

Invloeden van Oppervlakte-Infiltratie  
ten behoeve van Duinwaterwinning  
op Kruidachtige Oevervegetaties

“De duinstrook vanaf het Zwin bij Cadzand tot op het eiland Rottumeroog omvat een keten van natuurgebieden waarin het verschijnsel ‘spontane plantengroei’ nog altijd ruimschoots aan zijn trekken komt. Naar Westeuropese maatstaven gemeten staan de botanische kwaliteiten van bepaalde gedeelten zelfs in onze dagen nog aan de top en uit oogpunt van vegetatiekunde vormen deze terreinen nog steeds het beste wat Nederland te bieden heeft. En dan te bedenken dat de glorie tijd van dit landschap op de meeste plaatsen al ver achter ons ligt.”

V. Westhoff et al., 1970. Wilde Planten, deel 1.

CENTRALE LANDBOUWCATALOGUS



0000 0030 4762

400951

Promotoren: dr. W.H. van Dobben, oud-hoogleraar in de  
vegetatiekunde en plantenoecologie.  
dr.ir. W.H. van der Molen, hoogleraar in de  
agrohydrologie.

WNO8701, 983

H.W.J.van Dijk

**Invloeden van Oppervlakte-Infiltratie  
ten behoeve van Duinwaterwinning  
op Kruidachtige Oevervegetaties**

**Proefschrift**

ter verkrijging van de graad van

doctor in de landbouwwetenschappen,

op gezag van de rector magnificus,

dr. C.C.Oosterlee,

in het openbaar te verdedigen

op woensdag 6 juni 1984

des namiddags te vier uur in de aula

van de Landbouwhogeschool te Wageningen

**BIBLIOTHEEK  
DER  
LANDBOUWHOGESCHOOL  
WAGENINGEN**

ISBN: 206891-03

Aan mijn overleden moeder,  
Aan mijn vader,  
Aan Marleen en  
Rosalientje

© 1984 H.W.J. van Dijk

Niets uit deze uitgave mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar  
gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op weike  
wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de  
auteur.

druk: Kaal Boek, Amsterdam.

NW<sup>o</sup> 8201, 983

H.W.J. van Dijk

**Invloeden van Oppervlakte-Infiltratie  
ten behoeve van Duinwaterwinning  
op Kruidachtige Oevervegetaties**

**Proefschrift**

ter verkrijging van de graad van  
doctor in de landbouwwetenschappen,  
op gezag van de rector magnificus,  
dr. C.C. Oosterlee,

in het openbaar te verdedigen

op woensdag 6 juni 1984

des namiddags te vier uur in de aula

van de Landbouwhogeschool te Wageningen

LANDBOUWHOGESCHOOL  
WAGENINGEN

## The impact of artificial infiltration of eutrophic water in Dutch coastal dunes on phreatophytic vegetations

### Abstract

Many Dutch coastal dune areas have been infiltrated artificially for public water supply purposes. This infiltration of eutrophic water fosters the occurrence of nitrophilous tall hemicryptophytes in phreatophytic vegetations. The rich and diverse indigenous vegetations of wet dune slacks have almost completely disappeared from the infiltrated dune areas.

This thesis describes investigations into the relation between the vegetation on the banks of natural and artificial dune pools and lakes and the available quantities of macro-nutrients. These studies were carried out both in infiltrated and in non-infiltrated dune areas.

The vegetation has been analysed by using various ecological parameters. Among the three main macro-nutrients (phosphate, nitrate and potassium), the supply of phosphate due to flowing ground water shows a very significant and probably causal relation with the applied vegetation parameters. In non-infiltrated areas, the supply of macro-nutrients due to mineralization of organic matter appears to dominate the supply due to flowing ground water.

## Stellingen

1. Het langs de kwelplassen in het geïnfilterde duingebied Berkheid abundanter optreden van extreme ruigtesoorten dan in andere infiltratiegebieden hangt samen met het nagenoeg afwezig zijn van veen in het bovenste watervoerende pakket in Berkheide.
2. Het feit dat men spreekt van stikstofminnende, niet van nutriëntminnende plantesoorten, berust ondermeer op (deels historische) beperkingen bij de mogelijkheden tot analyse van makronutriënten. Het belang van fosfaat in de nutriëntvoorziening is daardoor mogelijk onderschat.
3. De gevolgen van vergraving ten behoeve van duinwaterwinning voor bodem en vegetatie zijn omvangrijker en minder herstelbaar dan de effecten van het inbrengen van eutroof infiltratiewater in het duingebied.
4. Diepinfiltratie ter vervanging van oppervlakte-infiltratie biedt niet voor alle duingebieden goede mogelijkheden om de oorspronkelijke hydrologie te laten herstellen en de aan vochtige duinvalleien gebonden levensgemeenschappen te regenereren.
5. Het hanteren van de 'salami-strategie' door commissies die de duinfiltratie begeleidden, heeft vertragend gewerkt op het invoeren van goede alternatieven voor oppervlakte-infiltratie.
6. De dominantie van civiel-technici in de hiërarchische gestructureerde leiding van de duinwaterbedrijven speelde een grote rol in de introductie en de uitbreiding van de oppervlakte-infiltratie.
7. Veel natuurgebieden en natuurhistorisch waardevolle landschappen zijn ontstaan en behouden dankzij feodale structuren en het optreden van elitaire groepen. Dit betekent niet dat het behoud van deze natuurgebieden en landschappen in deze tijd als elitair beschouwd dient te worden.
8. Wanneer in een landbouwgebied de mestgift aanmerkelijk meer bedraagt dan een equivalent van 100 kg N per hectare per jaar, is het niet mogelijk om door beheersmaatregelen te voldoen aan de gangbare natuurbeschermingscriteria ten aanzien van de vegetatie.
9. De verspreiding van weidevogels geeft betere aanknopingspunten voor een integratiebeleid voor landbouw en natuurbeheer in het Nederlandse veenweidegebied dan de samenstelling van de vegetatie.
10. Bij de natuurbescherming moeten ethiek en esthetiek een belangrijke rol blijven vervullen.

11. Overzichtsartikelen en door instituten uitgegeven en makkelijk verkrijgbare onderzoeksrapporten in combinatie met per discipline complete en frekwent verschijnende abstracts vormen een efficiënter middel van kennisoverdracht dan het gangbare wetenschappelijke artikel in de huidige omvangrijke en zich snel ontwikkelende wetenschap.
12. Er dient te worden overwogen om voor iedereen die een academische studie wenst te volgen, een maatschappelijke dienstplicht van één of twee jaar verplicht te stellen alvorens de studie kan worden aangevangen.
13. Het monopoliseren van natuurbeheer schiet zijn doel voorbij.
14. Voor de toekomst van natuur en milieu kan een sprankje hoop worden ontleend aan het feit dat de oekologie een stevigere wetenschappelijke basis heeft dan de economie.

H.W.J. van Dijk, Wageningen, 6 juni 1984

**INVLOEDEN VAN OPPERVLAKTE-INFILTRATIE TEN BEHOEVE VAN  
DUINWATERWINNING OP KRUIDACHTIGE OEVERVEGETATIES**



# I N H O U D

VOORWOORD	9
1. ALGEMENE INLEIDING	13
2. BESCHRIJVEND ONDERZOEK VAN DE OEVERVEGETATIE IN VIER GEINFILTREERDE DUINGEBIEDEN ; RELATIES TUSSEN DE VEGETATIE- EN DE NUTRIENTPARAMETERS OP GEBIEDS- EN OP PLASNIVEAU	
2.1. De belangrijkste ruigteplanten op oevers in geïnfiltreerde duingebieden	23
2.2. Andere kenmerken van de oevervegetatie in geïnfiltreerde duingebieden	
2.2.1. Infiltratieplasoevers	28
2.2.2. Kwelplasoevers (Relatie van de vegetatie met de afstand tot infiltratieplassen)	33
2.3. Enkele relaties tussen nutriënten in grond- en oppervlaktewater en de oevervegetatie	
2.3.1. Relatie tussen nutriëntconcentratie en verzuigings- toestand	
2.3.1a. Infiltratieplasoevers	36
2.3.1b. Kwelplasoevers	38
2.3.2. Relatie tussen nutriëntbelasting en verzuigings- toestand	
2.3.2a. Infiltratieplassen op gebiedsniveau	39
2.3.2b. Infiltratieplassen binnen één gebied (Meijendel)	41
3. ENKELE ABIOTISCHE EFFEKTEN VAN OPPERVLAKKIGE INFILTRATIE VAN VOEDSELRIJK WATER IN NEDERLANDSE KUSTDUINEN	
3.1. Samenvatting	44
3.2. Inleiding	
3.2.1. De concentratie en belasting van voedingsstoffen in ongestoorde vochtige duinvalleien	45
3.2.2. Doelstellingen van het beschreven onderzoek naar de waterkwaliteit	47
3.2.3. Relaties tussen duininfiltratie en eutrofiëring van duinwater	48
3.3. Grondwater in kwelgebieden ; menging tijdens afstroming en concentraties van voedingsstoffen	
3.3.1. Algemene hypothese	50
3.3.2. Methoden (onderzoekgebieden, monsterplaatsen en analysemethoden)	51
3.3.3. Resultaten van de analyse van merkstoffen	55
3.3.4. Diskussie van de analyse van merkstoffen	59
3.3.5. Resultaten van het voedingsstoffenonderzoek ; Inleiding	60
3.3.6. Kalium	62
3.3.7. Nitraat	63
3.3.8. Orthofosfaat	65
3.3.9. Diskussie en konklusies van het voedingsstoffenonderzoek	66

3.4. Voedingsstoffenconcentraties in infiltratiebekkens en kwelplassen in drie infiltratiegebieden	
3.4.1. Inleiding	
3.4.2. Methoden	70
3.4.3. Algemene aspecten infiltratiebekkens	73
3.4.4. Resultaten infiltratiebekkens	75
3.4.5. Algemene aspecten kwelplassen	76
3.4.6. Resultaten kwelplassen ; Inleiding	77
3.4.7. Kalium	
3.4.8. Nitraat	79
3.4.9. Orthofosfaat	80
3.4.10. Konklusies kwelplassen	82
3.5. Algemene konklusies en discussie	83
4. EFFEKTEN VAN INFILTRATIE VAN EUTROOF WATER OP KRUID- ACHTIGE OEERVERGETATIES (door H.W.J. van Dijk en A.J. van Strien)	
4.1. Samenvatting	
4.2. Inleiding	86
4.3. Methoden	
4.3.1. Algemene karakterisering van het onderzoek	
4.3.2. Onderzoeksgebieden	87
4.3.3. Vegetatieopnamen	88
4.3.4. Nutriëntconcentratie van water en vegetatie	
4.3.5. Stroomsnelheid van het grondwater in de oevers	90
4.3.6. Andere factoren	
4.3.7. Verwerkingsmethoden	92
4.4. Resultaten	
4.4.1a. De omvang van de veranderingen in de vegetatie onder invloed van duininfiltratie	93
4.4.1b. De keuze van de effectparameters	95
4.4.2. Onderzoek naar de relatie tussen verzuuring en de toestroming van nutriënten	97
4.4.2a. De relatie nutriëntconcentratie - verzuuring van de oeversvegetatie	98
4.4.2b. De relatie grondwaterverhang (-stroomsnelheid) - vegetatieverzuuring	100
4.4.2c. De relatie nutriëntbelasting - vegetatieverzuuring	102
4.4.2d. Konklusies relatie nutriëntparameters - vegetatieverzuuring	104
4.4.3. De relatie fosfaatbelasting - overige plantesoorten	105
4.4.3a. "Richness"	108
4.4.3b. Zeldzaamheid	
4.5. Algemene konklusies en discussie	110
4.5.1. Konklusies	
4.5.2. Enkele "haken en ogen" bij het belastingmodel	111
4.5.2a. Peilfluctuatie en inklinatie	
4.5.2b. Nutriëntenratio	112
4.5.2c. Droogtetoestand	
4.5.3. De onderlinge vergelijkbaarheid der proefvlakken	113
4.5.4. De dosisparameters bij het relatieonderzoek	114
4.5.5. Vergelijking met de literatuur	115
4.5.6. Het oekofysiologische verschil tussen stromend en stagnerend grondwater voor de nutriëntopname door de plant	116
4.5.7. Implicaties voor beheer en beleid	117

5. EFFEKTEN VAN MAKRONUTRIËNTEN IN DUINWATER OP OEVERVEGETATIES IN WEL EN NIET GEÏNFILTREERDE DUINGEBIEDEN ( door H.W.J. van Dijk en J.A. Meltzer)	
5.1. Samenvatting	120
5.2. Inleiding	
5.3. Methoden	123
5.3.1. Selektie van onderzoeksgebieden en -plassen	
5.3.2. De vegetatieopnamen	125
5.3.3. Parameters betreffende de nutriëntvoorziening	
5.3.4. Keuze van de effectparameters	126
5.3.5. Bewerkingen bij het relatieonderzoek	130
5.4. Resultaten	
5.4.1. De (onafhankelijke) parameters betreffende nutriëntaanbod	
5.4.2. De (afhankelijke) vegetatieparameters	133
5.4.3. Relaties tussen verrijgingsintensiteit (oekologische soortengroepen) en de parameters van nutriëntaanbod	135
5.4.4. Relaties tussen de natuurbehoudsparameters en de parameters van nutriëntaanbod	139
5.4.5. Samenvatting van de resultaten van het korrelatieonderzoek	141
5.5. Diskussie	143
5.5.1. De parameters van nutriëntaanbod	144
5.5.2. De parameters van vegetatieverruiging	147
5.5.3. Implicaties ten aanzien van beheer	148
6. DE ROL VAN MINERALISATIE IN DE NUTRIËNTVOORZIENING VAN OEVERVEGETATIES IN WEL EN IN NIET GEÏNFILTREERDE DUINGEBIEDEN (door H.W.J. van Dijk en M.A.W. Noordervliet)	
6.1. Samenvatting	151
6.2. Inleiding	
6.3. Methoden	154
6.3.1. De opzet van het onderzoek	155
6.3.2. De keuze van de onderzoeksgebieden	
6.3.3. Bepaling van het interne nutriëntaanbod ("mineralisatie")	156
6.3.4. Bepaling van de externe nutriëntbelasting via infiltrerend grondwater	158
6.3.5. Het combineren van de interne en externe nutriëntbelasting	
6.3.6. Bepaling van het gehalte organische stof in de bodem	159
6.3.7. Bepaling van de verrijgingsgraad van de vegetatie	160
6.4. Resultaten	
6.4.1. Algemeen	
6.4.2. Een eerste toetsing van het relatiemodel	162
6.4.3. Relaties tussen de vegetatieverruiging en de interne en externe nutriëntbelasting	164
6.4.4. Defosfatering en oevervegetatie	167
6.4.5. Samenvatting van de resultaten	169
6.5. Diskussie	170
6.5.1. De tijdsdimensie, andere factoren, meetfouten	

6.5.2. Het bestudeerde traject van de externe belasting	172
6.5.3. De groeilimiterende makronutriënt	173
7. LITERATUUR	176
8. BIJLAGEN	183
8.1. Historie van de duinwaterwinning (bij hoofdstuk 1)	184
8.2. Globale beschrijving van natuurlijke vochtige duinvalleien en hun vegetatie (bij hoofdstuk 1)	190
8.3. Tabellen 3 t/m 9 (bij hoofdstuk 2)	193
8.4. Nutriëntconcentraties in ongestoorde duinplassen (bij hoofdstuk 3)	204
8.5. Beschrijving van drie hydrologisch-chemische meetraaien in Meijendel (bij hoofdstuk 3)	205
8.6. Tabel van jaargemiddelde concentraties van drie makronutriënten in het bovenste grondwater in Meijendel (bij hoofdstuk 3)	207
8.7. "Hydrodynamic macro-dispersion as the causal background of the phreatic water type mixing in infiltrated dunes" door W.T. de Groot (bij hoofdstuk 3)	208
8.8. Tabel van jaargemiddelde concentraties van drie makronutriënten in het oppervlaktewater van geïnfilterde duingebieden (bij hoofdstuk 3)	213
8.9. Lijst van de 169 bij het onderzoek aangetroffen plantesoorten (bij hoofdstuk 5)	214
8.10. Curriculum vitae van de auteur	216
9. SUMMARY	217
9.1. Introduction	
9.2. The duna infiltration	218
9.3. Ecological implications	219
9.4. Ecology of nitrophilous tall hemicryptophytes in phreatophytic vegetations of coastal dunes	220
9.5. Scope of this study ; research objectives	221
9.6. Conclusions	228
9.7. Figures and tables	233
Figures	
Tables	235
10. ILLUSTRATIES	237

## V O O R W O O R D

In het Nederlandse duingebied wordt voedselrijk oppervlaktewater uit de grote rivieren of uit het boezemwater geïnfiltreerd ten behoeve van de drinkwatervoorziening van West-Nederland. Dit proefschrift beschrijft enkele onderzoeken naar de effecten van deze duininfiltratie op de spontane kruidenvegetatie van de oevers van duinplassen.

De aanleiding tot deze onderzoeken was de konfrontatie van de bevindingen van enkele biologische onderzoekers met de intenties van het Eerste Structuurschema Drink- en Industriewatervoorziening dat in 1975 uitkwam. De biologische onderzoekers publiceerden in 1974 en 1975 gegevens waaruit kon worden afgeleid dat de eertijds zo waardevolle vegetatie van de vochtige duinmilieus sterk te lijden had van de infiltratie in de duinen. Het Structuurschema ging uit van een zeer sterke uitbreiding van de duininfiltratie in de jaren tot 1990.

De beschreven onderzoeken zijn uitgevoerd tussen 1976 en 1983 aan de Vakgroep Milieubiologie van de Rijksuniversiteit van Leiden (vanaf 1983 : Afdeling Milieubiologie van de Vakgroep Populatiebiologie). Enkele van de onderzoeken zijn financieel mogelijk gemaakt door subsidies van het toenmalige Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne en van het provinciaal bestuur van Zuid-Holland. Behalve de auteur die vanaf 1975 onderzoeken naar de effecten van duininfiltratie aan de Vakgroep Milieubiologie uitvoerde en koördineerde, zijn veel personen hierbij betrokken geweest. Zonder hun enthousiasme en inzet was het onderzoek niet mogelijk geweest.

De achtergrondbegeleiding van de beschreven onderzoeken berustte aanvankelijk bij Dr. H.A. Udo de Haes (Centrum voor Milieukunde te Leiden) en later bij Drs. W.J. ter Keurs (Vakgroep Milieubiologie). Prof.Dr. W.H. van Dobben (Vakgroep Vegetatiekunde en Plantenoecologie te Wageningen ; tegenwoordig Vakgroep Vegetatiekunde, Plantenoecologie en Onkruidkunde) voorzag gedurende de gehele onderzoeksperiode alle resul-

rende concepten van manuscripten van stimulerende kritiek. Veel dank is verder verschuldigd aan Ir. W.T. de Groot, Drs. G.C. Janze, Drs. J.A. Meltzer, Drs. M.A.W. Noordervliet en Drs. A.J. van Strien die nauw bij het onderzoek waren betrokken.

In het proefschrift zijn gegevens verwerkt die in het kader van studentenstages verzameld werden door Joke Bol, Christiane Brauch, Eddy Delbeque, Doede van Dijk, Ger de Groot, Tom Hakbijl, Marja van Hezewijk, Marc Janssen, Dignus de Jonge, Gerrit van Ommering, Dickie Ringelberg-Giesen, Peter van 't Sant, Kees Vertegaal, Hans van der Weijer en Simon v.d. Zwan.

Analytische hulp werd verricht door Arie Booman, Floris Bosch, John Braak, Jan Brakkee, Jilles Bijsterveld, Mart de Groot, Maarten Mens, Feiko Koudenberg, Rik van Nood, Suze Ossesman, Piet Otte, Fred Otto, Karin Volwater en Perry Zuurbier. Van hen wil ik speciaal Suze, Piet en Arie danken voor hun geweldige inzet en enthousiasme, ook bij de meest vervelende routineklussen.

Aparte vermelding voor hun belangrijke steun op de achtergrond verdienen Dr.Ir. T.W.M. Bakker, Drs. G.J. de Bruyn, Ir. P. Dofferhoff, Dr. G. Londo, P. Raeven en Ir. S. van der Werf.

Hier volgt een per hoofdstuk gespecificeerde dankzegging. Voor alle hoofdstukken geldt dat de Rijksuniversiteit te Leiden de benodigde begeleiding en onderzoekfaciliteiten leverde. Prof.Dr. W.H. van Dobben, Prof.Dr. W.H. van der Molen en Prof. Dr. I.S. Zonneveld gaven kritisch commentaar op de concepten van alle hoofdstukken, Ir. W.T. de Groot en Drs. W.J. ter Keurs op de concepten van de hoofdstukken 3, 4, 5 en 6. Voor de totstandkoming van de hoofdstukken 2, 3 en 4 is dank verschuldigd aan het Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne (nu : Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer), van de hoofdstukken 3 en 4 aan het provinciaal bestuur van Zuid-Holland voor hun financiële ondersteuning.

Bij het in hoofdstuk 2 beschreven onderzoek waren Dr. G. Londo en Drs. S. van der Werf een onontbeerlijke en inspirerende steun

in de moeilijke oriënterende fase van het onderzoek. Vooral medewerkers van de Duinwaterleiding van 's Gravenhage waren verder erg behulpzaam bij het veldwerk.

Het onderzoek dat in hoofdstuk 3 wordt beschreven, is vooral begeleid door Ir. W.T. de Groot. Faciliteiten voor dit onderzoek zijn ter beschikking gesteld door het Hugo de Vries-laboratorium te Amsterdam en de duinwaterleidingbedrijven van Amsterdam, Leiden en Den Haag. De bemonstering en wateranalyse zijn hoofdzakelijk uitgevoerd door Drs. M.J. van Hezewijk, Drs. G. van Ommering, S. Osseman, P. Otte, Ir. H. van der Weijer en Drs. S. van der Zwan.

De voorbereidingen van het in hoofdstuk 4 beschreven onderzoek zijn begeleid door Ir. W.T. de Groot, Drs. T. Hakbijl, Dr. G. Londo, Dr. H.A. Udo de Haes en Ir. S. van der Werf. Bij het veldwerk en de laboratoriumanalyses assisteerden J. Bijsterveld, Drs. G. de Groot, M. Mens en S. Osseman. De hoofdauteur is veel dank verschuldigd aan Drs. A.J. van Strien voor zijn vasthoudende komputerbewerkingen en zijn hulp bij de totstandkoming van de eerste concepten. De concept-manuskripten zijn behalve door de op pagina 10 (r. 11 tot 14 van onder) genoemde personen becommentarieerd door Drs. A.P. Grootjans, Drs. J.A. Meltzer, Dr. F. van der Meulen en Dr. F.J. van Zadelhoff.

Een groot deel van het in hoofdstuk 5 beschreven onderzoek is verricht door Drs. J.A. Meltzer. Verder is dank verschuldigd aan Drs. G.J. de Bruyn en Drs. M.A.W. Noordervliet voor hun kommentaar op de bewerkingen van het materiaal en op de manuskripten. J. Braak, J. Brakkee en R. van Nood verrichtten de chemische analyses. Bij het veldwerk werd -evenals voor dat van het laatste hoofdstuk- medewerking verkregen van het Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland, Staatsbosbeheer, de Nederlandse Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten, de Stichting Het Zuidhollands Landschap, de Stichting Nationaal Park Kennemerduinen, Gemeentewaterleidingen van Amsterdam, de Leidsche Duinwater Mij. en de Duinwaterleiding van 's Gravenhage.

Het veldwerk en de verwerking van gegevens die in hoofdstuk 6 aan de orde komen, zijn voornamelijk uitgevoerd door Drs. M.A.W. Noordervliet in het kader van het promotieonderzoek van de hoofdauteur. Bij dit hoofdstuk is veel dank verschuldigd aan Drs. G.J. de Bruyn voor zijn geduldige en aandachtige hulp bij de verwerking van de gegevens. Behalve de op pagina 10 genoemde kommentatoren leverde Drs. A.P. Grootjans stimulerende kritiek op het manuscript. Drs. J.A. Meltzer maakte enkele van de vegetatieopnamen in de niet geïnfiltreerde studiegebieden. Tenslotte dank aan J. Braak en R. van Nood voor het uitvoeren van veel analytisch laboratoriumwerk.

In de Summary zijn de commentaren van de promotores, Mevr. Drs. A.R. Kaal en Drs. A.H.P.M. Salman verwerkt.

De figuren van de hoofdstukken 1, 2, 4, 5 en 6 zijn getekend door G.P.G. Hock, de figuren van hoofdstuk 3 door J.M.J. Herzberg.

Het typewerk van de concepten is grotendeels verzorgd door Mevr. C.J. Hulswit-Sassen en R. Meijer. Het definitieve manuscript is gedeeltelijk getypt door Mevr. Drs. M.M.L. Beckers.

De Stichting Landbouwhogeschoolfonds en de Stichting "Fonds Landbouw Export Bureau 1916/1918" droegen zeer aanzienlijk bij in de drukkosten van het proefschrift, waarvoor de auteur zeer dankbaar is.



## 1. ALGEMENE INLEIDING

Sinds het midden van de vorige eeuw worden de Nederlandse kustduinen op steeds grootschaliger wijze geëxploiteerd ten behoeve van de openbare watervoorziening van West-Nederland. In bijlage 8.1 wordt de geschiedenis en het systeem van de duinwaterwinning beschreven. Duinwaterwinning kan op verschillende wijzen plaatsvinden. In al haar vormen beïnvloedt de duinwaterwinning het oekosysteem van het duingebied op veel verschillende manieren. Een indirect maar belangrijk gevolg van de waterwinning is de planologische en milieuhygiënische bescherming van de duinen (UDO DE HAES, 1982). Rekreatie, aanleg van wegen, huizenbouw, vuilstort en andere zijn door de waterwinning in de duinen geweerd of afgeremd zodat het natuurlijke systeem er in haar totaliteit meer intact is gebleven dan bijvoorbeeld in de Belgische duinen waar nauwelijks waterwinning plaatsvindt.

Naast de bescherming die de waterwinning het duin biedt, zijn er echter ook oekologische gevolgen van met waterwinning samenhangende ingrepen. De milieueffekten zijn het meest in het oog vallend en het best bekend voor de vegetatie, en wel vooral de vochtige kruidenvegetatie (o.a. VUYCK, 1898 ; BOERBOOM, 1958 en 1960 ; VAN DER WERF, 1974 ; LONDO, 1966a, 1966b en 1975 ; VAN ZADELHOFF, 1981 ; VAN DER MEULEN, 1982). De oorspronkelijke uitgestrekte vochtige valleien die ongeveer een derde van het duinoppervlak besloegen, bevatten de meest diverse flora en vegetatie van het duingebied (LONDO, 1971 ; VAN ZADELHOFF, 1981). Deze vochtige vegetatie die in bijlage 8.2 kort wordt omschreven, had in eerste instantie sterk te lijden van uitdroging die voor het overgrote deel kan worden toegeschreven aan de onttrekking van grondwater voor de waterwinning (BAKKER, 1981). Reeds in het begin van de vorige eeuw waren in veel duingebieden de grondwatergebonden vegetaties sterk achteruitgegaan door de ernstige verdroging van de valleien (VUYCK, 1898). In de eerste helft van deze eeuw zijn de

vochtige duinvalleien wat betreft aantal, omvang en natuurlijke rijkdom verder sterk achteruitgegaan (LONDO, 1971 ; BAKKER, 1981 ; VAN ZADELHOFF, 1981). Omstreeks 1955 is in een aantal duingebieden overgegaan tot kunstmatige aanvulling van de voorraad duinwater door middel van oppervlakkige infiltratie (zie bijlage 8.1). Sinds deze maatregel die nodig was ter continuering van de duinwaterwinning, is in de betreffende gebieden het waterpeil weer gestegen en grotendeels hersteld. Het herstel van de vochtvoorziening vanuit het grondwater zou naar verwachting de verdwenen vochtige vegetatie weer doen terugkeren (CARRIÈRE, 1927). De ontwikkeling van de vegetatie op de oevers van infiltratieplassen en van de minder door infiltratie beïnvloede kwelplassen vanaf het begin van de infiltratie wordt beschreven door LONDO (1966a, 1966b en 1975) en VAN DER WERF (1974) voor twee infiltratiegebieden. In beide gebieden werd voor de twee typen plassen een onnatuurlijk snel en intensief verruigingsproces van de oevervegetaties waargenomen. Bij dit proces gingen ruigteplanten sterk domineren en de soortenrijke authentieke duinvalleivegetaties werden, voorzoverre teruggekeerd door de infiltratie, al spoedig weer verdrongen. Ruigtesoorten willen we hierbij definiëren als planten die bij een ruime nutriëntvoorziening in staat zijn snel een grote en hoog opgaande bovengrondse biomassa op te bouwen en die daardoor bij hoge trofieniveaus een grote concurrentiekracht om licht en ruimte bezitten. GRIME (1979) deelt deze soorten daarom in bij de "competitors". Volgens de indelingen van ELLENBERG (1979) en MUELLER DOMBOIS & ELLENBERG (1974) kunnen we spreken van "nitrophilous tall hemicryptophytes". Bij oppervlakkige duininfiltratie zijn veel voorkomende ruigteplanten van het oevermilieu o.a. *Urtica dioica*, *Epilobium hirsutum* en *Eupatorium cannabinum* (VAN DER WERF, 1974 ; LONDO, 1975).

Behalve dat het bij duininfiltratie sterk op de voorgrond treden van ruigtesoorten in de vochtige vegetaties de ontwikkeling van het eertijds hoge aantal authentieke en zeldzame soorten phreatophyten<sup>1)</sup> verhindert, onderdrukt het de invloed van de gradiënten die mede de hoge diversiteit van de oor-

<sup>1)</sup> phreatophyten zijn grondwatergebonden plantesoorten

spronkelijke vegetaties bepaalden (LONDO, 1971 en 1975 ; VAN DER WERF, 1974). LONDO (1975) kenschetst het verruigingsproces door oppervlakkige duininfiltratie daarom bondig als "nivellering" : het aantal plantesoorten in de vegetatie neemt gedurende de infiltratie sterk af, vooral het aantal gevoelige en zeldzame soorten, en de onderlinge verschillen binnen de vegetatie worden heel sterk verkleind. VAN DER WERF (1974) toont aan dat de gemiddelde stikstofminnendheid van de plantesoorten op infiltratieplas-oevers al in het begin van de infiltratie hoog was ten opzichte van de natuurlijke situatie. In de loop van de tijd is de gemiddelde stikstofminnendheid nog sterk toegenomen. De eindsituatie van de vegetatiesuksessie op plasoevers bij duininfiltratie blijkt sterk te lijken op de oeverbegroeiing van voedselrijke plassen en meren in het Nederlandse poldergebied, een in ons land algemeen voorkomend biotoop (VAN DER WERF, 1974 ; LONDO, 1975). LONDO en VAN DER WERF nemen aan dat de voedselrijkdom van het geïnfiltreerde water de belangrijkste oorzaak is van het bij infiltratie sneller en verder verlopen van de suksessie naar verruigde vegetaties op oevers van duinplassen. Deze aanname wordt behalve voor de direkte omgeving van de infiltratieplassen, ook geponereerd voor de kwelplassen waar eveneens onnatuurlijk veel ruigteplanten in de vegetatie voorkomen.

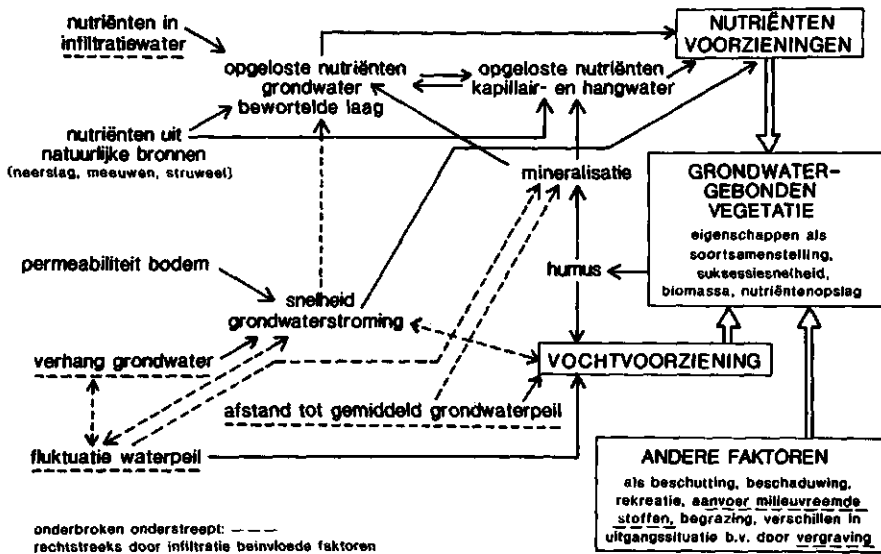
Ook in niet geïnfiltreerde duingebieden wordt -zij het plaatselijk- het abundant optreden van ruigtesoorten en het tegelijk achteruitgaan van gevoelige en zeldzame soorten waargenomen. Het betreft hier steeds plaatsen waar extra toevoer van nutriënten plaatsvindt. Die extra toevoer heeft hier natuurlijke oorzaken als vogelkolonies, de aanwaai van organische stof vanaf het strand en de nabijheid van struweel of bos. In het algemeen is de vegetatie van niet geïnfiltreerde duingebieden voor haar mineralenvoorziening echter vooral afhankelijk van de mineralisatie van in de bodem aanwezige organische stof (humus) : zonder infiltratie is de nutriëntenkringloop vrijwel gesloten. In de natuurlijke nutriëntenkringloop zijn fosfor, stikstof en in mindere mate kalium

ten opzichte van de andere makronutriënten in relatief geringe hoeveelheden aanwezig (WILLIS, 1963 ; OLSSON, 1978). De beschikbaarheid van deze stoffen kan daarom als belangrijkste groeibepalende faktor voor de duinvegetatie worden beschouwd. Het voorkomen van ruigtesoorten wordt in het algemeen geacht gekoppeld te zijn aan een hoog aanbod van stikstof, zodat deze soorten nitrofiel genoemd worden (ELLENBERG, 1979 ; RORISSON, 1964 ; PIGOTT & TAYLOR, 1964).

Vanuit al deze waarnemingen ligt de koppeling van de vegetatieverruiging aan een vergroot mineralenaanbod ook voor de situatie bij duininfiltratie voor de hand. Hierbij lijken het aanbod van stikstof, fosfaat en kalium in afnemende mate belangrijk voor de vegetatie. Naast de verhoging van concentratie en aanbod van genoemde nutriënten beïnvloedt de infiltratie echter ook andere factoren die van belang zijn voor de vochtige duinvegetaties. Dit vormt een ernstig probleem bij het kwantificeren van de ingreep-effekt-relatie tussen vergroot nutriëntaanbod door duininfiltratie en de bij infiltratie optredende vegetatieverruiging. Figuur 1 geeft een relatie-schema van de oekologische factoren die voor de phreatophyten in de duinen van het grootste belang lijken. In de figuur zijn de volgens VAN DER WERF (1974) en LONDO (1975) relevante door infiltratie beïnvloede factoren onderstreept.

De door duininfiltratie beïnvloede factoren zijn de volgende :

1. Het ontstaan van het bodemreliëf. Oorspronkelijk kwam het reliëf van vochtige duinvalleien tot stand door verstuiving. Het reliëf nabij infiltratieplassen wordt echter vooral door vergravingen bepaald. Verstuiving is een geleidelijk proces met veel interacties met de vegetatiesuksessie, terwijl vergraving uitgestrekte en vrijwel kale oppervlakten binnen zeer kort tijdsbestek oplevert. De helling van de oevers is na vergraving in het algemeen veel steiler dan na verstuiving hetgeen negatief is voor de differentiatie van de oevervegetatie (LONDO, 1971). VAN DER WERF (1974) konstateert bovendien dat de vergraven oevers van infiltratieplassen een stikstofminnender



FIGUUR 1. Relatieschema van de oekologische factoren die van belang zijn voor de grondwatergebonden kruidenvegetaties in geïnfiltreerde duingebieden

kruidenvegetatie herbergen dan de onvergraven oevers van de zelfde plassen.

2. Het grond- en oppervlaktewater is behalve met extra voedingsstoffen verontreinigd met veel andere stoffen waaronder milieuvreemde gifstoffen als zware metalen en pesticiden.

3. Het gemiddelde waterpeil is niet als in de oorspronkelijke situatie. Meestal is deze dichtbij de infiltratieplassen veel hoger en dichtbij de winningsmiddelen veel lager dan van nature het geval was. Het gevolg is dat de tot vlak boven het oorspronkelijke (zomer)grondwaterpeil uitgestoven valleibodems nu of permanent onder water staan of geheel buiten de invloed-sfeer van het grondwater vallen. Alleen in het eerste geval kan er sprake zijn van moeras- en oevervegetaties ("hygro-en mesoserie" volgens LONDO (1971)). De vegetaties van de mesoserie die in de oorspronkelijke situatie de sterkste diffe-

rentiatie vertonen, zijn bij infiltratie echter sterk ruimtelijk beperkt. Deze vegetaties komen nu meestal alleen voor op smalle en steile oeverranden in plaats van de oorspronkelijke situatie waarin de biotoop uit zacht glooiende en 's zomers vaak droogvallende valleibodems bestond. LONDO (1971) vermeldt dat deze beperking van de oeverbiotoop tot smalle steile randen ongunstig is voor de ontwikkeling van een gedifferentieerde, diverse en soortenrijke oevervegetatie.

4. Een peilfluctuatie van grond- en oppervlaktewater die nauwelijks meer bepaald wordt door de oorspronkelijk dominerende seizoensgebonden afwisseling van neerslag- en verdampingoverschot (BAKKER, 1981). Deze afwisseling leidde van nature tot een gelijkmatig sinusvormig peilverloop met beperkte amplitudo (3 tot 7 dm), met een top omstreeks januari en een dal rond september. Bij duininfiltratie wordt deze situatie drastisch veranderd. Het peilverloop wordt grotendeels door de bedrijfsvoering bepaald tot ver vanaf de infiltratieplassen en winningsmiddelen. Het peilverloop kan hierbij worden afgevlakt of juist erg onregelmatig en snel verlopen met een sterk vergrote amplitudo. Meijndel vormt het voorbeeld van een afgevlakt peilverloop terwijl de Amsterdamse Waterleidingduinen een extreem voorbeeld van de tweede situatie zijn. Veel van de oorspronkelijke vochtige-duinvalleisoorten verdragen een vergrote dynamiek van het waterpeil slecht (LONDO, 1971 ; VAN DER LAAN, 1979 ; VAN DER MAAREL, 1976). Een verhoogde peildynamiek houdt behalve een verstoring van een continue vochtvoorziening een verhoging van de bodemdoorluchting in. Dit laatste veroorzaakt een versterking van de mineralisatie van de in de bodem aanwezige organische stof en daarmee een verhoogd aanbod van minerale nutriënten (o.a. BIRCH, 1964). In eerste instantie zal dit nutriëntminnende (ruigte)soorten bevorderen. Bij een te grote dynamiek van peilfluctuatie komt een aantal ruigtesoorten echter niet meer voor door de verstoring van de vochtvoorziening (zie paragraaf 2.3b.2).

5. Een sterke toename van de stroomsnelheid van het grondwater. Bij infiltratie wordt tot circa 20 maal de hoeveelheid van de effectieve neerslag in het duin gebracht en weer gewonnen.

Dit resulteert in een op de meeste plaatsen steiler verhang van het grondwaterpeil en in veel snellere grondwaterstromingen dan in de oorspronkelijke situatie.

Om een indruk te verkrijgen over het relatieve belang van voornoemde faktorkomplexen is aan de hand van literatuurgegevens nagegaan welke floristische veranderingen optreden bij duininfiltratie. Hierbij zijn floraïnventarisaties in wel en niet geïnfiltreerde duingebieden met elkaar vergeleken. De resultaten van deze analyse worden in tabel 1 gegeven. Van alle plantesoorten die door infiltratie lijken te worden beïnvloed, zijn de oekologische indicaties nagegaan. Zo werden de door ELLENBERG (1979) opgegeven indicaties onderzocht. Deze betreffen onder andere de stikstofminnendheid, de zuurgraadpreferentie, eisen ten aanzien van licht en van vochtvoorziening en het voorkomen bij bepaalde waterpeilfluctuaties. In de analyse werden eveneens betrokken de karakterisering ten aanzien van grondwaterpeil (LONDO, 1975a) en ten aanzien van verdrogingsgevoeligheid (BAKKER et al., 1979). Het blijkt dat de in de infiltratiegebieden toegenomen plantesoorten erg nutriëntminnend zijn: het gemiddelde stikstofgetal volgens ELLENBERG bedraagt voor deze 19 soorten 7,3<sup>1)</sup> (standaarddeviatie 1,7; range 3 tot 9). Daarentegen wordt het veel grotere aantal (50) soorten dat bij infiltratie lijkt af te nemen of te verdwijnen, gekenmerkt door lage stikstofgetallen. Het gemiddelde stikstofgetal van deze groep soorten bedraagt 3,5 (met een standaarddeviatie van 1,6 en een range van 2 tot 7). De andere oekologische karakterisering geven geen significante onderlinge verschillen aan tussen de beide soortengroepen, uitgezonderd het triviale verschil dat de soorten die gebonden zijn aan inundatie, bij infiltratie zijn toegenomen en de soorten van de mesoserie zijn afgenomen. De veronderstelling

<sup>1)</sup> De schaal van het stikstofgetal loopt van 2 (sterk stikstofmijdend) tot en met 9 (voorkomend bij excessief groot stikstofaanbod).

TABEL 1. Veranderingen van de flora in geïnfiltreerde duingebieden in relatie tot niet geïnfiltreerde duinen (analyse van 4 gebieden met en 13 zonder infiltratie, naar BAKKER et al., 1979)

Soorten die zijn afgenomen in infiltratiegebieden	')	Soorten die zijn toegenomen in infiltratiegebieden	')
<i>Briza media</i>	3.3- 5.2- <sup>*)</sup>	<i>Bidens cernuus</i>	1.1+ 1.1- <sup>*)</sup>
<i>Cardamine pratensis</i>	3.2- 12.4-	<i>B. tripartita</i>	2.1+ 7.1-
<i>Carex disticha</i>	3.2- 11.6+	<i>Catabrosa aquatica</i>	1.1+ 1.0
<i>C. flacca</i>	4.3- 12.4-	<i>Epilobium adenocaulon</i>	2.2+ 1.0
<i>C. nigra</i>	4.2- 13.1-	<i>E. hirsutum</i>	4.2+ 13.2+
<i>C. panicea</i>	3.3- 11.0	<i>E. obscurum</i>	2.1+ 5.1+
<i>C. serotina</i>	4.3- 13.4-	<i>E. tetragonum</i>	2.1+ 4.1-
<i>Centunculus minimus</i>	2.2- 10.5-	<i>Equisetum palustre</i>	2.1+ 10.2-
<i>Cirsium palustre</i>	4.2- 12.1-	<i>Eupatorium cannabinum</i>	4.2+ 11.0
<i>Epipactis palustris</i>	4.4- 13.8-	<i>Juncus effusus</i>	4.2+ 13.3+
<i>Equisetum variegatum</i>	3.3- 3.1-	<i>Limosella aquatica</i>	2.2+ 1.0
<i>Erica tetralix</i>	3.3- 9.1+	<i>Polygonum lapathifolium</i>	2.1+ 5.1-
<i>Eriophorum angustifolium</i>	2.2- 11.8-	<i>P. minus</i>	1.1+ 2.1-
<i>Euphrasia officinalis</i>	4.2- 12.4-	<i>P. mite</i>	2.1+ 3.0
<i>Galium palustre</i>	4.2- 11.1-	<i>Ranunculus sceleratus</i>	3.2+ 9.0
<i>G. uliginosum</i>	4.2- 11.4+	<i>Rorippa amphibia</i>	1.1+ 6.1-
<i>Gentianella amarella</i>	3.3- 7.4-	<i>R. islandica</i>	3.3+ 8.3+
<i>G. campestris</i>	3.3- 7.5-	<i>Typha angustifolia</i>	3.3+ 8.1-
<i>Gymnadenia conopsea</i>	3.3- 8.7-	<i>T. latifolia</i>	3.3+ 9.1+
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	4.3- 13.4-		
<i>Hypericum tetrapterum</i>	3.2- 11.4-		
<i>Iris pseudacorus</i>	3.2- 10.1+	totaal 19 plantesoorten	
<i>Juncus alpino-articulatus</i>	3.2- 12.4-	<sup>*)</sup> de toe- en afname van de vermelde soorten is gerelateerd aan veranderingen in niet geïnfiltreerde duingebieden. Alleen duidelijk beïnvloede soorten zijn opgenomen.	
<i>Listera ovata</i>	3.2- 9.0		
<i>Littorella uniflora</i>	2.2- 9.6-		
<i>Lotus uliginosus</i>	4.2- 10.0		
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	4.2- 11.1-	<sup>**) per plantesoort geeft het eerste getallenpaar de floristische verandering binnen vier geïnfiltreerde duingebieden aan, het tweede paar de verandering in 13 niet geïnfiltreerde gebieden. Per paar geeft het eerste getal aan in hoeveel gebieden de soort voorkomt of voorkwam, terwijl het tweede getal het bruto aantal gebieden is waarin het voorkomen van de soort duidelijk is veranderd tussen 1850 en 1978. Hierbij geeft "-" aan dat de soort in de betreffende gebieden is afgenomen en "+" dat de soort is toegenomen.         </sup>	
<i>Lysimachia thyrsiflora</i>	2.2- 1.0		
<i>L. vulgaris</i>	3.2- 9.3-		
<i>Lythrum salicaria</i>	3.2- 11.2-		
<i>Mentha aquatica</i>	4.3- 13.4-		
<i>Menyanthes trifoliata</i>	1.1- 6.1-		
<i>Myosotis caespitosa</i>	4.3- 12.2-		
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	3.2- 10.2-		
<i>Orchis incarnata</i>	4.4- 9.5-		
<i>O. maculata</i>	2.2- 9.6-		
<i>O. majalis</i>	3.3- 7.3-		
<i>O. morio</i>	3.3- 8.4-		
<i>Parnassia palustris</i>	3.3- 12.6-		
<i>Pinguicula vulgaris</i>	1.1- 1.1+		
<i>Prunella vulgaris</i>	4.3- 12.2-		
<i>Ranunculus flammula</i>	4.3- 12.3-		
<i>Sagina nodosa</i>	3.3- 12.5-		
<i>Salix cinerea</i>	3.2- 13.1-		
<i>Schoenus nigricans</i>	3.3- 10.6-		
<i>Scirpus setaceus</i>	4.4- 9.4-		
<i>Scutellaria galericulata</i>	4.3- 10.2-		
<i>Succisa pratensis</i>	2.2- 3.2-		
<i>Thelypteris palustris</i>	1.1- 6.0		
<i>Valeriana officinalis</i>	4.3- 11.0		
totaal 50 plantesoorten			



van LONDO (1975) en VAN DER WERF (1974) dat het "voedselrijker worden van het milieu" de sleutelfactor is voor de veranderingen van de oevervegetatie bij duininfiltratie, is hiermee aannemelijk gemaakt.

LONDO en VAN DER WERF doen over de direkte oorzaken van de vegetatieverruiging op de oevers in geïnfiltreerde duingebieden voornamelijk kwalitatieve uitspraken. Er is op grond van hun onderzoeksresultaten echter nauwelijks op te maken of duininfiltratie authentieke vegetaties van phreatophyten altijd uitsluit, met andere woorden of doeltreffende maatregelen betreffende beheer, bedrijfsvoering<sup>o</sup> of zelfs produktiesysteem mogelijk zijn. Als men verdere verruiging wil tegen gaan en mogelijkheden wil aangeven voor het herstel van de oorspronkelijke vegetatie, dan zijn kwantitatieve gegevens over de omvang en vooral de oorzaken van de effecten van duininfiltratie op de vochtminnende vegetaties onontbeerlijk. De nadruk van de in de hoofdstukken 2 tot en met 6 beschreven analyses ligt op het kwantificeren van de relatie tussen de nutriëntverrijking door infiltratie en het effect daarvan op de oevervegetaties. De nutriëntverrijking is benaderd door middel van verschillende ingreepparameters (ook wel "dosisparameters" genoemd). Deze parameters betreffen de concentratie van drie mogelijk groeibepalende makronutriënten in het water van de onderzochte plassen en de belasting (in ruimte en tijd) van deze makronutriënten via het in de plasoevers stromende grondwater. Het effect van het "voedselrijker worden van het vochtige duinmilieu" is hoofdzakelijk uitgedrukt in waarden van oppervlaktebedekking door combinaties van ruigtesoorten. De centrale hypothese is steeds dat de "verruiging" van de vegetatie een monotoon stijgende funktie van de nutriëntvoorziening is. "Verruiging" kan hier zowel worden opgevat als de snelheid van het proces van de verruigingssessie als de intensiteit van de verruigingstoestand van de vegetatie. In de hier beschreven transversale onderzoeken is steeds de tweede betekenis gebruikt.

De inhoud van de volgende hoofdstukken is kortweg als volgt. In hoofdstuk 2 worden de oevervegetaties van infiltratie- en kwelplassen in vier geïnfiltreerde duingebieden besproken. In dit hoofdstuk wordt verder een poging gedaan om de oevervegetatie op gebieds- en plasniveau te relateren aan het nutriëntenaanbod door infiltratie.

Hoofdstuk 3 beschrijft de eerste stap in het proces van eutrofiëring onder invloed van oppervlakte-infiltratie : de penetratie van voedingsstoffen in het oekosysteem van het duingebied. Het onderzoek is uitgevoerd in drie infiltratiegebieden.

Het in hoofdstuk 4 besproken onderzoek speelde zich af in twee geïnfiltreerde duingebieden. In dit hoofdstuk wordt de relatie tussen de oevervegetaties en de nutriëntvoorziening via in de oevers infiltrerend water belicht. De oevervegetatie is beschreven op basis van bedekkingswaarden van twee eenvoudige combinaties van ruigtesoorten.

Het in hoofdstuk 5 aan de orde komende onderzoek is ten opzichte van het voorgaande hoofdstuk uitgebreid door het betrekken van vier niet geïnfiltreerde maar vochtige duingebieden in het relatieonderzoek. Deze uitbreiding heeft tot gevolg dat ook situaties met een lage waarde voor de nutriëntvoorziening zijn onderzocht. Bovendien is de vegetatie via meer parameters dan in het voorgaande hoofdstuk beschreven.

In hoofdstuk 6 tenslotte wordt naast de nutriëntvoorziening via infiltrerend water aandacht besteed aan de voorziening van oevervegetaties met voedingsstoffen vanuit de mineralisatie van organische stof in de bodem.

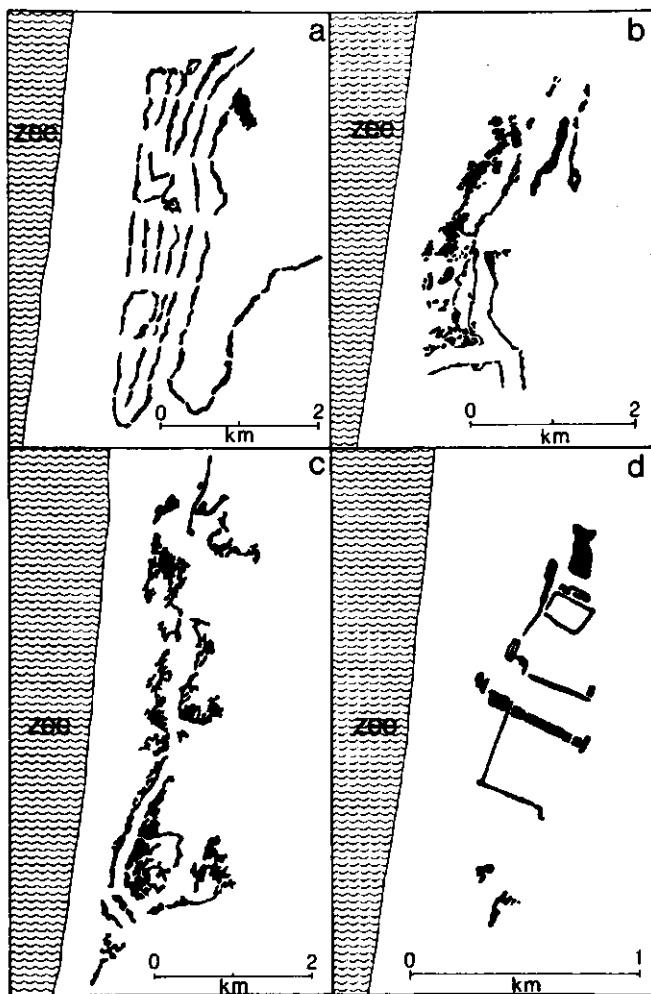
## 2. BESCHRIJVEND ONDERZOEK VAN DE OEERVEREGATIE IN VIER GEINFILTREERDE DUINGEBIEDEN ; RELATIES TUSSEN DE VEGETATIE EN NUTRIËNTPARAMETERS OP GEBIEDS- EN OP PLASNIVEAU

De paragrafen 2.3.1 en 2.3.2 behandelen inventarisaties van oevervegetaties in vier infiltratiegebieden. De eerste paragraaf gaat in op het voorkomen van een aantal ruigtesoorten op de oevers. De tweede paragraaf behandelt de inventarisaties aan de hand van andere vegetatieeigenschappen. In paragraaf 2.3.3 komen relaties aan de orde tussen de in paragraaf 2.3.1 besproken ruigtesoorten en parameters van nutriëntvoorziening.

### 2.1. DE BELANGRIJKSTE RUIGTEPLANTEN OP OEVERS IN GEINFILTREERDE DUINGEBIEDEN

In de Luchterduinen, Berkheide, Meijndel en de Westlandse duinen werden tussen 1976 en 1979 de oevers van infiltratie- en kwelplassen onderzocht op de vegetatiesamenstelling. De keuze van de monsterpunten geschiedde at random ten aanzien van de vegetatie, behalve dat struweel werd vermeden. De resultaten hebben dus alleen betrekking op de op de oevers aanwezige kruidachtige vegetatie, eventueel gemengd met solitaire kleine struiken. De infiltratieplasoevers werden op vaste afstanden langs de oeverlijn bemonsterd volgens de Braun-Blanquet-methode. De proefvlakgrootte bedroeg  $10 \text{ m}^2$  en de bedekking werd per plantesoort geschat volgens de decimale schaal van LONDO (1975). Kwelplassen werden alleen in Berkheide en Meijndel volgens deze methode onderzocht. Voor de kleine kwelplassen werd de proefvlakgrootte aangepast ( $2 \text{ m}^2$ ).

De infiltratieplassen zijn in figuur 2 per gebied aangegeven. De bemonstering van de infiltratieplassen geschiedde dusdanig dat minimaal één derde van het aantal plassen en van de oeverlengte per gebied werd geïnventariseerd. In tabel 2 wordt de bemonstering van de infiltratieplassen nader gekwantificeerd.



FIGUUR 2. De infiltratieplaatsen in vier gefinfiltrateerde duingebieden

a = Luchterduinen (Amsterdamsche Waterleidingduinen)

b = Berkheide

c = Meijendel

d = Westlandse duinen (Solleveld)

TABEL 2. Overzicht van de bemonstering der infiltratieplasoevers

gebied :	Luchter- duinen	Berkheide	Meijndel	Westlandse duinen
totale oeverlengte (m)	55.440	54.000	67.500	8.950
aantal inf.plassen/gebied	40	46	22	15
aantal bemonsteringen	50	96	179	37
bemonsterde oeverlengte(m)	19.470	21.600	29.900	6.600
idem t.o.v. tot.lengte (%)	35	40	44	74
aantal bemonsterde plassen	14	20	16	8
aantal monsters/km oeverlengte	2,6	4,9	6,7	5,6

Naast de infiltratieplassen zijn in Berkheide 14 kwelplassen en in Meijndel 12 kwelplassen onderzocht (van de circa 150 kwelplassen per gebied). Deze kwelplassen lagen goed verdeeld over het bereik van de voorkomende afstanden tot de "voedende" infiltratieplassen, terwijl tevens de stroomsnelheden van het grondwater in hun omgeving sterk uiteenliepen. In totaal werden in deze kwelplassen ruim 200 bemonsteringen van de oevervegetatie uitgevoerd.

De resultaten van de vegetatiebemonstering van de plasoevers worden weergegeven in de tabellen 3 tot en met 9 (bijlage 8.3). Uit deze tabellen blijkt dat zeven plantesoorten per gebied gemiddeld 70 tot 90 % van de totale vegetatiebedekking op de infiltratieplasoevers uitmaken. Op de kwelplasoevers beslaan deze zeven soorten 60 en 85 %. In tabel 10 worden deze meestvoorkomende plantesoorten (*Calamagrostis epigejos*, *Mentha aquatica*, *Lycopus europaeus*, *Eupatorium cannabinum*, *Epilobium hirsutum*, *Cirsium arvense* en *Urtica dioica*) met hun gemiddelde bedekingspercentages in de verschillende onderzoeksgebieden vermeld.

De zeven soorten staan, uitgezonderd *Mentha*, als erg nutriënt-minnend bekend : het stikstofgetal volgens ELLENBERG (1979) bedraagt 7 tot en met 9 (*Mentha aquatica* : 5). Verder betreft het vochtminnende soorten, behalve *Cirsium arvense* en *Urtica dioica* die niet obligaat aan nabij grondwater gebonden zijn, ter-

TABEL 10. Gemiddelde bedekkingspercentages van de 7 meest voorkomende oeverplanten in vier infiltratiegebieden

plassen in volgorde van afnemende bedekking door <i>Urtica dioica</i> op de oever :	infiltratieplassen				kwelplassen	
	Meijendel	Luchterduinen	Berkheide	Westlandse d.	Berkheide	Meijendel
<i>Urtica dioica</i>	35	35	18	15	8	0,4
<i>Cirsium arvense</i>	4	2	0,8	1,2	0,9	0,7
<i>Epilobium hirsutum</i>	16	0	5	4	14	3
<i>Eupatorium cannabinum</i>	5	0	0,3	0	4	4
<i>Calamagrostis epigejos</i>	11	19	34	43	36	28
<i>Mentha aquatica</i>	2	12	5	0,4	11	14
<i>Lycopus europaeus</i>	2	5	3	1	4	5
totaal 7 soorten	75	72	68	64	79	54
totaal alle soorten	85	86	80	89	93	88
tot. <i>Urtica</i> <sup>t</sup> / <sub>m</sub> <i>Eupatorium</i>	60	36	24	19	28	8

wijl ook *Calamagrostis epigejos* -vrij spaarzaam- onder droge omstandigheden in de duinen kan voorkomen. Verder vermeldt LONDO (1966 a en b) dat bij zeer extreme peilfluctuaties van het grondwater, zoals die bij duininfiltratie kunnen voorkomen, *Urtica dioica*, *Epilobium hirsutum* en *Eupatorium cannabinum* niet meer voorkomen.

Bovenstaande kwantificering van de bij infiltratie meest voorkomende oeverplanten zegt weinig zonder vergelijking met vergelijkbare oevers in niet geïnfiltreerde duingebieden. VAN DIJK et al. (1982) vermelden resultaten van een ter referentie verrichte inventarisatie van oevers in niet geïnfiltreerde en nog vochtige duinen. Het betreft circa 80 vegetatiebemonsteringen door J.A. Meltzer, waarvan de analyse in hoofdstuk 5

wordt gepresenteerd. Een grafische weergave van deze vergelijking biedt figuur 15 (paragraaf 4.4.1a). De vegetatie op vergelijkbare plasoevers van de niet geïnfiltreerde duingebieden Terschelling, Zwanenwater en Voorne bleek nooit gemiddeld hogere bedekkingen dan 5 % te vertonen voor *Urtica dioica*, *Cirsium arvense*, *Epilobium hirsutum* en *Eupatorium cannabinum* samen. *Calamagrostis epigejos*, *Mentha aquatica* en *Lycopus europaeus* bleken hier weliswaar in wat hogere bedekking voor te komen maar samen maakten ze toch niet meer uit van de oevervegetatie dan gemiddeld 15 % per gebied. Kortom, op niet onder invloed van infiltratie staande duinplasoevers is de bedekking door voornoemde zeven plantesoorten véél lager -samen niet meer dan gemiddeld 15 % per gebied- dan de 60 tot 80 % op de kwel- en infiltratieplasoevers in geïnfiltreerde duingebieden.

De zeven plantesoorten blijken ook erg belangrijk in waarnemingsreeksen van de vegetatie op infiltratieplasoevers in de tijd (LONDO, 1975 ; VAN DER WERF, 1974) en wel meteen vanaf het begin van de infiltratie. Volgens dominerende of optimum bedekking is in de ongeveer twintigjarige suksessie een globale volgorde vastgesteld. Achtereenvolgens domineerden in de loop van de tijd op veel plaatsen langs de infiltratieplassen *Calamagrostis epigejos* (vaak met veel *Carex arenaria* en *Cirsium arvense*), *Mentha aquatica*, *Lycopus europaeus*, *Eupatorium cannabinum*, *Epilobium hirsutum* en *Urtica dioica* (vaak gemengd met sekundair weer optredende *Cirsium arvense* en naar de nattere oeverdelen overgaand in dominantie van *Phragmites australis*). Deze ontwikkeling ging samen met een sterke afname van het aantal plantesoorten in de vegetatie, afname van de onderlinge verschillen binnen de oevervegetatie en een steeds sterkere dominantie van de meest voedselminnende soorten : allemaal symptomen van een verruigingsproces. Bovenstaande reeks van plantesoorten wordt daarom een "verruigingsreeks" genoemd (LONDO, 1975). Het vóórkomen van *Eupatorium cannabinum*, *Epilobium hirsutum*, *Cirsium arvense* en *Urtica dioica* op het eind van deze reeks, tezamen met de eerder genoemde waarneming dat juist deze soorten in natuurlijke vochtige valleien niet of

nauwelijks deel uitmaken van oevervegetaties, leidde ertoe de bedekking van deze vier soorten samen als indicatie voor "extreme verruiging" te beschouwen. *Urtica dioica* wordt van deze vier weer als meest extreme ruigteplant beschouwd ; een begroeiing van vrijwel uitsluitend deze soort is tot nu toe het eindstadium van de verruigingssuksessie van de kruidachtige oevervegetatie. Hierna kan eventueel struweelvorming (met *Sambucus nigra*, *Salix repens* en andere *Salix*-soorten, *Betula spec. e.d.*) volgen die buiten het bestek van dit proefschrift valt. Het vóórkomen van *Calamagrostis epigejos*, *Mentha aquatica* en *Lycopus europaeus* in hoge bedekkingen kan worden beschouwd als een tussenstadium tussen authentieke duinvalleivegetaties, waarin meestal lage en weinig voedselminnende zegge- en grassoorten domineren, en de extreem verruigde situaties.

## 2.2. ANDERE KENMERKEN VAN DE OEERVEREGETATIE IN GEÏNFILTREERDE DUINGEBIEDEN

Uit de tabellen 3 t/m 8 (bijlage 8.3) zijn méér karakteristieken van de oevervegetaties af te leiden dan alleen de wat de bodembedekking betreft belangrijkste plantesoorten (voorgaande paragraaf). In de tabellen zijn de resultaten voor alle plantesoorten weergegeven als gemiddelde per infiltratie- of kwelplas. De plas- sen zijn gerangschikt in volgorde van oplopende bedekking van *Urtica dioica* als indicatie voor toenemende verruigingstoestand. Alleen de infiltratieplassen in Meijndel zijn gerangschikt in volgorde van een toenemende geïnfiltreerde "waterschijf", dat wil zeggen volgens oplopende hoeveelheid infiltratiewater per eenheid van plasoppervlak en per tijdseenheid. Deze rangorde komt echter globaal overeen met die van een toenemende *Urtica*-bedekking (zie figuur 4, paragraaf 2.3.2b). Hier wordt nader ingegaan op de tabellen 3 t/m 8.

### 2.2.1. Infiltratieplasoevers

Per infiltratiegebied zijn de bevindingen globaal als volgt :



a. Luchterduinen of Amsterdamse Waterleidingduinen (tabel 3)

Van de "extreme" ruigtesoorten is *Urtica dioica* de enige met een vegetatiebedekking van betekenis ; *Epilobium hirsutum* ontbreekt zelfs vrijwel geheel. De rangorde van de 14 bestudeerde plassen volgens oplopende *Urtica*-bedekking komt globaal overeen met een rangorde in oplopende leeftijd van de plassen. Verder is de -te verwachten- trend waar te nemen dat hoe hoger de gemiddelde *Urtica*-bedekking is, des te lager het gemiddelde aantal plantesoorten is, zowel per proefvlak als per plas. Toename van *Urtica* gaat samen met een afnemende bedekking door *Mentha aquatica* en *Lycopus europaeus*, maar vertoont geen relatie met de *Calamagrostis*-bedekking.

b. Berkheide (tabel 4)

In vergelijking tot het voorgaande gebied komt vooral veel *Epilobium hirsutum* voor. Verder is een opvallend verschil dat hier géén relatie tussen *Urtica*-bedekking en leeftijd van de plassen kan worden aangetoond. Wel is er weer een -hier onduidelijker- trend van afname van het aantal soorten bij toenemende *Urtica*-bedekking. De *Urtica*-bedekking is duidelijk negatief gekorreleerd met de bedekking door de "niet extreme" ruigtesoorten *Mentha*, *Lycopus* en *Calamagrostis* samen.

c. Meijndel (tabel 5)

In vergelijking tot de andere gebieden komt veel *Epilobium hirsutum*, *Eupatorium cannabinum* en *Phragmites australis* voor. Hoe groter de per seizoen geïnfiltreerde waterschijf -dus hoe hoger de infiltratieproduktie per eenheid van plasoppervlak-, des te hoger is de oeverbedekking door *Urtica dioica* en des te lager is tegelijk de bedekking door *Mentha*, *Lycopus* en *Calamagrostis* samen op de oevers. De per seizoen geïnfiltreerde waterschijf is tevens negatief gekorreleerd met de leeftijd van de plassen.<sup>1)</sup> Met andere woorden : hoe jonger de plas is, des te hoger is de waterwintechnische efficiëntie van het plasoppervlak. De geïnfiltreerde waterschijf vertoont tenslotte de trend van een negatieve korrelatie met het aantal soorten in de vegetatie.

<sup>1)</sup> gevolg van een in de loop der tijd veranderde wijze van aanleg van de infiltratieplassen in Meijndel (VAN DIJK, 1982)

d. Westlandse duinen of Solleveld (tabel 6)

Er is geen *Eupatorium cannabinum* aangetroffen. De bedekking door *Urtica dioica* vertoont geen relatie met de bedekking van andere soorten afzonderlijk of met het aantal soorten per proefvlak of plas.

Enkele konklusies over de infiltratieplasoevers :

Het meest opvallend aan de oevervegetatie van de infiltratieplassen in alle vier studiegebieden is het sterk voedselminnende karakter van de erin voorkomende soorten : géén van deze soorten heeft een stikstofgetal (ELLENBERG, 1979) lager dan 4. Ter referentie zij vermeld dat het gemiddelde stikstofgetal van de authentieke duinvalleisoorten 3,5 bedraagt (naar : VAN DER WERF, 1974). De soorten met een stikstofgetal hoger dan 6 hebben daarbij een gezamenlijke bedekking van ruim 95 % der totale vegetatiebedekking, zodat geen ruimte wordt gelaten voor de kleinere en langzamer groeiende oorspronkelijke plantesoorten.

Tussen de infiltratiegebieden bestaan vrij grote onderlinge verschillen in de samenstelling van de oevervegetatie. Een aantal soorten komt duidelijk in één of meer van de vier studiegebieden meer voor dan in de andere gebieden. Per gebied is een groep soorten samengesteld die dat gebied lijkt te prefereren boven de andere. In tabel 9 (bijlage 8.3) worden deze groepen aangegeven. Van deze soortengroepen zijn gemiddelde milieuindicatiewaarden (ELLENBERG, 1979) bepaald. Het gemiddeld stikstofgetal bedraagt voor de voor Luchterduinen, Berkheide, Meijndel en Westlandse duinen karakteristieke soortengroepen respectievelijk 6 ; 7,5 ; 5,5 en 7,5. Deze verschillen zijn niet significant. De soorten die Berkheide en de Westlandse duinen -beide met boezemwater geïnfilteerd- lijken te prefereren, vertonen dus de trend van een hogere nutriëntminnendheid dan de met rivierwater geïnfilteerde gebieden. De andere oekologische indicaties van de "voorkeur-soorten" geven nog minder duidelijke verschillen te zien tussen de gebieden onderling. Alleen wat betreft de tolerantie voor sterke waterpeilfluctuaties is er een duidelijk verschil : in Meijndel komen veel minder soorten met een grote tolerantie voor.

## Diskussie

De oevervegetatie van de Westlandse infiltratieplassen verschilt sterk van die der andere gebieden. De elders gekonstateerde relaties gaan hier niet op en *Urtica dioica* komt er relatief weinig voor, terwijl toch zal blijken (paragrafen 2.3.1 en 2.3.2) dat de nutriëntconcentratie en -aanvoer vergelijkbaar is met die der andere gebieden. De waarschijnlijke verklaring is te vinden in de relatief lage leeftijd van de infiltratieplassen : 7 jaar ten opzichte van meestal 20 tot 25 jaar in de andere gebieden. Wat betreft de lage bedekking door *Urtica dioica* moet worden bedacht dat deze zich generatief moeilijk kan vestigen door zijn relatief zware zaden. Na de eerste vestiging heeft de soort een vrij lange tijd nodig om via hoofdzakelijk vegetatieve vermeerdering een stabiele situatie te bereiken.

Een frappant verschil tussen Meijndel en Luchterduinen is te vinden voor de relatie tussen *Urtica*-bedekking en de leeftijd van infiltratieplassen. De jongste infiltratieplassen vertonen in de Luchterduinen de laagste bedekking, in Meijndel juist de hoogste bedekking. De oorzaak van de laagste bedekkingen in de Luchterduinen zou dezelfde kunnen zijn als de eerder veronderstelde oorzaak voor het weinig voorkomen in de Westlandse duinen : *Urtica dioica* heeft langere tijd nodig voor vestiging en het bereiken van een evenwichtssituatie. Populatiodynamisch is het hierbij van belang dat *Urtica* van nature voorkomt in struwelen en daar ook fruktificeert. In Meijndel zijn deze struwelen altijd aanwezig geweest tot dichtbij de infiltratieplassen. In de Luchterduinen zijn de struwelen daarentegen door de hier veel grootschaliger vergravingen vrijwel verdwenen geweest nabij de infiltratieplassen zodat generatieve vestiging hier moeilijker moet zijn geweest. Op de oorzaak dat in Meijndel nu juist de jongste infiltratieplassen de hoogste *Urtica*-bedekking vertonen, wordt in paragraaf 2.3.2 nader ingegaan.

Naast verschillen in leeftijd van de plassen zouden ook ver-

schillen in het verloop van de fluktuaties van het waterpeil verantwoordelijk kunnen zijn voor verschillen in de oevervegetatie. Zo wijken binnen Meijndel de infiltratieplassen 2.5, 8.4 en 27.3 sterk af van de overige plassen (tabel 5). Deze pannen hebben een lage leeftijd en een hoge infiltratie/oppervlakteverhouding, maar daarnaast vertonen ze relatief grote schommelingen van de grondwaterstand in de oever gedurende het zomerseizoen. Het daardoor vaak onderbreken van de vochtvoorziening vanuit het grondwater kan de belangrijkste reden zijn voor het vrijwel ontbreken van de vier "extreme ruigtesoorten". Aangezien ook tussen de verschillende infiltratiegebieden grote verschillen bestaan in het fluktuatieverloop van het waterpeil, zou een deel van de onderlinge verschillen in oevervegetaties wellicht daaruit te verklaren zijn. Het waterpeil van de infiltratieplassen is in het algemeen het stabielst in Meijndel, terwijl in de Luchterduinen de grootste en snelst verlopende fluktuaties voorkomen. Kenmerkende soorten van grote peilfluktuaties zoals *Chenopodium rubrum* (kleinblijvende "korte-dagvorm"), *Rorippa islandica*, e.d. werden in Meijndel alleen aangetroffen in voornoemde drie infiltratieplassen met sterke peilfluktuatie, maar zijn in de Luchterduinen en in mindere mate in Berkheide algemeen op vrijwel alle infiltratieplasoevers. Een soort die duidelijk ongunstig reageert op peilfluktuaties, is *Epilobium hirsutum*, één van de vier "extreme ruigtesoorten". Bij de grootste waterstandschommelingen ontbreekt deze soort geheel.

Er is verder nog een heel kompleks van verschillen tussen de infiltratiegebieden dat medeverantwoordelijk kan zijn voor de onderlinge verschillen in vegetatie op de infiltratieplasoevers. Te noemen zijn verschillen in duinreliëf en daarmee in beschutting, verschillen in dimensies en vorm van de infiltratieplassen en daarmee bv. in golfslag en andere verschillen in de aanleg van de plassen zoals al of niet vergraven oever, helling van de oever, enz.. Om één voorbeeld te noemen, *Phragmites australis* komt heel veel voor langs de oudere infiltratieplassen in Meijndel, maar veel minder in Berkheide en vrijwel niet in

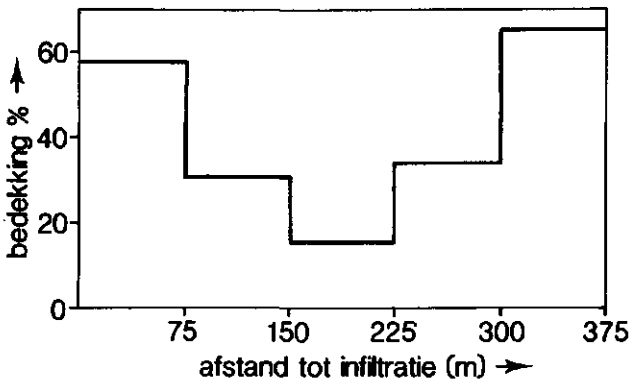
de Luchterduinen. Hiervan zou een (mede)oorzaak kunnen zijn dat de betreffende *Phragmites* erg gevoelig is voor zeewind en/of zoute depositie en in het reliëf- en struweelrijke Meijendel het meest, in de open Luchterduinen het minst daartegen wordt beschut. Een andere mogelijke oorzaak is dat in Meijendel vlak vóór de infiltratie nog in enkele valleitjes *Phragmites* voorkwam terwijl deze soort in de Luchterduinen door de langdurigere en sterkere verdroging verdwenen kan zijn geweest.

#### 2.2.2. Kwelplasoevers

Uit de tabellen 9 en 10 kan worden opgemaakt dat ook de kwelplassen tegenwoordig sterk verruigde oevers bezitten. Alleen plaatselijk (in Meijendel) komen soorten voor met het zeer lage stikstofgetal 2, terwijl het laagste stikstofgetal voor de soorten langs de infiltratieplassen 4 bedraagt (tabellen 7, 8 en 9). Het gemiddelde stikstofgetal van de soortengroepen die de kwelplasoevers in Meijendel en Berkheide "prefereren", bedraagt 2,8 resp. 5,7 (tabel 9). Het gemiddelde stikstofgetal van de soorten die vooral langs infiltratieplassen zijn aangekomen, is zoals vermeld in de vorige paragraaf 5,5 tot 7,5 per gebied. De kwelplassen in Meijendel vertonen dus een minder verruigde en genivelleerde vegetatie dan de infiltratieplassen. Ze nemen een intermediaire positie in tussen enerzijds de ongestoorde vochtige duinvalleien en anderzijds de kwel- en infiltratieplasoevers in andere infiltratiegebieden. Dit betreft zowel de bedekking door zeven door infiltratie bevorderde ruigtesoorten, het gemiddelde en laagste stikstofgetal van de oeversorten als de aanwezigheid van authentieke vochtminnende soorten.

Veel bewerkingen leverden weinig resultaten op ten aanzien van de relatie met infiltratieparameters. Er wordt volstaan met het aangeven van de relatie tussen kwelplasvegetatie en de afstand tot infiltratieplassen. Uit de in hoofdstuk 3 aan te tonen gradiënt van een bij toenemende afstand tot de infiltratieplassen verbeterende kwaliteit van het water -in Berkheide ondermeer

weerspiegeld in een duidelijk afnemend fosfaatgehalte-, is een verwachting af te leiden ten aanzien van de vegetatie. De verwachting is dat door de bij toenemende afstand verbeterende waterkwaliteit, de kwelplassen minder verruigde oevers zullen vertonen naarmate ze verder van de infiltratieplassen liggen. Om deze verwachting te toetsen is in Berkheide, het gebied met de meest geprononceerde gradiënt in waterkwaliteit (zie hoofdstuk 3), een inventarisatie van de vegetatie van 70 aselekt gekozen kwelplassen verricht (BOL et al., 1977). BOL et al. onderzochten de bedekking van 19 geselecteerde ruigtesoorten op de oevers. Het selectiekriterium was dat de betreffende soorten niet karakteristiek en authentiek zijn voor vochtige duinvalleien en tegelijk voedselminnend (met stikstofgetal hoger dan 7) zijn. De combinatie van 19 soorten komt overeen met de in de hoofdstukken 5 en 6 gehanteerde oekologische soortengroep "R 20" minus *Calamagrostis epigejos*. De resultaten van het onderzoek van BOL et al. worden in figuur 3 weergegeven in relatie tot de kortste afstand tussen de betreffende kwelplassen en de infiltratieplassen. Het blijkt



FIGUUR 4. De gemiddelde totale bedekking van 19 geselecteerde ruigtesoorten langs 70 kwelplassen in Berkheide in relatie tot de kortste afstand tussen kwel- en infiltratieplas (5 afstandklassen). Naar : BOL et al. (1977)

dat tot circa 200 meter vanaf de infiltratieplassen de verwachte gradiënt van afnemende verruiging wordt waargenomen maar dat verder van de infiltratieplassen de verruiging juist weer sterk toeneemt met de afstand. De drie extreme ruigtesoorten *Urtica dioica*,

*Eupatorium cannabinum* en *Epilobium hirsutum* samen vertonen globaal hetzelfde beeld : vlakbij de infiltratieplassen gemiddeld ruim 40 %, dalend tot circa 15 % op circa 200 meter afstand en daarna weer oplopend tot ongeveer 50 % tussen 300 en 400 meter vanaf de infiltratieplassen (naar BOL et al., 1977). Dit is, náást het gegeven dat ook in de andere bestudeerde infiltratiegebieden geen duidelijke gradiënten in de vegetatie met de afstand tot infiltratieplassen konden worden aangetoond (VAN HEZEWIJK, 1984 ; VAN OMMERING, 1981 ; RINGELBERG, 1982 en VAN DER ZWAN, 1978), een aanwijzing dat de waterkwaliteit in alle kwelgebieden reeds zo slecht is dat verschillen daarin geen onderscheiding in "vegetatiekwaliteit" meer opleveren. Dit mag geen konklusie zijn omdat de gradiënt in waterkwaliteit onontwaaarbaar is verstrengeld met andere -vooral hydrologische- gradiënten. Zo wordt met toenemende afstand tot de infiltratieplassen de fluctuatie in het grondwaterpeil steeds natuurlijker en stroomt het grondwater in de nabijheid van winningsmiddelen vaak sneller af. Dit zijn belangrijke factoren die naast de (grond)waterkwaliteit belangrijk kunnen zijn voor de vegetatiesamenstelling.

Het beschrijvende onderzoek leidde door de in de paragrafen 2.2a en 2.2b genoemde beperkingen nauwelijks tot harde konklusies aangaande de belangrijkste factoren in het mechanisme van de vegetatieverruiging en -nivellering. Daarom is overgegaan op de meer gerichte analyse die in de volgende paragrafen besproken wordt. De nadruk ligt hier op de nutriëntvoorziening en het uitsluiten van de andere door infiltratie beïnvloede factoren.

### 2.3. ENKELE RELATIES TUSSEN NUTRIËNTEN IN GROND- EN OPPERVLAKTEWATER EN DE OEVERVEGETATIE

Op de oevers van zowel infiltratie- als kwelplassen is de verruiging ver voortgeschreden (zie beide voorgaande paragrafen). Een relatie met de nutriëntenrijkdom van het infiltratiewater lijkt duidelijk (LONDO, 1975 ; VAN DER WERF, 1974). In de hieronder weergegeven analyses is de relatie nagegaan tussen de concentratie van de sterkst groeibepalende makronutriënten -minerale stikstof en orthofosfaat- en de verruiging van de oevervegetatie.

De dosis-effekt-relatie tussen nutriëntvoorziening en verruiging van de oevervegetatie is in dit hoofdstuk op twee ruimtelijke schaalniveaus benaderd : een vergelijking tussen infiltratiegebieden en een vergelijking tussen plassen binnen een infiltratiegebied.

### 2.3.1. Relatie tussen nutriëntconcentratie en verruigingstoestand

Na een analyse van infiltratieplassen op gebiedsniveau wordt een analyse van kwelplassen op plasniveau beschreven.

#### 2.3.1a. Infiltratieplasoevers

Bij infiltratieplassen met hun snelle inzijging van water in de oever, ligt het voor de hand dat de kwaliteit van het aangrenzende oppervlaktewater van grote invloed is op de oevervegetatie. Konfrontatie van de in voorgaande paragraaf vermelde mate van per gebied gemiddelde verruigingstoestand met de kwaliteit van het ingelaten water (zie hoofdstuk 3 en VAN DIJK, 1982) levert resultaten op als weergegeven in tabel 11.

De hoogste fosfaatconcentraties gaan samen met de laagste waarden van verruiging volgens bedekking door de vier extreme ruigtesoorten. De onderlinge verschillen in stikstofconcentratie leveren géén relatie op met de verruigingstoestand. Deze resultaten hebben een erg globaal karakter door het hanteren van gemiddelde waarden per gebied en het lage aantal beschouwde gebieden. De relatief lage leeftijd van de Westlandse infiltratieplassen kan bijvoorbeeld een onvergelykbare (lage) graad van verruiging opleveren als de suksessie nog niet tot een evenwichtige situatie heeft geleid. Ook waarnemingen op lager schaalniveau duiden er op dat er binnen de voorkomende reeks van waarden niet of nauwelijks een relatie kan worden aangetoond tussen de nutriëntconcentratie in de infiltratieplas en de verruigingstoestand van de oevervegetatie. Zo blijken binnen de bestudeerde infiltratiegebieden de verschillende infiltratieplassen die hetzelfde water ontvangen, zeer uiteenlopende waarden voor de gemiddelde verruiging van de oevervegetatie te vertonen. Verschil-



TABEL 11. Verruigingsstoestand van de oevervegetaties van infiltratieplassen (gemiddeld per gebied) en nutriëntparameters van het infiltratiewater (situatie 1976 - 1977)

gebied :	Meijndel	Luchterd.	Berkheide	Westlandse d.
<u>Dosisparameters</u>				
koncentratie inlaatwater				
-orthofosfaat (mg $PO_4^{3-}/l$ ) <sup>1)</sup>	0,26 (0,89)	0,15(0,76)	1,9	1,95
-nitraat (mg $NO_3^-$ )	18	23	11	19
beperkende nutriënt	P	P	N	N
<u>Effektparameters</u> <sup>2)</sup>				
gem.bedekking (%) van				
-alleen <i>Urtica dioica</i>	35	34	18	15
-4 extreme ruigtesoorten <sup>3)</sup>	60	37	24	19
-7 ruigtesoorten <sup>3)</sup>	75	72	64	64
gem.N-getal "preferente soorten" <sup>4)</sup>	5,5	6	7,5	7,5
<u>Storende factoren</u>				
leeftijd plassen (jaren)	3 - 20	13 - 20	2 - 27	3 - 7
peilfluctuatie	klein(-groot)	groot	matig-groot	matig-groot
beschutting	matig-veel	weinig-matig	weinig-veel	weinig-matig
slib op oevers	-	+	+	?
<sup>1)</sup> tussen haakjes wordt de orthofosfaatconcentratie in het jaar vóór verbeterde voorzuivering vermeld (Meijndel : 1975 ; Luchterduinen : 1973) <sup>2)</sup> het aantal waarnemingen wordt in tabel 2 vermeld <sup>3)</sup> voor de samenstelling van deze combinaties zie tabel 10 <sup>4)</sup> zie tabel 9 (bijlage 8.3)				

len in leeftijd van de plassen geven soms een verklaring hiervoor (Luchterduinen, zie paragraaf 2.2a), maar ook plassen van dezelfde leeftijd laten vaak grote verschillen in verruigingsgraad zien bij eenzelfde waterkwaliteit. Op een lager schaalniveau van vegetatieanalyse -vergelijking van proefvlakken binnen één plas- zal blijken dat vooral voor de oudere infiltratieplassen in Meijndel een heel grote spreiding in verruigingswaarden kan worden gevonden (hoofdstuk 4). Deze spreiding is niet gekorreleerd met bijvoorbeeld de afstand tot de inlaatpunten van het infiltratiewater en daarmee samenhangende afname van de nutri-

entk concentratie (paragraaf 3.4.4). De konklusie uit het voorgaande is dat verschillen in verzuigingsstoestand van de infiltratieplasoevers niet verklaard kunnen worden uit de verschillen in concentratie van groeibepalende of beperkende makronutriënten in het water van de infiltratieplassen.

### 2.3.1b. Kwelplasoevers

Ook bij kwelplassen die plaatselijk sterke inzigging van het water in de oever vertonen, is evenals bij de infiltratieplassen een relatie te verwachten tussen de kwaliteit van het oppervlaktewater en de oevervegetatie. Uit de tabellen 7 en 8 kan worden opgemaakt dat de bedekking door de vier extreme ruigtesoorten op de oevers een duidelijke positieve korrelatie vertoont met de orthofosfaatconcentratie in het kwelplaswater. Met de concentratie minerale stikstof in het nabije oppervlaktewater wordt géén relatie gevonden. In Berkheide en Meijndel gaan voor de kwelplassen dus de hoogste fosfaatgehalten in het water samen met de hoogste verzuigingswaarden (op grond van vier soorten). Dit is in tegenspraak met de waarnemingen aan de infiltratieplasoevers waar de hoogste fosfaatwaarden juist samengingen met relatief lage waarden van verzuigingsstoestand (zie tabel 11). Bij de grotere kwelplassen wordt, evenals bij de infiltratieplassen, een grote verscheidenheid in bedekkingsgraad door de extreme ruigtesoorten waargenomen voor de oevers van één plas.

De analyse van de infiltratieplas- en kwelplasoevers kan worden samengevat in de konklusie dat de nutriëntconcentratie in het nabije oppervlaktewater binnen de bestudeerde reeks van waarden géén verklaring biedt voor verschillen in verzuigingsgraad van de oevervegetaties. Uit de tabellen 7 en 8 blijkt echter wél dat het vóórkomen van zeer nutriëntmijdende soorten in de oevervegetatie (*Parnassia palustris*, *Epipactis palustris*, *Carex panicea*, *Schoenus nigricans* en andere) samengaat met de laagste orthofosfaatconcentratie in het aangrenzende plaswater (één kwelplas in Meijndel). De mate van verzuiging, gemeten aan de hand van kombinaties van indikatorsoorten, kan echter niet

worden verklaard uit de concentraties van de groeibepalende makronutriënten in het oppervlaktewater. Voor het voorkomen van ruigtesoorten kan een aantal andere ("storende") factoren medebepalend zijn. Hierbij kan gedacht worden aan de in figuur 1 aangeduide vergraving en hellingshoek van de oever, peilfluctuatie, humusgehalte en aanvoer van eventuele gifstoffen, e.a. . Daarnaast kan de snelheid van de grondwaterstroming een belangrijke rol spelen in de nutriëntvoorziening van de oevervegetatie. De stroomsnelheid van het grondwater bepaalt mede de aanvoer van de nutriënten per tijds- en oppervlakteëenheid (de "belasting") en daarmee de mate van concentratieafname in het grondwater door nutriëntverbruik van nabije vegetatie. Daarnaast kan deze stroomsnelheid bepalen in hoeverre door wortelopname ontstane diffusiegradiënten doorbroken worden (NYE & TINKER, 1977). Tenslotte speelt de stroomsnelheid van het grondwater een rol bij de aanvulling van nutriënten die anders dan door opname door planten zijn verdwenen uit het grondwater (adsorptie aan bodemdeeltjes, precipitatie, denitrifikatie en dergelijke). Deze overwegingen leiden ertoe ook steeds de snelheid van het grondwater te betrekken bij het benaderen van de nutriëntvoorziening van de vegetatie. Hierbij is het produkt van de stroomsnelheid en de nutriëntconcentratie van het infiltrerende oppervlaktewater beschouwd als een maat van "bruto nutriëntbelasting".

### 2.3.2. RELATIE TUSSEN NUTRIËNTBELASTING EN VERRUIGINGSTOESTAND

De oevervegetatie van infiltratieplassen wordt op twee ruimtelijke schaalniveaus gerelateerd aan de bruto nutriëntbelasting. In beide gevallen is deze belasting berekend uit het produkt van de geïnfiltreerde waterschijf en de gemiddelde nutriëntconcentratie in het bodempenetrerende oppervlaktewater.

#### 2.3.2a. Infiltratieplassen op gebiedsniveau

Door VAN DIJK (1982) is voor vier infiltratiegebieden de nutriëntbelasting per eenheid geïnfiltreerd oppervlak berekend. De

TABEL 12. Verruigingstoestand van de oevervegetaties van infiltratieplassen (gemiddeld per gebied) en de nutriëntbelasting van het geïnfiltreerde oppervlak (1976-'77)

gebied :	Meijndel	Luchterd.	Berkheide	Westlandse d.
<u>Dosisparameters</u>				
nutriëntbelasting/inf.opp.				
-orthofosfaat (kg/ha.jaar) <sup>1)</sup>	225(401)	71(357)	550	1070
-idem, "effektieve -" "	225(401)	71(357)	88	450
-idem, "kumulatieve -" <sup>++)</sup> (kg/m <sup>2</sup> )	23	29	44	58
-nitraat (kg/ha.jaar)	8.600	10.800	2.030	10.500
<u>Effektparameters <sup>†)</sup></u>				
gem.bedekking (%) van				
-alleen <i>Urtica dioica</i>	35	34	18	15
-4 extreme ruigtesoorten	60	37	24	19
-7 ruigtesoorten	75	72	64	64
gem.N-getal "preferente soorten"	5,5	6	7,5	7,5

Storende factoren

z i e t a b e l 11

<sup>1)</sup> waarde voor verbetering van de voorzuivering tussen haakjes (zie tabel 11)

<sup>2)</sup> effectieve orthofosfaatbelasting berekend op grond van kritische N:P-verhouding 16 : 1 (naar : UDO DE HAES & VAN DIJK, 1979)

<sup>++)</sup> kumulatieve orthofosfaatbelasting naar STEENKAMP (1979)

<sup>†)</sup> zie noten bij tabel 11

berekende belastingwaarden worden in tabel 12 geconfronteerd met de per gebied gemiddelde verruigingstoestand van de vegetatie op de infiltratieplasoevers (zie tabellen 10 en 11). Er wordt aangenomen dat de gegeven belasting per eenheid van infiltratieoppervlak globaal een afspiegeling is van de belasting per geïnfiltreerde oeverlengte en daarmee van de bruto belasting van oeverpenetrerend infiltratiewater. In tabel 12 wordt de "effektieve fosfaatbelasting" geïntroduceerd. Dit betreft een correctie op de in Berkheide en Westlandse duinen optredende stikstofbeperking in het infiltratiewater (zie paragraaf 3.4.3 en BAKKER & VAN DIJK, 1983). Deze correctie is door UDO DE HAES & VAN DIJK (1979) ingevoerd om alle vier gebieden onderling te kunnen

vergelijken aan de hand van één nutriënt.

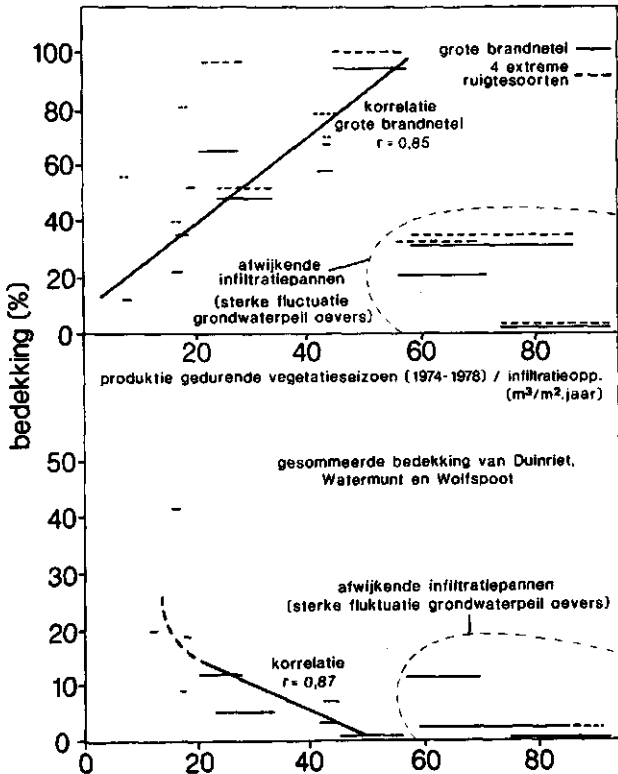
Als de Westlandse duinen niet in beschouwing worden genomen - de infiltratieplassen zijn hier veel jonger dan in de andere gebieden - , dan blijkt de effectieve fosfaatbelasting vóór verbetering van de voorzuivering positief met de verruiging gekorreleerd te zijn. De ongekorrigeerde waarden van de momentane fosfaat- en nitraatbelasting leveren géén verband met de verruigingsgraad op, terwijl de kumulatieve fosfaatbelasting een negatief verband vertoont. Alleen de effectieve fosfaatbelasting levert dus een relatie volgens verwachting op. Voor deze belastingmaat zijn de waarden vóór verbetering van de voorzuivering gebruikt. Dit wordt gerechtvaardigd door het feit dat de verruiging van de oevervegetatie tijdens de inventarisatie niet lager was dan tijdens het tijdstip van de verbetering (mond. med. G. Londo en S. van der Werf).

Op de wat oudere infiltratieplasoevers lijkt een effectieve fosfaatbelasting van bijna 100 kg ortho-P/ha.jaar een bedekking door *Urtica dioica* van circa 20 % op te leveren, een belasting van 350 à 400 kg ortho-P/ha.jaar een gemiddelde bedekking van circa 35 %. Het aantal bestudeerde gebieden is te klein om al te veel betekenis aan dit resultaat te hechten. Om een duidelijker relatie tussen nutriëntbelasting en verruigingstoestand te vinden, zijn de volgende analyses op een lager ruimtelijk schaalniveau verricht aan de hand van méér waarnemingen.

#### 2.3.2b. Infiltratieplassen binnen één gebied (Meijendel)

Meijendel is het enige van de vier bestudeerde infiltratiegebieden waar de belasting per infiltratieplas geschat kon worden. Hier wordt namelijk -in tegenstelling tot de andere gebieden- de hoeveelheid ingepompt water nauwkeurig per plas bijgehouden. Per infiltratieplas is dus de geïnfiltreerde waterschijf bekend, die in combinatie met de nutriëntconcentratie in het ingelaten water de nutriëntbelasting per plasoppervlak en per oeverlengte oplevert. Voor de 12 in Meijendel onderzochte infiltratieplassen is zowel de belasting per oppervlakteëenheid als per oeverleng-

teënhed in verband gebracht met de gemiddelde bedekkingen door ruigtesoorten op de oevers (zie tabellen 8 en 10). Als drie wat betreft fluktuatie van het grondwaterpeil afwijkende plassen (zie paragraaf 2.2a) worden verwaarloosd, dan wordt tussen de belasting per oppervlakteëenhed en de verruigings-toestand van de oever een duidelijk positief verband gevonden. De relaties met de belasting per oeverlengteëenhed zijn nog wel significant maar minder duidelijk dan met de aan het plas-oppervlak gerelateerde belasting. Het verdere betoog wordt daarom beperkt tot laatstgenoemde belastingmaat. In figuur 4 is de nutriëntbelasting per oppervlakteëenhed uitgezet tegen combinaties van de zeven in tabel 10 genoemde ruigtesoorten. De bedekking door de drie soorten die een geringere ver-



FIGUUR 4. De gemiddelde (gesommeerde) bedekking door de zeven algemeenste plantesoorten op de oevers van infiltratieplassen in Meijendel ten opzichte van de hoeveelheid infiltratie per infiltratieoppervlak voor 12 plassen

ruigingstoestand indiceren (*Calamagrostis epigejos*, *Mentha aquatica* en *Lycopus europaeus*), blijkt een negatieve korrelatie met belasting en geïnfiltreerde waterhoeveelheid per oppervlakte-eenheid te vertonen. De relatie tussen de bedekking door de vier extreme ruigtesoorten en de belasting is volgens verwachting : oplopende belastingwaarden gaan samen met een toenemende bedekking door de ruigtesoorten op de oevers. De bedekking door alleen *Urtica dioica* vertoont met de belasting zelfs een vrijwel lineair verband (korrelatiecoëfficiënt volgens Pearson : 0.85). Gerelateerd aan de concentratie van de in Meijendel groei-bepalende makronutriënt in het infiltratiewater (fosfaat, zie paragraaf 3.4.3), wordt bij een belasting van X kg ortho-P/ha. jaar vóór de verbetering van de voorzuivering een gemiddelde bedekking door *Urtica dioica* op de oevers waargenomen van X / 4,5 % (0 tot 5 dm boven de gemiddelde waterspiegel bij een vrij stabiel waterpeil).

Bij bovenstaande benadering van de relatie tussen belasting en verruiging is gebruik gemaakt van per infiltratieplas gemiddelde waarden van verruigingstoestand van de oevervegetatie. Binnen infiltratieplassen (en ook bij grotere kwelplassen) bestaat echter een grote verscheidenheid in verruigingsgraden van de oever. Door de onderzoeksopzet is deze verscheidenheid verwaarloosd. Een andere beperking van de onderzoeksopzet was dat de wijze van vegetatiebemonstering (zie paragraaf 2.1) inhield dat onder de "oevervegetatie" zowel de hygro- als de mesoserie is begrepen. Bij de onnatuurlijke waterpeilfluctuaties die bij duininfiltratie optreden, zijn deze series echter vaak moeilijk onderling te begrenzen. Deze onderzoeksbeperkingen waren aanleiding om een verdere verfijning van de dosis-effekt-relatie tussen belasting en verruiging na te streven. De volgende relatieanalyses (hoofdstukken 4, 5 en 6) betreffen daarom vergelijkingen op proefvkniveau. Bovendien diende het bereik van bestudeerde belastingwaarden te worden uitgebreid naar zeer lage waarden om het effect van verdergaande voorzuivering van het ingelaten water te benaderen. Daartoe zijn ook kwelplassen en natuurlijke duinplassen in de te bespreken relatieanalyses betrokken.

### 3. ENKELE ABIOTISCHE EFFEKTEN VAN OPPERVLAKKIGE INFILTRATIE VAN VOEDSELRIJK WATER IN NEDERLANDSE KUSTDUINEN

#### 3.1. SAMENVATTING

In dit hoofdstuk wordt beschreven hoe drie makronutriënten die voor de vegetatieverruiging in en rond plassen belangrijk geacht worden (kalium, nitraat en orthofosfaat), zich onder invloed van duininfiltratie gedragen in drie duingebieden. In één van de drie geïnfiltreerde gebieden is de bovenste 2,5 meter grondwater en het water van kwelplassen tot honderden meters vanaf infiltratieplassen geanalyseerd. In dit water zijn niet alleen de genoemde makronutriënten onderzocht maar tevens merkstoffen voor de herkomst van het infiltratiewater. Met behulp van deze merkstoffen zijn de effecten van menging met neerslagwater gescheiden van andere fysische processen en van chemische en biologische processen in het grondwater. In de twee andere infiltratiegebieden is alleen het kwelplaswater, niet het grondwater onderzocht.

Uit het grondwateronderzoek kan worden gekonkludeerd dat het afstromende infiltratiewater erg sterk wordt gemengd met neerslagwater in de kwelgebieden. Hydrodynamische makrodispersie is een aannemelijke oorzaak van deze menging.

Voor de afzonderlijke makronutriënten zijn de resultaten kortweg als volgt. Kalium blijkt in alle drie studiegebieden verhoogde concentraties te vertonen tot circa 500 meter vanaf infiltratieplassen. Er bestaat een gradiënt van een afnemende concentratie bij een toenemende afstand tot de infiltratieplassen. Van fosfaat is slechts in één van de drie bestudeerde duingebieden duidelijk transport in de kwelgebieden waargenomen. Dit gebied onderscheidt zich van beide andere door hogere fosfaatbelastingen, vaak hoge grondwaterstromsnelheden en de afwezigheid van veenlagen in het doorstroomde zandpakket. Vooral de afwezigheid van veen in het watervoerende pakket lijkt hier van belang.



Bij de totstandkoming van de stikstofconcentraties in grond- en oppervlaktewater lijkt in alle drie duingebieden herkomst van stikstof uit het infiltratiewater van ondergeschikt belang. Bij afstanden van meer dan circa 100 meter vanaf de infiltratieplassen lijken biologische processen meestal sterk te domineren.

Het blijkt dat verschillen in bodemeigenschappen en in verschillen in de snelheid van de grondwaterstroming belangrijke factoren zijn voor het gedrag van de makronutriënten in de kwelgebieden. De belangrijkste bodemeigenschap lijkt hierbij -vooral voor fosfaat- de aan- of afwezigheid van veen in het betrokken watervoevende pakket.

### 3.2. INLEIDING

In de hoofdstukken 1 en 2 wordt beschreven hoe bij oppervlakkige duininfiltratie een hoge bedekkingsgraad van extreem voedselminnende plantesoorten wordt aangetroffen op de oevers van de duinplassen. Deze "ruigtesoorten" komen niet alleen veel voor langs de infiltratieplassen. Ook in kwelgebieden op soms grote afstand vanaf de infiltratieplasoevers hebben voedselminnende plantesoorten een steeds groter aandeel in de vegetatie gekregen (VAN DER WERF, 1974 ; LONDO, 1975 ; VAN ZADELHOFF, 1981). Vooral de uitbreiding van voedselminnende ruigteplanten in de kwelgebieden was de aanleiding tot het hier beschreven onderzoek. In dit hoofdstuk wordt de eerste stap in het eutrofiëringsproces beschreven : de penetratie van voedingsstoffen in het oekosysteem van het duingebied. Aansluitend worden in de hoofdstukken 4, 5 en 6 de effecten van deze stoffen op de oevervegetaties van infiltratie- en kwelplassen behandeld.

#### 3.2.1. De concentratie en belasting van voedingsstoffen in ongestoorde vochtige duinvalleien

In hun natuurlijke staat vormen vochtige duinvalleien en duinmeren een mesotroof, plaatselijk zelfs oligotroof biotoop voor een diverse en soortenrijke vegetatie. De voortdurende afvloed

van oppervlakkig grondwater uit het duingebied en de sterke chemische inertie van het duinzand zijn waarborgen voor een konstante lage trofiegraad (BAKKER, 1981). Slechts plaatselijk vindt verrijking met voedingsstoffen tot een eutroof niveau plaats. De natuurlijke bronnen van voedingsstoffen bestaan in het duingebied uit organisch materiaal vanaf het strand, uit struwelen en bossen en uit grote vogelkolonies (LEENTVAAR, 1963 en 1967). Volgens WILLIS (1963) en OLSSON (1978) zijn stikstof, fosfor en in mindere mate kalium de groeibepalende of beperkende makro-nutriënten in duingebieden. In tabel 13 en in Bijlage 8.4 wordt aangegeven wat de concentratiegrenzen van deze stoffen in natuurlijk oppervlaktewater en in het bovenste grondwater zijn en hoeveel de belasting van deze stoffen met neerslag en droge depositie bedraagt.

TABEL 13. *Koncentraties en belastingen van groeibepalende voedingsstoffen in niet gefiltreerde duingebieden*

	koncentratie (mg/l)		gemiddelde belasting van hele duingebieden (kg/ha.jaar)
	bovenste grondwater	oppervlaktewater	
ammonium	0,2 - 0,7	0	5,5 - 13
nitraat	7 - 15	0 - 0,5	22 - 38
orthofosfaat	0 - 0,1	0 - 0,05	0,3 - 2,5
kalium	1 - 5	1 - 3	1,5 - 4,6

Bronnen : BAKKER, 1981 ; BRINKMAN, 1978 ; VAN DIJK & MELTZER, 1981 ; LEENTVAAR, 1963, 1967 en 1981 ; VERMEULEN, 1977.

In het oppervlaktewater van ongestoorde duingebieden zijn de nitraat- en ammoniumconcentraties veel lager dan in het grondwater. Orthofosfaat en kalium vertonen slechts een tendens van dit verschijnsel.

Voor de trofiegraad van de vegetatie is niet alleen de voedingsstoffenconcentratie van betekenis. Het is vooral de belasting van voedingsstoffen in ruimte en tijd die van belang is (NYE & TINKER, 1977 ; RORISON, 1969). Dit houdt in dat eveneens met de

snelheid van het grondwater dat door de doorwortelde zone van de bodem stroomt, rekening moet worden gehouden (zie onder andere paragraaf 4.5.6). Van nature bedraagt de gemiddelde snelheid van het bovenste grondwater 0 tot 0,2 m/dag. In het duingebied komen oorspronkelijk de hoogste snelheden van grondwaterstroming voor aan de randen, de laagste snelheden in het centrale gebied. Bij duininfiltratie wordt deze situatie sterk gewijzigd. Onafhankelijk van de lokatie binnen het duingebied is de snelheid tussen infiltratieplassen en nabijgelegen winningsmiddelen het hoogst (tot 1 à 1,5 m/dag), terwijl in kwelgebieden de grondwatersnelheid tussen 0,03 en 0,3 m/dag varieert met uitschieters tot 1 m/dag.

### 3.2.2. Doelstellingen van het onderzoeksproject

De belangrijkste doelstelling van het beschreven onderzoek is het kwantificeren van de door duininfiltratie veroorzaakte eutrofiëring in het duingebied. Afgeleide onderzoeksvragen zijn :

1. Vormt het neerslagwater een afgescheiden laag op het van infiltratie afkomstige grondwater ?
2. In welke mate worden de makronutriënten die afkomstig zijn uit het infiltratiewater, door de bodem vastgelegd of op een andere wijze uit het grondwater verwijderd ?

Om een antwoord te vinden op de eerste vraag werd een onderzoeksproject opgezet om de kwaliteit van het bovenste grondwater in kwelgebieden te analyseren. Hiertoe zijn drie stroomlijnen met verschillende snelheden van grondwaterstroming geselecteerd.

Om hier de herkomst van het grondwater -neerslag of infiltratie- na te gaan, zijn de concentraties van enkele min of meer chemisch inerte merkstoffen (o.a. chloride en kalium) gemeten op verschillende diepten tussen de grondwaterspiegel en 2,5 meter daaronder. Om de tweede vraag te beantwoorden zijn tegelijkertijd de concentraties van makronutriënten in kwelplassen ter plaatse van de stroomlijnen gemeten. Bovenvermelde metingen zijn uitgevoerd binnen één waterwingebied. Ook in twee andere infiltratiegebieden zijn de concentraties van merkstoffen en makronutriënten in infiltratie- en kwelplassen bestudeerd om

de resultaten van de eerstgenoemde analyses te kunnen generaliseren.

### 3.2.3. Relaties tussen duininfiltratie en eutrofiëring van duinwater

Eerder zijn al enkele waarnemingen gedaan over de vastlegging en de mobilisatie van makronutriënten die vanuit infiltratieplassen in het duingrondwater terecht kwamen. Bij deze analyses was de aandacht vooral gericht op het gedrag van fosfaat. Vergelijkingen van de in- en outputwaarden van nitraat, het dominerende stikstofzout, en van orthofosfaat voor hele infiltratiegebieden tonen aan dat in de loop der jaren de afname van deze nutriënten tijdens doorstroming van het zandpakket sterk is teruggelopen (STEENKAMP & DE GROOT, 1979 ; DE GROOT, 1981). In de gebieden Luchterduinen, Berkheide en Meijndel begon de orthofosfaatconcentratie in drains en putten (de output-kant van het systeem) na 10 tot 17 jaren vanaf het begin van de infiltratie te stijgen. Hierbij lijkt een significante stijging van het orthofosfaatgehalte op te treden als een bepaalde kumulatieve belastingwaarde bereikt is. Deze kritische waarde is geschat op 800 tot 1800 kg orthofosfaat per hektare geïnfiltreerd oppervlak. Hoewel er dus fosfaatbinding in de duinbodem voorkomt, blijkt deze binding niet voldoende om te verhinderen dat het fosfaat tot ver vanaf de infiltratieplassen doordringt.

De duinwaterleidingbedrijven zelf verrichtten enkele onderzoeken op kleinere schaal naar de kwaliteit van het grondwater dat snel stroomt tussen het infiltratie- en het winningssysteem (LIPS et al., 1969 ; VAN PUFFELEN, 1971 en 1979). Bij deze metingen werd onder andere de afname van stikstofzouten en orthofosfaat tijdens de doorstroming van het zandpakket onderzocht gedurende een aantal opeenvolgende jaren. VAN DIJK (1982) en DE GROOT (1981) leidden uit de uitkomsten af dat van de twee onderzochte stroomlijnen de stroomlijn met weinig veenlagen in de ondergrond in een periode van tien jaar een sterk verminderende reductie van orthofosfaat vertoonde. Deze

afname van de concentratie tussen infiltratie- en winningsmiddel bedroeg gedurende de eerste tien jaar van infiltratie ruim 99 % bij een lengte van het doorstroomde zandpakket van 60 meter. De volgende tien jaar daalde de concentratiereductie in deze stroomlijn tot ongeveer 50 % waarbij wel bedacht moet worden dat gedurende deze periode de concentratie in het toegevoerde water aanzienlijk steeg. In beide onderzochte stroomlijnen werden plaatselijk en tijdelijk hogere concentraties van orthofosfaat in het grondwater waargenomen dan ooit ervóór in het geïnfiltreerde water voorkwamen ; een mogelijke verklaring van deze "fosfaat-doorslag" is een geleidelijke accumulatie in de bodem gevolgd door een vrij plotselinge mobilisatie.

De beschikbare gegevens waren onvoldoende om een voorspelling te kunnen doen over het gedrag van makronutriënten in kwelgebieden en kwelplassen die vanuit het oogpunt van natuurbehoud vaak nog interessant zijn. Ze betroffen namelijk steeds grondwater dat in het algemeen erg snel stroomde in vergelijking tot het grondwater in kwelgebieden. In de kwelgebieden kan de verblijftijd van het geïnfiltreerde water één tot 50 jaar bedragen. Dat is veel langer dan de verblijftijd van 1 tot 3 maanden in het eerder bestudeerde zandpakket tussen infiltratieplassen en winningsmiddelen. Hoe langer de verblijftijd des te belangrijker kan de invloed van verdunning door neerslagwater zijn voor de chemische samenstelling van het bovenste grondwater. Bovendien kunnen verschillen in verblijftijd een verschillend gedrag van makronutriënten tot gevolg hebben ten aanzien van bodemfixatie, opname door de vegetatie, afbraak door mikroorganismen en dergelijke.

Het gedrag van fosfaat en stikstof in de duinbodem is verder moeilijk voorspelbaar omdat deze bodem geen homogene samenstelling heeft : vooral veenlagen en overstoven humuslagen zullen andere interacties vertonen met de in het grondwater opgeloste stoffen dan het tussenliggende zuivere duinzand. In de veenlagen kan onder andere relatief sterke ammonifikatie en denitrifikatie worden verwacht waarbij het nitraatgehalte zal worden verlaagd (o.a. LIPS et al., 1969). Wat betreft fosfaat ver-

toont veen een heel ander type fixatie dan duinzand. Duinbodems met veel veen vertonen een snelle binding en daarbij een grote bindingsaffiniteit, terwijl puur duinzand een langzame binding en een lage affiniteit vertoont (DE GROOT, 1981 ; VAN OOSTERHOUD et al., 1982). De snelle binding door veen betreft waarschijnlijk adsorptie in beperkte zin, de langzame binding aan duinzand een neerslag van calciumfosfaat-komplexen.

De verspreiding van veenlagen en -banken in het duingebied is slechts bij benadering bekend. Onder andere daarom waren de nadere veldstudies nodig om voor een aantal kwelgebieden de kausale keten tussen verhoogd nutriëntaanbod door infiltratie en de daardoor veranderde vegetatieëigenschappen te verduidelijken.

### 3.3. GRONDWATER IN KWELGEBIEDEN ; MENGING TIJDENS AFSTROMING EN KONCENTRATIES VAN VOEDINGSSTOFFEN

#### 3.3.1. Algemene hypothese

In de Nederlandse kustduinen bedraagt de effectieve neerslag ongeveer 350 mm per jaar. Het poriënvolume van duinzand bedraagt ongeveer 30 %, terwijl kan worden aangenomen dat de neerslag hoofdzakelijk vertikaal de bodem instroomt. Om deze redenen is het aannemelijk dat de bovenste meter van het grondwater neerslagwater betreft dat het voorafgaande jaar is gevallen. Dichtbij de infiltratieplassen domineert echter een horizontale beweging van het grondwater. Onder deze omstandigheden kan worden verwacht dat zich bovenop het geïnfiltreerde water een laag neerslagwater vormt. Verder is de verwachting dat de dikte van deze laag toeneemt met de afstand tot de infiltratieplassen en dat in kwelgebieden met lage snelheden van het grondwater de neerslag de dominante faktor kan worden in de kwaliteit van het bovenste grondwater. Hoe lager de grondwatersnelheid en hoe groter de afstand tot de infiltratieplassen, des te dominanter is naar verwachting de invloed van de neerslag. In bijlage 8.7 is deze verwachting kwantitatief uitgewerkt.

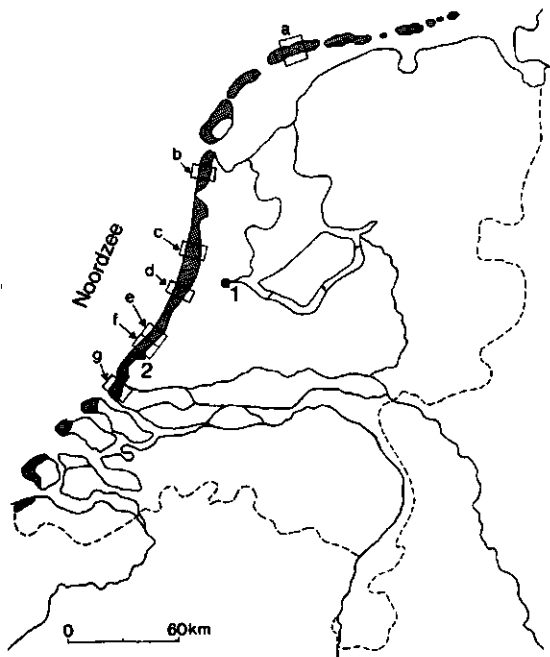
Onder de neerslaglaag die zich eventueel gevormd heeft, bevindt zich geïnfiltreerd water waarvan de kwaliteit door verschillende processen wordt beïnvloed tijdens de afstroming. Alleen de concentratie van chemisch en biologisch inerte stoffen verandert niet. Deze stoffen kunnen worden gebruikt als merkstoffen voor de herkomst van het grondwater indien de concentraties in infiltratie- en neerslagwater erg verschillend zijn. Met deze merkstoffen is de bovenvermelde hypothese getoetst. Hierbij zijn met behulp van transsekten van stijgbuizen in de stroomrichting van het geïnfiltreerde grondwater concentratieprofielen gemeten. De resultaten van de analyse met merkstoffen zijn gebruikt om het gedrag van makronutriënten tijdens hun weg vanaf de infiltratieplassen te kwantificeren. Per makronutriënt is een hypothese opgesteld. Deze hypothesen worden verderop vermeld.

### 3.3.2. Methoden

#### Onderzoeksgebieden

Het grondwateronderzoek van kwelgebieden is in Meijndel uitgevoerd. Dit is het duingebied dat door de Duinwaterleiding van 's Gravenhage wordt geïnfiltreerd. In figuur 5 wordt de ligging van Meijndel in het Nederlandse duingebied aangegeven. In deze figuur worden bovendien alle andere onderzoeksgebieden van dit proefschrift aangegeven. Hieronder vallen de gebieden Berkheide en Luchterduinen, die in paragraaf 3.4 besproken worden. Berkheide ligt meteen ten noorden van Meijndel. De Luchterduinen -ook wel Amsterdamse Waterleidingduinen genoemd- liggen ongeveer 25 kilometer verder naar het noorden, net ten zuiden van Zandvoort. Berkheide is het waterwingebied van de N.V. Leidsche Duinwater Mij, de Luchterduinen worden door de Gemeentewaterleiding van Amsterdam gebruikt. In figuur 2 wordt een overzicht van de infiltratieplassen in de drie gebieden gegeven.

Voor het grondwateronderzoek zijn drie hydrologisch goed omschreven stroomlijnen geselecteerd ongeveer 5 kilometer ten noorden van Scheveningen. In figuur 6 zijn de drie stroomlijnen



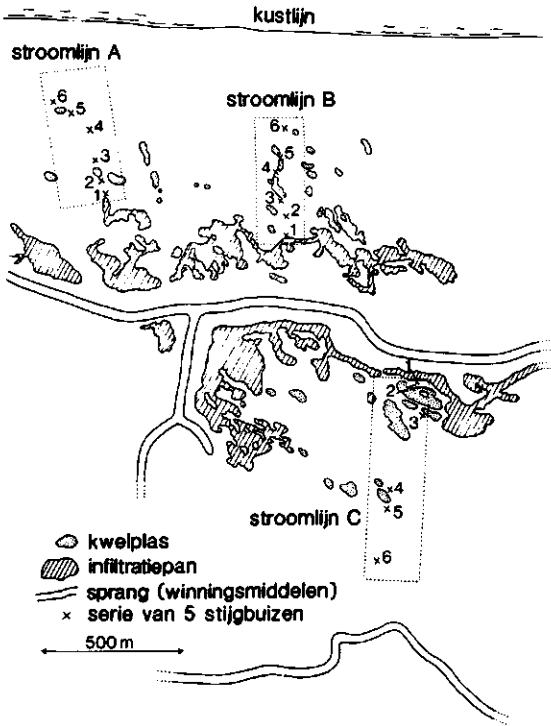
FIGUUR 5. De Nederlandse kustduinen (gearceerd) met daarin aangegeven de studiegebieden

- a = Terschelling
- b = Zwanewater
- c = Noordhollands Duinreservaat (zuidelijk deel)
- d = Luchterduinen (AWD) (1 = Amsterdam)
- e = Berkheide
- f = Meijndel
- g = Voorne's duin

Tussen c en d Kennemerduinen. Meteen ten zuiden van Den Haag (2) Westlandse duinen.

met bijbehorende meetpunten aangegeven. Bijlage 8.5 geeft een beschrijving van de stroomlijnen. De stroomsnelheid van het grondwater varieerde voor de stroomlijnen tussen gemiddeld 0,03 en 0,3 meter per dag. Dit zijn relatief lage waarden bij infiltratie. Beperking tot deze lage stroomsnelheden vond plaats omdat onder deze omstandigheden een eventuele verwerping van de hypothese van de regenwaterlaag op het infiltratiewater gemakkelijk extrapoleerbaar is naar situaties met een gangbare snellere grondwaterstroming. De stroomlijnen A en B vertonen een stroming van infiltratieplassen naar zee toe, stroomlijn C van infiltratieplas naar winningsmiddelen die circa 900 meter verder landinwaarts liggen. De stroomlijnen A en B liggen daarom veel dichterbij zee dan stroomlijn C. Alle drie stroomlijnen -met lengten van 335 tot 550 meter- omvatten zes monsterpunten die min of meer gelijk verdeeld zijn over de afstroomlengte.





FIGUUR 6.

De drie bemonsterde stroomlijnen in Meijendel

De gemiddelde stroomsnelheden van het grondwater bedragen 0,03 (stroomlijn C), 0,1 (A) en 0,3 meter per dag (B). Deze snelheden zijn afgeleid uit gemeten verhangen van de grondwaterspiegel. Volgens de Wet van Darcy is de fluxdichtheid van het grondwater gelijk aan het produkt van het verhang van de grondwaterspiegel en de permeabiliteitskonstante van de bodem. Voor de permeabiliteitskonstante is de waarde 13 m/dag aangenomen (zie paragraaf 4.3.5). De werkelijke verplaatsingssnelheid van het grondwater is afgeleid uit de fluxdichtheid door de gevonden waarden te delen door het relatieve poriënvolume van de bodem. Voor de fraktie aan poriën van het duinzand is 0,33 aangenomen (naar BAKKER, 1981). Deze snelheidsmeting kon worden gecontroleerd doordat in 1976 het chloridegehalte van het infiltratiewater sterk daalde. Maandelijkse chlorideanalyses in kwelplassen in de stroomlijnen sinds 1974 konden worden gebruikt om de verblijftijd van het grondwater te schatten. Deze verblijftij-

den blijken zeer goed overeen te komen met de waarden van grondwatersnelheid op grond van de Wet van Darcy (verschillen kleiner dan 10 %).

Een belangrijk kenmerk van stroomlijn C is de aanwezigheid van veenlagen op 3 tot 5 meter onder het gemiddelde grondwaterpeil. In de stroomlijnen A en B is veen op deze diepte alleen dichtbij de infiltratieplassen aanwezig. Andere relevante karakteristieken zijn de aanwezigheid van dicht struweel (vooral ter plaatse van de meetpunten A2, C1 en C6) en de aanwezigheid van enkele kwelplassen in de stroomlijnen waaronder twee vrij grote plassen tussen de meetpunten B3 en B4 en tussen C2 en C3.

#### Bemonstering en analysemethoden

Elk van de 6 monsterpunten per stroomlijn omvatte 5 stijgbuizen met filters aan de basis. Deze filters waren zodanig geplaatst dat de bovenste 2,5 meter grondwater onder de gemiddelde grondwaterspiegel per 0,5 meter kon worden bemonsterd. In totaal omvatte dus elk van de drie stroomlijnen 30 stijgbuizen die gedurende één jaar (juli 1977 tot juli 1978) maandelijks werden bemonsterd. Van elk grondwatermonster werd de concentratie van chloride, kalium, orthofosfaat, nitraat en ammonium bepaald. De concentratie van fluoride werd incidenteel bepaald.

De methoden van de chemische analyses waren als volgt :

- chloride : titratie met zilvernitraat, indicator kaliumchromaat ;
- kalium : direkte meting met atoomabsorptie-spektrofotometer (Perkin Elmer 460) ;
- orthofosfaat : spektrofotometrische bepaling na toevoeging van ammoniumheptamolybdaat en tinchloride ;
- nitraat : spektrofotometrische bepaling na toevoeging van natriumsalicylaat ;
- ammonium : direkte meting met ionspecifieke elektrode (Orion 95-10) ;
- fluoride : direkte meting met ionspecifieke elektrode (Orion 94-09).

Bovendien werd het oppervlaktewater in de stroomlijnen maandelijks op ongeveer 1 dm onder het oppervlak bemonsterd en op bovenstaande chemische parameters geanalyseerd via dezelfde bepalingsmethoden.

### 3.3.3. Resultaten van de analyses van merkstoffen

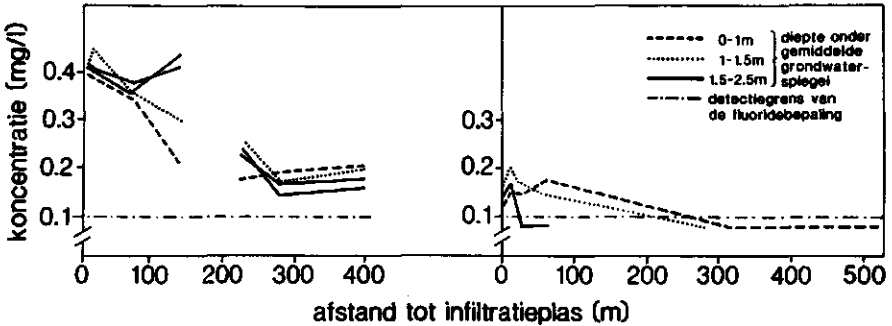
Als merkstoffen zijn chloride, kalium en fluoride gekozen. Deze stoffen vertonen een groot verschil in concentratie tussen neerslag en infiltratiewater en zijn als redelijk biologisch en chemisch inert te beschouwen. Omdat de merkstof-voorwaarde van inertie niet afdoende kan worden bewezen en omdat zoute inwaai verstoringen oplevert, zijn de resultaten van de merkstoffen steeds onderling vergeleken. Het blijkt voor alle meetpunten mogelijk om een combinatie van twee merkstoffen te vinden waarvan de resultaten goed overeenkomen. In tabel 2 zijn de kenmerken en de toepassing van de merkstoffen vermeld.

TABEL 14. Kenmerken van de gebruikte merkstoffen

	chloride	kalium	fluoride
-concentratie (mg/l)			
in neerslag	20 - 40	0,7 - 0,8	0,05
in infiltratiewater	140 - 170	6 - 7	0,2 - 0,4
-voor 1976			
-na 1976	60 - 70	5 - 6	0,4 - 0,5
in zeewater	19.000	400	1,3
-beperking gebruik	zoute inwaai	enige binding aan bodem ; onderdeel biologische cyclus (vooral onder struwelen)	enige binding aan bodem ; neerslag-concentratie lager dan detektiegrens
-gebruik in	grondwater C oppervlaktewater	grondwater A, B oppervlaktewater	grondwater A, B, deel van C

Chloride blijkt niet gebruikt te kunnen worden in de stroomlijnen A en B vanwege een hier te grote invloed van zoute inwaai. Fluoride kan niet gebruikt worden in stroomlijn C omdat hier de

detektiegrens van de gebruikte analysemethode (0,1 mg/l) vaak niet wordt bereikt. Dit is te zien in figuur 7 waar de resultaten voor fluoride zijn weergegeven voor de stroomlijnen B en C met respectievelijk de snelste en de langzaamste afstroming van het grondwater. Bijlage 8.6 vermeldt de jaargemiddelde kaliumconcentraties voor alle drie stroomlijnen.



FIGUUR 7. Concentratie van fluoride in het bovenste grondwater in Meijendel (stroomlijnen B en C, incidentele waarnemingen in 1978)

De bovenste 2,5 meter grondwater blijkt op enkele punten geheel van neerslag afkomstig te zijn. Het betreft van raai C alle punten verder dan circa 300 meter vanaf de infiltratieplas. Deze waarneming kon worden verwacht uit de snelheid van de grondwaterstroming : volgens de berekende snelheid duurt het nog circa 20 jaar voordat het infiltratiewater tot hier kan komen. Op alle andere onderzochte punten blijkt uit de merkstofanalyse dat de bovenste 2,5 meter grondwater meer of minder afkomstig is van infiltratiewater.

Alle merkstoffen vertonen een duidelijke afname van de concentratie in het grondwater bij een toenemende afstand tot de infiltratieplassen. Deze gradiënt wordt alleen niet waargenomen voor het chloride bij de stroomlijnen A en B waar zoute inwaai lijkt te overheersen. In stroomlijn B is voor kalium en fluoride sprake van een heel duidelijke gelijkmatige afname van de merkstofconcentratie over de hele lengte, terwijl in

stroomlijn C de afname heel sterk verloopt vlakbij de infiltratieplas. Stroomlijn A geeft een hier min of meer tussenin staand beeld te zien, in overeenstemming met de intermediaire stroomsnelheid van het grondwater. Zowel uit figuur 7 als uit bijlage 8.6 komt duidelijk naar voren dat er geen scherpe grens tussen het infiltratie- en het neerslagwater bestaat. De invloed van de infiltratie verdwijnt -behalve in stroomlijn C- niet plotseling uit het bereik van de stijgbuizen op een bepaalde afstand vanaf de infiltratieplas. Het grondwater blijkt alleen steeds meer gemengd te worden met neerslagwater naarmate het van de infiltratieplassen afstroomt. Dit houdt in dat de invloed van het infiltratiewater over een veel grotere afstand reikt dan werd voorspeld door de hypothese van de laag neerslagwater op het infiltratiewater.

In bijlage 8.7 wordt uiteengezet dat het mechanisme van de menging van het grondwater geheel kan worden toegeschreven aan hydrodynamische makrodispersie. Onder hydrodynamische dispersie wordt verstaan het vervagen van een oorspronkelijk scherpe grens tussen twee typen water door kleinschalige verwevingen van grondwaterstroomlijnen onder invloed van inhomogeniteiten in de bodem. Uit eerdere bevindingen voor het bovenste zandpakket in Meijndel (DE GROOT, 1981) kon een dispersiekoëfficiënt worden vastgesteld. Op grond van deze koëfficiënt kan theoretisch worden aangetoond dat alleen de monsterpunten stroomafwaarts van A4 en C2 grotendeels gevrijwaard zullen zijn van de invloed van het infiltratiewater. Het verst van de infiltratieplas gelegen monsterpunt van stroomlijn B zou volgens de berekende dispersiekoëfficiënt nog een kwart infiltratiewater bevatten door de hier relatief hoge stroomsnelheid van het grondwater. Als eerder vermeld vertonen de andere monsterpunten een geleidelijke concentratieafname bij een toenemende afstand tot de infiltratieplassen. Dit is in overeenstemming met de in bijlage 8.7 uitgewerkte verwachting van de merkstofconcentraties.

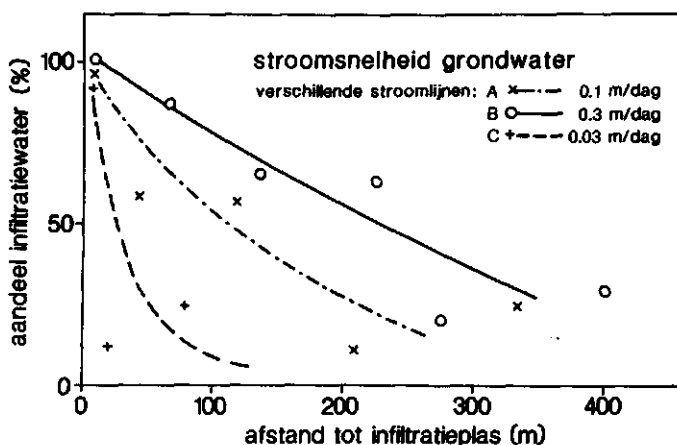
Er is aangetoond dat de bovenste 2,5 meter grondwater sterk gemengd wordt bij de afstroming vanaf de infiltratieplassen.

Daarom betreffen de volgende resultaten van het grondwateronderzoek steeds gemiddelde waarden voor de totale monsterdiepte van 2,5 meter. Vooruitlopend op de analyse van het gedrag van de makronutriënten is de menging van het neerslagwater met het infiltratiewater berekend uit de merkstofconcentraties. Per monsterpunt is het "relatieve aandeel van infiltratiewater" als volgt uit de merkstofconcentraties afgeleid :

$$A_{inf} = \frac{K_g - K_n}{K_i - K_n} \cdot 100 \% , \text{ waarin}$$

- $A_{inf}$  = relatief aandeel van infiltratiewater in de bovenste 2,5 meter grondwater (%) ;
- $K_g$  = gemiddelde merkstofconcentratie in de bovenste 2,5 meter grondwater (mg/l) ;
- $K_i$  = gemiddelde merkstofconcentratie in het infiltratiewater gedurende de periode dat het de bodem penetreerde (mg/l) ;
- $K_n$  = gemiddelde merkstofconcentratie in de bovenste 2,5 meter grondwater op een vergelijkbaar referentiepunt waar de herkomst van het water 100 % neerslag betreft (mg/l).

Als concentratiewaarden zijn jaargemiddelden genomen. Over het geheel genomen lijkt kalium van de drie merkstoffen de minste komplikaties te vertonen. Het relatieve aandeel van infiltratiewater is daarom aan de hand van de kaliumconcentraties geschat. Hierbij is  $K_n$  afgeleid uit de concentratiewaarden in dat deel van stroomlijn C (C4 t/m C6) waar geen infiltratiewater kon zijn doorgedrongen. Het afwijkende monsterpunt C6 waar een sterk ontwikkeld struweel de kaliumconcentratie in het bovenste grondwater lijkt te verhogen via een hoge evapotranspiratie en mineralisatie van afgevallen blad, is echter niet in de berekening betrokken. Zodoende is voor  $K_n$  1,2 mg  $K^+$ /l gevonden. In de figuren 8 en 9 is het relatieve aandeel van het infiltratiewater uitgezet tegen de afstand vanaf de infiltratieplassen respectievelijk de verblijftijd. Het aandeel van het infiltratiewater blijkt voor de bovenste 2,5 meter grondwater redelijk te worden verklaard door de verblijftijd. Vlakbij zee (vooral A5) lijkt de gevonden waarde te hoog vanwege zoute inwaai ; op andere punten (B4 en A3) kunnen te hoge

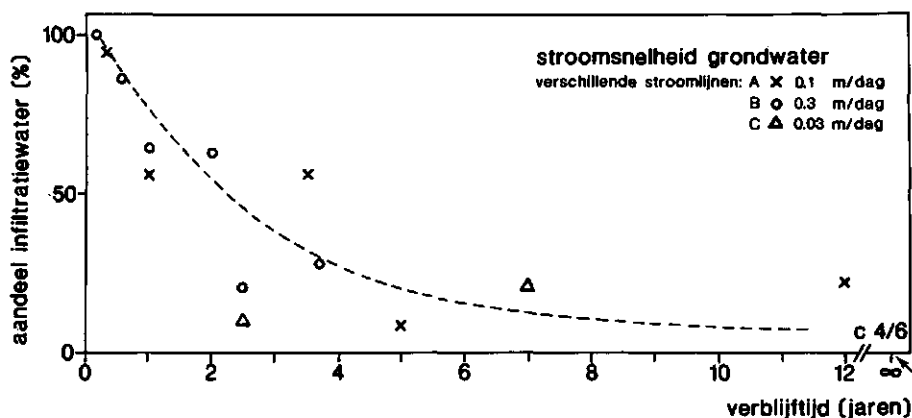


FIGUUR 8. Het aandeel van infiltratiewater in de bovenste 2,5 meter grondwater ten opzichte van de afstand tot infiltratieplassen

waarden worden verklaard door de bovenstroomse aanwezigheid van vrij grote kwelplassen die plaatselijk de verblijftijd bekorten.

#### 3.3.4. Diskussie van de analyse van merkstoffen

Het feit dat zich op het infiltratiewater nauwelijks een regenwaterlaag ontwikkelt, toont aan dat het bovenste grondwater sterk moet zijn gemengd. Plaatselijk blijkt deze menging in de bovenste 2,5 meter zelfs volledig te zijn, met name in stroomlijn B verder dan 200 meter vanaf de infiltratieplas. In bijlage 8.7 is uiteengezet dat volgens de experimenteel vastgestelde waarden hydrodynamische dispersie in dezelfde stroomlijn B slechts menging van grondwater over een diepte van minder dan 0,2 meter kan veroorzaken. Combinatie van de veldwaarnemingen en de in bijlage 8.7 uitgewerkte verwachting wijst erop dat de dispersiecoëfficiënt zeer sterk moet zijn vergroot onder invloed van onregelmatige structuren in de duinbodem zoals overstoven veenbanken en humuslagen. Ook onder andere veldomstandigheden is deze "makrodispersie" aangetoond.



FIGUUR 8 . Het aandeel van infiltratiewater in de bovenste 2,5 meter grondwater ten opzichte van de verblijftijd

Een andere mogelijke verklaring voor de sterke menging van het afstromende grondwater is het optreden van dichtheidsstromingen. Het neerslagwater penetreert de bodem vooral in de winter en heeft dan een lage temperatuur. Dichtheidsstromingen zijn nu mogelijk omdat het onderliggende geïnfiltreerde water een hogere temperatuur en dus een lager soortelijk gewicht heeft. Het al of niet optreden van dichtheidsstromingen is af te leiden uit de waarde voor het zogenaamde Rayleigh-getal. Alleen als dit getal de waarde 40 overschrijdt, kunnen dichtheidsstromingen een belangrijk aandeel in de menging van grondwaterlagen hebben. In de bestudeerde stroomlijnen bleek het Rayleigh-getal echter steeds ver beneden de waarde 40 te blijven (mond.med. Prof.Dr.Ir. W.H. van der Molen). Alleen makrodispersie blijft dus over als verklarende factor voor de onverwacht sterke menging van het grondwater.

### 3.3.5. Resultaten van het voedingsstoffenonderzoek ; inleiding

Uit de resultaten van de merkstoffenstudie kan voor de makronutriënten de verwachting worden afgeleid dat bij toenemende afstand tot de infiltratieplassen een gradiënt van afnemende concentratie in het bovenste grondwater van de kwelgebieden



wordt gevonden. Als de makronutriënten zich zouden gedragen als inerte stoffen dan zou hun concentratie in het bovenste grondwater geheel worden bepaald door de concentratie in het geïnfiltreerde water en door verdunning met neerslagwater. Afwijkingen van het gedrag van inerte stoffen vormen een indicatie dat andere processen dan verdunning een rol spelen bij de makronutriënten.

De waarnemingen van nitraat, orthofosfaat en kalium worden in bijlage 8.6 vermeld. De opgegeven waarden betreffen jaargemiddelde concentraties op grond van minstens 10 maandelijkse analyses. Behalve de grondwaterconcentraties worden in bijlage 8.6 ook de gemiddelde concentraties in het oorspronkelijke infiltratiewater vermeld voor de periode waarin dit in de oever van de betrokken infiltratieplas penetreerde. Voor de meeste jaren is deze concentratie slechts bekend voor de inlaat van de infiltratieplas. Binnen de infiltratieplassen vindt echter verlaging van de nutriëntconcentraties plaats vóórdat het water infiltreert. Oorzaken van deze verlaging zijn vooral opname door algen en waterplanten, adsorptie aan slib (fosfaat) en denitrifikatie (nitraat). Voor deze verlaging is voor alle drie stroomlijnen een "reduktiefactor" geschat uit een extrapolatie van onderzoeksgegevens. De reduktiefactor is het quotiënt van de concentratie bij de inlaat en de concentratie aan het begin van de stroomlijn. De reduktiefactoren voor de drie stroomlijnen worden in tabel 15 vermeld. Die van kalium bedragen steeds minder dan 1,1 en worden niet opgegeven.

Om de in bijlage 8.6 vermelde concentraties van het infiltratiewater te vergelijken met de grondwaterconcentraties, moeten eerstgenoemde concentraties worden gedeeld door de in tabel 15 opgegeven faktorwaarden.

Alvorens in te gaan op de resultaten per makronutriënt is het van belang nog enkele algemene aspecten van deze makronutriënten te noemen. De factoren die de makronutriëntconcentraties van het bovenste grondwater beïnvloeden, zijn te verdelen in

TABEL 15. *Schatting van reductiefactoren van concentraties van makronutriënten in het infiltratiewater tussen inlaatpunt en punt van oeverpenetratie*

stroomlijn	jaar van bodempenetratie	afstand tot infiltratie-plas (meter)	reductiefactor	
			NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
A	voor 1976 ')	meer dan 100	2,5	1,7
	na 1976	minder dan 100	2,5	5
B	voor 1976	meer dan 275	1,4	1,3
	na 1976	minder dan 275	1,4	4
C	voor 1976	meer dan 50	1,6	1,5
	na 1976	minder dan 50	1,6	5

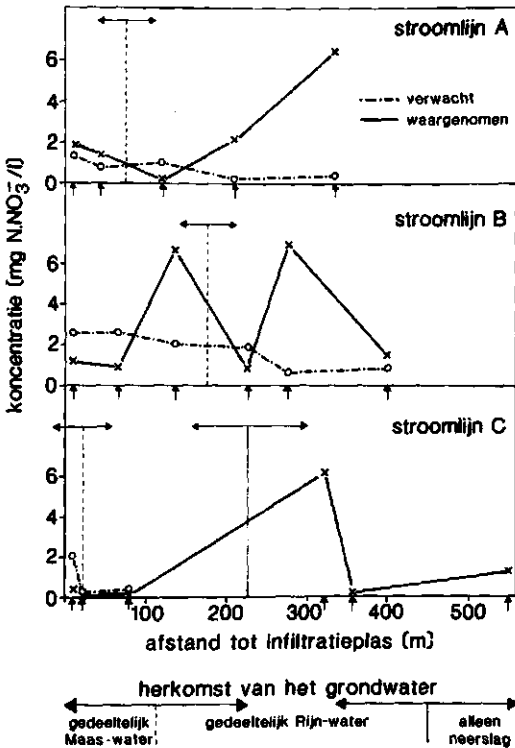
')

In 1976 werd overgegaan van Lek- op Maas-water als bron en werd de voorzuivering van het infiltratiewater sterk verbeterd.

twee groepen. De eerste groep omvat de processen die ze gemeen hebben met de merkstoffen -dus voornamelijk verdunning met neerslagwater- en de tweede groep betreft de processen waarbij biologische vastlegging of ontleding en fysisch-chemische interacties met de bodem zoals adsorptie een rol spelen. Bij de bespreking van de in bijlage 8.6 vermelde waarnemingen wordt getracht deze processen analytisch te onderscheiden.

### 3.3.6. Kalium

De resultaten van kalium zijn al bij het merkstoffenonderzoek besproken. Hieraan zijn enkele bijzonderheden toe te voegen. In het grondwater zijn geen seizoensgebonden fluktuaties van de concentratie waargenomen. In de kwelplassen echter bleek de zomerkoncentratie duidelijk lager dan de winterkoncentratie (bij 7 van de 8 onderzochte plassen). De jaargemiddelde concentraties van het kwelplaspwater waren daarbij vrijwel gelijk aan de jaargemiddelde concentraties in het nabije grondwater. Deze waarnemingen duiden op het belang van kalium voor de biologische kringlopen in het oppervlaktewater. In enkele gevallen (stroomlijn C) daalde de concentratie in de zomer zelfs zo sterk (tot beneden 0,5 K<sup>+</sup>/l) dat het kalium mogelijk tijdelijk groeibeperkend optrad.



FIGUUR 10.  
De nitraatkonzentratie in de bovenste 2,5 meter grondwater ten opzichte van de afstand tot infiltratieplassen.

Weergegeven zijn waargenomen en verwachte jaargemiddelde concentraties.

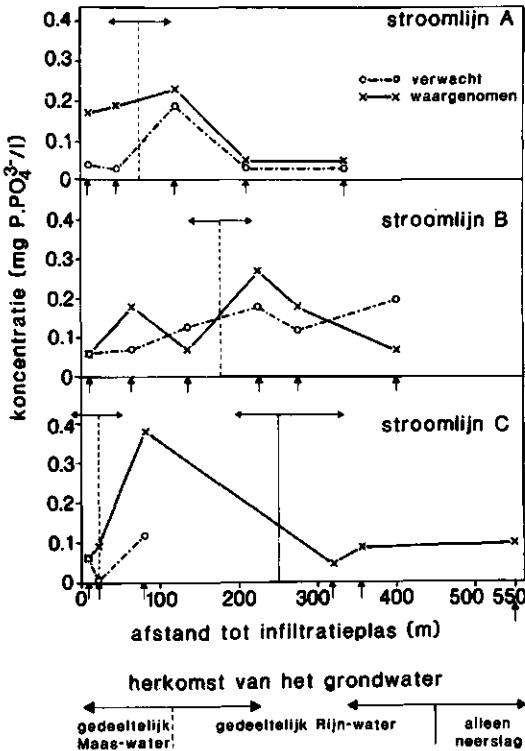
### 3.3.7. Nitraat

In figuur 10 zijn de jaargemiddelde nitraatkonzentraties van de bovenste 2,5 meter grondwater weergegeven in relatie tot de afstand van de nabije "voedende" infiltratieplassen. Behalve de actuele concentraties zijn in de figuur hypothetische concentraties aangegeven. Voor de bepaling van de hypothetische waarden is er van uitgegaan dat nitraat zich als een (konservatieve) merkstof gedraagt. Bij de berekening wordt uitgegaan van de nitraatkonzentratie van het water dat in de infiltratieplassen was gepompt (zie bijlage 8.6), de reductiefactor in de infiltratieplassen (tabel 15) en de verdunning met neerslagwater (figuur 11). De concentratie in het neerslagwater is verwaarloosd.

In figuur 10 valt allereerst op dat de aktuele waarden heel sterk afwijken van de hypothetische waarden. Bijna alle afwijkingen zijn significant ; volgens de U-test (overschrijdingskans 5 %) zijn alleen de verschillen in A1, A2, B3 en B6 niet significant. In veel gevallen overschrijden de aktuele waarden de hypothetische concentraties met verscheidene honderden procenten. De verwachte afname van de nitraatkonzentratie bij een toenemende afstand tot de infiltratieplassen is dus niet waargenomen. Bovendien zijn konzentratiepieken zoals die in de infiltratieplassen in de winter voorkomen, slechts tot ongeveer 50 meter vanaf de infiltratieplasoevers in sterk afgevlakte vorm teruggevonden in het grondwater. Een combinatie van deze waarnemingen maakt het aannemelijk dat ver vanaf de infiltratieplassen plaatselijk veel nitraat aan het grondwater wordt toegevoegd. Hierbij moet gedacht worden aan biologische bronnen omdat herkomst vanuit de bodem door zuiver fysisch-chemische processen moet worden uitgesloten. Mogelijke belangrijke biologische bronnen in het studiegebied zijn struwelen (met name van stikstofbindende Duindoorn) en meeuwenkolonies.

Er kunnen geen algemene wetmatigheden worden aangetoond wat betreft seizoensfluctuaties van de konzentratie en ook niet wat betreft systematische verschillen in konzentratie tussen het bovenste grondwater en het grondwater op 1 tot 2 meter daaronder (vergelijk bijlage 8.6). Alleen vlakbij een tijdens het onderzoek sterk uitgebreide meeuwenkolonie vertoonde de bovenste meter grondwater systematisch veel hogere konzentraties in de zomer (stroomlijn B, meer dan 250 meter vanaf de infiltratieplas).

In de kwelplassen ter plaatse van de stroomlijnen was de gemiddelde nitraatkonzentratie steeds veel lager dan in het nabije grondwater. In enkele kwelplassen kwamen echter piekwaarden tot 20 mg  $\text{NO}_3^-$ /l voor. Ook in het oppervlaktewater van de kwelplassen kon geen seizoensgebonden konzentratiefluctuatie worden aangetoond. Dit viel ook nauwelijks te verwachten aangezien volgens de N:P- en de N:K-ratio's van de jaargemiddelde konzentraties, nitraat in géén der plassen groei limiterend kan optreden.



FIGUUR 11.  
De orthofosfaatconcentratie in de bovenste 2,5 meter grondwater ten opzichte van de afstand tot infiltratieplassen. Weergegeven zijn waargenomen en verwachte jaargemiddelde concentraties.

### 3.3.8. Orthofosfaat

Figuur 11 geeft de jaargemiddelde orthofosfaatconcentraties van de bovenste 2,5 meter grondwater op dezelfde manier weer als in figuur 10 voor nitraat. Ten aanzien van figuur 11 moet worden opgemerkt dat de fosfaatconcentratie in het ingelaten water in 1976 sterk is omlaaggebracht door een verbeterde voorzuivering. Daardoor vertoont de hypothetische concentratie -in tegenstelling tot de nitraatconcentratie- géén geleidelijk dalende tendens bij toename van de afstand tot de infiltratieplassen.

In het algemeen blijken de actuele orthofosfaatconcentraties hoger te zijn dan de hypothetische waarden. Hoe lager de

stroomsnelheid van het grondwater, des te sterker blijken de hypothetische orthofosfaatconcentraties te worden overschreden. Hieraan kunnen geen konklusies worden verbonden omdat de verschillen tussen de aktuele en de hypothetische waarden niet statistisch significant zijn (U-toets, overschrijdingskans 5 %). Alleen als de aktuele jaargemiddelde koncentraties niet over de gehele bovenste 2,5 meter worden gemiddeld, worden enkele signifikante verschillen met de hypothetische koncentraties gevonden. Zo worden de hypothetische waarden significant overschreden voor de monsterdiepten meer dan 1 meter onder de grondwaterspiegel in de punten A1, C2 en C3. De bovenste meter grondwater in B3, B4 en B5 levert juist aktuele waarden op die significant lager zijn dan de hypothetische koncentraties.

Bij de vergelijking met de hypothetische waarden blijken de aktuele jaargemiddelden van de koncentraties statistisch zwak te zijn. Dit is een gevolg van het feit dat de orthofosfaatconcentratie in de loop van het waarnemingsjaar heel sterk fluktueerde ; hierbij valt het op dat hoge konzentratiewaarden vooral in voorjaar en zomer werden gekonstateerd. Hoge jaargemiddelde orthofosfaatconcentraties berusten daarom vaak op slechts één tot drie uitspringende piekwaarden.

Wat betreft het fosfaat in de kwelplassen bleek de orthofosfaatconcentratie meestal erg laag te zijn in de winter. De winterkoncentratie was steeds veel lager dan de konzentratie in het nabije grondwater. De hogere gemiddelde zomerkoncentratie overschreed de grondwaterkoncentratie van de nabije oevers slechts in twee van de acht bestudeerde kwelplassen.

### 3.3.9. Diskussie en konklusies van het voedingsstoffenonderzoek

#### Diskussie

De gekonstateerde afwijkingen van de hypothetische makronutriëntkoncentraties moeten worden toegeschreven aan fysisch-chemische processen anders dan verdunning met neerslagwater en aan biologische processen. Wat betreft nitraat blijken er

vooral twee natuurlijke stikstofbronnen van belang : uitspoeling uit struwelen waarin Duindoorn (*Hippophaë rhamnoides*), een bekende stikstofbinder, domineert (vgl. bijlage 8.5) en de meeuwenkolonie, die in voorjaar en zomer bij stroomlijn B aanwezig is. Voor beide bronnen zijn duidelijke aanwijzingen gevonden, zowel in de literatuur als via incidentele veldwaarnemingen. Als genoemde natuurlijke stikstofbronnen niet aanwezig zijn, lijkt de nitraatkonzentratie snel gereduceerd te worden tot ver beneden het niveau dat deze concentratie zou vertonen als conservatieve stof. Dit duidt op sterke denitrifikatie in de bodem en/of op grote opname door de vegetatie. Lage nitraatkonzentraties zijn vooral gevonden benedenstrooms van de grotere kwelplassen en op plaatsen met een veenhoudende bodem en langzame grondwaterstroming. In het eerste geval lijkt biogene opname, in het tweede geval denitrifikatie de dominante faktor bij de reductie.

Wat betreft fosfaat is de verwachte gradiënt van een bij groter wordende afstand tot infiltratieplassen geleidelijk dalende concentratie niet gevonden. Voor het grondwater dat ná de verbetering van de voorzuivering van het infiltratiewater (in 1976) de bodem penetreerde, kan een verklaring zijn dat er sterke mobilisatie is opgetreden van het fosfaat dat in de voorafgaande periode akkumuleerde in de bodem. VAN OOSTERHOUD et al. (1982) toonden voor het studiegebied aan dat een verlaagde fosfaatkonzentratie van het grondwater een stimulans betekent voor desorptie van aan duinzand gebonden fosfaat. Ook de aktuele concentraties van het grondwater dat de bodem penetreerde vóór verbetering van de voorzuivering, bleken hoger dan de hypothetische waarden en ook hoger dan de maximale natuurlijke waarden, die in tabel 13 worden vermeld. Dit kan niet eenduidig verklaard worden. Een mogelijke verklaring is ook hier dat sterke mobilisatie van fosfaat heeft plaatsgevonden ; die mobilisatie zou dan zijn geschied nadat verzadiging van adsorptieplaatsen in het duinzand was opgetreden na vele jaren infiltratie met hoge kumulatieve fosfaatbelastingen. Een andere mogelijke verklaring kan gelegen zijn in biologische invloeden ; de hoogste concen-

traties kwamen namelijk voor in veenhoudend duinzand waar de grondwaterspiegel zich dichtbij het maaiveld bevond. Op andere plekken met dicht struweel bleek de orthofosfaatconcentratie van de bovenste decimeters grondwater juist weer het laagst. Blijkbaar veroorzaakte hier een dominante opname door de vegetatie een gradiënt van een met de diepte stijgende concentratie.

Eerder is vermeld dat de orthofosfaatconcentraties in het kwelplaswater het hoogste bleken in de zomer. Op grond van de kennis van de biologische kringlopen in het oppervlaktewater is voor de meest groeibepalende makronutriënten juist een lage zomerkoncentratie te verwachten. Een mogelijke verklaring is hier dat gedurende de zomer de fosfaat-input veel hoger is dan in de winter, omdat in de zomer een relatief sterke mobilisatie van bodemgebonden fosfaat en daarmee een hoge fosfaatconcentratie in het toestromende grondwater voorkomen.

Kortom, uit de waarnemingen kan geen consistent beeld worden opgebouwd van alle processen die het gedrag van orthofosfaat in het bovenste grondwater bepalen. Wat betreft fosfaat is de enige steekhoudende konklusie dat de jaargemiddelde concentraties plaatselijk het oorspronkelijke bereik van concentratiewaarden significant overschrijden en dat verplaatsing van het vrije orthofosfaat met het grondwater vooral in voorjaar en zomer plaatsvindt.

#### Konklusies

In het bestudeerde infiltratiegebied overschrijden de gemiddelde concentraties van de belangrijkste makronutriënten in het grond- en kwelwater vaak in sterke mate de natuurlijke waarden (vgl. paragraaf 2.2.1).

Wat betreft orthofosfaat zijn de onnatuurlijk hoge waarden te wijten aan incidentele concentratiepieken in voorjaar en zomer. Door de grote spreiding in de maandelijkse concentratiewaarden kunnen nauwelijks significante verschillen met de natuurlijke concentraties worden aangetoond. Alleen voor afzonderlijke monsterdiepten is voor enkele punten een significant verschil ge-



vonden. De winterconcentraties van het grondwater en de jaargemiddelde concentraties in de kwelplassen vallen niet buiten het bereik van de natuurlijke concentratiewaarden.

De nitraatconcentraties van het grondwater overschrijden de natuurlijke waarden in mindere mate. Wat betreft het oppervlaktewater werd in twee van de acht bestudeerde kwelplassen de van nature maximale nitraatconcentratie met enkele honderden procenten overschreden.

Wat betreft kalium werden natuurlijke waarden alleen gevonden bij de langzaamste grondwaterstroming (0,03 m/dag) op een afstand van meer dan 300 meter vanaf de dichtstbijzijnde infiltratieplas.



*De grote kwelpas G15 in Meijendel. Op de voorgrond is de oevervegetatie reeds sterk verruigd, terwijl veel wierflap op het water drijft.*

### 3.4. VOEDINGSSTOFFENKONCENTRATIES IN INFILTRATIEBEKKENS EN KWELPLASSEN IN DRIE INFILTRATIEGEBIEDEN

#### 3.4.1. Inleiding

De tot dusverre gepresenteerde onderzoeksresultaten lieten voor enkele kwelgebieden in één infiltratiegebied zien dat zich hier nauwelijks een regenwaterlens bovenop het infiltratiewater had ontwikkeld en dat de concentraties van de belangrijkste makro-nutriënten in het grond- en kwelplaswater vaak onnatuurlijk hoog waren. Het is onmogelijk om deze resultaten zonder meer op andere infiltratiegebieden te projecteren. Daartoe is te weinig bekend over de invloed van natuurlijke eigenschappen van verschillende duingebieden, zoals de aan- en afwezigheid van veen in de ondergrond, en over de invloed van verschillen betreffende de infiltratieactiviteiten, zoals de nutriëntbelasting in ruimte en tijd.

Om toch tot algemene uitspraken over het bestudeerde onderwerp te kunnen komen, zijn twee andere geïnfiltreerde duingebieden bestudeerd. In deze beide gebieden is alleen de nutriëntconcentratie van oppervlaktewater, niet van grondwater gemeten. De beperking tot het oppervlaktewater in dit aanvullende onderzoek wordt gerechtvaardigd door de aangetoonde afwezigheid van een regenwaterlaag op het infiltratiewater en de veronderstelling dat ook in de beide andere gebieden het bovenste grondwater een redelijk homogene samenstelling heeft. Ook bij het onderzoek van het oppervlaktewater zijn steeds jaargemiddelde waarden gebruikt, hier vooral om de invloed van biologische en fysisch-chemische cycli zo veel mogelijk te maskeren.

#### 3.4.2. Methoden

De bij het onderzoek betrokken gebieden zijn Meijndel, Berkeide en de Luchterduinen (Amsterdamse Waterleidingduinen). De ligging van deze duingebieden is al in paragraaf 3.3.2 beschre-

ven. In tabel 16 zijn de karakteristieken van de duininfiltratie voor de verschillende gebieden aangegeven.

TABEL 16. *Overzicht van de drie onderzochte infiltratiegebieden*

gebied ' <sup>1)</sup>	opper- vlak (ha)	drinkwater- waterpro- duktie 1974 (m <sup>3</sup> /ha. jr)	begin infil- tratie	bron van infiltra- tiewater	verbete- ring voorzui- vering sinds	aanwezigheid veenlagen in bovenste wa- tervoerende pakket
L	3600	18.000	1957	Lek (Jutphaas)	1974	+
B	800	16.300	1940 <sup>+</sup> -1956	boezem- water	1976	- ")
M	1500	28.000	1955	Lek (Bergambacht) sinds 1976 Maas	1976	-/+

<sup>1)</sup> L Luchterduinen ; B Berkheide ; M Meijendel.

<sup>+</sup>) in 1940 slechts een kleinschalig experiment, in 1956 de eerste grootschalige infiltratieprojecten

<sup>)</sup>) het veen in de ondergrond is in dit gebied door een vrijwel gesloten en vrijwel ondoordringbare laag rivierklei bedekt

#### Monsterplaatsen en analysemethoden

In figuur 2 (paragraaf 2.1) zijn de infiltratieplassen per onderzoeksgebied afgebeeld. De kwelplassen zijn hierin niet aangegeven ; in de drie hier betrokken gebieden komen ongeveer 150 kwelplassen per gebied voor.

In de Luchterduinen zijn alle infiltratieplassen geheel uitgegraven in het duingebied. In Meijendel en Berkheide hebben vooral de oudere infiltratieplassen gedeeltelijk hun oorspronkelijke valleivorm behouden. De jongste infiltratieplassen betreffen echter in alle gebieden geheel vergraven langwerpige kanalen met gewoonlijk een breedte van 10 tot 30 meter en een lengte van enkele honderden meters. Van de meeste infiltratieplassen bedraagt de gemiddelde diepte 1,5 tot 2,5 meter ; sommige hebben echter een diepte van meer dan 5 meter. In Meijendel heeft bijna elke

infiltratieplas zijn eigen inlaatpunt voor het infiltratiewater en zijn slechts enkele plassen via duikers verbonden. In Berkheide wordt het infiltratiewater slechts op twee punten ingelaten en zijn alle infiltratieplassen onderling verbonden via een systeem van duikers. Wat betreft de inlaatpunten is er in de Luchterduinen sprake van een intermediaire situatie. Het waterpeil wordt in Meijendel in het algemeen op een konstant niveau gehouden, maar in beide andere gebieden vertonen de infiltratieplassen vaak sterke en snel verlopende peilfluctuaties.

De kwelplassen hebben in het algemeen een natuurlijke vorm. In Berkheide zijn echter veel kwelplassen gedeeltelijk vergraven ten behoeve van in de jaren dertig gestaakte (kleinschalige) agrarische activiteiten. De meeste kwelplassen zijn dieper dan de oorspronkelijke duinplassen die 's zomers gewoonlijk droogvielen. De gemiddelde diepte van de bemonsterde kwelplassen bedraagt 0,5 tot 1,5 meter terwijl de diameter tussen 5 en 50 meter varieert. Het waterpeil vertoont een vrijwel natuurlijke fluctuatie in de kwelgebieden van Meijendel. In de Luchterduinen wijkt de fluctuatie van het waterpeil het sterkst af van het natuurlijk peilverloop ; de fluctuatie heeft er een onnatuurlijk grote amplitude en kan heel snel verlopen. De meeste kwelplassen liggen in samenhangende groepen binnen grote duinvalleien ; figuur 6 (paragraaf 3.3.2) geeft daarvan een voorbeeld.

Een beperkt aantal groepen kwelplassen is dusdanig bemonsterd dat een groot traject van afstanden tot infiltratieplassen en een brede spreiding van grondwaterstromsnelheden in de bemonstering betrokken is. Zowel in Berkheide als in Meijendel zijn daarom kwelplassen in drie stroomlijnen met sterk verschillende snelheden van het grondwater uitgezocht. Daarnaast zijn enkele kwelplassen willekeurig gekozen. In de Luchterduinen vond alleen een random selectie van kwelplassen plaats omdat hier nauwelijks series kwelplassen zijn te vinden die volgens een lange stroomlijn liggen. In tabel 17 wordt een overzicht gegeven van de bemonsterde plassen.

TABEL 17. De bemonsterde plassen in drie infiltratiegebieden

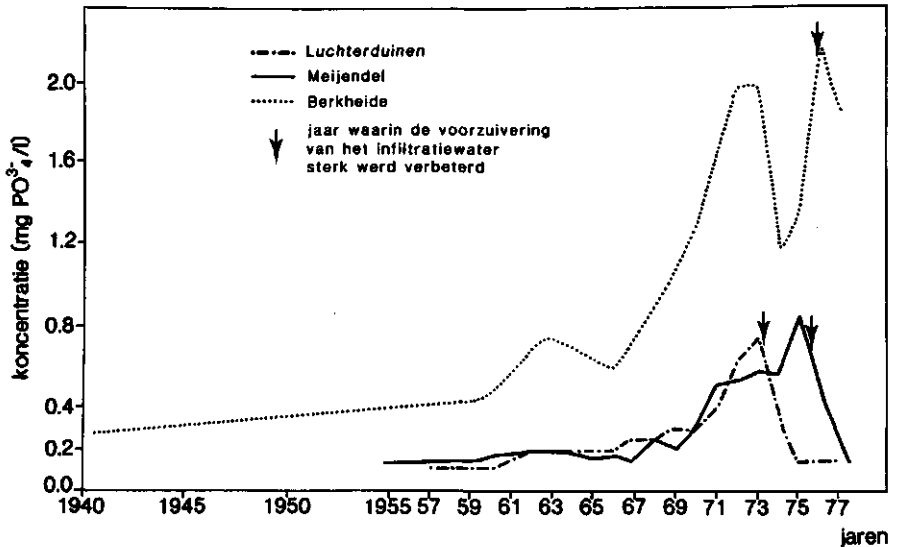
	Luchterduinen	Berkheide	Meijendel
aantal bemonsterde infiltratieplassen :	2	7	5
aantal bemonsterde kwelplassen :	8	23	12
afstand tussen bemonsterde kwel- en infiltratieplassen (m) :	20 - 150	15 - 300	20 - 330
gemiddelde stroomsnelheid grondwater in de geselecteerde stroomlijnen (m/dag) :	?	0,1 - 1,0	0,03 - 0,3

De geselecteerde plassen zijn minimaal één jaar maandelijks op dezelfde plaats bemonsterd ; enkele plassen zijn 2 tot 5 jaar achtereen bemonsterd. De chemische analyse omvatte de orthofosfaat-, de nitraat- en de kaliumconcentratie. De analysemethoden zijn als vermeld in paragraaf 3.3.2.

### 3.4.3. Algemene aspecten infiltratieplassen

Wat betreft de infiltratieplassen is de probleemstelling in welke mate de concentraties van opgeloste makronutriënten verlaagd worden gedurende de tijd dat het water in de infiltratieplassen verblijft. Deze concentraties hebben een rechtstreeks effect op de oevervegetatie (zie hoofdstukken 4, 5 en 6) en vormen de input voor de kwelgebieden.

De onderzochte infiltratiegebieden hebben verschillende bronnen van het infiltratiewater (zie tabel 16). Alle bronnen vertonen sinds het begin van de infiltratie duidelijke stijgingen in de concentraties van de belangrijkste makronutriënten ; deze stijgingen verliepen voor de verschillende bronnen echter verschillend. Van de makronutriëntconcentraties laat het orthofosfaat de sterkste stijging zien, met name tussen 1966 en 1977 (zie figuur 12). Figuur 12 laat ook zien dat verbeteringen van de voorzuiveringen aanzienlijke verlagingen van de concentraties



FIGUUR 12. Het verloop van de orthofosfaatconcentratie in het in drie dwingebieden geïnfiltreerde water

(ortho)fosfaat in het infiltratiewater inhielden. In tabel 18 zijn jaargemiddelde makronutriëntconcentraties van het geïnfiltreerde water vermeld vóór en ná ingrijpende verbeteringen van de voorzuivering.

Uit tabel 18 blijkt dat niet alleen de fosfaatconcentraties, maar ook de ammoniumconcentraties sterk kunnen worden omlaaggebracht door verbetering van de voorzuivering, terwijl de nitraat- en kaliumconcentraties tot dusverre nauwelijks zijn verlaagd. Verder kan uit tabel 18 worden afgeleid dat volgens de kritische N : P-ratio 16 tot 20 (o.a. SCHMIDT-VAN DORP, 1978) stikstof in Berkheide de groeilimiterende makronutriënt is. In de andere gebieden is het fosfaat groeibepalend, vooral na de verbeteringen van de voorzuivering.

TABEL 18. Jaargemiddelde concentraties van makronutriënten <sup>1)</sup> in het infiltratiewater

gebied	ortho-P		P-totaal		nitraat		ammonium		kalium		N:P <sup>3)</sup>	
	<sup>2)</sup> v	<sup>4)</sup> n	v	n	v	n	v	n	v	n	v	n
L	0,8	0,2	1,9	0,5	19	23	0,7	0,05	8,8	8,6	19	89
B	2,0	1,9	?	?	7	11	1,5	0,7	?	12	4,2	4,9
M	0,9	0,3	1,0	0,4	18	18	0,09	0,15	6,5	5,5	14	50

<sup>1)</sup> concentratie (mg/l) op basis van maandelijks metingen

<sup>2)</sup> L Luchterduinen ; B Berkheide ; M Meijendel

<sup>3)</sup> N:P-ratio, de verhouding tussen de concentraties van de voor de plant beschikbare stikstof en fosfor in het geïnfiltreerde water volgens (konc.  $\text{NH}_4^+$  + konc.  $\text{NO}_3^-$ ) / konc.  $\text{PO}_4^{3-}$  (mg N/l / mg P/l). Boven een kritische drempelwaarde van de N:P-ratio is de fosfaatconcentratie groeibepalend (relatief groeibeperkend), onder deze waarde de stikstofconcentratie.

<sup>4)</sup> v = vóór verbetering van de voorzuivering van het infiltratiewater (L 1973, B 1973, M 1975) ;  
n = ná verbetering van de voorzuivering van het infiltratiewater (L 1976, B 1977, M 1977).

Bron der gegevens : jaarverslagen van de betreffende waterleidingbedrijven

#### 3.4.4. Resultaten infiltratieplassen

In bijlage 8.8 worden de waarnemingen vermeld betreffende infiltratieplassen die zijn bemonsterd op verschillende afstanden vanaf de inlaatpunten. De concentraties op deze monsterpunten zijn gewoonlijk lager dan in het ingelaten water. Concentratieverlagingen vinden in de infiltratiebekkens plaats als gevolg van biologische processen -zoals opname door plantaardige organismen en door denitrifikatie- en als gevolg van fysisch-chemische processen als adsorptie, precipitatie en verdunning met neerslag. Uit een vergelijking van de concentratiewaarden bij inlaat- en monsterpunten zijn per infiltratiegebied maximale waarden voor de reductie van makronutriënten binnen infiltratiebekkens afgeleid. In tabel 19 worden deze maximale waarden

TABEL 19. Maximale reductie van nitraat en orthofosfaat binnen infiltratiebekkens

gebied	jaar	maximale relatieve reductie van jaargemiddelde concentratie (%)		N:P-ratio	
		orthofosfaat	nitraat	bij inlaat	na reductie
Luchterduinen	1976	70	10	89	150-300
Berkheide	1977	60	90	4,9	0,8- 4
Meijendel	1978	80	50	50	100-300

vermeld. Hieruit kan een indruk worden verkregen in welke orde van grootte de reducties van nutriëntconcentraties zijn tussen het inlaatpunt en ver daarvan gelegen punten binnen de infiltratiebekkens.

Het blijkt dat hoge N:P-ratio's worden vergroot en lage ratio's verlaagd gedurende het verblijf van het water in de infiltratiebekkens. De groei-limitatie door de groeibepalende makronutriënt wordt dus versterkt. Dit verschijnsel heeft directe gevolgen voor de kwaliteit van het water dat de oevers penetreert en daarmee voor de oevervegetaties (zie hoofdstukken 4, 5 en 6). De indirecte gevolgen voor de kwaliteit van het water in de kwelgebieden komen aan bod in de volgende paragrafen.

#### 3.4.5. Algemene aspecten kwelplassen

Uit de voorgaande tekst kunnen enkele verwachtingen worden afgeleid voor de makronutriëntconcentraties in de kwelplassen van de drie onderzochte duingebieden :

1. Het bovenste grondwater en het oppervlaktewater zullen tijdens de afstroming vanaf infiltratieplassen naar de kwelgebieden geleidelijk verdund worden met neerslagwater. Als gevolg daarvan mag verwacht worden dat zowel de merkstoffen als de makronutriënten die relatief hoge concentraties in het infiltratiewater vertonen, een gradiënt zullen opleveren van een met de afstand tot de infiltratieplassen afnemende concentratie.



2. Fosfaat wordt sneller en sterker gebonden door veen dan door zuiver duinzand (paragraaf 3.2.2). Verder is het fosfaat in infiltratiegebieden voornamelijk afkomstig uit het infiltratiewater. Daarom mag verwacht worden dat kwelplassen met veel veen in de nabije ondergrond -althans aanvankelijk- relatief weinig fosfaat zullen bevatten.

3. Hoge snelheden van de grondwaterstroom zullen in hoge nutriëntconcentraties resulteren. In de eerste plaats betekent een hoge stroomsnelheid namelijk dat relatief weinig neerslagwater bij de verdunning van het bovenste grondwater betrokken is. Op de tweede plaats betekenen hoge snelheden hoge kumulatieve belastingen en dus snellere verzadiging van adsorptieplaatsen in de bodem. Dit zal vooral bij fosfaat van belang zijn. Wat betreft nitraat <sup>1)</sup> betekent een hoge stroomsnelheid van het grondwater dat er relatief weinig tijd beschikbaar is voor microbiologische processen die de concentratie verlagen, zoals denitrifikatie. Voor alle makronutriënten geldt tenslotte dat bij hoge snelheden een relatief kleinere concentratieverlaging als gevolg van opname door de vegetatie mag worden verwacht.

#### 3.4.6. Resultaten kwelplassen ; inleiding

In bijlage 8.8 zijn de jaargemiddelde concentraties van de drie belangrijkste makronutriënten vermeld voor alle bemonsterde kwelplassen. Ter wille van de overzichtelijkheid zijn de kwelplassen in deze bijlage per onderzoeksgebied gerangschikt volgens afstand tot de meest nabije infiltratieplas. Uit deze gegevens zijn gemiddelde concentraties per afstandklasse afgeleid. Deze gemiddelde waarden worden in tabel 20 vermeld. Ter vergelijking zijn in bijlage 8.8 en in tabel 20 ook de nutriëntconcentraties in het infiltratiewater vermeld. De laatste

<sup>1)</sup> Evenals bij het grondwater het geval is, zal ook voor het kwelplaswater blijken dat nitraat domineert bij de stikstofmineralen. Bij het oppervlaktewater zal deze dominantie minder duidelijk blijken dan bij het grondwater, maar ook hier weerspiegelen de nitraatconcentraties goed de tendensen van de totale minerale-stikstofconcentratie.

TABEL 20. Jaargemiddelde concentraties van nutriënten in het oppervlaktewater in drie infiltratiegebieden

Gebied en type plas	afstand tot inf.plas(m)	aantal bemonsterde plassen ")	gemiddelde jaargem.koncentratie per afstandklasse (mg/l) *)		
			ORTHO-P °)	NITRAAT	KALIUM
<b>LUCHTERDUINEN('76)</b>					
inf.plassen	0	2	0,06(0,02) <sup>1)</sup>	20,8(8,5) <sup>1)</sup>	7 - 10
kwelplassen	20-40	3	0,16(0,14)	7,2(3,4)	?
	50-130	3	0,04(0,02)	5,1(1,7)	?
	∞ <sup>+</sup> )	2	0,09(0,06)	1,9(2,6)	?
<b>BERKHEIDE('77-'78)</b>					
inf.plassen	0	7	1,14(0,35)	6,9(3,9)	13,6(1,4) <sup>1)</sup>
kwelplassen, hoge v ')	15-20	3(4) ")	0,98(0,54)	0,9(0,2)	11,9(1,7)
	70-140	4(7)	0,81(0,66)	1,2(0,6)	11,2(2,8)
	185-230	3(4)	0,29(0,14)	2,3(1,4)	8,1(3,6)
	240-300	3(4)	0,15(0,06)	0,5(0,2)	8,3(4,5)
kwelplassen, lage v ')	20-30	4(5)	0,37(0,27)	1,4(0,9)	8,7(4,4)
	32-60	3(5)	0,20(0,15)	1,2(0,6)	4,2(1,3)
	65-130	3(5)	0,12(0,05)	0,8(0,3)	3,2(1,7)
<b>MEIJENDEL('77-'78)</b>					
inf.plassen	0	5(6-10)	0,25(0,23)	10,0(2,2)	5,1(0,4)
kwelplassen, hoge v ')	46-80	4(4-5)	0,12(0,02)	1,4(1,6)	4,8(0,6)
	153-235	3(3-5)	0,07(0,015)	2,4(1,6)	2,5(1,2)
	305-345	2(2-3)	0,08(0,000)	1,5(1,0)	2,0(0,5)
kwelplassen, lage v ')	46-80	2(2-3)	0,06(0,003)	0,6(0,8)	3,2(0,8)
	305-345	1	0,07(-)	0,2(-)	1,3(-)

") tussen haakjes: aantal gebruikte jaargemiddelden als één of meer plassen gedurende 2 jaar zijn bemonsterd

\*) tussen haakjes: standaarddeviatie van het gemiddelde der jaargemiddelden per groep plassen

+ ) ∞ geeft aan dat er geen instroming van infiltratiewater kan plaatsvinden

1) "hoge v" staat voor hoge afstromingssnelheid van het grondwater (Berkheide: ruim 1 m/dag ; Meijendel: 0,1 tot 0,3 m/dag), "lage v" voor lage afstromingssnelheid (Berkheide en Meijendel: lager dan 0,05 m/dag)

°) de orthofosfaatconcentratie bedroeg in de infiltratieplassen vóór verbetering van de voorzuiveringen 0,70 mg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/l (Luchterduinen, 1974) en 0,50 mg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/l (Meijendel, 1975)

koncentraties zijn opgegeven zowel voor het jaar waarin de kwelplassen zijn bemonsterd, als voor het jaar vóórdat de voorzuiveringen werden verbeterd. Verder zijn de in tabel 20 vermelde resultaten gedifferentieerd op basis van de stroomsnelheid van het grondwater. "Hoge" stroomsnelheden houden voor Berkheide waarden van ongeveer 1 m/dag in, voor Meijndel waarden tussen 0,1 en 0,3 m/dag. "Lage" stroomsnelheden betekenen voor het eerste gebied een verplaatsing van 0,1 tot 0,3 m/dag en voor Meijndel waarden van circa 0,03 m/dag. De stroomsnelheid van het grondwater in de Luchterduinen bleek door de hier zeer sterke peilfluctuaties niet meetbaar.

#### 3.4.7. Kalium

De kwelplassen in Berkheide bevatten meer kalium dan vergelijkbare plassen in Meijndel. Dit is ook te verwachten uit de hogere concentraties van het infiltratiewater in Berkheide. Zowel in Berkheide als Meijndel en voor alle typen kwelplassen is de verwachte gradiënt van een met de afstand tot de infiltratieplassen dalende concentratie duidelijk waar te nemen. Eveneens volgens verwachting verloopt deze gradiënt het steilst bij de laagste stroomsnelheden van het grondwater.

#### 3.4.8. Nitraat

In de Luchterduinen zijn de hoogste nitraatconcentraties aangetroffen. Verder valt voor dit gebied op dat alleen hier de verwachte gradiënt van een met de afstand tot de infiltratieplassen dalende concentratie kan worden aangetoond.

De in bijlage 8.8 en tabel 20 vermelde resultaten betreffen slechts gegevens over één of twee jaren. Een aantal kwelplassen is echter over een langere periode onderzocht (Meijndel tussen 1974 en 1979, Berkheide tussen 1976 en 1979). Deze gegevens over langere termijn laten voor het nitraat in Berkheide geen noemenswaardige veranderingen in de loop der jaren zien, maar in Meijndel traden in drie van de vijf langdurig onderzochte kwel-

plassen sterke stijgingen van de nitraatconcentratie op. Deze stijgingen konden binnen enkele jaren enkele honderden procenten bedragen. Ze werden alleen waargenomen bij stroomlijn B (zie paragraaf 2.3.2) met de relatief hoge grondwaterstroomsnelheid van 0,3 m/dag. Deze veldwaarnemingen betreffen echter een korte tijdschaal en weinig plassen. Ze kunnen daarom geen sluitende bevestiging leveren voor de in de inleiding over veel langere termijn op gebiedsniveau gekonstateerde geleidelijke vermindering van de afname van nitraat in het grondwater tijdens afstroming (STEENKAMP & DE GROOT, 1979).

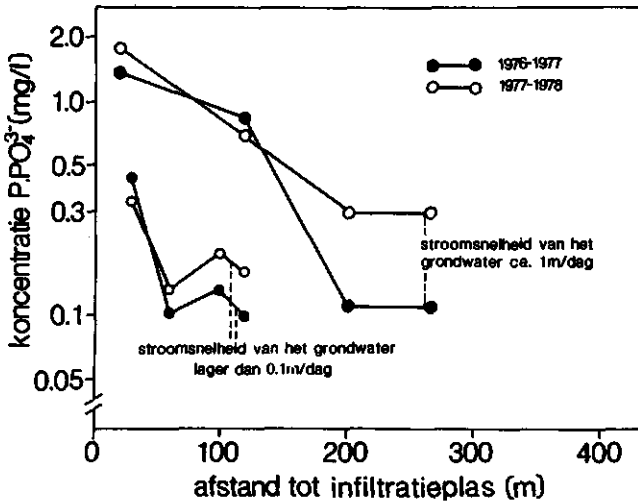
#### 3.4.9. Orthofosfaat

Het meest opvallende resultaat betreffende orthofosfaat in de kwelplassen wordt gevormd door de heel hoge concentraties in Berkheide. Hoge fosfaatwaarden komen hier vooral voor waar het grondwater snel stroomt vanaf de infiltratieplassen. Berkheide is daarnaast het enige gebied waar de verwachte gradiënt van met de afstand tot infiltratieplassen afnemende concentraties duidelijk kan worden aangetoond. Volgens de Pearson korrelatietoets bedraagt  $r$  voor 10 kwelplassen bij langzame afstroming van het grondwater 0,62 en voor 10 kwelplassen bij snelle afstroming zelfs 0,94. De eerstgenoemde relatie is significant met overschrijdingskans 5 %, de tweede met overschrijdingskans 0,5 %. Zowel in Meijendel als in de Luchterduinen kon alleen een statistisch niet te onderbouwen tendens van met de afstand tot infiltratieplassen afnemende concentratie worden waargenomen.

Bovenstaande waarnemingen komen overeen met de drie verwachtingen die in paragraaf 3.4.5 zijn geformuleerd. De hoogste fosfaatwaarden in de kwelplassen (Berkheide) gaan samen met een bovenste watervoerend zandpakket boven een kleilaag ; dit watervoerende pakket bevat in tegenstelling tot de andere gebieden nauwelijks veen. De verwachte gradiënt van met de afstand tot infiltratieplassen afnemende concentraties kon worden aangetoond, hoewel -evenals bij nitraat- alleen voor de hogere concentraties. Tenslotte is ook de verwachting dat de hoogste

koncentraties samengaan met de hoogste stroomsnelheden van het grondwater, bevestigd.

Uit bijlage 8.8 is verder nog een belangrijk gegeven af te leiden over het verloop van de concentratie in de tijd. In Berkheide zijn binnen twee jaar heel grote stijgingen (tot circa 200 %) van de concentratie in het kwelplaswater waargenomen. Dit is in figuur 13 weergegeven. Het is aannemelijk dat deze



FIGUUR 13. De jaargemiddelde orthofosfaatconcentratie in kwelplassen gedurende twee opeenvolgende jaren ten opzichte van de afstand tot infiltratieplassen (waarnemingen 1976 - 1978 in Berkheide)

stijgingen worden veroorzaakt door concentratieverhogingen in het toestromende grondwater. De sterke concentratiestijgingen in het kwelplaswater zijn slechts waargenomen in kwelplassen op grotere afstand vanaf de infiltratieplassen, bij lage stroomsnelheden van het grondwater tussen 100 en 200 meter en bij hoge stroomsnelheden meer dan 200 meter vanaf de infiltratieplassen. Het verschijnsel is daarom wellicht een gevolg van een geleidelijk voortschrijdende verzadiging van adsorptieplaatsen in de bodem van Berkheide die in de twee waarnemingsjaren toevallig

op de betreffende plaatsen manifest werd. Verdergaande verzadiging kan in dit geval de oorspronkelijk duidelijke gradiënt van fosfaatconcentraties nog meer afzwakken. Bij de hoogste stroomsnelheden mag dan zelfs verwacht worden dat door verzadiging van adsorptieplaatsen op den duur de concentratiegradiënt vrijwel geheel verdwijnt. Bij langzamere grondwaterstroming zal de gradiënt, hoewel waarschijnlijk minder duidelijk dan nu, door verdunning met neerslagwater steeds in stand blijven.

#### 3.4.10. Konklusies kwelplassen

Vergelijking van de tabellen 13 en 20 leert dat de kwelplassen onnatuurlijk veel kalium en orthofosfaat kunnen bevatten. Alleen in Meijendel werden de natuurlijke fosfaatwaarden niet duidelijk overschreden. Uitgaande van de jaargemiddelde concentraties van minerale stikstof en fosfaat is de fosfaatconcentratie in alle kwelplassen van Meijendel groeibepalend volgens de kritische N : P-ratio van 16 tot 20. Daarentegen is in Berkheide de concentratie van minerale stikstof de belangrijkste groeibeperkende faktor in bijna alle kwelplassen. Volgens de jaargemiddelde concentraties is kalium nooit groeibepalend ; toch treedt plaatselijk gedurende de zomer uitputting op van kalium in het plaswater (zie paragraaf 3.3.6).

De dominerende groeibeperking in het infiltratiewater (paragraaf 3.4.3) wordt dus heel duidelijk weerspiegeld, meestal zelfs versterkt in het kwelplaswater. Dit gegeven is nodig om te beoordelen of voorgestelde verbeteringen van de voorzuivering van het infiltratiewater mede van belang kunnen zijn voor terugdringing van voedselminnende ruijgteplanten in en langs kwelplassen in geïnfiltreerde duingebieden.

### 3.5. ALGEMENE KONKLUSIES EN DISKUSSIE

De konklusies zijn de volgende :

1. Kunstmatige oppervlakteinfiltratie van voedselrijk water ten behoeve van de waterwinning in het Nederlandse duingebied heeft tot gevolg dat de belasting met de belangrijke makronutriënten fosfaat, stikstof en kalium de natuurlijke waarden sterk overschrijdt.
2. De hoge nutriëntbelasting komt niet alleen tot uiting in het onnatuurlijk veel voorkomen van nutriëntminnende soorten in de oevervegetaties van de infiltratieplassen, maar óók door het onnatuurlijk veel voorkomen van deze soorten langs kwelplassen tot honderden meters afstand vanaf de infiltratieplassen.
3. Een merkstoffenonderzoek toonde aan dat de bovenste 2,5 m grondwater veel sterker wordt beïnvloed door het infiltratiewater dan werd verwacht op grond van een veronderstelde laag van neerslagwater bovenop het afstromende infiltratiewater in kwelgebieden. De onverwacht sterke menging van neerslag- en infiltratiewater wordt verklaard uit hydrodynamische makrodispersie. Inhomogeniteiten in de ondergrond als overstoven veen- en humuslagen zijn de waarschijnlijke oorzaak van een hoge dispersiecoëfficiënt.
4. Kalium, een makronutriënt dat als merkstof voor de herkomst van het grondwater is gebruikt, blijkt tot 500 meter vanaf de infiltratieplassen in onnatuurlijk hoge concentraties voor te komen in het bovenste grondwater en in kwelplaswater. De natuurlijke waarden worden méér overschreden naarmate de afstand tot de infiltratieplassen kleiner is, de stroomsnelheid van het grondwater hoger is en de concentratie in het oorspronkelijke infiltratiewater hoger is. Wat betreft afstand en stroomsnelheid is het aannemelijk dat de concentratieverhoging een gevolg is van een groter aandeel van infiltratiewater in grond- en kwelwater.
5. In het bovenste grondwater blijkt de minerale stikstof vrij-

wel uitsluitend uit nitraat te bestaan. Deze makronutriënt vertoont niet hetzelfde gedrag als de merkstoffen, d.w.z. een met de afstand tot de infiltratieplassen afnemende concentratie. Bij afstanden groter dan 100 meter vanaf de infiltratieplassen lijkt het infiltratiewater niet meer de belangrijkste bron van het nitraat in grond- en kwelwater. Natuurlijke bronnen zoals struwelen -met name van stikstofbindende duindoorn- en meeuwenkolonies overheersen hier de invloed van de infiltratie.

6. Slechts in één van de drie onderzochte gebieden vertonen de orthofosfaatconcentraties dezelfde gradiënt als de merkstoffen. In dit gebied is de fosfaatbelasting door infiltratie het hoogst, komen de hoogste stroomsnelheden van het grondwater voor in kwelgebieden en bevat het bovenste watervoerende pakket weinig veen. Vooral de laatste faktor lijkt een belangrijke oorzaak van de hoge fosfaatconcentraties in de kwelgebieden van dit duingebied.

Bij de beoordeling van de bovenvermelde resultaten en conclusies moet er rekening mee worden gehouden dat ze zijn afgeleid uit een onderzoek in slechts enkele gebieden en gedurende maar een korte periode na 20 jaar infiltratiegeschiedenis. Belangrijke parameters als de kumulatieve belastingen in de onderzochte kwelgebieden en de effecten van deze belastingen in de loop van de tijd op de bodem zijn nagenoeg onbekend. VAN DIJK & JANSSEN (1980) en VAN DIJK (1983) vermelden hierover enkele incidentele waarnemingen. Andere belangrijke factoren zoals de aan- en afwezigheid van veenlagen in de ondergrond zijn slechts bij benadering bekend. Verder kunnen de effecten van verlaging van de nutriëntconcentraties in het infiltratiewater alleen globaal worden voorspeld omdat er in de bodem moeilijk kwantificeerbare veranderingen zullen optreden (o.a. VAN OOSTERHOUD et al., 1981). De resultaten kunnen daarom moeilijk worden vertaald in makkelijk generaliseerbare dosis-effekt-relaties.

Het voorgaande wijst er echter wel op dat verlaging van de concentratie van fosfaat in het infiltratiewater betere kan-



sen lijkt te bieden op een verbetering van de oekologische situatie langs infiltratieplassen en in kwelgebieden dan concentratieverlaging van de andere makronutriënten. Het fosfaat kan uit het infiltratiewater worden verwijderd tot beneden de natuurlijke evenwichtskoncentratie van grondwater in duinzand (0,02 tot 0,03 mg  $\text{PO}_4^{3-}$ -P/l volgens VAN OOSTERHOUD et al. (1982)). Daarnaast lijkt fosfaat de belangrijkste groeibepalende faktor voor de vochtige vegetaties in twee van de drie bestudeerde infiltratiegebieden volgens de N : P- en de K : P-ratio.

Verwijdering van kalium uit het infiltratiewater is technisch moeilijk terwijl voor de kwelgebieden de natuurlijke stikstofbronnen voor het bovenste grondwater te groot lijken om hier enig effect van verwijdering van nitraat uit het infiltratiewater te mogen verwachten.



*Infiltratieplas in de Luchterduinen (Amsterdamse Waterleidingduinen)*

## 4. EFFEKTEN VAN INFILTRATIE VAN EUTROOF WATER OP KRUIDACHTIGE OEVERVEGETATIES

-H.W.J. van Dijk en A.J. van Strien-

### 4.1. SAMENVATTING

Duininfiltratie brengt diverse milieu-effekten met zich mee, waaronder een grondwaterafhankelijke ("vochtige") kruidenvegetatie die sterk afwijkt van de oorspronkelijke. De moeras- en oevervegetaties blijken namelijk bij infiltratie snel en sterk te verzuigen. In twee geïnfiltrateerde duingebieden zijn omvang en directe oorzaken van deze verzuiging op plasoevers onderzocht. Er is een aantal vegetatieopnamen gemaakt op oevers bij een groot traject van qua nutriëntvoorziening relevant veronderstelde omstandigheden.

De nutriëntconcentratie van infiltrerend oppervlaktewater bleek weinig onderscheidend voor de vegetatie op de aangrenzende oever. De nutriëntbelasting per tijdseenheid (gedefinieerd als het produkt van nutriëntconcentratie en stroomsnelheid van het grondwater) korreleert wél goed met de mate van verzuiging van de oevervegetaties. Hierbij lijkt een kausale relatie met de fosfaataanvoer waarschijnlijk dan met de aanvoer van de twee andere mogelijke groeibepalende makronutriënten (stikstof en kalium). Bij de laagste nutriëntbelastingen blijken andere factoren dan de nutriëntbelasting een belangrijke rol te spelen. Tenslotte worden de konsekventies uit dit onderzoek voor het beleid ten aanzien van duinwaterwinning besproken.

### 4.2. INLEIDING

In dit hoofdstuk wordt een onderzoek beschreven dat plaatsvond in de geïnfiltrateerde duingebieden Berkheide en Meijen-

del. Hierbij is de relatie tussen de vegetatieverruiging van plasoevers en het aanbod van voedingsstoffen via langsstromend grondwater bestudeerd. De verruiging is gemeten op basis van twee eenvoudige oekologische soortengroepen. Bij de beschrijving van het aanbod van voedingsstoffen is zowel de stroomsnelheid van het grondwater als de nutriëntconcentratie in dat water betrokken.

#### 4.3. METHODEN

##### 4.3.1. Algemene karakterisering van het onderzoek

Het onderzoek naar de beschreven dosis-effekt-relaties betreft een momentopname, een vergelijking van verschillende plaatsen met onderling verschillende intensiteit van de ingreep "duininfiltratie". Van de duininfiltratie werd alleen de invloed op het voedselaanbod via het grondwater bestudeerd via verscheidene dosis-parameters zoals snelheid van de grondwaterstroming, de nutriëntconcentraties van het water en diverse combinaties hiervan. Het effect op de oevervegetaties is uitgedrukt in afzonderlijke en gekombineerde bedekkingen van de belangrijkste (ruigte)soorten en in diverse kwantificeringen van natuurbeschermingskriteria (diversiteit en zeldzaamheid). De beschrijvende aard van het onderzoek houdt in dat slechts korrelatieve verbanden tussen vegetatieeigenschappen en milieufactoren kunnen worden bepaald. Kausale korrelaties kunnen slechts indirect hieruit worden afgeleid.

##### 4.3.2. Onderzoeksgebieden

Van de in hoofdstuk 2 beschreven drie infiltratiegebieden werden twee voor het vegetatie-relatieonderzoek uitgekozen: Berkheide en Meijndel, de duingebieden vlak ten noorden van Den Haag. Deze gebieden bieden een ruime variatie in nutriëntconcentraties van grond- en oppervlaktewater en van

grondwaterstromsnelheden. Het derde gebied (Luchterduinen) werd niet in het vegetatieonderzoek betrokken, onder andere omdat daar de peilfluctuatie van het grondwater relatief snel verloopt en een onnatuurlijk grote amplitude heeft. Op grond hiervan werd verwacht dat de te onderzoeken relatie tussen nutriëntvoorziening en oevervegetatie in de Luchterduinen minder zuiver tot uitdrukking komt dan in beide andere gebieden. Hoofdstuk 3 beschrijft van beide andere onderzoeksgebieden het infiltratie- en winningssysteem, het ontstaan van kwelplassen en de verspreiding van de belangrijkste groei beperkende makronutriënten vanuit de infiltratieplassen.

In Meijndel werden 12 kwelplassen en 2 infiltratieplassen, in Berkheide 13 kwelplassen onderzocht. De keuze van de plassen was zodanig dat een breed traject van nutriëntrijkdom en snelheid van grondwaterstroming in de diverse kwelgebieden werd verkregen. De onderzochte plassen waren in het algemeen van gelijke leeftijd (circa 20 jaar met een minimum van 10 jaar) en ook qua peilfluctuatie en helling van de onderzochte oevers onderling niet sterk verschillend.

De infiltratieplassen van Berkheide werden niet betrokken in het onderzoek omdat hier vaak voedselrijk bodemslib op de oevers wordt gebracht. Vóór de vegetatieanalyse in 1978 waren alle plassen één tot twee (sommige vier) jaar maandelijks bemonsterd op chemische parameters (zie hoofdstuk 3).

#### 4.3.3. Vegetatieopnamen

De gegevens hebben alleen betrekking op de op de oevers aanwezige kruidachtige vegetatie, eventueel gemengd met alleenstaande niet te grote struiken. De vegetatieanalyse geschiedde volgens de Braun-Blanquet-methode (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974). De bedekking van alle plantesoorten werd per proefvlak geschat volgens een decimale schaal (LONDO, 1975). De proefvlakgrootte is kleiner gekozen dan het in ve-

getatiekundig onderzoek gebruikelijke dubbele van het zogenaamde minimumareaal. Dit was noodzakelijk omdat de voor het relatieonderzoek belangrijke parameter grondwaterstroomsnelheid over korte afstand sterk bleek te variëren. Bij de kwelplassen was de proefvlakgrootte  $2 \text{ m}^2$ , 2 meter langs de (gemiddelde) oeverlijn en 1 meter loodrecht daarop. Bij de infiltratieplassen waren de proefvlakken  $10 \times 1$  meter langs de oeverlijn ; de proefvlakgrootte kon hier groter zijn omdat de doorstroming per eenheid strekkende oeverlengte minder varieerde dan bij de kwelplassen.

Beide infiltratieplassen werden in principe op vaste afstand (100 en 200 meter) langs de oeverlijn bemonsterd. De kwelplassen werden op minimaal drie plaatsen onderzocht : het meest van de voedende infiltratieplas afgekeerde oeverpunt en twee oeverpunten halverwege dat punt en het dichtst bij de infiltratieplas liggende punt. De verwachting was dat het plaswater in het eerstgenoemde geval met maximale snelheid infiltreert in de oever en op beide andere punten vrijwel geen grondwaterstroming optreedt. Bij de grootste kwelplassen werd bovendien de tussenliggende oever bemonsterd. In de analyse zijn dus geen oeverpunten betrokken waar grondwater-kwel optrad. De beschreven selectie van de monsterplaatsen op de plasoevers leidde ertoe dat een zo breed mogelijk traject van grondwatersnelheid werd bestreken en de vegetatie ad random werd bemonsterd behoudens het vermijden van struiken in het proefvlak. Verder werd bij de proefvlakkeuze de invloed van vochtvoorziening en uitgangssituatie zo veel mogelijk konstant gehouden. Zo werd bemonstering van sterk en ook van zeer zwak glooiende oevers vermeden, evenals bijvoorbeeld zichtbare recente overstuiving.

Alle opnamen werden in hetzelfde jaar (1978) gemaakt tussen half augustus en half september. In totaal werden 140 opnamen gemaakt, 59 op kwelplasoevers in Berkheide, 45 op kwelplasoevers in Meijndel en 36 op de oevers van twee infiltratieplassen in Meijndel.

#### 4.3.4. Nutriëntconcentraties van water en vegetatie

Volgens de in hoofdstuk 3 aangegeven bemonstering- en analysemethoden werden van alle onderzochte plassen de jaargemiddelde concentraties kalium, nitraat en orthofosfaat bepaald (medio 1977 tot medio 1978). Binnen de meeste kwelplassen bleek de spreiding in nutriëntconcentratie verwaarloosbaar en één chemisch monsterpunt voldoende. Alleen de grootste kwelplassen en de infiltratieplassen moesten vanwege gebleken concentratieverschillen binnen de plas op meer plaatsen bemonsterd worden. Voor de tussenliggende proefvlakken werd de nutriëntconcentratie geschat via een lineaire interpolatie.

Ter bepaling van de nutriëntconcentratie van de vegetatie werden alle planten midden in het proefvlak over een oppervlak van 0,5 bij 0,5 m bij de grond afgeknipt. Na bepaling van nat- en drooggewicht werd een deel van het gedroogde plantemateriaal tot poeder verwerkt. Op met zwavelzuur-waterstofperoxide verkregen destruatens (methode volgens ALLEN, 1974) werden de volgende analyses uitgevoerd:

- kaliumberhalte (direkte meting met Perkin-Elmer 460 A.A.S.-spektrofotometer)
- totaal stikstofgehalte (Kjeldahl-analyse)
- fosforgehalte (spektrofotometrisch via de molybdaat-blauw-methode volgens ALLEN, 1974).

#### 4.3.5. Stroomsnelheid van het grondwater in de oever

De bepaling van de hoeveelheid water die per tijdseenheid de doorwortelde laag van de oever passeert, geschiedde niet rechtstreeks. Op basis van grondwaterverhang en permeabiliteitsmetingen in de oever kon de doorstroming van de oever worden geschat met behulp van de in paragraaf 3.3.2 genoemde hydrologische Wet van Darcy :  $v = k.i$  , waarin  $v$  : fluxdichtheid of volume-stroomdichtheid van het grondwater (m / dag), dat is de hoeveelheid water per verti-

kale oppervlakte-eenheid per dag (een snelheidsparameter),  
k : permeabiliteitskonstante van de bodem (m / dag),  
i : verhang van het grondwater in de oever (m / m).

Bij de berekening van v is steeds  $k = 13 \text{ m / dag}$  \*) aangenomen (naar LINDENBERGH (1941) en HUYBOOM (1974)). Bij elk proefvlak werd het verhang van het grondwater bepaald door plaatsing van stijgbuizen op circa 1 meter afstand van de oeverlijn en met de onderkant circa 0,1 meter onder de grondwaterspiegel. Na één etmaal, waarbinnen de waterstand in de stijgbuis steeds in evenwicht kwam met het omringende grondwater, werd het verschil tussen stijgbuispeil en plaswaterpeil bepaald. De waarden bleken goed reproduceerbaar terwijl de maximale meetfout 2 mm bedroeg. Deze eenvoudige methode voor de bepaling van de grondwatersnelheid lijkt toepasbaar onder de volgende voorwaarden :

1. De verhangmetingen werden alleen in perioden zonder sterke regenval verricht omdat het patroon der verhanglijnen na regenbuien vaak tot dagen nadien sterk verstoord bleek door nalevering uit het omringende duinmassief.
2. Vertikale stromingscomponenten ten gevolge van precipitatie, verdamping en wateropname door de vegetatie zijn verwaarloosbaar ten opzichte van de horizontale doorstroming. Bij de gemiddelde doorstroomsnelheid van het grondwater kan de verticale komponent hier nooit meer dan 1 % van de horizontale stroming bedragen. Bij geringe verhangen is de verticale komponent echter relatief groter.
3. Doorstroming geschiedt onder de 1 meter brede proefvlakken vrijwel uitsluitend loodrecht op de oeverlijn. Ook bij deze aanname geldt echter dat bij een klein verhang de relatieve fout groot kan zijn.
4. De permeabiliteitskonstante is voor de bodem onder alle

\*) Deze permeabiliteitswaarde is erg hoog, tot vele honderden malen hoger dan van andere grondsoorten als klei en leem. Duinzand vertoont daarom bij vrij geringe verhangen relatief erg hoge snelheden van het grondwater, een belangrijke reden waarom het duingebied hydrologisch gezien bijzonder geschikt is voor infiltratie.

proefvlakken even groot verondersteld. In relatie met aanname 2 betreft dit de permeabiliteitskonstante van de bodem voor horizontale stroming. Methoden ter bepaling van de permeabiliteit in het veld (bijvoorbeeld FREVERT & KIRKHAM(1951), gemodificeerd door DE GROOT & HAKBIJL (1978)) konden niet worden toegepast door de vaak dominerende invloed van horizontale laagjes met relatief lage permeabiliteit in de bestudeerde oevers.

Berekeningen toonden aan dat aan de voorwaarden 1 tot 3 voldoende werd voldaan. Voorwaarde 4 kon niet worden onderzocht. Bij beide onderzochte infiltratieplassen werden gedurende de onderzoeksperioden echter geen verhoogde uittreeweerstand gekonstateerd zoals deze in het voorjaar en zomer frekwent bij dit type plassen worden waargenomen ten gevolge van planktonbloei en kalkneerslag. Ook de kwelplassen vertoonden geen kenmerken van verstopping van de oever.

#### 4.3.6. Andere factoren

Het waterpeil van alle onderzochte kwelplassen werd in het jaar voorafgaande aan het opnemen van de vegetatie minimaal eens per maand gemeten. De inklinatie van elk proefvlak werd geschat door de hoogte van de oever 1 meter vanaf de oeverlijn te bepalen ten opzichte van het plaswaterpeil.

#### 4.3.7 Verwerkingsmethoden

Het vegetatiekundige materiaal leek zich slecht te lenen voor multivariate analysetechnieken. De verwerking van de opnamen is daarom vooral vanuit autoekologisch niveau opgebouwd. Vegetatieopnamen die niet aantoonbaar verschilden in gemeten milieufactoren bleken geheel andere vegetaties te kunnen bevatten. Zo kunnen binnen de ruigtevegetaties van één plasover situaties voorkomen met uitsluitend *Urtica dioica* en daarnaast situaties met vrijwel alleen planten van *Epilobium hirsutum* zonder dat aanwijsbare oekologische verschillen zijn aan te wijzen. Hierbij speelt naast niet gemeten milieufakto-



ren vermoedelijk het toeval van eerste vestiging (primari-  
teit) een belangrijke rol. Een groot verschil in relaties  
tussen afzonderlijke ruigtesoorten en gemeten milieufakto-  
ren is in zo'n geval niet te verwachten. De verschillende  
ruigtesoorten, maar ook de authentieke soorten, zijn daarom  
bij veel bewerkingen samengenomen tot "oekologische groepen"  
van soorten met nauw verwante milieu-eisen. In paragraaf  
4.4.1b wordt dit nader uitgewerkt.

Voor de vaak sterke overlapping van de afzonderlijke soorten  
die leidde tot maximale totale bedekkingen van 140 % werd  
gecorrigeerd. De absolute bedekkingsgraden van de afzonder-  
lijke soorten werden daartoe omgerekend tot relatieve bedek-  
kingswaarden door deze bedekkingspercentages per opname te-  
rug te rekenen naar een totaal van 100 %. Deze bewerking is  
verantwoord omdat alle proefvlakken vrijwel volledig (steeds  
meer dan 90 %) begroeid waren. Wat de opnamen van de infil-  
tratieplassen betreft, deze zijn niet als bij de kwelplassen  
gerelateerd aan de waterkwaliteit in het jaar 1977/1978  
voorafgaande aan de vegetatiebemonstering maar met die in  
1975, dat wil zeggen vóór de voorzuivering verbeterd werd  
(hoofdstuk 3). De oevervegetatie was namelijk in de onder-  
zoeksperiode sinds de verbetering van deze voorzuivering  
nog niet aantoonbaar veranderd. Wel waren in 1982 verschui-  
vingen in soortensamenstelling waar te nemen die waarschijn-  
lijk met deze verbeterde waterkwaliteit samenhangen.

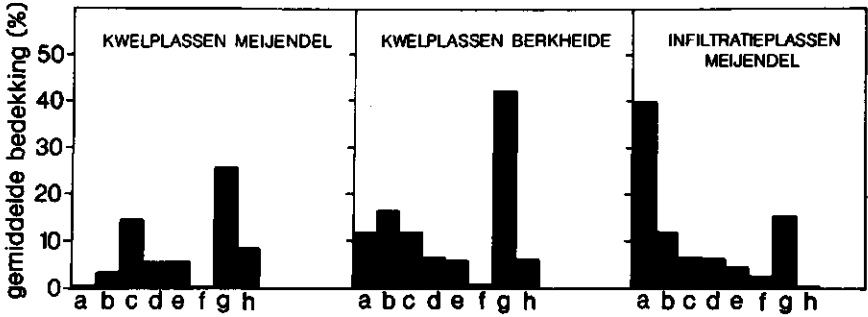
#### 4.4. RESULTATEN

##### 4.4.1a De omvang van de veranderingen in de vegetatie onder invloed van duininfiltratie

Bijna alle vegetaties die in beide studiegebieden op de plas-  
oeveren zijn aangetroffen, worden volgens de gangbare syntaxo-  
nomische indeling als storingsvegetaties beschouwd (WESTHOFF &  
DEN HELD, 1969 ; ELLENBERG, 1978). Langs de kwelplassen

in Berkheide en de infiltratieplassen komen veel soorten voor van Bidentea, Chenopodietea en Glycerio-Sparganion. Soorten van Phragmition en Molinietalia zijn over beide gebieden gelijk verspreid. Soorten van een authentieke vochtige duinvallei als het Caricion davallianae (bijvoorbeeld *Epipactis palustris*, *Carex panicea*, *Schoenus nigricans*, *Parnassia palustris*) werden slechts op de oever van twee kwelplassen in Meijndel aangetroffen, in één van beide plassen slechts fragmentair.

Behalve op basis van via tabellering onderscheiden vegetatietypen werden de vegetatieopnamen ook aan de hand van gemiddelde bedekkingspercentages van afzonderlijke plantesoorten en aan de hand van oekologische indicaties van de soorten vergeleken met oorspronkelijke vochtige duinvalleivegetaties. De gemiddelde bedekkingspercentages van de acht belangrijkste soorten zijn in figuur 14 voor kwel- en infiltratieplassen weergegeven. Het betreft *Urtica dioica*, *Epilobium hirsutum*, *Mentha aquatica*, *Eupatorium cannabinum*, *Lycopus europaeus*, *Cirsium arvense*, *Calamagrostis epigejos* en *Phragmites australis*. Deze acht soorten nemen samen 60 tot 85 % in van de ruimte op de oevers. Zonder *Phragmites* bedekken de overige 7 soorten 50 tot 80% gemiddeld per gebied. Vooral de infiltratieplasoevers en de kwelplasoevers in Berkheide vertonen hoge bedekkingsgraden van genoemde soorten. Een vergelijking met het ter referentie verrichte onderzoek aan oevers in de niet geïnfiltreerde duinen van Terschelling, Zwanewater en Voorne (zie hoofdstuk 5) wordt in figuur 15 gepresenteerd. De 7 laatste soorten bleken aldaar samen gemiddeld niet meer dan 15% van vergelijkbare plasoevers te bedekken, véél minder dus dan de 50 tot 80 % bij infiltratie. De 8 in de infiltratiegebieden meest voorkomende plantesoorten laten dus weinig ruimte over voor de oorspronkelijke vegetaties. Genoemde 8 soorten zijn volgens ELLENBERG (1979) met uitzondering van *Mentha* zeer nutriëntminnend : het stikstofgetal bedraagt 7 tot 9 (*Mentha* : 5). Het zijn



- |                                |                                 |
|--------------------------------|---------------------------------|
| a <i>Urtica dioica</i>         | f <i>Cirsium arvense</i>        |
| b <i>Epilobium hirsutum</i>    | g <i>Calamagrostis epigejos</i> |
| c <i>Mentha aquatica</i>       | h <i>Phragmites australis</i>   |
| d <i>Eupatorium cannabinum</i> | i overige soorten               |
| e <i>Lycopus europaeus</i>     |                                 |

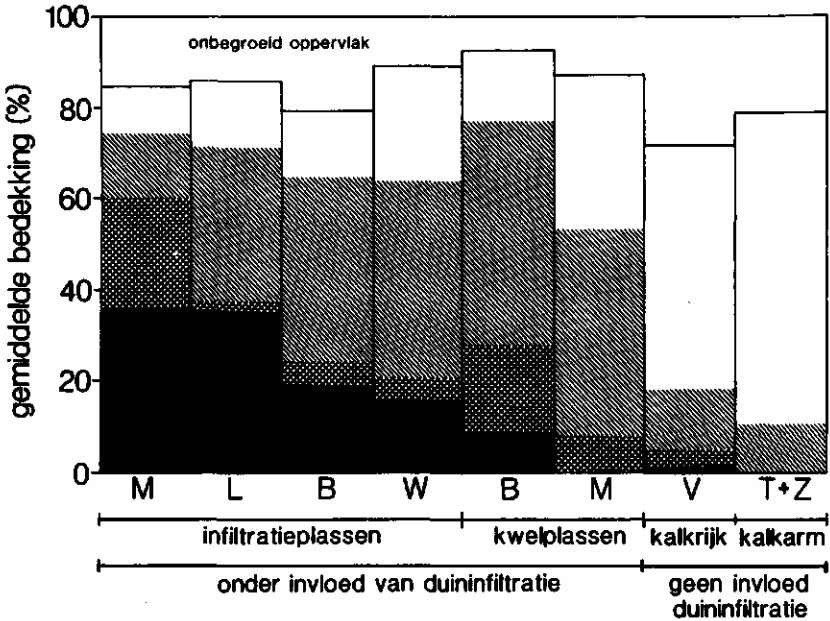
FIGUUR 14. Gemiddelde bedekkingspercentages van acht plantesoorten op de oevers van drie typen plassen

verder vochtminnende soorten, behalve *Cirsium* en *Urtica* die niet obligaat aan nabij grondwater gebonden zijn.

Bij een vergelijking van de plassen, onder andere op basis van de oekologische indicaties van de voorkomende plantesoorten, bleek eerder (paragraaf 2.2.2) dat de kwelplassen van Meijendel een intermediaire positie innemen tussen ongestoorde duinvalleien en alle andere bestudeerde plassen in infiltratiegebieden.

#### 4.4.1b. De keuze van de effect-parameter

Het niet of nauwelijks terugkeren van de oorspronkelijke vochtige-duinvalleisoorten in de studiegebieden blijkt samen te gaan met de opkomst van een aantal voedselminnende soorten. Een gezamenlijke oorzaak, het door infiltratie vergrote nutriëntaanbod, ligt voor de hand. Het oekologische mechanisme hierbij omvat echter naast de concurrentie van de voedsel-



- zwart = gemiddelde bedekking van *Urtica dioica*
- donker grijs = gemiddelde bedekking van de drie soorten *Epi-lobium hirsutum*, *Eupatorium cannabinum* en *Cirsium arvense* samen
- licht grijs = gemiddelde bedekking van de drie soorten *Mentha aquatica*, *Lycopus europaeus* en *Calamagrostis epigejos* samen
- wit = gemiddelde bedekking van de overige soorten

M = Meijndel ; L = Luchterduinen (Amsterdamse Waterleidingduinen) ; B = Berkheide ; W = Westlandse duinen ; V = Voorne's duin ; T = Terschelling ; Z = Zwanewater.

FIGUUR 15. De bedekking door ruigtesoorten van plasoevers in wel en niet gefiltreerde duingebieden (VAN DIJK, NOORDERVLIET & VAN STRIEN, 1982). De volgorde van wit naar zwart geeft een steeds extremere mate van verruigingstoestand weer

minnende soorten mogelijk ook overschrijding van de tolerantiegrenzen van oorspronkelijke soorten. Het resultaat is echter duidelijk : de typische duinvalleisoorten komen slechts sporadisch in de vegetatieopnamen voor, terwijl de meer voedselminnende ruigtesoorten in sterk uiteenlopende bedekkingen in de opnamen worden aangetroffen. De ruigtesoorten

zijn daarom beter te analyseren dan de zeldzaam voorkomende authentieke soorten. Zoals vermeld in paragraaf 4.3.7. werd gestreefd naar het samenstellen van oekologische groepen bij de verwerking. Met de acht veel voorkomende soorten van figuur 17 zijn twee oekologische groepen gevormd :

1. *Urtica* en *Epilobium*, de meest extreme ruigtesoorten (groep R 2).
2. *Urtica*, *Epilobium*, *Eupatorium*, *Cirsium*, *Mentha* en *Lycopus*, totaal dus 6 soorten (groep R 6).

De twee soorten van groep R 1 bereiken in min of meer natuurlijke vochtige valleien nooit hoge bedekkingen ; op grond daarvan én van het feit dat ze volgens verzuigings-tijdreeksen (LONDO, 1975 ; VAN DE WERF, 1974) het eindstadium van de kruidensuccessie vormen, worden deze soorten als indicatie voor "extreme verzuiging" samen genomen. Deze beide soorten werden vooral langs de kwelplassen in Berkheide en langs de infiltratieplassen aangetroffen (tabel 1). De soorten van groep R 6 kunnen plaatselijk ook in niet geïnfiltreerde duingebieden domineren, maar dit geldt in veel sterkere mate voor *Phragmites* en *Calamagrostis* die daarom niet in bovenstaande oekologische groepen zijn ondergebracht. *Mentha aquatica* werd ondanks het relatief lage stikstofgetal in groep R 6 opgenomen omdat deze soort zich bij infiltratie heel anders blijkt te gedragen dan oorspronkelijk in vochtige duinvalleien ; na infiltratie ontwikkelde zich een zeer forse en konkurrentiekrachtige groeivorm (LONDO, 1966b).

#### 4.4.2. Onderzoek naar de relatie tussen verzuiging en de toestroming van nutriënten

In het relatie-schema (figuur 1) dat in hoofdstuk 1 wordt besproken, worden als rechtstreeks door de infiltratie beïnvloede factoren genoemd de nutriëntconcentratie van het water, het grondwaterverhang, de grondwaterpeilfluctuatie, de concentratie van mogelijk giftige milieuvreemde stoffen en vergraving. Hiervan lijken vooral de eerste twee van grote invloed op de

nutriëntvoorziening die hier bestudeerd wordt. Als eerder vermeld zijn de factoren die betrekking hebben op vochtvoorziening en uitgangssituatie door een gerichte proefvlakkeuze zoveel mogelijk konstant gehouden. Het effect van andere beïnvloede factoren (zoals verhoogde gehalten van zware metalen) bleek op grond van een combinatie van incidentele metingen en literatuurgegevens verwaarloosbaar.

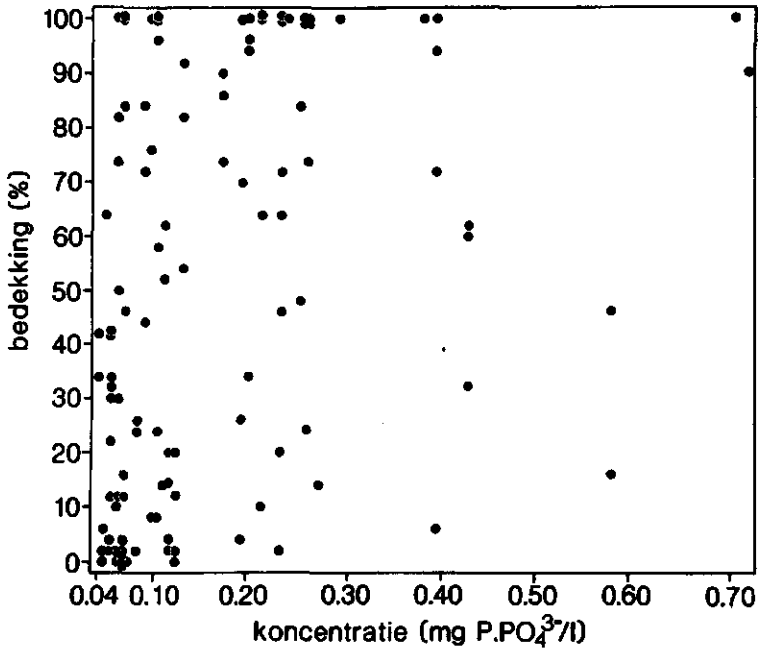
Wat betreft de nutriëntvoorziening werd per parameter de hypothese getoetst dat de waarden van deze parameter positief gekorreleerd zijn met de verruiging, met andere woorden dat de verruiging -althans over een bepaald traject - een geleidelijk stijgende funktie is van de nutriëntparameter. Bij de parameter nutriëntkoncentratie werd de hypothese-toetsing toegespitst op de zowel in natuurlijk duinwater als in infiltratiewater meest groeibeperkende makronutriënten stikstof en fosfaat. Het feit dat de analyse wat betreft de kwelplassen beperkt werd tot de infiltratieoever biedt de gelegenheid de oppervlaktewaterkoncentratie van alle plassen als een bruto inputwaarde voor het oevergrondwater te beschouwen.

Het verhang is belangrijk voor de nutriëntvoorziening omdat deze de doorstroming van het grondwater in de doorwortelde laag bepaalt. Deze doorstroming bepaalt op haar beurt de hoeveelheid nutriënten die per tijdseenheid langs de wortels stroomt en potentieel opgenomen kan worden ("bruto belasting"). Daarom is de stroomsnelheid gekombineerd met de nutriëntkoncentratie tot een maat voor de bruto belasting.

#### 4.4.2a. De relatie nutriëntkoncentratie - verruiging

De concentratie minerale stikstof van het oppervlaktewater heeft geen relatie met de verruiging van de plasoevers. Binnen de kwelplasopnamen is er zelfs een trend van een negatieve korrelatie tussen concentratie en verruiging : de meest verruigde kwelplassen in Berkheide hebben in het algemeen lagere jaargemiddelde nitraat-koncentraties dan de kwelplas-

sen in Meijndel (hoofdstuk 3). De relatie tussen het jaargemiddelde van de orthofosfaat-koncentratie en de gesommeerde bedekking van oekologische groep R 6 wordt in figuur weergegeven. Bij hoge fosfaatkonzentratie is de oever meestal sterk verruigd. Te vaak komen echter lage verruigingsgraden voor bij hoge konzentratie en hoge verruiging bij lage konzentratie om te kunnen spreken van een goede verklaring van de verruigingsgraad door de fosfaatkonzentratie.

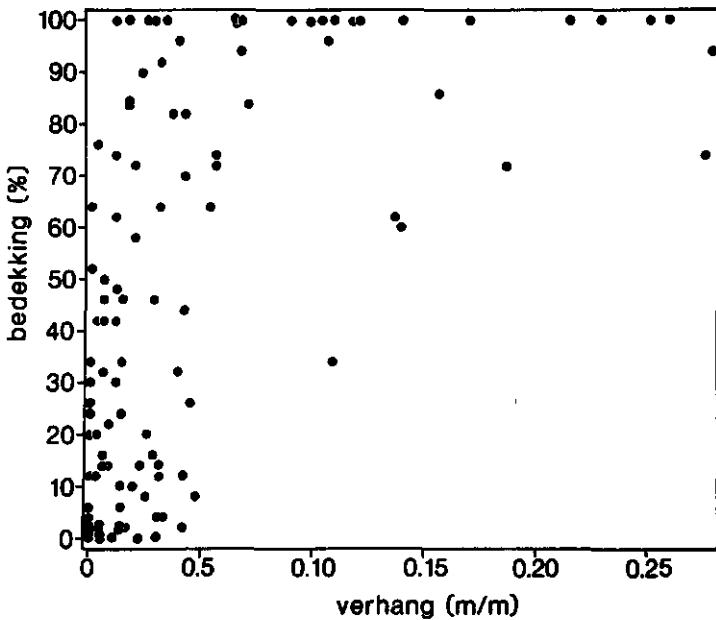


FIGUUR 16. De relatie tussen de gesommeerde bedekking van zes ruigtesoorten en de jaargemiddelde orthofosfaat-konzentratie

Figuur 17 waarin de fosfaatkonzentratie is uitgezet tegen de bedekking van oekologische groep R 2 geeft een duidelijker positiever relatie aan. Bij de laagste konzentraties komen geen hoge bedekkingen van beide soorten meer voor. Ook bij deze extreme verruigers kan echter nog niet van een duidelijk stijgende funktie met de fosfaatkonzentratie gesproken worden, de variantie is daartoe te groot.







FIGUUR 18. De relatie tussen de gesommeerde bedekking van zes ruigte-soorten en het verhang

is de spreiding van de verhangwaarden zeer verschillend : 0 tot 0,12 m/m voor de kwelplassen in Meijendel, tot 0,29 m/m voor de kwelplassen in Berkheide en tot 0,54 m/m voor de in het onderzoek betrokken infiltratieplassen. De relatie van de ruigtebedekking met het verhang is duidelijk : er is een overduidelijk zwaartepunt van lage ruigtebedekkingen bij verhangen kleiner dan 0,05 m/m, terwijl bij verhangen groter dan 0,2 m/m de ruigtebedekking steeds hoger dan 50 % is. Hieruit blijkt het belang van de stroomsnelheid.

In Meijendel worden de plaatsen op de kwelplasoevers met de grootste inzijging meestal gedomineerd door *Lycopus europaeus* en erg vitale *Mentha aquatica*. Op de kwelplasoevers in Berkheide en op de infiltratieplasoevers worden de plaatsen met maximale doorstroming gedomineerd door *Eupatorium cannabinum*, *Epilobium hirsutum* en *Urtica dioica*. Bij alle drie plastypen groeit op de oevers met lage doorstroming voornamelijk *Calamagrostis epigejos*.

Het feit dat met name bij de lage grondwaterverhagen een grote spreiding in ruigtebedekking werd waargenomen, leidde ertoe dit verhang met de nutriëntconcentratie te combineren om aldus te trachten deze spreiding te verkleinen.

#### 4.4.2c. De relatie nutriëntbelasting - vegetatieverruiging

De stroomsnelheid en de nutriëntconcentratie van het grondwater kunnen tot een eenvoudig model worden gekombineerd. De totale hoeveelheid nutriënten die per tijdseenheid door de bewortelde laag van de oever stroomt is weer te geven als  $b = v \cdot c$ , waarin:

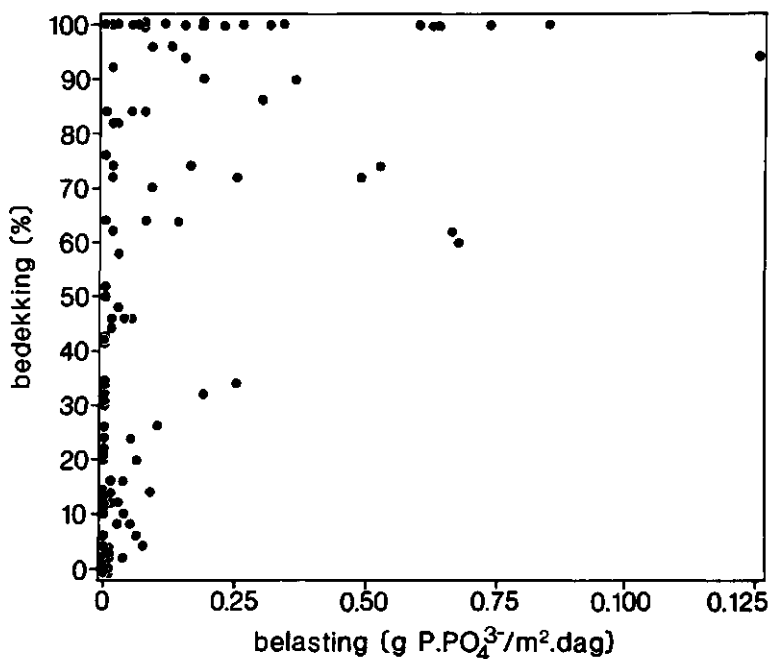
- b = de bruto aktuele nutriëntbelasting, dat is de hoeveelheid nutriënt die per tijdseenheid en per eenheid van vertikale doorsnede wordt aangevoerd met het grondwater ( $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ )
- v = volume-stroomdichtheid van het water door de vertikale doorsnee ( $\text{m.d}^{-1}$ )
- c = de nutriëntconcentratie van het grondwater ( $\text{kg.m}^{-3}$ )

Voor c is weer de jaargemiddelde plaswaterconcentratie genomen van het jaar vóór de vegetatieanalyse ; b is daarom een bruto en aktuele maat voor de nutriëntbelasting.

Omdat de orthofosfaatconcentratie betere korrelaties opleverde met de intensiteit van de verruiging van de oevers dan de nitraatconcentratie, is alleen de eerste concentratie bij berekening van de nutriëntbelasting gebruikt. De maximale orthofosfaatbelastingen overschrijden 1 gram  $\text{P.P.O}_4^{3-}/\text{m}^2.\text{dag}$  (kwelplassen Berkheide) ; dit houdt in 400 kg  $\text{P.P.O}_4^{3-}/\text{ha.jaar}$  bij de maximale breedte van 10 meter beïnvloede oever. Dit is vele malen hoger dan in de meest intensieve landbouw gebruikelijke kunstmestgiften (FRISSEL, 1978). In Meijendel bedroeg de maximale belasting 0,9 gram  $\text{P.P.O}_4^{3-}/\text{m}^2.\text{dag}$  (infiltratieplassen), in de kwelplassen bedroeg het maximum hier echter slechts 0,025 gram  $\text{P.P.O}_4^{3-}/\text{m}^2.\text{dag}$ , overeenkomend met een tegenwoordige "gemiddelde" landbouwgift van 10 kg  $\text{P.P.O}_4^{3-}/\text{ha.jaar}$

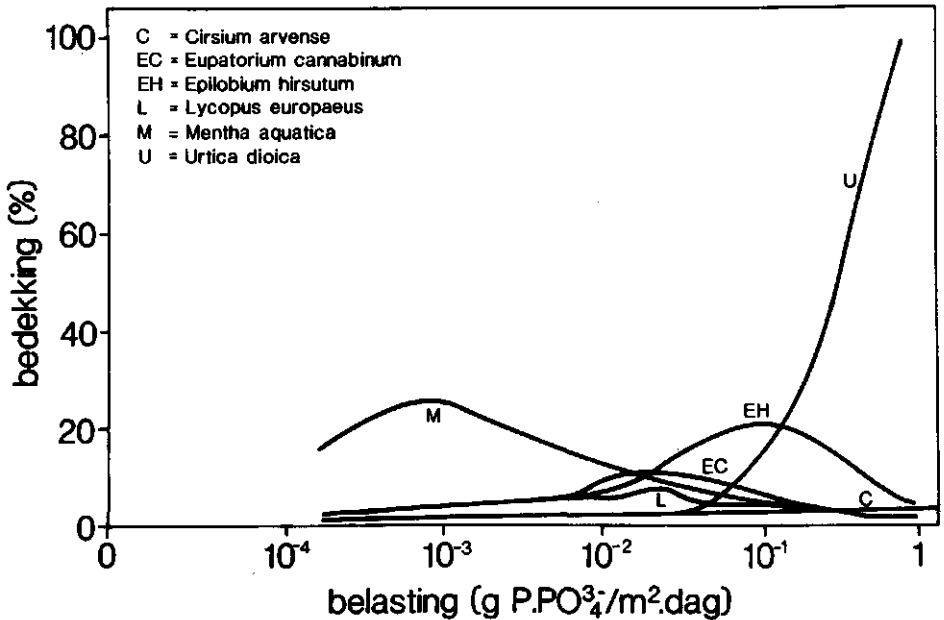
bij 10 meter oeverbreedte.

In figuur 19 is de ruigtebedekking uitgezet tegen de belasting. Het verband is een verzadigingskromme met geringere spreiding dan de relatie met de stroomsnelheid en vooral de orthofosfaatconcentratie alleen. Bij lage belastingwaarden komen zowel hoge als lage bedekkingen voor, terwijl vanaf een belasting van 0,1 gram /m<sup>2</sup>.dag nauwelijks meer lage bedekkingen worden gevonden en de belasting de overheersende factor lijkt.



FIGUUR 19. De relatie tussen de gesommeerde bedekking van zes ruigtesoorten en de orthofosfaatbelasting

Het verloop van de zes ruigtesoorten afzonderlijk met de nutriëntbelasting wordt in figuur 20 weergegeven. De belastingsschaal is hier in tegenstelling tot figuur 19 logaritmisch gekozen omdat al bij zeer lage belasting veranderingen in de bedekking van de afzonderlijke soorten bleken op te treden.



FIGUUR 20. De relatie tussen de bedekking van zes ruijtesoorten afzonderlijk en de orthofosfaatbelasting

Bij deze laagste belastingen zijn er al enkele proefvlakken met een hoge bedekking van ruijtesoorten, te weten *Mentha aquatica* en in mindere mate *Lycopus europaeus*. Bij hogere belasting neemt de bedekking van deze soorten aanvankelijk nog toe, maar ze worden steeds meer vervangen door *Eupatorium cannabinum* en *Epilobium hirsutum*. Bij nog hogere belasting verschuift de samenstelling van de vegetatie naar *Cirsium arvense* en heel sterk naar *Urtica dioica*.

#### 4.4.2d. Konklusie relatie nutriëntparameters - vegetatieverruiging

De bruto aktuele orthofosfaatbelasting, het produkt van de jaargemiddelde orthofosfaatkoncentratie in het aangrenzende oppervlaktewater en de infiltratiesnelheid van dit water in de oever, geeft een redelijke verklaring voor de intensiteit

van de verruiging op de plasoevers. Bij zeer lage waarden van deze belasting blijkt de ruigtebedekking echter hoog te kunnen zijn en het belastingmodel geeft daarom alleen een duidelijke verklaring voor de ruigtebedekking bij hogere belastingwaarden. Er is dus geen sprake van de monotoon stijgende functie die volgens de centrale hypothese werd verwacht tussen verruigings- en nutriënt-aanbod parameter ; het gehanteerde belastingmodel verklaart daarom slechts een deel van de verschillen in verruiging.

Tot zover werd de reactie van de ruigteplanten behandeld. Kennis van het gedrag van de overige planten is echter ook van belang, met name ook in verband met natuurbeschermingscriteria. Hieronder gaan we daar dieper op in. Het betreft de criteria diversiteit en zeldzaamheid.

#### 4.4.3. De relatie fosfaatbelasting - overige plantesoorten

De al of niet direkte relatie met de nutriëntbelasting hoeft niet voor alle overige duinvalleisoorten de belangrijkste faktor te zijn. Voor veel soorten zijn de waterstandsfluctuaties vermoedelijk veel belangrijker (ref. VAN DER LAAN, 1979) of wordt de achteruitgang veroorzaakt door de overschrijding van de tolerantiegrenzen van andere door infiltratie beïnvloede abiotische parameters. Zo is van sommige soorten bekend dat ze karakteristiek zijn voor bepaalde suksessiestadia en alleen door beheer in stand kunnen blijven. Door het werken met combinaties van grotere aantallen soorten in klassen volgens de genoemde natuurbehoudskriteria kan toch een globaal beeld van de relatie tussen natuurbeschermingswaarde en de fosfaatbelasting worden verkregen.

De presentie en gemiddelde bedekking van alle aangetroffen soorten is in tabel 21 aangegeven ten opzichte van vier klassen van momentane belasting. Elke klasse omvat ongeveer evenveel opnamen. De meeste soorten van tabel 21 zijn in te weinig opnamen aangetroffen om hun aanwezigheid in bepaalde be-

TABEL 21. Gemiddelde bedekking van alle aangestroffen soorten bij verschillende klassen van  
 Toesfaatbelasting

aantal opnamen :	belasting (9 P.FO <sup>3</sup> - <sup>2</sup> /m <sup>2</sup> .dag):				aantal keêr aangestroffen	karakteris- ticitèit %
	32	34	35	31		
Parnassia palustris	1	1			1	1
Typha angustifolia	1				3	2
Salix aurita	1				2	2
Rumex hydrolepathum	1				1	2
Cicuta cracca	1				2	2
Carex otrata	1				1	2
Carex acutata	1				1	1
Leontodon rudicaulis	1				1	1
Galium verum	1				1	1
Erodium cicutarium	1				1	1
Crataegus monogyna	1				1	2
Digitalis purpurea	1				1	2
Filipendula ulmaria	1				1	2
Juncus articulatus	1	1			18	2
Prunella vulgaris	1	1			4	2
Carex serotina	1	1			4	1
Moehringia trinervia	1	1			3	1
Fragaria vesca	1	1			3	1
Juncus alpino-articulatus	1	1			5	1
Nasturtium microphyllum	1	1			2	2
Euphrasia spec.	1	1			4	1
Cerastium holosteoides	1	1			2	2
Carex penicea	1	1,4			4	2
Carex flacca	2,5	3,7			10	1
Lythrum salicaria	1,4				14	2
Helicus lanatus	1	1			15	2
Juncus effusus	1	1			3	2
Achillea millefolium	1	1			5	2
Lotus corniculatus	1	1			10	2
Myosotis caespitosa	1	1			3	2
Epilobium parviflorum	1	1			10	2
Lathyrus pratensis	1	1			5	2
Ligustrum vulgare	1	1			5	1
Carex hirta	1	1			9	2
Polygonum lapathifolium	1	1			3	2
Scirpus setastris	29,8	31,0	22,1	8,0	120	1
Carex acrota epigejos	4,6	5,4		1,2	62	1
Carex acris	4,5	4,3	5,1		46	2
Pharmitica australis	11,6	7,1	11,8	2,9	79	2
Mentha aquatica	2,6	1,3			1	48
Salix repens	4,5	2,9			1	48
Poa pratensis	1	1			15	2
Carex pseudocyperus	1	1			16	2
Elytrigia repens	1	1			1	2
Eleocharis palustris	1	1			30	2
Typha latifolia	1	1			15	2
Rumex conglomeratus	1	1			25	2
Festuca rubra	1	1			14	2
Lonicera periclymenum	1	1			1	1
Rumex crispus	1	1			1	9
Senecio jacobaea	1	1			1	20
Hippophaë rhamnoides	4,0	6,4	5,7	3,1	74	2
Lycopus europaeus	2,9	3,4	3,8	2,5	88	1
Rubus caesius	1	1			27	2
Solanum dulcamara	1,3				1,1	2
Juncus subnodulosus	1				2	2
Sparganium erectum	1					



lastingsklassen niet aan toeval te mogen wijten. Voor deze soorten biedt de tabel daarom geen autoekologische informatie. Uit de tabel blijkt dat geen van de belastingklassen veel typische duinvallei-opnamen omvat : de authentieke soorten komen namelijk maar zelden in meerdere van de ruim 30 opnamen per klasse voor. Bovendien hebben enkele ruigtesoorten, zelfs in de laagste klasse, al een aanzienlijke gemiddelde bedekking, zodat er ook bij de laagste belastingen nauwelijks opnamen zijn die de oorspronkelijke vochtige duinvalleivegetaties benaderen.

Bij de volgende benaderingen op basis van de criteria diversiteit en zeldzaamheid is de hypothese dat de waarde berekend op grond van de respektievelijke natuurbehoudskriteria een negatieve korrelatie hebben met de belasting.

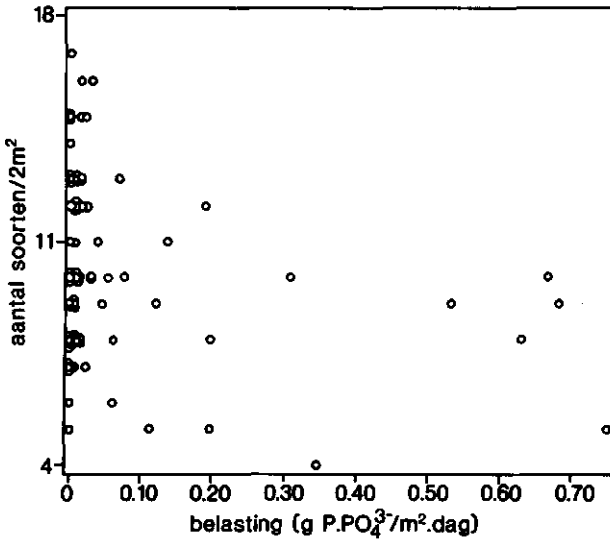
#### 4.4.3a. "Richness"

Het begrip diversiteit kan op verschillende schaalniveaus en met verschillende formules worden benaderd. In de vegetatiekunde wordt de volgende simpele methode om de diversiteit aan te geven veel gebruikt : de bepaling van het aantal soorten per oppervlakte-eenheid. Dit is de zogenaamde "richness". In figuur 21 is het aantal soorten per  $2 \text{ m}^2$  uitgezet tegen de fosfaatbelasting. Bij deze bewerking zijn de infiltratieplassen niet betrokken omdat daarbij de proefvlakgrootte ( $10 \text{ m}^2$ ) groter was dan bij de kwelplassen. Het blijkt dat bij lage belasting zowel laag als hoog diverse vegetaties kunnen voorkomen, maar dat bij hoge belasting vrijwel alleen lage soorten-aantallen voorkomen.

#### 4.4.3b. Zeldzaamheid

Evenals diversiteit is zeldzaamheid sterk schaalafhankelijk. Hier werd als uitgangspunt gekozen voor de indeling volgens Nederlandse nationale zeldzaamheid met behulp van frekwentieklassen van voorkomen in "uurhokken", rasterhokken van  $5 \times$

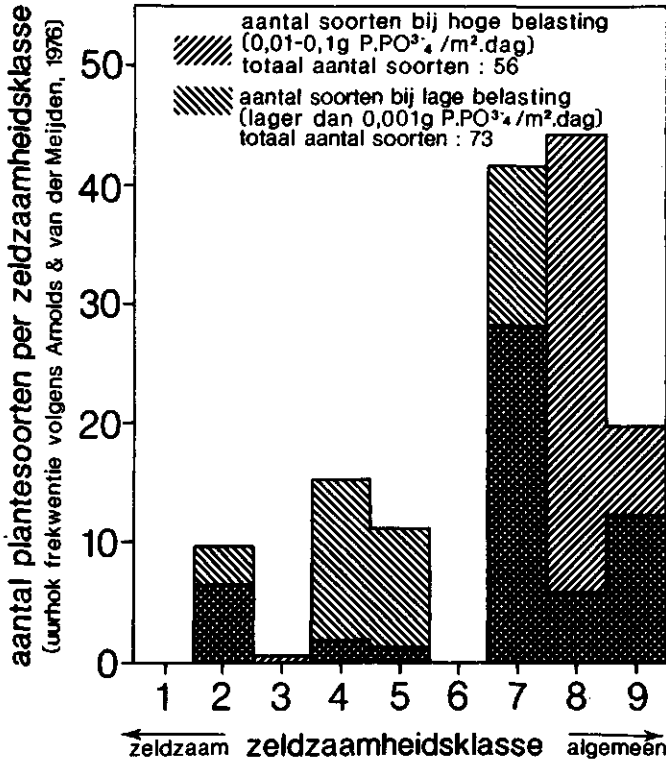




FIGUUR 12. De relatie tussen het aantal plantesoorten per proefvlak (2 m) en de orthofosfaatbelasting

5 km<sup>2</sup> (ARNOLDS & VAN DER MEIJDEN, 1976). Hoe hoger het getal dat de frekwentieklassse aangeeft (schaal 1 t/m 9), des te algemener is de betreffende plantesoort volgens dit criterium. Figuur 22 geeft per frekwentieklassse het aantal plantesoorten aan dat bij lage en dat bij zeer hoge fosfaatbelasting voorkomt. De verschillende fosfaatbelastingen leveren duidelijke verschillen in soortenaantallen op. De zeer algemene soorten lijken bevorderd te worden door een hoog fosfaataanbod, terwijl het aantal soorten met frekwentieklassengetallen lager dan 8 daarentegen steeds afneemt bij toenemend fosfaataanbod. De zeldzame soorten zijn tegelijk soorten die karakteristiek zijn voor het duinmilieu. De natuurbehoudskriteria karakteristiteit en authenticiteit worden hier daarom niet behandeld.

Resumerend blijkt dat konform de verwachting beide gehanteerde natuurbehoudskriteria een afname van natuurwaardering inhouden bij toenemende fosfaatbelasting.



FIGUUR 22. Het aantal plantesoorten per zeldzaamheidsklasse bij hoge en lage orthofosfaatbelasting

#### 4.5. ALGEMENE KONKLUSIES EN DISKUSSIE

##### 4.5.1 Konklusies

Langs de oevers van kwel- en infiltratieplassen in twee geïn-filtreerde duingebieden blijken de voor vochtige duinvalleien karakteristieke en soortenrijke vegetaties weinig voor te komen. In plaats daarvan zijn enkele ruigtesoorten, die van oorsprong nauwelijks op vochtige plaatsen in de duinen voorkomen, erg algemeen. Vanuit natuurbeschermingsoogpunt is dit een ongunstige verschuiving : deze ruigtesoorten zijn elders

in Nederland al zeer algemeen, terwijl geschikte biotopen voor de typische vochtige-duinvallei-soorten heel beperkt zijn. De momentane fosfaatbelasting, het produkt van de fosfaatkonzentratie van het in de duinen gebrachte water en de voor geïnfiltreerde duinen kenmerkende hoge grondwaterstroomsnelheid, kan deze verschuiving in soortensamenstelling van de oevervegetaties gedeeltelijk verklaren. Bij lage momentane belasting (0 tot 0,1 gram P/m<sup>2</sup>.dag) lijken andere factoren dan de belasting een belangrijke rol te spelen.

In de drie volgende paragrafen wordt een aantal problemen met hun mogelijke konsekventies voor de onderzoeksresultaten behandeld.

#### 4.5.2. Enkele "haken en ogen" bij het belastingmodel

Zoals hiervoor vermeld levert het gehanteerde eenvoudige belastingmodel slechts een gedeeltelijke verklaring voor verschillen in verruigingsintensiteit. Daarom is getracht aan de hand van andere gemeten milieuparameters die een (indirekte) invloed op de nutriëntvoorziening hebben, het model te verbeteren. Er is hierbij geprobeerd het belastingmodel te corrigeren voor achtereenvolgens peilfluctuaties gedurende het vegetatieseizoen, voor de inklinatie van de oevers, voor relatieve stikstofbeperking en voor de met het verhang toenevende droogtetoestand van de oever.

##### a) Peilfluctuatie en inklinatie

Bij sterke peilfluctuaties wordt de doorwortelde laag van een proefvlak op de oever niet het hele jaar of vegetatieseizoen doorstroomd. Tijdelijk bereiken de met het grondwater aangevoerde nutriënten dan niet de plantewortels en kunnen niet worden opgenomen, de feitelijke belasting is dan dus lager. Ook de inklinatie beïnvloedt de belasting op proefvlakniveau: bij een steile oever komt dezelfde hoeveelheid nutriënt ter beschikking van een kleiner horizontaal oppervlak dan bij een

vlakke oever. LONDO (1971) en VAN DER WERF (1974) vermelden dan ook dat de steilste oevers het sterkst verruigd zijn. Korrektie van de belasting voor de steilheid van de oever door te vermenigvuldigen met de sinus van de inklinatie en korrektie voor de perioden dat het grondwater de wortels niet direkt bereikte, verbeterden het verband tussen belasting en ruigte-intensiteit echter niet.

#### b) Nutriëntkoncentratie

Het effect van nutriënten op de vegetatie hangt af van de beschikbaarheid van andere nutriënten. Volgens de Wet van Mitscherlich-Lundegårdh zal zodra één nutriënt als groeibeperkende faktor optreedt, een grotere beschikbaarheid van een ander nutriënt geen tot weinig effect hebben. Bij de berekening van de belasting werd steeds de reële fosfaatconcentratie gebruikt, maar in een aantal kwelplassen in Berkheide lijkt de minerale stikstof beperkend op grond van de lage N : P-ratio van de jaargemiddelde plaskoncentraties (hoofdstuk 3). In de laatste gevallen werd de orthofosfaatbelasting gekorrigeerd voor de stikstofbeperking. Daartoe werd de nutriëntbehoefte van de vegetatie afgeleid uit de gemiddelde N : P-ratio van de bovengrondse biomassa (deze bedroeg  $9,8 \frac{\text{gram P}}{\text{gram N}}$ ). De gekorrigeerde fosfaatbelasting leverde geen ander verband op dan de oorspronkelijke eenvoudige maat.

#### c) Droogtetoestand

De hoogste belastingen komen voor bij de grootste verhangen. Hoe groter het verhang is bij de beschouwde infiltratieoevers des te droger is de oever gemiddeld op een bepaalde afstand vanaf de oeverlijn. *Urtica dioica*, de bij de hoogste belasting meest voorkomende ruigtesoort, is niet alleen erg nutriëntminnend, maar heeft ook een voorkeur voor droge biotopen (ELLENBERG, 1979). Normaliter komt de soort weinig voor in oevermilieus, maar in geïnfiltreerde duinen bedekt de soort bij sterke verhangen de oevers vaak met 100 %. De droogtepreferentie van de soort kan hier een alternatieve verklaring

bieden voor het dominant voorkomen bij hoge nutriëntbelasting. Tegen het belang van droogtepreferentie pleit dat *Urtica* ook op de hier niet besproken kweloevers het sterkst domineert bij de sterkste doorstroming ; deze oevers zijn juist relatief vochtig ten opzichte van de oevers met een zwakkere kwel. Ook voor de overige vijf soorten van de oekologische groep R 6 lijkt de relatie tussen bedekking en belasting niet te zijn beïnvloed door onderlinge verschillen in droogtevoorkeur. Korrektie hiervoor leek daarom niet nodig.

De konklusie is dat géén van de modifikaties van het belastingmodel ertoe leidde dat de relatie ruigtebedekking - nutriëntbelasting duidelijker werd. Bij het bestudeerde bereik van nutriëntbelastingen vormt de verruigingsgraad, uitgedrukt als de som van bedekkingen van zes veel voorkomende ruigtesoorten, géén geleidelijk stijgende funktie met de belasting maar een snel stijgende verzadigingskurve met een grote statistische ruis bij lage belastingen.

Tenslotte wordt respektievelijk nog een aantal problemen bij de meting van effekt- en dosisparameters behandeld, een theoretische beschouwing van het belastingmodel gegeven en de implikaties van het onderzoek voor beleid en beheer behandeld.

#### 4.5.3. De onderlinge vergelijkbaarheid van de proefvlakken

De gegevens betreffen een momentopname. Het is daarom niet uit te sluiten dat de opnamen verschillende suksessiestadia vertegenwoordigen en daarom niet goed vergelijkbaar zijn. Bovendien was de uitgangssituatie van plek tot plek niet steeds dezelfde.

Uit het feit dat bij hoge momentane belasting (groter dan  $0,1 \text{ gram P/m}^2 \cdot \text{dag}$ ) steeds een hoge ruigtebedekking wordt aangetroffen, valt echter af te leiden dat bij deze belastingwaarden de verruigingssuksessie snel verloopt naar éénzelfde verruigingsklimax, ongeacht de voorgeschiedenis.

Bij lagere momentane belasting ligt de zaak minder eenvoudig, getuige de grote spreiding van de ruigtebedekking op plaatsen die qua belasting gelijk zijn. Voor een verklaring van die spreiding zou een betere vergelijkbaarheid van de proefvlakken nodig zijn en tevens onderzoek in de tijd naar het optreden van suksessies. Hierbij zou rekening moeten worden gehouden met verschillen tussen al en niet vergraven oevers, verschillen in inklinatie, beheer, geschiedenis, infiltratiesysteem e.d..

Een andere onbetrouwbaarheid van de effektmeting is geïntroduceerd door de verschillende proefvlakgrootte van de infiltratieplas- en kwelplasoevers. Wat betreft de gehanteerde ruigtebedekkingsmaat gaf een foutenanalyse aan dat reeds de kleinste ( $2 \text{ m}^2$ ) proefvlakgrootte daarvan een representatief beeld gaf. Bij bewerkingen waarbij het aantal soorten per proefvlak meespeelde, werden de infiltratieplasproefvlakken weggelaten.

#### 4.5.4. De dosisparameter bij het relatieonderzoek

De nutriëntkoncentratie en daarmee de momentane belasting hebben op de verschillende onderzochte plaatsen een verschillend verloop gehad (zie hoofdstuk 3). De invloed hiervan is wegens de korte duur van het onderzoek nauwelijks te schatten. Voorts werd uitgegaan van de momentane nutriëntkoncentratie en -belasting, terwijl toch van oorspronkelijke duinvalleien bekend is dat een kumulatieve belasting in de loop der jaren kan leiden tot een sterk verruigde vegetatie die via een geïntensiverende interne nutriëntenkringloop in stand blijft. De basis van deze kringloop is een uit de afgestorven vegetatiemassa afkomstige en geakkumuleerde hoeveelheid organische stof in de bovengrond die via microbiologische omzettingen minerale nutriënten vrijgeeft en die door het steeds weer afsterven van de ruigtevegetatie in stand gehouden wordt (o.a. WESTHOFF, 1948 ; DE VRIES, 1948). Analyse van de hoeveelheid humus in de bovengrond en de mineralisatie daarvan leidde echter tot de

konklusie dat de interne nutriëntenkringloop ten opzichte van de hoge momentane belasting door duininfiltratie verwaarloosbaar is (NOORDERVLIET, 1978). De samenhang van deze faktor met de momentane belasting bij lage belastingwaarden wordt in hoofdstuk 6 behandeld.

De dosisparameter nutriëntbelasting is gebaseerd op de concentratie vrij beschikbare nutriënten, dus vrij orthofosfaat en minerale stikstof, en niet op de totaal-gehalten van deze nutriënten. Hierbij gold de aanname dat de vrij beschikbare nutriënten door hun direkte opneembaarheid door de vegetatie oekologisch relevanter zijn dan de totaal-gehalten waarin de o.a. in de algen vastgelegde nutriënten betrokken zijn. Het gebruik van de opgeloste N- en P-ionen wordt verder gelegitimeerd doordat in kwelplassen weinig algengroei plaatsvond (de totale nutriëntconcentratie was nauwelijks hoger dan de concentratie aan vrije mineralen) terwijl in de infiltratieplassen de algen nauwelijks in de oever lijken te penetreren maar langsstromen of bezinken.

#### 4.5.5. Vergelijking met de literatuur

In hoofdstuk 1 wordt vermeld dat VAN DER WERF (1974) en LONDO (1966 a, 1966 b, 1975) vooral de verhoging van het nutriëntaanbod als oorzaak van de sterke vegetatieverruiging bij infiltratie noemden. Hierbij werd vooral gewezen op de hoge nutriëntconcentratie van het in de duinen gebrachte water. Onder andere doordat de relatie tussen ruigtesoorten en nutriëntaanbod niet werd gekwantificeerd, lijkt de grote invloed van de versnelde grondwaterstroming enigszins aan de aandacht ontsnapt. LONDO (1978) vermeldt echter dat uit een suksessieonderzoek bleek dat ongestoord maar stromend duinwater reeds verruiging van een vegetatie tot gevolg had.

Wat verder in genoemde publikaties opvalt is de door LONDO (1975) op grond tijdreekswaarnemingen opgestelde verruigingsreeks. In deze reeks zijn ruigtesoorten gerangschikt volgens

het stadium van de suksessie waarin ze op oevers in geïnfiltreerde duingebieden voorkomen. De volgorde van de ruigte-soorten volgens de suksessie blijkt goed overeen te komen met de in onze studie aangetoonde rangorde van ruigtesoorten volgens gemiddelde bedekkingsgraad ten opzichte van fosfaatbelasting. Hoe groter de belasting waarbij de betreffende soort zijn optimum heeft, des te later vond LONDO deze in de suksessie en een des te extremer verzuiving duidde de soort aan. Het door LONDO verrichte suksessie-onderzoek bevestigt hiermee de hier besproken resultaten die via naast elkaar in de ruimte verrichte moment-waarnemingen werden verkregen.

Een verdere bevestiging van de grote betekenis die de stroomsnelheid van het grondwater kan hebben voor de verzuivingsintensiteit van oevervegetaties is gegeven in hoofdstuk 2. Uit onderzoek op het niveau van (infiltratie)plassen bleken verschillen in nutriëntkoncentratie niet of nauwelijks relaties met de oevervegetatie te vertonen, terwijl de hoeveelheid ingebracht water per oppervlakte- en tijdseenheid (een indirecte maat voor de belasting) wél een zeer duidelijke positieve korrelatie met de gemiddelde verzuivingsintensiteit van de oevervegetatie opleverde.

#### 4.5.6. Het oekofysiologische verschil tussen stromend en stagnerend grondwater voor de nutriëntopname door de plant

In de voorgaande tekst werd aannemelijk gemaakt dat de verhoging van de stroomsnelheid van het grondwater de opname van nutriënten door de vegetatie vergroot en daarmee de vegetatiesamenstelling verandert. De verklaring ligt voor de hand. Voor de opnamesnelheid van de nutriënten door de plantewortels en daarmee de groeisnelheid van de vegetatie, is niet de gemiddelde konzentratie van het grondwater de bepalende faktor, maar de konzentratie aan het worteloppervlak. Door opname van nutriënten neemt deze laatste konzentratie af en ontstaat een diffusiegradiënt vanaf het worteloppervlak. BHAT & NYE (1973)



geven een experimenteel bewijs voor deze gradiënt aan de hand van fosfaat. Bij grondwaterstroming zal aanvulling van nutriënten bij het worteloppervlak sneller plaatsvinden en zal de diffusiegradiënt geheel of gedeeltelijk worden opgeheven. Een sterkere doorstroming kan dus hetzelfde effect sorteren als een hogere nutriëntconcentratie in het grondwater : de diffusiegradiënt is binnen bepaalde marges omgekeerd evenredig met zowel de concentratie als de stroomsnelheid van het water rond de wortel (NYE & TINKER, 1977). Ook via experimenten met doorstroomkultures is een positieve relatie aangetoond tussen doorstroming en opnamesnelheid van wortels (LONERAGAN & ASHER, 1977). Het is echter niet duidelijk in hoeverre de situatie voor oevervegetaties bij hoge belasting vergelijkbaar is met een doorstroomkultuur en of de rol van de bodem te verwaarlozen is. Bij duinzand dat gekenmerkt wordt door een relatief sterke chemische inertie en een groot poriënvolume is de kans echter groot dat de rol van de bodem eerder verwaarloosd mag worden dan bij andere bodemsoorten, zodat het gelijke gewicht van stroomsnelheid en concentratie in het belastingmodel een redelijke basis heeft.

#### 4.5.7. Implicaties voor beleid en beheer

In hoeverre kunnen de onderzoeksresultaten dusdanig worden gebruikt in het beheer en beleid dat het in hoofdstuk 1 geschetste milieuprobleem, het niet terugkeren van authentieke vochtige duinvalleivegetaties na infiltratie, wordt verkleind of geëlimineerd?

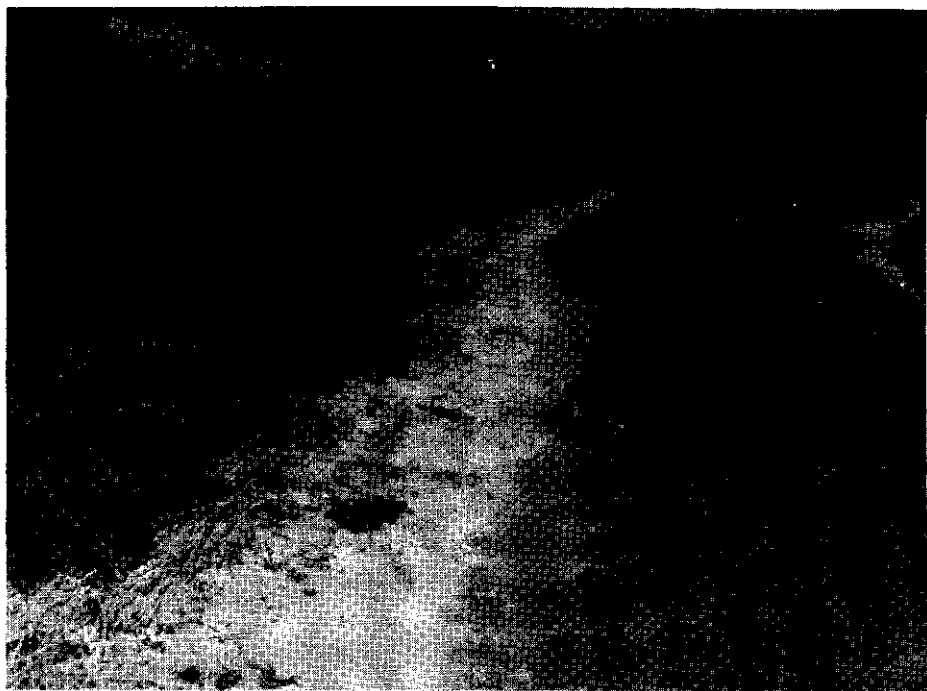
Bij een hoge belasting, meer dan 0,1 gram P/ dag.m<sup>2</sup>, is de oever bijna altijd sterk verruigd. Bij lagere belastingen kan de oever volgens de bedekking van zes ruigtesoorten zowel weinig als sterk verruigd zijn, blijkbaar mede afhankelijk van andere omstandigheden. Deze kwantitatieve relatie kan gebruikt worden bij het zoeken naar mogelijke oplossingen voor de verruiging.

1. De fosfaatbelasting kan verlaagd worden door de stroomsnelheid van het grondwater en/of het fosfaatgehalte te verlagen. Verlagen van de doorstroomsnelheid gaat direkt ten koste van de drinkwaterproduktie. Bij behoud van de produktiekapaciteit per duingebied is dan een veel groter oppervlak aan infiltratieplassen en winningsmiddelen nodig, terwijl na verloop van tijd toch (moeilijk kwantificeerbare) akkumulatie van nutriënten plaatsvindt. Het lijkt daarom beter om het fosfaatgehalte te verminderen. Door enkele duinwaterleidingbedrijven wordt het infiltratiewater inmiddels al enige jaren gedefosfateerd omdat de nutriënten ook in waterwintechnisch opzicht een probleem vormen in verband met door planktonbloei veroorzaakte uittreeweerstand van infiltratieplasbodem en -oever. Bij defosfatering tot 0,15 mg P/l en een doorstroomsnelheid van 1 m/dag (normaal in infiltratieplas- en een aantal kwelplasoevers) is de belasting (0,15 gram P/dag.m<sup>2</sup>) nog dusdanig dat de zes ruigtesoorten 70 tot 100 % bedekken. Technisch is het goed mogelijk nog verder te defosfateren tot 0,02 mg P/l (de natuurlijke evenwichtssituatie van duingrondwater volgens VAN OOSTERHOUD et al. (1982)) waarbij de belasting 0,02 gram P /dag.m<sup>2</sup> is. Uit de onderzoeksgegevens is niet op te maken of deze belastingverlaging een wezenlijke terugdringing van de verzuuring zal inhouden. De fosfaatopslag in de vegetatie, de nalevering uit de bodem en de aanwezigheid en de rol van andere nutriëntleveranciers (luchtverontreiniging, verontreinigde zoute inwaai) zijn namelijk niet gekwantificeerd. Bovendien kan nauwelijks voorspeld worden of niet bij lagere nutriëntbelastingen minder nutriëntminnende maar konkurrentiekrachtige soorten nog steeds de zeldzame en authentieke soorten zullen verdrijven.

2. Nutriënten kunnen worden afgevoerd door regelmatig maaien, begrazen of afplaggen van oevers. Maar zelfs bij defosfatering zal de fosfaataanvoer met het grondwater op de meeste plaatsen groter blijven dan de potentiële afvoer hetgeen de terugkeer van authentieke vegetaties onwaarschijnlijk maakt (VAN DIJK, 1982).

3. Hydrologische maatregelen zoals beheersing van de waterstand (fluctuatie) kunnen de verruigingsgraad sterk beïnvloeden. Sterke fluctuaties gaan de bedekking door ruigtesoorten tegen, maar verhinderen tegelijk de terugkeer van authentieke vegetaties. Ook andere hydrologische maatregelen binnen het kader van oppervlakkige duininfiltratie leveren voor het natuurbehoud weinig winst op zolang de doorstromsnelheid van het grondwater onnatuurlijk hoog blijft.

Om meer inzicht te verkrijgen in de mogelijkheden die beheersmaatregelen bieden voor herstel en behoud van authentieke duinvalleivegetaties, is het onderzoek uitgebreid naar lagere externe belastingen (hoofdstuk 5) en naar de rol die organische stof in de bodem heeft in de nutriëntvoorziening van de vegetatie (hoofdstuk 6).



*Verruigde oever van infiltratieplas (Meijendel)*

## 5. EFFEKTEN VAN MAKRONUTRIËNTEN IN DUINWATER OP OEVERVEGETATIES IN WEL EN NIET GEÏNFILTREERDE DUINGEBIEDEN

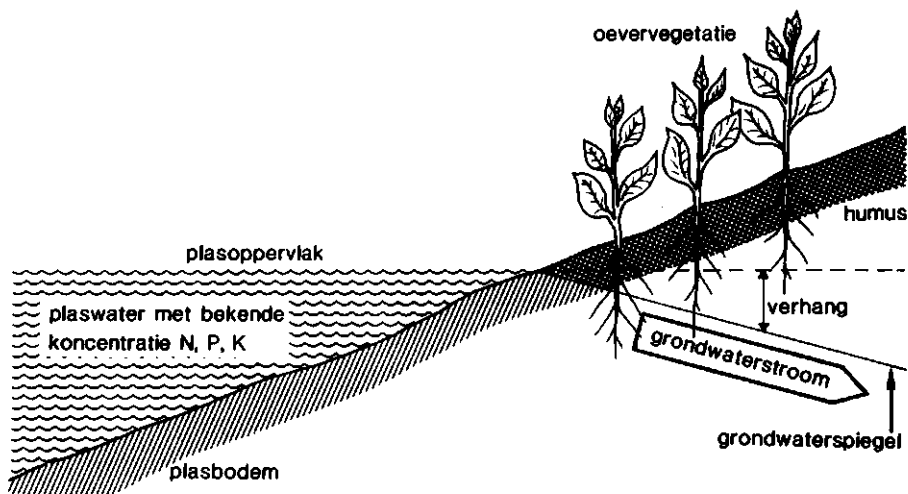
-H.W.J. van Dijk en J.A.Meltzer-

### 5.1. SAMENVATTING

In de Nederlandse duinen is zowel in wel als niet voor de waterwinning geïnfiltreerde gebieden de relatie tussen de samenstelling van oevervegetaties en de nutriëntvoorziening via door de oever stromend grondwater onderzocht. De vegetatie is beschreven volgens diverse oekologische groepen van voedselminnende grote hemicryptofyten en volgens enkele parameters voor de natuurwaarde. Er wordt aannemelijk gemaakt dat van de gemeten concentraties van en belastingen met de drie groeibeperkende makronutriënten (orthofosfaat, nitraat en kalium) de orthofosfaatbelasting de duidelijkste causale relatie met de gehanteerde vegetatieparameters heeft.

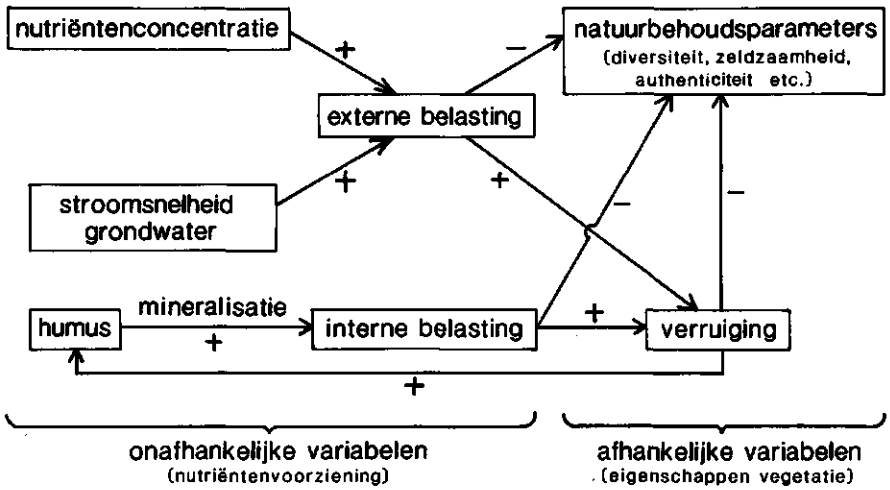
### 5.2. INLEIDING

In hoofdstuk 4 is aannemelijk gemaakt dat bij het sterk op de voorgrond treden van ruigteplanten in oever- en moerasvegetatie in geïnfiltreerde duingebieden vooral de sterk verhoogde "externe momentane nutriëntbelasting" door toestromend grondwater een sleutelrol vervult in het verruigingsproces. Deze nutriëntbelasting, gedefinieerd als de aanvoer met het grondwater van beperkende groeibepalende makronutriënten per oppervlakte- en tijdseenheid, wordt in hoofdstuk 4 benaderd met het produkt van de stroomsnelheid van het grondwater en de concentratie van de betreffende nutriënt in het grondwater. De stroomsnelheid van het grondwater in de oever wordt in hoofdstuk 4 geschat met de wet van Darcy aan de hand van het verhang. Stikstof, fosfaat en in mindere mate kalium worden als groeibepalende makronutriënten in het ongestoorde duinmilieu



FIGUUR 23. Schematische weergave van het studieobject

beschouwd (WILLIS, 1963 ; OLSSON, 1974). Ook in het infiltratiewater zijn stikstof en fosfaat groeibeperkend (hoofdstuk 3). De figuren 23 en 24 geven het onderzoeksobject en de onderzochte relaties van hoofdstuk 4 schematisch weer. De resultaten van dit hoofdstuk doen verwachten dat sterke concentratieverlaging van de meest beperkende makronutriënt in het infiltratiewater, en daarmee verlaging van de externe belasting kan leiden tot een sterke terugdringing van de vegetatieverruiging en daarna mogelijk tot de terugkeer van de oorspronkelijke duinvalleivegetaties. Het is bij voorzuivering mogelijk de fosfaatkonzentratie terug te brengen tot ver onder de natuurlijke waarden en ook de stikstofkonzentratie kan in de toekomst sterk verlaagd worden. Op grond van de gegevens van hoofdstuk 4, die alleen in geïnfiltreerde duingebieden (dus bij relatief hoge nutriëntkonzentraties en -belastingen) verzameld werden, kan echter onvoldoende gekwantificeerd worden in hoeverre voorzuivering van het in de duinen gebrachte infiltratiewater de nadelige effecten op de vegetatie zal kunnen verminderen of zelfs opheffen. Om in dit hiaat te



FIGUUR 24. Relatieschema van de bestudeerde variabelen

voorzien, werd een aanvullend onderzoek naar de relatie tussen vegetatieverruiging en nutriëntbelasting opgezet waarin ook niet geïnfilteerde duinen - met veel lagere nutriëntconcentraties en -belastingen - werden betrokken. Dit hoofdstuk doet verslag van dit aanvullend onderzoek.

De vraagstelling was tweeledig. Op de eerste plaats werd nagegaan in hoeverre de gevonden relatie tussen vegetatieverruiging en nutriëntbelasting óók opging voor een lager belastingstrajekt dan in hoofdstuk 4 beschreven werd. Het tweede deel van de vraagstelling betrof de extrapolatie van de gevonden relaties in het lagere belastingstrajekt naar beheersmaatregelen in geïnfilteerde duinen, met name betreffende een vergaande voorzuivering van het infiltratiewater.

Bij dit onderzoek is er vanuit gegaan dat een "goede" ruigteparameter een S-vormige verzadigingskromme met zo gering mogelijke spreiding van de samenstellende punten vertoont indien uitgezet tegen de nutriëntvoorziening. De keuze van de ruigte-

parameter zal bepalen in welk traject van de nutriëntvoorziening het steile deel van de kromme ligt. Als maatstaf komt in aanmerking de gesommeerde bedekkingsgraad van kenmerkende ruigtesoorten ; door verschillende soortenkombinaties te kiezen, verkrijgt men uiteenlopende parameters. In de hypothetische figuur 25 wordt de verwachting van deze ruigteparameter grafisch uitgebeeld. De diverse soorten (A t/m I) vertonen verschillende optimumkrommen van hun gemiddelde en maximale voorkomen ten aanzien van nutriëntvoorziening en kunnen op grond van dicht bijeen liggende optima worden ingedeeld in oekologische groepen. De per oekologische groep gesommeerde bedekkingen vertonen verzadigingskurven. Volgens het model van figuur 25 kan de oekologische groep met de minst nutriëntminnende soorten al een maximaal voorkomen vertonen als de oekologische groep van de meest nutriëntminnende soorten - de "extreme verruigers" - nog niet of nauwelijks voorkomt.

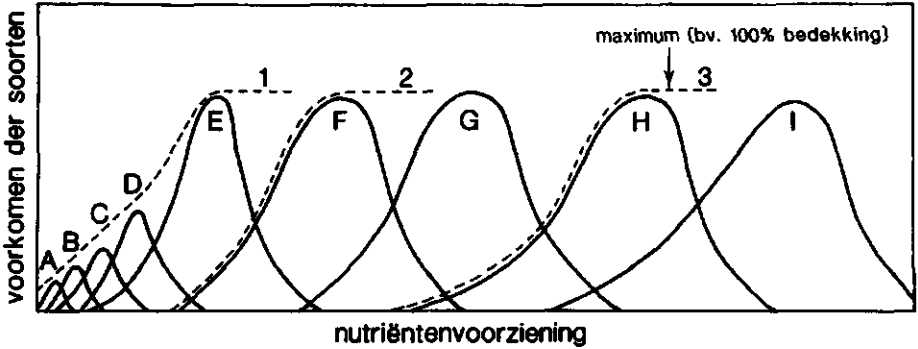
Naast de relatie nutriëntvoorziening - ruigteparameters zal ook aandacht worden besteed aan de relaties tussen enerzijds nutriëntvoorziening en ruigteparameters en anderzijds parameters zoals zeldzaamheid en diversiteit van de bestudeerde vegetaties, die voor het natuurbehoud van belang zijn.

### 5.3. METHODEN

Het onderzoek betreft een onderlinge vergelijking van vegetaties waarvan de nutriëntvoorziening via langsstromend grondwater in diverse opzichten (stroomsnelheid grondwater, nutriëntconcentratie) sterk varieerde. De overige oekologische omstandigheden zijn zo goed mogelijk konstant gehouden. Het onderzoek beperkt zich tot spontane kruidenvegetaties op oevers.

#### 5.3.1. Selectie van onderzoeksgebieden en plassen

De vegetatieanalyses van de nutriëntvoorziening zijn uitgevoerd in gebieden met grote onderlinge verschillen in trofie-



FIGUUR 25. Veronderstelde relatie tussen nutriëntenvoorziening en vegetatieëigenschappen

- het maximale voorkomen van individuele plantesoorten A t/m I  
 - - - het voorkomen van de uit de plantesoorten A t/m I samengestelde oekologische soortengroepen 1, 2 en 3 (1=A-I, 2=F-I, 3=H-I)

niveau. De gebieden met een in het algemeen laag trofieniveau betreffen niet-geïnfiltreerde vochtige duingebieden, zowel kalkrijk (Duindistrikt <sup>+</sup>) als kalkarm (Waddendistrikt <sup>+</sup>). De kalkrijke duingebieden betreffen Voorne's Duin en Kennemerduinen<sup>1)</sup>, de kalkarme gebieden Zwanewater en Terschelling. De andere bestudeerde - kalkrijke - duinen die een door infiltratie verhoogd trofieniveau vertonen, zijn Berkheide en Meijndel.<sup>2)</sup>

De keuze van de plassen geschiedde zodanig dat over de waterchemie en de hydrologie vóór dit onderzoek al veel gegevens bekend waren (niet geïnfiltreerde gebieden : LEENTVAAR, 1963 & 1967 ; LONDO, 1971 ; VAN DIJK & MELTZER, 1981 ; geïnfiltreerde gebieden : hoofdstuk 3 en VAN DIJK, 1977, 1982 & i.p.). Per plas zijn oevers geselecteerd waarin 's zomers infiltratie vanuit de plas plaatsvond.

- + ) volgens indeling in plantengeografische distrikten van Nederland  
 ' ) de Kennemerduinen zijn welliswaar sinds 1977 lokaal geïnfiltreerd, maar tijdens het onderzoek had dit nog geen hydrologische of waterchemische gevolgen gehad voor de onderzochte plassen  
 ") zie voor de lokatie van deze gebieden figuur 5 (pag. 52)



### 5.3.2. De vegetatieopnamen

Per plas zijn 1 tot 5 monsterpunten zodanig geselecteerd dat een zo groot mogelijke spreiding in verhang - en daarmee stroomsnelheid van het grondwater - is verkregen. Ten aanzien van de vegetatie is het enige selectiekriterium dat de nabijheid van struweel alsmede jonge suksessiestadia zijn vermeden. Terwille van de onderlinge vergelijkbaarheid zijn verder geen steile of erg vlakke oevers bemonsterd. De inklinatie der bestudeerde oevers bedraagt tussen 5 en  $10^0$ . De grootte van de bemonsterde proefvlakken bedraagt  $1 \times 2 \text{ m}^2$  evenwijdig aan de oever. Het oppervlak is klein gekozen - kleiner dan als gebruikelijk  $2 \times$  het minimumareaal - om de per proefvlak verrichte verhangbepaling zo representatief mogelijk te doen zijn. Per proefvlak is een vegetatieopname volgens de Frans-Zwitserse school (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974) gemaakt waarbij de decimale bedekkingschaal volgens LONDO (1975b) is gebruikt. De opnamen in Berkheide en Meijendel zijn in de nazomer van 1978 gemaakt, in de andere gebieden in de nazomer van 1980. Tabel 22 geeft aan hoeveel plassen per studiegebied zijn bemonsterd en hoe de monsterpunten over de gebieden zijn verdeeld. 30 van de 99 monsterpunten staan niet onder invloed van infiltratie ten behoeve van openbare watervoorziening. Van deze dertig punten betreffen weer 13 het van de andere punten afwijkende kalkarme duingebied.

### 5.3.3. Parameters betreffende de nutriëntvoorziening

In de onderzochte plassen zijn 1 x per 4 à 5 weken de concentraties van nitraat, orthofosfaat en kalium bepaald. De gebruikte bepalingsmethoden zijn konform de in paragraaf 3.3.2 omschreven analyses. De fluxdichtheid van het geïnfiltreerde grondwater is bepaald volgens de in paragraaf 4.3.5 beschreven methode. Zoals in paragraaf 4.4.2c vermeld, is de nutriëntbelasting via het langstromende grondwater benaderd door per proefvlak het produkt van de fluxdichtheid en de jaargemiddelde nutriëntconcentratie te berekenen.

TABEL 22. *Overzicht van de bemonsterde gebieden en plassen*

gebied	typering <sup>1)</sup>	aantal bemon- sterde plassen	aantal opnamen
Meijendel	i/kr	12	45
Berkheide	i/kr	7	16
Voorne	g/kr	4	15
Luchterduinen	i/kr	3	8
Zwanenwater	g/ka	4	8
Terschelling	g/ka	3	5
Kennemerduinen	g/kr	1	4

<sup>1)</sup> Onder "typering" is met i aangegeven dat de bestudeerde (kwel)plassen duidelijk onder invloed van duininfiltratie-activiteiten staan en met g dat dit niet het geval is ; kr geeft aan dat het gebied een kalkrijke bodem heeft ("Duindistrikt"), ka geeft kalkarme bodem aan ("Waddendistrikt")

#### 5.3.4. Keuze van de effekt-parameters

De eisen die de afzonderlijke plantesoorten aan de nutriëntvoorziening stellen zijn slechts globaal bekend. Het experimentele onderzoek dat over deze eisen uitsluitsel kan geven, is slechts voor weinig soorten wilde planten uitgevoerd en de resultaten zijn moeilijk te interpreteren in de veldsituatie waar concurrentie van andere soorten optreedt. Er bestaat echter een belangrijke empirische kennis over het optreden van kenmerkende soortenkombinaties (oekologische groepen) bij verschillend aanbod van nutriënten. De aldus gehanteerde relaties ontberen meestal een toets aan de hand van exakt gemeten dosis-parameters. Dit onderzoek kan er toe bijdragen in deze leemte te voorzien.

Voor de beschrijving van de verruiging van de vegetatie werd een bewerking van de opnamen via oekologische groepen (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974) gekozen. Deze oekologische groepen werden overgenomen van of afgeleid uit eerder

verricht onderzoek naar de vegetatieverruiging van oevers van duinplassen (VAN DIJK, 1982 ; BOL et al., 1977) of volgden uit de algemene literatuur over de indicatie van de nutriëntvoorziening door plantesoorten (ELLENBERG, 1979).

In hoofdstuk 4 wordt de verruiging van de vegetatie van duinplassen uitgedrukt als de gesommeerde bedekking van zes bij infiltratie veel voorkomende en stikstofminnende plantesoorten, de ruigtegroep R 6 <sup>1)</sup>. Boven een drempelwaarde voor de orthofosfaatbelasting van circa 0,2 g P/dag. m<sup>2</sup> bleek deze bedekking steeds vrijwel 100%, bij lage belasting wordt een sterke spreiding in de bedekking gevonden. Genoemde zes soorten komen zonder infiltratie nauwelijks voor aan oevers van duinplassen, behalve *Mentha aquatica* en *Lycopus europaeus* die ook zonder duininfiltratie plaatselijk kunnen domineren op plasoevers. Voor het in dit artikel besproken lagere belastingtraject werden daarom aanvullende parameters voor de intensiteit van de verruiging gezocht. Zowel op grond van onderzoek in de ruimte (VAN DIJK, 1982) als in de tijd (LONDO, 1975a) blijken *Urtica dioica*, *Epilobium hirsutum*, *Eupatorium cannabinum* en *Cirsium arvense* de meest extreme ruigteïndicatoren binnen R 6 te zijn. Deze vier soorten zijn samengenomen tot de oekologische groep R 4. De oekologische groep R 7 werd verkregen door aan R 6 de eveneens door infiltratie bevorderde *Calamagrostis epigejos* toe te voegen, die volgens VAN DIJK (1982) en LONDO (1975) een minder extreme verruigingstoestand indiceert dan de overige zes soorten.

BOL et al. (1977) presenteren een lijst van 53 ruigtesoorten die door voedselverrijking ten gevolge van duininfiltratie zouden worden bevorderd. De lijst is samengesteld op grond van indicatie voor het stikstofaanbod (o.a. ELLENBERG, 1979) en

<sup>1)</sup> Het betreft de zes soorten *Urtica dioica*, *Epilobium hirsutum*, *Eupatorium cannabinum*, *Cirsium arvense*, *Mentha aquatica*, *Lycopus europaeus*

het voorkomen van de soorten in de duinen vóór en ná 1900 (VUYCK, 1898 ; BOERBOOM, 1960 ; LONDO, 1966). De integrale lijst van BOL et al. vormt de oekologische groep R 53. Daarnaast zijn van de genoemde 53 soorten de 20 meest extreme eutrofiëring indicerende soorten gekombineerd tot oekologische groep R 20. In tabel 23 en in bijlage 8.9 worden de soorten van de oekologische groepen R 4, R 6, R 7, R 20 en R 53 vermeld. Een algemenere bron om oekologische groepen te formeren biedt ELLENBERG (1979). ELLENBERG onderzocht de oekologische indicaties van een groot aantal Midden- en West-europese soorten. Eén der onderzochte milieufactoren betreft het stikstofaanbod. ELLENBERG kent aan de meeste door hem vermelde soorten een zogenaamd stikstofgetal toe, variërend van 2 (extreem nitrofoob) tot 9 (voorkomend bij overmatig stikstofaanbod). Het stikstofgetal berust hoofdzakelijk op metingen van bij mineralisatie vrijkomende stikstof. Gezien de gewoonlijk hoge korrelatie tussen aanbod van stikstof en andere makronutriënten worden hier de stikstofgetallen beschouwd als een algemene maat voor de nutriëntminnendheid. Op grond van ELLENBERG's stikstofgetallen zijn twee oekologische groepen geformeerd : N 1, alle soorten met stikstofgetal groter dan of gelijk aan 8 ; N 2, alle soorten met stikstofgetal groter dan of gelijk aan 6.

De vegetatie is behalve op grond van ruigteparameters tevens beschreven op grond van natuurbehoudskriteria. Hierbij zijn de parameters diversiteit en zeldzaamheid gekozen. Voor de diversiteit is als criterium het aantal per proefvlak aange troffen soorten gehanteerd. Voor de zeldzaamheid is evenals in paragraaf 4.4.3b uitgegaan van ARNOLDS & VAN DER MEIJDEN (1976), die in hun standaardlijst van de Nederlandse flora per plantesoort een klasse van landelijke zeldzaamheid toekennen op grond van voorkomen in "uurhokken" van 5 bij 5 km<sup>2</sup>. De logaritmische schaal van de uurhokfrekwentieklassen loopt van 1 (=zeer zeldzaam) tot 9 (=zeer algemeen). Per opname is het aantal zeldzame en het aantal algemene soorten bepaald. De zeldzame soorten zijn hier gedefinieerd met uurhokfrekwen-

TABEL 23. Nutriëntminnende plantesoorten in geïnfiltriseerd duingebied (naar : BOL et al., 1977)

nr	soort	M	K	E52	E74	V77	V98	R6(7)
1	<i>Sambucus nigra</i>	5	5	-	5	3	++	
2	<i>Galium aparine</i>	5	5	-	5	2	+	
3	<i>Urtica dioica</i>	5	5	-	4,5	3	+	+
4	<i>Elytrigia repens</i>	5	3	5	4,5	1	+	
5	<i>Epilobium hirsutum</i>	5	4	-	5	2	?	+
6	<i>Cirsium arvense</i>	5	4	-	4	3	+	+
7	<i>Poa annua</i>	-	5	5	4,5	1	-	
8	<i>Pimpinella major</i>	-	-	5	4	1	+	
9	<i>Rubus caesius</i>	-	-	-	5	3	+	
10	<i>Chenopodium rubrum</i>	-	-	-	5	2	-	
11	<i>Rumex maritimus</i>	-	-	-	5	1	+	
12	<i>Atriplex hastata</i>	-	-	-	5	1	?	
13	<i>Ranunculus sceleratus</i>	-	-	-	5	1	?	
14	<i>Glechoma hederacea</i>	4	4	4	4	1	+	
15	<i>Polygonum amphibium</i> ')	4	-	4	3,5	1	?	
16	<i>Bromus mollis</i>	4	-	3	-	2	+	
17	<i>Calamagrostis epigeios</i>	4	3	2	4	3	+	(+) "
18	<i>Solanum dulcamare</i>	-	-	-	4,5	3	+	
19	<i>Cynoglossum officinale</i>	-	-	-	4,5	3	++	
20	<i>Cirsium vulgare</i>	-	-	-	4,5	3	-	
21	<i>Stellaria media</i> °)	-	-	-	4,5	2	?	
22	<i>Typha latifolia</i>	-	-	-	4,5	1	?	
23	<i>Artemisia vulgaris</i>	-	-	-	4,5	1	+	
24	<i>Salsola kali</i>	-	-	-	4,5	1	+	
25	<i>Rorippa islandica</i>	-	-	-	4,5	1	?	
26	<i>Eupatorium cannabinum</i>	-	4	-	4,5	1	?	+
27	<i>Stellaria media</i> ')	-	-	-	4	1	?	
28	<i>Acer pseudoplatanus</i>	-	4	-	4	1	+	
29	<i>Rumex hydrolapathum</i>	-	4	3	4	1	?	
30	<i>Linaria vulgaris</i>	-	4	-	2	2	?	
31	<i>Chenopodium album</i>	-	-	-	4	2	+	
32	<i>Populus nigra</i>	-	-	-	4	2	+	
33	<i>Verbascum thapsus</i>	-	-	-	4	1	+	
34	<i>Sonchus asper</i>	-	-	-	4	1	+	
35	<i>Allium vineale</i>	-	-	-	4	1	+	
36	<i>Veronica anagallis-aqu.</i>	-	-	-	4	1	?	
37	<i>Geum urbanum</i>	-	-	-	4	1	+	
38	<i>Bryonia dioica</i>	-	-	-	3,5	3	+	
39	<i>Elymus arenarius</i>	-	-	-	3,5	2	+	
40	<i>Fragaria vesca</i>	-	-	-	3,5	2	+	
41	<i>Populus alba</i>	-	-	-	3,5	1	+	
42	<i>Myosotis arvensis</i>	-	-	-	3,5	1	+	
43	<i>Sagina procumbens</i>	-	-	-	3,5	1	?	
44	<i>Acer campestre</i>	-	-	-	3,5	1	+	
45	<i>Samolus valerandi</i>	-	-	-	3,5	1	+	
46	<i>Arctium pubens</i>	-	-	-	-	2	?	
47	<i>Rumex crispus</i>	3	-	0	3	2	?	
48	<i>Phragmites australis</i>	3	-	2	3	1	+	
49	<i>Veronica catenata</i>	-	-	-	-	1	-	
50	<i>Mentha aquatica</i>	2,5	-	3	2,5	2	++	+
51	<i>Lycopus europaeus</i>	-	3	-	4	2	?	+
52	<i>Epilobium parviflorum</i>	-	-	-	3	1	?	
53	<i>Hippuris vulgaris</i>	-	-	-	3	1	++	

De vermelde soorten staan in volgorde van afnemende nutriëntminnendheid. Alle soorten samen vormen de oekologische soortengroep R53, de eerste 20 vormen de groep R20. De met + onder kolom "R6" aangeduide soorten vormen de derde oekologische soortengroep.

De vóór R6 staande kolommen betreffen indicaties voor stikstofminnendheid (M t/m E74) of gegevens van voorkomen (V77 en V98).

M = MEYER (1957) ; K = KOVACS (1969) ; E52 = ELLENBERG (1952) ; E74 = ELLENBERG (1974), geeft opgegeven stikstofgetal ; V77 = voorkomen in geïnfiltriseerd duingebied Berkheide in 1977 (hoe hoger het getal, hoe meer voorkomend) ; V = VUYCK (1898).

' ) alleen f. *terrestris* °°) ssp. *pallida* +) ssp. *media*

") *Calamagrostis epigeios* komt in R7, niet in R6 voor

tieklasse lager dan 5, de algemene soorten met uurhokfrequentieklasse hoger dan 7. Bovendien zijn voor de zeldzame en de algemene soorten per opname relatieve aantallen berekend (ten opzichte van het totaal aantal per opname).

#### 5.3.5. Bewerkingen bij het relatie-onderzoek

De relaties tussen de onafhankelijke parameters betreffende de nutriëntvoorziening en de afhankelijke parameters (vegetatieëigenschappen) zijn steeds via twee verschillende korrelatietoetsen onderzocht. De eerste toets is de produktmoment-korrelatietoets volgens Pearson. De tweede is de non-parametrische rangkorrelatietoets volgens Spearman. Deze tweede toets is uitgevoerd ter controle op de eerste omdat niet steeds geheel aan de voorwaarden voor het gebruik van Pearson's toets is voldaan. Dit betreft met name de randvoorwaarde dat de getoetste waarden normaal verdeeld moeten zijn. De Spearman korrelatiecoëfficiënt is alleen weergegeven als het resultaat strijdig is met de Pearson toets.

### 5.4. RESULTATEN

Alvorens de relaties tussen de onafhankelijke parameters (de nutriëntvoorziening) en de afhankelijke parameters (de vegetatieëigenschappen) worden besproken, is het nuttig enig inzicht in de onafhankelijke en afhankelijke parameters afzonderlijk te hebben.

#### 5.4.1. De (onafhankelijke) parameters betreffende nutriëntaanbod

Als "onafhankelijke" parameters voor de nutriëntvoorziening van de oevervegetatie zijn de fluxdichtheid van het oevergrondwater en de concentraties en belastingen van de drie makronutriënten orthofosfaat, stikstof en kalium van het infiltrerende grondwater bepaald. Tabel 24 geeft aan welke waarden

TABEL 24. Overzicht van de bij het relatieonderzoek betrokken parameters

parameter ')	gemiddelde waarde	standaard-deviatie ")	minimum waarde	maximum waarde	eenheid
koncentratie $P.P.O_4^{3-}$	0,052	137	0,002	0,296	mg/l
koncentratie $N.NO_3^-$	0,41	131	0,01	2,44	mg/l
koncentratie $K^+$	4,0	61	1,0	10,6	mg/l
fluxdichtheid grondwater	0,22	81	0,03	0,75	m/dag
belasting $P.P.O_4^{3-}$	4,97	203	0,03	69	$g/m^2.jr$
belasting $N.NO_3^-$	47,2	189	0,06	525	$g/m^2.jr$
belasting $K^+$	375	125	11	2480	$g/m^2.jr$
oekologische groepen :					
R 4	8,5	271	0	110	gesommeerd bedekkingspercen- tage / proefvlak
R 7	44,4	94	0	143	
R 20	30,8	118	0	153	
R 53	54,1	84	0	154	
N 1	11,8	232	0	132	
N 2	42,2	92	0	153	
natuurbehoudsparameters :					
aantal soorten/proefvlak	12,8	40	5	32	$n/2 m^2$
idem alleen algemene soorten	6,1	51	1	19	$n/2 m^2$
„ „ zeldzame soorten	0,9	145	0	6	$n/2 m^2$
relatief aantal alg. soorten	47,9	31	10	90	n/n (%)
„ „ zeldzame soorten	6,2	136	0	35,7	n/n (%)

') tot "oekologische groepen" onafhankelijke, vanaf R 4 afhankelijke parameters

") uitgedrukt in percentage ten opzichte van de gemiddelde waarde

voor deze variabelen zijn gevonden. De gemiddelde waarden voor orthofosfaat-, nitraat- en kalium-parameters zijn in de gegeven volgorde steeds globaal een faktor 10 groter. De spreiding der waarden is het grootst voor orthofosfaat, het kleinst voor kalium. De variatie in de waarden van de fluxdichtheid van het grondwater ligt hier tussenin.

TABEL 25. *Onderlinge relaties tussen de onafhankelijke parameters*

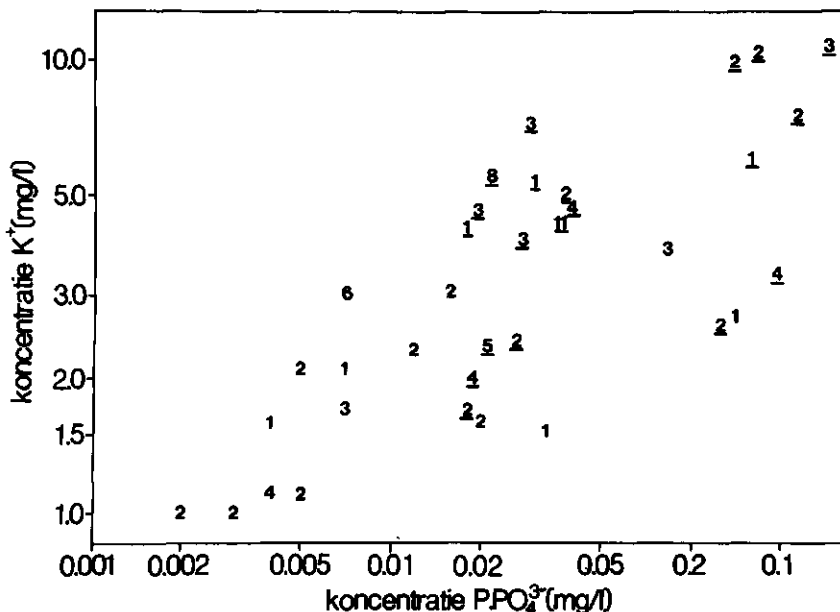
	—koncentraties—		flux-		—belasting—	
	ortho-P	nitraat kalium	heid	ortho-P	nitraat	
koncentratie nitraat	-0,12 <sup>1)</sup>					
koncentratie kalium	<u>0,64</u> <sup>2)</sup>	0,23				
fluxdichtheid grondwater	0,20	<u>0,40</u>	<u>0,43</u>			
belasting orthofosfaat	<u>0,80</u>	-0,05	<u>0,62</u>	<u>0,50</u>		
belasting nitraat	0,10	<u>0,87</u>	0,28	<u>0,63</u>	0,05	
belasting kalium	<u>0,46</u>	<u>0,36</u>	<u>0,75</u>	<u>0,84</u>	<u>0,74</u>	<u>0,57</u>

<sup>1)</sup> opgave van korrelatie-koëfficiënten volgens de Pearson toets

<sup>2)</sup> de significante korrelaties zijn onderstreept (overschrijdingskans 0,1 %)

Van de onafhankelijke parameters zijn in tabel 25 bovendien de onderlinge relaties aangegeven. Uit tabel 25 blijken de meeste combinaties van de onafhankelijke parameters sterk significante positieve korrelaties in te houden. De nitraat-parameters vertonen de minst duidelijke korrelaties met de overige parameters. Verder valt het op dat er steeds hoge korrelatiecoëfficiënten worden gevonden tussen de orthofosfaat- en kalium-parameters. Ter illustratie van deze laatste korrelaties zijn in figuur 26 de concentraties van deze makronutriënten per plas tegen elkaar uitgezet. De concentraties zijn vooral hoog in de geïnfilterde gebieden; echter ook binnen de niet geïnfilterde gebieden zijn orthofosfaat- en kaliumconcentraties duidelijk positief gekorreleerd. Op de





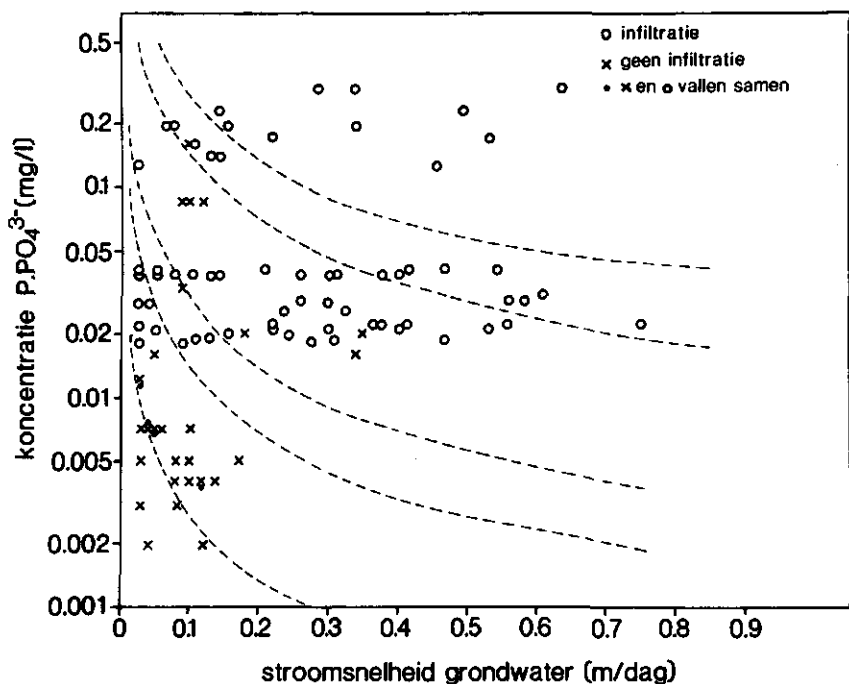
FIGUUR 26. De relatie tussen de concentraties voor orthofosfaat en kalium in de bestudeerde plassen

achtergronden hiervan gaan we onder Diskussie nader in

De fluxdichtheid van het grondwater heeft met de andere parameters een positieve korrelatie met hoge significantie (overschrijdingskans lager dan 0,1 %), alleen met de fosfaatconcentratie is de korrelatie iets zwakker. Figuur 27 illustreert de relatie tussen orthofosfaatconcentratie en fluxdichtheid die de trend van een verzadigingskurve vertoont : hoge fluxdichtheden gaan nooit samen met lage orthofosfaatconcentraties. Ook hierop wordt in de Diskussie teruggekomen.

#### 5.4.2. De (afhankelijke) vegetatieparameters

Bijlage 8.9 vermeldt alle 169 aangetroffen soorten met hun frekwenties in de opnamen, hun voorkomen in de zes onderscheiden oekologische soortengroepen en hun landelijke zeld-



- - - lijnen van gelijke fosfaatbelasting

FIGUUR 27. De relatie tussen de orthofosfaatconcentratie in het plaswater en de stroomsnelheid van het grondwater in de plasoevers

zaamheid volgens ARNOLDS & VAN DER MEIJDEN (1976). Voor de oekologische soortengroepen en voor de natuurbehoudsparameters zijn karakteristieken van de vastgestelde waarden in tabel 24 vermeld.

Grote spreidingen van de gevonden waarden zijn vooral gevonden voor de ruigtegroepen R 4 en N 1, relatief kleine spreidingen voor de totale aantallen soorten per proefvlak en voor de bewerkingen van de algemene soorten. Vooral de oekologische soortengroepen R 4 en N 1 vertonen veel nul-waarden, hetgeen strijdig is met de voorwaarde van de Pearson-toets dat de getoetste parameters een normale verdeling van de waarden ver-

tonen. Het niet voldoen aan deze eis kon gedeeltelijk worden ondervangen door de waarden van alle oekologische soortengroepen van het relatieonderzoek te verhogen met een klein getal en daarna om te zetten volgens een  $10^x$  logtransformatie. Deze logtransformatie is bovendien te rechtvaardigen door het feit dat de meeste oekologische en fysiologische relaties door een multiplikatief model kunnen worden beschreven. Ook bij de nutriëntvoorziening blijkt hier sprake van te zijn : groeikurven vertonen meestal een logaritmisch verband met het aanbod van de beperkende nutriënt (RORISON, 1969 ; LONERAGAN & ASHER, 1977) zodat de logtransformatie een betrouwbaarder beeld kan opleveren tussen nutriëntaanbod en vegetatiekenmerken.

#### 5.4.3. Relaties tussen de verruigingsintensiteit (oekologische soortengroepen) en de parameters van nutriëntaanbod

De log-getransformeerde waarden leveren hogere korrelatiekoefficiënten op dan de basiswaarden. Dit is de reden dat hier alleen de resultaten van de logtransformaties worden besproken.

Tabel 26 geeft de Pearson korrelatiekoefficiënten van de combinaties van de zes oekologische soortengroepen en zeven nutriëntparameters. Alle combinaties blijken zeer significante (overschrijdingskans 0,05 %) en positieve korrelaties te betreffen. De koefficiënten van de fluxdichtheid en van de nitraatparameters zijn hierbij echter systematisch lager dan de orthofosfaat- en kalium-parameters. Het ligt daarom voor de hand te veronderstellen dat het fosfaat- en/of kaliumaanbod een meer direkte causale relatie met de vegetatieverruiging bezit dan de fluxdichtheid en de nitraat-parameters.

Om het relatieve belang van orthofosfaat- en kaliumaanbod nader te onderzoeken zijn chemische vegetatieanalyses uitgevoerd. Daaruit blijkt de P:K-ratio van de bovengrondse biomassa van de vegetaties te variëren tussen circa 1 : 8 en 1 : 30. De verhouding van orthofosfaat- en kaliumconcentratie varieert voor

TABEL 26. Relaties, tussen afhankelijke en onafhankelijke parameters

Per parameter-kombinatie is de korrelatiekoëfficiënt volgens de Pearson toets opgegeven.

	flux-						
	--koncentratie--			dicht-	--belastingen--		
	ortho-P	nitraat	kalium	heid	ortho-P	nitraat	kalium
R 4	0,43"	0,31"	0,49"	0,33"	0,47"	0,37"	0,44"
R 7	0,59"	0,49"	0,74"	0,31'	0,55"	0,47"	0,54"
R 20	0,69"	0,54"	0,68"	0,37"	0,67"	0,56"	0,59"
R 53	0,61"	0,48"	0,72"	0,38"	0,59"	0,49"	0,57"
N 1	0,53"	0,40"	0,51"	0,34"	0,54"	0,44"	0,49"
N 2	0,66"	0,48"	0,68"	0,33"	0,62"	0,50"	0,54"
aantal spp./proefvlak	-0,25'	-0,48"	-0,24'	-0,30'	-0,32'	-0,46"	-0,31'
aantal alg.spp./pv.	0,04	-0,21	-0,00	-0,10	-0,02	-0,18	-0,06
aantal zeldz.spp./pv.	-0,46"	-0,45"	-0,42"	-0,32'	-0,52"	-0,47"	-0,47"
rel.aantal alg.spp.	0,38"	0,22	0,30'	0,25'	0,37"	0,25'	0,29'
rel.aantal zeldz.spp.	-0,42"	-0,41"	-0,41"	-0,28'	-0,47"	-0,44"	-0,43"

+) alle opgegeven parameters zijn gekorreleerd volgens de log 10-getransformeerde waarden uitgezonderd de fluxdichtheid bij de onafhankelijke variabelen en uitgezonderd de afhankelijke variabelen vanaf "aantal soorten/proefvlak"

Per korrelatiekoëfficiënt is opgegeven of deze een significante korrelatie aangeeft : " volgens overschrijdingskans 0,0 %, ' 0,1 - 0,2 % en ' 0,2 - 1 %.

Volgens de verdelingvrije toets van Spearman zijn alle met " aangegeven korrelaties significant met overschrijdingskans 0,1 tot 0,2 %, de met ' aangegeven korrelaties met overschrijdingskans 0,1 tot 0,6 %.

---

het bestudeerde plaswater tussen circa 1 : 50 en 1 : 400. Het is aannemelijk dat bij de infiltratie van dit plaswater in de oever vóór opname door de vegetatie meer fosfaat dan kalium in de bodem wordt vastgelegd door adsorptie en precipitatie (hoofdstuk 3 en VAN OOSTERHOUD et al., 1982), zodat het relatief lage ratio-getal van het water tijdens doorstroming van

de oever nog verder afneemt. Tenzij opname van kalium een orde van grootte moeilijker is dan opname van orthofosfaat, mag uit de vergelijking van de P : K-ratio's van vegetatie en geïnfilterd grondwater worden gekonkludeerd dat in géén van de bemonsterde oevervegetaties het kaliumaanbod de groeibeperkende faktor was.

Op basis van de minder duidelijke korrelaties van fluxdichtheid en nitraat-parameters, van de hoge korrelatiekoefficiënten van fosfaat- en kalium-parameters en van de vergelijking van de P : K-ratio's is de verdere bewerking en interpretatie van de onafhankelijke parameters beperkt tot de orthofosfaat-koncentratie en -belasting.

Uit tabel 26. blijkt niet of de orthofosfaatkoncentratie of de orthofosfaatbelasting de vegetatieverruiging beter verklaart. De waarden van de korrelatiekoefficiënten lopen voor de belasting en voor de concentratie nauwelijks uiteen ; voor de ene oekologische soortengroep vertoont de concentratie een net iets hogere korrelatie, voor de andere groep geeft juist de belasting de hoogste koefficiëntwaarde. Een groot aantal extra bewerkingen werd uitgevoerd om het relatieve belang van belasting en concentratie te kwantificeren. Dit hield onder andere in opsplitsing van de data-set volgens een concentratiedrempel en daarnaast volgens een drempel van fluxdichtheid. Zo zijn de korrelatieberekeningen die op het totale materiaal zijn uitgevoerd, tevens uitgevoerd op alleen de opnamen met fluxdichtheden hoger dan 0,1 m/dag en op alleen de opnamen met orthofosfaatkoncentraties hoger dan 0,01 mg  $P.PO_4^{3-}/l$ . Het aantal betrokken waarnemingen verminderde bij deze bewerkingen met circa één derde respectievelijk één kwart ten opzichte van de oorspronkelijke data-set. In tabel 27 worden de resultaten van deze aanvullende bewerkingen gepresenteerd. Splitsing van het materiaal op grond van de fosfaatkoncentratie blijkt geen onderscheiding tussen belasting en concentratie te bewerkstelligen ; de relaties met de soortengroepen worden slechts onduidelijker. Uitsplitsen op grond van een hoge fluxdichtheid

TABEL 27. *Relaties tussen de fosfaat-parameters en de oekologische soortengroepen*

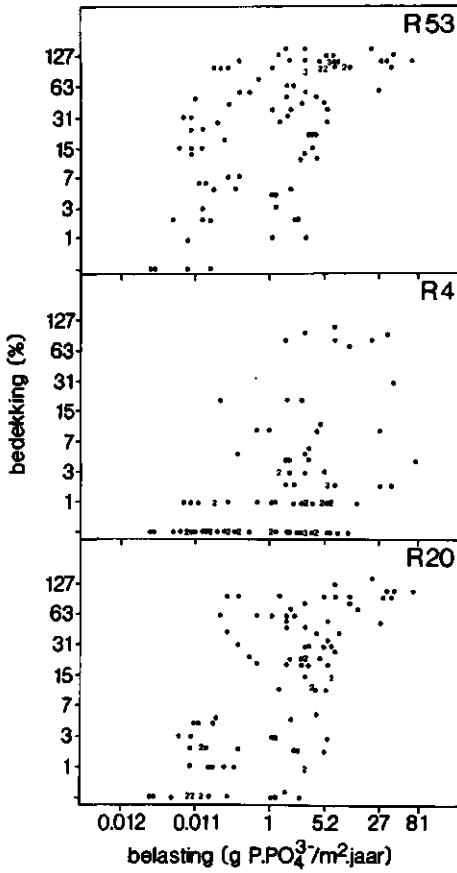
Per parameter-kombinatie is de korrelatiecoëfficiënt volgens de Pearson toets opgegeven.

fosfaat-parameters: oekologische groep	alle opnamen samen (n=99)		alleen opnamen met fluxdicht- heid groter dan 0,1 m/dag (n=65)		alleen opnamen met PO <sub>4</sub> -concentratie hoger dan 0,01 mg P.PO <sub>4</sub> /l (n=76)	
	koncen- tratie	belas- ting	koncen- tratie	belas- ting	koncen- tratie	belas- ting
R 4	0,43	0,47	0,22	0,39	0,25	0,32
R 7	0,59	0,55	0,38	0,59	0,39	0,35
R 20	0,69	0,67	0,43	0,67	0,45	0,42
R 53	0,61	0,59	0,36	0,63	0,35	0,36
N 1	0,53	0,54	0,27	0,49	0,32	0,36
N 2	0,66	0,61	0,44	0,69	0,43	0,41

Alle korrelaties zijn significant volgens overschrijdingskans 0,1 %.

levert daarentegen duidelijke verschillen op tussen belasting en concentratie : de hogere stroomsnelheden van het grondwater vertonen veel duidelijker positieve korrelaties met de belasting dan met de concentratie.

Wat betreft de afhankelijke parameters, de oekologische soortengroepen, vertoont groep R 20, direkt gevolgd door N 2, R 53 en R 7 de duidelijkste korrelatie met de onafhankelijke parameters. Groep R 4 heeft in het algemeen de laagste korrelatiecoëfficiënten. In figuur 28 zijn de groepen R 4, R 20 en R 53 uitgezet tegen de fosfaatbelasting. Op de duidelijke verschuivingen die ten aanzien van de belasting zijn waar te nemen, wordt in de Diskussie teruggekomen.



FIGUUR 28. De relatie tussen de gesommeerde bedekkingen van drie oekologische soortengroepen en de orthofosfaatbelasting

#### 5.4.4. Relaties tussen de natuurbehoudsparameters en de parameters van nutriëntaanbod

Relaties met bedreigende organismen (in dit geval ruigteplanten) als bovenstaande lijken niet de primaire belangstelling van de gangbare natuurbescherming te hebben. Voor de maatschappelijke beoordeling van oekologische processen wordt veelal uitgegaan van kwantificeringen van de bedreigde organismen, niet van de bedreigende organismen. Bij natuurwaardering gebruikte criteria zijn zeldzaamheid, authenticiteit en diversiteit van de vegetatie. Hiervan zijn voor verdere be-

werking gekozen zeldzaamheid en diversiteit. Voor de diversiteit is het totale aantal soorten per proefvlak ("richness") te beschouwen als een eenvoudige maat. Verder is per proefvlak het aantal volgens bijlage 8.9 zeldzame en algemene soorten bepaald (zowel het absolute als het relatieve aantal).

In tabel 26 zijn de korrelaties tussen de - niet getransformeerde - waarden voor de natuurbeschermingskriteria en de nutriëntparameters vermeld. Het blijkt dat korrelatiecoëfficiënten lager zijn dan die van de zes oekologische soortengroepen. De meeste korrelaties zijn echter nog wel significant en verder volgens verwachting : negatief voor het totale aantal soorten en het aantal zeldzame soorten per proefvlak en positief voor het (relatieve) aantal algemene soorten (het relatieve aantal algemene soorten is slechts niet significant gekorreleerd met de nitraatconcentratie). Alleen het (absolute) aantal algemene soorten per proefvlak vertoont géén significante korrelaties.

De hoogste korrelatiecoëfficiënten worden gevonden voor de parameters op basis van zeldzame soorten ; de coëfficiënten zijn hier van de ordegrootte van die der oekologische soortengroepen, met uitzondering van de combinaties met de fluxdichtheid van het grondwater die aanmerkelijk lager zijn. Deze hoogste korrelaties voor de zeldzame soorten zijn statistisch gezien opmerkelijk omdat de zeldzame soorten volgens tabel 24 de kleinste variatie vertonen : 0 tot 6 tegenover 5 tot 32 voor het totale aantal en 1 tot 19 voor het aantal algemene soorten per proefvlak. De negatieve korrelaties met de orthofosfaatparameters zijn zowel voor het absolute als voor het relatieve aantal zeldzame soorten wat hoger dan de korrelaties met de nitraat- en kalium-parameters.

Uit de behandelde resultaten valt weinig af te leiden omtrent de mechanismen die betrokken zijn bij de totstandkoming van de aantallen soorten per proefvlak (totaal, algemeen en zeldzaam). Op grond van de strategieën-theorie volgens GRIME



(1979) ligt het voor de hand te veronderstellen dat stikstofminnende "competitors" de concurrentieslag om licht en ruimte winnen van de oorspronkelijke en gevoeliger plantesoorten indien er sprake is van een ruime nutriëntvoorziening. Er bestaan echter aanwijzingen dat sommige der oorspronkelijke soorten mede achteruit gaan omdat tolerantiegrenzen zijn overschreden. Om inzicht te krijgen of concurrentie de belangrijkste kracht bij de betrokken processen is, zijn de afhankelijke parameters óók onderling gekorreleerd. Hierbij zijn de eutrofie indicerende oekologische groepen te beschouwen als de onafhankelijke parameters, de natuurbehoudskriteria weer als afhankelijke parameters. In tabel 28 zijn de coëfficiënten van de onderlinge korrelaties vermeld. Het blijkt dat de categorieën die het beste passen bij de nutriëntparameters (R 20, R 53, R 7, N 2, aantallen zeldzame soorten), ook hier weer de duidelijkste korrelaties vertonen. Het aantal algemene soorten levert met geen enkele oekologische soortengroep een significante korrelatie op. De relaties zijn verder als te verwachten : negatief tussen ruigteparameters en totaal aantal en aantallen zeldzame soorten, positief met het relatieve aantal algemene soorten. De korrelaties tussen de natuurbeschermingsparameters en de ruigteparameters zijn in het algemeen duidelijker dan die met de nutriëntparameters. Dit wijst er op dat concurrentie tussen de plantesoorten een belangrijker rol speelt dan de overschrijding van fysisch-chemische tolerantiegrenzen van de soorten.

#### 5.4.5. Samenvatting van de resultaten van het korrelatieonderzoek

1. De zeven bestudeerde parameters van nutriëntaanbod via grondwaterstroming (fluxdichtheid en concentraties en belastingen van orthofosfaat, kalium en nitraat) vertonen onderling sterke positieve korrelaties. De nitraatconcentraties vertonen de minst duidelijke, de fosfaat- en kaliumbelasting de duidelijkste korrelaties met de andere

TABEL 28. Relaties tussen ruigtparameters (oekologische soortengroepen) en natuurbehoudsparameters

Per parameter-kombinatie is de korrelatiecoëfficiënt volgens de Pearson toets opgegeven.

natuurbehouds-parameters	totaal	aantal	aantal	relatief	relatief
	aantal	zeldzame	algemene	aantal	aantal
oekologische groep	soorten/ proefvlak	soorten/ proefvlak	soorten/ proefvlak	zeldzame soorten	algemene soorten
	R 4	-0,19	-0,37"	0,05	-0,36"
R 7	-0,36"	-0,52"	-0,07	-0,51"	0,39"
R 20	-0,41"	-0,59"	-0,07	-0,57"	0,42"
R 53	-0,41"	-0,62"	-0,04	-0,62"	0,51"
N 1	-0,23	-0,46"	0,07	-0,46"	0,43"
N 2	-0,26"	-0,53"	0,09	-0,56"	0,51"

Alle met " aangeduide korrelaties zijn significant volgens overschrijdingskans 0,05 %, de met ' aangeduide korrelaties volgens overschrijdingskans 0,2 tot 1%. Alle korrelaties zijn volgens Spearman's verdelingvrije toets significant met overschrijdingskans 0,1 % (alleen totaal aantal soorten - N 2 met overschrijdingskans 0,2%).

parameters.

- Als maat voor de vegetatieverruiging werden 4 oekologische soortengroepen gedefinieerd op grond van 4, 7, 20 respectievelijk 53 door duininfiltratie bevorderde en nutriëntminnende plantesoorten. Op grond van ELLENBERG (1979) per soort opgegeven klassen van "stikstofminnendheid" werden een vijfde en zesde verruigingsmaat gedefinieerd. Bij sommering van de bedekkingspercentages van de verschillende soorten per groep, vertoont vooral de groep die op 20 soorten gebaseerd is duidelijke en positieve korrelaties met de parameters van nutriëntaanbod. Ook de groepen op grond van 7 en 53 soorten en de soorten met stikstofgetal hoger dan 5 vertonen een dui-

- delijk positieve korrelatie met de nutriëntvoorziening.
3. De belasting en de concentratie van orthofosfaat en kalium zijn duidelijker positief gekorreleerd met de parameters van vegetatieverruiging dan de fluxdichtheid van het grondwater op zichzelf en de nitraatparameters. Het is waarschijnlijker dat de korrelaties met fosfaat een kausale basis hebben dan de korrelaties met kalium.
  4. Bij hogere stroomsnelheden vertoont de fosfaatbelasting duidelijker positieve korrelaties met de vegetatieverruiging dan de fosfaatconcentratie.
  5. Natuurbehoudsparameters op grond van diversiteit en zeldzaamheid vertonen volgens verwachting negatieve korrelaties met de parameters van nutriëntaanbod. De korrelaties zijn minder duidelijk dan bij de ruigteparameters ; het duidelijkst is de korrelatie tussen het voorkomen van zeldzame soorten en de fosfaatparameters.
  6. De korrelaties tussen natuurbehoudsparameters - met name die op basis van zeldzame soorten - en de ruigteparameters zijn duidelijker dan de korrelaties tussen eerstgenoemde parameters en parameters van nutriëntaanbod. Dit is een aanwijzing dat bij de bestudeerde oekologische processen de onderlinge concurrentie tussen plantesoorten een belangrijker rol speelt dan de overschrijding van fysisch-chemische tolerantiegrenzen van de oorspronkelijke en zeldzame duinvalleisoorten.

#### 5.5. DISKUSSIE

Achtereenvolgens worden de parameters van nutriëntaanbod, de ruigteparameters en de implicaties van de onderzoeksresultaten voor het natuurbeheer in geïnfiltreerde duingebieden besproken.

### 5.5.1. De parameters van nutriëntaanbod

De interpretatie van de resultaten vereist inzicht in hoe verre meetfouten van diverse parameters invloed kunnen hebben. Bij de bepaling van de nutriëntconcentraties zijn de absolute meetfouten ( $0,001 \text{ mg P.P.O}_4^{3-} / \text{l}$  ;  $0,01 \text{ mg N.NO}_3^- / \text{l}$  en  $0,1 \text{ mg K}^+ / \text{l}$  voor incidentele waarnemingen) meestal verwaarloosbaar klein ten opzichte van de gemeten waarden, maar bij orthofosfaat en nitraat benaderen de gemeten waarden echter in enkele gevallen de detektielgrens van de analyse-methode. De log-transformatie versterkt deze fout bij de korrelatie-analyses.

De relatieve meetfout is voor de fluxdichtheid van het grondwater in het algemeen groter dan bij de meting van de nutriëntconcentraties. Vooral onder omstandigheden zonder infiltratieïnvloed komen vaak fluxdichtheden van minder dan  $10 \text{ cm/dag}$  voor, terwijl de meetfout  $2,5 \text{ cm/dag}$  bedraagt. De vaak erg grote relatieve fout werkt dan door in de berekening van de nutriëntbelasting. Bij de lage fluxdichtheden en lage belastingen dient bovendien bedacht te worden dat het gehanteerde model van de externe belasting alleen opgaat als de bronnen van lokale ("interne") nutriëntbelasting zoals mineralisatie, verwerking en stikstofbinding, en andere bronnen van externe belasting dan aanvoer met infiltrerend plaswater - zoals inwaaï, verontreinigde neerslag enz. - relatief onbelangrijk zijn. Als deze bronnen relatief groot zijn, dan kan de gehanteerde maat van externe belasting via langstromend grondwater niet langer gebruikt worden als maat van het totale nutriëntaanbod. Hoe lager de fluxdichtheid, des te groter is de kans dat de relatie tussen externe (grondwater)-belasting en vegetatieverruiging gemaskeerd wordt. Dit is de reden waarom de monsterpunten waar een fluxdichtheid lager dan  $2 \text{ cm/dag}$  werd gemeten niet in de gepresenteerde bewerkingen zijn betrokken.

In dit verband moet verder worden gememoreerd dat de fosfaat-

belasting bij fluxdichtheden hoger dan 10 cm/dag een betere verklaring lijkt te bieden voor de vegetatieverruiging dan de fosfaatconcentratie op zichzelf, terwijl voor het integrale materiaal belasting en concentratie overeenkomstige korrelatiecoëfficiënten vertonen. De konklusie dat de externe fosfaatbelasting via toestromend grondwater de belangrijkste ruigtebepalende faktor is, gaat door praktische beperkingen bij de bepaling van de fluxdichtheid daarom hier alleen op voor de situaties met hogere fluxdichtheden van het grondwater. In hoofdstuk 6 zal aannemelijk worden gemaakt dat bij de lage fluxdichtheden de interne belasting een te grote rol speelt om verwaarloosd te mogen worden ; in niet-geïnfiltreerde duingebieden blijkt de netto mineralisatie van de in de plasoevers aanwezige organische stof zelfs de belangrijkste ruigtebepalende faktor, die het effect van de externe (grondwater)belasting geheel maskeert.

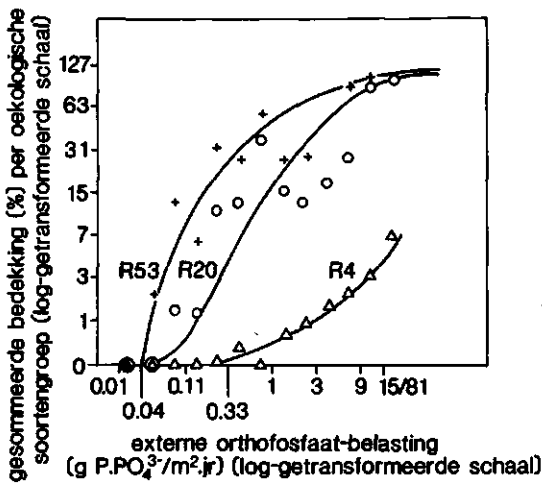
Wat betreft de parameters van nutriëntaanbod willen we bebesluiten met enkele opmerkingen over opvallende onderlinge korrelaties. In de eerste plaats betreft dit de positieve korrelaties tussen de fosfaat- en kaliumparameters en in de tweede plaats de relaties tussen fluxdichtheid en concentraties van fosfaat, nitraat en kalium. In situaties onder invloed van duininfiltratie ligt de duidelijke positieve korrelatie van fosfaat- en kaliumconcentratie van het plaswater voor de hand. In hoofdstuk 3 worden voor beide stoffen onnatuurlijk hoge concentraties in de infiltratieplassen vermeld, die tot honderden meters van deze plassen vandaan zijn terug te vinden in significante concentratieverhogingen in het water van kwelplassen. Fosfaat wordt weliswaar aanvankelijk beter door de bodem vastgelegd dan kalium, maar vertoont na verloop van enige tijd - als de specifieke bindingsplaatsen in de bodem verzadigd raken - steeds meer het gedrag van het mobiele kalium (VAN OOSTERHOUD et al., 1982). Na verloop van langere tijd zal in de geïnfiltreerde duinen de concentratie van fosfaat en kalium nog vrijwel alleen door de van plaats tot plaats verschillende opname door de vegetatie en ver-

schillende verdunningen met neerslagwater worden bepaald. Dit zal uiteindelijk leiden tot een vrijwel lineair verband tussen deze concentraties, een situatie die in Berkheide plaatselijk al bereikt is (zie hoofdstuk 3). Echter ook in gevallen waar geen sprake is van infiltratie, vertonen de kalium- en fosfaatkonzentraties volgens figuur 26 duidelijke positieve korrelaties. De waarschijnlijke oorzaak is hier een gezamenlijke bron ; te denken valt vooral aan mineralisatie van en uitspoeling uit geakkumuleerde organische stof in de bodem onder struwelen en bossen. Verdunning van het afstromende grondwater met neerslagwater kan ook hier de belangrijkste konzentatieverlagende faktor zijn. De stikstofzouten staan veel meer dan voornoemde nutriënten onder invloed van biologische processen zoals stikstofbinding en denitrifikatie en lijken vooral om deze reden weinig relatie met beide andere nutriënten te vertonen.

De duidelijke positieve korrelaties tussen de fluxdichtheden van het grondwater en de nitraat- en kaliumkonzentraties zijn vooral te verklaren uit het feit dat in de geïnfiltreerde duinen alle drie parameters in het algemeen sterk verhoogd zijn (zie hoofdstuk 3 en verder VAN DIJK, 1982 ; BAKKER, 1981). De positieve korrelatie tussen fluxdichtheden en orthofosfaatkonzentraties is minder duidelijk. Volgens figuur 27 betreft de relatie een verzadigingskurve, gevolg van de grote spreiding in fluxdichtheden bij steeds hoge fosfaatkonzentraties in de geïnfiltreerde duingebieden en de grote spreiding in fosfaatkonzentraties bij in het algemeen veel lagere fluxdichtheden in de niet-geïnfiltreerde duingebieden. Als de geïnfiltreerde en niet-geïnfiltreerde duingebieden afzonderlijk worden beschouwd, dan zijn er geen onderlinge korrelaties tussen gemiddelde fluxdichtheid per plas en orthofosfaat aan te geven.

### 5.5.2. De parameters van vegetatieverruiging

Het blijkt dat de gehanteerde oekologische groepen duidelijke korrelaties vertonen met de nutriëntparameters, hetgeen de praktische bruikbaarheid van kenmerkende soortenkombinaties als indicatoren voor het milieu bevestigt. Echter elke plantesoort is in verschillende mate nutriëntminnend ; behalve dat de aktuele en potentiële optima ten aanzien van het nutriëntaanbod voor de diverse soorten onderling zeer verschillend kunnen zijn, zijn ook de oekologische amplitudo's ten opzichte van deze faktor - vooral de onder experimentele omstandigheden vastgelegde amplitudo's - erg verschillend. Het gevolg hiervan is dat oekologische soortengroepen slechts een globale maat kunnen vormen voor het nutriëntaanbod. Zo blijkt uit figuur 28 dat bij bepaalde waarden van de externe belasting de spreiding in verruigingsintensiteit erg groot is. Door voor een aantal belastingklassen de gemiddelde bedekkingswaarden per oekologische soortengroep te berekenen, konden echter redelijk onderbouwde betrekkingen worden gekonstrueerd tussen de orthofosfaatbelasting en de ruigtegroepen R 5, R 20 en R 53. Gemiddelde bedekkingswaarden werden berekend voor 13 belastingklassen met een volgens een logaritmische schaal gelijk traject van belasting. Figuur 29 geeft het resultaat van deze bewerking aan. Deze figuur geeft een overtuigende bevestiging van de eerder geponeerde hypothese dat de gesommerde bedekkingen van goed gekozen oekologische soortengroepen S-vormige verzadigingskurven opleveren indien uitgezet tegen het nutriëntaanbod. Hoe steiler het steile stuk van de S-kurve verloopt en hoe geringer de spreiding van de samenstellende punten, des te beter indiceert de soortengroep het nutriëntaanbod volgens de hypothese. De groepen R 20 en R 53 blijken in figuur 29 een komplette S-kurve van nul- tot verzadigingsniveau te vertonen binnen het bestudeerde belastingtraject, terwijl de extreme ruigtegroep R 4 alleen bij de hoogste belastingen een eerste aanzet voor het steile stuk vertoont. Het steile deel van groep R 53 ligt volgens verwachting bij lagere belastingen dan het steile stuk van de



2	1	10	10	6	5	2	13	17	11	12	3	7
---	---	----	----	---	---	---	----	----	----	----	---	---

aantal meedoende waarnemingen per belastingklasse

FIGUUR 29. De gesommeerde bedekkingen van drie oekologische soortengroepen ten opzichte van 13 klassen van orthofosfaatbelasting

intermediaire groep R 20. De in figuur 28 zichtbare spreiding van de afzonderlijke waarden voor de vegetatieverruiging is dusdanig groot dat de afzonderlijke waarden voor de gehanteerde soortengroepen zonder verdere verfijningen niet zijn te gebruiken als maat voor de nutriëntbelasting. Een betere standaardisatie van de proefvlakomstandigheden - bijvoorbeeld ten aanzien van uitgangssituatie, inklinatie, expositie en beschutting - kan wellicht de korrelaties tussen vegetatie en nutriëntbelasting duidelijker maken ; nader onderzoek hiernaar is gewenst. De oekologische soortengroep R 20 die de beste korrelaties vertoont met de diverse parameters van nutriëntaanbod, zal ook in hoofdstuk 6 de duidelijke korrelaties - hier van drie verschillende oekologische groepen - blijken te vertonen.

### 5.5.3. Implicaties ten aanzien van beheer

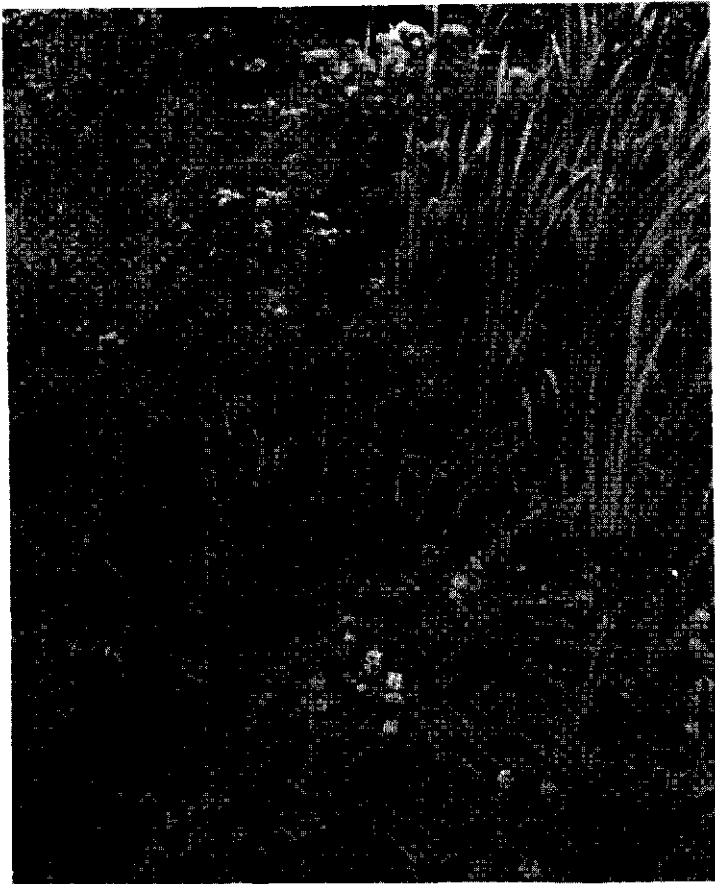
Uit figuur 29 is een voorzichtige voorspelling af te leiden omtrent de effecten van een verminderd fosfaataanbod. Bij de duininfiltratie is de meest voor de hand liggende maatregel



het omlaag brengen van het fosfaataanbod aan de oevervegetaties door het verlagen van de fosfaatconcentratie van het ingelaten water. Deze maatregel is door de meeste duinwaterleidingbedrijven al ingepast in de voorzuivering. De andere mogelijke maatregel om het fosfaataanbod te verlagen, verlaging van de infiltratiesnelheid van het water, lijkt noch vanuit het oogpunt van de waterwinning noch vanuit het oogpunt van natuurbehoud gewenst indien de huidige capaciteit van de oppervlakkige duininfiltratie gehandhaafd wordt. Het is momenteel voor de duinwaterleidingbedrijven technisch en financieel mogelijk het infiltratiewater tot 0,02 mg  $P.P.O_4^{3-}$  /l te defosfateren. Voor infiltratieplasoevers wordt bij een hier gangbare fluxdichtheid van 1 m/dag de fosfaatbelasting circa 7 g  $P.P.O_4^{3-}$ /m<sup>2</sup>.jaar na defosfatering ; voor kwelplasoevers wordt de belasting dan circa 1 g  $P.P.O_4^{3-}$ /m<sup>2</sup>.jaar bij de gemiddelde fluxdichtheid van 0,1 tot 0,2 m/dag. Volgens figuur 29 worden bij deze belastingen de bedekkingen door de soorten van R 5, R 20 en R 53 respectievelijk gemiddeld 3 %, 50 tot 100 % en 100 % op de infiltratieplasoevers ; op de kwelplasoevers worden de bedekkingen van de soortengroepen in de gegeven volgorde minder dan 1 %, 15 % en circa 50 %. De infiltratieplasoevers lijken op grond hiervan zelfs bij sterke defosfatering nagenoeg geheel bedekt te blijven met ruigteplanten, hoewel met minder extreme soorten dan bij de huidige belastingen van meer dan 100 g  $P.P.O_4^{3-}$ /m<sup>2</sup>.jaar. Op de kwelplasoevers kunnen de bedekkingen door de 53 onderscheiden minst extreme ruigtesoorten aanmerkelijk minder dan 50 % worden. De vraag die hierbij gesteld moet worden, is in hoeverre die terugdringing van ruigtesoorten ook een verhoging van natuurwaarden als diversiteit en zeldzaamheid met zich mee zal brengen. Deze vraag is vanuit de gepresenteerde resultaten moeilijk te beantwoorden.

De vraag in hoeverre door defosfatering de verminderde verzuiging van de oevervegetaties kan resulteren in de terugkeer van voor het natuurbehoud gewenste vegetaties van niet-ruigtesoorten, is alleen langs een omweg te beantwoorden.

De natuurbehoudsparameters op basis van totaal aantal en op aantal zeldzame plantesoorten zijn duidelijker negatief gekorreleerd met ruigteparameters -met name de gesommeerde bedekking van de R20- en de R 53-soorten- dan met de externe fosfaatbelasting. Hieruit is afgeleid dat de concurrentie met ruigtesoorten een belangrijker rol speelt dan overschrijding van tolerantiegrenzen van de zeldzame soorten. Het overheersen van concurrentie maakt het aannemelijk dat een beheer waarbij de vegetatieverruiging wordt teruggedrongen -naast defosfateren moet hierbij worden gedacht aan grazen en maaien- , goede kansen biedt op terugkeer van de oorspronkelijke vegetaties in kwelgebieden binnen geïnfiltrerde duinen.



Vegetatie langs kwelplas G15 (Meijendel) op het punt waar maximale insijging in de oever plaatsvindt. Situatie 1978 : rechtsonder veel Watermunt (*Mentha aquatica*), links onder veel Wolfspoot (*Lycopus europaeus*), midden achter Levertkruid (*Eupatorium cannabinum*) en rechts achter Grote Lis-dodde (*Typha latifolia*). Drie jaar ervoor bestond de vegetatie nog uit dicht Duinrietpajjt (vgl. foto p. 150), (situatie zoals afgebeeld op achterkant omslag).

## 6. DE ROL VAN MINERALISATIE IN DE NUTRIËNTOORZIENING VAN OEVERVEGETATIES IN WEL EN NIET GEÏNFILTREERDE DUINGEBIEDEN

-H.W.J. van Dijk en M.A.W. Noordervliet-

### 6.1. SAMENVATTING

Het domineren van concurrentiekrachtige ruigteplanten in vegetaties wordt algemeen verklaard uit een ruim aanbod van groeibepalende (relatief beperkende) makronutriënten. In natuurlijke duinen komen ruigteplanten vooral voor op humusrijke bodems. Hier komen relatief grote hoeveelheden makronutriënten beschikbaar voor de vegetatie door mineralisatie van de organische stof. Ruigteplanten komen in de Nederlandse kustduinen ook veel voor op plasoevers in gebieden die voor waterwinningsdoeleinden worden geïnfiltreerd met voedselrijk water. Hier is het vergrote nutriëntaanbod te verklaren doordat bij infiltratie zowel de nutriëntconcentratie in het grondwater als de snelheid van de grondwaterstroming verhoogd is. In het hier beschreven onderzoek is het nutriëntaanbod via de mineralisatie en de grondwaterstroming in duinplasoevers gemeten en gerelateerd met de vegetatie ter plaatse. Uit de resultaten kan worden afgeleid dat zuivering van het voor waterwinning geïnfiltreerde water terugdringing van de ruigteplanten op de plasoevers tot gevolg kan hebben. Bij deze zuivering lijkt reductie van het fosfaatgehalte de beste perspectieven te bieden.

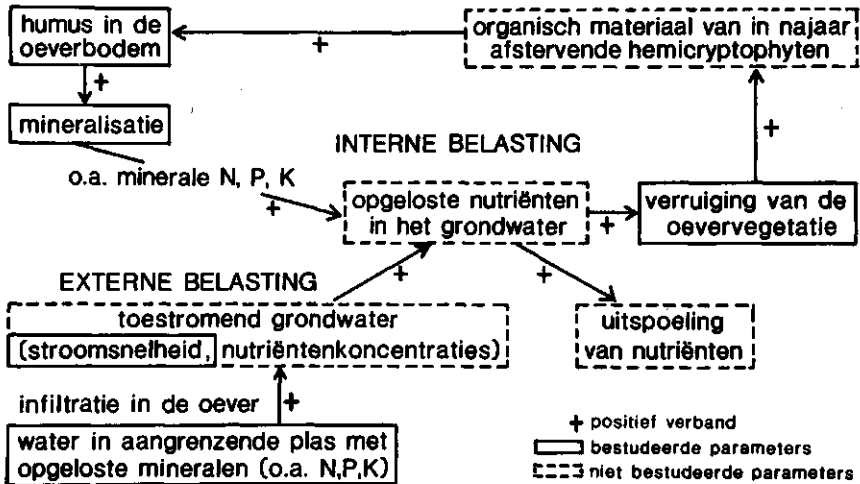
### 6.2. INLEIDING

In hoofdstuk 4 wordt aannemelijk gemaakt dat hoge belastingen met de makronutriënten fosfor, stikstof en kalium in het grondwater een sleutelrol vervullen bij de verzuivering van de oevervegetatie in geïnfiltreerde duingebieden. Bij deze

nutriëntbelasting spelen naast de door infiltratie sterk verhoogde concentraties van genoemde nutriënten (zie hoofdstuk 3) ook de daarbij sterk verhoogde stroomsnelheden van het grondwater in de oever mee (hoofdstukken 4 en 5). Bij de geïnfiltreerde duingebieden kunnen we derhalve spreken van een sterke vergroting van de externe nutriëntbelasting.

Verruiging van de vegetatie in en langs plassen komt echter niet alleen voor in geïnfiltreerde duinen, maar ook in niet-geïnfiltreerde duingebieden, zij het in veel mindere mate en plaatselijk. De oorzaak kan hier niet een grote externe nutriëntbelasting zijn omdat zonder infiltratie zowel de nutriëntconcentratie als de stroomsnelheid van het grondwater relatief laag zijn (hoofdstuk 3 ; verder BAKKER, 1981 ; VAN DIJK & MELTZER, 1981). Voor deze vegetatieverruiging zou de verklaring gezocht kunnen worden in een relatief hoge interne nutriëntbelasting, dat is een ruime nutriëntvoorziening via cyclische biologische processen. ELLENBERG (1964), WHITE (1979), e.a. maken aannemelijk dat een hoge intensiteit van mineralisatie van in de bodem geakkumuleerd organisch materiaal zo'n hoge interne belasting en daarmee de vegetatieverruiging in stand kan houden. Mineralisatie wordt hier beschouwd als het netto biologische proces waardoor in de bodem organische stof wordt omgezet en waarbij onder andere mineralen als fosfaat, nitraat, ammonium en kalium in voor de plant opneembare vorm vrijkomen. Mogelijk biedt variatie in mineralisatie een verklaring voor de grote spreiding in verruigingsgraad van de oevervegetatie die bij lage externe nutriëntbelasting werd waargenomen (zie hoofdstuk 4).

Figuur 30 geeft een schematisch model van de nutriëntvoorziening van oevervegetaties van duinplassen met en zonder duininfiltratie. In deze figuur wordt duidelijk gemaakt dat kunstmatige duininfiltratie van invloed kan zijn door verhoging van de snelheid van de grondwaterstroming en van de nutriëntconcentratie in het grondwater.



FIGUUR 30. Relatieschema van de nutriëntvoorziening en de oevervegetatie

De laatste jaren hebben sommige waterleidingbedrijven uit waterwintechnische overwegingen de fosfaatconcentratie in het infiltratiewater, en daarmee de fosfaataanvoer, drastisch verlaagd. Men hoopte zo niet alleen de hinderlijke algenbloei in de plassen en verstopping van de infiltratieplasoevers terug te dringen, maar ook de opgetreden vegetatieverruiging langs de plassen te verminderen. Dit laatste zal echter alleen gebeuren als de tevoren met infiltratie aangevoerde nutriënten op den duur weer uitspoelen of worden geïmmobiliseerd. Wanneer deze nutriënten echter in het systeem beschikbaar blijven via mineralisatie van tijdens de infiltratie geakkumuleerde overblijfselen van afgestorven plantedelen, dan zal het lang kunnen duren vóórdat de verruiging op de plasoevers afneemt. Doel van het in dit hoofdstuk beschreven onderzoek was om hierin inzicht te verkrijgen. Er is daarbij uitgegaan van de volgende vraagstellingen :

1. Wat is de relatie tussen de verruigingstoestand van de vegetatie en de externe belasting ?
2. Wat is de relatie tussen de verruigingstoestand van de vegetatie en de interne belasting ?
3. Wat is de relatie tussen de verruigingstoestand van de vegetatie en een combinatie van de in- en externe belasting ?

De primaire aandacht is gericht op de fosfaatbelasting omdat deze het meest direkt te beïnvloeden is en tegelijk het sterkst bepalend lijkt voor de vegetatieverruiging (zie hoofdstukken 4 en 5). Terwille van een breder inzicht werden ook stikstof en kalium in het onderzoek betrokken.

### 6.3. METHODEN

#### 6.3.1. De opzet van het onderzoek

Het onderzoek betreft een momentopname, een ruimtelijke vergelijking van oevervegetaties en abiotische milieuparameters. Wat de milieufactoren betreft zijn bepaald :

- rechtstreeks met de nutriëntvoorziening samenhangende factoren (het aanbod van drie groei beperkende makronutriënten via toestromend grondwater en via mineralisatie)
- factoren die slechts indirect verband houden met de nutriëntvoorziening (het gehalte van de organische stof in de bodem).

In plasoevers waarin oppervlaktewater infiltreert, zijn bepalingen verricht van het direkte nutriëntenaanbod via het infiltrerende water en van het aanbod via de mineralisatie van organische stof in de oeverstrook. Er werd uitgegaan van de aanname dat als de som van beide een betere korrelatie vertoont met de mate van verruiging dan de twee componenten van nutriëntenaanbod afzonderlijk, de konklusie mag worden getrokken dat zowel zonder de mineralisatie als bij de verlaaging van het direkte aanbod via het infiltrerende water de verruigingsgraad lager zal worden. Verder is verondersteld dat een significante korrelatie tussen het totale aanbod aan nutriënten en de mate van verruiging de mogelijkheid oplevert om te voorspellen welke mate van verruiging in stand zal blijven bij sterke reductie van de nutriëntenaanvoer via het infiltrerend water.

Behalve de relaties tussen verruiging en nutriëntbelasting werden ook de relaties tussen enerzijds het gehalte van organische stof in de oever (ondermeer humus) en anderzijds de mate van verruiging en van mineralisatie onderzocht. Het vinden van een positieve korrelatie hiertussen in niet geïnfiltreerde duingebieden houdt een ondersteuning in van het in figuur 30 geponeerde model, waarbij een bij infiltratie opgetreden verruiging van de vegetatie - althans gedeeltelijk en/of tijdelijk - in stand kan blijven via een door verhoging van het humusgehalte geïntensiveerde lokale kringloop van voedingsstoffen (mineralisatie en afsterven van planten).

In totaal werden op oevers van duinplassen 20 proefvlakken geselecteerd. Hiervan lagen er 13 langs niet en 7 langs wel door infiltratie beïnvloede duinplassen. Van de door infiltratie beïnvloede proefvlakken lagen 3 langs infiltratieplassen en 4 langs kwelplassen. Twee van de overige proefvlakken betroffen kwelplassen in geïnfiltrerd duingebied die echter door de infiltratie hydrologisch en waterchemisch nauwelijks beïnvloed waren. In beide typen gebieden geschiedde de proefvlakkeuze per onderzoeksgebied onafhankelijk van de milieuparameters en zodanig dat zoveel mogelijk verschillende intensiteiten van vegetatieverruiging in het onderzoek werden opgenomen. Per proefvlak van  $2 \times 1 \text{ m}^2$  langs de oeverlijn werd volgens de Braun-Blanquet-methode een vegetatieopname gemaakt in augustus of september (ref. MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974). Voor de schatting van de abundantie per plantesoort werd een decimale schaal gehanteerd (LONDO, 1975 b).

### 6.3.2. De keuze van de onderzoeksgebieden

De onderzoeksgebieden zijn aangegeven in figuur 5 (p.52). Als geïnfiltreerde duingebieden zijn onderzocht Meijendel (Wasse-naar), het zuidelijke deel van het Noordhollands Duinreser-vaat (Wijk-aan-Zee) en Berkheide (Wassenaar-Katwijk). In de eerste twee gebieden werd tijdens het veldonderzoek al lan-gere tijd (ca. 5 jaar) een groot gedeelte van het fosfaat uit

het infiltratiewater verwijderd, terwijl in Berkheide tijdens het onderzoek nog geen sterke defosfatering werd toegepast. Voorne's Duin (Voorne-Putte) en het Zwanenwater (tussen Callantsoog en Petten) werden geselecteerd als niet geïnfiltreerde maar vochtige referentiegebieden, waar de nutriëntenaanvoer met het grondwater relatief klein is.

### 6.3.3. Bepaling van het interne nutriëntenaanbod ("mineralisatie")

Ter bepaling van het nutriëntenaanbod via de mineralisatie staan twee wegen open : meting onder veldkondities en meting onder gekonditioneerde omstandigheden in het laboratorium van in het veld genomen monsters (GERLACH, 1973 ; ZÖTTL, 1960). De eerste meting geeft een indruk van het netto resultaat van de reëel optredende bodemprocessen, terwijl de tweede bepalingsmethode bij uitvoering onder qua temperatuur en vochtgehalte optimale omstandigheden een beeld geeft van de omvang van potentiële bodemprocessen. De resultaten van de meting onder veldkondities zijn sterk afhankelijk van de tijd van het jaar (ELLENBERG, 1964) en variëren ook sterk van jaar tot jaar door verschillen in temperatuur en neerslag (GERLACH, 1973 & 1978).

In het hier beschreven onderzoek is gekozen voor meting onder gekonditioneerde optimale omstandigheden ("broedproeven") omdat deze door uitsluiting van de factoren vochthuishouding en temperatuur onderling beter vergelijkbare waarden oplevert dan meting in het veld. Hierbij moet bedacht worden dat de verkregen resultaten een kwantificering van een potentieel nutriëntenaanbod inhouden en dus niet zonder meer zijn te vergelijken met de wel in het veld bepaalde externe nutriëntbelasting via de grondwaterstroming. Verder betreft het een meting van de netto mineralisatie waarbij ook processen als immobilisatie (DE VRIES, 1960) zijn betrokken. Uitspoeling door neerslag, opname door planten en vastlegging van nutriënten in nieuwgevormde humus treden bij de broedproeven



niet op, dit in tegenstelling tot de meting in het veld.

Per monsterpunt werden op circa 1 meter afstand van de oeverlijn der onderzochte plassen 10 grondmonsters binnen een homogene vegetatie genomen. Vijf van deze monsters betroffen "broedproef-monsters" die 6 weken werden geïnkubeerd en de vijf andere monsters werden meteen geanalyseerd.

De vers te bepalen grondmonsters werden genomen met een kleine bodemguts tot 25 cm diepte. De vijf monsters per monsterpunt werden daarna goed gemengd en de mengmonsters werden dezelfde dag geanalyseerd op vochtgehalte en volumegewicht (ALLEN, 1974). Per mengmonster werden verder de belangrijkste makronutriënten bepaald. Dit gebeurde als volgt :

1. Ammonium ; met behulp van een ionspecifieke elektrode (Orion 951000) na extractie met een KCl-oplossing
2. Nitraat ; met behulp van een ionspecifieke elektrode (Orion 930700) na extractie met een oplossing van  $Al_2(SO_4)_3$ ,  $H_3BO_3$ ,  $Ag_2SO_4$  en  $NH_2SO_3H$
3. Uitwisselbaar fosfaat ; molybdaat-blauwmethode (VAN SCHOUWENBURG, 1978) na natriumbicarbonaat-extractie volgens Olsen (in : HOUBA, 1979)
4. Uitwisselbaar kalium ; directe meting met een atoomabsorptiespektrofotometer na extractie met 40 maal verdunde ijsazijn (5 g droge grond / 100 ml) gedurende één uur.

De nutriëntgehalten werden omgerekend naar kg drooggewicht.

De broedproefmonsters werden genomen door 5 PVC-buizen van 30 cm lang en 2,4 cm doorsnee voorzichtig (met gebruikmaking van een rubberen hamertje) in de bodem te brengen. Vooraf was ter plaatse de vegetatie verwijderd. De buizen werden vervolgens weer uit de grond getrokken en bevatten grondmonsters die bij de monsterring nauwelijks verdicht bleken. Verder werd bij deze methode de oorspronkelijke gelaagdheid bewaard zodat geen verhoogde mineralisatie door menging van bodemlagen kon optreden (GERLACH, 1973). De monsters werden in de buizen ge-

durende 6 weken geïnkubeerd bij 25 °C en een relatieve luchtvochtigheid van 80%. Na voornoemde periode van 6 weken werden de grondmonsters van de 5 broedproefbuizen per monsterpunt onderling goed gemengd en geanalyseerd op dezelfde parameters als de verse monsters. De netto mineralisatie kon vervolgens berekend worden door de nutriëntgehalten van de vers geanalyseerde grondmonsters af te trekken van de gehalten van de geïnkubeerde monsters. Met behulp van het volumegewicht werd de mineralisatie die gedurende 6 weken optrad bepaald in g/m<sup>3</sup>.

#### 6.3.4. Bepaling van de externe nutriëntbelasting via infiltrerend grondwater

Onder de externe nutriëntbelasting via het infiltrerend grondwater wordt hetzelfde verstaan als de "bruto aktuele nutriëntbelasting" van hoofdstuk 4. Zoals in dat hoofdstuk onder paragraaf 4.4.2c vermeld, is de nutriëntbelasting het produkt van de volumestroomdichtheid van het water door de oever (zie paragraaf 4.3.5) en de jaargemiddelde nutriëntkoncentratie in het nabije plaswater (voor bepalingsmethodiek zie paragraaf 3.3.2). Een modifikatie op de nutriëntenanalyse volgens hoofdstuk 3 betreft het nitraatgehalte in de niet geïnfiltreerde duingebieden ; deze analyse geschiedde door indamping en daarna spektrofotometrische bepaling na kleuring met natriumsalicylaat (zie ALLEN, 1974).

#### 6.3.5. Het combineren van de interne en externe nutriëntbelasting

Het feit dat de externe belasting onder veldcondities werd bepaald, terwijl de bepaling van de interne belasting potentiële waarden onder gekonditioneerde omstandigheden opleverde, heeft tot gevolg dat deze beide belasting-parameters niet zonder meer zijn te vergelijken. Bovendien betreft het grootheden met verschillende dimensies ; de externe belasting heeft betrekking op een oppervlaktemaat en de interne belasting op een inhoudsmaat.

Een methode om onderling moeilijk vergelijkbare parameters toch met elkaar in verband te brengen, wordt geboden door diverse multivariate analyse-technieken (o.a. SEAL, 1970). Hierbij wordt nagegaan in hoeverre verscheidene onafhankelijke parameters de variantie van één of meer afhankelijke parameters kunnen verklaren. In de oekologie worden als onafhankelijke parameters vaak abiotische milieufactoren gekozen en als afhankelijke parameters biotische componenten van het ecosysteem. In de onderhavige analyse is gekozen voor de techniek van multi-pele regressie ("New Regression" in het programmapakket SPSS). Hierbij wordt via lineaire regressie één afhankelijke variabele gerelateerd aan een aantal onafhankelijke variabelen. Per onafhankelijke variabele wordt berekend in hoeverre deze de variantie van de afhankelijke variabele verklaart. Verder worden alle belangrijk geachte onafhankelijke variabelen tenslotte met de afhankelijke parameter in één formule gepresenteerd. In deze formule zijn de variabelen onderling te vergelijken via de toegekende wegingsfactoren.

Hier zijn bij de multi-pele regressie als onafhankelijke parameters de interne en externe belasting voor de drie afzonderlijke makronutriënten opgevoerd. De vegetatieverruiging fungeerde als afhankelijke parameter ; hiervoor werden drie nog nader te bespreken maatstaven gebruikt.

#### 6.3.6 Bepaling van het gehalte organische stof in de bodem

Voor de bepaling van het humusgehalte is gebruik gemaakt van de door ALLEN (1974) beschreven methode. Hierbij wordt 1 gram droge grond gedurende 4 uur blootgesteld aan een temperatuur van 450°C. Het verschil in gewicht van het grondmonster voor en na deze behandeling is een maat voor het gehalte organische stof.

### 6.3.7. Bepaling van de verzuigingsgraad van de vegetatie

Op basis van inventarisaties van oeverplanten in wel en niet geïnfiltreerde duingebieden (hoofdstuk 5 ; BOL et al., 1977 ; VAN OMMERING, 1981 ; VAN HEZEWIJK, 1984) werd een lijst van 53 min of meer nutriëntminnende en tegelijk door de infiltratie bevorderde plantesoorten opgesteld. Aan de hand van literatuurgegevens (MEYER, 1957 ; KOVACS, 1969 ; ELLENBERG, 1952 en 1974) zijn in hoofdstuk 5 (tabel 22) deze 53 soorten gerangschikt volgens afnemende stikstofminnendheid. Uit de soortenlijst zijn de volgende oekologische groepen afgeleid : R 53, R 20 en R6. De groep R 53 omvat alle 53 soorten van de lijst. R 20 is een subgroep van R 53 en bevat daarvan de 20 meest stikstofminnende soorten die bovendien het sterkst bij infiltratie zijn toegenomen. R 6 omvat de 6 meest door infiltratie bevorderde soorten van R 53 (zie hoofdstuk 4). Het betreft *Urtica dioica*, *Epilobium hirsutum*, *Cirsium arvense*, *Eupatorium cannabinum*, *Mentha aquatica* en *Lycopus europaeus*. Hiervan horen de eerste drie eveneens tot R 20. Per monsterpunt zijn de afzonderlijke bedekkingen van de soorten der oekologische groepen gesommeerd. Dit resulteerde in drie verschillende metingen van de "verzuigingsgraad", die in de analyses als afhankelijke parameter zijn ingevoerd.

## 6.4. RESULTATEN

### 6.4.1. Algemeen

In tabel 29 zijn de waargenomen gehalten van organische stof, de interne en externe belastingen van de afzonderlijke nutriënten en de gesommeerde bedekkingen per oekologische soortengroep voor alle monsterpunten vermeld. De externe stikstofbelasting is bij de meeste van de niet door duininfiltratie beïnvloede monsterpunten niet bekend. De meting van de interne kaliumbelasting bleek in enkele gevallen negatieve waarden op te leveren.

TABEL 29. Gemiddeld humusgehalte, jaargemiddelde externe belasting, gemiddelde netto mineralisatie en gesommeerde bedekking per oekologische soortengroep voor alle monsterpunten (1)

monster- punt ")	monster- gebied ")	humus (gew.-%)	jaargemiddelde externe belasting (g/m <sup>2</sup> /6 weken)		interne belasting (g/m <sup>2</sup> /6 weken bij 25 °C)			gesmeerde bedekkingen per oek. soortengroep			
			P	N	K	P	N	K	R20	R53	R6
1	Z	9	0,6	-	11	7	17	26	73	78	71
2	Z	7	-	-	-	3	4	20	40	41	0
3	Z	6	0,1	-	9	3	9	33	12	24	2
4	V	4	0,0	-	12	2	16	5	12	93	92
5	M	1	0,1	1	4	0	2	12	4	99	5
6	M	3	0,0	1	3	0	4	12	2	5	2
7	V	1	0,0	-	5	-1	6	0	2	24	20
8	V	3	-	-	-	0	2	27	2	7	5
9	V	1	0,0	-	13	0	2	14	1	17	14
10	V	1	0,0	-	5	0	9	7	1	12	10
11	Z	4	0,3	-	24	1	11	7	0	11	1
12	Z	4	0,0	-	1	1	6	0	0	12	11
13	N	0	0,0	-	2	1	0	-9	0	0	0
14	B	3	4,8	76	171	5	4	-12	107	107	100
15	M	2	4,2	26	-	1	19	12	98	109	92
16	B	1	3,9	1	-	0	14	-12	83	83	80
17	M	2	0,3	3	31	1	10	12	51	61	7
18	N	1	0,6	112	94	3	10	8	52	58	11
19	N	0	0,5	95	69	2	5	-16	21	31	20
20	M	3	1,8	56	67	1	1	0	33	114	92

1) "gemiddeld" op basis van duplo-waarnemingen, "jaargemiddeld" op basis van 12 maandelijkse waarnemingen  
 ") nummers 14 t/m 20 onder sterke invloed van duinfiltratie

\*) B = Berkheide ; M = Meijndel ; N = Noordhollands Duinreservaat (zuidelijk deel) ; V = Voorne's Duin ;  
 Z = Zwanerwater

In de tabel is een aantal duidelijke verschillen te zien tussen de wel en de niet door infiltratie beïnvloede punten. De externe kaliumbelasting is voor alle waarnemingen met infiltratie-invloed veel hoger dan voor de overige waarnemingen. Dit geldt eveneens voor de externe fosfaatbelasting behalve als er sprake is van sterke voorzuivering (Noordhollands Duinreservaat) of van relatief fosfaatarme kwelplassen (Meijendel). Ook de gesommeerde bedekkingen voor de drie oekologische soortengroepen zijn in de infiltratiegebieden het hoogst. Volgens de toets van Wilcoxon is het verschil in bedekkingswaarden tussen wel en niet geïnfiltrteerd het grootst voor de groep R 20. De interne belasting van stikstof en fosfaat is met en zonder invloed van infiltratie van dezelfde orde grootte. De netto kaliummineralisatie lijkt daarentegen bij infiltratie wat lager door het optreden van een aantal negatieve waarden.

Wat verder opvalt in tabel 29 is dat het gehalte organische stof in de bodem veruit het hoogst is in het Zwanenwater. Dit kan verklaard worden doordat dit het enige kalkarme studiegebied betreft. Kalkarmoede houdt immers een langzamere humusafbraak in (o.a. BAKKER, et al., 1979).

#### 6.4.2. Een eerste toetsing van het relatiemodel

In de inleiding van dit hoofdstuk is een relatiemodel (figuur 30) geponeerd. Een deel van dit model, te weten de "interne kringloop", kan getoetst worden met de gegevens van organische stof, mineralisatie en vegetatieverruiging in gevallen van een lage externe belasting, dat wil zeggen in een niet geïnfiltrteerd duingebied. Indien het model overeenkomt met de realiteit dan zal het gehalte van organische stof gekorreleerd zijn met de mineralisatie en met de vegetatieverruiging. De relaties hiertussen zijn onderzocht met de produktmomentkorrelatietoets volgens Pearson. In tabel 30 zijn de resultaten van deze toetsing vermeld.

Tabel 30. Korrelatie van het gehalte van organische stof met de mate van vegetatieverruiging en met de mineralisatie volgens de Pearson-toets

gehalte organische stof-oekologische soortengroep	aantal waarnemingen	Pearson's r	overschrijdingskans significantie (p)
R 20	13	0,82	< 0,5 %
R 53	13	0,32	< 5 %
R 6	13	0,37	< 5 %

gehalte organische stof-netto mineralisatie

fosfaat	26 ')	0,70	< 0,5 %
kalium	33 ')	0,57	< 2,5 %
stikstof	31 ')	0,43	> 5 %

') inclusief duplo's (de overschrijdingskans van de significantie is daarom voor n = 13 opgegeven)

De verwachting van significante korrelaties blijkt uit te komen voor de oekologische soortengroep R 20 en voor de mineralisatiewaarden voor de makronutriënten fosfaat en kalium. De fosfaatmineralisatie vertoont de duidelijkste, de stikstofmineralisatie de minst duidelijke relatie met het humusgehalte. Verder moet vermeld worden dat de hoge korrelatiecoëfficiënt van R 20 op vier nogal uitspringende (hoge) waarden gebaseerd is en niet bevestigd wordt via de nonparametrische toets volgens Kendall.

In de infiltratiegebieden zijn géén significante korrelaties tussen humusgehalte en vegetatieverruiging gevonden. De blijkens tabel 30 aan lage gehalten van organische stof gekoppelde lage interne nutriëntbelastingen gaan in de infiltratiegebieden niet samen met lage waarden voor de vegetatieverruiging. Hier lijkt het effect van de mineralisatie gemaskeerd te worden door het effect van de externe belasting via infiltrerend water. Dit onderbouwt het relatiemodel van figuur 30. We gaan nu verder in op de externe belasting die blijkbaar bij infiltratie het effect van de netto mineralisatie kan overschaduwten.

### 6.4.3. Relaties tussen de vegetatieverruiging en de interne en de externe nutriëntbelasting

In tabel 31 zijn de resultaten weergegeven van de multi-pele regressie-analyse die werd uitgevoerd op de gegevens van tabel 29. Als afhankelijke parameters zijn hier de gesommeerde bedekkingen van de drie oekologische soortengroepen opgevoerd terwijl de belastingparameters in diverse combinaties als onafhankelijke parameters fungeren. Behalve de uitkomsten van de eigenlijke multi-pele regressie zijn de Pearson korrelatiecoëfficiënten van de onderhavige relaties weergegeven.

De combinaties van onafhankelijke variabelen betreffen : alle belastingparameters samen (uitgezonderd de externe stikstofbelasting) en verder de combinaties van interne en externe belasting van stikstof, fosfaat en kalium apart. De resultaten berusten verder op niet getransformeerde data ; transformaties om meer normale verdelingen te verkrijgen, zoals de logit van de ruigteparameters, bleken nauwelijks verschillen met de gepresenteerde resultaten op te leveren.

In tabel 31 geeft de "adjusted  $r^2$ " aan welk totaal percentage van de variantie van de afhankelijke parameter verklaard kan worden door de onafhankelijke parameters die volgens de aan de regressieanalyse gestelde significantiedrempel van 5 % als (mede) verklarend kan worden opgevoerd. De partiële percentages verklaarde variantie zijn bij de betreffende belastingparameters tussen haakjes achter de Pearson korrelatiecoëfficiënt vermeld. Om tot de eigenlijke resultaten over te gaan : van de combinaties onafhankelijke variabelen leverden alleen die waarin de fosfaatbelastingen waren opgenomen een significant resultaat op voor alle oekologische soortengroepen. De combinatie van kaliumbelastingen leverde alleen voor groep R 20 een significant resultaat op, de combinatie van stikstofbelastingen (slechts 7 waarnemingen met een complete dataset) leverde geen significant re-



Tabel 31. De relatie tussen drie oekologische soortengroepen en de interne en externe belastingen

combinatie der inge- voerde af- hankele- ke variabe- len	oek.groep	aantal wa- rmeningen	korrelatiecoëfficiënten Pearson's toets (tussen haakjes toegevoegd de met multipele regressie verklaarde variantie (%))		resultaten multipele regressie-analyse (analysegrens : PIN = 0,050)								
			N-belasting ext. int.	P-belasting ext. int.	K-belasting ext. int.	mult.r 0,93 <sup>1)</sup>	mult.r <sup>2</sup> 0,84	adjusted r <sup>2</sup> 0,84	F 43,2	signifi- kantie F 0,0000			
alle variabe- n	R20	17	-	0,44	0,85	0,64	0,65	-0,0004	0,86	0,84	43,2	0,0000	
	R53	17	-	0,29	0,65	0,38	0,47	0,0009	0,43	0,39	11,1	0,0046	
	R6	17	-	0,37	0,73	0,46	0,46	-0,14	0,53	0,50	17,0	0,0009	
						(50)							
alleen ex- terne N-belasting	R20	7	0,49	0,62					-				
	R53	7	0,58	0,09					-				
	R6	7	0,74	0,28					-				
alleen ex- terne P-belasting	R20	18			0,87	0,53			0,93 <sup>1)</sup>	0,86	51,8	0,0000	
	R53	18			0,66	0,33			0,66	0,43	12,0	0,0032	
	R6	18			0,75	0,38			0,75	0,57	20,8	0,0003	
						(54)							
alleen ex- terne K-belasting	R20	17					0,65	-0,004	0,65	0,42	0,39	11,1	0,0046
	R53	17					0,47	0,09	-				
	R6						0,46	-0,143	-				

<sup>1)</sup> Alleen hier bereikten 2 onafhankelijke variabelen de m.r.-vergelijking : zowel de interne als de externe fosfaatbelasting.

sultaat op. De variantie van de R 20-waarnemingen werd steeds het beste verklaard, die van de R 53-waarnemingen het slechtst.

Het maximale percentage van verklaarde variantie (86 %) is gevonden voor de combinatie van alleen interne en externe fosfaatbelasting. De toevoeging van de stikstof- en kaliumbelastingen blijkt de verklaarde variantie niet te vergroten. De externe fosfaatbelasting verklaart het grootste deel van de totale variantie (71 en 75 % bij groep R 20), terwijl de interne fosfaatbelasting slechts 11 en 13 % variantieverklaring (bij groep R 20) biedt.

Voor de oekologische soortengroepen zijn uit de multipiele regressieanalyse van de combinatie van alleen de fosfaatbelastingen de volgende vergelijkingen verkregen (tabel 32).

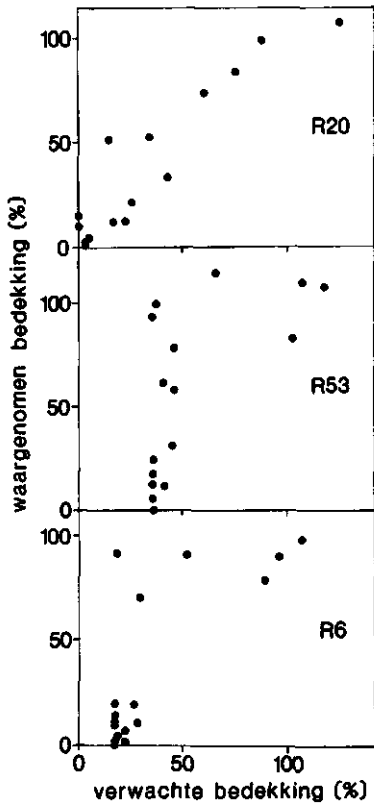
*Tabel 32. De relatie tussen de drie oekologische soortengroepen en de fosfaatbelastingen*

Het totale bedekkingspercentage bedraagt voor de soorten van groep

R 20 : 3,41 + 18,31 . externe fosfaatbelasting +  
6,57 . interne fosfaatbelasting ;  
R 53 : 36,20 + 16,75 . externe fosfaatbelasting ;  
R 6 : 17,58 + 18,34 . externe fosfaatbelasting .

---

De vergelijkingen maken het mogelijk per oekologische soortengroep bedekkingspercentages te berekenen op grond van bekende fosfaatbelastingen en deze te vergelijken met de gemeten waarden. In figuur 31 zijn de berekende en gemeten waarden per soortengroep tegen elkaar uitgezet. Van de groepen R 6 en R 53 blijken verwachting en meting niet goed overeen te komen : veel van de gemeten waarden zijn veel hoger dan verwacht. Voor de soortengroep R 20 blijken de gemeten en de berekende waarden echter heel goed overeen te komen ( de relatie is significant met overschrijdingskans  $p < 0,00005$ ).



FIGUUR 31. De relatie tussen gemeten bedekkingspercentages en op grond van multiële regressie verwachte waarden voor drie oekologische soortengroepen

Voor deze groep is dus bij bekende fosfaatbelastingen vrij nauwkeurig de bedekking te voorspellen. Deze kennis kan gebruikt worden om te schatten hoe effectief beheersmaatregelen ten aanzien van de duininfiltratie kunnen uitwerken op de samenstelling van de oevervegetaties.

#### 6.4.4. Defosfatering en oevervegetatie

In hoofdstuk 1 wordt vermeld dat duininfiltratie ten behoeve van drinkwatervoorziening tot dusverre sterk verruigde oevervegetaties met zich meebrengt, zowel in infiltratieplassen als in de minder direct door infiltratie beïnvloede kwelplassen. Het hier beschreven onderzoek is opgezet om na te gaan in hoeverre beheersmaatregelen deze verruiging kunnen terugdringen of zelfs elimineren. Op grond van de in dit hoofdstuk gegeven onderzoeksresultaten en ook van de in de hoofdstukken 4 en 5 vermelde bevindingen lijkt een van de meest belovende maatregelen hiertoe het drastisch reduceren van de fosfaatconcentratie in het geïnfiltreerde water. De-

ze maatregel, die uit waterwintechnische overwegingen al veel wordt toegepast, is bovendien veel gemakkelijker uit te voeren dan het omlaag brengen van de nutriëntbelasting door verlaging van de kalium- en stikstofconcentraties. Uit waterwintechnisch oogpunt lijkt de resterende mogelijkheid tot verlaging van de nutriëntbelasting, namelijk sterke verlaging van de infiltratiesnelheid (en daarmee van waterproduktiekapaciteit) niet akseptabel.

De in tabel 32 gegeven vergelijkingen bieden de mogelijkheid om de bedekking van de soortengroep R 20 te voorspellen bij verlaging van de fosfaatconcentratie van het infiltratiewater onder aanname dat de mineralisatie en de nalevering van de nutriënten door de bodem hetzelfde blijft. Voor de onder invloed van infiltratie staande monsterpunten werd nagegaan hoe soortengroep R 20 zal reageren op verlaging van het orthofosfaat-gehalte tot het lage niveau van het in het Noordhollands Duinreservaat geïnfiltreerde water ( $0,03 \text{ mg P.P.O}_4^{3-} / \text{l}$ ) en op de theoretische totale verwijdering van fosfaat ( $0,00 \text{ mg P.P.O}_4^{3-} / \text{l}$ ). Tabel 33 geeft de uitkomsten van deze analyse.

TABEL 33. Verwachting van de totale bedekking door de soorten van de oekologische groep R 20 bij defosfatering van het infiltratiewater

monsterpunt ')	fluxdichtheid grondwater (m / dag)	totale bedekking (%) door de R 20 soorten gemeten ")	
		verwachting bij :	
		$0,03 \text{ mg P.P.O}_4^{3-} / \text{l}$	$0,00 \text{ mg P.P.O}_4^{3-} / \text{l}$
17	0,17	51	10
14	0,63	107	36
15	0,11	98	10
16	0,11	83	3
20	0,51	33	10

') nummering als in tabel 5.1

") meting bij actuele orthofosfaatconcentraties  $0,045$  tot  $0,89 \text{ mg P.P.O}_4^{3-} / \text{l}$

Defosfatering lijkt de totale bedekking van de onder R 20 samengebrachte ruigtesoorten dus met 30 tot zelfs ruim 90% omlaag te kunnen brengen.

#### 6.4.5. Samenvatting van de resultaten

1. Er kon een positieve statistische korrelatie worden aangetoond tussen het gehalte organische stof in de bodem en de mate van verruiging (vastgesteld op basis van een groep van 20 indikatiesoorten) in niet door infiltratie beïnvloede duingebieden. In geïnfiltreerde duinen is dit verband niet aangetoond.
2. Het gehalte organische stof in de bodem vertoont een duidelijke positieve statistische korrelatie met de (via broedproeven bepaalde) netto mineralisatie van fosfaat en kalium en niet met die van stikstof.
3. Van drie oekologische soortengroepen, onderscheiden op grond van autoekologische indikaties en verspreiding, vertoonde vooral de groep van 20 plantesoorten duidelijk positieve statistische korrelaties met de gemeten parameters van de nutriëntvoorziening.
4. In de bestudeerde duingebieden bieden de parameters van nutriëntvoorziening die uitgaan van fosfaat veel duidelijker statistische korrelaties dan de parameters op grond van twee andere makronutriënten (kalium en stikstof). Van de fosfaatparameters gaf de externe belasting via grondwaterstroming een betere verklaring van de vegetatieverruiging dan de interne belasting ("netto mineralisatie").
5. Op basis van de gevonden relaties tussen fosfaatbelasting en vegetatieverruiging kon een voorspelling worden gedaan over het terugdringen van de vegetatieverruiging door defosfatering van het bij duininfiltratie ingebrachte water.

## 6.5. Diskussie

We gaan in op de interpretatie van deze resultaten ten aanzien van achtereenvolgens de volgende onderwerpen : tijdsfactoren en niet gemeten oekologische parameters, het bestudeerde trajekt van de externe belasting en tenslotte de groeilimiterende nutriënt.

### 6.5.1. De tijdsdimensie, andere factoren, meetfouten

Het beschreven onderzoek betreft een momentopname, een vergelijking van 20 monsterpunten in de ruimte. Het statistisch gezien kleine aantal monsterpunten vereist voorzichtigheid bij de interpretatie van de resultaten. Het is bijvoorbeeld moeilijk om deze momentopname naar de tijdsdimensies van de hierbij van belang zijnde gekompliceerde processen te vertalen. Zo kan de mate van vegetatieverruiging als een proces in de tijd worden beschreven (VAN DER WERF, 1974 ; LONDO, 1975) en speelt de ouderdom van humus een belangrijke rol in de mineraliseerbaarheid ervan (ELLENBERG, 1964 ; ZÖTTL, 1960 ; SCHÖNHAR, 1955). Wat betreft de tijdsdimensie houden alle proefvlakken onder invloed van infiltratie situaties in waarbij de suksessie van de vochtige vegetaties ruim 20 jaar besloeg. Alleen het Noordhollands Duinreservaat omvatte proefvlakken met een kortere suksessieduur. Op grond van waarnemingen aan infiltratieplasoevers elders (zie hoofdstuk 2) valt aan te nemen dat zich in twintig jaar een redelijk stabiele evenwichtssituatie in de vegetatie heeft ingesteld.

De onderzochte relaties worden mede bepaald door pH, vocht- en kalkgehalte, C/N-ratio, zuurstofgehalte e.d. met hun directe en indirecte effecten op de mineralisatie en de vegetatie (GROOTJANS, 1975 ; BAKKER et al., 1979 ; ELLENBERG, 1964). De hoge significanties bij de multipale regressieanalyse (zie tabel 31) maken echter aannemelijk dat deze fakto-

ren te verwaarlozen zijn ten opzichte van de onderzochte parameters. De kans dat de waargenomen multipele korrelaties te wijten zouden zijn aan steekproeffluctuaties of meetfouten lijkt eveneens op grond van de gevonden significanties verwaarloosbaar klein.

De meetfout van bodemnutriënten en mineralisatie werd geschat door de vijf afzonderlijke grondmonsters die steeds tot één mengmonster werden gekombineerd, apart te analyseren. De waarden der afzonderlijke monsters binnen de proefvlakken varieerden bijvoorbeeld met standaarddeviaties ten opzichte van het gemiddelde van gemiddeld 17 % (maximaal 26 %) voor bodemnitraat en van gemiddeld 31 % (maximaal 48 %) voor ammonium in de bodem. De variatie was het hoogst bij grondmonsters met een hoog gehalte aan organische stof. Uit bovenvermelde hoge F-ratio's bij de multipele regressieanalyse lijkt deze hoge interne variatie nauwelijks van invloed op het resultaat ; de variatie tussen de verschillende monsterpunten was voldoende om de meetfout-ruis te elimineren.

Een andere mogelijke foutenbron bij de resultaten is het niet geheel voldoen van het basismateriaal aan de wiskundige voorwaarden van de multipele regressieanalyse. Met name geldt dit voor het normaal verdeeld zijn van de parameterwaarden. Diverse transformaties (o.a. de logit-functie van de afhankelijke variabelen) om een betere normale verdeling te verkrijgen, leverden echter nauwelijks verschillen op met de resultaten op basis van niet getransformeerde waarden. Er zijn daarom uiteindelijk geen transformaties toegepast.

De hoog significante resultaten lijken tenslotte de keuze voor de mineralisatiebepaling door middel van broedproeven (zie paragraaf 6.3.3.) te rechtvaardigen. De veldwaarnemingen vertonen geen significante positieve korrelaties met de broedproefwaarden ; alleen voor stikstof is er sprake van een juist niet significante trend van een positieve korrelatie. De veldwaarnemingen zijn daarom niet in de Resultaten gepresenteerd.

### 6.5.2. Het bestudeerde traject van de externe belasting

De 20 verrichte bemonsteringen resulteerden in de konklusie dat de externe belasting van fosfaat een heel goede verklaring biedt voor de mate van vegetatieverruiging. Het fosfaat-aanbod via mineralisatie biedt een aanvullende verklaring. Hierbij dient bedacht te worden dat voor het integrale materiaal het bestudeerde traject van de externe nutriëntbelasting onnatuurlijk groot was door de sterk verhoogde stroomsnelheden en nutriëntkoncentraties van het grondwater bij duininfiltratie. Het in figuur 30 gepresenteerde relatiemodel impliceert dat bij een natuurlijke lage belasting de verruigingsintensiteit sterk samen moet hangen met de intensiteit van de mineralisatie ter plaatse.

Om na te gaan of deze veronderstelling opgaat, werd het materiaal opgesplitst in de wel en niet door duininfiltratie beïnvloede monsterpunten en werden de afzonderlijke groepen via multipiele regressie geanalyseerd. Het resultaat van deze analyse waarbij alle in tabel 31 opgegeven variabelen meededen, is vermeld in tabel 34.

De soortengroepen R 20 en R 6 leveren in beide gevallen een significant resultaat op. De resultaten van tabel 34 zijn konform het in figuur 30 gegeven model : onder natuurlijke omstandigheden met lage externe belastingen wordt de ruigtegraad vooral door nutriëntaanbod vanuit mineralisatie verklaard.

Uit dit resultaat blijkt de verklaarde variantie per faktor erg afhankelijk van het traject waarover die faktor (of een belangrijke andere faktor) is bestudeerd. In dit geval blijken de lage waarden van de externe fosfaatbelasting geen verklaring meer te bieden voor de vegetatieverruiging. Dit is in overeenstemming met de in hoofdstuk 4 vermelde bevindingen die aantoonde dat de vegetatieverruiging (aldaar gedefinieerd als de totale bedekking van oekologische soortengroep R 6) bij lage externe fosfaatbelasting een zeer grote



spreiding vertoont terwijl hoge externe belastingen steeds gesommeerde bedekkingen van de R 6-soorten van circa 100 % inhouden.

TABEL 34. Resultaten van multipele regressieanalyse van oekologische soortengroepen en nutriëntbelastingen op de afzonderlijke groepen monsterpunten met en zonder infiltratieinvloed

A. Wél invloed van infiltratie (n = 7)

oekologische soortengroep	verklarende onafhankelijke	verklaarde variantie	signifikantie F-ratio
R 20	externe fosfaatbelasting	73 %	0,0198
R 53	-	-	
R 6	externe fosfaatbelasting	72 %	0,0207

B. Géén invloed van infiltratie (n = 13)

oekologische soortengroep	verklarende onafhankelijke variabele	verklaarde variantie	signifikantie F-ratio
R 20	interne fosfaatbelasting	83 %	0,0001
R 53	-	-	
R 6	interne stikstofbelasting	54 %	0,0059

6.5.3. De groei limiterende makronutriënt

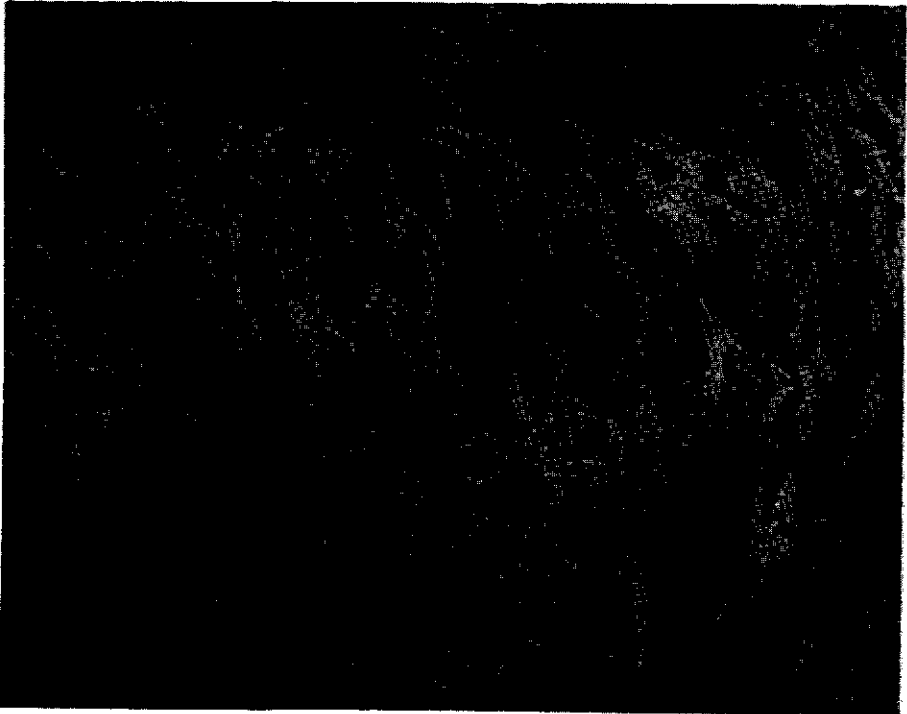
Tot slot dient te worden opgemerkt dat uit de resultaten kan worden afgeleid dat bij het onderzoek naar de nutriëntvoorziening van de vegetatie de aandacht meestal te sterk lijkt te zijn gericht op het stikstofaanbod. Niet alleen het hier beschreven onderzoek, maar ook de in de hoofdstukken 4 en 5 vermelde resultaten maken duidelijk dat het aanbod van fosfaat en kalium beter met de parameters van vegetatieverruiging correleert dan het aanbod van stikstof. Dit doet verwachten dat het aanbod van stikstof niet beperkend is ten opzichte van het aanbod van minstens één van beide andere makronutriënten.

Een mogelijkheid om globaal na te gaan welk nutriënt beperkend is, wordt geboden door het vergelijken van de onderlinge verhoudingen van de nutriënten in het aanbod en in de biomassa (zie ook de paragrafen 4.5.2b en 5.4.3). Op grond van de aangetoonde relaties met de verzuigingsgraad is te verwachten dat de N : P -ratio en de N : K -ratio van de belasting in het algemeen hoger zijn dan deze ratio's van de biomassa. Uit een vergelijking van de jaargemiddelde externe belastingen en incidenteel gemeten interne belastingen (zie tabel 29) met metingen van de hoeveelheden nutriënten in de bovengrondse biomassa blijkt deze verwachting echter nauwelijks op te gaan. Het kalium is in het algemeen in dusdanig grote hoeveelheid in het grondwater aanwezig dat hiervan geen groeibepalende invloed kan worden verwacht. Wat betreft het fosfaat bedraagt de N : P -ratio in de biomassa van de onderzochte vegetatie 8 : 1 tot 30 : 1, terwijl de N : P -ratio van de belastingen slechts in weinig monsterpunten hoger is dan deze waarden. Dit lijkt een dominerende groeibepalende werking van het fosfaataanbod tegen te spreken. Mogelijke verklaringen van deze onderlinge strijdigheid van onderzoeksresultaten zijn een sterke adsorptie van fosfaat aan bodemdeeltjes vóór het de wortels van de oeverplanten bereikt of een relatief slechte opneembaarheid van het fosfaat door de wortels. Een andere mogelijkheid is dat de N : P -ratio van de totale biomassa lager is dan de vermelde waarden voor de bovengrondse plantedelen door sterke fosfaatopslag in de ondergrondse plantedelen. Ter wille van een beter fundamenteel begrip van de relaties tussen nutriëntbelasting en oevervegetatie is daarom aanvullend experimenteel onderzoek naar de processen in het grondwater tijdens infiltratie en doorstroming van de oever gewenst, evenals naar de mineralisatie en naar de nutriënthuishouding van de oevervegetatie.

Dit aanvullend onderzoek is echter niet nodig om nu al maatregelen te kunnen treffen bij het beheer van geïnfiltreerde duingebieden. Op grond van zowel de resultaten van de multipale regressieanalyse als van de in de hoofdstukken 4 en 5

vermelde bevindingen lijkt de bruto fosfaatbelasting steeds bepalend ten opzichte van andere bruto nutriëntbelastingen. Manipulatie van de fosfaatconcentratie biedt daarom een redelijk perspectief om de meest extreme verruiging van de oevervegetaties terug te dringen.

Indien de resultaten van dit hoofdstuk worden gekombineerd met die van de voorgaande hoofdstukken, dan lijken de mogelijkheden om de authentieke vochtige-duinvalleivegetaties terug te krijgen in hun oorspronkelijke rijkdom en voorkomen, echter zeer beperkt. De enige reële mogelijkheid lijkt te worden geboden door alternatieve waterwinmethoden zoals onder andere aangegeven door UDO DE HAES et al. (1980) en ANONYMUS (1983), waarbij het oorspronkelijke hydrologische regime van het bovenwater in het duingebied kan herstellen.



*Dichte vegetatie van Duinriet (Calamagrostis epigejos). In gefiltreerd duingebied een indicatie van niet te hoge stroomsnelheden van het infiltrerende water, dus van een relatief lage externe nutriëntbelasting. In niet gefiltreerd duingebied een aanwijzing voor verhoogde mineralisatie van de humus in de bodem.*

## 7. LITERATUUR

Achter elke referentie is tussen haakjes vermeld welk(e) hoofdstuk(ken) dit betreft. De voor de bijlagen 8.1 en 8.2 gebruikte referenties zijn onder hoofdstuk 1 vermeld.

- Allen, S.E., 1974. Chemical analysis of ecological materials. Blackwells, Oxford. (4)
- Anonymus, 1972 - 1978. Jaarverslagen van Gemeentewaterleidingen van Amsterdam, Leidse Duinwater Mij., Duinwaterleiding van 's Gravenhage, Westlandse Drinkwaterleiding Mij.. (3)
- Anonymus, 1983. Eindrapport Integraal Onderzoek Drinkwatervoorziening Zuid-Holland. Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening / Provinciale Waterstaat Zuid-Holland. (6)
- Arnolds, E.J.M., & R. van der Meijden, 1976. Standaardlijst van de Nederlandse flora 1975. Rijksherbarium Leiden. (4, 5)
- Bakker, T.W.M., 1981. Nederlandse kustduinen ; Geohydrologie. Diss., Wageningen. (1, 3, 5, 6)
- Bakker, T.W.M. & H.W.J. van Dijk, 1982. Duininfiltratie : Invloed op de voedingsstoffenbalans. Duin 6, 3, 26 - 31. (2, 3)
- Bakker, T.W.M., J.A. Klijn & F.J. van Zadelhoff, 1979. Duinen en duinvalleien. Pudoc, Wageningen. (1, 3, 6)
- Becking, D., 1974. Vervuiling van het zandpakket bij infiltratie. 2 pp. & bijl. Intern rapport Gemeentewaterleidingen van Amsterdam. (3)
- Beek, J., 1979. Phosphate retention by soil in relation to waste disposal. Diss., Wageningen. (3)
- Beukeboom, Th.J., 1976. Hydrology of the Frisian Islands. Diss., Amsterdam. (3)
- Bhat, K.K.S. & P.H. Nye, 1973. Diffusion of phosphate to plant roots in soil (I). Plant Soil 38, 1, 161 - 175. (4)
- Birch, H.F., 1964. Mineralization of plant nitrogen following alternate wet and dry condition. Plant and Soil XX, 1, 43 - 50. (1)
- Boerboom, J.H.A., 1958. Wijzigingen in flora en vegetatie der Haagse duinen ten gevolge van de bevloeiing met rivierwater. De Levende Natuur 61, 25 - 31. (1)
- Boerboom, J.H.A., 1960. De huidige begroeiing in en rond de duinmeren bij Den Haag. De Levende Natuur 63, 32 - 43. (1, 5)
- Bol, J., C. Brauch, D. van Dijk, M. ten Raa & K. Vertegaal, 1977. Verslag projektgroep Duinwaterwinning. Vakgroep Milieubiologie, Leiden. (1, 2, 5, 6)
- Brinkman, F.J.J., en anderen, 1976. Gezond drinkwater. Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening, Den Haag. (1)
- Brinkman, F.J.J., 1978. Meetnet regenwaterkwaliteit. H2O 11, 21, 474 - 477. (3)

- Carrière, J.E., 1929. De waterleidingen in vele gevallen het behoud van onze duinen. De Levende Natuur 34, 126 - 135 ; 161 - 173. (1, 3)
- Dijk, H.W.J. van -, 1977. Waterwinning ; invloeden van waterkwaliteit en waterstandsfluctuaties op flora en vegetatie. In Nota Stichting Duinbehoud. 13 pp. (5)
- Dijk, H.W.J. van -, 1977 a. Onderzoek naar directe en indirecte oekologische effecten van oppervlaktewaterinfiltratie in de duinen op de spontane kruidenvegetatie. 18 pp. Vakgroep Milieubiologie, Rijksuniversiteit Leiden. (3)
- Dijk, H.W.J. van -, 1977 b. Waterwinning : invloeden van waterkwaliteit en waterstandsschommelingen op flora en vegetatie. 13 pp. Verslag lezing op studiedag "Berkheide : duingebied onder invloed van recreatie en waterwinning" (22-10-'78). (3)
- Dijk, H.W.J. van -, 1978. Duininfiltratie in Zuid-Holland ; planologische inpassing of alternatieven ? Duin 1, 3/4, 11 - 13. (1)
- Dijk, H.W.J. van -, 1982. Invloeden van waterwinning door duininfiltratie op de vegetatie. Rapport Vakgroep Milieubiologie, Leiden. (1, 2, 4, 5)
- Dijk, H.W.J. van -, 1982 a. Eutrofiëring van grond- en oppervlaktewater in de duinen ten gevolge van infiltratie voor waterwinning. p. 65 -113 in : Invloeden van waterwinning door duininfiltratie op de vegetatie. Rapport Vakgroep Milieubiologie, Rijksuniversiteit Leiden. (3)
- Dijk, H.W.J. van -, 1982 b. Nutriëntenconcentraties in grond- en kwelwater onder invloed van infiltratie. 29 pp. + 4 bijlagen. In : Eutrofiëring van grond- en oppervlaktewater in de duinen ten gevolge van infiltratie voor waterwinning. Rapport Vakgroep Milieubiologie, Rijksuniversiteit Leiden. (3)
- Dijk, H.W.J. van -, 1983. Duininfiltratie : Invloed op de concentratie van opgeloste voedingsstoffen. Duin 6, 4, 17 - 23. (3)
- Dijk, H.W.J. van -, i.p. Eutrophication of a coastal dune biotope by infiltration with river water. Manuskript. (3)
- Dijk, H.W.J. van -, & T.W.M. Bakker, 1982. De input van nutriënten met en zonder infiltratie. 19 pp. In : Eutrofiëring van grond- en oppervlaktewater in de duinen ten gevolge van infiltratie door waterwinning. Rapport Vakgroep Milieubiologie, Rijksuniversiteit Leiden. (3)
- Dijk, H.W.J. van -, & M. Janssen, 1980. Eutrofiëring van oevervegetaties in geïnfiltreerde duinen. Duin 3, 4, 11 - 20. (3, 4)
- Dijk, H.W.J. van -, & J.A. Meltzer, 1981. Hydrobiologie van natuurlijke duinmeren : een kommentaar. H2O 14, 23, 564 - 567. (3, 5, 6)
- Dijk, H.W.J. van -, M. Noordervliet & A.J. van Strien, 1982. Duinwaterwinning, milieu-effecten en alternatieven. Natuur en Milieu 82, 5, 12 - 19. (1, 2, 6)
- Dijk, H.W.J. van -, G. van Ommening, J. Runhaar, A.H.P.M. Salman & C.T.M. Vertegaal, 1977. De invloed van waterwinning op de oekologie van de duinen. Notitie Vakgroep

- Milieubiologie, Leiden. (1, 3)
- Dijk, H.W.J. van -, G. van Ommering, J. Runhaar, A.H.P.M. Salman & C.T.M. Vertegaal, 1978. Invloed waterwinning op natuurlijk duinmilieu. *Natuur en Milieu* 78, 1, 3 - 11. (1)
- Ellenberg, H., 1952. Auswirkungen der Grundwassersenkung auf die Wiesengesellschaften am Seitenkanal westlich Braunschweig. *Angew. Pfl. Soziol.* 6, 1 - 46. (6)
- Ellenberg, H., 1964. Stickstoff als Standortfaktor. *Berichte Deutsche Bot. Ges.* 77, 82 - 92. (5, 6)
- Ellenberg, H., 1979. Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobotanica IX*, Göttingen. (1, 2, 4, 5, 6)
- Ellenberg, H., 1978. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. E. Ulmer, Stuttgart. (4)
- Frevert, R.K., & D. Kirkham, 1951. A field method for measuring the permeability of soil below a water table. *Highway research Board Proc.*, 18, 433 - 442. (4)
- Frissel, M.J., (ed.), 1978. *Cycling of mineral nutrients in agricultural ecosystems*. Elsevier, Amsterdam. (4)
- Gerlach, A., 1973. Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Stickstoffnettomineralisation. *Scripta Geobotanica V*, Göttingen. (6)
- Gerlach, A., 1978. Zur Bestimmung der Stickstoff- Netto mineralisation in mehr oder minder nassen Böden. *Oecologica Plantarum* 13 (2), 163 - 175. (6)
- Grime, J.P., 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. J. Wiley, Chichester. (1, 5)
- Groot, W.T. de -, 1981. Het gedrag van fosfaat bij duininfiltratie. *H2O* 14, 7, 152 - 158. (3)
- Groot, W.T. de -, & T. Hakbijl, 1978. De buismethode voor het bepalen van de permeabiliteit van de bodem in het veld. In : *Duinwaterwinning en alternatieven*. Mededeling nr. 3, Centrum voor Milieukunde, Leiden. (4)
- Grootjans, A., 1975. De invloed van grondwaterstands daling op de vegetatie in natuurlijke gebieden. *Rapport P.P.D. Drente*. (3, 6)
- Hezewijk, M.J. van -, 1984. De invloeden van duininfiltratie op de vegetatie van kwelplassen in Meijendel. Intern rapport nr. 160 van het Hugo de Vries-Laboratorium, Universiteit van Amsterdam (Vakgroep Palynologie, (Paleo-)oekologie en Vegetatiekunde) / Verslag Vakgroep Milieubiologie, Rijksuniversiteit Leiden. (2, 3, 6)
- Hoekstra, A.C., 1973. Suksessie van groeivormen en soorten van macrophytenvegetaties in de infiltratiepannen van het waterwingebied van de Duinwaterleiding van 's Gravenhage. 10 pp. & bijlagen. (3)
- Houba, V.J.G., & J. van Schouwenberg, I. Walinga & I. Novozanski, 1971. *Soil Analysis. II. Methods of analysis of soils*. Landbouwhogeschool Wageningen. (6)
- Houba, V.J.C., & J. van Schouwenberg, I. Walinga & I. Novozanski, 1979. *Soil analysis*. Landbouwhogeschool Wageningen. (6)
- Hosper, S.H., 1978. De ontwikkeling van richtlijnen voor fosfaatconcentratie en fosfaatbelasting voor Nederlandse wateren. *H2O* 11, 15, 329 - 335. (3)

- Hull, C.H., & N.H. Nie (editors), 1981. Statistical Package for the Social Sciences (SPSS) ; Update 7 - 9. New procedures and facilities for releases 7 - 9. (6)
- Huyboom, V.S., 1974. Overbruggingsvermogen Haagse duinwaterwinplaats. Rapport Vakgroep Civiele Gezondheidstechniek, Technische Hogeschool Delft. (4)
- Jonge, D. de -, & P. van 't Sant, 1976. Onderzoek naar de waterkwaliteit van enige plassen in het duingebied Berkheide. Verslag Vakgroep Milieubiologie, Rijksuniversiteit Leiden. (3)
- Kovács, M., 1969. Pflanzenarten und Pflanzengesellschaften als Anzeiger der Bodenstickstoff. Acta Bot. Scient. Hung. 15, 101 - 118. (5, 6)
- Laan, D. van der -, 1979. Spatial and temporal variation in the vegetation of dune slacks in relation to the ground water régime. Vegetatio 39, 1, 43 - 51. (1, 4)
- Le Cosquino de Bussy, I.J., 1959. Verslag van een limnologisch onderzoek in een poeltje in de duinen van Meijndel ('s Gravenhage). 11 pp. & bijl. TNO-rapport nr. A 15. (3)
- Leentvaar, P., 1963. Dune waters in the Netherlands. 1. Quakjeswater, Breede Water en Vogelmeer. Acta Bot. Neerl. 12, 489 - 520. (3, 5)
- Leentvaar, P., 1967. Duinmeren. II. Zwanewater, Muy, Oerd en van Hunenplak. Biol. Jaarboek Dodonea 35, 228 - 267. (3, 5)
- Leentvaar, P., 1981. Hydrobiologie van natuurlijke duinmeren. H2O 14, 9, 188 - 191. (3, 5)
- Lindenbergh, P.C., 1941. Bijdrage tot oordeelkundig beheer van het duinwaterkapitaal. Diss., Leiden. (4)
- Lips, H.J.M., B. Bulten, J. van Puffelen, 1969. Kwaliteitsverandering bij infiltratie in de duinen. 26 pp. & bijl. Rapport van de Werkgroep Infiltratie van Rivierwater in de Duinen (WIRDU). (3)
- Londo, G., 1966 a. Veranderingen in flora en vegetatie van het Lekwater-infiltratiegebied in de duinen bij Zandvoort. De Levende Natuur 69,6, 121 - 129. (1, 2, 4)
- Londo, G., 1966(b). De huidige flora van het infiltratiegebied bij Zandvoort in vergelijking met andere natte duinvalleien in heden en verleden. De Levende Natuur 69, 7/8, 145 - 151. (1, 2, 4, 5)
- Londo, G., 1971. Patroon en proces in duinvalleivegetaties langs een gegraven meer in de Kennemerduinen. Diss., Nijmegen. (1, 3, 4)
- Londo, G., 1975(a). Infiltreren is nivelleren. De Levende Natuur 78, 74 - 79. (1, 2, 4, 5, 6)
- Londo, G., 1975 a. Nederlandse lijst van hydro-, freato- en afreatofyten. Rapport Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum. (1)
- Londo, G., 1975 a/b. De decimale schaal voor vegetatiekundige opnamen van permanente kwadraten. Gorteria VII, 101 - 106. (a in 4, b in 5 en 6)
- Londo, G., 1975 b. Opgang en afgang van een duinmeer. De Levende Natuur 78, 263 - 271. (1)

- Londo, G., 1976. De ecologische gevolgen van waterwinning en infiltratie van oppervlaktewater in de duinen. 9 pp. Rapport Staatsbosbeheer / R.I.N. (3)
- Londo, G., 1978. Een instructieve heemtuin op natuurlijke basis. In : Vijftig jaar in Thijsses Hof. Thieme, Zutphen. (4)
- Loneragan, J.F., & C.J. Asher, 1967. Response of plants to phosphate concentration in solution culture. II. Rate of phosphate absorption and its relation to growth. Soil Sci. 103, 311 - 318. (4, 5)
- Maarel, E. van der -, 1976. De winning en aanvulling van grondwater ; ecologische gevolgen. H2O 9, 26, 533 - 542. (1)
- Meulen, F. van der -, 1982. Vegetation changes and water catchment in a Dutch coastal dune area. Biological Conservation 24, 305 - 316. (1, 6)
- Meyer, F.H., 1957. Über Wasser- und Stickstoffhaushalt der Röhrichte und Wiesen im Elballuvium bei Hamburg. Mitt. Staatsinst. f. Alg. Botanik, XI, 137 - 204. (5, 6)
- Mueller Dombois, D. & H. Ellenberg, 1974. Aims and methods of vegetation ecology. J. Wiley, New York. (1, 4, 5, 6)
- Nieuwerkerken, E.J. van -, & J. van Tol, 1978. Meijndel als milieu voor waterorganismen. Bijdragen tot de faunistiek van Nederland 5. Zoölogische Bijdragen nr. 23, 38 - 70. (3)
- Nye, P.H., & Tinker, 1977. Solute movement in the soil-root system. 342 pp., Oxford. (2, 3)
- Olsson, H., 1974. Studies on South Swedish sand vegetation. Diss., Uppsala. Acta Phytogeographica Suecica 60. (1, 5)
- Olsen, S.R., C.V. Cole, F.S. Watanabe & L.A. Dean, 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium carbonate. U.S. Dep. Agr. Circ. 939. (3)
- Ommering, G. van -, 1981. Onderzoek naar de invloeden van duininfiltratie op de vegetaties van freatofyten in kwelgebieden in Berkheide. Verslag Vakgroep Milieubiologie, Rijksuniversiteit Leiden. (2, 3, 6)
- Oosterhoud, E. van -, C.G. Janze, W.T. de Groot & H.W.J. van Dijk, 1982. Fosfaat en duininfiltratie : een experimentele benadering. H2O 15, 18, 497 - 502. (3, 4, 5)
- Pigott, C.D. & K.Taylor, 1964. The distribution of some woodland herbs in relation to the supply of nitrogen and phosphorus in the soil. Journal of ecology 52, 175 - 185. (1)
- Puffelen, J. van -, 1971. Aanvulling van het WIRDU-rapport over de kwaliteitsveranderingen van rivierwater tijdens infiltratie in de duinen. Rapport Duinwaterleiding van 's Gravenhage. (3)
- Puffelen, J. van -, 1979. Berging van oppervlaktewater in de ondergrond H2O 12, 24, 537 - 548. (3)
- Ringelberg-Giesen, D., 1982. Onderzoek naar de invloeden van duininfiltratie op de vegetaties van freatofyten in kwelgebieden in de Luchterduinen (Amsterdamse Waterleidingduinen). Verslag Vakgroep Milieubiologie, Rijksuniversiteit Leiden. (2, 3)



- Rorison, I.H. (ed.), 1969. Ecological aspects of the mineral nutrition of plants. Blackwell, Oxford. (1, 5)
- Schmidt-van Dorp, A.D., 1978. Eutrofiëring van ondiepe meren in Rijnland (Holland). Diss., Utrecht. (3)
- Schönhar, S., 1955. Untersuchungen über das Mengenmäßige Auftreten von Nitrat- und Ammoniakstickstoff in Böden verschiedener Waldstandorte. Forstwissenschaftliches Zentralblatt 74, 129 - 146. (6)
- Schouwenburg, J. van -, & I. Walinga, 1978. Methods of analysis for plant material. Landbouwhogeschool Wageningen. (6)
- Seal, H., 1968. Multivariate statistical analysis for biologists. London. (6)
- Sleen, W.G.N., van -, 1912. Bijdrage tot de kennis der chemische samenstelling van het duinwater in verband met de geo-mineralogische gesteldheid van de bodem. Diss., Amsterdam. (3)
- Soest, J.L. van, 1929. Plantengeografische districten in Nederland. De Levende Natuur 33, 311 - 318. (5)
- Steenkamp, F.E.M., & W.T. de Groot, 1979. Nutriëntenbelasting van infiltratiegebieden. In : Waterwinning in de duinen - aantasting en regeneratiemogelijkheden van het abiotische milieu. p. 25 - 66 & bijl. Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit Leiden. (3)
- Steward, W.D.P., 1966. Nitrogen fixation in plants. London. (6)
- Udo de Haes., H.A., 1982. De gevolgen van waterwinning in de duinen. In : Wadden-duinen-delta (red. J.G. van Houten e.a.). p. 133 - 157. Pudoc Wageningen. (1)
- Udo de Haes, H.A., G.J. Baaijens & H.W.J. van Dijk, 1980. Drinkwaterwinning en natuurbehoud : conflicten en mogelijkheden tot integratie. H2O 13, 19, 441 - 449. (1, 6)
- Udo de Haes, H.A., & H.W.J. van Dijk, 1979. Dosis-effect-relaties tussen de waterwinning en het natuurlijk milieu in de duinen. Centrum voor Milieukunde, Leiden. Med.nr. 3/ Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening Leidschendam. (1, 2)
- Vermeulen, A.J., 1977. Emissieonderzoek met behulp van regenvarers : opzet, ervaringen, resultaten. Rapport Provinciale Waterstaat van Noord-Holland. (3)
- Visser, G., 1973. Chemische samenstelling, flora en fauna van binnendijks water op Terschelling, speciaal met betrekking tot duinplassen. Rapport R.I.N. (3)
- Vollenweider, R.A., 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Techn. Report O.E.C.D. Parijs DAS/CSI/68.27. (3)
- Vries, O. de -, & F.J.A. Dechering, 1960. Grondonderzoek. Meppel. (6)
- Vuyck, L., 1898. De plantengroei der duinen. Diss., Leiden. (1, 3, 5)
- Werf, S. van der -, 1974. Infiltratie : met water meer plant. In : Meijndel, duin-water-leven (red. N. Croin Michiel-

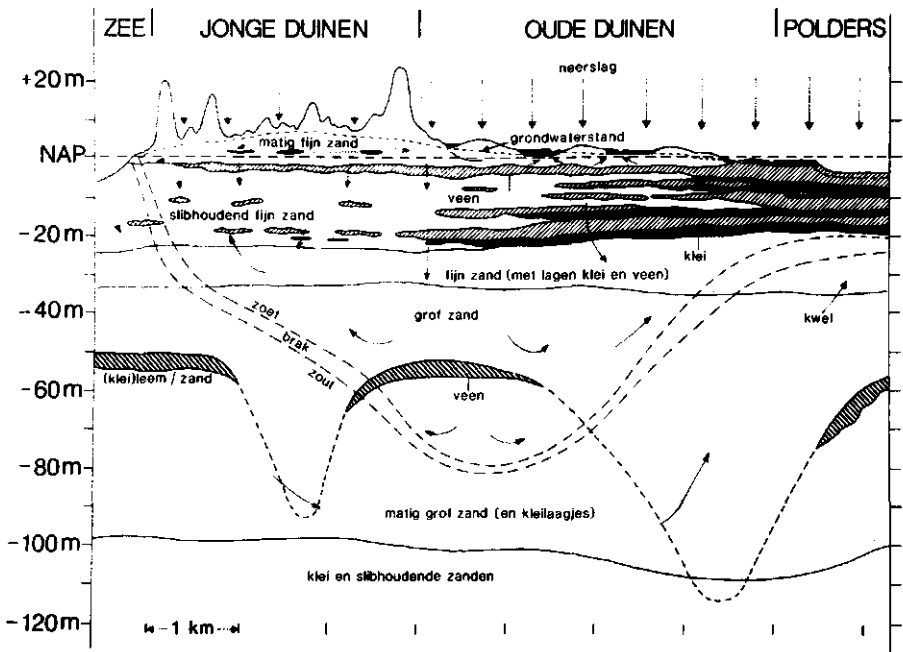
- sen). p. 226 -230. Den Haag/Baarn. (1, 2, 4, 6)
- Westhoff, V. e.a., 1970. Wilde planten, deel 1. Uitg. Ned. Ver.Behoud Natuurmonumenten. (3)
- Westhoff, V.E., & A.J. den Held, 1969. Plantengemeenschappen in Nederland. Thieme, Zutphen. (4)
- White, R.E., 1979. Introduction to the principles and practice of soil science. Wiley and Sons, New York. (6)
- Wijvekate, W.L., 1972. Verklarende statistiek. Utrecht/Antwerpen. (6)
- Willis, A.J., 1963. Braunton Burrows : The effects on the vegetation of the addition of mineral nutrients to the dune soils. *Journal of Ecology* 51, 353 - 374. (1, 3, 5)
- Zadelhoff, F.J. van -, 1981. Nederlandse kustduinen ; Geobotanie. Diss., Wageningen. (1)
- Zöttl, H., 1960. Dynamik der Stickstoffmineralisation in organischen Waldbodenmaterial. I. Beziehung zwischen Bruto-mineralisation und Nettomineralisation. *Plant and Soil* 13, 166 - 182. (6)
- Zwan, S. van der -, 1978. Onderzoek naar de relaties tussen de waterkwaliteit en de oevervegetatie van enkele kwelplassen in het duingebied tussen Katwijk en Wassenaar (Berkheide). Verslag Vakgroep Milieubiologie, Rijksuniversiteit Leiden. (2, 3)
- Noordervliet, M.A.W., 1978. Het aandeel van mineralisatie in de nutriëntvoorziening van oevervegetaties in geïnfilterde duingebieden. Verslag Vakgroep Milieubiologie, Rijksuniversiteit Leiden. (3)

## 8. BIJLAGEN

### 8.1. HISTORIE VAN DE DUINWATERWINNING

Het gebruik van Nederlandse duingebieden ten behoeve van de openbare drinkwatervoorziening van West-Nederland nam halverwege de vorige eeuw een aanvang. De eerste grootschalige duinwaterwinning vond vanaf 1853 plaats bij Vogelenzang ten behoeve van de openbare waterleiding van Amsterdam. Dit betreft de eerste openbare waterleiding in ons land. Tot dan was men hoofdzakelijk aangewezen op partikuliere winningen van grond- en oppervlaktewater. In West-Nederland is het grondwater van de polders vaak te zilt om te kunnen dienen als drinkwater. In Zuid-Holland is zelfs het zoete grondwater een slechte bron van drinkwater door ondermeer relatief erg hoge concentraties van mangaan en ammonium. Het oppervlaktewater, de andere bron van drinkwater, was in de eerste helft van de vorige eeuw vooral in de buurt van de grotere steden ernstig bakteriëel verontreinigd geraakt. Dit uitte zich onder andere in zware tyfus- en choleraëpidemieën. Vooral deze epidemieën waren de aanleiding tot het gebruik van duinwater als bron voor de openbare watervoorziening.

Een vrij aanzienlijke winning van duinwater bleek mogelijk doordat zich onder het in Nederland brede en hoge duinmassief een grote zoetwatervoorraad heeft gevormd onder invloed van het neerslagoverschot van honderden jaren. Hierbij is tevens van groot belang dat de ondergrond van de Nederlandse duinen -in tegenstelling tot bijvoorbeeld de Belgische- tot grote diepte goed doorlatend is. De voorraad van voor consumptie zeer geschikt duinwater drijft als een van boven afgeplatte lens op het zoute grondwater. Figuur 32 geeft een beeld van deze zoetwaterbel voor het duingebied Berkheide. Het zoete duinwater is van goede kwaliteit omdat er geen instroming van buiten de duinen plaatsvindt, het duinzand chemisch vrijwel inert is en de duinbodem relatief weinig organisch materiaal bevat.



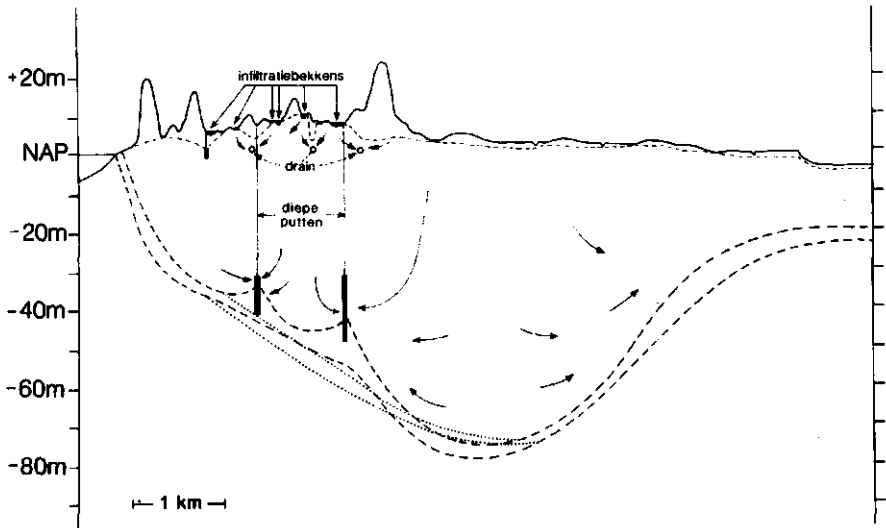
FIGUUR 32. Dwarsdoorsnede van het duingebied Berkheide ; de natuurlijke geohydrologische situatie

Na de eerste duinwaterwinningen (na Amsterdam volgde in 1856 Den Helder) duurde het tot 1874 voordat Den Haag in het duingebied Meijendel overging tot de aanleg van waterwinwerken. Leiden volgde in 1878 met een duinwaterleiding in het gebied Berkheide. Monster ging pas in 1923 over op duinwaterwinning (in de Westlandse duinen). Momenteel wordt er slechts in enkele van de Nederlandse duingebieden (delen van de waddeneilanden, Zwanewater en Voorne's duin) géén water gewonnen.

Duinwaterwinning is begonnen met de aanleg van toestroomvijvers en winningskanalen (prises d'eau) waarmee "bovenwater", het water van het bovenste watervoerende pakket, werd gewonnen. De hoeveelheid in het duingebied gewonnen water nam in de loop van de jaren sterk toe. Oorzaken hiervan waren vooral de toename van het aantal aansluitingen op het waterleidingnet en de uit-

breiding van de voorzieningsgebieden van de duinwaterleidingbedrijven. De winning ging in de verschillende gebieden dan ook gaandeweg de aanvulling door het neerslagoverschot overschrijden. Men ging daarop over tot verdergaande uitdieping, aanpassing en uitbreiding van winningsmiddelen. Bovendien ging men met diepe putten het water onder ondoorlatende lagen winnen. Bij deze winning van het "diepe water" werd uiteindelijk zelfs dusdanig ingeteerd op de zoetwaterbel dat plaatselijk het zoete water daaronder werd opgetrokken. Deze roofbouw op de duinwatervoorraad bedreigde niet alleen de duinwaterwinning zelf, maar dreigde door het slinken van de zoetwaterbel tevens tot verzilting van de achterliggende polders te leiden. Deze ontwikkelingen noopten tot nieuwe stappen. Er werd gekozen voor een kunstmatige aanvulling van de watervoorraad in de duinen met oppervlaktewater van elders. Deze aanvulling geschiedde via oppervlakte-infiltratie. Aanvankelijk werden voor infiltratie natuurlijke valleien geïnundeerd, later werden de infiltratiebekkens of -kanalen grotendeels of geheel gegraven. De allereerste duininfiltratie betrof het 's winters inunderen van een grote centrale duinvallei in Berkheide (1940). Pas omstreeks 1955 werd in een aantal dungebieden een grootschalig systeem van infiltratie- en winningsmiddelen aangelegd. De winning via putten of drainageleidingen is zodanig aangepast aan de infiltratiebekkens dat de verblijftijd van het infiltratiewater in de bodem één tot drie maanden bedraagt.

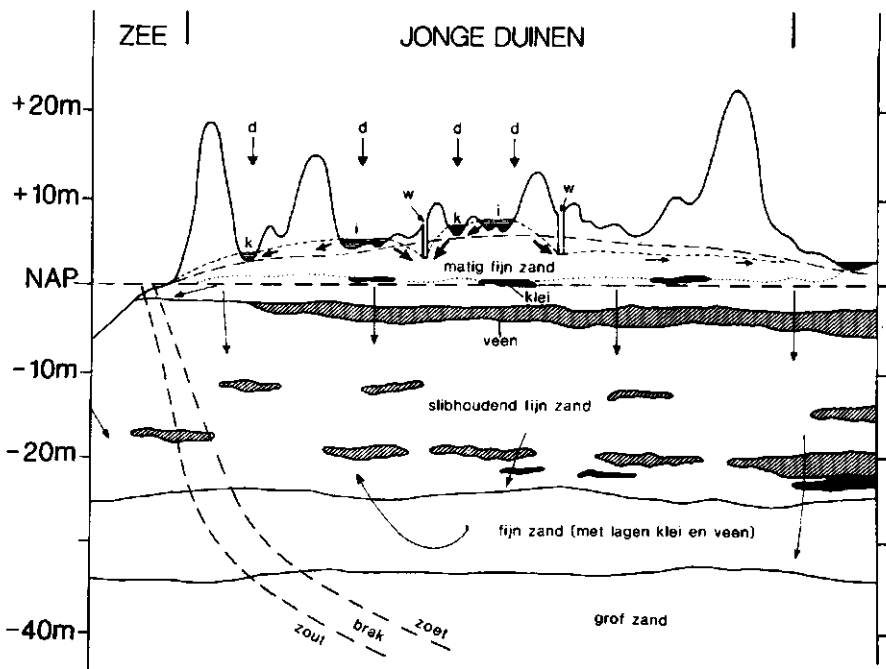
Wat betreft de vier in het onderzoek betrokken infiltratiegebieden werd in Meijndel in 1955 begonnen met duininfiltratie via gedeeltelijk gegraven bekkens. De infiltratie in de Amsterdamse Waterleidingduinen (Luchterduinen) die in 1957 startte, geschiedt via geheel gegraven bekkens. In de Westlandse duinen werd pas in 1970 overgegaan op infiltratie via lange rechte kanalen. Door de infiltratie is de waterstand van het bovenwater in de betreffende gebieden weer grotendeels hersteld terwijl ook de zoetwaterbel hier weer geleidelijk zijn oorspronkelijke omvang terugkrijgt. De figuren 33 en 34 geven hiervan een beeld.



FIGUUR 33. Dwarsdoorsnede van het duingebied Berkheide ; de geohydrologische situatie onder invloed van de waterwinning

(herstel zoetwaterbel : - - - - situatie omstreeks 1950 onder invloed van winning ; ..... situatie omstreeks 1970 onder invloed van oppervlakte-infiltratie)

Tijdens de doorstroming van het zandpakket tussen infiltratiebekkens en winningsmiddel worden mikroörganismen en chemische verontreinigingen gedeeltelijk uit het infiltratiewater verwijderd. Het infiltratiewater in Berkheide en in de Westlandse duinen wordt ontleend aan nabij gelegen boezemwater. In Meijendel en Amsterdamse Waterleidingduinen werd geïnfiltreerd met water uit de Lek. De waterkwaliteit van al deze bronnen is in de loop van de jaren sterk verslechterd. In 1976 is daarom in Meijendel overgegaan op infiltratie met sterk voorgezuiverd Maas-water. Door de zeer sterke toename van het waterverbruik na de jaren vijftig en verdere uitbreiding van de verzorgingsgebieden moest in genoemde duingebieden voortdurend sterke uitbreiding van het systeem van infiltratie- en winningsmiddelen plaatsvinden. Bij de intensivering van de duin-infiltratie werd voor de aanleg van de nieuwe bekkens en win-



FIGUUR 34. De grondwaterstand onder invloed van kunstmatige infiltratie en winning (aangegeven in een detail van figuur 32)

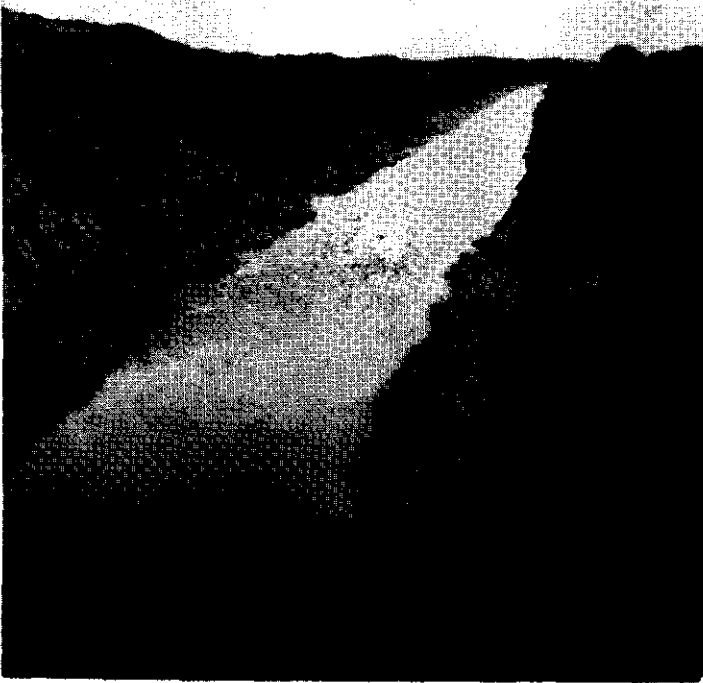
(oorspronkelijke zomerwaterstand (vóór 1870) : - - - - - ;  
 grondwaterstand bij duininfiltratie (1970) : ————— ;  
 d = duinvallei ; i = infiltratieplas ; k = kwelplas ; w = win-  
 ningsmiddel (put of drain) )

ningsmiddelen tot steeds grootschaliger vergraving van vaak hooggelegen duingebieden overgegaan.

Door de verslechterende kwaliteit van het ingepompte infiltratiewater kregen de duinwaterleidingbedrijven steeds meer problemen met een toenemende verstopping van bodems en oevers van de infiltratiebekkens, vooral als gevolg van sterke algenbloei. De meeste bedrijven zijn daarom inmiddels overgegaan tot een sterk verbeterde voorzuivering van het infiltratiewater, waarbij onder andere het fosfaatgehalte sterk is verlaagd. Ondanks deze verbeterde voorzuivering vereist het via duininfiltratie gezuiverde oppervlaktewater steeds meer nazuivering om tot een goede drinkwaterkwaliteit te komen. Deze nazuivering hield in

eerste instantie alleen langzame en snelle zandfiltrering in, maar is bij de meeste bedrijven nu uitgebreid met fysische en chemische stappen zoals toevoeging van actief kool, incidentele chlorering e.d..

In 1975 werd nog een zeer grote uitbreiding van de capaciteit van duininfiltratie voor de watervoorziening op korte termijn gewenst. Het Eerste Structuurschema Drink- en Industriewater-voorziening dat dat jaar uitkwam, ging uit van een verdrievoudiging van de waterproduktie door duininfiltratie in de Noord- en Zuidhollandse en Zeeuwse duinen tot het jaar 1990. Inmiddels zijn de prognoses van het waterverbruik in de nabije toekomst sterk verlaagd en staan alternatieven voor oppervlakkige duininfiltratie die zowel voor waterwinning als voor natuurbehoud gunstig lijken, sterk in de belangstelling (Tweede Structuurschema Drink- en Industriewatervoorziening, Integraal Onderzoek Drinkwatervoorziening Zuid-Holland (eindrapport : 1983) en Milieueffekt Rapportering Watervoorziening Zuid-Kennemerland).



*Het begin van de duinwaterwinning : lange rechte prises d'eau door de duinen (duinen bij De Zilk)*



## 8.2. GLOBALE BESCHRIJVING VAN NATUURLIJKE VOCHTIGE DUINVALLEIEN EN HUN VEGETATIE

Oorspronkelijke duingebieden worden in het algemeen gekenmerkt door een groot oppervlak aan vochtige duinvalleien. In de ongestoorde situatie besloegen deze valleien één derde tot de helft van het duingebied (BAKKER et al., 1979). Hiervan is een groot deel vrijwel vlak terrein, ontstaan door uitstuiving tot even boven de grondwaterstand in de zomer. 's Winters staan de meeste vochtige duinvalleien geheel blank, terwijl de bovengrond er in de zomer nog net vochtig is. Grondwatergebonden en grondwaterpreferente vegetaties kwamen dan ook oorspronkelijk over grote oppervlakten voor in het duingebied.

De vegetatie van de vochtige biotopen in de kustduinen wordt door veel oekologische factoren bepaald. LONDO (1971) en VAN ZADELHOFF (1982) vermelden als kenmerkend voor de biotopen van de vochtige duinvalleien het in het algemeen zeer lage trofieniveau, een gelijkmatige seizoensgebonden fluctuatie van het (grond)waterpeil van niet meer dan 3 tot 7 dm per jaar en het voornamelijk door uitstuiving ontstane reliëf. Door het samenspel van deze faktorkomplexen kunnen in de duinvalleien allerlei gradiëntsituaties ontstaan met potentieel erg soortenrijke en diverse vegetaties (VAN ZADELHOFF, 1982 ; VAN DER LAAN, 1979).

De vochtgebonden vegetaties van de duinvalleien omvatten talrijke zeldzame en elders in Nederland nauwelijks voorkomende plantesoorten. De plantengemeenschappen van de valleien zijn volgens hun afhankelijkheid van de grondwaterstand in te delen (LONDO, 1971) in vier gemeenschappen : vegetaties van open water (hydroserie), vegetaties van plaatsen die periodiek onder water staan (hygroserie), vegetaties gebonden aan vochtige standplaatsen die nooit onder water staan (mesoserie) en tenslotte de plantengemeenschappen buiten de invloedssfeer van het grondwater (xeroserie). Hiervan kunnen vooral de vegetaties van hygro- en mesoserie, onderzoeksobject in de hoofd-

stukken 2, 4, 5 en 6, een sterke interne differentiatie en een hoge diversiteit vertonen. De hoge diversiteit van de oorspronkelijke valleivegetaties kan gedeeltelijk worden verklaard uit de ruimtelijke differentiatie volgens een grotendeels ringvormige zonering van de plantengemeenschappen binnen de valleien. Deze zonering wordt bepaald door de afstand van maaiveld tot grondwater en de periode van droogstand in het zomerseizoen (LONDO, 1971 ; VAN DER LAAN, 1979). Vooral de lage vegetaties vertonen in het vochtige, zacht glooiende terrein een fijschalige zonering van plantesoorten en plantengemeenschappen. Hoogteverschillen van minder dan 10 cm kunnen hier duidelijk tot uitdrukking komen in de vegetatiesamenstelling, met name bij de vegetaties van hygro- en mesoserie (VAN DER MAAREL, 1976).

Naast de hoge diversiteit van de vochtige-duinvalleivegetaties is het van belang dat bijna 60 % van de vochtgebonden plantesoorten (phreatophyten) in Nederland vrijwel is uitgestorven, sterk is afgenomen of in de nabije toekomst ernstig bedreigd wordt (VAN DER MAAREL, 1976). De phreatophyten omvatten ruim één derde van onze inheemse flora (LONDO, 1975a). Het natuurbehoudbelang van het vochtige milieu als groeiplaats van de vegetatie blijkt verder uit het feit dat 43 van de in totaal 88 door WESTHOFF & DEN HELD (1975) onderscheiden vegetatieverbonden gebonden zijn aan de nabije aanwezigheid van grond- en oppervlaktewater (UDO DE HAES et al., 1980).

De differentiatie van de vochtige lage vegetaties in de duinen wordt behalve door voornoemde factoren -een regelmatige en niet te grote peilfluctuatie is samenhang met een zacht glooiend reliëf- van nature vooral bevorderd door de oorspronkelijke voedselarmoede van duinbodem en -water (LONDO, 1971 ; BAKKER et al., 1979). In de ongestoorde situatie levert de lage stroomsnelheid van het grondwater in combinatie met de lage nutriëntconcentratie daarin een heel lage nutriëntbelasting op voor de grondwaterafhankelijke vegetaties. Dat lage nutriëntenaanbod resulteert voor de vochtige-duinvalleisoorten in een

gemiddeld "stikstofgetal" (ELLENBERG, 1979) <sup>1)</sup> van circa 3,5 (naar VAN DER WERF, 1974). Veel in de vochtige duinvalleien oorspronkelijk algemene soorten als Oeverkruid, Waterdrieblad, Moeraswespenorchis, Parnassia, Waternavel en Knopbies hebben zelfs het laagste stikstofgetal 2.



*Vochtige duinvallei in noordelijk Wales (Newborough Warren) : situatie zoals ooit één derde van het Nederlandse duingebied was.*

<sup>1)</sup> Het stikstofgetal van ELLENBERG geeft per plantesoort de stikstof-, of meer in het algemeen de nutriëntbehoefte aan. Het getal varieert van 2 (extreem lage nutriëntbehoefte) tot 9 (vorkomend bij excessief groot nutriëntenaanbod). Een gemiddelde waarde van 3,5 duidt op een oligo- tot mesotrofe situatie.

BIJLAGE B.3.

TABEL 3. VEGETATIE VAN OEVERS VAN INFILTRATIEGEGULEN IN DE LUCHTERDUINEN (AMSTERDAMSE WATERLEIDINGDUINEN)

(WAARNEMINGEN 1977)

Aangegeven zijn de frequentie van voorkomen en van de meest voorkomende plantesoorten het bedekkingspercentage voor de soorten die op de oevers werden aangetroffen tussen de gemiddelde waterlijn en 5 dm daarboven. De plassen staan in volgorde van oplopende bedekking door *Urtica dioica*, de soorten in volgorde van frequentie.

geul nummer	38	40	30	3	23	27	29	32	21	22	15	20	6	24	totaal	
infiltratiegebied nummer	4	6	3	1	2	3	4	3	2	1	2	1	2			
ouderdom geul (jaren)	13	13	13	20	16	73	13	13	16	20	16	20	16	20	16	
aantal transekten	5	4	4	3	2	6	4	5	3	2	3	4	2		50	
gemiddeld aantal soorten/opname (10 m <sup>2</sup> )	12	15	12	12	14	11	8	10	6	7	14	8	6	9	10,0	
totaal aantal soorten per geul	30	30	25	22	25	31	17	25	12	12	24	17	14	16	27	
gemiddelde totale bedekking vegetatie	76	98	55	100	100	97	99	98	80	100	100	67	74	100	85,9	
<i>Urtica dioica</i>	f (frequentie, %)	80	80	80	70	50	100	100	80	70	50	50	100	80	100	78
	b (bedekking, %)	3	6	18	27	30	30	32	37	40	50	57	73	95	34,4	
<i>Cirsium arvense</i>	f	80	100	80	100	-	50	100	80	-	100	100	70	40	100	71
	b	1	1	1	4	-	4	4	3	-	1,5	1	2	2	1,5	2,1
<i>Calamagrostis epigeios</i>	f	80	100	80	70	10	60	100	80	100	100	50	30	-	50	64
	b	27	10	16	0,7	2	45	46	32	5	46	0,5	0,3	-	0,5	19,3
<i>Mentha aquatica</i>	f	100	100	-	100	50	50	-	40	-	50	50	-	-	-	39
	b	23	33	-	63	2	10	-	15	-	5	2	-	-	-	11,7
<i>Lycopus europaeus</i>	f	80	100	-	100	-	40	30	40	-	-	50	-	-	-	31
	b	5	18	-	7	-	1	20	5	-	-	1	-	-	-	4,6
<i>Eupatorium cannabinum</i>	f	-	30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
	b	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01
bedekking door:																
4 skatreme ruigte-soorten ( <i>Urtica</i> en <i>Cirsium</i> )	4	7	19	31	30	34	36	40	60	52	51	59	75	97	41,1	
<i>Calamagrostis</i> , <i>Mentha</i> en <i>Lycopus</i>	55	64	16	71	4	56	66	52	5	51	3,5	0,3	0,0	0,5	31,8	
frequentie overige soorten:																
<i>Solanum dulcamara</i>	80	50	30	30	50	30	-	60	70	-	50	30	30	50	40	
<i>Carex arenaria</i>	60	30	80	-	50	70	50	40	30	50	50	30	-	-	39	
<i>Rorippa islandica</i>	60	50	100	-	-	30	-	-	70	-	100	30	50	50	39	
<i>Glechoma hederacea</i>	50	80	100	50	80	-	-	-	50	50	-	-	-	-	33	
<i>Rubus cerasius</i>	60	50	30	30	100	30	50	40	-	-	-	-	-	50	31	
<i>Senecio jacobaea</i>	20	-	80	30	50	20	50	20	70	-	50	-	-	50	31	
<i>Poa pratensis</i>	-	50	30	70	50	20	30	20	-	50	50	-	-	50	30	
<i>Sonchus asper</i>	40	-	50	30	100	20	-	20	-	-	50	70	30	-	29	
<i>Stellaria media</i>	20	30	-	-	50	20	-	20	-	-	50	70	50	50	26	
<i>Poa annua</i>	20	50	80	-	50	20	-	-	-	-	50	-	30	-	20	
<i>Sambucus nigra</i>	-	50	-	-	50	20	-	-	50	-	-	50	50	50	19	
<i>Rumex crispus</i>	20	30	-	70	-	-	50	20	30	-	-	30	-	-	18	
<i>Rumex conglomeratus</i>	20	80	-	70	-	20	-	-	-	-	50	-	-	-	17	
<i>Stellaria galericulata</i>	80	-	-	-	-	20	-	60	-	50	-	30	-	-	17	
<i>Chenopodium rubrum</i>	20	30	50	-	-	-	-	-	-	-	70	-	50	50	16	
<i>Agrostis stolonifera</i>	20	50	30	-	50	20	-	40	-	-	-	-	-	-	15	
<i>Elytrigia repens</i>	-	-	30	-	-	30	30	60	30	-	-	30	-	-	15	
<i>Cirsium vulgare</i>	-	-	30	30	-	20	-	20	-	-	-	-	30	50	13	
<i>Anthriscus caucalis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	100	-	-	-	30	50	13	
<i>Atriplex hastata</i>	-	-	30	-	-	-	-	-	-	-	70	50	-	-	11	
<i>Polygonum persicaria</i>	20	50	-	30	-	-	-	-	-	-	50	-	-	-	11	
<i>Juncus bufonius</i>	-	30	80	-	-	-	-	-	-	-	50	-	-	-	11	
<i>Sonchus arvensis</i>	40	-	-	-	50	-	30	20	-	-	-	-	-	-	10	
<i>Veronica catenata</i>	-	50	30	-	-	-	-	-	-	-	50	-	-	-	9	
<i>Ranunculus aquatilis f. terrestris</i>	40	50	-	-	-	-	-	40	-	-	-	-	-	-	9	
<i>Festuca rubra</i>	20	-	30	30	-	30	-	-	-	-	-	-	-	-	8	
<i>Juncus articulatus</i>	-	30	-	-	50	-	30	-	-	-	-	-	-	-	8	
<i>Salix repens</i>	-	-	30	-	50	-	30	-	-	-	-	-	-	-	8	
<i>Samolus valerandi</i>	-	-	80	30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	
<i>Holcus lanatus</i>	-	30	-	-	50	-	-	20	-	-	-	-	-	-	7	
<i>Cynoglossum officinale</i>	-	-	-	-	50	-	-	30	-	50	-	-	-	-	7	
<i>Myosotis scorpioides</i>	20	-	-	-	-	20	-	-	-	50	-	-	-	-	6	
<i>Nasturtium microphyllum</i>	20	50	-	-	-	20	-	-	-	-	-	-	-	-	6	
<i>Plantago major</i>	-	-	30	-	-	-	-	-	-	50	-	-	-	-	6	
<i>Juncus effusus</i>	-	-	-	-	50	30	-	-	-	-	-	-	-	-	6	

Overige soorten met frequentie van 5 % of minder:

*Rumex maritimus*, *Anagallis arvensis*, *Veronica beccabunga*, *Senecio vulgaris*, *Ranunculus sceleratus*, *Carex pseudocyperus*, *Alisma plantago-aquatica*, *Polygonum minus*, *Carduus crispus*, *Carex hirta*, *Sonchus arvensis*, *Ammophila arenaria*, *Helictotrichon pubescens*, *Scrophularia spec.*, *Ranunculus repens*, *Hippophae rhamnoides*, *Cerastium holosteoideis*, *Arenaria serpyllifolia*, *Rubus spec.*, *Juncus alpino-articulatus*, *Lysimachia vulgaris*, *Carex trinervis*, *Phragmites australis*, *Linaria officinalis*, *Ammodramagrostis belgica*, *Elytrigia pungens*, *Holcus mollis*, *Erigeron canadensis*, *Symphytum officinale*, *Solanum nigrum*, *Bryonia dioica*, *Verbascum thapsus*, *Rumex palustris*, *Cardamine hirsuta*

BIJLAGE 8.3.

TABEL 4. OEVERVEGETATIE INFILTRATIEGEULEN BERKHEIDE (WAARNEMINGEN 1977)

Aangegeven zijn de frekwentie van voorkomen en van zeven soorten het bedekkingspercentage voor de soorten die op de oevers werden aangetroffen tussen de gemiddelde waterlijn en 5 dm daarboven. De plassen staan in volgorde van oplopende bedekking door *Urtica dioica*.

plas nummer		32	23	21	22	10	25	33	35	9		tot.
ouderdom plas (jaren)		10	18	2	2	5	27	12	12	5		
aantal transekten		3	21	7	7	3	8	3	8	4		64
gemiddeld aantal soorten/opname(10 m <sup>2</sup> ), 7		11	12	10	8,3	7,3	8,3	6,0	4,0			9,2
totaal aantal soorten per plas		15	65	32	26	12	27	18	26	10		89
gemiddelde totale bedekking vegetatie		93	74	88	92	93	78	53	74	100		80,4
<i>Urtica dioica</i>	f	70	60	60	60	100	60	100	100	100		72
	b	4	4	6	6	15	19	27	48	78		18,0
<i>Cirsium arvense</i>	f	30	50	60	30	30	30	70	30	30		42
	b	0,3	1	0,7	0,7	1	1	1	0,4	0,3		0,8
<i>Epilobium hirsutum</i>	f	40	90	70	70	30	70	10	30	10		44
	b	10	2	1	10	1	14	0,2	0,3			4,9
<i>Eupatorium cannabinum</i>	f	20										7
	b	0,8										0,3
<i>Lycopus europaeus</i>	f	70	30	60	70	40	70					43
	b	6	7	3	4	0,4	0,7					3,3
<i>Mentha aquatica</i>	f	30	80	60			40	30	30			44
	b	2	14	5			0,5	3	0,8			5,3
<i>Calamagrostis epigeios</i>	f	100	90	90	70	100	100	70	80	100		87
	b	67	31	41	54	47	38	2	16	24		33,5
bedekking door:												
4 ekstreme ruigte-soorten ( <i>Urtica</i> t/m <i>Eupatorium</i> )		4,3	16	9	8	26	21	42	49	79		24,0
<i>Lycopus</i> t/m <i>Calamagrostis</i>		69	51	53	57	51	39	6	17	24		42,1
frekwentie overige soorten:												
<i>Juncus bufonius</i>		-	20	10	-	-	-	-	-	-		-
<i>Valeriana officinalis</i>		-	10	10	-	-	-	-	-	-		-
<i>Chenopodium rubrum</i>		-	20	30	10	-	-	-	-	-		-
<i>Salix repens</i>		-	10	40	30	-	-	-	-	-		-
<i>Poa pratensis</i>		-	5	10	30	-	-	-	-	-		-
<i>Holcus lanatus</i>		-	10	10	30	-	-	-	-	-		-
<i>Rorippa islandica</i>		-	20	-	10	-	-	-	-	-		-
<i>Achillea millefolium</i>		-	10	40	-	-	10	-	10	-		-
<i>Carex arenaria</i>		70	60	70	40	70	40	-	-	-		-
<i>Cirsium vulgare</i>		-	10	40	10	70	10	70	10	-		-
<i>Featuca rubra</i>		30	20	70	90	100	30	-	10	-		-
<i>Rubus caesius</i>		100	50	90	40	100	50	-	90	30		-
<i>Rumex crispus</i>		30	20	40	10	-	60	-	-	30		-
<i>Rumex maritimus</i>		-	40	10	10	-	-	30	10	-		-
<i>Senecio jacobea</i>		-	10	10	60	-	-	10	30	10		-
<i>Solanum dulcamara</i>		30	20	-	-	-	40	30	10	-		-
<i>Sonchus asper</i>		-	20	-	-	-	-	30	-	-		-
<i>Stellaria media</i>		-	-	-	-	-	30	-	10	30		-
<i>Plantago major</i>		-	30	10	-	-	-	30	-	-		-
<i>Sonchus arvensis</i>		-	20	10	-	-	10	-	-	-		-
<i>Veronica catenata</i>		-	20	-	30	-	-	-	10	-		-
<i>Taraxacum officinale</i>		3	10	-	-	-	30	30	10	30		-
<i>Gnaphalium uliginosum</i>		-	30	-	-	-	-	-	-	-		-
<i>Senecio sylvaticus</i>		-	20	-	-	-	-	-	-	-		-
<i>Polygonum persicaria</i>		-	30	-	-	-	-	-	-	-		-
Overige soorten (frekwentie van totale materiaal minder dan 5 %):												
<i>Agrostis gigantea</i> , <i>Elytrigia repens</i> , <i>Epilobium parviflorum</i> , <i>Hippophae rhamnoides</i> , <i>Ligustrum vulgare</i> , <i>Lonicera periclymenum</i> , <i>Lotus corniculatus</i> , <i>Lythrum salicaria</i> , <i>Myosotis caespitosa</i> , <i>Samolus valerandi</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Cardamine flexuosa</i> , <i>Hera- cleum sphondylium</i> , <i>Ammocalamagrostis baltica</i> , <i>Poa annua</i> , <i>Trifolium campestre</i> , <i>Viola spec.</i> , <i>Geranium molle</i> , <i>Potentilla anserina</i> , <i>Ranunculus repens</i> , <i>Plantago lanceolata</i> , <i>Erodium cicutarium</i> , <i>Ammophila arenaria</i> , <i>Crepis biennis</i> , <i>Ranunculus flammula</i> , <i>Cerastium holosteoides</i> , <i>Galium mollugo</i> , <i>Vicia faba</i> , <i>Luzula campestris</i> , <i>Hieracium pilosella</i> , <i>Veronica beccabunga</i> , <i>Juncus effusus</i> , <i>Fragaria vesca</i> , <i>Pumaria officinalis</i> , <i>Polygonum amphibium</i> , <i>Galium aparine</i> , <i>Ranunculus sceleratus</i> , <i>Moehringia trinervis</i> , <i>Solanum nigrum</i> , <i>Galium verum</i> , <i>Agrostis stolonifera</i> , <i>Veronica anagallis- aquatica</i> , <i>Sperganium emersum</i> , <i>Sambucus nigra</i> , <i>Lotus uliginosus</i> , <i>Populus tremula</i> , <i>Bidens tripartitus</i> , <i>Descurainia sophia</i> , <i>Anagallis arvensis</i> , <i>Cardamine hirsuta</i> , <i>Ranun- culus aquatilis</i> f. <i>terrestris</i> , <i>Alisma plantago-aquatica</i> , <i>Atriplex hastata</i> , <i>Diplo- taxis tenuifolius</i> .												

BILJAGE 8.3.

TABEL 5. VEGETATIE VAN OEVERS VAN INFILTRATIEPANNEN IN MEIJENDEL (WAARNEMINGEN 1976 EN 1977)

Aangegeven zijn de frekwentie van voorkomen en van zeven veel voorkomende plantesoorten het bedekkingspercentage voor de soorten die op de oevers werden aangetroffen tussen de gemiddelde waterlijn en 5 dm daarboven. De pannen staan in volgorde van oplopende infiltratiehoeveelheid: oppervlakte-ratio met uitzondering van de hydrologisch afwijkende pannen 2.5, 8.4.2 en 27.3.

pan nummer	11	17	13	12	8.4	8.3	27	8.1	8.2	27	2	8.4	26	26	totaal
subnummer	1	1	1	1	1(1)	2				3	5	2	1	GH	
productie/inf.oppervlak <sup>1)</sup>	12	16	17	19	24	30	42	42	50	64	77	124	- <sup>2)</sup>	- <sup>2)</sup>	43
productie/overlengte <sup>1)</sup>	.2	.4	.6	.4	.3	.5	1.7	1.0	.8	1.5	1.9	1.6	- <sup>2)</sup>	- <sup>2)</sup>	0,8
ouderdom pan tijdens opname (jaar)	20	20	20	20	7	7	10	7	7	10	3	7	20	5	11,6
aantal transekten	41	21	13	15	15	8	14	5	2	13	3	9	10	10	179
gemiddeld aantal soorten/opname(10 m <sup>2</sup> )	8,9	9,4	7,3	6,9	7,6	9,0	5,7	9,2	4,0	9,6	6,0	6,8	5,7	6,0	7,8
totaal aantal soorten per infiltratiepan	55	46	24	26	32	23	27	19	5	39	12	17	19	21	99
gemiddelde totale bedekking vegetatie	88	89	93	97	97	78	85	98	100	52	83	79	80	72	85,3
<i>Urtica dioica</i>	f	60	100	100	90	90	100	90	100	100	30	100	80	80	80
b (bedekking, %)	11	21	37	52	65	48	67	58	95	22	3	33	19	25	35,3
<i>Cirsium arvense</i>	f	30	50	40	40	70	60	80	80	100	100	30	100	60	70
b	2	3	1	1	4	1	4	2	2	9	0,3	3	23	21	4,0
<i>Epilobium hirsutum</i>	f	80	50	80	70	50	10	30	40	100	40	-	-	-	30
b	29	7	30	29	14	0,1	2	16	6	9	-	-	-	-	43
<i>Eupatorium cannabinum</i>	f	40	30	50	30	20	-	-	-	-	-	-	-	-	15
b	13	10	13	2	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15
<i>Lycopus europaeus</i>	f	60	50	20	50	10	30	40	40	30	20	-	-	-	5,3
b	4	2	8	2	0,1	0,3	0,4	2	0,5	0,2	-	-	-	-	34
<i>Mentha aquatica</i>	f	30	40	-	-	-	-	-	-	2	2	-	-	-	2,1
b	1	11	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	10
<i>Calamagrostis epigeios</i>	f	80	90	20	90	50	30	50	40	-	-	-	-	-	1,7
b	15	20	1	17	11	4	7	1	-	7	-	-	-	-	47
bedekking door:															
4 ekstreme rugtesoorten ( <i>Urtica</i> t/m <i>Eupatorium</i> )	55	40	81	74	81	52	70	79	102	34	3,3	36	54	56	60,4
<i>Lycopus</i> , <i>Mentha</i> en <i>Calamagrostis</i>	20	42	9	19	12	5	7	3	0,5	11	0	2	17	20	14,4
frekwentie overige soorten:															
<i>Agrostis gigantea</i>	10	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lonicera periclymenum</i>	20	30	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phragmites australis</i>	70	30	80	40	10	-	10	-	-	-	-	-	-	10	-
<i>Lathyrus pratensis</i>	5	-	10	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Typha latifolia</i>	5	10	10	10	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Valeriana officinalis</i>	10	10	-	10	-	-	-	-	-	10	-	-	-	-	-
<i>Salix repens</i>	30	30	-	10	10	-	10	-	-	-	-	-	50	50	-
<i>Tussilago farfara</i>	20	5	10	10	30	-	10	-	-	-	-	-	30	50	-
<i>Elytrigia repens</i>	20	10	20	30	30	30	10	40	-	-	-	-	60	10	10
<i>Festuca rubra</i>	20	20	20	40	70	50	10	80	-	-	-	-	70	10	10
<i>Sonchus arvensis</i>	10	5	10	10	30	50	20	60	-	-	-	-	20	40	30
<i>Clethra hederacea</i>	5	10	-	-	40	10	20	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ammocalamagrostis baltica</i>	10	-	-	30	10	80	-	80	-	-	-	-	100	100	-
<i>Chenopodium rubrum</i>	-	5	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100	60	-
<i>Senecio sylvatica</i>	-	20	-	-	10	50	-	20	-	70	30	30	-	-	-
<i>Rorippa islandica</i>	-	5	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-	-	-	-
<i>Erigeron canadensis</i>	-	5	-	-	10	-	-	-	-	20	-	-	-	-	-
<i>Stellaria media</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-	-	-	-
<i>Sedum acre</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-	-	-	-
<i>Veronica beccabunga</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-	-	-	-
<i>Cynoglossum officinale</i>	-	10	-	10	-	10	10	-	-	40	-	10	-	-	-
<i>Solanum triflorum</i>	-	-	-	-	-	30	-	-	-	-	70	-	-	-	-
<i>Solanum nigrum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	70	-	-	-	-
<i>Polygonum convolvulus</i>	-	-	-	10	-	80	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Taraxacum officinale</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30	-	-	-	-
<i>Carex arenaria</i>	20	40	30	-	30	40	20	60	-	20	30	-	10	-	-
<i>Cirsium vulgare</i>	10	-	-	10	10	30	10	60	50	40	-	20	-	10	-
<i>Poa pratensis</i>	5	20	-	-	-	-	40	-	-	20	-	-	-	10	-
<i>Rumex crispus</i>	-	1	-	-	-	-	10	-	-	50	-	-	-	20	-
<i>Sonchus asper</i>	-	-	-	-	10	50	-	20	-	-	-	10	-	-	-
<i>Symphytum officinale</i>	5	-	10	-	-	-	40	-	-	-	-	-	-	-	-

Overige soorten met frekwentie van 5 % of minder:  
 alleen voorkomend in pan 11.: *Equisetum palustre*, *Typha angustifolia*, *Rubus spec.*, *Crataegus monogyna*, *Polygonum aviculare*, *Bidens connatus*, *B. tripartitus*, *Galium palustre*, *Oenosis repens*, *Salix aurita*, *Lysimachia vulgaris*, *Pulicaria dysenterica*, *Chamaenerion angustifolium*.  
 alleen voorkomend in pannen 11 en 17.: *Betula spec.*, *Rosa spec.*, *Carex pseudocyperus*, *Iris pseudacorus*, *Epilobium parviflorum*, *Holcus lanatus*, *Ligustrum vulgare*, *Athyrium filix-femina*, *Ranunculus repens*.  
 verder verspreid voorkomend: *Rumex conglomeratus*, *Senecio jacobaeae*, *Convolvulus arvensis*, *Sambucus nigra*, *Ammophila arenaria*, *Galium mollugo*, *G. verum*, *Cerastium holosteoides*, *Agrostis scotomifera*, *Atriplex hastata*, *Rumex obtusifolius*, *Veronica catenata*, *Bryonia dioica*, *Populus tremula*, *Rumex acetosa*, *Cerastium semidecandrum*, *Sonchus oleraceus*, *Saponaria officinalis*, *Echium vulgare*, *Myosotis ramosissima*, *Festuca pratensis*, *Cardamine hirsuta*, *Oenosis repens*, *Chenopodium album*, *Erodium cicutarium*, *Myosotis arvensis*, *Bromus mollis*, *Sisymbrium altissimum*, *Linaris vulgaris*, *Phleum arenaria*, *Epilobium adonocaulon*, *Cerastium arvense*, *Cochlearia danica*, *Ranunculus sceleratus*, *Anthriscus caucalis*, *Elytrigia pungens*, *Polygonum persicaria*, *Rippophae ramoides*.

<sup>1)</sup> oever pan 26 slechts gedeeltelijk bemonsterd  
<sup>2)</sup> productie tussen mei en oktober ("vegetatieseizoen"); gemiddelde 1974 t/m 1977

BILAGE 8.3.

TABEL 7. VEGETATIE VAN OEVERS VAN KWELPLASSEN IN BERRIJDDE (WAARNEMINGEN 1978)

Aangegeven zijn de frekwentie van voorkomen en van de meest voorkomende plantensoorten het bedekkingspercentage voor het gedeelte van de oever tussen de gemiddelde waterlijn en 5 dm daarboven. De plantensoorten in volgorde van oplopende bedekking door oekologische soortengroep R 6 (de eerste 6 soorten samen). Na de eerste zaven soorten (samen R 7) staan de soorten in volgorde van afnemende frekwentie in de opnamen.

soort	48E/6	3G4	4D1	3G3	2R2	2H16	1R2	3D11	3G6	2K4	2K5	3G10	2H6	3G2	3D13	2H8	2H12	3C1	3D1	212	2H9	2HR2	22
actium tot id. filtratieplas (a)	20	30	65	350	20	400	75	60	15	15	32	270	30	15	240	120	25	185	70	205	70	15	400
max. waterdiepte (l) gem. stand (m)	0,5	1,2	0,8	1,2	0,5	1,0	0,1	0,3	1,7	0,5	0,6	1,5	0,4	1,1	1,0	0,8	0,4	1,1	0,4	0,7	0,5	1,2	0,1
gemiddeld oppervlakt kwelplas (m <sup>2</sup> )	4,700	300	600	250	250	2200	1130	690	940	1270	2320	510	780	430	1200	1670	160	1130	5300	400	810	7500	250
santal opnamen (2 m <sup>2</sup> )	4	4	4	3	3	6	4	5	4	7	6	4	4	4	5	6	3	3	6	4	7	5	101
gemiddeld aantal soorten / 2 m <sup>2</sup>	10,8	8,8	9,0	7,3	16,3	11,0	10,3	10,6	9,3	11,9	9,7	10,8	13,3	7,5	10,8	11,0	9,3	8,0	12,0	11,3	10,0	5,6	10,3
santal soorten per plas	22	16	16	12	29	20	18	22	18	33	27	19	23	13	23	23	15	13	29	20	25	14	77
gemiddelde totale bedekking overvegetatie (%)	93	95	93	98	87	98	93	78	94	94	96	93	90	99	94	95	97	100	97	93	96	96	94,0
maximale biomassa (kg drooggewicht / m <sup>2</sup> )	1,3	2,0	3,4	2,1	1,3	2,4	1,5	3,2	1,6	2,0	1,2	1,2	0,9	3,7	3,3	2,5	1,4	2,6	0,8	2,6	1,9	0,8	3,7
jaargem. orthofosfaatkentratie (mg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> / l)	0,10	0,19	0,20	0,16	0,25	0,17	0,23	0,13	0,21	0,34	0,30	0,14	0,10	0,32	0,21	0,17	0,45	0,27	0,30	0,79	0,10	1,79	0,10
max. kaliumconcentratie (mg N/l)	0,57	0,47	0,98	0,34	0,38	0,42	0,30	0,29	0,79	0,84	0,55	0,36	0,75	0,31	0,39	0,30	0,53	1,21	0,33	0,33	0,56	0,29	1,21
max. nitraatconcentratie (mg N/l)	8,7	3,4	7,2	6,0	10,5	11,9	3,4	7,5	2,6	13,9	13,1	6,0	8,2	10,1	11,6	12,7	10,6	10,4	8,2	11,5	10,6	13,3	2,6
maximaal verband in oever (cm/m)	2,3	3,0	0,9	1,3	5	6	2,6	7	3,5	28	17	1,0	9	1,1	3,2	28	5	9	1,5	7	17	25	1,0
max. oeverbelasting ortho-p (mg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> / m <sup>2</sup> · dag)	26	65	21	24	143	1224	19	184	52	3862	2539	39	308	18	365	1660	405	174	770	216	581	2252	1,8
max. minerale N (mg N/m <sup>2</sup> · dag)	149	161	101	50	217	356	115	239	116	2322	1628	63	370	94	113	1245	171	544	2069	263	640	1596	50
max. kalium (gr K/m <sup>2</sup> · dag)	2,3	1,2	0,7	0,9	6,0	8,1	0,9	6,0	1,0	44,4	25,4	0,7	8,4	1,3	4,2	40,5	6,0	10,7	14,0	9,2	20,5	37,9	0,7
Urtica dioica	100	100	100	70	0	100	30	40	100	100	50	100	30	70	100	100	100	70	80	30	60	100	74
f (frekwentie, %)	8	3	8	-1	0	10	1	-1	6	33	19	2	-1	7	15	7	2	-1	20	-1	2	39	8,5
f (bedekking, %)	30	0	100	0	70	60	20	30	60	30	30	100	30	40	80	30	30	30	30	30	50	80	20
Cirsium arvense	-1	0	2	0	0,6	-1	0,5	-1	3	2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0,7
Epilobium hirtutum	-1	18	3	0	0	18	0	6	20	6	18	10	2	50	16	18	50	34	27	0	26	58	17,3
Eupatorium cannabinum	0	0	12	0	0	0	0	40	0	10	20	0	100	0	80	0	0	30	0	30	0	16	0
Lycopus europaeus	50	70	0	30	100	80	100	100	40	50	70	80	0	40	70	80	0	70	80	60	40	59	0
Lycopus europaeus	-1	-1	0	30	25	-1	8	6	1	6	11	6	11	6	11	6	11	6	11	6	11	6	11
Mentha aquatica	0	0	0	0	100	80	100	80	60	30	18	2	4	11	8	33	12	69	79	6	64,4	0	
Callagrostis epiglottis	100	100	100	0	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	60
Callagrostis epiglottis	80	43	80	0	4	32	37	20	70	46	48	48	28	40	52	43	37	35	17	23	39	15	40,0
bedekking door Urtica c/m Mentha ("mg") (%)	10	22	25	30	35	36	43	47	48	49	52	57	59	59	60	64	68	70	71	72	103	50,5	
bedekking door Urtica c/m Mentha ("mg") (%)	0	21	25	30	35	36	43	47	48	49	52	57	59	59	60	64	68	70	71	72	103	50,5	

	30	50	80	100	100	80	70	100	70	100	80	70	100	30	40	76
<i>Festuca rubra</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Rumex conglomeratus</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Rumex crispus</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Bolcus lanatus</i>	80	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Typha latifolia</i>	30	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	70	100	30	40	76
<i>Salix repens</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Senecio jacobaea</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Solanum dulcamara</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Carex hirta</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Citrium vulgare</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Conicera perfoliatus</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Sambucus elaeagni</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Myrica repens</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Wagnaria officinalis</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Achillea millefolium</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Ligustrum vulgare</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Phagnalon aethrae</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Sonchus asper</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Epilobium parviflorum</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Rumex maritimus</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Veronica catenata</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Hippophae rhamnoides</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Juncus articulatus</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Carex pseudocyperus</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Eleocharis palustris</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Juncus subnodulosus</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Sagina apetala</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Nasturtium spec.</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Lachyrus pratensis</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Pimpinella saxifraga</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Cerastium holosteoides</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76
<i>Sonchus arvensis</i>	50	30	50	100	100	80	30	100	80	100	80	70	100	30	40	76

Blechts in 1 of 2 plaatsen voorkomende soorten :  
*Agroteris stolonifera* (frequentie 100% in plas 2H2), *Alopecurus geniculatus* (30, 2H2), *Artemisia vulgaris* (40, 3D13 ; 30, 3D1),  
*Atriplex hastata* (40, 2K4), *Cerastium arvense* (50, 3D1), *Chamaenerion angustifolium* (50, 4E4/6), *Chenopodium rubrum* (30, 2K4),  
*Daucus carota* (30, 3G6 ; 30, 3G10), *Equisetum arvense* (30, 2H6 ; 20, 3D1), *Fragaria vesca* (30, 3G4 ; 30, 3G10), *Galium aparine*  
(20, 2H16 ; 10, 2K4), *Galium mollugo* (30, 3D1), *Glechoma hederacea* (30, 2H2), *Gnaphalium uliginosum* (30, 2H2 ; 80, 212), *Hirpu-*  
*ria vulgaris* (30, 3G1), *Hydrocotyle vulgaris* (30, 1E2), *Juncus bufonius* (30, 2H2), *Juncus effusus* (30, 1E2 ; 30, 2H6), *Linaria*  
*vulgaris* (20, 3D1 ; 30, 3D1), *Lotus corniculatus* (30, 3G4 ; 30, 2H6), *Lythrum salicaria* (20, 2H16), *Moehringia trinervia* (30,  
4E4/6 ; 30, 3G2), *Pastinaca sativa* (20, 3D1), *Plantago lanceolata* (30, 3G2), *Plantago major* (30, 2H2 ; 20, 2K5), *Polygonum am-*  
*phibum* (60, 2H16), *Polygonum lapathifolium* (70, 2H2 ; 30, 2H12), *Polygonum persicaria* (10, 2K4 ; 20, 2K5), *Polygonum vulgare*  
(30, 4E4/6), *Ranunculus repens* (20, 2K5 ; 30, 212), *Ranunculus sceleratus* (10, 2K4), *Rorippa islandica* (30, 2H2 ; 20, 3D11),  
*Rumex acetosa* (30, 4E4/6 ; 30, 3G3), *Rumex obtusifolius* (30, 2K4 ; 50, 2K5), *Sambucus nigra* (20, 3D1), *Senecio sylvaticus* (20,  
2H16), *Sonchus oleraceus* (30, 2K4), *Sperganium erectum* (30, 4E4/6 ; 70, 3G1), *Symphytum officinale* (70, 2H2), *Taraxacum offic-*  
*inale* (20, 3D13), *Trifolium repens* (20, 2K5), *Vicia cracca* (30, 4D1).



BIJLAGE 8.3.

TABEL 8. VEGETATIE VAN OEVERS VAN KWELPLASSEN IN MEIJENDEL (WAARNEMINGEN 1978)

Aangegeven zijn de frekwentie van voorkomen en van de meest voorkomende plantesoorten het bedekkingspercentage voor het gedeelte van de oever tussen de gemiddelde waterlijn en 5 dm daarboven. De passen staan in volgorde van oplopende bedekking door oekologische soortengroep R 7 (de eerste 7 soorten samen). Van de overige soorten zijn de eerste 36 soorten volgens afnemende preferentie voor verruiging gerangschikt, terwijl de volgende 21 soorten in hun verspreiding niet lijken te interfereren met de bedekking van soortengroep R 7.

Kwelplas nummer	L1-2	212	L9	L8	G68	K25	K11	K10	G15	G67	G20	G21
afstand tot infiltratiepan (m)	170	345	60	85	290	330	70	20	145	235	80	47
maximale waterdiepte bij gem. stand (m)	0,4	0,7	0,3	0,5	0,1	0,6	0,3	0,6	0,8	0,2	0,2	0,3
gemiddeld oppervlakt kwelplas (m <sup>2</sup> )	1050	200	150	1100	150	1300	500	4100	930	120	60	25
aantal opnamen (2 m <sup>2</sup> )	10	6	5	11	5	11	5	4	13	4	5	5
gemiddeld aantal soorten / 2 m <sup>2</sup>	13,5	11,3	11,4	12,5	11,0	7,0	13,2	10,0	10,2	11,0	13,2	10,6
aantal soorten per plas	37	22	22	37	19	23	28	18	25	20	23	17
gemiddelde totale bedekking vegetatie (%)	83	87	87	80	96	80	82	93	97	100	95	90
maximale biomassa (kg drooggewicht / m <sup>2</sup> )	0,86	1,8	1,4	1,4	0,86	1,8	1,8	1,9	1,8	0,46	0,53	0,26
jaargem. orthofosfaatkonzentratie (mg PO <sub>4</sub> -l)	0,06	0,08	0,14	0,12	0,08	0,07	0,06	0,06	0,07	0,09	0,13	0,10
" " minerale stikstof- " (mg N / l)	0,35	0,90	0,35	0,28	3,9	0,35	0,14	0,14	1,23	2,8	0,83	0,76
" " kalium- " (mg K / l)	2,6	4,0	5,4	4,5	2,4	1,7	4,7	4,3	5,6	3,2	4,8	5,4
maximale verhooging in oever (cm/m) ---- (mg N / m <sup>2</sup> .dag)	1,0	2,3	0,4	2,3	3,0	0,9	1,9	2,1	4,5	4,5	6,0	4,8
max. oeverbelasting ortho-P (mg PO <sub>4</sub> -m <sup>2</sup> .dag)	6,6	21,0	6,3	30,4	27,4	8,2	16,0	13,2	34,4	45,7	86,2	52,0
" " minerale N (mg N/m <sup>2</sup> .dag)	39,9	236	16,0	73,4	133,4	35,9	30,3	33,5	63,1	143,6	568	416
" " kalium (gr K/m <sup>2</sup> .dag)	0,27	1,05	0,25	1,18	0,82	0,17	1,02	1,03	2,87	1,64	3,28	2,95
Urtica dioica	0	0	0	0	0	0	0	40	25	40	25	20
Cirsium arvense	0	70	0	20	60	20	40	0	40	25	0	0
Epilobium hirsutum	0	1,2	0	0,2	0,8	0,2	0,4	0	0,6	0,3	0	0
Eupatorium cannabinum	0	1,2	0,2	0,3	0,4	0,3	0,8	0,5	0,4	0,5	0,2	7,3
Lycopus europaeus	0	50	0	40	0	20	100	50	80	0	20	30
Mentha aquatica	0	2	0	2	1	0	0,2	11,4	1,0	17	0	0,2
Calamagrostis epigeios	20	70	40	80	100	10	20	0	100	100	100	60
Urtica t/m Mentha	0,2	1,2	2,4	2,4	6	0	1	0,2	0	8	13	20
Urtica t/m Calamagrostis	50	0	60	60	80	100	100	100	90	100	100	30
Urtica t/m Eupatorium	1,3	0	5	4	5	18	15	28	21	43	68	0,3
Urtica t/m Calamagrostis	70	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Urtica t/m Eupatorium	12	67	12	17	60	9	32	63	27	39	23	4,3
Urtica t/m Calamagrostis	1,5	6	8	9	12	7,8	28	29	4,9	57	68	8,8
Urtica t/m Calamagrostis	0	4	0,2	2,6	1,2	0,7	1,3	1,8	1,8	1,1	0,6	77
Urtica t/m Calamagrostis	13	72	20	27	72	27	80	92	75	87	91	91

gem. frekwentie (%)

frekwentie overige soorten:

- Epipactis palustris
- Parnassia palustris
- Schoenus nigricans
- Gentaurium litoreale
- Sagina nodosa
- Linum catharticum
- Carex trinervis
- Carex flacca
- Carex panicea
- Euphrasia spec.
- Carex serotina ssp. serotina



BIJLAGE 8.3.

TABEL 6. OEVERVEGETATIE INFILTRATIEPLASSEN WESTLANDSE DUINEN (WAARNEMINGEN 1977)

Aangegeven zijn de frekwentie van voorkomen en van zes plantesoorten het bedekingspercentage voor de soorten die op de oevers werden aangetroffen tussen de gemiddelde waterlijn en 5 dm daarboven. De plassen staan in volgorde van oplopende bedekking door *Urtica dioica*.

plasnummer		p12	p2	p1	avg	p4	g1	g2	tot.
ouderdom plas (jaren)		8	8	8	8	8	6	6	
aantal transekten		2	5	4	8	5	11	2	37
gemiddeld aantal soorten/opname(10 m <sup>2</sup> )		9,5	3,8	12	9,6	6,2	5,8	7,0	7,3
totaal aantal soorten per plas		12	13	22	32	15	26	10	46
gemiddelde totale bedekking vegetatie		95	78	100	98	74	87	95	88,7
<i>Urtica dioica</i>	f (frekwentie)	-	20	30	40	60	60	100	46
	b (bedekking)	-	0,2	0,3	11	26	29	46	14,6
<i>Cirsium arvense</i>	f	100	40	100	50	60	30	100	55
	b	1,0	0,5	4	2	0,6	0,3	1	1,2
<i>Epilobium hirsutum</i>	f	100	-	-	80	-	-	-	23
	b	41	-	-	6	-	-	-	3,5
<i>Lycopus europaeus</i>	f	100	-	-	10	-	10	-	11
	b	26	-	-	0,1	-	0,1	-	1,4
<i>Mentha aquatica</i>	f	-	-	-	80	-	-	-	17
	b	-	-	-	13	-	-	-	0,4
<i>Calamagrostis epigeios</i>	f	100	80	100	80	100	100	100	93
	b	25	62	65	25	43	43	45	42,9

bedekking door:

4 ekstreme ruigtesoorten ( <i>Urtica</i> t/m <i>Epilobium</i> )	42	0,7	4	19	27	29	47	19,3
<i>Lycopus</i> t/m <i>Calamagrostis</i>	51	62	65	38	43	43	45	44,7

frekwentie overige soorten:

<i>Carex arenaria</i>	100	-	80	80	40	30	100
<i>Cirsium vulgare</i>	-	-	-	-	40	20	-
<i>Epilobium parviflorum</i>	-	40	-	10	-	-	-
<i>Festuca rubra</i>	-	20	80	10	40	10	50
<i>Holcus lanatus</i>	-	-	30	40	-	20	-
<i>Poa pratensis</i>	-	-	-	10	-	50	-
<i>Solanum dulcamare</i>	50	20	30	40	20	10	50
<i>Sonchus asper</i>	-	-	30	50	20	-	-
<i>Rumex hydrolapathum</i>	-	-	50	10	-	-	-
<i>Atriplex hastata</i>	50	20	30	50	20	-	50
<i>Rorippa amphibia</i>	100	-	-	50	-	-	50
<i>Bidens tripartitus</i>	50	40	-	50	-	-	50
<i>Agrostis stolonifera</i>	-	20	80	10	-	50	-
<i>Rumex acetosella</i>	-	-	-	-	20	50	-
<i>Juncus effusus</i>	-	-	-	10	-	20	-
<i>Solanum triflorum</i>	-	-	-	-	40	10	-
<i>Chenopodium rubrum</i>	-	-	100	-	60	10	-
<i>Erigeron canadensis</i>	-	20	50	-	-	10	-
<i>Ammophila arenaria</i>	-	-	50	10	-	20	-
<i>Sonchus arvensis</i>	-	-	50	10	20	-	-
<i>Senecio sylvaticus</i>	-	-	80	50	60	-	-
<i>Polygonum persicaria/lapathifolium</i>	-	-	30	30	20	-	-

Overige soorten met totaal frekwentie van minder dan 10 %:

*Elytigia repens*, *Phragmites australis*, *Rubus caesius*, *Salix repens*, *Typha latifolia*, *Ammodramagrostis baltica*, *Teesdalia nudicaulis*, *Sambucus nigra*, *Cerastium arvensis*, *Phleum pratensis*, *Tussilago farfara*, *Rumex obtusifolius*, *Cynoglossum officinale*, *Crepis capillaris*, *Apium nodiflorum*, *Sonchus oleraceus*, *Angelica sylvestris*, *Convolvulus*

## BIJLAGE 8.3.

TABEL 9. Totaal overzicht van het voorkomen van plantesoorten op oevers van kwel- en infiltratieplassen in vier infiltratiegebieden (0 tot 5 dm boven het gemiddelde waterpeil)

De volgorde van onderstaande 6 categorieën plassen is volgens afnemende bedekking door *Urtica dioica*. Per plantesoort wordt de gemiddelde frekwentie in de proefvlakken opgegeven als de soort bij meer dan één plas en in één der gebieden met een frekwentie hoger dan 5 % (Westlandse duinen: 10 %) voorkomt. Bovendien wordt van de algemeenste plantesoorten de gemiddelde bedekking op de oever aangegeven. De vermelde waarden voor voorkomen zijn slechts representatief voor kruidachtige oeverplanten in open vegetaties, omdat struweel en bos niet is bemonsterd.

Gebied <sup>+</sup> )	M	L	B	W	B	M	ecologische indikaties per soort <sup>1)</sup>	
type plas	- infiltratieplassen -							-kwelpl.-
gem.aantal spp./opn.	7,8	10,0	9,2	7,3	10,9	11,2		
	- p e r 1 0			m2 -		-per 2 m2-		
tot.aantal spp.	99	77	89	46	88	102		
aantal opnamen	179	50	64	37	103	82		
ouderdom plas (jaren)	3-20	13-20	2-27	3-7	5-35	23-?		
<b>1. VIER EXTREME RUIGTESOORTEN (frekwentie/bedekking (%))</b>								
<i>Urtica dioica</i>	80/35	78/34	72/18	46/15	74/10	16/0,4	8	
<i>Cirsium arvense</i>	58/4	71/2	42/1	55/1	44/1	22/0,7	7	
<i>Epilobium hirsutum</i>	43/16	0/0,0	44/5	23/4	53/20	34/3	9!!	
<i>Eupatorium cannabinum</i>	15/5	2/0,0	7/0,3	0/0,0	17/4	35/4	8	
<b>2. DRIE ANDERE VEEL VOORKOMENDE SOORTEN (frekw./bed. (%))</b>								
<i>Lycopus europaeus</i>	34/2	31/5	43/3	11/1	60/5	60/5	7!!	
<i>Mentha aquatica</i>	10/2	39/12	44/5	17/0,4	61/16	73/14	4!!	
<i>Calamagrostis epigeios</i>	47/11	64/19	87/34	93/43	94/42	96/28	7!	
<i>Urtica t/m Eupatorium</i>	-/60	-/37	-/24	-/19	-/31	-/7,5		
<i>Lycopus t/m Calamagr.</i>	-/14	-/36	-/42	-/45	-/63	-/47		
<i>Urtica t/m Calamagr.</i>	-/75	-/72	-/68	-/64	-/94	-/54		
totale bedekking (%)	85	86	80	89	93	88		
<b>3. SOORTEN VOLGENS OPTIMAAL VOORKOMEN IN RESPEKTIEVELIJKE PLASTYPEN ("AFNEMENDE PREFERENTIE VOOR VERRUIGING") (frekwentie (%))</b>								
<i>Solanum triflorum</i>	7	0	0	0	0	0	x	
X <i>Ammocalamagrostis b.</i>	29	05 ")	05	010")	0	0	4	
<i>Cynoglossum officinale</i>	6	05	05	010	05	0	8	
<i>Tussilago farfara</i>	12	05	05	010	05	05	x!	
<i>Sambucus nigra</i>	05	19	05	010	0	0	9	
<i>Glechoma hederacea</i>	6	33	05	0	05	05	7	
<i>Rorippa islandica</i>	05	39	05	0	05	05	8!	
<i>Scutellaria galericul.</i>	0	17	0	0	0	0	6!!	
<i>Juncus bufonius</i>	05	11	05	010	05	05	x!!	
<i>Stellaria media</i>	05	26	9	0	0	0	8	

Vervolg TABEL 9.

Gebied <sup>†</sup> ) type plas	M	L	B	W	B	M	oekol. indic.
	- infiltratieplassen - -kwelpl.-						
Plantago major	05	05	9	0	05	05	4!
Taraxacum officinale	05	05	14	0	05	05	7
Chenopodium rubrum	13	16	05	21	05	0	9!
Anthriscus caucalis	0	13	05	010	0	0	9
Solanum dulcamare	05	40	16	28	11	7	8!
Rorippa amphibia	05	0	0	25	0	0	8!
Bidens tripartitus	05	0	05	24	0	0	8!!
Ammophila arenaria	05	05	05	10	0	0	5
Atriplex hastata	05	11	05	28	05	0	9
Lonicera periclymenum	05	0	05	0	9	05	x
Myosotis caespitosus	05	05	05	0	9	05	5!
Sagina apetala	0	0	0	0	5	0	5!
Juncus subnodulosus	0	0	05	0	6	05	x
Rumex hydrolapathum	05	0	05	0	8	05	7
Carex hirta	05	05	05	0	7	10	5!
Eleocharis palustris	0	0	0	0	6	5	x!
Epilobium parviflorum	05	05	05	010	8	11	5!!
Lathyrus pratensis	05	0	0	0	05	8	6
Lotus corniculatus	0	0	05	0	05	12	2
Typha latifolia	6	05	05	010	19	35	8
Nasturtium microphyllum	05	05	05	0	05	8	x
Salix repens	14	8	10	010	15	69	x
Carex pseudocyperus	05	05	05	0	05	29	5
Juncus alpino-articul.	0	05	0	0	0	12	2?
Lythrum salicaria	0	0	05	0	05	21	x!!
Drepanocladus spec.	0	05	0	0	0	16	x!!
Plantago lanceolata	0	0	0	0	05	9	x
Centaureum littorale	0	0	0	0	05	5	x!
Euphrasia officinalis	0	0	0	0	0	10	2
Carex flacca	0	0	0	0	0	9	3? !
Carex panicea	0	0	0	0	0	7	3!
Carex serotina	0	0	0	0	0	5	2
Hydrocotyle vulgaris *)	0	0	0	0	05	0	2!
Parnassia palustris *)	0	0	0	0	0	05	2!
Epipactis palustris *)	0	0	0	0	0	05	2!
Schoenus nigricans *)	0	0	0	0	0	05	2!!

4. TEN AANZIEN VAN URTICA-BEDEKKING "INDIFFERENTE" SOORTEN  
(frekwentie (%))

Achillea millefolium	05	0	9	010	8	0	5
Carex arenaria	21	39	44	61	77	68	2
Cirsium vulgare	18	13	28	010	13	16	8
Elytrigia repens	19	15	05	010	10	12	8!
Festuca rubra	29	8	44	26	26	18	2-6
Hippochaë rhamnoides	05	05	05	010	5	30	2? !
Juncus articulatus	05	8	05	0	7	29	2?
Ligustrum vulgare	05	0	05	0	8	05	x
Phragmites australis	18	05	05	010	7	63	5!
Poa annua	05	20	05	0	05	0	8
Poa pratensis	7	29	6	010	51	36	x

2e vervolg TABEL 9.

Gebied <sup>†</sup> )	M	L	B	W	B	M	oekol. indkk.
type plas	- infiltratieplassen - -kwelpl.-						
Polygonum pers./lapath.	05	11	05	10	05	05	7-8
Rubus caesius	05	31	69	010	71	49	9!!
Rumex conglomeratus	05	17	05	0	25	05	8
Rumex crispus	6	18	24	0	26	05	5
Rumex maritimus	05	05	13	0	8	5	9!!
Samolus valerandi	05	8	05	0	9	05	6!!
Senecio jacobaea	05	30	16	0	12	7	5!
Senecio sylvatica	16	05	05	26	05	0	8
Sonchus arvensis	20	10	5	10	05	05	x!
Sonchus asper	6	26	6	13	12	05	7
Valeriana officinalis	5	0	05	0	7	05	5!
Veronica catenata	0	9	8	0	9	05	7!!

<sup>†</sup>) M Meijendel ; L Luchterduinen (A.W.D.) ; B Berkheide ; W Westlandse duinen

<sup>'</sup>) Oekologische indicatie per soort : het opgegeven getal is het "stikstofgetal" volgens ELLENBERG (1979) (x = onbekend, ? = onzeker); de uitroepetekens duiden de tolerantie voor waterpeilfluctuaties aan volgens ELLENBERG (1979) (! = tolereert sterke schommeling grondwaterstand, !! = tolereert zelfs periodieke inundatie)

<sup>"</sup>) frekwentie-aanduiding 05 : de soort is in 0,5 tot 5 % der onderzochte proefvlakken present (010 : 0,5 tot 10 %)

<sup>'</sup>) zeer zeldzaam (slechts sporadisch in één kwelplas aangetroffen)

## 8.4. NUTRIËNTKONCENTRATIES IN ONGESTOORDE DUINPLASSEN

Jaargemiddelde chemische waarden van niet door duininfiltratie beïnvloede duinplassen (uit : VAN DIJK & MELTZER, 1981). Vergelijking tussen waarnemingen in 1962 en 1963 (LEENTVAAR, 1963 en 1967) en waarnemingen in 1980 en 1981.

jaar :	Brede Water				Grote Zwanenwater				Van Hunen-				11 andere duinplassen ')
	'62/3	'80/1	'62/3	'80/1	'62/3	'80/1	'62/3	'80/1	'62/3	'80/1	'80/1	'80/1	
aantal analyses :	12	1	12	8	12	7-8	12	6	5-9	per plas	gemid- deld min. max.		
Cl <sup>-</sup> mg/l	100	80	70	87	140	168-191	50	70	90	43	153		
pH	8	8,0	8,5	8,0	8,5	8,7-8,9	5,5	5,1	4,5	8,9			
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/l	0	-	0	2,85	0	0,07-0,37	0	0,035	0,011	0,009	0,054		
PO <sub>4</sub> <sup>---</sup> mg/l")	0-++	0,012	0-++	0,012	0-0	0,022 - 0,049	0-+	0,009	0,077	0,006	0,43		
org.NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ,,	0,15- 1,1	0,2- 0,8	0,2- 0,8	0,2- 0,8	0,5-3	0-0,2							
K <sup>+</sup> mg/l	2,4	1,1	1,1	3,1-3,3	1,0	2,2	0,9	3,8					

' ) Andere duinplassen : de grotere plassen van Terschelling, Zwanenwater en Voorne  
 ") detektielgrens 1962/63 : 0,03 mg PO<sub>4</sub><sup>---</sup>/l

## 8.5. BESCHRIJVING VAN DRIE HYDROLOGISCH-CHEMISCHE MEETRAAIEN IN MEIJENDEL

In de drie onderzochte kwelgebieden (zie figuur 9) zijn in de veronderstelde afstromingsrichting van het grondwater op 6 verschillende afstanden tot de nabije "voedende" infiltratieplassen stijgbuizen van PVC met een doorsnede van 2,5 cm geplaatst met behulp van een Edelman- en een Van der Staay-grondboor. Per afstand betreft het 5 stijgbuizen met filters op verschillende diepte (vanaf globaal het hoogste grondwaterniveau steeds 0,5 m dieper tot 2,5 m beneden dit peil). Maandelijks zijn de buizen leeggepompt en is een monster van 0,5 l genomen van het daarna toestromende water. Chemische analyse van de watermonsters geschiedde dezelfde dag (orthofosfaat, pH, ammonium), daags erna (nitraat, fluoride) tot enkele dagen later (chloride, kalium).

Het eerste kwelgebied (stijgbuisraai A) ligt tussen infiltratiepan 20.1.1 en de zeereep circa loodrecht op de kust. Wellicht is er enige invloed van de zuidelijk gelegen pan 13.1 op stroomrichting en waterchemie bij de twee verst van de infiltratiepannen verwijderde punten. De stijgbuizen zijn op 10, 45, 120, 210, 335 en 375 m vanaf pan 20.1.1 geplaatst. De afstand van de stijgbuizen tot zee bedraagt 605 tot 240 m. Er liggen 2 kwelplassen tussen de stijgbuispunten (één van 10 bij 20 m tussen 45 en 120 m, een andere van 5 bij 25 m tussen 335 en 375 m vanaf pan 20.1.1). In de ondergrond komen op NAP-hoogte fragmentarische veenbanken voor in de nabijheid van de infiltratiepan en circa 10 m dieper onderbroken kleilagen. De vegetatie bestaat ter plaatse van de meetpunten uit een mozaiek van open droge duinvegetaties (10, 210 en 335 m vanaf pan 20.1.1), dicht struweel (45 en 120 m) en duinriet-kruipwilg-begroeiing (375 m). De gemiddelde afstromingssnelheid bedraagt 0,1 m/dag (0,03 tot meer dan 1 m/dag tussen de afzonderlijke meetpunten), zowel volgens een schatting met de Wet van Darcy als volgens meting van de snelheid waarmee een front van afname van de chlorideconcentratie zich met het grondwater bleek te verplaatsen.



Het tweede onderzochte kwelgebied (stijgbuisraai B) ligt tussen infiltratiepan 20.1 en de zeereep circa loodrecht op de kust (de vermoede afstroomrichting). Stijgbuizen zijn op 10, 65, 135, 225, 275 en 400 m vanaf pan 20.1 geplaatst, d.w.z. op een afstand van 310 tot 700 m vanaf de buitenzijde van de zeereep. Tussen de stijgbuizen op 135 en 225 m vanaf de infiltratiepan ligt een grote kwelplas (25 bij 70 m), tussen de andere stijgbuizen liggen kleinere kwelplassen (4 tot 7 bij 15 tot 25 m groot). De ondergrond is als bij stijgbuisserie A. Ook de vegetatie is vergelijkbaar met deze serie : afwisselend open droge duinvegetaties (225 en 400 m), duinriet-begroeiing (65, 135 en 275 m) en duindoorn-vegetatie (10 m vanaf infiltratieplas). De afstromingssnelheid van het grondwater is gemiddeld 0,3 m/dag (0,19 tot 0,87 m/dag), zowel volgens de Wet van Darcy als via de gemeten verplaatsing van een chloridefront met het grondwater.

Het derde en laatste kwelgebied (stijgbuisraai C) ligt tussen infiltratiepan 17.1 en de oostelijke sprang in de vermoede afstromingsrichting van het infiltratiewater. De stijgbuizen zijn op 10, 25, 80, 320, 355 en 550 m vanaf pan 17.1 (740 tot 1280 m vanaf zee) geplaatst. Tussen de stijgbuizen op 25 en 80 m vanaf pan 17.1 ligt een grote kwelplas (60 bij 150 m) evenals tussen 320 en 355 m (20 bij 55 m). In de ondergrond komt een vrijwel niet onderbroken veenlaag voor op circa 0 m NAP. De stijgbuizen zijn geplaatst op de overgangen tussen struwelen en open begroeiingen (10 tot 355 m) of in meidoorn-berken-bos (550 m vanaf pan 17.1). De gemiddelde afstromingssnelheid van het grondwater bedraagt circa 0,03 m/dag (0 tot 0,12 m/dag) volgens de Wet van Darcy.

BIJLAGE 8.6.

JAARGEMIDDELDE KONCENTRATIES VAN 3 MAKRONUTRIËNTEN IN HET BOVENSTE GRONDWATER IN EEN GEÏNFILTEERD DUIINGEBIED (MEIJENDEL)

De vermelde jaargemiddelde waarden zijn berekend op grond van maandelijkse metingen tussen juli 1977 en juli 1978.

Meetraai	C						A					B					
gem. stroomsnelheid grondwater (meter per dag)	0,03						0,1					0,3					
plaats	inf. pan 17.1 - landinwaarts						inf. pan 20.1.1 - zee					inf. pan 20.1 - zee					
afstand tot inf. plas (m)	10	23	80	320	355	550	10	45	120	210	335	10	65	135	225	275	400
gem. hoogte grondwaterspiegel (m + NAP)	5,31	5,37	5,15	4,90	4,93	4,37	2,65	2,25	2,10	1,84	1,73	4,40	3,76	3,26	2,57	2,32	1,92
gem. afstand grondwaterspiegel tot maaiveld (m)	1,6	1,1	1,6	1,4	1,6	1,1	2,4	0,2	0,2	1,6	2,5	1,3	0,6	1,0	1,4	0,6	1,1
jaar infiltratie °)	1977	1976	1975	- 2)	-	-	1978	1977	1974	1972	1965	1978	1977	1976	1976	1975	1975
aanwezigheid kwelplaan 3)	++		+				+					+ + ++ + +					
aanwezigheid struweel 3)	+	+	+	+	+	++	-	++	+	+	+	++	+	+	+	+	-

KALIUM (mg K <sup>+</sup> / l)																			
inlaatwater tijdens inf. 1)	5,5	5,7	9,3	- 2)	-	-	5,2	5,3	7,8	8,8	5,9	5,3	5,7	6,0	9,0	9,1	9,3		
grond-	gem. diepte onder grondwaterspiegel (meter)	0,0-0,5	5,13	2,00	1,51	1,74	1,92	3,58	5,46	2,61	6,08	1,52	2,92	6,14	4,51	2,32	6,16	2,76	2,48
	0,5-1,0	5,12	2,61	2,02	1,63	0,51	2,10	5,21	3,48	6,33	1,79	3,18	4,76	5,58	3,95	6,15	2,99	3,48	
	1,0-1,5	7,00	1,66	2,92	1,49	0,50	1,26	5,46	4,71	6,43	1,94	3,19	6,14	6,09	6,01	6,20	2,62	3,61	
water	1,5-2,0	7,05	1,17	3,48	1,30	0,50	1,42	5,59	5,63	5,44	2,11	2,89	7,57	6,59	6,88	6,31	2,30	3,51	
	2,0-2,5	- 4)	-	-	1,65	-	-	-	5,23	5,10	2,27	-	8,35	7,23	6,58	6,79	1,69	-	

NITRAAT (mg N.HO <sub>3</sub> / l)																			
inlaatwater tijdens inf.	3,8	3,7	4,0	-	-	-	3,5	3,6	4,5	4,5	2,8	3,5	4,2	4,4	4,1	4,1	4,0		
grond-	gem. diepte onder grondwaterspiegel (meter)	0,0-0,5	0,81	0,07	0,25	6,25	0,14	3,55	2,22	0,47	0,15	1,40	5,79	1,42	2,19	12,1	0,72	4,05	3,95
	0,5-1,0	0,08	0,09	0,07	8,89	0,16	1,36	1,68	2,82	0,11	1,22	6,46	1,26	0,35	8,23	0,78	6,38	3,60	
	1,0-1,5	0,06	0,11	0,08	8,16	0,10	0,09	1,68	2,48	0,11	2,76	7,78	0,98	0,52	5,12	0,69	7,01	0,67	
water	1,5-2,0	0,06	0,14	0,08	4,64	0,10	0,09	-	1,47	0,12	3,32	5,00	0,30	0,17	1,83	0,56	8,50	0,16	
	2,0-2,5	-	-	-	2,93	-	-	-	1,29	0,10	3,30	-	0,16	-	0,42	8,54	-	-	

ORTHOFOSFAAT (mg PO <sub>4</sub> / l)																			
inlaatwater tijdens inf.	0,32	0,33	0,87	-	-	-	0,21	0,26	0,57	0,55	0,20	0,23	0,32	0,41	0,58	0,82	0,87		
grond-	gem. diepte onder grondwaterspiegel (meter)	0,0-0,5	0,05	0,13	0,07	0,09	0,03	0,09	0,12	0,68	0,27	0,07	0,03	0,05	0,06	0,04	0,03	0,04	0,06
	0,5-1,0	0,06	0,04	0,26	0,06	0,11	0,12	0,12	0,08	0,15	0,06	0,03	0,05	0,04	0,05	0,02	0,07	0,08	
	1,0-1,5	0,09	0,09	0,78	0,03	0,13	0,03	0,16	0,07	0,34	0,05	0,04	0,07	0,11	0,07	0,02	0,30	0,08	
water	1,5-2,0	0,07	0,14	0,62	0,03	0,11	0,16	-	0,05	0,26	0,06	0,05	0,08	0,37	0,06	0,13	0,38	0,04	
	2,0-2,5	-	-	-	0,04	-	-	-	0,05	0,19	0,07	-	0,06	0,78	-	0,51	0,04	0,11	

0) Opgegeven wordt het jaar waarin het grootste deel van het tussen juli 1977 en juli 1978 in de stijgbuizen aangetroffen grondwater de bodem penetreerde vanuit de infiltratieplas

1) De opgegeven concentratiewaarden zijn jaargemiddelden van tot één maand nauwkeurige periodes

2) Raai C bevat tussen 320 en 550 m vanaf de infiltratieplas géén van infiltratie afkomstig water ; volgens hydrologische analyse moet alle grondwater hier van neerslag afkomstig zijn

3) Met ++ wordt een grote kwelplas (gemiddelde doorsnede 40 tot 60 meter), met + een kleine kwelplas (doorsnede 10 tot 15 meter) aangegeven tussen opeenvolgende meetpunten

4) Te weinig waarnemingen om een verantwoord en vergelijkbaar gemiddelde aan te kunnen geven

5) Met ++ wordt een struweelbedekking van 80 tot 100 % aangeduid (raai C voornamelijk Meidoorn, raai A Kruiwilg en raai B Duindoorn), met + wordt een struweelbedekking van 10 tot 20 % aangeduid (mengstruweel van Kruiwilg en Duindoorn), - geeft 0 % bedekking aan

8.7. HYDRODYNAMIC MACRO-DISPERSION AS THE CAUSAL BACKGROUND  
OF THE PHREATIC WATER TYPE MIXING IN INFILTRATED DUNES

-W.T. de Groot-

From the study of the streamlines A, B and C it has been concluded that no clear-cut rain water layer on top of the infiltration water can be distinguished. A mechanism that might account for this is hydrodynamic dispersion, the spreading of an originally sharp interface through small-scale intertwining of groundwater streamlines, caused by soil inhomogenities. To enable a general estimate of the possible influence of this phenomenon, first the theoretical interface between precipitated and infiltrated water has to be established. Then, by superimposing the spreading effect of dispersion upon this, it can be calculated whether the dispersed infiltration water might reach up to the sampling boreholes.

Between a point on a distance  $x$  from an infiltration pond, at which exists a groundwater table with a slope  $i$ , a sharp interface at a depth  $H$  and with slope  $j$ , a constant net precipitation of  $p$  m/day and a groundwater velocity  $v$ , and a point on a small distance  $dx$  further downstream, the continuity equation of the overlying body of rainwater can be written as follows (ref. figure 35) :

$$A + B - C = 0$$

$$H \cdot v + p \cdot dx - (H + \frac{dH}{dx} \cdot dx) (v + \frac{dv}{dx} \cdot dx) = 0$$

This, by neglecting second-order terms, dividing by  $dx$ , applying Darcy's law and assuming the water table to be straight, reduces to :

$$j - i = \frac{p}{v}$$

which is, in words, that the theoretical interface between the two water types has a slope, relative to the phreatic water table, equal to the ratio of precipitation and infiltration velocities. For example, in streamline A, characterized by

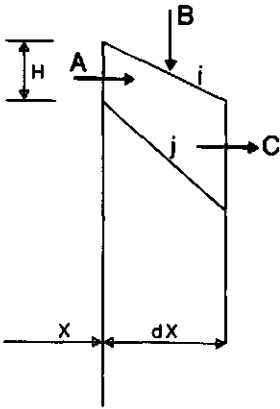


FIGURE 35. Defining the symbols for the derivation of the theoretical interface slope

- A horizontal inflow
- B effective precipitation
- C horizontal outflow
- i phreatic level slope
- j slope of interface between rainwater and infiltration water

$p = 1$  mm/day and  $v = 30$  mm/day, the interface should be at about 3.3 m below the phreatic level at 100 m from the infiltration pond, implying that the sampling plots from A3 onwards should be completely free from infiltration water influences. As can be seen in figure 8, this obviously is not the case.

The spreading effect of dispersion is described by BEAR (1969) as depending on a factor  $D.t$ , in which  $D$  is the dispersion coefficient of the flow, and  $t$  the travel time of the water particle under consideration. It is generally found that for the given flow rates  $D$  is proportional to the groundwater velocity  $D = \lambda.v$ . Thus, VERRUIJT's (1971) time-independent solution of the concentration gradient perpendicular to the interface is arrived at :

$$\frac{c(x,y)}{c_0} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left\{ \frac{y}{2\sqrt{x}} \right\}$$

in which expression

$x$  = the distance from the infiltration pond

$y$  = the height above the theoretical interface between the watertypes

$c(x,y)$  = the concentration of a substance at the point  $(x,y)$

$c_0$  = the substance's concentration in the infiltration pond

$\operatorname{erfc} \{z\}$  = the complementary error function

$$\operatorname{erfc}\{z\} = 1 - \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^z e^{-t^2} \cdot dt$$

tabulated in ABRAMOWITZ & STEGUN (1970)

X = a modified horizontal distance,  $x/\lambda_L$

Y = a modified vertical distance,  $y/\sqrt{\lambda_L \cdot \lambda_T}$

$\lambda_L$  = a characteristic length for longitudinal dispersion in the given porous medium

$\lambda_T$  = as above, for transversal dispersion.

In laboratory experiments, it is found that  $\lambda_T$  and  $\lambda_L$  are of the order of magnitude of the grain size diameter. However, in field measurements these lengths turn out to be one order of magnitude higher. This "macro-dispersion" is ascribed to large-scale inhomogenities which, for the aquifer under consideration, may consist of overblown wind ripples, humic layers, peat and differential wind-driven sand sorting.

DE GROOT (1981), analysing chloride break-through curves in a streamline close to those under consideration in this article, found that  $\lambda_L$  might amount to approximately 0.20 m. In view of the given groundwater velocities, an estimate of  $\lambda_T = \frac{1}{2} \lambda_L = 0.05$  m is justified. This yields:  $X = 5 x$  and  $Y = 10 y$ . VERRUIJT (1971) gives iso-concentration curves ( $c/c_0$  is constant) in the X - Y - plane, graphically representing the above solution. These were used as a basis for figure 36, in which X and Y are transformed, through the ratios found, into the real distances x and y. In the figure, the calculated theoretical interface between infiltrated and precipitated water is the dispersion basis, the line  $c/c_0 = 0.5$ . As can be seen, in streamline A, the influence of the infiltrated water can reach up to plot A4. In streamline B, all boreholes should, in a decreasing extent, mirror the infiltration water quality for chemically inert substances. It can also be shown that streamline C, with its highest p/v ratio, should be practically free of infiltration water influences from the plot C2 onwards. These findings comply with the measured general mixing pattern, ref. figure 8. Hence, it can be concluded that hydrodynamic macro-dispersion

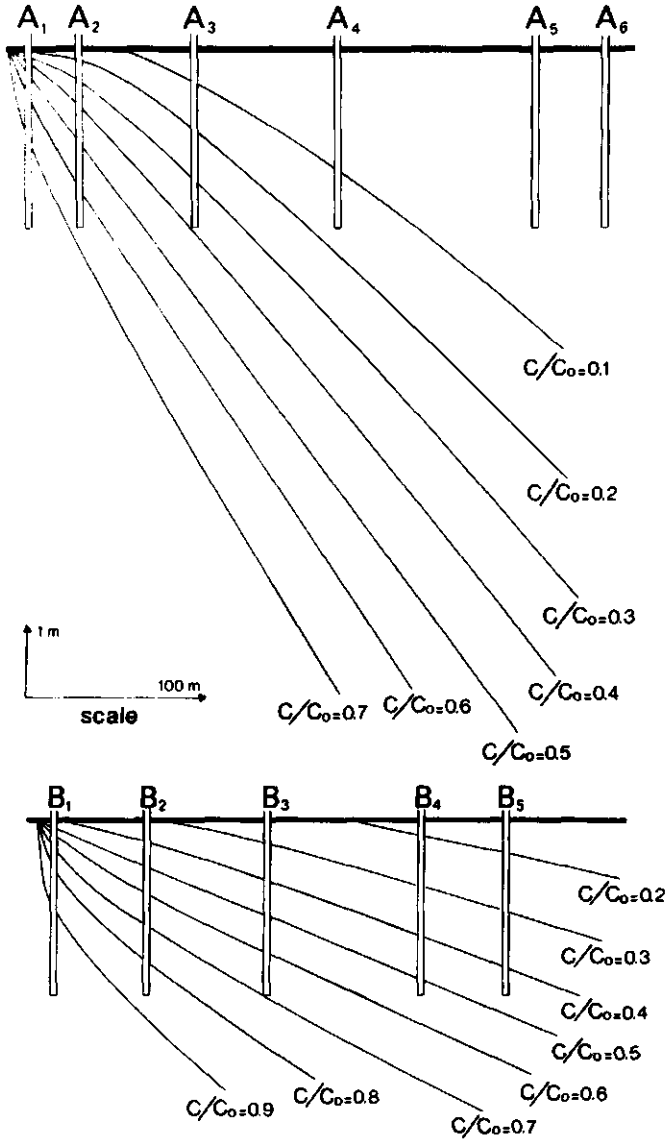


FIGURE 36. The rainwater/infiltration water mixing pattern, calculated as a transversal dispersion with  $\lambda_T = 0.05$  m superimposed on the theoretical interface, for streamlines A and B.  $C$  and  $c$  denote actual and infiltration water tracer concentrations, respectively. The average  $c/c_0$  over a sampling plot compares with the empirical  $A_{inf}$  (ref. main text).

can account for the poor development of a rain water layer.

Because relatively cold precipitation water may overlay relatively warm infiltration water during the winter, density current instabilities might be proposed as an alternative explanation. However, it can be calculated that the critical Raleigh number, the criterion for the development of temperature-driven mixing, is not exceeded in the aquifer under consideration.

#### References

- Abramowitz, M. and Stegun, I.A. (eds.) (1970). Handbook of Mathematical functions. Dover Publ. Inc., New York.
- Bear, J. (1969). Hydrodynamic Dispersion. In: R.J.M. de Wiest (ed.). Flow through porous media. Academic Press, New York.
- Meinardi, C.R. (1974). The origin of brackish ground water in the lower parts of The Netherlands. State Institute for Water Supply, The Hague.
- Verruijt, A. (1971). Steady dispersion across an interface in a porous medium. Journal of Hydrology, 14, pp. 337 - 347.

BIJLAGE 8.6. JAARGEMIDDELTE KONCENTRATIES VAN DRIE MAKRONUTRIËNTEN IN HET OPPERVLAKTENWATER VAN GEÏNFILTRERDE DUINGEBIEDEN

De gehalten zijn weergegeven in mg/l. De kwelplassen zijn gerangschikt volgens toenemende afstand tot de meest nabijge infiltratieplas.

Bronnen: ANONYMUS, 1972 - 1978; DE JONGE & VAN 'T SANT, 1976; RINGELBERG-GIESEN, 1982; VAN DER ZWAN, 1978; VAN HEZEWIJK, 1983; VAN NIEUKERKEN & VAN TOL, 1978; VAN OMMERING, 1981.

type en nummer van de bemonsterde plas	afstand (meter) vanaf		jaargemiddelde concentratie		
	inf.plas	winning	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	K <sup>+</sup>
<b>LUCHTERDUINEN (1976)</b>					
infiltratiegeul 15	0	- 0)	0,047	20,4	-
" " 4	0	-	0,070	21,2	-
kwelpas 5	20	?	0,304	6,85	-
" " 1	20	70	0,025	3,98	-
" " 4	40	0	0,141	10,8	-
" " 2	50	0	0,034	3,41	-
" " 24	130	0	0,057	6,81	-
" " 11	130	0	0,028	5,41	-
" " 10	150	?	1,74	0,13	-
" " 7	= *)	120	0,045	3,72 x)	-
" " 8	=	260	0,127	0,01	-
<b>BERKHEIDE (1977-1978)</b>					
			<u>1977</u>	<u>1978</u>	
infiltratiegeul Ia	0	- 0)	-	1,18	- 10,4
" " Ib	0	-	-	1,11	- 9,3
" " V	0	-	-	0,69	- 3,2
" " VI	0	-	-	1,10	- 8,8
" " XXV	0	-	0,78	-	0,69 - 13,1
" " XXVIII	0	-	1,47	-	9,9 - 16,0
" " XXXI	0	-	1,68	-	5,8 - 14,4
kwelpas 5D15	15	90	-	0,40	- 0,71 - 10,6
" " 3D13	15	130	-	1,02	- 1,04 - 11,6
" " 2H16	20	300	1,36	1,79	1,09 0,93 15,3 11,9
" " 2H14	70	245	-	0,52	- 1,29 - 10,9
" " 3D11	75	5	-	0,23	- 0,74 - 7,5
" " 2H12	120	250	0,82	0,71	0,57 0,60 14,7 10,6
" " 2F5	140	120	1,74	-	2,00 - 13,9
" " 3D1	185	110	-	0,45	- 3,28 - 8,2
" " 2H9	205	145	0,11	0,30	0,76 0,65 12,8 10,6
" " 2I6	220	25	-	0,22	- 2,92 - 4,5
" " 2H8	240	100	0,17	-	- 0,36 - 12,1
" " 2H6	270	85	0,11	0,30	0,37 0,89 11,0 8,2
" " 2H4	300	8	0,08	-	0,37 - 3,3
" " 3E1	20	=	-	0,71	- 0,85 - 11,3
" " 3G1	25	=	-	0,18	- 1,15 - 10,4
" " 3E14	30	=	-	0,46	- 1,03 - 2,2
" " 3G12	30	=	0,10	0,14	2,76 2,70 11,8 10,1
" " 3G10	32	=	0,43	0,34	1,40 0,96 3,4 6,0
" " 3E6	55	= :)	-	0,10	- 0,78 - 4,9
" " 3G6	60	=	0,10	0,13	2,33 0,74 3,3 2,6
" " 3G3	65	=	0,10	0,16	0,74 0,58 3,9 6,0
" " 3G4	80	=	0,13	0,19	0,66 1,32 2,8 3,4
" " 3E12	130	=	-	0,07	- 0,77 - 1,6
<b>MEIJENDEL (1977-1978)</b>					
			<u>1977</u>	<u>1978</u>	
infiltratieplas 17.1.0	0	- 0)	0,28 <sup>xx)</sup>	0,09	12,4 <sup>xx)</sup> 9,00 -
" " 17.1.0	0	-	0,060	0,034	- 11,47 4,6 5,2 *)
" " 20.1.0	0	-	0,120	0,036	- 12,44 5,0 5,6
" " 20.1.1.0	0	-	0,048	0,033	- 7,53 4,8 5,6
" " 26.1.1.0	0	-	0,089 <sup>xx)</sup>	0,035	8,87 <sup>xx)</sup> 7,26 -
kwelpas K10	20	800	0,055	-	1,72 0,56 3,8 -
" " K11	70	800	0,061	-	- 0,08 2,6 -
" " K25	330 *)	440	0,074	-	- 0,20 1,3 -
" " G21	46	730	0,095	-	4,63 2,93 4,0 -
" " L9	60	530	0,138	-	- 0,24 5,0 -
" " L8	70	540	0,116	-	- 0,92 4,5 -
" " G20	80	720	0,126	-	- 0,63 5,5 -
" " G15	153	680 :)	0,067	-	3,92 4,38 4,8 -
" " L1	170	430	0,058	-	0,08 1,23 2,4 -
" " G67	235	650	0,089	-	- 2,40 3,2 -
" " G68	305	470	0,080	-	- 2,19 1,7 -
" " Z12	345	310	0,080	-	- 0,72 2,4 -

x) tijdens het vegetatieseizoen steeds onder de detectiegrens (1 mg K<sup>+</sup>/l)

\*) plassen buiten het infiltratiegebied (tussen Westkanaal en de zee)

\*) in 1974 bedroeg de kaliumconcentratie ongeveer 8 mg/l

\*) de grondwaterstroming vanaf de infiltratieplassen is hier zo langzaam dat het infiltratiewater pas na 50 jaar 330 m heeft afgelegd, terwijl de infiltratie ca. 25 jaar startte.

1) deze plassen liggen tussen infiltratieplas 20 en zee, waar geen winning plaatsvindt. De gegeven waarden geven de afstand tot zee aan, waarheen de afstroming plaatsvindt.

0) de afstand tussen infiltratieplas en winningsmiddel is niet aangegeven (meestal tussen 50 en 200 m)

xx) vóór de verbeterde voorzuivering bedroeg de concentratie (in 1975) 0,60 mg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/l en 16,2 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l in inf.plas 17.1 en 0,41 mg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/l en 12,5 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l in inf.plas 26.1.1.

::) hier nauwelijks invloed van winningsmiddelen



BIJLAGE 8.9

Lijst van de 169 bij het onderzoek aangetroffen plantesoorten (bij hoofdstuk 5)

Per soort zijn de volgende karakteriseringingen vermeld :

- f = frekwentie, het aantal keren dat de soort in de 99 opnamen is aangetroffen ;  
 R = oekologische soortengroep volgens VAN DIJK (1982) of naar BOL et al. (1977), respektievelijk R4, R7, R20 en R53 ;  
 N = oekologische soortengroep naar ELLENBERG (1979) (N1 houdt stikstofgetal 8 of 9 in, N2 alle stikstofgetallen hoger dan 6) ;  
 Z = zeldzaamheid binnen Nederland volgens uurhokfrekwentieklassen in ARNOLDS & VAN DER MEIJDEN (1975) ( a = algemeen, klasse 8 of 9 ; z = zeldzaam, klassennummer 4 of lager).

soort	f	R	N	z	soort	f	R	N	z
Achillea millefolium	1			a	Daucus carota	2			a
Agrostis canina	3				Drosera rotundifolia	2			
A. gigantea	4		2		Echinodorus ranuncul.	2			z
A. stolonifera	34			a	Eleocharis pal. pal.	17			
Agrimonia eupatoria	1				E. palustris uniglumis	11			
Alnus glutinosa	1		a		E. quinqueflora	3			z
Ammophila arenaria	1				Elytrigia junceiformis	1		2	
Anagallis tenella	3		z		E. repens	4	20	1	a
Arrhenaterum elatius	1		2	a	Empetrum nigrum	1			
Betula pubescens	6				Epilobium hirsutum	22	4	1	a
Calamagrostis canescens	4				E. parviflorum	5	53		a
C. epigeios	74	7			Equisetum arvense	7			a
Caltha palustris	1				E. palustre	2			a
Calystegia sepium	6		1	a	Erica tetralix	3			
Cardamine flexuosa	3				Eupatorium cannabinum	26	4	1	a
C. pratensis	6		a		Euphrasia stricta	5			
Carex acuta	1				Festuca arundinacea	1			
C. acutiformis	1				F. rubra	19			
C. arenaria	53				Filipendula ulmaria	1			a
C. demissa	1		z		Fragaria vesca	3	53	2	
C. disticha	6				Galium aparine	1	20	1	a
C. flacca	19				G. palustre	8			a
C. hirta	10				G. uliginosum	2			
C. nigra	7				Glaux maritima	1			
C. panicea	5				Glechoma hederacea	5	20	2	a
C. pseudocyperis	16				Helictotrichon pubesc.	2			
C. riparia	4				Hippophaë rhamnoides	14			
C. rostrata	1				Hippuris vulgaris	2	53		
C. serotina	9		z		Holcus lanatus	7			
C. trinervis	20		z		Hydrocotyle vulgaris	20			a
Centaurium littorale	3		z		Iris pseudacorus	9		2	
Cerastium fontanum	2		a		Juncus acutiflorus	2			
C. semidecandrum	1				J. alpinus-articulatus	5			z
Cicendia filiformis	1		z		J. articulatus	37			a
Cicuta virosa	1				J. bufonius	5			a
Cirsium arvense	25	4	2	a	J. bulbosus	4			
C. palustre	3		a		J. compressus	1			
C. vulgare	10	20	1	a	J. inflexus	1			

soort	f	R	N	z	soort	f	R	N	z
<i>Juncus subnodulosus</i>	10			z	<i>Pulicaria dysenterica</i>	2			
<i>J. subuliflorus</i>	1				<i>Radiola linoides</i>	1			z
<i>Lathyrus pratensis</i>	5		2		<i>Ranunculus acris</i>	1			a
<i>Lemna minor</i>	1			a	<i>R. aquatilis</i>	3			2
<i>L. trisulca</i>	2		2	a	<i>R. flammula</i>	10			
<i>Leontodon nudicaulis</i>	1			a	<i>R. lingua</i>	2			2 z
<i>Ligustrum vulgare</i>	3				<i>R. repens</i>	6			a
<i>Linum catharticum</i>	3				<i>Rhinanthus serotinus</i>	1			
<i>Liparis loeselii</i>	1			z	<i>Rorippa islandica</i>	2	53	1	a
<i>Littorella uniflora</i>	1			z	<i>Rubus caesius</i>	46	20		1
<i>Lolium perenne</i>	1		2	a	<i>Rumex acetosa</i>	3			a
<i>Lonicera periclymenum</i>	4				<i>R. conglomeratus</i>	7			1 a
<i>Lotus corniculatus</i>	10			a	<i>R. crispus</i>	4	53		a
<i>L. uliginosus</i>	5				<i>R. hydrolapathum</i>	2	53	2	a
<i>Luzula campestris</i>	3			a	<i>R. maritimus</i>	1	20		1
<i>Lycopus europaeus</i>	56	7	2	a	<i>Sagina apetala</i>	6			z
<i>Lysimachia nummularia</i>	1			a	<i>S. nodosa salina</i>	4			z
<i>L. thyrsoiflora</i>	3				<i>Salix caenerea</i>	3			a
<i>L. vulgaris</i>	8				<i>S. fragilis</i>	2			2
<i>Lythrum salicaria</i>	22				<i>S. purpurea</i>	1			
<i>Mentha aquatica</i>	64	7		a	<i>S. repens</i>	61			
<i>Moehringia trinervia</i>	2		2		<i>Samolus valerandi</i>	7	53		2
<i>Molinia caerulea</i>	5				<i>Scirpus maritimus</i>	1			
<i>Myosotis laxa</i>	10				<i>S. lacustris glaucus</i>	9			
<i>M. palustris</i>	2			a	<i>S. setaceus</i>	3			z
<i>M. ramosissima</i>	3				<i>Scutellaria galericul.</i>	4			2
<i>Myrica gale</i>	1				<i>Sedum acre</i>	1			
<i>Nasturtium microphyllum</i>	4		2		<i>Senecio jacobaea</i>	6			
<i>Oxycoccus macrocarpos</i>	4			z	<i>Sium erectum</i>	1			2 a
<i>Oenanthe fistulosa</i>	4				<i>Solanum dulcamara</i>	4	20		1 a
<i>Ononis repens</i>	2				<i>Sonchus arvensis</i>	2			
<i>Parnassia palustris</i>	2			z	<i>S. asper</i>	1	53		2 a
<i>Phragmites australis</i>	42	53		a	<i>S. palustris</i>	1			2 z
<i>Pimpinella major</i>	1	20	1	z	<i>Sparganium erectum</i>	1			a
<i>Plantago lanceolata</i>	4			a	<i>Stellaria alsine</i>	4			
<i>P. major major</i>	2			2 a	<i>S. media</i>	1	53		1 a
<i>P. major pleiosperma</i>	3				<i>Taraxacum s.vulgaria</i>	3			2 a
<i>Poa annua</i>	2	20	1	a	<i>Thelypteris palustris</i>	1			
<i>P. pratensis</i>	32			2 a	<i>Trifolium repens</i>	4			2 a
<i>Polygonum amphibium</i>	3	20	2	a	<i>Typha angustifolia</i>	4			2
<i>P. persicaria</i>	1			2 a	<i>T. latifolia</i>	16	53		1 a
<i>Potamogeton polygonifol.</i>	2			z	<i>Urtica dioica</i>	28	4		1 a
<i>Potentilla anserina</i>	6			2 a	<i>Valeriana officinalis</i>	7			a
<i>P. erecta</i>	3				<i>Veronica beccabunga</i>	2			2
<i>P. palustris</i>	7				<i>V. catenata</i>	5	53		2
<i>P. reptans</i>	5			a	<i>Vicia sativa</i>	4			a
<i>Prunella vulgaris</i>	9			a					

## 8.10. CURRICULUM VITAE

De auteur van dit proefschrift werd op 26 juli 1948 te Heerlen geboren. In Heerlen zijn de lagere school en de H.B.S.-B opleiding (St. Bernardinus-kollege) gevolgd.

In 1966 begon de auteur met de studie Biologie aan de Universiteit van Amsterdam waar in 1970 het kandidaatsexamen werd behaald. De doktoraal studie kon door externe omstandigheden niet als gepland een hoofdvak Dierpsychologie omvatten. Inmiddels was echter de belangstelling voor natuur en milieu gewekt (Nederlandse Jeugdbond voor Natuurstudie, Sjoc-groep, Natuur na '70, Anti-Vervuillingsleger) en de studie werd nadrukkelijk in die richting omgebogen. De doktoraal onderwerpen werden Vegetatiekunde en Plantenoekologie, Mikrobiologie en Milieukunde. De onderzoeksobjecten waren hierbij respectievelijk waterplanten en waterverontreiniging in Limburg ; de oekofysiologische respons van het groenwier *Scenedesmus* op variatie in saliniteit ; en de Limburgse corticole epifyten in relatie tot de luchtverontreiniging.

In mei 1975 werd de studie afgesloten en volgde tegelijkertijd een aanstelling als vegetatiekundige bij de Vakgroep Milieubiologie <sup>1)</sup> van de Rijksuniversiteit te Leiden. Hier werd een studie verricht naar de gevolgen van duininfiltratie voor de vegetatie, een vierjarig projekt gesubsidieerd door het Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne. In samenhang hiermee was de auteur medeoprichter van de "Werkgroep Waterwinning" <sup>2)</sup>, een groep van voornamelijk verontruste biologen die de waterwinning in het Nederlandse duingebied kritisch volgde. In aansluiting op het extern gesubsidieerde onderzoek werd de auteur door de Vakgroep Milieubiologie de gelegenheid geboden om het onderzoek naar de relaties tussen oevervegetaties en nutriëntparameters wetenschappelijk uit te diepen via een aanstelling als wetenschappelijk assistent (1979 - 1983). Dit proefschrift vormt de afsluiting van het promotieonderzoek.

<sup>1)</sup> sedert begin 1983 Afdeling van de Vakgroep Populatiebiologie

<sup>2)</sup> deze werkgroep staat aan de basis van de latere Stichting Duinbehoud waarvan de auteur bestuurslid is

## 9. SUMMARY

*Many Dutch coastal dune areas have been infiltrated artificially for public water supply purposes. This infiltration of eutrophic water fosters the occurrence of nitrophilous tall hemicryptophytes in phreatophytic vegetations. The rich and diverse indigenous vegetations of wet dune slacks have almost completely disappeared from the infiltrated dune areas.*

*This thesis<sup>1)</sup> describes investigations into the relation between the vegetation on the banks of natural and artificial dune pools and lakes and the available quantities of macro-nutrients. These studies were carried out both in infiltrated and in non-infiltrated dune areas.*

*The vegetation has been analysed by using various ecological parameters. Among the three main macro-nutrients (phosphate, nitrate and potassium), the supply of phosphate due to flowing ground water shows a very significant and probably causal relation with the applied vegetation parameters. In non-infiltrated areas, the supply of macro-nutrients due to mineralization of organic matter appears to dominate the supply due to flowing ground water.*

### 9.1. INTRODUCTION

Many coastal dune areas in the West of the Netherlands are being infiltrated artificially. As the infiltrating waters are eutrophic and large volumes are involved, this has a distinct impact on the environment.

The use of dune areas for the public water supply has led to their protection and conservation. However, the ecological changes caused by artificial infiltration have a negative effect on the nature values of these areas (LONDO, 1975 ; VAN DER MEULEN, 1982 ; VAN DER WERF, 1974 ; VAN DIJK, NOORDERVLIET & VAN

<sup>1)</sup> *English title:* The impact of artificial infiltration of eutrophic water in Dutch coastal dunes on phreatophytic vegetations

STRIEN, 1982]. One of the most striking effects of dune infiltration is a rapid spreading of plant species with a high nutrient demand at the expense of the original vegetation, especially in wet places. These species can be labelled nitrophilous tall hemicryptophytes according to MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG (1974) and ELLENBERG (1979).

The increasing abundance of the nitrophilous tall hemicryptophytes is particularly obvious along the banks of recharge ponds which serve as entrances for the infiltration water into underlying dune sands. Later on, this process also occurs on the banks of seepage pools. These pools are found in natural depressions and are caused by a general rise in ground water levels due to the infiltration. Even the vegetation of seepage pools found at a distance of several hundreds of metres from the recharge ponds is affected by eutrophication (LONDO, 1975 ; VAN DER WERF, 1974).

## 9.2. THE DUNE INFILTRATION

For about one century the Dutch coastal dunes have served as catchment areas for the public water supply. These dunes contain a large stock of fresh water suitable for drinking water ; its depth exceeds 50 metres below sea level (see figure 32 in Appendix 8.1). At first, the exploitation was simply a matter of extracting natural ground water from open canals and wells. At the turn of the century the quantity of water abstraction started to exceed the natural recharge by precipitation. Since then the over-exploitation threatened the existence of the fresh-water stock under the dunes and even threatened to cause salinisation of the public water supplies (CARRIÈRE, 1927). In order to continue water extraction from the dunes it was necessary to replenish the existing stocks with surface water from outside the area. To this end large infiltration projects were carried out around 1955.

This artificial recharge serves two purposes : it creates storage of water in the dunes, to be used in periods of drought, and it assists in the purification of the very polluted surface water. This water is taken from the rivers Rhine or Meuse or from polder watercourses, which in turn receive their water from the Rhine, especially in dry periods. All these waters are highly eutrophic. In the dune areas involved, the amount of infiltrated water exceeds the natural recharge with a factor 10 to 20 (BAKKER, 1981). Dune infiltration occurs from recharge ponds of about 50 to 300 m in length and 15 to 50 m in width. Their depth usually ranges between 1.5 and 2.5 (sometimes up to 7) metres. Catchment points - drains or wells - are situated at a certain distance from the ponds so that the infiltrated water is held in the dunes for a period of 1 to 3 months. The water, while flowing from the recharge ponds to the catchment points, is purified to a certain degree. Nowadays however, the extracted infiltration water still requires further treatment to meet drinking water standards.

Seepage areas with many pools and marshes may occur between the recharge ponds and the sea or between the ponds and the catchment points. The seepage pools are situated at a distance of 10 to about 500 m from the recharge ponds. They are much smaller and shallower, their depth usually being 0.5 to 1 m.

### 9.3. ECOLOGICAL IMPLICATIONS

Water exploitation in the dunes has an important ecological impact. Pumping out ground water caused a general lowering of the phreatic level over large areas. As a consequence the originally wet dune slacks, once covering one third of the whole dune area, dried up (BAKKER, 1981). One of the most striking ecological effects of this drying was an almost complete disappearance of moisture-loving vegetations from the water catchment areas at the beginning of this century (BAKKER et al., 1979 ; VAN ZADELHOFF, 1981). The indigenous vegetations of wet dune slacks consisted of a large number of species, most of them being

phreatophytes. In wet and moist places (hygroseries and meso-series of the vegetation), the original vegetation was characterized by species such as *Parnassia palustris*, *Schoenus nigricans*, several *Dactylorhiza*-species, *Epipactis palustris* and many other species which have become very rare in the Netherlands.

The introduction of dune infiltration was expected to re-establish the original wet dune slack vegetations. This expectation was not fulfilled. Although wet conditions have been restored, not only in and around the recharge ponds but also in seepage pools some distance away, the original vegetations did not return. Around the recharge ponds extremely nitrophilous species such as *Urtica dioica* and *Epilobium hirsutum* soon dominated the hygroseries and the meso-series, instead of the vanished species mentioned above (LONDO, 1975 ; VAN DER MEULEN, 1982 ; VAN DER WERF, 1974 ; VAN ZADELHOFF, 1981). Not only the recharge ponds and canals show a vegetation of extremely nitrophilous species along their banks, but also the seepage pools, which have no direct contact with the infiltrated water, showed similar trends, although some years later. Even seepage pools several hundreds of metres away from the recharge ponds turned out to be affected.

#### 9.4. ECOLOGY OF NITROPHILOUS TALL HEMICRYPTOPHYTES IN PHREATOPHYTIC VEGETATIONS OF COASTAL DUNES

The vegetation of wet and moist biotopes in coastal dunes is determined by many ecological factors. LONDO (1971) and VAN ZADELHOFF (1981) report the following characteristics of the biotopes of wet dune slacks : a low trophic level, a constant seasonal fluctuation of the water level and a relief formed by sand drift. Concurrence of these factors can result in many different situations with a potentially large variety of vegetations. The growth of shrubs and woods and the occurrence of abundant covers of tall hemicryptophytes may mask original and small-scale gradients of moisture, inclination, soil

development and others. Thus such covers threaten the indigenous and diverse low vegetations of early succession stages which contain many rare species.

The occurrence of competitive nitrophilous tall hemicryptophytes in phreatophytic vegetations is generally ascribed to an excessive supply of macro-nutrients. Nitrophilous tall hemicryptophytes (classification after MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974, and ELLENBERG, 1979) can rapidly build up a large biomass above ground under conditions of an ample nutrient supply and are therefore classified as 'competitors' by GRIME (1979). These species are particularly competitive regarding space and light. Their occurrence is not limited to infiltrated dune areas. Also in unaffected areas they are present. But here, abundant growth is limited to a few places with soils of high humus content, where relatively large amounts of macro-nutrients are liberated from organic compounds as a result of mineralization. Examples of such indigenous nitrophilous species are *Calamagrostis epigeios*, *Mentha aquatica* and *Lycopus europaeus*.

Massive growth of extremely nitrophilous species is found along the banks of ponds for artificial recharge. A relation between the vegetation and the highly eutrophic infiltration water is plausible (VAN DER WERF, 1974 ; LONDO, 1975 ; VAN DER MEULEN, 1982 ; VAN DIJK, 1982). Nitrophilous tall hemicryptophytes which are common in phreatophytic vegetations in infiltrated dune areas are *Urtica dioica*, *Epilobium hirsutum* and *Eupatorium cannabinum*. None of these is common in wet places of unaffected dune areas.

#### 9.5. SCOPE OF THIS STUDY ; RESEARCH OBJECTIVES

In chapter 1 a general analysis is presented of the ecological characteristics of plant species whose numbers have declined in the dune areas after infiltration. These characteristics are compared with those of species which have increased over the same period. Decline and increase must be considered as relative



terms: the changes in infiltrated areas - where the water supply is always dominant - have been compared with those in non-infiltrated dunes where phreatophytes may have suffered from drought. The two groups of species have been derived from BAKKER et al. (1979) and are represented in table 1. ELLENBERG (1979) gives ecological indicator values for most of these species which were averaged over the two species groups. These indicators concerned acid degree, nitrogen content and moisture of the soil, light, temperature and fluctuation of the water level. Also indicators for the phreatic level (LONDO, 1975b) and sensitivity to desiccation (BAKKER et al., 1979) were used.

The analysis of the ecological indicators shows that most of the species whose numbers have increased in infiltrated areas are extremely dependent on a high nutrient supply. The average nitrogen indicator (according to ELLENBERG, 1979) for the nineteen species which had increased was 7.3 (standard deviation 1.7 ; range 3 - 9<sup>1</sup>). On the other hand, the fifty species which tended to disappear from the infiltrated dune areas were marked by a low nitrogen indicator with an average value of 3.5 (s.d. = 1.6 ; range 2 - 7). The other ecological features which were examined did not show significant differences between the two groups of species except that the species dependent on inundation had increased in the infiltrated areas, whereas the species of the mesoseris had decreased. This supports the intuitive notion of VAN DER WERF (1974) and LONDO (1975) that 'an increased nutrient content in the environment caused by the dune infiltration' is the key factor for the changes in the vegetations of phreatophytes.

However, these general results do not indicate what may be achieved by changes in water management, planning or pretreatment of the infiltrating waters. The conclusion of chapter 1 is that if the aim is to stop further increase of the cover of nitrophilous species and to restore the original vegetation, a

<sup>1</sup>) The scale of the nitrogen indicator goes from 2 ('strongly avoiding nitrogen') to 9 ('occurring in cases of excessive nitrogen supply').

more quantitative description of the ecological mechanisms is indispensable.

Chapter 2 describes the vegetation along the banks of seepage pools and recharge ponds in four infiltrated dune areas. The results are presented in tables 3 to 10 (for tables 3 to 9 see Appendix 8.3). Tables 3 to 6 present characteristics of the herbaceous bank vegetation of recharge ponds, tables 7 and 8 concern the composition of the vegetation along the seepage pools, and tables 9 and 10 summarize the preceding tables. Furthermore, the bank vegetations are related to parameters of the nutrient supply by infiltration water per unit of dune area and per unit area of recharge pond. The data used concern the growth determining macro-nutrients phosphate and nitrogen. Both the concentrations and the loads of these nutrients have been studied.

The observation of the abundant growth of nitrophilous tall hemicryptophytes along seepage pools up to several hundreds of metres away from recharge ponds instigated the investigation presented in chapter 3. This chapter deals with the first step in the eutrophication process, the penetration of dissolved nutrients into the dune ecosystem.

Originally it was assumed that natural recharge would form a layer of precipitation water on top of the infiltration water, especially in those areas where infiltration water is held for a relatively long period. In that case the water in seepage pools would not be affected by the eutrophic infiltration water occurring at greater depth. The mentioned abundance of nitrophilous vegetations along the banks of the seepage pools caused doubt about the assumption that the upper layer of the ground water remains unaffected.

Thus, the principal research objective was :

1. To find the distance and extent of eutrophication caused by the artificial recharge.

Additional questions were :

2. Does precipitation water form a separate layer on top of the

infiltrated ground water ?

3. To which extent are the macro-nutrients brought in by the infiltration water, removed by fixation in the soil or by other processes ?

In order to answer question 2 a programme was set up to analyse the quality of the upper ground water layer in seepage areas along three streamlines with different velocities of the ground water flow. To assess the origin of the ground water - infiltration or precipitation - the concentration of some tracers (chloride, fluoride and potassium) was measured at different depths between the phreatic surface and a depth of 2.5 metres.

In order to answer question 3 concentrations of two prominent macro-nutrients (orthophosphate and nitrate) in the ground water and in connected seepage pools were measured simultaneously. These analyses were carried out monthly during one year within one water catchment area (Meijendel). To generalise the results of these investigations the concentrations of tracers and macro-nutrients in many recharge ponds and seepage pools were studied in two additional dune areas used for water supply.

In the chapters 4, 5 and 6 the emphasis is on the clarification of the relation between nutrient enrichment caused by infiltration ('dose') and its impact on the vegetation ('effect'). The latter is described mainly in terms of added covers of selected nitrophilous tall hemicryptophytes. The central hypothesis in these relation studies is that this dose-effect-relation is a steadily increasing function (in a later stage, this hypothesis had to be rejected ; see conclusion 15 of chapter 4).

In the studies described in the chapters 4, 5 and 6 the investigation of the nutrient supply has been focussed on orthophosphate, nitrate and potassium. These three macro-nutrients are growth limiting in the dunes (WILLIS, 1963 ; OLLSON, 1974). Nitrogen and phosphorus occur mainly in the form of nitrate and orthophosphate (chapter 3) ; in these forms

nitrogen and phosphorus are easily absorbed by the vegetation (NYE & TINKER, 1977, and others). Nitrate or orthophosphate are also relatively growth limiting macro-nutrients in the infiltrated water (chapter 3).

Chapter 4 describes a study on the direct causes of the increasing occurrence of nitrophilous tall hemicryptophytes on banks in two infiltrated dune areas. Vegetation relevés were made along infiltrated banks of recharge ponds and seepage pools. The research covered a wide range of relevant factors such as nutrient concentrations and velocity of the ground water flow.

The vegetation has been described according to two ecological species groups consisting of 2 and 6 nitrophilous tall hemicryptophytes which are fostered by artificial dune infiltration. The added covers of each group have been related to the concentrations of macro-nutrients in the infiltrating water, the flux density of the ground water in the banks and the product of nutrient concentration and flux density ('the gross momentary nutrient load'). At the end of chapter 4 the results are discussed in relation to the management policies applied to dune water catchment.

Chapter 4 deals with research data which concern existing infiltrated dune areas. Therefore the degree to which future pretreatment of the infiltration water can reduce or even eliminate the adverse effects on the vegetation cannot be quantified. Subsequently, further research projects were not limited to the infiltrated dunes. Non-infiltrated areas were included in the investigations described in chapters 5 and 6 in order to study the effects of lower external nutrient loads.

Also in chapters 5 and 6 the vegetation is described in terms of added covers of nitrophilous tall hemicryptophytes. In chapter 5 four ecological species groups have been distinguished on the basis of nutrient demand, in chapter 6 three groups are distinguished.

The research objective of chapter 5 was twofold. In the first place it was investigated whether the correlation between the abundance of nitrophilous tall hemicryptophytes and the nutrients supplied by the ground water flow in infiltrated areas (see conclusions of chapter 4), was also valid for non-infiltrated areas with a lower load level. The secondary research objective was to apply the relations found at these lower supply levels to future management policies in infiltrated dune areas, notably in connection with possible further pre-treatment of the infiltration water.

In chapter 5 the main criterion is the sum of the covers of selected nitrophilous species. Various parameters of this kind are obtained by selecting different combinations of species. Figure 25 gives a hypothetical graphic illustration of the anticipated vegetation parameters. This figure suggests that the ecological species group with the lowest nutrient demand reaches its maximum cover before ecological species groups of extreme nitrophilous species have begun to emerge. In the absence of competition, such relations are characterized by an S-shaped saturation curve ('Mitscherlich curve').

In addition to the study of the behaviour of groups of nitrophilous species an analysis was made of two vegetation parameters which are relevant to nature conservation: rarity and richness.

Chapter 6 reports on a study of the relation between the vegetation along banks of dune lakes and the nutrient supply from mineralization and the ground water flow.

An abundant cover of tall hemicryptophytes is not only found in infiltrated dune areas. It may also occur in non-infiltrated areas, although in these areas the process is slower and more localised. In these areas the cause of the abundance of tall hemicryptophytes cannot be explained by the momentary external load, because both the nutrient concentration and the ground water velocity are low (BAKKER, 1981 ; VAN DIJK & MELTZER, 1981 ; chapter 3 of this thesis). Instead the cause should be sought in a relatively high nutrient supply from cyclic biological

processes. A high intensity of mineralization can be the cause of such an 'internal' nutrient supply. If the soil contains large amounts of accumulated organic compounds, this supply is large enough to foster nitrophilous plant species. In chapter 6 mineralization is defined as the gross biological process in the soil which transforms organic compounds and by which such minerals as phosphate, nitrogen and potassium are converted into soluble forms which may be absorbed by the vegetation.

During the past few years some water companies have drastically lowered the orthophosphate concentration in the infiltration water. Removal of phosphate by pre-treatment is applied to prevent algal blooms in the recharge ponds which caused a decrease of the infiltration rates. This phosphate stripping may also put a halt to the invading nitrophilous tall hemicryptophytes. However, this will not be achieved until the present high nutrient content is washed out or is neutralized by management measures. If mineralization of accumulated organic compounds continues to maintain a large nutrient supply, it may take a long time before the spreading of nitrophilous tall hemicryptophytes will be reversed. The aim of the study presented in chapter 6 is to test this hypothesis.

The study mainly concerns the impact of the macro-nutrient phosphate because it is easier to manipulate than the other nutrients. Moreover, and contrary to general belief, phosphate appears to have the greatest impact on the occurrence of nitrophilous tall hemicryptophytes in the dunes (see conclusions of chapters 4 and 5). In order to give a broader scope to the study, the macro-nutrients nitrogen and potassium were also analysed. The relation between the occurrence of nitrophilous tall hemicryptophytes and the internal and external nutrient supplies was studied using multiple regression analysis.

## 9.6. CONCLUSIONS

### Conclusion of chapter 1

1. An analysis of the ecological indications of the floristic changes after dune infiltration makes plausible that the input of nutrients is a main factor.

### Conclusions of chapter 2

2. The typical and varied vegetation of wet dune slacks appears to be rare on the banks of seepage pools and recharge ponds in infiltrated dune areas. A few nitrophilous species have become dominant, a situation which is not characteristic for a natural dune biotope. In terms of nature conservation this is a negative development : the particular nitrophilous species are very common in other areas of the Netherlands whereas the typical wet dune slack vegetations have become rare due to desiccation by ground water abstraction and eutrophication by artificial ground water recharge.

3. The following seven species in particular have been fostered by dune infiltration : *Calamagrostis epigeios*, *Mentha aquatica*, *Lycopus europaeus*, *Cirsium arvense*, *Eupatorium cannabinum*, *Epilobium hirsutum* and *Urtica dioica*. The sequence of these species is given according to the succession stages observed in infiltrated dune areas. An abundant cover of these species represents, in that order, an increasing deviation from the authentic situation in wet dune slacks.

4. It is plausible that the eutrophication caused by dune infiltration is the main factor which determines these changes in the phreatophytic vegetations.

5. Compared to the bank vegetation of recharge ponds, the vegetation along seepage pools may still have closer resemblance to the original dune slack vegetations. However, here too a rapid succession to nitrophilous vegetations has been observed.

6. The bank vegetations of the recharge ponds do not show clear relations with the (high) concentrations of macro-nutrients in the infiltration water. Clear relations may only be found with

the amount of infiltration water per time and surface unit, an indirect measurement of the nutrient load.

### Conclusions of chapter 3

7. The natural supply of macro-nutrients (phosphate, nitrogen and potassium) in the Dutch coastal dunes is exceeded to a large extent by artificial recharge of eutrophic water from elsewhere.

8. The initial assumption that natural recharge would form a separate water layer on top of the infiltrated water, was disproved. A tracer study showed that the upper 2.5 metres of the ground water were far more affected by the infiltration than would follow from this hypothesis. It is shown that hydro-dynamic macro-dispersion gives a plausible explanation for the mixing processes involved. The dispersion coefficient which is necessary to explain the large scale mixing, complies with the current theory. It is probable that the macro-dispersion is caused by large subsoil inhomogeneities, such as old humic layers, overblown wind ripples, shrub roots, etc.

9. In all three areas studied, potassium occurred in unnaturally high concentrations in samples of ground and surface water taken up to 500 metres away from the recharge ponds. This excess decreases with the distance from the recharge ponds and increases with the velocity of the ground water. It is plausible that this is the result of a growing fraction of precipitation water. Also the concentration in the infiltrating water is reflected in the results.

10. Nitrogen occurs almost exclusively in the form of nitrate in the ground water studied. This nutrient does not show the same behaviour as potassium and other tracer substances (a decreasing concentration with increasing distance from the recharge ponds). Transport of nitrates introduced with the infiltration water could be revealed only locally and incidentally, and within 100 metres from recharge ponds. At greater distances from the recharge ponds biological sources and processes seem to be dominant. The major natural sources may be the presence of shrubs (especially dense stands of nitrogen-fixing sea buck-thorn) and sea-gull colonies.



11. Only one of the three dune areas studied showed large-scale transport of phosphate within seepage areas, up to several hundreds of metres away from the recharge ponds. This is the only area where the orthophosphate concentrations in the water of seepage pools show the same behaviour as the tracers. The area concerned differs from the others by an extremely high phosphate load, by high ground water velocities and by the absence of peat layers in the upper aquifer. The latter feature is assumed to be the main factor for the high phosphate concentrations observed.

12. Of the possible pre-treatments of the infiltration water, phosphate stripping seems to give the best chances for an improvement of the ecological situation in the dunes. This nutrient can be sufficiently removed to obtain concentrations below the natural equilibrium value in dune soil (0.02 to 0.03 ppm  $P_4O_{10}^{3-}$  after VAN OOSTERHOUD et al., 1981). Besides, phosphate is the main growth determining factor for phreatophytes in two of the three areas studied, as follows from the N:P- and the K:P-ratios of the infiltration water.

#### Conclusions of chapter 4

13. Within infiltrated dune areas the 'gross momentary orthophosphate load', i.e. the product of the annual average orthophosphate concentration in the adjoining surface water and the infiltration velocity of this water into the banks, gives an adequate explanation for the cover of nitrophilous tall hemi-cryptophytes along the banks of ponds and pools.

14. Also in some places with a low 'gross momentary orthophosphate load', the cover of the nitrophilous species appears to be quite high. Therefore, the load model can only give a partial explanation for the cover of nitrophilous species. Factors other than the load itself must be effective in cases of low momentary loads (0 - 0.1 gr  $P/m^2$ .day).

15. No justification is found for the central hypothesis (p.224) that the occurrence of nitrophilous tall hemicryptophytes is a gradually increasing function of the nutrient supply parameters.

16. The behaviour of species other than the common nitrophilous

tall hemicryptophytes affirms the introduced load model. Two nature conservation criteria (richness of sampling plots and rarity of species) show clear negative correlations with the momentary phosphate load.

#### Conclusions of chapter 5

17. The seven studied parameters for the nutrients supplied by the ground water (flux density, loads and concentrations of nitrate, orthophosphate and potassium) show strong mutual positive correlations. Nitrate concentrations have the weakest correlations with the other nutrient supply parameters, potassium and orthophosphate loads the strongest.

18. The nutrient demand of the vegetation was estimated according to 4 ecological species groups which were defined by 4, 7, 20 and 53 nitrophilous species fostered by dune infiltration. Two more estimators were defined on the basis of ELLENBERG's (1979) classification of nitrogen demand per species. The added cover percentages of the ecological group consisting of 20 species shows a very strong positive correlation with the nutrient supply parameters. The added covers of the 7 and 53 nitrophilous species and the added covers of the species with an Ellenberg nitrogen indicator higher than 5 also show a significant positive correlation with the nutrients supplied by the ground water flow.

19. The loads and concentrations of orthophosphate and potassium show a stronger positive correlation with ecological groups of nitrophilous species than the flux density of the ground water or the nitrate parameters. The causality of orthophosphate correlations is more likely than the causality of potassium correlations.

20. The added covers of the ecological groups of nitrophilous species have a higher correlation with the orthophosphate loads than with the orthophosphate concentrations, at least when the ground water velocity is not less than about 0.1 m/day.

21. The nature conservation parameters, which are based on rarity and richness (diversity) show negative correlations with the nutrient supply parameters. The correlations are weaker than

in the case of the ecological groups of nitrophilous species. The nature conservation parameter concerning the occurrence of rare species renders the strongest correlation with the nutrient supply parameters, especially with the orthophosphate parameters.

22. Nature conservation parameters, particularly those based on rare species, show clearer correlations with the added covers of nitrophilous species than with nutrient supply. This indicates that the mutual competition between species is more important than the possible excess of physico-chemical tolerance thresholds for indigenous dune slack species.

#### Conclusions of chapter 6

23. Of three ecological groups consisting of 6, 20 and 53 nitrophilous species (respectively labelled R 6, R 20 and R 53) group R20 shows the most pronounced correlations with the measured nutrient supply parameters.

24. A positive statistical correlation between the content of organic compounds in the soil and the added cover of nitrophilous tall hemicryptophytes has been demonstrated in the case of ecological group R 20 in non-infiltrated areas. This relation has not been observed in infiltrated areas.

25. A clear positive statistical correlation between the content of organic compounds in the soil and the net mineralization of phosphate and, to a lesser degree, potassium has been demonstrated.

26. The phosphate supplies show more distinct statistical correlations with the vegetation than the supplies of the macro-nutrients nitrogen and potassium.

27. The (external) orthophosphate load brought in by the ground water flow gives a better explanation for the occurrence of nitrophilous tall hemicryptophytes than the internal phosphate supply ('net mineralization') when infiltrated and non-infiltrated dune areas are analysed together. However, the results of the separate analysis of non-infiltrated areas indicates that the macro-nutrient supply as a result of mineralization dominates over the nutrient load caused by the ground water flow under undisturbed circumstances.

28. The effects of phosphate stripping of the infiltrated water were estimated. Using the demonstrated relation between the phosphate supplies and the occurrence of nitrophilous tall hemicryptophytes, the added cover of ecological species group R 20 appears to be reduced to 10 - 70 % of its present value by phosphate stripping.

29. Following conclusions 22 and 28 phosphate stripping of the infiltrated water may contribute to the reestablishment of the indigenous dune slack vegetations.

## 9.7. FIGURES AND TABLES

### Figures

1. Schematic representation of the relations between the ecological parameters which are relevant to phreatophytic herbaceous vegetations in infiltrated dune areas
2. Survey of recharge ponds in four infiltrated areas in the Dutch coastal dunes
3. The relation between the added cover of ecological species group R 20 minus *Calamagrostis epigeios* along 70 seepage pools in the Berkheide dunes and the distance to the recharge ponds
4. The added covers of *Calamagrostis epigeios*, *Mentha aquatica* and *Lycopus europaeus* together, ecological species group R 4, and *Urtica dioica* in relation to the amount of infiltration water per time and surface unit for the recharge ponds of the Meijendel dunes
5. Coastal dunes (hatched) in the Netherlands and location of the studied areas
6. Survey of the three sampled streamlines in the Meijendel dunes
7. Concentration of fluoride in the phreatic ground water in the Meijendel dunes (streamlines B and C, incidental observations 1978)
8. Fraction of infiltrated water in the upper 2.5 m of ground water in relation to the distance from recharge ponds
9. Fraction of infiltrated water in the upper 2.5 m of ground water in relation to the residence time
10. Hypothetical and observed annual average nitrate concentration in the upper 2.5 metres ground water in relation to the distance from recharge ponds
11. Hypothetical and observed annual average orthophosphate concentration in the upper 2.5 metres ground water in relation to the distance from recharge ponds
12. Annual average orthophosphate concentration in the infiltration water of three water catchment areas set against time

13. Annual average orthophosphate concentration in seepage pools in relation to the distance from recharge ponds during two successive years (Berkheide dunes)
14. Average covers of eight plant species on the banks of three types of pools
15. The cover of six nitrophilous tall hemicryptophytes on banks in infiltrated and in non-infiltrated dune areas. The sequence from white to black represents a presupposed increasing nutrient demand of the concerning species
16. The relation between the added cover of ecological species group R 6 and the annual average orthophosphate concentration in the pool water
17. The relation between the added cover of ecological species group R 2 and the annual average orthophosphate concentration in the pool water
18. The relation between the added cover of ecological species group R 6 and the gradient of the ground water
19. The relation between the added cover of ecological species group R 6 and the orthophosphate load of the ground water flow
20. The relation between the cover of the R 6-species separately and the orthophosphate load of the ground water flow
21. The relation between the number of plant species per relevé (2 m<sup>2</sup>) and the orthophosphate load of the ground water flow (only seepage pools)
22. The number of plant species per class of (Dutch national) rarity at high and at low orthophosphate load
23. Schematic representation of the studied parameters
24. Relation diagram of the studied parameters
25. Graphic representation of the hypothetical correlation between nutrient supply (e.g. external load by the ground water flow) and individual plant species and ecological species groups (A - I = maximum occurrence of individual plant species ; 1 - 3 = average occurrence of ecological species groups consisting of the species A - I, F - I and H - I respectively)
26. The relation between the concentration of orthophosphate and potassium in pool water in Dutch coastal dunes. Underlined figures concern infiltrated areas. Each figure in the diagram indicates the number of relevé's per pool.
27. The relation between orthophosphate concentrations in the pool water and velocities of ground water in the banks
28. The relation between added covers per ecological species group (3 groups) and the external orthophosphate load
29. The added covers of ecological species groups R 4, R 20 and R 53 in relation to 13 classes of external orthophosphate load
30. Relation diagram of the studied parameters
31. The relation between observed added covers of three ecological species groups and the expectation on the ground of a multiple regression analysis
32. Cross section of a Dutch dune area (Berkheide dunes) ; natural geohydrological situation
33. Cross section of a Dutch dune area (Berkheide dunes) ; geohydrological situation influenced by water extraction
34. Detail of figure 32 showing effect of artificial recharge

- on ground water table
35. Defining the symbols for the derivation of the theoretical interface slope
  36. The rainwater/infiltration water mixing pattern, calculated as a transversal dispersion with a characteristic length of 0.05 m superimposed on the theoretical interface, for streamlines A and B

#### Tables

1. Increase and decrease of plant species in infiltrated dune areas
2. Survey of the relevé's along the banks of the recharge ponds
- 3 (Appendix 8.3). The vegetation along the banks of recharge canals in the Luchterdunes (dunes exploited by the Amsterdam Water Board)
- 4 (App. 8.3). The vegetation along the banks of recharge ponds and canals in the Berkheide dunes
- 5 (App. 8.3). The vegetation along the banks of recharge ponds in the Meijendel dunes
- 6 (App. 8.3). The vegetation along the banks of recharge canals in the Westland dunes
- 7 (App. 8.3). The vegetation along the banks of seepage pools in the Berkheide dunes
- 8 (App. 8.3). The vegetation along the banks of seepage pools in the Meijendel dunes
- 9 (App. 8.3). Synopsis of tables 3 to 8
10. The average covers of the species of ecological species group R 7 along the banks mentioned in tables 3 to 8
11. The average covers of *Urtica dioica* and ecological species groups R 4 and R 7 along the banks of recharge ponds in four dune areas in relation to macro-nutrient concentrations in the infiltration waters
12. The average covers of *Urtica dioica* and ecological species groups R 4 and R 7 along the banks of recharge ponds in four dune areas in relation to the macro-nutrient load of the infiltrated surface
13. Concentrations and loads of prominent macro-nutrients in natural dune areas
- Appendix 8.4. Concentrations of prominent macro-nutrients, pH and chloride content in undisturbed dune pools
14. Characteristics of the tracers used
15. Rough estimate of reduction factors of macro-nutrient concentrations within recharge ponds between inlet point and point of penetration into the infiltration bank
- Appendix 8.6. Annual average concentrations of three macro-nutrients in the phreatic ground water in the Meijendel dunes
16. Survey of the three studied dune areas
17. Survey of the sampled recharge ponds and seepage pools
18. Annual average macro-nutrient concentrations in the infiltration waters
19. Maximum reduction of nitrate and orthophosphate within recharge ponds

20.Synopsis of Appendix 8.8

Appendix 8.8. Annual average concentrations of three macro-nutrients in the surface water of three infiltrated dune areas

21.Average covers of plant species in four classes of ortho-phosphate load

22.Synopsis of the sampled areas

23.The plant species of ecological groups R 4, R 6, R 7, R 20 and R 53

Appendix 8.9. The 169 plant species found along the studied banks

24.Synopsis of studied parameters

25.Pearson correlation coefficients of independent parameters of nutrient supply

26.Pearson correlation coefficients of independent and dependent parameters

27.Pearson correlation coefficients of phosphate parameters and ecological species groups

28.Pearson correlation coefficients of ecological species groups and nature conservation parameters

29.Average humus content, annual average external nutrient loads, nutrient supplies by mineralization and added covers per ecological species group in all sampling plots

30.Pearson correlation coefficients of humus content, ecological species groups and three macro-nutrients supplied by mineralization

31.Results of multiple regression analysis on three ecological species groups and the quantities of three macro-nutrients supplied by mineralization and ground water flow

32.The total added cover percentage of the three ecological species groups estimated on the basis of the phosphate supplies

33.The expectation of the total covers of ecological species group R 20 after several degrees of phosphate stripping of the infiltrated water

34.Results of multiple regression analysis on parameters of table 31 for separate data sets of infiltrated and non-infiltrated dune areas

THE IMPACT OF ARTIFICIAL INFILTRATION OF EUTROPHIC WATER IN DUTCH COASTAL DUNES ON PHREATOPHYTIC VEGETATIONS

Thesis Wageningen

© 1984 H.W.J. van Dijk

## 10. ILLUSTRATIES

Voorkant omslag : Inlaatpunt infiltratiewater in Berkheide  
(foto S.J. van der Zwan)

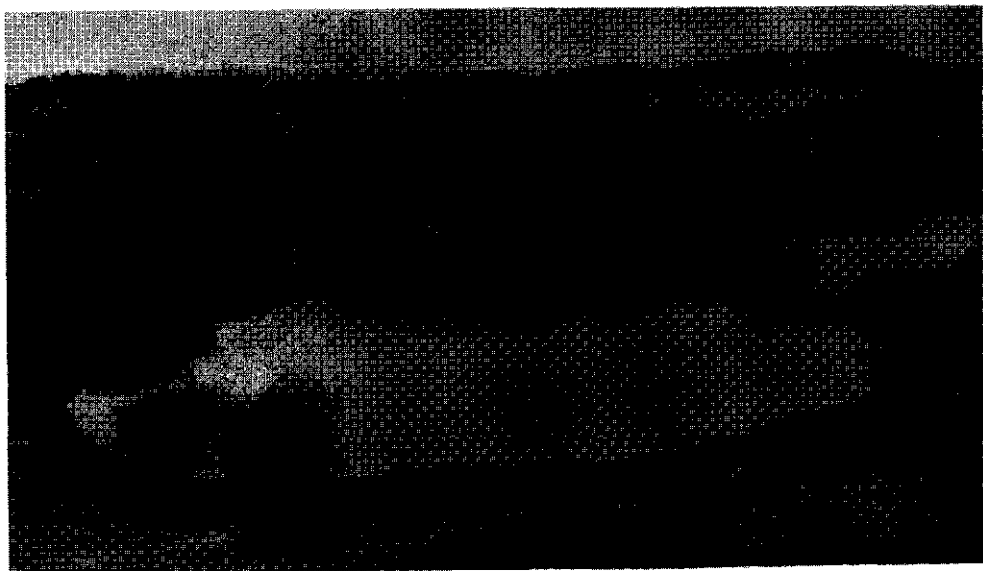
Achterkant omslag : Dichte bedekking van Grote Brandnetel  
(*Urtica dioica*) op infiltratieplasoever in  
Berkheide (foto S.J. van der Zwan)

Foto's op pagina's 69, 85, 119, 150, 175, 189 en 192.

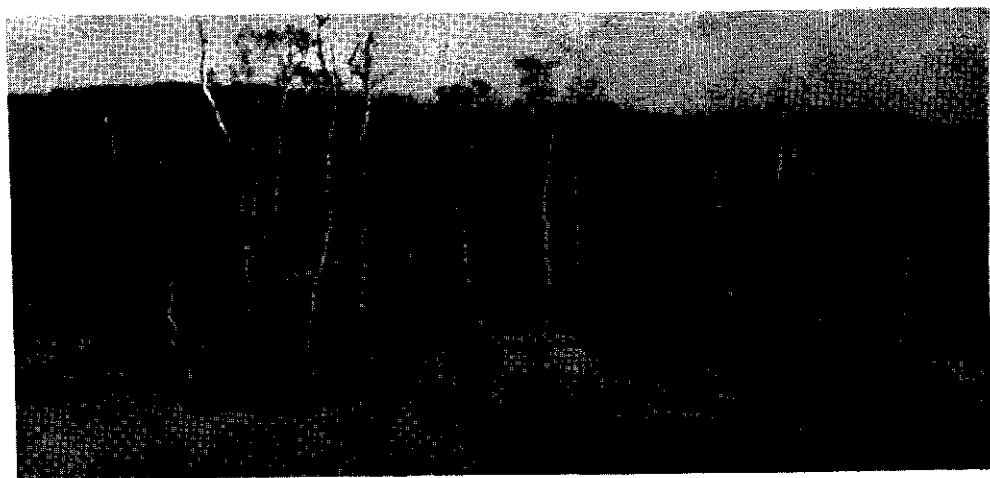




*Foto ommesijde : Duingebied onder invloed van duininfiltratie  
(Pompstation Scheveningen; luchtfoto Fotex-  
Tilburg)*



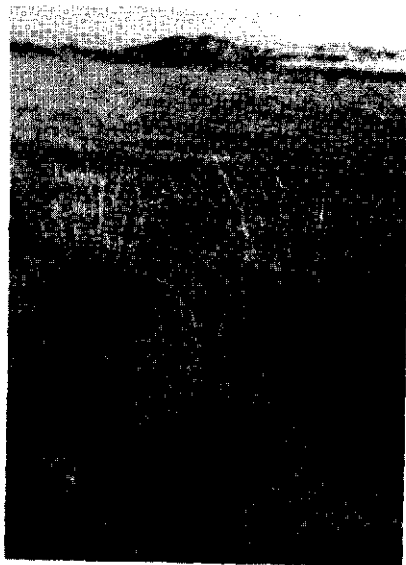
*Ongestoorde duinplas in uitgestoven secundaire vallei (Schouwen)*



*Situatie vóór de duininfiltratie : door verdroging afstervende  
berkenbossen en dominantie van Duinriet (Kennemerduinen)*



*Infiltratieplassen in Meijendel. Boven: de "extensieve" pan 17 aangelegd in de jaren '50. Onder: pan 2.5 uit 1975 die van een intensieve winning is voorzien langs alle oevers.*



*Knopbies*  
(*Schoenus nigricans*)

*Teer guichelheil*  
(*Anagallis tenella*)



"Krielparnassia" (*Sagina nodosa*)

Zeldzaam geworden plantesoorten van vochtige duinvalleien.  
Wanneer terug in hun oorspronkelijke rijkdom ?