

mededeling  
nummer **114**

# natuurwaarden en waterwinning in de duinen.



**hiwa**

---

mededeling  
nummer **114**

# natuurwaarden en waterwinning in de duinen; mogelijkheden voor behoud, herstel en ontwikkeling van natuurwaarden

Redactie:

Dr. W. Koerselman

Drs. M.A. den Hoed

Drs. A.J.M. Jansen

Prof. Dr. W.H.O. Ernst

Opdrachtgevers:

VEWIN en VROM

KIWA N.V.

Hoofdafdeling Speurwerk

Nieuwegein, december 1990

Voorpagina : Duinvallei in de Verklikkersduinen, Schouwen.

Foto : J. Beijersbergen.

# INHOUDSOPGAVE

<b>Voorwoord</b> W.H.O. Ernst	9
<b>Deel 1. Optimalisatie</b>	13
<b>Een vegetatiekundige en floristische blik op Berkheide</b> E.M. Nijssen	15
1. <b>Inleiding</b>	15
2. <b>Werkwijze</b>	17
3. <b>Resultaten vegetatiekartering</b>	17
3.1 Invloed van de waterwinning	20
3.2 Vastlegging door de beheerders (SBB en Hoogheemraadschap)	21
3.3 Zeedorpvegetaties en natuurlijke vegetaties	22
4. <b>Een floristische vergelijking met eerdere inventarisaties en vegetatiekundige processen in Berkheide</b>	23
4.1 Werkwijze	23
4.2 Plantesoorten van het droge duin	24
4.2.1 <i>Klimaat</i>	24
4.2.2 <i>Veranderingen in de abiotiek</i>	24
4.2.3 <i>Trefkans</i>	27
4.2.4 <i>Verandering van beheer</i>	28
4.2.5 <i>Conclusies</i>	31
4.3 Achteruitgang in soorten van vochtige en natte milieus	31
4.3.1 <i>Veranderingen in de abiotiek</i>	32
4.3.2 <i>Discussie en aanbevelingen</i>	35
4.4 Vermossing, vergrassing en verstruweling	36
4.4.1 <i>Vermossing</i>	36
4.4.2 <i>Vergrassing</i>	38
4.4.3 <i>Verstruweling</i>	38
5. <b>Conclusies en aanbevelingen</b>	39
5.1 Vegetatiekartering	39
5.2 Floristische vergelijking met eerdere inventarisaties in Berkheide	40
5.3 Vegetatiekundige processen in Berkheide	41
6. <b>Dankwoord</b>	41
7. <b>Literatuur</b>	42

<b>Vernatting en 10 jaar maaien op het Groot Zwarteveld: een floristische face-lift?</b>	43
G. Baeyens, L.H.W.T. Geelen & L. van Breukelen	
<b>1. Inleiding</b>	43
<b>2. Beschrijving en historie van het gebied</b>	44
<b>3. Methode</b>	45
3.1 Hydrologisch onderzoek	45
3.2 PQ-onderzoek	47
<b>4. Resultaten</b>	47
4.1 Hydrologisch onderzoek	47
4.2 PQ-onderzoek	47
4.2.1 <i>Ontwikkelingen in de kruidlaag</i>	47
4.2.2 <i>Ontwikkelingen in de moslaag</i>	52
<b>5. Conclusies en discussie</b>	53
5.1 De soortensamenstelling	53
5.1.1 <i>Gevolgen van maaien en afvoeren</i>	53
5.1.2 <i>Hydrologisch beheer</i>	53
5.1.3 <i>Nutriëntgehalte in de bodem</i>	54
5.1.4 <i>Neerslagkwaliteit: vermisting en verzuring</i>	54
5.2 Successie: verwacht of niet?	55
<b>6. Aanbevelingen</b>	55
6.1 Aanbevelingen voor beheer	55
6.2 Aanbevelingen voor onderzoek	56
<b>7. Literatuur</b>	56
<b>Plagexperimenten in een kalkrijke, vochtige duinvallei</b>	57
Q.L. Slings	
<b>1. Inleiding</b>	57
<b>2. Methode</b>	59
<b>3. Resultaten</b>	60
<b>4. Discussie</b>	63
<b>5. Literatuur</b>	64
<b>Infiltratiepannen in Meijndel en de slibverwijdering in pan 13</b>	65
A.C. Hoekstra & H.G.J.M. van der Hagen	
<b>1. Inleiding</b>	65
<b>2. De infiltratiepan: historische beschouwing</b>	66
2.1 Onderzoek aan infiltratiepannen	66
2.2 Een kentering	68

<b>3. De infiltratiepannen als ecosysteem</b>	69
3.1 Karakterisering van de infiltratiepannen	69
3.2 Fysische en chemische kenmerken	69
3.3 Systeemkenmerken	73
3.4 Biologische kenmerken	73
3.4.1 <i>Plankton</i>	73
3.4.2 <i>Waterplanten</i>	77
3.4.3 <i>Vissen</i>	79
3.4.4 <i>Evertebraten</i>	81
3.4.5 <i>Avifauna</i>	82
<b>4. Het project in pan 13</b>	82
4.1 Beschrijving van pan 13	82
4.2 Het schoonmaken van pan 13	82
4.3 Het onderzoeksprogramma en de eerste indrukken	83
4.4 Biobeheersing (aktief biologisch beheer)	86
<b>5. Ecologische doelstellingen</b>	86
5.1 "Natuurlijke" waarde van het ecosysteem	86
<b>6. Literatuur</b>	87

## **Vogels van de infiltratiegebieden in het Noordhollands Duinreservaat**

Q.L. Slings & H. Schekkerman

<b>1. Inleiding</b>	89
<b>2. Beheersgeschiedenis en vegetatieontwikkeling</b>	91
2.1 Geversduin	91
2.2 Kieftenvlak	92
<b>3. Broedvogels</b>	93
3.1 Watervogels	93
3.2 Steltlopers	94
3.3 Zangvogels	95
<b>4. Trekvogels en wintergasten</b>	97
<b>5. Inrichting en beheer</b>	98
<b>6. Conclusie</b>	101
<b>7. Literatuur</b>	101

## **Aantalsontwikkelingen van eenden in drie Hollandse duinwaterwingebieden**

G. Baeyens & H. Vader

<b>1. Inleiding</b>	104
<b>2. Vraagstelling</b>	104
<b>3. Telgebieden</b>	104
<b>4. Telmethoden</b>	107

<b>5.</b>	<b>Telresultaten van enkele eendesorten afzonderlijk</b>	107
5.1	De Wilde eend	107
5.2	De Slobeend	107
5.3	De Wintertaling	110
5.4	De Bergeend	110
5.5	De Krakeend	112
5.6	De Kuifeend	112
5.7	De Tafeleend	113
5.8	Samenvattend	113
<b>6.</b>	<b>Relatie tussen aantallen en sturende factoren</b>	114
6.1	Nestgelegenheid	114
6.2	Voedselaanbod, voedselconcurrentie en foerageergelegenheid	115
6.3	Predatie	115
6.4	Verstoring door menselijke activiteiten	116
6.5	Conclusie	116
<b>7.</b>	<b>Aanbevelingen voor beheer en onderzoek</b>	116
<b>8.</b>	<b>Literatuur</b>	118

## **Deel 2. Regeneratie** 119

### **Regeneratie van vochtige duinvalleien** 121 E.G.M. Louman & Q.L. Slings

<b>1.</b>	<b>Inleiding</b>	121
<b>2.</b>	<b>Het ecosysteem van vochtige duinvalleien</b>	123
2.1	Het natuurlijk geordende duin	123
2.1.1	<i>Klimaat en moedermateriaal</i>	123
2.1.2	<i>Micro-reliëf</i>	124
2.1.3	<i>Grondwater</i>	124
2.1.4	<i>Bodem</i>	125
2.1.5	<i>Vegetatie</i>	126
2.1.6	<i>Fauna</i>	126
2.2	Het veranderde duin	126
<b>3.</b>	<b>Effecten van verdroging in vochtige duinvalleien</b>	127
3.1	Grondwaterhuishouding	127
3.2	Bodem	127
3.3	Vegetatie	128
<b>4.</b>	<b>Effecten van vernatting in verdroogde duinvalleien</b>	128
4.1	Grondwaterhuishouding	129
4.2	Bodem	129
4.3	Vegetatie	129
4.4	Conclusie	130
<b>5.</b>	<b>Regeneratie van vochtige duinvalleien: de rol van natuurbeheer</b>	130
5.1	Landschapsecologische grondslag voor het natuurbeheer	130
5.2	Extern beheer	131

5.3	Hydrologisch beheer	132
5.4	Verstuivingsbeheer	132
5.5	Refugiumbeheer	132
5.6	Herstelbeheer	133
5.6.1	<i>Pré-vernattingsfase</i>	133
5.6.2	<i>Regeneratiefase</i>	134
5.6.3	<i>Uitvoering van herstelbeheer</i>	138
6.	<b>Dankwoord</b>	139
7.	<b>Literatuur</b>	139

<b>Regeneratie van het vochtige duinvallei-ecosysteem in Zuid-Kennemerland door vermindering van de grondwaterwinning</b>	141
E.G.M. Louman	

1.	<b>Inleiding</b>	141
1.1	Achtergrond en beleid	141
1.2	Onderzoek	142
2.	<b>Uitgangssituatie</b>	145
2.1	Grondwater	145
2.2	Bodem	145
2.3	Vegetatie	146
3.	<b>Voorspelling</b>	147
3.1	Uitgangspunt	147
3.2	Voorspelling van de toekomstige grondwaterstand	148
3.3	Voorspelling van de toekomstige nutriëntenbeschikbaarheid	148
3.4	Voorspelling van de autonome vegetatie-ontwikkelingen	150
4.	<b>Effecten van vermindering van de grondwaterwinning</b>	153
4.1	Hydrologisch herstel	153
4.2	Autonome vegetatie-ontwikkelingen	154
5.	<b>Natuurbeheer en ecohydrologisch herstel</b>	157
5.1	Keuze van beheersmaatregelen	157
5.2	Beheersvoorstellen	158
6.	<b>Methoden-evaluatie</b>	161
7.	<b>Conclusies en slotopmerkingen</b>	162
8.	<b>Dankwoord</b>	162
9.	<b>Literatuur</b>	163

<b>Grondwaterbeheer en regeneratie in de duinen van Schouwen</b>	165
J. Beijersbergen	

1.	<b>Inleiding</b>	165
2.	<b>De Schouwse Duinen</b>	168
2.1	Algemeen	168
2.2	Zeepe- en Meeuwenduinen	168



2.3	Verklikkerduinen	171
<b>3.</b>	<b>Het vegetatiekundig onderzoek</b>	<b>172</b>
<b>4.</b>	<b>Veranderingen in de vegetatie na vernatting</b>	<b>174</b>
4.1	De kalkarme valleien in het Zeepe	174
4.2	De kalkarme valleien in de Verklikkerduinen	177
<b>5.</b>	<b>Regeneratie</b>	<b>180</b>
5.1	Inleiding	180
5.2	Het herstelbeheer	181
5.3	Ontwikkelingskansen voor duinvalleivegetaties	182
<b>6.</b>	<b>Dankwoord</b>	<b>184</b>
<b>7.</b>	<b>Literatuur</b>	<b>187</b>

## **Deel 3. Processen en modellen** 189

### **Een hydrochemische facies analyse voor ecohydrologisch onderzoek: theorie en toepassing op Hollands kustduinen en aangrenzende polders** 191 P.J. Stuyfzand

<b>1.</b>	<b>Inleiding</b>	<b>191</b>
<b>2.</b>	<b>Methodologie van de hydrochemische facies analyse</b>	<b>192</b>
2.1	Principes en definities	192
2.2	Vaststelling van de facies	193
2.3	Klassificatie van watertypen	193
2.4	De redox index	196
2.5	Een nieuwe Eutrofiërings Potentie Index	197
2.6	De kalkverzadigingsindex	199
<b>3.</b>	<b>Identificatie van de herkomst</b>	<b>200</b>
<b>4.</b>	<b>Regionale toepassing: de kustduinen van Bergen, Noord-Holland</b>	<b>201</b>
4.1	Setting van het gebied	201
4.2	Genese en ruimtelijke verbreiding van hydrosomas en hun facies	201
4.3	Hydro-ecologische spinoff	205
<b>5.</b>	<b>Subregionale toepassing op kwelplasrijke duinen in West Meyendel</b>	<b>207</b>
5.1	Setting van het gebied	207
5.2	Ruimtelijke verbreiding van hydrosomas en hun facies	207
5.3	Hydro-ecologische spinoff	208
<b>6.</b>	<b>Locale toepassing op een natte duinvallei: het Reggers Sandervlak</b>	<b>209</b>
6.1	Setting van het gebied	209
6.2	Ruimtelijke verbreiding van hydrochemische facies	209
6.3	Hydro-ecologische spinoff	211
<b>7.</b>	<b>Slotopmerkingen</b>	<b>211</b>
<b>8.</b>	<b>Verantwoording</b>	<b>211</b>
<b>9.</b>	<b>Literatuur</b>	<b>212</b>

<b>Stuifduinen en regeneratie</b>	215
F. van der Meulen & P.D. Jungerius	
<b>1. Inleiding</b>	215
<b>2. Doel</b>	216
<b>3. Ontwikkeling van stuifkuilen; de rol van wind en water</b>	217
3.1 De groei van stuifkuilen	217
3.2 Natuurlijke stabilisatie-mechanismen	221
3.3 Stuifkuilen en hun positie in het landschap	222
<b>4. Slotopmerkingen</b>	222
<b>5. Dankwoord</b>	223
<b>6. Literatuur</b>	224
<b>Bodemactiviteit en bodemschimmels in een vochtgradiënt in een kustduin</b>	225
K. van Beckhoven & W.H.O. Ernst	
<b>1. Inleiding</b>	225
<b>2. Beschrijving onderzoeksterrein</b>	227
<b>3. Materiaal en methoden</b>	229
3.1 Opzet	229
3.2 Bodemanalyses	230
3.3 Schimmelisolaties en determinatie	230
3.4 Statistische analyses	231
<b>4. Resultaten</b>	231
4.1 Chemische bodemeigenschappen	231
4.2 Bodemactiviteit	234
4.2.1 <i>Stikstofomzetting</i>	234
4.2.2 <i>Totale bodemactiviteit</i>	236
4.3 Bodemschimmels	237
<b>5. Diskussie</b>	241
<b>6. Conclusies</b>	243
<b>7. Literatuur</b>	243
<b>Een vegetatiemodel voor vochtige duinvalleien</b>	245
V. Noest & F. van der Meulen	
<b>1. Inleiding</b>	245
<b>2. Personele bezetting / uitvoering</b>	246
<b>3. Dataset</b>	246
3.1 Vegetatie	246
3.2 Lokatiegegevens	246
3.3 Grondwater	247
3.4 Klimaat	247

3.5	Biotiek	248
3.6	Bodem	249
<b>4.</b>	<b>Opzet onderzoek</b>	249
<b>5.</b>	<b>Voorlopige resultaten</b>	251
5.1	Correspondentie-analyse	251
5.2	Regressie-analyse	253
<b>6.</b>	<b>Aansluiting met hydrologisch model</b>	253
<b>7.</b>	<b>Slotopmerkingen</b>	254
7.1	De faktor 'tijd' bij ecologische responsie-studies	254
7.2	Ecohydrologische modellen: mogelijkheden en beperkingen	254
7.3	Kwelplassen en regeneratiebeleid	255
<b>8.</b>	<b>Literatuur</b>	256

## **Hydrologen en ecologen: een paar apart?** 257

J.P. van der Eem

<b>1.</b>	<b>Inleiding</b>	257
<b>2.</b>	<b>Eerst hydrologie, dan ecologie</b>	258
<b>3.</b>	<b>De hydroloog en zijn model</b>	258
3.1	Numeriek rekenen aan grondwater	258
3.2	Betrouwbaarheid van modellen	259
3.3	Netwerkverfijning	259
3.4	Verhogen van de betrouwbaarheid	260
<b>4.</b>	<b>Niet nauwkeurig genoeg?</b>	261
4.1	Berekenen van veranderingen	261
4.2	De balans tussen meten en rekenen	262
<b>5.</b>	<b>Een integrale aanpak</b>	263
<b>6.</b>	<b>Literatuur</b>	264

## Voorwoord

Sedert 1853 vindt een permanente onttrekking van water uit de kustduinen plaats t.b.v. de drinkwatervoorziening van Amsterdam (Groen 1978) en later van de hele kuststrook. Met de steeds grotere onttrekking is de balans tussen toevoer via neerslag en afvoer dusdanig verstoord geraakt, dat in de duinen met name de oorspronkelijk vochtige en natte duinvalleien, verdroogden. De nagenoeg honderd jaar later (1957) begonnen duininfiltratie van gebiedsvreemd rivierwater heeft weliswaar het kwantitatieve aspect van de verdroging kunnen bijstellen, maar in het begin het kwaliteitsaspect niet bewaakt. Met de introductie van de verdergaande voorzuivering van rivierwater (WRK in 1969) heeft men getracht te toevoer van duinvreemde stoffen te verlagen, hetgeen met betrekking tot zware metalen en fosfaat gelukt is, maar zeker niet met betrekking tot stikstof. Zoals wateranalyses uitwijzen (Stuyfzand 1984 en 1989) wordt weliswaar het ammoniumgehalte in het voorgezuiverde rivierwater drastisch verminderd, maar het nitraatgehalte van het WRK-water neemt helaas toe als gevolg van oxydatie van ammonium tot nitraat. Bij verdergaande voorzuivering, zoals die voor diepinfiltratie nodig is, zal ook gestreefd worden, de concentratie van nitraat te verlagen, zodat de toevoer van eutrofe stoffen naar het duin verder verminderd kan worden.

Bij het infiltratieproces zijn verschillende procedures gevolgd, soms met sterke geomorfologische ingrepen in het duinlandschap, die in de vorm van infiltratiekanalen en duinplassen als permanente waterlichamen in het duin zichtbaar zijn. Deze sterk eutrofe landschapselementen zetten zich af tegen het oligo- tot mesotrofe duin, en hebben geleid tot de ontwikkeling van eutrofe levensgemeenschappen in het duin, terwijl sommige natuurlijke duinmeren eutrofieerden onder invloed van vogelkolonies.

Mede door nieuwe inzichten wordt door de Rijksoverheid (bijv. Derde Nota Waterhuishouding 1989; Natuurbeleidsplan 1989) en de Provinciale overheid (bijv. Provinciaal Grondwaterplan Noord-Holland 1986, Regeneratiebeleid van Zuid-Holland) een beleid nagestreefd ter verbetering van waterhuishoudkundige situatie van verdroogde natuurgebieden. Dit beleid heeft ook binnen de bedrijfstak weerklank gevonden. Om de mogelijkheden van oecohydrologische herstelprocessen in relatie tot de drinkwaterwinning te verkennen en mede te sturen, is als werkgroep van de Commissie Infiltratie de werkgroep Ecologische Aspecten Kunstmatige Infiltratie (EAKI) reeds in 1985 opgericht. De doelstelling van de werkgroep is:

- door middel van oecologisch onderzoek een bijdrage leveren aan de discussie over optimalisatie van waterwinsystemen in de duinen en de mogelijkheden van regeneratie van (delen van) duin-terreinen;
- het aangeven van randvoorwaarden waaraan een infiltratiesysteem uit oogpunt van natuurbehoud dient te voldoen;
- het vormen van een platvorm waar coördinatie en afstemming plaatsvindt van al het onderzoek binnen de duinwaterleidingbedrijven op het grensvlak oecologie/hydrologie, om zo te komen tot een doelmatige onderzoeksinspanning van de bedrijfstak als geheel op dit gebied.

In de afgelopen jaren zijn de inspanningen er vooral op gericht geweest, de veelal op bedrijfsniveau aanwezige kennis voor alle duinwaterwinbedrijven zodanig operationeel te maken, dat de basis voor de verdere invulling van bovengenoemde doelstellingen gelegd en ook voor niet-oecologen inzichtelijk gemaakt kan worden. Van een door PWN, GWA en DWL gedragen en met ondersteuning van VROM door KIWA gecoördineerd onderzoek over de optimalisatie van maaien als veel gebruikte beheersmaatregel voor de restanten van vochtige duinvalleien, is reeds een publikatie verschenen (Den Hoed *et al.* 1987).

Deze bundel van artikelen wil laten zien tot welke resultaten bedrijfsspecifiek onderzoek, soms ondersteund door universitair onderzoek naar de oecologische en hydrologische effecten van de aanleg en het beheer van duininfiltratiesystemen, gevoerd heeft en wat de inspanningen m.b.t. regeneratie van vochtige duinvalleien tot nu toe opgeleverd hebben.

Veel artikelen in deze bundel eindigen met een opsomming van onbeantwoorde vragen, nieuwe hypotheses en een pleidooi voor verder onderzoek. Deze bundel beschrijft dan ook een momentopname met betrekking tot eerder genoemde doelstellingen van de EAKI, en is geenszins een eindrapportage. Naar verwachting zullen op wat langere termijn echter algemene concepten kunnen worden ontwikkeld voor de inrichting en het beheer van de (waterwin)duinen.

Deze bundel bestaat uit drie delen. In het eerste deel ("*Optimalisatie*") wordt een overzicht gegeven van een zestal studies waarin het behoud, het herstel of de ontwikkeling van natuurwaarden wordt beoogd in gebieden waar de waterhuishouding, ook in de toekomst, in belangrijke mate wordt beïnvloed door duinwaterwinning of open infiltratie. Hier wordt gezocht naar een zodanige inrichting en beheer van het duinlandschap, dat waterwinning en natuurbehoud elkaar niet tegenwerken. In deel 2 ("*Regeneratie*") is het herstel en de ontwikkeling van natuurwaarden gebaseerd op het herstel van duineigen processen. Uitgangspunt daarbij is dat natuurwaarden zich optimaal kunnen ontwikkelen indien abiotische processen (waterhuishouding, bodemvorming, substraatmobiliteit, voedingsstofhuishouding) zo natuurlijk mogelijk verlopen. Deze aanpak is niet alleen van belang in die gevallen waarin waterwinning afwezig is, of op termijn zal worden gestaakt, maar ook in die gebieden waar wordt overgeschakeld van duinwaterwinning of open infiltratie op diepinfiltratie. In deel 3 ("*Processen en modellen*") wordt in detail ingegaan op enkele in de duinen belangrijke processen: microbiële processen in de bodem, hydrochemische processen, en verstuiving. Daarnaast is er in dit deel aandacht voor een meer modelmatige benadering van de relatie tussen (ingrepen in) het hydrologisch systeem en (veranderingen in) de vegetatiestructuur.

Zoals bij alle milieumaatregelen is ook het kwantitatieve en kwalitatieve herstel van het duin-oecosysteem ten behoeve van een duurzaam gebruik van grondwater en een duurzame ontwikkeling van natuur, bos en landschap (Derde Nota Waterhuishouding 1989, p. 217) een langdurig proces. Met betrekking tot de kwaliteitsaspecten moet men zich realiseren, dat een vermindering in plaats van volledige stopzetting van de toevoer van stoffen slechts een vertraging van het accumulatieproces betekent tot compartimenten, of het hele oecosysteem, verzadigd zijn (bijv. het vertraagd zichtbaar worden van de zure depositie). Daarom moet men niet verbaasd zijn over het langzame verloop of zelfs het uitblijven van herstelprocessen. Voor het kwantitatieve herstel is niet alleen de balans tussen input en output van belang, maar ook de terugkeer van de natuurlijke fluctuatie van

abiotische en biotische factoren noodzakelijk. Deze fluctuaties zijn frequent de sturende factoren in oecosysteem-processen. De functie van het duingebied voor de watervoorziening heeft een grote bijdrage geleverd tot het behoud van de kustduinen en daarmee tot het behoud van een groot deel van de natuurlijke rijkdom.

De beoordeling van "duurzame instandhouding, herstel en ontwikkeling van natuurlijke en landschappelijke waarden" (Natuurbeleidsplan Regeringsbeslissing 1990) vraagt om vergelijking met referentiepunten. Voor de jonge kustduinen ligt het vroegste referentiepunt bij hun ontstaan in de vroege Middeleeuwen, een ander referentiepunt na de verstoring door de mens in de late Middeleeuwen (Jelles, 1968), het volgende referentiepunt na de natuurlijke herstelperiode in de kleine ijstijd van 1570 tot 1650 (Briffa *et al.* 1990) etc. Wanneer in deze bundel uitspraken over een "waardevolle" verandering gedaan worden, dan moet men zich realiseren, dat conform de systematiek van het Natuurbeleidsplan het om een oecologische, aardkundige, cultuurhistorische waarde en/of belevingswaarde kan gaan. In veel gevallen berusten deze waarden niet op objectieve natuurwetenschappelijke parameters, maar op esthetische of ethische normen, die in strijd kunnen zijn met natuurlijke processen, zoals het verdwijnen van een soort of levensgemeenschap ten gevolge van successie.

Verder moet er nadrukkelijk op gewezen worden dat veel natuurlijke processen, zoals hoge geomorfologische dynamiek, vanwege het belang van andere duinfuncties, bijv. de stabiliteit van de zeereep als kustverdediging, het handhaven van cultuurhistorische invloeden (bijv. zeedorpen), intensieve bollenteelt etc., op veel plaatsen niet gerealiseerd kunnen worden. Zulke randvoorwaarden hebben tot gevolg dat het proces van vegetatie- en oecosysteemsuccesie van pioniergemeenschappen tot een duinstruweel of duinbos goed kan verlopen, maar de voor kustduinen typische processen zoals regressie of wel openbreken door stuiven en wegslaan van vegetatie door stormvloed, afgeremd zijn. Hierdoor worden (on)regelmatige beheersingrepen zoals plaggen, schuiven, etc. een noodzaak, zodat procesbeheer én patroonbeheer, afhankelijk van de lokale situatie, uitgevoerd moeten worden.

Daarom moet de lezer niet over het hoofd zien dat als referentiewaarde bij het herstel van duinoecosystemen niet een punt uit het verleden kan fungeren, maar dat dit herstel conform de hoge natuurlijke dynamiek van de kustduinen sedert hun ontstaan (Jelgersma *et al.* 1970, Zagwijn 1971) en de eeuwenlange menselijke bemoeienis met deze duinen (Jelles 1968) alleen procesgericht in relatie tot natuurlijke mondiale en onnatuurlijke (anthropogene) fluctuaties en veranderingen gerealiseerd kan worden. Met deze basisgedachte wens ik de lezers van deze bundel, met name ook de niet-oecologen, veel leesplezier.

Velen hebben de technische procedure van deze bundel begeleid. Een bijzondere dank is op zijn plaats voor de eerste langjarige secretaris van de EAKI-werkgroep, mevrouw Drs. M.A. den Hoed. Zij heeft met veel enthousiasme en vastberadenheid de inzet van de werkgroepleden zodanig kunnen sturen, dat de voortgang van deze bundel - tegen alle andere verplichtingen in - is gehandhaafd. Haar activiteiten zijn in de finale fase door Drs. A. Jansen en Dr. W. Koerselman met succes overgenomen.

Prof.dr. W.H.O. Ernst  
(Voorzitter EAKI)

## Referenties

- Briffa, K.R., Bartholin, T.S., Eckstein, D., Jones, P.D., Karlén, W., Schweingruber, F.H. & Zettenberg, P. (1990) A 1,400-year tree-ring record of summer temperatures in Fennoscandia. *Nature* 346: 434-439.
- Den Hoed, M.A., Moberts, F.M.L. & Stuyfzand, P.J. (1987) *Mogelijkheden voor een verschralend maaibeheer in twee (ver)natte duinterreinen. Landschapsoecologische evaluatie van een natuurbeheersmaatregel*. SWE 86.007. KIWA, Rijswijk en Nieuwegein 1987.
- Derde Nota Waterhuishouding (1989) *Water voor nu en later*. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. SDU uitgeverij 's Gravenhage.
- Groen, J.K. jr. (1978) *Een cent per emmer. Het Amsterdamse drinkwater door de eeuwen heen*. Gemeentewaterleidingen Amsterdam.
- Jelgersma S., De Jong, J., Zagwijn, W.H. & Regteren-Altena, J.F. (1970) The coastal dunes of the Western Netherlands; geology, vegetational history, archeology. *Mededel. Rijk. Geol. Dienst, N.S.* 21: 93-167.
- Jelles, J.G.G. (1968) Geschiedenis van beheer en gebruik van het Noordhollands Duinreservaat. *ITBON-Meded.* 87: 1-143.
- Natuurbeleidsplan (1989) Ministerie van Landbouw en Visserij. SDU uitgeverij. 's Gravenhage.
- Natuurbeleidsplan. Regeringsbeslissing (1990) SDU uitgeverij 's Gravenhage.
- Provinciaal Grondwaterplan van Noord-Holland (1986) Provinciaal Bestuur van Noord-Holland. Haarlem.
- Stuyfzand, P.J. (1984) *Kwaliteitsveranderingen van voorgezuiverd lekwater bij kunstmatige infiltratie in de Amsterdamse Waterleidingduinen ten zuiden van Zandvoort*. SWE 367 KIWA, Rijswijk.
- Stuyfzand, P.J. (1989) Hydrology and water quality aspects of Rhine bank groundwater in the Netherlands. *J. Hydrol.* 106: 341-363.
- Zagwijn, W.H. (1971) Vegetational history of the coastal dunes in the Western Netherlands. *Acta Bot. Neerl.* 20: 174-182.

## **Deel 1**

# **OPTIMALISATIE**





# Een vegetatiekundige en floristische blik op Berkheide

E.M. Nijssen

*Energie- en Watervoorziening Rijnland, Postbus 111, 2300 AC Leiden*

## Samenvatting

*Berkheide is een 850 ha groot duingebied tussen Katwijk en de Wassenaarse Slag. Staatsbosbeheer (SBB) is er de belangrijkste eigenaar en beheerder en Energie- en Watervoorziening Rijnland (EWR) de belangrijkste gebruiker. In 1988 besloten SBB, de Provincie Zuid-Holland en de EWR gezamenlijk een vegetatiekartering in Berkheide uit te voeren. Deze bijdrage doet verslag van de resultaten.*

*Allereerst wordt een overzicht van de 49 onderscheiden vegetatietypen gegeven, hun voorkomen in het terrein en hun aandeel op het totale oppervlak van Berkheide. Tevens is bij de verschillende typen aangegeven óf en in welke mate beïnvloeding door het waterleidingbedrijf (EWR) of de beheerders (SBB en Hoogheemraadschap Rijnland) heeft plaatsgevonden. Op basis hiervan zijn aanbevelingen gedaan op het gebied van de afstemming waterwinning - natuur en beheer. Zo is in het kader van het optimalisatie- en regeneratie-onderzoek gewezen op het belang van een vochtig duindoorntype. Dit type bleek een even groot oppervlak te beslaan als alle overige vochtige vegetatietypen bij elkaar. Daarnaast is het huidige verstuiwingsbeheer ter discussie gesteld.*

*Door vergelijking met oud inventarisatiemateriaal is een indruk gekregen van de floristische en vegetatiekundige ontwikkelingen de afgelopen 10 jaar. Voor het droge duin is de relatie bekeken met factoren als klimaat, atmosferische depositie, trefkans, beheer en recreatie. De waargenomen achteruitgang wordt voor het grootste deel verklaard uit het droge groeiseizoen en de lokale zeldzaamheid. Daarnaast wordt vermoed dat met name het zeedorpenlandschap onder Katwijk floristisch achteruit gaat ten gevolge van het gevoerde beheer. Voor de vochtige terreindelen zijn de ontwikkelingen vooral gezien in relatie tot de waterwinning. Er bleek geen duidelijke verklaring voor de waargenomen floristische achteruitgang. Er is een verband gesuggereerd met de toegenomen biomassa in de kwelplassen de afgelopen 10 jaar. Er zijn aanbevelingen voor verder onderzoek en beheer gedaan.*

## 1. Inleiding

In 1988 is door drie verschillende instanties, Staatsbosbeheer (SBB), de Provincie Zuid-Holland en Energie- en Watervoorziening Rijnland (EWR), besloten tot een samenwerkingsproject met als doel een gebiedsdekkende vegetatiekartering van Berkheide. Berkheide is het ± 850 ha grootte duingebied tussen Katwijk en de Wassenaarse Slag, tevens wingebied van de EWR (zie figuur 1). SBB is op ongeveer 100 ha na de belangrijkste beheerder van het gebied.



**Figuur 1.** Ligging van Berkheide inclusief de opbouw van het duinterrein in verschillende landschapsecologische zones volgens Wezenbeek (1982). De zones verschillen in ouderdom, vorm (hellingshoek en hoogte van de duinen), grootte van de valleien, kalkgehalte, bodemontwikkeling en daarmee samenhangend de vegetatie.

Legenda landschapzones:

- |                |                         |
|----------------|-------------------------|
| 1 = zeereep    | 4 = binnenduin          |
| 2 = buitenduin | 5 = ontkalkt binnenduin |
| 3 = middenduin |                         |

De genoemde partijen waren om verschillende redenen geïnteresseerd in de resultaten van deze kartering. SBB gebruikt de gegevens bij de planning van haar beheer, de Provincie bij de beoordeling van allerlei vergunningplichtige activiteiten in het duin en de EWR bij diverse beleids- onderbouwende studies en bij de afstemming waterwinning - natuur. De kartering is in 1989 uitgevoerd, deze bijdrage doet verslag van de resultaten.

Allereerst wordt een overzicht gegeven van alle voorkomende vegetatietypen in relatie tot de factor menselijke beïnvloeding. Daarna wordt een vergelijking gemaakt met eerdere inventarisaties. Hierbij is gebruik gemaakt van grotendeels 10 tot 15 jaar oud materiaal van de Werkgroep Berkheide (van der Linden e.a., 1990), van Ommering (1981) en gegevens die in het kader van het Intergraal Onderzoek Drinkwatervoorziening Zuid-Holland (IODZH) zijn verzameld. Doel van deze vergelijking is om inzicht te verkrijgen in de ontwikkelingen die zich vegetatiekundig en floristisch de afgelopen 10 jaar in het gebied hebben voorgedaan en in mogelijke oorzaken van die ontwikkeling. Aan de hand daarvan worden aanbevelingen gedaan voor het natuurbeheer in het algemeen en de afstemming waterwinning - natuur in het bijzonder.

## **2. Werkwijze**

De gebruikte werkwijze is dezelfde als die van het IODZH, kortweg wel de 'tussen-haakjes'-methode genoemd, die uitgebreid werd beschreven door Stevers en Clausman (1982). De eigenlijke inventarisatie houdt in dat alle vegetatievlakken tenminste één maal worden bezocht, waarna steekproefsgewijs de al eerder genoemde vegetatie-opnamen worden gemaakt. De vegetatie-opnamen worden met behulp van een computerprogramma op basis van overeenkomst in soorten-samenstelling, samengevoegd tot vegetatietypen.

Het is met name het 'aflopen' van alle vegetatievlakken (nodig om achteraf aan een vlak een vegetatietype toe te kennen) dat dit werk zeer tijdrovend maakt. Inclusief het voorbereiden en uitwerken heeft het project 2 mensjaren gekost.

## **3. Resultaten vegetatiekartering**

In totaal zijn 344 opnamen gemaakt, waarbij 49 vegetatietypen werden onderscheiden. Deze vegetatietypen werden vervolgens gekoppeld aan gegevens over de menselijke beïnvloeding en de landschapszone(s) waarin een type voorkomt (Tabel 1). Wat betreft de factor menselijke beïnvloeding is met behulp van de vegetatiekaart per vegetatietype het eventuele aandeel bepaald per beheerder (Hoogheemraadschap Rijnland), of gebruiker (EWR).

Tabel 1. *Overzicht vegetatietypen Berkheide.*

KODE VEGETATIETYPE	N	MENSELIJKE BEÏNVLOEDING	LANDSCHAPS ZONE	OPPERVLAK %	HA
<b>VOCHTIGE VEGETATIES</b>					
0C	5	ww	3,4	0.73	6.23
0U	7	ww	3,4	0.70	5.98
0P	8	ww	3,4	0.22	1.88
0X	3	ww	4	0.25	2.13
0K	9	ww	2,3,4	0.33	2.82
0R	8	ww	2,3,4	1.28	10.93
0L	3	ww	2,3	0.35	2.99
0Q	3	ww	3	<u>0.02</u>	<u>0.17</u>
				3.88	33.13
0	Open water	ww	2,3,4	6.76	57.73
<b>OPEN VEGETATIES</b>					
1	Nauwelijks begroeid zand van een stuifkuil	nat	4,5	1.65	14.09
1K	Pioniervegetatie met Helm	nat	4	0.25	2.13
1A	Open helmaanplant	vl,ww (2:1)	1,2,3,4	2.48	21.18
1R	Helmaanplant met pionier- vegetatie en duindoorns	vl,ww (2:1)	1,2,3,4	1.53	13.07
1P	Open pioniervegetatie met Duinsterretje	nat	2,3,4,5	2.18	18.62
1V	Droge storingsvegetatie	ww	3,4	1.10	9.39
1D	Overstoven duinroos- of braamvegetatie	nat	3,4	0.20	1.71
1X	Kaal zand van opgespoten oever, drooggevallen plas	ww	3,4	<u>0.20</u>	<u>1.71</u>
	Subtotaal			9.59	81.90
<b>MOSVEGETATIES</b>					
2P	Duinsterretjes-vegetatie en pioniersoorten	vl,nat (2:1)	2,3,4,5	4.91	41.93
2K	Klauwtjesmos-vegetatie met duingraslandsoorten	vl,nat (2:1)	2,3,4,5	1.38	11.79
2D	Duinroosvegetatie met (korst)mossen	nat	3,4	3.88	33.14
2M	Soortenrijke (korst)mos- vegetatie gras en kruiden	nat	3,4	2.63	22.46
2G	Kalkarme (korst)mosvegetatie	nat	4,5	<u>2.98</u>	<u>25.45</u>
	Subtotaal			15.78	134.77
<b>KRUIDENVEGETATIES</b>					
4C	Duinrietveld	ww	4	0.53	4.53
4U	Brandnetelruigte	ww	3,4	0.23	1.96
4D	Hoge ruige duinroos- vegetatie	nat	3,4	0.70	5.98
4R	Dauwbraamvegetatie met hoge grassen	nat,vl (1:1)	1,2,3,4	1.73	14.77
4B	Soortenrijke kruidenvegetatie van het zeedorpenlandschap	zd	3,4	0.90	7.69

4N	Zeer soortenrijke noordhellingvegetatie	8	nat	3,4,5	1.18	10.08
4K	Kruidenrijk duingrasland	11	zd,nat	2,3,4	3.06	26.13
4M	Open dauwbraamvegetatie met (korst)mossen en kruiden	6	nat	2,3,4	3.08	26.30
4A	Dichte helmvegetatie met pioniersoorten, duindoorns	10	vl,ww (3:1)	2,3,4	6.89	58.84
4Z	Zeer soortenarme helmvegetatie met zeereepsoorten	4	vl	1	<u>1.73</u>	<u>14.77</u>
	Subtotaal				20.03	171.05
<hr/>						
	<b>LAAGSTRUWELEN</b>					
5W	Soortenarm dicht kruipwilgstruweel	5	nat	2,3,4	0.73	6.23
5N	Soortenrijk laagstruweel van noordhellingen	7	nat	2,3,4	1.73	14.77
5S	Soortenarm dicht ligusterstruweel	9	nat	1,2,3,4	4.13	35.27
5Z	Gemengd struweel	4	nat	1	1.35	11.53
5R	Rimpelroosstruweel	6	vl,ww (1:1)	2	<u>0.20</u>	<u>1.71</u>
	Subtotaal				8.14	69.51
<hr/>						
	<b>DUINDOORNSTRUWELEN</b>					
6P	Open duindoornstruweel met Duinsterretje-vegetatie	13	nat	2,3,4	1.35	11.53
6M	Open duindoornstruweel met (korst)mossen	7	nat	2,3,4	3.63	31.00
6K	Soortenrijk open duindoornstruweel	9	nat	2,3,4	6.63	56.62
6R	Soortenarm dicht duindoornstruweel	8	ww,nat (1:1)	1,2,3,4	7.12	60.80
6S	Duindoornstruweel	6	ww,nat (2:1)	1,2,3,4	<u>3.73</u>	<u>31.85</u>
	Subtotaal met hoge struiken				22.46	191.80
<hr/>						
	<b>BOS EN HOOGSTRUWELEN</b>					
8S	Meidoornstruweel	6	nat	3,4	2.00	17.08
8N	Gemengd open meidoornstruweel van noordhellingen	4	nat	2,3,4	1.05	8.97
8K	Ratelpopulierstruweel	7	ww,nat (1:1)	3,4	0.88	7.52
8E	Eikenbos met Esdoorn	5	ww,nat (1:1)	2,3,4	1.25	10.67
8M	Grauwe abeelstruweel met grassen en mossen	4	ww,vl (2:1)	4,5	1.35	11.53
8A	Soortenarm populierenbos	9	ww,vl (1:1)	3,4	1.98	16.91
8W	Wilgstruweel van plasoevers	4	ww	4,5	0.98	8.37
8Y	Vochtig berkenbos	2	nat	4	<u>0.10</u>	<u>0.85</u>
	Subtotaal				9.59	81.90
9	Naaldbos	3	vl	2,4	<u>0.70</u>	<u>5.98</u>
	Subtotaal				10.29	87.88
<hr/>						
	Overig (bebouwing etc)				3.03	25.88
<hr/>						
	Berkheide minus Panbos					854
<hr/>						

Legenda bij tabel 1

N = aantal vegetatie-opnamen per vegetatietypen

Menselijke beïnvloeding:

- nat = natuurlijk, geen beïnvloeding  
 ww = door waterwinning; hieronder valt zowel hydrologische beïnvloeding (vochtige vegetaties) als vastlegging na vergraving (Helm, Noordse helm), als aanplant van struweel en bos  
 vl = door de beheerders; hieronder valt zowel vastlegging met Helm of Noordse Helm als aanplant van struweel en bos  
 zd = zeedorp: langdurige en extensieve menselijke beïnvloeding van het duin rond de oude zeedorpen

Landschapszone (zie ook figuur 1):

- 1 = zeereep  
 2 = buitenduin  
 3 = middenduin  
 4 = binnenduin  
 5 = ontkalkt binnenduin

Uit de tabel is het volgende af te leiden. De als natuurlijk bestempelde vegetatietypen beslaan ongeveer de helft van Berkheide, de zeedorpenvegetaties samen 4%, de vegetatietypen die door de waterwinning zijn beïnvloed 19%, het totale oppervlak aan open water, zowel infiltratie- als kwelplassen 6% en het oppervlak dat door de beheerders in het verleden of recent is vastgelegd (inclusief bosaanplant) 17%.

### 3.1 Invloed van de waterwinning

Het door de waterwinning beïnvloede deel van Berkheide (25%) is als volgt opgebouwd: de vochtige vegetaties iets minder dan 4%, allerlei typen die met helmaanplant samenhangen (1A, 1R, 4A) 3%, droge storingsvegetaties (1V en 1X, inclusief 4C en 4U) 2%, duindoornvegetaties (6R en 6S) 6%, aanplant van struweel en bos (5R, 8K, 8E, 8M, 8A en 8W) 4%, open water 6%, zie tabel 1.

Alle vochtige vegetaties in Berkheide zijn in meer of mindere mate door de waterwinning beïnvloed. In de dertiger jaren zijn de valleien verdroogd door de winning van natuurlijk duinwater. Daarna ontstonden met name in de vijftiger jaren kwelplassen door de aanleg van infiltratiekanalen en -plassen waarin een hogere grondwaterstand wordt gehandhaafd dan van nature in het gebied zou voorkomen (Stuyfzand, 1984, 1990).

De helft van het oppervlak van duindoorn type 6R is aanwezig in door de waterwinning beïnvloede terreindelen. Het betreft hoge, dichte, soortenarme duindoorn gordels om infiltratie- en kwelplassen heen. Uit vergelijking met gegevens uit het rapport 'Evaluatie van het duingebied tussen Katwijk en Wassenaar' van Bal e.a. uit 1976, blijkt dat Duindoorn (*Hippophae rhamnoides*) zich vanaf de hellingen uitgebreid moet hebben naar de vochtige terreindelen waar oorspronkelijk een zone gedomineerd door Duinriet (*Calamagrostis epigejos*) voorkwam. Vegetatiekundig onderscheidt dit 'subtype' zich niet van het op droge bodems voorkomende lagere type. Een

stikstofbindende soort als Duindoorn kan vermoedelijk beter dan andere soorten profiteren van de aanvoer van fosfaat met het infiltratiewater (vergelijk Thurston, 1969). Daarnaast is Duindoorn volgens Ellenberg (1979) tolerant voor sterk wisselende grondwaterstanden.

Type 6S bestaat deels uit duindoornaanplant die zo'n 50 jaar geleden rond de oudste infiltratiekanalen is aangebracht. Het is verrassend dat juist de duindoornvegetaties zo'n groot percentage van door de waterwinning beïnvloedde terreinen beslaan, zelfs evenveel als al het open water bij elkaar.

Daarnaast is ook de totale bedekking van alle duindoornstruwelen opmerkelijk, bijna een kwart van Berkheide! Gezien de stikstoffixatie in de bodem waartoe Duindoorn in staat is, en de gevolgen die dit kan hebben voor de voedingstoestand van de bodem en de kwaliteit van het grondwater, lijkt het raadzaam hier in het beheer over na te denken (zie foto 1).

Met name binnen het regeneratie-onderzoek zal aandacht dienen te worden besteed aan het vochtige duindoornstype. Het vermogen om aanzienlijke hoeveelheden atmosferische stikstof te binden, in combinatie met het feit dat Duindoorn gemakkelijk afbreekbare humus vormt, maakt dat deze soort een belangrijke bijdrage kan leveren aan de eutrofiëring van bodem en grondwater in het duinlandschap. Louman (1989) merkt tevens op dat duindoornstruweel floristisch geen waarde voor regeneratie heeft. Rigoreuze maatregelen als uitschuiven zijn dan in veel gevallen te overwegen. Vragen die daarbij aan de orde zijn: hoe zal dit struweel zich in de toekomst ontwikkelen, wat betekent dit floristisch en faunistisch, etc. Voorlopig is het, in het kader van afwerkingsplannen na waterwinwerken, af te raden Duindoorn aan te planten.

Wat de aanplant van struweel en bossoorten aangaat, zal de EWR zich moeten beraden of eventueel tot verwijdering over moet worden gegaan. In de meeste gevallen betreft het soorten die van nature niet in de duinen voorkomen. In veel gevallen zal een afweging tussen dit aspect en de landschapsbeleving moeten worden gemaakt.

De droge storingsvegetaties, type 1V en 1X, komen voor op plaatsen waar in 1988 zand uit infiltratieplasbodems is gebruikt bij renovatie of aanleg van winmiddelen. Uit bodemanalyses is gebleken dat de nutriëntconcentraties in het zand overeenkomen met die in de kwelplassen. De EWR is voornemens op één of meerdere plaatsen de vegetatie-ontwikkeling te volgen. Hiermee kan een indruk worden gekregen van de vegetatie-ontwikkeling in gebieden waar optimalisatie of regeneratie verlaging van de grondwaterstand zal inhouden.

### 3.2 Vastlegging door de beheerders (SBB en Hoogheemraadschap)

Uit tabel 1 kan worden afgeleid dat zo'n 15% van Berkheide in het recente verleden door de beheerders met Helm (*Ammophila arenaria*) of Noordse Helm (*Ammocalamagrostis baltica*) is vastgelegd. Het gaat hierbij om de vegetatietypen 1A, 1R, 2P, 2K, 4R, 4A en 4Z. Alle struweel- en bosaanplant tezamen (5R, 8M, 8A en 9) beslaat iets meer dan 2%. Uit de tabel is ook af te lezen



dat deze vastlegging in alle landschapszones heeft plaatsgevonden, terwijl natuurlijke verstuivingsprocessen - gerepresenteerd door type 1 en 1K - alleen in het binnenduin worden toegelaten (zie foto 2).

Het tegengaan van verstuiving in buitenduin, middenduin en delen van het binnenduin houdt verband met de functies van Berkheide ten behoeve van zeewering, recreatie en waterwinning. De aangroei kust ter hoogte van Berkheide geeft echter alle ruimte voor een wat ruimer beheer van de zeereep. De EWR zal zich in ieder geval op het standpunt willen zetten dat vastlegging ten behoeve van de waterwinning alleen nodig is wanneer infiltratieplassen dreigen vol te stuiven of schade aan infrastructuur dreigt te ontstaan.

Tenslotte kan men zich afvragen of, en in welke mate, verstuiving in het ontkalkte binnenduin gewenst is omdat zich hier heel specifieke en relatief weinig voorkomende vegetaties van natuurlijk ontkalkte en uitgeloopte bodems voordoen. Doing (1984) merkt hierover op dat juist de verst gevorderde successiestadia uit natuurwetenschappelijk oogpunt zorgvuldig beschermd dienen te worden: "Tussen jong duinlandschap en oude strandwallen bestaat een hiaat, waarvan niet precies bekend is hoe zich dat in de loop der tijd zal opvullen. Dit proces is nu in genoemde landschappen aan de gang".

### 3.3 Zeedorpvegetaties en natuurlijke vegetaties

Berkheide is qua oppervlak betrekkelijk arm aan lage soortenrijke kruidenvegetaties. In feite bereikt alleen type 4K, kruidenrijk duingrasland met zeedorpinvloeden, enige omvang. Dit verschijnsel werd ook al door Wezenbeek tijdens zijn veldwerk in 1982 opgemerkt (Wezenbeek, 1986). De noordhellingvegetaties, die ook tot de duingraslanden worden gerekend, zijn overigens het noemen waard. Per vegetatie-opname (3x3 meter) komen soms meer dan 50 plantesoorten voor.

De in Berkheide aanwezige duinroosvegetaties (type 2D en 4D) zijn in vegetatiekundig opzicht bijzonder waardevol. Buiten Berkheide komt Duinroos (*Rosa pimpinellifolia*) op even uitgebreide schaal slechts voor in het Kraansvlak bij Bloemendaal en bij Bergen (zie foto 3).

Opmerkelijk tenslotte is het ontbreken van vochtig kruipwilgstruweel in de valleien. Kruipwilg (*Salix repens*) komt van nature in Berkheide vrijwel uitsluitend (nog?) voor op noordhellingen. Hier en daar is in het verleden in droge stuivende delen vermoedelijk Kruipwilg aangeplant, waardoor de soort op 20 tot 30 meter +NAP voorkomt. Het is niet aannemelijk dat de soort zich op eigen kracht vanuit de valleien omhoog gewerkt heeft. Het ontbreken van vochtig kruipwilgstruweel dateert misschien al uit de tijd van de eerste 'ontginningen'. Vooral tussen 1845 en 1940 waren vrijwel alle valleien in gebruik als aardappelland (Thurkow, 1987). Op verlaten akkertjes vestigen zich daarna over het algemeen als eerste weer Duindoorns die zich uitstekend 'thuisvoelen' op

aangerijkte en geroerde bodems. Dit laatste is overal langs de kust waarneembaar en ook in Berkheide geconstateerd.

#### **4. Een floristische vergelijking met eerdere inventarisaties en vegetatiekundige processen in Berkheide**

Langs de hele kust wordt de afgelopen jaren melding gemaakt van zorgelijke terreinontwikkelingen, gekenmerkt door de achteruitgang van soortenaantallen en bijbehorende processen als vermossing, vergrassing en verstruweling. In dit hoofdstuk wordt de ontwikkeling in de floristische samenstelling van de vegetatie in Berkheide beschreven, en wordt een poging gedaan de waargenomen ontwikkelingen te verklaren. Tevens worden onderzoeks- en beheersvoorstellen gedaan.

##### **4.1 Werkwijze**

De uit wetenschappelijk oogpunt beste benadering van floristische en vegetatiekundige ontwikkelingen was niet mogelijk door het ontbreken van tijdreeksen van vegetatiegegevens en geschikt luchtfotomateriaal (vergelijk Baeyens e.a., deze bundel). Floristische veranderingen zijn daarom noodgedwongen afgeleid uit vergelijkingen met divers oud inventarisatiemateriaal, wat echter niet geheel gelijkwaardig was aan het nieuwe materiaal. Dit geldt met name de plantesoorten van het droge duin, waar de oude set gegevens in meerdere jaren is verzameld. Er is een scheiding gemaakt tussen plantesoorten van het droge duin (afreatofyten) en soorten die in de duinen gebonden zijn aan het grondwater (freatofyten). Eén en ander in de verwachting dat in de droge delen andere milieufactoren (bijvoorbeeld klimaat, atmosferische depositie, recreatie, beheer) een rol spelen dan in de grondwaterbeïnvloede valleien (waterwinning). Aan de hand van literatuurgegevens over standplaatsfactoren als stikstofbeschikbaarheid, zuurgraad en (alleen voor freatofyten) vocht is gekeken of de waargenomen floristische verschillen gerelateerd kunnen worden aan veranderingen in de abiotiek van het droge duin.

Eventuele vegetatiekundige processen als vermossing en vergrassing zijn afgeleid uit oud vegetatie-opnamemateriaal. Aanvullend hierop is tijdens de vegetatiekartering een gebiedsdekkende kartering van het mos *Campylopus flexuosus* (Grijs kronkelsteeltje) uitgevoerd. Hiermee ontstond een duidelijk beeld van de vermossing in Berkheide anno 1989. Het vóórkomen van dit mos is tevens een aanwijzing voor verzuring en geringe dynamiek (van der Meulen, 1988).

## 4.2 Plantesoorten van het droge duin

Het vóórkomen van afreatofyten in Berkheide in 1989 is vergeleken met gegevens van de Werkgroep Berkheide (van der Linden e.a., 1990). De gegevens hebben betrekking op de periode 1975-1980, met in de jaren erna aanvullingen uit andere onderzoeken en incidentele waarnemingen. De Werkgroep vermeldt in haar verslag 305 plantesoorten die gebonden zijn aan een droog milieu. Hierbij zijn plantesoorten weggelaten die niet van nature in de duinen zouden voorkomen, zoals bijvoorbeeld bij aanplant het geval kan zijn.

Tijdens de kartering in 1989 zijn 106 van deze groep afreatofyten niet aangetroffen, terwijl 3 nieuwe soorten werden gevonden. Het feit dat 35% van de in de periode 1975-1980 aangetroffen soorten in 1989 niet werd gevonden, was aanleiding voor een nader onderzoek. Achtereenvolgens is gekeken naar de relatie tussen de waargenomen achteruitgang in soorten met de factor klimaat (droogte), mogelijke veranderingen in de abiotiek (stikstofbeschikbaarheid, zuurgraad), trefkans (zeldzaamheid) en beheer.

### 4.2.1 Klimaat

Volgens mondelinge mededeling van van Ommering van de Werkgroep Berkheide is tijdens een floristische inventarisatie van een deel van Berkheide een twintigtal soorten in 1990 teruggevonden. Hierop is geconcludeerd dat het droge groeiseizoen van 1989 vermoedelijk invloed heeft gehad op het voorkomen van soorten.

### 4.2.2 Veranderingen in de abiotiek

In figuur 2 en 3 zijn de frequentieverdelingen van de door de Werkgroep aangetroffen afreatofyten en de 106 niet-aangetroffen afreatofyten voor het zuurgetal en het stikstofgetal volgens Ellenberg (1979) weergegeven.

Indien veranderingen in stikstofbeschikbaarheid en zuurgraad van de bodem een rol zouden spelen bij de verarming van de flora in Berkheide, zouden de frequentieverdelingen van beide groepen een verschillend beeld moeten vertonen. Zoals uit figuur 2 en 3 blijkt, vallen de verdelingen van beide groepen echter in grote lijnen samen. Er zijn dus geen aanwijzingen voor (grote) veranderingen in voedselrijkdom en pH van het droge duin. Hierin komt geen verandering wanneer gecorrigeerd wordt voor de 20 soorten die in 1990 zijn teruggevonden.



**Foto 1.** *25% Duindoorn in Berkheide, kan dat ook anders? (foto: Werkgroep Berkheide).*



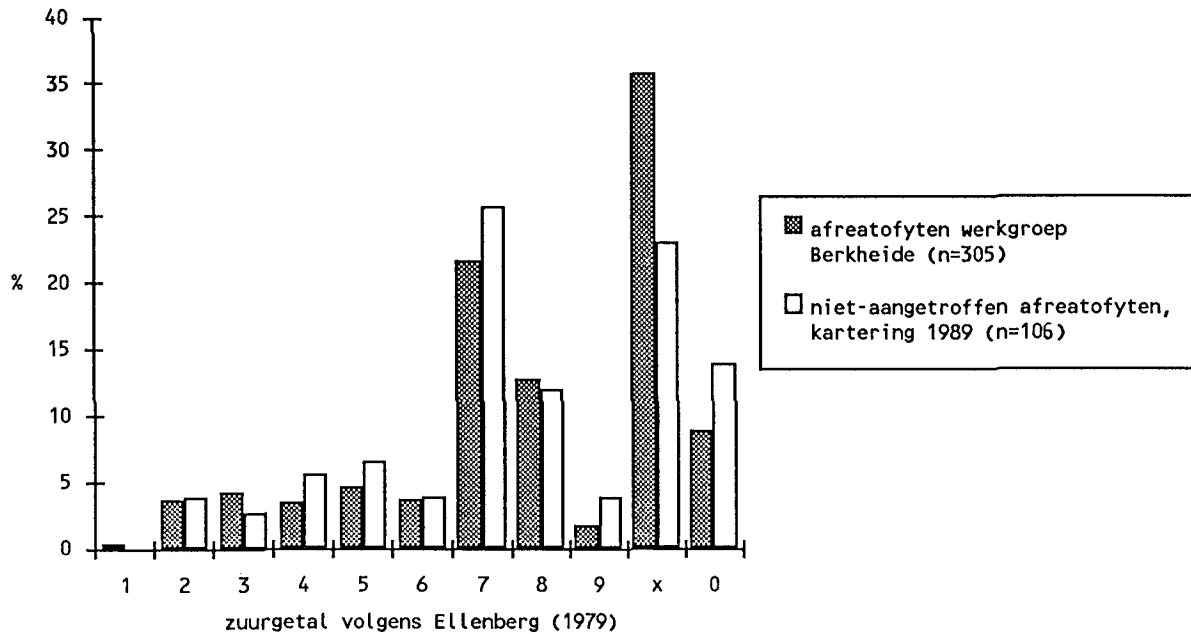
**Foto 4.** *Blauwe bremraap, karakteristieke soort van het zeedorpenlandschap (foto: Werkgroep Berkheide).*



Foto 2. *Verstuivingen in het zuiden van Berkheide (foto L. Stafleu).*



Foto 3. *Duinroosvegetatie in Berkheide (foto L. Stafleu).*

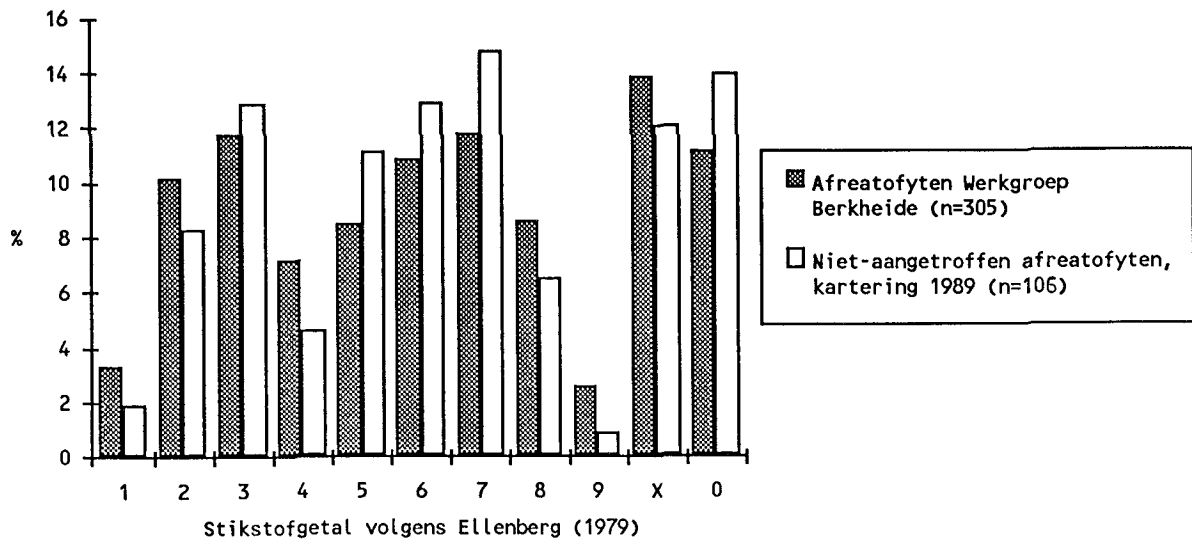


**Figuur 2** Frequentieverdeling van 2 groepen afreatofyten over het zuurgetal volgen Ellenberg (1979).

- Legenda:
- 1 = kenmerkend voor sterk zure bodems
  - 2 = tussenvorm van 1 en 3
  - 3 = kenmerkend voor zure bodems
  - 4 = tussenvorm van 3 en 5
  - 5 = kenmerkend voor zwak zure bodems
  - 6 = tussenvorm van 5 en 7
  - 7 = kenmerkend voor zwakzure tot zwak basische bodems
  - 8 = tussenvorm van 7 en 9, meestal kenmerkend voor kalkrijke bodems
  - 9 = kenmerkend voor sterk basische of kalkrijke bodems
  - X = indifferent
  - 0 = onbekend

### 4.2.3 Trefkans

De Werkgroep Berkheide heeft de inventarisatie per kwart-kilometerhok (dus in vakken van 500 bij 500 meter) uitgevoerd. Berkheide is in 47 van dergelijke hokken verdeeld. Het bleek dat 36 plantesoorten slechts in één kwart-kilometerhok (ooit) zijn aangetroffen door de Werkgroep Berkheide; 19 soorten in twee hokken, 11 soorten in drie hokken, 9 in vier hokken, 4 in vijf hokken en 27 soorten in meer dan 5 hokken (waarvan 11 in 1990 teruggevonden). Het overgrote deel van de niet-aangetroffen soorten betreft dus (locaal) zeldzame soorten. Het is niet uitgesloten dat een deel van de in 1989 niet aangetroffen soorten niet is verdwenen, maar door de hoge lokale zeldzaamheid tijdens de kartering is 'gemist'.



**Figuur 3.** Frequentieverdeling van 2 groepen afreatofyten over het stikstofgetal volgens Ellenberg (1979).

- Legenda:
- 1 = kenmerkend voor zeer stikstofarme bodems
  - 2 = tussenvorm van 1 en 3
  - 3 = kenmerkend voor stikstofarme bodems
  - 4 = tussenvorm van 3 en 5
  - 5 = kenmerkend voor matig stikstofrijke bodems
  - 6 = tussenvorm van 5 en 7
  - 7 = kenmerkend voor stikstofrijke bodems
  - 8 = kenmerkend voor uitgesproken stikstofrijke bodems
  - 9 = kenmerkend voor zeer uitgesproken stikstofrijke bodems
  - X = indifferent
  - 0 = onbekend

#### 4.2.4 Verandering van beheer

In figuur 4 is de verdeling van de verdwenen 106 soorten per kwart-kilometerhok weergegeven.

Uit figuur 4 blijkt dat in het duinterrein direct ten zuiden van Katwijk het aantal niet-aangetroffen soorten het grootst is. Voorts bleek een dertiental soorten uit tabel 2 gebonden te zijn aan het zeedorpenlandschap of meer algemeen voor plaatsen waar 'beïnvloeding van buitenaf' plaatsvindt. Voorbeelden zijn Blauwe bremraap (*Orobancha purpurea*, zie foto 4), Oorsilene (*Silene otites*), Zeewinde (*Calystegia soldanella*) en Ossetong (*Anchusa officinalis*).

**Tabel 2.** *Overzicht van afreatofyten die tijdens de vegetatie-kartering in 1989 niet zijn aangetroffen. Onderstreept zijn de soorten die door de Werkgroep Berkheide tijdens de inventarisatie in de jaren 1975-1980 in meer dan 5 kwart-kilometerhokken zijn gevonden. Met (-) is aangegeven wanneer een soort volgens Doing (1988) niet specifiek voor duinlandschappen is. Met \* is aangegeven wanneer een soort in 1990 is teruggevonden.*

---

Zevenblad	Kompassla (-)	Wilde reseda*
<u>Grote vossestaart</u>	Hoenderbeet (-)	Wouw
Rood guichelheil*	Ingesneden dovenetel (-)	Wegedoorn
Gewone ossetong	<u>Paarse dovenetel</u> s.s. (-)*	Kaneelroos (-)
<u>Zandraket</u> *	Veldkruidkers	Viltroos
Ruige scheefkelk*	Margriet (-)	<u>Ridderzuring</u>
Glanshaver*	Glad parelzaad	<u>Tengere vetmuur</u>
Gewoon Barbarakruid (-)	<u>Engels raaigras</u>	<u>Oosterse sterhyacint</u> (-)*
<u>Gelobde maanvaren</u>	Rode kamperfoelie (-)	Knopig helmkruid
<u>Duindravik</u> *	<u>Boksdoorn</u> *	Voorjaarshelmkruid
Velddravik	Schijfkamille (-)*	Groene naalbaar (-)
Zeewinde	<u>Reukeloze kamille</u>	Oorsilene
Pijlkruidkers	Echte kamille (-)	Herik (-)
Knikkende distel	Sikkelklaver	<u>Gewone raket</u> *
Stippelganzevoet	Luzerne s.s. (-)	<u>Zwarte nachtschade</u> s.l.
Rode aardbeispinazie	Witte honingklaver	Gewone spurrie (-)
Korrelganzevoet (-)	Citroengele honingklaver	Taxus
Grove varkenskers (-)	Veelkleurig vergeet-mij-nietje (-)	Valse salie
<u>Klein streepzaad</u>	Stijf vergeet-mij-nietje	Liggend bergglas
Smal streepzaad (-)	Bosvergeet-mij-nietje	Witte krodde (-)
<u>Sofiekruid</u>	Kleine teunisbloem s.l.	Heggedoornzaad
Gewoon vingerhoedskruid (-)	Gewone vogelmelk (-)	Gele morgenster*
Bergbasterdwederik	<u>Bitterkruidbremraap</u>	<u>Kleine klaver</u>
<u>Brede wespenorchis</u> *	<u>Blauwe bremraap</u> *	Keizerskaars*
Echte kruisdistel	Ruige klaproos (-)	Akkererprijs (-)
Heksenmelk	<u>Bleke klaproos</u> (-)*	Draadereprijs (-)
Kroontjeskruid (-)	<u>Grote bevernel</u> (-)	<u>Klimopereprijs</u>
Hard zwenkgras (-)	<u>Knolbeemdgras</u>	Grote ereprijs (-)*
Gewone duivekervel (-)*	Plat beemdgras (-)	Vogelwikke
Gele hoornpapaver	<u>Heggeduizendknoop</u>	Voederwikke (-)
Stijf havikskruid (-)	Zilver schoon	Heggewikke (-)
Bokkenorchis	Sleedoorn (-)	Zachte wikke s.l. (-)
Gladde witbol (-)	Rond wintergroen	Akkerviooltje (-)
Kruipertje*	Scherpe boterbloem	Zandviooltje
Donderkruid	Knopherik (-)*	Zannichellia s.s.
Jeneverbes		

---

Er wordt daarom een relatie met het beheer en/of recreatie vermoed. De Werkgroep Berkheide heeft in de jaren 1975-1978 haar inventarisatie uitgevoerd. In 1977 ging het beheer van Berkheide over van Domeinen naar Staatsbosbeheer. Vanaf die tijd is de recreatie buiten de paden aan banden gelegd, zijn kapotgelopen hellingen vastgelegd en zijn een aantal verruigde, voormalige akkertjes direct ten zuiden van Katwijk in maai-beheer genomen (Vrieze Wei, Doorndel).





**Figuur 4.** Klasseverdeling van het aantal plantesoorten per kwart-kilometerhok dat ten opzichte van de inventarisatie van de Werkgroep Berkheide (van der Linden e.a., 1990) tijdens de vegetatiekartering van 1989 niet is aangetroffen.

#### 4.2.5 Conclusies

Tijdens een erg droog groeiseizoen in 1989 zijn 106 plantesoorten minder aangetroffen dan de 305 soorten die door de Werkgroep Berkheide in de loop der jaren (maar met de nadruk op de periode 1975-1980) zijn geïnventariseerd. Twintig daarvan zijn in 1990 teruggevonden. Er zijn geen aanwijzingen gevonden dat veranderingen in voedselrijkdom of pH een rol hebben gespeeld. De locale zeldzaamheid van vele soorten is waarschijnlijk de belangrijkste reden dat soorten zijn gemist in de vegetatie in 1989, terwijl zij nog wel aanwezig waren.

Op basis van 16 meer algemene soorten die niet zijn aangetroffen en ook niet in 1990 teruggevonden, wordt echter vermoed dat er ook sprake is van een daadwerkelijke achteruitgang. Deze achteruitgang lijkt het grootst in het zeedorpenlandschap onder Katwijk. Teneinde meer zekerheid over de mate van achteruitgang te krijgen, wordt aanbevolen een aantal kwart-kilometerhokken floristisch te volgen.

#### 4.3 Achteruitgang van soorten van vochtige en natte milieus

Goed vergelijkingsmateriaal vormt het werk van van Ommering (1981), die precies 10 jaar geleden onderzoek heeft gedaan in de kwelplassen van Berkheide (foto 5). Door van Ommering zijn 122 plantesoorten van vochtige en natte milieus (freatofyten) beschreven. In 1989 zijn daarvan 88 soorten teruggevonden, en 5 voor Berkheide nieuwe soorten. Het aantal niet-aangetroffen soorten bedroeg dus 34 (28 %), zie tabel 3.

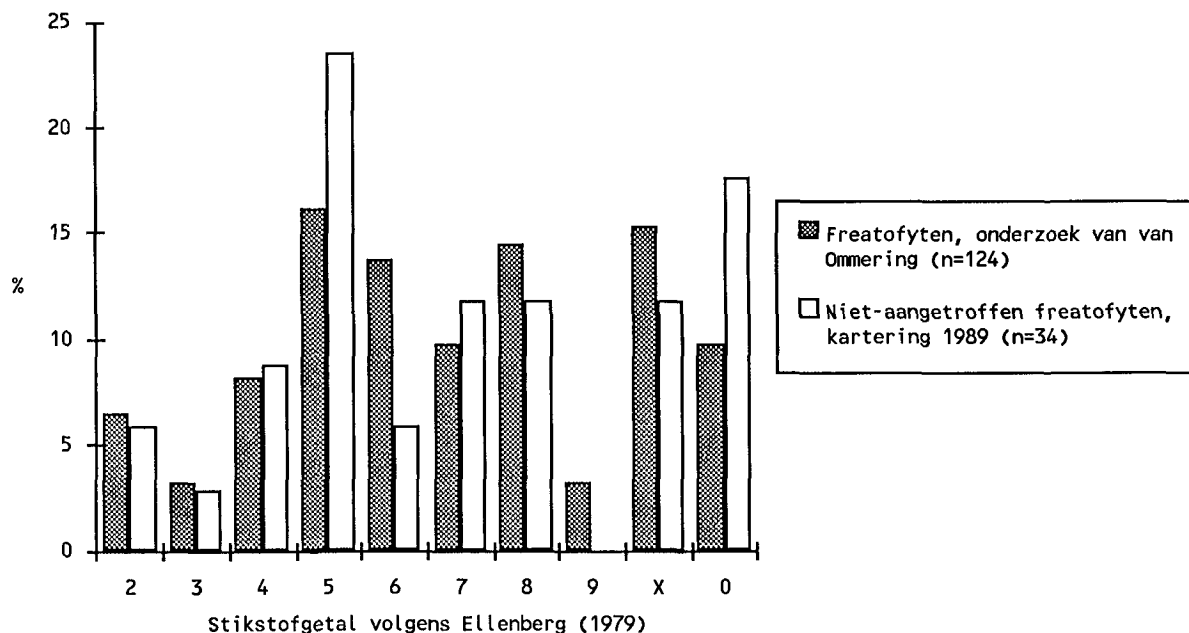
**Tabel 3.** *Overzicht van freatofyten die tijdens de vegetatiekartering in 1989 niet zijn aangetroffen. Onderstreept zijn de soorten die door van Ommering tijdens zijn onderzoek in meer dan 5 kwart-kilometerhokken zijn gevonden. Met (-) is aangegeven wanneer een soort volgens Doing (1988) niet specifiek voor duinlandschappen is.*

Selderij	<u>Grof hoornblad</u> (-)	<u>Tenger fonteinkruid</u>
Zulte	Smalle waterpest (-)	Egelboterbloem
Dotterbloem	Bleke basterdwederik (-)	Oostenrijkse kers (-)
<u>Bosveldkers</u>	<u>Kantige basterdwederik</u> (-)	<u>Tengere vetmuur</u>
Scherpe zegge	Moeraswalstro	<u>Sierlijke vetmuur</u>
Zwarte zegge	Gevleugeld hertshooi	Kraakwilg
Pluimzegge	Zilte rus	Mattenbies s.l.
Snavelzegge	Biezeknoppen	Blauw glidkruid
Drienerlige zegge	Moerasvergeet-mij-nietje	<u>Moerasandijvie</u>
Echt duizendguldenkruid	<u>Aarvederkruid</u>	Kleine watereppe (-)
<u>Strandduizendguldenkruid</u>	Kransvederkruid	Grote egelskop
		Veelwortelig kroos (-)

De bewerking van de gegevens is hetzelfde geweest als voor de plantesoorten van het droge duin. Op een aantal factoren wordt echter niet meer uitgebreid ingegaan. Het bleek dat van de 34 niet-aangetroffen soorten 9 soorten voorheen in meer dan 5 kwart-kilometerhokken voorkwamen en 24 soorten karakteristiek voor vochtige tot natte duinmilieus. De achteruitgang in soorten per kwart-kilometerhok is gelijkmatig over Berkheide verdeeld.

#### 4.3.1 Veranderingen in de abiotiek

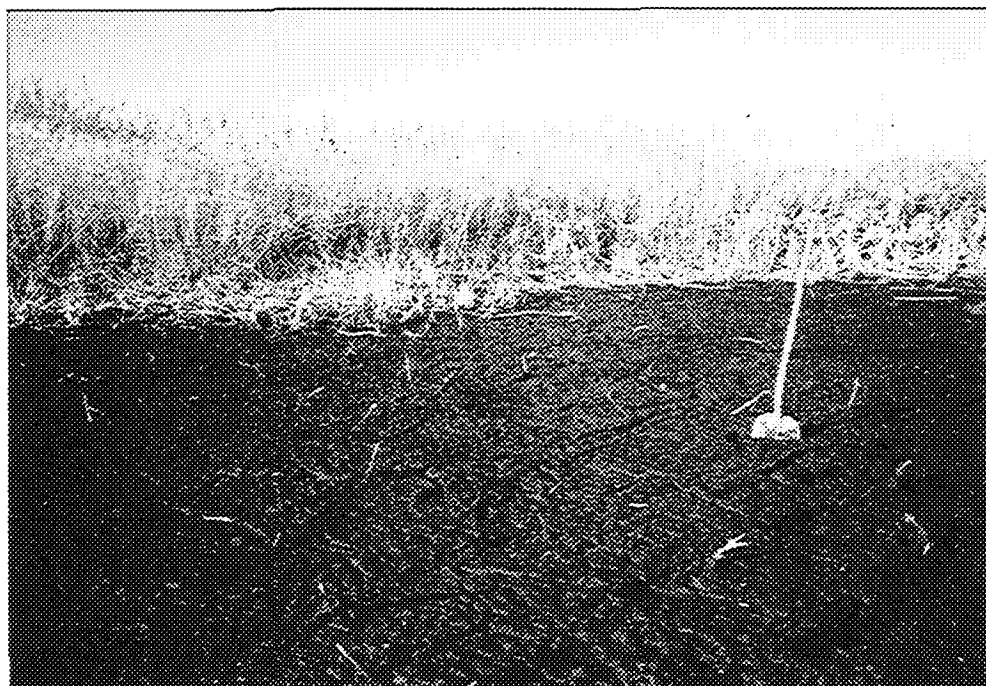
Zowel door Van Dijk (1984) als door Stuyfzand (1990) zijn zeer hoge nutriëntfluxen als gevolg van de inlaat van ongezuiverd infiltratiewater en de relatief hoge stroomsnelheden in de vochtige en natte terreindelen van Berkheide aangetoond. Daarnaast zijn door de EWR recent bodemprofielen in een groot aantal infiltratie- en kwelplassen bemonsterd en geanalyseerd. Hieruit bleek dat de bovenste bodemlaag (humus of slib) fosfaatconcentraties bevat die vele malen hoger zijn dan in een natuurlijk duinsysteem. De belasting met stikstof via het grondwater is in het algemeen lager dan met fosfaat. Het ligt dan ook voor de hand het verdwijnen van freatofyten in eerste instantie in verband te brengen met de hoge P-belasting. Omdat soorten die een hoge P-behoefte hebben naar verwachting meestal ook een hoge N-behoefte zullen hebben, is opnieuw een frequentieverdeling van de stikstofgetallen van de door van Ommering (1981) gevonden plantesoorten vergeleken met die van de verdwenen soorten.



**Figuur 5.** Frequentieverdeling van twee groepen freatofyten over het stikstofgetal volgens Ellenberg (1979). Voor de legenda zie figuur 3.

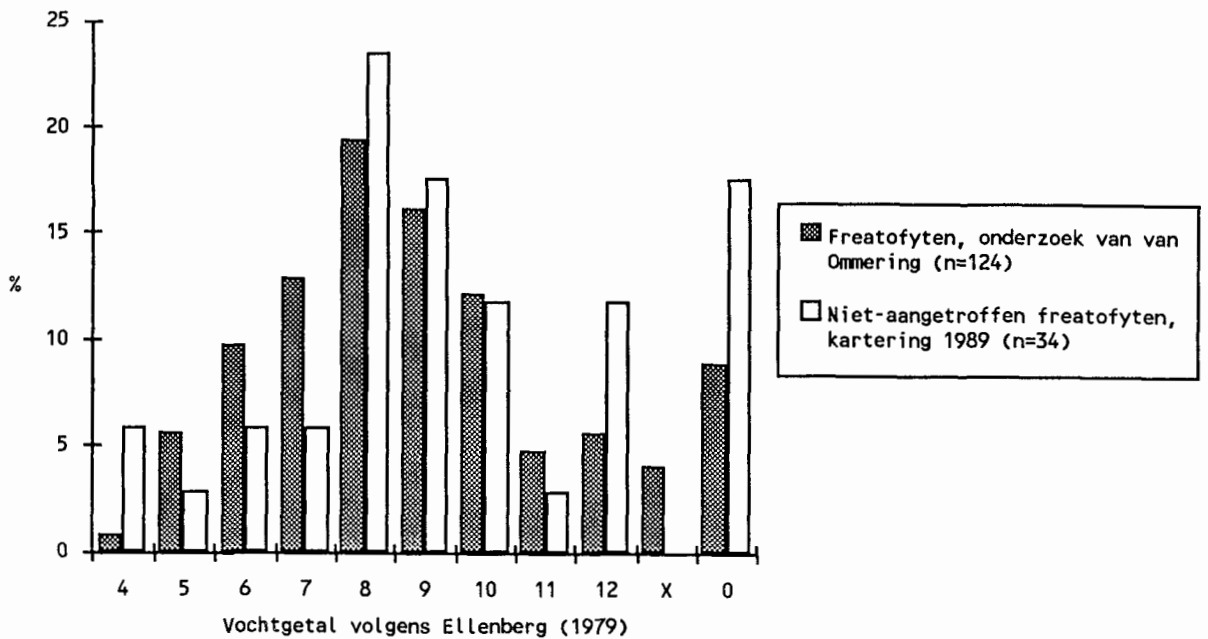


**Foto 5.** *Kwelplas in Berkheide (Foto: E.M. Nijssen).*



**Foto 6.** *Drooggevallen kwelplas met slibafzetting (Foto: E.M. Nijssen).*

Uit figuur 5 blijkt dat zich de afgelopen 10 jaar geen verschuiving in de richting van soorten met een hoog stikstofgetal heeft voorgedaan. Ook frequentieverdelingen van vochtgetallen of zuurgetallen geven geen indicatie dat deze standplaatsfactoren ingrijpend gewijzigd zijn de afgelopen 10 jaar (figuur 6 en 7).

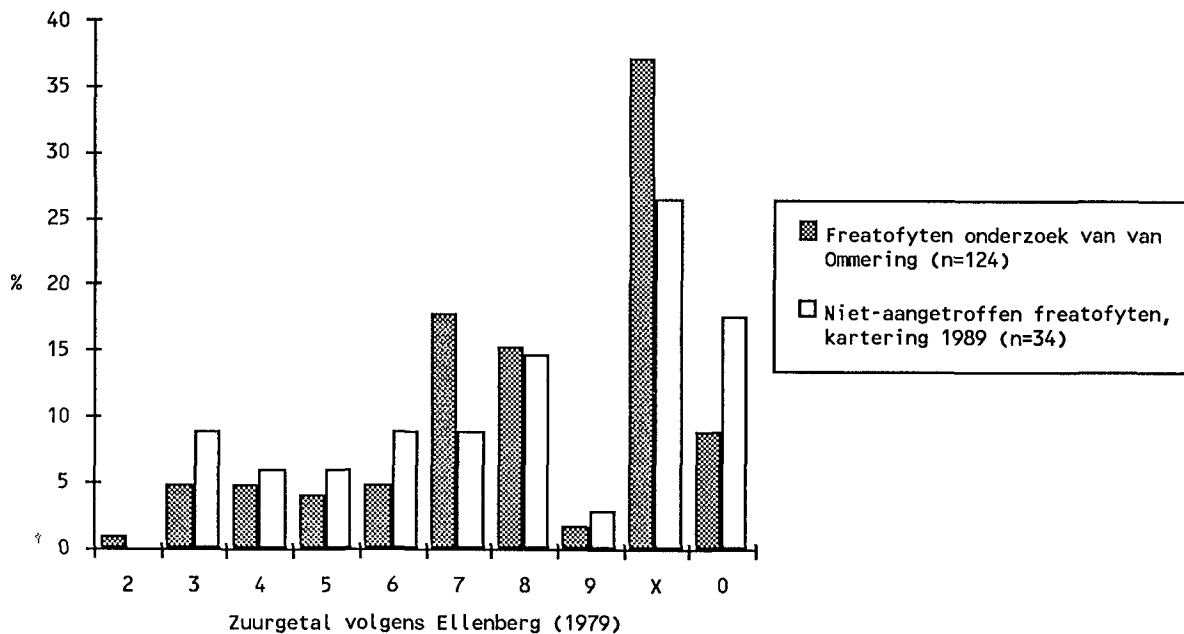


**Figuur 6.** *Frequentieverdeling van twee groepen freatofyten over het vochtgetal volgens Ellenberg (1979).*

- Legenda:**
- 3 = droogte-indicator
  - 4 = tussenvorm van 3 en 5
  - 5 = droogte/vocht-indicator
  - 6 = tussenvorm van 5 en 7
  - 7 = vochtindicator
  - 8 = tussenvorm van 7 en 9
  - 9 = natindicator
  - 10 = waterplant, kenmerkend voor tijdelijk droogvallen
  - 11 = waterplant, bladeren in contact met de lucht
  - 12 = onderwaterplant
  - X = indifferent
  - 0 = onbekend

In samenhang met het vochtgetal is nog gekeken in hoeverre de soorten uit beide groepen indicatief zijn voor wisselende grondwaterstanden of overstromingen (volgens Ellenberg, 1979). Ook dit gaf echter geen verschil te zien.

Op basis van bovenstaande resultaten is het niet aannemelijk om te veronderstellen dat het voedingsstoffenaanbod of het grondwaterregime de afgelopen 10 jaar de sleutelfactoren voor de waargenomen achteruitgang zijn geweest.



**Figuur 7.** Frequentieverdeling van twee groepen freatofyten over het zuurgetal volgens Ellenberg (1979). Voor de legenda zie figuur 4.

#### 4.3.2 Discussie en aanbevelingen

Dát er sprake is van een afname van het aantal freatofyten is vrijwel zeker, hoewel analoog aan de plantesoorten van het droge duin het weer onduidelijk is in welke mate. Het aantal zal zich ergens bevinden tussen de 10 meer algemene soorten en de 34 algemene en zeldzamere soorten samen. Er is echter op grond van bovenstaande bewerkingen geen enkele aanwijzing wat de oorzaak voor deze achteruitgang kan zijn.

Enig voorbehoud ten aanzien van het gebruik van de Ellenberggetallen voor de groep freatofyten is misschien op zijn plaats. In de kwelplassen is, in vergelijking met andere duinterreinen die beïnvloed worden door infiltratiewater, sprake van een zeer hoge nutriëntbelasting (Stuyfzand, 1990). Mogelijk spelen andere, hiermee verband houdende, maar nog onbekende mechanismen een rol. Nader onderzoek lijkt gewenst.

Een mogelijke verklaring voor de afname van het aantal soorten vormt de toegenomen biomassa in de kwelplassen. Uit vergelijking met kaartmateriaal van van Ommering kwam bijvoorbeeld een grote toename in de bedekking van Riet (*Phragmites australis*) naar voren. Op de uitbreiding van Duindoorn in de vochtige zone rondom de kwelplassen is al in paragraaf 3.2.1 gewezen. Bij hoge biomassa's neemt in het algemeen de soortenrijkdom van vegetaties af (o.a. Londo, 1971, Grime, 1979). Concurrentie om licht is dan de oorzaak voor het verdwijnen van soorten. Een toegenomen biomassa wijst op een verhoogd voedingsstoffenaanbod, hetgeen echter als het gaat om een uitbreiding van al aanwezige soorten nooit uit een frequentie-analyse van de N-getallen naar voren zal komen. In dat geval zou in de frequentie-analyses immers gecorrigeerd moeten worden voor de bedekking van de soorten, en daarvoor ontbreken de benodigde gegevens.

De EWR heeft de afgelopen jaren maatregelen genomen teneinde de nutriëntbelasting in de kwelplassen te verminderen. Zo is het bedrijf in 1988-1989 overgeschakeld op voorgezuiverd water. In samenhang met deze overschakeling is de afgelopen jaren de sliblaag van een groot aantal infiltratieplassen door de EWR verwijderd. Daarbij zijn bij wijze van experiment ook enkele kwelplaspodems geschoond (foto 6).

Onderzoek moet uitwijzen wat het effect hiervan is. Daarnaast is het belangrijk dat ook andere beheerexperimenten in kwelplassen en overige vochtige vegetaties worden opgezet zoals maaien en plaggen. In het onderzoek zal de vraag centraal moeten staan in hoeverre het noodzakelijk is om (overall) tot verwijdering van de bovenste bodemlaag over te gaan omdat dit naast hoge kosten ook landschappelijk en voor de avifauna een aanzienlijke ingreep zal betekenen.

#### **4.4 Vermossing, vergrassing en verstruweling**

In het kader van het Integraal Onderzoek Drinkwatervoorziening Zuid-Holland zijn grote delen van Berkheide gekarteerd (1983). Het veldwerk daarvoor vond in 1981 plaats. Het is gelukt om enkele opnamelocaties uit die tijd exact terug te vinden en opnieuw een vegetatie-opname te maken. Door vergelijking van het voorkomen van de soorten en de bedekking daarvan kon een beeld gekregen worden van de ontwikkelingen die zich de afgelopen acht jaar hebben voorgedaan.

##### **4.4.1 Vermossing**

In drie mosvegetaties waarin het mos *Campylopus introflexus* (Grijs kronkelsteeltje) voorkwam, bleek deze soort in bedekking uitgebreid. Tegelijkertijd werd een afname in de bedekking van de korstmossen geconstateerd. Het is echter niet duidelijk in hoeverre een regenrijk groeiseizoen hierop invloed uitoefent. Er was geen sprake van uitbreiding of vestiging van andere soorten.



**Figuur 8.** Aantal vegetatievlakken met het mos *Campylopus introflexus* per kwart-kilometerhok in Berkheide.



Tijdens de kartering van 1989 is het vóórkomen van *Campylopus introflexus* per vegetatievlak bijgehouden. Figuur 8 geeft per kwart-kilometerhok aan in hoeveel vegetatievlakken de soort is aangetroffen. Uit de figuur blijkt de invloed van de recreatie onder Katwijk.

Tot 1977, het jaar waarin het beheer in handen van Staatsbosbeheer kwam, was er van enig beheer nauwelijks sprake. Door het kapottrappen van de vegetatie waren in de jaren daarvoor grote stuifplekken ontstaan, die vervolgens door SBB zijn vastgelegd. Meer zuidelijk was en is de invloed van de recreatie veel geringer en breidt het mos zich tot in het buitenduin uit. De verspreidingskaart kan als handvat dienen voor een verstuiwingsbeheer, daar de soort indicatief is voor verzuring en geringe dynamiek (van der Meulen, 1988).

In een mosvegetatie met *Dicranum scoparium* (Gewoon gaffeltandmos) werden geen veranderingen geconstateerd. In drie lage-kruiden vegetaties bleek opnieuw de bedekking van de kostmossen teruggelopen. Er hadden zich geen veranderingen binnen de mossen, grassen, kruiden of struwelen voorgedaan.

#### 4.4.2 Vergrassing

In één van de twee duinroosopnamen heeft zich inmiddels Duinriet gevestigd, maar is nog geen sprake van vergrassing. Vergrassing is hierbij gedefinieerd als de vestiging en/of uitbreiding van grassen als Duinriet in natuurlijke vegetaties totdat een dominante positie daarbinnen is bereikt. Met name de duinroosvelden onder Katwijk zijn in overeenstemming met wat naar aanleiding van figuur 8 over de invloed van recreatie is opgemerkt, volkomen vrij van Duinriet. Doing (1986) spreekt in dit kader wel van 'beweiding' door recreanten.

De term vergrassing wordt door sommigen ook wel gebruikt in verband met vestiging en/of uitbreiding van grassen als Duin- en Rood zwenkgras (resp. *Festuca rubra* ssp. *arenaria* en *Festuca rubra* ssp. *commutata*) en Duinriet in helmaanplant. Vegetatietype 4A (zie tabel 1, bedekking bijna 7% van het totaal in Berkheide), zou zich in die richting kunnen ontwikkelen. Het verdient aanbeveling de soortensamenstelling in dit vegetatietype in de tijd te volgen.

#### 4.4.3 Verstruweling

Ten aanzien van verstruweling was helaas nauwelijks vergelijkingsmateriaal voorhanden. Uit hoofdstuk 3 bleek al de hoge bedekking van Duindoorn en de uitbreiding van type 6R in de vochtige zones rondom kwelplassen. In het buitenduin komt liguster (*Ligustrum vulgare*) massaal voor op noordhellingen. In hoeverre er echter sprake is van uitbreiding van beide soorten in het droge duin blijft een vraag welke met het beschikbare materiaal niet valt te beantwoorden.

## 5. Conclusies en aanbevelingen

### 5.1 Vegetatiekartering

- In paragraaf 3.2.1 wordt een overzicht gegeven van het procentuele aandeel van door de waterwinning beïnvloede vegetatietypen op het totaal van Berkheide. Hieruit bleek dat naast de als zodanig onderscheiden vochtige vegetatietypen (3,8%) het duindoorntype 6R met 3,6% gebonden aan het grondwater voorkomt. De soort komt normaliter buiten de invloedssfeer van het grondwater voor, maar is tolerant voor sterk wisselende grondwaterstanden. Daarnaast heeft Duindoorn als stikstofbinder vermoedelijk sterk van de overmaat aan fosfaat geprofiteerd die in het verleden met het weinig voorgezuiverde infiltratiewater werd aangevoerd. Het verdient aanbeveling hier in optimaliserings- of regeneratievraagstukken rekening mee te houden.
- Alle duindoornvegetaties in Berkheide bedekken tezamen bijna 25%. Het lijkt raadzaam om in de toekomst aanplant van duindoorn achterwege te laten vanwege de invloed die dit op de voedings-toestand van de bodem en kwaliteit van het grondwater kan hebben.
- In het verleden zijn door de EWR veel struweel- en bossoorten aangeplant. Daar het veelal gaat om soorten die van nature niet in het duin zouden voorkomen, moet overwogen worden of en waar tot verwijdering over moet worden gegaan.
- Optimalisatie of regeneratie van de waterwinning in Berkheide betekent veelal verlaging van de grondwaterstanden. De droge storingsvegetaties 1V en 1X komen grotendeels voor op opgespoten zand van infiltratieplasbodems. De ontwikkeling van deze vegetatietypen zou gevolgd moeten worden als voorbeeld van een situatie die bij grondwaterstandsverlaging in de uitgebaggerde kwel- en infiltratieplassen kan ontstaan.
- In 1989 kon van 18% van het totale oppervlak in Berkheide worden vastgesteld dat ter plekke vastlegging met (Noordse) Helm had plaatsgevonden. Hiervan is 15% voor rekening van de beheerders (SBB en Hoogheemraadschap) en 3% voor de EWR. Vastlegging is in alle landschapszones waargenomen. Verstuingen daarentegen worden vrijwel uitsluitend in het binnenduin toegestaan, samenhangend met de functies van Berkheide voor de recreatie en de waterwinning. De EWR stelt voor in de toekomst af te zien van preventieve vastlegging en - in relatie tot de waterwinning - alleen in te grijpen indien zandinwaai in de infiltratieplassen dreigt. Daarbij is de vraag gesteld in hoeverre verstuing in het binnenduin gewenst is. Dit hangt samen met het voorkomen van specifieke en relatief weinig voorkomende vegetaties van natuurlijk ontcalcite en uitgeloopte bodems.
- Berkheide bestaat voor ongeveer de helft uit natuurlijke vegetaties. Ten opzichte van andere duinterreinen langs de kust is het gebied betrekkelijk arm aan duingraslanden (5% totaal) genoemd. De noordhellingvegetaties en de zeedorpvegetaties onder Katwijk zijn echter floristisch goed ontwikkeld. Voorts zijn de duinroosvegetaties het noemen waard (bedekking ook  $\pm$  5%). Opmerkelijk is het ontbreken van vochtig kruipwilgstruweel in Berkheide.

## 5.2 Floristische vergelijking met eerdere inventarisaties in Berkheide

- In een floristische inventarisatie van Berkheide, die grotendeels in de periode 1975-1980 is uitgevoerd, worden 305 plantesoorten van het droge duin vermeld. Tijdens de vegetatiekartering in het droge groeiseizoen van 1989 zijn 106 van deze soorten niet aangetroffen (35%). 67 hiervan zijn volgens Doing (1988) karakteristiek voor één of meerdere duinlandschappen. Twintig van de 106 soorten bleken volgens mondelinge informatie in 1990 teruggevonden.

Literatuurgegevens over de standplaatseisen van deze afreatofyten leverden geen aanwijzing voor veranderingen in voedselrijkdom en pH van het droge duin. Er is aangenomen dat een groot deel van de waargenomen afname een relatie heeft met de trefkans van soorten op basis van hun (locale) zeldzaamheid. Met andere woorden het niet-aantreffen van deze soorten in 1989 betekent niet zonder meer dat de soorten (alle) lokaal uitgestorven zijn. Op basis van 16 meer algemene soorten wordt echter vermoed dat er daarnaast sprake is van een floristische achteruitgang. De achteruitgang lijkt het grootst in het zeedorpenlandschap onder Katwijk, waarbij een relatie met het gevoerde beheer wordt verondersteld (minder recreatie buiten de paden, vastlegging van verstuivingen, verschralend maaibeheer). Aanbevolen wordt een aantal (kwart-)kilometerhokken floristisch te volgen.

- In een 10 jaar oud kwelplasonderzoek worden 122 plantesoorten van vochtige en natte milieus vermeld. Tijdens de kartering van 1989 werden 34 van deze soorten niet aangetroffen (30%), waaronder 9 meer algemene soorten. 24 van de 34 soorten worden door Doing (1988) als karakteristiek voor vochtige en natte duinmilieus vermeld. Er is op basis van deze getallen aangenomen dat er sprake is van een floristische achteruitgang in de vochtige en natte milieus.

Alle vochtige systemen in Berkheide worden beïnvloed door de waterwinning en staan bloot aan hoge fosfaatfluxen. In samenhang hiermee is gekeken in hoeverre de stikstofbeschikbaarheid het voorkomen van soorten bepaalt. Er is echter in de afgelopen 10 jaar geen verschuiving in de richting van plantesoorten met een relatief hoog stikstofgetal opgetreden. Ook wijst niets op een verandering in de bedrijfsvoering van de waterwinning of een verandering in de pH.

Een mogelijke verklaring voor de afname van het soortenaantal vormt de hoge biomassa van met name Riet en Duindoorn, die zich de afgelopen 10 jaar als gevolg van het hoge voedingsstoffenaanbod in de kwelplassen heeft ontwikkeld. In het algemeen leidt dit tot een afname van het aantal soorten als gevolg van de concurrentie om licht.

In 1988 is de EWR overgegaan op de inlaat van voorgezuiverd water. Hierbij is tegelijkertijd de sliblaag van infiltratieplassen en een aantal kwelplassen, verwijderd. Monitoring van de effecten van deze overschakeling en schoonmaak op de hydrologie, bodem en vegetatie vindt reeds gedeeltelijk plaats. Aanbevolen wordt om aanvullend experimenten met beheersingrepen als maaien en plaggen uit te voeren.

### 5.3 Vegetatiekundige processen in Berkheide

- Uit een vergelijking van 9 jaar oud vegetatie-opnamemateriaal met dat van de vegetatiekartering van 1989 werd een uitbreiding van het mos *Campylopus introflexus* (Grijs kronkelsteeltje) geconstateerd. Met enige voorzichtigheid wordt gewezen op een mogelijke afname van korstmosbedekkingen in diezelfde vegetaties. De bedekking van korstmossen kan variëren in relatie tot vocht.
- Een aanvullende gebiedsdekkende kartering van *Campylopus introflexus*, per vegetatievlak uitgevoerd, liet zien dat de soort in de zuidelijke helft van Berkheide tot aan de zeereep voorkomt. Onder Katwijk is het mos volledig afwezig. Dit hangt vrijwel zeker samen met de hogere recreatiedruk in het noorden van Berkheide. Daar het mos een indicator is voor verzuring en stabiliteit van het duin, kan de verspreidingkaart dienen als handvat voor een (nieuw) verstuivingsbeheer.
- Van vergrassing van natuurlijke vegetaties met Duinriet is in Berkheide, in tegenstelling tot menig ander duinterrein langs de kust, nauwelijks sprake. Er is geen inzicht in de mate waarin helmaanplant zich ontwikkelt in een hoge-grassenvegetatie van een andere samenstelling. Het is in dit verband aan te raden om vegetatietype 4A (dichte helmaanplant met een bedekking van bijna 7% in Berkheide) in de tijd te gaan volgen.
- Al eerder is gewezen op de hoge bedekking van Duindoorn in Berkheide, tot bijna een kwart. Van duindoornstruweel type 6R is bekend dat het zich in de vochtige terreinen van Berkheide heeft uitgebreid.

## 6. Dankwoord

Aan de vegetatiekartering hebben zeer veel mensen een bijdrage geleverd:

- Interpretatie van luchtfotomateriaal: mw. drs. K. Appelman en H. Lucas (NV DZH);
- Uitvoering: mw. drs. J. van Genderen en mw. drs. G. Leltz;
- Determinatie mossen en korstmossen: drs. B. Kruijssen;
- Detailkartering kwelplassen: mw. drs. D. Ringelberg;
- Assistentie bij de uitwerking verleenden E. Hüge (SBB) en A. v. Heerden (Provincie Zuid-Holland);
- Voorbereiding en begeleiding: Mw. drs. I. Schimmel (ex-EWR), Drs. H. Fabritius (SBB), mw. dr. E. de Hullu (SBB), drs. H. van der Hagen (NV DZH), Dr. F. van der Meulen (ex-NV DZH), drs. J. Clausman (provincie Zuid-Holland).

Het is aan ieders inzet te danken dat dit omvangrijke project binnen een jaar kon worden afgerond. Verder dank ik dr. W. Koerselman (KIWA), mw. drs. G. Leltz, mw. drs. J. van Genderen, drs. K. Vertegaal en drs. G. van Ommering, beide laatste Werkgroep Berkheide, en J. de Vos (SBB) voor hun bijdrage aan en commentaar op dit artikel.

## 7. Literatuur

- Bal, A.P., J.M. van de Langkruis, G. van Ommering, J. Runhaar, A.H.P.M. Salman en C.T.M. Vertegaal (1977) *Evaluatie van het duingebied tussen Katwijk en Wassenaar over 1976*. Werkgroep Berkheide, Leiden, 53 pp.
- Doing, H. (1984) Landschapskaarten als basis voor beheersadviezen in de droge kalkrijke duinen. *De Levende Natuur* 85 (6): 162-171.
- Doing, H. (1986) Ontstaan en ontwikkeling van het zeedorpenlandschap. *Duin* (3): 79-80
- Doing, H. (1988) *Landschapsoecologie van de nederlandse kust*. Stichting Duinbehoud, Leiden 217 pp.
- Dijk, H.W.J. van (1984) *Invloeden van oppervlakte-infiltratie ten behoeve van duinwaterwinning op kruidachtige oevervegetaties*. Thesis, RUL. 240 pp.
- Ellenberg, H. (1979) Zeigerwerte der Gefäszpflanzen Mitteleuropas. In: *Botanisch Basisregister*. CBS, Voorburg 121 pp.
- Grime, J.P. (1979) *Plant strategies and vegetation processes*. Wiley & Sons Ltd, Chichester. 282 pp.
- Linden, J.M. van der, A.H.P.M. Salman, G. van Ommering & J. Runhaar (1990) *Flora en vegetatie van Berkheide*. Werkgroep Berkheide, Leiden 78 pp.
- Londo, G. (1971) *Patroon en proces in duinvalleivegetaties langs een gegraven meer in de Kennemerduinen*. Diss. Nijmegen. Tevens RIN-verhandeling nr. 2.
- Louman, E.G.M. (1989) *Effecten van vernatting op de vegetatie van het duingebied van Zuid-Kennemerland*. KIWA SWE 88.005 241 pp.
- Meulen, F. van der (1988) Een mos verovert de duinen. *Duin* 1: 10-12.
- Ommering, G. van (1981) *Invloed van infiltratie op het fysisch en chemisch milieu en de vegetatie van kwelgebieden in het duingebied Berkheide*. Doctoraalscriptie vakgroep milieubiologie, RU Leiden 76 pp.
- Stevens, R.A.M. & P.H.M.A. Clausman (1982) *Methodiek van de vegetatiekartering van de Zuid-Hollandse duinen t.b.v. het I.O.D.Z.H.* Deelrapport LE 82-2, Provinciale Planologische Dienst Zuid-Holland, Den Haag.
- Stuurgroep Integraal Onderzoek Drinkwatervoorziening (1983) *Eindrapport*. Provinciale Waterstaat Zuid-Holland, 's-Gravenhage 187 pp.
- Stuyfzand, P.J. (1984) *Kwaliteitsveranderingen van oppervlaktewater bij kunstmatige infiltratie in de Nederlandse kustduinen: hygiënische aspecten*. KIWA mededeling nr. 81.
- Stuyfzand, P.J. (1990) *Hydrochemie en hydrologie van het Boerendelgebied, een kwelplasrijk duinterrein benoorden het Wassenaarsche Slag*. KIWA SWE 90.001 122 pp.
- Thurkow, A.J. (1987) Opkomst van aardappelteelt en duinbeheer in de periode 1845-1860. *Duin* (4) 108-110.
- Thurston, J.M. (1969) The effect of liming and fertilizers on the botanical composition of permanent grassland, and on the yield of hay. In: Rorison I.H. (red) *Ecological Aspects of the mineral nutrition of plants*. Blackwell, Oxford pp. 3-10.
- Wezenbeek, J. (1986) *Berkheide. Landschapskartering op vegetatiekundige grondslag*. Doctoraalverslag Vakgroep Vegetatiekunde, Plantenoeecologie en Onkruidkunde, Landbouwhogeschool Wageningen 71pp.

# Vernatting en 10 jaar maaien op het Groot Zwartevelt: een floristische face-lift?

G. Baeyens, L.H.W.T. Geelen & L. van Breukelen

Gemeentewaterleidingen Amsterdam, Vestiging Leiduin, Vogelenzangseweg 24, 2114 BA Vogelenzang

## Samenvatting

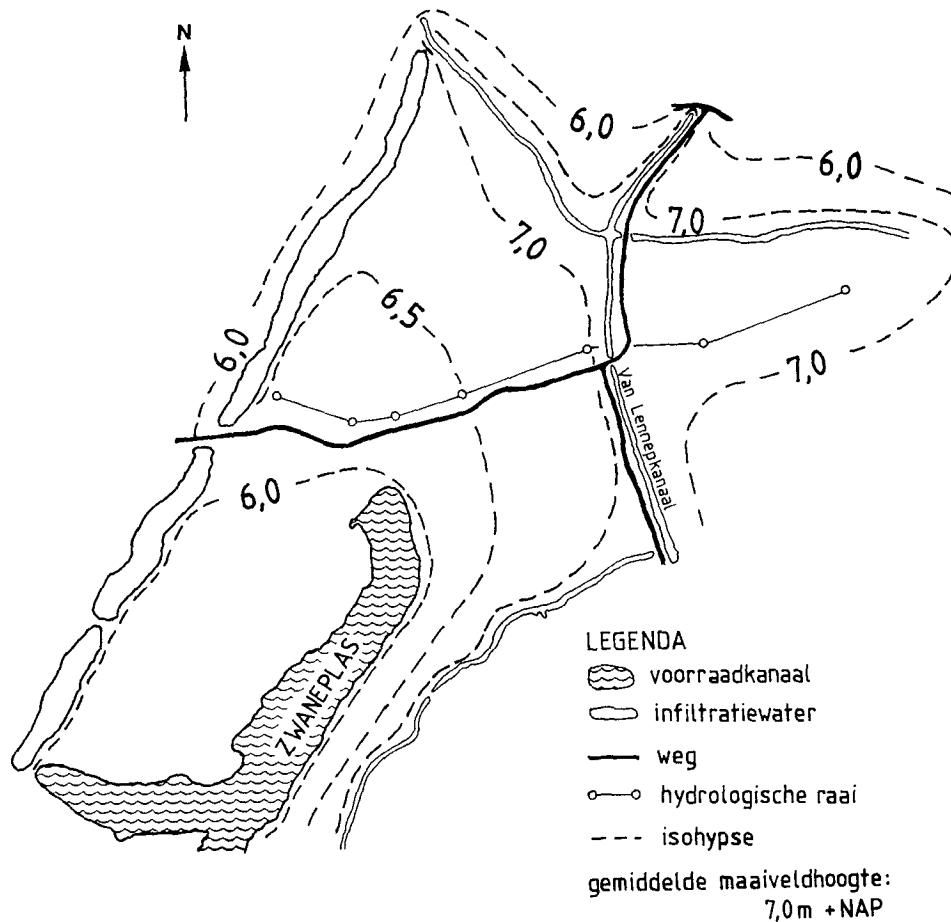
Op basis van een vergelijkend onderzoek aan 26 permanente quadraten in de vochtige terreindelen van het Groot Zwartevelt, die in 1977 en 1985 werden opgenomen, kan worden geconcludeerd dat:

- 1) de combinatie van hydrologisch en maaibeheer heeft geleid tot een enigszins hogere floristische rijkdom,
- 2) de hogere grondwaterstand en de vorming van een regenwaterlens de vestiging en ontwikkeling van vochtminnende soorten (freatofyten) heeft bevorderd,
- 3) het relatief (nog te) hoge aandeel van ruigtekruiden vermoedelijk eerder is te wijten aan de voedselrijkdom van de bodem en het neerslagwater dan aan een beïnvloeding door rivierwater,
- 4) in de bovenste deklaag aanwijzingen zijn voor een voortschrijdende en versnelde ontkalking van de bodem.

## 1. Inleiding

Waterwinning met behulp van rivierwaterinfiltratie heeft in het algemeen een negatieve invloed op natuurlijke duinvegetaties. Op het Groot Zwartevelt in de Amsterdamse Waterleidingduinen (fig. 1) zijn in de jaren zestig infiltratiegeulen gegraven ten behoeve van de opslag van een watervoorraad. Daardoor is de droge, schaarse begroeiing van Schapezuring (*Rumex acetosella*), duingrassen en mossen veranderd in een ruige, soortenarme vegetatie, gedomineerd door Duinriet (*Calamagrostis epigejos*) (Mourik & Londo 1986). Vanaf 1975 is men geleidelijk aan begonnen deze ruigte te maaien en het maaisel af te voeren. Tegelijkertijd werd de waterstand op een zo hoog mogelijk peil gehouden. De verminderde onttrekking had niet alleen in kwantitatieve zin consequenties, doch ook in kwalitatieve zin, doordat zich een regenwaterlens ontwikkelde bovenop het rivierwater (Stuyfzand & Moberths 1987).

Om te onderzoeken in hoeverre het mogelijk is de negatieve effecten van infiltratie terug te dringen en de vegetatie-ontwikkeling te optimaliseren, zijn in 1977 een aantal vegetatie-opnamen gemaakt in de vochtige delen en kwelplassen van het Groot Zwartevelt. In 1985 zijn deze wederom opgenomen (Ringelberg-Giesen 1986) en de resultaten van dit vergelijkend onderzoek zullen belicht worden in relatie tot a) het gevoerde maaibeheer en b) de vernatting met rivier- en regenwater. De ontwikkeling in de droge delen van het Groot Zwartevelt vallen buiten het kader van dit artikel.



**Figuur 1.** *Hydrologische inrichting van het studiegebied.*

## 2. Beschrijving en historie van het gebied

Het Groot Zwartevelde (foto 1) was in het begin van deze eeuw in gebruik als landbouwgebied. In het oostelijk deel (op de voorgrond van foto 1) lagen de nu nog herkenbare teelakkers, in het westen en noorden werd vee geweid. De boerderij werd verlaten en afgebroken in de 2e Wereldoorlog. Door de agrarische grondbewerking is het veld duidelijk humeuzer en sterker ontkalkt dan het omringende gebied (Vos 1984).

Omstreeks 1962 werden aan de westzijde infiltratiegeulen aangelegd terwijl het Van Lennepkanaal werd ingericht als toevoersloot. Aan de noordkant werd een aftakking aan het Van Lennepkanaal gegraven, om de infiltratiegeulen te kunnen voeden. Aan de zuidkant ligt een diep uitgegraven voorraadkanaal, de Zwanep las. In dit watergangensysteem bewerkstelligen het peil van toevoersloot en voorraadkanaal een vrij constante waterstand. Dwars door het Groot Zwartevelde loopt een geasfalteerde weg. Aan de zuid- en noordzijde wordt het Groot Zwartevelde begrensd door lage duinen met duindoornstruweel (*Hippophae rhamnoides*) en hier en daar een Meidoorn (*Crataegus monogyna*). Het terrein zelf wordt geflankeerd door enige aanplant van Corsicaanse den (*Pinus*

*nigra maritimus*) en Witte abeel (*Populus alba*). De gemaaide grasvlakte is vlak tot zwak glooiend en ligt ongeveer 7m boven NAP.



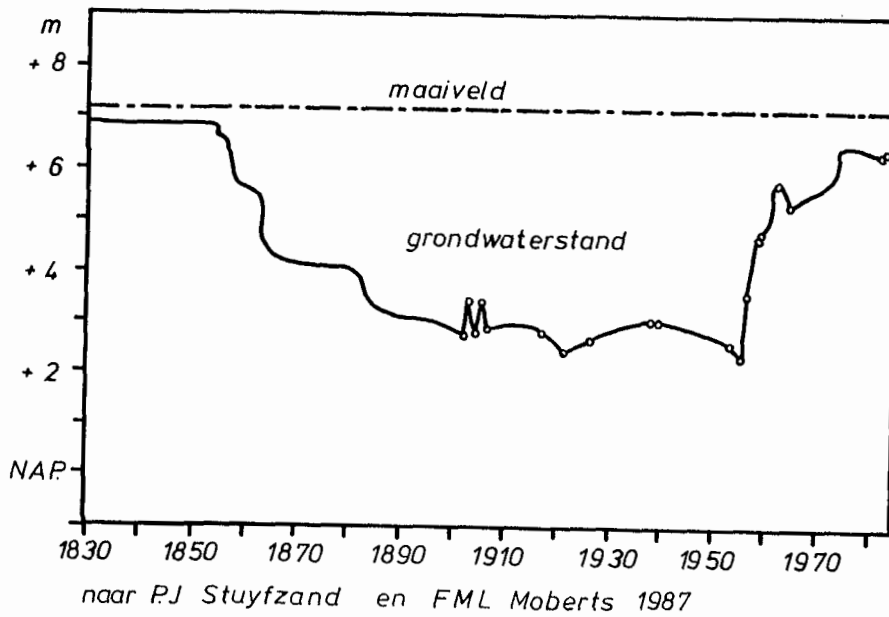
Foto 1. Luchtfoto van het Groot Zwartevelde dd. 8 maart 1988 met daarop globaal de ligging van de permanente quadraten. (Foto: G. Baeyens).

### 3. Methode

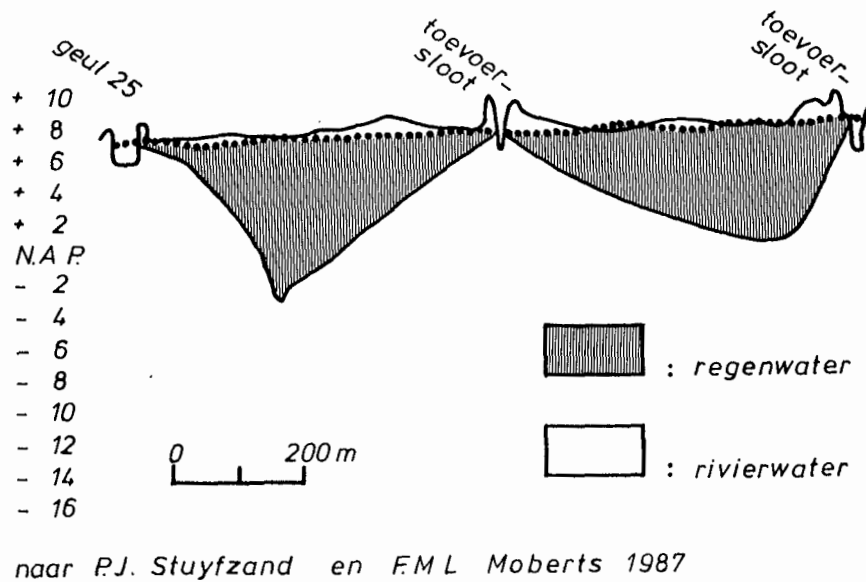
#### 3.1 Hydrologisch onderzoek

Dwars door de gemaaide vlakte is een puttenreeks geïnstalleerd (fig.1) teneinde de grondwaterstanden en -kwaliteit te monitoren. De hydrochemische parameters werden door Stuyfzand en Moberts (1987) op verschillende filterdiepten gemeten. Omdat de resultaten van dit onderzoek reeds eerder werden gepubliceerd zullen in dit artikel slechts de belangrijkste elementen worden aangehaald. Ook voor de toelichting op de analyse- en rekenmethoden verwijzen we verder naar deze publicatie.





**Figuur 2.** De gemiddelde grondwaterstand op het Groot Zwartevelde vanaf 1830 tot en met 1985 (naar Stuyfzand en Moberts 1987).



**Figuur 3.** Dwarsdoorsnede langs een hydrologische raai op het Groot Zwartevelde; de ligging van de raai staat afgebeeld in fig. 1.

### 3.2 PQ-onderzoek

In 1977 zijn door D. Ringelberg-Giesen in het kader van een doktoraalonderzoek 26 opnamen gemaakt (foto 1). In 1985 zijn deze opnamen op het oog teruggezocht en opnieuw beschreven met dezelfde methode, nl. de gewijzigde decimale schaal van Londo (1984). De opnamen zijn indertijd "op het oog" gekozen, in de vochtigste delen van het veld. Daarbij werd van zoveel mogelijk, op het oog onderscheiden, vegetatietypen een opname gemaakt, van 2 m x 2 m. Mossoorten werden niet in percentages geschat; slechts hun aanwezigheid en/of talrijkheid werd genoteerd.

## 4. Resultaten

### 4.1 Hydrologisch onderzoek

De waterstanden van 23-25 april 1985 zijn verwerkt tot een isohypsenkaart (fig.1). Daarbij moet worden opgemerkt dat de seizoensfluctuaties, vooral aan de randen van de gemaaide vlakte, geen natuurlijk verloop hebben. In het centrum is wel van een enigszins natuurlijke oscillatie sprake, van gemiddeld 20 cm boven maaiveld in de winter tot 50 cm onder maaiveld in de zomer. Aan de randen van het Groot Zwartevelde zijn de peilwisselingen in de nabijgelegen infiltratiegeulen sterk van invloed op de grondwaterstand. Uit de isohypsenkaart kan worden afgeleid dat water zich langzaam verplaatst van de infiltratiegeulen naar de Zwanepas.

Stuyfzand & Moberts (1987) brachten een historisch verloop van de grondwaterstand in beeld (fig. 2). De verdroging door grondwateronttrekking en de daarna volgende vernatting door infiltratie is daarin goed herkenbaar. Met het Cl-gehalte als tracer kon bovendien worden vastgesteld dat zich in de loop der jaren een regenwaterlens had gevormd, bovenop het rivierwater (fig.3). De wortelzone wordt dus hoofdzakelijk door regenwater beïnvloed, al zou dat in de droge zomer van 1977 in mindere mate hebben kunnen gelden dan in 1985 (fig.2).

### 4.2 PQ-onderzoek

#### 4.2.1 Ontwikkelingen in de kruidlaag

De resultaten zijn paarsgewijs uitgewerkt, waarbij telkens van éénzelfde permanent vierkant (pq) de opname van 1985 is vergeleken met die van 1977. In tabel 1 zijn enkele opvallende verschillen op een rij gezet.

**Tabel 1.** *Verschillen in soortenrijkdom, bedekking en hoogte van enkele soorten(groepen) in 26 permanente quadraten.*

	1977	1985
Totaal aantal soorten	72	82
Gemiddeld aantal soorten/opname	13,4	16,6
Gemiddeld bedekkings% van Duinriet (n = 15 opnamen)	17,6	0,72
Gemiddelde hoogte (in cm) van		
a) hoge kruidlaag	46,2	44,5
b) lage kruidlaag	11	14,3
Voorkomen (aantal soorten x aantal opnamen) van		
a) grassen (excl.Duinriet)	86	126
b) freatofyten (vgl.Londo 1988: typen W F V D K)	125	179
d) rozetplanten	73	97

Uit tabel 1 blijkt dat de totale soortenrijkdom enigszins is toegenomen, o.m. door de hogere vertegenwoordiging van grassoorten en vochtminnende planten. Het hoger opschietende Duinriet ging door het maaibeheer sterk achteruit; door een verminderde lichtconcurrentie konden de rozetplanten en/of lage kruiden in aantal toenemen.

Ook wat bedekkingspercentages betreft deden zich veranderingen voor: in 1977 kwam het relatief veel minder vaak voor dat een soort 1-5 % bedekte. Wel werden toen juist vaak heel lage (< 1%) en veel hogere (> 5%) scores toegekend.

In tabel 2 zijn de resultaten per soortengroep (van der Meijden, 1983) uitgewerkt. In beide jaren is geteld in hoeveel opnamen een soort uit één soortengroep werd gezien. Deze aantallen werden voor alle soorten van één soortengroep gesommeerd, waardoor het aantal waarnemingen in de kolommen beduidend hoger kan zijn dan het totaal aantal pq's (n=26). Het aantal soorten staat tussen haakjes vermeld.

**Tabel 2.** Aantal maal dat soorten uit een bepaalde soortengroep voorkomen in een opname in 1977 en 1985 gerangschikt naar soortengroepen (aantal soorten tussen haakjes). Soortengroepen volgens van der Meijden e.a. (1983).

	1977	1985
Groep 1: soorten van akkers en droge ruigten	18 (3)	33 (6)
Groep 2: soorten van gestoorde plaatsen of open, vochtige tot natte, humusarme grond	73 (16)	67 (18)
Subgroep 2: pioniersoorten van matig voedselarme, vochtige grond	11 (4)	1 (1)
Groep 4: soorten van zoete wateren en oevers (soorten van voedselrijke wateren en oevers; soorten van natte ruigten)	14 (8)	53 (14)
Groep 5: soorten van voedselrijke graslanden op vochtige tot natte grond	43 (11)	69 (8)
Groep 6: soorten van droge graslanden	76 (11)	78 (11)
Groep 7: soorten van heiden, venen, schraallanden en kalkmoerassen	40 (9)	60 (11)
Groep 8: soorten van kaalslagen, zomen en struwelen	54 (7)	52 (7)
Groep 9: soorten van bossen	5 (4)	8 (5)

In het algemeen zijn grote veranderingen opgetreden, behalve voor de groepen 6, 8 en 9. In groep 2 is een aantalsafname merkbaar, grotendeels veroorzaakt door het verdwijnen van enkele pioniersoorten zoals Strandduizendguldenkruid (*Centaureum littorale*), Waterpunge (*Samolus valerandi*), Sierlijke vetmuur (*Sagina nodosa*) en Dwergbies (*Scirpus setaceus*). Een duidelijke toename treedt op in de groepen 4 en 1, zowel wat betreft het aantal soorten als wat betreft het aantal opnamen waarin deze werden aangetroffen. Vooral de Akkerdistel (*Cirsium arvense*) breidde zich uit terwijl Heermoes (*Equisetum arvense*) en Akkermelkdistel (*Sonchus arvensis* arv.) zich in groten getale vestigden. In groep 4 verschenen als nieuwkomers o.a. Grote waterweegbree (*Alisma plantago-aquatica*), Pluimzegge (*Carex paniculata*), Hoge cyperzegge (*Carex pseudocyperus*), Holpijp (*Equisetum fluviatile*), Riet (*Phragmites australis*), Ruwe bies (*Scirpus lacustris*), Kattestaart (*Lythrum salicaria*) en Bittere wilg (*Salix purpurea*). De toename in groep 5 werd vooral veroorzaakt door de uitbreiding van een aantal grassen: Reukgras (*Anthoxantum odoratum*), Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*) en Veldbeemdgras (*Poa pratensis*).

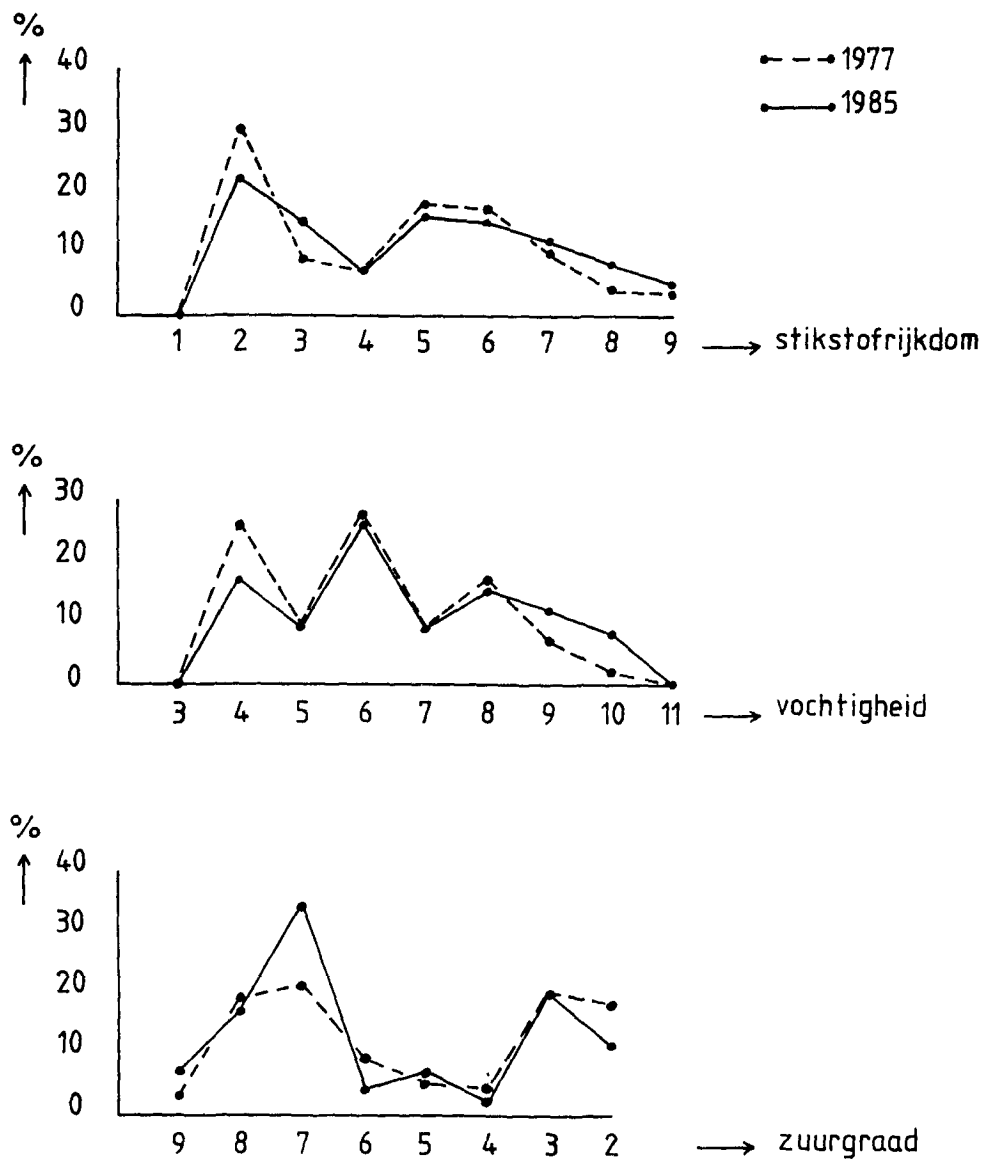
De toename van ruigtekruiden (groepen 4 en 1), zou naar verwachting kunnen samengaan met een toename van stikstofminnende soorten. Daarom is nagegaan hoe de ontwikkelingen in verband kunnen worden gebracht met de aan de plantesoorten toegekende stikstofindicatiewaarden volgens Ellenberg (1979). In fig. 4a is een vergelijking gemaakt tussen de twee beschouwde perioden.

Kijken we naar de procentuele verdeling van de soorten over de stikstofklassen van Ellenberg dan blijkt er niet zoveel gewijzigd te zijn. De afname in de klasse  $N = 2$  is nagenoeg geheel toe te schrijven aan het verdwijnen van Zomprus (*Juncus articulatus*). De toename in de klassen  $N = 7$  t/m 9 komt door de uitbreiding van Akkerdistel, Wolfspoot (*Lycopus europaeus*), Witte klaver (*Trifolium repens*), Watermunt (*Mentha aquatica*) en Grote lisdodde (*Typha latifolia*). Het betreft dan meestal een uitbreiding van de betreffende soort over meer opnamen, terwijl de bedekking van die soort binnen de opname soms afneemt. Het lijkt alsof de vochtige terreindelen als geheel dus ruiger worden, terwijl de opnamen zelf verschaald kunnen zijn.

In fig. 5 is op de x-as het gewogen gemiddelde N-getal [som (N-getal x bedekking): som bedekkingen] van de opnamen in 1977 uitgezet. Op de y-as is voor diezelfde opname de in 1985 opgetreden afwijking genoteerd. Duidelijk blijkt dat zowel toe- als afnamen zijn genoteerd, doch een negatieve correlatie wijst op een nivelleringsproces. Opnamen die op basis van Ellenberg in 1977 als "schraal" konden worden aangeduid (N-getal = 1 à 2), blijken verrijkt te zijn, terwijl de voorheen "rijke" opnamen (N-getal = 6 à 7) nu een geringere voedselrijkdom vertonen. De "schrale" opnamen zijn in 1985 vergrast met biezen, Gestreepte witbol, Zandzegge (*Carex arenaria*) (droge opnamen) of Waterbies (*Eleocharis palustris palustris*) (natte standplaatsen). De "rijke" opnamen blijken verschaald door de verminderde bedekking van Akkerdistel, Duinriet, Krulzuring (*Rumex crispus*) en Grote lisdodde. In de meeste opnamen treedt slechts een geringe verandering op: waar Duinriet in bedekking afneemt, schuiven soorten als Hondsdraf (*Glechoma hederacea*) of Watermunt naar binnen. De opname blijft dan gemiddeld eenzelfde N-belasting indiceren.

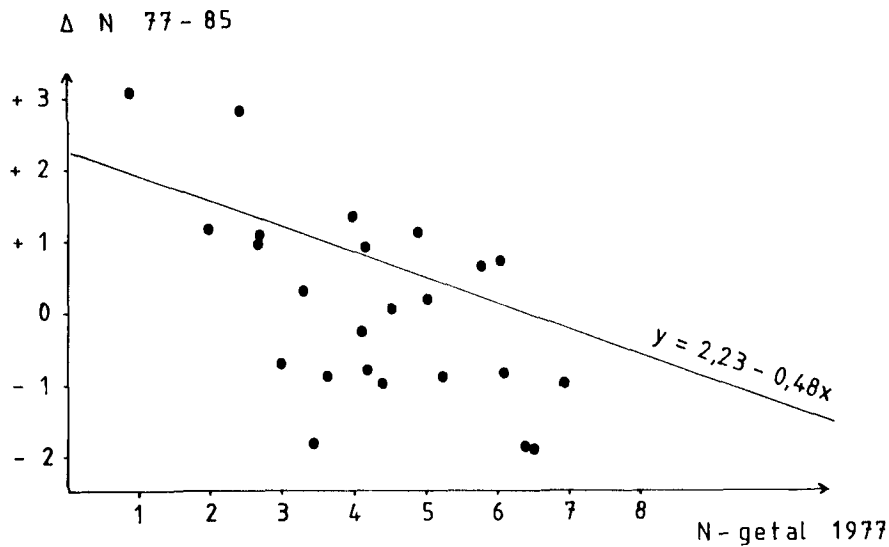
Ellenberg (1979) geeft ook indicatorwaarden voor vochtbehoefte en zuurgraad (tabel 4 en 5). In fig. 4b zijn de procentuele verdelingen van de soorten over de indicatielassen voor vocht grafisch uitgezet voor 1977 en 1985.

Wederom (vergelijk groep 4 in tabel 2) wordt de indruk van vernatting bevestigd: het verdwijnen van 6 soorten uit de groep met vochtgetal = 4 gaat gepaard met een toename in de 3 laatste groepen. Daar de soorten met hogere vochtgetallen voor een belangrijk deel freatofyt zijn (Wolfspoot, Kattestaart, Watermunt, Riet en Grote lisdodde) komt dit resultaat overeen met de in tabel 1 vermelde toename van freatofyten. Daarnaast zijn de veranderingen vooral toe te schrijven aan de uitbreiding van Padderus (*Juncus subnodulosus*) en Zompvergeetmijnietje (*Myosotis laxa*).



**Figuur 4.** a) de procentuele verdeling van soorten over N indicatieklassen (volgens Ellenberg 1979) in 1977 en 1985  
 b) idem over vochtklassen  
 c) idem over zuurgraadklassen

In fig. 4c zijn tenslotte de veranderingen in procentuele verdeling uitgezet voor de soortengroepen behorende bij een bepaalde zuurgraadindicatie volgens Ellenberg (1979). De soorten van neutrale tot basische standplaatsen (Watermunt, Riet, Gewone rolklaver (*Lotus corniculatus*) blijken toe te nemen terwijl de soorten (met name Zandzegge) die gedijen bij een lage pH (klasse 2) zijn afgenomen. Deze soortverschuivingen zouden echter ook zonder meer het gevolg van vernatting kunnen zijn.



**Figuur 5.** Verschil in gewogen gemiddeld N-getal van een opname in 1977 vs. 1985 in relatie tot het gewogen gemiddeld N-getal van diezelfde opname in 1977.

#### 4.2.2 Ontwikkelingen in de moslaag

Door Ringelberg-Giesen (1986) werd reeds de aandacht gevestigd op de ontwikkelingen in de moslaag. Met hulp van A.Masselink en Chr. van der Have (LUW) werden de veranderingen in soortensamenstelling en bedekking in de pq's geanalyseerd. In vergelijking met 1977 werd in 1985 60 maal de vestiging of toename van een soort gezien, terwijl slechts 32 maal een achteruitgang of het verdwijnen van een soort werd vastgesteld. Alle opnamen zijn dus mosrijker geworden, zowel naar bedekking als naar aantal soorten. Deze ontwikkeling kan rechtstreeks samenhangen met de verminderde lichtconcurrentie van de hogere vegetatie.

De verschuivingen die in de samenstelling van de moslaag optraden zijn analoog aan die in de soortengroepen van de hogere planten. In de periode 1977-1985 verdwijnen nl. de typische pioniers zoals Smaragdsteeltje (*Barbula convoluta*), Zilvermos, Oranje korreltjesknikmos (*Bryum gemmiferum*), Pluisjesmos (*Dicranella heteromalla*) en *Riccardia chamedrifolia*. De vochtindicatoren vertonen een sterke opmars; met name Veen-knikmos (*Bryum triquetrum*), Puntmos (*Calliergionella cuspidata*), Gewoon sikkelmoss (*Drepanocladus aduncus*) en verschillende veenmossoorten (o.a. *Sphagnum apiculatum*, *Sphagnum rubellum*, *Sphagnum imbricatum*, *Sphagnum fimbriatum*). Ook de uitbreiding van Groot laddermos (*Pseudoscleropodium purum*) kan met de vernatting in verband worden gebracht.

## 5. Conclusies en discussie

### 5.1 De soortensamenstelling

De soortenrijkdom is uitsluitend in de pq's gemeten; aangezien deze uitsluitend in de vochtige delen van het Groot Zwartevelde zijn geselecteerd, geven zij geen volledig beeld van de ontwikkelingen op het veld als geheel. In algemene zin kan echter wel worden gesteld dat door de combinatie van hydrologisch en maai-beheer de floristische rijkdom op het Groot Zwartevelde is toegenomen. Hoewel een aantal plantesoorten verdwenen is (pioniersoorten), is het totaal aantal soorten toegenomen, voornamelijk door de toename van kruiden en mossen die vochtafhankelijk zijn. Deze ontwikkelingen kunnen als volgt aan abiotische veranderingen of kenmerken worden gerelateerd.

#### 5.1.1 Gevolgen van maaien en afvoeren

Door maaien, en afvoer en van het maaisel, kan een veel grotere hoeveelheid licht tot op de bodem doordringen. Soorten die voorheen in kieming en ontwikkeling werden geremd door lichtconcurrentie, kunnen zich nu wel een groeiplaats verwerven. Het Groot Zwartevelde is veel opener van structuur geworden, hetgeen kan worden afgeleid uit het uitgroeien van de lage kruid- en de moslaag. Ook de wijziging in frequenties van bedekkingscores geeft aan dat er meer ruimte is ontstaan, waardoor zich in de ijlere grasvegetatie ook andere soorten kunnen vestigen (rozetplanten!). De toename van andere grassoorten ten koste van de bedekking door Duinriet kan ook deels door een gewijzigde lichtconcurrentie worden verklaard. Anderszins kan de afname van Duinriet ook wijzen op een afname van het nutriëntenaanbod, doch voor het overige toont de verandering in soortensamenstelling (nog) geen expliciet symptomen van verschraling.

#### 5.1.2 Hydrologisch beheer

Dat de vernatting een stimulans betekende voor vochtminnende soorten, was te verwachten, doch de relatief belangrijke toename van stikstofminnende freatofyten is niet in overeenstemming met de wens om "natuurlijke" schrale, vochtige duingraslanden te regenereren. De toelevering van stikstof via rivierwater mag, ten gevolge van de aanwezige regenwaterlens, bijna als nihil worden beschouwd. Waarom vertoont het Groot Zwartevelde na 15 jaar defosfatering en na 10 jaar maaien nog zoveel elementen van hoge voedselrijkdom? Nog steeds is het veld als geheel een wisselvallig conglomeraat van "tegenstrijdige" soorten(groepen). Ruigtekruiden en Duizendguldenkruid staan er gemengd door elkaar; Addertong (*Ophioglossum vulgatum*) naast Akkerdistel, Bevertjes (*Briza media*) nabij Krulzuring. Het antwoord ligt wellicht opgesloten in de toelevering van nutriënten (N en P) via de bodem terwijl door neerslag zowel als door gedefosfateerd rivierwater een overmaat aan stikstof beschikbaar is (Ehrenburg, in voorbereiding).



### 5.1.3 Nutriëntgehalte in de bodem

In het gedeelte ten noorden van de weg (fig. 1) liggen enkele oude akkers met een 40-60 cm dikke humuslaag in de bovenkant van het profiel (Vos 1984). Plaatselijk werd zelfs de term "beekeerdgrond" gebruikt, die enigszins recht doet aan de historische naam "Swarteveldt", reeds in de 17e eeuw als zodanig in gebruik. Mogelijk zijn er in die oudere, humeuze lagen nog relatief veel P-verbindingen aanwezig, zodat nog steeds fosfaten worden nageleverd. In combinatie met de overmaat aan stikstof zou nog heden ten dage een verhoogde nutriëntopname door de plantewortels plaats kunnen vinden. Globaal kan men uit fig.1 afleiden dat een waterpartikel van de rand van het Groot Zwarteveld naar de Zwanepas in het midden beweegt, ook wanneer dit partikel van origine afkomstig is uit neerslag. Gesteld dat een (geringe) horizontale stroombaan wordt afgelegd, bestaat de mogelijkheid dat "schone" waterdruppels (arm aan P doch rijk aan N), tijdens bodempassage voedselrijker worden. De pq's in de westelijke akkers (voorground in foto 1) vertonen in elk geval een haast onstuitbare kolonisatie door Riet. Uit onderzoek elders (aangehaald in o.a. Londo 1988) is gebleken dat de opnamecapaciteit van plantewortels bovendien sterk kan toenemen bij horizontale waterstromingen. Indien er sprake zou zijn van a) een horizontale stroombaan die b) verloopt via voedselrijke bodemlagen, dan zouden de ontwikkelingen in sommige pq's misschien beter te begrijpen zijn. In 1985 zijn reeds twee meetraaien ingesteld om de hiervoor genoemde hypothese nader te toetsen. Langs deze raaien zijn 800 quadraten opgenomen en zijn de verschillen in humeus profiel op een redelijk gedetailleerde wijze beschreven. De analyse van de destijds opgenomen quadraten en de herhaling van deze opnamen zijn wegens gebrek aan mogelijkheden nog niet ter hand genomen.

### 5.1.4 Neerslagkwaliteit: vermesting en verzuring

Zoals reeds gesuggereerd kan de toename van ruigtekruiden wellicht ook te maken hebben met de verslechterde neerslagkwaliteit. In het algemeen lijken vermestingseffecten niet uitgesloten, wanneer men de veranderingen in plantengroei in de gehele Amsterdamse Waterleidingduinen bekijkt (Mourik 1989). Hoewel ten behoeve van dit onderzoek deze aspecten niet verder zijn uitgediept, willen we ze toch niet ongenoemd laten. Ook aan eventuele verzuringsverschijnselen is, in dit relatief sterk ontkalkte gebied, gedacht. Uit paddestoeleninventarisaties (Becker 1986, 1987, 1988 en 1989) bleek in elk geval dat meerdere soorten indicatief zijn voor zure of venige zandgronden. Het Vuurzwammetje (*Hygrocybe miniata*), de Verblekende knotszwam (*Clavulinopsis luteo-alba*), het Adonisklokje (*Mycena adonis*) en verscheidene soorten "zuurminnende" wasplaten zijn op het Groot Zwarteveld algemeen verbreid. Ook de spectaculaire vestiging en uitbreiding van meerdere veenmossoorten zou op een, althans oppervlakkige, bodemverzuring kunnen duiden. De ontwikkelingen bij de hogere planten spreken dit beeld tegen. Volgens de waarden van Ellenberg lijkt de kalkhoudende bodem voor de dieper wortelende hogere planten nog een buffer te bieden.

## 5.2 Successie: verwacht of niet?

Voor de vochtige delen kan men nagaan in hoeverre een vegetatie-ontwikkeling is terug te vinden zoals geschetst door Doing (1988) voor de vochtige landschapstypen (gekenmerkt onder de legenda-eenheid E). Doing schetst een globale opeenvolging van het type E<sub>0</sub> en E<sub>1</sub> (een pioniersituatie, meestal een open vegetatie in basisch milieu) tot en met het type E<sub>5</sub> (een grazig en vooral mossig eindstadium met oppervlakkige veenvorming in sterk verzuurd milieu). Vergelijken we de voor E typerende soortenlijsten met de situaties in 1977 en in 1985 dan zien we dat de vertegenwoordigers van de typen E<sub>0</sub> en E<sub>1</sub> verdwijnen (Strandduizendguldenkruid, Sierlijke vetmuur, Greppelrus (*Juncus bufonius*) en Dwergbies) terwijl zich slechts lokaal enkele indicatoren voor het kruidenrijke type E<sub>2</sub> vestigen (bijv.- Parnassia (*Parnassia palustris*) en Duinrus (*Juncus alpino-articulatus*). In de meeste opnamen zien we alleen algemene soorten zich uitbreiden en/of vestigen (Watermunt, Padderus, Riet en Puntmos), waardoor zich een relatief soortenarme vegetatie ontwikkeld (type E<sub>3</sub>). In de oude akkertjes is een ontwikkeling te zien van type E<sub>5</sub> met veenmossen, Kamvaren (*Dryopteris cristata*) en Koningsvaren (*Osmunda regalis*). In een snel verzurend milieu worden de typen E<sub>2</sub> en E<sub>4</sub> a.h.w. "overgeslagen", hetgeen niet geheel overeenkomt met de successie in een ongestoorde, niet door de mens beïnvloede duinvallei.

## 6. Aanbevelingen

### 6.1 Aanbevelingen voor beheer

Continuering van het maaibeheer is zeker aan te bevelen, met dien verstande dat men de reeds sterk verschaalde droge delen volgens een tweejarig regime maait, en de vochtige, rijkere delen vooralsnog jaarlijks (Beheersplan Amsterdamse Waterleidingduinen 1990-2000). Het tijdstip waarop wordt gemaaid staat binnen Gemeente-Waterleidingen Amsterdam nog ter discussie: omwille van de broedvogels is nl. in 1985 nog gekozen voor maaien na de zomer doch op vegetatiekundige gronden zou plaatselijk maaien in eind juni te prefereren zijn, terwijl het tegengaan van de verrieting een maaibeurt vroeg in het voorjaar zou vereisen. Indien zou worden overgeschakeld op twee maal per jaar maaien in de ruigere, vochtige delen, zou de tweede maaibeurt kunnen worden gepland in de tweede helft van september. Vooraleer echter het maaibeheer in detail ter discussie te stellen, is een toetsend onderzoek (zoals bijv. aangekondigd in 5.4) absoluut vereist.

Daarnaast dient het hydrologisch beheer voorlopig gericht te zijn op het behoud van een regenwaterlens en op een vermindering van de onnatuurlijkheid in de hydrologische dynamiek. Het Oeco-Hydrologisch Onderzoek dat sinds 1989 door Gemeente-Waterleidingen Amsterdam werd geëntameerd zal mogelijk tot verdergaande waterbeheersingsmaatregelen leiden.

## 6.2 Aanbevelingen voor onderzoek

Op micro-schaal dient meer bekend te zijn over waterstromingen en stroomsnelheden, teneinde de lokale verschillen in nutriëntenbelasting te kunnen opsporen. De gegevens van bodemonderzoek moeten nauwkeuriger aan het vegetatie-onderzoek worden gekoppeld. Eén en ander kan geschieden d.m.v. het in 5.4 reeds genoemde transsektonderzoek. Daarnaast is bijv. een door de Plantenwerkgroep in 1976 verrichte plagproef (Mourik 1976) nooit geëvalueerd, terwijl een vergelijking van de karteringen door Schadé (1986) en Ehrenburg (in voorbereiding) ongetwijfeld ook additionele informatie zal verstrekken. Een dieper onderzoek is nodig omdat uit de hier gepresenteerde gegevens nog geen afdoende verklaring kan worden geformuleerd waarom het Groot Zwarteveld (nog) niet tot een evenwichtige, natuurlijke natte duinvallei is geëvolueerd. Waarschijnlijk zal afronding van het voorgenomen onderzoek wèl leiden tot de definiëring van enkele stuurvariabelen die voor het natuurbeheer goed hanteerbaar zijn.

## 7. Literatuur

- Becker, A.G. (1985, 1986, 1987, 1988) *Paddestoeleninventarisaties op het Groot Zwarteveld*. Interne rapporten GW Amsterdam.
- Doing, H. (1988) *Landschapsoecologie van de Nederlandse kust*. Stichting Duinbehoud Leiden.
- Ellenberg, E. (1979) *Zeigerwerte der Gefaszpflanzen Mittel-Europas*. Verlag Erich Goltze Göttingen.
- Londo, G. (1984) The decimal scale for relevés of permanent quadrats - In: R.Knapp (Ed.) *Handbook of vegetation science 4. Sampling methods and taxon analysis in vegetation science*. pp.45- 49. Junk Publ. the Hague
- Londo, G. (1988) *Nederlandse freatofyten*. Pudoc Wageningen.
- Meijden, R. van der, E.J.M. Arnolds, F. Adema, E.J. Weeda & C.L. Plate (1983) *Standaardlijst van de Nederlandse Flora*. Leiden.
- Mourik, J. jr. (Ed.) (1977) *Verslag 1976 van de Plantenwerkgroep Amsterdamse Waterleidingduinen*. Intern rapport GW Amsterdam.
- Mourik, J. jr. (Ed.) (1989) *Botanische inventarisatie van de AWD 1976-1986 door de Plantenwerkgroep Amsterdamse Waterleidingduinen*. Uitgave Gemeentewaterleidingen Amsterdam.
- Mourik, J. jr. & G. Londo (1986) Vestiging van bijzondere plantesoorten in het infiltratiegebied van de Amsterdamse Waterleidingduinen. *Gorteria* 13: 3-11.
- Ringelberg-Giesen, D. (1986) *Een vergelijkend vegetatiekundig onderzoek in het Groot Zwarteveld 1977/1985*. Uitgave Gemeentewaterleidingen Amsterdam.
- Schadé, E. (1986) *Beschrijvingen van de floristische rijkdom van het Groot Zwarteveld*. Uitgave Gemeentewaterleidingen Amsterdam.
- Stuyfzand, P.J. & F.M.L. Moberts (1987) *Hydrochemie en hydrologie van drie soorten (ver)nat duinterrein langs Holland's kust*. KIWA-rapport SWE 86-006.
- Vos, G.A. (1984) *Kartering Duinwaterwinplaats Gemeente Amsterdam*. STIBOKA-rapport nr. 1782. Wageningen.

# Plagexperimenten in een kalkrijke, vochtige duinvallei

Q.L. Slings

*N.V. PWN Waterleidingbedrijf Noord-Holland, Postbus 5, 2060 BA Bloemendaal*

## Samenvatting

*Het Reggers Sandervlak is een uitblazingsvallei in het Noordhollands Duinreservaat. Door verdroging in de zeventiger jaren en de daaropvolgende stijging van de grondwaterstand is de begroeiing verruigd. Plagexperimenten zijn uitgevoerd om het effect van deze maatregel te kunnen beoordelen.*

*Van twee plagproeven, resp. uitgevoerd in 1976 en 1985, wordt de ontwikkeling in soortensamenstelling en bedekking van de vegetatie beschreven. Deze vertoont in beide proeven sterke overeenkomst: na een 'dwergbiezenstadium' komt spoedig de Knopbies tot dominantie en blijft dat langdurig. Een aantal bedreigde soorten van vochtige duinvalleien vestigt zich. Het totaal aantal soorten bedraagt minstens het dubbele van dat in de verruigde uitgangssituatie.*

*In de beschreven situatie is plagen dus een goede beheersmaatregel.*

## 1. Inleiding

In het Noordhollands Duinreservaat - een 5000 ha groot duingebied tussen Wijk aan Zee en Bergen - komen nog enkele goed ontwikkelde vochtige duinvalleien voor. Het Reggers Sandervlak behoort vegetatiekundig en floristisch tot de meest waardevolle vochtige duinvalleien van dit gebied. Dit vlak omvat twee aan elkaar grenzende door paraboolduinen omgeven valleien. De westgrens wordt gevormd door de zeereep.

Sinds de tweede helft van de vorige eeuw zou het grondwater hier slechts licht (20 - 50 cm) gedaald zijn (Bakker *et al.* 1981). In de eerste helft van deze eeuw werd hier drie tot vier keer zoveel natuurlijk grondwater gewonnen als in de tweede helft. In de periode 1957 - 1961 is daardoor het grondwater in dit gebied sterk gestegen. In de droge zeventiger jaren daalde de grondwaterstand, mede door de extreme winning in het zeer droge jaar 1976, weer flink. In de natte tachtiger jaren herstelde de grondwaterstand zich weer tot het niveau van de zestiger jaren.

Door de grote wisselingen in de grondwaterstand verruigde de begroeiing in het Reggers Sandervlak. Om het verdwijnen van de in deze valleien groeiende bedreigde soorten te voorkomen (Refugiumbeheer, zie Louman & Slings, deze bundel) stelden Slings en de Vries (1977) voor, op grond van hun studie van de vegetatie ter plekke, de beheersmaatregelen maaien en plagen toe te passen. De beheerder van het gebied, het Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland, gaf direct uitvoering aan dit advies. Nog in 1976 werd een stuk sterk verruigde begroeiing met een afmeting van 10 x 10 m handmatig afgeplagd. In het najaar van 1985 werd een tweede stuk van soortgelijke afmetingen afgeplagd.



**Foto 1.** *De bodem wordt met de hand tot op het schone zand geplagd (Foto: N.V. PWN).*



**Foto 2.** *Aspect van het in 1985 geplagde proefvlak in de derde winter na plaggen (Foto: N.V. PWN).*

## 2. Methode

Van de eerste plagproef, plag76 genaamd, is de oorspronkelijke begroeiing niet ter plekke van de proef zelf beschreven. Wel is het vegetatietype bekend uit de vegetatiekartering van Slings en de Vries (1977). Deze auteurs geven ter documentatie van dit type drie vegetatieopnamen uit de periode mei - juni 1976. De opnamen hadden afmetingen van 2 x 2 m. De bedekking werd geschat met een dertiendelige schaal; een modificatie van de oorspronkelijke vijfdelige bedekkingsschaal van Braun-Blanquet. Door middelen en omrekenen naar de later gebruikte tiendelige schaal (Kruijssen 1983) werd toch een beeld van de oorspronkelijke begroeiing verkregen dat als vergelijkingsbasis kan dienen (tabel 1).

De eerste opname na het afplaggen vond in augustus 1982 plaats (Pruijt 1984). De afmetingen van de opname waren 2 x 2 m. Alle latere opnamen van deze plagproef werden door de auteur verricht. Hierbij werd telkens de soortensamenstelling en de bedekking van de gehele oppervlakte van de plagproef beschreven. De opnamen vonden steeds in de maanden augustus of september plaats. Hierbij werd de bovengenoemde tiendelige schaal gebruikt.

Het tweede plagexperiment (plag85) werd uitgevoerd om de voorspelbaarheid van de vegetatieontwikkeling te kunnen toetsen. Tevens gaf dit de gelegenheid de ontwikkeling gedurende de eerste jaren na afplaggen te kunnen volgen.

In een vergelijkbare vegetatie werd een stuk van ongeveer 10 x 10 m voorzichtig met de hand afgeplagd tot op het schone zand. Zorgvuldig werd er voor gezorgd dat er vrijwel geen organisch materiaal meer overbleef. Aan één zijde werd een flank van een aangrenzend duintje gedeeltelijk meegeplagd om in natte jaren de noodzakelijke 'pendelruimte' te bieden.

De oorspronkelijke vegetatie werd in het najaar van 1985 door de auteur beschreven (tabel 2). Hierbij werd gelet op de gehele te plaggen oppervlakte. In de jaren 1986 - 1990 werd steeds dezelfde methode gebruikt als bij de eerste plagproef.

Voor beide plagplekken geldt dat in jaren met een ongeveer normale hoeveelheid neerslag de bodem gedurende de zomer en het najaar steeds vochtig aanvoelt. Alleen in natte winters staan beide plagproeven deels onder water (foto 2). De gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (berekend over een periode van 8 jaar) bedraagt in een tussen beide plagplekken inliggende grondwaterbuis 60 cm onder maaiveld. Het verschil tussen deze en de gemiddelde laagste grondwaterstand bedraagt hier 33 cm. De plagproeven zijn niet ingemeten ten opzichte van deze buis. Naar schatting bedraagt de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand van beide plagplekken ongeveer 30 à 40 cm onder het maaiveld. Plag85 is vochtiger dan plag76, maar het verschil is gering.

### 3. Resultaten

In de tabellen 1 en 2 worden de beschikbare gegevens gepresenteerd. De overeenkomst tussen de vegetaties voorafgaand aan het plaggen is groot. De dominante soorten zijn gelijk. Ook de soorten-samenstelling is globaal dezelfde. De verschillen kunnen mede te danken zijn aan het verschil in opnameoppervlak en aan het zeer droge jaar 1976. Vegetatiekundig kunnen beide opnamen tot het Hippophao-Ligustretum (Eupatorium-subassociatie) gerekend worden (Westhoff & Den Held 1969).

De ontwikkeling van de vegetatie na het plaggen wordt gekenmerkt door vestiging van tot het Dwergbiezenverbond behorende soorten, zoals Greppelrus (*Juncus bufonius*), Strandduizendguldenkruid (*Centaureum littorale*), Slanke gentiaan (*Gentianella amarella*) en Dwergbies (*Scirpus setaceus*). Bijna gelijktijdig vestigen zich ook al soorten die in het Knopbiesverbond thuis horen, zoals Duindwergzegge (*Carex oederi*), Veenvedermos (*Fissidens adianthoides*), Moerasvorkje (*Riccardia spec.*) en - al in het derde groeiseizoen - Knopbies (*Schoenus nigricans*). Algemene begeleiders zijn Kruipwilg (*Salix repens*), Zomprus (*Juncus articulatus*), Waternavel (*Hydrocotyle vulgaris*) en Duinriet (*Calamagrostis epigejos*). Soorten die waarschijnlijk enigszins op de versterking door het plaggen reageren zijn Kruipend struisgras (*Agrostis stolonifera*), Veldbeemdgras (*Poa pratensis*), Leverkruid (*Eupatorium cannabinum*), Tormentil (*Potentilla erecta*) en Zilverschoon (*P. anserina*). Akkerdistel (*Cirsium arvense*) groeit op de tijdens het plaggen afgestoken wortels en andere organische resten. Riet (*Phragmites australis*) groeit in een dwergvorm, terwijl deze soort in de uitgangssituatie een normale habitus had.

De belangrijkste ontwikkeling in de latere jaren is het tot dominantie komen van Knopbies. Tot de soorten van dit latere stadium kunnen Blauwe zegge (*Carex panicea*), Drienerfzegge (*C. trinervis*), Tandjesgras (*Danthonia decumbens*), Verfbrem (*Genista tinctoria*), Brunel (*Prunella vulgaris*) en wellicht Akkermelkdistel (*Sonchus arvensis*) en Groot laddermos (*Pseudoscleropodium purum*) gerekend worden. Dit zijn over het geheel genomen soorten van wat humeuze, zuurdere milieus. Naast Knopbies zijn verder alleen Zeegroene zegge (*Carex flacca*) en Akkermelkdistel in bedekking toegenomen.

Soorten die in het latere stadium juist zijn afgenomen zijn Duindwergzegge, Strandduizendguldenkruid en Zomprus. Wellicht geldt dit laatste ook voor Slanke gentiaan, Watermunt (*Mentha aquatica*) en Dauwbraam (*Rubus caesius*). Waarschijnlijk is hier sprake van verdringing door de zeer vitale en dichte knopbiesbegroeiing.

Vergeleken met de oorspronkelijke begroeiing is het soortental van beide plagproeven sterk toegenomen (minstens verdubbeld). Van de jongste plagproef lijkt het aantal soorten nog steeds toe te nemen. Dat van de plagproef uit 1976 lijkt redelijk stabiel. De grotere soortenrijkdom van plag85 wordt veroorzaakt door de droge 'pendelzone'.

**Tabel 1.** Opnamegegevens van de plagproef uit 1976 (Plag76). Voor de streep staat de gereconstrueerde oorspronkelijke vegetatie. Bedekkingscodes volgens de volgende schaal:

1 = bedekking minder dan 5%; t/m 4 exx. in de gehele opname. 2 = idem: 1-2 exx. per m<sup>2</sup>; >4 exx. totaal. 3 = idem: 3-10 exx. per m<sup>2</sup>. 4 = idem: >10 exx. per m<sup>2</sup>. 5 = bedekking 5-12%. 6 = 13-25%. 7 = 26-50%. 8 = 51-75%. 9 = 76-100%. (zie pagina hiernaast)

SOORT	JAAR								
	1976	82	86	87	88	89	90		
<b>Hogere planten</b>									
<i>Agrimonia eupatoria</i>								1	Agrimonie
<i>Betula pubescens</i>	2								Zachte berk
<i>Calamagrostis epigejos</i>	7	4	3	3	3	4	3		Duinriet
<i>Carex arenaria</i>			2	2		2	2		Zandzegge
<i>Carex caryophylla</i>					1				Voorjaarszegge
<i>Carex flacca</i>		5	5	4	5	6	5		Zeegroene zegge
<i>Carex oederi</i>		4	4	4	4	4	3		Duindwergzegge
<i>Carex panicea</i>			2	3		3	2		Blauwe zegge
<i>Carex trinervis</i>			3	5	5	3	2		Drienervige zegge
<i>Centaurium littorale</i>		1		1					Strandduizendguldenkruid
<i>Cerastium fontanum</i>				1					Gewone hoornbloem
<i>Cirsium arvense</i>	2		3	4	3	3	3		Akkerdistel
<i>Cirsium palustre</i>				2	1	1	2		Kale jonker
<i>Crataegus monogyna</i>	1								Eenstijlige meidoorn
<i>Dantonina decumbens</i>			5	2	2	3	4		Tandjesgras
<i>Eleocharis quinqueflora</i>			2	2	1	2			Armbloemige waterbies
<i>Eupatorium cannabinum</i>	2	1	4	3	2	4	3		Leverkruid
<i>Festuca tenuifolia</i>		3	4	4	2	2			Fijn schapegras
<i>Festuca rubra rubra</i>		2	4	4	4	4	3		Rood zwenkgras
<i>Galium verum</i>				1			1		Echt walstro
<i>Genista tinctoria</i>			1	2	1		1		Verfbrem
<i>Gentianella amarella</i>		3	2	2		2	1		Slanke gentiaan
<i>Hippophae rhamnoides</i>	5		2	2	2	3	2		Duindoorn
<i>Holcus lanatus</i>			2	2	1	2	3		Gestreepte witbol
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>		3	5	4	4	4	4		Waternavel
<i>Juncus articulatus</i>		4	6	7	5	4	4		Zomprus
<i>Lathyrus spec</i>	1								Lathyrus spec.
<i>Leontodon saxatilis</i>			2		1				Kleine leeuwetand
<i>Linum catharticum</i>		2							Geelhartje
<i>Lotus corniculatus</i>		2	1	2	3	2	2		Gewone rolklaver
<i>Luzula campestris</i>				2					Gewone veldbies
<i>Mentha aquatica</i>		5	5	4	4	4	4		Watermunt
<i>Phragmites australis</i>	2	1	3	3	3	4	3		Riet
<i>Plantago lanceolata</i>				1			2		Smalle weegbree
<i>Poa pratensis</i>	2			2	2	4			Veldbeemdgras
<i>Polygala vulgaris</i>					1				Gewone vleugeltjesbloem
<i>Potentilla anserina</i>	2	2	2	3	2	3	2		Zilverschoon
<i>Potentilla erecta</i>	2	4	4	4	4	4	4		Tormentil
<i>Prunella vulgaris</i>		2	4	4	4	4	4		Brunel
<i>Rubus caesius</i>	3	4	4	4	3	4	2		Dauwbraam
<i>Scirpus setaceus</i>							1		Dwergbies
<i>Salix repens</i>	7	4	5	4	4	4	5		Kruipwilg
<i>Schoenus nigricans</i>		6	6	7	8	8	8		Knopbies
<i>Sonchus arvensis</i>		1	2	2	2	3	3		Akkermelkdistel
<i>Stellaria media</i>				1					Vogelmuur
<i>Taraxacum sect vulgaria</i>					2				Paardebloem
<i>Taraxacum spec</i>			2	2	2		2		Paardebloem
<i>Veronica officinalis</i>				1					Mannetjesereprijs
<i>Vicia cracca</i>	2								Vogelwikke
<b>Mossen</b>									
<i>Brachythecium rutabulum</i>				2	1				
<i>Bryum capillare</i>				2					
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>				2					
<i>Bryum spec</i>	1								
<i>Calliergonella cuspidata</i>						1			
<i>Fissidens adianthoides</i>				1					
<i>Hypnum cupressiforme</i>	2								
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	2		2	2	4	2	1		
<i>Riccardia spec</i>				2	1				
<b>Totaal aantal soorten</b>	<b>17</b>	<b>21</b>	<b>31</b>	<b>42</b>	<b>35</b>	<b>32</b>	<b>34</b>		



SOORT	JAAR 1985	86	87	88	89	90	
<b>Hogere planten</b>							
<i>Agrimonia eupatoria</i>						1	Agrimonie
<i>Agrostis stolonifera</i>				1	1	2	Fioringras
<i>Aira praecox</i>					4		Vroege haver
<i>Arenaria serpyllifolia</i>			1			2	Zandmuur
<i>Bromus hordeaceus thominei</i>		2?					Zachte dravik
<i>Calamagrostis epigejos</i>	8	2	2	2	4	4	Duinriet
<i>Carex arenaria</i>		4	2	2	3	2	Zandzegge
<i>Carex flacca</i>			2	4	4	4	Zeegroene zegge
<i>Carex oederi</i>			2	5	4	4	Duindwergzegge
<i>Carex trinervis</i>				1			Drienervige zegge
<i>Centaurium littorale</i>		1?	2	2	3	3	Strandduizendguldenkruid
<i>Cerastium fontanum</i>			2	2	1?	2	Gewone hoornbloem
<i>Cerastium semidecandrum</i>				2	1	1	Zandhoornbloem
<i>Chenopodium album</i>						1	Melganzevoet
<i>Cirsium arvense</i>	3	4	3	2	2	3	Akkerdistel
<i>Cirsium palustre</i>					1	1	Kale jonker
<i>Corynephorus canescens</i>			1				Buntgras
<i>Cynoglossum officinale</i>					1	1	Veldhondstong
<i>Eupatorium cannabinum</i>	3	4	2	2	3	4	Leverkruid
<i>Euphrasia stricta</i>	1						Stijve ogentroost
<i>Festuca tenuifolia</i>			2	2	2	3	Fijn schapegras
<i>Festuca rubra rubra</i>	4				2	2	Rood zwenkgras
<i>Galium mollugo</i>	2		2		1		Glad walstro
<i>Galium verum</i>	2				1	1	Echt walstro
<i>Hippophae rhamnoides</i>	7	1	2	2	2	2	Duindoorn
<i>Holcus lanatus</i>	5	1?	2	1	2	3	Gestrepte witbol
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	5	4	4	4	4	4	Waternavel
<i>Juncus articulatus</i>		4	4	5	4	4	Zomprus
<i>Juncus bufonius</i>			1				Greppelrus
<i>Koeleria macrantha</i>					1	1?	Smal fakkelgras
<i>Lotus corniculatus</i>			1	2	2	2	Gewone rolklaver
<i>Luzula campestris</i>					2	2	Gewone veldbies
<i>Mentha aquatica</i>	5	3	3	5	4	4	Watermunt
<i>Phleum arenarium</i>						1	Zanddoddegras
<i>Phragmites australis</i>	4	3	4	3	4	3	Riet
<i>Plantago lanceolata</i>		1					Smalle weegbree
<i>Poa annua</i>					4	2	Straatgras
<i>Poa pratensis</i>			2	2	2	2	Veldbeemdgras
<i>Polygala vulgaris</i>				1	1		Gewone vleugeltjesbloem
<i>Potentilla erecta</i>	3	3	2	1	2	3	Tormentil
<i>Prunella vulgaris</i>			1	3	3	2	Brunel
<i>Ranunculus spec</i>						1	Boterbloem spec.
<i>Rubus caesius</i>		4	4	3	4	4	Dauwbraam
<i>Salix repens</i>	6	4	4	4	4	5	Kruipwilg
<i>Schoenus nigricans</i>				2	3	3	Knopbies
<i>Senecio vulgaris</i>				2			Klein kruiskruid
<i>Sonchus arvensis</i>	1		2	2	2	2	Akkermelkdistel
<i>Stellaria media</i>					2		Vogelmuur
<i>Taraxacum sect erythrosp.</i>				1		2	Duinpaardebloem
<i>Taraxacum sect vulgaria</i>					2		Paardebloem
<i>Thymus pulegioides</i>		2					Grote tijm
<i>Veronica chamaedrys</i>	2						Gewone ereprijs
<i>Veronica officinalis</i>		1	1		2	1	Mannetjesereprijs
<i>Vicia cracca</i>						1	Vogelwikke
<i>Viola hirta</i>	1	2	1		2	1	Ruig viooltje
<b>Mossen</b>							
<i>Bryum capillare</i>						1	
<i>Bryum spec</i>			4	4	4		
<i>Cladonia foliacea</i>						1	
<i>Cladonia furcata</i>					1		
<i>Cladonia ramulosa</i>						1	
<i>Ceratodon purpureus</i>				1	1		
<i>Fissidens adianthoides</i>						1	
<i>Funaria hygrometrica</i>			4				
<i>Hypnum cupressiforme</i>		1	1	1	1		
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	2		1				
<b>Totaal aantal soorten</b>	<b>18</b>	<b>19</b>	<b>32</b>	<b>32</b>	<b>43</b>	<b>46</b>	

## 4. Discussie

Uit de resultaten kan geconcludeerd worden dat plaggen in deze situatie, d.w.z. een verruigde, niet al te natte, kalkrijke zeeduinvallei, een goede beheersmaatregel kan zijn. Een soortenarme, verruigde begroeiing wordt langdurig vervangen door een soortenrijkere, meer natuurlijke vegetatie. De geschetste ontwikkeling over een periode van veertien jaar komt overeen met hetgeen bekend is van de vroege successie in kalkrijke, vochtige duinvalleien. Deze vegetaties en de daarin voorkomende soorten zijn zeldzaam en in hun voortbestaan bedreigd.

Met betrekking tot de duur van het gewenste effect van plaggen in onder invloed van het grondwater staande duinvalleien lijken er verschillen te bestaan tussen het kalkarme Waddendistrict en het kalkrijke Renodunale district. Onderzoek op Terschelling (Kapteyn 1988) wijst uit dat het gewenste effect daar slechts relatief korte tijd (10 - 20 jaar) aanhoudt. De waardevolle pioniersoorten zijn dan weer verdrongen door de soorten van latere successiestadia. De ontwikkeling van de vegetatie van Plag76 geeft tot op heden geen aanleiding om een snelle ontwikkeling naar de oorspronkelijke verruigde begroeiing te veronderstellen. Een eerder plagproefje in het Reggers Sandervlak kan helaas geen uitsluitsel geven. Het jaar van uitvoering is niet bekend ('de zestiger jaren') evenals de uitgangsvegetatie. Bovendien is de oppervlakte zeer klein (2 x 1 m) en is de begroeiing tweemaal gemaaid. In 1969 groeide er het levermos Hol Moerasvorkje (*Riccardia incurvata*) (RIN-dossier). De huidige begroeiing van dit plagplekje is niet verruigd. Er groeien soorten als Tormentil, Brunel, Rond wintergroen (*Pyrola rotundifolia*), Tandjesgras, Knobbies, Zeegroene zegge, Blauwe zegge en Veenvedermos. Voor het maaien was de begroeiing verruigd met Duinriet (*Calamagrostis epigejos*): het plekje werd pas na de eerste maaibeurt herontdekt. Zeer waarschijnlijk zijn de genoemde soorten steeds aanwezig gebleven en heeft het maaien ze alleen weer zichtbaar gemaakt. Deze waarneming vormt een aanwijzing dat het beoogde effect van plaggen in een kalkrijke zeeduinvallei minstens twintig tot dertig jaar gehandhaafd blijft. Over de noodzaak tot maaien in een laat stadium kan, gezien de zeer geringe afmetingen van het plagplekje, geen uitspraak worden gedaan.

Binnen een afstand van enkele tientallen meters van plag76 groeien *Parnassia* (*Parnassia palustris*), Moeraswespenorchis (*Epipactis palustris*), Veldgentiaan (*Gentianella campestris*) en Bonte paardestaart (*Equisetum variegatum*) in grote aantallen. Met uitzondering van de laatste soort (deze sporuleert slechts zelden massaal) produceren deze planten elk jaar ogenschijnlijk voldoende zaad. Toch ontbreken deze soorten in de plagproef. Door in het najaar van 1989 *Parnassia* in één hoek van de plagproef overvloedig uit te zaaien werd getracht de factor bereikbaarheid als mogelijke oorzaak voor deze afwezigheid uit te schakelen. In 1990 werd geen enkel (kiem)plantje van deze soort aangetroffen. Het (kiemings)milieu is dus ongeschikt voor deze soort.

Naast Duinriet vormen Duindoorn (*Hippophae rhamnoides*) en Pijpestrootje (*Molinia caerulea*) in dit milieu potentiële bedreigingen voor de kwetsbare knobbiesvegetaties. Uit de resultaten van de oudste plagproef blijkt dat men de eerste vijftien jaar niet voor verstikking van de begroeiing door deze soorten hoeft te vrezen.

**Tabel 2.** Vegetatieopnamen van de in 1985 uitgevoerde plagproef. Voor de streep staat de vegetatie voor afplaggen. Bedekkingscodes zie tabel 1. (zie pagina hiernaast)

## 5. Literatuur

- Bakker, T.W.M., Klijn, A.J. & van Zadelhoff, F.J. (1981) *Nederlandse kustduinen. Landschapsecologie*. Pudoc, Wageningen.
- Kapteyn, K. (1988) *Effecten van afplaggen in vochtige duinvalleien - op Terschelling in het bijzonder -*. UvA, Amsterdam.
- Kruijssen, B.W.J.M. (1983) *Vegetatiekartering NHD 1982-1984*. Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland, Castricum.
- Pruijt, M.J. (1984) *Vegetatie, waterhuishouding en bodem in twee vochtige duinvalleien in het Noordhollands Duinreservaat*. Doctoraalverslag Vakgroep Oecologie en Oecotoxicologie VU, Amsterdam.
- Slings, Q.L. & de Vries, C.N. (1977) *Vegetatiekartering van het Reggers- en Sandervlak gelegen in het Noordhollands Duinreservaat, ten westen van Egmond-Binnen*. VU, Amsterdam.
- Westhoff, V. & Den Held, A.J. (1969) *Plantengemeenschappen in Nederland*. Thieme & Cie, Zutphen.

# Infiltratiepannen in Meijendel en de slibverwijdering in pan 13

A.C. Hoekstra & H.G.J.M. Van der Hagen  
*N.V. Duinwaterbedrijf Zuid-Holland, Postbus 710, 2501 CS Den Haag*

## Samenvatting

*Dit artikel geeft een schets van de groepen van organismen en de daarmee samenhangende natuurwaarden van infiltratiepannen in Meijendel. Onder een infiltratiepan verstaan wij een ondiepe plas die ontstaan is door bevoeiing met oppervlaktewater en gelegen is in duingebieden langs de zee kust. De pan is kunstmatig tot stand gekomen ten dienste van de waterwinning.*

*De natuurwaarden van de pannen zijn ontleend aan de hand van merendeels door de N.V. Duinwaterbedrijf Zuid-Holland (N.V. DZH) verricht hydrobiologisch onderzoek. Verder wordt gerapporteerd over de bio-restauratieproef van pan 13 en geeft dit artikel een aanzet tot het op elkaar afstemmen van natuurwaarden en waterproductie.*

*Op grond van de eerste resultaten kan slibverwijdering in pan 13 voorlopig als succesvol worden omschreven. Duidelijk is dat:*

- 1. het verwijderen van slib tot een sterke reductie leidt van de hoeveelheid alg;*
- 2. het weghalen van de sliblaag onder de heersende proefomstandigheden geen verslechtering van de teruggewonnen waterkwaliteit tot gevolg heeft;*
- 3. indien Riet aanwezig is als begroeiing langs de infiltratiepan dit vanuit avifaunistische en productietechnische argumenten zoveel mogelijk in stand dient te worden gehouden;*
- 4. wanneer steile taluds (met name aan de passieve oever) aanwezig zijn, aanpassing van de oever aanzienlijke natuurwinst met zich mee kan brengen;*

*De hoeveelheid gevormde biomassa, voornamelijk vastgelegd in draadalgen, was dusdanig hoog dat biobeheersing wordt overwogen.*

*Slibafvoer in andere infiltratiepannen is afhankelijk van de resultaten van deze proef, maar tevens van de belasting van het systeem nadat de panbodem is geschoond. Als de belasting relatief hoog is, zoals in pan 27.2 en 8.4.1 (tabel 1), heeft afvoer van het slib mogelijk een geringe tijd een gunstig effect. Snel zal dan weer een meer eutrofe situatie ontstaan.*

## 1. Inleiding

Rond de eeuwwisseling, ruim vijftig jaar na de start van de waterwinning, overtrof de onttrekking van duinwater het neerslagoverschot. Dit leidde uiteindelijk tot het in sommige winputten oppompen van brak water. Om toch een voldoende hoeveelheid drinkwater te kunnen produceren wordt sinds 1953 rivierwater naar de duinen gebracht.

In Meijendel, het beheersgebied van de N.V. Duinwaterbedrijf Zuid-Holland (N.V. DZH), is gekozen voor een extensieve infiltratieopzet. Langs de aanwezige waterleiding-infrastructuur zijn verdroogde duinvalleien onder water gezet. Het niveau is ongeveer 1 meter hoger dan in de tijd

dat het nog natte duinvalleien waren (vóór 1874). In het streven tot een optimalisering van natuurwaarden in het Zuidhollands duingebied is het duidelijk dat oppervlakte-infiltratie ongewenst is (IODZH 1983; Ruimte en Groen, 1988). Capaciteitsuitbreiding van de drinkwatervoorziening zou dan met andere technieken moeten worden bereikt.

Ondanks deze wensen zal oppervlakte-infiltratie in de nabije toekomst blijven bestaan. De vraag is in hoeverre natuurwaarden van deze produktiemiddelen verhoogd kunnen worden zonder de produktiecapaciteit geweld aan te doen. Het beheer van de pannen is in de eerste plaats gericht op een optimale drinkwaterproduktie. Deze is echter mede afhankelijk van een goed functionerend oecosysteem.

In dit artikel wordt op basis van gegevens uit het verleden, de "bio-inhoud" en de daarmee samenhangende natuurwaarden geschetst. Verder rapporteert het over een pan-restauratie-project en geeft het een aanzet over de afstemming van natuurwaarden en produktie van water op elkaar.

## **2. De infiltratiepan: historische beschouwing**

### **2.1 Onderzoek aan infiltratiepannen**

Bij de aanvang van het infiltreren van oppervlaktewater uit de Lek in Meijndel was het onderzoek naar de kwaliteit van het water beperkt. Het feit dat middels infiltratie het grondwater in de duinen weer op of boven het voormalige niveau werd gebracht (en dus in de contactzone met het maaiveld), werd, ook door biologen, in hoge mate toegejuicht. Vrij kort na de start werden de effecten van het voedselrijke Lekwater duidelijk. Er trad een sterke verruiging op van de vegetatie aan de randen van de infiltratiepannen en kwelgebieden (Van Dijk 1984). In de infiltratiepannen deed zich veelvuldig bloei van algen voor.

Het onderzoek werd geïntensiveerd maar bleef, afgezien van specifieke experimenten, beperkt tot de analyse van de kwaliteit van het geïnfilterde en onttrokken water. De infiltratiepannen werden vrijwel uitsluitend gezien als een produktie-eenheid, waardoor het hydrobiologisch onderzoek in de pannen voornamelijk gericht was op bodemverstoppende organismen zoals kiezelalgen.

Door de overgang van Lek- naar Maaswater in 1975 en een verdergaande voorzuivering is het fosfaatgehalte in het aangevoerde rivierwater met circa 90% verlaagd (Hoekstra & Maiwald 1984). Jaarlijks komt in totaal ongeveer 2250 kg fosfaat in de pannen terecht (Duinwaterleiding 1987). Daarnaast moet rekening worden gehouden met de aanvoer van voedingsstoffen via vogelfaeces. In toenemende mate vormen nutriënten en xenobiotische stoffen via de neerslag een belasting van het duin.

De waterkwaliteitsbewaking breidde zich inmiddels sterk uit. Niet alleen het aantal plaatsen in het duin waar gemeten wordt is toegenomen, ook het aantal parameters dat gemeten wordt is groter geworden. Daarnaast werd het zuiver chemische meetprogramma uitgebreid met hydrobiologische parameters.

**Tabel 1.** *Gegevens met betrekking tot de infiltratiepannen, te weten het oppervlak, jaar van ingebruikname (start), jaar van uitbreiding, periodiciteit van de infiltratie en periodes waarin de pan (incidenteel) werd drooggezet of sterk in peil werd verlaagd al of niet ter mechanische verwijdering van de bodemsliblaag, de hoeveelheid geïnfiltrerd rivierwater, peil ten opzichte van NAP (bewerkt naar Stuyfzand, 1984 en Nooijen, 1983).*

pan nr.	opp. (x1000 m <sup>2</sup> )	start	uitbrei- ding	periodici- teit infiltratie	droog- zetten zonder schoon- maak	droog- zetten met schoon- maak	influx (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> / week)	peil (m t.o.v. NAP)
2.5	7.0	1975	-	A	zomer '79	-	5,3	5
4.1	75	1962	1967	A	-	-	9.50	
4.1.1	35	1965	1967	A	-	-	2	9.00
5.1	9.5	1973	-	A	-	-	1,9	3.75
7.1	12	1965	-	A	-	-	2,3	4.75
8.1	11	1970	-	A	winter 73/74	-	3,1	3.00
8.2	6	1970	-	A	winter 73/74	-	3,8	3.00
8.3	14.5	1970	-	A	zomer 81	-	3,1	2.75
8.4	14	1970	-	A	-	-	11,2	5.00
8.4.1.	5.3	1970	-	A	-	-		
8.4.1.1	3	1970	-	A	-	-		
8.4.2	12.7	1970	-	B	enige keren	enige keren	16,2	9.80
11.1	126	1956	1968	A	-	-	1	4.3
12.1	54	1955	-	A	72/73, 81	-	1,5	4.75
13.1	97.5	1956	1963	A	D	okt '68 t/m jan '69	1,5	3.5
14.1	35	1955	-	A	D	winter 67/68	1,6	4.3
17.1	129	1956	-	A	-	-	1,4	5.25
17.2	8	1956	-	A	-	1964	1,4	4.00
20.1				A	-	-	1,3	4.6
20.1.1	100	1956	1963	A	-	-		3.75
26.1	156	1955	-	A	E	-	1,6	4.5
26.1.1	46	1972	-	A	79/80	-		
27.2	35	1968	-	C	1972	-	3,0	10.0
27.2.1	25	1968	-	C	1972	-		
27.3	46.5	1970	-	C	1972	-	21,0	9.25
28	-	1957	*	A	-	-		

\* in 1965 buiten bedrijf gesteld

A = continu; B = continu tot 1980, alleen 's zomers infiltratie, pan valt 's winters geheel droog; C = 's zomers infiltratie, pan valt 's winters niet geheel droog; D = aug. 1973, aug. en dec. 1979; E = sep. 1971 - maart 1972, maart-april 1976, nov. 1976 - maart 1977, juni 1977, maart 1979 en okt. 1979 - jan. 1980.

Direct na de aanleg van de infiltratiepannen is ook een begin gemaakt met het avifaunistisch onderzoek. De plassen zijn in de loop van de tijd een belangrijk broed- en rustbiotoop voor vele water- en rietvogels geworden (Van Dongen 1974; zie 3.4). De soortensamenstelling heeft in de loop van die periode een ontwikkeling doorgemaakt, die sterk samenhangt met de (broed-)biotopen die ontstaan en teloor gaan als ook met de ontwikkeling in de samenstelling van het voedsel in het water (Baeyens & Vader, deze bundel).

## 2.2 Een kentering

In de loop van de tijd heeft zich op de bodem van de pan een laag slib afgezet. Deze bestaat in de "oude lage pannen" (zie 3.1) voor het grootste deel uit duinvreemd materiaal en voor een kleiner deel uit afbraakmateriaal van in de plas levende organismen. De accumulatie van voornamelijk duinvreemd slib op de bodem van de infiltratieplassen heeft zowel voor- als nadelen. Belangrijk nadeel is, dat de steeds dikker wordende laag slib nutriënten afgeeft aan het bovenstaande water en aan het passerende grondwater ('t Hart 1984). Doorlek van fosfaten is reeds geconstateerd (Stuyfzand 1984). Tegenover deze nadelen lijkt een veelgehoord voordeel te staan: de adsorptiecapaciteit van het slib maakt dat met name micro-verontreinigingen verwijderd zouden kunnen worden. Verder zouden de microbiologische processen in deze slibbodem van groot belang kunnen zijn voor de afbraak van micro-verontreinigingen.

In het verleden is bij diverse duinwaterleidingbedrijven op verschillende wijze met het accumulerende slib op de panbodem omgegaan. In de Amsterdamse Waterleidingduinen en het duingebied in beheer van het Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland zijn gedurende vele jaren bij toerbeurt infiltratiegeulen drooggezet en is het geaccumuleerde slib op de zijkant van de geul geschoven (Glas, *et al.* 1982; Slings & Schekkerman, deze bundel). Dit leidde tot een uitbundige brandnetelgroei langs de geulen. Sedert een tiental jaren is met deze handelwijze gestopt en blijft het slib op de bodem liggen. De Duinwaterleiding van 's-Gravenhage heeft tot voor kort slechts incidenteel enkele infiltratiepannen geschoond (tabel 1). Begeleidend onderzoek naar de effecten van deze schoning is achterwege gebleven.

De vraag is nu of het duinvreemde slib al dan niet verwijderd dient te worden. De verwijdering van het slib zal de pan min of meer in het pionierstadium terugvoeren, waarna de biologische rijkdom kan toenemen, afhankelijk van de kwaliteit van het infiltratiewater en bedrijfsvoering van de pannen. Verder zou de produktiecapaciteit omhoog kunnen gaan.

In Meijndel is nu doelbewust gekozen om uitgebreid onderzoek te verrichten aan de effecten van de verwijdering van bodemslib (in Pan 13) op het hydrologische, chemische, hydro-biologische, floristische en avifaunistische vlak. Deze infiltratiepan kan representatief worden gezien voor andere "oude" infiltratiepannen (zie 3.1). Op grond van de opgedane ervaring kan een verantwoorde beslissing genomen worden over de afvoer van het slib van andere infiltratiepannen.

### 3. De infiltratiepannen als ecosysteem

#### 3.1 Karakterisering van de infiltratiepannen

Een infiltratiepan is een ondiepe plas die ontstaan is door bevloeiing met oppervlaktewater en gelegen is in duingebieden langs de zee kust. De pan is kunstmatig tot stand gekomen ten dienste van de waterwinning. In het duingebied Meijendel worden twee typen van pannen onderscheiden (Hoekstra 1974):

- De "oude lage pannen" zijn lage duinvalleien die onder water zijn gezet zonder veel graafwerk. De oorspronkelijke begroeiing is niet of voor een klein deel verwijderd. De contouren zijn grillig en meestal is de pan daardoor in ongelijke waterruimten verdeeld. De oevers lopen vrij geleidelijk op. In sommige pannen komen eilandjes voor. Gemiddeld is zo'n pan slechts een meter diep. Voorbeelden daarvan vormen de pannen 11.1, 13 en 14.1 (figuur 1).
- De "nieuwe hoge pannen" zijn grotendeels gegraven in hoger gelegen duinvalleien. De oevers verlopen minder grillig en zijn vaak zeer steil. Het water in de pan vormt een eenheid. De oorspronkelijke vegetatie is voor de bevloeiing geheel verwijderd. De bodem kent hier dus een heel andere uitgangsmilieu. De waterdiepte varieert van ca. 2 m tot 6 m. Voorbeelden daarvan zijn de pannen 27.2 en 8.4 (figuur 1).

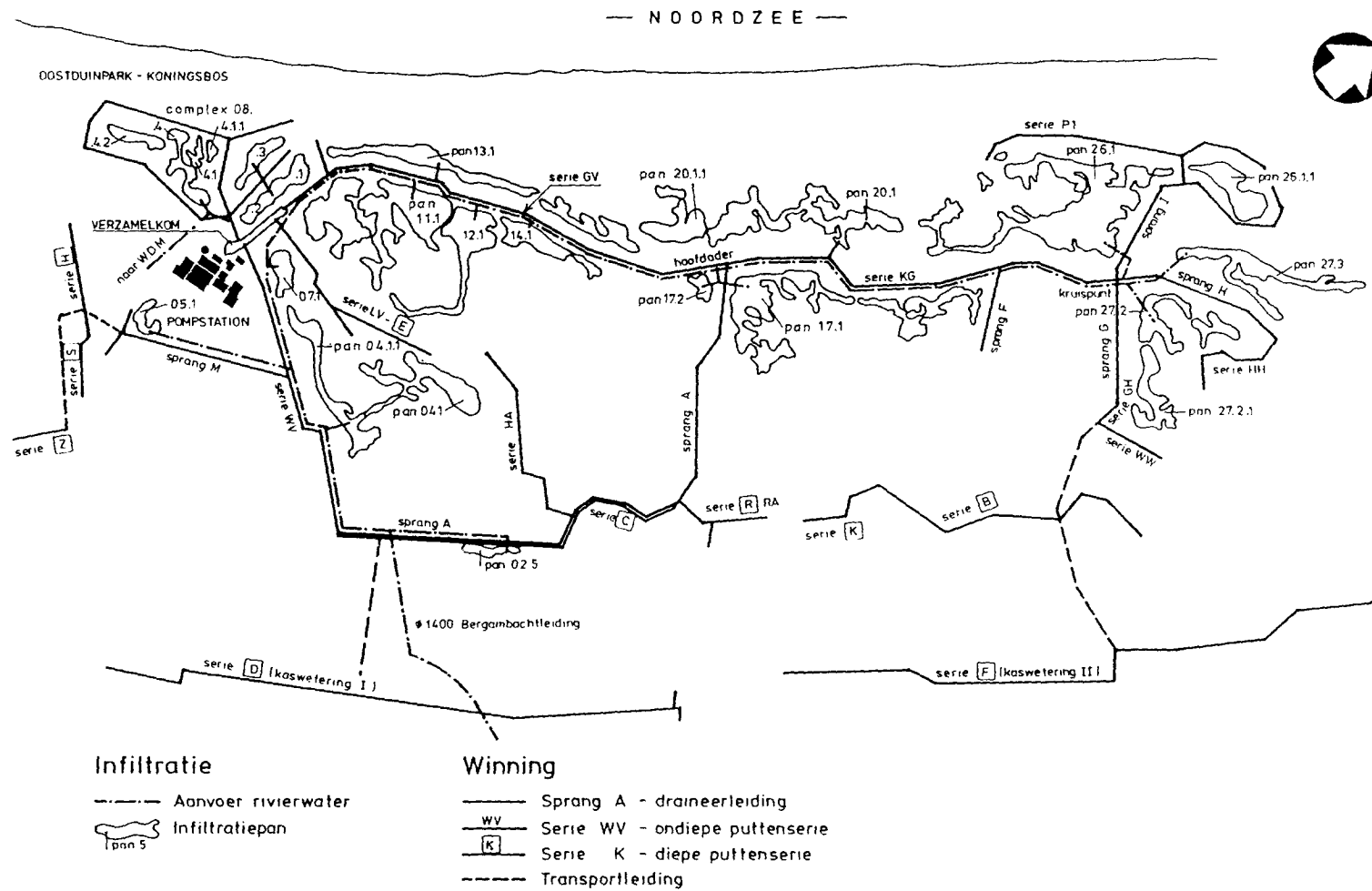
De infiltratiepannen, die een totale oppervlakte van ruim 100 ha innemen, dienen voor de drinkwatervoorziening als productie- en zuiveringseenheid. Ze zijn dusdanig gedimensioneerd dat de gewenste hoeveelheid rivierwater bij een gemiddelde snelheid van ca. 0,5 cm/uur kan infiltreren. Daarbij wordt tevens gebruik gemaakt van het verschijnsel dat "open" water over een zeker waterzuiverend vermogen beschikt. In totaal wordt per jaar ongeveer 50 miljoen m<sup>3</sup> voorgezuiverd rivierwater geïnfiltreerd.

In het kader van de kwaliteitsbewaking kunnen de pannen een bijdrage leveren als biologisch bewakingssysteem. Deze vorm van bewaking is niet strikt noodzakelijk vanuit produktiedoeleinden maar is vooral van hygiënisch/toxicologische betekenis.

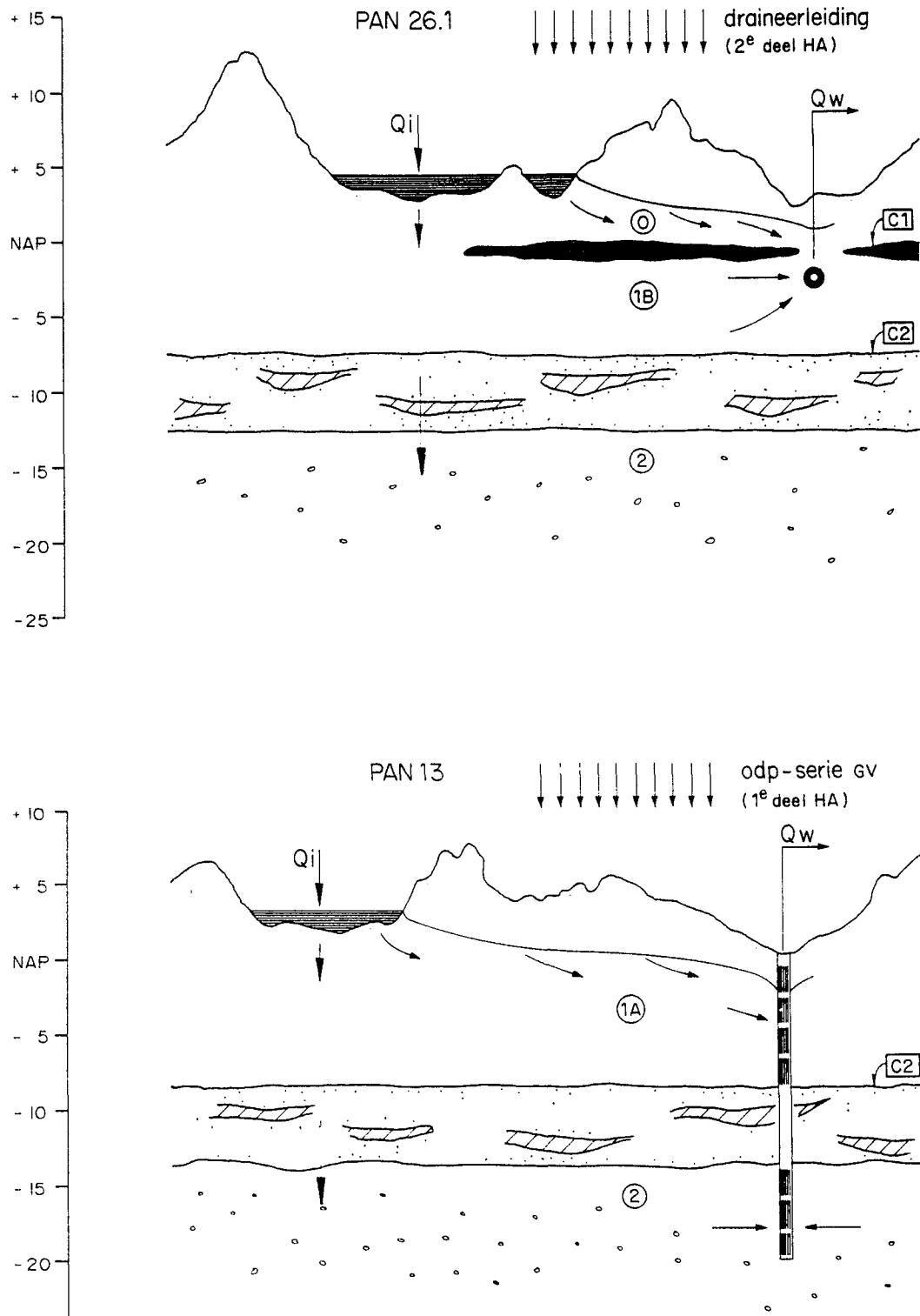
#### 3.2 Fysische en chemische kenmerken

De waterkwaliteit van de pannen wordt uitvoerig beschreven door Stuyfzand (1984). Karakteristiek voor de infiltratiepannen is het zeer geprononceerde seizoensverloop van pH en zuurstof. Dit als gevolg van de fotosynthese door algen in kalk- en voedselrijk (eutroof) water waarbij door verschuiving van het kalk-koolzuur evenwicht (biogene-) ontharding optreedt. Daardoor fluctueert de pH tussen 7 en 10,5 en de zuurstofverzadiging tussen de 60% en 200%.





**Figuur 1.** Overzicht infiltratieplassen in Meijndel.



**Figuur 2.** Een schematische doorsnede van het duin met daarin "oude" laaggelegen (boven) en "nieuwe" hooggelegen (onder) pannen en hun draineermiddelen.

**Tabel 2** *Jaargemiddelden van de concentraties van orthofosfaat, nitraat en ammonium in het infiltratiewater (zomer is april tot en met september; winter is oktober tot en met maart) over de periode 1970 t/m 1985.*

jaar	Ortho-P als P in mg/l		Nitraat als N in mg/l		Ammonium als N in mg/l		N : P Ratio	
	zomer	winter	zomer	winter	zomer	winter	zomer	winter
1970	0,15	0,15	3,1	3,6	0,10	0,71	21	29
1971	0,18	0,17	3,6	4,4	1,21	1,70	27	36
1972	0,19	0,17	4,4	4,9	0,89	1,42	28	37
1973	0,22	,018	3,6	4,5	0,51	1,16	19	31
1974	0,21	0,18	4,3	4,8	0,31	0,59	22	30
1975	0,29	0,29	3,8	4,5	0,03	0,10	13	16
1976	0,15	0,18	3,9	4,9	0,13	0,18	27	28
1977	0,08	0,09	3,4	5,1	0,03	0,21	43	57
1978	0,05	0,06	3,0	3,4	0,04	0,13	61	59
1979	0,05	0,10	2,9	4,4	0,11	0,34	60	47
1980	0,04	0,05	2,9	4,1	0,02	0,03	73	83
1981	0,04	0,05	2,8	3,8	0,01	0,02	70	76
1982	0,04	0,04	2,4	3,4	0,01	0,01	60	85
1983	0,04	0,05	3,0	4,1	0,01	0,01	78	82
1984	0,03	0,06	2,9	3,9	0,02	0,02	97	65
1985	0,03	0,05	3,2	3,9	0,01	0,06	107	79

De hoeveelheid water die infiltreert, en dus ook de inzijsnelheid, is het hoogst in de "actieve" oeverkant, dat wil zeggen het talud waarlangs het water naar de winningsmiddelen stroomt (figuur 2). Via de bodem en de "passieve" oeverkant infiltreert relatief weinig water.

De verblijftijd van het water in de pan neemt toe naarmate het water zich verder van het inlaatpunt af bevindt. De horizontale stroomsnelheid neemt daarnaast in de stroomrichting af. Hierdoor ontstaat er van de inlaat tot het verst gelegen punt een fysische-, chemische- en biologische gradiënt. Deze gradiënt kan geheel verstoord worden als de door biogene ontharding neergeslagen kalk, in combinatie met bepaalde algen, in het voorjaar de doorlatendheid van de bodem vermindert. De productiecapaciteit van de pannen loopt dan tijdelijk terug - er wordt minder water in de pan ingelaten - en daarmee ook de belasting met stoffen via het aangevoerde water (Tuinzaad 1975; Nooijen 1983; Ratsma 1984). Ook tussen geïsoleerde infiltratiepannen met een eigen voeding bestaan, op min of meer vergelijkbare monsterpunten (qua ligging), aanzienlijke verschillen in kwa-

liteitsveranderingen, waarbij een goede correlatie bestaat tussen zuurstofproductie en algengroei ( $r = 0,91$ ) en tussen  $\text{CO}_2$ -opslag en algengroei + infiltratiesnelheid ( $r = 0,82$ ) (Stuyfzand 1984).

### 3.3 Systeemkenmerken

In tegenstelling tot natuurlijke duinmeren is de toevoer van voedingsstoffen bij infiltratiepannen groot. In een relatief voedselrijke infiltratiepan is de opname door de planktonische biomassa sterk afhankelijk van de toevoer van nutriënten uit het gesedimenteerde materiaal. Tabel 2 toont dat na de overgang op Maaswater ook het ammoniumgehalte na 1976 in het infiltratiewater is verlaagd. Verder blijkt dat uitgaande van de kritische N:P-ratio van 16 tot 20, de fosfaatconcentratie steeds meer als groeibeperkende factor is gaan optreden. In de infiltratiepannen treedt door algengroei een nog verdergaande reductie op van nutriënten zodat in Meijndel fosfaat nog meer als limiterende factor gaat optreden. De N:P-ratio bedraagt dan 100 tot 300 (van Dijk 1984).

Hoewel alle infiltratiepannen gevoed worden vanuit dezelfde bron, kent toch iedere pan haar eigen nutriëntenbelasting. Deze is afhankelijk van de gemiddelde hoeveelheid infiltratiewater per oppervlakte eenheid en per eenheid van tijd. Vanwege de ligging van de pan ten opzichte van NAP en ten opzichte van de winningsmiddelen kan het verschil in belasting tot een factor 21 oplopen (tabel 1)!

### 3.4 Biologische kenmerken

#### 3.4.1 Plankton

Over de planktensamenstelling zijn enkele oudere publikaties van belang (Cosquino de Bussy, 1961; Dresscher, 1966). In dit artikel wordt uitgegaan van meer recent onderzoek (o.a. Schmale 1982, 1987).

#### *Fytoplankton*

De hoeveelheid alg, gemeten als chlorofyl-a, is voor een zestal pannen weergegeven in tabel 3. Daaruit blijkt dat de algenbiomassa per pan sterk kan verschillen. In de zomermaanden (april-oktober) varieert het chlorofylgehalte van enkele tientallen (pan 26.1) tot enkele honderden  $\mu\text{g}$  per liter (pan 13.1), overeenkomende met voedselrijk tot zeer voedselrijk water. Opmerkelijk zijn de hoge waarden die in de winter optreden. De hoge gehalten komen vooral voor in relatief oude pannen, waar extra nutriëntenaanvoer van met name P plaatsvindt vanuit het op de bodem opgehoopte slib. Deze afgifte vindt versneld plaats, wanneer er sprake is van omwoeling van de bodem door bijvoorbeeld vissen (bioturbatie).

De jaarlijkse successie van de belangrijkste planktongroepen is weergegeven in figuur 3. De opeenvolging vertoont het bekende beeld: kiezelwieren in de winter en het voorjaar, plaatsmakend voor groenwieren in de zomer, met een opleving van kiezelwieren en blauwwieren in het najaar.

De saprobiequotiënt volgens Dresscher & Van der Mark (1979) ligt voor een zestal infiltratiepannen tussen 0,29 en 0,94 (zie tabel 4). Deze waarden zijn indicatief voor een alpha/beta- en betamesosaproob water. Het duidt op een matige tot lichte verontreiniging van het water bij een middelmatige belasting met organische stof (Dresscher & Van der Mark 1979).

Gezien het mogelijke risico van verstopping van de bodem door kiezelwieren is relatief veel aandacht besteed aan de determinatie van deze groep van algen. Het totaal aantal soorten kiezelalgen in de zes onderzochte pannen bedroeg 109 in 1986. De Maas bij Heusden en het Andels Bekken kenden toen respectievelijk 116 en 97 soorten. Dat dit aantal in de Maas het hoogst is, is niet verwonderlijk, daar deze naast de autochtone flora ook nog soorten bevat die aangevoerd zijn via zijrivieren. Door de in Bergambacht toegepaste snelfiltratie is het water dat naar de duinen stroomt voor een groot deel van algen ontdaan. Toch kunnen de niet verwijderde sporen en algen nog als ent fungeren. In de infiltratiepannen ontwikkelen zich dan vooral kiezelalgen die een hoge alkaliteit, nutriëntenrijkdom en organische belasting verdragen. Het zijn de soorten die eveneens veelvuldig in de Maas worden aangetroffen (tabel 5A en 5B).

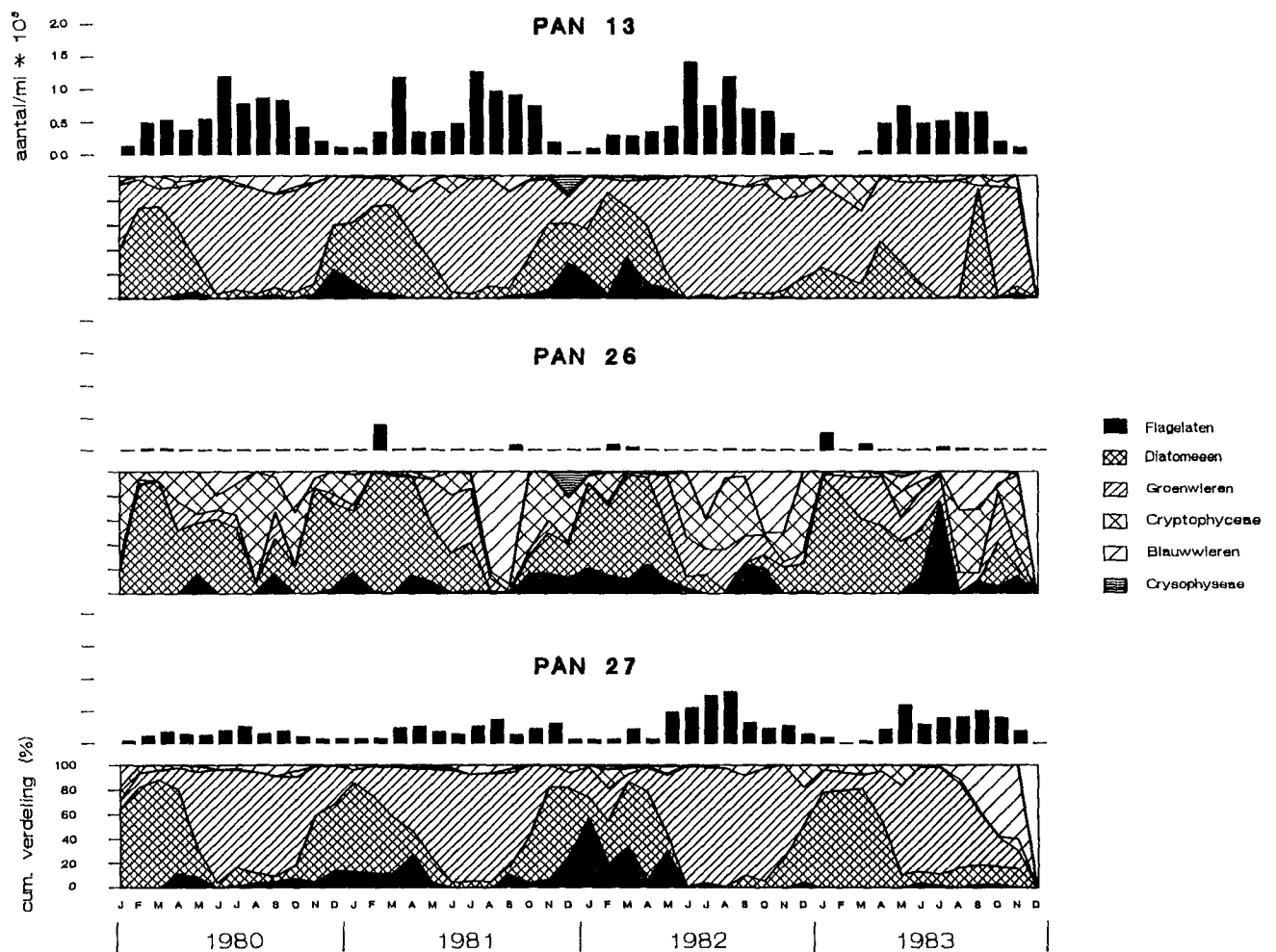
Tenminste 90 % van deze kiezelalgen scheiden bij de voortbeweging slijm af (Vos 1986). Mogelijk is dit slijm mede verantwoordelijk voor de verstoppingen die in het voorjaar kunnen optreden bij pannen met een vlakke bodemtextuur, zoals bij de "nieuwe pannen" waarop zich nog geen sapropelium of sliblaag heeft kunnen vormen.

**Tabel 3.** Gemiddelde waarden van het chlorofylgehalte van een zestal infiltratiepannen.

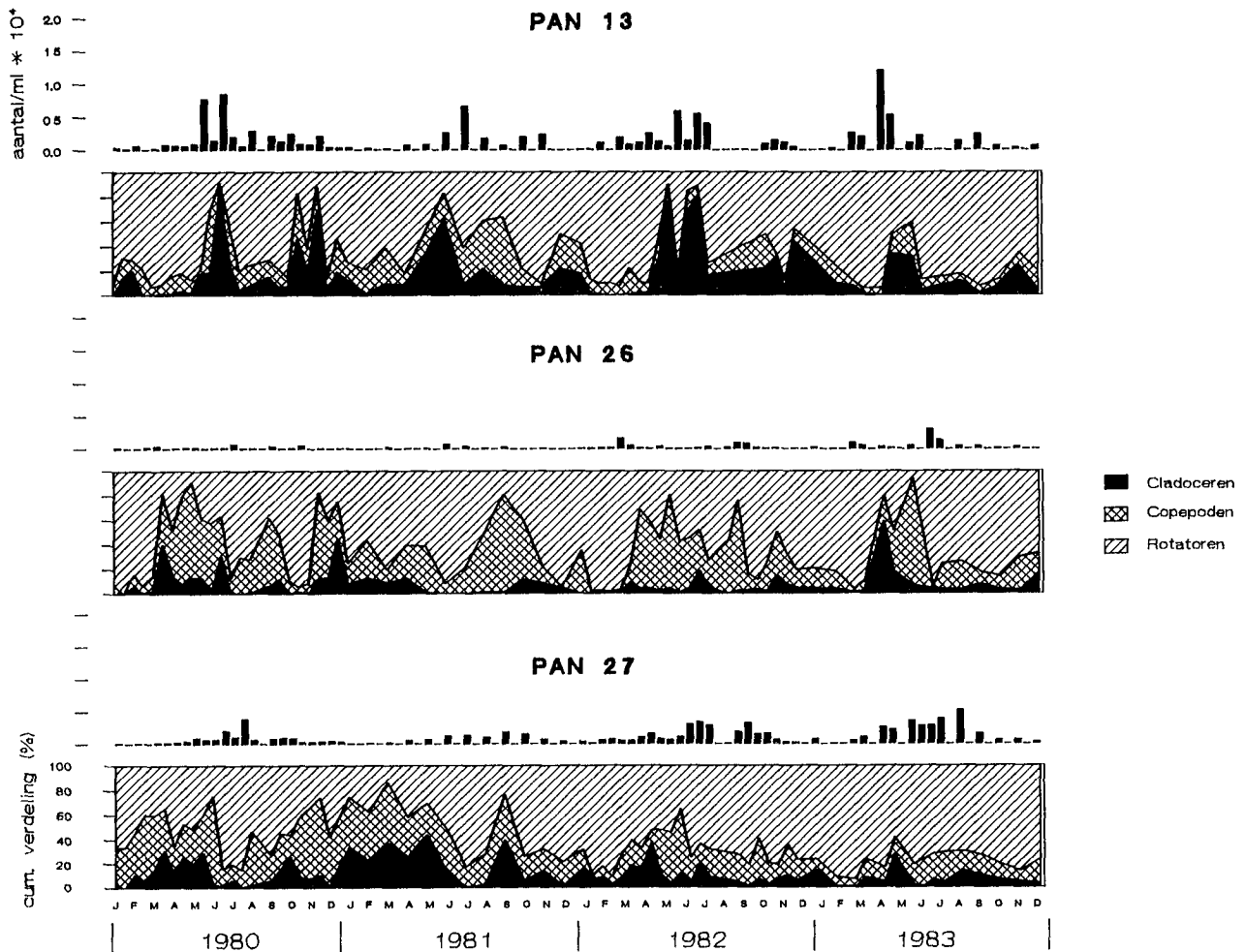
GEMIDDELDEN VAN CHLOROFYL-A IN EEN ZESTAL INFILTRATIEPANNEN IN UG/L													
PAN	PERIODE	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85
13-1	ZOMER					151	190	238	174	195	141	184	161
	JAAR	38	93	112	150	133	168	167	142	132	95	148	126
	WINTER					113	150	100	109	64	49	109	76
27-2-1	ZOMER					53	63	69	81	153	73	69	75
	JAAR	12	6	8	11	43	42	54	70	108	59	63	61
	WINTER					27	23	40	60	58	45	57	40
12-1	ZOMER					62	68	54	83	13	21	12	24
	JAAR	65	92	95	63	47	55	40	62	15	23	27	19
	WINTER					30	45	28	41	17	25	44	12
4-1	ZOMER					39	53	40	20	25	23	24	18
	JAAR	124	79	59	89	47	45	39	24	26	21	28	21
	WINTER					54	38	38	28	27	18	32	26
11-1	ZOMER					48	36	26	14	11	11	16	7
	JAAR	109	62	115	58	36	35	25	26	10	16	19	9
	WINTER					20	33	24	44	10	21	23	12
26-1	ZOMER					5	7	8	6	12	15	28	16
	JAAR	28	18	14	9	5	19	8	15	17	16	28	14
	WINTER					4	30	8	23	23	17	28	11

### Zoöplankton

Op basis van jaargemiddelden bestaat er tussen het aantal watervlooien en de hoeveelheid alg (chlorofyl) voor acht infiltratiepannen een significante positieve correlatie ( $r=0,95$ ). Figuur 4 geeft het seizoensverloop van de meest voorkomende groepen van het zoöplankton. Evenals het fytoplankton kent ook het zoöplankton een maximum gedurende de zomermaanden. Het relatieve aandeel van raderdieren, watervlooien en roeipootkreeften schommelt per pan en jaar.



**Figuur 3.** Het jaarlijkse verloop van de belangrijkste groepen van algen in enkele infiltratiepannen.



**Figuur 4.** Het seizoensverloop van de belangrijkste groepen van zoöplankton in enkele infiltratiepannen.

**Tabel 4.** De biologische kwaliteit van de infiltratiepannen bepaald met de saprobiequotiënt van Dresscher & Van der Mark (1979) gedurende het jaar 1986. Gegevens verstrekt door Piket-Harteveld.

Jaar	infiltratiepannen					
	1986	8.4.2	27.2.1	11.1	13.2	2.5
29/1	0.63	0.76				
12/2			0.81	0.93	0.89	0.29
26/1						
10/9		0.60				0.78
24/9				0.57		
22/10			0.94		0.85	
08/10						

**Tabel 5A.** Soorten kiezelalgen in 1986 en hun trefkans in het water van de Maas (te Heusden), Andelse Maas (bij de inlaat van het lagedruk pompstation) en de infiltratiepannen; trefkans: 1= 0,1-1%; 2= 1,0-10%; 3= >10% Bewerkt naar gegevens van Piket-Harteveld.

Soort	Maas	Brakel	pannen	Soort	Maas	Brakel	pannen
<i>Navicula anglica</i>	1		1	<i>Melosira granulata</i>	2	1	1
<i>Navicula cryptocephala</i>	1	1	1	<i>Melosira italica</i>	2	2	
<i>Navicula gastrum</i>			1	<i>Melosira varians</i>	1	1	1
<i>Navicula exigua</i>		1		<i>Coscinodiscus lacustris</i>	1	1	
<i>Navicula tripunctata</i>	1		1	<i>Actinocyclus normanii</i>	1	2	1
<i>Navicula capitata</i>		1	1	<i>Cyclotella comta</i>		1	1
<i>Navicula gregaria</i>	2	1	1	<i>Cyclotella kutzingiana</i>	2		1
<i>Navicula slesvicensis</i>		2	1	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	2	2	1
<i>Navicula protacta</i>			1	<i>Cyclotella spec.</i>	2	3	
<i>Navicula menisculus</i>	1		1	<i>Stephanodiscus astrea</i>	2	1	1
<i>Navicula mutica</i>		1		<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	3	3	3
<i>Navicula pupula</i>	1	1		<i>Asterionella formosa</i>	1	2	1
<i>Navicula reinhardtii</i>			1	<i>Diatoma elongatum</i>	1	1	2
<i>Navicula rhynchocephala</i>			1	<i>Diatoma vulgare</i>	1		2
<i>Navicula radiosa</i>		1		<i>Fragilaria capucina</i>	2	2	2
<i>Navicula lanceolata</i>	1			<i>Fragilaria crotonensis</i>			2
<i>Navicula tuscila</i>			1	<i>Fragilaria construens</i>	1	1	1
<i>Navicula halophila</i>			1	<i>Fragilaria pinnata</i>			
<i>Navicula lanceolata</i>	2		1	<i>Fragilaria tabulata</i>	1	1	
<i>Navicula spec.</i>	1			<i>Fragilaria spec.</i>	1		
<i>Navicula acuta</i>			1	<i>Synedra ulna</i>	1	1	1
<i>Nitzschia acicularis</i>	1		2	<i>Eunotia spec.</i>		1	
<i>Nitzschia dissipata</i>	2	1	2	<i>Eunotia exigua</i>	1		
<i>Nitzschia gracilis</i>				<i>Achnanthes minutissima</i>	2	2	3
<i>Nitzschia palea</i>		1	1	<i>Achnanthes lanceolata</i>	1		
<i>Nitzschia paleacea</i>				<i>Achnanthes spec. a</i>			1
<i>Nitzschia subcapitata</i>		1	1	<i>Achnanthes coarctata</i>			1
<i>Nitzschia amphibia</i>	1		1	<i>Cocconeis pediculus</i>	1	1	1
<i>Nitzschia spec. a</i>		1	1	<i>Cocconeis placenta</i>	1	1	1
<i>Nitzschia frustulum</i>	1		1	<i>Rhoicosphenia curvata</i>		1	2
<i>Nitzschia fragilis</i>	1			<i>Amphora ovalis</i>	2	1	1
<i>Nitzschia linearis</i>			2	<i>Amphora veneta</i>			2
<i>Nitzschia hungarica</i>	1			<i>Amphora spec.</i>			2
<i>Surirella ovata</i>	1	1		<i>Cymatopleura solea</i>	1	1	
<i>Caloneis amphisbaena</i>		1	1	<i>Cymbella ventricosa</i>	1	1	1
<i>Caloneis bacillum</i>				<i>Gomphonema olivacium</i>	1		1
<i>Surirella angustata</i>	1		1	<i>Gomphonema spec.</i>	1		1
<i>pennales spec. a</i>	1		1	<i>Gomphonema parvulum</i>			1
<i>pennales spec. b</i>				<i>Hantzschia amphioxys</i>			1
<i>centrales spec.</i>	2	1	1	<i>Bacillaria paradoxa</i>		1	1

### 3.4.2 Waterplanten

De waterplantenvegetatie van infiltratiepannen (Hoekstra 1973; Hoekstra 1974) is structuurarm en wordt voornamelijk gekenmerkt door elodeïden en fonteinkruiden. Dit zijn in de bodem- of in het water wortelende planten, waarvan de stengels en de bladeren zich steeds onder water bevinden. De soorten die worden aangetroffen zijn kensoorten van verbond der Kleine Fonteinkruiden (Parvopotamion; Westhoff & Den Held 1975), zoals Schedefonteinkruid, Tenger Fonteinkruid, Klein Fonteinkruid, Gekroesd Fonteinkruid, Aarvederkruid, Smalle waterpest, Stijve waterranonkel en Zannichellia. Van de helofyten, dat zijn moerasplanten die in een min of meer vast substraat wortelen, zijn Riet, Grote lisdodde en Mattenbies de enige vertegenwoordigers. Alleen in helder water worden ook soorten Kranswier aangetroffen. Met uitzondering van een enkele pan met sterke algengroei, hebben de waterplantengemeenschappen zich na 1975, bij de overgang van Lek naar Maaswater, kunnen handhaven. Vóór die tijd gingen deze gemeenschappen duidelijk achter-



uit. Dit kwam tot uiting in een sterk verminderde vitaliteit en fertiliteit van enkele soorten onder andere in pan 11 en 12 (Hoekstra 1974). In het voorjaar van 1988 werd de bodem van enkele pannen geïnspecteerd. Bemonstering van 1 m<sup>2</sup> bodemoppervlak in pan 26.1 leverde gemiddeld 2 kg waterplanten op (drooggewicht), voornamelijk bestaande uit Kranswier. Het voorgezuiverd water heeft de ongewenste massale ontwikkeling van soorten als Waterpest en Darmwier teruggedrongen.

**Tabel 5B** Kiezelalgen die zeer incidenteel (trekans < 0,1%) in Maas (bij Heusden), Andelse Maas (bij de inlaat van het lage druk pompstation) en de infiltratiepannen voorkomen.

Soort	Maas	Brakel	Pannen	Soort	Maas	Brakel	Pannen
Attheya spec.			+	Gomphonema angustatum	+		
Cyclotella striata	+	+		Gomphonema augur	+	+	
Stephadiscus dubius		+		Gomphonema constrictum	+	+	+
Thalassiosira spec.		+		Gomphonema lanceolata		+	
Asterionella gracillina	+		+	Gyrosigma acuminatum	+	+	+
Ceratoneis arcus	+			Hantzschii amphioxes	+	+	+
Diatoma hiemale	+			Navicula avenaceae			+
Fragillaria pulchella	+	+	+	Navicula bacillum	+	+	+
Meridion circulare	+	+		Navicula costulata		+	
Opephora martys	+	+	+	Navicula cuspidata	+	+	+
Tabellaria fenestrata	+	+	+	Navicula dicephala		+	
Tabellaria flocculosa	+			Navicula integra	+		
Eunocia lunaris	+			Navicula oblonga	+		
Eunotia pectinales	+			Navicula placentula			+
Eunocia valida	+	+		Navicula pygmaea	+	+	+
Eunocia spec.	+	+	+	Navicula rostralata			+
Achnanthes brevipes	+			Navicula rotaena			+
Achnanthes minutissima	+	+	+	Navicula schonfeldii			+
Achnanthes spec. b	+		+	Neidium dubium	+	+	+
Amphiprora spec.	+			Nitzschia angustata	+	+	+
Caloneis schumannia		+	+	Nitzschia apiculata	+	+	
Caloneis silicula	+	+	+	Nitzschia brevensis	+		
Caloneis spec.		+	+	Nitzschia clausii	+		
Cymatopleura elliptica	+	+	+	Nitzschia dubia	+	+	
Cymbella affinis	+	+	+	Nitzschia fonticula	+	+	+
Cymbella cistula	+			Nitzschia kutzingiana	+		+
Cymbella lanceolata	+		+	Nitzschia microcephala	+		
Cymbella naviculi formes	+			Nitzschia parvula	+	+	
Cymbella prostata	+	+	+	Nitzschia recta	+	+	+
Cymbella simuata	+	+		Nitzschia sigma	+	+	+
Cymbella turgida	+			Nitzschia sigmoidea	+	+	+
Cymbella spec.	+		+	Nitzschia subtilus	+	+	
Epithemia sorex	+	+		Nitzschia thermalis	+		+
Epithemia turgida		+		Nitzschia tryolionella	+	+	+
Epithemia zebra		+		Nitzschia spec. b	+	+	+
Frustulia rhomboides	+	+		Pennales spec.	+	+	+
Gomphonema acuminatum	+	+		Pinnularia gibba	+		+
				Pinnularia mesolepta	+		
				Pinnularia microstauron	+	+	
				Pinnularia viridus	+	+	+
				Pinnularia spec.	+	+	+
				Stauroneis anceps	+	+	
				Stauroneis phoenicenteron	+	+	+
				Stauroneis smithii		+	
				Stauroneis spec.		+	+
				Surirella biserta		+	+
				Surirella linearis	+	+	
				Surirella ovalis			+
				Surirella robusta	+	+	
				Surirella tenera	+		
				Surirella spec.	+	+	+

### 3.4.3 Vissen

In alle in 1983 en 1984 bemonsterde pannen is Baars aangetroffen (Paalvast 1985). Verder zijn gevangen Karper, Snoek, Snoekbaars, Blankvoorn en Pos. De Karper is in 1962 in pan 13 geïntroduceerd in een poging de toen nog abundante, wortelende hogere waterplanten te bestrijden. Deze vis heeft zich ook verspreid over enkele andere pannen (tabel 6). Waarschijnlijk is de Snoek illegaal geïntroduceerd. De aanwezigheid van de overige soorten kan een natuurlijke verklaring hebben door aanvoer van eieren via poten van watervogels. In december 1988 is infiltratiepan 27 bevist met een treknet. Totaal werd 3270 kg vis opgehaald. Overwegend betrof dit Schub- en Boerenkarper.

De Snoek is duidelijk in staat bestandregulerend te werken. Dit betekent dat onder andere gepredeerd wordt op vis welke afhankelijk is van zoöplankton. Hierdoor blijft een groter deel van het zoöplankton over, wat op haar beurt het fytoplankton in de hand houdt. Pannen waarin Snoek aanwezig is worden gekenmerkt door een beter doorzicht van het water, op de bodem worden Kranswieren aangetroffen, terwijl de oever een rijke groei van helofyten kent (Paalvast 1985). Er bestaat een significante positieve correlatie tussen het chlorofylgehalte en het totale vangstgewicht van de vissen (tabel 7).

De Karper woelt, op zoek naar voedsel, zoveel sediment om dat het fosfaat van het slib wordt geremobiliseerd. Dit veroorzaakt een sterke algengroei. Het zoöplankton is echter niet in staat het enorme algenaanbod voldoende te reduceren, waardoor het doorzicht van het water, ook in de wintermaanden, niet meer dan enkele decimeters bedraagt.

**Tabel 6.** *Voorkomen van vissoorten in enkele infiltratiepannen in 1984.*

Soort	pannummer												
	4.1	4.1.1	5.1	7.1	8.1	8.2	8.3	8.4.1	8.4.1.1	11.1	14.1	27.2	27.3
Baars	+	+	+	-	-	-	-	+	-	+	+	+	+
Snoek	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-
Karper	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	+	-
Blankvoorn	+	+	-	+	-	-	-	+	-	-	+	-	-

**Tabel 7.** *Relatie tussen het gemiddelde chlorofylgehalte ( $\mu\text{g}$  per liter) in de pannen in 1983 en de totale visvangst per pan in kg ( $r = 0,90$ ;  $p < 0,02$ ).*

Pannummer	Chlorofylgehalte	kg
26.1	12	851
26.1.1	16	2570
4.1	20	617
12.1	23	1000
27.2.1	59	26302
13.1	71	15488

**Tabel 8.** Soortenlijst van de insecten die in 1986 in een viertal infiltratiepannen zijn aangetroffen. De soorten zijn gedetermineerd met behulp van vervellingshuidjes.

MONSTERPUNT	TOL.	HABITAT	26-1-1	27-2-1	11-1	13-1
<b>EPHEMEROPTERA</b>						
Caenis spec.	B	PP	X		X	X
Cloen dipterum	B	L			X	
<b>TRICHOPTERA</b>						
Mystacides longicornis		L	X			X
<b>CHABORIDAE</b>						
Chaborus flavicans			X			
<b>CHIRONOMIDAE, TANYPODINAE</b>						
Ablabesmyia longistyla	C	PP			X	
Ablabesmyia phatta	C	PP	X			
Procladius spec.	D	PP	X		X	X
<b>ORTHOCLADINAE</b>						
Cricotopus intersectus	C	L		X		X
Cricotopus sylvestris	D	E		X	X	X
Crocotopus spec.	D	L			X	
Psectrocladius oxyura	B	PP		X		X
<b>CHIRONOMINAE, CHIRONOMINI</b>						
Chironomus spec.	D	PP	X	X	X	X
Cladopelma spec.		PP				X
Cryptochironomus obreptans	D	PP			X	
Cryptochironomus supplicans	D	PP	X		X	X
Dicrotendipes nervosus	D	L			X	
Endochironomus albipennis	C	P	X	X	X	X
Endochironomus tendens	D	P				X
Glyptotendipes pallens	C	PP			X	X
Glyptotendipes paripes	C	PP				X
Glyptotendipes gripekoveni		O			X	
Microtendipes spec.	A	PP	X	X	X	X
Parachironomus arcuatus	C	E		X		
Parachironomus gr. tenuicaudatus		L	X		X	
Parachironomus gr. varus		L			X	
Parachironomus vitiosus	C	L			X	
Phaenopsectra spec.	A	PP			X	X
Polypedilum nubeculosum	A	PP			X	
Polypedilum sordens	A	O		X		X
Polypedilum PE 1?		P			X	
Stictochironomus spec.		PP		X		X
<b>CHIRONOMINI, TANYTARSINI</b>						
Cladotanytarsus spec.	A	PP		X	X	X
Paratanytarsus inopertus	A	L		X	X	X
Stempellina cf. sibqalabripennis		PP				X
Tanytarsus lestoqei agg	A	P			X	
Tanytarsus gr. mendax		P	X		X	X
Tanytarsus gregarius		P				X
Tanytarsus gr. verralli		O	X	X	X	X
Tanytarsus PE 5		P	X			
Tanytarsus usmaensis		O		X	X	X
<b>AANTAL TAXA</b>			13	13	26	24
<b>Tolerantie (TOL.)</b>						
in procenten			17	40	37	33
	A			10		7
	B		33	30	26	27
	C		50	20	37	33
	D					

**Tabel 9.** *Aantallen broedgevallen van moeras- en watervogels in 1987 in Meijndel (Vogelwerkgroep en Meeuwengroep 1988).*

	aantal	aantal kavels
Dodaars	6	3
Fuut	43	13
Knobbelzwaan	2	1
Nijlgans	9	8
Bergeend	28	16
Krakeend	44	15
Wilde eend	90	18
Slobeend	16	8
Tafeleend	86	12
Kuifeend	162	14
Waterral	2	2
Waterhoen	14	8
Meerkoet	179	17

#### 3.4.4 Evertebraten

In de infiltratievijvers worden veel evertebraten aangetroffen als platwormen, bloedzuigers, ringwormen, weekdieren, pissebedden, vlokreeften, spinnen, haften, libellen, slijkvliegen, kokerjuffers, vliegen, muggen en amfibieën. Nieukerken en Van Tol (1978a, c) rapporteren 76 keversoorten. Daarvan behoort 64% tot de in Nederland algemene soorten van voedselrijke wateren. De overige soorten zijn minder algemeen, of hebben een beperkte verspreiding. Beide groepen komen voor in de kwelplassen. De infiltratiepannen bevatten een groot aantal triviale soorten, die ook in de kwelplassen voorkomen. Vrijwel uitsluitend in de infiltratieplassen komen soorten voor van stromend of bewegend water.

Nieukerken en Van Tol (1978a, b) geven verder een lijst van 34 water- en oppervlaktewantsen. De waterwantsfauna is rijk voor eutrofe wateren, mede door soorten die beperkt zijn tot wateren met open zandbodem en enkele soorten die in mesotrofe milieus voorkomen.

Een oriënterend onderzoek naar de soortensamenstelling van de bodemfauna in een aantal pannen en een enkele kwelplas (Benard 1975) laat zien dat op plaatsen waar de kwaliteitsverbetering het verst is voortgeschreden de meeste soorten worden aangetroffen.

Voor de bepaling van de biologische waterkwaliteit worden vanaf 1986 insecten op soort gedetermineerd met behulp van exuviae, (vervellingshuidjes). Tot nu toe zijn 30 taxa gevonden (zie tabel 8). De hoogste aantallen worden aangetroffen in de oudere pannen 13.1 en 11.1. De levensgemeenschap bestaat uit ongeveer de helft uit voor organische belasting en toxische verbindingen gevoelige en minder gevoelige soorten; de rest bestaat uit relatief tolerante en zeer tolerante soorten (Hoekstra & Schmale in voorbereiding).

### 3.4.5 Avifauna

Mede dankzij de aanwezigheid van de infiltratiepannen wordt een zeer groot aantal moeras- en watervogels in Meijndel aangetroffen. Tabel 9 geeft voor 1987 een overzicht van de aantallen broedgevallen van moeras- en watervogels en het aantal kavels waar zij in Meijndel voorkomen. Bijzonder soorten zijn Geoorde fuut, Dodaars en Waterral.

## 4. Het project in pan 13

In de voorgaande hoofdstukken is aandacht gegeven aan de wijze waarop de infiltratiepannen in de duinen van Meijndel tot stand zijn gekomen en wat, in globale zin, de oecologische inhoud van deze pannen is. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op het effect van slibverwijdering in pan 13.

### 4.1 Beschrijving van pan 13

Pan 13.1 is in 1956 in gebruik genomen en heeft een oppervlakte van 97.000 m<sup>2</sup> en een gemiddeld aanvoerdebiet van 387 m<sup>3</sup>/uur. De waterstand wordt gehouden op 3.50 m + N.A.P. De lengte van de pan bedraagt ongeveer 1700 meter en de totale oeverlengte is circa 4300 meter (figuur 1).

De lengterichting loopt nagenoeg evenwijdig aan de kustlijn. De winning van drinkwater vindt plaats aan de zuidoostelijke zijde van de pan over een lengte van circa 1800 meter. In oktober 1985 bedroeg het totale Riet-areaal 7520 m<sup>2</sup> met een biomassa van ongeveer 8200 kg droge stof. Het chlorofylgehalte van deze pan is, ondanks de defosfatering sedert 1975, tot 1980 blijven stijgen tot 300 µg per liter, waarna stabilisatie optrad.

### 4.2 Het schoonmaken van pan 13

Tussen oktober 1988 en januari 1989 is het slib uit de pan afgevoerd. Tevoren is gepeild hoeveel m<sup>3</sup> slib verwijderd zou moeten worden. Uit metingen in 50 dwarsraaien bleek dit ongeveer 14.000 m<sup>3</sup> te zijn. De dikte van de sliblaag varieerde tussen 2,5 en 25 cm. Bovendien is de kwaliteit van het slib bepaald. In de pan kwam vis voor, voornamelijk Baars, Karper en Blankvoorn met een zeer uniforme leeftijdsopbouw. Met name de benthivore Karper zorgde voor veel problemen in pan 13 (Paalvast 1985). Op de bodem van de infiltratiepan werd in de zomer van 1988 slechts op één plaats plantengroei geconstateerd. Het betrof Schedefonteinkruid. De rest van de bodem was volkomen kaal en geheel voorzien van woelgaten, veroorzaakt door de Karper.

Na het droogvallen van de pan is alle slib verwijderd, samen met een geringe hoeveelheid zand direct onder de sliblaag. Bij het ruimen van het slib is speciale aandacht geschonken aan de pan-oevers en de begroeiing die daar aanwezig was. De pan is opgesplitst in twee gedeelten: de actieve en de passieve oever. De actieve oever is de kant van de pan waar de winningen zijn gelegen; aan

de passieve zijde stroomt water vrij af in de richting van de zee. Er is besloten om in elk geval aan de passieve oever de bestaande rietkraag volledig in takt te laten, ondanks de mogelijke aanwezigheid van slib tussen de rietstengels. De rol van Riet is ten aanzien van de waterproduktie drieledig.

1. Het Riet vormt door zijn onderwateroppervlak een uitgebreid substraat voor de neerslag van kalk (biogene ontharding).
2. Riet kan de permeabiliteit van de doorwortelde zone verhogen van 86 tot ruim 730 meter per dag (Kickut 1980).
3. Gedurende de zomerperiode worden veel nutriënten opgenomen door Riet.

Op een aantal plaatsen waren steile oevers aanwezig en daarmee zeer abrupte overgangen naar het droge duin. Op drie plaatsen zijn deze taluds veel flauwer gemaakt. Hierdoor is de basis gelegd voor een brede rietkraag met nieuwe biotopen voor water- en rietvogels. De motieven waren dus faunistisch van aard. De verwachting is dat de brede rietkraag over de gehele panoever zal gaan sluiten (zie ook Duijn 1989). Ook aan de actieve oever is de bestaande begroeiing zo gering mogelijk verstoord. Hier hebben echter geen aanpassingen van het veelal steile talud plaats gehad.

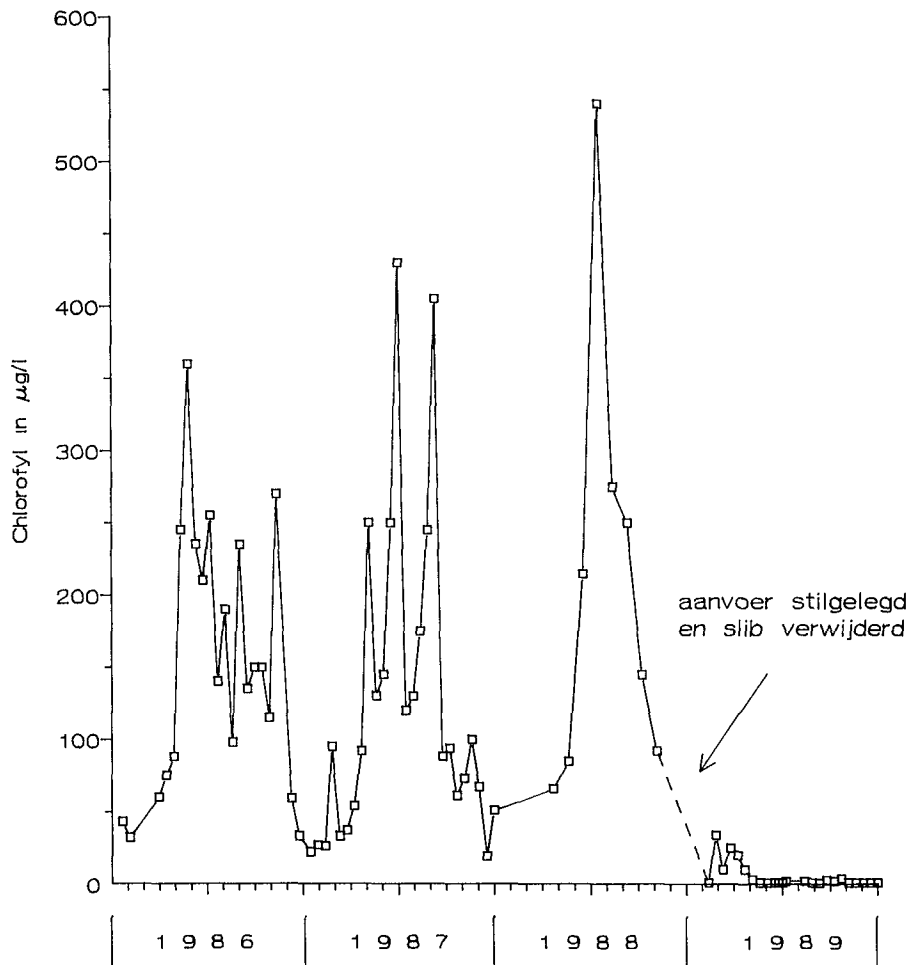
### 4.3 Het onderzoeksprogramma en de eerste indrukken

Het onderzoeksprogramma is gericht op het effect van de slibverwijdering op:

1. de productiecapaciteit van de pannen;
2. de kwaliteitsveranderingen van het infiltratiewater bij bodempassage en verdere stroming door de ondergrond;
3. de oecologie van de pan, zoals het terugdringen van de eutrofiëringsverschijnselen;
4. de waterstandsveranderingen in de omgeving van de pan tengevolge van de droogval en de toegenomen infiltratie nadat de pan weer is gevuld.

De resultaten hiervan zullen na de onderzoeksperiode gezamenlijk worden gerapporteerd. Hierop vooruitlopend worden in het navolgende enige eerste indrukken gegeven van de aandachtsvelden 2 en 3 (Hoekstra 1990).

In het eerste half jaar na de slibverwijdering en het weer vullen van de pan zijn de gevolgen op de algenbiomassa als volgt. Doordat geen fosfaat meer kan worden nageleverd uit het bodemslib, mogelijk ook door het ontbreken van bodemwoelende vis, is het chlorofylverloop ten opzichte van voorgaande jaren spectaculair afgenomen: gemiddeld met een factor 10 (figuur 5). Daardoor is het visuele aspect geheel veranderd: was het doorzicht van het water voorheen hooguit enkele decimeters, thans kan overal de bodem duidelijk worden waargenomen, hetgeen betekent dat het doorzicht tenminste 2,10 m bedraagt. Door de verminderde primaire produktie bereikt de pH niet langer de extreem hoge waarden van voorheen: in februari-juli is de pH thans 8.6 terwijl hij in 1988 nog 10.6 bedroeg. Wel ontwikkelden zich na de slibverwijdering meer draadalgen zoals *Spirogyra*, *Mougeotia*, *Cladophora* en *Enteromorpha*. Ontbraken waterplanten voorheen vrijwel geheel, thans worden Kranswieren en enkele soorten Fonteinkruid aangetroffen alsook de oligo- tot mesotrofe soort *Zannichellia pedicellata* var. *pedicellata*.



**Figuur 5.** Verloop van het chlorofylgehalte van pan 13.

Met betrekking tot de invloed van de slibverwijdering op de kwaliteitsveranderingen van het infiltratiewater is het gevaarlijk halverwege de onderzoeksperiode met stellige zekerheid uitspraken te doen. Er lijken zich echter een aantal gunstige ontwikkelingen voor te doen. Zo is het fosfaatgehalte in het teruggewonnen water tot ca. de helft gereduceerd. Dit geldt ook voor een reeks van anorganische microverontreinigingen, bijvoorbeeld arseen, nikkel en vanadium.

Door sommigen wordt bij de zuivering van het infiltratiewater in de duinen een grote rol toegekend aan de interactie van het infiltratiewater met slib, met name bij denitrificatie en reductie van cholinesterase-remmers (Stuyfzand 1984). Het is opmerkelijk dat de slibverwijdering geen duidelijke invloed heeft uitgeoefend op deze processen. Dit geldt ook voor de verwijdering van micro-organismen die indicatief zijn voor faecale verontreiniging.

**Tabel 10.** Aantal vastgestelde territoria van moeras- en watervogels in pan 13 in de jaren 1980 tot en met 1989 (naar Van der Meer, 1989).

	1980	81	82	83	84	85	86	87	88	89
Bergeend	1			1	0.5	0.5				3
Bosrietzanger	20	18	22	18	18	14	17	12	16	15
Dodaars										1
Fuut	2	3	4	3	3	2	3	3	3	1
Kleine karekiet	26	39	37	49	29	27	26	31	34	31
Krakeend	3	4	3	3	3		3	4	3	2
Kuifeend	1		1	1	1	2	4	5	5	8
Meerkoet	7	11	9	7	7	6	6	5	6	10
Nijlgans		1		1						
Rietgors	4	3	5	8	6	6	4	6	3	4
Rietzanger			1	2			1	0.5		1
Slobeend		2	2	1			0.5			
Snor							0.5			
Sprinkhaanrietzanger	1.5	3	2	5	3	2		4	3	2
Tafeleend	1	1	1	2	1	2	6	7	1.5	10
Waterhoen		3	0.5	2	1		1.5	2	2.5	5
Waterral					1	1	1			
Wilde eend	5	9	8	7	4	4	3.5	5.5	4	3
Wintertaling		1	1	1						
Totaal	72	98	97	111	78	67	77	85	81	96
Aantal soorten	11	13	14	16	13	11	14	12	11	14

Van 1980 tot en met 1988 vertoonde het aantal vastgestelde territoria van moeras- en watervogels in het broedseizoen (half maart - half juni) van Kavel 2 (het zuidelijke deel van Pan 13) een vrij constant beeld (tabel 10). Opmerkelijk is de afwezigheid van de Dodaars, die in andere pannen wel voorkwam (Van der Meer 1989). Naast de vastgestelde territoria zijn ook de Aalscholver, de Blauwe reiger, de Knobbelzwaan en de Roerdomp waargenomen. In 1989 zijn een aantal verschillen te constateren. Het totaal aantal territoria is toegenomen. Deze toename heeft betrekking op de Meerkoet, de Tafeleend en de Kuifeend. De aanwezigheid van waterplanten in de geschoonde pan kan een verklaring van deze toename zijn. Daarnaast is de aanwezigheid van de Bergeend en de Dodaars opmerkelijk. Laatstgenoemde soort eet tijdens de broedperiode veelal insectenlarven (Van Dongen 1974), die in grote getale in de geschoonde pan aanwezig waren.

Het meest opmerkelijke verschil is het aantal waargenomen koppels pulli van eenden (tabel 11), hoewel met de monitoringsmethode voorzichtigheid ten aanzien van de aantallen moet worden betracht (Van der Meer 1989). Het voedselaanbod en de afwezigheid van predatie door vis lijken de oorzaak voor de grote aantallen pulli.

Slibverwijdering lijkt vanuit veel oogpunten een gunstige activiteit. Voordat slibverwijdering uit de daarvoor in aanmerking komende pannen echter als een bedrijfsbeleid kan worden geadviseerd zullen eerst de resultaten van het totale onderzoek moeten worden afgewacht.



**Tabel 11.** *Aantal waarnemingen van koppels pulli in pan 13 in de jaren 1980 tot en met 1989 (naar Van der Meer, 1989).*

	1980	81	82	83	84	85	86	87	88	89
Bergeend					1					4
Dodaars										2
Fuut	7	11	1	1	4	2	1	1	3	2
Krakeend	1									3
Kuifeend										7
Meerkoet	4	7	3	2	5	6	3		1	19
Tafeleend	1									4
Wilde eend	4	4	1	1			2			4
<b>Totaal</b>	<b>17</b>	<b>22</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>10</b>	<b>8</b>	<b>6</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>45</b>
<b>Aantal soorten</b>	<b>5</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>8</b>

#### 4.4 Biobeheersing (aktief biologisch beheer)

Tijdens het droogzetten van pan 13 is alle vis gevangen. Bij het vullen van de pan is in eerste instantie geen vis uitgezet. Voordat in pan 13.1 actief vis kan worden uitgezet, zal het voedselaanbod van de pan een bepaald niveau bereikt dienen te hebben. Onderzoek naar plankton, de bodemorganismen en de primaire produktie moet een antwoord geven op de vraag wanneer dit het geval is. Daarnaast is het van belang te weten of de ontstane onderwatervegetatie (Kranswier, Fonteinkruid en dergelijke) zich gunstig blijft ontwikkelen. De vegetatie dient ter beschutting van het zoöplankton en de roofvis i.c. de Snoek. De aanwezigheid van organismen die algen als voedsel hebben is noodzakelijk. Immers een te hoge algenbiomassa geeft onder andere aanleiding tot biogene ontharding en tot het verdwijnen van de hogere waterplanten (Hoekstra & Paalvast, 1986). Wanneer de abundante ontwikkeling van draadalgren op de bodem zich ook in 1990 voordoet zal tot biobeheersing met vissen worden besloten. Daarbij wordt gedacht aan Snoek, Blankvoorn, Stekelbaars en Grondel.

## 5. Ecologische doelstellingen

### 5.1 "Natuurlijke" waarde van het ecosysteem

Steeds meer ontstaat het inzicht dat biologisch "gerijpte" pannen een aantal biologische waarden verkregen hebben die niet zonder meer een relatie hebben met het produktieproces van de drinkwaterbereiding. Uiteraard ondervinden ze wel invloed van dit laatste proces. De pannen hebben een natuurwetenschappelijke waarde als aquatisch oecosysteem inclusief de hier fouragerende en broedende water- en moerasvogels.

Infiltratiepannen zijn kunstmatige duinelementen. Dit ontslaat de beheerder echter niet van zijn plicht om te streven naar een voor het natuurbehoud zo goed mogelijke situatie, die over lange tijd stabiel is; dit binnen de "harde" randvoorwaarden van het productieproces van de drinkwaterbereiding. Dit is niet alleen vanuit natuurbeheersoogpunt aantrekkelijk, maar ook waterleidingtechnisch, onder meer vanwege de continuïteit in de bedrijfsvoering. Niet alleen de pan zelf moet in beschouwing worden genomen, ook de oeverzone langs de infiltratiepan is van belang. Een ruimtelijk afwisselende oeverbegroeiing lijkt het meest aantrekkelijk. Een goed ontwikkelde oevervegetatie wordt van belang geacht voor de opbouw van een goede watervogel-, vis- en macro-evertebraten-populatie.

Het doel van de verwijdering van het slib van de bodem van de infiltratiepan is tweeledig. In de eerste plaats dient het ter verwijdering van het geakkumuleerde van buiten het duin aangevoerd slib met de daaraan verbonden verontreinigingen. In de tweede plaats dient het de verwijdering van de "fosfaat-pool" op de bodem waardoor een meer gedifferentieerde biotoop mogelijk wordt. Deze nieuwe gunstige, relatief voedselarme situatie dient zo lang mogelijk gehandhaafd te worden. Duidelijk is dat verlaging van de belasting en/of de flux van het infiltratiewater in een infiltratiepan van belang is bij het handhaven van een mesotrofe situatie over een zo lang mogelijk aantal jaren. Als de flux zeer groot is, zoals in pan 27.2 en 8.4.1 (zie tabel 1), heeft afvoer van het slib slechts een effect voor de korte termijn en wordt het systeem snel weer hypertroof van karakter.

## 6. Literatuur

- Benard, E.J. (1975) *Onderzoek naar de bodemfauna en waterkwaliteit in de infiltratievijvers van 's-Gravenhage*. Afstudeerverslag Hoger Beroepsonderwijs.
- Cosquino de Bussy, I.J. le (1961) Limnologische Untersuchungen an Infiltrationsteichen zur Trinkwasser-gewinnung in Dünengebieten. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 14: 1049-1053.
- Dijk, H.W.J. van (1984) *Invloeden van oppervlakteinfiltratie ten behoeve van duinwaterwinning op kruidachtige oevervegetaties*. Dissertatie, Leiden.
- Dongen, H. van (1974) Het duin, een rijke vogeltuin. In: Croin Michielsen, N. (red.), Meijndel, *Duin - Water - Leven*. 's-Gravenhage: 128-141.
- Dresscher, Th.G.N. (1966) Enige hydrobiologische gegevens betreffende een infiltratievijver in het duingebied van Meijndel. *Biol. Jaarb.* 34: 94-109.
- Dresscher, Th.G.N. & Mark, H. van der, (1979) Experience with a simple method for the biological evaluation of surface water quality. *Hydrobiologia* 71: 169-173.
- Duijn, P. (1989) Onderzoek naar de invloed van de taludhelling op de vegetatie-ontwikkeling op de oevers van infiltratiekanalen. *PWN-Nieuwsbrief* 6: 27-41.
- Duinwaterleiding (1987) *Jaarverslag Duinwaterleiding van 's-Gravenhage*. 83 pp.
- Glas, H., Verhoog, W.E. & Wulfraat, K. (1982) *Eutrofiërende invloeden van kunstmatige infiltratie op en eventuele beheermaatregelen voor twee gebieden in het Noordhollands Duinreservaat*. Doct. Verslag Planten-oecologie, Vrije Universiteit Amsterdam.
- Hart, O, 't (1984) *De invloed van bodemslib op de algengroei in pan 13*. Afstudeerverslag TH Delft, Rapport Duinwaterleiding.
- Hoekstra, A.C. (1973) *Successie van groeivormen en soorten van de macrofytenvegetatie in het waterwingebied van de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage*. Rapport Duinwaterleiding van 's-Gravenhage.
- Hoekstra, A.C. (1974) De infiltratievijver en zijn levende have. In: Croin Michielsen, N. (red.), Meijndel, *Duin - Water - Leven*. 's-Gravenhage: 216-221.

- Hoekstra, A.C. (1990) *Gevolgen slibverwijdering pan 13*. Rapport N.V. Duinwaterbedrijf Zuid-Holland, hoofdstuk 4.
- Hoekstra, A.C. & Maiwald, K.D. (1984) Water quality control of the Andelse Maas Basin, the Netherlands, by iron dosing. *Wat. Sci. Tech.* 17: 769-780.
- Hoekstra, A.C. & Paalvast, P. (1986) *Voorstel voor onderzoek naar het functioneren van de infiltratievijvers als aquatisch oecosysteem van de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage*. Stencil Duinwaterleiding.
- Hoekstra, A.C. & Schmale, A. (in voorbereiding) *Exuviae en hun indicatieve waarde voor de biologische waterkwaliteit van Maaswater*.
- IODZH (1983) Stuurgroep Integraal Onderzoek Drinkwatervoorziening. *Eindrapport*. 187 pp.
- Kickut, R. (1980) Abwasserbehandlung im Wurzelraumverfahren. *WLB. Wasser, Luft, Betrieb* 80: 21-24.
- Meer, H. van der (1989) *Enkele gegevens over de water- en moerasvogels van pan 13 gedurende het broedseizoen 1978 - 1989*. Rapport Vogelwerkgroep. Duinwaterleiding van 's-Gravenhage.
- Nieukerken, E.J. van & Tol, J. van (1978a) Meijndel als milieu voor waterorganismen. Fauna van de wateren in Meijndel I. *Meded. van het Meijndel-comité*, Nieuwe serie, nr. 40.
- Nieukerken, E.J. van & Tol, J. van (1978b) Lijst van water- en oppervlaktewantsen van Meijndel (Heteroptera). Fauna van de wateren van Meijndel II. *Meded. van het Meijndel-comité*, Nieuwe serie: nr. 41.
- Nieukerken, E.J. van & Tol, J. van (1978c). Lijst van waterkevers van Meijndel (Coleoptera). Fauna van de wateren van Meijndel III. *Meded. van het Meijndel-comité*, Nieuwe serie: nr. 42.
- Nooijen, W.E.F.J. (1983) *De invloed van biochemische processen op de productiviteit van de duinbevoeiing*; limnologisch onderzoek aan de pannen 26.1 en 27.2.1 in het voorjaar van 1983. Intern rapport Duinwaterleiding.
- Paalvast, P. (1985) *Oriënterend onderzoek naar de samenstelling van de vispopulaties in de infiltratievijvers van de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage*. Rapport Duinwaterleiding van 's-Gravenhage.
- Ratsma, K.J. (1984) *De invloed van algen op de productiviteit van de duininfiltratie: Hydrobiologisch onderzoek aan de pannen 8.4.2 en 13.1*. Afstudeerverslag TH Delft, Rapport Duinwaterleiding.
- Reynolds, C.S. (1984) *The ecology of freshwater phytoplankton*. Press Syndicate, University of Cambridge.
- Ruimte en Groen (1988) *Notitie Regeneratie duingebied in relatie tot de waterwinning*. Provincie Zuid-Holland, Dienst Ruimte en Groen.
- Schmale, A. (1982) *Hydrobiologisch onderzoek infiltratievijvers 1979*. Rapport Duinwaterleiding van 's-Gravenhage.
- Schmale, A. (1987) *Hydrobiologisch onderzoek van de infiltratievijvers*. Rapport Duinwaterleiding van 's-Gravenhage.
- Stuyfzand, P.J. (1984) *Kwaliteitsveranderingen van voorgezuiverd rivierwater bij kunstmatige infiltratie in het wingebed van de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage*. KIWA-rapport SWE-369.
- Tuinzaad, H. (1975) *De produktiviteit van de duininfiltratie in samenhang met de temperatuur en de kwaliteit van het bevoeiingswater*. Rapport Duinwaterleiding.
- Vogelwerkgroep & Meeuwengroep (1988) *Vogelonderzoek in Meijndel*. Jaarverslag 1987.
- Vos, P.C. (1986) *De sediment stabiliserende werking van bentische diatomeeën in het intergetijdegebied van de van Oosterschelde*. Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, Geomor. nota 86-03.
- Westhoff, V. & Den Held, A.J. (1975) *Plantengemeenschappen van Nederland*. Tweede druk, Thieme & Cie, Zutphen.

# Vogels van de infiltratiegebieden in het Noordhollands Duinreservaat

Q.L. Slings en H. Schekkerman

N.V. PWN Waterleidingbedrijf Noord-Holland, postbus 5, 2060 BA Bloemendaal

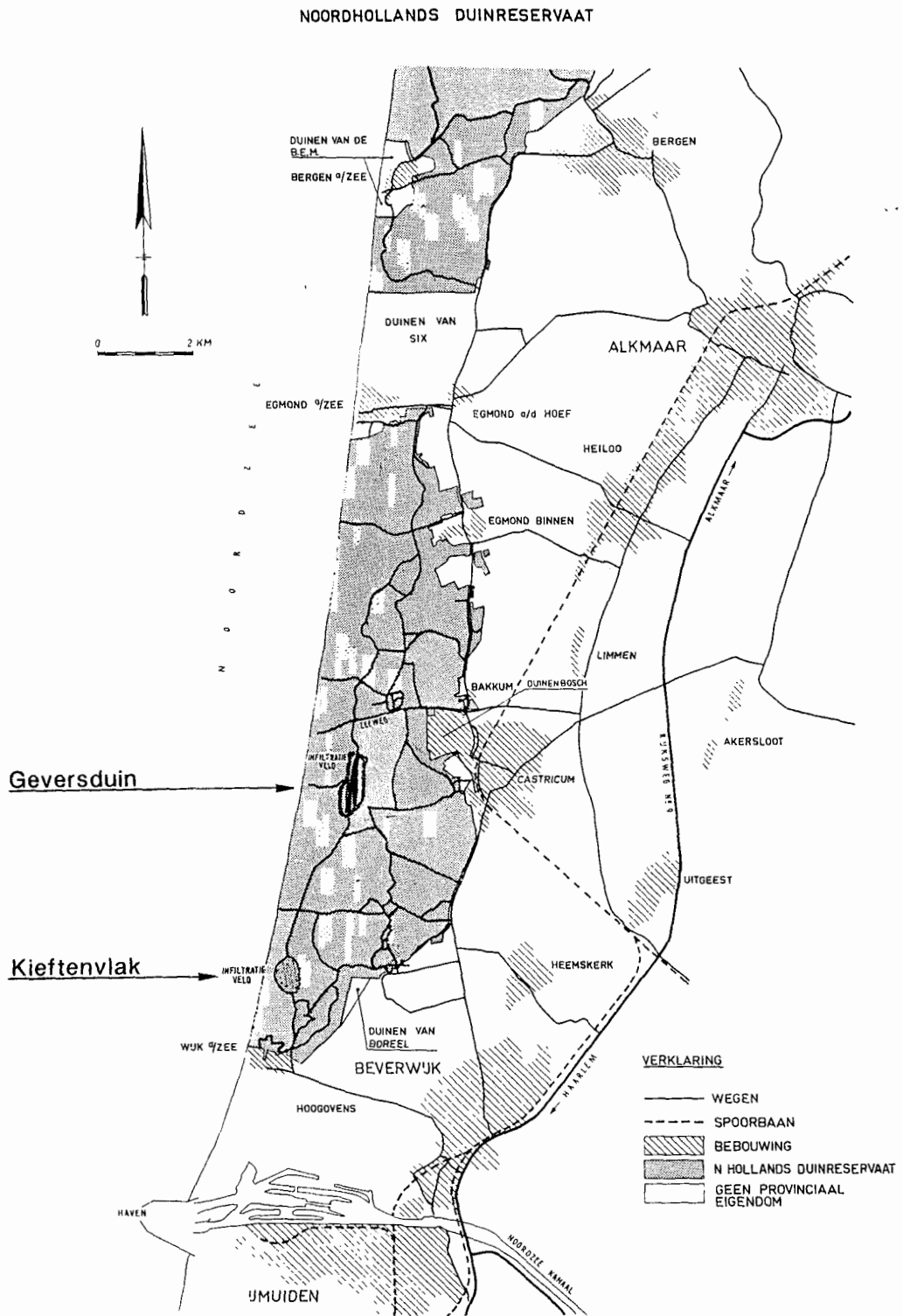
## Samenvatting

*In het Noordhollands Duinreservaat liggen twee infiltratiegebieden ten behoeve van de produktie van drinkwater. In deze gebieden komen veel vogels voor. De huidige stand van de broedvogels wordt beschreven. Ook worden de ontwikkelingen in de broedvogelstand geschetst. Voor het oudste infiltratiegebied behelst dit een periode van 28 jaar. Veranderingen in inrichting en bedrijfsvoering van de infiltratiegebieden worden met deze ontwikkelingen in verband gebracht.*

*Door de gebieden zo in te richten dat zij meer op natuurlijke duinmeren gaan lijken, kan het aantal broedvogelsoorten nog verder toenemen. Naar verwachting kunnen ook de aantallen van de verschillende broedvogelsoorten hierdoor stijgen. De genoemde inrichtingsmaatregelen hebben ook voordelen voor de produktie van drinkwater in deze infiltratiegebieden.*

## 1. Inleiding

Bij de komst van de oppervlakte-infiltratie in de duinen werd verwacht dat de plantengroei en de dierenwereld van natte duinvalleien en duinmeren zou terugkeren. Wat betreft de plantengroei werd al spoedig duidelijk dat dit niet het geval was. Met betrekking tot de dieren, en speciaal de vogels, werden optimistischer geluiden gehoord (maar zie Udo de Haes *et al.*, 1980). In dit artikel wordt de ontwikkeling van de vogelstand van de twee infiltratiegebieden in het Noordhollands Duinreservaat (NHD, zie fig. 1) beschreven. Tevens wordt getracht verbanden met de beheersvoering en de vegetatieontwikkeling te leggen. Tot slot wordt aangegeven hoe bij de inrichting en bedrijfsvoering zo goed mogelijk met de broedvogels rekening kan worden gehouden.



**Figuur 1.** Ligging van de infiltratiegebieden Geversduin en Kieftenvlak in het Noordhollands Duinreservaat.

## 2. Beheersgeschiedenis en vegetatieontwikkeling

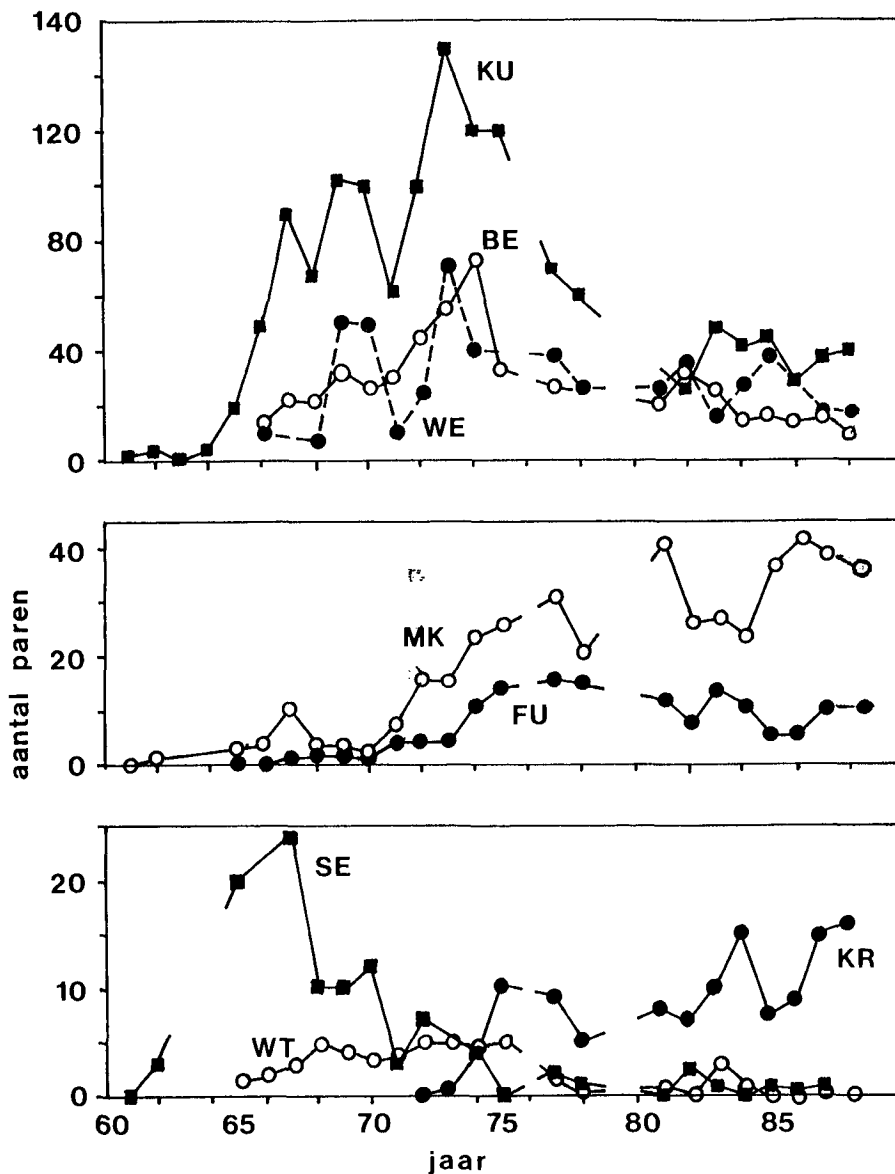
### 2.1 Geversduin

Het infiltratiegebied 'Geversduin' (fig. 1) bij Castricum is grotendeels aangelegd in de periode 1954-59, in een brede vallei die voordien als bouw- en grasland in gebruik was. In 1962 kwam het diepe spaarbekken ('Hoefijzermeer') gereed, en in 1972 de twee meest westelijke kanalen. Bij de aanleg van infiltratiekanalen, zuigleidingen en winputten werd het tussenliggende terrein zo min mogelijk vergraven. Het grondoppervlak is 153 ha. De totale natte oppervlakte bedraagt thans 23 ha. De waterdiepte is gemiddeld 1,20 m.

Tot 1973 werd de ontwikkeling van de begroeiing in en langs de infiltratiekanalen onmogelijk gemaakt. De kanalen werden (met uitzondering van het spaarbekken) periodiek drooggezet (ook in de broedtijd), waarna alle plantengroei en de bovenste bodemlaag mechanisch werden verwijderd. Het weggeschoven slib werd op de oevers gedeponereerd, waardoor deze werden verrijkt met voedingsstoffen. Toen deze praktijken in 1973 werden gestaakt, sloeg massaal Grote brandnetel op langs de oevers. Sindsdien is hier een ruige vegetatie ontstaan met als dominante soorten Grote brandnetel, Harig wilgeroosje en Akkerdistel, en verder onder andere Duinriet, Kattestaart en Koninginnekruid. Aan de waterkant vestigden zich Gele lis, Kleine - en Grote lisdodde, Riet en - op enkele plaatsen - Zeebies. Het droogvallen van de infiltratiepanden gebeurde sindsdien alleen als gevolg van storingen of calamiteiten. De oeverplanten breidden zich nu langzaam maar zeker uit. Voor Riet, lisdodden en biezen tezamen is de begroeide oeverlengte tussen 1980 en 1987 met 50% toegenomen, zoals met behulp van luchtfoto's werd vastgesteld. In en buiten de oeverzones hebben zich ook in toenemende mate struwelen ontwikkeld.

De onderwatervegetatie in de kanalen bestaat voor een belangrijk deel uit wieren (o.a. darmwier). Vroeger trad soms in de zomermaanden massale groei van deze wieren op, waardoor de kanalen vrijwel dichtgroeiden met 'flap'. Na het uitzetten van Graskarpers in 1982 en 1983 is de wiergroei minder massaal geworden. Ook zijn er enkele aanwijzingen dat deze vissen hier en daar de uitbreiding van de oeverplanten hebben tegengehouden of vertraagd. Naast de algen zijn in de kanalen ook fonteinkruiden, waterranonkel en kranswieren aangetroffen. De ongewervelde fauna van de kanalen wordt gedomineerd door wormen en larven van muggen, eendagsvliegen en kokerjuffers, terwijl andere insecten, bloedzuigers, slakken en kreeftachtigen in kleinere aantallen zijn aangetroffen. Naast Graskarpers komen diverse andere vissoorten, waaronder Snoek, Baars, Ruisvoorn en Zeelt in de kanalen voor.

Aanvankelijk werd rivierwater in het gebied geïnfiltreerd dat alleen snelfiltratie had ondergaan. Sinds 1974-75 echter ondergaat het ingenomen water voor transport naar Kennemerland een voorzuivering (vlokvorming en sedimentatie), die heeft geleid tot een veel lager slibgehalte en geringere concentraties van nutriënten in het infiltratiewater. De oevervegetaties worden in het Geversduin niet gemaaid; dat gebeurt wel jaarlijks met enkele oude cultuurgraslanden tussen de kanalen in het centrale deel.



**Figuur 2.** Aantalsverloop van enkele watervogels in het infiltratiegebied Geversduin, 1960-88. Best mogelijke schatting gegeven, gebaseerd op aantal aanwezige paren in het voorjaar, of aantal waargenomen vrouwtjes met kleine pullen (1965-75). KU = Kuifeend, BE = Bergeend, WE = Wilde eend, MK = Meerkoet, FU = Fuut, SE = Slobeend, WT = Wintertaling, KR = Krakeend.

## 2.2 Kieftenvlak

Het infiltratiegebied 'Kieftenvlak' (fig. 1) bij Wijk aan Zee is in 1975 in gebruik genomen. In diverse opzichten verschilt het van het Geversduin. Het is kleiner (grondoppervlak 67 ha; natte oppervlakte 8,25 ha.), de kanalen zijn smaller (15 m) en minder diep (0,85 m.). Een belangrijk verschil is ook dat dit gebied voor het publiek afgesloten is.

In het verleden hebben Riet-, biezen- en lisdoddevegetaties zich op enkele plekken van oever tot oever uitgestrekt. De laatste paar jaar is dat niet meer het geval, als gevolg van het geregeld (onder water) maaien van deze planten. In het Kieftenvlak is altijd ver voorgezuiverd water (afkomstig uit het IJsselmeer) geïnfiltreerd geweest, en er is nooit bodemslib op de oevers gedeponeerd. Hierdoor draagt de begroeiing langs de oever niet zo'n sterk verruigd karakter als in het Geversduin. Bitterzoet, Wolfspoot, Watermunt, Duinriet, Akkerdistel, Grote Brandnetel en Kruiwilg domineren in dit gebied. De verruigde zone is echter smaller dan in het Geversduin. In 1981 zijn de taluds plaatselijk afgevlakt in het kader van een beheersexperiment (Duijn, 1989) maar ook hier breidt zich nu een ruigere begroeiing van Kruiwilg en Duinriet uit. Graskarpers zijn in het Kieftenvlak niet uitgezet. De indruk bestaat dat de wiergroei hier iets uitbundiger is dan in het infiltratiegebied Geversduin. Er komen hier op uitgebreide schaal velden met kranswieren voor.

### 3. Broedvogels

Gegevens over de broedvogels van het Geversduin zijn met enkele onderbrekingen sinds 1960 verzameld door leden van de Vogelwerkgroep Castricum. In het Kieftenvlak is sinds 1977 geïnventariseerd. Pas sinds 1980 worden ook zangvogels in de inventarisaties betrokken.

#### 3.1 Watervogels

Acht eendesorten en vijf andere watervogels hebben in het Geversduin gebroed, waarvan echter twee (Dodaars en Zomertaling) slechts incidenteel. Bij beschouwing van het aantalsverloop van de watervogels in het Geversduin (fig. 2) zijn enkele ontwikkelingen zichtbaar.

De Wilde Eend lijkt in de afgelopen 25 jaar geen ingrijpende aantalsveranderingen te hebben doorgemaakt, afgezien van enkele inzinkingen als gevolg van het droogzetten van de kanalen in het voorjaar (1968, 1971). Slobeend, Kuifeend, Bergeend en Wintertaling zijn in de periode na het gereedkomen van de infiltratiekanalen eerst sterk in aantal toegenomen om vervolgens weer af te nemen. Aantallen van Kuifeend en Bergeend stabiliseerden zich op een lager niveau, terwijl Slobeend en Wintertaling niet meer jaarlijks broeden. Voor deze soorten vormden de voedselrijke plassen aanvankelijk een zeer geschikt biotoop, maar kennelijk verslechterde de situatie daarna. Waarschijnlijke oorzaken hiervoor zijn:

- De permanent hoge waterstand na de beëindiging van het periodiek droogzetten van de kanalen die het infiltratiegebied minder geschikt heeft gemaakt voor soorten die ondiep water nodig hebben om te foerageren, zoals Slobeend, Wintertaling en Bergeend.
- De aanleg van de twee westelijke kanalen in 1971 en 1972, waardoor de oude zoutkeringsloot met enkele ondergelopen valleitjes (gelegen in het uiterste zuidwesten van het gebied) als broedplaats voor Wintertaling verloren ging.
- Het weer ondieper maken (aanvullen tot 1.20 m) van de door slibverwijdering allengs steeds dieper geworden panden met het zand dat bij het graven van de bovengenoemde twee westelijke kanalen vrijkwam (duikeenden prefereren waterdiepten tussen 1 en 2.5 m).



- De voorzuivering sinds 1974, die geleid kan hebben tot een geringer voedselaanbod door lagere biomassa-productie.
- De ontwikkeling van de visstand die vooral voor de Kuifeend een flinke voedselconcurrentie kan hebben betekend.

Andere factoren, die in de eerste plaats het broedsucces van deze soorten zullen hebben gedrukt, zijn de opkomst van Vos en Snoek. Predatie van enig belang door meeuwen is nooit vastgesteld.

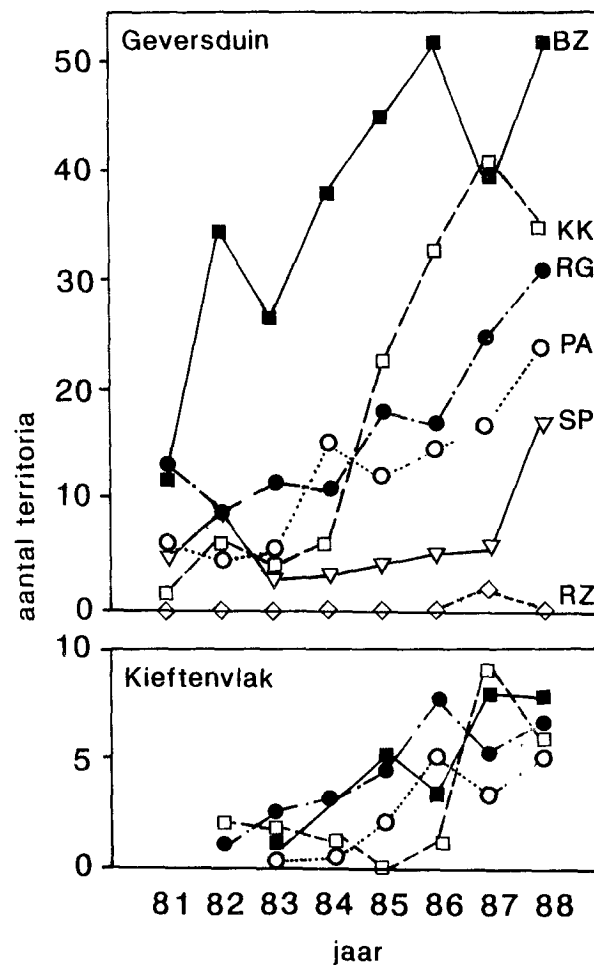
Meerkoet, Fuut, Krakeend, Knobbelzwaan en Tafeleend hebben zich sinds 1960 gevestigd of zijn in aantal toegenomen. Bij Krakeend en Knobbelzwaan gaat het daarbij om landelijke trends (Teixeira, 1979) die ook in het infiltratiegebied tot uiting komen. De toename van Meerkoet, Fuut en mogelijk Tafeleend is veroorzaakt door de ontwikkeling van oevervegetaties die goede nestgelegenheid bieden (rietkragen). Voor de Fuut komt daar nog bij dat zich pas na het stopzetten van de periodieke droogleggingen in 1973 buiten het Hoefijzermeer een permanente vispopulatie kon ontwikkelen. Er zijn aanwijzingen dat tegenwoordig de voedselsituatie voor de Fuut weer is verslechterd: een deel van de baltsende paren komt niet tot broeden en de rest pas laat in het jaar, terwijl regelmatig wordt uitgeweken naar zee om te foerageren. Een mogelijke oorzaak is een afname van de hoeveelheid kleinere overjarige vis als gevolg van predatie door roofvissen. Vermindering van de hoeveelheid waterplanten door het "grazen" van de sterk in gewicht toegenomen Graskarpers betekent ook minder bescherming tegen roofvis.

Het Kieftenvlak is, ondanks de rust, als broedgebied voor watervogels minder van belang dan het Geversduin. Het aantalsverloop in de afgelopen jaren doet ook niet vermoeden dat hier nog veel verandering in zal komen. Oorzaken zouden kunnen liggen in de smallere en ondiepere kanalen, in een geringere visstand of in de geringere ontwikkeling van ruigte (nestgelegenheid), maar zijn in essentie nog onduidelijk.

### 3.2 Steltlopers

De graafwerkzaamheden waarmee de aanleg van de infiltratiegebieden gepaard gingen, creëerden geschikte onbegroeide broedterreintjes voor de Kleine Plevier. Toen deze plekken echter meer en meer begroeid raakten, verdween deze soort. In het Geversduin gebeurde dat na 1973, in het Kieftenvlak na 1985.

Het ontzien van het oude cultuurgrasland tussen de kanalen bij de aanleg van het Geversduin heeft geleid tot het behoud van de stand aan weidevogels, met name Grutto, Tureluur en Kievit. De Grutto en de Tureluur zijn naderhand toch verdwenen, vermoedelijk als gevolg van verdroging van het grasland. Ook het broeden van de Kemphaan in 1970-71 wijst op een nattere situatie in die periode. Kievit, Wulp en Scholekster, die ook in droog grasland voorkomen, is het beter vergaan. Deze soorten vertonen in beide infiltratiegebieden een min of meer stabiele stand. Het broedsucces van deze soorten is echter gering. Slechts zelden worden kuikens waargenomen.



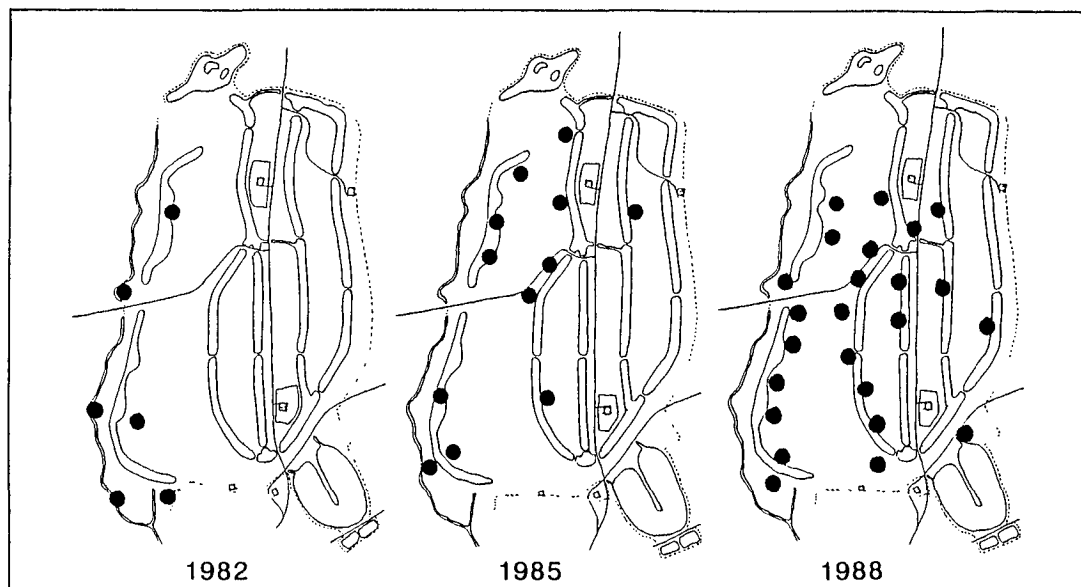
**Figuur 3.** Aantalsverloop van zangvogels van moeras- en oevervegetaties in Kieftenvlak en Geversduin tussen 1981 en 1988. BZ = Bosrietzanger, KK = Kleine karekiet, RG = Rietgors, PA = Paapje, SP = Sprinkhaanrietzanger, RZ = Rietzanger.

### 3.3 Zangvogels

De meest in het oog springende veranderingen bij de zangvogels hebben zich voorgedaan bij de bewoners van de oever- en ruigtevegetaties, die vrijwel alle sterk zijn toegenomen (figuur 3). Deze toename is vooral veroorzaakt door de uitbreiding van Riet (Kleine Karekiet en Rietgors) en van ruigtezomen met verspreide struiken (Bosrietzanger, Paapje, Rietgors, Sprinkhaanrietzanger). Vooral de toename van het Paapje is verheugend, gezien de sterke afname die elders in het zuidelijke NHD heeft plaatsgevonden. Figuur 4 illustreert dat deze toename gepaard is gegaan met het 'ontdekken' van de ruigtezomen langs de centrale infiltratiepanden na 1983; daarvóór broedden Paapjes uitsluitend aan de westkant van het gebied, dat veel meer weg heeft van het typische open-duinbiotoop van de soort.

**Tabel 1.** *Aantallen paren broedvogels van de infiltratiegebieden in 1988. Soorten die alleen in opgaande begroeiingen, bijv. rond pompgebouwtjes voorkomen zijn hier niet vermeld. Inventarisaties door leden van Vogelwerkgroep Castricum.*

soort	Geversduin (153 ha)	Kieftenvlak (67 ha)
Fuut	10 paar	1 paar
Knobbelzwaan	4	-
Bergeend	11-12	5
Wilde Eend	± 20	4
Krakeend	12-14	2
Kuifeend	40-45	3
Tafeleend	4	-
Patrijs	1	1-2
Fazant	12	0-1
Waterhoen	4	-
Meerkoet	30-40	15
Scholekster	4	5
Kievit	5	7
Wulp	3	2
Stormmeeuw	62	-
Koekoek	3	1
Veldleeuwerik	24	5
Graspieper	5	4-5
Boompieper	7	-
Witte Kwikstaart	1	-
Heggenus	21	9
Paapje	24	5
Roodborsttapuit	5	1
Tapuit	5	4
Sprinkhaanrietzanger	17	2
Kleine Karekiet	34	6
Bosrietzanger	44	8
Rietzanger	2	-
Grasmus	33	12
Braamsluiper	2	-
Fitis	37	13
Rietgors	30	6
Kneu	14	6



**Figuur 4.** *Veranderingen in de verspreiding van territoria van het Paapje in het Geversduin in de jaren 1982, 1985 en 1988.*

De toename van zangvogels van oevers en ruigten heeft zich, zij het in mindere mate, ook voorgedaan in het Kieftenvlak. Het is denkbaar dat het Geversduin hierbij als 'leverancier' van koloniserende vogels heeft gefungeerd.

Van de zangvogelsoorten die niet aan moeras- en oevervegetaties zijn gebonden, laten de meeste in het Geversduin gedurende 1981-88 geen duidelijke trend zien. Een uitzondering is de Grasmus, die eveneens flink is toegenomen ten gevolge van de uitbreiding van ruige struwelen. De Roodborsttapuit is na een afwezigheid van enkele jaren weer terug als broedvogel. De lichte toename van de Veldleeuwerik staat in schril contrast met de ontwikkeling in de rest van het open duin, waar deze soort grotendeels is verdwenen. De infiltratiegebieden vormen thans voor deze soort een refugium.

#### **4. Trekvogels en wintergasten**

Behalve voor de broedvogels zijn de infiltratiegebieden ook van belang als pleisterplaats voor allerlei doortrekkers en overwinteraars, die door het water worden aangetrokken. Het meest tot de verbeelding sprekend is de Visarend, waarvan er vrijwel jaarlijks (en dikwijls wekenlang) in augustus-september één of meer exemplaren komen vissen. Duizenden Gierzwaluwen, Boerenzwaluwen, Oeverzwaluwen en Huiszwaluwen maken tijdens de voor- en najaarstrekijden gebruik van de grote insectenrijkdom van de gebieden. Roofvogels worden aangetrokken door de vaak overvloedige hoeveelheden van potentiële prooien. In de nazomer foerageren er soms verrassend veel (jonge) Boomvalken op libellen. Blauwe kiekendieven blijven er ook overwinteren. 's Winters

zijn met name in het Geversduin flinke aantallen overwinterende eenden (Kuif- en Tafeleend, Wintertaling, Grote Zaagbek) aan te treffen, en soms ook Wilde Zwanen. Bij strenge vorst, kunnen in de kanalen die door de ligging dicht bij de zee en door het continue inlaten van water relatief laat dichtvriezen, de meeste normaal in Nederland overwinterende watervogels aangetroffen worden. Ook de Roerdomp, een schaarse en bijzonder kwetsbare soort (Osieck, 1986), overwintert hier regelmatig. Het belang van dit gebied als pleisterplaats voor doortrekkende steltlopers als Watersnippen, Tureluurs, Groenpootruiters, Bosruiters en allerlei strandlopers is met de constant hoge waterstanden en het verdwijnen van de flap-velden sinds het eind van de jaren '70 duidelijk afgenomen. Op de vlakke oevers van het Kieftenvlak komen deze soorten wel vaak voedselzoeken.

## 5. Inrichting en beheer

Vergeleken met de rest van het duinterrein kennen de infiltratiegebieden een zeer diverse avifauna. Deze diversiteit is grotendeels veroorzaakt door het element 'groot open water' dat hier aanwezig is en elders in het NHD ontbreekt. De nu nog relatief geringe vogelrijkdom in het Kieftenvlak zal voor wat betreft de zangvogels naar verwachting in de loop der jaren toenemen. Het lijkt gezien de geringe wateroppervlakte en de geringe waterdiepte niet waarschijnlijk dat de aantallen watervogels die van het Geversduin zullen evenaren.

Vergeleken met duininfiltratiegebieden ten zuiden van het Noordzeekanaal (Baeyens & Vader, deze bundel; van Ommering & Verstrael, 1987) is de water- en moerasvogelbevolking van beide infiltratiegebieden in het NHD overigens tamelijk arm: de meer kritische eendesoorten als Slobeend en Wintertaling broeden niet jaarlijks en een landelijk gezien waardevolle soort als de Geoorde Fuut ontbreekt geheel. De grote aantallen Paapjes - een echte duinvogel en bovendien een landelijk bedreigde soort (Osieck, 1986) - zijn echter wel zeer waardevol.

Oorzaak van het geringe voorkomen van de genoemde kritische watervogels is de intensieve bedrijfsvoering en het strikt kunstmatige karakter van de infiltratiegebieden in het NHD. Dit uit zich enerzijds in een hoge verstoringsfrequentie door allerlei werkzaamheden en anderzijds in een verhoudingsgewijs kleine oppervlakte open water, rechte kanalen, (nog) weinig ontwikkelde oevervegetaties en de afwezigheid van kwelplassen. Daar staat tegenover dat deze manier van bedrijfsvoering ertoe leidt dat nadelige effecten van infiltratie (voedselrijk grondwater, verstoring door werkzaamheden) buiten de relatief kleine infiltratiegebieden veel minder merkbaar zijn, waardoor daar bijvoorbeeld bij vernatting gemakkelijker de oorspronkelijke levensgemeenschappen zijn terug te krijgen.

Ondertussen gaat in de infiltratiegebieden zelf de (zang)vogelbevolking in de loop der jaren steeds meer op die van natuurlijke natte duingebieden lijken. De uitbreiding van struweel en oeverplanten langs de kanalen speelt hierbij een belangrijke rol.

Door inrichting en beheer zou de vogelrijkdom nog gestimuleerd kunnen worden. Hierbij kunnen natuurlijke duinmeren, zoals het Zwanewater, als voorbeeld dienen. De infiltratiegebieden verschillen op een aantal punten van natuurlijke grote duinwateren:

- In de eerste plaats ontbreken grotere aaneengesloten rietbegroeiingen. De huidige smalle rietzomen langs de oevers zijn niet geschikt voor soorten als Snor, Baardmannetje, Blauwborst, Waterral en Bruine kiekendief. Op goed uitgekozen plaatsen zouden rietvelden een rol kunnen spelen als "zuiveringsmoerassen". Hierin zou slib kunnen bezinken en chemische stoffen zouden aan slib kunnen adsorberen en door de planten uit het water opgenomen kunnen worden. Door periodiek een deel van de vegetatie te maaien, bijvoorbeeld in een vijfjarige rotatie, worden stoffen uit het systeem afgevoerd en blijft er steeds voldoende oud riet staan voor broedvogels. Zonodig zou van tijd tot tijd ook het slib verwijderd kunnen worden om de verlanding tegen te gaan. Hierbij zouden grotere hoeveelheden chemische stoffen afgevoerd worden.
- In de tweede plaats ontbreken de brede en geleidelijk oplopende oeverzone's van duinmeren, met uitzondering van enkele kanaaloevers in het Kieftenvlak. Zo'n ondiepe en grillige verlopende oeverzone is van belang voor het voedselzoeken van meer kritische eendesoorten als Slobeend en Wintertaling en voor doortrekkende steltlopers. Ook als paaiplaats voor vissen zijn ondiepe oevers van belang. Visetende vogels als reigers en futen kunnen daarvan profiteren. Door in de bestaande steile oevers hier en daar vlakke "baaien" aan te leggen wordt de oeverlengte vergroot. De kans dat vogelnesten gevonden worden door roofdieren neemt hierdoor af. De overgang van water naar land verloopt over de flauw oplopende, onregelmatige oevers veel geleidelijker (drassige plekken) dan bij steile oevers. Diverse eendesoorten bouwen hun nest graag op enigszins drassige grond. Het vlakken van de taluds en het vergroten van de oeverlengte is ook uit oogpunt van waterwinning van belang. De "kabelzone", waarin de meeste infiltratie optreedt (Peters *et al.*, in prep), wordt door deze maatregel immers verbreed en verlengd!
- Ten derde ontbreekt de natuurlijke afwisseling in waterdiepte. Vogelsoorten verschillen in hun voorkeur voor waterdiepte. Steltlopers en sommige eendesoorten foerageren in zeer ondiep water, grondeleenden en Bergeend in iets dieper water terwijl duikeenden een voorkeur hebben voor grotere waterdiepten (dieper dan 1.5 m). Diepere stukken vormen een wijkplaats voor waterdieren bij strenge vorst. Herkolonisatie vanuit deze refugia gaat sneller naarmate er meer van zijn. Een gevarieerd onderwatermilieu zal leiden tot een stabielere waterlevensgemeenschap. Wanneer ondiepere delen permanent of alleen in de broedtijd droogvallen kunnen eilandjes ontstaan die geschikt zijn als broedgebied voor plevieren, sterns en meeuwen. De nesten zijn hier beter beschermd tegen predatie door grondroofdieren. Het in de kanalen geproduceerde slib zal zich in de diepere delen ophopen. Een dergelijke ongelijke slibafzetting op de bodem, waardoor afsluitende sliblagen beperkt van omvang blijven, kan er voor zorgen dat de kanalen langer blijven infiltreren. De kanalen hoeven dan minder vaak te worden schoongemaakt.
- Tenslotte ontbreekt de rust van natuurlijke duinmeren. Allerlei werkzaamheden in het veld zijn nodig voor een goede bedrijfsvoering van de waterwingebieden. Toch is het waarschijnlijk wel mogelijk door een andere organisatie van de werkzaamheden bepaalde gevoelige terreindelen te ontzien in de broedtijd. Wellicht kunnen bepaalde routine-werkzaamheden zelfs uitgesteld of geëxtensiveerd worden in de periode dat er veel nesten zijn.

In het algemeen zal de planten- en dierenwereld profiteren van een zo stabiel mogelijk bedreven infiltratiesysteem. Pas wanneer het abiotische milieu "voorspelbaar" is, kunnen de specialisten onder de planten en dieren zich vestigen. Vaak zijn dit juist de voor het natuurbehoud belangrijke organismen.

Deze stabiliteit kan verkregen worden door:

- Een zo constant mogelijk waterpeil, waardoor de (geringe) fluctuaties door verdamping en neerslag bepaald worden. Veel organismen zijn ingesteld op dit natuurlijke regime.
- Het compartimenteren van de infiltratiegebieden. Bij storingen kunnen noodzakelijke ingrepen dan compartimentsgewijs plaatsvinden, waardoor de overige gedeelten onaangetaast blijven. In van elkaar geïsoleerde delen kunnen verschillende biologische ontwikkelingen op gang komen. De soortenrijkdom van het geheel kan hierdoor toenemen.
- Het (per compartiment) creëren van stabiele waterkwaliteitsgradiënten door gebruik te maken van de biologische zelfreiniging van het water. Hierbij kan gedacht worden aan het aanleggen van (zuiverings)moerasjes bij de inlaatpunten en het zodanig aaneenschakelen van de panden dat "kortsluitingen" tussen oppervlaktewater met lange en met korte verblijftijd, opgeheven worden.
- Het zorgen voor een evenwichtig opgebouwde visbevolking (verhouding proovis - roofvis; bodenwoelers). De rol van de Graskarper zal kritisch moeten worden gezien. Een zeer extensieve begrazing door deze soort - bijvoorbeeld met maar enkele grote exemplaren per ha - lijkt momenteel het meest voor de hand te liggen.

Aan deze stabiliteit-bevorderende maatregelen zijn ook waterwintechnische voordelen verbonden. Door verlenging van de verblijftijd kunnen diverse kwaliteitsparameters van het te infiltreren water verbeteren (Stuyfzand, 1983). Plagen, die eigen zijn aan instabiele, gestoorde systemen (botulisme, massale ontwikkeling van waterplanten en flap, waardoor een plotselinge sterke biogene ontharding kan optreden) zullen minder frequent en over minder grote oppervlakten tegelijk voorkomen.

In dit artikel is alleen het aspect van de vogels belicht. Ook op het gebied van de vegetatie (oevervegetaties, oude cultuurgraslanden, natuurlijke duinvegetaties) en de waterlevensgemeenschap (helder, (matig) voedselrijk water) zijn natuurwaarden aanwezig of te ontwikkelen. Een deel van de bovengenoemde maatregelen is ook van belang voor het tot ontwikkeling brengen van deze potenties. Bij een daadwerkelijke ecologische optimalisatie, zoals deze thans voor het infiltratiegebied Geversduin in voorbereiding is (Peters *et al.*, in prep), dienen al deze aspecten bij de planvorming geïntegreerd te worden. Dit geldt uiteraard ook voor de waterwintechnische aspecten. Drinkwatervoorziening blijft immers de hoofdfunctie binnen de infiltratiegebieden!

## 6. Conclusie

De infiltratiegebieden in het Noordhollands Duinreservaat zijn van belang voor broed- en trekvogels. Door middel van beheers- en inrichtingsmaatregelen is dit belang nog beduidend te verhogen. Deze maatregelen behoeven niet strijdig te zijn met de waterwinbelangen, maar kunnen integendeel zelfs zowel voor de natuur als voor de waterwinning winst opleveren.

## 7. Literatuur

- Duijn, P. (1989) *Vervolgonderzoek naar de invloed van de taludhelling op de vegetatie-ontwikkeling op de oevers van infiltratiekanalen*. PWN-rapport, Castricum.
- Osieck, E.R. (1986) *Bedreigde en karakteristieke vogels in Nederland*. Vogelbescherming, Zeist.
- Ommering, G.J. van & T. Verstrael (1987) *De vogels van Berkheide*. Stichting publikatiefonds duinen, Leiden.
- Peters, J. *et al.* (in prep) *Masterplan infiltratiegebied Castricum*. KIWA. Nieuwegein.
- Stuyfzand, P.J. (1983) *Kwaliteitsverandering van voorgezuiverd Lek-water bij kunstmatige infiltratie in het duingebied ten westen van Castricum*. KIWA (SWE-366). Nieuwegein.
- Teixeira, R.M. (1979) *Atlas van de Nederlandse broedvogels*. Natuurmonumenten, 's-Graveland.
- Udo de Haes, H.A., Drijver, C.A. & C.T.M. Vertegaal (1980) Is duininfiltratie wel zo gunstig voor de vogelstand? *Duin* 3: 3-11.





## Aantalsontwikkelingen van eenden in drie duinwaterwingebieden

G. Baeyens, Gemeentewaterleidingen Amsterdam, Vestiging Leiduin, Vogelenzangweg 21, 2114 BA  
Vogelenzang

H. Vader, Vogelringgroep het "Paradijsveld"

### Samenvatting

*In het aantalsverloop van eendesoorten in drie duinwaterwingebieden zijn drie fasen te onderscheiden.*

*Fase 1: Kolonisatie van de duinen na de toename van het oppervlak open water  
(eerste decade tot 1970)*

*De kolonisatie van de infiltratiegebieden door watervogels is vanaf een vroeg stadium gevolgd. In Meijendel waren grondeleenden zoals de Wilde eend en de Slobeend reeds in hoge aantallen aanwezig, terwijl duikeenden (Kuifeend, Tafeleend) zich na de infiltratie in snel toenemende mate vestigden. In Berkheide leken alleen Wilde eenden te broeden; alle overige soorten nemen, wanneer de infiltratiewerken gereed zijn, snel in aantal toe. Eenzelfde beeld geven de tellingen in de Amsterdamse Waterleidingduinen.*

*Fase 2: Stabilisatie der aantallen (tweede decade 1970-1980)*

*In deze periode treedt een stabilisatie in, op het moment dat alle infiltratiegebieden dicht bevolkt zijn met meerdere soorten watervogels. Twee soorten vertonen een afwijkend beeld: de Tafeleend blijft nog in aantal toenemen terwijl de Slobeend, behalve in Berkheide, een aantalsafname vertoont. Geleidelijk aan groeien de kwelplassen dicht, waardoor de foerageermogelijkheid voor Wintertaling, Slobeend en Bergeend begint af te nemen.*

*Fase 3: Aantalsafname: Vos, voedsel of landschap? (derde decade 1980-1990)*

*In alle gebieden verscheen de Vos ongeveer op hetzelfde moment, in het begin van de tachtiger jaren. De plotselinge en sterke aantalsdaling bij de meeste eendesoorten houdt dan ook ongetwijfeld verband met de snelle toename van het aantal vossen.*

*De meeste open kwelplassen zijn inmiddels overgroeid met Riet en wilgenvegetaties. Dit betekent voor sommige soorten zonder meer een blijvend verlies aan foerageer- en/of nestgelegenheid.*

*In deze periode vermindert ook het aanbod van macrofauna, waarschijnlijk ten gevolge van een verminderde eutrofiëring en lokaal ook door de ontwikkeling van een visstand. Vissen zijn, als mogelijke voedselconcurrenten, blijvend aanwezig nadat het periodiek schonen van de infiltratiegeulen wordt beëindigd.*

*Concluderend kan men stellen dat de opkomst van vossen, de landschapsontwikkeling en een verminderd voedselaanbod een sturende rol hebben gespeeld in de aantalsfluctuaties van watervogels. Na een plotselinge toename van de predatiedruk veranderen de aantallen prooidieren vaak eerst door een scherpe terugval, gevolgd door een herstel tot het oorspronkelijke of een lager niveau. Verandert echter het aanbod van voedsel, nestgelegenheid of dekking, bijv. door de landschapssuccessie, dan zijn de aantalsveranderingen of trends meestal van langere duur of zelfs blijvend. Hoe het ook zij, het beheer van de infiltratie- en kwelplassen is, zowel wat betreft waterstandsfluctuaties als wat betreft vegetatie en successie, voor watervogels van groot belang.*

## 1. Inleiding

Omstreeks 1955 werd het oppervlak open water in de Hollandse kustduinen plotseling vergroot doordat, ten behoeve van de drinkwatervoorziening, rivierwater werd geïnfiltreerd in natuurlijke duinvalleien of kunstmatige infiltratiegeulen. De aanvankelijk hierop volgende terugkeer van watergebonden diersoorten werd met belangstelling bestudeerd, o.a. door vele tientallen professionele en amateur-ornithologen. De kolonisatie van de zogenaamde infiltratiegeulen of -pannen door eenden, futen, rallen en rietvogels werd reeds voor enkele duingebieden afzonderlijk beschreven (Croin Michielsen *et al.* 1974, Vader & Koning 1981). In de afgelopen decade werden deze aantalsontwikkelingen vergeleken in relatie tot de aantalstoename van een nieuwe predator in de duinstreek: de Vos (Mulder 1982, Vader 1984).

Een evaluatie van deze jarenlange tellingen is schriftelijk vastgelegd in twee artikelen in deze bundel (zie ook Slings en Schekkerman in deze bundel). In dit artikel worden de aantalsontwikkelingen van 7 eendesoorten besproken voor de Amsterdamse Waterleidingduinen (AW-duinen, in beheer bij GWA), Berkheide (in gebruik door de EWR en beheerd door Staatsbosbeheer) en Meijndel (in beheer bij de DZH).

## 2. Vraagstelling

De aantalsveranderingen bij watervogels worden gestuurd door factoren als voedselaanbod, nestgelegenheid, predatiedruk en verstoring door recreatie. In de volgende paragrafen bespreken we de aantalsfluctuaties van de Wilde eend, de Slobeend, de Wintertaling, de Bergeend, de Krakeend, de Kuifeend en de Tafeleend in relatie tot deze factoren. De opgedane inzichten kunnen leiden tot concrete adviezen aan beheerders en vogeltellers:

- a) beheerders vragen zich af of beschermende maatregelen zoals verlaging van de recreatie- of predatiedruk of verbetering van foerageer- en nestelbiotoop de handhaving of toename van het aantal broedparen kunnen bevorderen;
- b) vogeltellers uitten de behoefte aan een gecoördineerde en meer doelgerichte werkwijze, zonder dat dit evenwel leidt tot een (veel) hogere arbeidsinspanning.

## 3. Telgebieden

In de drie duingebieden startte de infiltratie met rivierwater 30 - 50 jaar geleden (tabel 1).

Tot *ca.* 1975 werd het rivierwater zonder defosfatering ingelaten. Het voedselrijke rivierwater veroorzaakte dichtslibbing en verstopping van de geulen. Daarom werden de geulbodems om de 2 tot 5 jaar tijdelijk drooggezet en werd het slib naar de oevers geschoven. Deze schoningsmaatregel

is na 1975 (bijna) niet meer toegepast, omdat sindsdien het ingelaten water voor *ca.* 85 % werd gedefosfateerd en grotendeels ontdaan van zware metalen. Alleen in Berkheide was de voorzuivering toen nog minimaal en werden de pannen dus nog frequent geschraapt (Van Ommering & Verstrael 1987); pas in 1989 is daar verandering in gekomen.

**Tabel 1.** *Enkele karakteristieken van de telgebieden.*

	AW-duinen	Meijndel	Berkheide
Oppervlakte (ha)			
totaal	3400	2000	1000
open water	975	<i>ca.</i> 110	110
Start rivierwater-infiltratie	1957	1956	1940
Stopzetting schoning	1976-1979	1975-1980	er wordt nog om de 5 jaar geschoond
Toename vossen vossenbeheer	vanaf 1982 niet bejaagd	vanaf 1982 bejaagd in westzijde	vanaf 1982 bejaagd in het gehele gebied
Geuloevers	grazig en vlak; sinds 1985 sterke uitbreiding van riet en vestiging van houtgewassen	afwisselend doch vaak steil; uitgebreide rietkragen en overhangend hout	afwisselend vlak tot steil; grazig, met struweel en houtgewas
Recreatie	gering : verboden bij <i>ca.</i> 55% van de geulen	verboden bij de infiltratiegeulen	sterk verminderd sinds 1977-1978
Dienstverkeer	gering; zo min mogelijk in het broedseizoen	zeer gering; verboden in het broedseizoen	matig; zo min mogelijk in het broedseizoen

De infiltratiegebieden in Meijndel en Berkheide zijn ontstaan door bevoeiing van natuurlijke duinpannen en hebben daardoor grillige oeverlijnen (fig. 1 , zie ook Hoekstra en v/d Hagen in deze bundel). De infiltratiegeulen in de AW-duinen zijn uitgegraven als langgerekte, parallel lopende watergangen met nagenoeg rechte oevers (fig.1). De successie van oeverbegroeiingen in de

AW-duinen verschilt daardoor van die in beide andere terreinen: op de verstoorte bodems van vergraven terreinen ontwikkelde zich vooreerst een pioniervegetatie, al of niet tussen de aangeplante Helm. Het eindstadium in de successie is in de AW-duinen nog steeds niet bereikt; pas in de afgelopen 5 jaar vindt uitbreiding van Riet en vestiging van houtgewas plaats. In Meijndel en Berkheide wordt het aspect van de oeverlijn nu al veel meer door hogere houtige singels bepaald. Momenteel zijn deze verschillen in oeverbegroeiing nog steeds zichtbaar.



**Figuur 1.** Ligging van infiltratiegeulen, kwelplassen en onttrekkingskanalen in een gedeelte van de Amsterdamse Waterleidingduinen (links) en in Berkheide (rechts), gebaseerd op luchtfoto's uit 1985.

In alle telgebieden hebben zich direct langs de waterlijn gelijksoortige ruigtevegetaties ontwikkeld ten gevolge van de aanvoer van nutriënten via water en slib (Van Dijk 1984). In de besproken telgebieden, behalve Berkheide, is verstoring door recreatie miniem; ze zijn niet voor publiek toegankelijk, doch er is wel sprake van bedrijfsmatig dienstverkeer. Varen en vissen is in de regel verboden.

#### 4. Telmethoden

De tellingen geven de aantallen broedparen weer, die door vrijwilligers van diverse vogelwerkgroepen zijn geïnventariseerd tijdens meerdere telrondes gedurende het broedseizoen. De telmethoden waren niet uniform en zijn in de loop der jaren ook een aantal maal veranderd. Deze verschillen tussen telmethoden ten spijt, is binnen elk gebied wel op een consistente wijze, met evenveel deskundigheid en inspanning, jaar in jaar uit hetzelfde werk verricht. De trends die zich in deze jarenlange getallenreeksen manifesteren, zijn daarom een vergelijking zeker waard.

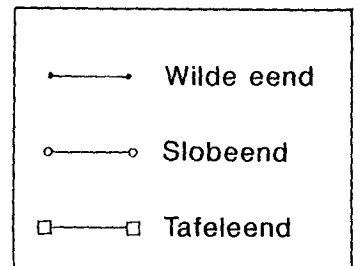
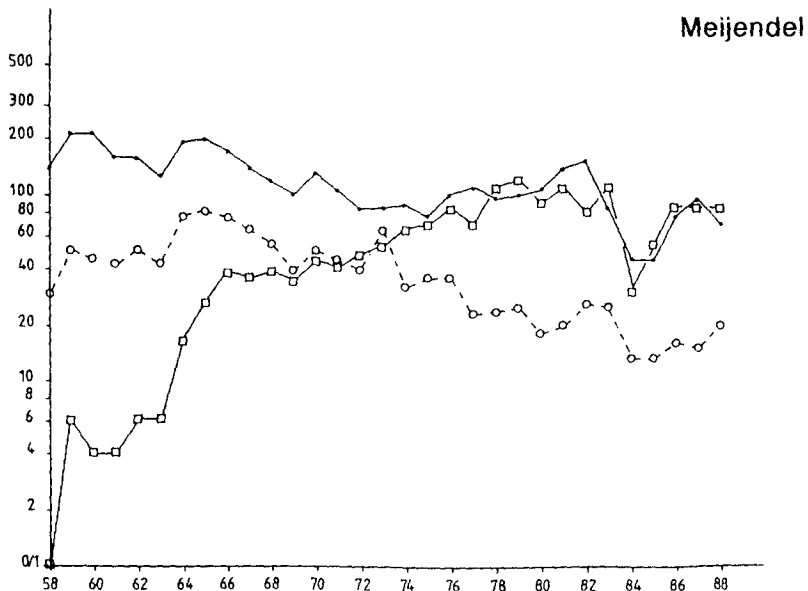
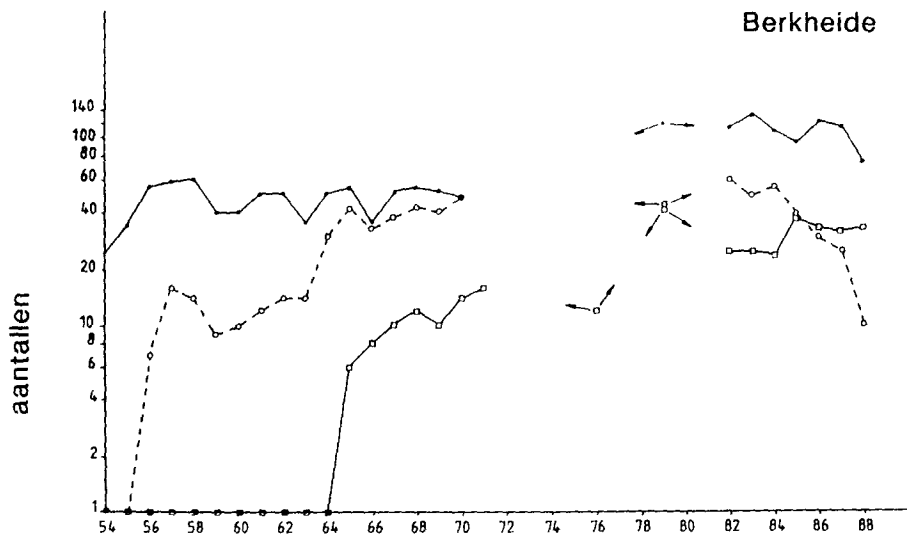
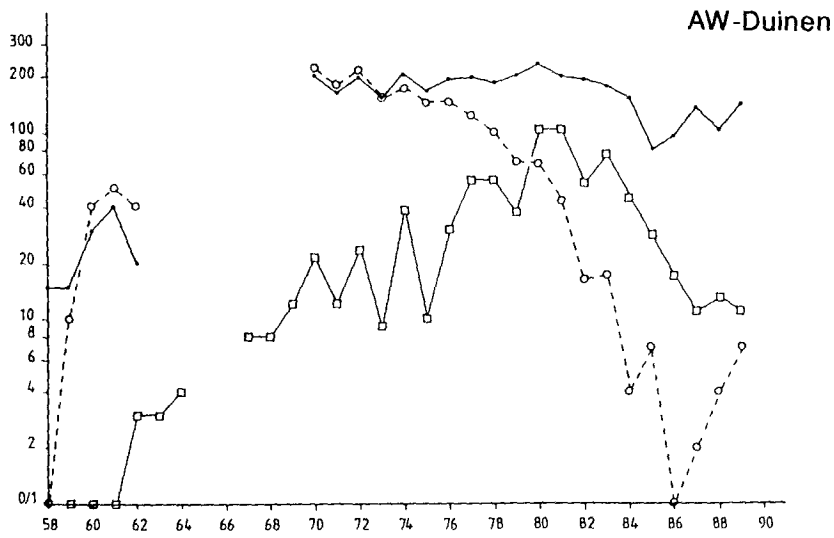
#### 5. Telresultaten van enkele eendesoorten afzonderlijk

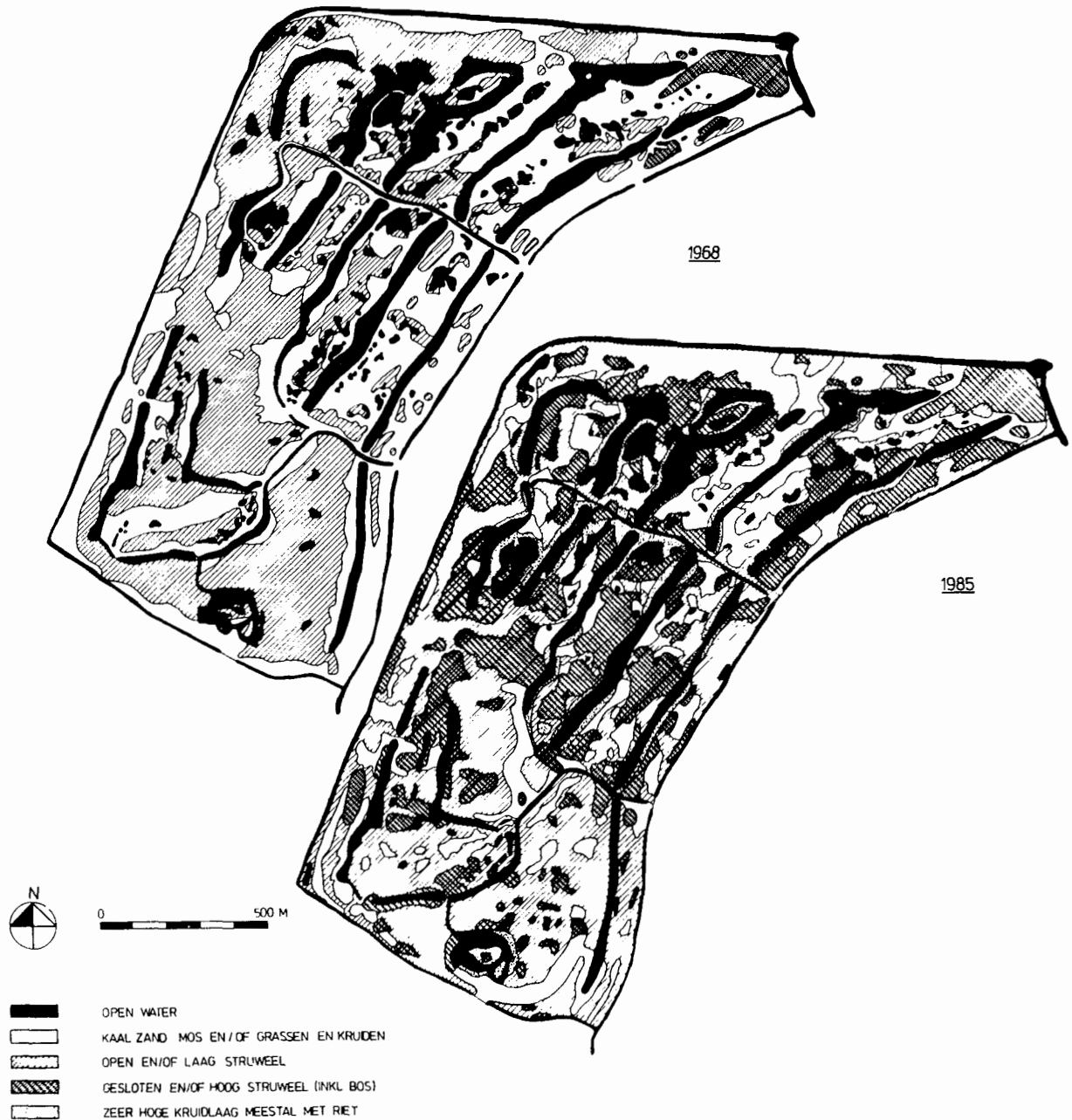
##### 5.1 De Wilde eend

De Wilde eend, *Anas platyrhynchos*, is in geheel West-Europa een zeer algemene soort, die in elk type nat milieu tot vestiging en broeden kan overgaan (Haapanen & Nilsson 1979, Godin & Joyner 1981, Amat 1982, Kirby *et al.* 1985). Ook in onze Nederlandse natte duinvalleien was deze soort reeds vóór de aanleg van infiltratiewerken algemeen (Croin Michielsen *et al.* 1974). De rivierwater-toevoer verruimde de foerageergelegenheid voor deze omnivore eend en kolonisatie vond vrijwel ogenblikkelijk plaats (fig.2). Globaal schommelen de aantallen rond een stabiel niveau, zoals ook elders uit West-Europa wordt gerapporteerd (Bengtson 1972: periode 1960-1970; Siira & Eskelinen 1983: periode 1954-1981). In Meijendel vertoont de Wilde eendenpopulatie een lichte daling, wegens een nog onbekende oorzaak.

##### 5.2 De Slobeend

Na infiltratie stijgen de aantallen van de Slobeend, *Spatula clypeata*, in ijtempo (fig. 2). Vanaf 1974 gaat de soort in de AW-duinen en in Meijendel achteruit in aantal. In de tachtiger jaren gaan ook de aantallen in Berkheide naar beneden. Dit lijkt een landelijke trend te zijn (SOVON 1987). In veel gevallen worden dergelijke aantalsdalingen in verband gebracht met een vermindering in foerageermogelijkheid (*e.g.* België: Voet & Benoy 1979). In enkele telgebieden in de Noordhollandse droogmakerijen blijft de Slobeendenstand echter stabiel omdat er voldoende eutrofe water-tjes en sloten gehandhaafd blijven (Tanger & Zomerdijk 1985).





**Figuur 3.** De ontwikkeling van vegetatiestructuren in het eerste infiltratiegebied van de AW-duinen in de periode 1968 - 1985.

**Figuur 2.** Aantallen van Wilde eend, Slobeend en Tafeleend in de AW-duinen, Berkheide en Meijendel. (pagina hiernaast)



Eutrofe kwelplassen en slikstranden waren aanvankelijk ook in de infiltratiegebieden belangrijke voedselplaatsen voor de Slobeend. In de loop van de vegetatiesuccessie groeiden deze kwelplassen en vochtige valleien echter meer en meer dicht met Riet, Lisdodde en Kruiwilg (fig. 3) hetgeen de geleidelijke verdwijning van de Slobeend zeker zou kunnen verklaren. De achteruitgang van de Slobeend in de baai van Liminka (Finland) trad ook op nadat de zeggemoerassen verruigden ten gevolge van een vermindering van maaien en beweiden (Siira & Eskelinen 1983).

### 5.3 De Wintertaling

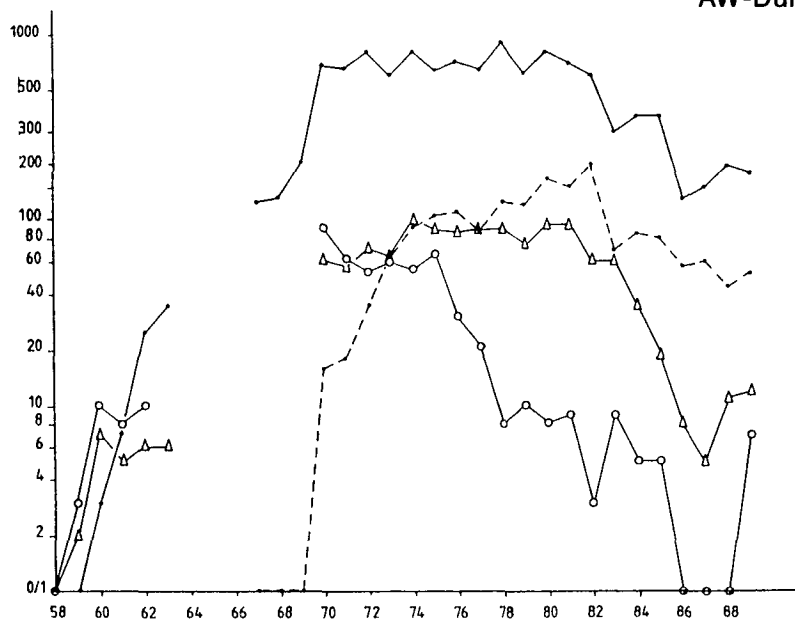
Door het ontstaan en vervolgens successievelijk dichtgroeien van kwelplassen en geulranden boden de infiltratiegebieden ook voor de Wintertaling, *Anas crecca*, slechts tijdelijk een goede levensruimte. Een daling van de aantallen, overigens ook landelijk geconstateerd, (SOVON 1987), manifesteerde zich heel duidelijk na 1975 (fig. 4). In de AW-duinen heeft een explosie van botulisme in 1976 de mortaliteit bij de adulte vogels sterk beïnvloed (Schellart & Vader 1977), hetgeen enigszins in fig. 4 naar voren komt. Ook zonder botulisme blijken de aantallen enorme schommelingen te vertonen.

### 5.4 De Bergeend

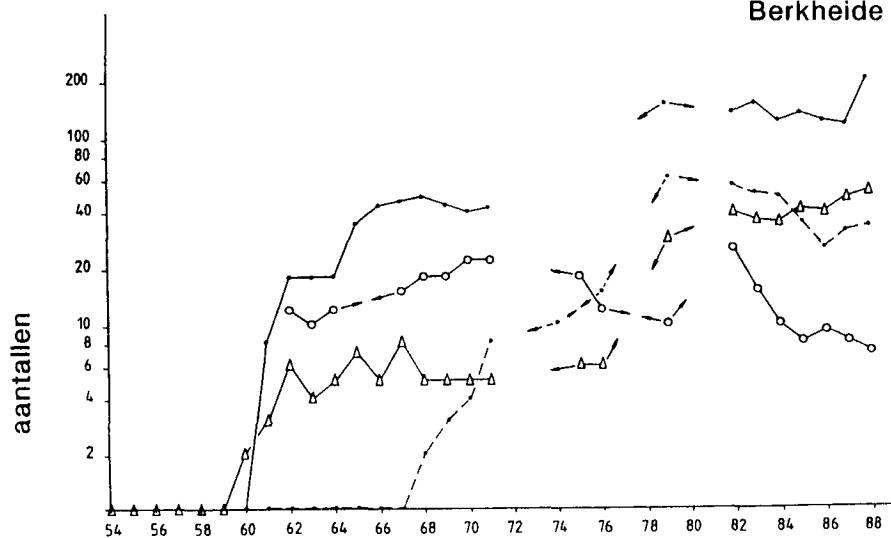
Voor de Bergeend, *Tadorna tadorna*, bieden de hoge aantallen konijnenholen in de duinen ruimschoots nestgelegenheid. In Meijndel was deze soort reeds voor de infiltratie als broedvogel bekend (fig.4). In de overige twee duingebieden heeft deze soort zich pas na de infiltratie gevestigd, en is vervolgens snel in aantal gestegen. In Berkheide blijft de stand groeien; in Meijndel stabiliseren de aantallen zich. In groot contrast hiermee zijn de aantallen bergeenden in de AW-duinen sinds 1982 sterk gedaald. In de AW-duinen zijn vaak bergeendenvleugels als prooiresten bij vossenburchten aangetroffen (Verdonk, interne rapporten GWA); derhalve kan men een effect van de vossenname zeker niet uitsluiten. Bejaging van de vos in West-Meijndel en Berkheide lijkt de kans op predatie te verminderen. Daarnaast is de foerageermogelijkheid voor deze bodemslibfilteraar, net als voor de Wintertaling en de Slobeend duidelijk afgenomen.

**Figuur 4.** Aantallen van Kuifeend, Krakeend, Bergeend en Wintertaling in de AW-duinen, Berkheide en Meijndel. (pagina hiernaast)

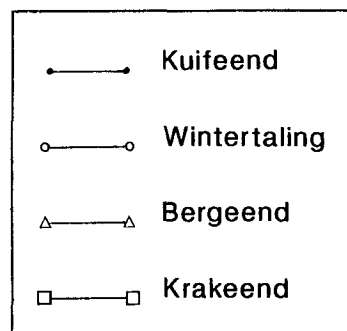
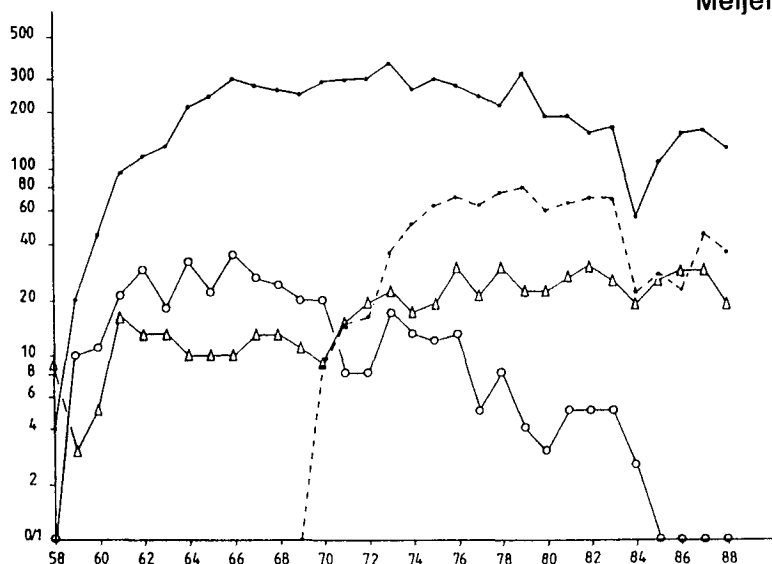
AW-Duinen



Berkheide



Meijendel



## 5.5 De Krakeend

De Krakeend, *Anas strepera*, heeft in snel tempo de Hollandse duinstreek gekoloniseerd vanaf 1970 (fig. 4). In enkele jaren tijd bereikten de aantallen een plafond. Ook in België (Voet en Benoy 1979), Engeland (Thomas 1980, Tuite & Owen 1984) en Frankrijk (Allouche & Tamisier 1984) bleek deze vegetariër in de zeventiger jaren snel in aantal toe te nemen. Alle infiltratiegebieden bieden goede foerageermogelijkheden door het grote aanbod van waterplanten, darmwieren, draad-algen en grassen. Kleptoparasitisme, het stelen van voedsel (waterplanten) op dieper duikende Meerkoeten (Amat 1984), is ook zo nu en dan in de Amsterdamse winkanalen waargenomen. Wat de nestelmogelijkheid betreft zijn de relatief dichte, hoge en aaneengesloten oevervegetaties evenzeer aantrekkelijk voor deze soort. In de tachtiger jaren heeft zich even een dalende trend gemanifesteerd, die wellicht iets met predatie door Vossen vandoen had. De laatste tijd herstellen de aantallen zich weer enigszins.

## 5.6 De Kuifeend

Ook de Kuifeend, *Aythya fuligula*, heeft onmiddellijk na het gereed komen van de infiltratiewerken, in snel tempo de duinwaterwingebieden gekoloniseerd (fig.4). Terzelfdertijd werd een snelle toename ook in België (Voet en Benoy 1979), Engeland (Tuite & Owen 1984, Thomas 1980), Finland (Siira & Eskelinen 1983) en Frankrijk (Lebreton & Rochette 1979) gesignaleerd. In de duinen bood het eutrofe rivierwater voor deze carnivore soort een rijkdom aan dierlijk voedsel, terwijl concurrentie door vissen door het regelmatig droog zetten van de geulen, uitbleef (Van Tol 1976). Eutrofiëring van het oppervlaktewater werd ook in Finland als bevorderende factor voor de Kuifeendenstand gezien (Siira & Eskelinen 1983). Sinds omstreeks 1975 wordt het rivierwater in Meijendel en de AW-duinen gedefosfateerd. In Berkheide wordt nu ook het ingelaten boezemwater voorgezuiverd doch de gepresenteerde telresultaten zijn allen verzameld in een periode dat nog geen enkele vorm van defosfatering plaatsvond. In Meijendel en de AW-duinen slibben de infiltratiepannen, sinds de defosfatering, niet meer zo snel dicht, waardoor schoningswerkzaamheden niet meer nodig waren. Daardoor kon de visstand zich ontwikkelen. Hoogst waarschijnlijk werd de totale biomassa dierlijk voedsel daardoor direct (door verminderd voedselaanbod) en indirect (door toename van predatie door vissen) verminderd.

In 1976 berekende van Tol (1976) reeds dat in Meijendel de "draagkracht" in termen van macrofauna-biomassa voor de Kuifeend reeds voor 70% was benut. De schoningsproef van pan 13 in Meijendel (Hoekstra en van der Hagen, deze bundel) ondersteunt indirect deze draagkrachthypothese. Het bleek dat in een visloze uitgangssituatie de aantallen macrofauna-etende eenden onmiddellijk toenamen, zodra het aquatische oecosysteem zich begon te ontwikkelen. Met behulp van een kwantitatief macrofauna-onderzoek moet het mogelijk zijn om de voedselbeperkings-hypothesen van van Tol nader te toetsen. In het voorjaar, wanneer een massaal aanbod van muggenlarven noodzakelijk is voor pullen en in zekere mate ook voor de adulte vogels, is deze voedselbron in de infiltratiegeulen in de AW-duinen zo goed als afwezig (Brinkhof & Hoyer 1990;

Baeyens *et al.*, in voorbereiding). In de kanalen is het aanbod "normaal" (ongeveer 20 x hoger) en daar werden ook tomen met pulli foeragerend aangetroffen, ondanks het feit dat juist de kanalen met witvis bevolkt zijn. In de Verenigde Staten is aangetoond dat meerdere soorten eenden een voorkeur vertonen voor visarme, voedselrijke bassins ten opzichte van wateren waarin het voedsel-aanbod grotendeels in vissemagen wordt geconsumeerd (Murkin & Kadlec 1986).

## 5.7 De Tafeleend

De Tafeleend (*Aythya ferina*) heeft, net als de Kuifeend, in snel tempo de infiltratiegebieden gekoloniseerd (fig. 4). Omstreeks 1980 trad in de twee zuidelijke duingebieden een afvlakking op; in de AW-duinen ging de soort snel over zijn top heen en volgt sinds 1982 een dalende trend, mogelijk samenhangend met predatie door vossen. Aan voedsel is voor deze herbivore eendesoot nergens gebrek. Ook wat betreft nestgelegenheid en verstoring door recreatie lijken duinwatergebieden goede mogelijkheden te bieden (Vader & Koning 1981). Waarom de Tafeleend de laatste tijd achteruit gaat in de AW-duinen en niet in de overige gebieden, is onvoldoende duidelijk. Met name in de AW-duinen was een toename te verwachten, gezien de recente uitbreiding van rietkragen, waarin Tafeleenden gaarne hun nest bouwen.

## 5.8 Samenvattend

Het aantalsverloop van de bestudeerde eendesooten kenmerkt zich door een kolonisatiefase in de eerste decade van infiltratie, een stabilisatiefase in de tweede decade en een aantalsafname in de derde (tabel 2).

Tabel 2. Aantalsontwikkelingen per soort, per gebied en per decade samengevat.

periode	1960-1970			1970-1980			1980-1990		
	GWA	EWR	DZH	GWA	EWR	DZH	GWA	EWR	DZH
Wilde eend	+	+	=	=	=	=	=	=	-
Slobeend	+	++	=	--	=	-	--	--	-
Kuifeend	++	++	++	=	+	=	--	=	-
Wintertaling	++	++	++	--	-	-	-	--	--
Bergeend	++	+	=	=	++	+	--	++	=
Krakeend	o	o	o	++	++	++	--	=	-

- + neemt toe
- ++ neemt sterk toe
- = schommelt om een stabiel niveau
- neemt af
- neemt sterk af
- o nog niet aanwezig

## 6. Relatie tussen aantallen en sturende factoren

Uitdrukkelijk wordt de lezer eraan herinnerd dat uitsluitend de aantallen broedparen, dus de volwassen vogels, zijn besproken. Predatie op legsels en pullen door bijv. kraaiachtigen, meeuwen en snoeken, wordt dus buiten beschouwing gelaten. Ook de anti-predatorfunctie van oeverbegroeiing en meeuwenkolonies wordt niet uitgediept evenmin als overige populatie-dynamische aspecten, zoals de verminderde interne populatie-aanwas en de veronderstelde vrije uitwisseling met andere populaties.

Wel kunnen we nu de aantalsbeïnvloedende factoren kritisch de revue laten passeren: nestgelegenheid, voedselaanbod en voedselconcurrentie, foerageergelegenheid, predatie en verstoring door recreatie of dienstverkeer. In een synoptische tabel (tabel 3) is per soort aangegeven in hoeverre factoren een rol (hebben) kunnen spelen.

**Tabel 3.** *Veronderstelde invloed van sturende factoren op de aantallen eenden.*

	Nestgelegenheid			Voedselaanbod			Foerageergelegenheid			Predatie		
	GWA	EWR	DZH	GWA	EWR	DZH	GWA	EWR	DZH	GWA	EWR	DZH
Wilde eend	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
Slobeend	=	=	=	↓	=	↓	↓	↓	↓	=	=	=
Wintertaling	=	=	=	↓	=	↓	↓	↓	↓	=	=	=
Bergeend	=	=	=	↓	=	↓	↓	↓	↓	↓	=	=
Krakeend	=	=	=	=	=	=	=	=	=	↓	?	↓
Kuifeend	=	=	=	↓	=	↓	=	=	=	↓	=	↓
Tafeleend	=	=	=	=	=	=	=	=	=	↓	=	=

= speelt hoogstwaarschijnlijk geen rol; is (voldoende) aanwezig

↓ veroorzaakt een aantalsdaling (of maakt een toename onmogelijk)

### 6.1 Nestgelegenheid

Wanneer we het nestgedrag in het veld vergelijken met wat bekend is over nestplaatsvoorkeur in de literatuur, blijken alle Hollandse duingebieden in principe geschikt voor alle genoemde eende-soorten. In de infiltratiegeulen kunnen echter plotselinge grote waterstandsschommelingen legsels doen wegspoelen of nesten doen scheefzakken. In de AW-duinen komt dit nogal eens voor omdat het waterpeil daar geregeld wordt op basis van natuurlijk verval; dan zijn plotselinge waterstandswisselingen in calamiteitssituaties soms onvermijdelijk (Van der Grijp & Verkade 1985 en eigen waarneming). In calamiteitsituaties, die in de AW-duinen in de laatste 5 jaar frequenter optreden dan bijv. in de zeventiger jaren, vallen de geulbodems nogal eens dras of droog (van Breukelen, in

voorbereiding), hetgeen ook een negatieve invloed heeft op het macrofauna-bestand (Baeyens *et al*, in voorbereiding).

Het frequent schommelen van het waterpeil zou tevens een verklaring kunnen bieden voor het feit dat in de AW-duinen de Kuifeend en de Tafeleend niet in rietkragen nestelen terwijl ze dat in Meijndel wel hebben "geleerd". Vogels die tussen het riet nestelen (en dus niet meer op de "vaste wal") hebben minder last van vossenpredatie; het broedsucces van Fuut, Waterhoen en Meerkoet is mede daarom hoger en ook de aantallen broedparen van deze soorten gaan in elk geval niet achteruit (mondel. mededeling H. Vader en H. Lucas).

## 6.2 Voedselaanbod, voedselconcurrentie en foerageergelegenheid

Uit de tellingen blijkt dat vooral de carnivore eendesoorten een dalende trend vertonen: Slobeend, Wintertaling, Bergeend en Kuifeend foerageren hoofdzakelijk op macrofauna en kunnen in de infiltratiegebieden van de AW-duinen en Meijndel last hebben van voedselconcurrentie door vissen. Vreemd genoeg hebben de vissen in de kanalen van de AW-duinen ogenschijnlijk geen nadelige invloed op het aanbod van macrofauna (Brinkhof & Hoyer 1990) want in de kanalen worden juist tomen met pulli waargenomen. Eén en ander hangt vermoedelijk samen met de verhoudingen waarin de eenden en hun voedselconcurrenten voorkomen (in de Amsterdamse winkanalen veel vissen doch zeer weinig Kuifeenden). In Berkheide, waar tot 1989 nagenoeg geen vissen in de infiltratiepannen zwommen, gaan de aantallen Kuifeenden en Bergeenden nog vooruit. Waarom de Wintertaling en de Slobeend daar dan wel in aantal afnemen, moet waarschijnlijk niet in termen van voedselaanbod dan wel in termen van foerageergelegenheid worden verklaard. Door vegetatiesuccessie zijn de omstandigheden voor Slobeend, Wintertaling en Bergeend (allen filtreerders van slib in ondiep water) overal duidelijk verslechterd. Voor duikeenden mag niet te veel van het wateroppervlak bedekt zijn door drijvend materiaal zoals flap (*Enteromorpha sp.* en *Spirogyra sp.*) en is een gemiddelde duikdiepte van 2 m optimaal. In alle beschouwde gebieden zijn deze omstandigheden ruimschoots aanwezig.

## 6.3 Predatie

Sinds 1982 betekent de komst van de Vos (Mulder 1988) een extra mortaliteitsfactor voor de volwassen vogels alsook voor hun broedsels. Bij het zoeken naar de meestal dichtbij het water gelegen eendenesten, wandelt de Vos bij voorkeur tussen waterlijn en oeverbegroeiing en snuffelt op zijn gemak de oever af. Houdt men het peil constant en hoog, dan wordt dit gemakkelijke zoekgedrag sterk verhinderd (Lucas en Bouwmeester, mondel. mededeling). Laat men de oevers verhouten met wilgen of ander dicht gesloten struikgewas, dan wordt de kans op predatie door zowel lucht- als grondpredatoren nog geringer.

Uit de aantalsfluctuaties lijkt het alsof de soorten een verschillende predatiegevoeligheid vertonen. In de aantallen van de Wilde eend is vooralsnog niets te merken. De Slobeend en de Wintertaling gingen reeds sterk achteruit vooraleer de Vos actief werd. In de AW-duinen lijken de aantal-

len van Bergeend, Krakeend, Kuifeend en Tafeleend sinds het begin van de tachtiger jaren plotse-ling snel te dalen. In Meijndel vertonen alleen Krakeend en Kuifeend dat fenomeen. Hebben de Bergeend en de Tafeleend in Meijndel een anti-predator-gedrag ontwikkeld, of worden hun aantallen snel aangevuld uit naburige populaties? We vermeldden reeds een wijziging in nestelgedrag, die bij de Tafeleend in Meijndel kennelijk een goede predatie-bescherming biedt. De Bergeend kan deze gedragsverandering als holenbroeder niet vertonen, doch bij de Krakeenden mag men wellicht wèl een toename verwachten, wanneer ook zij verkiezen tussen het Riet te nestelen.

Het lijkt erop alsof de eenden het in de vossenrijke AW-duinen het slechtst te stellen hebben, terwijl ze het in het vossenarme Berkheide relatief het beste doen.

#### **6.4 Verstoring door menselijke activiteiten**

Sinds 1978 is de recreatie in Berkheide in en om de infiltratiepannen zo goed als verboden; slechts op een enkel punt heeft de wandelaar uitzicht op het open water, dat vroeger bijna overal toegankelijk was. Het instellen van rust heeft voor de meeste soorten broedvogels zeer positief gewerkt, hetgeen ook uit de figuren 2 en 4 goed is af te lezen. In de overige infiltratiegebieden is nooit recreatie toegestaan. Alleen bedrijfsmatige activiteiten treden op, en dan nog zoveel mogelijk buiten het broedseizoen. Al met al zijn de infiltratiegebieden zo rustig, dat ze in dit opzicht als een afgesloten natuurgebied kunnen worden beschouwd. Er zijn geen redenen om te geloven dat menselijk verkeer de aantalsfluctuaties heeft beïnvloed, de "sluiting" van Berkheide uitgezonderd.

#### **6.5 Conclusie**

In Berkheide vertonen de aantallen voor de meeste soorten (nog) geen aantalsafname. Is vossenjacht dan toch gunstig voor eenden? Bedenk wel dat in Berkheide (nog) geen voedselconcurrentie optreedt, bij een hoog aanbod van voedsel- en nestelgelegenheid. De AW-duinen lijken zowel wat betreft voedselaanbod als predatie voor eenden het ongunstigst. In Meijndel is het beeld intermediair, hoewel alle macrofauna-eters achteruit gingen. Jammer genoeg zijn er steeds meerdere factoren tegelijkertijd verschillend, zodat we niet tot een definitieve uitspraak kunnen komen over de invloed van één factor.

### **7. Aanbevelingen voor beheer en onderzoek**

Wat betreft het beheer zijn de volgende voorspellingen of aanbevelingen te noemen:

- 1) Zonder aanvullend vegetatiebeheer gaat de successie door naar rietland en moerasbos. Vogels die open en/of grazige oevers prefereren, zullen (nog verder) in aantal dalen. Predatie van oudervogels en hun legsels zal echter afnemen.

- 2) Experimenten met maaien en afschuiven van oevers en kwelplassen zijn in 1989 en 1990 reeds bij meerdere bedrijven van start gegaan (zie ook Hoekstra en v/d Hagen in deze bundel). In hoeverre het aanbieden van open milieus ook de bewoners van deze milieus zal aantrekken, zal uit vervolgonderzoek moeten blijken. Toch kan nu reeds worden gezegd dat differentiërende beheersmaatregelen gunstig zijn, ook voor andere watervogels, steltlopers, *etc.* (zie Slings & Schekkerman in deze bundel). Daarnaast is de introductie van landschapsverjongende maatregelen (uitstuiven, plaggen en beweiden) ook voor de vochtminnende avifauna van voordeel.
- 3) Het wisselen van de waterstanden kan de foerageermogelijkheden bevorderen, doch verstoort het nestelen en geeft de Vos meer kans om broedende eenden te prederen. Daarom moeten wisselingen in waterstanden in het broedseizoen zo veel mogelijk worden beperkt. Het aanbod van foerageerstrandjes kan men constant houden wanneer men, op vaste locaties, hier en daar de oever boven de waterlijn afplagt en pioniervegetaties bestendigt.
- 4) Het beperken van verstoring door mensen geeft aan de schuwere soorten ook de mogelijkheden om tot broeden te komen. Daarom moeten werkzaamheden in het broedseizoen zoveel mogelijk vermeden worden.
- 5) Ondanks het mogelijke beschermend effect van vossenbejaging op het broedsucces van eenden, worden geen aanbevelingen tot regulatie van grote predatoren geformuleerd. Ten eerste blijven factoren als voedselaanbod, foerageergelegenheid en nestelmogelijkheid als sturende factoren werkzaam, of men nu wel of niet predatoren reguleert. Ten tweede ontwikkelen prooidieren meestal zelf gedragsaanpassingen wanneer de predatiedruk verandert. Wel zou meer gericht onderzoek naar de jachtwijze van de Vos het antwoord kunnen bieden op de geformuleerde hypothese dat men het jaaggedrag van de Vos kan beïnvloeden met hydrologisch beheer.
- 6) De noodzaak tot onderzoek blijft bestaan omdat zich nog steeds veranderingen voltrekken en zich nieuwe evenwichten instellen. Alleen al daarom is het noodzakelijk de broedvogeltellingen te blijven vervolgen, hetgeen met de nog steeds aanwezige en gemotiveerde vogelwerkgroepen kan worden gerealiseerd. Daarnaast moeten zowel de begroeiing als de fauna (vogels, vissen, macro-fauna, *etc.*) regelmatig worden geregistreerd. Bij het structureel opzetten van vegetatiekarteringen, bij het bepalen van macrofauna-aanbod, bij het monitoren van een visstand, en bij het bewaken van de waterkwaliteit en de algenontwikkeling kunnen de drinkwaterbedrijven een belangrijke ondersteuning geven. Dergelijk onderzoek zal ongetwijfeld bijdragen tot een beter begrip van de aantalsveranderingen die bij eenden en andere vogels optreden.



## 8. Literatuur

- Allouche, L. & A. Tamisier (1984) Feeding convergence of Gadwall, Coot and the other herbivorous waterfowl species wintering in the Camargue: a preliminary approach. *Wildfowl* 35: 135 - 142.
- Amat, J. (1982) The nesting biology of ducks in the Marismas of the Guadalquivir, South Western Spain. *Wildfowl* 33: 94 - 104.
- Amat, J. (1984) Interacciones entre los patos buceadores en una laguna meridional Espanola. *Donana Acta Vert.* 11: 105 - 123.
- Bengtson, S.A. (1972) Reproduction and fluctuations in the size of Duck populations at Lake Myvatn, Iceland. *Oikos* 23: 35 - 58.
- Brinkhof, E. & M. Hoyer (1990) *Macro-fauna-inventarisatie in de Amsterdamse Waterleidingduinen*. Gemeente-waterleidingen Amsterdam/ Hogeschool Midden Nederland Utrecht.
- Croin Michielsen, N. (red.) (1974) *Meijendel, Duin - Water - Leven*. V.Hoeve den Haag/Baarn
- Dijk, van H.W.J. (1984) *Invloeden van oppervlakte-infiltratie ten behoeve van duinwaterwinning op kruidachtige oevervegetaties*. Dissertatie Landbouwhogeschool Wageningen.
- Godin, P.R. & D.E. Joyner (1981) Pond ecology and its influence on Mallard use in Ontario, Canada. *Wildfowl* 32: 28 - 34.
- Grijp, van der B.L.S. & G.J. Verkade (1985) *Predatie door Vossen (Vulpes vulpes) in de Amsterdamse Waterleidingduinen*. Doktoraalverslag 837 Vakgroep Natuurbeheer Landbouwhogeschool Wageningen.
- Haapanen, A. & L.Nilsson (1979) Breeding waterfowl populations in Northern Fennoscandia. *Ornis Scand.* 10: 145 - 219.
- Kirby, R.E., J.H. Riechmann & L.M. Cowardin (1985) Home range and habitat use of forest-dwelling Mallards in Minnesota. *Wils. Bull.* 97: 215 - 219.
- Lebreton, Ph. & P. Rochette (1979) Nouvelles données démographiques a propos des Fuligules de Dombes. *Alauda* 47: 157 - 164.
- Mulder, J.L. (1982) De vos in de duinen. *Duin* 5: 26 - 30.
- Mulder, J.L. (1988) *De vos in het Noordhollands Duinreservaat - deel 2: het voedsel van de vos*. RIN-rapport. 88/42. RIN Arnhem/PWN Bloemendaal.
- Murkin, H.R. & J.A. Kadlec (1986) Relationships between waterfowl and macroinvertebrate densities in a Northern prairie marsh. *J. Wildl. Manage.* 50: 212 - 217.
- Ommering, van G. & T. Verstrael (1987) *Vogels van Berkheide: 10 jaar vogelpopulatie-onderzoek in het duingebied Berkheide*. Werkgroep Berkheide/Stichting Publikatiefonds Duinen Leiden.
- Schellart, J. & H. Vader (1977) Botulisme in de duinwaterwinplaats. *Waterwereld* 30: 38 - 42.
- Siira, J. & O. Eskelinen (1983) Changes in the abundance of breeding waterfowl in the Liminka Bay in 1954-1981. *Finn. Game Res.* 40: 105 - 121.
- SOVON (1987) *Atlas van de Nederlandse vogels*. Arnhem.
- Tanger, D. & P.J. Zomerdijk (1985) De Slobeend in Noord-Holland. *De Graspieper* 5: 10 - 22.
- Thomas, G.J. (1980) The ecology of breeding waterfowl at the Ouse Washes, England. *Wildfowl* 31: 73 - 88.
- Tol, J. van (1976) *Een onderzoek naar de populatie-oecologie van de Kuifeend, in het bijzonder in het gebied van de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage*. Doctoraalverslag Vakgroep Dieroecologie, RUL.
- Tuite, C.H., Owen & M. Owen (1984) Breeding waterfowl on British inland waters in 1980. *Wildfowl* 35: 157-172.
- Vader, H. (1984) Gaat de vogelstand in de AW-duinen achteruit? *Duin* 7: 12 - 15.
- Vader, H. & F.J. Koning (1981) Kunstmatige duinmeren als broedgebieden voor watervogels. *Watervogels* 6: 148 - 159.
- Voet, H. & L. Benoy (1979) Het natuurreservaat te Oorderen-Antwerpen als broedgebied en pleisterplaats voor watervogels. *De Giervalk* 69: 111 - 156.
- Wright, R. & M. Street (1985) The influence of fish on the survival of wildfowl broods. *Game Conserv. Ann. Rev.* 1016: 77 - 88.

## **Deel 2**

# **REGENERATIE**



## Regeneratie van vochtige duinvalleien

E.G.M. Louman, *Waterleidingbedrijf Zuid-Kennemerland*<sup>1</sup>, Postbus 6085, 2001 HB Haarlem

Q.L. Slings, *N.V. PWN Waterleidingbedrijf Noord-Holland*, Postbus 5, 2060 BA Bloemendaal

### Samenvatting

*De komende jaren wordt in een aantal nederlandse duingebieden de grondwaterwinning verminderd om de regeneratie van vochtige duinvalleien te bevorderen.*

*Eén van de effecten van vernatting is een sterke verruiging van de begroeiing. Mogelijke oorzaken hiervoor zijn onder meer bodemprocessen en het afsterven van de huidige begroeiing.*

*Om op korte termijn regeneratie van vochtige duinvalleien te bewerkstelligen zijn natuurbeheersmaatregelen noodzakelijk. Een mogelijke toekomstgerichte beheersvisie is procesbeheer. In het beginstadium zijn refugium- en herstelbeheer nodig.*

### 1. Inleiding

In een natuurlijk, ongestoord duinmilieu kan men in vochtige duinvalleien een soortenrijke, vochtminnende vegetatie aantreffen, die een hoge natuurwaarde vertegenwoordigt. In een groot deel van het nederlandse duingebied zijn de vochtige valleien nagenoeg geheel verdwenen of sterk achteruitgegaan als gevolg van verdroging (Bakker *et al.*, 1979). De daling van de grondwaterstand kan voor een belangrijk deel worden toegeschreven aan de grondwaterwinning, en daarnaast onder meer aan kustafslag, vastlegging van het duin, bebossing, verlaging van de polderpeilen en bebouwing (Stuyfzand, 1987).

Sinds een tiental jaren staat het idee van regeneratie van duinvalleien in de belangstelling. Dit vindt zijn oorsprong in het onderzoek van Bakker *et al.* (1979, 1981), waarin wordt gesteld dat het nederlandse duingebied van oudsher voor zeker een derde deel uit vochtige valleien bestond, en dat daar tegenwoordig bijna niets meer van over is. De laatste jaren is op beleidsniveau in de belangenafweging tussen natuur- en landschapsbehoud enerzijds en drinkwatervoorziening anderzijds het natuurbelang een grotere rol gaan spelen. Daarnaast zijn er technieken ontwikkeld, waarmee de effecten van de waterwinning mogelijk kunnen worden verminderd: diep-infiltratie en voorzuivering.

Deze ontwikkelingen hebben er toe geleid dat in het rijksbeleid ten aanzien van de openbare drinkwatervoorziening de regeneratie van vochtige duinvalleien een belangrijk thema is geworden.

---

<sup>1</sup> Tegenwoordig adres: Bureau Duin+Kust, Postbus 15, 2300 AA Leiden

Met betrekking tot de waterwinning wordt gesteld dat moet worden overgegaan op diep-infiltratie (Ministerie VROM en V&W, 1984) of op extensivering en beëindiging van de waterwinning, indien dit uit het oogpunt van de watervoorziening verantwoord is (Ministerie CRM, 1984). In het Natuurbeleidsplan (Ministerie L&V, 1989) is het nastreven van een meer natuurlijke hydrologische situatie, waaronder het opnieuw ontwikkelen van natuurlijke vochtige duinvalleien en duinmeeren, als belangrijk beleidsaccent voor het duingebied opgenomen.

In Noord-Holland zijn de plannen voor vermindering van de waterwinning in de duinen ten gunste van regeneratie in een vergevorderd stadium. In het Provinciaal Grondwaterplan (Provincie Noord-Holland, 1986) is het voornemen vastgelegd om de waterwinning van het Waterleidingbedrijf Zuid-Kennemerland in de Kennemerduinen sterk te verminderen teneinde regeneratie te bevorderen.

De provincie Zuid-Holland ziet blijkens een regeneratie-nota (Dienst Ruimte & Groen Zuid-Holland, 1989) voor Berkheide, Meijendel, de Luchterduinen en de Middelduinen op Goeree goede kansen voor regeneratie door vermindering van de waterwinning.

In Zeeland zal de waterwinning in het duingebied Oranjezon op Walcheren worden verminderd (Natuurbeschermingsraad, 1988).

Naast het overheidsbeleid zijn er ontwikkelingen bij de waterleidingbedrijven zelf gaande. Zo heeft het Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland besloten om in een deel van het Noordhollands Duinreservaat de winning van natuurlijk duingrondwater vijf jaar stop te zetten ten behoeve van onderzoek gericht op regeneratie. Daarnaast heeft het bedrijf een besluit in voorbereiding om de duingrondwaterwinning structureel terug te dringen teneinde regeneratie te bevorderen.

Het *doel* van de regeneratie van vochtige duinvalleien is tweeledig:

1. Natuurlijke patronen en processen in relatie tot de grondwaterhuishouding opnieuw tot ontwikkeling laten komen (Provinciaal Grondwaterplan Noord-Holland, 1986).
2. De ontwikkeling van karakteristieke vochtige duinvalleivegetaties, met name soortenrijke kruidenvegetaties, en in samenhang hiermee de vestiging of uitbreiding van karakteristieke diersoorten in de daarvoor in aanmerking komende terreindelen (beherende instanties in de Kennemerduinen en omgeving; in Louman, 1989).

Alhoewel het begrip regeneratie doet denken aan de situatie in de duinen in de vorige eeuw, wordt met de regeneratie van vochtige duinvalleien niet gestreefd naar "terug naar vroeger". Dit is in veel gevallen ook niet mogelijk, omdat er onomkeerbare veranderingen hebben plaats gevonden.

Zoals uit dit artikel zal blijken zijn er twee *voorwaarden* voor regeneratie: ten eerste het herstel van de natuurlijke waterhuishouding (Provincie Noord-Holland, 1986; Dienst Ruimte en Groen Zuid-Holland, 1989; beheersnota's van het Provinciaal Waterleidingbedrijf Noord-Holland (Provincie Noord-Holland, 1985 en de Stichting Het Nationale Park de Kennemerduinen 1984) en ten tweede natuurbeheer (Provincie Noord-Holland, 1986; genoemde beheersnota's).

Tot nu toe heeft vernatting slechts in twee nederlandse duingebieden op enige schaal plaatsgevonden: in de Zeepeduinen op Schouwen (zie Beijersbergen, deze bundel) en in de Grafelijkheidsduinen nabij Den Helder. In deze terreinen is de grondwaterwinning teruggebracht, zij het niet vanuit natuurbehoudsoverwegingen maar op waterwintechische gronden. Er is tot nu toe weinig beheer specifiek gericht op vernatting toegepast, alleen in beperkte mate in de Zeepeduinen. De gedachtevorming hieromtrent is nog niet uitgekristalliseerd.

Met dit artikel wordt beoogd om een overzicht te geven van de kennis en gedachten ten aanzien van de genoemde aspecten van regeneratie van vochtige duinvalleien. Het artikel begint met een beschrijving van het duinvallei-ecosysteem (§2) en de veranderingen als gevolg van verdroging (§3). In §4 wordt een aantal effecten van vernatting beschreven, waarna in §5 een mogelijk beheerskader wordt gepresenteerd. We richten ons speciaal op kalkrijke, secundaire, d.w.z. door uitstuiving tot bij het grondwater ontstane valleien, die verdroogd zijn. Met vochtige valleien worden "vochtige tot natte valleien" aangeduid. We beperken ons tot flora en vegetatie.

## 2. Het ecosysteem van vochtige duinvalleien

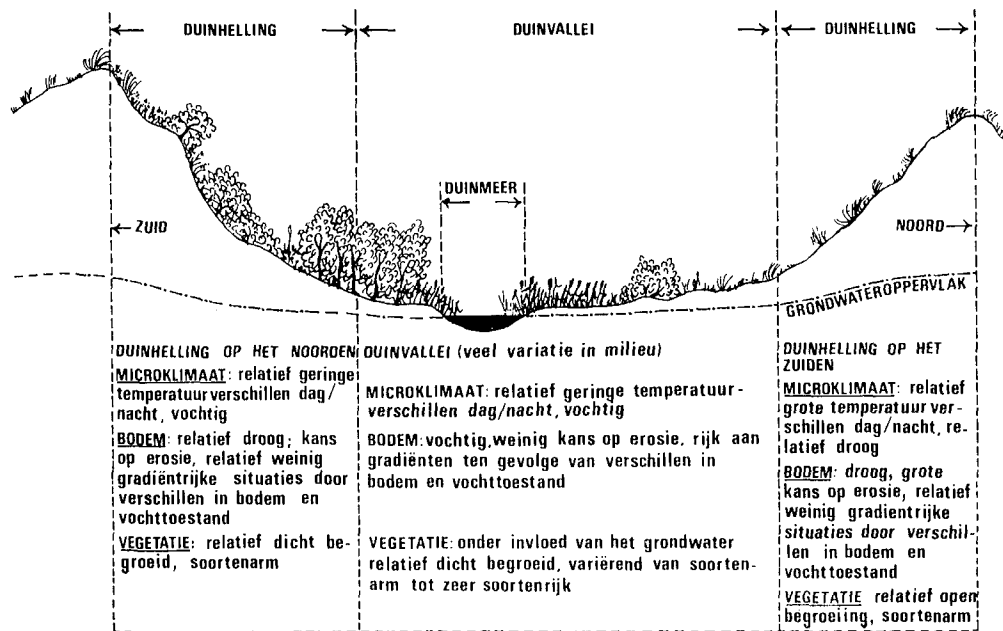
### 2.1 Het natuurlijk geordende duin

Het natuurlijk geordende duin kent een hoge mate van zelfregulatie. Door uitstuiving tot op het grondwater ontstaan telkens weer nieuwe pioniermilieu's van vochtige duinvalleien. Door de dynamische omstandigheden in een actief stuivende vallei met een hoge grondwaterstand is de vegetatie-ontwikkeling traag. De waardevolle pionierstadia blijven hierdoor lang in stand. Het natuurlijk geordende duin en in het bijzonder vochtige duinvalleien kennen een grote ruimtelijke en temporele variatie van het abiotisch milieu, zowel binnen een duinvallei als in het duingebied als geheel (Figuur 1, Bakker *et al.*, 1979). Door de inwerking van de vegetatie ontstaan nog fijnere milieverschillen. Deze variatie vormt samen met de voortdurende verstuuving, de hoge begrazingsdruk door het konijn en de trage vegetatie-ontwikkeling de basis voor de floristische rijkdom en de rijkdom aan waardevolle vegetatietypen in vochtige duinvalleien.

#### 2.1.1 Klimaat en moedermateriaal

Door de ligging bij de zee staat er in de duinen vaak een harde wind, die met zand en zout beladen kan zijn. Op veel plaatsen heerst een extreem micro-klimaat: hoge temperaturen overdag wisselen af met nachtelijke vorst. Bomen en hoge struiken zijn hier slecht tegen bestand. De successie naar bos is in de natuurlijk geordende duinen dan ook geen vanzelfsprekendheid.

Het moedermateriaal bestaat uit kalkrijk kwartsand. Verschillen in minerale samenstelling komen voor (Eisma, 1968) evenals verschillen in korrelgrootteverdeling. In hoeverre deze fysische en chemische verschillen van belang zijn voor de plantengroei is, met uitzondering van het kalkgehalte, niet bekend.



**Figuur 1.** Globaal overzicht van microklimaat, bodem en vegetatie in een vochtige duinvallei en op de omliggende duinhellingen (Bakker et al. 1979)

### 2.1.2 Micro-reliëf

Door continue verstuiwing ontstaan langs en in de valleien veel reliëfverschillen: het micro-reliëf, met kleine duintjes van verschillende hoogte, steilte en exposities, en valleitjes aan de voet van deze duintjes. In samenhang met verschillen in het micro-reliëf ontwikkelen zich op een klein oppervlak grote verschillen in micro-klimaat, grondwaterhuishouding en bodemontwikkeling. Op den duur ontstaan door uitloging schrale, relatief zure duintopjes en bovenhellingen, die via kalk- en voedselrijkere hellingvoeten overgaan in onder invloed van kalkrijk grondwater staande, nog iets voedselrijkere valleitjes. Op deze manier komen al naar gelang het hoogteverschil en de steilte van de helling abrupte of juist geleidelijke overgangen tot stand tussen de genoemde abiotische factoren. Bij geleidelijke gradiënten kan een stabiele, mesotrofe toestand tot ontwikkeling komen (Londo, 1971), die gepaard kan gaan aan een grote soortenrijkdom.

De reliëfverschillen stellen eenjarige duinvalleisoorten in staat extreem natte of droge omstandigheden te overleven, doordat deze soorten kunnen "pendelen" langs de duintjes (Londo, 1971; Den Nijs et al., 1990).

### 2.1.3 Grondwater

De grondwaterhuishouding kent een fysische en een chemische component. Door het micro-reliëf komen er binnen een vochtige vallei verschillen in grondwaterstand en daarmee samenhangend in vochtgehalte voor: de lage delen zijn permanent of een groot deel van het jaar geïnundeerd, de natte en vochtige delen vallen gedurende (een deel van) het groeiseizoen droog, en de kopjes blij-

ven gedurende het gehele jaar droog. Deze variaties zijn onderworpen aan de seizoensfluctuatie van de grondwaterspiegel, die 's winters veel hoger is dan 's zomers. Het natuurlijke fluktuatietraject bedraagt 45-60 cm/jaar (Bakker *et al.*, 1979).

In vochtige valleien kunnen meerdere chemisch verschillende grondwatermassa's aan of vlak onder het bodemoppervlak voorkomen (Pruijt, 1984; Stuyfzand & Moberts, 1987):

- *Lokaal valleigrondwater.*

Dit is recent geïnfiltreerd regenwater, dat vooral wordt beïnvloed door het contact met de val-leivegetatie en de bovenste bodemlaag, die in de vallei een relatief hoog gehalte aan organische stof bevat. Dit water is daardoor relatief zuurstofrijk, kalkarm en zuur. Vanwege de korte verblijftijd in de bodem zijn de verschillen met het oorspronkelijke regenwater nog niet zo groot.

- *Ondiep duinruggrondwater.*

Dit water vindt zijn oorsprong in de aangrenzende hoge duinen waar het in de meeste gevallen nauwelijks beïnvloed wordt door de schrale vegetatie en de humusarme bodem. Onderweg naar het grondwater heeft het een zeer dikke onverzadigde zone in het zandpakket doorstroomd.

- *Diep duingrondwater.*

Dit water is afkomstig van het duinmassief, waarvan de vallei deel uitmaakt (regionaal grondwater). Het ontleent zijn eigenschappen aan de langdurige verblijftijd in de ondergrond, waarbij het ook met verschillende bodemlagen, bijvoorbeeld veenlensjes, in contact kan hebben gestaan (Stuyfzand & Moberts, 1987). Het is zuurstofarm, basisch, kalkrijk en, afhankelijk van de eigenschappen van de geologische afzettingen waarmee het in contact heeft gestaan, voedselarm of relatief voedselrijk.

Afhankelijk van het ruimtelijke patroon van kwel en inzijging verschilt de grondwaterkwaliteit binnen een vallei van plek tot plek. Deze differentiatie leidt tot verschillen in soortensamenstelling van de begroeiing.

#### 2.1.4 Bodem

In de bodem van natuurlijke vochtige duinvalleien zijn met name vochtgehalte, organische stofgehalte en nutriëntenhuishouding voor de planten van belang.

De voedselarmoede van het moedermateriaal maakt dat nutriënten vrijwel geheel afkomstig zijn uit mineralisatie van organische stof. De productie van biomassa door de plantengroei is gering. Daar komt nog bij dat het afgestorven materiaal onder natte omstandigheden slechts langzaam afbreekt. Bepaalde begroeiingen produceren bovendien moeilijk afbreekbaar strooisel. Hierdoor zijn er steeds weinig nutriënten beschikbaar.

Chemische processen in periodiek natte valleibodems houden voorts de concentratie van voor planten opneembare stikstof- en fosforverbindingen laag (Verhoeven, 1985). Sommige metalen daarentegen kunnen in voor planten toxische concentraties voorkomen.

In het bijzonder wanneer vochtige valleien in een sterk stuivende omgeving liggen, is de snelheid van bodemontwikkeling door de geringe productie en langzame strooiselafbraak laag. Doordat kalkrijk grondwater periodiek tot aan het maaiveld opstijgt, is de uitloging door percolerend regen-



water gering. De successie is als gevolg hiervan eveneens een traag proces. De verschillende successtadiïa, vooral de vroege, blijven daardoor zonder menselijk ingrijpen langdurig in stand.

### 2.1.5 Vegetatie

Tot de pioniergemeenschappen van duinvalleien behoren de Waterpunge-Oeverkruidassociatie (met onder meer Oeverkruid, Waterpunge, Zilte waterranonkel, Kleine Waterweegbree en Late zegge) en de Associatie van Strandduizendguldenkruid en Krielparnassia (met o.a. Strandduizendguldenkruid, Krielparnassia, Fraai duizendguldenkruid, Slanke duingentiaan, Dwergglas en Dwergbloem), resp. behorende tot het Oeverkruid- en het Dwergbiezenverbond (Westhoff & Den Held, 1969). Eerstgenoemde associatie is gebonden aan de lage delen van een vallei, die een groot deel van het jaar geïnundeerd zijn. De tweede pioniergemeenschap koloniseert de natte tot vochtige plekken en vereist een reliëfgradiënt vanwege de overstromingsgevoeligheid van de betreffende plantesoorten (Schat, 1982).

In een later stadium komen de Gemeenschap van Parnassia en Duinrus en de Knopbies-associatie (met onder andere Knopbies, Vleeskleurige orchis, Moeraswespenorchis, Zeegroene zegge en Geelhartje) hiervoor in de plaats, de eerste als vroege fase van de laatstgenoemde associatie. Deze kan op den duur door overstuiving overgaan in de Associatie van Duinriet en Addertong (met onder andere Drienervige zegge en Kruipwilg). Deze drie associaties behoren tot het Knopbiesverbond. De Knopbies-associatie is sterk humusvormend, waardoor de minerale bodem zich in de loop van de successie tot een steeds voedselrijkere, organische bodem ontwikkelt.

De kenmerkende soorten zijn doorgaans kleine gras- en kruidachtigen. Het zijn freatofyten<sup>2</sup>, die gebonden zijn aan voedselarme (tot matig voedselrijke) en kalkrijke (tot zwak zure) standplaatsen.

### 2.1.6 Fauna

Konijnen komen in de duinen in grote aantallen voor. Zij kunnen de successie sterk vertragen en beïnvloeden door hun eetgedrag de samenstelling van de vegetaties. Naast de extreme abiotiek vormt het konijn één van de sleutelfactoren van het duinecosysteem (van Leeuwen & van der Maarel, 1971; van der Maarel & Leertouwer, 1967).

## 2.2 Het veranderde duin

Het huidige duinmilieu verschilt op een aantal punten van het natuurlijk geordende duin:

- *Luchtverontreiniging:*

Hierdoor komen verzurende en vermestende stoffen in grondwater en bodem terecht.

---

<sup>2</sup> Freatofyten: plantesoorten die in een bepaald gebied in hun voorkomen uitsluitend of voornamelijk beperkt zijn tot de invloedssfeer van het freatisch water of grondwater (Londo, 1988).

- *Eutrofiëring:*  
Plaatselijk is door de infiltratie van gebiedsvreemd water maar ook bijv. door dennenaanplant de samenstelling van grondwater en bodem veranderd, waarbij het voedingsstoffenaanbod veelal toenam.
- *Vastlegging:*  
Door toedoen van de mens zijn de duinen begroeid geraakt met een moeilijk in verstuiving gerakend plantendek zodat verstuiving, zeker van voldoende omvang om het grondwater te bereiken, niet meer mogelijk is. Vooral het fixeren van de zeereep is in dit opzicht van belang. Het zeer dynamische proces van parabolvorming en de daarmee samenhangende inbraken van de zee (Vanhouten, 1939; Doing 1988) wordt hierdoor verhinderd. Doordat de omstandigheden veel minder dynamisch zijn is de successie veel verder voortgeschreden. Voor de pioniersoorten van vochtige duinvalleien zijn deze latere successiestadia ongeschikt.
- *Verdroging:*  
Dit zeer belangrijke kenmerk van het veranderde duin, waarvan de oorzaken reeds in de inleiding genoemd werden, zal afzonderlijk toegelicht worden (§3).

### 3. Effecten van verdroging in vochtige duinvalleien

Ten gevolge van verdroging zijn er in de oorspronkelijk vochtige valleien grote veranderingen opgetreden.

#### 3.1 Grondwaterhuishouding

Door de gemiddelde daling van de grondwaterstand is het vochtgehalte van de voor de plantengroei belangrijke bovenste decimeters van de bodem eveneens afgenomen. Doordat de dempende werking van het grondwater op de temperatuur-gestuurde bodemprocessen hier wegviel, is een in dit opzicht extremere standplaats ontstaan.

Op plaatsen waar het grondwater na de verdroging nog wel hier en daar in de nabijheid van het maaiveld bleef, is de chemische samenstelling veranderd. Doordat het oppervlak aan open water is afgenomen, is de aanvoer van het diepe duingrondwater waarschijnlijk verminderd en in plaats hiervan is het aandeel lokaal valleigrondwater, met een regenwaterachtige samenstelling, juist toegenomen.

#### 3.2 Bodem

Door de afname van het vochtgehalte is de doorluchting van de bodem toegenomen, waardoor de mineralisatie is gestimuleerd. In eerste instantie zijn hierdoor veel nutriënten beschikbaar gekomen. Door uitloging (nu niet meer gecompenseerd door opstijgend grondwater) is de bodem echter gaandeweg steeds zuurder geworden.

### 3.3 Vegetatie

In eerste instantie is de grondwatergebonden vegetatie massaal afgestorven, hetgeen in combinatie met de toegenomen doorluchting van de bodem geleid heeft tot het plotseling vrij komen van grote hoeveelheden nutriënten. Hierdoor zijn aanvankelijk waarschijnlijk ruige vegetaties ontstaan, met onder meer Duinriet en/of hoog uitgroeiende kruipwilg- en duindoornstruwelen. Na verloop van tijd zijn hieruit de huidige verdrogingsvegetaties ontstaan (Doing, 1988). In het Noordhollands Duinreservaat en de Kennemerduinen kunnen thans twee verschillende typen verdrogingsvegetaties onderscheiden worden:

- *Schrале verdrogingsvegetaties.*

Dit zijn schrale duinschapegrasweiden (Doing, 1988) met Fijn schapegras, Grote tijm, Gewone veldbies, Duinwalstro, duinpaardebloemen en mossen, mozaïekvormig afgewisseld met kruipwilgpollen, die mede onder invloed van konijnenbegrazing ontstaan zijn (Kruijzen & Slings, in prep). Verdrogingsresistente freatofyten als Zeegroene zegge en diepwortelende soorten als Knopbies hebben zich in deze vegetaties lang, maar niet onbeperkt, kunnen handhaven (Doing, 1964; Ernst & Van der Ham, 1988; Slings & De Vries, 1977). Deze schrale verdrogingsvegetaties met relictsoorten worden vooral in onbewerkte valleien in het Noordhollands Duinreservaat aangetroffen.

- *Ruige verdrogingsvegetaties.*

Dit zijn struwelen met Duindoorn of Wilde liguster als dominante struweelsoorten of gemengde struwelen, waarin naast deze twee soorten ook Kruipwilg voorkomt. De struwelen zijn dicht, hoog en soortenarm. De ondergroei bestaat uit soorten als Duinriet, Grote brandnetel en Zandzegge. Relictsoorten zijn niet of nauwelijks meer aanwezig (Louman, 1989). In de Kennemerduinen komen deze ruige struweelrijke verdrogingsvegetaties over grote oppervlakken voor, zowel op bewerkte als onbewerkte bodems (Louman, 1989). In het Noordhollands Duinreservaat treft men deze vegetaties meestal op bewerkte grond aan.

De overgebleven restanten van vochtige valleivegetaties, de zogenaamde refugia, vertonen vaak een kunstmatig karakter. Ze worden gevonden in bomtrechters, explosiekuilen, langs oevers van gegraven duinmeren en door bodemverdichting vochtige wegen. De refugia zijn in het algemeen klein en liggen ver uiteen. Door de verkleining van de populaties, de geïsoleerde ligging en de verminderde zaadverspreiding via het oppervlaktewater en door (water)vogels is de uitwisseling van genetisch materiaal sterk afgenomen (den Nijs *et al.*, 1990). Deze processen hebben geleid tot een voortgaande verarming van de refugia.

## 4. Effecten van vernatting in verdroogde duinvalleien

Vernatting heeft vanaf 1978 in de Zeepeduinen en vanaf 1981 in de Grafelijkheidsduinen plaatsgevonden. In beide gebieden is het grondwater 50 tot 70 centimeter gestegen. Thans is de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand in de laagste terreindelen 30 tot 50 centimeter boven maaiveld (resp. WMZ, 1984; Ten Haaf & Bakker, 1986).

## 4.1 Grondwaterhuishouding

De hydrologische evenwichtssituatie heeft zich 1,5 à 2 jaar na het begin van de stijging van het grondwater ingesteld. De door de vernatting geïnitieerde vegetatie-ontwikkelingen zijn echter veel langer blijven doorgaan (Louman, 1989).

## 4.2 Bodem

In de Zeepedünen zijn in drie jaar tijd de gehalten organische stof, stikstof, totaal- en ortho-fosfaat afgenomen. Het organische stof-gehalte is met 30 tot 50 volumeprocent verminderd (gegevens PWS Zeeland; in: Louman, 1989). Een mogelijke oorzaak voor deze afname is een toename van de mineralisatie onder invloed van de grondwaterstandsverhoging. Ook in vernattingsexperimenten in duingrond onder geconditioneerde omstandigheden is een toename van de mineralisatie van stikstof waargenomen (Van Beckhoven, 1987; Van Beckhoven & Ernst, deze bundel). In langdurig, zeer natte bodems zullen waarschijnlijk anaërobe omstandigheden ontstaan, waardoor de mineralisatie uiteindelijk zeer laag zal worden (Klijn, 1979).

Een ander mogelijk effect van de grondwaterstandstijging zijn veranderingen in oxidatie-reductieprocessen. In droge bodems is fosfaat gebonden aan  $\text{Fe}^{3+}$ . Als anaërobe omstandigheden optreden wordt  $\text{Fe}^{3+}$  gereduceerd tot  $\text{Fe}^{2+}$ , waardoor het aan ijzer gebonden fosfaat grotendeels in oplossing komt (Van Dijk, 1985).

In de Zeepedünen is op een aantal locaties het kalkgehalte afgenomen, op andere locaties daarentegen is het toegenomen (gegevens PWS Zeeland). De verandering van het kalkgehalte is waarschijnlijk afhankelijk van de specifieke omstandigheden, die onder meer bepaald worden door het kalkgehalte van het uitgangsmateriaal (zie Beijersbergen, deze bundel). De pH vertoont een overeenkomstig beeld, zij het niet op dezelfde locaties. Bij de verandering van pH speelt de buffering van het systeem door calciumcarbonaat waarschijnlijk een rol.

## 4.3 Vegetatie

In de ontkalkte valleien in de Zeepedünen bestond de begroeiing uit een lage kruipwilgheide met veel korst- en bladmossen, die zich in de jaren van geleidelijke verdroging gevestigd had. Onder invloed van vernatting is de vegetatie veel soortenarmer geworden. De valleien zijn begroeid geraakt met een dicht en tot 2 meter hoog struweel met Kruipwilg. Weinig kritische vochtsoorten hebben zich gehandhaafd of gevestigd. Opvallend is de explosieve uitbreiding van Gewoon sikkelmoss. Aan de randen van de valleien heeft zich een dicht duindoornstruweel ontwikkeld (WMZ, 1984; Beijersbergen, deze bundel).

In de kalkarme Grafelijkheidsduinen bestond de begroeiing uit soortenrijke heidevegetaties. Onder invloed van vernatting heeft zich in het lagergelegen deel een dichte Rietvegetatie ontwikkeld. Langs de randen van het rietveld hebben Duinrus, Zwarte Zegge en Drienerfzegge zich

gevestigd in een grofkorrelig mozaïek. Op hogergelegen plekken is een zeer soortenarme, dichte Duinrietmat met uitgeschoten Kruidwilg ontstaan (mond. med. C. ten Haaf, J.W. Nieuwenhuis; gegevens van Provinciale Milieu-inventarisatie Noord-Holland; in: Louman, 1989)

#### 4.4 Conclusie

Op korte en middellange termijn resulteert de verhoging van de grondwaterstand niet zondermeer in de gewenste vegetatie-ontwikkelingen. Enerzijds vormt de huidige situatie hiervoor een te grote belemmering. In verdroogde valleien worden bodems en vegetaties aangetroffen, die sterk afwijken van de situatie in vochtige valleien. Daarnaast veroorzaakt vernatting op zich ook effecten:

- a. effect op mineralisatie;
- b. effect op fosfaatbeschikbaarheid;
- c. afsterven van de droogteminnende vegetatie;
- d. verstoring als gevolg van de vrij plotselinge tamelijk grote verandering van de grondwaterstand.

De genoemde effecten op bodemprocessen spelen waarschijnlijk een rol maar er zijn te weinig gegevens bekend om van een causale relatie met de vegetatie-ontwikkelingen te kunnen spreken.

De stijging van het grondwater zal in het algemeen een sterke verruiging van de begroeiing met zich meebrengen. De weinige nog resterende refugia zullen verdwijnen, hetzij door het afsterven van de vegetatie, hetzij door verruiging.

Om op korte termijn regeneratie van vochtige duinvalleien te bewerkstelligen zijn natuurbeheersmaatregelen noodzakelijk. Hiermee kunnen de potenties die worden gecreëerd door het hydrologisch herstel ook daadwerkelijk worden verwezenlijkt. Naast vermindering van de grondwaterwinning is natuurbeheer dan ook een noodzakelijke voorwaarde voor de regeneratie van vochtige duinvalleien.

## 5. Regeneratie van vochtige duinvalleien: de rol van natuurbeheer

### 5.1 Landschapsecologische grondslag voor het natuurbeheer

Procesbeheer is een beheersvisie die er van uitgaat dat voor bepaalde landschappen, zoals de duinen, de natuurwaarde zo goed mogelijk gewaarborgd is wanneer aan de kenmerkende sleutelprocessen zo min mogelijk beperkingen worden opgelegd. In deze visie dient de mens, dus ook de beheerder, zich zoveel mogelijk van de spontaan optredende processen afzijdig te houden. Op de lange termijn biedt dit de meeste zekerheid ten aanzien van het blijvend voortbestaan van het aan de beheerder toevertrouwde ecosysteem in de meest karakteristieke vorm. In deze beheersvisie is niet de grootst mogelijke natuurlijke diversiteit de norm, maar de mate van natuurlijkheid. Het procesbeheer is dus een bij uitstek toekomstgerichte beheersvisie.

Procesbeheer is echter beslist niet synoniem met non-interventie. Dit laatste kan alleen bestaan in volledig onaangetaste natuurgebieden, waarin met geen enkele andere functie rekening behoeft te worden gehouden. In de hedendaagse duinen stellen de andere duingebonden functies (kustverdediging, drinkwatervoorziening, recreatie) hun randvoorwaarden. Het niet op het natuurbehoud gerichte gebruik van de duinen in het recente verleden belemmert daarnaast ook nu nog het natuurlijk functioneren van het duinlandschap. Het is bij het procesbeheer steeds de bedoeling waar mogelijk deze belemmeringen weg te nemen en zo de weg te bereiden voor het natuurlijk geordende duin. In principe zijn alle voor het bereiken van dit doel benodigde maatregelen dus tijdelijk.

Met betrekking tot de regeneratie van vochtige duinvalleien leidt de procesbeheersvisie tot de volgende *doelstellingen*:

- creëren van een maatschappelijk draagvlak voor regeneratie: *EXTERN BEHEER*;
- instelling van een zo natuurlijk mogelijke waterhuishouding: *HYDROLOGISCH BEHEER*;
- instelling van een zo natuurlijk mogelijke verstuivingstoestand: *VERSTUIVINGSBEHEER*;
- het zo goed mogelijk in stand houden van de laatste wijkplaatsen van de zeldzaam geworden duinvalleilevensgemeenschappen: *REFUGIUMBEHEER*;
- het met de bestaande refugia als centrum creëren van een netwerk van nieuwe potentiële standplaatsen: *HERSTELBEHEER*.

In tabel 1 zijn diverse onderdelen van het procesbeheer in het kader van de regeneratie van vochtige valleien schematisch weergegeven.

**Tabel 1.** *Overzicht van de onderdelen van het procesbeheer in het kader van de regeneratie van vochtige duinvalleien.*

FASE HYDROLOGISCH HERSTEL	BEHEERSVORMEN				
	Extern beheer	Hydrol. beheer	Verstuiv. beheer	Refugium beheer	Herstelbeheer pré-vernat- tingsfase regeneratie fase
geen	+			+	
misschien	+		+	+	+
daadwerkelijk		+	+	+	+

## 5.2 Extern beheer

Het beïnvloeden van de beleidsbepalende instanties ten einde regeneratie van het beheerde terrein mogelijk te maken, gaat vooraf aan het herstel van vochtige valleien.

### 5.3 Hydrologisch beheer

Het vergroten van het oppervlak aan natte en vochtige terreindelen door verhoging van de grondwaterstand is een noodzakelijke voorwaarde voor de regeneratie van vochtige duinvalleien. Om daadwerkelijk een goede hydrologische Ausgangssituatie te creëren (PWS, 1986) dienen de vochtige valleien een zo groot mogelijk totaal oppervlak te omvatten. Tevens dienen er zoveel mogelijk omvangrijke aaneengesloten valleien te ontstaan, waarbinnen verschillende vochtclassen in een zo groot mogelijke afwisseling naast elkaar voorkomen (gradiëntsituaties). Als de vochtige valleien verspreid over het hele duingebied voorkomen, ontstaan de natte en vochtige terreindelen onder zoveel mogelijk verschillende omstandigheden (zoals windinvloed, bodemontwikkeling, kalkrijkdom, enz.).

### 5.4 Verstuivingsbeheer

Het bevorderen van verstuiving is de meest geëigende beheersmaatregel bij vernatting. Niet alleen verdwijnt hierdoor de voedingstoffen-houdende bovenlaag van de bodem, ook ontstaat een natuurlijk micro-reliëf dat door middel van beheer niet na te bootsen is terwijl op natuurlijke wijze de hoogte van het maaiveld ten opzichte van het grondwater niveau bepaald wordt. Daar waar deze maatregel het meest nodig is, is deze helaas vaak het moeilijkst op gang te brengen. Op plaatsen waar er een kans is het (nieuwe) grondwaterpeil te bereiken dient spontane verstuiving alle kans te krijgen en soms gestimuleerd te worden (zie ook v/d Meulen & Jungerius, deze bundel).

### 5.5 Refugiumbeheer

Er zijn verschillende redenen om de laatste kleine restanten van de levensgemeenschappen van vochtige valleien in stand te houden. Alhoewel van de meeste plantesoorten in Nederland of daarbuiten levenskrachtige populaties voorkomen, duurt het waarschijnlijk erg lang voordat deze plantesoorten via hun natuurlijke verspreidingsmechanismen de nieuw gecreëerde groeiplaatsen hebben bereikt. Dit komt door de relatief grote afstanden die moeten worden afgelegd, de afwezigheid van voldoende "stepping-stones" en de veelal geringe oppervlakte van deze nieuwe potentiële groeiplaatsen. Deze blijven bovendien maar beperkte tijd geschikt voor deze soorten. De kans dat de meest karakteristieke plantesoorten er bijtijds in slagen deze milieu's te koloniseren lijkt dan ook uiterst gering. Hierdoor zullen waarschijnlijk relatief soortenarme levensgemeenschappen ontstaan. De vestigingskans vanuit nabijgelegen refugia is waarschijnlijk beduidend hoger.

Een tweede reden is gelegen in het feit dat de ervaringen met kunstmatige introductie van zeldzame plantesoorten over het geheel genomen negatief zijn (eigen experimenten; Londo, 1986). Wellicht zijn aanpassingen van lokale populaties aan de specifieke omstandigheden ter plaatse hiervan deels de oorzaak. Vaak zal ook onbekendheid met de preciese standplaatseisen van deze soorten een succesvolle (her)introductie in de weg staan.

Refugiumbeheer komt thans helaas in de meeste gevallen neer op "beheren op de vierkante meter" (verplegen). In het algemeen is "*niets doen*" de beste maatregel als er in de refugia geen negatieve ontwikkelingen plaatsvinden. Als actieve beheersmaatregelen zijn kleinschalig maaien en plaggen geschikt. Als het nodig is om de natuurlijke vegetatiesuccessie "af te remmen", bijvoorbeeld bij het bestrijden van boom- of struikopslag, en bij een niet te zware verruiging, is *maaien* vaak de meest aangewezen maatregel. Bij een sterke verruiging of bij verarming als gevolg van voortgaande bodemontwikkeling, bijvoorbeeld verzuring, kan eerder aan *handmatig plaggen* gedacht worden. Hierdoor wordt de successie teruggezet naar de pionierfase. Wanneer er voldoende ruimte is kan het verstandig zijn beide maatregelen uit te voeren, omdat elke maatregel een andere groep soorten bevoordeelt.

Maatregelen waarvan niet zeker is dat ze precies op de gewenste plek een positief effect hebben of die zelfs een potentiëel negatief effect kunnen hebben (*verstuiven, begrazen, branden*) komen niet in aanmerking. In die gevallen waarin de vegetatie zijn huidige waarde dankt aan een bepaald beheer, moet dit uiteraard ongewijzigd worden voortgezet, zolang er geen tekenen van achteruitgang zijn.

Zowel bij refugium- als herstelbeheer moet altijd voor "verticale uitwijkruimte" gezorgd worden. Niet alleen de lagere maar ook de hogere terreindelen moeten open gekapt, meegemaaid, geplagd *etc.* worden. Planten kunnen zo extreem natte jaren overleven (zie § 2.1) (Schat, 1982).

## 5.6 Herstelbeheer

In het herstelbeheer worden twee fasen onderscheiden: de pré-vernattingsfase en de regeneratiefase (tabel 1).

### 5.6.1 Pré-vernattingsfase

In deze fase is het nog onzeker er of vernatting daadwerkelijk zal plaatsvinden. Er wordt actief gezocht naar kansrijke vochtige tot natte plekken. De vegetatie is hier meestal min of meer verruigd. Soms is de bodem verrijkt, bijvoorbeeld in voormalige duinakkers. Het is belangrijk om vooruitlopend op een te verwachten vernatting een zo groot mogelijk aantal van deze plekken (weer) geschikt te maken voor vegetaties van vochtige duinvalleien. Indien mogelijk zouden deze plekken zo dicht mogelijk bij de bestaande refugia moeten worden gecreëerd om de kolonisatie te versnellen. Tevens zouden deze plekken verspreid over alle relevante landschapszones moeten worden aangelegd, van het zeeduin tot in het ontkalkte binnenduin. Zo kan een netwerk van "nieuwe refugia" ontstaan, verspreid over het hele duinlandschap, van waaruit bij daadwerkelijke, grootschalige vernatting de kolonisatie gemakkelijker kan plaatsvinden. Voor herstelbeheer hoeft men dus beslist niet te wachten op daadwerkelijke vernatting!



Kenmerkend in deze fase blijft de kleinschaligheid. Enerzijds omdat de geschikte plekken meestal klein zijn, anderzijds omdat nog niet precies bekend is waar en in welke mate vernatting zal optreden.

Concrete beheersmaatregelen zijn de eerdergenoemde kleinschalige, goed richtbare maatregelen, zoals maaien en handmatig plaggen. Als er onvoldoende plekken zijn die zich voor deze maatregelen lenen, kan natuurtechnische milieubouw worden toegepast. In dit verband wordt daarmee bedoeld het creëren van de juiste abiotische uitgangssituatie ten behoeve van het verder langs natuurlijke weg tot stand komen van een volledig duinvallei-ecosysteem; meestal komt dit neer op het uitschuiven of het uitgraven van een (deel van een) verstoorde duinvallei. Vanzelfsprekend dienen verstuingen die mogelijkwijs het grondwater kunnen bereiken de vrije loop gelaten of zelfs gestimuleerd te worden.

### 5.6.2 Regeneratiefase

De tweede fase van het herstelbeheer start zodra duidelijk is dat er vernat gaat worden en wanneer de vernatting plaats zal vinden. Uit voorafgaand hydrologisch en geomorfologisch onderzoek moet blijken waar en in welke mate vernatting zal optreden. Doorgaans is het te beheren oppervlak aanmerkelijk groter dan bij het refugium- en pré-vernattingsbeheer.

Het is niet mogelijk om door middel van hydrologische modelberekeningen precies aan te geven welke plekken binnen een vernattende vallei onder invloed van het grondwater zullen komen en welke niet (Van der Eem, deze bundel). Afwachten totdat het nieuwe grondwaterpeil zich heeft ingesteld is op praktische gronden ongewenst. Om er zeker van te zijn dat het beheerseffect op de juiste plaatsen uitgeoefend wordt, zou de beheerder bij het vaststellen van het te beheren oppervlak waar mogelijk een grote marge in acht moeten nemen.

Het zal in deze fase bij het ruige type van de verdrogingsvegetatie (zie § 3) nodig kunnen zijn om terreinvoorbereiding te plegen: het voorafgaand aan de eigenlijke beheersmaatregel toegankelijk maken van de vallei. Vaak zal dit neerkomen op het kappen van hoogopgaande duindoornstruwelen. In de kalkrijke duinen verdient het afvoeren van de gekapte struiken hierbij aanbeveling.

Concrete beheersmaatregelen zijn: niets doen, begrazen, maaien en kappen, branden, plaggen en uitschuiven (= natuurtechnische milieubouw). Deze worden achtereenvolgens besproken.

*Niets doen* leidt bij vernatting altijd tot het ontstaan van ruige vegetaties, waarin de karakteristieke planten van vochtige duinvalleien zich niet kunnen vestigen. Dit is dan ook geen geschikte beheersmaatregel.

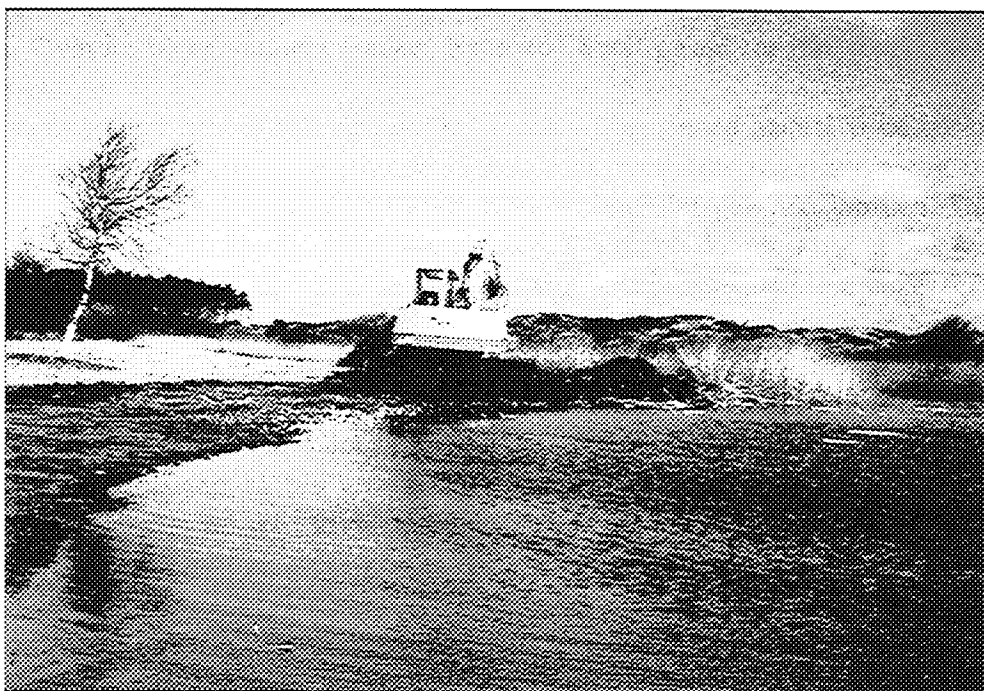
Met *begrazing door vee* is het misschien mogelijk om de verruiging als gevolg van vernatting op te vangen. Het vee moet hiertoe aanvankelijk in hoge dichtheden het jaar rond over grote oppervlakten ingezet worden, eventueel na terreinvoorbereiding. Met name in duingebieden met een tendens tot "verstruweling" is het noodzakelijk een diersoort mede in te zetten, die mede Duindoorn en



**Foto 1.** *Maaien van een duinvalei. Foto: N.V. PWN.*



**Foto 2.** *Met handmatig plaggen wordt het grootste deel van de in de bodem aanwezige nutriënten afgevoerd. Foto: N.V. PWN.*



**Foto 3.** *Met een dieplepelbak kan de organische bodemlaag over een groot oppervlak worden verwijderd. Foto: N.V. PWN.*



**Foto 4.** *Valleibodem na het uistchuiven met de dieplepelbak. Foto: N.V. PWN.*

Liguster vreet (zoals geiten). Begrazing in altijd vochtig tot nat gebleven duinvegetaties (o.a. Westduinen, Goeree; binnendingraslanden, Egmond) heeft geleid tot het voorkomen van waardevolle vegetaties.

Begrazing heeft echter ook belangrijke nadelen. Een eerste nadeel is de geringe stuurbaarheid. Zeker bij lagere dichtheden grazen de dieren vaak niet daar waar het nodig is. Ook is het niet ondenkbaar dat kansrijk geachte plekken juist te intensief gebruikt worden. Dit hangt uiteraard samen met de oppervlakte van dit soort plekken. De droge duinen worden ook meebegraasd, waardoor de authentieke duingraslanden van karakter kunnen veranderen, zeker bij de relatief hoge dichtheden die bij het terugdringen van verruiging als gevolg van vernatting nodig zijn.

Een belangrijker nadeel is echter dat langdurige begrazing een zodanig grote verandering teweeg brengt dat bij het beëindigen van deze maatregel grote negatieve effecten kunnen optreden. Bij een enclosure-experiment in het Noordhollands Duinreservaat bleek een begraasd, bloemrijk droog duingrasland na één groeiseizoen zonder begrazing al onherkenbaar verruigd te zijn. In een vochtige situatie zal dit waarschijnlijk eveneens het geval zijn. Het is niet ondenkbaar dat juist de gevoelige plantesoorten waarvoor de begrazing wordt ingesteld dit zonder aanvullend beheer niet overleven.

Voorbeelden waarbij zowel verruiging als het dichtgroeien met struweel van duingebieden geweten wordt aan het beëindigen van begrazing zijn beslist niet zeldzaam (o.a. Beijersbergen, deze bundel; RIN, 1979). Begrazing zou dus "voor de eeuwigheid" moeten worden toegepast wil men dergelijke effecten voorkomen. De doelstelling van het zichzelf ordenende duin (procesbeheer) wordt daarmee niet gediend. Deze maatregel zou dan ook bij voorkeur slechts toegepast moeten worden in die delen van het terrein waar de mens al van oudsher een grote invloed op het duin heeft uitgeoefend, zoals zeedorpenlandschappen en binnendingraslanden (vronen, mienten, nollenlanden). De droge delen van deze terreindelen dragen vaak (nog) een bijzonder karakter als gevolg van begrazing.

Als het duin over grote oppervlakten zo sterk verruigd is dat herstel van een gedifferentieerde begroeiing door verstuiwing en natuurlijke duinbegrazing (door konijnen) niet meer te verwachten is (bijvoorbeeld als gevolg van luchtverontreiniging en in gebieden waar het grondwater bijna overal voedselrijk is als gevolg van infiltratie met gebiedsvreemd water) kan de beheerder meestal niets anders doen dan een zo groot mogelijke oppervlakte in begrazing te nemen. Het natuurlijk geordende duin is in deze gevallen niet meer dan een ver ideaal.

*Maaien* (foto 1) van verruigde valleivegetaties kan onder bepaalde omstandigheden al vrij snel tot een sterke afname van de biomassa leiden, waarbij zich soortenrijkere vegetaties ontwikkelen (Den Hoed *et al.*, 1987; Slings, 1988 en deze bundel; Snater, 1988). Deze maatregel hoeft op ongeroerde duingrond slechts een beperkt aantal keren te worden toegepast. Daarna is de voedselrijkdom voldoende teruggebracht en kunnen konijnen de kenmerkende mozaïekstructuur en soortensamenstelling weer tot stand brengen. Op recent verlaten duinakkertjes daarentegen kan het nodig zijn om vele jaren lang te maaien, totdat de rijkdom aan nutriënten voldoende teruggebracht is.

Maaien beïnvloedt het ecosysteem veel minder sterk dan begrazing met vee: er is geen sprake van betredingsgradiënten, bemesting met bijbehorende flora en fauna, selectief eten van smakelijke plantesoorten en beïnvloeding van het micro-reliëf. Beëindiging van het maaibeheer gaat daarom

met relatief milde storingsverschijnselen gepaard, vooral als een natuurlijke grazer (konijn) het geleidelijk van de maaimachine kan overnemen. De plantesoorten waar het om begonnen was, kunnen deze overgang naar "niets doen" waarschijnlijk wel overleven.

*Handmatig plaggen* (foto 2) is een maatregel waarmee het grootste deel van de mogelijk bij vernatting vrijkomende nutriënten wordt afgevoerd. Door het natuurlijke micro-reliëf te volgen ontstaan uitwijkmogelijkheden voor planten in uitzonderlijk natte jaren. Het is een te dure maatregel (Siero, 1987) om over grote oppervlakken toe te passen. Vooral in kleine, besloten, moeilijk bereikbare valleitjes is plaggen vaak de enig haalbare oplossing. Onder voorwaarde dat de diasporen van de te bevoordelen plantesoorten nog in de nabije omgeving aanwezig zijn, blijken de resultaten in het algemeen goed te zijn (Kapteyn, 1988; Oostermeijer 1987; Slings, 1988 en deze bundel).

*Uitschuiven*, (foto 3, 4), *afgraven* en *frezen* zijn maatregelen, die in grotere, vlakke valleien noodzakelijk kunnen zijn als de bodem geroerd is of als er veel organisch materiaal tot op grotere diepte aanwezig is. Deze ingrepen hebben het nadeel dat de zaadvoorraad verdwijnt. Uitschuiven en afgraven dienen zo uitgevoerd te worden dat het natuurlijke micro-reliëf nagebootst wordt. Het vervoer en de opslag van het verwijderde materiaal kan negatieve effecten met zich meebrengen. In valleien die net iets te droog blijven kunnen deze maatregelen toch een gunstige Ausgangssituatie voor de ontwikkeling van valleivegetaties tot stand brengen, doordat de afstand van het maaiveld tot het grondwater wordt verkleind.

### 5.6.3 Uitvoering van herstelbeheer

Het is van belang om bij grote vernattingsprojecten, zoals in de Kennemerduinen (zie Louman, deze bundel) en het Noordhollands Duinreservaat, planmatig te werk te gaan. Per vallei zal aan de hand van hydrologische, bodemkundige en vegetatiekundige gegevens en rekening houdend met praktische beheersproblemen (toegankelijkheid, bewerkbaarheid, afvoer en opslag c.q. verwerking van vrijkomend materiaal) aangegeven moeten worden wat de beste maatregelen zijn. Daarbij moet ook in de tijd gepland worden, niet alleen in verband met de meestal beperkte uitvoeringscapaciteit, maar ook omdat na daadwerkelijke vernatting bepaalde maatregelen niet meer optimaal uitgevoerd kunnen worden. Zo is het bijvoorbeeld wenselijk om een uitgeschoven vallei nog één of meer jaren te laten stuiven voorafgaand aan de vernatting, zodat een natuurlijker micro-reliëf kan ontstaan. Ook is het mogelijk dat na sterke vernatting delen van valleien niet meer met machines te bewerken zijn.

Tenslotte verdient het aanbeveling om in elke grote vallei verschillende Ausgangssituaties voor de vegetatie-ontwikkeling te scheppen, bijvoorbeeld door in valleien die gemaaid of begraaasd worden middels stuiven of plaggen ruimte voor pioniervegetaties te maken.

## 6. Dankwoord

Met dank aan dr. W. Koerselman, eindredacteur van deze bundel, en de overige leden van de werkgroep Ecologische Aspecten van Kunstmatige Infiltratie voor hun kritiek op eerdere versies van dit artikel.

## 7. Literatuur

- Bakker, T.W.M., Klijn, J.A. & Zadelhoff, F.J. van (1979) *Duinen en duinvalleien; een landschapsecologische studie van het Nederlandse duingebied*. Pudoc, Wageningen.
- Bakker, T.W.M., Klijn J.A. & Zadelhoff, F.J. van (1981) *Nederlandse kustduinen*. Landschapsecologie. Pudoc, Wageningen.
- Beckhoven, K. van (1987) *Bodemactiviteit in een gradiënt*. Doctoraalverslag Vakgroep Oecologie en Oecotoxicologie, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Dienst Ruimte & Groen Zuid-Holland (1989) *Regeneratie duingebieden in relatie tot de waterwinning*. 's Gravenhage.
- Dijk, H.W.J. van (1985) Bodemchemische processen bij herstel van bodem en vegetatie In: *Terugkeer vochtige duinvalleien*, pp. 9-15. Stichting Duinbehoud, Leiden.
- Doing, H. (1964) Vegetatie. In: *Recreatie en Natuurbescherming in het Noordhollands Duinreservaat*. Suppl. 2 Meded. ITBON nr. 69C.
- Doing, H. (1988) *Landschapsoecologie van de Nederlandse kust: een landschapskartering op vegetatiekundige grondslag*. Stichting Duinbehoud, Leiden.
- Eisma, D. (1968) *Composition, origin and distribution of Dutch coastal sands between Hoek van Holland and the island of Vlieland*. E.J. Brill, Leiden.
- Ernst, W.H.O. & Ham, N.F. van der (1988). Population structure and rejuvenation potential of *Schoenus nigricans* in coastal wet dune slacks. *Acta Bot. Neerl.* 37: 451 - 465.
- Haaf, C. ten & Bakker, T.W.M. (1986) *Pompen en verzuipen. Wateroverlast rond de Helderse duinen*. Ten Haaf en Bakker Hydrologisch en Ecologisch Adviesbureau, Alkmaar.
- Hoed, M.A. Den, Moberts, F.M.L. & P.J. Stuyfzand (1987) *Mogelijkheden voor verschrallend maaibeheer in twee (ver)natte duinvalleien. Landschapsecologische evaluatie van een natuurbeheersmaatregel*. SWE 86-007 KIWA, Nieuwegein.
- Klijn, J.A. (1981) *Nederlandse kustduinen; geomorfologie en bodems*. Pudoc, Wageningen.
- Kruijssen, B. & Slings, Q.L. (in prep.) *Vegetatiekartering in het Noordhollands Duinreservaat 1982 - 1984*. Provinciaal Waterleidingbedrijf Noord-Holland, Bloemendaal.
- Leeuwen, C.G. van & Maarel, E. van der (1971) Pattern and process in coastal dune vegetations. *Acta Bot. Neerl.* 20: 191 - 198.
- Londo, G. (1971) *Patroon- en proces in duinvalleivegetaties langs een gegraven meer in de Kennemerduinen*. RIN Verhandelingen nr. 2, Cuyk.
- Londo, G. (1986) Zijn uitplanten en uitzaaïen zinvolle maatregelen bij het natuurbeheer? *De Levende Natuur* 85(5): 142 - 143.
- Londo, G. (1988) *Nederlandse freatofyten*. Pudoc, Wageningen.
- Louman, E.G.M. (1989) *Effecten van vernatting op de vegetatie in het duingebied van Zuid-Kennemerland. Een explorerend onderzoek gericht op het aangeven van natuurbeheersmaatregelen bij reductie van de grondwaterwinning*. SWE 88.005 KIWA, Nieuwegein.
- Maarel, E. van der & Leertouwer, J. (1967). Variation in vegetation and species diversity along a local environmental gradient. *Acta Bot. Neerl.* 16(6): 211 - 221.
- Ministerie CRM (1984) *Structuurschema Natuur- en landschapsbehoud*. Regeringsbeslissing, Staatsuitgeverij, Den Haag.
- Ministerie VROM en V&W (1984) *Tweede structuurschema Drink- en Industriewatervoorziening*. Regeringsbeslissing, Staatsuitgeverij, Den Haag.
- Ministerie L&V (1989) *Natuurbeleidsplan. Beleidsvoornemen*. Staatsuitgeverij, Den Haag.

- Natuurbeschermingsraad (1988) *De bescherming van de duinen als natuurgebied*. Advies over de verdere beleidsontwikkeling. Utrecht.
- Nijs, C.M. den, Haan, M.F. de & Oostermeijer, J.G.B. (1990) *Onderzoek aan populatiebiologie en voortplantings-succes van Gentiaansoorten*. PWN-Nieuwsbrief 7. Provinciaal Waterleidingbedrijf Noord-Holland.
- Provincie Noord-Holland (1985) *Beheersnota Noordhollands Duinreservaat en de Provinciale Landgoederen in Zuid-Kennemerland 1985 - 1990*. Haarlem.
- Provincie Noord-Holland (1986) *Provinciaal Grondwaterplan van Noord-Holland*. Haarlem.
- Pruijt, M.J. (1984) *Vegetatie, waterhuishouding en bodem in twee vochtige duinvalleien in het Noordhollands Duinreservaat*. Doctoraalverslag Vakgroep Oecologie en Oecotoxicologie, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- PWS Noord-Holland (1986) *Ecologie en grondwaterwinning in de duinen van Zuid-Kennemerland*. Provinciale Waterstaat, Haarlem.
- RIN (1979) *Levensgemeenschappen*. Rijksinstituut voor Natuurbeheer. Pudoc, Wageningen.
- Schat, H. (1982) *On the ecology of some Dutch dune slack plants*. Dissertatie Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Siero, C.B. (1987) Omvang en kosten van het plaggen in de proefperiode. *Bosbouwvoorlichting* 26: 70 - 71.
- Slings, Q.L. & Vries, C.N. (1977) *Vegetatiekartering van het Reggers- en Sandervlak gelegen in het Noordhollands Duinreservaat, ten westen van Egmond-Binnen*. Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Slings, Q.L. (1988) *Het beheer van vochtige duinvalleien in het Noordhollands Duinreservaat in 1987*. PWN-Nieuwsbrief 5. Provinciaal Waterleidingbedrijf Noord-Holland, Bloemendaal.
- Snater, H. (1988) *Proefmaaibeheer in het Reggers-Sandervlak (1987)*. PWN-Nieuwsbrief 5. Provinciaal Waterleidingbedrijf Noord-Holland, Bloemendaal.
- Stichting "Het Nationale Park de Kennemerduinen" (1984) *Beheersnota 1985 - 1990*. Overveen.
- Stuyfzand, P.J. (1987) *Hydrochemie en hydrologie van duinen en aangrenzende polders tussen Zandvoort en Wijk aan Zee*. SWE 86.016 KIWA, Nieuwegein.
- Stuyfzand, P.J. & Moberts, F.M.L. (1987) *Hydrochemie en hydrologie van drie soorten vemat duinterrein langs de Hollandse kust*. SWE 86-006 KIWA, Nieuwegein.
- Vanhouten, J. (1939) De oppervlaktevormen van het Haagse duinlandschap. *Tijdschr. K.N.A.G.* 2e reeks, nr. 56: 1 - 50.
- Verhoeven, J.T.A. (1985) De nutriëntenhuishouding van zoetwatermoerassen, speciaal met betrekking tot verrijking. *The Utrecht Plant Ecology News Report*, pag. 16 - 38.
- Westhoff, V. & Den Held, A.J. (1969) *Plantengemeenschappen in Nederland*. Thieme, Zutphen.
- WMZ (1984) *Invloeden van infiltratie van Haringvlietwater op het duingebied van Schouwen*. Watermaatschappij Zuidwest Nederland, Middelburg.

# Regeneratie van het vochtige duinvallei-ecosysteem in Zuid-Kennemerland door vermindering van de grondwaterwinning

E.G.M. Louman

Waterleidingbedrijf Zuid-Kennemerland, Postbus 6085, 2001 HB Haarlem<sup>1</sup>

## Samenvatting

*Sedert het einde van de vorige eeuw is in het duingebied van Zuid-Kennemerland een aanzienlijke daling van de grondwaterstand opgetreden, waardoor de zo kenmerkende en waardevolle vochtige duinvalleien nagenoeg geheel verdwenen zijn. Het beleid van de provincie is erop gericht om mogelijkheden voor de regeneratie van vochtige duinvalleien te creëren, door de grondwaterwinning van het Waterleidingbedrijf Zuid-Kennemerland terug te brengen.*

*De uitgevoerde voorspelling van de vegetatie-ontwikkelingen laat zien dat een deel van de huidige, tamelijk ruige, begroeiing zich zal handhaven, terwijl een ander deel zal afsterven of verruigen. Kenmerkende duinvalleivegetaties zullen zich op korte en half lange termijn niet kunnen ontwikkelen. Om de potenties voor de regeneratie van het vochtige duinvallei-ecosysteem te verwezenlijken is een aanzienlijke hoeveelheid beheersmaatregelen nodig. De beheersvoorstellen, die in het kader van refugium- en herstelbeheer zijn opgesteld, behelzen onder andere maaien, plaggen, uitschuiven en begrazen.*

## 1. Inleiding

### 1.1 Achtergrond en beleid

Vergeleken met de min of meer natuurlijke situatie rond 1800 is de freatische grondwaterstand in het duingebied van Zuid-Kennemerland aanzienlijk gedaald: oplopend van 1 meter aan de randen, tot 2 à 3 meter in het grootste deel van het gebied en plaatselijk tot 5 meter ter plekke van de winningsmiddelen (Stuyfzand, 1987). Een belangrijk deel van deze daling kan worden toegeschreven aan de grondwaterwinning, die sinds 1898 in het gebied plaatsvindt (PWS, 1986a; Stuyfzand, 1987).

De grondwaterstands daling heeft ertoe geleid dat de voor de duinen zo kenmerkende vochtige duinvalleien, die aan het einde van de vorige eeuw ongeveer een derde deel van dit duingebied besloegen (Van der Vegte, 1990), thans geheel verdwenen zijn. Hierdoor is de oorspronkelijke soortenrijke vegetatie, die zo bijzonder en waardevol was, grotendeels verdwenen. De begroeiing

---

<sup>1</sup> huidig adres: Bureau Duin+Kust, Postbus 15, 2300 AA Leiden



van de duinvalleien is soortenarmer en algemene soorten bepalen het aspect (PWS, 1986b; Louman, 1989).

In vergelijking met een aantal andere duingebieden zijn de mogelijkheden voor herstel van het vochtige duinvalleimilieu in Zuid-Kennemerland zeer gunstig. Dit komt doordat aan een aantal belangrijke randvoorwaarden wordt voldaan (Ministerie van CRM, 1981). Deze randvoorwaarden zijn:

- *omvang*

Er hebben slechts weinig afzandingen aan de binnenduinrand plaatsgevonden, waardoor het duingebied grotendeels zijn oorspronkelijke omvang en breedte heeft behouden. Hierdoor kan het grondwater relatief hoog stijgen bij verminderde winning.

- *micro-reliëf*

In tegenstelling tot duingebieden waar vergravingen ten behoeve van het aanleggen van infiltratiewerken hebben plaatsgevonden, is het micro-reliëf van het duingebied nog grotendeels ongeschonden, met uitzondering van de oude landbouwlokaties. Hierdoor kunnen hydrologische gradiëntsituaties over grote oppervlakten ontstaan.

- *eutrofiëring*

In tegenstelling tot een aantal andere duingebieden, met name in Zuid-Holland, vindt in dit gebied slechts op kleine schaal en pas vanaf 1976 open infiltratie plaats. Van vervuiling van grondwater en bodem door voedselrijk infiltratiewater is slechts sprake in een zeer klein deel van het duingebied.

Op grond van bovenstaande gegevens en overwegingen met betrekking tot natuur-en landschapsbehoud streeft de provincie Noord-Holland er naar de regeneratie van het vochtige duinvalleiecosysteem in dit gebied te bevorderen. In het Provinciaal Grondwaterplan (Provincie Noord-Holland, 1986) zijn de volgende beleidsvoornemens opgenomen:

- in 1991 zal de winning moeten zijn teruggebracht van 9,4 tot 4 à 5 miljoen m<sup>3</sup>/jaar, en zal tevens de open infiltratie (1 miljoen m<sup>3</sup>/jaar) beëindigd moeten worden;
- in de periode tot 1996 zal in gezamenlijk overleg moeten worden nagegaan in welke mate en in welk tempo een verdere teruggang tot circa 2 miljoen m<sup>3</sup>/jaar wenselijk is.

Het Waterleidingbedrijf Zuid-Kennemerland zal in de behoefte dekking voorzien middels diep-infiltratie.

## 1.2 Onderzoek

Het hydrologisch herstel dat zal optreden als gevolg van de reductie van de grondwaterwinning, zal niet zonder meer leiden tot de gewenste natuurlijke ontwikkelingen (Louman & Slings, deze bundel). Met behulp van meer of minder ingrijpende natuurbeheersmaatregelen kunnen enerzijds de huidige duinvalleivegetaties in stand worden gehouden en kan anderzijds het herstel van het vochtige duinvalleimilieu versneld worden. Voor het bepalen van beheersmaatregelen is onderzoek

noodzakelijk. KIWA heeft in samenwerking met het WLZK een oriënterend onderzoek uitgevoerd (Louman, 1989).

Het *doel* van het onderzoek was:

Nagaan welke mogelijkheden er zijn om door middel van gerichte natuurbeheersmaatregelen in te spelen op de toekomstige, meer natuurlijke, grondwaterhuishouding, zodat de vegetatie van de duinvalleien zich zo natuurlijk mogelijk, dat wil zeggen aan de nieuwe grondwaterhuishouding aangepast, kan ontwikkelen.

De *vraagstelling* luidde:

Welke effecten zal de grondwaterstandstijging hebben op de autonome vegetatieontwikkelingen, en welke natuurbeheersmaatregelen kunnen deze vegetatieontwikkelingen positief beïnvloeden? Hierbij wordt onder "autonoom" verstaan de veranderingen in de vegetatie als gevolg van verhoging van de grondwaterstand, zonder dat beheersmaatregelen zijn genomen.

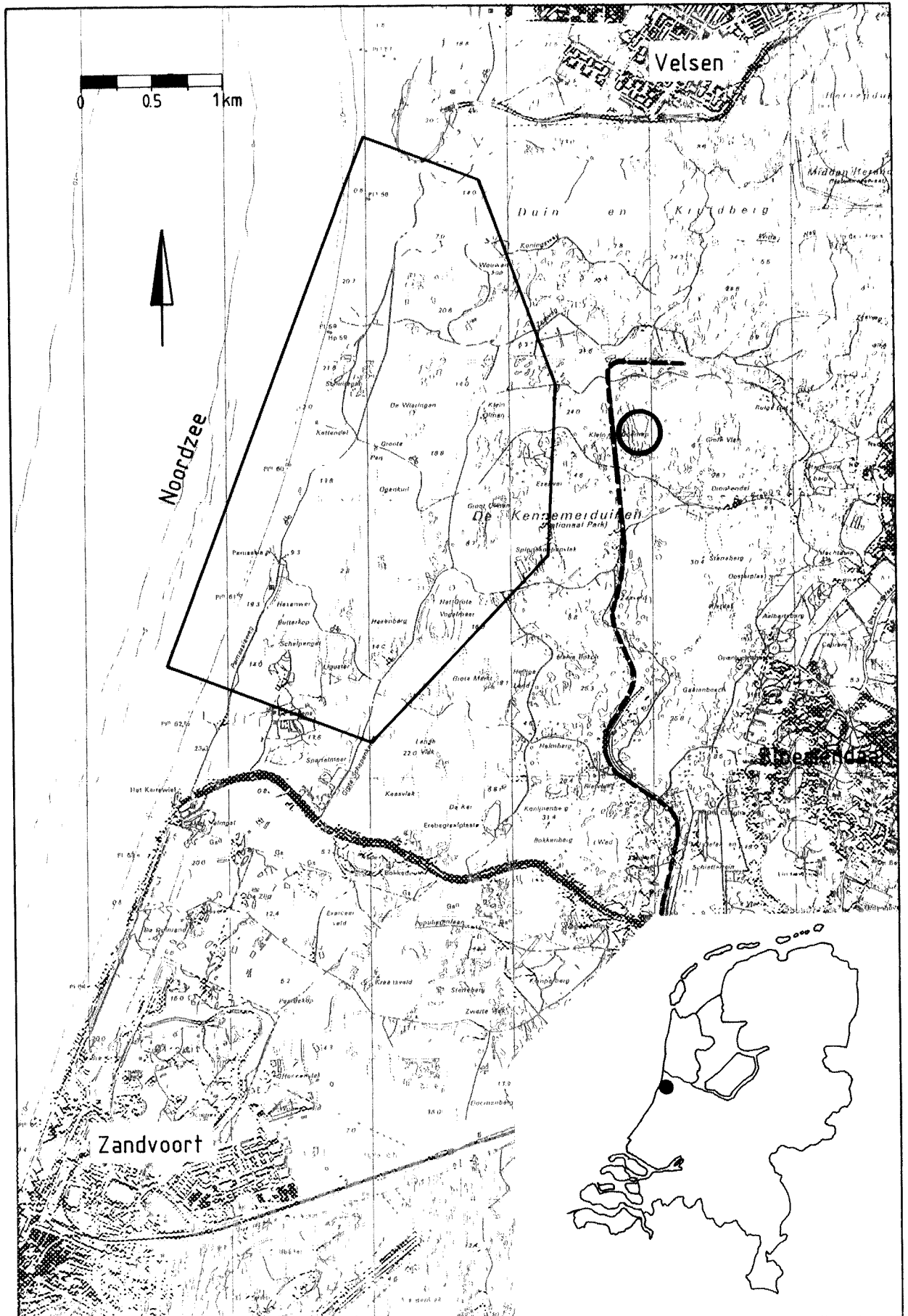
Voor die valleien waar de grondwaterstandverhoging in het maaiveld merkbaar zal zijn, zijn effectbeschrijvingen en beheersvoorstellen opgesteld. Als basis hiervoor is een gedetailleerde beschrijving van de huidige grondwaterstand, bodem en vegetatie van deze valleien gemaakt. Het onderzoek is uitgevoerd op schaal 1 : 5000.

In aansluiting op de beleidsvoornemens in het Provinciaal Grondwaterplan zijn effectbeschrijvingen en beheersvoorstellen opgesteld voor twee scenario's voor de vermindering van de grondwaterwinning:

- *scenario 1B* reductie van de waterwinning tot 4 à 5 miljoen m<sup>3</sup>/jaar.
- *scenario 3B* reductie van de waterwinning tot 2 miljoen m<sup>3</sup>/jaar

Het duingebied van Zuid-Kennemerland bestaat hoofdzakelijk uit de Kennemerduinen, die aan de noordzijde begrensd worden door Duin en Kruidberg, en aan de zuidzijde door het Kraansvlak. Het onderzoeksgebied bestaat uit een dertigtal valleien in het noordwesten van de Kennemerduinen en Duin en Kruidberg (totaal ongeveer 300 ha), waar de vernatting de meeste invloed zal hebben. Het beslaat het buitenduin en een deel van het middenduin (figuur 1).

In dit artikel komen een aantal aspecten van genoemd onderzoek aan bod. Allereerst wordt de huidige situatie in het gebied in het kort beschreven (§2). Daarna wordt de methode gepresenteerd, die ontwikkeld is om de effecten van de grondwaterstandstijging op de vegetatie te voorspellen (§3). In §4 volgt een beschrijving van de effecten van de vermindering van de grondwaterwinning op toekomstige grondwaterstanden en autonome vegetatieontwikkelingen, waarna in §5 de beheersvoorstellen worden gepresenteerd. Het artikel wordt afgesloten met een korte methodenevaluatie (§6) en samenvattende conclusies en slotopmerkingen (§7).



**Figuur 1.** De ligging van het duingebied van Zuid-Kennemerland en het onderzoeksgebied.

## 2. Uitgangssituatie

### 2.1 Grondwater

De meeste valleien zijn droog. De gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) in de laagste delen van de valleien bedraagt 90 à 100 cm onder maaiveld. Alleen in de valleien in het buitenduin komen weinig vochtige en vochtige plekken voor<sup>2</sup>. De valleien pal achter de zeereep zijn thans nog het meest vochtig. De GVG in de laagste delen is daar gemiddeld 70 cm beneden maaiveld. De GVG neemt doorgaans af, naarmate de afstand tot zee groter wordt.

Verspreid in het gebied komen enkele, meest kleine plekken met open water voor, zoals drinkplaatsen, bomtrechters en duinmeren. Deze zijn alle kunstmatig ontstaan en hebben vaak een steil talud (PWS, 1986b).

Het seizoensfluctuatietraject van het grondwater heeft een natuurlijk verloop.

### 2.2 Bodem

In een groot deel van het gebied komen Duin- en Vlakvaaggronden voor. Een klein deel hiervan zijn overstuivingsbodems. Deze bodems worden gekenmerkt doordat de horizonten met organische stof niet dieper dan 15 cm zijn. De bodems hebben een natuurlijke ontwikkeling doorgemaakt. In ongeveer een kwart van het gebied komen Eerd- en Enkeerdgronden voor. De gemiddelde diepte van de organische stof-houdende horizonten is 40 cm. Deze horizonten kunnen ontstaan zijn onder invloed van (vroegere) natte, zuurstofarme omstandigheden, waarin ophoping van organische stof plaatsvindt (De Groen *et al.*, 1983; Vos, 1984; Kemmers & Van Wirdum, 1988). Ook kunnen ze het resultaat zijn van vroegere landbouwactiviteiten, met name spitten (Vos, 1984). Dit laatste is onder meer het geval in de verlaten akkertjes.

De hoeveelheid organisch materiaal die in de bodem is geaccumuleerd, en die wordt beschouwd als een maat voor de nutriëntenvoorraad (zie § 3.3), varieert aanzienlijk in het studiegebied. In een aantal valleien is de nutriëntenvoorraad tamelijk groot.

Opvallend is het hoge kalkgehalte in dit duingebied, plaatselijk 8-10% (Londo, 1971). Het gemiddelde kalkgehalte in de bovenste horizont met organische stof (A1-horizont) bedraagt 0,3% (gebaseerd op 13 laboratoriumanalyses). De kalkgehalten in de onderliggende horizonten liggen aanmerkelijk hoger (A+C-horizont: 2,6%; 2 analyses). De valleibodems zijn niet of hoogstens tot 10 cm ontkalkt (bruisen niet met HCl).

---

<sup>2</sup> Voor indeling in vochtclassen: zie § 3.2

### 2.3 Vegetatie

De valleien in het noordwesten zijn overwegend begroeid met lage struwelen van Kruiwilg, Wilde liguster en/of Duindoorn (Duindoorn-Ligusterstruweel; Westhoff & Den Held, 1969). Een groot deel van deze struwelen is hoog en dicht. In de ondergroei komen weinig soorten voor. Meer landinwaarts zijn de valleien doorgaans minder met struweel dichtgegroeid. Hier komen vaak mozaïeken van struweel-eilandjes (Kruiwilg en Liguster) in een lage mossen- en/of kruidenvegetatie voor (Duinvioltjesverbond). Tevens zijn hier lage, open duindoornstruwelen met kruiden en (korst)mossen in de ondergroei aanwezig. In de kruidenvegetaties alsmede in de ondergroei van struwelen is Duinriet een belangrijke soort. De verlaten akkers zijn begroeid met dicht en hoog duindoornstruweel. Hoge struwelen (Onderverbond met Vlier en Zuurbes, al dan niet met elementen van het Elzen-Vogelkers-verbond en de Zandblauwtjes-orde) komen voornamelijk in het middenduin voor, waar sprake is van een lagere dynamiek, een oudere bodem en een langere ontwikkelingsduur. Loof- en naaldbossen zijn grotendeels aangeplant en beperkt tot kleine percelen, voornamelijk in het middenduin. Een uitzondering hierop vormen de gedegenereerde vochtige berkenbossen in enkele valleien in het buitenduin.

De lage struwelen zijn verreweg de meest voorkomende vegetatietypen: ze bedekken ongeveer 75 %. Het feit, dat de huidige begroeiing grotendeels eenvormig en soortenarm is, en dicht en hoog opgaand, kan grotendeels worden toegeschreven aan de verdroging en de hiermee gepaard gaande verzuivering. Ook uit andere duingebieden is bekend dat onder invloed van verdroging struwelen, vooral Duindoorn-Ligusterstruwelen, en Duinriet de overhand hebben gekregen (o.a. Bakker *et al.*, 1979). Daarnaast kunnen ook het wegvallen van verstuing, de vermindering van de begrazing door konijnen en de grotere aanvoer van voedingsstoffen door atmosferische depositie een rol hebben gespeeld.

Freatofyten<sup>3</sup> zijn nog in zeer beperkte mate aanwezig in bepaalde kruidenvegetaties, kruiwilgstruweel, hoog gemengd struweel en berkenbos. Deze vochtige vegetatietypen komen voor op kleine, geïsoleerde plekken verspreid over het gebied. De meeste van deze vegetatietypen vertonen verzuivingsinvloeden, onder andere gekenmerkt door het dominant voorkomen van Duinriet, Watermunt of Koninginnekruid. Slechts in twee valleien zijn elementen van kenmerkende vochtige duingraslanden aanwezig (Knopbiesverbond en Pijpestrootjes-orde; Westhoff & Den Held, 1969). De vegetaties van open water zijn beperkt tot zeer kleine plasjes en enkele duinmeren en bestaan voornamelijk uit Krans- en Draadwieren (PWS, 1986b). Ook het nagenoeg ontbreken van deze vegetaties kan worden toegeschreven aan de verdroging.

---

<sup>3</sup> Freatofyten: plantesoorten die in een bepaald gebied in hun voorkomen uitsluitend of voornamelijk beperkt zijn tot de invloedssfeer van het freatisch water of grondwater (Londo, 1988).

### 3. Voorspelling

#### 3.1 Uitgangspunt

Het duinvallei-ecosysteem is een hiërarchisch systeem: onder natuurlijke omstandigheden vormen de abiotische componenten (zoals grondwater, bodem) de randvoorwaarden voor de biotische componenten (vegetatie, fauna), zoals beschreven in het "rangordemodel" van Bakker *et al.* (1981). Doorgaans wordt bij ecologisch onderzoek gericht op de voorspelling van veranderingen in de vegetatie onder invloed van een ingreep een voorspelling van concrete abiotische veranderingen te complex geacht. Grootjans (1985) beschrijft een benaderingswijze, waarbij abiotische veranderingen wel het uitgangspunt vormen. Uitgaande van het rangordemodel "moet de voorspelling van de variatie in de vegetatie gebeuren op basis van de voorspelling van de veranderingen in abiotische processen. De gevolgen van de veranderingen moeten gekoppeld worden aan bestaande ecologische kennis van plantesoorten en/of vegetatietypen. Deze kennis moet wel (mede) van regionale oorsprong zijn" (Grootjans, 1985).

Dit onderzoek, dat tot doel had om beheersmaatregelen aan te geven, vereiste een voorspelling van de vegetatie-ontwikkelingen in de concrete situaties in de valleien. Daarbij was het uitgangspunt, dat de voorspelling van de autonome vegetatie-ontwikkelingen gebeurt op basis van veranderingen in abiotische processen, en dat de huidige vegetatie mede-bepalend is voor de ontwikkeling.

Als abiotische sleutelfactoren in de voorspelling zijn de toekomstige grondwaterstand en de toekomstige nutriëntenbeschikbaarheid (met name de beschikbaarheid van de macro-nutriënten stikstof, fosfor en kalium) gebruikt. De keuze is op deze twee factoren gevallen, omdat in het algemeen de grondwaterstand en de voedingstoestand van de bodem als twee van de belangrijkste standplaatsfactoren voor de plantengroei worden beschouwd (SWNBL, 1986). Dit wordt ondersteund door de resultaten van een gedetailleerd onderzoek naar de relatie tussen vegetatie, grondwater en bodem in twee duinvalleien in het Noordhollands Duinreservaat (Nijssen, 1989).

Ook het kalkgehalte is van belang voor de nutriëntenbeschikbaarheid, zij het vooral sturend. Calciumcarbonaat heeft een belangrijke invloed op de pH (Rozema *et al.*, 1985) en daardoor op processen als mineralisatie en ionenmobilisatie (o.a. beschikbaarheid van fosfaat; Kemmers & Jansen, 1980; Grootjans, 1985; Kemmers & Van Wirdum, 1988). Het toekomstig kalkgehalte in de bodem en de kalk aangevoerd met het grondwater zijn echter om meerdere redenen niet in de voorspelling betrokken. Ten eerste omdat de verwachting is dat bij een maximale ontkalkingsdiepte van 10 cm, zoals in het onderzoeksgebied het geval is, het toekomstige kalkgehalte minder onderscheidend is dan bijvoorbeeld in het kalkarme Waddendistrict en op Schouwen. Ten tweede omdat de effecten van grondwaterstandverhoging op het kalkgehalte in zowel bodem als grondwater niet duidelijk zijn (Beijersbergen, deze bundel; Louman & Slings, deze bundel; Louman, 1989). Tot slot, omdat veldmetingen niet voldoende bleken om het kalkgehalte in de uitgangssituatie nauwkeurig vast te leggen.

### 3.2 Voorspelling van de toekomstige grondwaterstand

De toekomstige grondwaterstanden zijn voorspeld door middel van hydrologische modelberekeningen met het GROMULA-model (PWS, 1986a). Het betreft een regionaal model (weergegeven op schaal 1 : 50.000).

Er is gewerkt met de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG), omdat dit een belangrijke maat is voor de plantengroei. De toekomstige grondwaterstanden zijn weergegeven op vochtclassenkaarten (schaal 1 : 10.000). Bij de indeling in vochtclassen is uitgegaan van de relevantie voor de vegetatie (PWS, 1986a):

GVG > 40 cm + maaiveld	open water
10 cm + mv < GVG < 40 cm + mv	zeer nat
20 cm - mv < GVG < 10 cm + mv	nat
50 cm - mv < GVG < 20 cm - mv	vochtig
90 cm - mv < GVG < 50 cm - mv	weinig vochtig
GVG < 90 cm - mv	droog

### 3.3 Voorspelling van de toekomstige nutriëntenbeschikbaarheid

De bodem vormt een belangrijke schakel in het onderzoek. Eén van de belangrijkste bodemprocessen bij grondwaterstandsverhoging is het vrijkomen van nutriënten (ongepubliceerde gegevens van PWS-Zeeland; Van Beckhoven, 1987; Van Beckhoven & Ernst, deze bundel; Van Dijk, 1985; Louman & Slings, deze bundel). Eén van de mogelijke oorzaken daarvan is een toename van de mineralisatie, waardoor de nutriëntenbeschikbaarheid groter zal worden. In een langdurig zeer natte bodem zullen waarschijnlijk anaërobe omstandigheden ontstaan, waardoor de mineralisatie uiteindelijk zeer laag zal worden. De hoeveelheid nutriënten die zal vrijkomen is onder meer afhankelijk van de mate van grondwaterstandstijging en de huidige nutriëntenvoorraad.

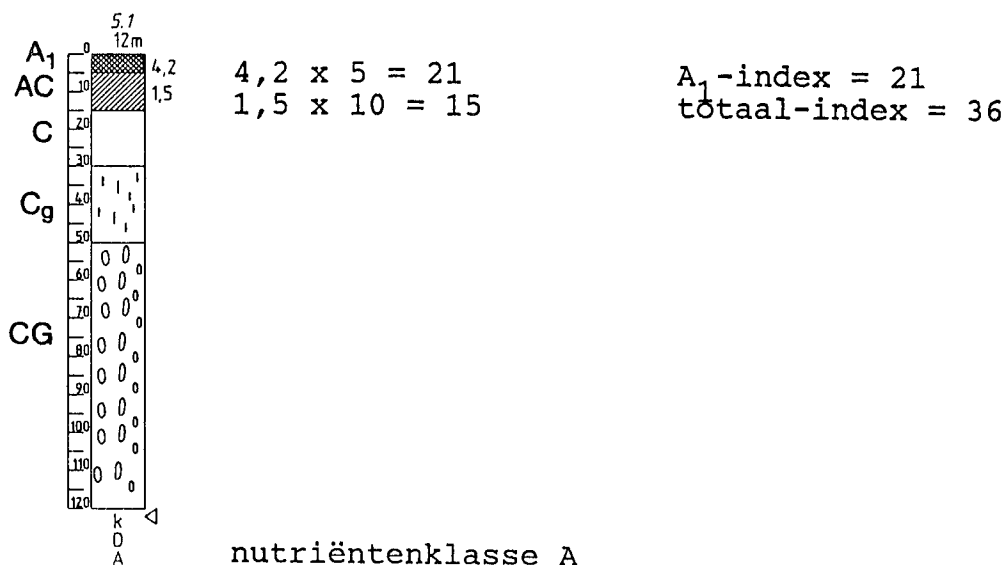
De huidige nutriëntenvoorraad is vastgesteld aan de hand van bodemboringen. Het bodemprofiel is beschreven volgens een aangepaste versie van de conventionele methode van de STIBOKA, in die zin dat de beschrijving speciaal gericht was op vernatting: alleen die parameters zijn opgenomen, die mogelijk een directe rol spelen bij vernatting (Louman, 1987). Er is alleen gebruik gemaakt van in het veld meetbare kenmerken.

In de duinen is de aanwezigheid van nutriënten voornamelijk afhankelijk van organische stof in de bodem (Klijn, 1981; Duijff, 1987; Louman, 1989). Voor de effectvoorspelling wordt veel belang gehecht aan de totale hoeveelheid organische stof die in de bodem aanwezig is. Deze wordt bepaald door het gehalte organische stof en het bodemvolume. Hiervoor is een nieuwe maat ontwikkeld: de organische stof-index (os-index). Dit is de som van de producten van organische

stof-gehalte en dikte van de opeenvolgende horizonten in het organische stof-profiel<sup>4</sup> (figuur 2), in de veronderstelling dat de chemische eigenschappen van het organisch materiaal in het bodemprofiel vergelijkbaar zijn. Er is dus geen rekening gehouden met de samenstelling van het organisch materiaal (C/N-ratio), die sturend is op de beschikbaarheid van nutriënten (Succow, 1988), omdat de C/N-ratio niet door veldmetingen te bepalen is.

De organische stof-indexen zijn ingedeeld in nutriëntenklassen:

$0 < \text{os-index} < 20$	zeer voedselarm
$20 < \text{os-index} < 40$	voedselarm
$40 < \text{os-index} < 60$	voedselrijk
$60 < \text{os-index} < 100$	zeer voedselrijk
$\text{os-index} > 100$	uiterst voedselrijk



**Figuur 2.** Bodemprofiel met organische stof-index. Voorbeeld berekening organische stof-index en indeling in nutriëntenklassen (4,2 en 1,5: gehalte organische stof (%); 5 en 10: dikte (cm)).

<sup>4</sup> Organische stof-profiel: geheel van horizonten met organische stof opeenvolgend vanaf maai-veld; de totale dikte is variabel.



		Toekomstige Vochtklasse				
		open water	zeer nat	nat	vochtig	weinig vochtig
Vochtklasse uitgangssituatie	open water O	///				
	zeer nat Z	—	///			
	nat N	—	↑ ↑	///		
	vochtig V	—	↑ ↑ ↑	↑ ↑	///	
	weinig vochtig W	—	↑ ↑	↑ ↑	↑	///
	droog D	—	↑ ↑	↑ ↑	↑ ↑	↑

**Figuur 3.** *Toename van de mineralisatie.*

↑↑↑ = sterke toename, ↑↑ = toename, ↑ = geringe toename, ---- = geen toename

De voorspelling van de toekomstige nutriëntenbeschikbaarheid is gebaseerd op de boven beschreven effecten van grondwaterstandstijging op de mineralisatie. De voorspelling is uitgevoerd in twee stappen. Als tussenstap is de toekomstige mineralisatie bepaald (figuur 3 en 4).

		Toename Mineralisatie			
		↑	↑↑	↑↑↑	—
Nutriëntenvoorraad Uitgangssituatie	Zeer OS-Arm ZA	◇	◇ ◇	◆	—
	OS-Arm A	◇ ◇	◆	◆ ◆	—
	OS-Rijk R	◆	◆ ◆	◆	—
	Zeer OS-Rijk ZR	◆ ◆	◆	◆ ◆	—
	Uiterst OS-Rijk UR	◆	◆ ◆	◆ ◆ ◆	—

**Figuur 4.** *Toename van de nutriëntenbeschikbaarheid.*

◆◆◆ = extreem grote toename, ◆◆ = zeer grote toename, ◆ = grote toename, ◆◆ = toename, ◆ = kleine toename, ◇◇ = zeer kleine toename, ◇ = extreem kleine toename, ---- = geen toename

### 3.4 Voorspelling van de autonome vegetatie-ontwikkelingen

De autonome vegetatie-ontwikkelingen worden voor een belangrijk deel gestuurd door de toekomstige grondwaterstand en de toekomstige nutriëntenbeschikbaarheid. In de Zeepedünen en de Grafelijkheidsdünen heeft grondwaterstandsverhoging geleid tot het massaal afsterven van de

vegetatie en sterke verruiging (resp. WMZ, 1984 en Beijersbergen, deze bundel; mond. med. C. ten Haaf en J.W. Nieuwenhuis; Louman & Slings, deze bundel). Als het "te nat" wordt treedt sterfte op als gevolg van anaërobie. Sommige plantesoorten zijn in staat om zich hieraan aan te passen met behulp van verschillende mechanismen, zoals goed ontwikkeld aerenchymweefsel met veel intercellulaire holten of een ander systeem van interne aeratie ("high porosity"), of metabolische aanpassingen ten aanzien van toxische stoffen (Schat, 1984). De grondwaterstand waarbij sterfte optreedt verschilt dan ook per soort. Zo zal Kruipwilg overleven als het nat wordt, terwijl Duindoorn, Wilde liguster en Duinriet in dat geval na enige tijd zullen afsterven. Tegen open water is geen van de huidige soorten bestand. Op plaatsen waar de huidige vegetatie geheel afsterft zullen zich nieuwe soorten vestigen. Dit zijn ruigtesoorten, zoals Harig wilgeroosje en Koninginnekruid, die kunnen profiteren van het plotseling in grote mate vrijkomen van nutriënten uit het dode plantenmateriaal. Als het vochtig tot nat wordt treedt er waarschijnlijk een toename van de mineralisatie op. Afhankelijk van de huidige nutriëntenvoorraad zal dit leiden tot een (plotselinge) toename van de nutriëntenbeschikbaarheid en hierdoor tot verruiging van de huidige vegetatie. De mate waarin een plantesoort zich zal uitbreiden verschilt per soort. Zo zullen Duinriet en Duindoorn meer van een plotselinge toename van nutriënten kunnen profiteren dan Kruipwilg.

Onder vochtige en natte omstandigheden ontstaan in principe mogelijkheden voor de vestiging van kenmerkende duinvalleisoorten. Deze mogelijkheden kunnen beperkt worden door de huidige nutriëntenvoorraad, de huidige begroeiing en de autonome vegetatie-ontwikkelingen hiervan.

De huidige vegetatie is beschreven door middel van een vegetatiekartering (schaal 1:5000). Hierbij is gebruik gemaakt van de vegetatietypologie voor het Noordhollands Duinreservaat (Kruijzen & Slings, in prep.).

Centraal in de voorspelling staan de ontwikkelingen van de huidige vegetatie. Hierbij is de nadruk gelegd op de dominante soorten in de huidige begroeiing, met name Kruipwilg, Wilde liguster, Duindoorn en Duinriet (zie § 2.3). De reacties ten aanzien van grondwaterstand en nutriëntenaanbod zijn gebaseerd op (auto)ecologische beschrijvingen (onder meer Weeda *et al.*, 1985 en 1987; gegevens van D. van der Laan betreffende Voorne; Doing, 1974; Sloet van Oldruitenborgh, 1976).

De voorspelling van de vegetatie-ontwikkelingen is afgeleid uit de twee sleutelfactoren, te weten toekomstige grondwaterstand en nutriëntenbeschikbaarheid (2 linker kolommen in tabel 1).

**Tabel 1.** *Voorspelling van autonome vegetatie-ontwikkelingen en keuze van herstelbeheersmaatregelen op basis van abiotische factoren. In de derde kolom worden doel en maatregel aangegeven in de drie fasen van het vernattingsproces, in de vierde kolom aspecten m.b.t. de uitvoering. N = niets doen; K = kappen; M = maaien; B = branden; G = grazen; P = pluggen; U = uitschuiven; S = stimuleren van uitstuiwen.*

Abiotische sleutel- factoren	Autonome vegetatie- ontwikkelingen	Beheersmaatregelen in fasen	Uitvoering
<b>TOEKOMSTIGE GRONDWATERSTAND</b>			
open water O zeer nat Z nat N	afsterven ↓ nieuwe verruiging	voor: - vegetatie verwijderen: K/M/B; keuze afhankelijk van vegetatie- structuur - afhankelijk van de toekomstige nutriëntenbeschikbaarheid de nutriëntenvoorraad al dan niet verwijderen: P/U; w.b. keuze zie hieronder tijdens/na: natuurlijke processen ongestoord laten verlopen: N	vóór de vernatting: M bij lagere structuurtypes en lage struwelen, K/B bij lage struwelen en hogere structuurtypes; over kleine tot middelgrote oppervlakken; eenmalig K/M duur, B goedkoop;
vochtig V weinig vochtig W			
<b>TOEKOMSTIGE NUTRIËNTENBESCHIKBAARHEID</b>			
extreem grote toename zeer grote toename	◆◆◆ sterke verruiging ◆◆	voor: nutriëntenvoorraad verwijderen: P/U, evt. eerst B; keuze afhankelijk van diepte nutriëntenvoorraad en toe- komstige grondwaterstand tijdens/na: natuurlijke processen ongestoord laten verlopen: N	vóór de vernatting; P bij ondiepe bodemonwikkeling, U bij diepe bodemonwikkeling; P over kleine oppervlakken, U over kleine tot middelgrote oppervlakken; eenmalig duur;
grote toename toename	◆ geringe verruiging ◆◆	voor: nutriëntenvoorraad verwijderen: P/U, evt. eerst B; w.b. keuze zie hierboven tijdens/na: natuurlijke processen ongestoord laten verlopen: N ALTERNATIEF: voor: nutriëntenvoorraad verminderen (ver- schralen): M (/G), evt. eerst K/B tijdens/na: verschralen: M (/G)	vóór de vernatting; bij grote nutriëntenvoorraad; overige aspect- ten zie OV hierboven  vóór de vernatting; bij kleine nutriëntenvoorraad; M over kleine tot middelgrote oppervlakken, G over grote oppervlakken; M gedurende de een aantal jaren, G voor een on- beperkte periode; M duur, G goed- koop
kleine toename zeer kleine toename extreem kleine toename	◆ handhaving ◆◆ ◆	voor: gevarieerde duinvalleibegroeiingen laten ontstaan (vegetatie open maken): G, evt. eerst M/K/B tijdens/na: gevarieerde duinvallei- begroeiingen laten ontstaan en behouden: G ALTERNATIEF: voor: vegetatie verwijderen: M/K/B tijdens/na: natuurlijke processen ongestoord laten verlopen: G of N	evt. pas tijdens en na vernatting; direct G bij open vegetatie, eerst M/K/B bij dichte struwelen; over grote oppervlakken; onbeperkte periode, goedkoop  evt. pas tijdens en na vernatting; overige aspecten zie OA
	nieuwe vestiging kenmerkende duin- vallei-soorten (NN)	voor/tijdens/na: natuurlijke processen onge- stoord laten verlopen: N ALTERNATIEF: voor/tijdens/na: vegetatie verwijderen: M/K	over grote oppervlakken; permanent goedkoop  in mozaïk

## 4. Effecten van vermindering van de grondwaterwinning

### 4.1 Hydrologisch herstel

In de huidige situatie zijn de valleien merendeels droog (GVG < 90 cm beneden maaiveld). De grondwaterstandsverhoging veroorzaakt een vergroting van het oppervlak dat onder invloed van het grondwater komt (tabel 2).

**Tabel 2.** Totaal oppervlak dat onder invloed van het grondwater zal komen en het oppervlak van de diverse vochtklassen (in ha en %) bij scenario 1B en 3B.

VOCHTKLASSE	SCENARIO 1B (redukcie tot 4 à 5 mln m <sup>3</sup> /j)		SCENARIO 3B (redukcie tot 2 mln m <sup>3</sup> /j)	
	ha	%	ha	%
open water	1	2	3	3
nat	3	6	33	30
vochtig	14	30	23	21
weinig vochtig	29	62	51	46
totaal	47	100	110	100

Bij *scenario 1B* komt totaal ongeveer 50 ha onder invloed van het grondwater. Nagenoeg alles wordt weinig vochtig of vochtig. Natte plekken en open water komen haast niet voor (tabel 2). De effecten beperken zich tot het buitenduin. Daar ontstaan voornamelijk kleine, geïsoleerde, vochtige plekken in droge of weinig vochtige terreinen. Alleen in het noordwesten ontstaan grotere, aaneengesloten, beïnvloede plekken, waarbij slechts in één vallei (Houtglop) het gehele scala aan vochtclassen van weinig vochtig tot nat ontstaat.

Bij *scenario 3B* komt totaal ongeveer 110 ha onder invloed van het grondwater. Ten opzichte van scenario 1B wordt een veel groter deel vochtig en nat (tabel 2). In het hele gebied ontstaan grote, aaneengesloten, beïnvloede plekken. In het buitenduin omvatten deze het gehele scala aan vochtclassen van weinig vochtig tot nat (figuur 5). Juist deze gradiënt is essentieel voor de ontwikkeling van kenmerkende vochtige duinvalleivegetaties (Londo, 1984).

## 4.2 Autonome vegetatie-ontwikkelingen

In de huidige situatie is een groot deel van de valleien begroeid met struweel. De grondwaterstandstijging veroorzaakt veranderingen in de autonome vegetatie-ontwikkelingen (tabel 3).

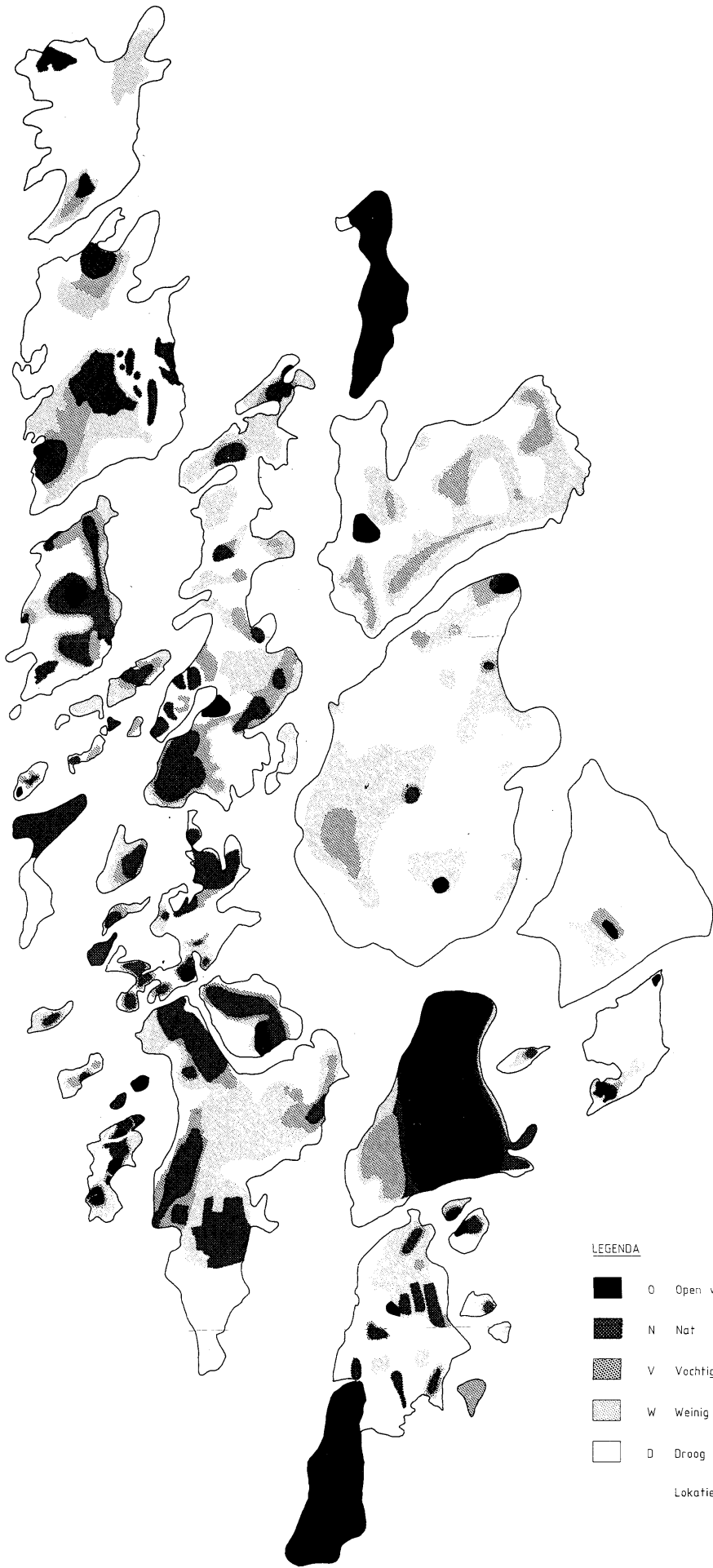
**Tabel 3.** *Het oppervlak (in ha en %) waarover de diverse vegetatie-ontwikkelingen zich zullen voordoen bij scenario 1B en 3B (100% is totaal oude vegetatie).*

VEGETATIE- ONTWIKKELING	SCENARIO 1B (redukatie tot 4 à 5 mln m <sup>3</sup> /j)		SCENARIO 3B (redukatie tot 2 mln m <sup>3</sup> /j)	
	ha	%	ha	%
<i>huidige vegetatie</i>				
afsterven	3	7	20	19
verruigen	8	17	18	17
zich handhaven	22	48	18	17
verruigen/zich handhaven	13	28	48	46
<i>nieuwe vegetatie</i>				
vestiging kenmerkende duinvalleisoorten	1	2	3	3





Bij *scenario 1B* treden weinig effecten op, meestal over kleine oppervlakten in het buitenduin. Op de helft van het oppervlak handhaaft de huidige vegetatie zich (tabel 3), zodat de situatie, waarin de valleien overwegend met laag struweel begroeid zijn, in stand blijft. Onder invloed van de gunstiger vochtvoorziening worden de struwelen dichter en hoger. In deze dichte struwelen is de vestiging van kenmerkende duinvalleisoorten niet mogelijk. De mogelijkheden voor de vestiging van duinvalleisoorten in open vegetaties zijn beperkt.

Het grootste deel van de huidige vochtige kruidenvegetaties sterft af, zeker wanneer het vernattingproces snel verloopt. Dit komt doordat in de huidige situatie deze vegetaties beperkt zijn tot de smalle oeverzones van meren en drinkplaatsen. Deze komen onder water en de planten hebben geen uitwijkmogelijkheden. In een natuurlijke situatie, waarin vochtige duinvalleimilieus veel grotere, glooiende oppervlakten beslaan, kunnen de typische vochtige duinvalleisoorten overleven door te "pendelen" met de van jaar tot jaar wisselende grondwaterstand (Londo, 1984; Grootjans *et al.*, 1988). Vochtig kruipwilgstruweel en vochtig berkenbos verruigen.

Bij *scenario 3B* treden in het hele onderzoeksgebied veel effecten op over grote, aaneengesloten oppervlakken (figuur 6). Ten opzichte van scenario 1B treedt veel meer verruiging en sterfte op (tabel 3). Sterfte leidt tot nog meer (nieuwe) verruiging. De vestiging en/of handhaving van kenmerkende duinvalleisoorten is in dergelijke verruigde vegetaties niet mogelijk. Andere mogelijkheden voor de vestiging van deze soorten zijn ook beperkt. Nagenoeg alle huidige vochtige vegetaties sterven af.



**LEGENDA**

-  O Open water  $GVG \geq 40cm -mv$
-  N Nat  $20cm -mv \leq GVG < 40cm +mv$
-  V Vochtig  $50cm -mv \leq GVG < 20cm -mv$
-  W Weinig vochtig  $90cm -mv \leq GVG < 50cm -mv$
-  D Droog  $GVG < 90cm -mv$

Lokatie bodemprofiel

**Figuur 5.**

Vochtclassen bij scenario 3B



## 5. Natuurbeheer en ecohydrologisch herstel

### 5.1 Keuze van beheersmaatregelen

Om de potenties van de vermindering van de grondwaterwinning daadwerkelijk te verwezenlijken zijn gerichte natuurbeheersmaatregelen nodig (zie Louman & Slings, deze bundel).

Het *refugiumbeheer* heeft de hoogste prioriteit, omdat vanuit de refugia de kenmerkende duinvallei-soorten zich moeten verspreiden. In het onderzoeksgebied zijn elf valleien, waarin restanten van kenmerkende duinvalleilevensgemeenschappen zijn aangetroffen. Deze liggen verspreid over het gebied. Buiten het onderzoeksgebied zijn in Zuid-Kennemerland nog enkele restanten aanwezig. Ook deze moeten in het kader van refugiumbeheer in stand worden gehouden.

Een hoge prioriteit bij het *herstelbeheer* hebben die valleien, waarin thans refugia aanwezig zijn, omdat de vestiging van duinvalleisoorten in deze valleien het snelste zal verlopen. Daarnaast hebben de valleien waar de potenties het grootst zijn, dat wil zeggen waar het grootste oppervlak aan natte en vochtige plekken ontstaat, een hoge prioriteit bij het herstelbeheer. In Zuid-Kennemerland gaat het vooral om de valleien in het noordwesten van het studiegebied. Teneinde de autonome vegetatie-ontwikkelingen op lange termijn te kunnen volgen is het ook wenselijk om als referentie op een aantal plekken geen herstelbeheer uit te voeren.

De beherende instanties zullen bij de keuze van de uit te voeren beheersmaatregelen niet alleen de effectiviteit van de maatregelen in hun overwegingen betrekken, maar ook de kosten. Het kostenaspect is echter in deze beheersvoorstellen niet meegenomen, omdat het zinvol werd geacht om de meest effectieve mogelijkheden aan te geven. Op basis hiervan kunnen de beherende instanties hun keuzes maken.

Als bepalende factoren in de keuze van de beheersmaatregelen zijn de voorspelde autonome vegetatie-ontwikkelingen, de grootte en diepte van de nutriëntenvoorraad en de (dichtheid van de) huidige vegetatie gebruikt (3 rechter kolommen van tabel 1).



## 5.2 Beheersvoorstellen

Een overzicht van de voorgestelde beheersmaatregelen wordt gepresenteerd in tabel 4.

**Tabel 4.** *Aard en omvang van de noodzakelijk geachte beheersmaatregelen in Zuid-Kennemerland bij scenario 1B en 3B.*

	SCENARIO 1B (redukcie tot 4 à 5 mln m <sup>3</sup> /j)	SCENARIO 3B (redukcie tot 2 mln m <sup>3</sup> /j)
BEHEERS- MAATREGEL	ha	ha
kappen	0	3
maaien	17	36
begrazen	33+	64+
plaggen	7	8
uitschuiven	3	6
overig	4	7

Bij begrazing is alleen het beïnvloede oppervlak dat begraasd moet worden weergegeven. In praktijk is het te begrazen oppervlak veel groter (+), omdat ook de delen van de valleien die niet onder invloed van het grondwater komen alsmede de hellingen begraasd worden. Het oppervlak, waarover gemaaid of begraasd moet worden na andere voorbereidende maatregelen, is ook opgenomen (bij maaien: 6,2 ha bij beide scenario's; bij begrazen: 13,8 ha bij 1B en 34,9 ha bij 3B).

Bij maaien is bij beide scenario's 2,9 ha voor refugiumbeheer opgenomen. Het oppervlak voor de overige maatregelen in het kader van refugiumbeheer is niet weergegeven, omdat dit niet van tevoren bepaald kan worden.

Kappen, plaggen, uitschuiven en een deel van het maaiwerk zijn eenmalig, begrazing is meerjarig, evenals een deel van het maaiwerk (2,9 + 6,2 ha).

De totaal-oppervlakken zijn niet te vergelijken met de totaal-oppervlakken uit tabel 3, omdat op één oppervlak meerdere maatregelen uitgevoerd kunnen worden.

Bij *scenario 1B* is in 11 valleien *refugiumbeheer* noodzakelijk, vanwege de aanwezigheid van de laatste restanten van vochtige duinvalleivegetaties. De refugia dienen jaarlijks gemaaid te worden om ze te behouden. Bovendien is het gewenst om door middel van uitschuiven het talud van de kunstmatige standplaatsen glooiender te maken, zodat uitwijkmogelijkheden en nieuwe standplaatsen voor de duinvalleisoorten ontstaan.

*Herstelbeheer* is in 21 valleien wenselijk. In de valleien in het noordwesten worden grote, aaneengesloten oppervlakten weinig vochtig tot nat. De nutriëntenvoorraad is doorgaans groot. De begroeiing, die voornamelijk bestaat uit dicht struweel, verruigt of sterft af, zoals in het Houtglop. Het is wenselijk om de nutriëntenvoorraad te verwijderen. Aangezien de bodem op de meeste

plekken diep ontwikkeld is, is uitschuiven noodzakelijk. Op een aantal plekken, waar de nutriëntenvoorraad zich tot een dunne bovenste laag beperkt, volstaat plaggen.

In de overige valleien in het buitenduin ontstaan kleine, geïsoleerde, weinig vochtige plekken. De nutriëntenvoorraad is doorgaans klein. De begroeiing, overwegend bestaande uit open struweel, handhaaft zich. Gezien de openheid van de begroeiing is begrazing door vee wenselijk. In aansluiting hierop wordt aanbevolen om de eerdergenoemde valleien op den duur in de begrazings-eenheid op te nemen.

De valleien in het middenduin blijven droog, zodat daar geen herstelbeheer noodzakelijk is.

Bij *scenario 3B* vergt het *refugiumbeheer* min of meer dezelfde inspanning als bij scenario 1B. Daarnaast is het wenselijk om door middel van maaien of plaggen nieuwe standplaatsen voor de duinvalleisoorten te creëren in de buurt van de oude refugia (bij scenario 1B is in de meeste gevallen de grondwaterstand hiervoor te laag).

*Herstelbeheer* is in 28 valleien wenselijk (figuur 6). De valleien in het noordwesten worden vochtig tot nat. Een groot deel van de begroeiing sterft af. De beheersvoorstellen zijn hetzelfde als bij scenario 1B.

In de overige valleien in het buitenduin worden grote, aaneengesloten oppervlakten weinig vochtig tot nat. Een deel van de begroeiing sterft af of verruigt, de rest handhaaft zich. Ondanks de openheid van de begroeiing, is het gewenst om op alle vochtige en natte plekken te maaien of te klepelen. Hiermee worden tevens de effecten van sterfte en verruiging ondervangen. Net als bij scenario 1B kan na deze voorbereidende maatregelen begrazing door vee worden toegepast.

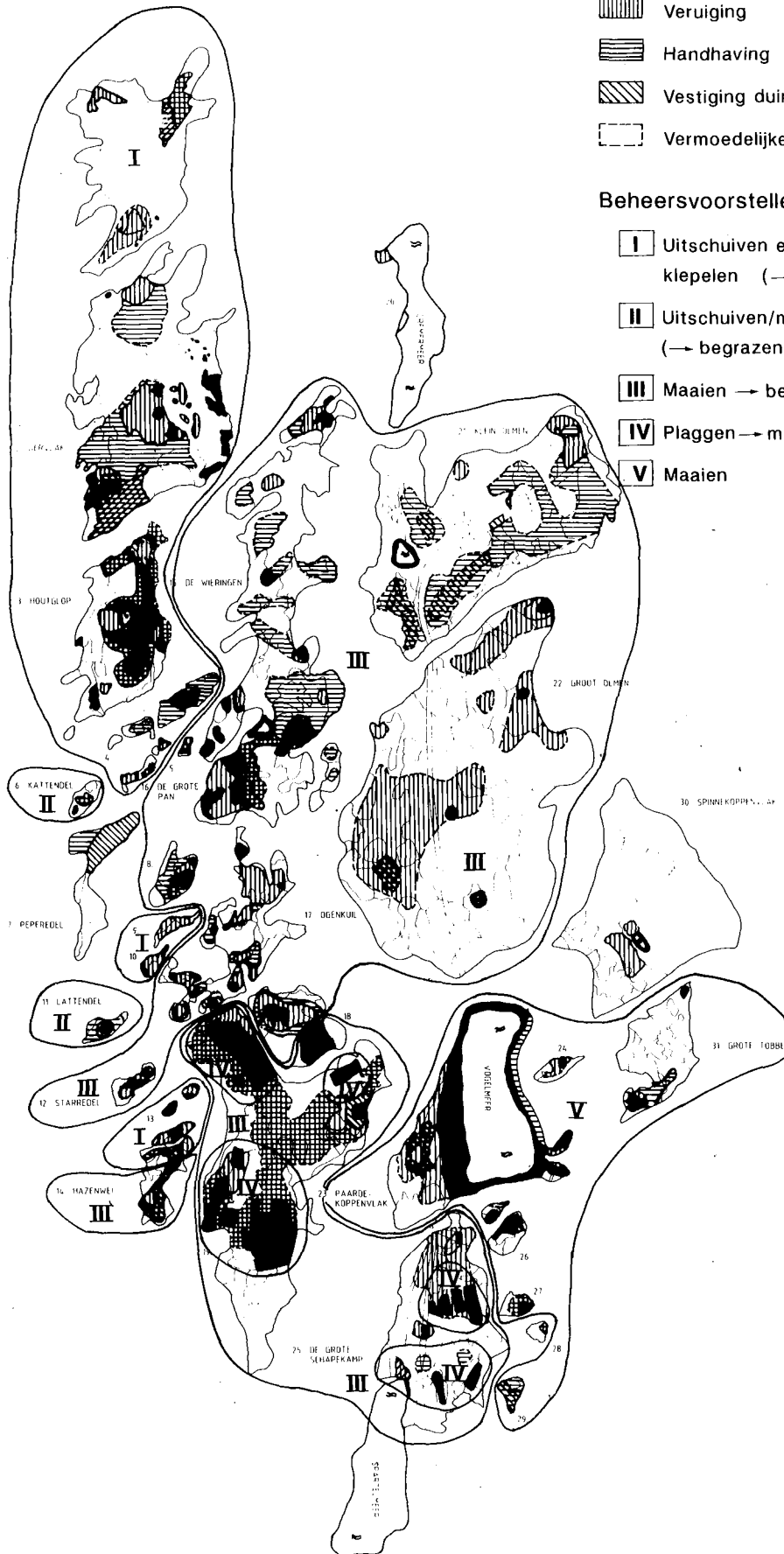
In de valleien in het middenduin ontstaan grote, aaneengesloten weinig vochtige tot vochtige oppervlakten. De nutriëntenvoorraad is doorgaans klein. De gevarieerde begroeiing, bestaande uit een mozaïek van struweleilandjes in een mossen- of kruidenvegetatie, open en dicht struweel, hoog struweel en bos, handhaaft zich of verruigt. Het is wenselijk om na voorbereidend maai- en klepelwerk over te gaan op begrazing door vee.

Vegetatie-ontwikkelingen 3<sup>B</sup>

-  Afsterven
-  Veruiging
-  Handhaving
-  Vestiging duinvalleisoorten NN
-  Vermoedelijke ontwikkeling

Beheersvoorstellen 3<sup>B</sup>

- I** Uitschuiven en plaggen en klepelen (→ begrazen)
- II** Uitschuiven/maaien en klepelen (→ begrazen)
- III** Maaien → begrazen
- IV** Plaggen → maaien
- V** Maaien



## 6. Methoden-evaluatie

Het doel van het onderzoek om beheersvoorstellen op te stellen, stelt eisen aan de schaal van de effectbeschrijving. Voor het beheer is een schaal van 1 : 5000 het meest geschikt. Dit had tot gevolg dat een zeer gedetailleerde voorspelling moest worden uitgevoerd.

Voor de hydrologische modelberekeningen is gebruik gemaakt van het GROMULA-model. Vergelijking van deze modelberekening met een andere modelberekening voor hetzelfde gebied (MODFLOW) laat echter verschillen van enkele decimeters in voorspelde grondwaterstanden zien. Voor deze verschillen worden diverse oorzaken aangegeven, die betrekking hebben op de randvoorwaarden (Van der Eem & Heidelberg, 1988). Vergelijking van de modelberekeningen met de werkelijke situatie in het veld maakte bovendien een aantal aanpassingen van de modelvoorspelling noodzakelijk. Het is duidelijk dat het gebruik van hydrologische modelvoorspellingen voor ecologisch onderzoek beperkingen heeft (Van der Eem, deze bundel). Hiermee zal rekening moeten worden gehouden. Mogelijk kan er voor bepaalde interessante gebieden een modellering op fijnere schaal worden gemaakt. Daarnaast is het van evident belang om de toekomstige grondwaterstanden in de praktijk te monitoren.

Voor de voorspelling van de effecten op bodemprocessen is hoofdzakelijk gebruik gemaakt van bestaande gegevens over vernatting in duinbodems. Deze zijn er nog maar weinig, en bleken bovendien niet eenduidig te interpreteren en moeilijk te kwantificeren. Gegevens betreffende kalkgehalten en C/N-ratio's konden niet worden meegenomen in de voorspelling, onder meer omdat ze in het veld niet of niet voldoende betrouwbaar te meten zijn. Uitgebreide laboratoriumanalyses behoorden niet tot de mogelijkheden van het onderzoek.

Derhalve moet de gebruikte methode beschouwd worden als een eerste aanzet tot een voorspellingsmethode, die uitgaat van veranderingen in bodemprocessen. Het is duidelijk dat verdergaande ontwikkeling van ecologisch gericht bodemonderzoek in de duinen zeer wenselijk is. Een van de mogelijkheden hiertoe is de monitoring van de toekomstige bodemprocessen in het duingebied van Zuid-Kennemerland.

Uit onderzoek van met name Grootjans (1985, 1988) blijkt dat ook de samenstelling van het grondwater van invloed is op de plantengroei. Indien het mogelijk is om gedetailleerde uitspraken te doen over de veranderingen in grondwatersamenstelling, is het aan te bevelen om dit ook in de voorspelling te betrekken.

**Figuur 6.** *Autonome vegetatie-ontwikkelingen en beheersvoorstellen bij scenario 3B.*  
(zie pagina hiernaast)

## 7. Conclusies en slotopmerkingen

Bij vermindering van de grondwaterwinning tot 4 à 5 miljoen m<sup>3</sup>/ jaar (scenario 1B) zal een zekere toename van het oppervlak aan vochtige en natte plekken optreden, maar zullen nog geen goede mogelijkheden voor het herstel van het vochtige duinvallei-ecosysteem ontstaan. Goede potenties voor de regeneratie van een volledig ecosysteem van vochtige duinvalleien zullen pas bij vermindering tot 2 miljoen m<sup>3</sup>/ jaar (scenario 3B) ontstaan.

De autonome vegetatie-ontwikkelingen zullen op korte en halflange termijn niet leiden tot de kenmerkende duinvalleivegetaties uit onder meer het Oeverkruid-, Dwergbiezen- en Knopbiesverbond, die op grond van de toekomstige grondwaterstand en de natuurlijke bodemeigenschappen verwacht mogen worden. De regeneratie van het vochtige duinvallei-ecosysteem zal niet zonder meer plaats vinden, noch bij vermindering van de grondwaterwinning tot 4 à 5 miljoen m<sup>3</sup>/jr, noch bij verdergaande vermindering tot 2 miljoen m<sup>3</sup>/jr.

Om op alle plaatsen waar vernatting zal optreden de potenties voor de regeneratie van het vochtige duinvallei-ecosysteem ook daadwerkelijk te verwezenlijken, is een aanzienlijke hoeveelheid beheersmaatregelen noodzakelijk, zowel voor, tijdens als ook na de grondwaterstandsverhoging. De verwezenlijking van de grotere potenties bij scenario 3B vergt een nog grotere beheersinspanning.

Het uitvoeren van het totaal aan voorgestelde beheersmaatregelen zal aanzienlijke kosten met zich meebrengen. Het lijkt raadzaam om voordat de vermindering van de grondwaterwinning gerealiseerd wordt niet alleen een uitgewerkt beheersplan vast te stellen, maar ook de financiering ervan te regelen.

Het is belangrijk om de autonome vegetatie-ontwikkelingen, die als gevolg van de grondwaterstandstijging zullen optreden, nauwgezet te volgen, evenals de effecten die de genomen beheersmaatregelen hierop hebben, zowel met het oog op de verdere beleidsvorming als uit wetenschappelijk oogpunt. Aangezien de effecten in Zuid-Kennemerland in het hele gebied zullen optreden, is naast gedetailleerd onderzoek in transecten (transect-monitoring) ook vlakdekkend onderzoek zinvol.

## 8. Dankwoord

Met dank aan drs. A. Jansen, (interim-)eindredacteur van deze bundel, en de overige deelnemers aan de werkgroep Ecologische Aspecten van Kunstmatige Infiltratie voor hun kritiek op eerdere versies van dit artikel.

## 9. Literatuur

- Bakker, T.W.M., Klijn J.A. & Zadelhoff, F.J. van (1979) *Duinen en duinvalleien; een landschapsecologische studie van het Nederlandse duingebied*. Pudoc, Wageningen.
- Bakker, T.W.M., Klijn, J.A. & Zadelhoff, F.J. van (1981) *Nederlandse kustduinen. Landschapsecologie*. Pudoc, Wageningen.
- Beckhoven, K. van (1987) *Bodemactiviteit in een gradiënt*. Studentenrapport Vrije Universiteit, Amsterdam. Vakgroep Oecologie & Oecotoxicologie
- Dijk, H.W.J. van (1985) Bodemchemische processen bij herstel van bodem en vegetatie. In: *Terugkeer vochtige duinvalleien*, pp. 9-15. Stichting Duinbehoud, Leiden.
- Doing, H. (1974) *Landschapsoecologie van de duinstreek tussen Wassenaar en IJmuiden*. Meded. LH Wageningen nr. 74-12
- Duijff, B. (1987) *Bodems en bodemeigenschappen van de jonge duinen tussen Heemskerk en Castricum*. Studentenrapport Vrije Universiteit, Amsterdam. Instituut voor Aardwetenschappen.
- Eem, J.P. van der & Heidelberg E.E. (1988) *Hydrologisch modelonderzoek in de Kennemerduinen ten behoeve van diepinfiltratieproject Overveen*. KIWA SWE 88.224, Nieuwegein.
- Groen, R. de, Boer, K. & Veen, H. ter (1983) *Samenhang tussen water, bodem en planten in twee duinvalleien*. Studentenrapport HBCS, Velp.
- Grootjans, A.P. (1985) *Changes in groundwater regime in wet meadows*. Dissertatie, Rijksuniversiteit Groningen.
- Grootjans, A.P., Hendriksma P., Engelmoer M. & Westhoff V. (1988) Vegetation dynamics in a wet dune slack I: rare species decline on the Waddenisland of Schiermonnikoog in The Netherlands. *Acta Bot. Neerl.* 37: 265-278.
- Kemmers, R.H. & Jansen, P.C. (1980) *De invloed van chemische factoren in grondwater en bodem op enkele vegetatietypen van het CRM reservaat "Groot Zandbrink"*. Nota 1330. ICW, Wageningen.
- Kemmers, R.H. & Wirdum, G. van (1988) De betekenis van de chemische samenstelling van het grondwater voor het milieu van wilde planten. *Biovisie Magazine* 68: 12-16.
- Klijn, J.A. (1981) *Nederlandse kustduinen. Geomorfologie en bodems*. Pudoc, Wageningen.
- Kruijssen, B. & Slings, Q.L. (in prep.) *Vegetatiekartering in het Noordhollands Duinreservaat 1982-1984* (voorl. titel). Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland.
- Londo, G. (1971) *Patroon en proces in duinvalleivegetaties langs een gegraven meer in de Kennemerduinen*. Dissertatie, Katholieke Universiteit Nijmegen. Tevens RIN-verhandeling nr. 2.
- Londo, G. (1984) Duinvalleivegetaties en hun milieu. In: Verslag van de studiedag "Terugkeer vochtige duinvalleien", pp. 16-20. Stichting Duinbehoud, Leiden.
- Londo, G. (1988) *Nederlandse freatofyten*. Pudoc, Wageningen.
- Louman, E. (1987) *Handleiding bodemonderzoek in het kader van vernatting*. Concept. KIWA, Nieuwegein.
- Louman, E.G.M. (1989) *Effecten van vernatting op de vegetatie in het duingebied van Zuid-Kennemerland. Een explorerend onderzoek gericht op het aangeven van natuurbeheersmaatregelen bij reductie van de grondwaterwinning*. KIWA SWE 88.005, Nieuwegein.
- Ministerie van CRM (1981) *Milieu-effektrapport Waterwinning Zuid-Kennemerland*. Voorburg.
- Nijssen, E.M. (1989) *Bodemkenmerken in verdroogde en vernatte valleien in het Noordhollands Duinreservaat*. KIWA SWE 88.022, Nieuwegein.
- Provincie Noord-Holland (1986) *Provinciaal Grondwaterplan van Noord-Holland*. Haarlem.
- PWS (1986a) *Grondwaterwinning in de Kennemerduinen*. Provinciale Waterstaat Noord-Holland, Haarlem.
- PWS (1986b) *Ecologie en grondwaterwinning in de duinen van Zuid-Kennemerland*. Provinciale Waterstaat Noord-Holland, Haarlem.
- RIN (1984) *Natuurbeheer in Nederland; levensgemeenschappen*. Rijksinstituut voor Natuurbeheer. Pudoc, Wageningen.
- Rozema, J., Laan, P., Broekman, R., Ernst, W.H.O. & Appelo, C.A.J (1985) On the lime-transition and decalcification in the coastal dunes of the province of North-Holland and the island of Schiermonnikoog. *Acta Bot. Neerl.* 34: 393-411.
- Schat, H. (1982) *On the ecology of some Dutch dune slack plants*. Dissertatie, Vrije Universiteit Amsterdam.
- Schat, H. (1984) A comparative ecophysiological study on the effects of waterlogging and submergence on dune slack plants: growth, survival and mineral nutrition in sand culture experiments. *Oecologia (Berlin)* 62: 279-286.
- Sloet van Oldruitenborgh, C.J.M. (1976) *Duinstruwelen in het Deltagebied*. Dissertatie, Landbouwniversiteit Wageningen.

- Stuyfzand, P.J. (1987) *Hydrochemie en hydrologie van duinen en aangrenzende polders tussen Zandvoort en Wijk aan Zee*. KIWA 86.016, Nieuwegein.
- Succow, M. (1988) *Landschaftökologische Moorkunde*. Gebr. Borntraeger. Berlin, Stuttgart.
- SWNBL (1986) *Interimrapport 1983-1985*. Studiecommissie Waterbeheer Natuur, Bos en Landschap. Staatsbosbeheer, Utrecht.
- Vegte, F.W. van der (1990) Ekohydrologisch herstel: keerpunt voor het natuurbeheer in de Kennemerduinen. In: *Regeneratie van vochtige duinvalleien in het duingebied van Zuid-Kennemerland*, pp. 39-45. Waterleidingbedrijf Zuid-Kennemerland en Stichting "Het Nationale Park de Kennemerduinen", Haarlem.
- Vos, G.A. (1984) *Kartering duinwaterwinplaats Gemeente Amsterdam*. STIBOKA rapport 1782, Wageningen.
- Weeda, E.J., Westra, R., Westra, Ch. & Westra, T. (1985) *Nederlandse oecologische flora. Wilde planten en hun relaties*. Deel 1. IVN, Amsterdam.
- Weeda, E.J., Westra, R., Westra, Ch. & Westra, T. (1987) *Nederlandse oecologische flora. Wilde planten en hun relaties*. Deel 2. IVN, Amsterdam.
- Westhoff, V. & Held, A.J. den (1969) *Plantengemeenschappen in Nederland*. Thieme, Zutphen.
- WMZ, (1984) *Invloeden van infiltratie van Haringvlietwater op het duingebied Schouwen*. Watermaatschappij Zuid-West-Nederland, Middelburg.

# Grondwaterbeheer en regeneratie in de duinen van Schouwen

J. Beijersbergen

Provinciale Waterstaat Zeeland, Groene Woud 1, 4330 AD Middelburg

## Samenvatting

*Na vermindering van de onttrekking van natuurlijk grondwater en de aanvang van infiltratie van water uit het Haringvliet in 1978 is de freatische grondwaterstand in de duinen westelijk van Haamstede plaatselijk 60-80 cm gestegen. Daardoor raakten een aantal verdroogde valleien in Zeepe- en Meeuwen-duinen opnieuw onder invloed van schoon freatisch grondwater. Uit het nu tien jaar durende begeleidende vegetatiekundig onderzoek blijkt, dat plotselinge vernatting waarbij waterstanden langdurig boven het maaiveld staan, niet leidt tot de terugkeer van duinvalleisoorten, maar tot verarming, verruiging en dominantie van slechts enkele triviale soorten. Vóór aanvang van verminderde onttrekking en infiltratie hadden de effecten van deze ingrepen op de freatische grondwaterhuishouding moeten worden onderzocht, bij voorkeur door het opstellen van een waterbalans.*

*Het maakt niet uit of de vernatting wordt veroorzaakt door verminderde onttrekking dan wel door meer natuurlijke oorzaken als verschillen in jaarlijkse neerslag, zoals blijkt uit referentie-onderzoek in een niet door de waterwinning beïnvloede vallei in de Verklikkerduinen. In deze vallei blijken in natte jaren met langdurige inundatie ten aanzien van de vegetatie vergelijkbare effecten op te treden als in de permanent vernatte valleien in het Zeepe. Terugkeer van kenmerkende duinvalleisoorten vindt wel plaats als het water niet of hooguit gedurende een korte winterse periode in het maaiveld staat, en het weer vochtig worden van de vallei zich uitsluitend in het freatisch vlak manifesteert. De vegetatietypen van de mesoserie regenereren sneller dan de meer natte typen van de hygroserie.*

*Naast het voeren van een afgestemd grondwaterbeheer is het van groot belang dat een aantal aanvullende maatregelen in de sfeer van het natuurbeheer wordt getroffen om verruiging te voorkomen. Hiermee is in een aantal valleien op Schouwen 5 jaar geleden een aanvang gemaakt. Mede gezien de aanwezigheid van voldoende kalk in de bodem, en de eerste zichtbare resultaten van het herstelbeheer in deze valleien, lijken hier goede perspectieven aanwezig voor de ontwikkeling van duinvalleivegetaties. Geleidelijk ontwikkelt zich hierbij de visie dat aanvullende maatregelen als grazen, maaien, hakken en plaggen nodig zijn na plotselinge stijging van het grondwater in bestaande valleien, maar dat dergelijke maatregelen niet in de plaats kunnen treden van verjongingsprocessen die middels uitstuiving ontstaan.*

## 1. Inleiding

Na aanvang van de waterwinning in de jaren dertig zijn de duinen van Schouwen (fig. 1) geleidelijk verdroogd. Nog tot omstreeks 1960 was in een klein deel van het dungebied sprake van een situatie waarin de vanouds rijk geschakeerde milieus van vochtige duinvalleien nog in enige mate voorkwamen; na deze periode nam de vraag naar drinkwater explosief toe door de zich sterk uitbreidende verblijfsrecreatie, met als resultaat een sterke verdroging. Naast de waterwinning hebben ook een "verbeterde" ontwatering van de binnenduinen na 1953 en de uitgroei van het



400 ha grote naaldhoutbestand (aangeplant in de periode 1923-1941) in het zuidwestelijk duin-gebied plaatselijk substantieel tot de verdroging bijgedragen.

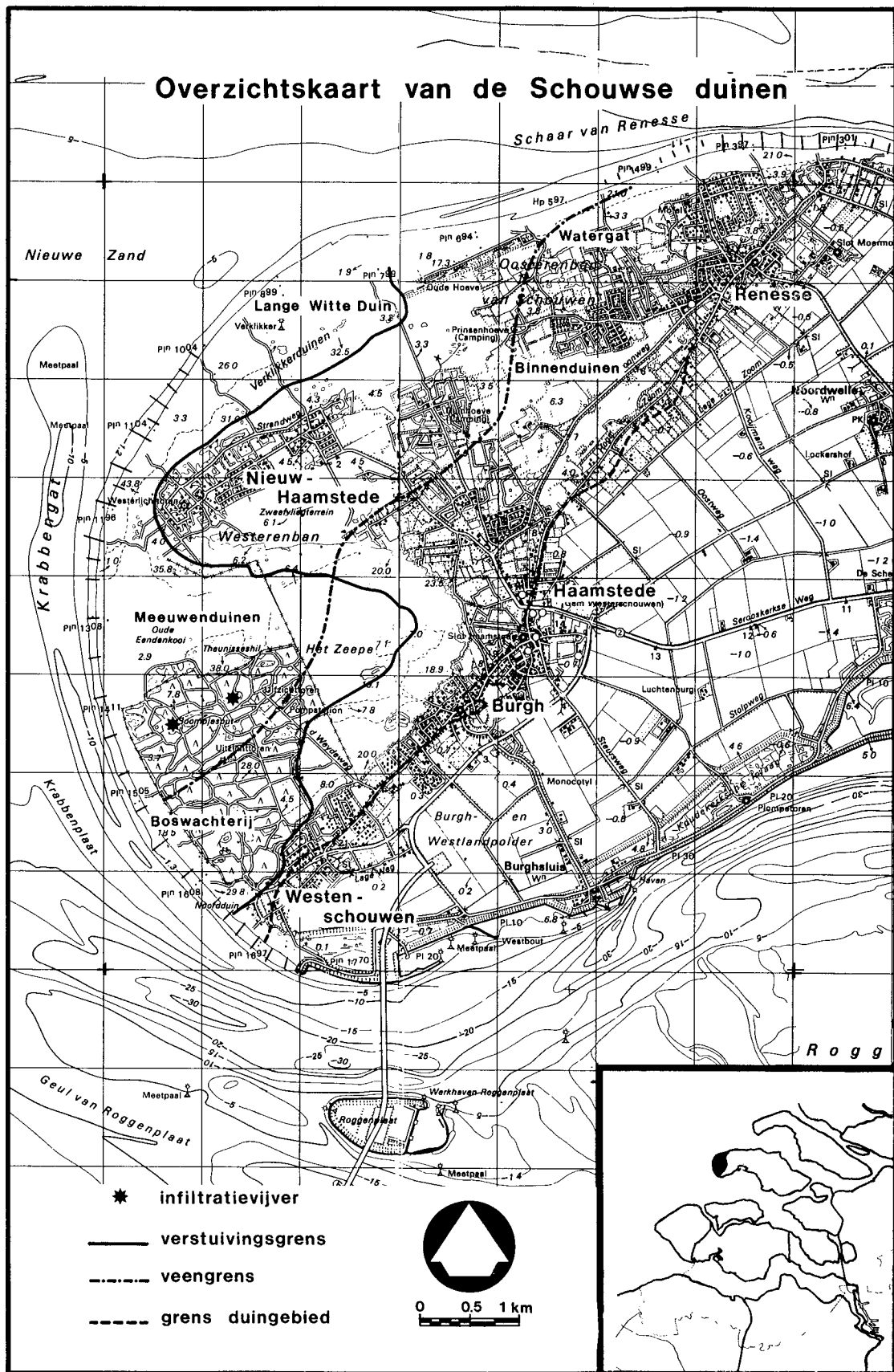
Na 1978 kwam de kentering. In dat jaar werd begonnen met de infiltratie van water uit het Haringvliet in een tweetal valleien in het naaldbos niet ver van zee. De onttrekking van natuurlijk grondwater werd tegelijkertijd gehalveerd. Uit begeleidend geohydrologisch onderzoek (Watermaatschappij Zuidwest-Nederland, 1985) is gebleken dat het rivierwater na vermenging met natuurlijk grondwater - voor zover niet teruggewonnen - uittreedt naar zee en dat de verspreiding ervan in het duingebied beperkt blijft tot het diepere grondwater onder een gedeelte van het naaldbos. Daarnaast bleek dat in het meer centrale deel van het duingebied ten westen van Haamstede (Zeepedünen) een jaar later een structurele stijging van de freatische grondwaterstand plaatsvond in de orde van 60-80 cm.

In een aantal duinvalleien was de stijging van de grondwaterstand voldoende voor een verandering van vrij droog naar zeer nat. Deze plotselinge waterstandsverhoging heeft voor het duinvalleimilieu grote gevolgen (gehad). De enige aanwijsbare oorzaak van deze waterstandsverhoging is de in 1978 gerealiseerde gehalveerde onttrekking van natuurlijk grondwater - in samenhang met het kunstmatig opzetten van het grondwaterniveau in het noordelijk deel van de boswachterij waar de infiltratie plaatsvindt - waardoor een permanente stijging van het freatisch vlak optrad (Beijersbergen *et al.*, 1985). Na 1979 traden ook effecten op in de samenstelling van de vegetatie.

Voor een goed inzicht in de vegetatie-ontwikkeling na vernatting is het nodig wat uitgebreider in te gaan op het ontstaan van Zeepedünen en Verklikkerduinen en de verschillende milieutypen die zich er hebben (hadden) ontwikkeld (paragraaf 2.2 en 2.3). Hierna volgt een korte opzet van het vegetatiekundig onderzoek (paragraaf 3) en wordt inzicht gegeven in de veranderingen van de vegetatie bij plotselinge vernatting door natuurlijk grondwater (paragraaf 4). Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen de situatie waarin het grondwater langere tijd - ook gedurende het groeiseizoen - boven het maaiveld staat, en situaties waarin het grondwater slechts kortere tijd in de winter of helemaal niet in of boven het maaiveld komt.

Daarna wordt ingegaan op de eerste resultaten van de regeneratie van de opnieuw vochtig of nat geworden valleien in de Zeepedünen (paragraaf 5). Op grond van de samenstelling van de op Schouwen aanwezige vochtige valleivegetaties, de freatische grondwaterstand en het kalkgehalte in de valleibodem, worden uitspraken gedaan over de mogelijke terugkeer van soorten in de valleien waar thans herstelbeheer plaatsvindt (paragraaf 5.3).

Door de uitgestrektheid van het Schouwse duingebied is het mogelijk effecten van waterwinning te onderscheiden van effecten ten gevolge van verschillen in hoeveelheid neerslag in de jaren zeventig en de jaren tachtig. Uit modelberekeningen in het kader van de opstelling van het provinciaal grondwaterbeleidsplan (Provincie Zeeland, 1988) is namelijk gebleken dat in het oostelijk deel van de Verklikkerduinen de waterwinning geen invloed meer op de grondwaterhuishouding heeft. Hierdoor was het mogelijk in een in dit complex gelegen vochtige, goed ontwikkelde vallei (de laatste op Schouwen in 1978!) referentiewaarden te verkrijgen met betrekking tot de freatische grondwaterhuishouding en hieraan gekoppelde veranderingen in de vegetatie in een ongestoorde situatie.



Figuur 1. Overzichtskaart van de Schouwse duinen.

## 2. De Schouwse duinen (fig. 1)

### 2.1 Algemeen

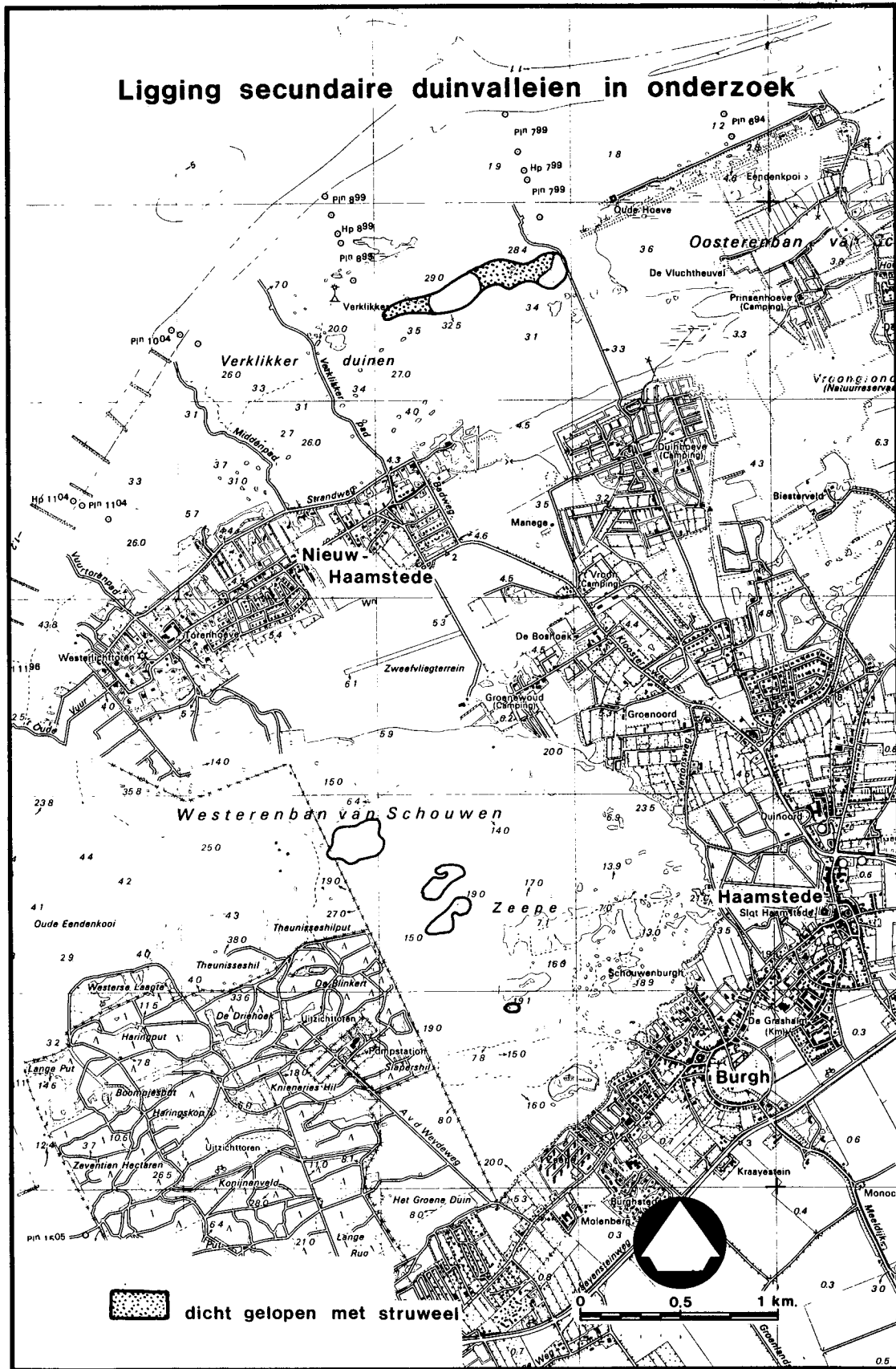
In Nederland worden twee soorten duinen onderscheiden: de Oude Duinen en strandwallen die 8000-4000 jaar geleden werden gevormd en de Jonge Duinen, ontstaan sinds de 10e eeuw. Uit historische bronnen is bekend dat het tegenwoordige Schouwse duinlandschap is ontstaan door enorme zandverplaatsingen, die een meer westelijk gelegen, ouder en lager duinlandschap hebben overdekt. Archeologische vondsten in verschillende, op ongeveer 5 m boven N.A.P. gelegen duinpannen, van onder andere veel Pingsdorf-scherven (tot ca. 1200 j. na Chr.) bevestigen dit beeld. Recente karteringen (Van Rummelen, 1970) tonen aan dat onder een groot deel van de tegenwoordige Jonge Duinen het oude duin- en strandzand kan worden aangetroffen. Dit geldt eveneens voor de valleien waar het ecologisch onderzoek plaatsvindt. Van vegetatiekundig belang hierbij is dat het merendeel van deze valleien is uitgestoven tot op het niveau van het kalkloze oude zand.

De plantengroei van de duinen in het Deltagebied wordt in plantengeografisch opzicht vanwege de primaire rijkdom aan kalk tot het Duindistrict gerekend. Opmerkelijk is dat de Schouwse duinen ondanks hun situering in het Duindistrict zich onderscheiden door hun relatief geringe kalkrijkdom. Een primaire kalkrijkdom van 1 à 2% komt veel voor. Hierdoor neemt Schouwen een intermediaire positie in tussen Duindistrict en Waddendistrict. Uitlogingsprocessen treden relatief snel op en manifesteren zich in de ontwikkeling van de vegetatie. Zowel de aanwezigheid van oude, kalkloze duinen in het maaiveld van de uitblazingsvalleien, als de relatief lage primaire kalkrijkdom, verklaren het voorkomen van een aantal plantensoorten die overigens karakteristiek zijn voor het Waddendistrict. In *uitblazingsvalleien* gaat het om soorten als Klein wintergroen (*Pyrola minor*), Dwergvlas (*Radiola linoides*) en Dophei (*Erica tetralix*) en in *primaire valleien* om soorten als Duinrus (*Juncus alpino-articulatus ssp. atricapillus*) en Dwergbloem (*Anagallis minima*). De naamgeving van de vaatplantensoorten berust op Heukels en Van der Meijden (1983), degene van de mossen op Margadant (1982).

### 2.2 Zeepe- en Meeuwenduinen

Vanaf de 12e eeuw zijn de Zeepeduinen ontstaan. Hun oostwaartse begrenzing wordt gevormd door een hoge, vastgelegde duinrand. Wellicht is dit het werk van de Heren van Haamstede, die vanaf 1250 het achterliggende gebied bewoonden (Beekman, 1989). Sindsdien is de grote Zeepevallei als oude duinvallei diep ontkalkt.

Omstreeks 1750 trad in de meest zeewaarts gelegen duinen opnieuw een proces van sterke duinvorming op. Enorme zandmassa's stoven landinwaarts en waar zich eens grote valleien bevonden, ligt nu een duinmassief met tot bijna 40 m hoge toppen, bekend onder de naam Meeuwenduinen. In figuur 1 is aangegeven hoever oostelijk in de Zeepeduinen de grootschalige verstuingen in deze laatste periode zijn opgetreden.



Figuur 2. Ligging van de duinvalleien in onderzoek.

In de eerste helft van deze eeuw doorbrak de mens de heerschappij van wind en zand. Vergeleken met de voorbije eeuwen gebeurde er nu van alles. De grootschalige verstuingen werden bedwongen en in het zuidwesten werd zelfs om die reden 400 ha "verstopt" onder het "zwarte bos", een aanplant van Corsicaanse (*Pinus nigra var. maritima*) en Oostenrijkse den (*Pinus nigra var. nigra*). De sterk toegenomen begroeiing van het duin alsmede de winning van grondwater veroorzaakten een geleidelijke verdroging van vooral het westelijk duingebied.

In het oostelijk deel waren de veranderingen in aanvang minder groot. Hier liggen de restanten van de grote valleien die niet door de stuivende zandmassa's werden bereikt. Wel traden (en treden) lokale verstuingen op, waardoor windkuilen en kleine stuifketels ontstaan die kunnen uitstuiven tot op het grondwater. De oorspronkelijke geomorfologie bleef hier evenwel in grote lijnen tot op de dag van vandaag herkenbaar. De verdroging werd hier pas in de zestiger jaren merkbaar. Aan de ene kant houdt dit verband met de grotere afstand tot dennenaanplant en winningsputten, aan de andere kant bevindt zich hier in de bodem een afsluitende veenlaag, die een scheiding teweeg brengt tussen freatisch pakket en de diepere watervoerende pakketten waaruit de onttrekking plaatsvindt.

Eeuwenlang zijn de Zeepeduinen beweid met rundvee. Omstreeks 1960 werd hiermee gestopt. Als gevolg van het wegvallen van deze begrazing in combinatie met de decimering van de konijnenstand door myxomatose veranderden valleien en laagten in enkele jaren compleet van aanzien. Opslag van Els (*Alnus sp.*), Berk (*Betula sp.*) en Eik (*Quercus sp.*) namen sterk toe, terwijl de eens gevarieerde plantengroei veranderde in een golvende prairie van Duinriet (*Calamagrostis epigejos*) en Pijpestrootje (*Molinia caerulea*).

De valleien, waar onderzoek wordt gedaan aan vernatting, liggen op de overgang van het westelijk (overstoven) en het oostelijk (niet overstoven) deel in het hart van het duingebied (fig. 2). Hier treffen we met als dreigende achtergrond de tot stilstand gebrachte zandgolf van de Theunisses hil (38 m), een trits van lage kamduinen met samengestelde paraboolvalleien aan, ontstaan door lokale verstuing. Als gevolg van de snelle en omvangrijke fixatie van het aangrenzend zuidwestelijk duingebied zijn de verstuingen daar vrij abrupt beëindigd en zijn de onderzoeksvalleien deels verstoken gebleven van inwaaiend, kalkhoudend zand. Het verschil in inwaai tussen de paraboolvalleien oostelijk en noordelijk van de dennenaanplant is in dit verband opmerkelijk. Het neergelegde kalkrijke zand neemt in de lengterichting van een vallei naar het oosten in dikte af, en ontbreekt in het oosten zelfs geheel. Dit kalkrijke materiaal is door uitlogingsprocessen in de afgelopen decennia weer oppervlakkig ontkalkt. In de kleinere valleien is naast instuiving vanuit de heersende windrichting sprake van een relatief sterke beïnvloeding door zijwaartse inspoeling van kalkrijk materiaal vanaf de hellingen. Het eutrofiërend of dynamiserend effect van ophoging van de kalkarme valleibodems met kalkrijk materiaal is vooral aan de oostkant van de grotere paraboolvalleien gering. Hierdoor is vestiging van Duindoorn (*Hippophae rhamnoides*) of een sterke ontwikkeling van Kruipwilg (*Salix repens*) daar uitgebleven. Kruipwilg vindt juist zijn optimum langs de rand van de vallei waar de soort profiteert van inwaai en inspoeling van kalkrijk materiaal in samenhang met een goede vochtvoorziening.

De uitgroei van het naaldhout op de heersende windrichting heeft ervoor gezorgd dat de kalkarme situatie voor een aantal Zeepevalleien blijvend is. Dit heeft grote gevolgen gehad voor de plantengroei van deze valleien. De vegetatie-successie op de kalkloze bodems heeft zich met de

verdergaande verdroging ontwikkeld in de richting van een open, uiterst schrale vegetatie. Andere, meer noordelijk gelegen valleien die zich niet in de windschaduw van het bos bevinden, zijn geleidelijk opgehoogd met kalkhoudend zand en de afgelopen decennia dichtgegroeid met (duindoorn-)struweel.

Rond 1976-1978 had de verdroging van het duingebied haar diep(s)tepunt bereikt. De gevolgen van de zeer droge zomer van 1976, de aanwezigheid van naalddhout en de maximale onttrekking van grondwater door de waterleiding resulteerden in een situatie waarin de vegetaties van vochtige duinvalleien feitelijk hadden opgehouden te bestaan.

### 2.3 Verklikkerduinen

Oorspronkelijk waren de duinen langs de noordkust smal en bevond zich tussen de Oude Hoeve en de strandafslag van het Watergat een opening in de zeereep, waardoor het Palingsdal op het strand uitmondde. Aan het eind van de 16e eeuw, ongeveer 150 jaar eerder dan in het zuidwestelijk duingebied, ontstonden hier sterke verstuiwingen en ging de duinvorming ten koste van de achterliggende, in cultuur gebracht binnenduinen (Beekman, 1989; zie figuur 1).

Eeuwenlang heeft het Verklikkerduin bestaan uit onbegroeide, tientallen meters hoge stuifduinen waarin geregeld valleien uitstoven tot op het niveau van de oudere, overstoven duinpolder. Evenals in de Zeepeduinen leidde de duinvorming tot een stelsel van al dan niet samengestelde wandelduinen met achterliggende parabolvalleien. Vanwege de veel grotere hoeveelheden zand heeft het duin evenwel een totaal andere dimensie. Het grootste loopduin was wel het Lange Witte Duin met daarachter een vallei van honderden meters lang. Tussen 1930 en 1940 begon hier de grote vastlegging. De witte stuifduinen raakten nadien begroeid met duindoornstruweel en in de valleien ontwikkelden zich onder andere fraaie duinvalleivegetaties. Plaatselijk heeft het nog wel gestoven tot het eind van de jaren vijftig maar van veel invloed voor het proces van duinvorming was dat niet meer.

Ook de Verklikkerduinen ontsnapten niet aan een geleidelijke verdroging in de jaren zestig en zeventig. Waterwinning (in het westelijk gedeelte) en verlaging van peilen in de aangrenzende duinpolder zijn daarvan de belangrijkste oorzaken. Slechts in het noordoostelijke deel bleven deze invloeden beperkt door de grotere afstand en door de compensatie die hier optreedt als gevolg van aangroei van de kust.

Het beheer van de Verklikkerduinen beperkte zich tot vastlegging. Er is nooit vee ingeschaard zoals in de Zeepeduinen. Begrazing vond slechts plaats onder invloed van een wisselende konijnenstand en door het na 1935 geïntroduceerde reewild. Evenals in het Zeepe zien we dat hierdoor de verdrogende valleibodems geleidelijk begroeid raakten met het van de hellingen oprukkende (duindoorn-)struweel, terwijl op plaatsen in de grotere valleien, waar het oude kalkloze maaiveld niet werd overdekt met instuivend zand, zich een open, enkele centimeters hoge kruipwilgvegetatie handhaaft. In de vochtige valleien gaat de successie na het stadium met Kruipwilg (*Salix repens*) verder en wordt Kruipwilg vervangen door Bittere wilg (*Salix purpurea*), wat een voorlopig eindstadium lijkt. Het merendeel aan resterend oppervlak vochtige vallei is hiermee begroeid. Slechts op enkele kleinere gedeelten van de grootste vallei in de Verklikker is door maaien en afvoeren

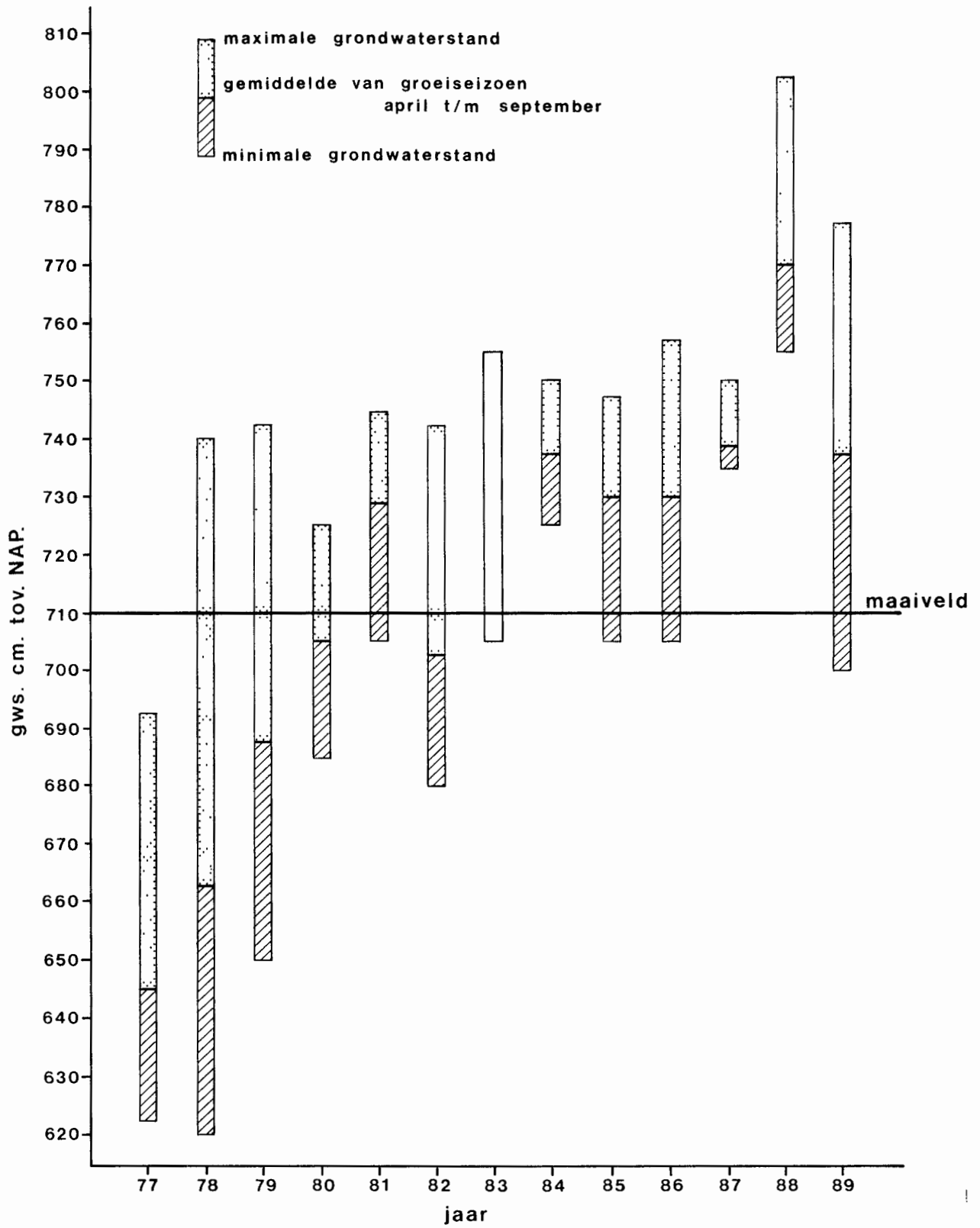
deze ontwikkeling van de afgelopen 20-25 jaar tegengegaan (figuur 2). In deze valleigedeelten handhaafden zich rond 1976-1978 de laatste zoete, vochtige, open duinvalleivegetaties op Schouwen (foto 1 en voorplaat).

### 3. Het vegetatiekundig onderzoek

Bij aanvang van de infiltratie in 1978 zijn in een aantal verdroogde valleien in het Zeepe (figuur 2) permanente proefvlakken en transecten uitgezet met het doel eventuele veranderingen in de samenstelling van de vegetatie te registreren. Zoals beschreven in paragraaf 4.1 zijn op deze laagst gelegen plaatsen restanten aangetroffen van de eertijds vochtige duinvallei-vegetaties. In de buiten de invloedssfeer van de waterwinning gelegen vallei in de Verklammerduinen is eveneens een aantal permanente proefvlakken langs transecten aangelegd. Zoals beschreven in paragraaf 4.2 werd hier ten tijde van het uitzetten van de transecten een nog rijk ontwikkelde vegetatie met veel soorten uit het Knopbies- en Dwergbiezenverbond (Westhoff & Den Held, 1969) aangetroffen. Hierdoor kunnen veranderingen in de vegetatie ten gevolge van de waterwinning en infiltratie worden onderscheiden van meer autonome ontwikkelingen van de vegetatie, onder invloed van jaarlijkse verschillen in neerslag en door successie. De vegetatie in de proefvlakken is in de periode 1978/1980 - 1989 jaarlijks opgenomen volgens de methode Braun-Blanquet.

Bij de proefvlakken zijn peilbuizen geplaatst voor het opnemen van de freatische grondwaterstand. De peilbuizen zijn maandelijks opgenomen. Nadat uit eerder verricht onderzoek (Beijersbergen *et al.*, 1985) bleek dat noch veranderingen in de kwaliteit van het freatisch water als gevolg van de infiltratie, noch veranderingen in het fluctuatietraject als gevolg van de verminderde onttrekking optraden, is vooral gekeken naar de effecten van stijging van de freatische grondwaterstand. De gestegen waterstand heeft niet alleen een directe invloed (toename hoeveelheid vocht) maar ook een indirecte invloed: de freatische waterstand wordt beschouwd als regulerende factor bij het verloop van een aantal bodemchemische en -fysische processen. Hierbij kan worden gedacht aan beïnvloeding van de lucht- en warmtehuishouding en aan mineralisatieprocessen, waarbij de overschrijdingsduur van grondwaterstanden een belangrijke rol speelt.

**Figuur 3.** *De freatische grondwaterstanden onder invloed van verminderde onttrekking van natuurlijk grondwater en de verschillen in jaarlijkse neerslag in de Zeepeduinen ( pg 8) in de periode 1977-1989. Het verloop van de grondwaterstanden geeft een representatief beeld van de veranderingen in grondwaterhuishouding in de vernatte valleien. (pagina hiernaast)*





Nadat in de beginjaren tachtig onder invloed van vernatting een sterke verruiging van de vegetatie optrad, is begonnen met het treffen van tal van beheersmaatregelen in de vorm van grazen, maaien, kappen en plaggen, teneinde de hoeveelheid organisch materiaal te verminderen. In de te regenereren vallei(gedeelten) is hierdoor de verruiging verminderd. Belangrijkste factor voor de ontwikkeling van de vegetatie lijkt hier thans de freatische grondwaterstand in combinatie met het kalkgehalte van de bodem, die bepaalt of al dan niet (snel) verzuring optreedt. Door de permanent verhoogde waterstand kan namelijk het percentage  $\text{CaCO}_3$  in de kalkarme valleien zowel onder invloed van mineralisatieprocessen als door verminderde kalkrijke kwel uit de omliggende kalkhoudende duinen verder zijn afgenomen. Dit kan leiden tot het niet langer gebufferd zijn van de bodem met belangrijke consequenties voor de mogelijkheden van herstel van de oorspronkelijke kalkminnende vegetatie. Om met enige waarschijnlijkheid de perspectieven voor herstel in de te regenereren valleien te kunnen beschrijven, alsmede op lokaal niveau iets te zeggen over te verwachten soorten, is van alle relevante vochtige valleien, van zee tot binnenduin, de freatische grondwaterhuishouding bestudeerd en zijn de pH- $\text{H}_2\text{O}$  en het  $\text{CaCO}_3$ -gehalte bepaald.<sup>1</sup> Tot de bemonsterde valleien behoren de valleien die zijn opgenomen in het meerjarig vegetatiekundig onderzoek en de valleien waar het beoogd herstelbeheer plaatsvindt.

## 4. Veranderingen in de vegetatie na vernatting

### 4.1 De kalkarme valleien in het Zeepe

In 1978 waren de verdroogde valleien hoofdzakelijk begroeid met een lage kruipwilgheide waarin veel korst- en bladmossen. Langs de rand van de valleien bevond zich een smalle strook fors uitgegroeid kruipwilgstruweel. Onder de Kruipwilg konden zich door schaduw-effecten en verschillen in microklimaat restanten handhaven van vochtminnende kruidenvegetaties. Uit tabel 1 blijkt dat het hierbij vooral gaat om vertegenwoordigers van de familie van de russen en cypergrassen, die middels een sterke beworteling langdurige droogte kunnen overleven. Soorten als Padderus (*Juncus subnodulosus*), Waterbies (*Eleocharis palustris*) en Drienerfzegge (*Carex trinervis*) behoren hiertoe. Ook Waternavel (*Hydrocotyle vulgaris*) en Watermunt (*Mentha aquatica*) blijken sterk wisselende vochtomstandigheden te kunnen doorstaan.

Met ingang van 1979 werd de winning van grondwater gehalveerd en in de jaren daarna voltrok zich in de valleien een complete metamorfose. Door stijging van het freatische grondwater met 60-80 cm werden - afhankelijk van de hoogteligging - de sterk verdroogde valleibodems opnieuw vochtig of kwamen zelfs een groot deel van het jaar onder water te staan (fig. 3). Deze plotselinge stijging van de grondwaterstand had ingrijpende gevolgen voor de vegetatie die zich in de geleide-

---

<sup>1</sup> pH: bepaald aan een suspensie van 10 g luchtdroge grond + 25 ml. demiwater.  
Carbonaat: bepaald door volumetrische bepaling van vrijgekomen  $\text{CO}_2$  na behandeling van luchtdroge grond met overmaat HCl. Berekend als gewichtspercentage  $\text{CaCO}_3$  van de luchtdroge grond.

lijk verdrogende situatie van de afgelopen decennia had ontwikkeld. De langdurige inundatie, niet alleen in de winter maar ook gedurende het vegetatie seizoen, veroorzaakte het "verdrinken" van de oorspronkelijke vegetatie waarbij zich een laag organisch materiaal vormde op de bodem. In het ondiepe water trad sterke vermossing op door één of enkele slaapmossen. Vooral een soort als Gewoon sikkemos (*Drepanocladus aduncus*) produceerde een enorme biomassa, werkte zich boven het wateroppervlak uit door overgroeiing van de afstervende Kruipwilg en vormde een mini-oerwoud in de verdronken valleien. Ook elders, zoals in een duinvallei in Kenfig in Wales, waar een vergelijkbare situatie van plotselinge vernatting was ontstaan als gevolg van een menselijke ingreep in de waterhuishouding, bleek een soortgelijke reactie van *Drepanocladus* (eigen waarneming). Tevens bleek daar dat deze instabiele situatie met dominantie van één soort tot tientallen jaren kan voortduren, zonder dat een meer voor een voedselarme duinvallei of duinplas karakteristieke successie van de vegetatie op gang komt. Op Schouwen duurt deze situatie inmiddels 10 jaar (tabel 1). In de mosmat blijkt slechts een plant als Duizendknoopfonteinkruid (*Potamogeton polygonifolius*) zich te vestigen, gelet de uitbreiding van deze soort in enkele zeer natte duinvalleien (tabel 1). Bij incidenteel droogvallen van deze valleibodems in droge zomers komt de vegetatieontwikkeling vooralsnog niet verder dan een fase met kieming van soorten als Waterpunge (*Samolus valerandi*), Rode ganzevoet (*Chenopodium rubrum*) en Moerasvergeetmijnietje (*Myosotis laxa*) in de zwarte, zure humus.

In zijn algemeenheid geldt dat naarmate de periode van inundatie korter is, meer soorten zich kunnen handhaven, vestigen of uitbreiden. Dat zijn dan meestal meerjarige soorten zoals russen en biezen die ook perioden van sterke verdroging kunnen doorstaan. Ook blijkt dat het gaat om de meer algemene soorten die niet zozeer specifiek zijn voor het voedselarme duinvalleimilieu, alswel een reactie vertonen op de toegenomen hoeveelheid vocht.

Een meer gedempte reactie van de vegetatie op vernatting ontstaat als het water niet of hooguit gedurende een korte winterse periode in het maaiveld staat en het weer vochtig worden van de vallei zich uitsluitend in het freatisch vlak manifesteert. Juist dan blijkt na een aantal jaren een geleidelijke terugkeer op te treden van nog elders in de duinen van Schouwen aanwezige soorten van kalkarme duinvalleien, met als eerstkomers Dwergbies (*Scirpus setaceus*), Dwergbloem, Dwergvlas, Vleeskleurige orchis (*Dactylorhiza incarnata*) en Moeraswespenorchis (*Epipactis palustris*). Deze vegetaties zijn te karakteriseren als een late fase van het Knopbies-verbond met een inslag van soorten uit het Dwergbiezen-verbond. In nog wat drogere situaties ontwikkelt zich een fraaie Wintergroen-kruipwilgheide met soorten als Kruipwilg, Stofzaad (*Monotropa hypopithys* ssp. *hypophegea*), Rondbladig wintergroen (*Pyrola rotundifolia*) en vooral Klein wintergroen. Deze fase in de ontwikkeling lijkt bij het huidig beheer van begrazing en incidenteel maaien een voorlopig eindstadium te vormen. Niet onvermeld mag blijven de sterke toename van Grote keverorchis (*Listera ovata*), die optreedt als "begeleider" van deze vegetaties langs de randen van de valleien (zie ook Dijkema en Wolff (1983)).

In zijn algemeenheid kan worden gesteld dat de duinvalleivegetaties die nog juist opnieuw onder invloed van de freatische grondwaterhuishouding geraken (mesoserie) sneller regenereren dan de meer vochtige typen uit de hygroserie.

**Tabel 1.** *Overzicht van de vegetatieontwikkeling in één van de permanente proefvlakken in de Zeepeduinen (pq8) in de periode 1978-1989. De ontwikkeling in het proefvlak geeft een representatief beeld van de veranderingen in de vegetatie van de vernatte valleien onder invloed van de verminderde onttrekking van natuurlijk grondwater en de verschillen in jaarlijkse neerslag.*

jaar van opname	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89
% totale bedekking	40	80	-	10	40	100	90	95	-	-	5	60
% bedekking kruidlaag	10	15	-	5	10	15	10	10	-	-	5	65
% bedekking moslaag	35	70	-	10	35	90	90	90	-	10	-	10
aantal soorten	31	31	-	11	12	12	11	11	9	10	9	9
grondwater tov mv max	+32	+34	+17	+38	+35	+47	+42	+37	+49	+43	+98	+70
grondwater tov mv min	-88	-58	-23	-4	-29	-4	+16	-3	-2	+22	+48	-6
seizoensfluctuatie cm	120	92	40	42	64	51	26	40	51	21	50	76
gws tov mv april/sept	-45	-40	-3	+19	-5	+21	+29	+21	+22	+29	+64	+29
<i>Cladonia fimbriata</i>	+	+	v									
<i>Cladonia rei</i>	1	1	e									
<i>Cladonia rangiformis</i>	r	r	g									
<i>Cladonia conistea</i>	1	1	e									
<i>Peltigera canina</i>	2m	2m	t									
<i>Ceratodon purpureus</i>	3	4	a									
<i>Brachythecium rutabulum</i>	+	+	t									
<i>Brachythecium albicans</i>	+	+	i									
<i>Senecio jacobea</i>	+	+	e									
<i>Cirsium vulgare</i>	+	+										
<i>Betula sp.</i>	+	+	v									
<i>Aira praecox</i>	.	+	e									
<i>Sagina procumbens</i>	2a	2a	r									
<i>Poa annua</i>	+	+	d									
<i>Veronica officinalis</i>	.	+	r									
<i>Calamagrostis epigejos</i>	1	1	o									
<i>Pyrola rotundifolia</i>	1	1	n									
<i>Prunella vulgaris</i>	.	r	k									
<i>Lotus uliginosum</i>	r	+	e									
<i>Holcus lanatus</i>	+	+	n									
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	+	.										
<i>Cirsium palustre</i>	+	+										
<i>Veronica scutellata</i>	+	.										
<i>Epilobium sp.</i>	1	1										
<i>Samolus valerandi</i>	r	.										
<i>Lycopus europaeus</i>	+	1		+	r	r	.			r	.	+
<i>Salix repens</i>	1	2a		1	2m	2m	2m	2m		2m	2m	2a
<i>Eleocharis palustris</i>	2m	2m		2m	1	2a	2a	2a		2m	.	2a
<i>Carex trinervis</i>	+	+		+	+	1	1	1	.	2m	2m	3
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	1	1		1	1	1	1	1	.			
<i>Myosotis laxa</i>	r	+		1	+	1	1	1	.	r		
<i>Drepanocladus aduncus</i>				2a	2b	5	5	5	.	2m	.	2a
<i>Potamogeton polygonifolius</i>				1	2m	2m	2m	1	.	r	1	1
<i>Galium palustre</i>				1	r	1	1	.		r	.	+
<i>Juncus articulatus</i>				r	+	+						
<i>Lemna minor</i>					1	1	.	.	.	r	1	1
<i>Agrostis stolonifera</i>					1	1	.	+	.	r	.	1

- r* zeer weinig (1-2) exemplaren in proefvlak  
*+* weinig exemplaren in proefvlak, bedekking < 5%  
*1* talrijk, bedekking < 5%  
*2m* zeer groot aantal exemplaren in proefvlak, bedekking < 5%  
*2a* bedekking 5-12.5%  
*2b* bedekking 12.5-25%  
*3* bedekking 25-50%  
*4* bedekking 50-75%  
*5* bedekking 75-100%

## 4.2 De kalkarme valleien in de Verklikkerduinen

Zoals in het voorgaande al is opgemerkt, gaat het in de oostelijke valleien in de Verklikker puur om natuurlijke fluctuaties in de grondwaterstand als gevolg van jaarlijkse verschillen in neerslag. Eind jaren zeventig konden in de gedeelten van de vallei die werden open gehouden door een maaibeheer de typische vegetaties van het Knopbies-verbond worden aangetroffen, met talrijk aanwezige soorten als *Parnassia* (*Parnassia palustris*), Moeraswespenorchis, Vleeskleurige orchis en Late zegge (*Carex oederi*). De licht humeuze bodems waren nog voldoende open voor de vestiging van soorten uit het Dwergbies-verbond, zoals Dwergbies en Dwergbloem, soorten die we in de Zeepevalleien als eerste in de opnieuw vochtige, wat hoger gelegen, niet geïnundeerde gedeelten zien terugkeren. Het betrof in de Verklikker eveneens de wat hoger gelegen valleigedeelten die niet inunderen en die, gezien het kalkgehalte, hun microreliëf danken aan instuiving van een dun laagje kalkhoudend zand. Evenals in de Zeepevalleien is het kalkgehalte van dit in dikte wisselende laagje ingestoven zand door uitlogingsprocessen in de afgelopen decennia afgenomen.

In het huidige stadium zijn de uitblazingsvalleien van Verklikker en Zeepe goed met elkaar te vergelijken, waarbij moet worden aangetekend dat op een aantal plaatsen in de Zeepevalleien de ontkalking verder is voortgeschreden door het geheel ontbreken van het instuiven van kalkhoudend materiaal. Zoals eerder vermeld, heeft dit te maken met een snellere fixatie van het verstuivingsproces in het voorliggende duingebied door aanleg van de naaldhoutaanplant. In de vegetatie manifesteert dit verschil in kalkgehalte zich in het ontbreken van Klein wintergroen en Dwergglas in de Verklikker, terwijl omgekeerd *Parnassia* in het Zeepe afwezig is. Of dit zo blijft, gelet de regeneratiemaatregelen die in het Zeepe zijn getroffen, dient te worden afgewacht.

Een interessant aspect bij de vergelijking van de valleien in Zeepe en Verklikker is het feit dat de effecten van vernatting en langdurige inundatie op de vegetatie in het Zeepe worden gezien vanuit het "niets", terwijl in de Verklikker nog een "compleet" ontwikkelde vochtige duinvalleivegetatie aanwezig was (tabel 2). Aan het verloop van de grondwaterstanden kunnen we zien dat de aanvankelijk eind jaren zeventig matig vochthoudende, nooit geïnundeerde Verklikkervallei in de jaren tachtig geleidelijk natter werd (fig. 4). In de reeks nattere jaren vanaf 1979 trad achtereenvolgens een spaareffect op en inundatie in de winter kwam voor het eerst voor in 1980 (fig. 5). De vegetatie reageerde met een sterke toename van *Parnassia*, Moeraswespenorchis en Vleeskleurige orchis. De laatste soort, waarvan de verspreiding eerst was beperkt tot de lagere, meer vochtige valleigedeelten, wordt vanaf die tijd in de gehele vallei aangetroffen. In de periode 1982-1987 is de vallei in juni rose gekleurd door de bloeiende orchideeën (foto 1). Dit blijkt een vervanging van het witte *Parnassia*-aspect in augustus en september. *Parnassia* is in de vallei sterk afgenomen en blijkt zich uitsluitend te handhaven op plaatsen die 's winters niet of zeer kort inunderen (zie ook Schat, 1982). Vervolgens veranderde het beeld opnieuw na de zeer natte winter 1987-1988. De gehele vallei inundeerde tot in het begin van de zomer. De veranderingen in de vegetatie waren ingrijpend. Een aantal veel voorkomende soorten uit het Knopbies-verbond en Dwergbiezen-verbond verdween geheel en in 1988 blijkt een sterke nivellering te hebben plaatsgevonden. Talrijke soorten als Vleeskleurige orchis, Moeraswespenorchis, Stijve ogentroost (*Euphrasia stricta*) en *Parnassia* zijn verdwenen. Waternavel, Watermunt, Fioringras (*Agrostis stolonifera*) en Zachte Witbol (*Holcus lanatus*) zijn aspectbepalend geworden.

**Tabel 2.** *Overzicht van de vegetatieontwikkeling in één van de permanente proefvlakken in de Verklikkerduinen (pq v4) in de periode 1980-1989. Het proefvlak geeft een representatief beeld van de ontwikkeling van de vegetatie in de valleien onder invloed van de verschillen in jaarlijkse neerslag. Codering: zie tabel 1.*

jaar van opname	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89
% totale bedekking	70	80	65	90	90	45	65	55	70	100
% bedekking kruidlaag	50	50	50	45	40	20	50	55	65	100
% bedekking moslaag	20	35	20	50	50	30	20	1	10	5
aantal soorten	29	35	32	33	31	27	27	29	20	29
grondwater tov mv max	+14	+18	+7	+10	+15	-1	+19	-1	+32	-6
grondwater tov mv min	-40	-37	-49	-47	-37	-36	-41	-16	-26	-58
seizoensfluctuatie cm	54	55	56	57	52	35	60	15	58	52
gws tov mv april/sept	-17	-11	-32	?	-15	-15	-13	-9	+10	-33

Knobbies-verbond c.a.

Salix repens	2b	2b	2b	3	2a	2b	3	3	3	3
Calliergonella cuspidata	2a	3	2b	4	3	3	4	2m	2a	2a
Carex oederi	+	2m	1	1	1	1	1	+	r	1
Carex trinervis	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Galium uliginosum	1	2m	2m	2m	.	1	2m	1		1
Liparis loeselii	+	r	+	+	+					
Euphrasia stricta	+	1	2a	1	2m	1	1	r		
Dactylorhiza incarnata	1	1	2m	1	2m	1	1	1	r	
Epipactis palustris	+	+	+	.	1	1	1	1		
Parnassia palustris		1	1	+	+	1	1	+		
Scirpus setaceus					1	1	+	+		1

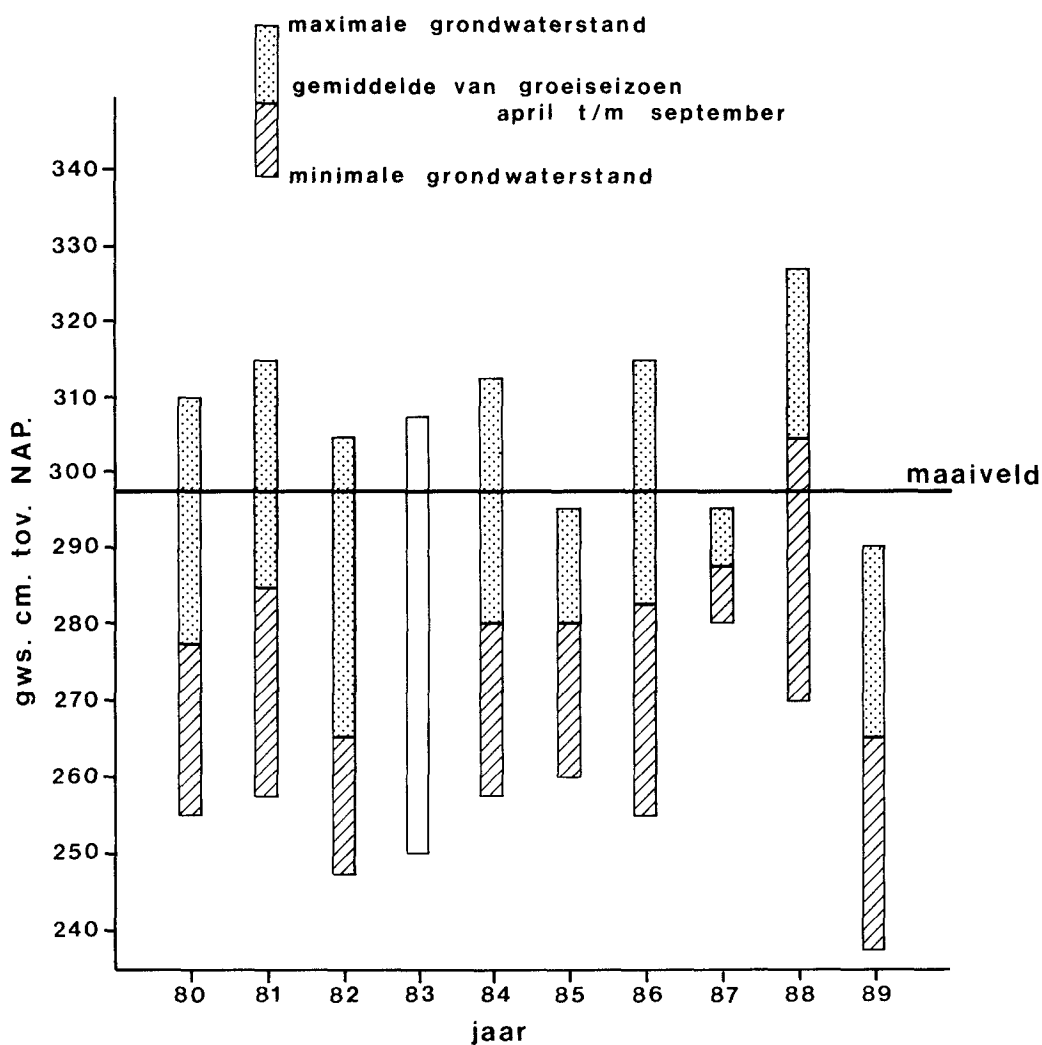
vocht/mineralisatie soorten

Agrostis stolonifera	2a	2m	1	1	1	1	1	1	2m	2a
Hydrocotyle vulgaris	1	2m	2m	1	1	1	1	1	2m	2m
Mentha aquatica	+	2m	2m	1	1	1	1	1	2m	2m
Eleocharis palustris	1	+	1	1	1	1	1	1	1	1
Ranunculus repens	+	+	1	+	1	1	1	1	1	1
Holcus lanatus	+	1	+	+	1	1	1	1		2m
Lycopus europaeus	+	.	r	r	r					+
Eupatorium cannabinum		r	r	.	r					
Juncus articulatus		1	1	1	1	1	1	1	1	1
Cirsium palustre		+	r	+	+	+	+	2m		+
Juncus conglomeratus					+	+	+	+	+	+
Carex hirta					r	+	1	+	+	+
Galium palustre									+	1

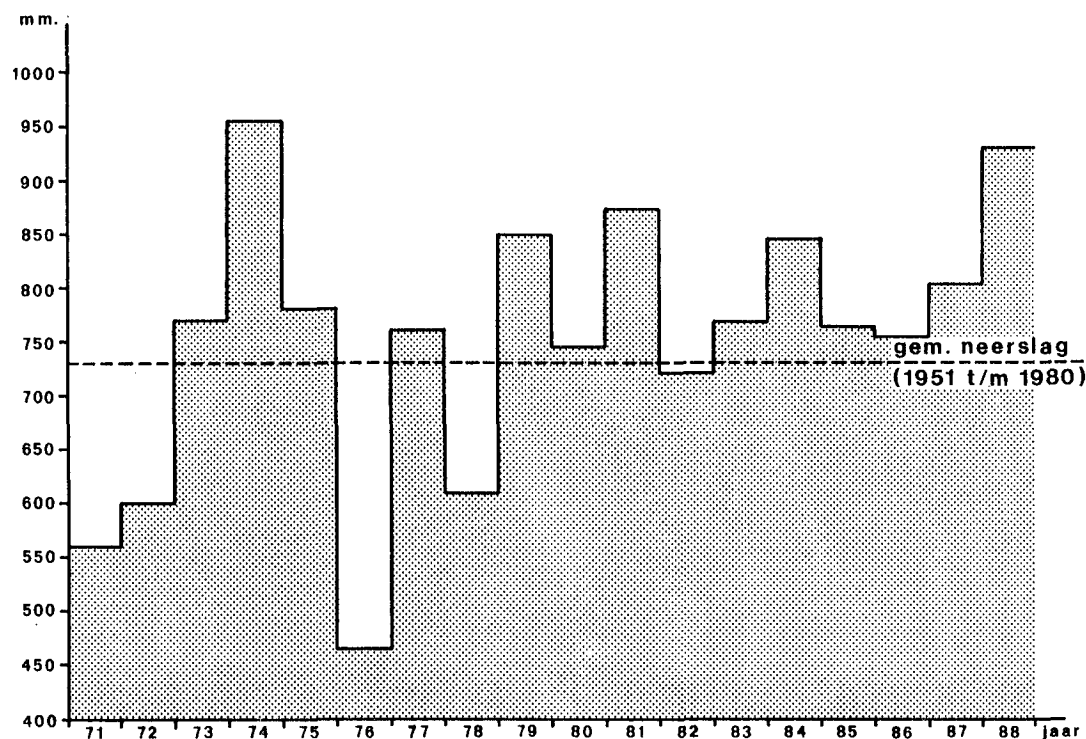
begeleidende soorten

Calamagrostis epigejos	.	2m	1	1	+	+	1	1	+	r
Cerastium fontanum	+	+	+	+	.	+	+	+		1
Sagina procumbens	2m	2m	+	r						+
Senecio jacobea	+	+	+	r						1
Potentilla reptans	+	1	+	+					+	+
Rubus ceasius	r	r	+	r	r	r	+	r		
Cirsium arvense	+	+	+	+	.	.	r	r		
Lotus corniculatus	.	+	+	1	+	1	.	2m	1	1
Trifolium dubium	.	.	+	+	+	1				
Potentilla erecta	.	.	+	+	.	r	+	1		
Prunella vulgaris					+	+	+	+		+

Centaureum litorale('80), Hippophae rhamnoides('80), Galium aparine('80),  
 Poa pratensis('80, '81), Cardamine pratense('81, '89), Salix purpurea('81),  
 Lythrum salicaria('81), Juncus effusus('81), Carex arenaria('81),  
 Chamaenerion angustifolium('82), Sonchus arvensis('82), Scirpus maritimus('83)  
 Scutellaria galericulata('83), Plantago major spp. plei.('83), Betula sp.('83),  
 Cirsium vulgare('84), Lysimachia vulgaris('87), Rosa sp.('87), Salix sp.('88),  
 Juncus bufonius('88), Linum catharticum('89), Poa annua('89),  
 Brachythecium albicans('89), Potentilla anglica('89).



**Figuur 4.** De freatische grondwaterstanden onder invloed van de verschillen in jaarlijkse neerslag in de Verklikkerduinen (pq v4) in de periode 1980-1989. Het verloop van de grondwaterstanden geeft een representatief beeld van de veranderingen in grondwaterhuishouding in de valleien.



Figuur 5. Neerslag in mm./jaar te Haamstede.

## 5. Regeneratie

### 5.1 Inleiding

Met het opnieuw stijgen van de grondwaterstand in de duinen aan het eind van de jaren zeventig ontstond een situatie die, zonder aanvullende beheersmaatregelen, voor het voortbestaan van vochtige duinvalleivegetaties een verdere verslechtering zou hebben betekend. Wat was het geval? De begrazing door vee was gestopt waardoor op de lage plekken een sterke verruiging en opslag van struiken en bomen had plaatsgevonden. Alternatieven in de vorm van de nieuwvorming van valleien ten gevolge van uitstuiving tot op het grondwater waren niet voorhanden. De enkele plekjes in de bestaande valleien die open bleven door jaarlijks maaien, werden dusdanig nat dat zij ongeschikt raakten als groeiplaats voor de meeste duinvalleisoorten, gelet op de hoge gevoeligheid van deze soorten voor zuurstofgebrek (Schat, 1982). Hier wreekte zich het "zuinige" maaibeheer van de afgelopen jaren. Men had zich beperkt tot de meest laaggelegen plekjes van de valleibodem en het merendeel laten dichtlopen met struweel (figuur 2). Hierdoor ontbrak met het stijgen van de grondwaterstand de uitwijkmogelijkheid voor veel soorten om te verhuizen naar hoger gelegen

standplaatsen. Het beheer van het duin was bijna afgezakt tot het niveau van "niets doen" met uitzondering natuurlijk van het vastleggen met Helm (*Ammophila arenaria*) en rijshout bij dreigende verstuiving. De natuurlijke verjongingsprocessen kregen hierdoor in het duin geen kans. Het werd hoog tijd voor een beheer gericht op uitstuiving van vochtige duinvalleien en aanvullende maatregelen gericht op het herstel van essentiële condities voor duinvalleivegetaties in vernatte valleien. Bij dit laatste was nog een probleem of, gelet het tijdsaspect, eerst de nog waardevolle valleien moesten worden aangepakt dan wel maatregelen moesten worden getroffen op plaatsen waar de valleivegetaties reeds lang verdwenen waren, maar waar door vernatting sterke verruiging was opgetreden. Mede om lokaal uitsterven van soorten te voorkomen, en daarmee de verspreiding van soorten te bespoedigen, is zoveel mogelijk gekozen voor een aanpak op beide fronten.

## 5.2 Het herstelbeheer

Figuur 6 geeft een beeld van vijf jaar regeneratie in de vorm van grazen, maaien, kappen, plaggen en stuiven. De binnenduinen worden opnieuw begraasd met schapen en pony's (Staatsbosbeheer) en runderen en paarden (particulieren). Aanvullend is door Staatsbosbeheer struikopslag verwijderd, zijn vochtige laagtes gemaaid en drinkputten geschoond. In de Zeepeduinen is Natuurmonumenten opnieuw begonnen met begrazing door pony's. De verschillende kuddes mogen zich uitbreiden, waardoor de begrazing van het terrein toeneemt en de verruiging geleidelijk wordt teruggedrongen. Aanvullend wordt een aantal opnieuw vochtige tot nat geworden duinvalleien jaarlijks gemaaid en is in een tweetal natte valleien in totaal een halve hectare geplagd (Wulpenvallei en Stofzaadvallei) (foto 2). Evenals in de binnenduinen is het de bedoeling dat het maaien, kappen en plaggen in de kalkarme valleien een incidenteel karakter houdt (achterstallig onderhoud) en op termijn wordt vervangen door begrazing.

Plaatselijk mag het duin verstuiven. Naast het ontstaan van een aantal windkuilen (foto 3), die in de droge zomer van 1976 zo diep uitstoven dat zij sindsdien permanent water bevatten, is hierdoor de vorming van een secundaire vallei op gang gekomen, in omvang vergelijkbaar met eerder ontstane valleien. De uitstuiving is zo ver gevorderd dat in 1988 plaatselijk het grondwater in het maaiveld stond (foto 4).

In de Meeuwenduinen is door Staatsbosbeheer een verruigde, opnieuw vochtige uitblazingsvallei geplagd (Oude Eendenkooi). Daarnaast is in samenwerking met Rijkswaterstaat een grootschalige verstuivingsproef (60 ha) in de buitenduinen in gang gezet. Evenals het vegetatiekundig onderzoek ten behoeve van grondwaterbeheer en regeneratie wordt het verstuivingsexperiment uitgevoerd door Provinciale Waterstaat in Zeeland.

In de Verklikkerduinen heeft Staatsbosbeheer het maaiprogramma uitgebreid, hierbij geassisteerd door Rijkswaterstaat en door de Stichting Landschapverzorging Zeeland. Rijkswaterstaat (dienstkring Deltakust) draagt zorg voor het verder uitkappen van een primaire, inmiddels geheel verzoete, duinvallei (Buiten-Verklikker); de Stichting Landschapverzorging verwijdert het struweel in een secundaire vallei (Binnen-Verklikker en Konijnencircus). Door het terugdringen van het struweel is het voor de vochtige valleivegetaties noodzakelijke minimumareaal niet slechts in droge maar ook in natte jaren veilig gesteld. Verdere uitbreiding van het areaal staat op het programma.



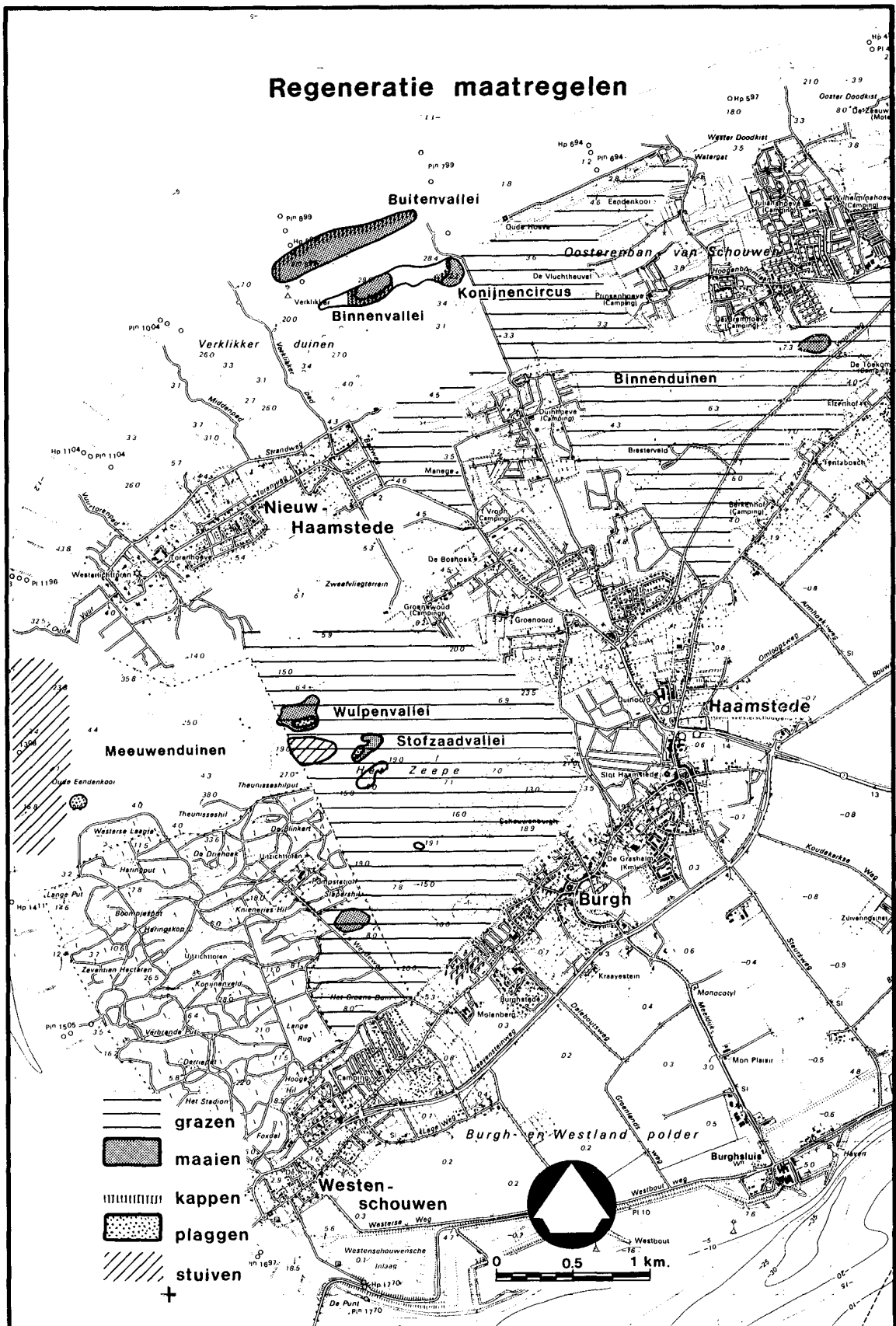
### 5.3 Ontwikkelingskansen voor duinvalleivegetaties

Na het verwijderen van de vegetatie door maaien en kappen, alsmede het afplaggen van de humuslaag tot het schone zand, speelt in een aantal valleien het probleem van verzuuring als gevolg van een zeer hoog gehalte aan organische stof niet langer een dominante rol. Uit grondwaterkwaliteitsmetingen in de periode 1978-1988 blijkt dat ten aanzien van de nutriëntenhuishouding geen wezenlijke veranderingen zijn opgetreden. In deze kalkarme duinvalleien zijn waarschijnlijk bodemparameters als kalkgehalte en pH in samenhang met de grondwaterhuishouding veel meer onderscheidend voor de ontwikkelingskansen van duinvalleivegetaties. Van belang hierbij is dat nog voldoende kalk in de bodem is, of aanvoer van kalkrijk grondwater optreedt, waardoor het proces van verzuring wordt voorkomen. Uit een 25-tal bodemanalyses in 13 valleien blijkt uit het verband tussen kalkgehalte en pH dat de bodems op Schouwen tot zeer lage kalkwaarden gebufferd zijn. Met name valleien met een nauwelijks ontwikkelde  $A_1$ -horizont blijken ondanks een percentage  $\text{CaCO}_3 < 0,1\%$  neutraal van karakter te zijn (pH 6 - 7,1;  $n = 12$ ). Bij percentages tussen 0,09 - 0,2%  $\text{CaCO}_3$  worden waarden gevonden tussen pH 7,6 - 8,5 ( $n = 4$ ) (cf. Rozema *et al.*, 1985). Uit de literatuur (zie voor een overzicht Louman, 1989) was reeds bekend dat de systemen tot zeer lage waarden gebufferd kunnen zijn. Op Schouwen blijkt uit nauwkeurige analyses het omslagpunt zich te bevinden bij 0,05%  $\text{CaCO}_3$  ( $n = 17$ ).

De valleien in zowel het Zeepe als de Verklikkerduinen blijken voldoende gebufferd (pH 6-8), ondanks het feit dat lage kalkgehalten ( $< 0,1\%$ ) regelmatig voorkomen. Daarbij blijkt dat met name de randen van de valleien ten opzichte van de valleibodems aantoonbaar hogere gehalten kalk bevatten (0,05 -  $> 0,2\%$   $\text{CaCO}_3$ ) als gevolg van een rijkere uitgangssituatie van het materiaal en verminderde humusvorming. Met het oog op de grondwaterhuishouding zijn dit juist de plaatsen waar de meer waardevolle elementen van vochtige duinvalleien zich kunnen vestigen en handhaven. De valleibodems zijn over het algemeen te nat. Het terugdringen van ruigte en struweel langs de rand van de valleien biedt dus perspectief.

In de nieuw geplagde/gegraven situaties speelt niet alleen het afvoeren van het organisch rijke materiaal ter voorkoming van verzuuring een rol, maar bovendien het vervangen van de uitgeloopte bovenste laag door meer kalkhoudend materiaal. Vooral in de drogere valleien (Stofzaadvallei, Oude Eendenkooi en deels Wulpenvallei) biedt daarom plaggen c.q. verlagen van het maaiveld perspectief. Vergelijkbaar, maar op meer natuurlijke wijze ontstaan, is de situatie bij verstuiwing. In de zich ontwikkelende uitblazingsvalleien in het Zeepe vindt uitstuiwing plaats tot op het grondwater. Dat grondwater bevindt zich op een lager niveau dan 50 jaar geleden, de tijd waarin de verstuiwingen werden vastgelegd. De recente verstuiwingen kunnen daardoor tot op een dieper niveau plaatsvinden. Het blijkt dat met het wegblazen van het uitgeloopte zand opnieuw kalkhoudend materiaal (0,1 - 0,3%  $\text{CaCO}_3$ ) aan de oppervlakte komt. Derhalve een prima perspectief voor een waardevolle vegetatie-ontwikkeling. Eens te meer blijkt tevens het doorslaggevend belang van natuurlijke verjonging voor de vitaliteit van de vegetaties van vochtige duinvalleien, met name in het kalkarme duin.

**Figuur 6.** *Overzicht van de getroffen maatregelen ter bevordering van de regeneratie van vochtige duinvalleien tot 1990 (pagina hiernaast).*



Bij koppeling van de hier nader beschouwde standplaatsfactoren aan de vegetaties van vochtige groeiplaatsen op Schouwen kan tevens een uitspraak worden gedaan ten aanzien van te verwachten c.q. uit te breiden soorten in Zeepe- en Verklikkerduinen. Het lijkt er dan op dat wanneer pH-waarden van 6 niet worden onderschreden - zoals inderdaad het geval is - goede ontwikkelingskansen ontstaan voor het merendeel van de soorten uit het Knopbies-en Dwergbiezenverbond, zoals die nu plaatselijk nog worden aangetroffen. Dit in tegenstelling tot een aantal vochtige standplaatsen in het binnenduin met  $\text{pH} < 6$ , waar zich een vegetatie met Struikhei (*Calluna vulgaris*), Dophei, Duinrus en Drienerfzegge ontwikkelt. Soorten als Armbloemige waterbies (*Eleocharis quinqueflora*), Vlozegge (*Carex pulicaris*) en op wat drogere standplaatsen Dwergglas en Klein wintergroen vinden hun optimum tussen  $\text{pH} 6-7$ . Vleeskleurige orchis heeft een bredere amplitude en kan van de vochtige hei van het binnenduin ( $\text{pH} 5$ ) tot in een primaire vallei in de Verklikker ( $\text{pH} 8,7$ ) worden aangetroffen. Parnassia en Moeraswespenorchis, en wat droger ook Dwergbies, Dwergbloem en Rondbladig wintergroen, komen uitsluitend voor op neutrale en basische bodems met pH-waarden niet lager dan 6. Overigens spelen bij de soorten uit het Dwergbiezen-verbond naast grondwater en kalk ook de mogelijkheden van jaarlijkse vestiging in een niet gesloten vegetatiedek een belangrijke rol. Soorten als Kleverige ogentroost (*Parentucellia viscosa*), Herfstbitterling (*Blackstonia perfoliata ssp. serotina*) en Sturmia (*Liparis loeselii*) verkiezen zowel in de primaire als in de secundaire valleien uitsluitend basische bodems met pH-waarden  $> 7$ .

Met het nieuw ingestelde grondwaterbeheer en aanvullend herstelbeheer lijkt derhalve een vergroting van het areaal te zijn ontstaan, waardoor in ieder geval de nu nog aanwezige Schouwse duinvalleisoorten zich kunnen uitbreiden. Mogelijk dat ook inmiddels verdwenen soorten zich opnieuw kunnen vestigen.

## 6. Dankwoord

Jeannet Vermuë (Provinciale Waterstaat Zeeland) en Gerard Slob (Staatsbosbeheer) hebben meegewerkt aan het vegetatiekundig onderzoek en een bijdrage geleverd aan de discussies ten aanzien van het onderwerp regeneratie. Staatsbosbeheer (achtereenvolgens de heren Boot, Kouwen en v.d. Weele) ben ik erkentelijk voor het jarenlang opnemen van de grondwaterstandsbuizen. De WMZ (de heer Bassie) wil ik bedanken voor de samenwerking en werkverdeling, waarbij de Provinciale Waterstaat de inventarisatie van de biotische componenten en de WMZ de analyse van de abiotische parameters voor haar rekening heeft genomen. Tenslotte wil ik de duinbeheerders, te weten Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten, Rijkswaterstaat en de Stichting Landschapverzorging Zeeland dank zeggen voor hun inspanningen om te komen tot regeneratie in de verschillende duinterreinen. Ik hoop dat de goede samenwerking van vandaag mag resulteren in een toenemende natuurlijke waarde van de Schouwse duinen.



**Foto 1.** *In de Verklikker (Schouwen): massale bloei van Vleeskleurige orchis (Orchis incarnata).  
Foto: J. Beijersbergen.*



**Foto 2.** *Een geplagde vallei in de Zeepduinen. Foto: J. Beijersbergen.*



**Foto 3.** *Ontstaan van een stuifketel in de Meeuweduinen. Foto: J. Beijersbergen.*



**Foto 4.** *Ontstaan van een uitblazingsvallei in de Meeuweduinen. Foto: J. Beijersbergen.*

## 7. Literatuur

- Beekman, F. (1988) Afwateringsproblemen in de binnenduinen van Schouwen. *Historisch-Geografisch Tijdschrift* 3: 77-87.
- Beekman, F. (1989) Oude veldnamen van Schouwen-Duiveland, deel III. *Stad en Lande, Zierikzee*: 7-30.
- Beijersbergen, J., Vermuë, J., & Slob, G. (1985) Veranderingen in de vegetatie buiten het infiltratiegebied in relatie tot de freatische grondwaterhuishouding. In: *Invloeden van infiltratie van Haringvlietwater op het duingebied Schouwen*. W.M.Z., Goes: 79-100.
- Dijkema, K.S. & Wolff, W.J. (1983) *Flora and vegetation of the Wadden Sea islands and coastal areas*. Stichting Veth tot steun aan waddenonderzoek, Leiden.
- Heukels, H. & Van der Meijden, R. (1983) *Flora van Nederland*. 20e druk Wolters-Noordhoff, Groningen.
- Louman, E.G.M. (1989) *Effecten van vernatting op de vegetatie in het duingebied van Zuid-Kennemerland*. KIWA, Rijswijk.
- Margadant, W.D. (1982) *Beknopte flora van Nederlandse blad- en levermossen*. Thieme en Cie, Zutphen.
- Provincie Zeeland (1988) *Grondwaterbeleidsplan*, Middelburg.
- Rozema, J., Laan, P., Broekman, R., Ernst, W.H.O., and Appelo, C.A.J. (1985) On the lime transition and decalcification in the coastal dunes of the province of North Holland and the island of Schiermonnikoog. *Acta Bot. Neerl.* 34: 393-411.
- Van Rummelen, F.F.F.E. (1970) *Schouwen-Duiveland*. Rijks Geologische Dienst, Haarlem.
- Schat, H. (1982) *On the ecology of some dutch dune slack plants*. Dissertatie Vrije Universiteit Amsterdam.
- Westhoff, V. & Den Held, A.J. (1969) *Plantengemeenschappen in Nederland*. Thieme en Cie, Zutphen.
- Watermaatschappij-Zuidwest-Nederland (W.M.Z.) (1985) *Invloeden van infiltratie van Haringvlietwater op het duingebied Schouwen*. W.M.Z., Goes.



## **Deel 3**

# **PROCESSEN EN MODELLEN**





# Een hydrochemische facies analyse voor hydro-ecologisch onderzoek: theorie en toepassing op Hollands kustduinen en aangrenzende polders

P.J. Stuyfzand

*Afdeling Winning en Bodem, Hoofdafdeling Speurwerk, KIWA N.V., Postbus 1072, 3430 BB Nieuwegein*

## Samenvatting

*Een recent ontwikkelde HYdrochemische Facies Analyse (HYFA; Stuyfzand, 1989e, nader uitgewerkt in 1990) bestaat uit een procedure om de belangrijkste factoren van hydrochemische variatie vast te stellen en in kaart te brengen. De hydro-ecologische relevantie hiervan komt vooral tot uiting wanneer gezocht wordt naar hydrochemische standplaatsfactoren en verbanden tussen natuurlijke of antropogene veranderingen in flora en fauna enerzijds en veranderingen in hydrochemie anderzijds.*

*De procedure impliceert de identificatie van afzonderlijke hydrosomas, d.w.z. waterlichamen met een eigen herkomst, en de bepaling van de ruimtelijke verbreiding van verschillende hydrochemische facies (zones) daarbinnen.*

*De HYFA wordt hier toegesneden op hydro-ecologisch onderzoek. De oorspronkelijke integratie van het chemische watertype met een redox- en verontreinigingsindex, met mineraalverzadigingsindices, temperatuurklassen en herkomst wijzigt met dien verstande, dat (1) de verontreinigingsindex vervangen wordt door een hier geïntroduceerde eutrofiërings potentie index, (2) uitsluitend de kalkverzadigingsindex beschouwd wordt en (3) temperatuurklassen verdwijnen.*

*Op de hydro-ecologische betekenis van het chemische watertype, de redox-, eutrofiërings potentie- en kalkverzadigingsindex wordt kort ingegaan. De methodiek wordt toegepast op een drietal duingebieden in West-Nederland, elk met een eigen schaal, karakter en ecologische problematiek. Het betreft op regionale schaal de kalkarme duinen bij Bergen met aangrenzend polderland, op subregionale schaal kwelplasrijke duinen met kunstmatige infiltratie in West-Meyendel, en op lokale schaal een transect over een vochtige duinvallei, het Reggers Sandervlak ten zuiden van Egmond aan Zee.*

## 1. Inleiding

De hydrochemie vormt een essentieel onderdeel van de abiotische standplaatsfactoren van vegetatie-eenheden (Van Wirdum, 1979; Van Dijk, 1984; Grootjans, 1985; Kemmers, 1986). Zij vormt ook een essentieel hulpgereedschap in de hydrologische systeemanalyse, wanneer het erop aankomt stromingspatronen te visualiseren, stroomsnelheden te verifiëren door datering, paleohydrologische milieus te reconstrueren, en de graad van menging binnen en tussen systemen vast te stellen (Stuyfzand, 1989f). Allemaal zaken die vallen onder abiotische standplaatsfactoren.

Van Wirdum (1979) introduceerde de hydrochemische watertypen atmo-, litho- en thalassoclien (resp. regenwater-, gesteente- en zeewaterachtig), waaraan atmo-, litho-, poikilo- en thalassotrofe standplaatsen gekoppeld kunnen worden, en waarvoor de analyse van het elektrisch geleidingsvermogen, Ca en Cl volstaat. Niet minder belangrijk zijn natuurlijk de typische hoofdnutriënten N, P en K, het redox milieu, de pH en basenverzadiging van zowel bodem als water (Kemmers, 1986), aspecten die zich niet eenduidig laten vangen in de indeling van Van Wirdum (1979).

Zo komt men al op een vrijwel complete chemische analyse uit van hoofd- en nevenbestanddelen van water, waarmee de belangrijkste factoren van regionale variatie in hydrochemie kunnen worden ontrafeld en in kaart gebracht volgens de *HYdrochemische Facies Analyse* (HYFA) volgens Stuyfzand (1990 en in prep). Het resultaat lijkt op een geologische kaart met doorsneden en gedocumenteerde interpretatie, waarbij de onderscheiden geologische formaties en hun stratigrafische facies vervangen zijn door hydrosomas (waterlichamen met een eigen herkomst) en hun hydrochemische facies. Vergelijking met vegetatiekaarten moge dan leiden tot meer inzicht in standplaatsfactoren en daarna tot betere voorspellingen van veranderingen.

De hier beknopt omschreven methodiek vormt een hydro-ecologisch gerichte variant op de HYFA. Zij wordt toegepast op Hollands kustduinen en aangrenzende polders, beide met een buitengewoon grote rijkdom aan hydrochemische milieus en aan waardevolle natuurterreinen, en met knellende hydro-ecologische vraagstukken als verdroging, vernatting, verzuuring en verzuring.

## 2. Methodologie van de hydrochemische facies analyse

### 2.1 Principes en definities

De oorspronkelijke hydrochemische facies analyse volgens Stuyfzand (1990), bestaat uit een procedure waarmee de belangrijkste factoren van variatie in hydrochemie worden vastgesteld en in kaart gebracht. Het verschil met klassieke benaderingen bestaat uit een meer holistische aanpak door integratie van zes aspecten: de herkomst, het chemische watertype, de verzadigingsindex (ten opzichte van mineralen relevant voor het systeem), het redox niveau, de verontreinigingsindex en de temperatuur.

De analyse kent vijf stappen, in volgorde: de verzameling en selectie van hydrochemische gegevens (niet aan de orde in deze bijdrage; zie Stuyfzand, 1983 en 1989f), de objectieve bepaling van de hydrochemische facies van elk monster, de identificatie van zijn herkomst, het vervaardigen en beschrijven van kaarten en doorsneden en tenslotte hun interpretatie.

De hier voor hydro-ecologisch onderzoek aangepaste variant op de HYFA onderscheidt zich door (1) vervanging van de verontreinigingsindex door een nieuwe eutrofiërings potentie index, (2) beschouwing van alleen de kalkverzadigingsindex en (3) eliminatie van temperatuurklassen.

Een hydrosoma wordt gedefinieerd als een waterlichaam met een eigen herkomst (b.v. lokaal regenwater versus kunstmatig geïnfiltriseerd Rijnwater, dat grotendeels afkomstig is van de Alpen en Duitse middelgebergten), en dikwijls met een geomorfologische eenheid als infiltratiegebied (bijv.

de duinen). Binnen een hydrosoma varieert het chemische karakter van water in ruimte en tijd, door veranderingen in samenstelling van het infiltratiewater en in stromingspatronen, en door chemische processen in het poreuze medium. Zulke variaties in chemisch karakter kunnen gegroepeerd worden in onderscheidbare hydrochemische facies. De term "hydrochemische facies" stamt van Back (1960) en wordt hier gebruikt om een hydrosoma in kenmerkende zones onder te verdelen.

## 2.2 Vaststelling van de facies

De hydrochemische facies van een watermonster wordt in de hydro-ecologische HYFA-variant bepaald door combinatie van vier facies-parameters: het chemische watertype, de redox index, een nieuwe eutrofiërings potentie index en de kalkverzadigingsindex. De berekening van het chemische watertype, de redox en eutrofiëringsindex wordt achtereenvolgens in par 2.3 t/m 2.5 toegelicht. Een bespreking van de kalkverzadigingsindex volgt in par. 2.6.

De schaal en complexiteit van het studiegebied bepalen of het noodzakelijk is om enkele facies-parameters te associëren of zelfs weg te laten. De facies-parameters die in Tabel 1 onder optie II worden voorgesteld, zullen in geval van regionaal onderzoek met veel variatie al ruim voldoende differentiatie geven. Hun samengestelde code wordt naast de code voor het hydrosoma geschreven: b.v. "D<sub>ceou</sub>" staat voor kalkrijk (c), geoxideerd (o), eutroof (u) Duinwater (D) met NaKMg-evenwicht (e). Het suffix "ceou" is zelfs overbodig en kan worden weggelaten (Tabel 1).

In monotonere situaties of bij verkleining van de schaal tot b.v. lokaal detail-onderzoek, kan optie I in Tabel 1 de voorkeur verdienen. De indeling in redox-, trofie- en kalkevenwichtsgroepen is daarin verder gedifferentieerd t.o.v. optie II, terwijl het chemische watertype volledig wordt opgenomen i.p.v. het daarvan onderdeel uitmakende NaKMg-evenwicht.

## 2.3 Klassificatie van watertypen

Stuyfzand (1986a, verbeterd in 1989c) presenteerde een algemeen toepasbaar, hydrochemisch classificatiesysteem met veel voordelen, voor kustgebieden in het bijzonder. Een watertype wordt vastgesteld door achtereenvolgens na te gaan tot welk hoofdtype, type, subtype en klasse het watermonster behoort. Elk van deze vier niveaus van onderverdeling draagt bij aan de totale code (en naam) van het watertype (Fig. 1).

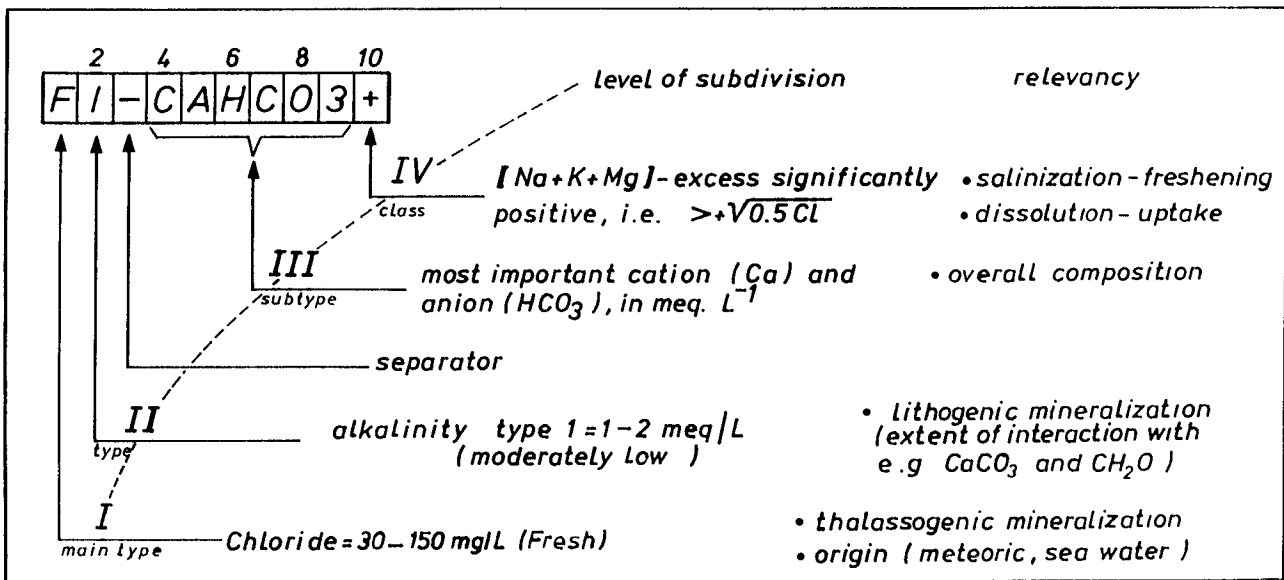
Het chloride-gehalte bepaalt het *hoofdtype*, als aangegeven in Tabel 2, hetgeen gedeeltelijk aansluit op een indeling voor aquatische flora en fauna (Anoniem, 1958).

Elk hoofdtype wordt verder onderverdeeld in 11 *typen* op basis van de alkaliteit (Tabel 3). Voor de meeste natuurlijke wateren met  $4.5 < \text{pH} < 9.5$ , is de alkaliteit gelijk aan  $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$  in meq/L. De alkaliteit heeft waarschijnlijk een grote ecologische betekenis, dankzij sterke correlaties met standplaatsfactoren als de pH, het redox niveau en het nutriëntengehalte van water (Stuyfzand, 1989e).

**Tabel 1.** Belangrijkste hydrochemische facies-parameters voor twee situaties (gewijzigd naar Stuyfzand, 1990): Optie II in geval van veel hydrochemische variatie b.v. in (supra)regionaal onderzoek, optie I in geval van weinig variatie b.v. in lokaal onderzoek.

OPTIE I: WEINIG ASSOCIATIES			OPTIE II: VEEL ASSOCIATIES		
hydrochemische facies		specificatie	hydrochemische facies		specificaties
code	naam		code	naam	
<b>CHEMISCH WATERTYPE</b>					
**	alle watertypen	Fig.1	(e)	NaKMg-evenwicht	Tabel 4
			f	NaKMg-overschot (freshening)	Tabel 4
			s	NaKMg-tekort (salinizing)	Tabel 4
<b>REDOX INDEX</b>		Fig.2			Fig.2
o	(sub)oxisch	redox index $\leq 2$	(o)	geoxideerd (oxidized)	redox index $\leq 4$
r	anoxisch (gereduceerd)	redox index = 3-4	r	gereduceerd (reduced)	redox index $\geq 5$
d	diep anoxisch	redox index $\geq 5$	-		
m	gemengd (mixed)	niet te bepalen	m	gemengd (mixed)	niet te bepalen
<b>EUTROFIËRINGS POTENTIE INDEX</b>					Tabel 5
0-8	alle 9 EP-klassen	Tabel 5	m	meso- tot dystroof	EPI < 2,5
			(u)	eutroof	EPI = 2,5 - 4,5
			h	hypertroof	EPI > 4,5
<b>KALKVERZADIGINGSINDEX</b>					Tabel 7
v	zeer agressief (very)	$SI_c \leq -5,0$	-		
a	agressief (acid)	$-5,0 < SI_c \leq -3,0$	a	zuur (agressief)	$SI_c \leq -1,0$
l	matig agressief (little)	$-3,0 < SI_c \leq -1,0$	(c)	verzadigd (calcareous)	$SI_c > -1,0$
c	verzadigd (calcareous)	$-1,0 < SI_c \leq +0,3$			
p	oververzadigd (precipitating)	$SI_c > +0,3$			

( ) = als meest optredende categorie weglaatbaar in de code, ter bevordering van een korte code en ter nominatie van het bijzondere;  $SI_c$  = kalkverzadigingsindex =  $\log \{ \text{ion activiteitsproduct} / \text{oplosbaarheidsconstante calciet} \}$ ; \*\* = voor code zie Fig.1.



**Figuur 1.** Het hydrochemische klassificatiesysteem van watertypen volgens Stuyfzand (1989c), met een codering in 10 posities. Het voorbeeld heet "een zoet calciumbicarbonaatwater met tamelijk lage alkaliteit en een {Na+K+Mg}overschot". Dit overschot wijst vaak op een (voormalige) zoet-waterinrusie. Een kortere notatie van  $F_1-CAHCO_3+$  is  $F_1CaHCO_3+$ .

**Tabel 2.** Indeling in hoofdtypes op basis van het chloride gehalte (iets gewijzigd naar Stuyfzand, 1989c)

Hoofdtype	code	Cl [meq/L]	Hoofdtype	code	Cl [meq/L]
extreem zoet	G	<0.141	brak	B	8.462-28.206
zeer zoet	g	0.141-0.846	brak-zout	b	28.206-282.064
zoet	F	0.846-4.231	zout	S	282.064-564.127
zoet-brak	f	4.231-8.462	hyperhalien	H	>564.127

Grenzen in mg/L: 5, 30, 150, 300, 1000, 10000, 20000.

**Tabel 3.** Onderverdeling van hoofdtypes in typen op grond van de alkaliteit, op 2log-basis (naar Stuyfzand, 1989c).

type	alkaliteit meq/L	code	type	alkaliteit meq/L	code
zeer laag	< 1/2	*	zeer hoog	16 - 32	5
laag	1/2 - 1	0	tamelijk extreem	32 -64	6
tamelijk laag	1 - 2	1	extreem	64 -128	7
matig	2 - 4	2	zeer extreem	128 -256	8
tamelijk hoog	4 - 8	3	buitengew. extreem	>256	9
hoog	8 -16	4			

Grenzen in mg HCO<sub>3</sub>/L bij benadering : 30, 60, 120, 250, 500, 1000, 2000, 4000, 8000 en 16000.

**Tabel 4.** Onderverdeling van subtypes in 3 klassen, op basis van  $[Na+K+Mg]$  gecorrigeerd voor zeezout (naar Stuyfzand, 1989c).  $\Sigma K$ ,  $\Sigma A$  = som van resp. kationen en anionen.

Klasse	code	voorwaarden t.a.v. $[Na+K+Mg]_{corr}$ [meq/L]
$[Na+K+Mg]_{tekort}^1$	-	$< - \sqrt{1/2}Cl$ en $< 1.5(\Sigma K - \Sigma A)$
$[Na+K+Mg]_{evenwicht}^2$	.	$> - \sqrt{1/2}Cl$ en $< + \sqrt{1/2}Cl$ en **
$[Na+K+Mg]_{overschot}^3$	+	$> + \sqrt{1/2}Cl$ en $> 1.5(\Sigma K - \Sigma A)$

1 = vaak indicatief voor een zoutwaterintrusie

2 = vaak indicatief voor voldoende doorspoeling met water van constante samenstelling

3 = vaak indicatief voor een zoetwaterintrusie

$$** = |[Na+K+Mg]_{corr} + \frac{(\Sigma K - \Sigma A)}{|\Sigma K - \Sigma A|} \cdot \sqrt{1/2}Cl| > 1.5 |\Sigma K - \Sigma A|$$

Het belangrijkste kation en anion bepalen het *subtype*, na een voorselectie in hydrochemische families en familieparen, zoals uiteengezet in Stuyfzand (1989c). Ten opzichte van de eenvoudige ionenratio van Van Wirdum (1979) levert dit natuurlijk een aanzienlijke differentiatie en betere interpretatiemogelijkheden op. Lage Ca-gehalten komen immers ook in het eigenlijk sterk lithocliene  $NaHCO_3$  water voor.

Elk subtype wordt tenslotte onderverdeeld in 3 klassen (Tabel 4), op basis van een door Stuyfzand (1986a) geïntroduceerde parameter: de som van Na, K en Mg in meq/L, gecorrigeerd voor een zeezoutbijdrage:

$$[Na+K+Mg]_{corr} = [Na+K+Mg]_{gemeten} - 1,0716 \cdot Cl$$

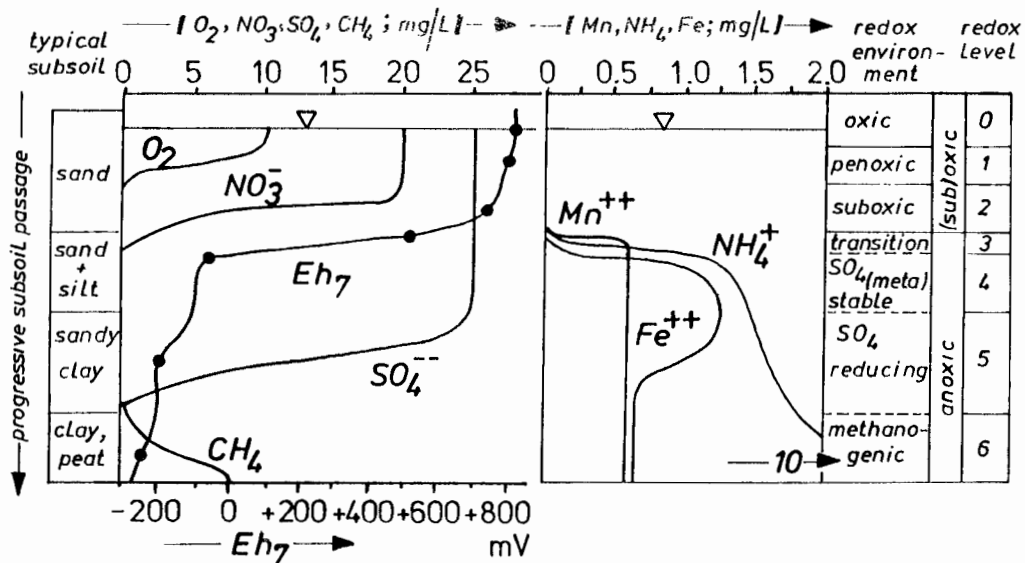
Significant positieve en negatieve waarden wijzen dikwijls op kationuitwisseling t.g.v. respectievelijk zoet of zout water intrusie. Niet significant van nul afwijkende waarden zijn veelal indicatief voor evenwicht tussen de zeezouten in oplossing en die op de uitwisselaar, dankzij voldoende doorspoeling van het poreuze medium met water van constante samenstelling. Positieve waarden kunnen echter ook samenhangen met het oplossen van mineralen of de mineralisatie van biomassa. Negatieve waarden kunnen eveneens wijzen op de synthese van mineralen of biomassa. Voor meer details zij verwezen naar Stuyfzand (1988b en 1989c).

## 2.4 De redox index

De directe meting van de redox potentiaal (Eh) met elektroden stuit in veel situaties op praktische problemen en geeft vrijwel altijd onbetrouwbare resultaten (Lindberg & Runnells, 1984), vooral in het zuurstofrijke en sterk anaerobe gebied. Dat geldt helaas ook voor de berekening ervan uit één of meer redoxkoppels als  $Fe^{2+}/Fe^{3+}$  (Lindberg & Runnells, 1984). Daarom is gekozen voor de semi-empirische redox-indexering volgens Stuyfzand (1988a), waarvan Fig.2 een overzicht geeft. Als

een watermonster b.v. zowel methaan als zuurstof in aanzienlijke concentraties bevat, moet er sprake zijn van menging of beluchting, hetgeen gecodeerd wordt met "m" (van mixing).

De ecologische betekenis van de redox index is in veel gevallen groot. Zij bepaalt niet alleen de beschikbaarheid van  $O_2$ , maar ook de concentratieniveaus van potentieel toxische stoffen als  $H_2S$  en Fe, de vorm waarin stikstofionen voorkomen (in evenwichtssituatie  $NO_3^-$  bij redox niveau 0 t/m 2,  $NH_4^+$  vanaf redox niveau 4), dikwijls het concentratieniveau van  $NH_4^+$  (hoog bij redox niveau 6) en  $PO_4$  (hoog in anoxisch milieu), en de mineralisatie-snelheid.



**Figuur 2.** Klassificatie van het redox milieu, op basis van de aan- of afwezigheid van de redox hoofdcomponenten van water ( $O_2$ ,  $NO_3^-$ ,  $SO_4$ , Fe, Mn en  $CH_4$ ). Bodempassage wordt verondersteld als propstroming te geschieden (zonder menging dus) in een van de atmosfeer gesloten systeem, dat stroomafwaarts steeds meer organische stof bevat. De aanvankelijke  $O_2$ ,  $NO_3^-$  en  $SO_4$  concentraties (op de grondwaterspiegel) zijn gesteld op resp. 10, 20 en 25 mg/L. De indicatieve redox potentialen bij pH = 7 (Eh<sub>7</sub>) zijn ontleend aan Stumm & Morgan (1981). Iets gewijzigd naar Stuyfzand (1989b).

## 2.5 Een nieuwe Eutrofiërings Potentie Index

De belangrijkste nutriënten die tot eutrofiëring kunnen leiden, zijn stikstof en fosfor, vooral in de vorm van  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$  (+ $NO_2^-$ ) en orthofosfaat (Larcher, 1976). Voor aan oppervlaktewater gebonden planten en algen blijkt orthofosfaat vaak een belangrijker rol te spelen als groeibeperkend nutriënt dan stikstof (Schindler, 1981). Wanneer stikstof ionen namelijk potentieel groeibeperkend worden bij een molaire N/P-verhouding van circa 10, dan worden stikstof-fixerende blauwgroene algen dominant en vullen tekorten aan stikstofionen snel aan. Terrestrische plantgemeenschappen kennen dergelijke adaptaties vooral in het pioniersstadium in oligo- tot mesotrofe milieus als onze kustduinen, waar stikstof gefixeerd wordt door: *Azotobacter chroococcum* in jonge duinen met een helm-begroeiing ( $0,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ ; Akkermans, 1971); blauwwieren in kaal duinzand in stuifkuilen landinwaarts (Van den Ancker & De Winder, 1985) en



in vochtige duinvalleien (maximaal 25 kg N ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>; Stewart, 1967); en symbiotische bacteriën in de wortelknollen van de Duindoorn (variërend van 15 kg N ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> volgens Akkermans (1971) tot 79 kg N ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> volgens Stewart & Pearson (1967)) en Els (60 kg N ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>; Akkermans, 1971).

Hoe het ook zij, de molaire N/P-verhouding van de nutriëntopname door bos-ecosystemen in de gematigde zone bedraagt 20-30 (berekend uit data in Bartoli, 1986; Baggelaar, 1981), die door heide 31 (Matzner & Ulrich, 1980) en die door diverse typen begroeiing in vochtige duinvalleien, afgaand op een meestal redelijke gelijkheid met de N/P-verhouding in de bovengrondse biomassa, ongeveer 25-33 (berekend uit data in Moberths & Den Hoed, 1986). Met een molaire N/P-verhouding van circa 30 zou derhalve rekening gehouden kunnen worden, wanneer beide elementen plaats nemen in een Eutrofiërings Potentie Index (EPI) van water voor terrestrische ecosystemen. De EPI wordt hier als volgt gedefinieerd:

$$EPI = 4,5 + 0,721 \ln (PO_4^{3-})_c$$

**Tabel 5.** *Indeling in Eutrofiërings Potentie Klassen van water op basis van de Eutrofiërings Potentie Index (EPI), zie tekst.*

klasse		EPI	(PO <sub>4</sub> ) <sub>c</sub> als:		
nr	naam		mg PO <sub>4</sub> /l	mg PO <sub>4</sub> -P/l	μmol P/l
0	dystroof	< 0,5	< 0,004	< 0,001	< 0,04
1	oligotroof	0,5 - 1,5	0,004 - 0,016	0,001 - 0,005	0,04 - 0,16
2	mesotroof	1,5 - 2,5	0,016 - 0,063	0,005 - 0,020	0,16 - 0,66
3	licht eutroof	2,5 - 3,5	0,063 - 0,25	0,020 - 0,082	0,66 - 2,63
4	eutroof	3,5 - 4,5	0,25 - 1,0	0,082 - 0,33	2,63 - 10,5
5	sterk eutroof	4,5 - 5,5	1,0 - 4	0,33 - 1,31	10,5 - 42,1
6	hypertroof	5,5 - 6,5	4 - 16	1,31 - 5,23	42,1 - 168
7	sterk hypertroof	6,5 - 7,5	16 - 64	5,23 - 20,9	168 - 674
8	extr. hypertroof	> 7,5	> 64	> 20,9	> 674

waarin (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>)<sub>c</sub> = potentieel opneembaar orthofosfaat (in mg/l), eventueel (!) in combinatie met stikstof-ionen, waarbij de molaire N/P-verhouding b.v. op 30 gesteld wordt. Bij een molaire N/P-verhouding in het watermonster > 30, is deze term dan gelijk aan het gemeten orthofosfaat-gehalte. Is dit niet het geval, dan wordt "potentieel opneembaar orthofosfaat" gelijk aan 95\*(TIN/30), waarbij 95 het molecuulgewicht van fosfaat is en TIN = Total Ionic Nitrogen = NO<sub>3</sub> + NO<sub>2</sub> + NH<sub>4</sub> (in mmol/l).

Een schaalverdeling bij de boven gedefinieerde EPI wordt in Tabel 5 gegeven in de vorm van 10 EPI-klassen. Een lage EPI hoeft niet te betekenen, dat het systeem oligotroof is, omdat N en P tijdens een bloeiperiode grotendeels uit het water opgenomen kunnen zijn, of omdat een hoge stroomsnelheid van water dan toch een hoge nutriëntenbelasting kan inhouden (Vollenweider, 1976; Van Dijk, 1984). Een hoge EPI-waarde hoeft geen hypertrofie te betekenen, als het om grondwater buiten het bereik van wortelende planten gaat of als andere factoren als temperatuur, pH of Eh ongunstig voor groei zijn. Dit alles illustreert, dat de interpretatie van EPI-kaarten grote zorgvuldigheid vereist.

Enkele typische watersoorten in duinen en aangrenzende polders zijn met enkele faciesparameters, hun nutriëntgehalten en EPI bijeengezet in Tabel 6.

**Tabel 6.** Voorbeelden van wateren in duinen en aangrenzend polderland met verschillende Eutrofiërings Potentie Index (EPI), met en zonder eventuele stikstofbeperking (resp. EPI+ en EPI-).

watersoort	watertype	redox index	SI <sub>c</sub>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/l	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> mg/l	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/l	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/l	EPI-	EPI+
regenwater Leiduin	g* NaCl.	0	-9,0	2,8	<0,01	1,12	0,02	1,7	1,7
zuur, ondiep duinwater	g* AlNO <sub>3</sub> .	1	<-7,0	22,6	<0,01	0,05	<0,04	<2,2	<2,2
kalkh. ondiep duinwater	F <sub>2</sub> CaHCO <sub>3</sub> .	2	0,02	32,0	<0,05	0,05	0,03	2,0	2,0
middeldiep duinwater	F <sub>2</sub> CaHCO <sub>3</sub> .	4	0,01	0	0	0,63	0,71	4,3	2,9*
diep duinwater	F <sub>2</sub> CaHCO <sub>3</sub> .	5	0,04	0	0	0,90	1,00	4,5	3,2*
zeer diep duinwater	f <sub>4</sub> NaHCO <sub>3</sub> .	6	0,14	0	0	9,00	12,4	6,3	4,8*
open oceaانwater	S <sub>2</sub> NaCl.	0	0,74	0,3	0,01	0,03	0,06	2,5	1,7*
Noordzee Zandvoort strand	S <sub>2</sub> NaCl.	0	0,43	3,0	-	0,36	0,26	3,5	3,4*
relict lagunegrondwater	B <sub>6</sub> NaHCO <sub>3</sub> +	6	0,44	0	0	53,5	88,7	7,7	6,1*
voorgezuiverd Rijnwater#	f <sub>1</sub> CaMix.	1	0,23	19,2	0,05	0,06	0,12	3,0	3,0
voorgezuiverd Maaswater#	F <sub>2</sub> CaMix.	1	0,15	14,8	0,04	0,07	0,14	3,1	3,1
Maas bij Heusden	F <sub>2</sub> CaMix.	1	0,07	15,2	0,35	0,82	0,98	4,5	4,5
Rijn bij Lobith	f <sub>2</sub> CaMix.	1	0,04	17,0	0,36	0,85	1,16	4,6	4,6
boezemwater Rijnland @	f <sub>3</sub> CaMix+	1	0,83	13,3	-	3,61	5,11	5,7	4,7*
RZE-Zandvoort	F <sub>3</sub> NaHCO <sub>3</sub> +	1	0,15	30,1	-	16,5	31,2	7,0	5,6*

# = voor kunstmatige infiltratie in duinen (WRK); @ = ringvaart Haarlemmermeer bij Cruquius;  
RZE = rioolzuiveringseffluent binnen circuit Zandvoort; \* = stikstof groeibeperkend.

## 2.6 De kalkverzadigingsindex

De kalkverzadigingsindex kan op eenvoudige wijze berekend worden volgens Stuyfzand (1989a), waarbij als invoer slechts de temperatuur, het elektrisch geleidingsvermogen, de pH, alkaliteit als HCO<sub>3</sub>, het Ca- en SO<sub>4</sub>-gehalte vereist zijn.

De kalkverzadigingsindex (SI<sub>c</sub>) is als volgt gedefinieerd:

$$SI_c = \log \{ [Ca^{2+}] \cdot [CO_3^{2-}] / K_{CaCO_3} \}$$

waarin [] = activiteit van het ion; en K<sub>CaCO<sub>3</sub></sub> = oplosbaarheidsconstante van pure calcië in zuiver water bij gegeven temperatuur. Dit houdt in, dat water met een SI<sub>c</sub>=0 in evenwicht verkeert met kalk (calcië), bij een SI<sub>c</sub><0 onderverzadigd, dus kalkagressief is, en bij een SI<sub>c</sub>>0 oververzadigd en derhalve potentieel kalkafzettend wordt.

Door analytische problemen kunnen schijnbare afwijkingen van kalkevenwicht oplopen tot  $\pm 0,3$ , terwijl wateren met een  $SI_c$  tussen  $-0,3$  en  $-1,0$  nog altijd een grote hoeveelheid opgeloste kalk kunnen bevatten. Empirisch is vast komen te staan, dat er bij  $SI_c$ -waarden beneden  $-1,0$  meestal praktisch geen kalksporen in de ondergrond aanwezig zijn (Edmunds & Kinniburgh, 1986), met directe consequenties voor Ca, alkaliteit en pH in de waterfase (Stuyfzand, 1989e). De facies kan derhalve omschreven worden als agressief indien  $SI_c < -1,0$ , en anders als verzadigd. Een fijnere indeling staat in Tabel 7, met enkele nevenverschijnselen en voorbeelden uit de duinen.

De hydro-ecologische betekenis van de  $SI_c$  bestaat vooral uit zijn integratie van de belangrijke standplaatsfactoren Ca en pH (Ellenberg, 1979; Kemmers, 1986; Pedrol, 1989), welke met name de beschikbaarheid van ijzer en mangaan bepalen. In bepaalde gevallen echter kunnen de pH en  $SI_c$  enerzijds en Ca anderzijds elkaar tegenwerken. Zo kan  $F_4NaHCO_3+$  verzoetingswater Ca-gehalten  $< 5$  mg/l vertonen, terwijl  $SI_c = 0$ , pH = 8, en  $HCO_3 = 500$  mg/l. En  $F_4CaNO_3+$  drijfmestinfiltreat kan bij een pH = 4,5,  $HCO_3 = 4$  en  $SI_c = -5$  nog altijd 70 mg Ca per liter bevatten.

**Tabel 7.** Indeling in kalkverzadigingsniveaus met relevante nevenverschijnselen en enkele voorbeelden uit het duin.

niveau code naam	$SI_c$	nevenverschijnselen in duinen				voorbeelden in kustgebied
		pH	Alk mg $HCO_3$ /l	Ca mg/l	Al $\mu$ g/l	
v sterk agressief	$< -5,0$	$< 5$	$< 5$	$< 10$	$> 700$	grondw. 0-3 m-GG in NDD
a agressief	$-3,0$ tot $-5,0$	5-6	5-30	2-50	50-700	grondw. 3-5 m-GG in NDD
l licht agressief	$-1,0$ tot $-3,0$	6-6,7	30-61	15-200	$< 100$	grondw. 5-15m-GG in NDD
c evenwicht	$-1,0$ tot $+0,3$	6,7-8	61-1000	4-2500	$< 100$	bijna alle grondw. in ZDD
p oververzadigd	$> +0,3$	$> 7,5$	30-3500	4-450	?	oppw. en grondw. met **

\*\* = hoge concentraties Mg,  $PO_4$  en DOC; NDD = Noordelijk (kalkarm) Duin District; ZDD = Zuidelijk (kalkrijk) Duin District; GG = Gemiddelde Grondwaterstand.

### 3. Identificatie van de herkomst

Uit de opsomming in Tabel 8 blijkt dat er in kustvlakten nogal wat hydrosomas kunnen voorkomen. De identificatie van de herkomst van een grondwatermonster kan dan ook, zeker bij subtiele verschillen, zeer problematisch dan wel kostbaar zijn. Natuurlijke tracers die voor infiltratie al aanwezig waren (als Cl, Br,  $^{18}O$ ,  $^3H$ ) of die bij bodempassage door een geochemisch actieve laag worden afgegeven, zoals b.v.  $HCO_3$ , DOC en  $SiO_2$  door lagunaire klei, vormen onontbeerlijke diagnostische hulpgereedschappen naast temperatuursmetingen en hydrologische waarnemingen van met name het grondwaterstromingspatroon (Stuyfzand, 1989f & 1990).

**Tabel 8.** *In kustvlakten mogelijk voorkomende hydrosomas, in alfabetische volgorde (naar Stuyfzand, 1990). In andere hydrochemische districten dient de codering opnieuw gedefinieerd te worden.*

hydrosoma		herkomst	belangrijkste voedingsmechanisme
code	naam		
A	kunstm. infiltr. (Artif)	ver meteorisch	pompen
B	rivieroever (Banks)	locaal meteorisch	neerslag
C	kreekrug (Creek)	locaal meteorisch	neerslag
D	kustduin	locaal meteorisch	neerslag
E	estuarium	ver meteorisch + cycl.mar.	overs., pompen
F	rivier (Fluvial)	ver meteorisch	overs., pompen
J	juveniel	juveniel	warmtestroming
L	lagune & wadden	cyclisch marien + ver meteor.	dichtheid, pomp
M	connaat marien	connaat marien	afwezig, pomp.
P	moeras & polder	locaal & ver meteorisch	pomp, neerslag
S	open zee (Sea)	cyclisch marien	dichtheid, pomp
U	ver hoogland (Uplands)	ver meteorisch	neerslag
V	vulkanisch, magmatisch & plutonisch	meteorisch &/of connaat	neerslag, warmtestroming

overs. = overstroming.

## 4. Regionale toepassing: de kustduinen van Bergen, Noord-Holland

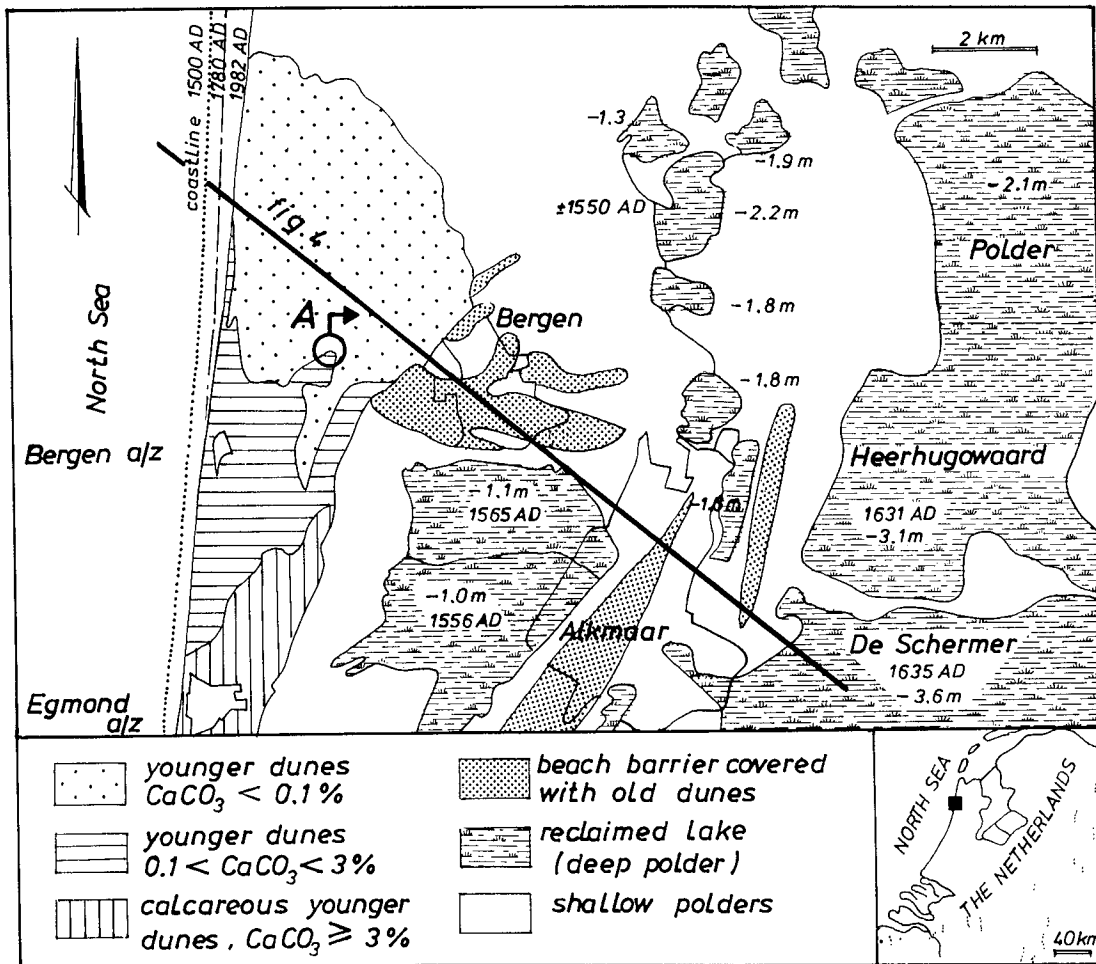
### 4.1 Setting van het gebied

Het bestudeerde kustgebied bij Bergen, op circa 40 km ten noordwesten van Amsterdam, bestaat uit kustduinen, ondiepe polders en diepe polders (droogmakerijen ; Fig.3). De eerste ingrijpende hydrologische activiteiten van de mens dateren van circa 900 AD, toen dijken werden opgeworpen om de wadden en moerassen achter de duinen te beschermen tegen overstromingen door de zee. De meeste ondiepe brakwater meren in het gebied zijn sedert 1550 AD ingepolderd.

Sinds 1885 wordt grondwater gewonnen uit de duinen bij Bergen voor de drinkwatervoorziening. Hier beschouwde grondwateren bevinden zich in (slibhoudende) zanden, (zandige) kleien en veen uit het Kwartair, tot een diepte van circa 260 m-NAP. Voor meer geologische en hydrologische informatie zij verwezen naar Stuyfzand (1988b, 1989e).

### 4.2 Genese en ruimtelijke verbreiding van hydrosomas en hun facies

De ruimtelijke verbreiding van hydrosomas en hun facies is volgens optie II in Tabel 1 gepresenteerd in een dwarsdoorsnede (Fig.4) en in een horizontale doorsnede op circa 30 m-NAP (Fig.5). Voor de ruimtelijke verbreiding van watertypen en een uitvoeriger bespreking zij verwezen naar Stuyfzand (1989e).



**Figuur 3.** Locatie en fysiografische indeling van het kustgebied van Bergen, met enkele historische ontwikkelingen tijdens de afgelopen 500 jaar. De grondwaterwinning van het PWN bij Bergen is aangegeven met de code "A".

Hydrosomas zijn gecodeerd conform Tabel 8. De begrenzing van een hydrosoma valt samen met de rand waar 1:1 menging met aangrenzende hydrosomas optreedt. De volgende hydrosomas zijn geïdentificeerd, in volgorde van afnemende ouderdom (Fig. 4 en 5):

#### *Het connate, mariene Maassluis hydrosoma (M)*

Het oudste hydrosoma in de bovenste 260 meter van het studiegebied bestaat uit connaat (tijdens sedimentatie ingesloten) Noordzeewater in de Maassluis Formatie, die aan het begin van het Pleistoceen ongeveer 2 miljoen jaar geleden werd afgezet. Sterke drainage van de droogmakerijen trekt dit water, dat zijn bovenkant elders op ongeveer 240 m-NAP heeft, ter plaatse omhoog.

Een unieke combinatie van sterk verlaagde  $\text{SO}_4$  en K concentraties met resp. een relatief lage alkaliteit en gering {Na+K+Mg}tekort, onderscheidt dit hydrosoma van andere brakke en zoute grondwateren. Het chloride gehalte varieert van 8.900 tot 13.500 mg/l. De facies is gereduceerd, kalkhoudend, eutroof en verzilt.

#### *Het relict lagune en wadden hydrosoma (L)*

Deze brakke en zoute grondwateren werden 8000 tot 300 jaar geleden gevormd tijdens de Holocene transgressie. Dankzij bescherming van het gebied door dijken en sluizen tegen zeeoverstromingen, wordt dit water niet meer aangevuld. De belangrijkste voorkomens bevinden zich ten oosten van het kustduin-hydrosoma (Fig.5), en bloeden a.h.w. leeg in kwelzones in o.a. Heerhugowaard en Schermer.

Relict lagune en waddenwater zijn i.h.a. goed herkenbaar aan hun zeer hoge tot extreme alkaliteit (16-64 meq/L). De facies is kalkverzadigd, gereduceerd, hypertroof en, afhankelijk van de hydrologische positie, verzoet of in NaKMg-evenwicht of verzilt.

#### *Het Noordzee hydrosoma (S)*

Deze zoute grondwateren zijn gevormd sinds de Holocene transgressie ongeveer 7500 jaar geleden, voornamelijk in een open marien milieu. De eerste 7100 jaar werd de intrusie hoofdzakelijk door dichtheidsverschillen aangedreven. Drainage van land en moerassen achter de duinen heeft de intrusie aanzienlijk versneld.

Geïntroduceerd Noordzeewater kan gemakkelijk herkend worden dankzij het typische chloridegehalte tussen 16.000 en 17.000 mg/l. De facies is kalkverzadigd, geoxideerd, eutroof en in NaKMg-evenwicht of verzilt.

#### *Het kustduin hydrosoma (D)*

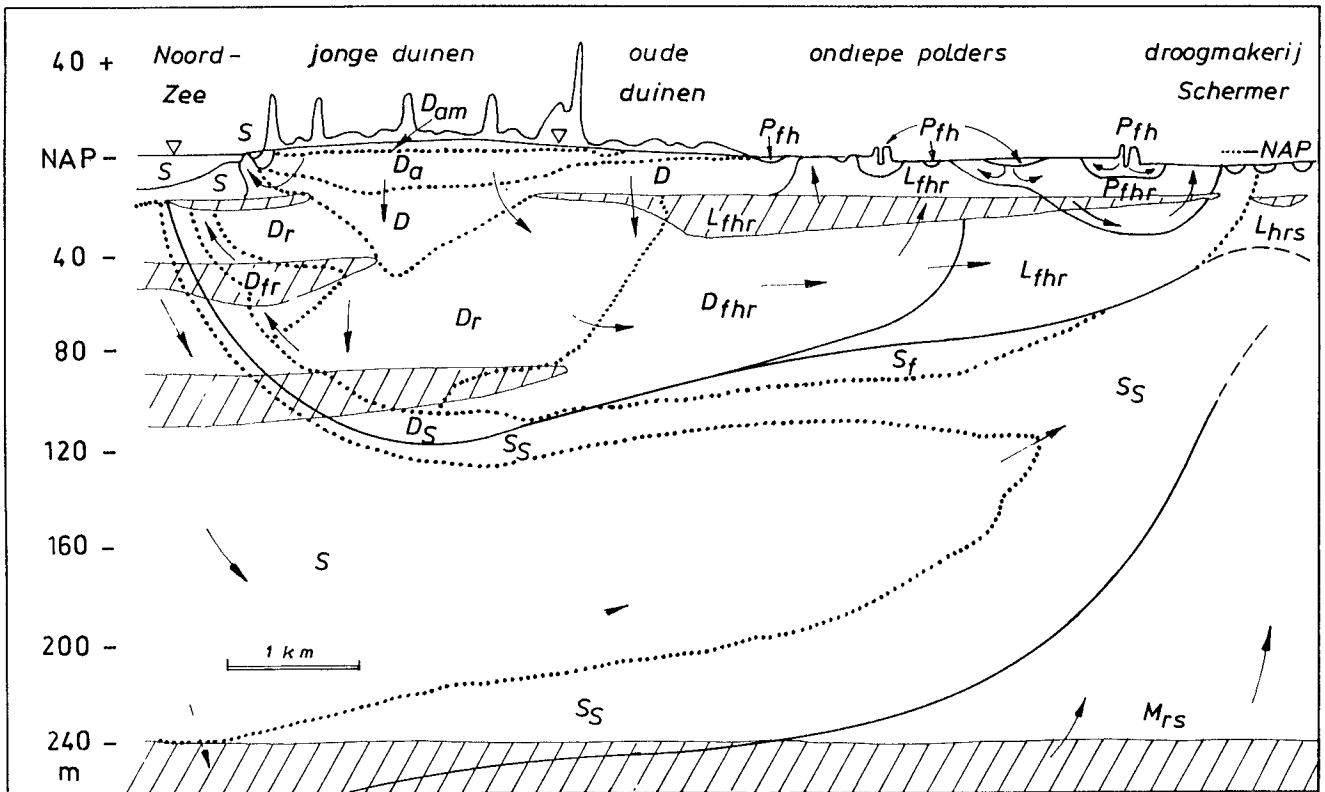
De eerste kustduin-hydrosomas werden ongeveer 5000 jaar geleden gevormd (Fig.3). De kleine hydrosomas dicht bij de droogmakerijen Heerhugowaard en Schermer en onder de steden Alkmaar en Heiloo verdwenen door export van regenwater via het riool in verstedelijkte gebieden en door verdringing door polderwater, dat middels kanalen en sloten dwars door de oude duinen werd afgevoerd en 's-zomers aangevoerd voor irrigatie van landbouwpercelen.

Ongeveer 1000 jaar geleden begon de vorming van de jonge duinen, die de oostelijk gelegen oude duinen deels overstoven. In combinatie met kustafslag leidde dit tot erosie van de zoetwaterlens aan zijn westflank en tot groei aan de landinwaartse zijde.

Latere vervormingen van de zoetwaterlens zijn ontstaan n.a.v. de zeer sterke drainage van de droogmakerijen Heerhugowaard en Schermer (Fig.3), grondwaterwinning, verlaging van waterstanden in de ondiepe polders, bebossing van de jonge duinen en een voortdurende kustafslag in het noordelijke duingebied (Fig.3).

Kustduinwater zonder bijmenging, onderscheidt zich van zoet polderwater door een lager Cl-gehalte (30-60 versus 60-300 mg/L) en door lagere concentraties  $\text{SO}_4$  en/of  $\text{HCO}_3$ .

Langs een stroomlijn, die start op de grondwaterspiegel in de kalkarme duinen en eindigt in het intrusiefront tegen relict lagune en waddenwater op 70 m-NAP in de ondiepe polders, zijn de volgende evolutielijnen in hydrochemische facies zichtbaar (Fig.4): een overgang van NaKMg-evenwicht naar verzoeting, een toename van de kalkverzadigingsindex (van sterk agressief tot en met overzadigd), een toename van de anaerobiegraad (van penoxisch tot en met methanogeen), en een toename van de eutrofiërings potentie index (van mesotroof tot en met hypertroof).



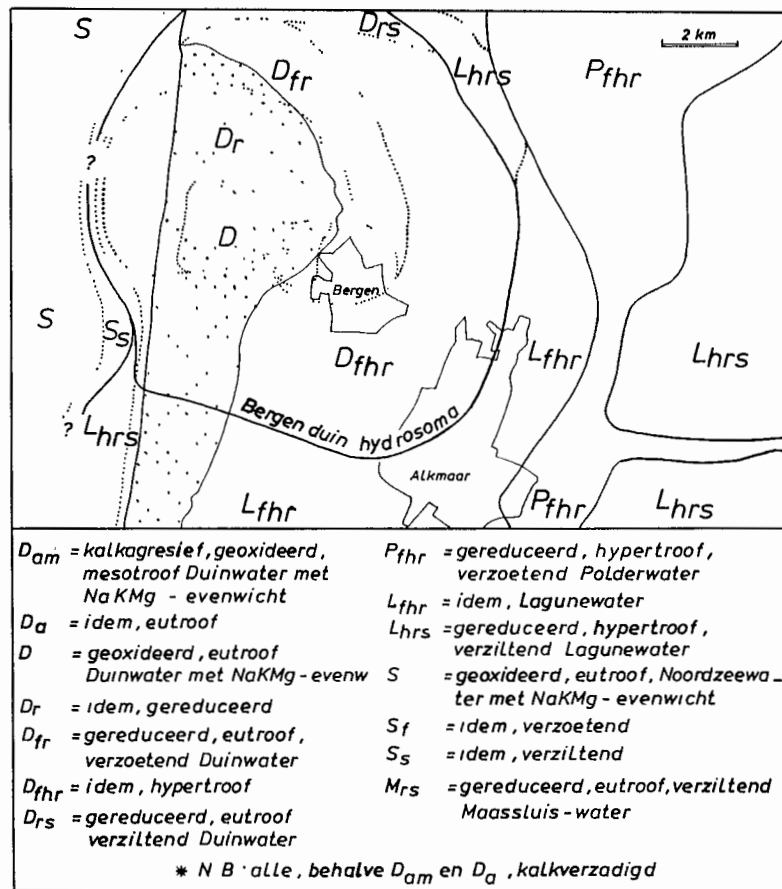
**Figuur 4.** Dwarsdoorsnede over de kustduinen bij Bergen, NW-Nederland, met de ruimtelijke verdeling van hydrosomas en hun hydrochemische facies omstreeks 1980-1990. Gewijzigd naar Stuyfzand (1989e) en gebaseerd op ca. 150 complete analyses. De locatie van het profiel is in Fig.3 aangegeven, slecht doorlatende lagen zijn gearceerd, pijlen geven de grondwaterstromingsrichting aan. Voor legenda facies zie Fig.5.

—— = grens hydrosoma;      ..... = grens facies.

#### *Het polder hydrosoma (P)*

De afgelopen 1000 jaar creëerde de mens een dicht drainage netwerk in de polders achter de duinen, bestaande uit kanalen, sloten en drains. De hoofdkanalen (boezems) hebben hun waterpeil dikwijls hoog boven het polderoppervlak. Zij worden doorspoeld met water dat ten dele afkomstig is van de Rijn, om het zout-gehalte laag te houden, zodat het geschikt is voor irrigatie van de polders in de zomer.

Boezemwater en zowel oppervlakte- als regenwater in ondiepe polders grenzend aan diepe polders, kunnen de onderliggende watervoerende pakketten een sterke voeding geven en aldus tot tamelijk omvangrijke polder-hydrosomas leiden, zoals ten westen van de droogmakerijen Heerhugowaard en Schermer (Fig.4 en 5).



**Figuur 5.** Horizontale doorsnede op een diepte van 30 m-NAP over het kustgebied bij Bergen, NW-Nederland, met de ruimtelijke verdeling van hydrosomas en hun hydrochemische facies in het tweede Watervoerend Pakket omstreeks 1980-1990. Gewijzigd naar Stuyfzand (1989e) en gebaseerd op ca. 200 complete analyses.

Door variabele bijdragen van brak kwelwater, Rijnwater en lokaal regenwater in combinatie met een sterk wisselend landgebruik, is geen polderwater gelijk. De grote hydrosomas worden echter vooral gedomineerd door infiltrerend boezemwater, waarvan de samenstelling goed bekend is, zodat identificatie op basis van het  $Cl$ ,  $SO_4$  en  $HCO_3$  gehalte mogelijk is.

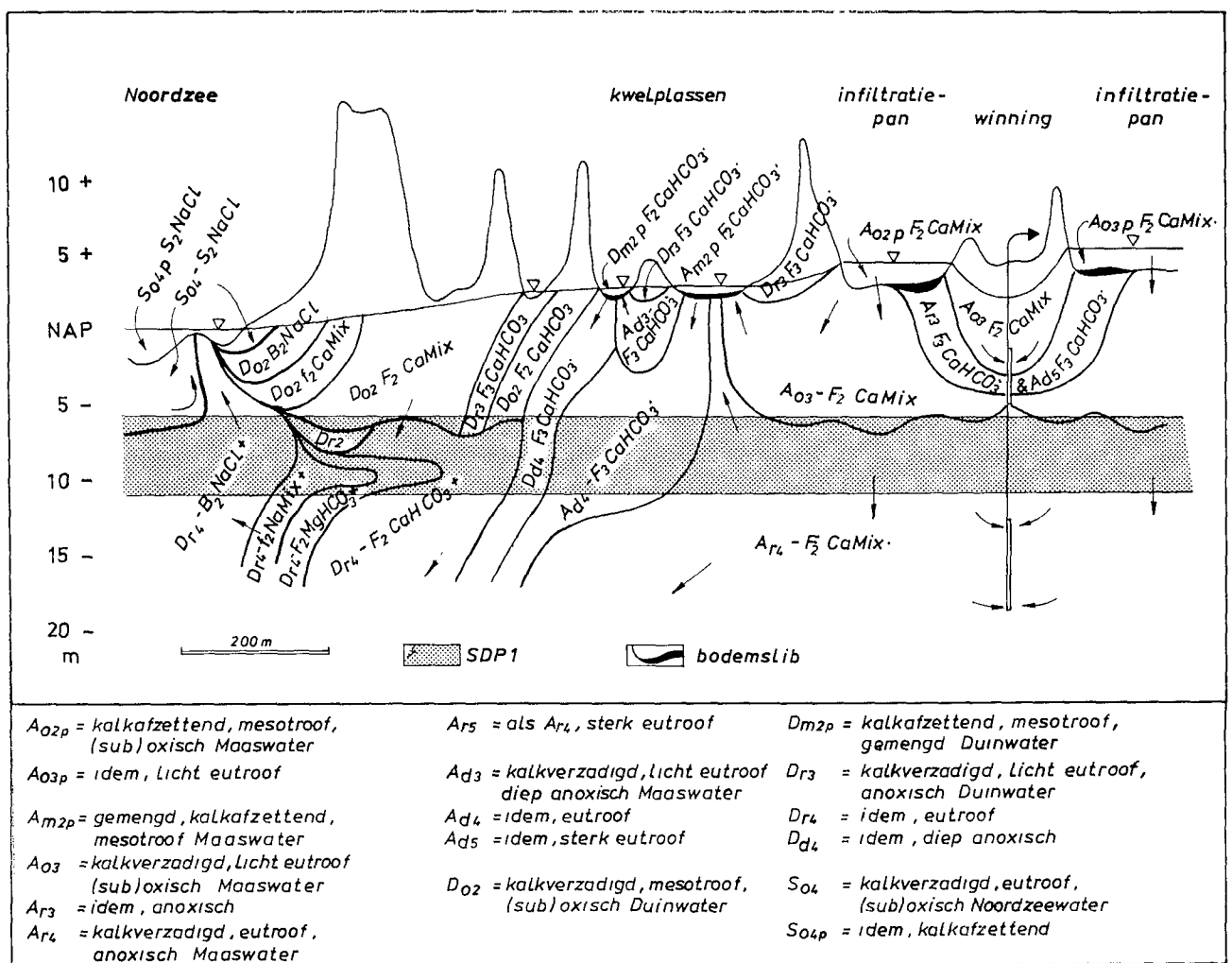
De facies van de onderscheiden hydrosomas is hetzij kalkverzadigd, meestal hypertroof, verzoet en geoxideerd of gereduceerd.

### 4.3 Hydro-ecologische spinoff

De hydro-ecologische betekenis van het gepresenteerde kan als volgt worden samengevat. In het algemeen kan gesteld worden, dat eutroof grondwater in West-Nederland zeer algemeen en natuurlijk is. Alleen de bovenste paar meter duinwater, en dan nog alleen op niet door landbouw of door meeuwenkolonies verrijkte duinvalleien en zonder tussengeschakelde veenlaag, belandt in de categorie mesotroof water (EPI = 1,5 - 2,5 ; Tabel 5). Oligotroof duinwater is uiterst zeldzaam.



In de kalkarme duinen ten noorden van Bergen aan Zee etaleren de bovenste twee meters duinwater duidelijk de effecten van verregaande verzuring. Deze verzuring zal wellicht nadelige gevolgen hebben voor minder zuurminnende vegetaties in de duinen en aangrenzende kwelgebieden langs de binnenduinrand. In kwelgebieden in ondiepe polders en droogmakerijen exfiltreert eu- tot hypertroof grondwater, dat nog eeuwen en langer zal leiden tot of bijdragen aan verruiging van de vegetatie ter plaatse, althans indien bij dagzoming geen al te effectieve chemische vastlegging in de vorm van ijzer(III)fosfaten optreedt. Pas na honderden zo niet duizenden jaren zal tussen de duinen en westrand der diepe droogmakerijen brakke kwel gaan wijken voor zoete, en ten oosten daarvan voor zoutere, met alle gevolgen voor zoutgevoelige vegetaties.



**Figuur 6.** Ruimtelijk patroon van hydrosomas en hun hydrochemische facies omstreeks 1980-1985, in een dwarsdoorsnede evenwijdig aan de grondwaterstroming en loodrecht op de kust, over een kwelplasrijk duingebied met kunstmatige infiltratie in West-Meyendel (gebaseerd op vele analyses naast gegevens in Stuyfzand & Moberts, 1987a).

## 5. Subregionale toepassing op kwelplasrijke duinen in West Meyendel

### 5.1 Setting van het gebied

West Meyendel is 3-4 km ten noorden van Scheveningen gelegen tussen de Noordzee en westelijkste infiltratiepannen van de Duinwaterleiding van Zuid-Holland (DZH). Het gebied is sedert 1874 door waterwinning verdroogd en is na de start van kunstmatige infiltratie eind 1955 in enkele jaren weer vernat (Stuyfzand & Moberts, 1987a & b). Vooral in het oostelijke deel bevat het gebied thans veel kwelplassen, die sterk onder invloed van de kunstmatige infiltratie staan. Hoge nutriëntfluxen naar de kwelplassen, het gevolg van hoge concentraties in en stroomsnelheden van geïnfiltreerd Rijnwater in de periode 1955-1976, hebben de terugkeer van oligotrofe, vochtminnende duinvegetaties verhinderd ten gunste van verruigende soorten als Duinriet (Van Dijk, 1984). Sinds maart 1976 wordt verder voorgezuiverd Maaswater geïnfiltreerd, tot en met 1977 nog met weinig Rijnwater bijgemengd, daarna zonder bijmenging.

### 5.2 Ruimtelijke verbreiding van hydrosomas en hun facies

De ruimtelijke verbreiding van hydrosomas en hun facies is volgens optie I in Tabel 1 weergegeven in een dwarsdoorsnede (Fig.6). De volgende hydrosomas zijn geïdentificeerd, in volgorde van oost naar west:

#### *Het Maaswater hydrosoma (A)*

Maaswater komt als oppervlaktewater in de infiltratiemiddelen en in de eerste (paar), westelijk daarvan gelegen kwelplassen voor. Als grondwater heeft het zich omstreeks 1981 maximaal 400 meter westwaarts verbreid en tot een maximale diepte van 40 m-NAP, waaronder geïnfiltreerd Rijnwater voorkomt (Stuyfzand & Moberts, 1987a).

Maaswater onderscheidt zich van duinwater op de meest eenduidige wijze door een hoger tritium gehalte, thans ca 100 T.U. versus 0 - 50 T.U. (1 Tritium Unit is 0,118 Bq/l). Daarnaast vormen de t.o.v. ondiep duinwater vaak hogere K- en F-gehalten onder specifieke omstandigheden bruikbare tracers (Stuyfzand & Moberts, 1987b).

Kwaliteitsveranderingen tijdens het verblijf in infiltratiepannen (Stuyfzand, 1986b), bij bodempassage (Stuyfzand, 1986b) en in kwelplassen (Stuyfzand & Moberts, 1987a), leiden tot een tiental verschillende facies (Fig.6).

#### *Het westelijke kustduin hydrosoma (D)*

Het in Fig.6 weergegeven duinwater is afgesneden van het oostelijke duin hydrosoma door diep doorgedrongen Rijn- en Maaswater. Tussen infiltratie- en kwelplassen alsmede tussen kwelplassen onderling komt duinwater in dunne regenwaterlenzen voor. Het bevat dan meestal bijgemengd Maaswater (<50%) en vertoont een kalkverzadigde, licht eutrofe, anoxische  $F_3CaHCO_3$  facies. Als

oppervlaktewater in kwelplassen ten westen van de eerste Maaswater- kwelplas(sen), heeft het een kalkafzettende, mesotrofe, gemengde  $F_2CaHCO_3$ -facies, ( $D_{m2p}$ ). Infiltrateert dat water, dan verschuift de facies naar kalkverzadigd, eutroof, diep anoxisch  $F_3CaHCO_3$ , ( $D_{d4}$ ).

Ten westen van het kwelplassengebied komt duinwater aaneengesloten voor, ongeveer tot de vloedlijn op het strand. Het aantal verschillende facies is groot. Het faciespatroon in Watervoerend Pakket 1 vertoont gelijkenis met dat in een transect over het Reggers Sandervlak en wordt in par.6 besproken. In het eerste slecht doorlatend pakket en tweede watervoerend pakket komen verzoete facies voor (watertypen met een NaKMg-overschot), ten gevolge van verdringing van zout grondwater, dat vóór 1955 intrudeerde n.a.v. overmatige grondwateronttrekking, door zoet water sinds de start van kunstmatige infiltratie. Deze wateren zijn alle kalkverzadigd, eutroof en anoxisch.

#### *Het Noordzee hydrosoma*

De Noordzee bevat kalkafzettend, eutroof, (sub)oxisch  $S_2NaCl$ -water, ( $S_{o4p}$ ). Tussen de laag- en hoogwaterlijn in- en exfiltrateert dit water in een ondiep stromingssysteem (Lebbe, 1981), en verandert dan van kalkafzettend naar kalkverzadigd ( $S_{o4}$ ). Zeewaarts van de laagwaterlijn, voorbij de eerste strandbank circuleert Noordzeewater in een middeldiep systeem (Cooper *et al.*, 1964). Wanneer dit water slecht doorlatend pakket 1 aansnijdt, verandert de (sub)oxische facies in een anoxische. Het diepe Noordzeesysteem richting droogmakerijen achter de duinen is niet weergegeven in Fig.6, doch reeds besproken in § 4.

### **5.3 Hydro-ecologische spinoff**

De verruiging van kwelplasvegetaties heeft duidelijk te maken met de kunstmatige infiltratie van voorgezuiverd oppervlaktewater (Londo, 1966; Van der Werf, 1974; Van Dijk, 1984). Het is echter niet zo, dat daarvoor alleen de hoge  $PO_4$ -belasting via geïnfiltrateerd oppervlaktewater verantwoordelijk is. Ook de bemesting van sommige voorheen als teellandjes in gebruik zijnde valleien, de afsterving van een droge duinvallei-vegetatie bij vernatting (zie par.6), en, zoals blijkt uit Fig.6, een natuurlijke levering van  $PO_4$  door het eerste slecht doorlatend pakket, bestaande uit slibhoudende mariene zanden, spelen een rol. Bodemslib in infiltratie- en kwelplassen vormt een belangrijke bron van  $PO_4$ , dat goed oplosbaar is onder de in slib heersende (diep) anoxische omstandigheden en dan beschikbaar komt voor plant en algen. Overschakeling van weinig voorgezuiverd (sterk) eutroof Rijnwater op verder voorgezuiverd, licht eutroof Maaswater zal de komende decennia tot weinig verbetering leiden in de zin van een terugkeer van oligo- tot mesotrofente vegetaties, mede door de grote voorraden  $PO_4$  in duinzand en bodemslib. Daarnaast zijn de fluxen ook bij verdere defosfatering van Maaswater en bij slibverwijdering uit infiltratie- en kwelplassen waarschijnlijk te hoog, door de hoge stroomsnelheden i.v.m. het kwel-infiltratie mechanisme in kwelplassen (Fig.6) en, in sommige gevallen, door een nog langdurige uitloging van het eerste slecht doorlatend pakket.

## 6. Locale toepassing op een natte duinvallei: het Reggers Sandervlak

### 6.1 Setting van het gebied

Het Reggers Sandervlak ligt direct achter de zeereep, circa 5 km ten zuiden van Egmond aan Zee en ongeveer 1 km ten noordwesten van de noordwestelijkste pompputten van het wingebed Castricum van het Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland (PWN). Door ontwatering van het duin sedert  $\pm$  1830, door bebossing van het duin meer landinwaarts (leidend tot een afname van het neerslagoverschot) en in mindere mate door genoemde grondwaterwinning, is de grondwaterstand in de vallei in de periode 1830 - 1957 met hoogstens 1 meter gedaald (Stuyfzand & Moberts, 1986).

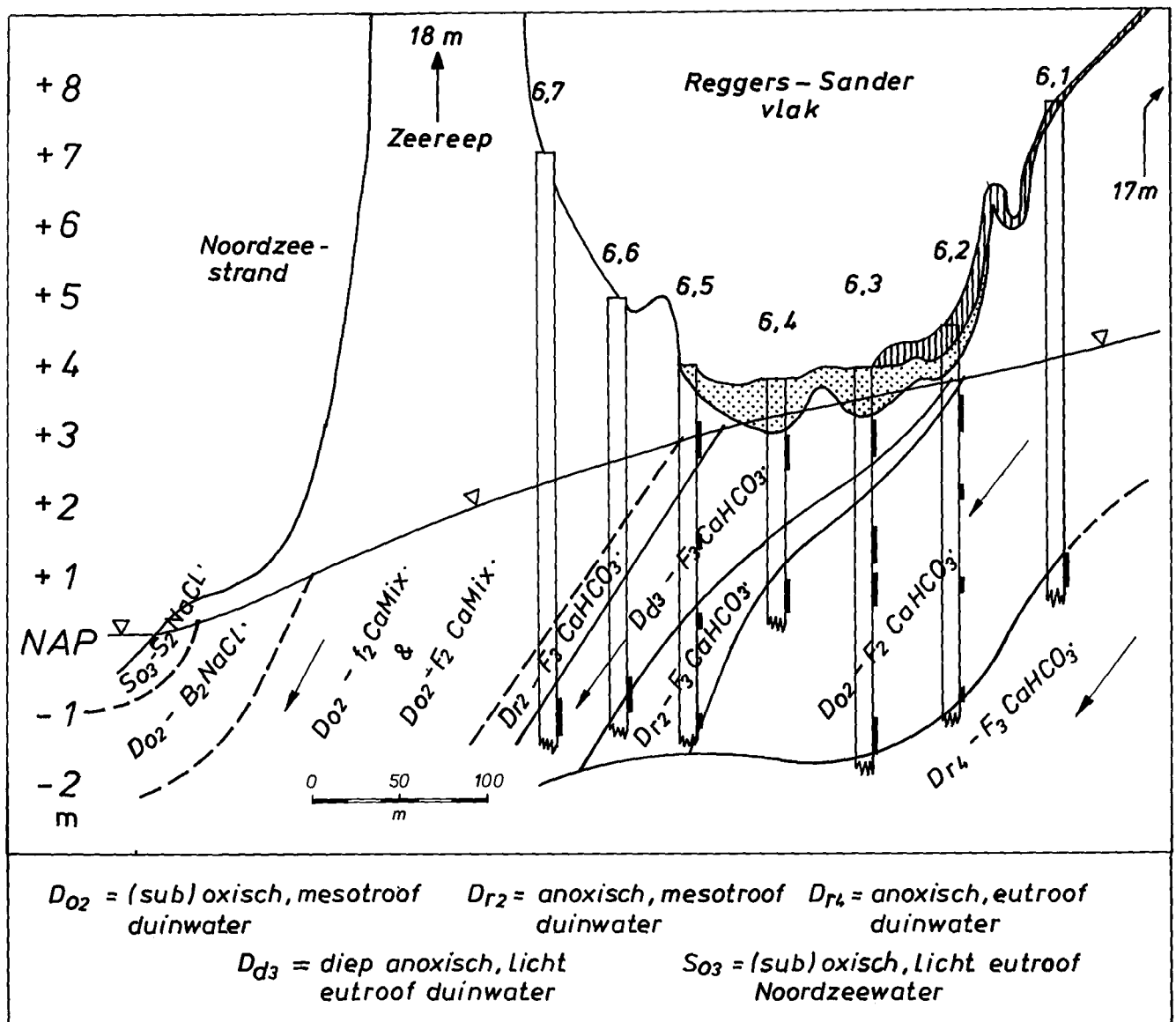
Door reductie van de nabije grondwateronttrekking sinds 1958 en relatief regenrijke jaren na 1976, is de vallei op sommige plaatsen weer enigszins vochtig. Dit heeft echter niet tot een volledige terugkeer van oligo- of mesotrofe, vochtige valleivegetaties geleid, maar meer tot verruiging vooral in de vorm van Duinriet (Pruyt, 1984; Den Hoed *et al.*, 1986).

### 6.2 Ruimtelijke verbreiding van hydrochemische facies

De ruimtelijke verbreiding van hydrosomas en hun facies is weergegeven in een dwarsdoorsnede (Fig.7) volgens de variatierijke optie I uit Tabel 1. De volgende facies zijn binnen het duin hydrosoma geïdentificeerd, in volgorde van oost naar west:

- \* kalkverzadigd, mesotroof, (sub)oxisch  $F_2CaHCO_3$ -water, ( $D_{o2}$ ), tot een maximale diepte van 2 m-NAP en zich uitstrekkend tot voorbij de as van de vallei. Het betreft duinrugwater met weinig interactie met organische stof.
- \* kalkverzadigd, eutroof, anoxisch  $F_3CaHCO_3$ -water, ( $D_{r4}$ ), onder eerstgenoemde facies en westelijk daarvan beneden 2 m-NAP. Dit duinrug- en duinvalleiwatervertoont duidelijk de sporen van interactie met onder duinzand aanwezig zeezand, dat rijker is aan organische stof. De hogere ligging van deze facies aan de oostzijde kan te maken hebben met een opwelling van het zeezand in de vorm van een voormalige zandbank.
- \* kalkverzadigd, mesotroof, anoxisch  $F_3CaHCO_3$ -water, ( $D_{r2}$ ), als overgangszone tussen duinvallei- (zie onder) en duinrugwater.
- \* kalkverzadigd, licht eutroof, diep anoxisch  $F_3CaHCO_3$ -water, ( $D_{d3}$ ), ondiep onder de vallei en stroomafwaarts de stroombanen naar de diepte volgend. Het betreft typisch duinvalleiwaterv met een sterke mate van interactie met organische stof, die zich in de valleibodem opgehoopt heeft. Door een sterke opslag in levende biomassa is de uitloging van fosfaat beperkt, in tegenstelling tot de fosfaatuitloging uit de dode biomassa in het zeezand.

- \* kalkverzadigd, mesotroof, anoxisch  $F_3\text{CaHCO}_3$ -water, ( $D_{r2}$ ), als overgangszone tussen duinvallei- en zeereepwater.
- \* kalkverzadigd, mesotroof, (sub)oxisch  $F_2$ - tot  $f_2\text{CaMix}$ -water aan zijn westgrens overgaand in  $B_2\text{NaCl}$ -water, ( $D_{o2}$ ), onder de zeereep en direct onder het ondiepe Noordzee hydrosoma op het strand.



**Figuur 7.** Ruimtelijk patroon van hydrosomas en hun hydrochemische facies omstreeks 1980-1985, in een dwarsprofiel evenwijdig aan de grondwaterstroming en loodrecht op de kust, over een vochtige duinvallei in het Reggers Sandervlak bij Egmond aan Zee (gebaseerd op gegevens in Stuyfzand, 1985; en in Stuyfzand & Moberts, 1987).

### 6.3 Hydro-ecologische spinoff

De ruimtelijke verdeling van facies laat duidelijk zien hoe het grondwater stroomt onder een vochtige vallei met dichte begroeiing, zonder kwel op jaarbasis. De gebogen ondergrens van de lens duinvalleiwater verraadt, dat het neerslagoverschot in de oostelijke duinrug met schrale begroeiing hoger is dan in de vallei. Door diepe anoxie in de vochtige valleibodem is de mobiliteit van fosfaat verhoogd, maar wordt gedeeltelijk gecompenseerd door opslag in biomassa. Pas wanneer de grondwaterspiegel bij verdere vernatting het maaiveld aansnijdt, kan een kwelplas ontstaan. Het behoort dan tot de mogelijkheden, dat het van nature eutrofe, anoxische duinwater, thans beneden 2 m-NAP ter plaatse, voor verzuuring gaat zorgen.

De huidige verzuuring o.a door Duinriet lijkt te worden ingegeven door afsterving van een tevoren droge duinvegetatie, door relatief sterk fluctuerende waterstanden waartegen Duinriet goed bestand is, en misschien door een verhoogde fosfaat-aanvoer via over de zeereep stuivend strandzand, waaraan door eutrofiëring van de Noordzee meer alghuidjes zitten dan in het verleden. Laatste hypothese verdient nader onderzoek.

## 7. Slotopmerkingen

De hier op hydro-ecologisch onderzoek toegesneden hydrochemische facies analyse lijkt in staat om de zeer complexe hydrochemische situatie in Hollands kustduinen en aangrenzende polders te ontrafelen en op verhelderende wijze weer te geven, zowel op grote als kleine schaal. Er zijn wel veel wateranalyses noodzakelijk voor een volledige HYFA, hetgeen niet altijd haalbaar is. Het is dan aan de onderzoeker om de methode te vereenvoudigen of missende parameters te schatten b.v. met behulp van het elektrisch geleidingsvermogen of bekende relaties tussen wel en niet gemeten parameters op basis van een kleine data-set.

## 8. Verantwoording

De ontwikkeling van voorliggende hydro-ecologische variant op de Hydrochemische facies analyse en toepassing op drie duinterreinen is gefinancierd door de VEWIN, in het kader van het aan het KIWA opgedragen speurwerkproject "Ecologische Aspecten van Kunstmatige Infiltratie", alsmede door het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne VROM (directie D). Voor hun stimulans tot vervaardiging van een hydro-ecologische variant en voor hun nuttige commentaar op het manuscript, dank ik de leden van de KIWA-werkgroep "Ecologische Aspecten van Kunstmatige Infiltratie".

J.G. Stuyfzand verzorgde het technische tekenwerk.

## 9. Literatuur

- Akkermans, A.D.L. (1971) *Nitrogen fixation and nodulation of Alnus and Hippophae under natural conditions*. Dissertatie, R.U.L.
- Anoniem (1958) *Final resolution, the Venice system*. Symp. on Classification of brackish waters, Archo Oceanogr. Limnol., Suppl. II.
- Back, W. (1960) Origin of hydrochemical facies of ground water in the Atlantic Coastal plain. *Internat. Geol. Cong. 21st, Copenhagen 1960, Rept.pt.1*: 87-95.
- Baggelaar, P.K. (1981) *De biogeochemische kringloop in enige bos-ecosystemen in de gematigde zone, met speciale aandacht voor de chemie van het afvoerwater*. Lit. studie Vakgroep Hydrogeologie IvA, VU A'dam, 40 p.
- Bartoli, F. (1986) Les cycles biogéochimiques dans les écosystèmes forestiers tempérés. *Sci. Geol. Bull.* 39: 195-209.
- Cooper, H.H., F.A. Kohout, H.R. Henry & R.E. Glover (1964) *Sea water in coastal aquifers*. Geol. Survey Water-supply Paper 1613-C, 84p.
- Den Hoed, M.A., F.M.L. Moberts & P.J. Stuyfzand (1986) *Mogelijkheden voor een verschrallend maaibeheer in twee typen (ver)nat duinterrein*. KIWA SWE-86.007, Nieuwegein.
- Edmunds, W.M. & D.G. Kinniburgh (1986) The susceptibility of UK groundwaters to acidic deposition. *J. Geol. Soc. London* 143: 707-720.
- Ellenberg, H. (1979) *Zeigerwerte der Gefässpflanzen Mitteleuropas*. 2. Aufl. Scripta Geobot. 9, Göttingen, 122 p.
- Grootjans, A.P. (1985) *Changes of groundwater regime in wet meadows*. Diss. RU Groningen, 146 p.
- Kemmers, R.H. (1986) Perspectives in modelling of processes in the root zone of spontaneous vegetation of wet and damp sites in relation to regional water management. *CHO-TNO Proc. & Inf.* 34: 91-116.
- Lebbe, L. (1981) The subterrenean flow of fresh and salt water underneath the western Belgian beach. Proc. 7th Salt Water Intrusion Meeting Uppsala, *Sver. Geol. Unders. Rap. Meddel.* 27: 193-219.
- Lindberg, R.D. & D.D. Runnells (1984) Ground water redox reactions: an analysis of equilibrium state applied to Eh measurements and geochemical modelling. *Science* 225: 925-927.
- Londo, G. (1966) Veranderingen in flora en vegetatie van het Lekwater-infiltratiegebied in de duinen bij Zandvoort. *De Levende Natuur* 69: 121-129.
- Matzner, E. & B. Ulrich (1980) The transfer of chemical elements within a heath-ecosystem (*Calluna vulgaris*) in Northwest Germany. *Z. Pflanzenenernaehr. Bodenkd* 143: 666-678.
- Moberts, F.M.L. & M.A. Den Hoed (1986) *De potentiële biomassa- en nutriëntenafvoer door maaibeheer in drie typen (ver)nat duinterrein*. KIWA-rapport SWE-86.012, Nieuwegein.
- Pedroli, B. (1989) *The nature of landscape*. Diss. UvA, 156 p.
- Pruyt, M. (1984) *Vegetatie, waterhuishouding en bodem in twee vochtige duinvalleien in het Noordhollands Duinreservaat*. Intern Rapport PWN/Vrije Univ. A'dam, nr 1.2-38, 101 p. en 21 bijlagen.
- Schindler, D.W. (1981) Interrelationships between the cycles of elements in freshwater ecosystems. Ch. 7 in "Some perspectives of the major biogeochemical cycles", G.E. Likens (ed), SCOPE, 113-123.
- Stewart, W.D.P. (1967) Transfer of biologically fixed nitrogen in a sand dune slack region. *Nature (London)* 214: 603-604.
- Stewart, W.D.P. & M.C. Pearson (1967) Nodulation and nitrogen-fixing by *Hippophaë rhamnoides* in the field. *Plant Soil* 26: 348-360.
- Stumm, W. & J.J. Morgan (1981) *Aquatic chemistry, an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. J. Wiley & Sons, NY, 2nd ed., 780p.
- Stuyfzand, P.J. (1983) Belangrijke foutenbronnen bij bemonstering van grondwater via peil- en minifilters. *H<sub>2</sub>O* 16: 87-94.
- Stuyfzand, P.J. (1984) Groundwater quality evolution in the upper aquifer of the coastal dune area of the western Netherlands. *IAHS Publ.* 150: 87-98.
- Stuyfzand, P.J. (1985) *Hydrochemie en hydrologie van het duingebied tussen Egmond en Wijk aan Zee*. KIWA-rapport SWE-85.012, Nieuwegein.
- Stuyfzand, P.J. (1986a) Een nieuwe hydrochemische classificatie van watertypen, met Nederlandse voorbeelden van toepassing. *H<sub>2</sub>O* 19: 562-568.
- Stuyfzand, P.J. (1986b) *Macroparameters bij duininfiltratie*. KIWA-Meded. 82, Nieuwegein.
- Stuyfzand, P.J. (1988a) De alkaliteit, het redoxniveau en de verontreinigingsindex als parameters en keuzemogelijkheden in een hydrochemische classificatie van watertypen. *H<sub>2</sub>O* 21: 640-643.
- Stuyfzand, P.J. (1988b) Hydrochemical evidence of fresh and salt water intrusions in the coastal dunes aquifer system of the Western Netherlands. (*Flemish*) *Natuurwetensch. Tijdsch.* 70: 9-29.

- Stuyfzand, P.J. (1989a) An accurate, relatively simple calculation of the saturation index of calcite for fresh to salt water. *J. Hydrol.* 105, 95-107, tevens *H<sub>2</sub>O* 20: 636-639 en 644.
- Stuyfzand, P.J. (1989b) Hydrology and water quality aspects of Rhine bank ground water in The Netherlands. *J. Hydrol.* 106: 341-363.
- Stuyfzand, P.J. (1989c) A new hydrochemical classification of water types, with examples of application. *LAHS Publ.* 182: 89-98.
- Stuyfzand, P.J. (1989d) Factors controlling trace element levels in ground water in The Netherlands. *Proc. 6th Water Rock Interaction Symp.*, Malvern (UK), 3-8 aug. 1989, D.L.Miles (ed), A.A. Balkema Rotterdam, 655-659.
- Stuyfzand, P.J. (1989e) *Hydrochemie en hydrologie van duinen en aangrenzende polders tussen Egmond aan Zee en Petten*. KIWA-rapport SWE.87-001, Nieuwegein.
- Stuyfzand, P.J. (1989f) Hydrochemische onderzoeksmethoden ter analyse van grondwaterstroming. *H<sub>2</sub>O* 22: 141-146 en 166-169.
- Stuyfzand, P.J. (1990) Hydrochemical facies analysis of coastal dunes and adjacent low lands: The Netherlands as an example. In: *Dunes, European coasts*, Th.W.M. Bakker, P.D. Jungerius & J.A. Klijn (eds), Catena Supplement 18: 121-132.
- Stuyfzand, P.J. (in prep) *Hydrochemical facies analysis, flow systems and processes in coastal dunes and adjacent polders of the Western Netherlands*. Voorlopige titel dissertatie Instit. v. Aardwetenschappen, Vrije Univ. Amsterdam.
- Stuyfzand, P.J. & F.M.L. Moberts (1987a) *Hydrochemie en hydrologie van 3 soorten (ver)nat duinterrein langs Hollands kust*. KIWA SWE-86.006, Nieuwegein.
- Stuyfzand, P.J. & F.M.L. Moberts (1987b) De bijzondere hydrologie van kwelplassen in duinen met kunstmatige infiltratie. *H<sub>2</sub>O* 20: 52-57 en 62.
- Van den Ancker & B. De Winder (1985) De rol van algen bij de stabilisatie van duinterreinen. *Duin* 4, 18-20.
- Van der Werf, S. (1974) Infiltratie, met water meer plant. In "*Meyendel, duin-water-leven*". M. Croin Michielsen (ed), uitg. W. Van Hoeve B.V., Den Haag, 226-230.
- Van Dijk, H.W.J. (1984) *Invloeden van oppervlakteinfiltratie ten behoeve van duinwaterwinning op kruidachtige oevervegetaties*. Diss. LU. Wageningen, 240 p.
- Van Wirdum, G. (1979) Dynamic aspects of trophic gradients in a mire complex. *CHO-TNO Proc. & Inf.* 25: 66-82.
- Vollenweider, R.A. (1976) Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Inst. Ital. Idrobiol.* 33: 53-83.





## Stuifduinen en regeneratie

F. Van der Meulen & P.D. Jungerius

*Fysisch Geografisch & Bodemkundig Laboratorium, Universiteit van Amsterdam  
Dapperstraat 115, 1093 BS Amsterdam*

### Samenvatting

*Niet alleen de kwaliteit en kwantiteit van grondwater, maar ook stuifduinen spelen een rol bij regeneratie van het duinmilieu. Mogen duinen stuiven of niet? En zo ja, wat zijn de kansen op een oncontroleerbaar proces? Groeien stuifkuilen ongelimiteerd of zijn er natuurlijke stabilisatie-mechanismen? Is er verband tussen de ontwikkeling van stuifkuilen en hun plaats in het landschap; met andere woorden zijn bepaalde plekken gevoeliger voor verstuiving dan andere? Elke beheerder die besluit over te gaan tot een minder stringent vastleggen en tot (her)introdactie van meer natuurlijke dynamiek in zijn duin-terrein heeft belang bij een antwoord op deze vragen. Aan de hand van recent geomorfologisch onderzoek gaat dit artikel op deze vragen in.*

### 1. Inleiding

Veel bijdragen in deze bundel handelen over hydrologie of grondwater. Dat is een belangrijk functioneel aspect van het duinecosysteem. Daaraan is de bodemontwikkeling gekoppeld, bij voorbeeld bij vernatting. Herstel of ontwikkeling van karakteristieke duinprocessen heeft dan betrekking op natte of vochtige duinmilieus. Uiteraard is dit van groot belang in waterwingebieden voor een goede afstemming van waterwinning en natuurbehoud.

Toch is daarmee niet alles gezegd. Herstel en ontwikkeling van karakteristieke duinprocessen betreft ook de geomorfologie van het landschap. Eén van de drijvende krachten achter de vorming van dat landschap is de wind. Mogen duinen stuiven of niet? En zo ja, waar kan dat het best gebeuren? Hiermee komen we op een heel ander, maar toch even essentieel proces in de ontwikkeling van het duinlandschap, namelijk het geomorfologisch proces. In tegenstelling tot de vorige alinea betreft het hier het droge duinmilieu. Er is een duidelijk verband tussen droge en natte duinmilieus. Stuivende duinen beginnen in de droge duinmilieus. Bij voldoende diepe uitstuiving, namelijk tot het grondwater, ontstaan nieuwe natte milieus en stopt het stuiven (foto 1). Beide milieus, nat en droog, dienen door de beheerder onder de loupe genomen te worden bij zijn streven om een meer natuurlijk duinlandschap te ontwikkelen.

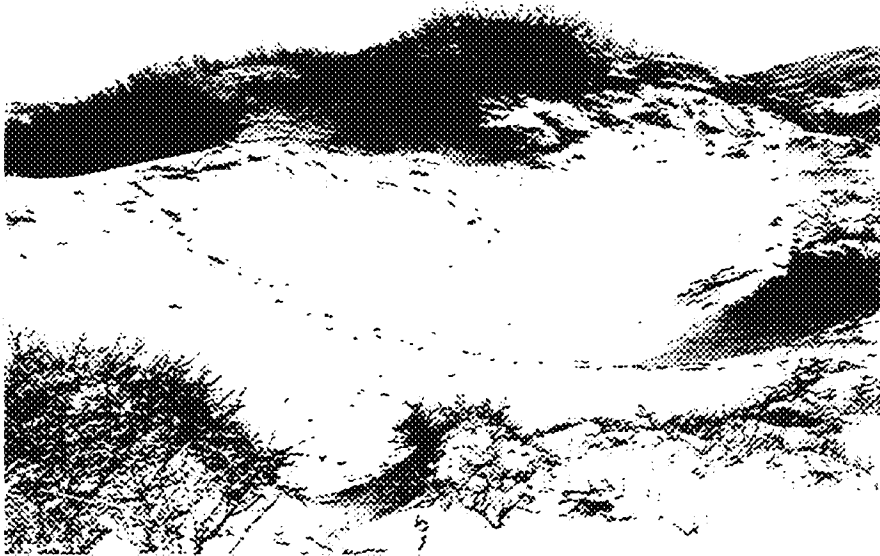


Foto 1. *Eén van de stuifkuilen in Meijendel.*

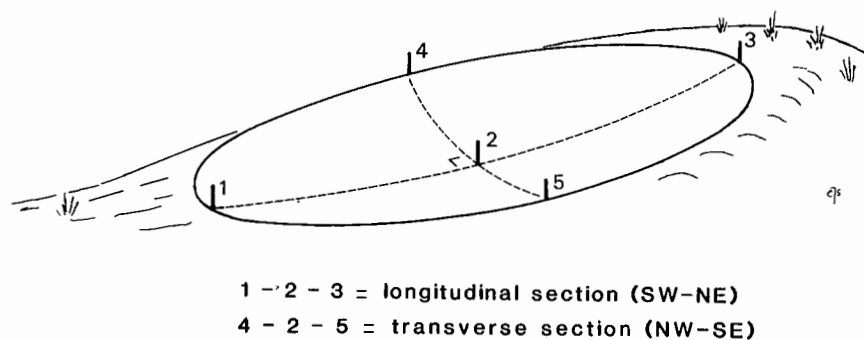
## 2. Doel

Stuivende duinen zijn vrij zeldzaam geworden langs de Nederlandse kust (van der Meulen & Wanders 1984, van der Meulen & van der Maarel 1989). Decennia lang hebben beheerders om allerlei technische redenen duinen vastgelegd. Daardoor stopte de verjonging van het landschap, en ontstonden er bijvoorbeeld geen nieuwe secundaire natte duinvalleien meer. Omdat aangroei-kusten ook zeldzaam zijn geworden is ook het ontstaan van primaire duinvalleien zeldzaam. Tegenwoordig is er gelukkig meer ruimte gekomen voor het idee dat duinen mogen stuiven. Deze vorm van dynamiek hoort immers bij het duin. Verschillende beheerders zijn nog terughoudend. Dat is begrijpelijk, want wat gebeurt er als de wind vrij spel krijgt? Loopt het proces niet uit de hand? Wat weten we van het proces van stuiven? Is het beheersbaar?

Bij de vakgroep Fysische Geografie en Bodemkunde van de Universiteit van Amsterdam doet men al 15 jaar onderzoek aan het stuifproces in duinen. In bepaalde daartoe uitgezochte terreinen in Meijendel en De Blink zijn stuifexperimenten opgezet. De beheerder zag hier af van alle vastlegging. In De Blink sinds 1961, in Meijendel sinds 1975. De ontwikkeling van stuifkuilen is sindsdien nauwkeurig gevolgd met erosiepinnen in het veld (figuur 1, foto 1) en met luchtfoto-analyse in het lab. De resultaten van dit werk kunnen de beheerder helpen bij zijn taak om duinen zo natuurlijk mogelijk te doen zijn en toch ook rekening te houden met andere functies. Ook blijkt dat kennis van het stuifproces de kosten van vastleggen kan verminderen.

Doel van onze bijdrage is de volgende vragen te beantwoorden:

- Groeien stuifkuilen ongelimiteerd of is er een optimale grootte en vorm die gerelateerd kan worden aan aerodynamische condities ? (§ 3.1)
- Zijn er natuurlijke stabilisatie mechanismen ? (§ 3.2)
- Is er een verband tussen de ontwikkeling van stuifkuilen en hun plaats in het landschap ? (§ 3.3)

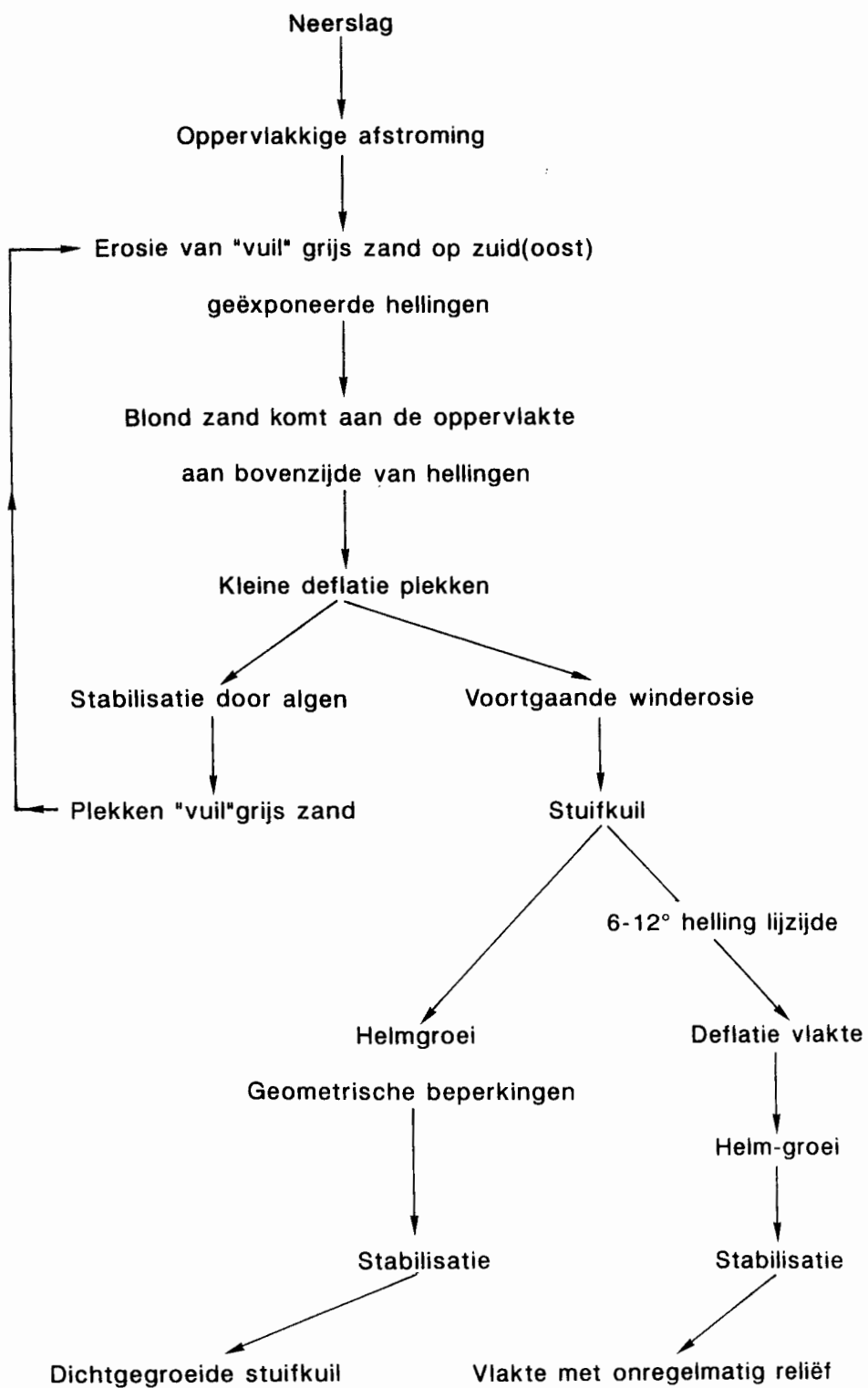


**Figuur 1.** De positie van de erosiepinnen in het deflatie gedeelte van een stuifkuil. De overheersende windrichting is zuidwest-noordoost (richting pijl). Vergelijk met foto 1.

### 3. Ontwikkeling van stuifkuilen; de rol van wind en water

#### 3.1 De groei van stuifkuilen

Er is in het studiegebied een geleidelijke toename geweest van het aantal stuifkuilen. Nu zijn er ongeveer 130 in De Blink (100 ha) en 40 in Meijendel (40 ha). De toename is onregelmatig en kennelijk afhankelijk van bepaalde weersomstandigheden. Het blijkt dat een lange tijd met droog weer en veel wind gevolgd door een hevige regenbui, gunstig kan zijn voor het ontstaan van stuifplekken (Jungerius *et al.* 1989, Witter *et al.* 1989). De ontwikkeling van stuifkuilen en de vermoede samenhang met wind- en regenwater-erosie staan geschetst in figuur 2. De onderzochte terreinen zijn primair kalkrijk (2-8 % vrij  $\text{CaCO}_3$ ). In kalkarme duinen verlopen de processen misschien anders vanwege het kalkgehalte van het zand en een andere plantengroei.



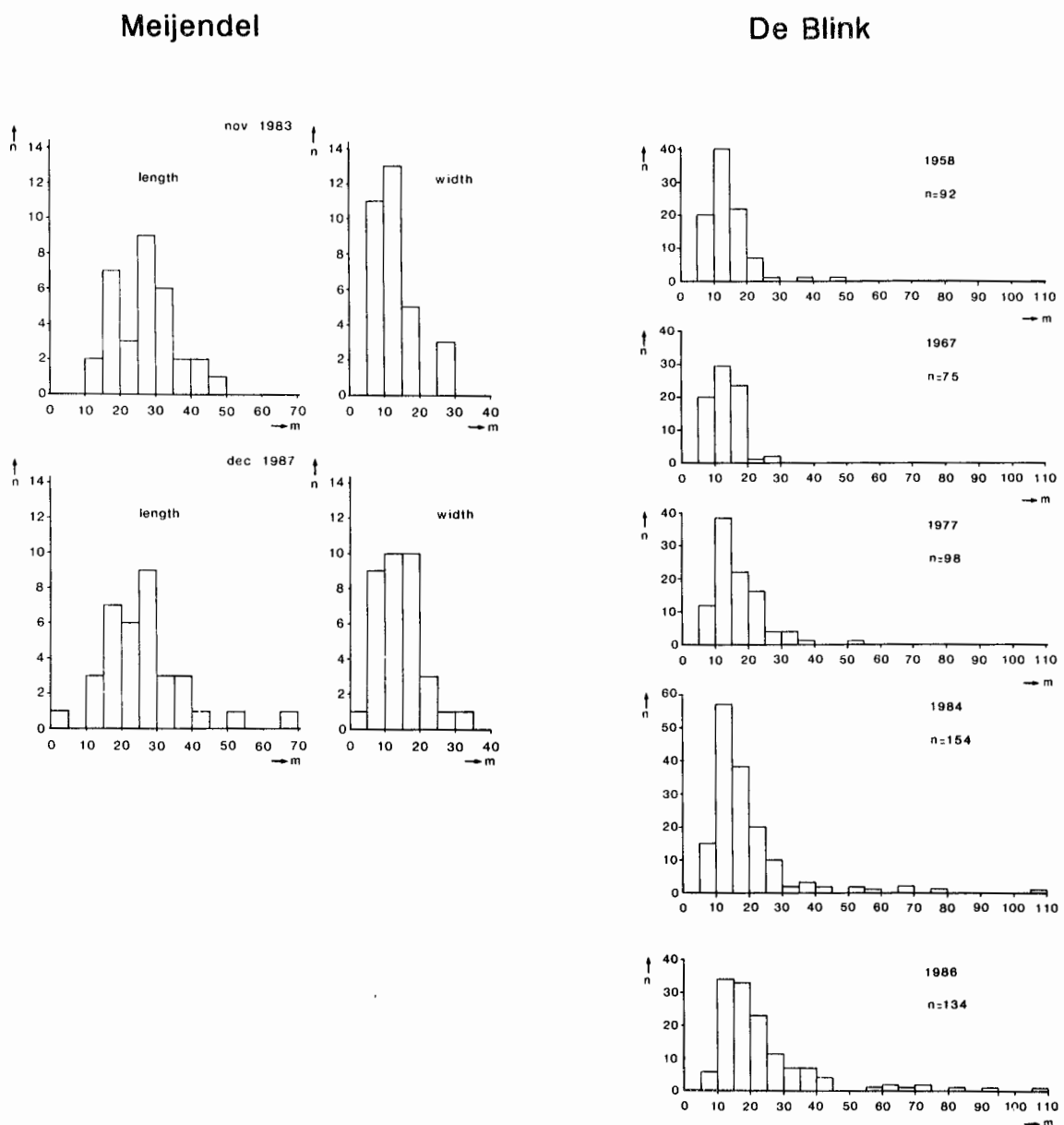
**Figuur 2.** Veronderstelde interactie tussen wind- en watererosie bij de ontwikkeling van stuifkuilen in kalkrijke duinen.

Het lijkt tegenstrijdig, maar veel stuifkuilen beginnen hun bestaan juist na een periode van regenwater-erosie (Jungerius & Van der Meulen 1988). Vooral op de warmere zuidhellingen is de vegetatie schaars en ligt kaal grijsachtig zand aan de oppervlakte. Dit zand is humeus. Het wordt niet makkelijk door de wind opgepakt, misschien omdat de humusdeeltjes de zandkorrels aan elkaar kitten. Wanneer het zand droog is heeft het waterafstotende eigenschappen. De precieze verklaring hiervoor is nog niet duidelijk. In elk geval wordt het regenwater niet snel in het zand opgenomen als het na een aantal droge dagen (vooral in het voorjaar en de zomer) ineens gaat regenen. Er ontstaat oppervlakkige afstroming langs de duinhelling naar beneden (Witter *et al.* 1989) (foto 2). Op deze manier wordt het bovenste laagje grijs zand verwijderd. Het schone blonde zand daaronder komt nu aan het oppervlak. Juist dit zand, dat veel minder coherent is, kan gaan stuiven als er een periode met wind volgt.

**Foto 2.** *Regenwatererosie. Oppervlakkig transport van materiaal hellingafwaarts in "tongen".*

Het eerste teken van winderosie is het ontstaan van de deflatie-plek. Dit is een kale plek, zonder enige begroeiing; hier vindt opname en afvoer van zandkorrels door de wind plaats. Deflatie-plekken zijn vooral te vinden bovenaan zuid tot zuidoost georiënteerde hellingen (Jungerius & van der Meulen 1988). Als er nu een tijd met rustig weer volgt kan de stuifplek gestabiliseerd worden door algen (Pluis & Winder 1989). Zij groeien aan of dicht onder het oppervlak. Met hun slijmerige filamenten binden zij de zandkorrels aan elkaar. Na verloop van tijd kan dit zand weer humeus worden en water-afstotende eigenschappen krijgen. Uiteindelijk wordt de deflatie-plek er één met een spaarzame begroeiing en grijsachtig zand. Precies zoals vóór de watererosie.

De deflatie-plek kan ook uitgroeien tot een stuifkuil. Deze is te herkennen aan de ellipsachtige, holle vorm. Ondanks de variatie in grootte en in oriëntatie van de stuifkuilen schijnt hun ontwikkeling toch volgens bepaalde aerodynamische wetten te gaan. Hun dimensies laten een normale verdeling zien rond specifieke gemiddelden. Voor de lengte bedraagt dit 20-25 m voor De Blink en 25-30 m voor Meijendel (figuur 3) (Jungerius & van der Meulen 1985, Noest 1987). De lengte/ breedte verhouding is in beide gebieden ongeveer 2. De hoofdas van de stuifkuilen is meestal westzuidwest - oostnoordoost georiënteerd. Windsnelheden van 6-12.5 m per seconde lijken het meest effectief te zijn (Jungerius *et al.* 1981).

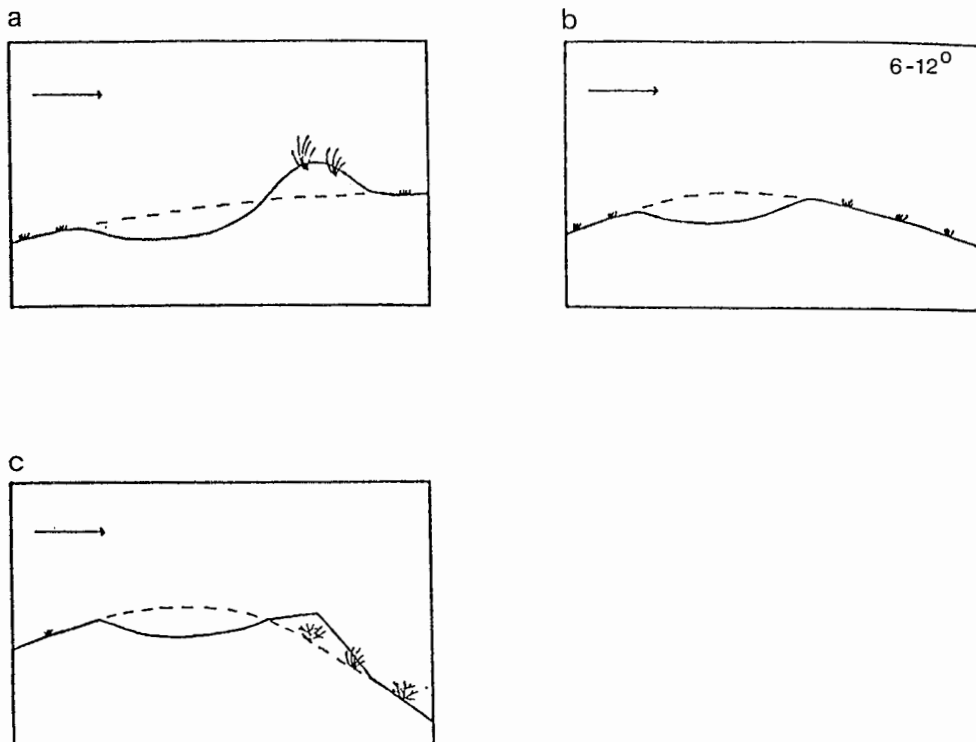


**Figuur 3.** Verhouding van lengte en breedteklassen in Meijendel (links) en De Blink (rechts) gemeten m.b.v. erosie-pinnen en luchtfotos.

### 3.2 Natuurlijke stabilisatie-mechanismen

Er zijn natuurlijke stabilisatie-mechanismen die ervoor zorgen dat de stuifkuilen niet boven bepaalde limieten uitgroeien. Kennis van deze mechanismen verschaft de duinbeheerder de mogelijkheid om de ontwikkeling van stuifkuilen controleerbaar te houden. Hoewel zeer gedetailleerde kennis niet altijd voorhanden is en de ontwikkeling van plek tot plek nog kan verschillen, komen er uit onze experimenten toch enkele duidelijke richtlijnen naar voren.

De vorming van een "accumulatie duintje", door agressieve kolonisatie van Helm en Noordse helm, kan de groei van stuifkuilen aan de lizijde (oostnoordoost) tegengaan (figuur 4a). Het zand dat uit de stuifkuil komt wordt direct gevangen door de helmvegetatie. Als de Helm vitaal genoeg is en het accumulatie-duin daardoor groeit, kan er op een gegeven moment niet genoeg zand meer uit de kuil worden getransporteerd. De lengte-groei van de kuil zet zich dan voort aan de loefzijde. Hier is de wind nog niet geladen met zandkorrels en heeft hij zijn grootste erosieve kracht. De erosie stopt wanneer het oppervlak van de stuifkuil aan de beginkant (westzuidwest) een hoek van 6-12 graden windafwaarts heeft bereikt (Noest 1987). Vermoedelijk neemt de turbulentie af wanneer de wind volgens een hoek van deze grootte invalt, waardoor er dan geen of weinig zandkorrels meer worden opgenomen.



**Figuur 4.** Ontwikkeling van stuifkuilen in relatie tot hun positie in het landschap. a) stabilisatie door accumulatie-duintje aan de lizijde, b) geen stabilisatie ten gevolge van saltatietransport van zand over een 6-12 graden hellingshoek naar beneden, c) geen stabilisatie ten gevolge van massabeweging van zand op steile helling aan lizijde van de stuifkuil. De pijl wijst de overheersende windrichting aan, deze is uit het west-zuidwesten (zie Noest 1987).



Als er een hellingshoek van 6-12 graden windafwaarts is bereikt en daardoor de aeolische activiteit is verminderd dan kunnen algen het kale zand gaan koloniseren. Algengroei kan zo bijdragen tot natuurlijke stabilisatie van de stuifkuil (Pluis & Winder 1989). Tussen de nu stabiele uiteinden van de stuifkuil kan de erosie nog een tijdje doorgaan. Deflatie stopt wanneer de kuil te diep is voor het zand om de kuil te verlaten. Dit hoeft dus niet enkel het geval te zijn wanneer er een andere (resistentere) bodemlaag aan de oppervlakte komt of wanneer het grondwater is bereikt.

### 3.3 Stuifkuilen en hun positie in het landschap

Sommige stuifkuilen groeien verder uit tot stuifvlaktes (Hopman & Jungerius 1987). Een stuifvlakte is een vrij grote en vlakke kale terreinvorm. Deze kan ontstaan wanneer stuifkuilen zich ontwikkelen bovenaan een duinrug die aan de lizijde een helling heeft van 6-12 graden (figuur 4b). In dat geval ontstaat er bij de ontwikkeling van de stuifkuil geen accumulatie-duintje aan de lizijde van de kuil (figuur 4a). Het zand zal nu door saltatie (het sprongsgewijze proces waarmee zandkorrels door de wind verplaatst worden) verder hellingafwaarts worden getransporteerd. De vegetatie op deze helling wordt letterlijk gezandstraald en zal verdwijnen. De stuifvlaktes die op deze wijze ontstaan kunnen meer dan 100m lang worden. Na verloop van tijd ontmoeten zij bij verder groeien een terreinverhoging die het proces kan stoppen. Intussen kunnen ook hier en daar al kleine helmduintjes op de vlakte zijn ontstaan.

## 4. Slotopmerkingen

Stuifkuilen ontstaan vaak na een periode met regenwatererosie. Het grijzige zand dat in veel duinterreinen aan de oppervlakte ligt heeft waterafstotende eigenschappen. Regen na een lange tijd van droogte veroorzaakt hier watererosie. Als de bovenste laag is weggespoeld ontstaat er een kleine stuifgevoelige plek.

Langjarig onderzoek in kalkrijke duinen heeft uitgewezen dat stuifkuilen niet onbepikt groeien. Hun ontwikkeling wordt waarschijnlijk bepaald door optimale aerodynamische vormen. Een optimale lengte/breedte verhouding van 2 en een optimale lengte van 20-30m zijn algemeen. Na ongeveer 10-15 jaar zonder enige kunstmatige vastlegging vertonen beide studiegebieden een gemiddeld aantal stuifkuilen van ongeveer 1 per hectare.

Natuurlijke stabilisatiemechanismen kunnen er voor zorgen dat stuifkuilen niet verder meer groeien. Hierbij spelen twee processen een rol: de algengroei in de kuil zelf en de ontwikkeling van een helmduintje in de accumulatiezone direct achter de stuifkuil (dat wil zeggen aan de windafwaardse kant).

De positie van een kuil in het landschap bepaalt vaak de verdere ontwikkeling van de kuil. Stuifkuilen die vlak bij aflopende hellingen met een hoek van 6-12 graden ontstaan, kunnen tot veel grotere stuifvlaktes uitgroeien.

De kennis omtrent de ontwikkeling van stuifkuilen is uitermate nuttig voor het beheer van duinen. Allereerst kan het de beheerder veel kosten besparen die hij anders maakt voor het kunstmatig vastleggen van duinen. In plaats van altijd en overal alles vast te leggen, kan nu meer worden ingespeeld op het natuurlijke proces zelf. In tweede instantie kan deze kennis ook aangeven op welke plaats in de duinen er controleerbare stuifkuilen kunnen ontstaan. Dit is van belang als de beheerder besluit om meer natuurlijke dynamiek in zijn gebied toe te laten.

In beide gevallen gaat het erom dat de beheerder die maatregelen gebruikt, welke zo veel mogelijk samengaan met het natuurlijk proces en niet er tegenin. Uiteindelijk is dit het belangrijkste principe bij een meer dynamische vorm van duinbeheer waar tegenwoordig meer en meer naar gestreefd wordt (zie bijvoorbeeld Van der Meulen *et al.* 1989).

Tenslotte nog dit. Door uitstuiven tot het grondwater kunnen op natuurlijke wijze weer natte duinvalleien ontstaan. Het allerbest kan dit gebeuren op geohydrologisch geschikte plekken, dus met schoon grondwater dat op natuurlijke wijze (volgens de seizoenen) fluctueert. Dan is namelijk de regeneratie van natte duinmilieus goed mogelijk. De kennis over stuifkuilen is voor de beheerder dus niet alleen van belang als het gaat over het op verantwoorde wijze toelaten van meer dynamiek in de (droge) duinen. Deze kennis is ook van belang wanneer regeneratie van natte duinmilieus aan de orde is. Met deze kennis heeft de beheerder in principe de mogelijkheid het stuiven zo te "sturen" dat binnen niet al te lange tijd het grondwater bereikt kan worden. In de praktijk blijkt nog wel eens dat de verwachtingen niet beantwoord worden. Het is goed mogelijk dat de complexiteit van het duin met zijn grillige reliëf hierbij een rol speelt. Door die grilligheid is de aangrijpingskracht, en dus de erosieve kracht van de wind, heel verschillend en moeilijk voorspelbaar.

## 5. Dankwoord

Onze hartelijke dank gaat uit naar de beheerders van de duinterreinen De Blink en Meijndel, respectievelijk "Het Zuidhollands Landschap" en de N.V. Duinwaterbedrijf Zuid-Holland. Zij hebben bereidwillig een deel van hun terrein voor onze experimenten afgezonderd en zijn altijd erg geïnteresseerd geweest in de resultaten. Hun interesse bleek ook uit de logistieke en financiële hulp bij ons onderzoek.

## 6. Literatuur

- Hopman, A. & Jungerius, P.D. (1987) Zandverstuivingen in De Blink. *Zuidhollands Landschap* 3:15.
- Jungerius, P.D. & Meulen, F. van der, (1985) De ontwikkeling van stuifkuilen in het duinterrein Meijendel. *Landschap* 2: 143-151.
- Jungerius, P.D. & Meulen, F. van der, (1988) Erosion processes in a dune landscape along the Dutch coast. *Catena* 15:217-228.
- Jungerius, P.D., Verheggen, A.J.T. & Wiggers, A.J. (1981) The development of blow-outs in "De Blink", a coastal dune area near Noordwijkerhout, the Netherlands. *Earth Surface Processes and Landforms* 6:375-396.
- Jungerius, P.D., Witter, V. & Boxel, J. van, (1989) The use of standard meteorological data to predict blow-out development in the coastal dunes of the Netherlands. *Proc. of the Conference on Landscape ecological Impact of Climatic Change (LICC)* Lunteren, The Netherlands.
- Meulen, F. van der, Jungerius, P.D. & Visser, J. (1989) *Perspectives in coastal dune management*. SPB Acad.Publ. The Hague. 333 pp.
- Meulen, F. van der & Maarel, E. van der, (1989) Coastal defence alternatives and nature development perspectives. In: F.van der Meulen, P.D.Jungerius & J.Visser (eds.). *Perspectives in coastal dune management*: 183-195. SPB Acad.Publ. The Hague.
- Meulen, F. van der & Wanders, E.A.J., (1984) Stuifduinen: overwegingen betreffende natuur- en duinbeheer in Meijendel. *De Levende Natuur* 84 (1):18-23.
- Noest, V. (1987) *Stabilisatie van stuifkuilen, de rol van vegetatie en dynamiek van het substraat*. Doctoraalscriptie Universiteit Amsterdam (Fysisch Geografisch Lab.) en Duinwaterleiding van 's-Gravenhage.
- Pluis, J.L.A. & Winder, G.B.M. de (1989) Spatial patterns in algal colonisation of dune blow-outs. *Catena* 16:376-380.
- Witter, V., Jungerius, P.D. & Harkel, M. ten, (1989) Modelling water erosion and the impact of water repellency. *Proc. of the conference on Landscape ecological Impact of Climatic Change (LICC)*. Lunteren, The Netherlands.

# Bodemaktiviteit en bodemschimmels in een vochtgradiënt in een kustduin

K. van Beckhoven & W.H.O. Ernst

*Vakgroep Oecologie en Oecotoxicologie, Biologisch Laboratorium, Vrije Universiteit, De Boelelaan 1087, 1081 HV Amsterdam*

## Samenvatting

*De effecten van de grondwaterstand op de bodemaktiviteit zijn in een vochtgradiënt in een vochtige duinvallei, de Klompenpan, in de Amsterdamse Waterleidingduinen onderzocht. De bodemchemische eigenschappen en bodemomzettingen zijn gevolgd in de tijd in een nat-droog gradiënt. De mineralisatie van dood organisch materiaal en de microbiële aktiviteit zijn in de natte delen van het transekt hoger dan in de drogere delen. Bovendien zijn de aanwezige bodemschimmels geïsoleerd omdat deze voor een deel voor de aktiviteit verantwoordelijk zijn. In totaal zijn 73 schimmelsoorten waargenomen. In grond afkomstig uit de nattere lokaties zijn minder schimmels per deeltje aangetroffen dan uit de drogere lokaties.*

*De effecten van het veranderen van het oorspronkelijk bodemvochtgehalte op bodemprocessen is tevens onderzocht onder geconditioneerde omstandigheden. Bij het verhogen van het vochtgehalte van de grond nemen zowel de microbiële aktiviteit als de totaal stikstofgehalten van de bodem toe. De mate van toename is afhankelijk van de grondwaterstand vóór het vernatten van de grond.*

## 1. Inleiding

De aanstaande veranderingen van het grondwaterbeheer in de Nederlandse kustduinen zullen een terugkeer van hoge grondwaterstanden in voorheen vochtige duinvalleien (Bakker *et al.* 1979) teweegbrengen. Op plaatsen waar nog een relictvegetatie van vochtige duinvalleien is, kan een natuurlijke regeneratie van de karakteristieke duinvalleivegetatie optreden (Ernst & Van der Ham 1988; Grootjans *et al.* 1988).

Om de gevolgen van verhoging van de grondwaterstand voor de bodemprocessen te kunnen voorspellen en de regeneratie van de duinvalleivegetatie te kunnen beïnvloeden, is het noodzakelijk kennis te hebben van de biologische omzettingsprocessen in de bodem in vochtige duinvalleien. Tot nu toe heeft alleen Ahrens (1977) bodembioologische processen in duinen onderzocht. Zijn onderzoek is echter uitgevoerd in een droog duinsysteem. In dit project wordt ingegaan op onderzoek in een vochtig duinsysteem.

Een verhoging van de grondwaterstand zal zowel direkt als indirekt effecten op de bodem en op de vegetatie hebben. Het is bekend dat bodemprocessen zoals mineralisatie, ammonificatie, nitrificatie en denitrificatie sterk afhankelijk zijn van het vochtgehalte van de bodem. Onder droge

omstandigheden is de microbiële activiteit en daardoor ook de mineralisatiesnelheid laag. Wanneer een droge bodem vernat wordt, zal de microbiële activiteit toenemen, wat tot een toename van de mineralisatiesnelheid leidt. Wanneer anaërobe omstandigheden ontstaan zullen de microbiële activiteit en de mineralisatiesnelheid laag worden. Tengevolge van radiaal zuurstofverlies uit wortelaërenchym kan de bodem tenminste in de nabijheid van overstromingstolerante planten echter aëroob blijven (Schat 1982).

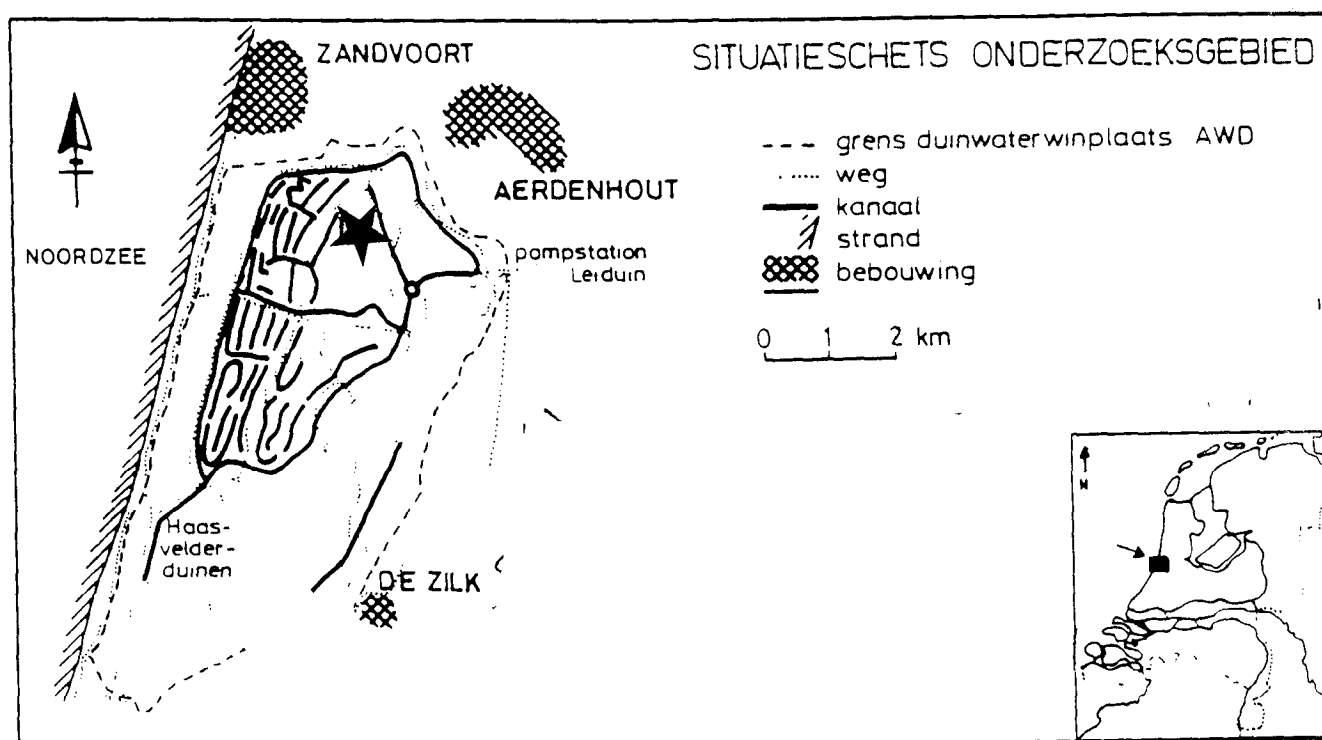
In de bodem is stikstof grotendeels in organische vorm aanwezig, terwijl planten stikstof alleen in anorganische vorm kunnen opnemen. Bij de omzetting van organische naar anorganische stikstofverbindingen wordt eerst ammonium gevormd (ammonificatie). Onder aërobe omstandigheden kan ammonium geoxideerd worden via nitriet tot nitraat (nitrificatie). Onder anaërobe omstandigheden wordt de nitrificatie geremd door gebrek aan zuurstof, wat tot accumulatie van ammonium leidt. Nitraat dat op dat moment in de bodem is, kan gereduceerd worden tot  $N_2$  of  $N_2O$  (denitrificatie) of tot ammonium. Voor planten is het van belang tot welke vorm het nitraat wordt gereduceerd, aangezien ammonium beschikbaar blijft, terwijl  $N_2$  en  $N_2O$  vervluchtigen. Zowel ammonium als nitraat kunnen door planten en micro-organismen worden opgenomen. Veranderingen in ammonium- en nitraatgehaltes in de bodem beïnvloeden de pH van de bodem, omdat reductie en oxidatie gepaard gaan met de consumptie en produktie van protonen. Omgekeerd worden de ammonificatie, nitrificatie en denitrificatie beïnvloed door de pH. Ammonificatie heeft een pH optimum van 4-5, nitrificatie van 6-7 en denitrificatie van  $> 5$ . Bij vernattingsprocessen speelt naast stikstof de speciatie van zwavel eveneens een belangrijke rol. In een aëroob milieu is zwavel als sulfaat voor de plant beschikbaar. Onder anaërobe omstandigheden wordt zwavel gereduceerd en kan het in de vorm van  $H_2S$  vervluchtigen (Kiene & Taylor 1988; Farwell *et al.* 1979). Gelet op de hoge toxiciteit van sulfide voor planten (Van Diggelen 1988) kan vernatting tot het verdwijnen van minder tolerante plantesoorten uit een voormalig droog duin leiden.

Het kalkgehalte, de hoeveelheid organisch materiaal en de pH spelen een zeer belangrijke rol bij de effecten van grondwaterstandsverhoging op de bodemactiviteit. Door grondwaterstandsverhoging kunnen processen van ontkalking (Rozema *et al.* 1985) via een opwaarts gerichte ionenstroom teruggedrongen worden. Het kalkgehalte, de hoeveelheid organisch materiaal en de pH worden ook beïnvloed door de eerder beschreven processen en beïnvloeden tevens elkaar. De oorspronkelijke natte duinvalleien werden gekenmerkt door een hoog kalkgehalte en bevatten weinig organisch materiaal. Deze omstandigheden lijken gunstig voor het herstel van de karakteristieke duinvalleivegetatie.

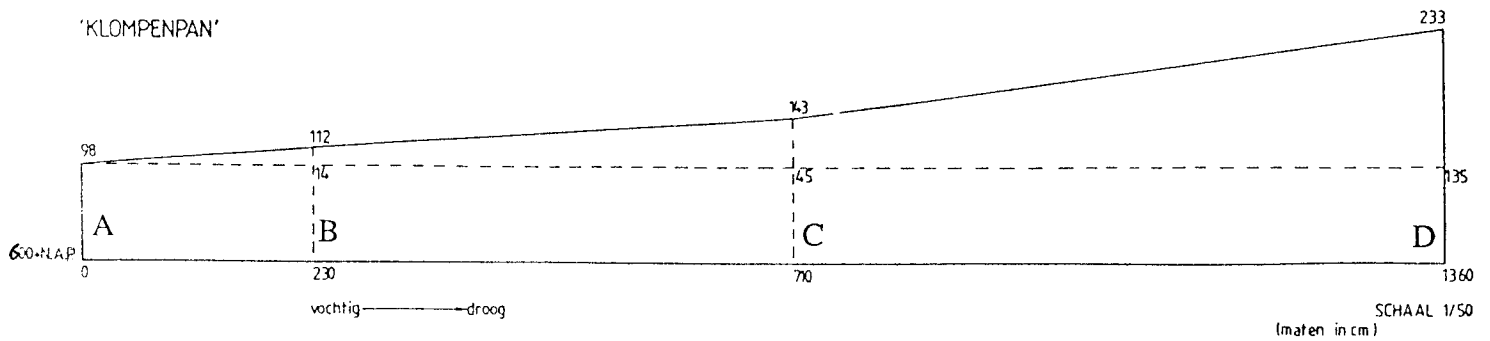
Om de gevolgen van vernatting in verdroogde duinvalleien te weten en om het proces van de regeneratie van duinvalleien te kunnen sturen, is kennis van de biologische omzettingsprocessen noodzakelijk. Dit onderzoek is uitgevoerd om enerzijds meer inzicht te verkrijgen in de biologische omzettingsprocessen en de aanwezige bodemschimmels in vochtige duinvalleien en anderzijds om de effecten van verandering in het vochtgehalte van de bodem op de biologische omzettingsprocessen te bestuderen.

## 2. Beschrijving onderzoeksterrein

In 1986 en 1987 is onderzoek gedaan in de Klompenpan, een vochtige duinvallei in de Amsterdamse Waterleidingduinen (AWD) (figuur 1). In deze vallei is een transekt uitgezet van laag naar hoog. De punten zullen worden aangeduid van nat (laag) naar droog (hoog) met A, B, C en D. Punt D lag 75 cm hoger dan punt A (figuur 2). In tabel 1 zijn de vochtgehaltenes van de monsters in de tijd weergegeven. Er is een duidelijk verschil in vochtgehalte waarneembaar tussen enerzijds de natte A en B monsters en anderzijds de drogere C en D monsters (tabel 1). Het vochtgehalte nam in de tijd af. Dit werd voornamelijk veroorzaakt door een afname in de hoeveelheid neerslag. De maanden juni en juli waren relatief droge en warme maanden. Ook is de verzadigingscapaciteit van de bodem weergegeven. Grond van de natte A en B lokaties heeft duidelijk een hogere verzadigingscapaciteit dan grond van de drogere C en D lokaties. De grondwaterstand was  $\pm 650$  cm + N.A.P. (bepaald in december 1985). In maart 1986 was de grondwaterstand op de natte monsterplaats (A) 10 cm boven het maaiveld en in de maanden daarna iets onder maaiveld.



Figuur 1. De ligging van de Klompenpan (\*) in de Amsterdamse Waterleidingduinen.



**Figuur 2.** De gradiënt in de Klompenpan (gemeten in mei 1986). De waterstand is met een horizontale onderbroken lijn weergegeven.

**Tabel 1.** Vochtgehalten (%) op een viertal lokaties langs het transekt. Tevens is de verzadigingscapaciteit weergegeven van de monsters in de maand april.

tijdstip	lokatie			
	A	B	C	D
<b>vochtgehalten</b>				
april (1986)	48.5	37.2	28.4	16.5
mei	38.1	36.5	17.6	9.2
juni	33.1	30.6	13.1	1.4
juli	33.5	31.9	12.8	0.3
augustus	45.6	44.4	14.2	1.5
<b>verzadigingscapaciteit</b>				
april	53.4	45.3	37.1	33.8

De vegetatie van monsterplaats A behoort tot de klasse van de vochtige duinvalleien (Molinio-Arrhenatheretea) en wel tot de pijpestrootjes-orde (Molinetalia). De vegetatie van de lokaties B en C behoort tot de duinschapegras-associatie (Festuco-Galietum maritimi) en de vegetatie van lokatie D behoort tot de klasse van zandige droge graslanden (Koelerio-Corynephoretea) (Westhoff & Den Held 1969). Op alle lokaties was de bedekkingsgraad 70-90%. De dikte van de humuslaag bedroeg bij monsterplaats A 3.5-4.0 cm, bij B 4.5-6.0 cm, bij C 1.5-2.5 cm en bij D 1.0-1.5 cm.

### 3. Materiaal en methoden

#### 3.1 Opzet

Het experiment bestond uit twee delen: een veld- en een kasexperiment.

In het **veld**experiment werden van april tot en met augustus 1986 op elke monsterplaats maandelijks 3 monsters genomen ( $\phi$  5 cm en tot 15 cm diep). De monsters werden verdeeld in drie lagen: de humuslaag (H), de uitspoelingslaag (U) en de (ongestoorde) zandlaag met de beginnende B-horizont (Z). Aan de drie lagen werden pH, kalium-, natrium-, mangaan-, ijzer-, koolstof- en stikstofgehalten en dehydrogenase- en urease-activiteit bepaald. De dehydrogenase- en urease-activiteit werden als indicatorprocessen voor de mineralisatie beschouwd. In 1987 zijn in maart, april en mei in de A en D lokaties grondmonsters genomen om de schimmelflora te inventariseren.

Voor het **kas**experiment werden op 28 mei 1986 op alle monsterplaatsen vier bakken (30 x 30 x 15 cm) met pluggen grond gevuld. Vervolgens werden de bovengrondse plantedelen verwijderd. De bakken werden in de kas geplaatst (20-30 °C; luchtvochtigheid 70%; lichtintensiteit 50 W/m<sup>2</sup>). Strooisel van Duinriet (*Calamagrostis epigejos* L. Roth) en Zandzegge (*Carex arenaria* L.) werd in de Klompenpan verzameld en verpakt in gazen zakjes (maaswijdte 1mm, 20 x 20 cm). In elk zakje werd een met het in het veld overeenkomende hoeveelheid strooisel gedaan ( $\pm$  86 gram). In elke bak werd een zakje met strooisel op de bodem gelegd. Vervolgens werden per monsterplaats twee bakken onder water gezet (= lab nat) en gedurende het experiment zo gehouden. De twee andere bakken werden rond het veldvochtgehalte gehouden (= lab droog) (tabel 2). Het experiment heeft 3 maanden ingestaan. Vervolgens werden aan het strooisel de percentuele gewichtsafname, en de koolstof- en stikstofgehalten bepaald en aan de grond werden de pH, koolstof-, stikstof-, nitraatgehalten en de dehydrogenase- en urease-activiteit bepaald.

**Tabel 2.** De veranderingen van de vochtgehalten van de bodem in het kasexperiment per monsterplaats weergegeven.

OORSPRONKELIJK VOCHTGEHALTE		(LAB) NAT	(LAB) DROOG
A:	33 - 38	53	30
B:	31 - 37	45	30
C:	13 - 18	37	13
D:	1 - 9	34	5



### 3.2 Bodemanalyses

De bodemmonsters werden voor een deel direkt verwerkt (voor pH, K-, Na-, Mn-, Fe- en nitraat-gehaltes, dehydrogenase- en urease-activiteit) en voor een deel gedroogd in een stoof bij 80 °C gedurende 24 uur (voor koolstof- en stikstofgehaltes).

**pH:** De pH is gemeten nadat een, met 5 g droge grond overeenkomende, hoeveelheid verse grond gedurende 2 uur geschud is met 12.5 ml gedemineraliseerd water.

**K-, Na-, Mn- en Fe-gehaltes:** De extracten die verkregen zijn bij de pH bepaling zijn gefiltreerd waarna het filtraat geanalyseerd is door middel van atoomabsorptiespectrofotometrie (Perkin Elmer 4000).

Het **nitraat**gehalte werd kolorimetrisch bepaald. Het nitraat wordt tot nitriet gereduceerd, door toevoeging van zinkpoeder en mangaansulfaat, en vervolgens wordt door toevoeging van sulfanylzuur en N-1 naphthylethyleen-diamine dihydrochloride (NEDDC) een rood kleurend complex gevormd.

De **koolstof-** en **stikstof**gehaltes zijn door oxidatie kolomchromatografisch bepaald op een Carlo Erba elemental analyzer (Kirsten 1979).

De **dehydrogenase**-activiteit van de bodem is kolorimetrisch bepaald door aan grond trifenyltetrazoliumchloride (TTC) toe te voegen, dat als terminale H-acceptor voor de bij de microbiële ademhaling vrijkomende waterstof dient en waarbij een rood gekleurd formazan gevormd wordt wanneer de micro-organismen met TTC in aanraking komen (Stevenson 1959).

De **urease**-activiteit in de bodem is kolorimetrisch bepaald waarbij ureum aan de grond wordt toegevoegd. Het urease splitst ureum waarbij ammoniak gevormd wordt dat in een alkalische oplossing met fenol onder toevoeging van natriumhypochloride als oxidatiemiddel een blauwe indofenolkleurstof geeft (Steubing 1965).

### 3.3 Schimmelisolaties en determinatie

Per monsterplaats werden twee steriele reageerbuisen met grond gevuld door de reageerbuis horizontaal de grond in te draaien nadat eerst een gat gegraven was en met een gesteriliseerde lepel wat grond was verwijderd. De buizen werden direkt afgesloten met watten. Tot de monsters verwerkt werden, zijn de buizen in een koelcel (3 °C) bewaard (nooit langer dan 24 uur). De grond werd in een apparaat gespoeld met eerst 3 liter kraanwater en vervolgens met 3 liter steriel water. Een nauwkeurige omschrijving van de bodespoelmethode is weergegeven door Gams & Domsch (1967). Hierna werden de organische en minerale deeltjes met steriel water in een steriele petrischaal gespoeld. Met een steriele pincet werden de deeltjes in een petrischaal met steriel filtreerpapier gedaan om te drogen. Hierna werden de deeltjes met een naald, die even door de vlam gehaald was, in petrischalen met 15 ml Carboxymethyl-Cellulose agar (CMC-agar) (voor samenstelling Gams *et al.* 1987) gelegd waaraan aureomycine (200 ppm) was toegevoegd. Aureomycine remt de groei van bacteriën. In elke petrischaal werden ofwel 4 organische ofwel 5 minerale deeltjes gelegd. In totaal werden steeds 8 schalen met organische delen en 10 schalen met minerale delen ingezet. De schalen werden omgekeerd weggezet bij kamertemperatuur. Nadat groei waar-

genomen was (5-8 dagen), werden de schalen onder de microscoop bekeken (bij een 100 x vergroting) en werden per deeltje de soorten onderscheiden. Wanneer het niet duidelijk was om welke soort het ging, werd de schimmel verder gekweekt op een bij het genus passende voedingsbodem. Afhankelijk van de soort en de lokatie van de schimmel (makkelijk of moeilijk van andere soorten te onderscheiden) werden de soorten verder gekweekt in een buis of in een petrischaal. Soms werden de soorten daarna nog een keer overgeënt om een reïncultuur te verkrijgen zodat de determinatie mogelijk werd. Langzaam groeiende schimmels werden overgeënt op mout 2% agar-schalen. De schalen werden meestal weer omgekeerd weggezet. Alleen schalen waarin *Mortierella*- en *Mucor*-soorten geënt waren, werden altijd rechtop weggezet. De meeste buizen en schalen werden bij kamertemperatuur weggezet. Wanneer de soorten goed sporuleerden werd een preparaat gemaakt met melkzuur met daar doorheen wat Waterman inkt. Daarbij werd dan een kleine hoeveelheid alcohol gedaan om de sporen uiteen te drijven. Bij de preparaten van *Cylindrocarpon*- en *Fusarium*-soorten werd het preparaat alleen met water gemaakt. *Mortierella*-soorten werden vaak meteen vanuit de schaal bekeken. Met behulp van literatuur (o.a. Gams 1977; Pitt 1979; Domsch *et al.* 1980) werden de soorten vervolgens gedetermineerd.

### 3.4 Statistische analyses

Homogeniteit van varianties werd getoetst met Bartlett's toets. De data werden vervolgens geanalyseerd met twee en drie weg variantieanalyse (ANOVA). Met 'planned comparisons of means' werd getoetst welke waarden binnen een groep significant van elkaar verschilden (Sokal & Rohlf 1981).

## 4. Resultaten

### 4.1 Chemische bodemeigenschappen

Van de chemische bodemeigenschappen zijn naast de pH, de elementen die direkt na bevochtiging van de bodem voor de plant beschikbaar zijn van belang. De kalium/natrium ratio zal dicht bij zee een rol spelen en in een vochtgradiënt de beschikbaarheid van ijzer en mangaan.

De pH en de wateroplosbare gehalten aan kalium, natrium, ijzer en mangaan van de monsters die in april genomen zijn, zijn in tabel 3 weergegeven. De pH en de ijzer-, mangaan- en natriumgehalten nemen toe met toenemende vochtigheid. Mogelijk komen ijzer en mangaan in de meer oplosbare, gereduceerde vorm voor als gevolg van de lagere zuurstofvoorziening. De kaliumgehalten zijn lager dan de natriumgehalten. Dit kan verklaard worden door de depositie van zeezout via de wind. Voor planten is een hoger kaliumgehalte ten opzichte van het natriumgehalte gunstig. Naast de horizontale vochtgradiënt is in ieder bodemprofiel nog een verticale gradiënt van de chemische eigenschappen aangetroffen. De kalium- en natriumgehalten nemen in de diepte af. Deze afname is

in de vochtige lokaties zeer duidelijk. De ijzer- en mangaangehaltes vertonen in de diepte geen éénduidige tendens.

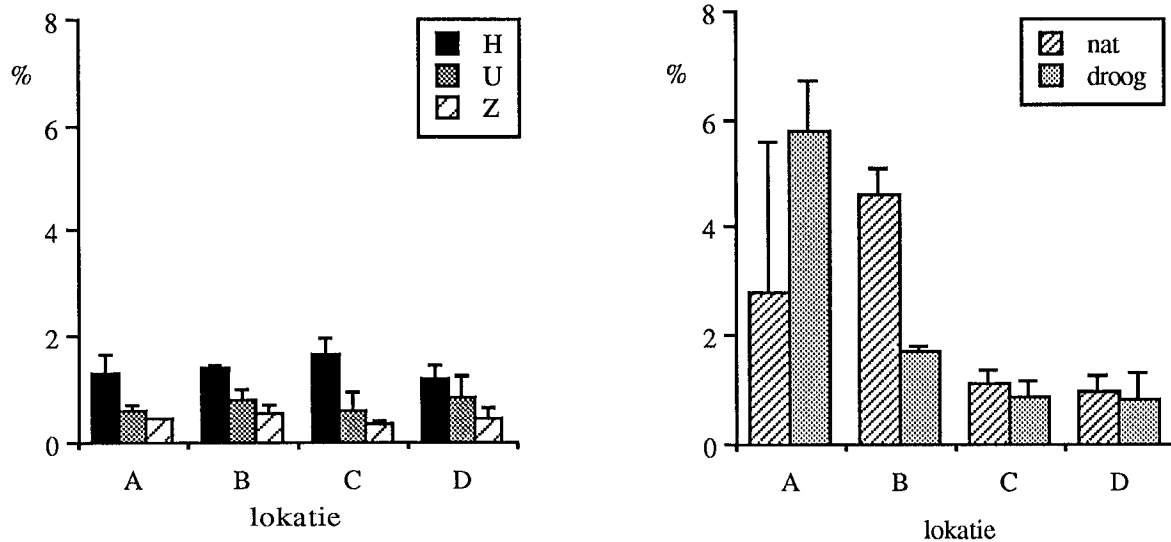
**Tabel 3.** De pH en de wateroplosbare K-, Na-, Mn- en Fe-gehaltes (mmol/kg) van de monsters uit de A, B, C en D lokaties. Bepalingen vonden plaats in april en onderscheid is gemaakt tussen de humuslaag (H), de uitspoelingslaag (U) en de zandlaag (Z).

variabele	bodemiaag	lokatie			
		A	B	C	D
pH	H	6.27	6.09	4.76	5.37
	U	6.42	6.39	4.89	4.99
	Z	6.29	6.02	5.06	5.33
Kalium	H	0.74	0.60	1.03	0.36
	U	0.15	0.20	0.26	0.37
	Z	0.09	0.19	0.28	0.29
Natrium	H	6.70	5.69	3.53	2.79
	U	2.66	2.53	1.57	2.09
	Z	2.09	2.86	1.60	1.62
Mangaan	H	0.006	0.006	0.005	0.003
	U	0.004	0.005	0.004	0.003
	Z	0.009	0.003	0.005	0.005
IJzer	H	0.22	0.23	0.10	0.10
	U	0.25	0.17	0.12	0.15
	Z	0.21	0.33	0.29	0.10

Twee andere chemische elementen, te weten koolstof en stikstof, bepalen het waterabsorberend vermogen en de fertiliteit van de bodem. Zij komen niet via de verwerking van mineralen maar via biologische processen in de bodem terecht.

Uit figuur 3 (links) blijkt dat de koolstofgehaltes in de vochtgradiënt variëren tussen 1.2 en 1.7% (bovenste bodemiaag). In de diepte neemt het koolstofgehalte duidelijk af ( $P < 0.001$ ). Er is geen correlatie tussen het vocht- en koolstofgehalte. De bakken gevuld met grond van de A lokatie en de vernatte bakken van de B lokatie hebben een significant ( $0.001 \leq P < 0.01$ ) (figuur 3 rechts) hoger koolstofgehalte dan de andere bakken ten gevolge van het toegevoegde strooisel. De

koolstofgehalten zijn zowel in de vernatte als in de drogere bakken met grond afkomstig van de vochtige A en B lokaties hoger dan de koolstofgehalten in het veld.



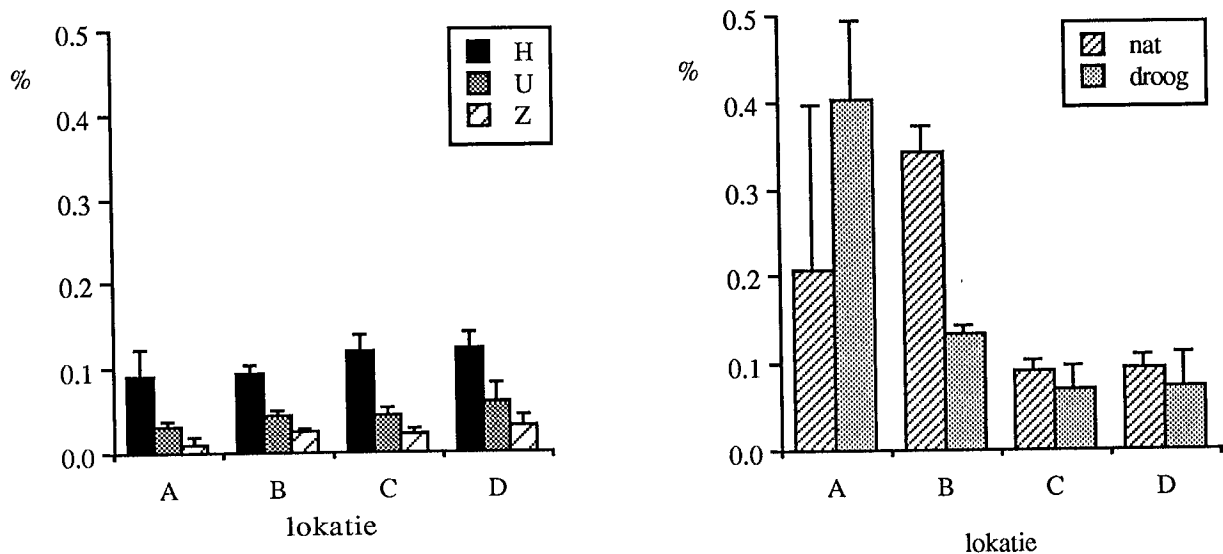
**Figuur 3.** De koolstofgehalten (gemiddelde en standaarddeviatie) van monsters uit de Klompenpan (april 1986) waarbij onderscheid gemaakt is tussen de drie bodemlagen (H, U en Z) (links) en van de natte en droge bakken gevuld met grond van de A, B, C en D lokaties na 3 maanden incubatie (rechts).

In tegenstelling tot het koolstofgehalte vertoont het **stikstofgehalte** significante verschillen tussen natte (A en B) en droge (C en D) lokaties in de Klompenpan (figuur 4 links). Het stikstofgehalte is in de lokaties met een hoger vochtgehalte lager dan in de drogere, hoger gelegen monsterplaatsen ( $0.01 \leq P < 0.05$ ). Dit betekent dat op de nattere plaatsen ondanks de dikkere humuslaag minder stikstof in voorraad is dan op de drogere monsterplaatsen. De lagere stikstofgehalten kunnen mogelijk verklaard worden door een grotere opname van stikstof door planten en micro-organismen vergeleken met de drogere monsterplaatsen. De stikstofgehalten waren in de tijd vrijwel constant. Uit de figuur blijkt dat de stikstofgehalten in de diepte zeer duidelijk afnemen ( $P < 0.001$ ).

Het vernatten van grond onder laboratorium omstandigheden leidt in de oorspronkelijk vochtige grond (A en B) tot een verhoging van het stikstofgehalte (figuur 4 rechts). Deze toename wordt veroorzaakt door het toegevoegde strooisel. Vernatten van grond afkomstig van de droge monsterplaatsen (C en D) leidt niet tot een verhoging van de stikstofgehalten. Het iets droger worden van grond leidt in de bakken met grond uit de A monsterplaats tot een hoog stikstofgehalte terwijl dit in de bakken met grond uit de B monsterplaats niet het geval is. Bij de interpretatie van de

stikstofgehalten van de grond in de bakken moet bedacht worden dat ten gevolge van de afwezigheid van planten geen opname door planten heeft plaatsgevonden.

De C/N ratio varieert van 11.8 tot 15.2 in de bovenste en van 13.9 tot 21.6 in de onderste bodemlaag.



**Figuur 4.** De stikstofgehalten (gemiddelde en standaarddeviatie) van monsters uit de Klompenpan (april 1986) waarbij onderscheid gemaakt is tussen de drie bodemlagen (H, U en Z) (links) en van de natte en droge bakken gevuld met grond van de A, B, C en D lokaties na 3 maanden incubatie (rechts).

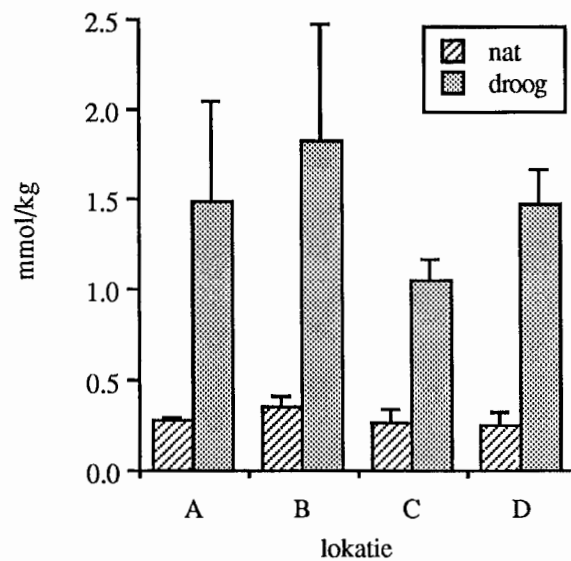
## 4.2 Bodemaktiviteit

### 4.2.1 Stikstofomzetting

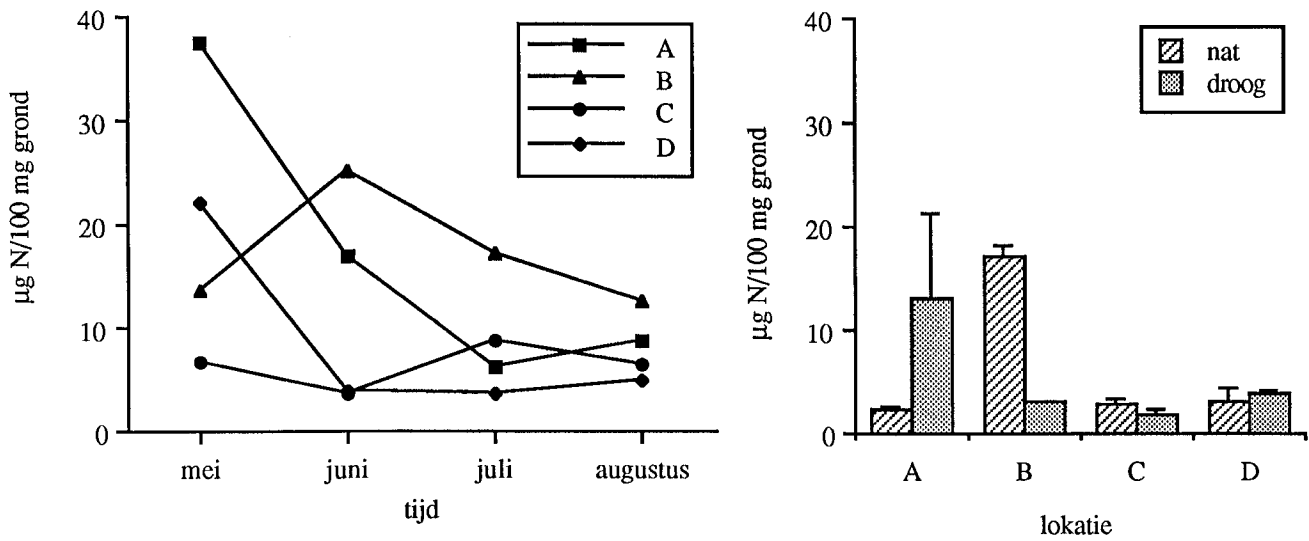
De organische stikstof die via dood plantenmateriaal in de bodem komt, kan via mineralisatieprocessen omgezet worden tot anorganische stikstof. Eén van deze anorganische stikstofvormen is nitraat. Ten gevolge van de snelle nitraatopname door planten kan het nitraatgehalte in de bodem alleen bepaald worden wanneer de planten afwezig zijn. Het incubatie-experiment (figuur 5) toont aan dat de nitraatgehalten in de vernatte bakken significant ( $0.001 \leq P < 0.01$ ) lager zijn dan in de drogere bakken. Het nitraatgehalte is onafhankelijk van het oorspronkelijke vochtgehalte van de grond.

Een andere vorm van stikstofomzetting is gemeten door het bepalen van de urease-aktiviteit in de bodem. Urease splitst ureum tot organisch stikstof. De urease-aktiviteit hangt af van het vochtgehalte van de bodem ( $0.01 \leq P < 0.05$ ), van de diepte ( $P < 0.001$ ) (niet weergegeven) en van de tijd ( $P < 0.001$ ) (figuur 6 links). Het vernatten van de bodem onder geconditioneerde omstandigheden lijkt geen éénduidig effect op de urease-aktiviteit te hebben (figuur 6 rechts). In de drogere A en in de vernatte B bakken is de urease-aktiviteit hoger dan in de andere bakken. Bij de grond afkomstig van de B monsterplaats leidt het iets droger worden van de bodem onder laboratorium

omstandigheden duidelijk tot een verlaging van de urease-activiteit vergeleken met de urease-activiteit onder veldcondities. In de vernatte bakken met grond uit de A monsterplaats is de urease-activiteit laag; mogelijk is er sprake van anaërobe omstandigheden waardoor de urease-activiteit laag wordt. De urease-activiteit wordt beïnvloed door verschillende soorten bacteriën en schimmels. De grote verschillen in urease-activiteit in de A en B bakken kunnen ook door remming of stimulatie van specifieke micro-organismen veroorzaakt worden.



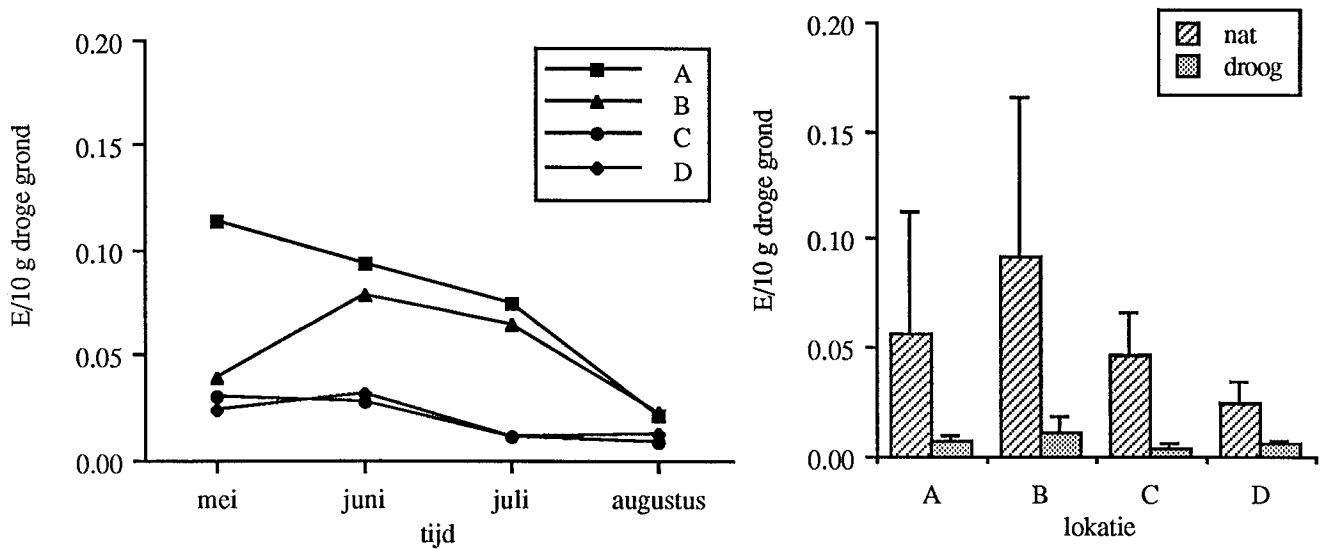
**Figuur 5.** De nitraatgehaltes (gemiddelde en standaarddeviatie) in mmol/kg van de grond uit de natte en droge bakken gevuld met grond van de A, B, C en D lokaties na 3 maanden incubatie.



**Figuur 6.** De urease-activiteit (gemiddelde en standaarddeviatie) in  $\mu\text{g N}/100$  mg droge grond van monsters uit de Klompenpan in het veld (links) en van de natte en droge bakken gevuld met grond van de A, B, C en D lokaties na 3 maanden incubatie (rechts).

#### 4.2.2 Totale bodemactiviteit

De **dehydrogenase-activiteit** is een maat voor de algemene microbiële bodemademhaling. In figuur 7 (links) is de dehydrogenase-activiteit van de bodem in mei, juni, juli en augustus weergegeven. De dehydrogenase-activiteit neemt in de diepte zeer duidelijk af ( $P < 0.001$ ) (niet weergegeven). De dehydrogenase-activiteit is in de vochtige (A en B) monsterplaatsen hoger dan in de droge (C en D) monsterplaatsen ( $P < 0.001$ ). In de tijd neemt de dehydrogenase-activiteit af ( $P < 0.001$ ). In de vernatte bakken is de dehydrogenase-activiteit hoger dan in de drogere bakken ( $0.01 \leq P < 0.05$ ) (figuur 7 rechts). Het vernatten van grond afkomstig van de droge C en D monsterplaatsen onder laboratoriumomstandigheden leidt tot een verhoging van de dehydrogenase-activiteit. Het iets droger worden van grond leidt tot een verlaging van de dehydrogenase-activiteit (de droge A en B bakken).



**Figuur 7.** De dehydrogenase-activiteit (gemiddelde en standaarddeviatie) in E/10g droge grond van monsters uit de Klompenpan in het veld (links) en van de natte en droge bakken gevuld met grond van de A, B, C en D lokaties na 3 maanden incubatie (rechts).

### 4.3 Bodemschimmels

Bodemschimmels spelen een belangrijke rol in de bodemactiviteit. In totaal zijn van de duinbodems 812 organische en minerale deeltjes ingezet waarvan 773 schimmels geïsoleerd zijn die tot 73 verschillende soorten behoren. In tabel 4 zijn de aangetroffen soorten weergegeven met het aantal isolaties van een soort en het percentage van het totaal aantal isolaties. *Penicillium*- en *Mortierella*-soorten zijn veel aangetroffen. De zes soorten die het meest voorkomen zijn *Cylindrocarpon destructans*, *Penicillium dierckxii*, *Penicillium janczewskii*, *Penicillium raciborskii*, *Penicillium simplicissimum* en *Trichoderma koningii*. Een groot aantal soorten (32) is slechts één- of tweemaal aangetroffen.



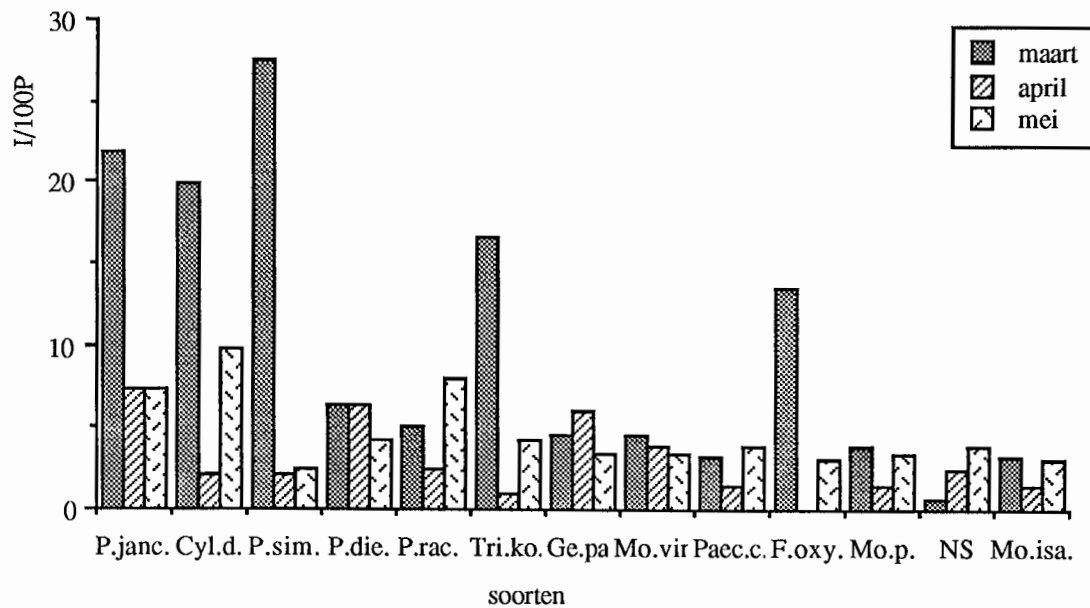
**Tabel 4.** Het aantal isolaties (n) en het percentage (%) van het aantal isolaties van alle soorten. NS zijn niet sporulerende schimmels die op grond van macroscopische en microscopische kenmerken zijn onderscheiden.

schimmelsoort	n	%
<i>Absidia glauca</i> Hagem	5	0.65
<i>Acremonium murorum</i> (Corda) W. Gams	9	1.16
<i>Acremonium verruculosum</i> W. Gams & Veenbaas-Rijks	1	0.13
<i>Acremonium</i> sp.	1	0.13
<i>Acroconidiellina</i> sp.	1	0.13
<i>Aureobasidium pullulans</i> (de Bary) Arnaud var. <i>melanogenum</i>	1	0.13
<i>Chrysosporium merdarium</i> (Link: Fr.) Carmichael	1	0.13
<i>Cladosporium cladosporioides</i> (Fresen.) de Vries	9	1.16
<i>Coniothyrium</i> sp.	2	0.26
<i>Cunninghamella elegans</i> Lendner	1	0.13
<i>Cylindrocarpon destructans</i> (Zinsm.) Scholten	70	9.06
<i>Cystodendron</i> sp.	3	0.39
DS	2	0.26
<i>Exophiala jeanselmei</i> Langeron	3	0.39
<i>Fusarium oxysporum</i> (Schlecht.) emend. Snyder & Hansen	22	2.85
<i>Geomyces pannorum</i> (Link) Sigler & Carmichael var. <i>pannorum</i>	38	4.92
<i>Geomyces pannorum</i> (Link) Sigler & Carmichael var. <i>asperulatus</i> (Sigler & Carmichael) van Oorschot	8	1.03
<i>Gongronella butleri</i> (Lendner) Peyronel & Dal Vesco	3	0.39
<i>Hormiactis candida</i> Höhnelt	1	0.13
<i>Mortierella alpina</i> Peyronel	2	0.26
<i>Mortierella elongata</i> Linnemann	11	1.42
<i>Mortierella exigua</i> Linnemann	2	0.26
<i>Mortierella gamsii</i> Mil'ko	2	0.26
<i>Mortierella humilis</i> Linnemann ex W. Gams	9	1.16
<i>Mortierella hyalina</i> (Harz) W. Gams	8	1.03
<i>Mortierella isabellina</i> Oudemans	20	2.59
<i>Mortierella minutissima</i> van Tieghem	3	0.39
<i>Mortierella parvispora</i> Linnemann	22	2.85
<i>Mortierella ramanniana</i> var. <i>ramanniana</i> (Möller) Linnemann	2	0.26
<i>Mortierella ramanniana</i> var. <i>angulispora</i> (Naumov) Linnemann	4	0.52
<i>Mortierella vinacea</i> Dixon-Stewart	31	4.01
<i>Mortierella</i> sp.	2	0.26
<i>Mucor circinelloides</i> van Tieghem var. <i>circinelloides</i>	2	0.26
<i>Mucor plumbeus</i> Bonorden	13	1.68
NS	40	5.18
<i>Oidiodendron flavum</i> Szilvinyi	11	1.42
<i>Oidiodendron griseum</i> Robak	12	1.55
<i>Oidiodendron periconioides</i> Morrall	6	0.78
<i>Paecilomyces carneus</i> (Duché & Heim) A.H.S. Brown & G.Smith	23	2.98
<i>Paecilomyces lilacinus</i> (Thom) Samson	1	0.13
<i>Paecilomyces marquandii</i> (Masse) Hughes	4	0.52
<i>Paecilomyces</i> sp.	3	0.39
<i>Penicillium brevicompactum</i> Dierckx	2	0.26
<i>Penicillium canescens</i> Sopp	4	0.52
<i>Penicillium concentricum</i> Samson et al.	1	0.13
<i>Penicillium cyclopium</i> Westling	2	0.26
<i>Penicillium daleae</i> Zaleski	1	0.13

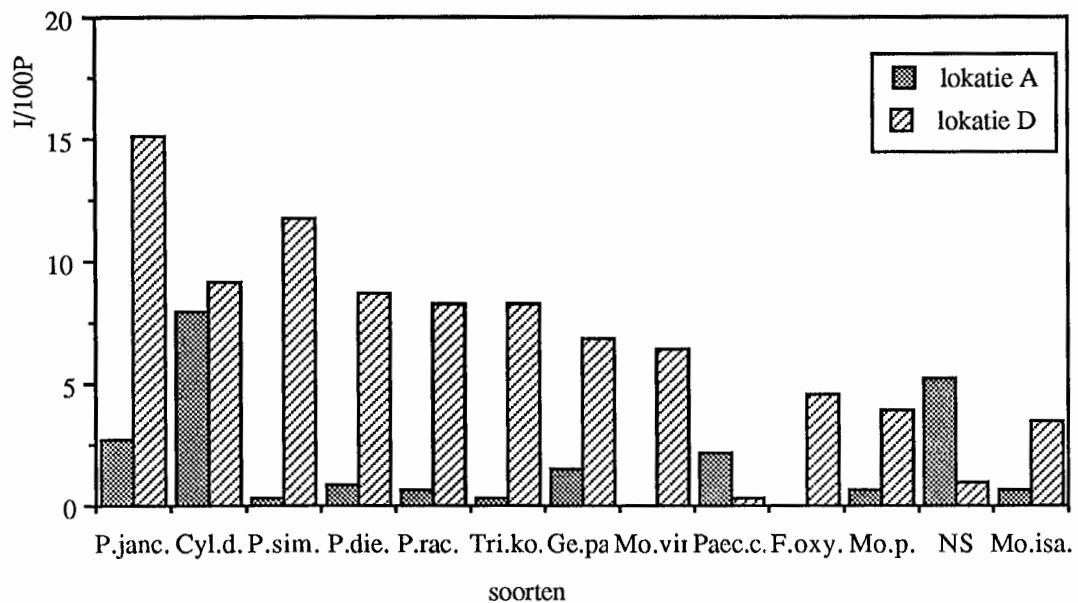
<i>Penicillium dierckxii</i> Biourge	45	5.82
<i>Penicillium glabrum</i> Wehmer	6	0.78
<i>Penicillium janczewskii</i> Zaleski	82	10.61
<i>Penicillium janthinellum</i> Biourge	16	2.07
<i>Penicillium melinii</i> Thom	1	0.13
<i>Penicillium paxilli</i> Bain.	12	1.55
<i>Penicillium purpurogenum</i> Stoll	1	0.13
<i>Penicillium raciborskii</i> Zaleski	42	5.43
<i>Penicillium restrictum</i> Gilman & Abbott	7	0.91
<i>Penicillium simplicissimum</i> (Oudemans) Thom	58	7.50
<i>Phoma leveillei</i> Boerema & Bollen	17	2.20
<i>Phomopsis</i> sp.	5	0.65
<i>Seimatosporium lichenicola</i> (Corda) Shoemaker & Müller	2	0.26
<i>Sporothrix inflata</i> de Hoog	3	0.39
<i>Staphylotrichum coccosporum</i> J. Meyer & Nicot	2	0.26
<i>Trichocladium asperum</i> Harz	1	0.13
<i>Trichoderma koningii</i> Oudemans	43	5.56
<i>Trichosporon beigelii</i> (Küchenm. & Rabenh.) Vuill.	2	0.26
<i>Verticillium chlamydosporium</i> Goddard var. <i>catenulatum</i> (Kamyschko ex Barron & Onions) W. Gams	2	0.26
<i>Verticillium lecanii</i> (Zimm.) Viégas	1	0.13
<i>Verticillium nigrescens</i> Pethybr.	1	0.13

In figuur 8 is voor de soorten die in totaal minimaal 20 keer werden aangetroffen het aantal isolaties per honderd deeltjes in de maanden maart, april en mei 1987 weergegeven. Uit deze figuur blijkt dat *Cylindrocarpon destructans*, *Fusarium oxysporum*, *Penicillium janczewskii*, *Penicillium simplicissimum* en *Trichoderma koningii* in maart meer werden aangetroffen dan in april en mei. In april zijn minder schimmels per deeltje geïsoleerd dan in de maanden maart en mei.

In figuur 9 is voor de meest voorkomende soorten het aantal isolaties per honderd deeltjes weergegeven van de grond uit de natte (A) en de droge (D) monsterplaats. De monsters genomen in de verschillende maanden zijn samen genomen. Uit deze figuur blijkt dat vrijwel alle schimmels meer voorkomen in de droge dan in de natte monsterplaats. *Cylindrocarpon destructans* is bijna evenveel aangetroffen op deeltjes uit de natte als op deeltjes uit de droge monsterplaats. Alleen *Paecilomyces carneus* en *NS* zijn op deeltjes uit de natte monsterplaats meer aangetroffen. Het gemiddeld aantal geïsoleerde schimmels per deeltje is in de natte monsterplaats lager dan in de droge monsterplaats. Bij de deeltjes uit de natte monsterplaats komt gemiddeld 0.47 schimmel per deeltje voor terwijl bij de deeltjes uit de droge monsterplaats 1.28 schimmels per deeltje voorkomen.



**Figuur 8.** Het aantal isolaties per honderd deeltjes ( $I/100D$ ) van soorten die minimaal twintigmaal ( $> 2.5\%$ ) geïsoleerd zijn. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen de verschillende maanden: maart, april en mei 1987. De afkortingen van de soortnamen zijn éénduidig en kunnen in tabel 4 opgezocht worden.



**Figuur 9.** Het aantal isolaties per honderd deeltjes ( $I/100D$ ) weergegeven van soorten die minimaal twintigmaal ( $> 2.5\%$ ) geïsoleerd zijn. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen de monsters uit de natte en uit de droge monsterplaats. De afkortingen van de soortnamen zijn éénduidig en kunnen in tabel 4 opgezocht worden.

## 5. Diskussie

Langs een hoogtegradiënt in de Klompenpan zijn naast duidelijke verschillen in vegetatie en grondwaterstand ook verschillen in bodemchemische eigenschappen, microbiële activiteit en de frekwentie van bodemschimmels waargenomen. De pH, de dikte van de humuslaag, natrium-, ijzer- en mangaangehaltes en microbiële activiteit zijn positief gecorreleerd met het vochtgehalte van de bodem. De stikstofgehaltes bleken negatief gecorreleerd met het vochtgehalte. Dit kan door een hogere mineralisatie in de natte delen verklaard worden maar tegelijkertijd moet rekening gehouden worden met het feit dat anaërobe omstandigheden tot denitrificatie kunnen leiden. Hierdoor verdwijnt stikstof uit het oecosysteem. In vochtige duinvalleien zijn slechts enkele plantesoorten (o.a. *Schoenus nigricans*) in staat de anaërobie bij hoge waterstanden te verlagen (Armstrong 1967). De hogere pH in de nattere delen van de vallei kan een positieve invloed hebben op de synthese van enzymen die bij de microbiële activiteit betrokken zijn. Vrijwel alle gemeten bodemparameters namen in de diepte af zoals voor bodems in drogere gebieden ook bekend is (Skujins 1973). De dehydrogenase- en urease-activiteit namen in de tijd af. Dit zou een gevolg kunnen zijn van de toenemende droogte die in de tijd optrad. Ook kan het stadium waarin het decompositieproces zich bevindt een rol spelen. Wanneer veel organisch materiaal al gemineraliseerd is, is de activiteit van de micro-organismen lager. Bij de uitgevoerde bepalingen werd slechts de activiteit van het enzym bepaald en niet de hoeveelheid enzym die aanwezig was. Bij één bepaalde hoeveelheid enzym kan de activiteit sterk schommelen (Hofmann & Pfitscher 1982).

De biologische activiteit van de bodemprocessen wordt vooral door schimmels en bacteriën bepaald. De meeste schimmels die in dit onderzoek geïsoleerd zijn, komen algemeen in bodems voor (Domsch *et al.* 1980) en zijn niet specifiek voor duinbodems. In dit onderzoek zijn veel schimmelsoorten aangetroffen, veel schimmels per deeltje geïsoleerd en slechts een klein aantal soorten is met een hoog percentage aangetroffen. Brown (1958) vond in een duingebied in Engeland hetzelfde en noemde het typerend voor de mycologische duinflora. Moreau & Moreau (1940) en Nicot (1958) vonden in duinen in Frankrijk echter een ander beeld.

De zes schimmelsoorten die het meest zijn aangetroffen zijn *Cylindrocarpon destructans*, *Penicillium dierckxii*, *Penicillium janczewskii*, *Penicillium raciborskii*, *Penicillium simplicissimum* en *Trichoderma koningii*. Een groot deel van de schimmels is echter slechts één- of tweemaal aangetroffen. Zowel het aantal soorten als het aantal isolaties van *Penicillium*- en *Mortierella*-soorten was groot en ook dat komt overeen met de resultaten van Brown (1958).

In de monsters uit het natte deel van de vallei zijn minder schimmels per deeltje en minder schimmelsoorten aangetroffen dan in de monsters uit het drogere deel. Vernatting kan bij afwezigheid van planten met radiaal zuurstofverlies tot een verlaging van de mycologische diversiteit leiden door het ontstaan van anaërobe omstandigheden. Hoewel in de natte monsterplaats minder schimmels zijn waargenomen, is de microbiële activiteit daar hoger. Mogelijk wordt de hogere microbiële activiteit in de natte bakken in vergelijking met de droge monsterplaats verklaard door een verhoogde activiteit van aëroob levende bacteriën. De toename van het vochtgehalte kan de zuurstofvoorziening in de bodem en daarmee ook de speciatie van stikstof veranderen (Ponnamperuma 1972). Binnen de dominante schimmelsoorten heeft *Trichoderma koningii* een

voorkeur voor amino-stikstof, ureum en ammonium (Danielson & Davey 1973) terwijl *Penicillium simplicissimum* met nitraat als stikstofbron kan groeien (Sappa 1955). Deze verschillen in voorkeur voor stikstofbronnen kan de mineralisatie sterk beïnvloeden.

In maart werden de soorten *Cylindrocarpon destructans*, *Penicillium janczewskii*, *Penicillium raciborskii*, *Penicillium simplicissimum* en *Trichoderma koningii* meer aangetroffen dan in april en mei. Bodemschimmels kunnen seizoensfluctuaties vertonen (o.a. Clarke & Christensen 1981). Het minder voorkomen van deze soorten in april en mei kan samenhangen met de waargenomen afname van de bodemaktiviteit in de tijd.

Uit het kasexperiment blijkt dat het veranderen van het vochtgehalte van de bodem tot veranderingen in de mineralisatie leidt. De veranderingen die in de mineralisatie optreden ten gevolge van vernatten zijn afhankelijk van het oorspronkelijk vochtgehalte. Het vernatten van oorspronkelijk droge (C en D) grond heeft weinig invloed op de afbraak van organisch materiaal. Het vernatten van oorspronkelijk vochtige (A en B) grond leidt echter tot een versnelde mineralisatie vergeleken bij de bakken waarbij het vochtgehalte rond het oorspronkelijke vochtgehalte (= droog) gehouden werd. De toename in het totaal stikstofgehalte ten opzichte van het veld wordt veroorzaakt door het toegevoegde strooisel. Bij een hoger totaal stikstofgehalte kan bij een snelle mineralisatie meer stikstof voor de planten beschikbaar komen. In eerste instantie zal bij vernatten niet veel nitraat voor planten beschikbaar komen. Wanneer echter daarna het vochtgehalte lager wordt (in de zomer door verdamping), komt veel nitraat voor de planten beschikbaar. Tussen de vernatte A bakken zijn grote verschillen in stikstof-, koolstofgehaltes en dehydrogenase-aktiviteit waargenomen (grote standaarddeviaties) ondanks dat de vochtgehaltes weinig verschilden. Het verhogen van het vochtgehalte leidt niet altijd tot dezelfde veranderingen in mineralisatie. Ook het bodemtype en de aanwezige vegetatie zullen een belangrijke rol spelen bij de effecten van vernatting.

In dit onderzoek zijn de effecten van vernatting op bodemprocessen onderzocht in afwezigheid van planten. In een nu lopend onderzoek worden de effecten van een hoge grondwaterstand op groei van Knopbies en Duinriet onderzocht.

Om het vernattingsproces in de duinen optimaal te laten verlopen lijkt het noodzakelijk dat nog een relict duinvalleivegetatie aanwezig is. Soorten als Knopbies (*Schoenus nigricans*) en *Juncus*-soorten kunnen door radiaal zuurstofverlies uit wortelaërenchym de bodem rondom de wortel geoxideerd houden. Bij het ontbreken van deze soorten zullen bij verhoging van de grondwaterstand eerder anaërobe omstandigheden ontstaan waardoor zowel de microbiële aktiviteit als de mycologische diversiteit af kunnen nemen. Bovendien zullen de minder overstromingstolerante plantesoorten tengevolge van zuurstofgebrek of het ontstaan van toxische verbindingen (sulfide) afsterven (Schat 1982). Dit proces zal tot een plotselinge accumulatie van dood organisch materiaal leiden. Wanneer de grondwaterstand in de zomer daalt en aërobe omstandigheden ontstaan, kan dit tot een enorme toename in voor de plant beschikbare nutriënten leiden. Deze toename is een gevolg van versnelde mineralisatie (o.a. nitraat; zie hierboven). Hiervan kunnen mogelijk de min of meer verruigende soorten zoals Duinriet profiteren (Van Dijk 1984), hetgeen de vestiging van de oorspronkelijke valleisoorten aanzienlijk zal bemoeilijken.

## 6. Conclusies

Uit het kas- en het veldexperiment blijkt dat het vochtgehalte van de bodem en daarmee ook de grondwaterstand een grote invloed heeft op de processen die bij de decompositie en mineralisatie betrokken zijn. De microbiële activiteit en de stikstofgehalten nemen toe bij een verhoging van het vochtgehalte van de bodem. Deze toename is echter afhankelijk van het vochtgehalte van de grond vóórdat vernatting optreedt. De veranderingen in de bodemactiviteit vinden met name plaats in de lager gelegen, en dus vochtiger, delen van het transekt. De situatie is daar vaak niet éénduidig. Dit komt ook tot uitdrukking in de grote verschillen in gehalten van de bepaalde bodemparameters tussen de monsters en bakken afkomstig van éénzelfde lokatie vergeleken met de verschillen tussen monsters en bakken van hoger gelegen lokaties. In droge delen zal vernatting niet meteen tot een verhoging van de bodemactiviteit leiden. In natte delen leidt verhoging van de grondwaterstand echter tot een hogere mineralisatiesnelheid. Fluctuaties in de grondwaterstand zullen door de veranderingen in mineralisatiesnelheid snel tot verhoogde beschikbaarheid van nutriënten kunnen leiden.

## 7. Literatuur

- Ahrens, E. (1977) Beitrag zur Frage der Indikatorfunktion der Bodenmikroorganismen am Beispiel von drei verschiedenen Nutzungsstufen eines Sandbodens. *Soil Biol. Biochem.* 9: 185-191.
- Armstrong, W. (1967) The use of polarography in the assay of oxygen diffusing from roots in anaerobic media. *Physiol. Plant.* 20: 540-553.
- Bakker, T.W.M., Klijn, J.A. en Zadelhoff, F.J. (1979) *Nederlandse kustduinen; Landschapsoecologie*. Pudoc, Wageningen.
- Brown, J.C. (1958) Soil fungi of some British sand dunes in relation to soil type and succession. *J. Ecol.* 46: 641-664.
- Clarke, D.C. en Christensen, M. (1981) The soil microfungus community of a South Dakota grassland. *Can. J. Bot.* 59: 1950-1960.
- Danielson, R.M. en Davey, C.B. (1973) Carbon and nitrogen nutrition of *Trichoderma*. *Soil Biol. Biochem.* 5: 505-515.
- Domsch, K.H., Gams, W. en Anderson, T.H. (1980) *Compendium of Soil Fungi, 1&2*. Academic Press, London.
- Ernst, W.H.O. en Van Der Ham, N.F. (1988) Population structure and rejuvenation potential of *Schoenus nigricans* in coastal wet dune slacks. *Acta Bot. Neerl.* 37: 451-465.
- Farwell, S.O., Sherrard, A.E., Pack, M.R. en Adams, D.F. (1979) Sulfur compounds volatilized from soils of different moisture contents. *Soil Biol. Biochem.* 11: 411-415.
- Gams, W. (1977) A key to the species of *Mortierella*. *Persoonia* 9: 381-391.
- Gams, W. en Domsch, K.H. (1967) Beiträge zur Anwendung der Bodenwaschtechnik für die Isolierung von Bodenpilzen. *Arch. Mikrobiol.* 58: 134-144.
- Gams, W., Van Der Aa, H.A., Van Der Plaats-Niterink, A.J., Samson, R.A. en Stalpers, J.A. (1987) *CBS course of mycology*. Centraalbureau voor Schimmelcultures, Baarn, 3rd edition.
- Grootjans, A.P., Hendriksma, P., Engelman, M. en Westhoff, V. (1988) Vegetation dynamics in a wet dune slack I: rare species decline on the Waddenisland of Schiermonnikoog in the Netherlands. *Acta Bot. Neerl.* 37: 265-278.
- Hoffman, J. en A. Pfitscher (1982) Korrelationen von Enzymaktivitäten im Boden. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd.* 145: 36-41.
- Kiene, R.P. en Taylor, B.F. (1988) Biotransformations of organosulphur compounds in sediments via 3-mercaptopropionate. *Nature* 332: 148-150.
- Kirsten, W.J. (1979) Automatic methods for the simultaneous determination of carbon, hydrogen, nitrogen, and sulfur, and for sulfur alone in organic and inorganic materials. *Anal. Chem.* 51: 1173-1179.

- Moreau, M. en Moreau, F. (1940) Première contribution à l'étude de la microflore des dunes. *Rev. Mycol.* 4-6: 50-94.
- Nicot, J. (1958) Quelques micromycètes des sables littoraux. *Bull. Soc. Mycol. Fr.* 74: 221-235.
- Pitt, J.I. (1979) *The genus Penicillium and its teleomorphic states Eupenicillium and Talaromyces*. Academic Press, London.
- Ponnamperuma, F.N. (1972) The chemistry of submerged soils. *Advan. Agron.* 24 : 29-96.
- Rozema, J., Laan, P., Broekman, R., Ernst, W.H.O. en Appelo, C.A.J. (1985) On the lime transition and decalcification in the coastal dunes of the province of North Holland and the island of Schiermonnikoog. *Acta Bot. Neerl.* 34: 393-411.
- Sappa, F. (1955) La micoflora del terreno quasi elemento strutturale delle communita vegetali. I. Saggi metodologici sul Calluneto di S. Francesco al Campo (Torrino). *Allionia* 2: 293-345.
- Schat, H. (1982) *On the ecology of some Dutch dune slack plants*. Proefschrift, Vrije Universiteit Amsterdam.
- Skujins, J. (1973) Dehydrogenase: An indicator of biological activities in arid soils. *Bull. Ecol. Res. Commer.* (Stockholm) 17: 235-247.
- Sokal, R.R. en F.J. Rohlf (1981) *Biometry*. Freeman and Company, San Francisco.
- Steubing, L. (1965) *Pflanzenökologisches Praktikum*. Verlag Parey, Berlin, Hamburg.
- Stevenson, I.L. (1959) Dehydrogenase activity in soils. *Can. J. Microbiol.* 5: 229-235.
- Van Diggelen, J. (1988) *A comparative study on the ecophysiology of salt marsh halophytes*. Proefschrift, Vrije Universiteit Amsterdam.
- Van Dijk, H.W.J. (1984) *Invloeden van Oppervlakte-Infiltratie ten behoeve van Duinwinning op Kruidachtige Oevervegetaties*. Proefschrift, Rijksuniversiteit Leiden.
- Westhoff, V. en Held, A.J. den (1969) *Plantengemeenschappen in Nederland*. Thieme, Zutphen.

# Een vegetatiemodel voor vochtige duinvalleien

V. Noest

*N.V. Duinwaterbedrijf Zuid-Holland, Postbus 710, 2501 CS Den Haag.*

F. van der Meulen

*Fysisch Geografisch en Bodemkundig Laboratorium, Univ. van Amsterdam, Dapperstraat 115, 1093 BS Amsterdam.*

## Samenvatting

*Door het Duinwaterbedrijf Zuid-Holland is de afgelopen jaren gewerkt aan de ontwikkeling van een vegetatiemodel. Dit model heeft tot taak om de hydrologische gevolgen van een bepaalde bedrijfsvoering door te rekenen naar de consequenties voor het ecosysteem van vochtige, voedselarme duinvalleien. Doel hiervan is om een meer kwantitatieve benadering van de afstemming van waterwinning en natuurbehoud mogelijk te maken. Eén van de pijlers van dit model is een hydrologisch model, dat de gevolgen berekent van een verandering in de bedrijfsvoering voor de geohydrologie.*

*Tot nu toe kunnen de ecologische gevolgen van zo'n verandering slechts globaal worden aangegeven. Wanneer echter aan dit hydrologische model een vegetatiemodel gekoppeld wordt (om zo het Interactie-model Hydrologie - Vegetatie te vormen), zal deze ecologische voorspelling beter kunnen plaatsvinden. Daarmee is dit model een belangrijk werktuig bij de optimalisatie van waterwinning en natuurbehoud.*

*Een dergelijk model is van twee kanten gezien aantrekkelijk: het verschaft inzicht in de gevolgen van hydrologische ingrepen op de vegetatie; omgekeerd geredeneerd kunnen vanuit de natuur nu bepaalde ecologische bestaansvoorwaarden geformuleerd worden die als randvoorwaarden dienen voor de hydrologische bedrijfsvoering. Vooralsnog zal het model zich beperken tot het milieu van vochtige duinvalleien, die jaarlijks gemaaid worden. In die zin is het wellicht korrekter om te spreken over een vegetatie-managementmodel, aangezien de natuurlijke successie van grasland tot struweel of bos buiten beschouwing wordt gelaten.*

## 1. Inleiding

De hoge natuurwaarde van vochtige, voedselarme duinvalleien is in eerdere bijdragen in deze bundel al uitvoerig toegelicht (Louman en Slings), evenals de bedreigingen, waaraan dit ecosysteem blootstaat (vergraving, waterwinning, eutrofiëring). Ook het zogeheten regeneratiebeleid en het daarbij behorende hydrologische herstel van vochtige duinvalleien is eerder ter sprake gekomen. Dit regeneratiebeleid vormde de aanleiding om tot de ontwikkeling van het Interactiemodel Hydrologie - Vegetatie over te gaan.

De werkzaamheden voor dit project zijn gestart in april 1987, met een geplande duur van 3 jaar. Deze bijdrage bestaat dan ook voornamelijk uit een beschrijving van de dataset, de opzet van het onderzoek, enkele voorlopige resultaten en de huidige stand van zaken van het project. Meer gedetailleerde resultaten zullen in een later stadium gepubliceerd worden.



## 2. Personele bezetting / uitvoering

Binnen het Duinwaterbedrijf Zuid-Holland wordt er door twee Hoofdafdelingen gewerkt aan het Interaktiemodel Hydrologie - Vegetatie. De afdeling Terreinbeheer (V. Noest) ontwikkelt het vegetatiemodel, terwijl de koppeling met en de aanpassing van het bestaande hydrologische model wordt uitgevoerd door de afdeling Productie (H. de Jonge). Voor de methodische en ecologische begeleiding van het project is een samenwerkingsverband opgezet met de Universiteiten van Amsterdam (F. van der Meulen) en Uppsala, Zweden (E. van der Maarel) en met het Instituut voor Oecologisch Onderzoek te Oostvoorne (D. van der Laan).

## 3. Dataset

### 3.1 Vegetatie

De voor het onderzoek benodigde gegevens zijn afkomstig uit 2 gebieden: Voorne's duin en Meijendel. In Voorne's duin heeft D. van der Laan sedert 1964 regelmatig vegetatieopnamen gemaakt. In totaal gaat het hierbij om circa 1400 opnamen, waarin 346 verschillende plantesoorten voorkomen. Alle opnamen zijn gemaakt in vochtige valleien, die jaarlijks gemaaid worden.

Voor het kwelplassengebied van Meijendel kon gebruik gemaakt worden van opnamemateriaal uit eerdere studies (den Hoed *et al.* 1987; van Dijk 1984). Bovendien zijn hier in de zomers van 1987 en 1988 aanvullende opnamen gemaakt.

Een deel van deze opnamen is buiten de bewerkingen gehouden en zal in een later stadium als onafhankelijke dataset dienen voor de toetsing van het uiteindelijke vegetatiemodel. Het kwelplassengebied is een van de belangrijkste gebieden in Meijendel voor toepassing van het model.

De opnamegegevens bestaan uit een gedetailleerde beschrijving van de structuur van de vegetatie, een complete soortenlijst en het bedekkingspercentage per soort volgens de uitgebreide Braun-Blanquet-schaal (Westhoff & van der Maarel 1973). In een later stadium is deze Braun-Blanquet-schaal omgezet in de ordinale 1 - 9 schaal (van der Maarel 1979)

### 3.2 Lokatiegegevens

Aan iedere opname zijn waarden toegekend voor de volgende variabelen:

- afstand tot de buitenste duinenrij (o.a. in verband met de invloed salt spray)
- hoogteligging ten opzichte van NAP
- ouderdom van de duinvallei (aantal jaren sinds begin vegetatiesuccessie)

### 3.3 Grondwater

Alle vegetatieopnamen gaan vergezeld van langlopende (sinds 1960) registraties van de grondwaterstand in nabijgelegen peilbuizen. De frequentie van registratie is eens per 14 dagen. Uit deze peilbuisgegevens en de maaiveldhoogten zijn de volgende grondwaterparameters afgeleid, waarvan verwacht kan worden dat zij voor de vegetatie van belang zullen zijn (van der Laan 1978, 1979, 1985; van der Maarel et al. 1985; Schat 1982):

- hoogste en gemiddelde grondwaterstand in de winter
- laagste en gemiddelde grondwaterstand in het groeiseizoen
- aantal dagen inundatie in de winter
- aantal dagen inundatie in het groeiseizoen
- aantal dagen met grondwaterstand meer dan 30 cm beneden maaiveld
- totale seizoensfluctuatie.

Deze parameters zijn berekend in drie "versies":

- voor het jaar van de vegetatieopname
- voor het jaar voorafgaande aan de opname
- als gemiddelden voor de 5 jaren voorafgaande aan het jaar van opname

Hierbij zijn de voor de vegetatie relevante seizoenen als volgt gedefiniëerd:

gehele seizoen: 6 oktober - 5 oktober

winter: 6 oktober - 5 april

groeiseizoen: 6 april - 5 oktober

### 3.4 Klimaat

Noch van Voorne's duin, noch van Meijendel zijn volledige meteorologische meetreeksen beschikbaar over de gehele periode 1964 - 1988. De enige goed toegankelijke bron voor klimatologische parameters vindt men in de maandoverzichten van het KNMI. Weliswaar staan duinterreinen bekend om de grote lokale verschillen in micro-klimaat, maar dit probleem doet zich toch het sterkst voor in sterk geaccidenteerde terreinen (noord- en zuidhellingen). Alle vegetatieopnamen in dit onderzoek zijn gelokaliseerd in min of meer vergelijkbare situaties: vrij vlakke, open duinvalleien met een korte (gemaaide) vegetatie en met het grondwater in de buurt van het maaiveld. Dit levert een relatief gematigd (Bakker *et al.* 1979) en voor alle valleien onderling redelijk vergelijkbaar microklimaat op. Daarom lijkt het aanvaardbaar om te werken met de gegevens van de kuststations van het KNMI.

De dagelijkse hoeveelheid neerslag is in Voorne's duin en Meijendel wel geregistreerd. Correlatie-onderzoek met de neerslaggegevens van Zierikzee, Vlissingen, Hoek van Holland/Naaldwijk en Valkenburg (ZH) wees uit, dat de neerslag in Voorne's duin het sterkst overeenkomt met die in Hoek van Holland en de neerslag in Meijendel met Valkenburg. Besloten is dan ook om de overige klimatologische parameters van die stations te gebruiken.

Uit literatuur (bv. Hunt *et al.* 1985) komt naar voren, dat vochtbeschikbaarheid en temperatuur de belangrijkste klimatologische variabelen zijn bij het verklaren van de soortsaamenstelling van de vegetatie. Gekozen is voor de volgende variabelen:

- het maandelijks gemiddelde van de:
  - gemiddelde dagtemperatuur
  - dagelijkse minimumtemperatuur
  - dagelijkse maximumtemperatuur
  - relatieve luchtvochtigheid
- totale maandelijks neerslag
- het aantal dagen per maand met:
  - gemiddelde temperatuur < 0° C.
  - minimumtemperatuur < 0° C. (nachtvorst)
  - maximumtemperatuur < 0° C. (ijsdag)
  - sneeuwval (isolerende werking).

Deze maandgegevens zijn, voor de 18 maanden voorafgaande aan de datum van opname, als variabele toegevoegd aan iedere opname. Zo is het mogelijk om het optreden van bv. een extreem koud voorjaar of natte herfst te koppelen aan de soortsaamenstelling van de vegetatie in het volgende jaar (na-ijl-effekt).

### 3.5 Biotiek

Wanneer het voorkomen van individuele plantesoorten voorspeld gaat worden aan de hand van de abiotische milieuvariabelen alleen, wordt voorbijgegaan aan de interacties tussen soorten binnen een vegetatie. Zeker is, dat dergelijke interacties bestaan, maar gedetailleerde gegevens hierover zijn nauwelijks beschikbaar (zie echter Schat 1982). Van enkele plantesoorten/families zijn wel kwalitatieve gegevens bekend over de invloed, die zij op de overige soorten kunnen hebben. Van iedere vegetatieopname is dan ook bepaald:

- Totale biomassa (afgeleid uit totale bedekkingspercentage van de vegetatie en de hoogte van de verschillende struktuurlagen). De biomassa levert een ruwe maat voor de hoeveelheid schaduw binnen een opname.
- Biomassa van *Salix repens* (Kruipwilg). Deze soort vormt een zeer zure, moeilijk afbreekbare humus.
- Biomassa van *Hippophaë rhamnoides* (Duindoorn). Bij duindoorn vindt stikstoffixatie plaats in wortelknolletjes. Dit kan weer als stikstofbron voor andere planten fungeren.
- Bedekkingspercentage van de mossen. Deze is een maat voor de kiemingscondities van hogere planten (cf. Klinkhamer & de Jong 1988)

### 3.6 Bodem

Circa 260 vegetatieopnamen gaan vergezeld van een eenmalige bodembemonstering. Bemonstering geschiedde per 10 cm diepte, onafhankelijk van de horizontontwikkeling in de bodem. De bemonstering werd gestopt als het moedermateriaal (C-horizont) bereikt was. Aan de bodemmonsters zijn de volgende bepalingen verricht:

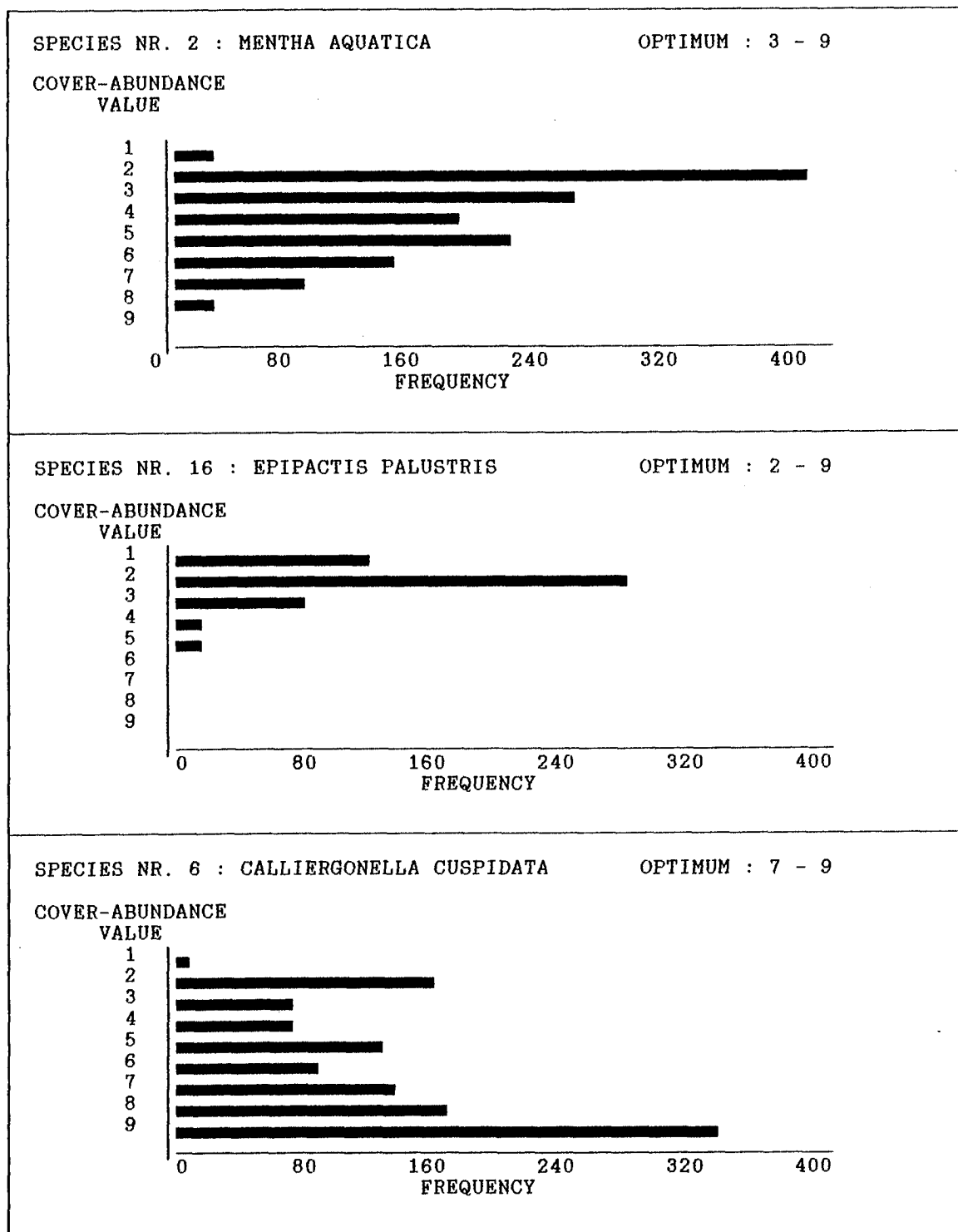
- dikte A-horizont
- humusgehalte
- pH (KCl en H<sub>2</sub>O)
- CaCO<sub>3</sub>
- totaal N
- totaal P
- K, Na, Mg, Ca
- Cl
- geleidend vermogen
- volumegewicht

Voor een beschrijving van de analysemethode zie Hornstra (1987).

## 4. Opzet onderzoek

De globale opzet van het onderzoek is als volgt: allereerst is uit de veelheid van milieuvariabelen een selectie gemaakt. Met behulp van classificatie (TWINSPAN; Hill 1979) en correspondentie-analyse (CANOCO; ter Braak 1987) is bepaald, welke milieuvariabelen de grootste invloed uitoefenen op het voorkomen van de duinvallei-soorten in de dataset. Vervolgens zal voor iedere soort apart dmv. logistische regressie het verband beschreven worden tussen het voorkomen van die soort en de waarde van de afzonderlijke milieuvariabelen.

Hierbij moet wel bedacht worden, dat niet alle hierboven genoemde milieuvariabelen gebruikt kunnen worden om het al dan niet voorkomen van de soorten te berekenen. Een aantal variabelen (mn. de klimatologische) is zelf onvoorspelbaar. Zij kunnen dus wel gebruikt worden om een waargenomen soortensamenstelling te verklaren, maar niet om een voorspelling op te baseren. Het basis voorspelmodel zal dan ook alleen gebruik kunnen maken van variabelen die ofwel vast liggen (lokatiegegevens, zie 3.2) ofwel berekend kunnen worden (bv. de gemiddelde inundatieduur in de winter bij een bepaald hydrologisch beheer en onder standaard klimatologische omstandigheden). Door vervolgens aan te geven wat het effect is van de 'onvoorspelbare' variabelen en fluktuaties rond de gemiddelde waarden, kan de basis-voorspelling verder genuanceerd worden.



**Figuur 1.** Frequentieverdeling van de bedekkingswaarden van *Mentha aquatica* (Watermunt), *Epipactis palustris* (Moeraswespenorchis) en *Calliergonella cuspidata* (Puntmos), uitgedrukt in de ordinale 1 - 9 schaal.

## 5. Voorlopige resultaten

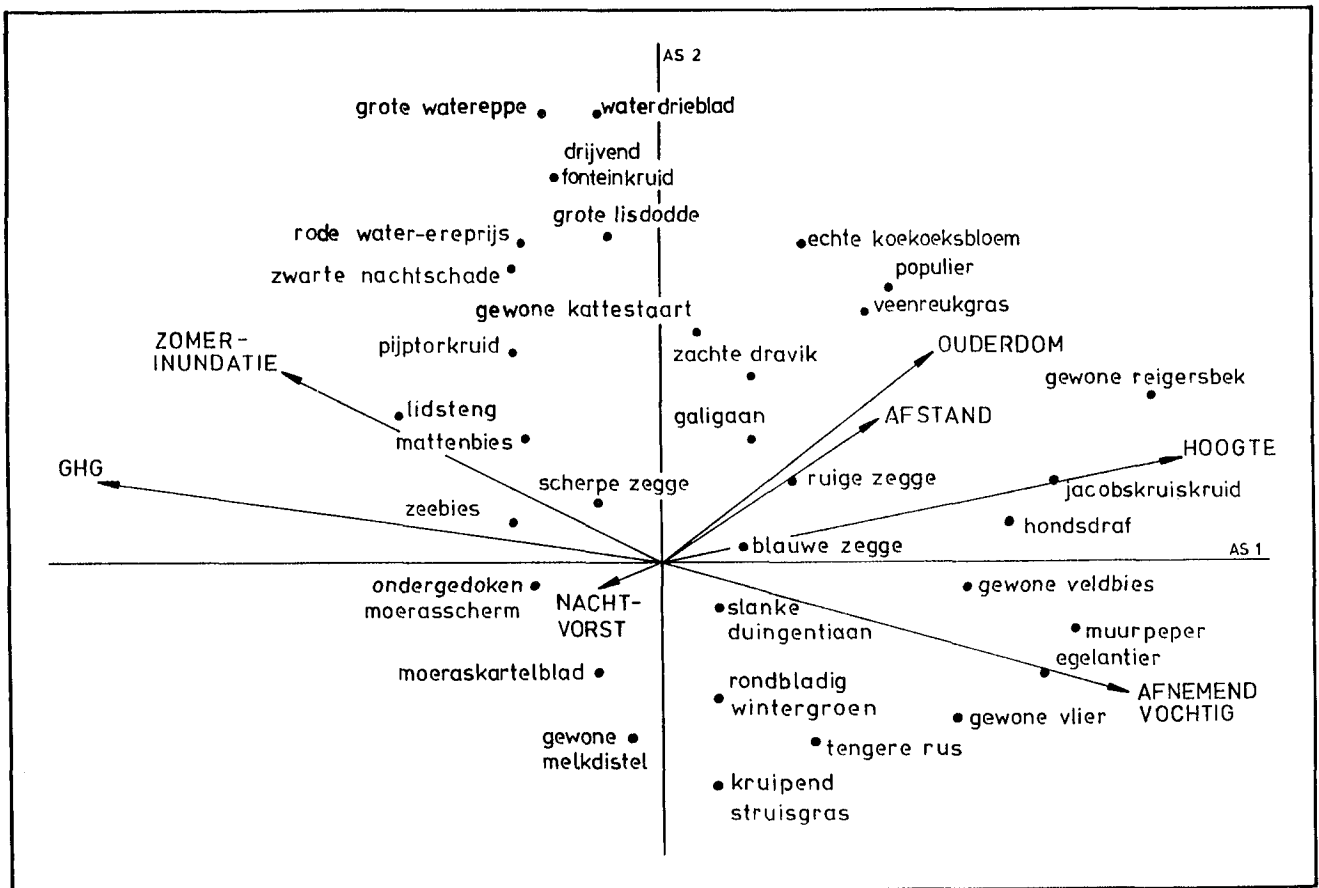
Een algemeen probleem bij de multivariate analyse van vegetatiegegevens is, dat er een impliciete ongelijkheid bestaat tussen verschillende plantesoorten. Een aantal, doorgaans zeer algemene, soorten bereikt veelvuldig hoge bedekkingswaarden, terwijl andere soorten ook onder optimale condities vrijwel nooit meer dan 5 % bedekking halen. Juist deze laatste soorten zijn vaak specifieke soorten van vochtige duinvalleien. Opties binnen de bestaande programmatuur (TWINSPAN, CANOCO) om soortscores te standariseren (bijvoorbeeld naar soortsmaximum) bieden hiervoor geen voldoende oplossing. Om dit probleem te ondervangen is een transformatie-methode ontwikkeld, waarbij voor iedere soort onderscheid wordt gemaakt tussen optimale en suboptimale bedekkingswaarden (Noest *et al.* 1989). Dit optimum is per soort vastgesteld op grond van de frequentieverdeling van de bedekkingswaarden in de totale dataset (figuur 1). Waar nodig zijn aanvullende datasets gebruikt voor die soorten, die hun optimum niet bereiken in de dataset van Voorne of Meijndel. Figuur 1 toont de frequentieverdeling van de bedekkingsscores en de optima voor 3 soorten. Voor *Mentha aquatica* (Watermunt) ligt het optimum bij score 3 en hoger, alhoewel de modus van de verdeling bij score 2 ligt. Voor *Epipactis palustris* (Moeraswespenorchis) begint het optimum vanaf score 2, maar voor *Calliergonella cuspidata* (Puntmos) pas vanaf 7. Optimale scores worden getransformeerd tot de waarde '9', suboptimale scores krijgen een '1'. Zo krijgen alle optimale voorkomens van de soorten hetzelfde gewicht in de analyses, ook al kan hun actuele bedekkingswaarde in het veld sterk verschillen.

### 5.1 Correspondentie-analyse

Binnen de numerieke vegetatiekunde zijn een aantal onderzoeksmethoden ontwikkeld, die speciaal bedoeld zijn om het verband aan te geven tussen de soortensamenstelling van de vegetatie en de milieu-omstandigheden ter plaatse. Eén van de meer recente methoden, Canonische Correspondentie Analyse (ter Braak 1986), plaatst alle soorten in een zogenaamd ordinatiediagram, zodanig, dat de spreiding van de soorten binnen het diagram maximaal is (figuur 2).

De soorten worden in dit diagram gerepresenteerd door een punt, de milieuvariabelen door een pijl (vector). Iedere pijl in het diagram representeert een milieu-as en de soorten moeten op deze milieu-assen geprojecteerd worden. De positie van een soortprojectie op een milieu-as geeft aan, hoe een soort reageert op de milieuvariabele, die door de as wordt voorgesteld. Zo toont het diagram van figuur 2 dat *Erodium cicutarium* (Gewone reigersbek), *Lychnis flos-cuculi* (Echte koekoeksbloem) en *Senecio jacobaea* (Jacobskruiskruid) vooral voorkomen in de oudere valleien, die verder van de kust af liggen. *Apium inundatum* (Ondergedoken moerasscherm), *Scirpus maritimus* (Zeebies) en *Hippuris vulgaris* (Lidsteng) zijn voorbeelden van soorten, die gecorreleerd zijn met een hoge grondwaterstand. De lengte van de pijlen geeft het belang van de milieuvariabelen aan; zo blijkt dat de hoofdas van variatie een vochtgradiënt is.

De hoek tussen de pijlen is een maat voor de onderlinge correlatie tussen de milieuv variabelen: hoe kleiner de hoek, hoe groter de correlatie. Ouderdom van de duinvallei en afstand tot de kust zijn duidelijk hoog gecorreleerd.



**Figuur 2.** Ordinatie diagram van de duinvallei-data. Slechts een beperkt aantal soorten zijn in het diagram weergegeven, evenals de belangrijkste milieuv variabelen (inflatiefactor < 5). Betekenis van de variabelen:

<b>OUDERDOM</b>	Ouderdom van de duinvallei
<b>AFSTAND</b>	Afstand tot de eerste duinenrij
<b>HOOGTE</b>	Hoogteligging tov. NAP.
<b>GHG</b>	Gemiddeld hoogste grondwaterstand
<b>AFNEMEND VOCHTIG</b>	Aantal dagen in de zomer met grondwater meer dan 30 cm beneden maaiveld
<b>ZOMER-INUNDATIE</b>	Aantal dagen in de zomer met grondwater boven maaiveld
<b>NACHTVORST</b>	Aantal dagen in het voorjaar (maart - mei) met minimumtemperatuur < 0° C.

De tweede as van variatie is wat minder duidelijk te interpreteren dan de eerste as. Vermoedelijk wordt deze vooral bepaald door het nutriëntengehalte in de bodem. De variabelen die de voedselrijkdom beschrijven (zie 3.6 bodem) zijn in deze analyse nog niet gebruikt, vanwege het relatief gering aantal waarnemingen ten opzichte van de overige variabelen.

De hierboven beschreven correspondentie analyse heeft ons getoond, welke milieuvariabelen de grootste rol spelen bij het verklaren van de variatie in de soortsaamenstelling van de duinvallei-vegetatie als geheel. Als belangrijkste variabelen kunnen daarbij de grondwaterstand en enkele daaruit afgeleide variabelen (met name inundatieduur) genoemd worden, terwijl de ouderdom van de vallei (veelal primaire versus secundaire valleien) een tweede belangrijke variabele is. Voor individuele soorten kan deze rangorde van de milieuvariabelen echter heel anders blijken te zijn.

## 5.2 Regressie-analyse

Regressie-analyse is een geschikte methode om de relatie tussen het voorkomen van een plantesoort en de waarden van de milieuvariabelen te kwantificeren. De aard van de vegetatiegegevens is echter zodanig, dat de meest gebruikte regressiemethode (op basis van 'kleinste kwadraten') niet toegepast kan worden. De bedekkingswaarden van de soorten worden namelijk genoteerd volgens een ordinale schaal, die van 0 tot 9 loopt. Het kenmerk van een ordinale schaal is, dat de intervallen tussen de waarden niet vast liggen; het verschil tussen 3 en 4 hoeft niet even groot te zijn als tussen 8 en 9. Voor de meest gangbare regressietechnieken is dit echter een vereiste. Gekozen is voor het toepassen van logistische regressie (McCullagh & Nelder 1983) met behulp van de procedure CATMOD in het statistische pakket SAS (SAS Institute Inc. 1982). Hiermee worden per soort 2 vergelijkingen opgesteld: allereerst wordt de kans op het voorkomen van een soort berekend (presentie/absentie), vervolgens wordt de kans op een optimale versus sub-optimale presentie berekend, dwz. het voorkomen met een 1 of een 9. De komende tijd zal begonnen worden met het opstellen van deze regressievergelijkingen voor een honderdtal soorten. Over de resultaten daarvan kan dus pas in een later stadium bericht worden.

## 6. Aansluiting met hydrologisch model

De voor het vegetatiemodel benodigde hydrologische parameters moeten aangeleverd worden door het hydrologisch model. Tot nog toe gebruikt het DZH het grondwaterstromingsmodel TRIWACO. Dit model berekent op regionale schaal onder meer de hoogte van het freatisch vlak en het grondwaterstromingspatroon. TRIWACO is een stationair model. Dit houdt in, dat per knooppunt in het model één vaste waarde voor bv. de hoogte van het freatisch vlak wordt berekend. Fluctuaties van het freatisch vlak in de tijd worden dus niet berekend. Alle voor de vegetatie relevante grondwaterparameters zijn echter gedefiniëerd in een bepaalde periode van het jaar: grondwaterstand in de winter, aantal dagen inundatie in de zomer. etc. Dit maakt het noodzakelijk om het huidige hydrologische model uit te breiden met een dynamische berekening van de diverse parameters. Aan deze uitbreiding wordt momenteel gewerkt.

Een ander knelpunt is het schaalverschil, zowel in het horizontale als het verticale vlak. Het ruimtelijke patroon van knooppunten, zoals dat door het huidige TRIWACO-model gegenereerd wordt, moet ter plaatse van het kwelplassengebied in Meijndel aanzienlijk verdicht worden. Ook de nauwkeurigheid, waarmee de hoogte van het freatisch vlak wordt berekend, moet vergroot



worden. Hiertoe zal een aparte module in het TRIWACO-model worden opgenomen, die rekening houdt met gewasverdamping en capillaire opstijging in de onverzadigde zone. Verwacht wordt dat deze aanpak de vereiste extra nauwkeurigheid in de berekeningen zal opleveren.

Het zou wenselijk zijn als niet alleen de waterkwantiteit, maar ook de waterkwaliteit opgenomen kon worden in het Interaktiemodel Hydrologie - Vegetatie. Hiervoor ontbreken op dit moment echter nog de benodigde kennis en gegevens. Enerzijds bevat de bestaande dataset geen gegevens omtrent waterkwaliteit, zodat ook de uiteindelijke voorspelling van de responsie van de soorten niet hierop gebaseerd kan worden, anderzijds is een berekening van de te verwachten waterkwaliteit door het hydrologische model vooralsnog niet te realiseren.

## 7. Slotopmerkingen

### 7.1 De faktor 'tijd' bij ecologische responsie-studies

Bij responsiestudies wordt over het algemeen de relatie gelegd tussen de respons van een plant met betrekking tot een bepaalde gemeten milieufactor, waarbij beide op dezelfde tijd gemeten zijn. Reëler is te veronderstellen dat het voorkomen van een soort mede bepaald wordt door gebeurtenissen in het recente verleden. Een aantal jaren extreme droogte, of extreem hoge grondwaterstanden in het voorjaar zijn voorbeelden van dit soort gebeurtenissen.

Onze dataset verschaft in principe de mogelijkheid dit voor een aantal milieufactoren na te gaan, niet alleen voor wat betreft de grondwaterstand en inundatieduur, maar ook voor wat betreft klimatologische parameters, zoals de temperatuur (zie 4.4). Deze kennis kan dan gebruikt worden van de statistisch berekende kans op voorkomen van de soorten te verfijnen.

### 7.2 Ecohydrologische modellen: mogelijkheden en beperkingen

Ons onderzoek kan gekenmerkt worden als een bijdrage aan de ecohydrologie. Deze tak van wetenschap, die zich vooral bezighoudt met de waterhuishouding als functioneel onderdeel van het ecosysteem, heeft zich de laatste jaren in Nederland sterk ontwikkeld (zie voor een overzicht Pedrolì 1987). Voor ons is de plantenecologische of vegetatiekundige invalshoek belangrijk: het grondwater vormt een belangrijke conditionele faktor voor het al dan niet voorkomen van bepaalde plantesoorten. Ons werk kan qua methodiek het beste vergeleken worden met het ICHORS-model (Wassen *et al.* 1986). Ook dit is een responsiemodel, gebaseerd op een uitgebreide inventarisatie van biotische en abiotische variabelen (in tegenstelling tot het WAFLO-model, dat gebruik maakt van ecologische indicatorwaarden volgens Ellenberg 1979 en Londo 1988; Gremmen *et al.* 1986). Het gebruik van veldgegevens in plaats van literatuurgegevens heeft zowel voor- als nadelen: enerzijds kan de nauwkeurigheid van het model hierdoor vergroot worden, aangezien de responsvergelijkingen zijn toegesneden op de lokale omstandigheden (in tegenstelling tot de nationale cq.

Europese geldigheid van de Londo- en Ellenbergwaarden), anderzijds beperkt dit de geldigheid van het model tot het geïnventariseerde gebied.

Een kanttekening die bij al dit soort modellen geplaatst moet worden is de volgende: de uitkomsten van het model (en met name het verschijnen van soorten) zullen altijd kritisch beschouwd moeten worden op grond van algemene ecologische kennis; zij mogen nooit in absolute uitspraken vertaald worden. Een voorspelde hoge kans op verschijnen van een plantesoort betekent niet automatisch, dat men die soort direkt in het veld zal aantreffen! Verspreidingsmechanismen, bereikbaarheid van de lokatie en kiemingscondities zijn niet expliciet in het model opgenomen, maar spelen uiteraard een belangrijke rol bij het al dan niet realiseren van de voorspelde situatie.

Ons uitgebreid waarnemingsmateriaal is vrij uniek in Nederland voor het ecosysteem vochtige duinvallei en lijkt derhalve veelbelovend voor het opstellen van een voorspelmodel. Koppeling aan een hydrologisch model maakt het ook mogelijk om de ruimtelijke dimensie erbij te betrekken.

In een later stadium kunnen niet alleen vochtige gemaaide vegetaties in het model betrokken worden, maar ook ongemaaide (struwelen en bossen). Uiteraard moeten dan zowel van de vegetatie als van de abiotische milieuv variabelen meetgegevens voorhanden zijn om nieuwe responsvergelijkingen op te stellen. Bij hogeropgaande vegetaties, zoals bossen en struwelen, speelt het humusprofiel een nog belangrijker rol dan bij de korte gemaaide graslanden. Eerder werd al onderzoek verricht naar het verband tussen bodemprofielen en vegetatie in verdroogde en vernatte duinvalleien (Nijssen 1989). Een verkennend onderzoek naar eigenschappen van humusprofielen in verschillende bostypen in Meijendel is inmiddels gestart (Wardenaar in prep.; Wardenaar & Sevink in prep.).

### 7.3 Kwelplassen en regeneratiebeleid

In het kader van het regeneratiebeleid wordt ernaar gestreefd een deel van de waterwinning te vervangen door diepinfiltratie. Dit neemt niet weg dat oppervlakte-infiltratie nog niet direkt uit het duingebied verdwenen is. Het daarbij horende kwelplasmilieu zal in de nabije toekomst veel aandacht vragen van beheerders als het gaat om verhoging van natuurwaarden. Bovendien kunnen er door plaatselijke vernatting ten gevolge van extensivering van waterwinning nieuwe kwelplassen en vochtige valleien bijkomen in de duinen. De gevolgen van de waterwinning komen onder meer tot uiting in bepaalde grondwaterstanden en inundatieperioden. Het hydrologische model berekent deze, voor de vegetatie cruciale, randvoorwaarden. Daarop aanhakend voorspelt het vegetatiemodel welke soorten bij die bepaalde constellatie van abiotische milieufactoren kunnen voorkomen. De beheerder maakt van deze kennis gebruik en tracht gewenste condities te bewaren of te creëren. Een vegetatiemodel kan daarom voor de nabije toekomst een erg nuttig instrument zijn bij de optimalisering van natuurbehoud en waterwinning.

## 8. Literatuur

- Bakker, T.W.M., Klijn, J.A. & van Zadelhoff, F.J. (1979) *Duinen en duinvalleien. Een landschapsecologische studie van het Nederlandse duingebied*. Pudoc, Wageningen, 201 pp.
- den Hoed, M.A., Moberts, F.M.L. & Stuyfzand, P.J. (1987) *Mogelijkheden voor een verschrallend maaibeheer in twee (ver)natte duinterreinen; landschapsecologische evaluatie van een natuurbeheersmaatregel*. KIWA SWE 86.007, Nieuwegein.
- Ellenberg, H. (1979) *Zeigerwerte der Gefüsspflanzen Mitteleuropas, 2. Auflage*. Scripta Geobotanica 9. Erich Goltze, Göttingen.
- Gremmen, N.J.M., Reijnen, M.J.S.M., Wiertz, J. & van Wirdum, G. (1986) Het WAFLO-model: Voorspelling van effecten van veranderingen in grondwaterregime op natuurlijke vegetaties. In: Saris, F.J.A. & Aldenberg, T. (red.), *Ecosysteemmodellen*. Pudoc, Wageningen, pp. 61-72.
- Hill, M.O. (1979) *TWINSPAN - A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of individuals and attributes*. Cornell University Ithaca, N.Y., 90 pp.
- Hornstra, W.L. (1987) *Vegetatie en milieu in jonge en oude vochtige duinvalleien*. Doktoraal verslag Vakgroep Botanische Oecologie no. BO/30/7.86/86.107. R.U., Utrecht.
- Hunt, R., Hope-Simpson, J.F. & Snape, J.B. (1985) Growth of the Dune Wintergreen (*Pyrola rotundifolia ssp. maritima*) at Braunton Burrows in relation to weather factors. *Int. J. Biometeor.* 29: 323-334.
- Klinkhamer, P.G.L. & de Jong, T.J. (1988) The importance of small-scale disturbance for seedling establishment in *Cirsium vulgare* and *Cynoglossum officinale*. *Journal of Ecology* 76: 383-392.
- Londo, G. (1988) *Nederlandse lijst van hydro-, freato- en afreatofyten*. RIN, Leersum.
- McCullagh, P. & Nelder, J.A. (1983) *Generalized linear models*. Chapman and Hall, London, 261 pp.
- Nijssen, E.M. (1989) *Bodemkenmerken in verdroogde en vernatte valleien in het Noord-Hollands duinreservaat*. KIWA SWE 88.022, Nieuwegein
- Noest, V., van der Maarel, E., van der Meulen, F. & van der Laan, D. (1989) Optimum-transformation of plant species cover-abundance values. *Vegetatio* 83(1-2):167-178.
- Pedroli, G.B.M. (1987) Ecohydrologie, een overzicht. *Landschap* 4: 320-330.
- SAS Institute Inc. (1982) *SAS user's guide: statistics, 1982 edition*. SAS Institute Inc., Cary, N.C., 584 pp.
- Schat, H. (1982) *On the ecology of some Dutch dune slack plants*. Thesis, Vrije Universiteit Amsterdam, 128 pp.
- ter Braak, C.J.F. (1986) Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.
- ter 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)* ITI-TNO, Wageningen, 95 pp.
- van Dijk, H.W.J. (1984) *Invloeden van Oppervlakte-Infiltratie ten behoeve van Duinwaterwinning op Kruidachtige Oevervegetaties*. Proefschrift Landbouwhogeschool Wageningen.
- van der Laan, D. (1978) Fluctuations and successional changes in the vegetation of wet dune slacks on Voorne. *Phytocoenosis* 7: 105-117.
- van der Laan, D. (1979) Spatial and temporal variation in the vegetation of dune slacks in relation to the ground water régime. *Vegetatio* 39: 43-51.
- van der Laan, D. (1985) Changes in the flora and vegetation of the coastal dunes of Voorne (The Netherlands) in relation to environmental changes. *Vegetatio* 61: 87-95.
- van der Maarel, E. (1979) Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio* 39: 97-114
- van der Maarel, E., Boot, R., van Dorp, D. & Rijntjes, J. (1985) Vegetation succession on the dunes near Oostvoorne, The Netherlands; a comparison of the vegetation in 1959 and 1980. *Vegetatio* 58: 137-187.
- Wardenaar, E.C.P. (in prep.) Humus form development associated with vegetation succession of *Hippophago-Ligustretum* to *Crataego-Betuletum* on recent calcareous sand dunes near Wassenaar, the Netherlands.
- Wardenaar, E.C.P. & Sevink, J. (in prep.) Effect of vegetation on soil formation under *Pinus sylvestris L.* and *Populus nigra L.* on calcareous coastal dune sands.
- Wassen, M.J., Barendregt, A., Lippe, E., de Smidt, J.T. & Witmer, M.C.H. (1986) Een model voor de responsie van water- en moerasplanten op de watersamenstelling. In: Saris, F.J.A. & Aldenberg, T. (red.), *Ecosysteemmodellen*. Pudoc, Wageningen, pp. 49-60.
- Westhoff, V. & van der Maarel, E. (1973) The Braun-Blanquet approach. In: Whittaker, R.H. (red.) *Handbook of vegetation science*. Part V: Ordination and classification of communities. Junk, Den Haag.

## Hydrologen en ecologen: een paar apart?

J.P. van der Eem

KIWA N.V., Postbus 1072, 3430 BB Nieuwegein.

### Samenvatting

*Bij het beschrijven van de effecten van ingrepen in het hydrologisch systeem gaat het milieu meer en meer een belangrijke rol spelen. Ecologische effectvoorspellingen zullen gemaakt moeten worden. De te verwachten hydrologische veranderingen zijn hiervoor een essentieel uitgangspunt. Het is niet voldoende als de hydrologen op vertrouwde wijze voorspellingen maken en de ecologen vervolgens deze resultaten interpreteren. In een vroegtijdig stadium is afstemming tussen de wensen van de ecologen en de mogelijkheden van de hydrologen gewenst. In dit kader wordt ingegaan op de betrouwbaarheid van rekenmodellen en op de hoge eisen die soms gesteld worden aan de nauwkeurigheid van modeluitkomsten. Het vinden van een juiste balans tussen meten en rekenen is van belang. De samenwerking tussen hydrologen en ecologen vormt een interessante uitdaging die moet leiden tot verbetering van de effectvoorspelling. Een mooi vooruitzicht.*

### 1. Inleiding

Lange tijd heeft bij vergunningaanvragen voor waterwinactiviteiten de beïnvloeding van grondwaterstanden en stijghoogten centraal gestaan. Werk voor hydrologen dus. Steeds meer zijn echter ook de gevolgen van hydrologische veranderingen voor het milieu een belangrijke rol gaan spelen. De hydrologie krijgt daarbij een dienende functie. Zij voorziet andere disciplines van informatie om een goede effectbeschrijving mogelijk te maken. In een vroegtijdig stadium is dan afstemming tussen de ideeën en wensen van hydrologen en ecologen gewenst.

Als geohydroloog bij KIWA heeft de auteur het privilege nauw samen te kunnen werken met ecologen. Al discussiërend kan zo een beeld gevormd worden over de gewenste samenwerking tussen de disciplines. De hydrologen bij waterleidingbedrijven verkeren vaak in een minder fortuinlijke uitgangspositie. Ecologische kennis binnen de bedrijven, als die er al is, is vaak niet op de 'hydrologische werkvloer' aanwezig. Het is dan ook niet verwonderlijk dat een nieuwe manier van (samen)werken niet van de ene op de andere dag gemeengoed wordt.

In dit artikel daarom een geohydrologische kijk op de effectvoorspelling bij waterwinactiviteiten. Daarbij wordt eerst ingegaan op de werkwijze uit het verleden. Vervolgens sta ik stil bij enkele aspecten uit de hydrologische modelbouw die van belang zijn bij het gebruik van modelresultaten: betrouwbaarheid en nauwkeurigheid. Aansluitend komt de door ecologen gewenste nauwkeurigheid van hydrologische voorspellingen ter sprake, die door hydrologen wel eens als overdreven ervaren wordt. Afsluitend is er een blik op de toekomst, die er veelzijdig en veelbelovend uit ziet.

## 2. Eerst hydrologie, dan ecologie

Hydrologen zijn van oudsher gewend de effecten van een waterwinactiviteit te beschrijven als veranderingen van grondwaterstanden en stijghoogten. Niet zo verwonderlijk als men bedenkt dat deze parameters zo ongeveer de enig direct meetbare grootheden zijn van het fenomeen grondwater. Bovendien bepaalt de grondwaterstand bijvoorbeeld of houten paalfunderingen droog komen te staan, of er zettingen op kunnen treden en of de opbrengst van landbouwgronden zal veranderen. De door hydrologen geproduceerde gegevens worden daarbij door anderen vertaald in afgeleide effecten. Zo becijfert de grondmechanisch specialist de te verwachten bodemdalingen en maakt de agrohydroloog een inventarisatie van opbrengstveranderingen. Naarmate de belangstelling voor het natuurlijk milieu toeneemt en er behoefte ontstaat aan ecologische effectvoorspellingen, lijkt eenzelfde werkwijze min of meer voor de hand te liggen. De hydroloog berekent de grondwaterstandsveranderingen en aan de hand daarvan maken de ecologen hun voorspellingen. Al snel blijkt echter dat zij méér informatie willen hebben. De kwaliteit van het grondwater is van belang: kwel- en infiltratiehoeveelheden worden voortaan berekend. Bovendien moet de verandering van de grondwaterstand nauwkeuriger dan voorheen becijferd worden. De hydrologen voelen zich door dit commentaar min of meer miskend. Zo veel opmerkingen over hun cijferwerk zijn zij niet gewend. Er ontstaat een situatie die je zou kunnen karakteriseren met 'hydrologen kunnen te weinig' en 'ecologen willen te veel'. Wederzijdse teleurstellingen zijn het directe gevolg.

Duidelijk is dat er een andere aanpak nodig is, waarbij een betere afstemming plaatsvindt tussen het ecologische en hydrologische deel van de effectvoorspelling. Voordat ik daarop inga echter eerst aandacht voor het hydrologische (reken)model, ofwel de mogelijkheden en onmogelijkheden van de geohydroloog.

## 3. De hydroloog en zijn model

Geohydrologen rekenen aan grondwater. Vroeger met pen, papier en tabellenboek. Tegenwoordig steeds meer met wijsvinger en computer. De mogelijkheden zijn hierdoor niet gering. Numerieke rekentechnieken, gebaseerd op de specifieke eigenschappen van de computer, geven de geohydroloog een grote flexibiliteit bij de modellering van grondwatersystemen. Bij vergunningaanvragen worden tegenwoordig dan ook meestal dergelijke numerieke rekenmodellen toegepast.

### 3.1 Numeriek rekenen aan grondwater

Karakteristiek aan de zuiver numerieke rekentechnieken is dat de grondwaterstand (of -stroming) slechts in een beperkt aantal punten van het te modelleren gebied wordt berekend. Tussen deze zogenaamde knopen nemen we een bepaald verloop van de grondwaterstand aan. Een rechtlijnige relatie is daarbij gebruikelijk.

Het aantal knooppunten in een model is niet onbeperkt groot. De gewenste rekentijd legt beperkingen op. Ook kan de capaciteit van de computer grenzen dicteren. Gemiddeld zal een

hydrologisch model enkele duizenden knooppunten omvatten. De afstand tussen de knopen ligt dan in de orde van grootte van honderd meter. Op de randen van het modelgebied kunnen knooppuntsafstanden van een kilometer voorkomen.

Rond of tussen de knopen worden gegevens ingevoerd als hydraulische doorlatendheid ('hoe makkelijk stroomt het water door de bodem'), de dikte van het watervoerende pakket, de weerstand van slecht doorlatende lagen, de oppervlakkige aanvulling van grondwater ('nuttige neerslag'), *et cetera*. Al gauw zijn er zo'n tienduizend invoerdata nodig. Elk gegeven bepaalt daarbij in meer of mindere mate de berekende grondwaterstanden. In feite hebben we modellen ter beschikking met een overvloed aan vrijheidsgraden: een groot aantal combinaties van invoergegevens zal bevredigende resultaten op kunnen leveren. Met 'bevredigend' bedoelen we hier dat de gemeten en berekende grondwaterstanden goed overeenkomen.

### 3.2 Betrouwbaarheid van modellen

De conclusie uit de voorgaande paragraaf is op zich merkwaardig. Fysisch gezien moet één set bodemparameters het best aansluiten bij de gekozen geohydrologische schematisatie. We zijn echter niet in staat deze set eenduidig vast te stellen. Sterker nog: het is moeilijk om aan te geven in welke mate de gevonden oplossing overeenkomt met de fysisch juiste oplossing. Deze onzekerheid over de correctheid van invoergegevens heeft natuurlijk direct invloed op de betrouwbaarheid van voorspellingsberekeningen. De huidige generatie modellen geven geen inzicht in deze betrouwbaarheid. Het zijn zogenaamde deterministische modellen. Het resultaat van een berekening is één waarde voor de grondwaterstand en/of stroming per knoop. Technieken zijn in ontwikkeling om aan deze resultaten een betrouwbaarheidsinterval te koppelen. Het zal nog wel even duren voordat dergelijke modellen algemeen toepasbaar zijn. Tot die tijd zullen we het moeten doen met schattingen van modelmakers, die gebaseerd kunnen worden op gevoeligheidsanalyses. Over de te bereiken nauwkeurigheid moeten we mijns inziens overigens niet al te rooskleurig denken. Een goed model kan de maximale grondwaterstandsverandering ten gevolge van een ingreep met een betrouwbaarheid van plus of min enkele tientallen procenten voorspellen. Dan hebben we het wel over complexe modellen waarbij een gewijzigde diepe winning de grondwaterstand via één of meerdere slecht doorlatende lagen beïnvloedt. Op plaatsen met geringe grondwaterstandsveranderingen (enkele centimeters) kan de absolute fout weliswaar klein zijn, maar de relatieve fout zal er niet om liegen.

### 3.3 Netwerkverfijning

Hydrologische rekenmodellen beslaan vaak gebieden van enkele tientallen vierkante kilometers. Daarbinnen kunnen kwetsbare terreinen voorkomen met vegetaties die sterk grondwaterstandsafhankelijk zijn en/of afhankelijk van de grondwaterkwaliteit. Vaak zijn deze gebieden lokaal van aard, bijvoorbeeld langs een beek of in een vochtige duinvallei. Om daar ter plaatse bij de berekeningen gebruik te maken van een netwerk met knooppuntsafstanden van honderd of tweehonderd meter lijkt onredelijk. Toch is dit lang niet altijd zo. Waar het om gaat is namelijk of het knoop-

puntennetwerk in staat is de grondwaterstandsverandering nauwkeurig te beschrijven. Tussen de knooppunten verloopt de berekende verandering lineair. Als de werkelijke verandering nu ook vrijwel lineair is of slechts een geringe kromming vertoont, dan kan deze verandering heel goed met een rechte lijn door twee punten (knopen) beschreven worden. Het tussenplaatsen van een extra knoop zal maar een geringe winst opleveren. Het gevaar dreigt bovendien dat we een schijn-nauwkeurigheid suggereren. De kromming van de veranderingen zal iets beter beschreven worden. De oorzaak van de fouten in de voorspellingen nemen we echter niet weg: de modelschematisatie en de modelparameters (invoergegevens) blijven gelijk. Alleen als we door netwerkverfijning extra informatie aan het model toevoegen, bijvoorbeeld door het nauwkeuriger volgen van de ligging van een beek, kan er een nuttig effect uitgaan van de aanpassing.

### 3.4 Verhogen van de betrouwbaarheid

Hoe kan nu de betrouwbaarheid van voorspellingen in de kwetsbare gebieden verhoogd worden? De oplossing ligt niet zozeer in het gereedschap waarmee gewerkt wordt (rekenprogramma, netwerk), als wel in de methode waarop een model (rekenprogramma plus invoergegevens) wordt opgesteld en getest. Hoewel het model dat we bouwen een goede representatie zou moeten zijn van het beschouwde geohydrologisch systeem, liggen er vaak speciale doelstellingen aan ten grondslag. De interesse kan bijvoorbeeld uitgaan naar de effecten van een bepaalde ingreep in een bepaald gebied met kwetsbare vegetaties. Het model moet dan natuurlijk in zijn geheel solide zijn, maar het zou extra goed moeten functioneren bij het bepalen van de genoemde effecten. Hoe kunnen we dit nu bereiken?

Ten eerste moet het model de gemeten grondwaterstanden voldoende nauwkeurig kunnen simuleren (ijking). Ten tweede zou de voorspellingswaarde van het model voor de beoogde ingrepen moeten worden getest. Als bijvoorbeeld de capaciteit van een puttenveld wordt verdubbeld, moeten we de voorspelbaarheid van de effecten van die ingreep nagaan. Dit zouden we kunnen doen door een 'voorspelling' terug in de tijd te maken. We kiezen dan een periode waarin het puttenveld nog niet is aangelegd. Vervolgens kijken we of de berekende stijghoogte- en grondwaterstandsveranderingen overeenkomen met de gemeten verschillen (verificatie). Hierbij richten we ons vooral op het puttenveld zelf en natuurlijk ook op het kwetsbare gebied. Als het model deze toets doorstaat, kunnen we vertrouwen hebben in de uit te voeren voorspellingsberekeningen. In een later stadium zullen de voorspelde veranderingen natuurlijk wel getoetst moeten worden aan waarnemingen in het veld.

De geschetste methode lijkt op papier heel voor de hand liggend. In de praktijk is de uitvoering ervan niet eenvoudig. We zullen namelijk gegevens moeten verzamelen over de periode waarin het puttenveld nog niet aanwezig was. Dit is vaak enkele decennia terug. Gegevens over grondwaterstanden, stijghoogten, peilen van open water zijn niet makkelijk te vinden. Bovendien kunnen zich in de loop van de tijd wijzigingen in infrastructuur hebben voorgedaan: herverkaveling, inpoldering, urbanisatie. Dergelijke invloeden moeten wel meegenomen worden. Het zal duidelijk zijn: de te volgen werkwijze is helder, de uitvoering ervan echter verre van eenvoudig. Als bovendien de te

verwachten grondwaterstandsveranderingen in het kwetsbare gebied klein zijn (enkele centimeters) dan is het waarschijnlijk onmogelijk de betrouwbaarheid van de voorspelling op de geschetste wijze te toetsen. Onzekerheden in historische gegevens zullen namelijk altijd fouten genereren in dezelfde orde van grootte.

Als we in superpositie rekenen, dat wil zeggen dat we van een nulniveau uitgaan en alleen het effect van de ingreep vaststellen, dan is ijking niet mogelijk. Toetsing van de voorspelbaarheid is alleen mogelijk als twee periodes gevonden kunnen worden waarin alleen de ingreep verschilt en verder niets. Het zal duidelijk zijn dat dit vaak alleen bij benadering het geval is. Ondanks het ontbreken van de ijking en toetsing kunnen we natuurlijk nog wel voorspellingen uitvoeren. Door het uitvoeren van een gevoeligheidsanalyse (het variëren van invoerparameters binnen redelijke grenzen) kan inzicht verkregen worden in de betrouwbaarheid van de voorspellingen.

#### 4. Niet nauwkeurig genoeg?

Ecologen willen in sommige situaties over zeer nauwkeurige gegevens beschikken met betrekking tot veranderingen van grondwaterstanden. "Tot op de centimeter" wordt wel eens gezegd. Hydrologen willen hier nog wel eens argwanend tegenover staan. In de volgende korte paragrafen daarom een korte blik op de argumenten die de hydroloog zoal aanvoert om vraagtekens te zetten bij de soms gesignaleerde hoge eis aan de nauwkeurigheid. Tijdens de afstemmingsgesprekken tussen hydrologen en ecologen kan hier aandacht aan besteed worden.

##### 4.1 Berekenen van veranderingen

Geohydrologen berekenen grondwaterstanden, stijghoogten en eventueel daaruit afgeleide grondwaterstromingen. Laten we ons voor het gemak richten op de grondwaterstand.

De grondwaterstand is een functie van de plaats en de tijd. Als we het grondwaterlichaam beschouwen als een systeem, dan zijn variaties van grondwaterstanden in plaats en tijd het gevolg van 'externe' krachten op dit systeem. We kunnen daarbij denken aan neerslag en verdamping, drainage, infiltratie, onttrekking, *etc.* Als alle externe krachten constant zijn, neemt de grondwaterpiegel een vaste positie aan. In werkelijkheid treedt deze situatie niet op. Vooral ten gevolge van fluctuaties in neerslag en verdamping zal de grondwaterstand zekere schommelingen vertonen. Deze schommelingen kunnen aanzienlijk zijn. In duinvalleien treffen we bijvoorbeeld jaarfluctuaties van enkele decimeters aan. Over meerdere jaren gezien kunnen verschillen van een meter optreden. De variaties zijn dus niet mis. In gebieden met een beheerst peil zullen deze fluctuaties weliswaar minder zijn, maar zeker niet verwaarloosbaar. Denk daarbij aan verschillen in aangehouden peilen in het open water, aan verschillen in afstroming met bijbehorende verschillen in verhang van de grondwaterspiegel en aan verschillen ten gevolge van kortdurende hevige regenval.



Daarbij is voor de vegetatie vooral de grondwaterstandsdiepte (grondwaterstand ten opzichte van maaiveld) van belang. De maaiveldsligging kan sterk van plaats tot plaats verschillen, hetgeen leidt tot verschillen in abiotische factoren voor de aanwezige vegetaties. Ook op heel kleine schaal.

Schommelingen in grondwateraanvulling en variaties in maaiveldsligging kunnen dus samen zorg dragen voor belangrijke natuurlijke fluctuaties van de grondwaterstandsdiepte als functie van de plaats en de tijd. Grondwaterstandsveranderingen van één of enkele centimeters lijken daarbij relatief onbelangrijk. Bovendien kan "de geohydroloog" zich afvragen of "de ecooloog" bij dergelijke kleine veranderingen in gemiddelde grondwaterstanden andere effecten op de vegetatie kan voorstellen. De natuur lijkt wat dat betreft heel grillig.

## 4.2 De balans tussen meten en rekenen

Bij de vraag naar nauwkeurigheid speelt ook het evenwicht tussen meten en rekenen een belangrijke rol. Hoewel in feite twee verschillende zaken, zullen zij complementair dienen te zijn bij ecologische effectvoorspellingen. Metingen leveren informatie over de toestand van een variabele op een gegeven tijd en plaats. De nauwkeurigheid is alleen afhankelijk van de meettechniek. Berekeningen maken het mogelijk niet alleen de huidige toestand, maar ook de effecten van nieuwe situaties te beschrijven. De nauwkeurigheid is afhankelijk van vele aspecten, waaronder onze kennis van het systeem (het mathematische model) en de juistheid van invoergegevens.

Als we het grondwatersysteem beschouwen dan zijn we redelijk in staat de gemiddelde grondwaterstand te berekenen. Modelleren van grondwaterstandsfluctuaties is in theorie mogelijk maar in de praktijk bijzonder moeilijk. Er is dan bijvoorbeeld informatie nodig over de grondwateraanvulling als functie van de plaats en de tijd. Het is lastig grip te krijgen op de grondwateraanvulling uit neerslag. Ruimtelijke en tijdelijke variaties van neerslag, verdamping en oppervlakkige afvoer zijn niet eenvoudig te bepalen. De variaties kunnen bovendien groot zijn, denk bij voorbeeld aan noord- en zuidhellingen in duingebieden. Een hoge meetdichtheid is dan vereist om de benodigde parameters vast te kunnen stellen. Praktisch gezien is een en ander niet of nauwelijks uitvoerbaar.

Vaak zien we dan ook dat er gerekend wordt met stationaire stromingsmodellen. De natuurlijke grondwateraanvulling wordt daarbij als gemiddelde per begroeiingstype ingevoerd. Het maken van goede schattingen voor de gemiddelde grondwateraanvulling blijkt daarbij overigens al een probleem.

Met de stationaire modellen kunnen nu de effecten worden becijferd van een waterwinactiviteit op de grondwaterstand. De veranderingen van de stationaire (gemiddelde) grondwaterstand worden zo in kaart gebracht. Zal echter ook het fluctuatietraject van de grondwaterstand veranderen? Dit is zeker het geval als de onttrekkingen en/of infiltraties over het jaar variëren. Een beeld hiervan kunnen we krijgen door het stationaire model om te bouwen naar een instationair model, waarbij alleen de onttrekkingen en infiltraties in de tijd variëren. Overige veranderingen in het fluctuatietraject zijn het gevolg van niet-lineaire effecten: een grondwaterstandsafhankelijke dikte van het watervoerende pakket, droogvallende sloten, de vochtvoorziening van gewassen, *etc.* Deze effecten kunnen alleen meegenomen worden door volledig instationair te rekenen (alle externe

factoren als functie van de tijd invoeren). Het vaststellen van de juiste invoergegevens wordt dan weer een kritieke factor.

Voor concrete situaties lijkt een combinatie van meten en rekenen het meest voor de hand te liggen. Door middel van metingen wordt inzicht verkregen in de grondwaterstand als functie van de tijd en de plaats. Daarbij hoeft niet alleen gedacht te worden aan tijdreeksen van peilbuizen (hoewel voor de hand liggend). Ook informatie uit veldonderzoek kan hiervoor gebruikt worden. Bij een ondiepe grondwaterstand kan de grondwaterspiegel aangeboord worden. Verder kan uit de hydromorfe eigenschappen van een bodemonmonster een indruk verkregen worden van grondwaterstandsextremen. Berekeningen geven aan in welke mate de gemiddelde grondwaterstand zal veranderen. Bij in de tijd variërende onttrekkingen en/of infiltraties kunnen deze veranderingen een functie van de tijd zijn. De berekende effecten worden vervolgens gesuperponeerd op het gemeten beeld van de grondwaterstand. Aldus wordt een voorspelling van de nieuwe situatie verkregen. De eerder vermelde niet-lineaire effecten zijn daarbij verwaarloosd. Indien zij belangrijk geacht worden kan met een lokaal model getracht worden hierover meer inzicht te verkrijgen. Met zo'n model kan dan tevens de grondwaterstroming en de verandering daarin geanalyseerd worden.

## 5. Een integrale aanpak

Grondwaterstanden en grondwaterkwaliteit bepalen in sterke mate het verschijnen, behouden en verdwijnen van vegetaties op gegeven lokaties. Inzicht in zowel het hydrologisch als ecologisch systeem is daarom nodig om een zinvolle beschrijving te kunnen geven van de gevolgen van waterwinactiviteiten voor het milieu. Het inzicht kan worden vergroot door in een vroegtijdig stadium samenwerking na te streven tussen de verschillende disciplines. Zo kunnen bijvoorbeeld op basis van ecologische kennis en aan de hand van vegetatiekarteringen uitspraken gedaan worden over lokale grondwaterstromingscomponenten. Deze informatie kan weer door de hydrologen gebruikt worden om een juister beeld van het hydrologisch systeem te krijgen. Een te bouwen model zal dan beter aansluiten bij de werkelijkheid. Op gelijke wijze kunnen hydrologische inzichten een bijdrage leveren bij de interpretatie van vegetatie-opnamen. Kortom, de samenwerking kan leiden tot een beter totaalbeeld van het te onderzoeken systeem. De effectbeschrijving zal daardoor completer en meer gedetailleerd kunnen zijn.

De samenspraak tussen ecologen en hydrologen heeft nog een ander voordeel. Er kan een optimale afstemming tussen de mogelijkheden en wensen van de verschillende disciplines plaatsvinden. Door overeenstemming vóóraf over de te bereiken doelen worden teleurstellingen achteraf voorkomen.

Voor de hydrologen betekent deze nieuwe aanpak een niet geringe verandering: niet langer draagt hun werk een monodisciplinair karakter, maar zal er door een intensieve samenwerking met andere disciplines tot een zo goed mogelijk resultaat gekomen moeten worden. Het hydrologisch onderzoek wordt er veelzijdiger en mede daardoor interessanter op. Over de gewenste samenwerking hoeven we dan ook niet pessimistisch te zijn. Binnen een aantal jaren zal er een aanzien-

lijke stap vooruit gemaakt zijn. De hydrologische en ecologische effectvoorspellingen zullen hierdoor in kwaliteit toenemen. Een goed vooruitzicht.

## 6. Literatuur

Enkele voorbeelden van hydrologische modelstudies:

- Grakist, G. (1983) *Hydrologische berekeningen ten aanzien van infiltratie aan de oppervlakte in het duingebied tussen Katwijk en Scheveningen*. Deelrapport 12 van het eindrapport Integraal Onderzoek Drinkwatervoorziening Zuid-Holland. RID, Leidschendam; PWS Zuid-Holland, 's-Gravenhage
- Poelman, A. (1987) *Geohydrologische modelstudie van de Grote Peel en omgeving*. Staatsbosbeheer, Utrecht.
- Witmer, M.C.H. (1989) *Integral water management at regional level; an environmental study of the Gooi and the Vechtstreek*. Proefschrift, Rijksuniversiteit Utrecht.

Een praktijkvoorbeeld met betrekking tot het meten en interpreteren van grondwaterstanden:

- Louman, E.G.M. (1989) *Effecten van vermatting op de vegetatie in het duingebied van Zuid-Kennemerland -een explorerend onderzoek gericht op het aangeven van natuurbeheersmaatregelen bij reductie van de grondwaterwinning-*. KIWA, SWE 88.005, Nieuwegein.