J. GIESKE en S.O. LOS, 1989. *Grondwaterstromingsstelsels in Nederland.* 's Gravenhage, SDU, Achtergrondreeks Natuurbeleidsplan nr. 2.

ERNST, L.F., 1962. *Grondwaterstromingen in de verzadigde zone en hun berekening bij aanwezigheid van horizontale evenwijdige open leidingen.* Wageningen, Pudoc, Verslagen Landbouwkundig onderzoek nr. 67.15.

GLEICHMAN-VERHEIJEN, E.C., H.E. VAN CAPELLEVEEN en J.A. KLIJN, 1988. *Naar een ecologische classificatie en beoordeling van bodems; een haalbaarheidsstudie t.b.v. onderzoeksprogrammering.* Wageningen, Stichting voor de Bodemkartering, Rapport 2081.

GREMMEN, N.J.M., 1987. *Natuurtechnisch model voor de beschrijving en voorspelling van effecten van veranderingen in waterregime op de waarde van een gebied vanuit natuurbehoudsstandpunt, IV: Herziening en verificatie van het model.* Utrecht, Studiecommissie Waterbeheer Natuur, Bos en Landschap, Rapport 1r.

GREMMEN, N.J.M., M.J.S.M. REIJNEN, J. WIERTZ and G. VAN WIRDUM, 1985. 'Modelling for the effects of groundwater withdrawal on the species composition of the vegetation in the pleistocene areas of the Netherlands'. Leersum, Research Institute for Nature Management, In: *Annual report* 1984: 89-111.

GROENENDIJK, P., 1990. *Effecten van waterbeheer op standplaatsen van korte vegetaties; Deel 3: Grondwaterstand en vochtleverantie.* Wageningen, DLO-Staring Centrum, Rapport 64.3.

GROENENDIJK, P. en F.J.M. VAN DER BOLT, 1990. *Effecten van waterbeheer op standplaatsen van korte vegetaties; Deel 5: Waterkwaliteit en zuurhuishouding.* Wageningen, DLO-Staring Centrum, Rapport 64.5.

GROOTJANS, A.P., 1985. *Changes of groundwater regime in wet meadows.* Dissertatie Rijksuniversiteit Groningen.

HERWAARDEN, G.J. VAN, 1990. *Effecten van waterbeheer op standplaatsfactoren van korte vegetaties; deel 2: Fysisch-chemische beschrijving van negen geselecteerde standplaatstypen.* Wageningen, DLO-Staring Centrum, Rapport 64.2.

HERWAARDEN, G.J. VAN, P.W.F.M. HOMMEL en J.G. VRIELINK, 1990. *Effecten van waterbeheer op standplaatsfactoren van korte vegetaties; deel 6: Toepassing van de stalenmethode in het herinrichtingsgebied Noorderpark.* Wageningen, DLO-Staring Centrum, Rapport 64.6.

HILL, M.O., 1989. *TWINSPAN; a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of individuals and attributes.* Ithaca, Cornell University.

HOCHSTENBACH, S.M.H. en N.J.M. GREMMEN, 1989. *Effecten van ingrepen in de waterhuishouding op vegetatie en standplaats.* Utrecht, Studiecommissie Waterbeheer Natuur, Bos en Landschap, Rapport 1q.

JANSEN, P.C., 1992. 'Bemonsteringsstrategie voor meten grondwaterkwaliteit natte natuurgebieden'. *Landinrichting* (32) 2.

JENNY, H., 1941. *Factors of soil formation.* New York/London, Mac Graw-Hill.

JENNY, H., 1980. *The soil resource; origin and behaviour.* New York, Springer.

KEMMERS, R.H., 1986. 'Perspectives in modeling of processes in the root zone of spontaneous vegetation at wet and damp sites in relation to regional water management'. *Proceedings and Informations 34*: 91-113. 's Gravenhage, Commissie Hydrologisch Onderzoek TNO.

KEMMERS, R.H., 1990. *Effecten van waterbeheer op standplaatsfactoren van korte vegetaties; deel 1: De stalenmethode.* Wageningen, DLO-Staring Centrum, Rapport 64.1.

KEMMERS, R.H. en P.C. JANSEN, 1985. *De verspreiding van ecologisch relevante watertypen in relatie tot de geohydrologie van het studiegebied Herkenbosch-Vlodrop.* Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Nota 1617. 21 pp.

KEMMERS, R.H. en G. VAN WIRDUM, 1988. 'De betekenis van de chemische samenstelling van het grondwater voor het milieu van wilde planten'. *Biovisie Magazine* 2: 2-6.

KLIJN, F., 1989. *Landschapsecologische kartering Nederland: grondwaterrelaties.* Wageningen, Stichting voor de Bodemkartering, Rapport nr. 2107. Leiden, Centrum voor Milieukunde, CML-mededelingen 51.

KLIJN, F. en H.A. UDO DE HAES, 1990. 'Hiërarchische ecosysteemclassificatie; voorstel voor een eenduidig begrippenkader'. *Landschap* 7(4): 215-235.

KLIJN, F. en R.W. DE WAAL, 1992. 'Ecologische bodemclassificatie; een pragmatische aanpak vanuit de standplaatsbenadering'. *Landschap* 9(3).

LANEN, H.A.J. VAN, 1991. *Qualitative and quantitative physical land evaluation: an operational approach.* Wageningen, Agricultural University, Thesis.

LINDSAY, W.L., 1979. *Chemical equilibria in soils.* New York, Wiley Interscience.

MAAREL, E. VAN DER en P.L. DAUVELLIER, 1978. *Naar een globaal ecologisch model voor de ruimtelijke ontwikkeling van Nederland*. 's Gravenhage, Staatsuitgeverij. Deel 1.

MANKOR, J. en R.H. KEMMERS, 1988. *ECONUM; een model voor de simulatie van de stikstof- en fosfaathuishouding op standplaatsen met half-natuurlijke vegetaties onder invloed van het grondwater.* Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Rapport 32.

MULDER, J.R., E.T.M. OVERKAMP, F. BROUWER en M. KNOTTERS, 1992. *Een ecohydrologische systeembeschrijving van het landinrichtingsgebied Ochten-Opheusden.* Wageningen, DLO-Staring Centrum, Rapport 166.

PEDROLI, G.B.M., 1989. *The nature of landscape.* Amsterdam, Universiteit van Amsterdam. Dissertatie.

ROELOFS, J.G.M., 1991. 'Inlet of alkaline river water into peaty lowlands: effects on water quality and *Stratiotes aloides* L. stands'. *Aquatic Botany*, 39 (267-293).

RUNHAAR, J., 1989. 'Toetsing ecotopensysteem: relatie tussen de vochtindicatie van de vegetatie en grondwaterstanden'. *Landschap* 6(2): 129-146.

STEVERS, R.A.M., J. RUNHAAR en C.L.G. GROEN, 1987. *Het CML-ecotopensysteem.* Leiden, Centrum voor Milieukunde, Mededelingen 34.

STUDIECOMMISSIE WATERBEHEER, BOS, NATUUR EN LANDSCHAP, 1988. *Water boven water; studieresultaten 1983-1987.* Utrecht, Kemp.

STUURMAN, R.J., A. BIESHEUVEL en J.L. VAN DER MEY, 1987. *Hydrologische systeemkartering van het Merkske stroomgebied, Noord-Brabant; eco-hydrologisch onderzoek van het Merkske-dal; hydrologische systeemanalyse ten dienste van het natuurbeschermingsbeleid.* Benelux Economische Unie.

STUYFZAND, P.J., 1986. 'Een nieuwe hydrochemische classificatie van watertypen met Nederlandse voorbeelden van toepassing'. H_2O 19(23): 562-568.

SUCCOW, M., 1982. 'Topische und chorische Naturraumtypen der Moore'. In: *Kopp et al. Naturräumlichen Grundlagen der Landnutzung.* Berlin, Akad. Verlag.

VOS, W. and A.H.F. STORTELDER, 1988. *Vanishing Tuscan landscapes.* Amsterdam, University of Amsterdam, Thesis.

WAAL, R.W. DE, 1992. *Landschapsecologische kartering van Nederland: bodem en grondwatertrappen.* Wageningen, DLO-Staring Centrum, Rapport 132.

WERKGEMEENSCHAP LANDSCHAPSECOLOGISCH ONDERZOEK, 1979. *Ecosystemen in relatie tot het grondwaterregime.* WLO-mededelingen (6) 3.

WITTE, J.PH.M., 1990. *DEMNAT; een voorspellingsmodel van waterhuishoudkundige maatregelen op terrestrische ecosystemen.* Arnhem, Nota Rijkswaterstaat-DBW/RIZA.

WIND, G.P., 1986. 'Slootpeilverlaging en grondwaterstandsdaling in veenweidegebieden'. *Cult. techn. Tijdschr.* 25, 5: 321-331.

WIRDUM, G. VAN, 1980. *Eenvoudige beschrijving van de waterkwaliteitsverandering gedurende de hydrologische kringloop ten behoeve van de natuurbescherming.* 's Gravenhage, Commissie Hydrologisch Onderzoek TNO, Rapporten en nota's 5: 118-143.

WIRDUM, G. VAN, 1981. 'Linking up the natec subsystem in models for the water management'. *Proceedings and Informations no.* 27: 108-127. 's Gravenhage, Commissie Hydrologisch Onderzoek TNO.

WIRDUM, G. VAN, 1991a. *Vegetation and hydrology of floating rich-fens.* Maastricht, Uitgeverij Datawyse.

WIRDUM, G. VAN, 1991b. 'Interface theory and the base state of fen mires'. In: NACHTNEBEL AND KOVAR (ed.) *Hydrological basis of ecologically sound management of soil and groundwater.* Wallingford, Association of Hydrological Sciences, Publication No. 202:17

WIRDUM, G. VAN en D. VAN DAM, 1984. *Bewerking van ecologische indicatiewaardelijsten.* Utrecht, Studiecommissie Waterbeheer Natuur, Bos en Landschap, Rapport 2.

ZEEMAN, W.P.G., 1986. 'Application in land, nature and water management: the Reitema a case study'. *Proc. and Inf.* 34: 117-126.'s Gravenhage, Commissie Hydrologisch Onderzoek TNO.

ZUIDEMA, G., 1990. *Effecten van waterbeheer op standplaatsfactoren van korte vegetaties; deel 4: Stikstof en fosfaathuishouding.* Wageningen, DLO-Staring Centrum, Rapport 64.4.

Aanhangsel Ordinatietechnieken

Algemeen

Ordinatie is een verzamelnaam voor technieken waarmee vegetatieopnamen gerangschikt worden langs een aantal assen op basis van de soortsamenstelling.
Het doel is een beeld te krijgen van de structuur in de vegetatie.
De resultaten van de ordinatie worden gepresenteerd in een diagram waarin opnamen als punten geplot zijn langs twee assen. Naarmate vegetatieopnamen meer op elkaar lijken, liggen hun punten in het ordinatiediagram dichter bij elkaar. Bekende programma's met algoritmen voor ordinatietechnieken zijn DECORANA en TWINSPAN (Hill, 1979). Omdat een ordinatiediagram over het algemeen uit meer dan twee dimensies (assen) bestaat, kunnen ogenschijnlijk dicht bij elkaar liggende punten in een projectie in een ander assenstelsel toch ver uit elkaar liggen. Bij de interpretatie moeten dus vaak meerdere projectievlakken in beschouwing worden genomen.

Directe en indirecte gradiëntanalyse

Bij de interpretatie van het diagram wordt gezocht naar een verklaring voor de variatie in vegetatiesamenstelling langs elk der assen op basis van de soortsamenstelling zelf. Het probleem van ordinatietechnieken is dat de milieuvariabelen in principe onbekend zijn. De ordinatieassen kunnen worden geïnterpreteerd als theoretische (latente) milieuvariabelen. Als milieugegevens beschikbaar zijn kan via een nabewerking gezocht worden naar een correlatie tussen vegetatieopnamen of soorten langs een as en milieuvariabelen via een traditionele regressietechniek. Een dergelijke getrapte benadering wordt indirecte gradiëntanalyse genoemd. Bij directe gradiëntanalyse wordt de variatie in de vegetatiesamenstelling direct gerelateerd aan expliciet opgenomen milieuvariabelen. Het probleem hiervan is dat verklaring van de variatie alleen op basis van de beschouwde milieufactoren mogelijk is en dat latent aanwezige variatie niet opgespoord kan worden zoals bij indirecte gradiëntanalyse.

Responsmodel

Een tweede belangrijk onderscheid kan worden gemaakt naar het gekozen model voor de respons van soorten. Een principale componenten analyse (PCA) is een ordinatietechniek waarbij verondersteld wordt dat een plant een lineaire relatie met een (latente) milieufactor heeft. Bij een correspondentie analyse (CA) verloopt de respons van een soort via een unimodaal model. Beide technieken voeren via een iteratief proces zowel een ordinatie voor de soorten als een ordinatie voor de opnamen uit. De resultaten worden daarom gepresenteerd in een zgn. biplot. De interpretatie van een biplot is verschillend voor de verschillende technieken.

Interpretatie van biplots van indirecte gradiëntanalyse

Correspondentie analyse
Bij CA wordt een algoritme gebruikt waarbij de spreiding van soorten en van opnamen langs (latente) milieuvariabelen (= ordinatieassen) wordt gemaximaliseerd (Two-way weighted averaging algorithm). De spreiding wordt uitgedrukt in soort-scores en opname-scores langs de ordinatie-assen. Een soort-score is de gemiddelde abundantie van de soort over de opnamen waarin de soort voorkomt. Een opname-score is het gewogen gemiddelde van de soort-scores in de betreffende opname. Om een gelijkwaardige vergelijking tussen het verklarend vermogen van de ordinatieassen mogelijk te maken wordt er gestandaardiseerd naar gemiddelde en standaarddeviatie. Alle assen krijgen hierdoor eenzelfde lengte.

De gevonden ordinatieassen worden bij CA eigenvectoren genoemd. Elke as kent een eigenwaarde. De eigenwaarde is een maat voor de maximale spreiding van de soorten langs een as en varieert tussen 0 en 1. Bij een eigenwaarde groter dan 0,5 is er sprake van een goede spreiding en dus een goede correlatie tussen de soorten en de as. Van elke volgende as wordt de eigenwaarde steeds kleiner.

Voor de interpretatie gelden de volgende regels:
1. Bij de interpretatie van biplots in CA-technieken liggen opname-punten in de centroïde van de soort-punten die in die opname voorkomen.
2. Opnamen die dichter bij een punt van een soort liggen, hebben een grotere abundantie van die soort dan opnamen die verder weg zijn gelegen.
3. De abundantie van een soort neemt af met de afstand ten opzichte van het punt van de soort.
4. Soorten aan de rand van het diagram zijn doorgaans zeldzaam, omdat zij extreme omstandigheden prefereren. Soorten in het centrum zijn ofwel unimodaal met een optimum in het centrum en niet gecorreleerd met de ordinatieassen of bimodaal.

Principale Componentenanalyse
Principale componentenanalyse is gebaseerd op het fitten van lijnen tussen abundanties van soorten en (latente) milieuvariabelen op basis van een lineaire regressietechniek. Via eenzelfde iteratieproces als bij CA wordt gezocht naar een maximale spreiding van soort-scores en opname-scores langs de ordinatieassen. De scores zijn gecentreerd rond de oorsprong van het diagram. Omdat de range voor de opnamen anders kan zijn dan voor de soorten worden in een biplot verschillende schalen gebruikt voor soorten (b-schaal) en opnamen (x-schaal). De typische PCA-biplots bestaan uit een weergave van punten voor de opnamen en peilen voor de soorten. Omdat projectie van de ordinatie langs twee assen plaatsvindt, vertegenwoordigt een pijl een vlak (van twee milieuassen) dat gefit is door de abundantie van een soort.

Voor de interpretatie van biplots gelden de volgende regels:

1. De richting van de pijl geeft de richting aan waarlangs de abundantie van de betreffende soort het sterkst toeneemt.
2. De lengte van de pijl geeft de mate aan waarin de soort toeneemt. Hoe groter de pijl des te sterker neemt de abundantie van een soort in de richting van de pijl toe.
3. Loodrecht op de richting van de pijl is de abundantie constant.
4. De oorsprong van het diagram geeft de gemiddelde abundantie van de soort over alle opnamen weer.
5. Door de opnamepunten te projecteren op de pijlen kan worden afgeleid in welke opname de soort de grootste abundantie heeft. Valt dit projectiepunt aan dezelfde kant van de oorsprong als de punt van de pijl dan heeft de soort in de betreffende opname een meer dan gemiddelde bedekking. Liggen projectiepunt en pijlpunt aan de tegenovergestelde zijde van de oorsprong dan heeft de soort in de betreffende opname een minder dan gemiddelde abundantie.

Interpretatie van biplots van directe gradiëntanalyse

Tussen ordinatietechnieken en regressietechnieken in staan geavanceerde canonische ordinatietechnieken. Dit zijn ordinatietechnieken die zijn aangepast voor multivariate directe gradientanalyse. Bij de ordinatie worden de vele soorten direct geconfronteerd met de expliciet aanwezige milieuvariabelen.
In het programma CANOCO (Ter Braak, 1987) zijn algoritmen voor canonische ordinatietechnieken opgenomen. In al deze technieken wordt gezocht naar een correlatie tussen meer responsvariabelen (soorten) en meer verklarende variabelen (milieufactoren).

Net als bij gewone ordinatietechnieken is bij canonische ordinatie een onderscheid te maken naar de respons van de soorten. Redundantieanalyse (RDA) is een canonische ordinatietechniek op basis van een lineaire respons van soorten. Canonische correspondentieanalyse (CCA) is een techniek gebaseerd op een unimodaal responsmodel.

De interpretatie van de biplots vertonen overeenkomst met de biplots die bij CA en PCA worden gepresenteerd.

Redundantieanalyse
Voor de interpretatie van de biplots gelden de volgende regels.

1. De biplot van soortpunten en opnamepunten gezamenlijk geeft een benade ring van de abundantie van de soort in de opnamen. Door projectie van de opnamepunten op de lijn vanuit de oorsprong naar een soortpunt geeft een indicatie van de abundantie van die soort in de verschillende (geprojecteerde) opnamen.
2. Een meer dan gemiddelde abundantie is aanwezig indien het projectiepunt is gelegen tussen oorsprong en soortpunt etc.

3. De biplot van soortpunten en milieupijlen gezamenlijk geeft een benadering van de correlatie tussen soorten en milieuvariabelen. Des te kleiner de hoek tussen de milieupijl en de lijn die de oorsrong en een soortpunt verbindt, is, des te sterker is de abundantie van een soort met de milieuvariabele gecorreleerd.
4. Peilen die in tegenovergestelde richting wijzen geven een negatieve correlatie aan.
5. De biplot van opnamepunten en milieuvariabelen geeft een benadering van de waarden van de milieuvariabele in de opname.

Canonische correspondentieanalyse

Voor de interpretatie van de biplots gelden de volgende regels:

1. De biplot bestaat uit soort- en opnamepunten. De interpretatie hiervan is identiek aan die bij CA.
2. Milieuvariabelen worden als peilen geplot. Soortpunten kunnen worden geprojecteerd op de milieupeilen. Het projectiepunt geeft het gewogen gemiddelde op die as weer.
3. Als het projectiepunt is gelegen tussen de oorsprong en de peilpunt dan is de abundantie groter dan de gemiddelde abundantie van de soort over alle opnamer etc.