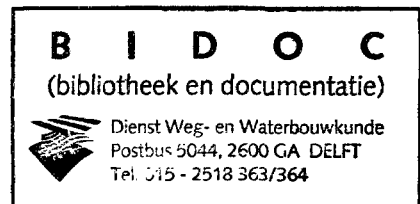


NATUURTECHNISCHE EN CIVIELTECHNISCHE ASPECTEN  
VAN RIVIERDIJKVEGETATIES



**29 JUNI 1998**

1987

Dr. K.V. Sýkora en Drs. C.I.J.M. Liebrand  
Landbouwniversiteit  
Vakgroep Vegetatiekunde,  
Plantenoecologie en Onkruidkunde  
Bornsesteeg 69, 6708 PD Wageningen

In opdracht van de dienst Weg- en  
Waterbouwkunde van Rijkswaterstaat

Drukwerk: Grafisch bedrijf Ponsen & Looijen, Wageningen

**NATUURTECHNISCHE EN CIVIELTECHNISCHE ASPECTEN  
VAN RIVIERDIJKVEGETATIES**

1987

K.V. Šykora en C.I.J.M. Liebrand\*

Landbouwuniversiteit  
Vakgroep Vegetatiekunde,  
Plantenoecologie en Onkruidkunde  
Bornsesteeg 69, 6708 PD Wageningen

In opdracht van de dienst Weg- en  
Waterbouwkunde van Rijkswaterstaat

\* met medewerking van P. Melman

"Der Erhalt der Artenvielfalt sollte deshalb nicht nach augenblicklichen Prioritäten erfolgen, sondern in ständiges Anliegen von allen Mitgliedern der Gesellschaft sein. Die Einsicht in diese Notwendigkeit ist zwar gewachsen, aber noch keineswegs befriedigend entwickelt".

-Dambroth en Grahl 1981-

"Maar nu de zaken er zo voorstaan is het goed te beseffen, dat wij met elkaar nog veel kunnen redden en behouden. Wij zullen ons echter bijna dagelijks bewust moeten zijn van de gevaren die planten en dieren bedreigen en daar ook naar moeten handelen".

-W. Meyer, Staatssecretaris van Cultuur,  
Recreatie en Maatschappelijk Werk 1975-

## VOORWOORD

Uit een analyse van de biologische waarde van lijnvormige landschapselementen blijkt, dat in wegbermen bijna de helft van de in Nederland voorkomende wilde planten aanwezig is. Op taluds en emplacementen van de Nederlandse Spoorwegen blijken ongeveer 1000 plantesoorten voor te komen. Naar de waarde van watergangen voor flora en vegetatie wordt nog onderzoek gedaan.

Voorwaarde voor soortsdiversiteit is een juist beheer. Bij de toenemende aandacht van de vakgroep Vegetatiekunde, Plantenoecologie en Onkruidkunde van de Landbouwniversiteit voor het onderzoek inzake vegetatiebeheer in lijnvormige landschapselementen, ligt het voor de hand dat ook het beheer van rivierdijkvegetaties in het bijzonder waar het gaat om dijkverbeteringsprojekten, aan de orde zou komen. Evenals bij de andere hierboven reeds genoemde landschapselementen, werd ook bij het onderzoek aan rivierdijken de vraag gesteld of in de civieltechnische sfeer aandacht zou kunnen worden verkregen voor biologische waarden. Bekend is namelijk dat steile zuidhellingen van dijken een specifieke, aan het riviereengebied gebonden, flora kunnen herbergen. In overleg met prof. dr. V. Westhoff werd een onderzoeksvoorstel geschreven waarbij het de moeite waard werd geacht om na te gaan of de doorworteling van deze 'stroomdal'planten mogelijk de civieltechnicus van nut kan zijn bij zijn verdere activiteiten inzake de instandhouding van het dijktalud. In botanisch opzicht zou de mogelijkheid worden vergroot deze bijzondere flora te doen voortbestaan respectievelijk meer kansen tot uitbreiding te geven, terwijl het financieel voordelig zou kunnen zijn dat ter plaatse minder grond behoeft te worden aangevoerd.

De Dienst Weg- en Waterbouwkunde van Rijkswaterstaat had aandacht voor dit voorstel en was bereid dit onderzoek financieel te steunen waardoor dr. K. V. Šykora als onderzoeker voor een termijn van drie jaar kon worden aangesteld. Binnen de gestelde termijn is betrokkene in dienst gekomen van de vakgroep VPO; zijn werk werd door drs. C.I.J.M. Liebrand voortgezet en afgerond. Het positieve resultaat van dit onderzoek vindt u in dit rapport vermeld. In november 1986 kreeg dit onderwerp reeds aandacht tijdens een symposium te Wageningen, georganiseerd door de DWW en de Adviesgroep Vegetatiebeheer.

Hoe belangrijk de primaire aanleg ook is, de beheersvorm om de gewenste vegetatie te behouden respectievelijk te verkrijgen is van uitermate grote betekenis. Het is dan ook verheugend dat

het ministerie van Landbouw en Visserij in 1987 een nieuwe medewerker bij de Adviesgroep Vegetatiebeheer heeft aangesteld om de voorlichting over het beheer van deze vegetaties te helpen verzorgen.

Mijn dank gaat in de eerste plaats uit naar de Dienst Weg- en Waterbouwkunde, die het onderzoek mogelijk maakte en het op zo sympathieke wijze ondersteunde. Verder naar allen die door hun positieve medewerking nuttige bijdragen leverden om het werk in zo'n snel tempo te kunnen verrichten. Niet in de laatste plaats dank ik ook dr. Sýkora voor de krachtige inzet en grote toewijding bij dit onderzoek. Het moet een voldoening zijn dat zijn opvolger thans bij het Polderdistrikt Groot Maas en Waal het wetenschappelijk onderzoek ten behoeve van 'zuidelijke binnentaluds rivierdijkverbetering' mag voortzetten.

Zelf ben ik gestimuleerd in de gedachte dat wij met behulp van onze toenemende oecologische kennis over plantesoorten en vegetaties een brugfunctie naar de praktijk van de civieltechniek kunnen vervullen; in dit geval mede ter meerdere glorie van ons prachtige rivierenlandschap.

Prof. dr. P. Zonderwijk

## DANKWOORD

Hierbij danken wij Prof. V. Westhoff voor zijn belangrijke aandeel bij het schrijven van de projectaanvraag en Peter Melman voor zijn technische assistentie bij het onderzoek. Verder danken wij alle studenten voor hun aandeel in het onderzoek, met name A. Brons, W. Droesen, E. Scheper en F. van der Zee. Een aantal figuren is getekend door H. Klees, bij andere figuren heeft hij geadviseerd. S.H. Brussen danken wij voor haar hulp bij het opsporen van literatuur en bij de tekstverwerking. De medewerkers van het toenmalige Staatsbosbeheer en verder F. Solman en H. Menke zijn wij erkentelijk voor hun aanwijzingen bij het opsporen van de stroomdalvegetatie op de dijken. F. Solman heeft bovendien geholpen bij de determinatie van de mossen. J. Seijffert en in latere instantie ook J. Muys van de hoofdafdeling Waterbouw van de dienst Weg- en Waterbouwkunde hebben steeds constructief meegedacht. Ook de medewerkers van de onderafdeling Praktijkonderzoek van dezelfde dienst, met name R. van Etten, danken wij voor de praktische hulp bij de uitvoering van de erosieproeven. V. Houba heeft ons geadviseerd bij het bodemonderzoek, B. Veen (CABO) bij het wortelonderzoek. De proeven met de erosiecentrifuge zijn uitgevoerd door het Laboratorium voor Grondmechanica in Delft.

De begeleidingscommissie bestond uit F. Bink, P. Mazure, C. van de Watering en P. Zonderwijk en in een later stadium ook D. Verkaar.

## INHOUDSOPGAVE

### VOORWOORD

### DANKWOORD

	pagina
<b>1. INLEIDING EN VERANTWOORDING</b>	<b>1</b>
1.1. AANLEIDING EN DOELSTELLING	1
1.2. STROOMDALVEGETATIE, VERSPREIDING EN STANDPLAATS	4
1.2.1. Plantengeografie	4
1.2.2. Standplaats	5
1.2.3. Plantengemeenschappen	7
1.2.4. Windrichting, droogte en temperatuur	7
1.3. BELANG VAN BLOEMRIJKE DIJKEN	8
1.3.1. Soortenrijkdom	8
1.3.2. Zeldzame soorten	9
1.3.3. Esthetisch, recreatief en artistiek belang	9
1.3.4. Stabiliteit van het landschap	9
1.3.5. Genetische diversiteit	10
1.3.6. Belang voor de fauna	11
1.3.7. Ethisch besef	11
1.4. ACHTERUITGANG VAN STROOMDALVEGETATIES	12
<b>2. MATERIAAL EN METHODE</b>	<b>15</b>
2.1. TERREINKEUZE EN ONDERZOEKSPARAMETERS	15
2.2. VEGETATIE-ONDERZOEK	17
2.2.1. Analytische fase	17
2.2.2. Synthetische fase	18
2.2.3. Verspreiding	20
2.2.4. Soortenrijkdom	20
2.2.5. Bedekking en hoogte	21
2.2.6. Grassamenstelling	21
2.2.7. Ordinatie	21
2.3. ACHTERUITGANG VAN DE STROOMDALVEGETATIE	25
2.4. BEHEER	25
2.5. BODEMONDERZOEK	25
2.5.1. Bemonstering en analyse	26
2.5.2. Zuurgraad en kalkgehalte	27
2.5.3. Electricisch geleidingsvermogen	27
2.5.4. Stikstof	27
2.5.5. Organisch materiaal en C/N	28



2.5.6.	Fosfor	28
2.5.7.	Natrium, kalium en magnesium	29
2.5.8.	Granulaire samenstelling	29
2.5.9.	Statistische verwerking	30
2.6.	RELATIE TUSSEN VEGETATIE EN OVERSTROMINGSDUUR	30
2.7.	INVLOED VAN HELLING EN EXPOSITIE	31
2.8.	KIEMINGSONDERZOEK	32
2.8.1.	Kiemproef op dijktafuds	32
2.8.2.	Kiemproef in het laboratorium	32
2.9.	HOLHEID VAN DE ZODE	33
2.10.	WORTELDICHTHEID EN WORTELVERDELING	35
2.11.	AFSCHUIFWEEERSTAND	36
2.12.	PENETROGRAAFWAARNEMINGEN	37
2.13.	EROSIE-ONDERZOEK	38
2.13.1.	Erosieproef aan zoden in het laboratorium	39
2.13.2.	Erosieproef in het veld	40
2.13.3.	Erosiecentrifuge proef	43
2.13.4.	Doorlatendheidsproef	44
3.	RESULTATEN	45
3.1.	VEGETATIE	45
3.1.1.	Vegetatie-analyse	45
3.1.2.	Syntaxonomie	47
3.1.3.	Verspreiding van de plantengemeenschappen	54
3.1.4.	Soortenrijkdom van de onderscheiden gemeenschappen	55
3.1.5.	Bedekking en hoogte van de plantengemeenschappen	56
3.1.6.	Grassensamenstelling van de plantengemeenschappen	58
3.1.7.	Synoecologie	59
3.2.	ACHTERUITGANG VAN DE STROOMDALVEGETATIE	65
3.3.	BEHEER	66
3.4.	RELATIE TUSSEN VEGETATIE EN BODEM	70
3.4.1.	Zuurgraad en kalkgehalte	70
3.4.2.	Electrisch geleidingsvermogen	72
3.4.3.	Stikstof	73
3.4.4.	Organisch materiaal en C/N-verhouding	75
3.4.5.	Fosfor	76
3.4.6.	Natrium, kalium en magnesium	77
3.4.7.	Granulaire samenstelling	79
3.5.	RELATIE TUSSEN VEGETATIE EN OVERSTROMINGSDUUR	82
3.6.	HELLING EN EXPOSITIE	84
3.7.	KIEMINGSONDERZOEK	87
3.7.1.	Kiemproef op de dijktafuds	87

3.7.2.	Kiemproef in het laboratorium	88
3.8.	HOLHEID VAN DE ZODE	89
3.9.	WORTELDICHTHEID EN WORTELVERDELING	92
3.9.1.	Wortellengte als maat voor de worteldichtheid	92
3.9.2.	Wortelgewicht als maat voor de worteldichtheid	94
3.9.3.	Relatie tussen wortellengte en wortelgewicht	96
3.10.	AFSCHUIFWEERSTAND	97
3.10.1.	Gemiddelde afschuifweerstand	97
3.10.2.	Relatie tussen afschuifweerstand en bodemparameters	98
3.11.	PENETRATIEWEERSTAND	98
3.11.1.	Gemiddelde penetratieweerstand	98
3.11.2.	Relatie tussen penetratieweerst. en bodemparameters	99
3.12.	EROSIE-ONDERZOEK	101
3.12.1.	Laboratoriumproef	101
3.12.2.	Veldproef	103
3.12.3.	Vergelijking van laboratoriumproef met veldproef	105
3.12.4.	Beoordeling van de erosiegegevens	106
3.12.5.	Erosiecentrifuge proef	111
4.	<b>DISCUSSIE</b>	115
4.1.	PLANTENGEMEENSCHAPPEN	115
4.1.1.	Syntaxonomie	115
4.1.2.	Verspreiding van de plantengemeenschappen	118
4.1.3.	Kieming en vestiging	118
4.2.	OECOLOGISCHE FACTOREN	121
4.2.1.	Belangrijkste differentierende factoren	121
4.2.2.	Beheer	131
4.2.3.	Overstromingsgevoeligheid	132
4.2.4.	Helling en expositie	134
4.3.	ORZAKEN VAN ACHTERUITGANG VAN DE STROOMDALVEGETATIE	135
4.4.	EROSIEBESTENDIGHEID EN EROSIE-BEINVLOEDENDE FACTOREN	139
4.4.1.	Holheid van de zode	139
4.4.2.	Doorworteling van de dijkvegetaties	141
4.4.3.	Afschuifweerstand	143
4.4.4.	Penetratieweerstand	144
4.4.5.	Erosiebestendigheid van rivierdijktaluds	145
5.	<b>CONCLUSIES</b>	149
	AANBEVELINGEN VOOR VERDER ONDERZOEK	155
	LITERATUUR	157
	BIJLAGEN	173

## 1. INLEIDING EN VERANTWOORDING

### 1.1. AANLEIDING EN DOELSTELLING

Vóór de bedijking werd het Nederlandse landschap doorsneden door vrij buiten hun oevers tredende, meanderende rivieren, die regelmatig hun bedding verlegden. Hierbij ontstond een patroon van zandige, hoog gelegen oeverwallen en rivierduinen en laag gelegen, kleiige komgronden. Aanvankelijk werden slechts de oeverwallen en rivierduinen bewoond. Gaten in en tussen de oeverwallen werden waarschijnlijk in de 11<sup>e</sup> eeuw gedicht.

Organisatie van de waterstaatszorg in de 13<sup>e</sup> eeuw leidde er toe dat de rivieren in de 14<sup>e</sup> eeuw volledig waren bedijkt. Sindsdien braken de dijken een groot aantal malen door met aanzienlijke verliezen aan mensenlevens en kapitaal. De laatste overstroming van de rivieren vond plaats in de winter van 1925-1926 in het Land van Maas en Waal, doordat de Maasdijk bezweek. Daarna kwam nog een aantal gevaarlijke hoge waterstanden voor zonder ernstige gevolgen (Swart 1975).

Hoge rivierwaterstanden zijn mede een gevolg van de bedijking omdat deze, ondermeer door opslibbing, het waterbergend vermogen van het rivierbed vermindert (Visscher 1975). Bovendien dragen de toegenomen drainage van de landbouwgronden en de kanalisatie in het bovenste gedeelte van het stroomgebied in belangrijke mate bij tot een snellere afvoer van neerslagwater uit het bovenstroomse gebied, waardoor het benedenstroomse gebied sneller en zwaarder belast wordt. De 1200 km lange Rijn ontvangt de neerslag van een groot gedeelte van Duitsland en het smeltwater van de Zwitserse gletsjers (Bijhouwer 1976). Na ieder overtrekkend neerslagfront moet in korte tijd een grote watergolf worden afgevoerd. Na de overstromingsramp van 1953 besloot men tot een verzwaring van de zeedijken en in het verlengde daarvan ook van de rivierdijken. De voltooiing van de rivierdijkversterking is gepland voor 1998.

Bij de verhogingen wordt niet meer uitgegaan van de hoogst bekende waterstanden, maar van wetenschappelijke berekeningen (Bladeren 1985). Een van de uitgangspunten voor een dijkontwerp is de maatgevende hoogwaterstand (M.H.W.). Aanvankelijk bestond de norm uit een maatgevende Rijnafvoer van 18.000 m<sup>3</sup>/s bij Lobith, met een overschrijdingskans van 3 maal per 10.000 jaar. De hoogst gemeten afvoer bij Lobith bedraagt 13.000 m<sup>3</sup>/s. Uit zorg

voor de aanzienlijke gevolgen voor het landschappelijk en stedelijk schoon werd in 1975 de Commissie Rivierdijken (zgn. Commissie Becht) ingesteld. Deze stelde in 1977 enerzijds een nieuwe veiligheidsnorm voor en anderzijds de toepassing van zogenaamde 'uitgekiende ontwerpen' waardoor landschap en bebouwing zoveel mogelijk worden gespaard. Voorgesteld werd om de oude norm, die als uitgangspunt diende voor de dijkversterkingen, te verlagen tot een maatgevende Rijnafvoer van 16.500 m<sup>3</sup>/s bij Lobith, met een berekende kans van overschrijding van 1 maal per 1250 jaar. De berekeningen van Rijkswaterstaat werden in eerste instantie in twijfel getrokken en zouden te hoog zijn uitgevallen. Daarom heeft de minister van Verkeer en Waterstaat hierover advies gevraagd aan de Raad van de Waterstaat. Deze heeft inmiddels te kennen gegeven dat de cijfers juist zijn.

Ondanks de aanbevelingen van de Commissie Becht betekenen de rivierdijkverzwaringen toch een grote aanslag op de cultuurhistorische en natuurwetenschappelijke waarden van de rivierdijken met hun bebouwing en hun natuurschoon. Van oudsher groeit op de rivierdijken een kruidenrijke vegetatie die vrijwel uitsluitend voorkomt langs de grote rivieren. Deze begroeiing wordt **stroomdalvegetatie** genoemd. De term stroomdalplant werd in 1939 door Sloff en Van Soest geïntroduceerd. Om de terugkeer van de stroomdalvegetatie na dijkverzwaring te kunnen bevorderen en om gespaarde stukken veilig te kunnen stellen, is op initiatief van prof. dr. P. Zonderwijk en in opdracht van de Wegbouwkundige Dienst\* van Rijkswaterstaat een onderzoek begonnen naar de oecologie van deze vegetatie en de bijdrage daarvan aan de erosiebestendigheid van de dijktafsluitingen. Uitgegaan is van de volgende drie vraagstellingen:

1. Welke structuur en floristische samenstelling dient de begroeiing van een rivierdijk te hebben, die enerzijds een zo goed mogelijke waarborg biedt tegen aantasting door watererosie en anderzijds de natuurwaarde van dit biotoop zoveel mogelijk in stand houdt?
2. Welke voorwaarden dienen aan materiaal, ontwerp en uitvoering van dijkverhogingen en/of dijkverzwaringen gesteld te worden ten einde het sub 1. genoemde doel te bereiken?
3. Welk beheer dient na de sub 2. genoemde aanleg ten aanzien van de begroeiing gevoerd te worden?

\* Met ingang van 1 juli 1985 de Dienst Weg- en Waterbouwkunde.

Mede aan de hand van literatuurgegevens is de volgende werkhypothese opgesteld:

Een aantal kenmerkende, overblijvende (meerjarige) soorten van de stroomdalflora, met name van het verbond van de droge kalkgraslanden (*Mesobromion*) en van het Glanshaververbond (*Arrhenatherion elatioris*), vertonen een zodanig diepe en hechte doorworteling en bestendigheid tegen erosie, dat het ook uit oogpunt van oeververdediging toelaatbaar en wellicht zelfs aanbevelingswaardig is, bij dijkverzwaringen een zodanige situatie te creëren, dat deze soorten en de door hen gevormde begroeiingen zich aldaar kunnen ontwikkelen.

Het onderzoek bestaat uit zes deelgebieden:

1. het beschrijven van de plantengemeenschappen zoals die op de rivierdijken voorkomen;
2. onderzoek van diepte en mate van beworteling van een aantal soorten;
3. onderzoek van helling en expositie en van een aantal bodemparameters op een aantal lokaties binnen het kader van het sub 1. en 2. genoemde onderzoek;
4. onderzoek naar de mate en het tijdstip van kieming in relatie tot de aard en de mate van openheid van het substraat;
5. onderzoek naar het op de onderzochte dijkvakken gevoerde beheer, zowel in het heden als in het recente verleden;
6. onderzoek naar de erosieweerstand van het bodem-wortelsysteem aan de hand van monsters uit verschillende plantengemeenschappen.

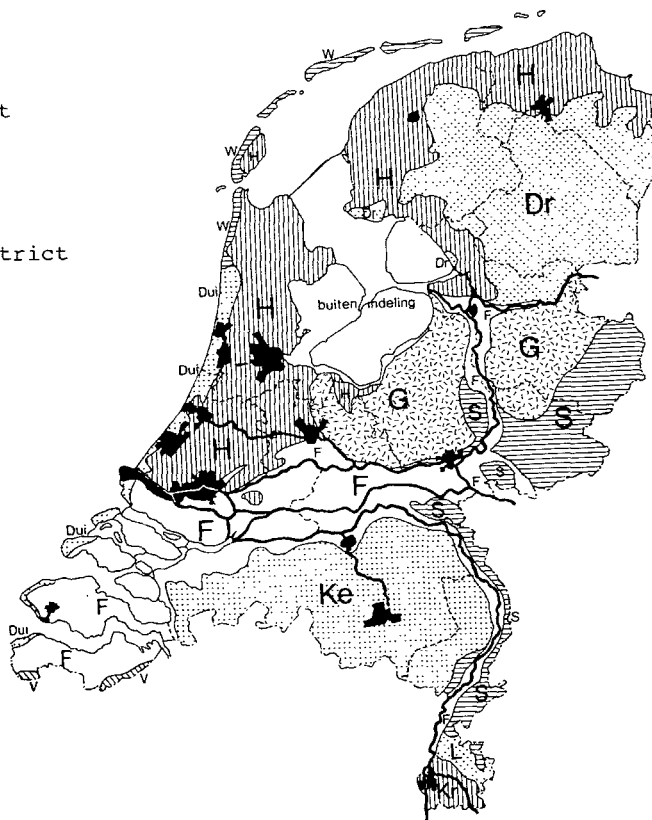
Het onderzoek is uitgevoerd bij de vakgroep Vegetatiekunde, Plantenoecologie en Onkruidkunde van de Landbouwniversiteit in Wageningen. Het onderzoek van deze vakgroep richt zich in belangrijke mate op de toepassing van vegetatiekundige beheerstechnieken met name in landbouwgewassen en in lintvormige landschapselementen en andere zogenaamde 'randgebieden' van de landbouw.

## 1.2. STROOMDALVEGETATIE, VERSPREIDING EN STANDPLAATS

### 1.2.1. Plantengeografie

Op grond van soorten met een gemeenschappelijk verspreidingspatroon, onderscheidde van Soest in 1929 binnen Nederland een aantal plantengeografische districten (fig 1).

Dr	Drents district
Dui	Duindistrict
F	Fluviaal district
G	Gelders district
H	Hafdistrict
Ke	Kempens district
Kr	Krijtdistrict
L	Lössdistrict
S	Subcentreurop district
V	Vlaams district
W	Waddendistrict



Figuur 1 : Plantengeografische districten volgens J.L. van Soest; uit 'Flora van Nederland', Heukels en van der Meijden 1983.

De hier besproken rivierdijken bevinden zich in het Fluviaal district dat het Rijndal vanaf Bonn, het Oude-IJsselgebied, het Maasdal vanaf Zuid-Limburg, de Zeeuwse en Zuidhollandse delta en een deel van het Scheldedal en Vlaanderen omvat. De bodem van dit district bestaat hoofdzakelijk uit rivier- en zeekeigronden met plaatselijk zandige of licht zavelige afzettingen in de vorm van oeverwallen of kwelderwallen.

Het Fluviatiel district is een van de rijkste districten van Nederland. Ongeveer 250 soorten hogere planten zijn kenmerkend voor dit gebied. Dat wil zeggen dat 20% van de totale flora van Nederland hier regelmatig voorkomt (Sloff & Van Soest 1938, 1939, Visscher 1975). Hiervan zijn ongeveer honderd soorten, de zogenaamde stroomdalplanten (Cohen-Stuart & Westhoff 1963), vrijwel tot dit district beperkt. Omdat er sinds onheuglijke tijden in het kustgebied noordwaarts tot Bergen aan Zee een intensieve invloed van de Rijn is geweest en omdat er in de kalkrijke duinen (duindistrict) en in Zuid-Limburg (krijtdistrict) evenals in het Fluviatiel district beschutte kalkrijke zuidhellingen voorkomen, komt een aantal soorten als Kleine pimperl (Sanguisorba minor), Kleine bevernel (Pimpinella saxifraga) en Cypreswolfsmelk (Euphorbia cyparissias) in alle drie districten voor (Adriani & Vlieger 1951). Soorten die in de duinen en in het Fluviatiel district voorkomen worden wel fluvidunale soorten genoemd (Menne- ma 1978, Schendelaar 1984). In westelijke richting wordt de stroomdalflora armer aan soorten. Rapunzelklokje (Campanula rapunculus), Grote centaurie (Centaurea scabiosa), Geoorde zuring (Rumex thyrsiflorus), Kleine pimperl (Sanguisorba minor), Duifkruid (Scabiosa columbaria), Liggende ereprijs (Veronica prostrata) en Tripmadam (Sedum reflexum) komen bijvoorbeeld uitsluitend voor in het oosten van het land. Dit gedeelte van het Fluviatiel district onderscheidt zich bovendien op grond van de verspreiding van cryptogame epifyten (op andere planten groeiende lagere planten) en wordt daarom door Barkman (1958) tot een zelfstandig subdistrict, het Eufluviatiel subdistrict gerekend.

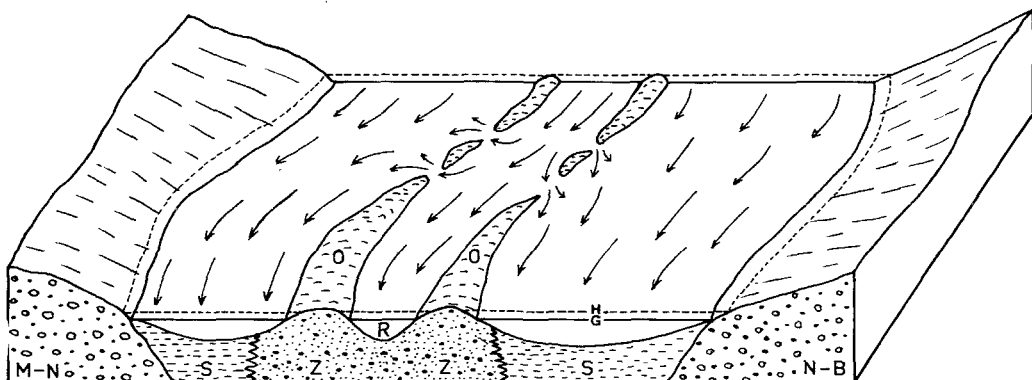
De stroomdalplanten zijn oorspronkelijk afkomstig uit Centraal-Europa en uit het noordelijk deel van het mediterrane gebied. Zij bevinden zich in Nederland aan de noord-west grens van hun verspreidingsgebied en zijn vanuit continentaal Europa langs de rivierdalen, waar zij geschikte levensomstandigheden vonden, het noord-west Europese laagland binnengedrongen (Tuxen 1950).

### 1.2.2. Standplaats

De oorspronkelijke standplaats van de stroomdalplanten bestond uit de in het stroomgebied door de rivieren opgeworpen zandige of zavelige oeverwallen, stroomruggen en donken (fig 2).

Nieuwe vestigingsmogelijkheden ontstonden na de aanleg van dijken in de 10<sup>e</sup> en 11<sup>e</sup> eeuw op de dijkhellingen. Het oorspronkelijke milieu is door de moderne intensieve landbouw met zijn

zware bemesting, beweiding en kunstmatige beregening, door zandafgraving, egalisatie, recreatie, het ontbreken van enig beheer en overstroming met verontreinigd rivierwater vrijwel geheel verdwenen. Slechts op een zeer klein aantal plaatsen heeft men in natuurreservaten nog iets kunnen behouden.



Figuur 2 : Schematische voorstelling van een rivierlakte in de Betuwe vóór de bedijking. Links de hoge zandgronden van Midden-Nederland (M-N), rechts die van Noord-Brabant (N-B). Langs de rivier (R) vormden zich bij overstromingen oeverwalen (O) van grind en zand (Z), terwijl verder van de rivieren af alleen wat slib (S) bezonk. De getrokken lijn G en de onderbroken lijn H geven respectievelijk de gemiddelde hoogwaterstand en het rivierniveau tijdens de vorming van de hoogste oeverwalgedeelten weer (uit: Visscher 1975).

Door de zeer sterke achteruitgang van de stroomdalflora in de uiterwaarden ten gevolge van moderne landbouwcultuurmaatregelen nam het belang van de rivierdijken voor de instandhouding van deze flora sterk toe (Kalkhoven et al. 1976). Er moet dan ook alles aan worden gedaan om deze plantengroei op de rivierdijken door juiste maatregelen te handhaven of zich uit te laten breiden. Hoewel een aantal fraaie stroomdalgraslanden door Staatsbosbeheer actief wordt beheerd, speelt dit proces zich verder grotendeels af buiten de directe natuurbeschermingsdisciplines. Deze ontwikkeling dient in goed overleg met de praktijk plaats te vinden. Hierbij moet rekening worden gehouden met zowel landschappelijke als agrarische overwegingen.



### 1.2.3. Plantengemeenschappen

Op grond van het regelmatig samen voorkomen van bepaalde plantesoorten kunnen verschillende plantengemeenschappen worden onderscheiden.

De meeste stroomdalsoorten komen voor in de rivierduingraslanden die behoren tot de gemeenschap van Sikkelklaver en Zachte haver (**Medicagini-Avenetum pubescentis**), in de Glanshaverhooilanden (**Arrhenatheretum elatioris**) en in de Kamgrasweiden (**Lolio-Cynosuretum**) van drogere, kalkrijke en voedselarme (schrale) bodem (Cohen-Stuart & Westhoff 1963). Veel stroomdalsoorten vinden hun oorsprong in de echte kalkschraallanden (Westhoff 1973, Willems 1982) waarvan nog resten over zijn op de krijthellingen in Zuid-Limburg. De gemeenschap van Sikkelklaver (**Medicago sativa ssp. falcata**) en Zachte haver (**Avenula pubescens**) komt voor op warme, droge standplaatsen met een relatief voedselarme, basische tot neutrale, soms zwak zure, niet te zware bodem. Zij komt voor boven de bovengrens van het winterbed en is daardoor op de buitentaluds meestal tot een smalle strook beperkt. Deze graslanden werden vanouds niet of nauwelijks bemest. Wanneer het kleigehalte toeneemt of de bodem vochtiger of voedselrijker wordt, gaat de gemeenschap van Sikkelklaver en Zachte haver, afhankelijk van de mate van beweiding, geleidelijk over in de Glanshaverhooilanden of Kamgrasweiden (Westhoff 1948). Wordt de bodem te voedselrijk of te vochtig of wordt de kleifractie te groot, dan verdwijnen de stroomdalsoorten.

Een aantal stroomdalsoorten als Agrimonie (**Agrimonia eupatoria**), Rapunzelklokje (**Campanula rapunculus**), Wilde marjolein (**Origanum vulgare**) en Kleine ruit (**Thalictrum minus**) komt optimaal voor in zomen langs struik- en bosranden. Deze soorten worden bevorderd bij een enigszins onregelmatig beheer, dat wil zeggen niet elk jaar maaien en onregelmatige, extensieve beweiding (van Gils 1978).

### 1.2.4. Windrichting, droogte en temperatuur

Zuidhellingen hebben een ander microklimaat dan noordhellingen, wat tot uiting kan komen in de vegetatie. De invloed van de expositie op de begroeiing is bijvoorbeeld duidelijk waarneembaar in de duinen. Op noordhellingen vindt men in de kalkarme duinen veel Kraaiheide (**Empetrum nigrum**) en Eikvaren (**Polypodium vulgare**). De zuidhellingen dragen daarentegen een soortenrijkere plantengroei bestaande uit ondermeer veel Korstmossen, Buntgras

(*Corynephorus canescens*), Zandblauwtje (*Jasione montana*), Duinviooltje (*Viola curtisii*) en Schermhavikskruid (*Hieracium umbellatum*).

Ook een groot aantal stroomdalsoorten heeft in West-Europa een zekere voorkeur voor steile hellingen met een expositie variërend van zuid-oost tot west (Perring 1959). Het hier voorkomend micro-klimaat komt in een aantal opzichten sterk overeen met het continentale klimaat in het centrum van hun verspreiding (Boyko 1947).

### 1.3. HET BELANG VAN 'BLOEMRIJKE DIJKEN'

(Zie o.a. Westhoff 1951; 1970 a+b; 1971 a+b, de Smidt 1972, von der Osten 1978).

#### 1.3.1. Soortenrijkdom

Karakteristiek voor de stroomdalvegetatie zijn zowel het relatief grote aandeel van de kruiden als de grote soortenrijkdom. De soortenrijkdom is een van de aspecten die bepalend kan zijn voor de natuurwaarde van een vegetatie.

De stroomdalflora vormt een kleurrijke mengeling van aantrekkelijke bloeiende planten als Agrimonie (*Agrimonia eupatoria*), Moeslook (*Allium oleraceum*), Trilgras (*Briza media*), Rapunzelklokje (*Campanula rapunculus*), Grasklokje (*Campanula rotundifolia*), Knikkende distel (*Carduus nutans*), Knoopkruid (*Centaurea jacea* s.l.), Grote centaurie (*Centaurea scabiosa*), Akkerhoornbloem (*Cerastium arvense*), Wilde cichorei (*Cichorium intybus*), Groot streepzaad (*Crepis biennis*), Kruisbladwalstro (*Cruciata laevipes*), Wilde kruisdistel (*Eryngium campestre*), Cypreswolfsmelk (*Euphorbia cyparissias*), Echt walstro (*Galium verum*), Beemdkroon (*Knautia arvensis*), Veldlathyrus (*Lathyrus pratensis*), Aardaker (*Lathyrus tuberosus*), Ruige leeuwetand (*Leontodon hispidus*), Sikkelklaver (*Medicago sativa* ssp. *falcata*), Kattedoorn (*Ononis spinosa*), Wilde marjolein (*Origanum vulgare*), Bitterkruid (*Picris hieracioides*), Grote bevernel (*Pimpinella major*), Kleine bevernel (*Pimpinella saxifraga*), Ruige weegbree (*Plantago media*), Geoorde zuring (*Rumex thyrsiflorus*), Veldsalie (*Salvia pratensis*), Kleine Pimpernel (*Sanguisorba minor*), Duifkruid (*Scabiosa columbaria*), Grote wilde tijm (*Thymus pulegioides*), Oosterse morgenster (*Tragopogon pratense* ssp. *orientalis*) en vele andere.

### 1.3.2. Zeldzame soorten

Een tweede aspect dat bepalend is voor de natuurwaarde van een vegetatie is de zeldzaamheid van de erin voorkomende soorten. Veel van de in de stroomdalvegetatie voorkomende soorten zijn in Nederland vrijwel beperkt tot de hoger gelegen gedeelten van de uiterwaarden en de dijken van de grote rivieren. Wil men deze soorten voor uitsterven in Nederland behoeden, dan is bescherming noodzakelijk, gezien de snelle achteruitgang van voor deze soorten geschikte, standplaatsen. In 'Herziening besluiten beschermde inheemse plante- en diersoorten' stelt de Natuurbeschermingsraad voor om een groot aantal van de hier genoemde soorten aan te wijzen als beschermde plantesoort (Natuurbeschermingsraad 1984). Bij het overwegen of een plantesoort voor bescherming in aanmerking komt heeft de commissie zich in de eerste plaats laten leiden door de mate waarin de soort in Nederland bedreigd wordt.

### 1.3.3. Esthetisch, recreatief en artistiek belang

Bloeiende dijkbeemden vormen een schitterend gezicht. Het is dan ook geen wonder dat zij van groot belang zijn vanuit esthetisch, recreatief en artistiek oogpunt. 's Zomers geniet een groot aantal mensen fietsend of wandelend van het uiterwaardenlandschap en van de kleurrijke plantengroei op allerlei dijkhelmingen. Van sommige rijkbloeiende soorten worden veldboeketten geplukt. De natuurbeschermingsraad stelt in dit verband dat het in beperkte mate plukken van algemeen voorkomende soorten op plaatsen waar deze in groten getale groeien niet schadelijk hoeft te zijn voor het voortbestaan van de soort en dat dit juist een educatieve betekenis kan hebben. Een rijkgeschakeerde omgeving is van groot belang voor het geestelijk welzijn van de mens.

### 1.3.4. Stabiliteit van het landschap

Uit de literatuur blijkt dat een grote diversiteit aan dieren plantesoorten en een zekere stabiliteit (biologisch evenwicht) vaak samengaan (Hutchinson 1959, van Leeuwen 1966, Pimentel 1969, Odum 1971). Er wordt op gewezen dat in de landbouw meer kans op windschade, erosie, ziekten en plagen ontstaat, naarmate de monocultures toenemen en de meer natuurlijke terreingedeelten verdwijnen (ter Hoeve 1973). Hoewel de relatie tussen diversiteit en stabiliteit ook nog wel eens ter discussie wordt gesteld, wordt

zij in zijn algemeenheid door weinigen betwijfeld. Volgens Hutchinson (1959) ontstaan tijdens de evolutie van biologische gemeenschappen geïntegreerde aggregaten die steeds stabiel worden. De uitzonderlijke diversiteit aan diersoorten op de wereld (ong. 1.000.000 bekende soorten, waarvan 3/4 insecten) is duidelijk grotendeels het gevolg van de diversiteit veroorzaakt door de terrestrische planten (Hutchinson 1959). In soortenrijke natuurterreinen komt een groot aantal vogels en insecten voor die zich ondermeer voeden met schadelijke insecten of die daarop parasiteren. In een uitgestrekt soortenarm cultuurland zullen eerder plagen optreden. Het is daarom van het grootste belang dat het landschap niet alleen bestaat uit louter produktief cultuurland maar dat het verweven is met minder produktieve landschapselementen met een hogere natuurlijkheidsgraad. In dit opzicht hebben de dijken een aanzienlijke betekenis omdat zij zich over vele honderden kilometers door het agrarisch landschap slingeren. Zelf lijken zij niet van zo'n groot agrarisch belang, zodat zij bij uitstek geschikt zijn voor het handhaven en bevorderen van minder produktieve graslanden, die door hun soortenrijkdom een stabiliserende invloed kunnen uitoefenen op het omringende landschap.

Natuurterreinen liggen vaak geïsoleerd en ver uiteen midden in het agrarisch landschap. Hierdoor wordt uitwisseling van soorten tegengegaan wat kan leiden tot een achteruitgang van de natuurterreinen. De extensief gebruikte dijken kunnen voor bepaalde plante- en diersoorten verbindingswegen en migratieroutes vormen, zodat uitwisseling van erfelijk materiaal kan plaatsvinden.

### 1.3.5 Genetische diversiteit

De achteruitgang van het aantal soorten leidt tot een vermindering van de genetische diversiteit, wat wil zeggen dat met het verdwijnen van deze soorten ook de erfelijke eigenschappen verloren gaan die eventueel ten nutte hadden kunnen worden aangewend (Dambroth & Grahl 1981, Hellema 1984). Het handhaven van een genenbron is op de lange termijn van levensbelang voor de mens (Heslop-Harrison & Lucas 1978). Vroeger was 80% van de medicijnen direct afkomstig van plantaardig materiaal, maar ook tegenwoordig geldt dit nog voor tenminste een kwart van de medicijnen (Koopowitz & Kaye 1983).

De planten in een soortenrijk grasland vormen een reservoir van erfelijk materiaal waarvan, indien nodig, de mens gebruik kan maken ten behoeve van de veredeling, bijvoorbeeld om de resisten-

tie tegen ziekten te vergroten of de gevoeligheid voor bepaalde klimaatsomstandigheden van cultuurgewassen te verkleinen. Het besef dringt door dat wij zuinig moeten zijn met de grondstof voor de veredeling: het plantgenetisch materiaal (Hobbelink & Opperwal 1984). Het aantal wilde soorten dat gebruikt kan worden voor de veredeling loopt in de duizenden. De tot nu toe hiervoor gebruikte wilde planten vormen slechts de top van de ijsberg. De verwachting is dat plantenveredelaars een steeds groter beroep gaan doen op wilde planten als genenbron (Prescott-Allen & Prescott-Allen 1983). Van alle plantesoorten die op aarde voorkomen is niet meer dan 10% onderzocht op bruikbaarheid voor de menselijke voeding (Adriani 1984).

#### 1.3.6. Belang voor de fauna

De soortenrijke dijkgraslanden zijn van grote betekenis voor de bloembezoekende insecten. Zo is het aantal vlindersoorten in een soortenrijk grasland veel groter dan dat in een bemest, intensief begraasd weiland of hooiland (Cobham 1983, Ulrich 1982). Het aantal ongewervelde dieren neemt bij toenemende beweidingsdruk en/of bemesting af, als gevolg van de afname in leefruimte, beschutting en voedselvoorziening (King & Hutchinson 1976). Bij begrazing met een toenemend aantal schapen neemt het aantal Collembola, Acarina, Enchytraeiden en Nematoden af. De bodemfauna van begraasde en onbegraasde plekken vertoont grote verschillen (Boyd 1960).

Dijkbeemden bloeien vanaf april tot in oktober en zijn daardoor van groot belang voor de bloembezoekende insecten als bijen. Het is dan ook niet verwonderlijk dat vanuit de imkerij steeds meer stemmen komen die pleiten voor de instandhouding van bloemrijke terreinen. Door de sterke verarming van het cultuurlandschap is de vegetatie van bermen, dijken en spoorwegen van toenemend belang voor de voeding van de bijen. Met name in de nazomer valt hierin een gat, dat vroeger werd gevuld door de later bloeiende wilde planten, die nu zo sterk in aantal zijn teruggelopen. De bijen verzamelen hierdoor minder stuifmeel en gaan verzwakt de winter in.

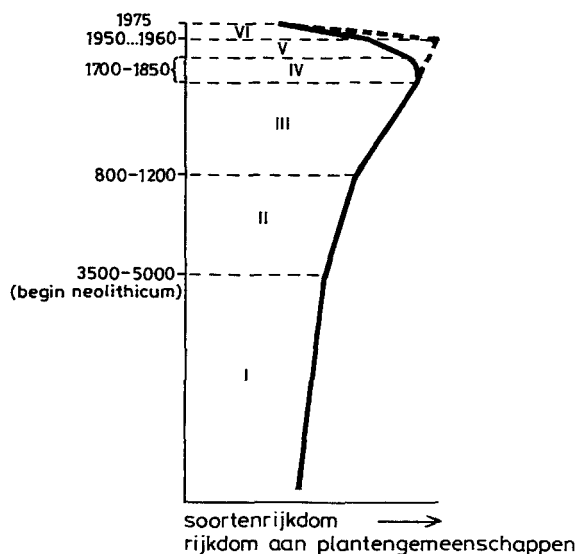
#### 1.3.7. Ethisch besef

Afgezien van alle bovengenoemde argumenten voor het behoud van wilde soorten leeft bij veel mensen een gevoel van 'mede-

schepselijkheid', dat wil zeggen van verwantschap met de andere dan menselijke, ons omringende wezens (Goes van Naters 1976). Het ethische besef bestaat dat wilde soorten op zichzelf waardevol zijn en dat dit alle moeite om ze te sparen ruimschoots rechtvaardigt. Volgens Lowdermilk heeft Mozes het elfde gebod vergeten. Dit zou moeten luiden: "Gij zult de aarde beheren als een goed rentmeester, en haar aan uw zonen niet in een mindere staat nalaten dan gij haarzelf hebt toebedeeld gekregen" (zie Westhoff 1976a).

#### 1.4. ACHTERUITGANG VAN STROOMDALVEGETATIES

Figuur 3 laat de geleidelijke toename zien van het aantal plantesoorten tot aan de industriële revolutie en de zeer snelle achteruitgang daarna.



Figuur 3 : ontwikkeling van het aantal plantesoorten en van het aantal plantengemeenschappen (Fukarek 1980) in de tijd. De verklaring van de Romeinse cijfers is als volgt:

- I herkolonisatie van plantesoorten na de laatste ijstijd (ongeveer 15.000 jaar geleden);
- II begin Neolithicum (introductie akkerbouw en veeteelt) tot het grootschalige kappen van bossen in het begin van de Middeleeuwen;

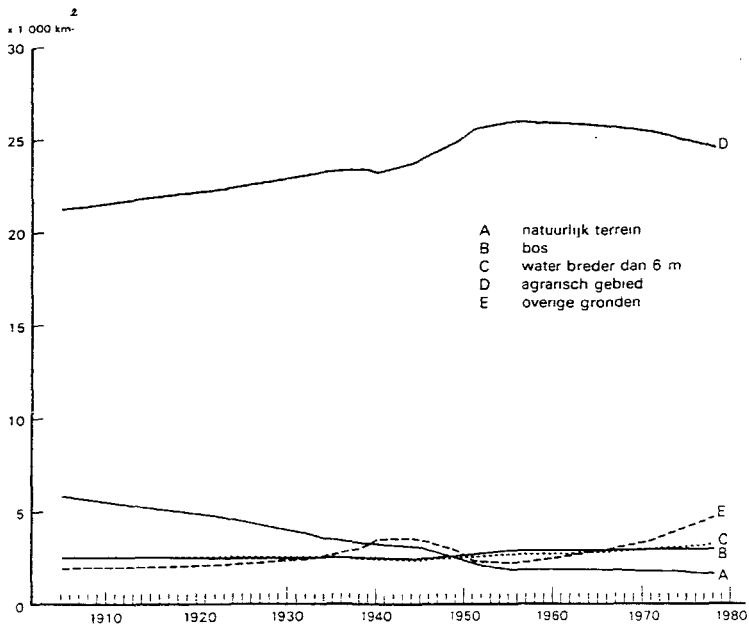
- III vorming van nieuwe, onder menselijke invloed ontstane biotopen, grote toename aan soorten en plantengemeenschappen;
- IV voor-industrieel cultuurlandschap; extensieve agrarische bedrijfsvoering, parklandschap;
- V industriële revolutie, ontwatering, ontginningen, kunstmest, sterke achteruitgang van de diversiteit;
- VI wetenschappelijk-technische revolutie, zeer intensieve ingrepen in de natuur, massale inzet van techniek, toepassing van oecosysteemvreemde stoffen, afvalproblemen, eutrofiëring. Ongekend snelle verandering in flora en vegetatie.

Begin 1983 schatte men dat elke dag ergens op de wereld gemiddeld 2 plantesoorten uitstierven. Verwacht wordt nu dat er omstreeks 1990 elk uur een plantesoort zal uitsterven. Tegen het eind van de eeuw zal 15% tot 25% van de plantesoorten uitgestorven zijn en helaas zal dit proces ook dan nog door gaan (Koopowitz & Kaye 1983).

In Europa is 1 op de 5 soorten hogere planten bedreigd (Sukopp & Trautmann 1976). Het aandeel van de uitgestorven, bedreigde of potentieel bedreigde soorten bedroeg in Nederland in 1970 53% tot 57% van de gehele flora. Vergelijking van het produkt van het aantal Nederlandse vaatplanten en het aantal lokaties waarin deze voorkwamen vóór en na 1950 laat zien dat de Nederlandse flora met 70% is achteruitgegaan (Mennema 1984). Deze achteruitgang is vrijwel geheel het gevolg van indirecte menselijke ingrepen als cultuurtechnische maatregelen, industrialisering en ruilverkavelingen. Nog slechts 5% van het nederlands grondgebied bestaat uit hoogwaardig natuurgebied en dit percentage loopt nog steeds verder terug (figuur 4). Het meest opvallende in deze grafiek is de afname van de oppervlakte natuurlijk terrein van 5850 km<sup>2</sup> in 1905 tot 1630 km<sup>2</sup> in 1978.

De resten van wilde en halfwilde graslanden bedroegen in 1972 nog maar 3000 ha dat wil zeggen een half procent van de totale oppervlakte grasland (Mörzer-Bruyns 1972).

Ook de stroomdalgraslanden op rivierdijken ontkomen niet aan deze ontwikkeling (van der Laan & Roetman 1982). Van de plaatsen waar deze plantengroei vroeger nog goed ontwikkeld en op grote schaal voorkwam, is thans een groot aantal verdwenen. De overige lokaties zijn in het algemeen sterk in kwaliteit achteruitgegaan. Dit geldt niet alleen voor de door ons onderzochte rivierdijken langs IJssel, Rijn en Waal, maar zeker ook voor de dijken langs de Maas (van Dijk et al. 1984).



Figuur 4: veranderingen in de oppervlakten van de typen van landgebruik; uit 'Kwartaalbericht milieustatistiek 1987', jaargang 4, nummer 1.

Bij de nog bestaande stroomdalgraslanden gaat het vaak slechts om overblijfselen van geringe afmeting die zich als een smalle strook onder het hek konden handhaven. Vaak zijn zij sterk bedreigd omdat het beheer ieder moment naar willekeur kan veranderen. De situatie is des te ernstiger omdat de voor onze stroomdalgraslanden kenmerkende soorten overal in Europa door de veranderende landbouw sterk worden teruggedrongen (Burricher 1977, Klein 1977, Dierschke 1978, Mellanby 1980, Willems 1982, Landolt et al. 1982, Klein & Keller 1983).

Slechts een aantal van de fraaiste dijktrajecten is in handen van instellingen die betrokken zijn bij het natuurbehoud (mn. Staatsbosbeheer), waardoor het voortbestaan ervan enigermate gewaarborgd is.



## 2. MATERIAAL EN METHODE

### 2.1. TERREINKEUZE EN ONDERZOEKSPARAMETERS

De lokaties zijn geselecteerd aan de hand van literatuurgegevens (Neijenhuijs 1968; van Dijk, Graatsma & van Rooy 1981) en aan de hand van informatie verstrekt door medewerkers van Staatsbosbeheer en door 'amateurfloristen'.

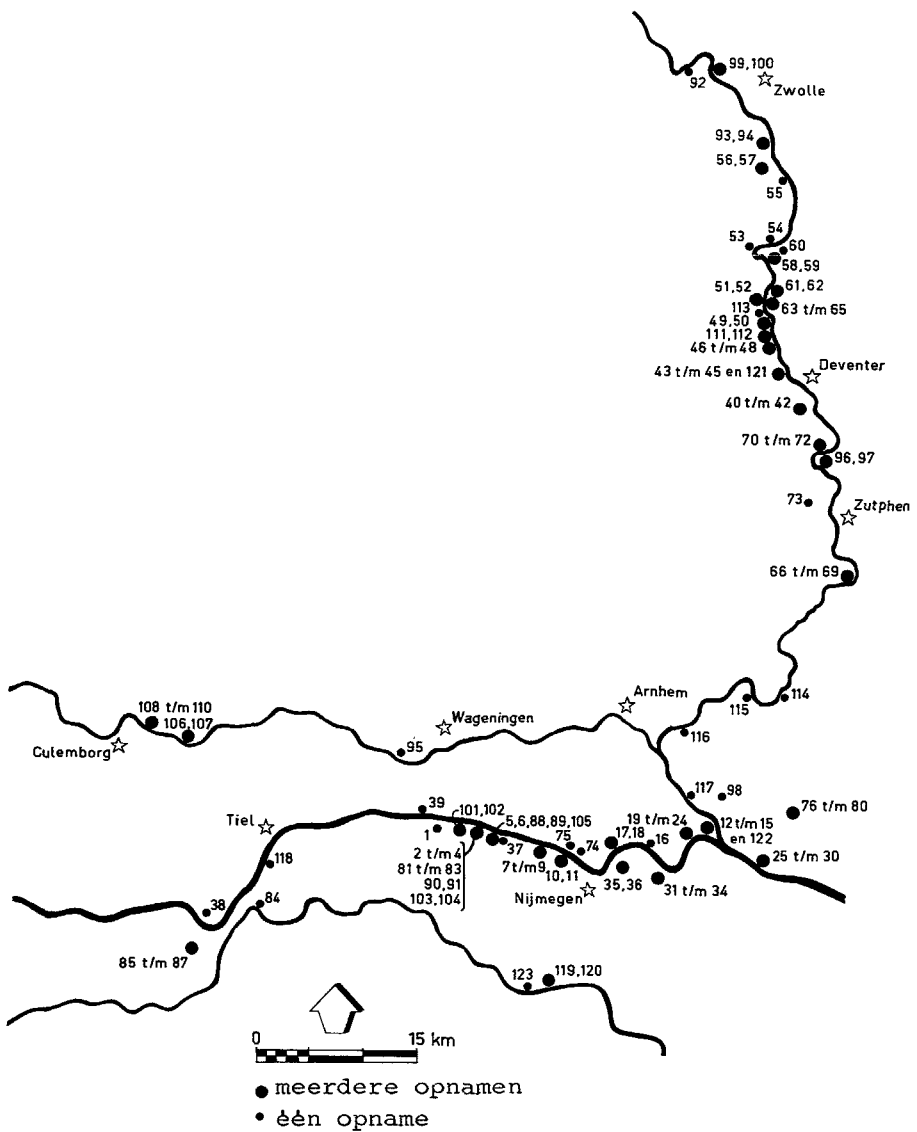
Redelijk tot goed ontwikkelde stroomdalgraslanden werden zo volledig mogelijk bemonsterd. Omdat een volledige inventarisatie van plantengemeenschappen op de rivierdijken niet tot de doelstellingen van het onderzoek behoorde, zijn niet alle lokaties met een stroomdalvegetatie bemonsterd. Gezocht werd vooral naar zo volledig mogelijke soortencombinaties (volgens Westhoff & den Held 1969). Vegetaties met één of twee zeldzame soorten, omgeven door triviale ruigtekruiden zijn niet opgenomen. Ter vergelijking zijn tevens de voornaamste overige vegetatietypen die voorkomen op rivierdijken bemonsterd.

In totaal zijn 123 vegetatie-opnamen gemaakt. De lokaties van de opnamen zijn aangegeven in figuur 5. De onderzoekslokaties kunnen als volgt worden verdeeld over zeven deelgebieden:

Deelgebieden	aantal lokaties	aandeel %
Rijn/Bijlands Kanaal	6	5
Waal	44	36
Pannerdens Kanaal	6	5
Oude Rijnstrangen-gebied	6	5
Beneden-Rijn en Lek	6	5
IJssel	48	39
Maas	7	6

Tabel 1: Verdeling van de opnamen over zeven deelgebieden.

Een nauwkeurige beschrijving van de vegetatie-opnamen inclusief de exacte ligging is aanwezig bij de vakgroep Vegetatiekunde, Plantenoecologie en Onkruidkunde van de Landbouwuniversiteit in Wageningen.



Figuur 5 : Ligging van de onderzoekslokaties

Van elke onderzoekslokatie zijn zoveel mogelijk biotische en abiotische parameters onderzocht. De biotische aspecten van het onderzoek bestaan uit:

- vegetatie;
- worteldichtheid en wortelverdeling;
- beheer.

De abiotische parameters zijn:

- bodem;
- helling en expositie;
- holheid van de zode;
- afschuifweerstand;
- penetratieweerstand;
- erosiebestendigheid.

In bijlage 1 is per onderzoekslokatie weergegeven welke parameters er zijn bepaald.

## 2.2. VEGETATIE-ONDERZOEK

Om verband te kunnen leggen tussen regelmatig terugkerende soortencombinaties en respectievelijk de abiotische standplaatsfactoren hellingsgraad, expositie en beheer en de overige onderzochte parameters (erosiegevoeligheid, doorworteling etc.) moet eerst worden onderzocht welke vegetatie-eenheden op de dijken voorkomen.

Het vegetatie-onderzoek bestaat uit een analytische en een synthetische fase. Tijdens de analytische fase wordt van elke onderzoekslokatie de vegetatie opgenomen. Tijdens de synthetische fase worden in eerste instantie de onderzoeksresultaten samengevoegd. Daarna wordt met behulp van computerprogramma's het totale materiaal geordend en wordt een typologie opgesteld.

### 2.2.1. Analytische fase

#### Vegetatie-opnamen

In totaal zijn met de Braun-Blanquet methode 123 vegetatie-opnamen gemaakt in de perioden 03-07-84 tot 28-08-84 en 29-05-85 tot 09-08-85. De gebruikte nomenclatuur voor de soorten is die volgens de Flora van Nederland (van der Meijden et al. 1983). In

dit onderzoek is gebruik gemaakt van een aangepaste Braun-Blanquet schaal (Barkman et al. 1964). Deze schaal ziet er, na ordinale transformatie (van der Maarel 1979), als volgt uit:

ordinale schaal	abundantie	bedekking	
1	zeer weinig individuen (1)	<	5 %
2	weinig individuen (2-5)	<	5 %
3	veel individuen (6-50)	<	5 %
4	zeer veel individuen (> 50)	<	5 %
5	niet van toepassing	5	- 12,5 %
6	niet van toepassing	12,5	- 25 %
7	niet van toepassing	25	- 50 %
8	niet van toepassing	50	- 75 %
9	niet van toepassing	75	- 100 %

Tabel 2 : Aangepaste Braun-Blanquet schaal.

Tevens is per soort de fenologie, dat wil zeggen het stadium in de levenscyclus genoteerd. Per opname is de totale bedekking van de vegetatie geschat en is tevens de hoogteverdeling bepaald.

#### Grootte en vorm van de vegetatie-opnamen

De opnamemethode volgens Braun-Blanquet vereist enerzijds een proefvlak met een homogene vegetatiesamenstelling en anderzijds een voldoende oppervlaktegrootte van het proefvlak. Om aan deze oppervlaktegrootte te kunnen komen is in een aantal gevallen (met name bij vegetatietypen met beweidingsinvloed: smalle stroken langs de afrastering) een langgerekt proefvlak opgenomen. Bij vegetaties met maaibeheer kon meestal worden volstaan met vierkante proefvlakken. De grootte van de proefvlakken varieerde van 2,1 m<sup>2</sup> (3,0 x 0,7 m.) tot 25 m<sup>2</sup> (5,0 x 5,0 m.).

#### 2.2.2. Synthetische fase

##### Classificatie

De gegevens werden met behulp van TWINSPAN (Hill 1979b, Gauch 1982, Kershaw & Looney 1985) verwerkt tot een gestructureerde tabel waarin eenheden (plantengemeenschappen) kunnen worden onderscheiden.

Het programma TWINSPAN (Two-way Indicator Species Analysis) maakt gebruik van Reciprocal Averaging om de voornaamste variatie in de vegetatie te bepalen. De minst gelijkende opnamen worden zo ver mogelijk uit elkaar geplaatst. Vervolgens wordt deze informatie gebruikt om de opnamen in twee groepen te delen. Elk van deze twee groepen wordt op dezelfde manier opnieuw geanalyseerd en gesplitst. Dit proces kan herhaald worden tot een voldoende verfijnde opdeling in eenheden is ontstaan. Het resultaat is een tabel waarin alle opnamen zijn geordend volgens een veronderstelde oecosequentie, en wel zodanig dat de eerste opname een eindpunt van de belangrijkste gradiënt vertegenwoordigt en alle volgende opnamen naar afnemende verwantschap met de eerste en respectievelijk met alle volgende zijn geplaatst. De soortenlijst is zo ingericht dat de eerste soorten alleen voorkomen in de eerste opname gevolgd door soorten die in opnamen 1 en 2 voorkomen, etcetera, eindigend met soorten die alleen in de laatste opname optreden. Het gevolg hiervan is een diagonale verschuiving in soorten en opnamen, die illustratief wordt geacht voor de belangrijkste gradient. Deze constructie geeft een beeld van de oecologische breedte van de verschillende soorten en eventueel van de optima van voorkomen (relatie tussen syntaxonomie en synoecologie).

Vervolgens kan de op deze wijze gecreëerde tabel worden omgezet in een zogenaamde synoptische tabel (Westhoff & van der Maarel 1973). In een synoptische tabel worden de eenheden (clusters) in een kolom samengevat. Deze eenheden stellen de plantengemeenschappen voor die kunnen worden onderscheiden binnen het totale vegetatie-opnamen materiaal. Van elke soort wordt aangegeven in hoeveel procent van de opnamen binnen de afzonderlijke eenheden deze voorkomt. Deze percentages worden ingedeeld in 5 presentieklassen:

klasse	percentage van voorkomen
I	1 - 20 %
II	21 - 40 %
III	41 - 60 %
IV	61 - 80 %
V	81 - 100 %

In tabel 8 zijn deze presentieklassen om ruimte te besparen weergegeven in arabische cijfers. Een nadeel van deze weergave is dat de abundantie en de bedekking van de soorten buiten beschouwing worden gelaten.

De synoptische tabel wordt vervolgens omgezet in een zogenaamde plantensociologische tabel (bijlage 4) waarin de soorten zijn gerangschikt in syntaxonomische groepen. Deze indeling is gebaseerd op de literatuur (Westhoff & den Held 1969, Ellenberg 1978, Oberdorfer 1979, 1983).

#### Plantensociologische samenstelling van de gemeenschappen

Per gemeenschap is het procentuele aandeel van de onderscheiden plantensociologische groepen berekend. Dit is gedaan door telkens per gemeenschap de som van de presentieklassen van ~~een~~ plantensociologische groep te delen door de som van de presentieklassen van alle in de gemeenschap aanwezige soorten. De in totaal 20 plantensociologische groepen zijn later samengevoegd tot acht hoofdgroepen.

#### Naamgeving van de gemeenschappen

Op basis van de synoptische tabel kan worden nagegaan welke soorten differentiërend zijn voor welke eenheid. Een soort is differentiërend voor een eenheid als hij in die eenheid beduidend vaker voorkomt dan in de daarmee vergeleken eenheden. Als grens hiervoor wordt een verschil van minimaal twee frequentieklassen aangehouden. De plantengemeenschappen zijn beschreven aan de hand van deze differentiërende soorten. De naamgeving van de gemeenschappen is volgens Westhoff & den Held (1969).

#### 2.2.3. Verspreiding

Aan de hand van de 7 onderscheiden deelgebieden in het rivierengebied is de verspreiding van de plantengemeenschappen onderzocht.

#### 2.2.4. Soortenrijkdom

Per plantengemeenschap is de gemiddelde soortenrijkdom inclusief het maximale en het minimale soortenaantal bepaald. Omdat het soortenaantal mede afhankelijk is van de oppervlaktegrootte van de proefvlakte is voor elke eenheid tevens de gemiddelde oppervlakte van de vegetatieopnamen bepaald.

#### 2.2.5. Bedekking en hoogte

Bij elke vegetatieopname is in percentages de totale bodembedekking (bij bovenaanzicht) geschat. Daarnaast zijn de gemiddelde ondergrens en de gemiddelde bovengrens van de vegetatiehoogte en de hoogte van eventuele uitschieters bepaald. Deze gegevens zijn voor elk van de 10 onderscheiden plantengemeenschappen gemiddeld.

#### 2.2.6. Grassensamenstelling

Behalve in de fluitekruid- en brandnetelbegroeiingen zijn grassen vaak aspectbepalend voor de rivierdijkvegetaties. Om de grassensamenstelling van stroomdalvegetaties te vergelijken met die van de overige aangetroffen vegetatietypen, is voor elke plantengemeenschap nagegaan welke grassoorten er in voorkomen en in welke mate. Voor de mate van voorkomen is de gemiddelde abundantiewaarde per gemeenschap berekend.

#### 2.2.7. Ordinatie

Met behulp van zogenaamde ordinatietechnieken kan men de opnamen of de soorten zodanig langs de assen van een ordinatiediagram rangschikken dat de voornaamste variatie in het materiaal tot uiting komt. In dit onderzoek is gebruik gemaakt van het ordinatieprogramma DECORANA (Hill 1973, 1979a, Gauch 1982, Kershaw & Looney 1985). DECORANA (Detrended Correspondence Analysis) maakt voor de ordinatie gebruik van de Reciprocal Averaging-methode. Het werkt globaal als volgt: om te beginnen krijgt iedere soort langs een hypothetische gradiënt een initiële positie toegekend, bijvoorbeeld een waarde tussen 0 en 100. Per opname wordt dan een gewogen gemiddelde van de soortscores berekend. De opnamen krijgen hierdoor ook elk een plaats (score) toegekend. Met de scores van de opnamen worden vervolgens weer de scores van de soorten benaderd door een gewogen gemiddelde per soort te berekenen. De initiële soortscores vervallen dus weer. Vervolgens wordt de hypothetische gradiënt op standaardlengte gebracht; dat wil zeggen dat de schaal wordt aangepast zodat zowel de soortscores als de opnamescores van 0 tot 100 lopen. Daarna wordt dit proces een aantal malen herhaald totdat een stabiele oplossing ontstaat. De soorten en opnamen zijn nu gerangschikt volgens dezelfde gradiënt. Tweede en volgende assen

kunnen worden gevonden door de variantie die verklaard wordt door de voorgaande hypothetische factoren uit het materiaal te verwijderen (van Tongeren 1982). Volgende assen worden zo gemaakt dat ze totaal onafhankelijk zijn van de vorige assen. De uiteindelijke scores, dat wil zeggen de uiteindelijke volgorde langs de assen, hangen bij deze techniek niet af van de willekeurig uitgedeelde beginscores.

Door interpretatie van de ordinatiediagrammen kan men proberen de voornaamste aan de soortensamenstelling van de vegetatie gecorreleerde factoren te achterhalen.

### Interpretatie van de ordinatiediagrammen

In die floragebieden waar jarenlang vegetatiekundig en plantenoecologisch onderzoek is verricht, aangevuld met standplaatsonderzoek, zijn voldoende gegevens voorhanden om van alle voorkomende plantesoorten een oecologische karakteristiek te geven, althans voor een aantal belangrijke factoren. Met name geldt dit voor de oecologische amplitudo. Dit is het traject van waarden van een factor waarbij de betreffende plantesoort in het veld kan worden aangetroffen. In veel gevallen is ook de waarde van die factor bekend waarbij de soort zijn hoogste bedekking of abundantie bereikt: het oecologisch optimum. Er kan ook meer dan één optimum zijn. Van alle in Nederland voorkomende plantesoorten zijn de gegevens voor een aantal milieufactoren verwerkt in een indicatiecijfer waarmee wordt aangegeven of een soort zijn optimum heeft bij hoge of bij lage waarden van een factor. Ellenberg (1978) heeft hiervoor voor de meeste factoren een 9-delige schaal en voor de overige een 12-delige schaal ontworpen. Los van het analytisch standplaatsonderzoek, kan derhalve uit de vegetatiesamenstelling voor een aantal factoren een diagnose omtrent de vermoedelijke standplaatskwaliteit gesteld worden.

De milieu-indicatiewaarden van Ellenberg (1978) en van Kruijne en de Vries (1984) kunnen een hulpmiddel zijn bij de interpretatie van de ordinatiediagrammen. Door in een ordinatiediagram van de soorten voor elke soort de Ellenbergwaarde voor een bepaalde milieufactor in te vullen, kan met behulp van de Spearman rank correlatie de eventuele correlatie van die milieufactor met een van de ordinarie-assen worden nagegaan (Persson 1981, Loopstra & van der Maarel 1984). Ditzelfde kan worden gedaan met de opnamen. Uit de indicatiecijfers van de soorten waaruit een vegetatie-opname bestaat, kan een gemiddelde indicatiewaarde van die opname voor de betreffende milieufactor worden berekend. In



dit onderzoek zijn voor de opnamen gewogen gemiddelde indicatiewaarden berekend. Dit wil zeggen dat de abundantie en bedekking van de plantesoorten worden betrokken bij de berekening van de gemiddelde indicatiewaarden voor de diverse onderzochte milieufactoren (Ellenberg 1978). Deze gemiddelde waarden kunnen wederom worden gecorreleerd met de respectievelijke assen van het ordinatiediagram van de opnamen. Hoge correlaties duiden op een eventuele verklaring van de differentiatie binnen het opnamenmateriaal. De correlatiecoëfficiënt kan berekend worden met behulp van een lineaire regressie tussen de indicatiewaarde en de coördinaten van de ordinatie-as. Van ordinatiediagrammen zijn in het algemeen de eerste en de tweede as redelijk te verklaren.

#### Stikstof-indicatie

Om na te gaan of de bodemvruchtbaarheid van invloed is op de soortensamenstelling van de vegetatie, is met behulp van een Spearman rank correlatie, de correlatie berekend tussen de volgorde van de opnamen en een maat voor de tolerantie ten aanzien van het nutriëntenniveau. Als maat voor de tolerantie ten aanzien van het nutriëntenniveau is de gemiddelde stikstofindicatiewaarde genomen. Van elke opname is het procentuele aandeel van enerzijds de soorten van stikstofarme tot zeer stikstofarme standplaatsen (N1-3) en anderzijds de soorten van stikstofrijke tot zeer stikstofrijke standplaatsen (N8-9) berekend. Deze procentuele aandelen zijn afzonderlijk uitgezet tegen de coördinaten van de opnamenvolgorde van as 1 en 2. Vervolgens zijn de correlaties berekend.

#### Beweidings-/hooiland-indicatie

Om na te gaan of het gebruik of het beheer van graslandvegetaties van invloed is op de soortensamenstelling is de correlatie berekend tussen de volgorde van de opnamen en een maat voor de tolerantie ten aanzien van de verschillende beheersvarianten. Als maat voor deze tolerantie ten aanzien van de verschillende beheersvarianten zijn respectievelijk de gemiddelde beweidingsindicatiewaarden en de gemiddelde hooiland-indicatiewaarden genomen. Deze waarden zijn berekend met behulp van de indicatiecategorieën voor wat betreft het gebruik, die Kruijne en de Vries (1984) hebben onderscheiden voor de graslandsoorten (zie ook Kruijne et al. 1967):

eh : echtehooilanden ; graslanden die nooit beweide worden;  
hw : hooiweiden ; hooiland met na- en eventueel voor-  
beweiding;  
ww : wisselweiden ; sommige jaren alleen beweide, andere  
jaren ook gehooid;  
ew ; echte weiden ; nooit gehooid.

Ten behoeve van de analyse van de decorana-assen is aan de verschillende gebruikstypen een waarderingsgetal toegevoegd, zodanig dat voor elke soort de som van het beweidingsindicatiegetal en het hooilandindicatiegetal constant is. Dit waarderingsgetal verschilt voor de hoofdcategorieën beweiding en hooilandbeheer:

	ew	ww	hw	eh
Beweidingsindicatiegetal	5	3	2	0
Hooilandindicatiegetal	0	2	3	5

Indien in de literatuur voor een soort meerdere gebruikstypen worden genoemd zijn de respectievelijke waarderingsgetallen opgeteld en gedeeld door het aantal typen. Bijvoorbeeld Anthoxanthum odoratum; eh en hw: beweidingsindicatiegetal  $(2+0)/2 = 1$ , hooilandindicatiegetal  $(3+5)/2 = 4$ . Bij twijfel of bij een quotiënt niet bestaand uit een geheel getal is aan de hand van literatuur (o.a. Oberdorfer 1979) en veldervaring een waardering toegekend. Een andere manier om de indicatiewaarden van de afzonderlijke soorten uit te drukken, is het gebruik van de aanduidingen B1 tot en met B4 en H1 tot en met H4. Een soort met de aanduiding B4 heeft een beweidingsindicatiegetal 5 en een hooilandindicatiegetal 0. Een soort met de aanduiding H4 heeft daarentegen een beweidingsindicatiegetal 0 en een hooilandindicatiegetal 5. De aanduiding B4 komt derhalve overeen met H1.

Om het aandeel van de beweidingsindicatoren per opname te verkrijgen is de som van de abundantiewaarden van alle beweiding-indicerende soorten (soorten met beweidingsindicatiegetal 4 en 5) bepaald. Dit is tevens gedaan voor de hooilandindicatoren (soorten met hooilandindicatiegetal 4 en 5). Met behulp van de totale abundantiewaarde (i.e. de som van alle toegekende abundantiewaarden) van elke opname is vervolgens het procentuele aandeel van respectievelijk de beweidings- en de hooilandindicatoren bepaald. Vervolgens is de correlatie berekend tussen de coördinaten van de opnamen langs de eerste twee assen van het ordinatiediagram en de aandelen van de twee indicatiegroepen ten aanzien van het gebruik van elk van de opnamen.

### 2.3. ACHTERUITGANG VAN DE STROOMDALVEGETATIE

In 1968 vond in het Rijnsysteem een typeninventarisatie van dijkvegetaties plaats (Neijenhuijs 1968). Aan de hand van de door Neijenhuijs geïnventariseerde lokaties is in dit onderzoek nagegaan in hoeverre deze lokaties in kwaliteit zijn achteruitgegaan. Hierbij is met name gelet op het al dan niet aanwezig zijn van stroomdalsoorten. In het totaal zijn 50 lokaties onderzocht, waarvan ook in 1968 de vegetatiesamenstelling is bepaald.

### 2.4. BEHEER

Inventarisatie van het toegepaste beheer heeft plaatsgevonden door middel van interviews, zoveel mogelijk afgenomen van de beherende instanties. Behalve het beheer is hierbij ook de factor bemesting betrokken, waarbij tevens is geprobeerd om na te gaan welk type mest gebruikt werd. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen kunstmest, stalmest, gier en combinaties daarvan. Bovendien is nagegaan of er herbiciden werden gebruikt. Wanneer er ingezaaid was, is getracht de samenstelling van het inzaaimengsel te achterhalen.

Gebleken is dat de informatie van de beheerders voorzichtig moet worden geïnterpreteerd. Met name de informatie afkomstig van beheerders uit de agrarische sector bleek enkele malen niet in overeenstemming met de werkelijkheid. Zo werden sporen van drijfmest aangetroffen op afrasteringspaaltjes en hectometerpalen op dijktafuds die onbemest zouden zijn. Controle in het veld en, indien nodig, aanpassing van de informatie betreffende het beheer heeft geleid tot een vrij betrouwbaar inzicht in het toegepaste beheer. In 3.3. is aangegeven welke beheersvarianten zijn onderscheiden en in welke mate deze werden aangetroffen op de onderzoekslokaties.

### 2.5. BODEMONDERZOEK

Om bij dijk aanleg gunstige omstandigheden te kunnen scheppen voor de ontwikkeling van een stroomdalvegetatie is inzicht in de bodemeigenschappen noodzakelijk. De analyse van de bodem is onder te verdelen in bodemfysische en bodemchemische metingen. Hieron-

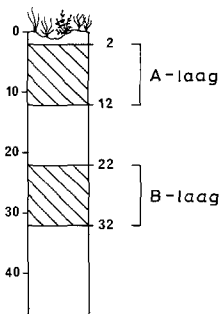
der volgt een beschouwing van de bodemchemische bepalingen en de analyse van de korrelgrootteverdeling (textuur). De overige bodemfysische parameters komen later ter sprake (afschuifweerstand 2.11.; penetratieweerstand 2.12.). De textuur wordt hier besproken omdat deze direct van invloed is op de bodemchemische factoren. De overige bodemfysische parameters zijn een gevolg van de bodemchemische karakteristieken en de textuur.

De volgende bodemchemische factoren zijn onderzocht:

- pH (zuurgraad): pH-H<sub>2</sub>O en pH-CaCl<sub>2</sub> ;
  - EGV (electrisch geleidingsvermogen) ;
  - kalkgehalte: CaCO<sub>3</sub>-% ;
  - N-totaal percentage: N<sub>tot</sub>-% ;
  - P-totaal percentage: P<sub>tot</sub>-% ;
  - organische stof gehalte: humus-% ;
  - fosfor gehalte: P ;
  - stikstof uit nitraat: NO<sub>3</sub>-N ;
  - stikstof uit ammonium: NH<sub>4</sub>-N ;
  - kalium gehalte: K ;
  - natrium gehalte: Na ;
  - magnesium gehalte: Mg .
- } CaCl<sub>2</sub>-extractie

### 2.5.1. Bemonstering en analyse

De bodembemonstering is gebeurd in de perioden 03-07-84 tot 28-08-84 en 29-05-85 tot 09-08-85, tegelijk met de vegetatie-opnamen. Om praktische redenen is niet elke proefvlakte bemonsterd. Indien op een lokatie meerdere vegetatieopnamen gemaakt zijn op korte afstand van elkaar, en deze in soortensamenstelling en structuur vrijwel overeenkwamen, is niet elke opname bemonsterd. In bijlage 1 is weergegeven van welke lokaties een bodemanalyse is verricht.



Bij de bemonstering is een gutsboor gebruikt met een diameter van 2 cm. Per opname zijn 8 deelmonsters gestoken op een diepte van 2-12 cm-mv en 22-32 cm-mv (cm-mv = centimeters beneden maai-veldniveau). De trajecten 0-2 cm-mv en 12-22 cm-mv zijn niet geanalyseerd. De deelmonsters van elke vegetatieopname zijn per bodemlaag samengevoegd tot mengmonsters.

Voor de analyse zijn alle monsters 24 uur bij kamertemperatuur (25 °C) gedroogd. Vervolgens zijn de gedroogde bodemonsters machinaal fijn gemalen en is de fractie met een diameter groter dan 2 mm afgezeefd, conform de standaardbepalingen voor het bodemonderzoek.

Als extractiemiddel ter bepaling van een aantal parameters is een 0,01 M  $\text{CaCl}_2$ -oplossing gebruikt. Met behulp van deze oplossing wordt een bodemextract verkregen dat een indruk kan geven van de beschikbaarheid van de nutriënten voor de plantengroei.

Voor een exacte beschrijving van de uitvoering van de bodem-analyse wordt verwezen naar de handleidingen (Houba et al. 1985, Anon. 1986) van het laboratorium van de vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding van de Landbouwuniversiteit te Wageningen, waar tevens de bodemanalyse is verricht.

#### 2.5.2. Zuurgraad ( $\text{pH-H}_2\text{O}$ en $\text{pH-CaCl}_2$ ) en kalkgehalte ( $\text{CaCO}_3$ -%)

De zuurgraad is potentiometrisch bepaald zowel in gedestilleerd water ( $\text{pH-H}_2\text{O}$ ) als in 0,01 M  $\text{CaCl}_2$  ( $\text{pH-CaCl}_2$ ) in evenwicht verkerend met een grondsuspensie na bezinken van de gronddeeltjes. Als elektroden zijn een glas- en een kalomelelectrode gebruikt. Het kalkgehalte is bepaald met behulp van de Scheibler-methode.

#### 2.5.3. Electricisch geleidingsvermogen (EGV)

Het electricisch geleidingsvermogen is potentiometrisch bepaald in gedestilleerd water dat in evenwicht is met een grondsuspensie na bezinken van de gronddeeltjes. Als elektroden zijn een glas- en een kalomelelectrode gebruikt.

#### 2.5.4. Stikstof ( $\text{N}_{\text{tot}}$ -%, $\text{NO}_3$ -N, $\text{NH}_4$ -N, N-mineraal)

Het stikstofgehalte is op de eerste plaats bepaald na destructie met een agressieve oplossing (salicylzuur in een  $\text{H}_2\text{SO}_4$ -Se mengsel) waarbij niet alleen de voor planten gemakkelijk beschikbare stikstof vrij komt, maar ook de niet of moeilijk voor planten beschikbare stikstofvoorraad. Het gemeten stikstofgehalte wordt ook wel het totale stikstofpercentage genoemd (weergegeven als  $\text{N}_{\text{tot}}$ -%).

De hoeveelheid stikstof afkomstig uit  $\text{NO}_3$  en  $\text{NH}_4$  is bepaald

in een 0,01 M  $\text{CaCl}_2$ -oplossing. De hoeveelheid N-mineraal is bepaald door de  $\text{N-NO}_3$  en  $\text{N-NH}_4$  waarden bij elkaar op te tellen.

#### 2.5.5. Organisch materiaal en C/N

Bij dit onderzoek is gebruik gemaakt van de methode volgens Kurmies. Bij deze oxydatiemethode wordt een deel van de totale hoeveelheid organische stof geoxydeerd. Daarna wordt titrimetrisch de hoeveelheid verbruikt oxydatiemiddel gemeten, waarmee vervolgens de hoeveelheid geoxydeerde koolstof wordt berekend. Deze wordt omgerekend met een empirisch bepaalde factor (uitgegaan is van een koolstofpercentage in humus van 58%) tot percentage organische stof. Omdat slechts een deel van het organisch materiaal wordt geoxydeerd dient tevens gecorrigeerd te worden op basis van een elementaire analyse waarbij de totale hoeveelheid organische stof (alle voornoemde fracties) in de grond bepaald wordt, nadat de eventueel aanwezige carbonaten verwijderd zijn. Voor een groot aantal Nederlandse gronden blijkt bij de Kurmies-bepaling deze factor 1,03 te bedragen, dat wil zeggen dat 96% à 97% van de totale hoeveelheid organische stof met deze methode geoxydeerd wordt. Aangezien dit onderzoek zich voornamelijk richt op relatieve verschillen (en niet zozeer op absolute) tussen de verschillende onderzochte lokaties, is de laatstgenoemde correctie achterwege gelaten. Het C/N-quotiënt is bepaald door 58% van het organische stof-gehalte als koolstofgehalte te nemen en dit vervolgens te delen door het totale stikstofgehalte ( $\text{N}_{\text{tot}}\%$ ).

#### 2.5.6. Fosfor ( $\text{P}_{\text{tot}}\%$ , $\text{P}_2\text{O}_5$ , P)

Het fosforgehalte is op de eerste plaats bepaald als  $\text{P}_{\text{tot}}\%$  na destructie met een agressieve oplossing (salicylzuur in een  $\text{H}_2\text{SO}_4$ -Se mengsel) waarbij niet alleen de voor planten gemakkelijk beschikbare fosfor vrij komt, maar tevens de niet voor planten beschikbare fosforvoorraad. Het gemeten fosforgehalte wordt ook wel het totale fosforpercentage genoemd (weergegeven als  $\text{P}_{\text{tot}}\%$ ). Vanuit  $\text{P}_{\text{tot}}\%$  is vervolgens het gehalte  $\text{P}_2\text{O}_5/100$  g berekend met behulp van de formule:

$$\text{P}_{\text{tot}}\% \times 71000/31 = \text{P}_2\text{O}_5/100 \text{ g} \quad (\text{M-P}_2\text{O}_5 = 71, \text{M-P} = 31).$$

De voor planten gemakkelijk beschikbare hoeveelheid fosfor is bepaald in een 0,01 M  $\text{CaCl}_2$ -extract.

### 2.5.7. Natrium, kalium en magnesium

Voor de meeste Nederlandse gronden werd tot op heden een extractie met 0,1 N HCl als meest geschikte methode beschouwd. Bij dit onderzoek is echter voor kalium, natrium en magnesium het extractiemiddel waarmee ook de andere analyses werden gedaan, namelijk 0,01 M  $\text{CaCl}_2$ -oplossing, gebruikt. Voor de analyse is de vlamfotometrie-methode (emissie-spectrofotometrie) toegepast. Omdat bij de bepaling van het magnesiumgehalte de straling die ontstaat bij de verhitting te gering is om direct te kunnen meten, is gebruik gemaakt van een lichtbron die licht met een bepaalde golflengte (285,2 nm) uitstraalt. Door de hoeveelheid absorptie van het licht te meten kan de concentratie van magnesium worden bepaald. Deze methode wordt dan ook absorptie-spectrofotometrie genoemd.

### 2.5.8. Granulaire samenstelling

De granulaire samenstelling ofwel de korrelgrootteverdeling (textuur) binnen een bodemprofiel is een van de belangrijkste eigenschappen van de bodem. De volgende fracties zijn bepaald:

- lutum: < 2  $\mu\text{m}$
- silt: < 16  $\mu\text{m}$
- leem: < 50  $\mu\text{m}$
- zand: 50 - 2000  $\mu\text{m}$

De methode van analyse van de granulaire samenstelling is gebaseerd op het verschil in sedimentatiesnelheid tussen zwaardere en lichtere bodemdeeltjes. Een voorbehandeling voorkomt dat sedimentatie plaatsvindt in samenklontering. Het aanwezige organisch materiaal wordt afgebroken met behulp van waterstofperoxyde. Voor verdere toelichting zie handleiding genoemd in 2.5.1.

Aan de hand van de gemeten lutum- en leemfracties is het aandeel van de siltfractie (deeltjes met diameter 2 tot 50  $\mu\text{m}$ ) berekend. Vervolgens is de som van de fracties lutum, silt en zand op 100% gesteld, zodat de procentuele aandelen van deze drie fracties bepaald konden worden. Met behulp van deze gegevens zijn alle opnamen ingetekend in een zogenaamde kleidriehoek ofwel zand-silt-lutum-driehoek.

### 2.5.9. Statistische verwerking

Voor alle bodemchemische factoren en voor de vier onderscheiden fracties bij de bepaling van de granulaire samenstelling zijn gemiddelde waarden per plantengemeenschap berekend. Om uitspraken te kunnen doen betreffende de betrouwbaarheid van deze gemiddelde waarden en betreffende de spreiding van de gegevens binnen de plantengemeenschappen is de Standard Error of the Mean uitgerekend. Door vermenigvuldiging van de SEM-waarde met de factor 1,96 kan het 95% betrouwbaarheidsinterval worden berekend. Vermenigvuldiging van de SEM-waarde met de factor 2,58 levert het 99%-betrouwbaarheidsinterval op. Twee gemiddelde waarden verschillen significant van elkaar als de 95%-betrouwbaarheidsintervallen elkaar niet overlappen. Twee gemiddelde waarden verschillen zeer significant van elkaar indien de 99%-betrouwbaarheidsintervallen elkaar niet overlappen. De correlatieberekeningen zijn gedaan met een Spearman Rank correlatie.

### 2.6. RELATIE TUSSEN VEGETATIE EN OVERSTROMINGSDUUR

Het onderzoek naar de overstromingsgevoeligheid van de rivierdijkvegetatie is uitgevoerd in 1985 (Scheper & van der Zee 1986). Het voorkomen van de verschillende plantengemeenschappen werd vergeleken met de maximale waterstand in de twee voorgaande jaren (1983 en 1984). De overstromingsgrens van 1983 werd in de beschouwing betrokken omdat het water in de afgelopen 15 jaar nooit zo hoog had gestaan.

Het onderzoek is uitgevoerd aan de hand van 5 lokaties op buitentaluds van rivierdijken. De vegetatie op deze lokaties is opgenomen met behulp van transecten vanaf de top van de dijk, loodrecht naar beneden, de uiterwaard in. De transecten bestonden uit tegen elkaar gelegen kwadraten met een breedte van 0,5 m en een lengte variërend van 2 tot 4 m, die met de langste zijde loodrecht op de transectrichting lagen. De opnamen zijn gemaakt volgens de Braun-Blanquet methode, zoals beschreven in 2.2.1. Bovendien zijn er opnamen gemaakt volgens een aangepaste point-frequentie methode.

Om de relatie tussen de vegetatie en de bodem te onderzoeken zijn op de 5 proefterreinen 3 of 4 bodemmonsters gestoken. In het algemeen is één monster boven aan de dijk, één halverwege en één onder aan de dijk gestoken. Tevens is op deze monsterpunten met een veldmethode de granulaire samenstelling bepaald.



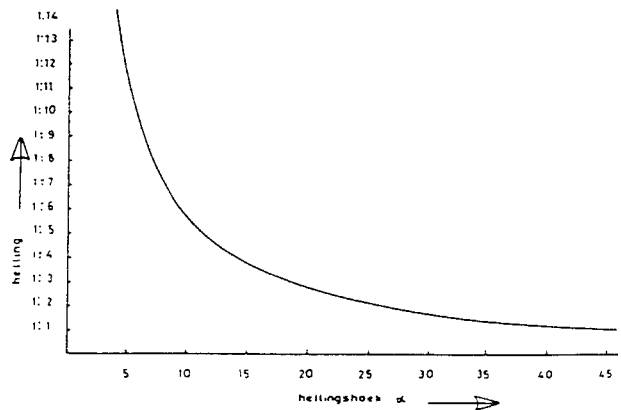
Met behulp van de syntaxonomische status van de aangetroffen plantesoorten is voor elke opname het aandeel van de verschillende syntaxonomische groepen uitgerekend. Van elke vegetatie-opname is bovendien de overstromingsduur in dagen bepaald voor de zomers van 1983 en 1984. Met deze gegevens zijn responsiecurven getekend, waarin de plaats en de mate van voorkomen van de syntaxonomische groepen in de transecten zijn aangegeven. Op de horizontale as kan in plaats van de opnamenvolgorde ook de duur van de overstroming worden vermeld, zodat er direct uitspraken kunnen worden gedaan over de overstromingsgevoeligheid van de onderscheiden syntaxonomische groepen.

Een korte beschrijving van de resultaten is weergegeven in 3.5. De resultaten zelf zijn te vinden in het rapport 'De invloed van overstroming en andere milieufactoren op de vegetatie van rivierdijken' door Schepers en van der Zee (1986).

## 2.7. INVLOED VAN HELLING EN EXPOSITIE

De helling is bepaald met behulp van twee shalons en een optische handmeter voor hoekbepaling (Breithaupt Handgefallmesser Nr. 7028). De hellingshoek is uitgedrukt in graden. Tabel 3 en figuur 6 geven het verband weer tussen de verhouding hoogte:lengte en de hellingshoek van het talud.

hoogte:lengte	helling (graden)
1 : 0,5	63,4
1 : 1,0	45,0
1 : 1,5	33,7
1 : 2,0	26,6
1 : 2,5	21,8
1 : 3,0	18,4
1 : 3,5	15,9
1 : 4,0	14,0
1 : 4,5	12,5
1 : 5,0	11,3



Tabel 3 : verhouding tussen hoogte:lengte en de hellingshoek van taluds.

Figuur 6 : verhouding tussen hoogte:lengte en de hellingshoek  $\alpha$  van taluds.

De expositie is bepaald met behulp van een kompas en uitgedrukt in een van de volgende zestien schaaldelen:

NNO	OZO	ZZW	WNW
NO	ZO	ZW	NW
ONO	ZZO	WZW	NNW
O	Z	W	N

## 2.8. KIEMINGSONDERZOEK

### 2.8.1. Kiemproef op dijktaluds

Het kiemingsonderzoek in het veld vond plaats op 2 dijktaluds, één op de Bylanddijk bij Tolkamer en één op de Waalbandijk bij Winssen (Brons 1987). Hier zijn in het vegetatiedek gaten van verschillende grootte gemaakt. De afmetingen van de gaten bedroegen respectievelijk 10 x 10 cm, 40 x 40 cm en 80 x 80 cm. Behalve in de vegetatie zelf, zijn in deze gaten 5 stroomdalsoorten uitgezaaid. Voor elk van deze soorten gold dat ze op de ene dijk niet en op de andere dijk wel van nature voorkwam. De betreffende soorten waren Grote centaurie (*Centaurea scabiosa*), Beemdkroon (*Knautia arvensis*), Wilde marjolein (*Origanum vulgare*), Kleine bevernel (*Pimpinella saxifraga*) en Veldsalie (*Salvia pratensis*). Na het zaaien is vervolgens op een tiental tijdstippen het percentage kieming bepaald. Tevens zijn op die tijdstippen bodemtemperatuur- en lichtmetingen gedaan.

### 2.8.2. Kiemproef in het laboratorium

In kiemkassen en in de doka is onderzoek gedaan naar de invloed van verschillende temperatuur- en lichtregiems op de kieming van de 5 bovengenoemde soorten. In de kiemkassen werden de lichtgradiënten (gradiënt van lage naar hoge rood/verrood-verhouding) bewerkstelligd met behulp van *Sinapis alba*-planten, terwijl de lichtgradiënten in de doka tot stand werden gebracht door het gebruik van rode en infrarode TL-lampen.

Een korte beschrijving van de resultaten is weergegeven in 3.7.1. en 3.7.2. De resultaten zelf zijn te vinden in het rapport 'De invloed van open gaten in het vegetatiedek op de kieming van vijf stroomdalsoorten' door Brons (1987).

## 2.9. HOLHEID VAN DE ZODE

Hieronder volgt een verkorte weergave van de uitvoering van het onderzoek naar de holheid van de zoden (Droesen 1985).

Van 22 februari tot 15 maart 1985 zijn op Waal- en IJsseldijken 42 lokaties met een uiteenlopende plantengroei onderzocht. Deze periode is gekozen omdat in de late winter en in het vroege voorjaar de kans op hoogwaterstanden het grootst is. De samenstelling van de vegetatie van deze plaatsen was onderzocht in de zomer van 1984. De aangetroffen vegetatietypen omvatten soortenrijke en soortenarme hooi- en weilanden en graslanden met nauwelijks of geen beheer. Na vastlegging van de bovengrondse soortensamenstelling in de winter, is de totale bedekking bepaald vóór en na knippen op 2 cm boven het maaiveld. Dit gebeurde in een homogene begroeiing, zodat belangrijke verstoringen of aantastingen van het vegetatiedek door bijvoorbeeld vertrapping, molshopen of angespoeld vuil buiten de metingen vielen. In totaal is met behulp van een raster van 50 x 50 cm per lokatie tweemaal 1 m<sup>2</sup> opgenomen. De mazen van het raster waren 5 x 5 cm. Elk snijpunt binnen het raster stelt een meetpunt voor. Dit levert een totaal van 648 meetpunten per lokatie. Voor ieder meetpunt is genoteerd of er sprake was van vegetatie bestaande uit hogere planten, mos of kale grond. Mos is nauwelijks aan de bovengrond gehecht en is daarom, evenals losliggend dood plantenmateriaal, bij de verwerking als kale grond beschouwd.

Wat nu precies een vegetatie met voldoende bedekking is, is niet bekend. In het rapport 'Erosiebestendigheid van gras op kleitaluds' (Waterloopkundig Laboratorium & Laboratorium voor Grondmechanica 1984) wordt aangenomen dat een redelijk goede dichtheid begint bij 75% grondbedekking, oplopend tot 90% voor een zeer dichte stand. Bij dit onderzoek worden de volgende klassegrenzen aangehouden:

<u>klasse</u>	<u>klassegrenzen</u>	<u>waardering</u>
A	> 90 %	zeer goed
B	85 - 90 %	zeer goed
C	80 - 85 %	goed
D	70 - 80 %	matig
E	52 - 70 %	slecht
F	< 52 %	zeer slecht

Om na te gaan of er een verband is tussen het voorkomen van bepaalde soorten en de bedekking van de vegetatie is een lineaire regressie berekend van de bedekking van elke soort afzonderlijk tegen de totale bedekkingsgraad van de vegetatie op maaiveldniveau. Hieruit is de correlatie berekend tussen de bedekking van de soorten en de totale bedekkingsgraad. De bedekking van de soorten per proefvlak is geschat met de ordinale schaal zoals weergegeven in 2.2.1. Op deze manier kan men de indicatiewaarde van de afzonderlijke soorten gebruiken om algemene uitspraken te doen over de omgevingsfactoren in de gesloten of open vegetatietypen.

In dit geval is uitgegaan van een significante correlatie bij een betrouwbaarheid van meer dan 90% ( $p < 0,1$ ). Soorten die minder dan vijfmaal voorkwamen, zijn buiten beschouwing gelaten. Binnen de significant met een bepaalde bedekkingsklasse gecorreleerde soorten is onderscheid gemaakt tussen sterk differentiërende en differentiërende soorten. Sterk differentiërende soorten zijn vrijwel beperkt tot vegetaties met ofwel een hoge ofwel een lage bedekking, differentiërende soorten komen weliswaar in alle bedekkingsklassen voor maar hebben een duidelijk optimum in vegetaties met ofwel een hoge ofwel een lage bedekking.

De in de zomer gemaakte opnamen zijn met behulp van het computerprogramma DECORANA geordineerd volgens Reciprocal Averaging (Hill 1973). Hierdoor worden de vegetatie-opnamen gerangschikt in een volgorde die gerelateerd is aan de voornaamste, voor de soortensamenstelling bepalende, milieugradiënten. Interpretatie met behulp van bestaande kennis van de oecologische eisen van de betrokken soorten van de eerste twee assen van de ordinarie laat zien dat de voornaamste milieufactoren, die de samenstelling van de dijkgraslanden bepalen, bestaan uit de vruchtbaarheid van de bodem en de intensiteit van de beweiding. Met behulp van deze gegevens is berekend in hoeverre er een significante correlatie bestaat tussen de opnamenvolgorde, zoals gegeven door de twee assen, en de bedekking.

Ook is nagegaan in hoeverre de gemiddelde stikstofgetallen (volgens Ellenberg 1978) gecorreleerd zijn met de bedekking op maaiveldniveau. Deze stikstofgetallen zijn telkens gemiddeld per 10 soorten in de volgorde van hun gebondenheid aan lokaties met een toenemende 'holheid' van de zode. Bij de verwerking van de gegevens zijn de opnamen bijeengevoegd tot de bedekkingsklassen A tot en met F. Hierbij bestaat alleen klasse A uit 8 opnamen, de overige klassen bestaan ieder uit 7 opnamen.

## 2.10. WORTELDICHTHEID EN WORTELVERDELING

Bij de beschrijving van een wortelprofiel spelen twee factoren een belangrijke rol:

1. de worteldichtheid;
2. de wortelverdeling.

De eenvoudigste manier om de worteldichtheid in een laag te karakteriseren is de bepaling van het totale gewicht aan wortels per volume grond. Deze methode heeft voor de beschouwing van de relatie tussen de worteldichtheid en de erosieweerstand) echter als nadeel dat dikke, niet actieve hoofdwortels een overheersende bijdrage leveren aan het totale wortelgewicht. Daarom is het beter om de worteldichtheid te definiëren als de totale lengte aan wortels per volume grond.

De wortelverdeling in een wortelprofiel kan worden bepaald door het totale profiel in gedeelten (bij voorkeur van gelijke lengte en breedte) te bemonsteren, zodat per deelmonster de worteldichtheid (in gewicht of lengte) berekend kan worden. De wortelverdeling kan vervolgens worden weergegeven door ofwel de worteldichtheid zelf ofwel het procentuele aandeel ten opzichte van de totale worteldichtheid uit te zetten tegen de diepte in het profiel (wortelgewicht  $g/dm^3$  tegen diepte in cm-mv of wortellengte  $cm/dm^3$  tegen diepte in cm-mv).

De wortelbemonstering vond plaats in april 1985 met behulp van een wortelboor met een diameter van 10 cm. In bijlage 1 is aangegeven op welke lokaties wortelmonsters gestoken zijn. Elke bemonstering is in tweevoud uitgevoerd. Elke 10 cm is apart bemonsterd tot een totale diepte van 1 meter. De deelmonsters zijn ingepakt in plastic zakken en bewaard bij  $-25^{\circ}C$ .

De wortellengte per laag is bepaald met behulp van een doorzichtige, kunststof telbak met op de bodem een raster van lijnen. Uit een bekend volume grond ( $1 dm^3$ ) worden de wortels uitgespoeld (Schuurman & Goedewagen 1971). De wortels worden vervolgens in een laagje water in de telbak gedeponed en zo regelmatig mogelijk over het raster uitgespreid, zodanig dat ze elkaar zo weinig mogelijk overlappen. Hierna wordt het aantal snijpunten van de wortels met de lijnen van het raster geteld. Indien dit aantal zeer groot is, wordt een zo nauwkeurig mogelijke schatting gemaakt. De totale lengte van de wortels in een wortelmonster kan worden berekend met de volgende formule:

$$R = \pi \cdot NA / 2H$$

waarbij R = totale lengte van de wortels (m);

N = aantal snijpunten tussen wortels en lijnen (-);

A = oppervlakte waarop de wortels liggen in telbak (m<sup>2</sup>);

H = totale lengte van de lijnen waarlangs geteld is (m).

De worteldichtheid (in wortellengte) is R/volume grond (m/dm<sup>3</sup>).

Na afloop van de telling is van de totale hoeveelheid wortels van elk monster het drooggewicht bepaald. De worteldichtheid (in wortelgewicht) is drooggewicht/volume (g/dm<sup>3</sup>).

## 2.11. AFSCHUIFWEERSTAND

Voor de bepaling van de maximale afschuifweerstand is gebruik gemaakt van een 'direct-reading shear vane' (Serota & Jangle 1972), ook wel vinapparaat genoemd. De bepaling vond plaats in het veld. Het vinapparaat bestaat uit een as waaraan zich twee kruislings geplaatste, met elkaar verbonden bladen (schoepen/vinnen) bevinden. Deze as is door middel van een spiraalveer verbonden met een registratiehuis. In dit huis wordt de kracht die door draaiing van het huis wordt uitgeoefend op de bladen (afschuifkracht) geregistreerd op een papierrol waarop een schaalverdeling is aangebracht. Er is evenwicht zolang de torsiekracht in de as gelijk is aan de kracht (het moment) die de draaiing veroorzaakt: de uitgeoefende kracht op de grond is even groot als de weerstand van de gronddeeltjes tegen de afschuifkracht. De as en de vinnen gaan pas ronddraaien in de grond als dit evenwicht verbroken wordt. In dat geval is het uitgeoefende moment groter dan de weerstand die grond en wortels (zode) samen leveren tegen de afschuiving. Zodra de vinnen ronddraaien ontspant de spiraalveer en loopt de krachtmeter snel terug. De maximale uitslag van de krachtmeter komt overeen met de maximale afschuifweerstand van de zode.

Bij de uitvoering van de bepaling van de maximale afschuifweerstand is de volgende procedure aangehouden:

- de as met de kruislings geplaatste vinnen is in de grond gebracht: respectievelijk 7 cm en 60 cm diep;
- vervolgens is het registratiehuis regelmatig gedraaid ten op-

- zichte van de as. Door het draaien van het huis wordt de spiraalveer gespannen. De toenemende kracht op de vinnen wordt geregistreerd op de papierrol in het huis;
- de kracht uitgeoefend op de as met de vinnen is regelmatig vergroot totdat de maximale afschuifweerstand is bereikt. Bij verdere vergroting van de afschuifkracht loopt de krachtmeter snel terug vanaf zijn maximale uitslag: er treedt afschuiving op. Hiermee is de proef beëindigd.

In bijlage 1 is aangegeven van welke proeflokaties de maximale afschuifweerstand is bepaald. De meting vond plaats in het voorjaar van 1985.

## 2.12. PENETROGRAAFWAARNEMINGEN

In het algemeen worden penetrometerwaarnemingen gedaan in combinatie met profielkuilen. Aangezien de beherende instanties en de eigenaren van de te onderzoeken dijktrajecten een dergelijke ingreep in de dijktaluds niet toelaatbaar achtten, is het graven van profielkuilen noodgedwongen achterwege gebleven. Een vergelijking van de penetrograafwaarnemingen met de opbouw van de bodemprofielen van de dijktaluds is hierdoor niet mogelijk.

De penetrograafwaarnemingen zijn gedaan op 12-06-86 en 13-06-86 op de lokaties zoals vermeld in bijlage 1. De keuze van deze lokaties is gebaseerd op de keuze van de lokaties voor het wortelingsonderzoek. Hierdoor kan worden nagegaan of er een correlatie bestaat tussen de worteldichtheid en de penetratieweerstand.

Na de installering van de penetrometer en het aanbrengen van de registratiekaart in het registratiehuis, wordt het conusvormige indringelement langzaam en met een constante snelheid in de grond geduwd. De hiervoor benodigde kracht wordt gemeten en geregistreerd op de kaart. Om een eventuele laterale variatie van de indringweerstand te kunnen bestuderen, wordt de meting elders op het talud, binnen hetzelfde vegetatietype, drie maal herhaald. Van deze vier meetwaarden wordt vervolgens per laag (laagdikte bijvoorbeeld 10 cm) de gemiddelde penetratiekracht en de gemiddelde penetratieweerstand bepaald. De penetratieweerstand wordt verkregen door de penetratiekracht ( $N$ ) te delen door de oppervlakte ( $m^2$ ) van het grondvlak van de gebruikte conus en vervolgens te vermenigvuldigen met  $10^{-6}$ .

### 2.13. EROSIE-ONDERZOEK

Een belangrijk onderdeel van dit projekt is het onderzoek naar de erosiebestendigheid van de taluds van de rivierdijken. Een eerste vereiste ten aanzien van de veiligheid in het gebied van de grote rivieren is dat de begroeiing van de dijken in combinatie met het substraat een voldoende bestendigheid garandeert tegen de watererosie bij hoge waterstanden. Om na te gaan welke vegetatietypen en welk substraat voldoende erosiebestendig zijn, zijn in de verschillende vegetatietypen erosieproeven uitgevoerd. Het erosieonderzoek vond plaats in het laboratorium en in het veld en wel als volgt:

1. in het laboratorium met behulp van een centrifuge-erosietoestel;
2. in het laboratorium met behulp van een sproeikop;
3. in het veld met behulp van een sproeikop.

#### 2.13.1. Erosieproef aan zoden in het laboratorium

In samenwerking met de Technische Dienst van het CABO (Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek) te Wageningen is apparatuur geconstrueerd waarmee in het laboratorium de relatieve erosiegevoeligheid van kleine (30 x 30 cm) in het veld gestoken zoden kan worden onderzocht. De eroderende werking wordt veroorzaakt door krachtige waterstralen afkomstig uit een broeskop.

Voor dit experiment zijn zoveel mogelijk lokaties bemonsterd die ook zijn onderzocht met behulp van de erosiecentrifuge. In bijlage 1 is aangegeven op welke lokaties de drie erosieproeven zijn uitgevoerd. Bij de keuze van de monsterpunten is getracht om zoveel mogelijk van de 10 beschreven plantengemeenschappen in het onderzoek te betrekken. Uiteindelijk zijn in de periode van 17-03-86 tot 06-05-86 20 lokaties bemonsterd. De helft van de monsterpunten bestaat uit waardevolle, soortenrijke vegetaties (gemeenschap I t/m VII), de andere helft uit minder soortenrijke vegetaties (gemeenschap VIII t/m X). Gemeenschap I en II zijn niet onderzocht. Enerzijds omdat de beschikbare oppervlakte van deze gemeenschappen te gering bleek voor proefname, en anderzijds omdat het hier vegetatietypen betreft die te kwetsbaar en te zeldzaam zijn om er erosieproeven op uit te voeren.

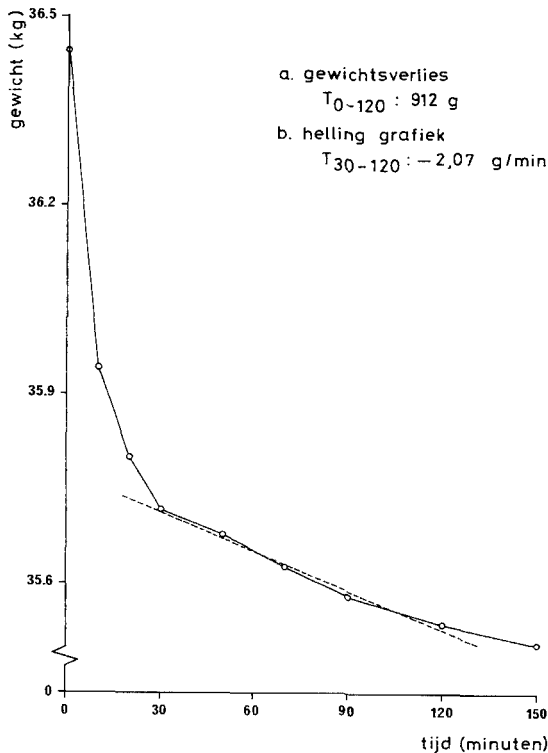
Voor dit experiment is een speciale proefopstelling geconstrueerd. Door middel van een krachtige waterstraal (broeskop:



afmeting 30 x 30 cm, 20 x 24 gaatjes, debiet 40 liter/min) wordt erosie opgewekt op de te beproeven zoden. Deze zoden (30 x 30 x 15 cm) worden in het veld uitgestoken met behulp van een steekbak, waarin de zoden vervolgens ook worden vervoerd naar het laboratorium. Deze steekbak doet tevens dienst tijdens de erosieproef zelf.


Uit de gewichtsbepaling voor en na de erosieproef is de totale gewichtsafname tijdens de proef af te leiden. Deze gewichtsafname is een maat voor de relatieve erosiegevoeligheid van de zoden.

Uit de tussentijdse gewichtsbepalingen en de eindbepaling is het verloop van het gewichtsverlies af te leiden (figuur 7). De richtingscoëfficiënt (gewichtsafname per minuut) van het lineaire traject van de grafieken kan tevens worden gebruikt als een maat voor de relatieve erosiegevoeligheid van de zoden.



Figuur 7 : Gewichtsafname uitgezet tegen de tijdsduur van de erosieproef.

**B I D O C**  
(bibliotheek en documentatie)


 Dienst Weg- en Waterbouwkunde  
 Postbus 5044, 2600 GA DELFT  
 Tel. 015 - 2518 363/364

Tijdens de proef is de volgende procedure gevolgd:

- de monsters zijn (in de steekbak) tenminste 16 uur onder water geplaatst;
- vervolgens zijn de monsters (in de steekbak) op de proefopstelling geplaatst zodanig dat de zode een verhang vertoonde van 30°;
- de totale bedekking door de vegetatie en de bedekking door kruiden en grassen afzonderlijk zijn bepaald;
- na een uitlekperiode (30 minuten) is de zode (inclusief de steekbak) gewogen;
- na terugplaatsing op de proefopstelling is de zode volgens een bepaald tijdschema besproeid. Dit tijdschema geeft de onderbrekingstijden voor de besproeiing weer. Bij elke onderbreking is, na een constante uitlekperiode (30 minuten), het gewicht van de zode bepaald;
- op enkele uitzonderingen na is de erosieproef telkens beëindigd na 120 minuten (uitzonderingen: 150 minuten). Na beëindiging van de proef is weer het gewicht van de zode bepaald;
- van enkele zoden zijn voor en na de proef foto's gemaakt.

#### 2.13.2. Erosieproef in het veld

Bij dit experiment wordt met behulp van dezelfde methode als onder 2.13.1. de erosiebestendigheid van verschillende vegetatietypen in combinatie met het substraat onderzocht; nu echter in het veld, om zoveel mogelijk storende factoren die in het laboratoriumexperiment kunnen optreden, uit te sluiten. De proef vond plaats in samenwerking met dienst Weg- en Waterbouwkunde, hoofdafdeling Waterbouw, die ook de proefopstelling ontwierp en construeerde. Voor een beschrijving van de constructie van de proefopstelling en van de uitvoering van het experiment zie het rapport 'Vegetatie op rivierdijken, in-situ-erosieproeven' van de dienst Weg- en Waterbouwkunde van Rijkswaterstaat (1987).

Tijdens dit experiment zijn zoveel mogelijk dezelfde lokaties bemonsterd als bij de proef met de erosiecentrifuge. Weer werd geprobeerd om zoveel mogelijk van de in het totaal 10 verschillende plantengemeenschappen te onderzoeken. Uiteindelijk zijn 15 lokaties bemonsterd (zie bijlage 1).

De bemonstering vond plaats in de periode van 14-04-86 tot 18-04-86. Van de monsterpunten behoren er 7 tot de waardevolle, soortenrijke vegetaties (gemeenschap I t/m VII) en 8 tot minder

soortenrijke vegetaties (gemeenschap VIII t/m X). Gemeenschap I en II zijn niet onderzocht.

De proefopstelling is gebaseerd op de proefopstelling zoals beschreven bij de laboratoriumproef onder 2.13.1. De broeskop is nu echter groter (50 X 50 cm) evenals het debiet (120 liter/min) en het aantal gaatjes (25 x 25). De erosiebestendigheid van de zoden is nu beschreven aan de hand van:

1. de verandering van het reliëf, daling van het maaiveld;
2. de hoeveelheid uitgespoeld/geërodeerd en opgevangen materiaal.

Aangezien het opbouwen en afbreken van de proefopstelling bij elke lokatie, de metingen, het aanvullen van de watervoorraad en het vervoer van de ene naar de andere lokatie veel tijd en mankracht vergde, was het zaak de tijdsduur van het experiment zelf zo beperkt mogelijk te houden. Door te werken met een maximaal haalbare debietgrootte kon de tijdsduur van elk experiment worden beperkt tot 30 minuten.

Tijdens deze erosieproef is de volgende procedure aangehouden:

- binnen de te beproeven vegetatie, is een homogeen proefvlak gekozen, dat moest voldoen aan de volgende drie eisen:
  1. het proefvlak moest op een hellend vlak liggen;
  2. het reliëf mocht niet te groot zijn, zodat met behulp van de proefvlakafscheidingswanden een geïsoleerd basin aangelegd kon worden waaruit het water uitsluitend naar de opvangbasins kon weglopen;
  3. binnen het proefvlak mochten geen molle- of muizegangen aan de oppervlakte komen waardoor water en geërodeerd materiaal zou kunnen weglopen;
- na plaatsing van het frame van de proefopstelling is de totale bedekking door de vegetatie bepaald en de bedekkingen door kruiden en door grassen apart;
- indien de vegetatie reeds te hoog was, is deze teruggeknipt tot een hoogte van 3 à 4 cm (de gemiddelde hoogte van de aangetroffen vegetaties in het voorjaar);
- vervolgens is met behulp van een referentieraster de hoogteligging van 64, op regelmatige afstand van elkaar gelegen (8 bij 8), punten gemeten (reliëfmeting). Van deze getallen werd de gemiddelde waarde berekend;

- vóór de proef is het proefvlak gefotografeerd (stereoscopisch);
- de proef begon na het aanbrengen van de broeskop op het frame. De duur van elk experiment bedroeg 30 minuten; het debiet is constant op 120 ltr/min gehouden;
- het door de waterstralen en door de horizontale waterstroming losgemaakte materiaal werd door het water naar de opvangbassins gevoerd;
- na beëindiging van de proef is van dezelfde 64 punten als boven aangegeven de hoogteligging bepaald. Van deze getallen werd de gemiddelde waarde berekend. Het verschil tussen de gemiddelde waarde vóór en na de proef is een maat voor de relatieve erosiebestendigheid. Hoe kleiner het verschil, des te groter is de erosiebestendigheid.
- tevens is de hoeveelheid uitgespoeld materiaal bepaald:
  - het bezonken materiaal is gescheiden van de vloeibare fractie en opgeslagen in plastic zakken;
  - uit de vloeibare fractie zijn, na menging, steekproefsgewijs enkele watermonsters van 1 liter genomen. Na drogen werd het sediment gewogen. Dit gewicht is vervolgens vermenigvuldigd met het totale aantal opgevangen liters. Het resultaat hiervan is het drooggewicht van de zwevende fractie. De bezonken fractie plus de zwevende fractie is de totale hoeveelheid uitgespoeld materiaal.
- na voltooiing van de metingen en de monsternamen is het proefvlak nogmaals gefotografeerd;
- om vergelijking met het experiment in het laboratorium mogelijk te maken moet het drooggewicht worden omgerekend naar het natgewicht (immers bij de laboratoriumproef wordt alleen de afname in natgewicht gemeten). Hiertoe is de nat/droogcoëfficiënt bepaald, aan de hand van een uit het veld meegenomen, met water verzadigde kluit aarde, afkomstig uit de beproefde zode. Om het natgewicht te verkrijgen, dient het drooggewicht vermenigvuldigd te worden met de nat/droogcoëfficiënt;
- vervolgens is de totale hoeveelheid geërodeerd/afgespoeld materiaal (natgewicht in g) berekend.

Het gewicht van de totale hoeveelheid uitgespoeld materiaal is een maat voor de relatieve erosiegevoeligheid van de vegetatie in combinatie met het substraat, evenals de verandering van het reliëf ofwel de daling van het maaiveld tijdens de proef.

### 2.13.3. Erosiecentrifuge

Door het Laboratorium voor Grondmechanica (LGM) in Delft zijn op een aantal bodemmonsters kleinschalige erosieproeven uitgevoerd met behulp van het centrifuge-erosietoestel.

De roterende cylindertest in het centrifuge-erosietoestel wordt in het algemeen als een fundamentele erosieproef beschouwd. De proef wordt tevens praktisch toepasbaar geacht voor al die problemen waar over het klei-oppervlak stromend water de erosiebelasting vormt (Laboratorium voor Grondmechanica 1985).

Van 04-03-85 tot 15-03-85 zijn met behulp van door het LGM geleverde monsterbussen 52 bodemmonsters gestoken. In bijlage 1 is aangegeven waar deze monsters zijn gestoken. Om de tijdsduur en de kosten van de totale proef enigszins beperkt te houden en omdat de erosiebestendigheid van de bovenlaag het belangrijkste lijkt, zijn slechts monsters uit de bovenste laag van de bodem gestoken. De bovenste 2 cm zijn weggesneden om eventuele oneffenheden op maaiveldniveau uit te sluiten. Van deze 52 monsters zijn 40 op identieke wijze beproefd met behulp van het centrifuge-erosietoestel. Daarnaast zijn op 6 monsters doorlatendheidsproeven uitgevoerd (2.13.4.).

Bij de erosieproef wordt een cilindervormig grondmonster ingeklemd tussen 2 metalen of kunststof klossen, verbonden door een pen die door de as van het monster steekt. Het geheel is door middel van een soort taats-oplegging in contact met een buitencylinder, die tijdens de proef met een voorgeschreven snelheid gerooteerd kan worden. Tussen het monster en de wand van de buitencylinder bevindt zich water dat bij rotatie van de buitencylinder in beweging komt en daardoor het stilstaand monster belast. Het resultaat van de door dit water op de stilstaande binnenkern uitgeoefende schuifspanningen kan continu worden gemeten met behulp van een torsiemeter. Tijdens de proef wordt op vaste tijdstippen (bijvoorbeeld om de 5 of 10 minuten) eveneens de gewichtsafname van het monster bepaald. Deze gewichtsafname van het monster is een maat voor de relatieve erosiebestendigheid van het monster.

Tijdens deze erosieproef is de volgende procedure aangehouden:

- de monsters zijn tenminste 2 x 24 uur zonder bovenbelasting onder water geplaatst;

- gedurende circa 15 minuten is het monster onder water geplaatst in het erosietoestel om er zeker van te zijn dat het materiaal volledig was verzadigd.  
Eventuele gewichtsafname tijdens stilstand kan dan eveneens gemeten worden;
- vervolgens is gedurende het 1e uur het toerental van de buitencylinder regelmatig verhoogd van 0 tot 600 toeren/min.;
- in het 2e uur is het toerental constant gehouden op 600 t/min ( $V = 1 - 1,25$  m/s;  $V$  is stroomsnelheid langs het monster);
- in het 3e uur is het toerental verhoogd tot 1200 t/min ( $V = 2$  tot  $2,5$  m/s);
- na 3 uur is de proef in verband met de beperkte beschikbare tijd afgebroken;
- om de 10 minuten is de afname van het gewicht gemeten. Deze is vervolgens uitgezet als functie van de tijd;
- na beëindiging van de erosieproef is het resterende monster gefotografeerd;
- op materiaal juist boven het te beproeven monster is met behulp van een pocket penetrometer de schijnbare cohesie in  $\text{kN/m}^2$  gemeten.

Aan de hand van de tussentijdse gewichtswaarnemingen van elke opname kan voor elk van de onderscheiden gemeenschappen het minimale en het maximale gewichtsverlies worden bepaald na bijvoorbeeld 60, 120 en 180 minuten. Deze uiterste waarden, verbonden door een lijn, zijn uitgezet in een grafiek waardoor direct de relatieve erosiebestendigheid van de plantengemeenschappen vergeleken kunnen worden.

#### 2.13.4. Doorlatendheidsproef

Aan 6 van de monsters is het doorlatend vermogen gemeten. Aangezien de interesse vooral gericht was op de, in het veld voorkomende natuurlijke doorlatendheid van het monster, is de doorlatendheidsproef aanvankelijk uitgevoerd bij de normaal op de monsters voorkomende terreinspanning. Bij monsters die 10 cm onder het maaiveld zijn gestoken bedraagt de terreinspanning circa  $1,7 \text{ kN/m}^2$ . De tijdens de proef op het monster geplaatste belasting is om praktische redenen later verhoogd tot  $3,5 \text{ kN/m}^2$ .

### 3. RESULTATEN

#### 3.1. VEGETATIE

##### 3.1.1. Vegetatie-analyse

###### Aangetroffen plantesoorten

In totaal zijn er 123 vegetatie-opnamen gemaakt. In deze 123 opnamen zijn in het totaal 174 plantesoorten aangetroffen. Bijlage 2 geeft een soortenlijst waarin in alfabetische volgorde zowel de wetenschappelijke als de Nederlandse namen zijn vermeld. Bijlage 3 bestaat uit een soortenlijst met voor iedere soort een aantal gegevens betreffende de oecologie (Ellenberg 1979) en de zeldzaamheid (volgens van der Meijden et al. 1984). De soorten zijn zoveel mogelijk ingedeeld in oecologische groepen (resp. volgens Arnolds & van der Maarel 1979 en volgens Loopstra & van der Maarel 1984). Indien de soorten kenmerkend zijn voor een of meer plantengeografische districten, is dit aangegeven (volgens van der Meijden et al. 1983). Verder is voor zoveel mogelijk soorten aangegeven hoe groot de bestendigheid tegen maaien en begrazen (S) is en hoe diep de soorten wortelen (W)(Ellenberg 1952).

Tabel 4 geeft een overzicht van de verdeling van de soorten over de oecologische groepen volgens de Standaardlijst van de Nederlandse flora 1983 (van der Meijden et al. 1984).

Uit deze tabel blijkt dat vooral soorten zijn aangetroffen van bemeste graslanden op matig voedselrijke tot voedselrijke, vochtige tot natte grond (26%), met name van bemeste graslanden op vochtige grond, en van droge graslanden (26%), met name van graslanden op droge, neutrale grond en van kalkgraslanden. Ook het aandeel van de soorten van akkers en droge ruigten is groot (21%), met name van de voedselrijke ruigtes en de voedselrijke akkers, terwijl ook de soorten van zomen en struwelen goed vertegenwoordigd zijn (14%), met name van voedselrijke zomen.

Planten van:	totaal (%-aandeel)	aan- tal	Planten van:
bemeste graslanden op matig voedselrijke tot voedselrijke, vochtige tot natte grond	45 (26%)	[ 44 1	vochtige, bemeste graslanden natte, bemeste graslanden
droge graslanden	46 (26%)	[ 20 18 8	droge neutrale grasl. kalkgraslanden droge zure grasl.
akkers en droge ruigten	36 (21%)	[ 8 3 6 10 4 5	voedselrijke akkers kalkarme akkers lokaties met tred voedselrijke ruigten kalkrijke ruigten humeuze ruigten
kaalslagen, zomen en struwelen	25 (14%)	[ 1 15 5 4	kapvlakten voedselrijke zomen kalkrijke zomen struwelen
gestoorde plaatsen of open, voch- tige tot natte, humusarme grond	12 (7%)	[ 12	storingsmilieus
bossen	5 (3%)	[ 2 1 2	droge voedselr. boss. kalkrijke bossen droge zure bossen
zoete wateren en oevers	3 (2%)	[ 1 2	voedselrijke oevers natte ruigten
heiden, venen, schraallanden	2 (1%)	[ 2	droge heiden

Tabel 4 : verdeling van het aantal aangetroffen plantesoorten over de oecologische groepen (Arnolds & van der Maarel 1979, van der Meijden et al. 1983).



### 3.1.2. Syntaxonomie

Met behulp van het computerprogramma TWINSPAN is het totaal aantal opnamen allereerst opgesplitst in een soortenarm en een soortenrijk deelbestand. Het soortenrijke deelbestand is vervolgens opgedeeld in 7 en het soortenarme deelbestand in 3 eenheden of plantengemeenschappen. De onderscheiden gemeenschappen worden vertegenwoordigd door de volgende opnamen:

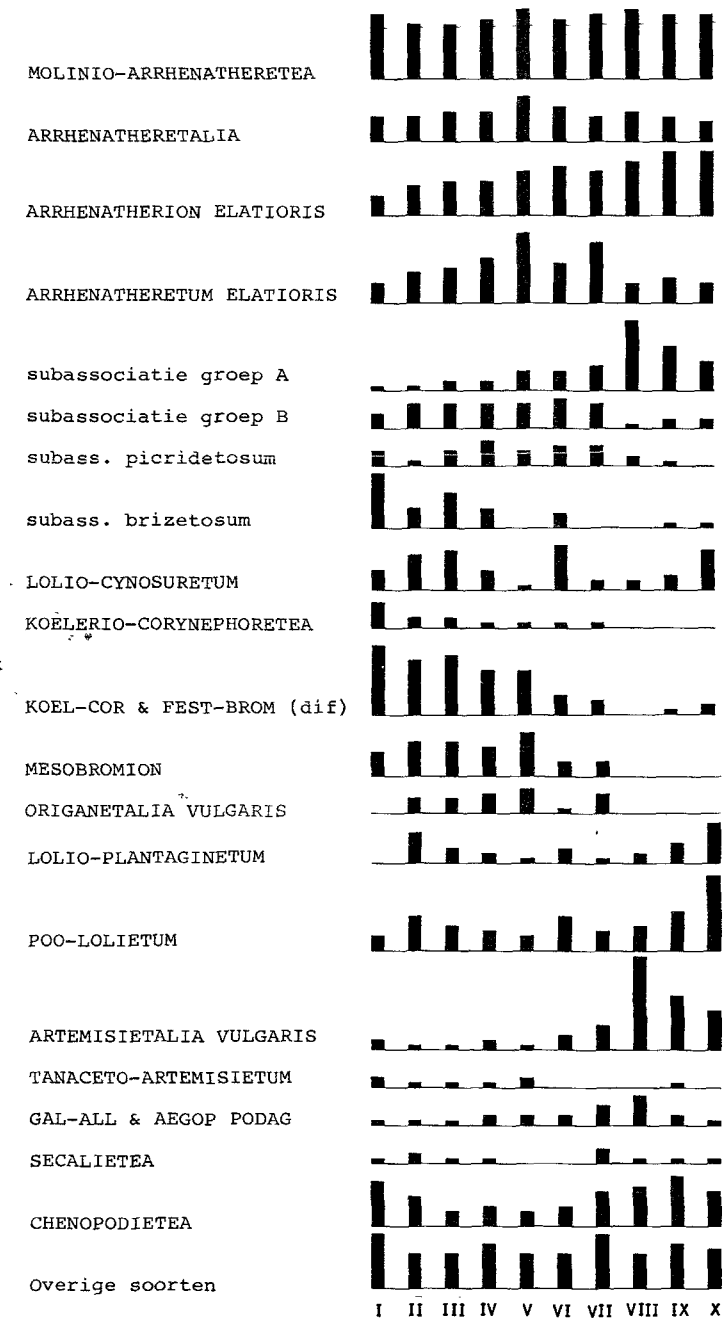
gemeenschap	vegetatie-opname	aantal
I	76, 77, 78, 79 ;	4
II	29, 30, 54, 66, 67, 84, 85, 86, 87, 93, 96, 97, 99, 100 ;	14
III	24, 40, 41, 42, 43, 44, 46, 48, 55, 56, 57, 58, 61, 62, 63, 68, 69, 92, 94, 112, 123 ;	21
IV	1, 40, 45, 47, 49, 50, 59, 60, 65, 70, 71, 72, 80, 81, 82, 83, 88, 89, 95 ;	19
V	12, 13, 25, 26, 27, 28, 98 ;	7
VI	16, 18, 19, 21, 23, 31, 32, 33, 35, 39, 51, 52, 74, 90, 106, 119, 122 ;	17
VII	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 14, 37, 38, 91, 105 ;	13
VIII	73, 75, 101, 111, 118 ;	5
IX	10, 15, 17, 20, 22, 36, 53, 64, 107, 110, 113, 116 ;	12
X	11, 34, 102, 103, 104, 108, 109, 114, 115, 117, 120 ;	11

Tabel 5 : verdeling van de vegetatie-opnamen over de onderscheiden plantengemeenschappen.

#### Plantensociologische samenstelling van de eenheden

In figuur 8 en tabel 6 zijn de plantensociologische spectra van de onderscheiden gemeenschappen weergegeven. Voor de samenstelling van deze spectra is gebruik gemaakt van Westhoff & den Held 1969, Ellenberg 1978 en Oberdorfer 1979, 1983. De naamgeving van de plantensociologische groepen is volgens Westhoff en den Held 1969. In bijlage 4 is de volledige syntaxonomische synoptische tabel opgenomen.

Verdeling van de plantensociologische elementen over de eenheden:



Figuur 8 : procentuele aandelen van de plantensociologische groepen (Westhoff & den Held 1969, Ellenberg 1978, Oberdorfer 1979, 1983) in de onderscheiden plantengemeenschappen.

Plantensociologische groepen	Plantengemeenschappen									
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Molinio-Arrhenatheretea	13	11	11	12	14	12	13	14	13	13
Arrhenatheretalia	5	5	6	6	9	7	5	6	5	4
Arrhenatherion elatioris	4	6	7	7	9	10	9	11	13	13
Arrhenatheretum elatioris	4	6	7	9	14	8	12	4	5	4
Subassociatie groep A	1	1	2	2	4	4	5	14	9	6
Subassociatie groep B	3	5	5	5	5	6	5	1	2	2
Subass. picridetosum	3	1	3	5	3	4	4	2	1	-
Subass. brizetosum	11	4	7	4	-	3	-	-	1	1
Lolio-Cynosuretum	4	7	8	4	1	9	2	2	3	8
Koelerio-Corynephoretea	5	2	2	1	1	1	1	-	-	-
Koel-Coryn & Fest-Brom	14	11	12	9	9	4	3	-	1	2
Mesobromion	5	7	7	6	9	3	3	-	-	-
Origanetalia vulgaris	-	3	3	4	5	1	4	-	-	-
Lolio-Plantaginetum	-	6	3	2	1	3	1	2	4	8
Poo-Lolietum	3	7	5	4	3	7	4	5	8	15
Artemisietalia vulgaris	2	1	1	2	1	3	5	19	11	8
Tanaceto-Artemisietum	2	1	1	1	2	-	-	-	1	-
Gal-All & Aegop podag	1	1	1	2	2	2	4	6	2	1
Secalietea	1	2	1	1	-	-	3	1	1	1
Chenopodietea	9	6	3	4	3	4	7	8	10	7
Overige groepen	11	7	7	9	7	7	11	7	9	8

Tabel 6 : procentuele aandelen van plantensociologische groepen (Westhoff & den Held 1969, Ellenberg 1978, Oberdorfer 1979, 1983) in de onderscheiden plantengemeenschappen.

Deze 20 plantensociologische groepen kunnen als volgt worden samengevat in 8 hoofdgroepen:

Glanshaver-gemeenschappen	[	Molinio-Arrhenatheretea
		Arrhenatheretalia
		Arrhenatherion elatioris
Glanshaver-hooilanden	[	Arrhenatheretum elatioris
		Subassociatie groep A
		Subassociatie groep B
		Subass. picridetosum
Kamgras-weiden	-	Subass. brizetosum
		Lolio-Cynosuretum

Graslanden van zandige droge gronden	[	Koelerio-Coryneporetea
		Koelerio-Coryneporetea & Festuco-Brometea
		Mesobromion
		Origanetalia vulgaris
Struweelzomen	-	
Beemdgras-raaigrasweiden + tredplanten	[	Lolio-Plantaginetum
		Poo-Lolietum
Ruderale ruigtekruiden	[	Artemisietalia vulgaris
		Tanaceto-Artemisietum
		Galio-Alliarion & Aegopodion podagrariae
Ruderale soorten van open standplaatsen	[	Secalietea
		Chenopodietea

In tabel 7 zijn de procentuele aandelen van de plantensociologische hoofdgroepen in de gemeenschappen weergegeven.

Plantensociologische hoofdgroepen	Plantengemeenschappen									
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Glanshaver-gemeenschappen	22	22	24	25	32	29	27	31	31	30
Glanshaver-hooilanden	22	17	24	25	26	25	26	21	18	13
Kamgras-weiden	4	7	8	4	1	9	2	2	3	8
Grasl. v. zand. droge gronden	24	20	21	16	19	8	7	-	-	-
Struweelzomen	-	3	3	4	5	1	4	-	-	-
Beemdgr-raaigr-w. + tredpl.	3	13	8	6	4	10	5	7	12	23
Ruderale ruigtekruiden	5	3	3	5	5	5	9	25	14	9
Rud soorten v. open stndpl.	10	8	4	5	3	4	10	9	11	8
Overige soorten	11	7	7	9	7	7	11	7	9	8

Tabel 7 : procentuele aandelen van de plantensociologische hoofdgroepen in de onderscheiden plantengemeenschappen.

In alle door ons beschreven plantengemeenschappen overheerst de plantensociologische soortengroep van de **Molinio-Arrhenatheretea**, de **Arrhenatheretalia** en het **Arrhenatherion**. Het element van de **Koelerio-Coryneporetea**, het **Mesobromion** en de **Origanetalia** is beperkt tot de **Medicagini-Avenetum**-gemeenschappen (I t/m VII).

De eerste vijf plantengemeenschappen vertegenwoordigen goed ontwikkelde stroomdalgraslanden en bevatten het grootste aandeel aan soorten van de zandige droge graslanden (**Koelerio-Coryneporetea**) en van de droge kalkgraslanden (**Festuco-Brometea**, **Mesobromion**). Daarnaast komt hierin een aantal soorten voor die kenmer-

kend zijn voor struweelgemeenschappen van droge kalkrijke gronden (*Origanetalia vulgaris*). De twee volgende gemeenschappen bevatten aanzienlijk minder stroomdalsoorten. In ~~een~~ daarvan (gemeenschap VII) komt veel Wilde marjolein (*Origanum vulgare*) voor. Deze gemeenschap heeft een enigszins ruig karakter.

De overige gemeenschappen bestaan uit ruige soortenarme hooilanden en soortenarme weilanden. De soorten van de droge graslanden en van de struweelzoomgemeenschappen van droge kalkrijke gronden ontbreken hier vrijwel volledig. Het **Poo-Lolietum**-element en het **Plantaginetum**-element hebben het grootste aandeel in gemeenschap X, terwijl de ruderale ruigtekruiden, kenmerkend voor de syntaxa van de **Artemisietalia**, het meest worden aangetroffen in de soortenarme gemeenschappen (VIII en IX). Laatstgenoemde ruige hooilanden bestaan voornamelijk uit Fluitekruid (*Anthriscus sylvestris*), Bereklaauw (*Heracleum sphondylium*), Grote vossestaart (*Alopecurus pratensis*), Frans raaigras (*Arrhenatherum elatius*) en Brandnetel (*Urtica dioica*), terwijl regelmatig ook Kleefkruid (*Galium aparine*) domineert. De soortenarme weilanden behoren tot de Beemdgras-Raaigrasweiden (**Poo-Lolietum**) en worden gedomineerd door Engels raaigras (*Lolium perenne*) en Ruw beemdgras (*Poa trivialis*).

#### Naamgeving

De plantengemeenschappen kunnen worden onderscheiden aan de hand van de volgende differentiërende soorten. In tabel 8 is de syntaxonomische synoptische tabel weergegeven, waarin uitsluitend de differentiërende soorten zijn opgenomen.

gemeenschap	diff. soorten	presentie- klasse
I	<i>Picris hieracioides</i>	5
	<i>Euphorbia cyparissias</i>	5
	<i>Rhinanthus minor</i>	5
	<i>Agrostis tenuis</i>	5
	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	5
	<i>Calamagrostis epigejos</i>	5
	<i>Aira caryophylla</i>	3
	<i>Erigeron canadensis</i>	3
	<i>Hieracium umbellatum</i>	3
	<i>Hieracium laevigatum</i>	3
	<i>Viola reichenbachiana</i>	2
	<i>Hypochaeris radicata</i>	4 (met III)

	Galium verum	5	(met II t/m IV)
	Eryngium campestre	5	(met II t/m VI)
II	Orobanche caryophyllacea	2	
	Medicago sat. ssp. falcata	5	(met III t/m VII)
	Galium verum	5	(met I, III en IV)
	Eryngium campestre	5	(met I en III t/m VI)
III	Crepis capillaris	4	
	Hypochaeris radicata	4	(met I)
	Avenula pubescens	5	(met IV)
IV	Avenula pubescens	5	(met III)
V	Centaurea scabiosa	5	
	Rumex thyrsiflorus	5	
	Lathyrus tuberosus	3	
	Rhinanthus minor	3	
	Calamagrostis epigejos	3	
VI	Plantago media	5	
	Cerastium fontanum	5	
	Cynosurus cristatus	4	
	Bellis perennis	4	
	Leontodon hispidus	3	
	Lathyrus pratensis	3	
VII	Galium mollugo	5	
	Euphorbia esula	5	
	Origanum vulgare	4	
	Cruciata laevipes	3	
	Myosotis arvensis	3	
	Hypericum maculata	2	
VIII	Galium aparine	4	
	Urtica dioica	5	(met IX)
	Alopecurus pratensis	4	(met IX en X)
	Lamium album	2	(met IX)
	Anthriscus sylvestris	5	(niet diff.)
	Heracleum sphondylium	4	(niet diff.)
IX	Urtica dioica	5	(met VIII)
	Poa trivialis	5	(met X)
	Alopecurus pratensis	4	(met VIII en X)
	Stellaria media	3	(met X)
	Lamium album	2	(met VIII)
X	Poa trivialis	5	(met IX)
	Alopecurus pratensis	4	(met VIII en IX)
	Capsella bursa-pastoris	3	(met II)
	Stellaria media	3	(met IX)
	Urtica dioica	3	(met VIII en IX)
	Lolium perenne	5	(niet diff.)

CLUSTER	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
AANTAL OPNAMEN	4	14	21	19	7	17	13	5	12	11
<u>MOLINIO-ARRHENATHEREETA</u>										
Rhinanthus minor	5	1		1	3					
Plantago lanceolata	4	4	5	5	3	4	3	1	1	1
Cerastium fontanum		3	3	2	2	5	2		2	3
Poa trivialis		2	1	2		3	3	1	5	5
<u>ARRHENATHERETALIA</u>										
Senecio jacobea		4	4	4	3	4	3		1	
Leontodon hispidus			1	1	1	3	1			
<u>ARRHENATHERION ELATIORIS</u>										
Dactylis glomerata	3	3	5	5	5	5	5	2	5	5
Bellis perennis		1	2	1		4	2			2
Lathyrus pratensis			1	1		3	3			
Alopecurus pratensis			1	1		1	2	4	4	4
<u>ARRHENATHERETUM ELATIORIS</u>										
Arrhenatherum elatius	5	3	5	5	5	5	5	5	5	3
Trisetum flavescens	3	3	5	5	5	5	5		1	1
Rumex thyrsiflorus		3	1	2	5	1	2			
Galium mollugo		2	1	2	3	2	5		1	
<u>SUBASSOCIATIEGROEP A</u>										
Alopecurus pratensis			1	1		1	2	4	4	4
<u>SUBASSOCIATIEGROEP B</u>										
Trisetum flavescens	3	3	5	5	5	5	5		1	1
Plantago media			2	1		5				
Senecio jacobea		4	4	4	3	4	3		1	
<u>SUBASS. PICRIDETOSUM</u>										
Picris hieracioides	5		1	3	3	2	1			
<u>SUBASS. BRIZETOSUM</u>										
Agrostis tenuis	5	3	3	1		1				
Anthoxanthum odoratum	5	2	3	3		2				
Hypochaeris radicata	4	2	4	1		1				
Briza media	2		2	2		2				
Crepis capillaris		2	4	2		2				
<u>LOLIO-CYNOSURETUM</u>										
Crepis capillaris		2	4	2		2				
Plantago media		2	2	1		5				
Cynosurus cristatus		1	2			4			1	
<u>KOELLERIO-CORYNEPHORETEA</u>										
Aira caryophylla	3									
<u>KOELLERIO-CORYNEPHORETEA</u> & <u>PESTUCO-BROMETEAE (diff)</u>										
Euphorbia cyparissias	5	2	1	1	3					
Galium verum	5	5	4	3		1				
Avenula pubescens	3	2	5	5	3	3	1			
<u>MESOBROMION</u>										
Eryngium campestre	5	5	4	2	3	2				
Orobanche caryophyllacea		2								
Salvia pratensis		3	2	3	3					
Ononis spinosa		2	3	2	2	2				
Centaurea scabiosa		1	1		5		1			
Medicago lupulina			2	2		2	2			
<u>ORIGANETALIA VULGARIS</u>										
Origanum vulgare				2		1	4			
<u>LOLIO-PLANTAGINETUM (kencomb)</u>										
Capsella bursa-pastoris		3		1			1		1	3
<u>POO-LOLIETUM (kencomb)</u>										
Poa trivialis		2	1	2		3	3	1	5	5
<u>ARTEMISIETALIA VULGARIS</u>										
Urtica dioica		1						5	5	3
Galium aparine					1	1		4	1	
Lamium album								2	2	
<u>TANACETO-ARTEMISIETUM</u>										
<u>GALIO-ALLIARION &amp; AEGOPODION</u>										
<u>PODAGRARIAE</u>										
Cruciata laevipes				1		1	3	1		
Lathyrus tuberosus					3					
<u>SECALIETEA</u>										
Myosotis arvensis				1			3			
<u>CHENOPODIETEA</u>										
Erigeron canadensis	3									
Allium vineale	3	3	2	3	2	2	3	2	2	
Capsella bursa-pastoris		3		1			1		1	3
Stellaria media			1	1		1	1		3	3
<u>OVERIGE SOORTEN</u>										
Hieracium umbellatum	3									
Viola reichenbachiana	2									
Hieracium laevigatum	3			1						
Calamagrostis epigejos	5			1	3					
Elymus repens	2	5	4	4	4	4	4	5	5	4
Euphorbia esula		2	1	2		1	5		1	
Hypericum maculatum							2			

Tabel 8 : Syntaxonomische synoptische tabel met uitsluitend de differentiërende soorten. De cijfers geven de presentieklassen weer.

De door ons onderscheiden gemeenschappen worden als volgt ingedeeld:

- I *Medicagini-Avenetum pubescentis* subass. *agrostietosum tenuis*, met Cypreswolfsmelk en Bitterkruid
- II *Medicagini-Avenetum pubescentis* subass. *agrostietosum tenuis*, met Veldbeemdgras en Akkerwinde
- III *Medicagini-Avenetum pubescentis* subass. *agrostietosum tenuis*, met Klein streepzaad en Gewone ereprijs
- IV *Medicagini-Avenetum pubescentis* subass. *agrostietosum tenuis*, met Scherpe boterbloem en Gewone ereprijs
- V *Medicagini-Avenetum pubescentis* subass. *centaureetosum scabiosae*
- VI *Medicagini-Avenetum pubescentis* subass. *cynosuretosum*
- VII Gemeenschap met Wilde marjolein en Glad walstro; fragmentair *Medicagini-Avenetum pubescentis*, een overgang vormend naar het *Arrhenatheretum elatioris* subass. *inops*
- VIII *Arrhenatheretum elatioris* subass. *inops*, met Kleefkruid en Grote brandnetel
- IX *Arrhenatheretum elatioris* subass. *inops*, met Ruw beemdgras en Engels raaigras
- X *Poo-Lolietum*

### 3.1.3. Verspreiding van de plantengemeenschappen

In tabel 9 is de geografische verspreiding van de onderscheiden plantengemeenschappen over de deelgebieden weergegeven.

Zeven van de 10 gemeenschappen hebben een min of meer duidelijk geografisch zwaartepunt. Dit geldt vooral voor de gemeenschappen I, II, III, V, VI en VII. Van het ***Medicagini-Avenetum agrostietosum tenuis*** werd de gemeenschap met ***Euphorbia cyparissias*** en ***Picris hieracioides*** (gemeenschap I) uitsluitend aangetroffen in het Oude Rijnstrangengebied. De gemeenschap met ***Poa pratensis*** en ***Convolvulus arvensis*** (gemeenschap II) en de gemeenschap met ***Crepis capillaris*** en ***Veronica chamaedrys*** (gemeenschap III) komen duidelijk meer voor langs de IJssel terwijl de gemeenschap met ***Ranunculus acris*** en ***Veronica chamaedrys*** (gemeenschap IV) zowel voorkomt langs de Waal als langs de IJssel. Het ***Medicagini-Avenetum centaureetosum scabiosae*** (gemeenschap V) is beperkt tot het oostelijk Rijngebied. Het ***Medicagini-Avenetum cynosuretosum*** (gemeenschap VI) en het fragmentair-***Medicagini-Avenetum***



(gemeenschap VII) bestaat voornamelijk uit opnamen van dijken langs de Waal.

gemeen- schap	Rijn/ Bijl. Kan.	Waal	Pann. Kan.	Oude Rijn- str.	Ben.- Rijn & Lek	IJssel	Maas	totaal
I	-	-	-	4	-	-	-	4
II	2	-	-	-	-	8	4	14
III	-	1	-	-	-	19	1	21
IV	-	6	-	1	1	11	-	19
V	4	-	2	1	-	-	-	7
VI	-	12	1	-	1	2	1	17
VII	-	12	1	-	-	-	-	13
VIII	-	3	-	-	-	2	-	5
IX	-	5	1	-	2	4	-	12
X	-	5	1	-	2	2	1	11
totaal	6	44	6	6	6	48	7	123

Tabel 9 : verspreiding van de opnamen uit de verschillende plantengemeenschappen over de zeven deelgebieden.

### 3.1.4. Soortenrijkdom van de onderscheiden eenheden

Een van de factoren die van belang kan zijn voor bepaling van de natuurwetenschappelijke waarde van vegetaties is de soortenrijkdom. In tabel 10 is voor elke gemeenschap het gemiddelde, het minimale en maximale aantal soorten weergegeven. Tevens is de gemiddelde oppervlaktegrootte van de vegetatieopnamen binnen elke eenheid weergegeven.

De stroomdalvegetatie (gemeenschap I t/m VII) is aanzienlijk rijker aan hogere planten dan de ruderaal glanshaverhooidanden (gemeenschap VIII en IX) en de Beemdgras-Raaigrasweiden (gemeenschap X). Het gemiddelde soortenaantal in de tot het **Medicagini-Avenetum** gerekende gemeenschappen varieert van 24 tot 33 soorten per opname, het maximum aantal soorten varieert tussen de 34 en de 50 soorten per opname. In het **Arrhenatheretum inops** is het gemiddeld aantal soorten 18 en het maximum varieert van 24 tot 26. Het **Poo-Lolietum** heeft gemiddeld 14 soorten en maximaal 23.

planten- gemeen- schap	gemidd. soorten- aantal	maxim. soorten- aantal	minim. soorten- aantal	gemidd. opname- grootte (m <sup>2</sup> )	aantal opnamen
I	30	33	28	3,8	4
II	29	42	16	6,8	14
III	32	47	17	5,1	21
IV	31	40	23	5,4	19
V	24	34	21	5,7	7
VI	33	50	21	5,7	17
VII	28	44	20	4,2	13
VIII	18	24	14	9,6	5
IX	18	26	13	8,7	12
X	14	23	7	10,5	11

Tabel 10 : gemiddeld, minimaal en maximaal soortenaantal en gemiddelde opnamegrootte van de plantengemeenschappen.

### 3.1.5. Bedekking en hoogte van de plantengemeenschappen

Twee belangrijke structureigenschappen van vegetaties zijn de hoogte en de totale bedekking bij bovenaanzicht. In tabel 11 en 12 zijn de gemiddelden hiervan per plantengemeenschap weergegeven en de onder- en bovengrens van de vegetatiehoogte. Ook is in tabel 12 de in het veld gemeten minimum- en maximumhoogte aangegeven.

planten- gemeen- schap	gemidd bedekking %	aantal opnamen
I	95.0	4
II	100.0	7
III	96.2	20
IV	94.9	17
V	99.3	6
VI	93.4	14
VII	99.8	13
VIII	100.0	5
IX	99.8	12
X	98.6	11

Tabel 11 : gemiddelde bedekking per plantengemeenschap.

planten- gemeen- schap	gemidd hoogte	gemidd hoogte onder- grens	gemidd hoogte boven- grens	minim hoogte	maxim hoogte	aantal opnamen
I	59	38	80	10	120	4
II	44	26	62	5	100	11
III	52	42	63	5	130	20
IV	54	40	68	10	140	19
V	84	74	94	20	120	7
VI	22	15	30	5	130	17
VII	72	61	83	30	120	13
VIII	105	104	106	80	120	5
IX	90	78	102	20	140	12
X	28	21	34	5	40	11

Tabel 12 : gemiddelde hoogte, gemiddelde hoogte van de ondergrens, gemiddelde hoogte van de bovengrens en minimum- en maximumhoogte per plantengemeenschap.

De laagste gemiddelde bedekking wordt aangetroffen in het **Medicagini-Avenetum pubescentis subass. cynosuretosum** (VI), gevolgd door drie van de vier gemeenschappen van de subassociatie **agrostietosum tenuis** (I, III en IV). De hoogste gemiddelde bedekking wordt aangetroffen bij de vierde gemeenschap van het **Medicagini-Avenetum pubescentis subass. agrostietosum tenuis** (II) en bij een van de twee gemeenschappen van het **Arrhenatheretum elatioris subass. inops** (VIII).

De relatief lage gemiddelde bedekking van het **Medicagini-Avenetum pubescentis subass. cynosuretosum** (VI) is waarschijnlijk te wijten aan betreding door grootvee. Overigens zijn de verschillen tussen de plantengemeenschappen slechts zeer klein.

De laagste gemiddelde hoogte wordt aangetroffen in de sterkst beweide gemeenschappen, het **Poo-lolietum** (X) en het **Medicagini-Avenetum pubescentis subass. cynosuretosum** (VI). Het **Medicagini-Avenetum pubescentis subass. agrostietosum tenuis** (I t/m IV) neemt een tussenpositie in, gevolgd door de subassociatie **centaureetosum scabiosae** (V) en de gemeenschap met Wilde marjolein (**Origanum vulgare**) en Glad walstro (**Galium mollugo**) (VII). De hoogste vegetaties worden gevormd door het **Arrhenatheretum elatioris subass. inops** (VIII en IX).

### 3.1.6. Grassensamenstelling van de verschillende gemeenschappen

Tabel 13 geeft de grassensamenstelling van de plantengemeenschappen waarbij de gemiddelde bedekkingswaarde is uitgedrukt in de getallen van de ordinale schaal (zie tabel 2, pagina 17).

Grassoort	Plantengemeenschappen									
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
<i>Aira caryophyllea</i>	1.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Festuca ovina</i>	0.5	0.5	0.4	0.4	-	-	-	-	-	-
<i>Calamagrostis epigejos</i>	2.5	-	-	0.1	1.1	-	-	-	-	-
<i>Koeleria macrantha</i>	-	0.2	-	-	0.3	-	-	-	-	-
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	4.3	0.6	2.0	1.4	-	0.6	-	-	-	-
<i>Agrostis tenuis</i>	5.0	2.5	2.3	0.4	-	0.4	-	-	-	-
<i>Briza media</i>	0.5	-	0.9	0.7	-	1.2	-	-	-	-
<i>Avenula pubescens</i>	1.5	1.0	4.3	3.7	2.7	1.8	0.6	-	-	-
<i>Bromus inermis</i>	-	0.9	0.6	0.3	1.1	-	0.2	-	-	-
<i>Cynosurus cristatus</i>	-	0.2	1.2	-	-	2.1	-	-	0.3	-
<i>Poa trivialis</i>	-	0.6	0.1	0.9	-	1.8	1.5	0.6	4.3	6.7
<i>Lolium perenne</i>	-	2.8	2.5	1.5	-	3.5	0.7	0.4	2.2	7.7
<i>Poa annua</i>	-	0.1	-	-	-	-	-	-	-	0.6
<i>Agrostis stolonifera</i>	-	1.4	0.1	0.4	-	1.5	0.8	-	0.7	0.9
<i>Festuca arundinacea</i>	-	-	0.1	0.5	2.0	0.6	-	0.4	0.5	1.2
<i>Alopecurus pratensis</i>	-	-	0.1	0.1	-	0.1	0.9	2.8	2.6	2.0
<i>Bromus sterilis</i>	-	-	-	0.1	-	-	-	-	-	-
<i>Festuca pratensis</i>	-	-	-	0.2	-	0.4	1.1	-	1.3	-
<i>Phalaris arundinacea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0.2	-
<i>Festuca rubra</i>	6.5	6.1	5.9	6.5	5.9	6.4	6.0	5.2	3.3	1.6
<i>Arrhenatheretum elatius</i>	5.3	2.1	4.1	5.3	5.6	3.9	6.6	5.8	6.3	1.5
<i>Trisetum flavescens</i>	1.5	1.5	3.7	4.3	3.6	3.6	2.9	-	0.6	0.5
<i>Holcus lanatus</i>	1.0	0.3	1.1	0.4	-	0.7	0.2	0.4	0.6	0.5
<i>Poa pratensis</i>	0.8	3.0	2.1	1.5	1.7	1.5	1.9	1.4	0.6	2.0
<i>Dactylus glomerata</i>	1.0	1.0	2.4	2.4	2.6	2.5	2.4	1.0	3.1	3.4
<i>Phleum pratense</i>	2.0	2.3	2.0	0.2	0.3	0.4	0.2	1.0	0.3	1.0
<i>Elymus repens</i>	1.0	3.8	2.3	2.5	3.1	2.2	2.6	4.6	5.6	2.8
<i>Bromus hordaceus</i>	1.3	-	0.3	-	-	0.3	-	-	0.8	0.7

Tabel 13 : grassensamenstelling van de plantengemeenschappen. De getallen geven de gemiddelde bedekking weer in ordinale waarden.

Zachte haver (*Avenula pubescens*) komt in alle stroomdalgemeenschappen (I t/m VII) voor, inclusief de beide overgangsge-

meenschappen (VI en VII), en ontbreekt verder in de tabel. Ook Goudhaver (*Trisetum flavescens*), Kweekdravik (*Bromus inermis*), Trilgras (*Briza media*), Gewoon struisgras (*Agrostis capillaris*) en Reukgras (*Anthoxanthum odoratum*) hebben hun voornaamste verspreiding binnen de stroomdalvegetatie. Fakkелgras (*Koeleria macrantha*), Duinriet (*Calamagrostis epigejos*) en Schapegras (*Festuca ovina*) zijn beperkt tot de goed ontwikkelde stroomdalvegetaties (I t/m V).

In de stroomdalgraslanden komt maar weinig Grote vossestaart (*Alopecurus pratensis*) voor. Deze grassoort komt veel vaker en met grotere bedekkingen voor in de soortenarme dijkgraslanden van voedselrijke grond. Ruw beemdgras (*Poa trivialis*) vindt zijn optimum in de soortenarme weilanden (X) en in de soortenarme hooilanden met beweidingsinvloed (IX). Ook Kropaar (*Dactylis glomerata*) heeft hier een zeker optimum. Engels raaigras (*Lolium perenne*) heeft verreweg de grootste gemiddelde bedekking in de soortenarme weilanden (X) waarin algemeen voorkomende grassen als Rood zwenkgras (*Festuca rubra*) en Frans raaigras (*Arrhenatherum elatius*) juist minder voorkomen dan gemiddeld. Kweek (*Elymus repens*) komt overal voor maar heeft een duidelijk optimum in de voedselrijke hooilanden (VIII en IX).

Grassen met een brede oecologische amplitudo zijn Rood zwenkgras (*Festuca rubra*), Frans raaigras (*Arrhenatherum elatius*), Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*), Veldbeemdgras (*Poa pratensis*), Kropaar (*Dactylis glomerata*), Timotheegras (*Phleum pratense*) en Kweek (*Elymus repens*).

### 3.1.7. Synoecologie

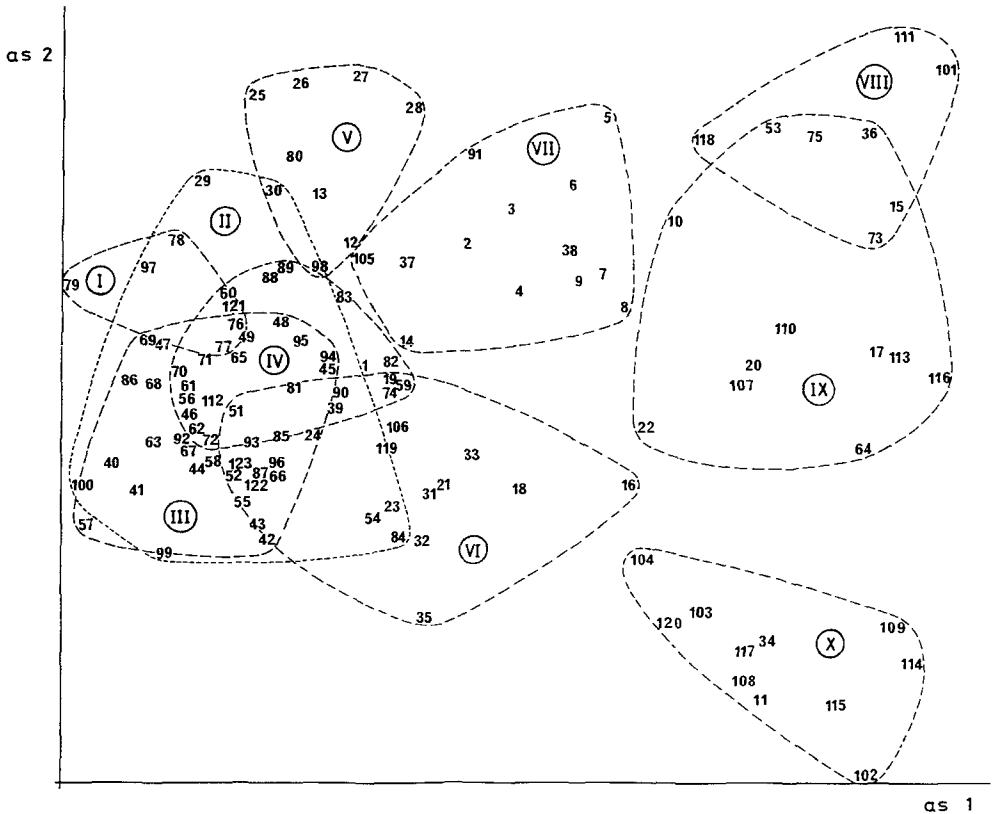
Met behulp van DECORANA zijn ordinatiediagrammen geconstrueerd van de eerste 4 assen. Slechts de eerste twee assen konden door ons worden geïnterpreteerd (fig. 9).

Interpretatie van de assen van een ordinatiediagram geeft inzicht in de voornaamste met de soortensamenstelling van de vegetatie gecorreleerde factoren. Om na te gaan welke factoren een relatie vertonen met de opnamevolgorde langs de eerste twee assen werd de correlatie berekend (tabel 14).

#### Stikstof-indicatie

Uit tabel 14 blijkt dat de eerste Decorana-as het best gecorreleerd (negatief) is met de procentuele aandelen van de soorten

met stikstofindicatiewaarden 1 tot en met 3. Ook de procentuele aandelen van de soorten met stikstofindicatiewaarden 8 en 9 zijn goed gecorreleerd (positief) met deze eerste ordinatie-as.



Figuur 9 : ordinatiediagram van Decorana-as 1 tegen Decorana-as 2

De uit bodemanalyse verkregen gegevens blijken hiermee in overeenstemming. Evenals de Ellenberg-indicatiewaarden voor stikstofrijke plaatsen zijn de bodemparameters die verband houden met bodemvruchtbaarheid, met name  $P_{2O_5}$ ,  $P_{tot}\%$ , lutum-%, silt-%, slib-%, humus-%, magnesium,  $N_{tot}\%$ , nitraat, kalium, zuurgraad- $H_2O$ , ammoniak en geleidbaarheid, duidelijk positief gecorreleerd met de eerste as. Zandgronden zijn in het algemeen minder vruchtbaar dan zwaardere gronden hetgeen ook blijkt uit de significant negatieve correlatie met de eerste as. De tweede as die gerelateerd is aan de hooi-beweidings gradient vertoont geen of nauwelijks correlatie met de gemeten bodemfactoren.

factor	Decorana-as 1		Decorana-as 2		N
	cor.coef.	p	cor.coef.	p	
Ellenberg N1 t/m N3	-0.8986	0.0001	0.0793	0.3835	123
Ellenberg N8 en N9	0.8087	0.0001	0.2747	0.0021	123
Kr. & dVr. W4 en W5	0.0636	0.4845	0.8499	0.0001	123
Kr. & dVr. H4 en H5	-0.1210	0.1825	-0.8104	0.0001	123
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0.6443	0.0001	0.3029	0.0097	72
Ptot-%	0.6272	0.0001	0.2758	0.0182	73
Zand-%	-0.5770	0.0001	-0.1396	0.2388	73
Lutum-%	0.5681	0.0001	0.1207	0.3092	73
Silt-%	0.5563	0.0001	0.1443	0.2232	73
Slib-%	0.5171	0.0001	0.0708	0.5515	73
Humus-%	0.4793	0.0001	0.2344	0.0459	73
Magnesium	0.4771	0.0001	0.0075	0.9501	73
N <sub>tot</sub> -%	0.4403	0.0001	0.2102	0.0742	73
Nitraat	0.3819	0.0008	0.2235	0.0556	74
Kalium	0.3374	0.0033	0.2954	0.0106	74
Zuurgraad-H <sub>2</sub> O	0.3348	0.0035	-0.0909	0.4410	74
Ammoniak	0.3267	0.0045	0.0606	0.6078	74
Geleidbaarheid-EGV	0.3027	0.0092	-0.0340	0.7750	73
Zuurgraad-CaCl <sub>2</sub>	0.2803	0.0156	-0.0961	0.4152	74
CaCO <sub>3</sub> -%	0.2736	0.0183	-0.0421	0.7215	74
Natrium	0.2244	0.0546	-0.1572	0.1810	74

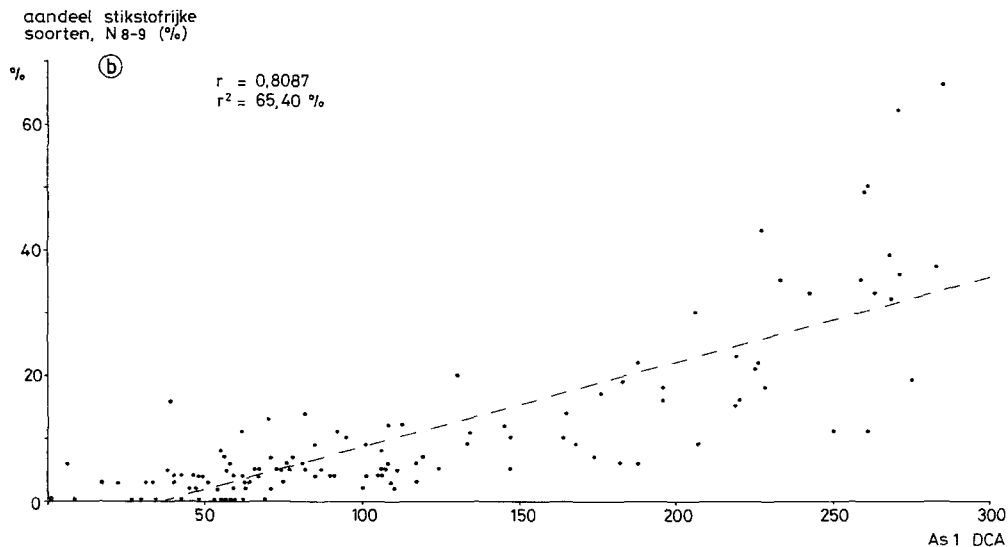
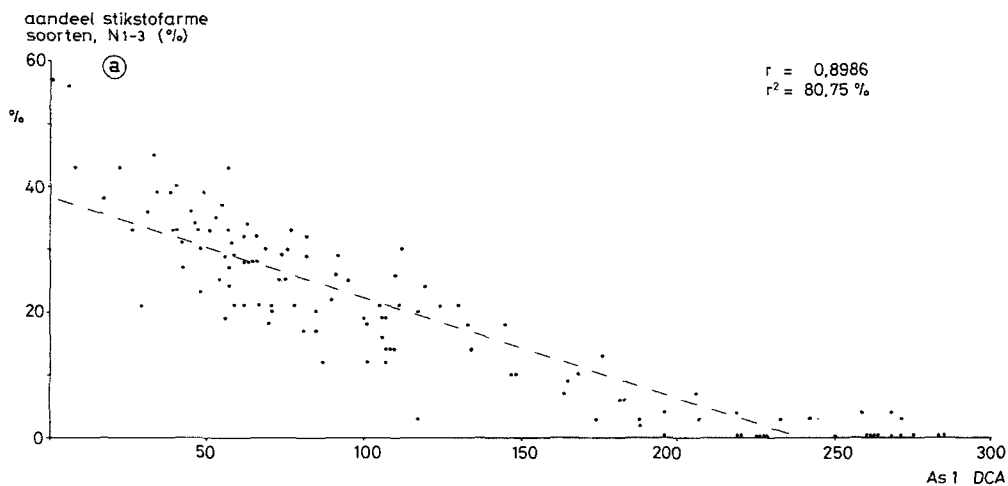
Tabel 14 : correlatie tussen de eerste twee ordinatie-assen en de gemiddelde stikstofindicatiewaarden, de gemiddelde beweidings-/hooilandindicatiewaarden en de gemeten bodemparameters

De verklaarde varianties van de bovengenoemde correlaties tussen de eerste ordinatie-as en de soorten met respectievelijk stikstofindicatiegetal 1 tot en met 3 en stikstofindicatiegetal 8 en 9 zijn uitgezet in de onderstaande tabel (tabel 15).

factor	corr.coeff. r	verklaarde variantie r <sup>2</sup> (%)
Ellenberg N1 t/m N3	-0.8986	80.74
Ellenberg N8 en N9	0.8087	65.40

Tabel 15: correlatie en verklaarde variantie tussen de eerste ordinatie-as en het aandeel van soorten van respectievelijk stikstofarme en stikstofrijke standplaatsen.

In figuur 10a en 10b zijn de correlaties tussen de eerste ordinatie-as en het aandeel binnen de opnamen van respectievelijk de soorten van stikstofarme (N1-3) en van stikstofrijke (N8-9) standplaatsen weergegeven. Hierbij zijn de respectievelijke aandelen binnen de opnamen uitgezet tegen de coördinaten van de opnamen langs de eerste ordinatie-as (stikstof-indicatie). Vervolgens is de berekende regressielijn uitgezet.



Figuur 10 : correlatie tussen eerste as en het aandeel van soorten van stikstofarme (a) en stikstofrijke (b) standplaatsen.



Soorten van stikstofarme standplaatsen nemen langs de eerste as af terwijl soorten van uitgesproken stikstofrijke, overbemeste plaatsen in die richting toenemen.

#### Beweidings-/hooiland-indicatie

De tweede Decorana-as is het best gecorreleerd (positief) met de percentuele aandelen van de soorten die indicatief zijn voor beweiding. Deze as is tevens goed gecorreleerd (negatief) met de percentuele aandelen van de soorten die indicatief zijn voor hooilandbeheer.

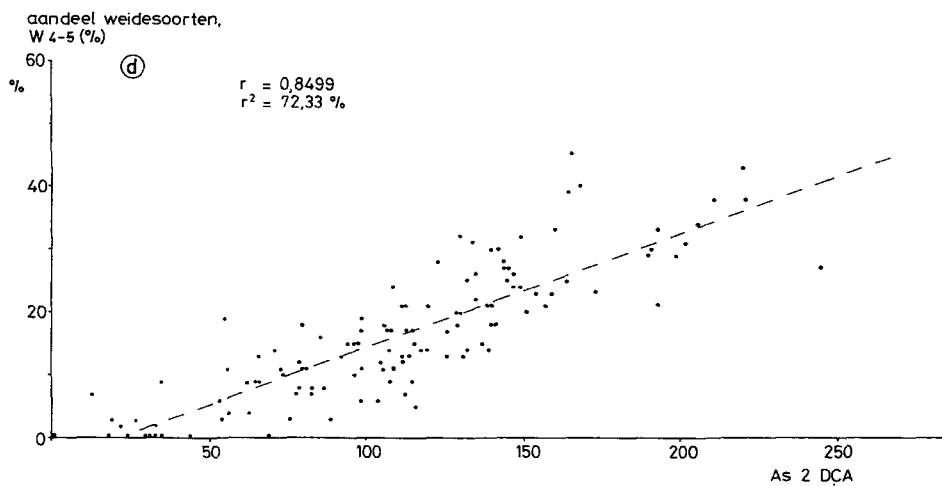
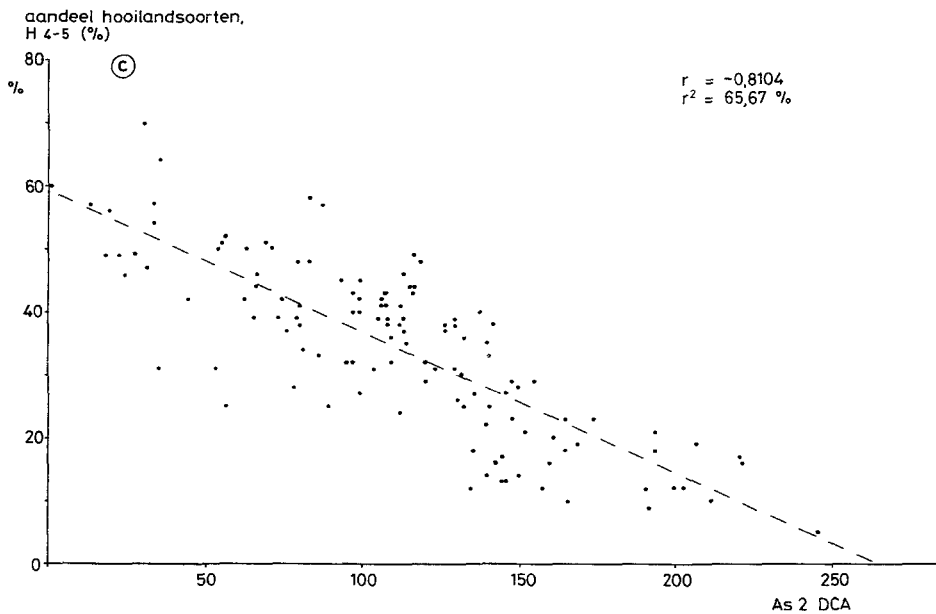
De verklaarde varianties van de bovengenoemde correlaties zijn uitgezet in de onderstaande tabel 16.

factor	corr.coeff. r	verklaarde variantie r <sup>2</sup> (%)
Kr. & dVr. W4 en W5	0.8499	72.24
Kr. & dVr. H4 en H5	-0.8104	65.68

Tabel 16: correlatie tussen de tweede ordinatie-as en het aandeel van respectievelijk weidesoorten en hooilandsoorten en de verklaarde variantie.

In figuur 11a en 11b zijn de correlaties tussen de tweede ordinatie-as en het aandeel binnen de opnamen van respectievelijk de hooilandsoorten (H4 en H5) en de weidesoorten (W4 en W5) weergegeven. Hierbij zijn de respectievelijke aandelen binnen de opnamen uitgezet tegen de coördinaten van de opnamen langs de tweede ordinatie-as (beweiding-/hooilandindicatie). Vervolgens is de berekende regressielijn uitgezet.

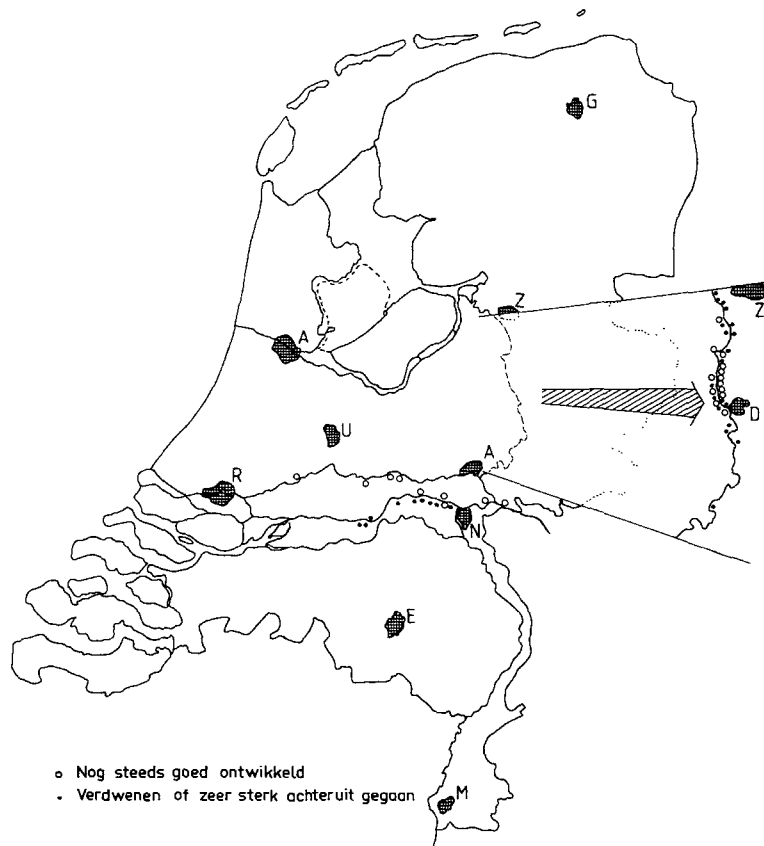
De tweede as vertoont een duidelijke afname van de typische hooilandsoorten en een daarmee gepaard gaande toename van de beweidingsindicatoren.



Figuur 11: correlatie tussen de tweede Decorana-as en het aandeel van hooilandsorten (c) en weidesoorten (d).

### 3.2. ACHTERUITGANG VAN DE STROOMDALVEGETATIE

Van de 50 lokaties waar Neijenhuijs in 1968 nog goed ontwikkelde stroomdalgraslanden vond, was in 1985 op 28 plaatsen de stroomdalflora zeer sterk achteruitgegaan of zelfs helemaal verdwenen (figuur 12). Dit betekent een achteruitgang van 56 % in 17 jaar. Zelfs tijdens ons onderzoek zagen wij enkele lokaties met een voorheen goed ontwikkelde stroomdalvegetatie sterk achteruitgaan.



Figuur 12: Achteruitgang van goed ontwikkelde stroomdalgraslanden (Neijenhuijs 1968) in de periode van 1968 tot 1985.

Bij de ook nu nog goed ontwikkelde lokaties gaat het dan nog vaak om overblijfselen die zich als een smalle strook onder het hek konden handhaven. Vaak zijn zij sterk bedreigd omdat het beheer ieder moment naar willekeur kan veranderen.

### 3.3. BEHEER

Op basis van de voornamelijk door interviews verkregen informatie betreffende het beheer van de 123 onderzoekslokaties zijn 8 beheersvarianten onderscheiden:

- Mm1 : eenmaal per jaar maaien met afvoer van maaisel, eind augustus/begin september;
- Mm2 : tweemaal per jaar maaien met afvoer van maaisel, eerste helft juni en tweede helft september;
- Mon : onregelmatig maaibeheer, eens in de twee à drie jaar;
- Mza : maaien zonder afvoer;
- M+W : een of tweemaal maaien en extensief nabeweiden met grootvee;
- W+M : voorbeweiden in voorjaar en maaien aan eind van zomer;
- Wex : extensieve beweiding gedurende het gehele seizoen;
- Win : intensieve beweiding gedurende het gehele seizoen.

In onderstaande tabel is weergegeven hoe groot het procentuele aandeel van de verschillende beheersvormen is binnen elke gemeenschap:

Planten- gemeenschap	Beheersvarianten (%)							
	Mm1	Mm2	Mon	Mza	M+W	W+M	Wex	Win
I	50	-	50	-	-	-	-	-
II	21	-	7	-	-	-	71	-
III	19	-	-	-	10	14	57	-
IV	5	42	5	-	16	-	32	-
V	100	-	-	-	-	-	-	-
VI	-	-	-	-	6	-	94	-
VII	46	23	-	-	8	-	23	-
VIII	-	-	-	100	-	-	-	-
IX	25	-	-	33	17	-	25	-
X	-	-	-	-	-	-	-	100

Tabel 17: procentuele aandelen van de verschillende beheersvormen per plantengemeenschap.

In tabel 18 is het procentuele aandeel van de verschillende gemeenschappen per beheersvariant weergegeven:

Beheers-varianten	Plantengemeenschappen (%)									
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Mm1	19	8	7	2	38	-	17	-	9	-
Mm2	-	-	-	65	-	-	35	-	-	-
Mon	81	11	-	8	-	-	-	-	-	-
Mza	-	-	-	-	-	-	-	75	25	-
M+W	-	-	18	28	-	11	14	-	30	-
W+M	-	-	100	-	-	-	-	-	-	-
Wex	-	23	19	11	-	31	8	-	8	-
Win	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100

Tabel 18: procentuele aandelen van de gemeenschappen per beheersvariant.

Met behulp van de indicatiegetallen voor beweiding en hooilandbeheer zijn de respectievelijke gemiddelde indicatiewaarden per plantengemeenschap berekend (tabel 19). Ook is hierin het quotiënt gemiddelde hooilandindicatie/gemiddelde beweidingsindicatie per plantengemeenschap vermeld:

planten-gemeen-schap	gemiddelde beweidings-indicatie	gemiddelde hooiland-indicatie	hooiland/beweiding
I	15	35	2.3
II	25	20	0.8
III	21	30	1.4
IV	11	40	3.6
V	7	50	7.1
VI	20	32	1.6
VII	6	41	6.8
VIII	6	57	9.5
IX	9	45	5.0
X	32	15	0.5

Tabel 19 : gemiddelde beweidings- en hooilandindicatiewaarde en het quotiënt van deze beide gemiddelde waarden per plantengemeenschap.

Hoe hoger het quotiënt hooilandindicatie/beweidingsindicatie, des te groter is het aandeel van hooilandplanten ten opzichte van de beweidingindicerende plantesoorten.

In tabel 20 zijn behalve het quotiënt hooiland/beweiding bovendien het procentuele aandeel van maaibeheer, beweiding en een combinatie van deze beheersvormen per plantengemeenschap aangegeven:

planten- gemeen- schap	hooiland/ beweiding	M %	M+W %	W %
I	2.3	100	-	-
II	0.8	28	-	71
III	1.4	19	24	57
IV	3.6	52	16	32
V	7.1	100	-	-
VI	1.6	-	6	94
VII	6.8	69	8	23
VIII	9.5	100	-	-
IX	5.9	58	17	25
X	0.5	-	-	100

Tabel 20: quotiënt van gemiddelde beweidings- en gemiddelde hooilandindicatiewaarden; aandeel van maaibeheer respectievelijk beweiding en combinaties van deze beheersvormen per plantengemeenschap.

Het **Medicagini-Avenetum pubescentis subass. agrostietosum tenuis** met Cypreswolfsmelk en Bitterkruid (I) en het **Medicagini-Avenetum pubescentis subass. centaureetosum scabiosae** (V) werden uitsluitend aangetroffen bij een maaibeheer. Hetzelfde geldt voor het **Arrhenatheretum elatioris subass. inops** met Kleefkruid en Grote brandnetel (VIII), alleen bleef het maaisel hier in alle gevallen liggen. Dit verruigende beheer kwam verder slechts voor in het **Arrhenatheretum elatioris subass. inops** met Ruw beemdgras en Engels raaigras (IX), waarin overigens nog andere beheersvormen werden aangetroffen (zie tabel 17). Het **Poo-Lolietum** (X) kwam in alle gevallen voor onder invloed van intensieve beweiding. Het **Medicagini-Avenetum pubescentis subass. cynosuretosum** (VI) werd

vrijwel uitsluitend aangetroffen in extensief begraasde weilanden en in een klein aantal gevallen in hooiland met extensieve nabeweiding. De overige gemeenschappen werden elk aangetroffen bij verschillend beheersvormen. In geen van de **Medicagini-Avenetum pubescentis**-opnamen werd intensieve beweiding geconstateerd. Maaien met extensieve nabeweiding blijkt vaker voor te komen dan voorbeweiden in het voorjaar met nahooien aan het eind van de zomer.

Rangschikking van de gemeenschappen aan de hand van het hooiland/beweidingsquotient van intensieve beweiding via hooilandbeheer met beweidingsinvloed naar zuiver hooilandbeheer geeft het volgende beeld:

1. Poo-Lolietum (X);
2. Medicagini-Avenetum pubescentis subass. agrostietosum tenuis, met Veldbeemdgras en Akkerwinde (II);
3. Medicagini-Avenetum pubescentis subass. agrostietosum tenuis, met Klein streepzaad en Gewone ereprijs (III);
4. Medicagini-Avenetum pubescentis subass. cynosuretosum (VI);
5. Medicagini-Avenetum pubescentis subass. agrostietosum tenuis, met Cypreswolfsmelk en Bitterkruid (I);
6. Medicagini-Avenetum pubescentis subass. agrostietosum tenuis, met Scherpe boterbloem en Gewone ereprijs (IV);
7. Arrhenatheretum elatioris subass. inops, met Ruw beemdgras en Engels raaigras (IX);
8. Gemeenschap met Wilde marjolein en Glad walstro (VII);
9. Medicagini-Avenetum pubescentis subass. centaureetosum scabiosae (V);
10. Arrhenatheretum elatioris subass. inops met Kleefkruid en Grote brandnetel (VIII).

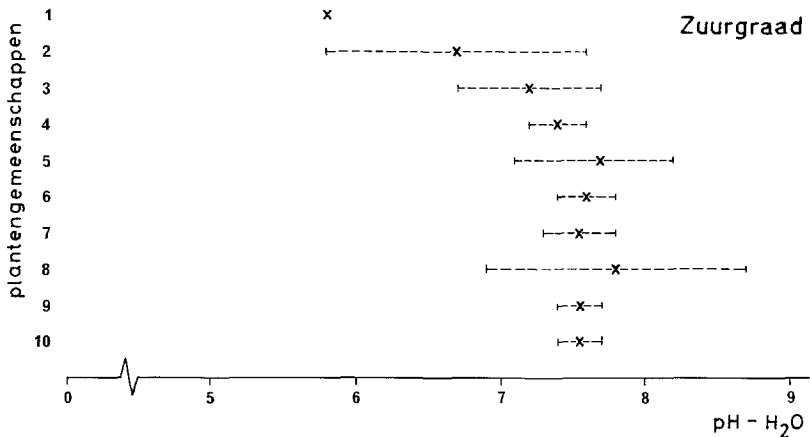
Deze volgorde is in overeenstemming met het gevoerde beheer. Terwijl de laatste vier gemeenschappen (VIII, V, VII en IX) uitsluitend of hoofdzakelijk werden gehooïd, werden de eerste vier gemeenschappen (X, II, III en VI) juist uitsluitend of overwegend beweïd.

### 3.4. RELATIE TUSSEN VEGETATIE EN BODEM

De resultaten van de bodemchemische analyse en van de analyse van de textuur van de bodem zijn, voor zover niet vermeld in dit hoofdstuk, weergegeven in de bijlagen 5 en 6.

#### 3.4.1. Zuurgraad (pH-H<sub>2</sub>O en pH-CaCl<sub>2</sub>) en kalkgehalte (%-CaCO<sub>3</sub>)

In figuur 13 tot en met 15 zijn de gemiddelden van de zuurgraad (pH-H<sub>2</sub>O en pH-CaCl<sub>2</sub>) en het kalkgehalte van de A-laag van de onderscheiden plantengemeenschappen weergegeven, inclusief de 95%-betrouwbaarheidsintervallen.

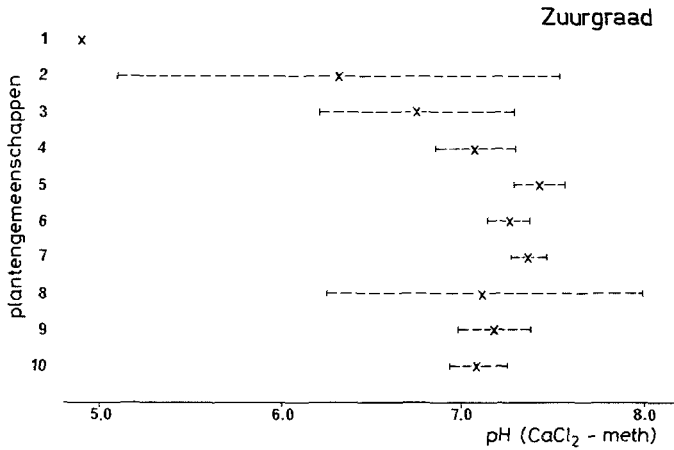


Figuur 13: gemiddelde zuurgraad (pH-H<sub>2</sub>O) van de A-laag van de gemeenschappen inclusief de 95%-betrouwbaarheidsintervallen.

Zoals te verwachten zijn de resultaten van de beide methoden waarmee de zuurgraad is bepaald sterk gecorreleerd;  $r = 0,9042$  bij 140 waarnemingen. Gemiddeld genomen is de pH-H<sub>2</sub>O 0,43 eenheden hoger dan pH-CaCl<sub>2</sub>.

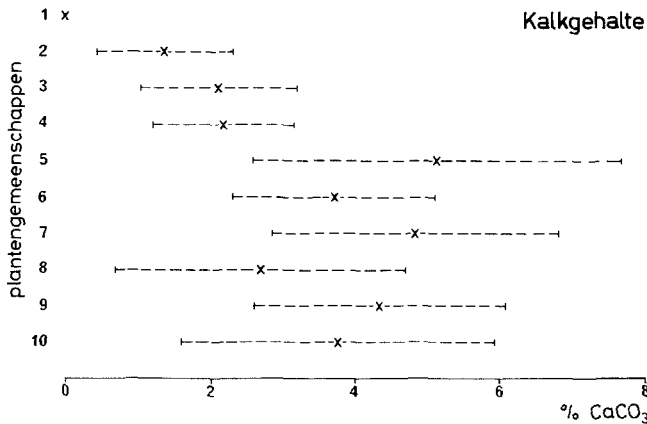
Gemeenschap I komt voor bij een relatief lage zuurgraad. Zowel voor de A-laag als voor de B-laag is de zuurgraad lager dan bij de overige gemeenschappen. Ook de gemeenschappen II en III komen gemiddeld bij een lagere zuurgraad voor dan de overige gemeenschappen (m.u.v. gemeenschap I). De verschillen zijn echter niet significant. In vrijwel alle gevallen is de zuurgraad van de A-laag lager dan van de B-laag.





Figuur 14 : gemiddelde zuurgraad (pH-CaCl<sub>2</sub>) van de A-laag van de gemeenschappen inclusief de 95%-betrouwbaarheidsintervallen.

De zuurgraad van de soortenrijke stroomdalgraslanden (gemeenschap I t/m VI) varieert binnen de 95%-betrouwbaarheidsgrenzen voor de A-laag van 5,8 - 8,2 (pH-H<sub>2</sub>O) en van 4,9 - 7,6 (pH-CaCl<sub>2</sub>) en voor de B-laag van 6,2 - 8,2 (pH-H<sub>2</sub>O) en van 5,8 - 7,8 (pH-CaCl<sub>2</sub>).



Figuur 15 : gemiddeld kalkgehalte van de A-laag van de gemeenschappen inclusief de 95%-betrouwbaarheidsintervallen.

Het kalkgehalte van gemeenschap I is erg laag zowel voor de A-laag als voor de B-laag. Ook de gemeenschappen II, III en IV hebben een relatief laag gemiddeld kalkgehalte in de A-laag. Het kalkgehalte van gemeenschap II is in de A-laag zelfs significant lager dan in de gemeenschappen V, VI, VII en IX.

In bijna alle gevallen is het kalkgehalte in de A-laag lager dan in de B-laag, hetgeen aansluit bij een lagere zuurgraad in de A-laag ten opzichte van de B-laag.

Het kalkgehalte van de soortenrijke stroomdalgraslanden (gemeenschap I t/m VI) varieert binnen de 95%-betrouwbaarheids grenzen voor de A-laag van  $\emptyset, \emptyset - 7,7$  %-CaCO<sub>3</sub> en voor de B-laag van  $\emptyset,3 - 7,9$  %-CaCO<sub>3</sub>.

### 3.4.2. Electricisch geleidingsvermogen

In tabel 21 is het gemiddelde van het electricisch geleidingsvermogen per plantengemeenschappen weergegeven, inclusief de 95%-betrouwbaarheidsintervallen, zowel van de A-laag als van de B-laag.

Gemeen- schap	EGV A-laag			N	EGV B-laag			N
	gemid	min95	max95		gemid	min95	max95	
I	58	58	58	1	47	47	47	1
II	194	65	322	3	163	77	250	3
III	214	150	278	12	161	117	206	11
IV	244	202	285	10	257	182	332	10
V	335	247	423	3	158	137	178	2
VI	273	229	317	11	248	187	309	11
VII	263	222	304	7	299	184	415	7
VIII	239	171	306	5	170	118	223	3
IX	319	254	385	11	234	208	259	9
X	279	191	366	10	233	175	291	8

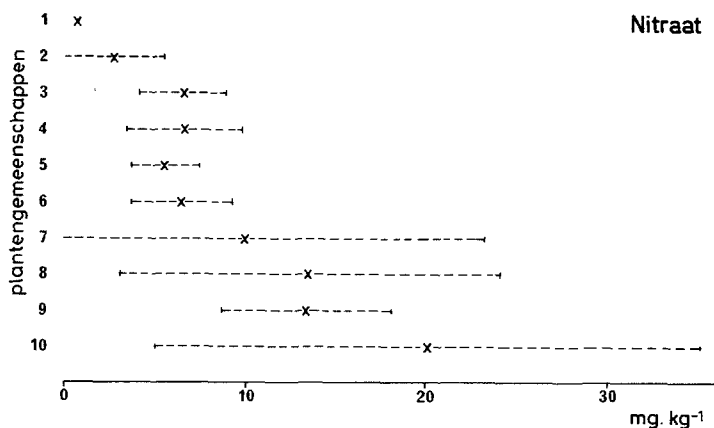
Tabel 21 : gemiddeld electricisch geleidingsvermogen ( $\mu$ mho) per gemeenschap, voor de A-laag en de B-laag inclusief de 95%-betrouwbaarheidsintervallen.

Het electricisch geleidingsvermogen van gemeenschap I (slechts één meting) is zowel in de A-laag als in de B-laag beduidend lager dan van de overige gemeenschappen. In de A-laag zijn verder

geen significante verschillen aangetroffen tussen de verschillende gemeenschappen. Opvallend is dat er in de B-laag wel verschillen zijn tussen de gemeenschappen. De gemeenschappen III en V hebben zelfs een significant lagere EGV dan gemeenschap IX. Met uitzondering van de gemeenschappen IV en VII is het gemiddelde EGV van de B-laag lager dan van de A-laag.

### 3.4.3. Stikstof ( $N_{\text{tot}}$ -%, $\text{NO}_3\text{-N}$ , $\text{NH}_4\text{-N}$ en $N_{\text{mineraal}}$ )

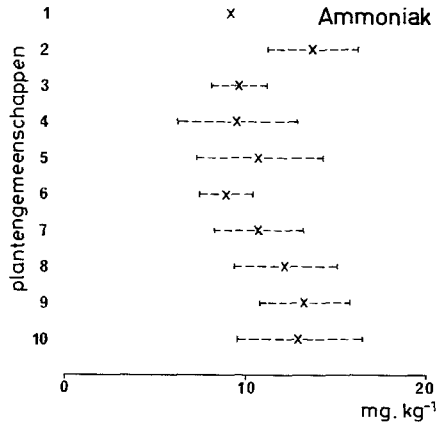
In figuur 16 tot en met 18 zijn de gemiddelde nitraatgehalten, de gemiddelde ammoniakgehalten, en de gemiddelde  $N_{\text{mineraal}}$  gehalten inclusief de 95%-betrouwbaarheidsintervallen van de A-laag van de onderscheiden plantengemeenschappen weergegeven. Voor de B-laag zie bijlage 6.



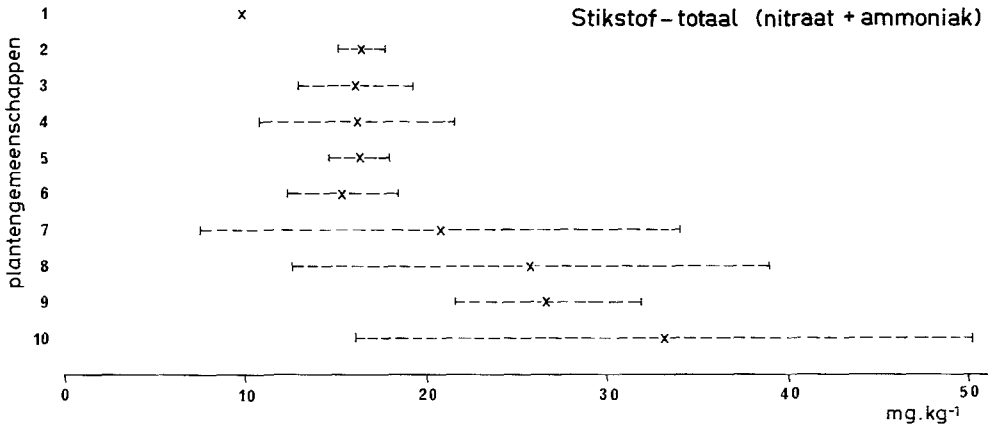
Figuur 16: gemiddeld nitraatgehalte van de A-laag van de gemeenschappen inclusief de 95%-betrouwbaarheidsintervallen.

Het gemiddeld nitraatgehalte vertoont grote verschillen per plantengemeenschap, met name voor de A-laag. De gemiddelde nitraatgehalten van gemeenschap I tot en met VI zijn beduidend lager dan van de overige gemeenschappen, alhoewel slechts het gemiddeld nitraatgehalte van gemeenschap V significant kleiner is dan van gemeenschap IX.

In de B-laag zijn de verschillen in gemiddeld nitraatgehalte minder groot dan in de A-laag. Wel valt hier de relatief hoge gemiddelde waarde van gemeenschap VII op.



Figuur 17: gemiddeld ammoniakgehalte van de A-laag van de gemeenschappen inclusief de 95%-betrouwbaarheidsintervallen.



Figuur 18: gemiddeld mineraal stikstofgehalte ( $\text{NO}_3 + \text{NH}_4$ ) van de A-laag van de gemeenschappen inclusief de 95%-betrouwbaarheidsintervallen.

Het evenwicht tussen het voorkomen van stikstof in nitraat of in ammoniak hangt ondermeer af van de zuurgraad. Aangezien de zuurgraad niet voor alle gemeenschappen even groot is, is ook de som van nitraat en ammoniak (N-mineraal) en de 95%-betrouwbaarheidsintervallen berekend.

De verschillen tussen de gemiddelde mineraal stikstofgehalten van de A-laag tussen de gemeenschappen zijn nog groter dan bij de gemiddelde nitraatgehalten. Het gemiddeld mineraal stikstofgehalte van gemeenschap I tot en met VI is beduidend lager dan van de overige gemeenschappen, en zelfs significant lager dan van gemeenschap IX. Opvallend is verder de grote spreiding in het stikstofgehalte (nitraat en mineraal-stikstof) bij de gemeenschappen VII, VIII en IX.

#### 3.4.4. Organisch materiaal en C/N-verhouding

In tabel 22 en tabel 23 zijn de gemiddelde koolstofgehalten inclusief de 95%-betrouwbaarheidsintervallen, de gemiddelde humusgehalten en de gemiddelde C/N-verhoudingen per plantengemeenschap weergegeven, zowel van de A-laag als van de B-laag.

Gemeen- schap	C ( % )			Humus ( % ) gemid	C/N gemid	Aantal
	gemid	min95	max95			
I	2.1	2.1	2.1	3.6	13.1	1
II	2.8	2.4	3.1	4.7	13.8	4
III	1.9	1.6	2.2	3.2	10.4	12
IV	2.3	2.0	2.6	3.9	10.4	9
V	2.2	1.2	3.1	3.7	12.8	3
VI	2.3	1.9	2.6	3.9	9.5	11
VII	1.8	1.2	2.4	3.1	9.1	7
VIII	2.4	2.1	2.8	4.2	10.6	5
IX	2.9	2.6	3.2	5.0	10.4	11
X	3.0	2.5	3.5	5.2	11.1	10

Tabel 22: gemiddeld koolstofgehalte inclusief de 95%-betrouwbaarheidsintervallen, gemiddeld humusgehalte en gemiddelde C/N-verhouding van de A-laag per plantengemeenschap.

De verschillen in humusgehalte tussen de verschillende gemeenschappen zijn voor de A-laag gering. Toch is het koolstofgehalte van de gemeenschappen I, II en VII significant lager dan van de gemeenschappen IX en X.

Gemeen- schap	C			Humus ( % ) gemid	C/N gemid	Aantal
	( % )					
	gemid	min95	max95			
I	1.4	1.4	1.4	2.4	23.3	1
II	1.0	0.8	1.2	1.8	14.7	3
III	0.8	0.5	1.0	1.3	7.5	11
IV	1.2	0.9	1.5	2.0	9.8	10
V	0.5	0.4	0.6	0.8	11.3	2
VI	1.0	0.8	1.2	1.7	7.8	11
VII	1.1	0.9	1.3	1.9	8.5	7
VIII	1.5	1.2	1.7	2.5	11.3	3
IX	1.5	1.2	1.7	2.5	9.2	9
X	1.9	1.3	2.4	3.2	10.4	8

Tabel 23: gemiddeld koolstofgehalte inclusief de 95%-betrouwbaarheidsintervallen, gemiddeld humusgehalte en gemiddelde C/N-verhouding van de B-laag per plantengemeenschap.

De B-laag vertoont grotere verschillen voor de gemiddelde humusgehaltenes van de gemeenschappen. Met name gemeenschap V heeft een relatief laag koolstofgehalte. De gemeenschappen II, III, V en VI hebben in de B-laag een significant lager gemiddeld koolstofgehalte dan gemeenschap VIII, IX en X.

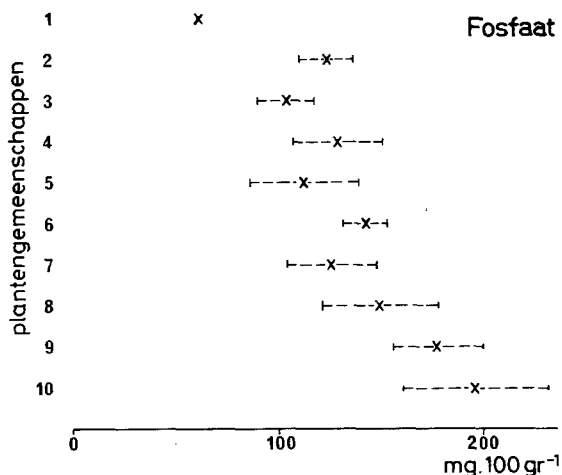
Het koolstofgehalte is in alle gevallen in de A-laag hoger dan in de B-laag.

De C/N-verhouding vertoont voor de B-laag een grotere variatie dan voor de A-laag. Gemeenschap I valt op door een hoge gemiddelde waarde terwijl gemeenschap III, VI en VII een relatief lage C/N-verhouding hebben.

#### 3.4.5. Fosfor ( $P_{tot}$ -%, $P_2O_5$ en P)

In figuur 19 zijn de gemiddelde pyrofosfaatgehaltenes inclusief de 95%-betrouwbaarheidsintervallen van de A-laag per plantengemeenschap weergegeven. Het gehalte aan pyrofosfaat is berekend aan de hand van het totaal fosforpercentage ( $P_{tot}$ -%).

Uit figuur 19 blijkt dat het gemiddeld pyrofosfaatgehalte in de A-laag sterk verschilt voor de onderscheiden plantengemeenschappen.



Figuur 19: gemiddeld pyrofosfaatgehalte van de A-laag per plantengemeenschap.

Gemeenschap I tot en met VII hebben in de A-laag zelfs een significant lager pyrofosfaatgehalte dan de gemeenschappen IX en X. De pyrofosfaatgehaltenes in de B-laag liggen lager, maar vertonen toch nog grote verschillen voor de verschillende gemeenschappen. De gemeenschappen I, II, III en V hebben in de B-laag een significant lager pyrofosfaatgehalte dan gemeenschap VI, VII, IX en X, terwijl het pyrofosfaatgehalte van gemeenschap IV significant lager is dan van gemeenschap X.

#### 3.4.6. Natrium, Kalium en Magnesium

In tabel 24 (A-laag) en tabel 25 (B-laag) zijn de gemiddelde natriumgehaltenes, de gemiddelde kaliumgehaltenes en de gemiddelde magnesiumgehaltenes per gemeenschap, inclusief de 95%-betrouwbaarheidsintervallen weergegeven. Figuur 20 geeft nogmaals de gemiddelde magnesiumgehaltenes van de A-laag van de gemeenschappen, inclusief de 95%-betrouwbaarheidsintervallen.

Het gemiddeld natriumgehalte verschilt slechts weinig per gemeenschap. Gemeenschap I valt op door een relatief laag natriumgehalte en gemeenschap IX door een relatief hoog natriumgehalte. De verschillen met de overige gemeenschappen zijn echter niet significant.

Gemeen- schap	Natrium (mg/kg)			Kalium (mg/kg)			Magnesium (mg/kg)			N
	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	
	I	6	6	6	23	23	23	29	29	
II	16	2	30	39	26	51	63	36	89	4
III	29	12	46	21	15	28	53	47	60	12
IV	24	11	37	27	17	38	100	75	124	10
V	13	5	22	36	23	49	74	61	86	3
VI	25	18	32	25	20	30	78	67	89	11
VII	17	13	21	31	25	36	107	79	136	7
VIII	23	12	35	38	25	51	91	68	114	5
IX	52	19	85	40	27	54	123	93	154	11
X	26	16	35	112	33	190	120	86	154	10

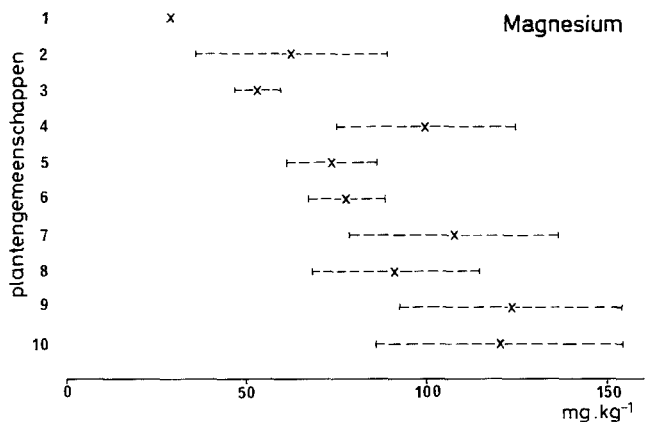
Tabel 24 : gemiddeld natriumgehalte, gemiddeld kaliumgehalte en gemiddeld magnesiumgehalte van de A-laag per gemeenschap, inclusief de 95%-betrouwbaarheidsintervallen.

Gemeen- schap	Natrium (mg/kg)			Kalium (mg/kg)			Magnesium (mg/kg)			N
	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	
	I	7	7	7	25	25	25	29	29	
II	25	1	48	26	13	40	38	20	56	3
III	33	9	57	17	15	19	39	29	49	11
IV	19	11	26	16	12	20	63	40	87	10
V	27	0	69	21	14	27	73	0	146	2
VI	24	12	37	18	16	20	57	43	71	11
VII	16	12	20	19	15	23	90	65	114	7
VIII	20	12	28	15	10	21	88	50	126	3
IX	40	22	58	19	17	21	99	79	120	9
X	32	17	47	36	23	49	101	74	129	8

Tabel 25 : gemiddeld natriumgehalte, gemiddeld kaliumgehalte en gemiddeld magnesiumgehalte van de B-laag per gemeenschap, inclusief de 95%-betrouwbaarheidsintervallen.

Het gemiddelde kaliumgehalte verschilt slechts weinig per gemeenschap, met uitzondering van gemeenschap X, die opvalt door een relatief hoog kaliumgehalte in de A-laag. In de B-laag is dit verschil veel minder groot.





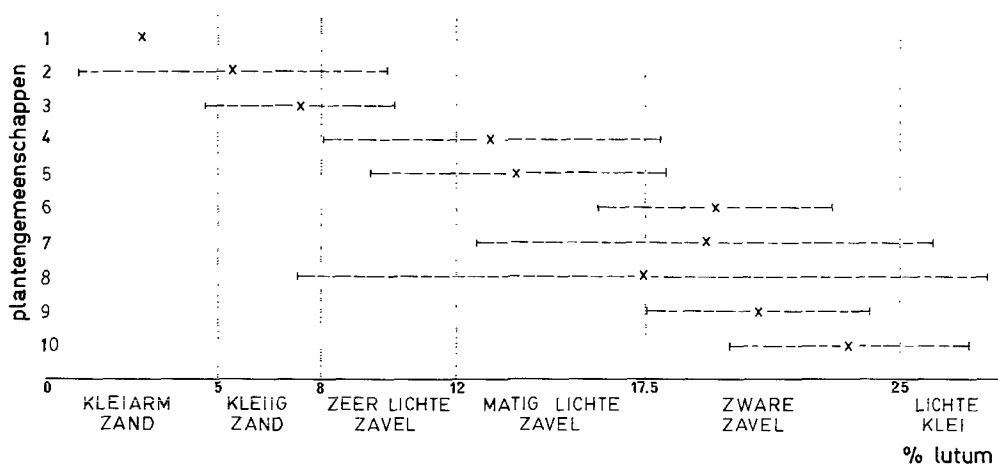
Figuur 20 : Gemiddelde magnesiumgehaltenes van de A-laag per gemeenschap, inclusief de 95%-betrouwbaarheidsgrenzen.

Het gemiddelde magnesiumgehalte vertoont zowel voor de A-laag als voor de B-laag grote verschillen voor de onderscheiden gemeenschappen. De gemeenschappen I, II, III, V en VI hebben in de A-laag een significant lager magnesiumgehalte dan gemeenschap IX. Gemeenschap I, III en V hebben in de A-laag tevens een significant lager magnesiumgehalte dan gemeenschap X. Gemeenschap I, II, III en VI hebben in de B-laag een significant lager magnesiumgehalte dan de gemeenschappen IX en X.

#### 3.4.7. Granulaire samenstelling

In figuur 21 zijn de gemiddelde lutumgehaltenes inclusief de 95%-betrouwbaarheidsintervallen van de A-laag van de onderscheiden plantengemeenschappen weergegeven. In bijlage 6 zijn de lutumgegevens van de B-laag weergegeven.

Het lutumgehalte blijkt voor de verschillende plantengemeenschappen sterk te verschillen. De gemiddelde lutumgehaltenes van de A-laag van de gemeenschappen I tot en met V zijn aanzienlijk lager dan van de overige gemeenschappen. Ook tussen de gemeenschappen I tot en met V zijn er grote verschillen. Gemeenschap I tot en met III hebben in de A-laag een significant lager lutumgehalte dan de gemeenschappen VI, VII, IX en X. De gemeenschappen IV en V hebben een significant lager lutumgehalte dan gemeenschap X. Opvallend is de zeer grote spreiding in lutumgehalte bij gemeenschap VIII.



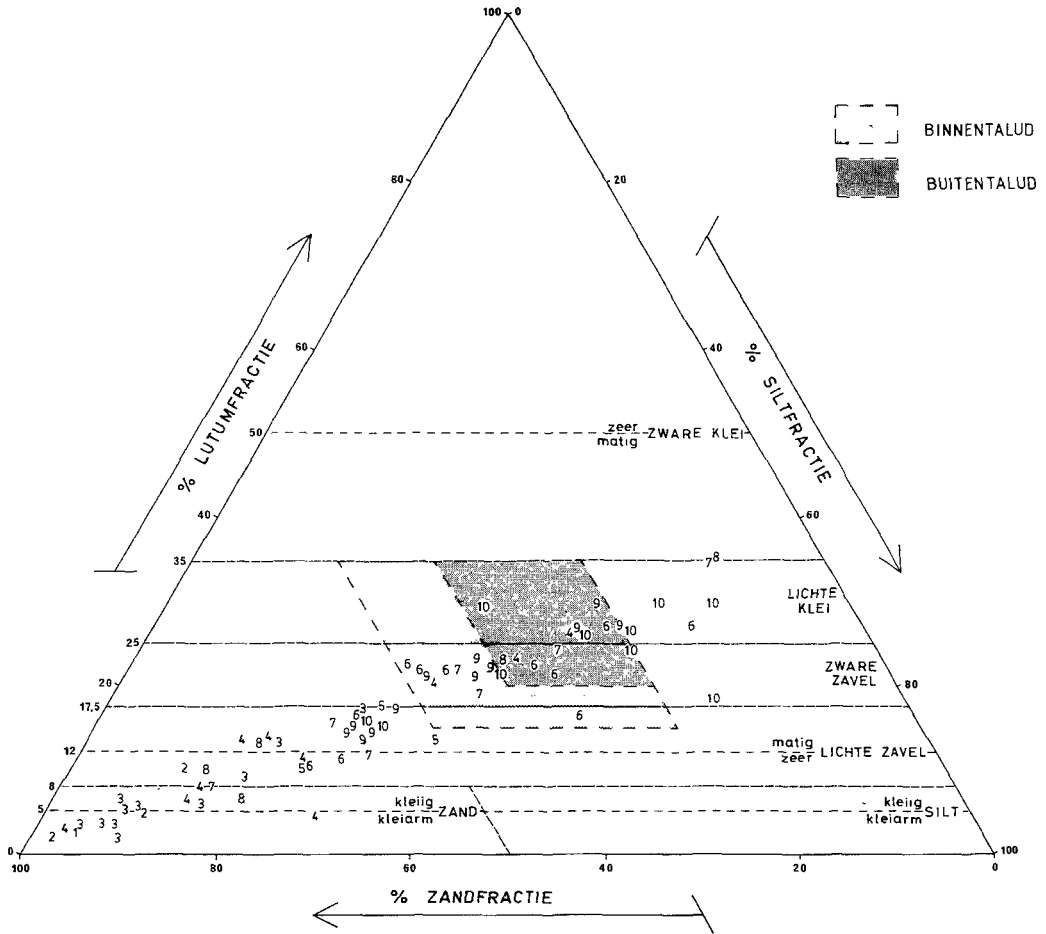
Figuur 21 : gemiddeld lutumgehalte van de A-laag van de gemeenschappen inclusief de 95%-betrouwbaarheidsintervallen.

Min of meer hetzelfde beeld treedt op in de B-laag. De verschillen tussen de lutumgehaltenes van de onderscheiden gemeenschappen is groot. De gemeenschappen I tot en met III hebben een significant lager lutumgehalte dan de gemeenschappen VI, VII, IX en X en hebben bovendien een beduidend lager gemiddeld lutumgehalte dan de overige gemeenschappen. De gemeenschappen I en II hebben tevens een significant lager lutumgehalte dan gemeenschap IV. De gemeenschappen IV en V hebben ook een lager gemiddeld lutumgehalte dan gemeenschap VI tot en met X, maar door de grote spreiding zijn de verschillen niet significant.

#### Zand-silt-lutumdriehoek

In figuur 22 zijn de opnamen uitgezet in de zogenaamde klei-driehoek ofwel zand-silt-lutumdriehoek. In deze figuur zijn ook de voorgeschreven grenzen voor bij dijkverzwaring te gebruiken bodemmateriaal aangegeven.

Hieruit blijkt dat slechts zeer weinig lokaties met een goed ontwikkelde stroomdalvegetatie (gemeenschap I t/m V) binnen deze grenzen vallen.



Figuur 22 : Kleidriehoek ofwel zand-silt-lutum driehoek waarin de onderzoekslokaties zijn ingetekend met het nummer van de plantengemeenschap waartoe ze worden gerekend. Bovendien zijn de voorgeschreven grenzen voor bij dijkverzwaring te gebruiken bodemmateriaal aangegeven.

### 3.5. RELATIE TUSSEN VEGETATIE EN OVERSTROMING

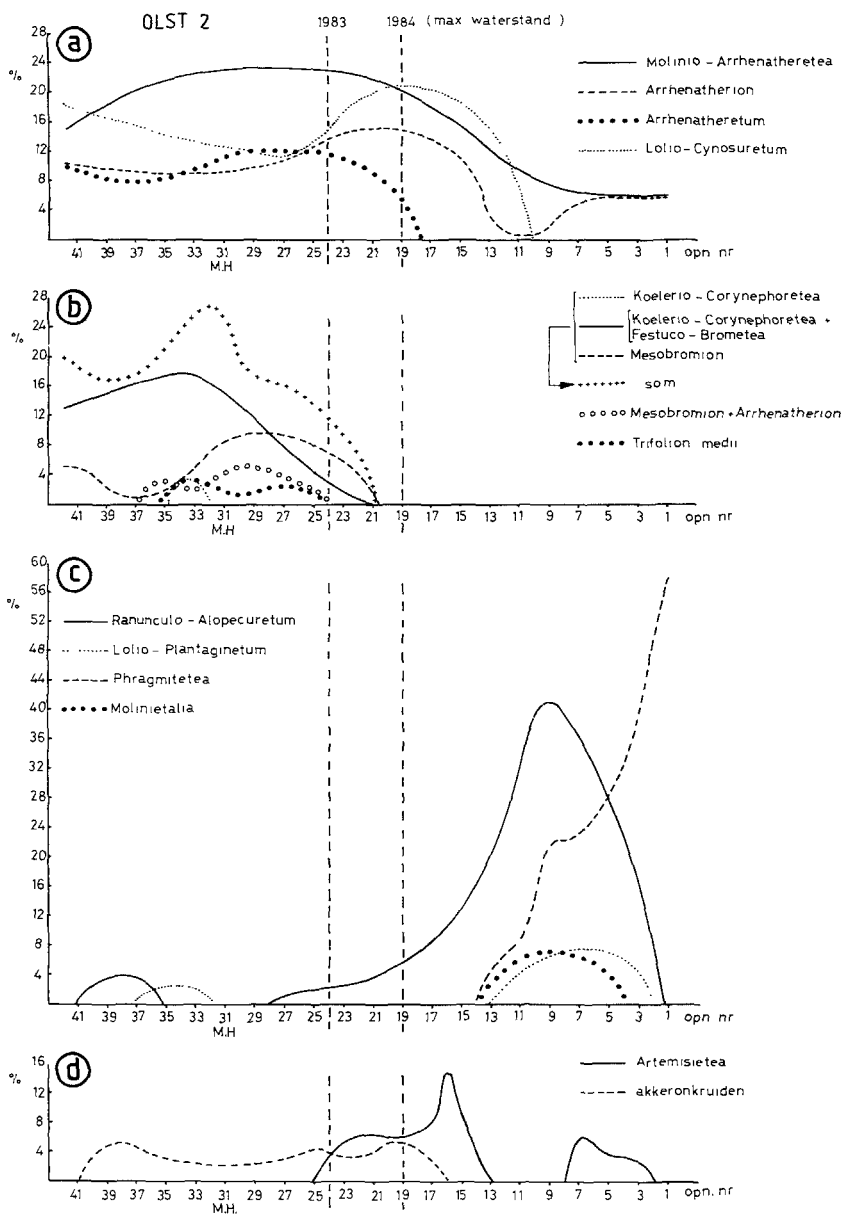
Veel van de op dijken voorkomende soorten behoren tot de klasse van de vochtige graslanden (**Molinio-Arrhenatheretea**). Deze soorten verdragen in het algemeen korte overstromingen wel, hoewel enkele soorten in bedekking achteruit gaan. Een langdurige overstroming wordt door de meeste soorten van de **Molinio-Arrhenatheretea** niet verdragen, waardoor hun bedekking afneemt.

De meeste stroomdalsoorten zijn kenmerkend voor de klasse van de zandige, droge graslanden (**Koelerio-Corynephoretea**) en de klasse van de droge kalkgraslanden (**Festuco-Brometea**). De soorten van deze klassen nemen bij een kortdurende overstroming gedurende het groeiseizoen niet in bedekking af, maar verdwijnen bij een langdurige overstroming. Zij zijn dan ook te vinden op de hogere delen van de dijken. Op de lagere delen komen vaak de Riet-klasse (**Phragmitetea**) en de Weegbree-klasse (**Plantaginetea**) voor. Op de regelmatig overstroemde dijkvoet is met name het Zilververschouverbond (**Lolio-Potentillion anserinae Tuxen 1947**) algemeen (Bink 1980, 1982, Neijenhuijs 1968, Van Dijk et al. 1981, Van der Laan & Roetman 1982, Šjkorá 1983). De bedekking van de soorten van het **Lolio-Potentillion** en van de **Phragmitetea** neemt zowel bij korte als bij langdurige overstromingen toe.

In figuur 23 zijn enkele responsiecurven weergegeven voor de belangrijkste plantengemeenschappen. Opnamenummer 1 is gemaakt in het laagst gelegen gedeelte van de onderzochte transecten, opnamenummer 41 in het hoogst gelegen deel. De gradiënt van laag naar hoog loopt in de figuren dus van rechts naar links.

Uit deze figuren blijkt dat de overstroming in de zomer van belang is voor de verschillende vegetatietypen op dijken. De soorten van de droge stroomdalgraslanden blijken hun optimum te hebben boven de overstromingsgrens van extreem hoog water, terwijl de benedengrens tussen de hoogwaterlijn in 1983 en 1984 in ligt (figuur 23b). De benedengrens van de Glanshavergemeenschap valt ongeveer samen met de overstromingsgrens van 1984 (figuur 23a).

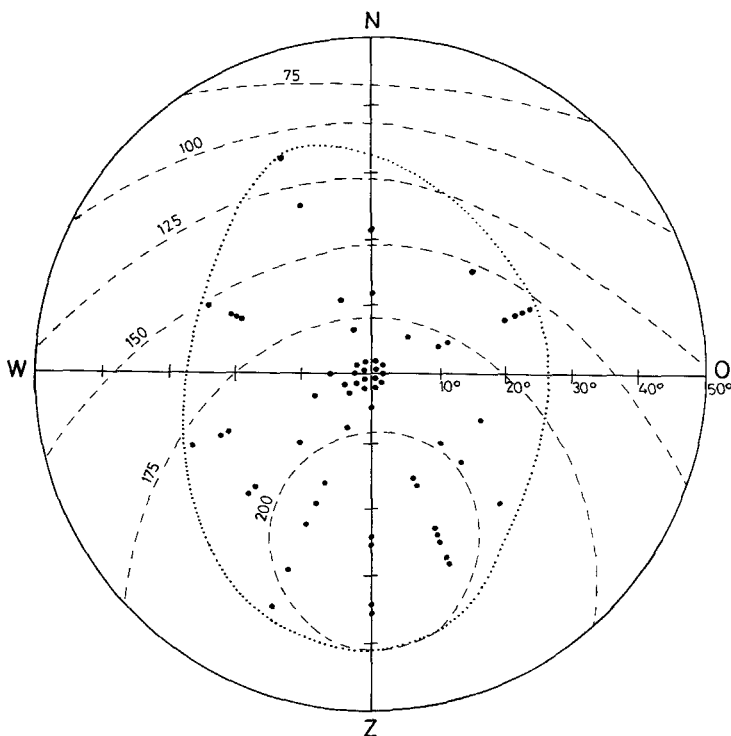
Het effect van overstromingen op de vegetatie is op zware grond sterker dan op zandgrond en de soorten van bovengenoemde gemeenschappen komen op zandgrond dan ook verder naar beneden voor. Zandgrond is na afloop van een overstroming sneller opgedroogd zodat de wortels minder lang in een zuurstofarme omgeving blijven. De benedengrens van de soortenrijke droge stroomdalgraslanden ligt loodrecht 2,00-2,30 m beneden Maatgevend Hoogwater.



Figuur 23 : responsiecurven van de belangrijkste plantengemeenschappen, waarbij de horizontale as van rechts naar links een gradient van laag naar hoog voorstelt (MH = Maatgevend Hoogwater).

### 3.6. HELLING EN EXPOSITIE

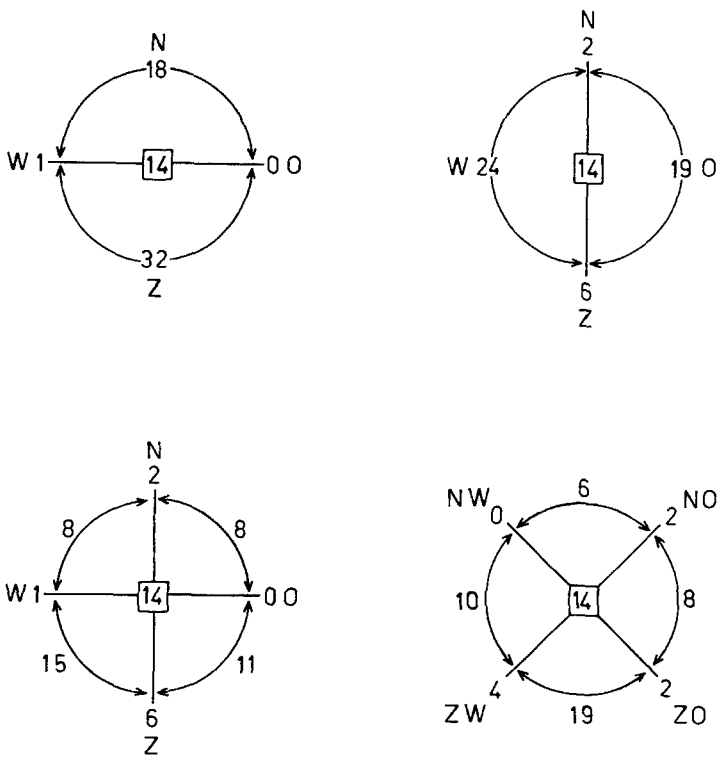
Na intekening van alle opnamen van de gemeenschap van Sikkelklaver en Zachte haver (*Medicagini-Avenetum pubescentis*) (gemeenschap I t/m V) in een hellingsgraad-expositiediagram blijkt dat bijna tweemaal zoveel opnamen op zuidhellingen voorkomen als op noordhellingen (figuur 24 en 25).



Figuur 24 : verspreiding van de opnamen met een goed ontwikkelde stroomdalvegetatie in een helling-expositie diagram. De stippe lijn is de omgrenzing van de verspreiding van de stroomdalvegetatie. De onderbroken lijnen zijn isolijnen van de geschatte gemiddelde dagelijkse duur (min) van de directe zonnestraling in juli. De dwarsstreepjes op de kruislijnen geven de hellingshoek in graden weer.

Hetzelfde geldt wanneer wij zuidwest vergelijken met noordoost. Zowel op een noordhelling als ook op een zuidhelling komen de meeste opnamen voor bij een hellingsgraad tussen de 20 en 30 graden (tussen 1:3 en 1:2). Dit kan liggen aan het feit dat de

meeste dijken een dergelijke hellingsgraad hebben ofwel de soorten van de droge stroomdalgraslanden vinden hier hun optimale ontwikkelingsmogelijkheden omdat dit zowel op een noordhelling als ook op een zuidhelling de droogste omstandigheden oplevert. Op een noordhelling door de versnelde afstroming van de neerslag op een zuidhelling door de combinatie versnelde afstroming-zonnestraling.



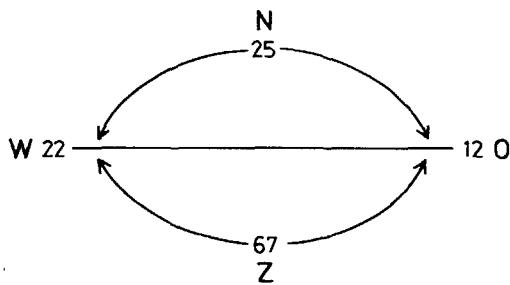
Figuur 25 : verspreiding van de opnamen met een goed ontwikkelde stroomdalvegetatie in de diverse windrozen.

Bij vergelijking van het voorkomen van deze opnamen met het gemiddelde dagelijks aantal minuten directe zonnestraling in juli (tabel 26) blijkt 79 % van de opnamen gemiddeld in juli meer dan 175 minuten directe zonnestraling per dag te ontvangen. Zeventien procent van de opnamen voorkomend op de noordhelling ontvangt tussen de 150 en 175 minuten directe zonnestraling per dag en 5 % ontvangt minder.

geschatte gemiddelde dagelijkse duur (min) van de directe zonne- straling in juli	aantal lokaties	procentueel aandeel %
> 200	16	25
175 - 200	35	54
150 - 175	11	17
125 - 150	2	3
100 - 125	1	1
75 - 100	0	0

Tabel 26 : aantal opnamen (en percentages) binnen de onderscheiden categorieën van de gemiddelde dagelijkse duur van de directe zonnestraling.

Een fluviatiele soort die duidelijk vaker op zuid- en zuidwesthellingen voorkomt dan op noord- en noordwesthellingen is Wilde marjolein (*Origanum vulgare*, figuur 25, zie ook Ietswaart et al. 1984).



Figuur 25 : verspreiding van de opnamen met Wilde marjolein (*Origanum vulgare*) in een noord-zuidwindroos. De gegevens zijn afkomstig uit de Zak van Zuid-Beveland.



### 3.7. KIEMINGSONDERZOEK

#### 3.7.1. Kiemproef op de dijktaaluds

Bij de veldproef valt op dat er op de Waaldijk over de hele linie veel minder kiemde dan op de Bylanddijk, terwijl wat er kiemde op de Waaldijk sterk werd aangevreten door slakken.

Op de Waaldijk kiemen Grote centaurie (*Centaurea scabiosa*) en Beemdkroon (*Knautia arvensis*) zowel in het najaar als in het daarop volgend voorjaar. Wat in het najaar gekiemd is wordt opgevreten door de slakken of sterft af vanwege de zeer strenge vorstperiode in februari. Twee kiemplanten van Beemdkroon overleven de vorst. Zowel Beemdkroon als Grote centaurie vertonen wat de kieming betreft een voorkeur voor de grotere gaten. Deze voorkeur is niet gemakkelijk te relateren aan de gemeten verschillen in bodemtemperatuur of in de r/vr-verhouding van het licht. Begin april, wanneer de grootste kiemgolf optreedt, zijn deze verschillen tussen de verschillende gaten nog erg gering.

Veldsalie (*Salvia pratensis*) kiemt bij de vroege zaaidatum voornamelijk in de herfst en bij de late zaaidatum in het voorjaar. De kiemplanten verdwijnen in beide gevallen al na enkele weken door slakkenvraat. Ook bij Veldsalie treedt bij de kieming een duidelijke voorkeur op voor de grotere gaten.

Kleine bevernel (*Pimpinella saxifraga*) en Wilde Marjolein (*Origanum vulgare*) kiemen voornamelijk in het voorjaar, wat voor Kleine bevernel verklaard kan worden door de koudebehoefte van het zaad. Beide soorten vertonen veel minder voorkeur voor de grotere gaten dan Grote centaurie, Beemdkroon en Veldsalie. Dit zou samen kunnen hangen met de in de donkere kamerproef geconstateerde ongevoeligheid van het zaad van Kleine bevernel en Wilde marjolein voor lage r/vr-verhoudingen, hoewel de lichtkwaliteit in het vroege voorjaar ook voor Grote centaurie en Beemdkroon geen belemmering voor de kieming hoeft te zijn, hoogstens misschien in het Ø-plotje (onder een relatief dicht vegetatie-dek).

Aan het eind van de zomer zijn er op de Waaldijk nog slechts enkele jonge plantjes van Beemdkroon, Kleine bevernel en Wilde marjolein aanwezig in de grotere gaten.

De kieming op de Bylanddijk is vooral in het voorjaar veel massaler dan op de Waaldijk. Wat opvalt is dat de kieming over de hele linie geen of weinig voorkeur vertoont voor de grotere gaten. In sommige gevallen is er zelfs een duidelijke voorkeur voor de kleinere gaten. Dit hangt misschien samen met een

gunstigere vochthuishouding in de kleinere gaten. De bodem van de Bylanddijk is zeer zandig en daarom ook droogtegevoelig. De kleinere gaten zullen minder snel uitdrogen met als gevolg minder kiemremming dan in de grotere gaten.

Van Grote centaurie en Beemdkroon kiemt een aantal zaden in het najaar en in de winter. Geen van de kiemplanten overleeft de vorstperiode in februari. Begin april komt de kieming massaal op gang, waarbij geen speciale voorkeur optreedt voor een bepaalde gatgrootte. De gemeten verschillen in de bodemtemperatuur en de r/vr-waarden geven daar ook geen aanleiding toe. Eind april bedraagt de r/vr-waarde in het 80 x 80 cm gat  $r/vr = 0,62$  en in het 10 x 10 cm gat  $r/vr = 0,56$ . Pas aan het eind van mei worden de verschillen duidelijk groter.

Veldsalie en Kleine bevernel kiemen voornamelijk in het voorjaar vrij massaal. Ze vertonen een lichte voorkeur voor de grotere gaten. Wilde marjolein kiemt wel redelijk in het najaar (i.t.t. de Waaldijk) en vertoont dan een voorkeur voor de kleinere gaten. Ze sterven allemaal af tijdens de vorstperiode in februari. In het voorjaar komt de kieming goed op gang, zonder speciale voorkeur voor een bepaalde gatgrootte.

Aan het eind van de zomer zijn er wel heel duidelijke verschillen tussen de diverse gatgroottes. Voor de vijf beproefde plantesoorten (in iets mindere mate voor Beemdkroon) geldt dat de meeste en ook vitaalste plantjes in de grotere gaten staan.

### 3.7.2. Kiemproef in het laboratorium

Uit de kiemproef in de kiemkasten blijkt dat de vier beproefde plantesoorten opmerkelijke verschillen vertonen in de reactie van de kieming op een aantal temperatuur-regiems. Ook bij de kiemproef in de doka treden opmerkelijke verschillen op. De reactie van de kieming van de vier plantesoorten op licht met een lage r/vr-verhouding varieert van zeer gevoelig (Beemdkroon), minder gevoelig (Grote centaurie) tot zo goed als volledig ongevoelig (Wilde marjolein en Kleine bevernel).

### 3.8. HOLHEID VAN DE ZODE

#### Indicatorsoorten voor een hoge bedekking

De volgende soorten zijn op rivierdijken significant gecorreleerd aan begroeiingen met een hoge totale bedekking op maaiveldniveau:

1. sterk differentiërend: Kleine leeuwetand (*Leontodon saxatilis*), Kamgras (*Cynosurus cristatus*), Kattedoorn (*Ononis spinosa*), Ruige weegbree (*Plantago media*), Madeliefje (*Bellis perennis*), Paardebloem (*Taraxacum officinale*), Gewoon biggekruid (*Hypochaeris radicata*), Zachte dravik (*Bromus mollis*), Kleine pimpernel (*Sanguisorba minor*) en Grote wilde tijm (*Thymus pulegioides*);
2. differentiërend: Akkerhoornbloem (*Cerastium arvense*), Engels raaigras (*Lolium perenne*), Kleine klaver (*Trifolium dubium*), Kleine bevernel (*Pimpinella saxifraga*), Veldsalie (*Salvia pratensis*), Gewone hoornbloem (*Cerastium fontanum*), Smalle weegbree (*Plantago lanceolata*), Duizendblad (*Achillea millefolium*), Zachte haver (*Avenula pubescens*), Zandmuur (*Arenaria serpyllifolia*) en Goudhaver (*Trisetum flavescens*).

Soorten waarvan de correlatie niet significant is, maar die toch (vrijwel) beperkt zijn tot begroeiingen met een hoge totale bedekking op maaiveldniveau zijn: Duifkruid (*Scabiosa columbaria*), Knolboterbloem (*Ranunculus bulbosus*), Muizeoor (*Hieracium pilosella*), Echt walstro (*Galium verum*) en Reukgras (*Anthoxanthum odoratum*). Een aantal van deze soorten wijst op beweiding, de overige soorten duiden allemaal op een schrale bodem. Soorten van voedselrijke milieus ontbreken in deze categorie, op Engels raaigras (*Lolium perenne*) en Paardebloem (*Taraxacum officinale*) na.

#### Indicatorsoorten voor een lage bedekking

De volgende soorten zijn op rivierdijken significant gecorreleerd aan begroeiingen met lage bedekkingen op maaiveldniveau:

1. sterk differentiërend: Hondsdraf (*Glechoma hederacea*), Grote brandnetel (*Urtica dioica*), Akkerdistel (*Cirsium arvense*), Vogelwikke (*Vicia cracca*), Smeerwortel (*Symphytum officinale*), Wilde marjolein (*Origanum vulgare*) en Grote vossestaart (*Alopecurus pratensis*);
2. differentiërend: Frans raaigras (*Arrhenatherum elatius*),

Kraai-look (*Allium vineale*), Kweek (*Elymus repens*) en Beemd-langbloem (*Festuca pratensis*).

Soorten waarvan de correlatie niet significant is, maar die toch duidelijk meer voorkomen in begroeiingen met een lage totale bedekking op maaiveldniveau zijn: Boerenwormkruid (*Tanacetum vulgare*), Fluitekruid (*Anthriscus sylvestris*), Bereklauw (*Heracleum sphondylium*) en Akkerwinde (*Convolvulus arvensis*).

Deze soorten zijn voor het merendeel indicatief voor zeer voedselrijke ruige hoogproductieve graslanden. Het voorkomen van een aantal van deze soorten wordt zeer bevorderd wanneer het maaisel blijft liggen. Dit is in overeenstemming met de opmerking van Klein (1982) dat 'de gaten in het vegetatiedek door mulchen sterk toenemen'. Het mulchen zorgt bovendien voor een verdere verrijking van de bodem.

#### Vruchtbaarheid

Vergelijking met de opnamevolgorde langs de eerste as van een ordinarie volgens reciprocal averaging met de bedekking op maaiveldniveau laat een significante correlatie zien ( $r = 0,81$ ; de 90 %-betrouwbaarheidsgrens ligt bij  $0,75$ ). Interpretatie van de as liet zien dat van links naar rechts de vruchtbaarheid toeneemt, zodat geconcludeerd kan worden dat lage bedekkingen vooral worden aangetroffen op vruchtbare bodem en hoge bedekkingen vooral op schrale gronden. Dat hierop uitzonderingen zijn en dat vooral de voedselrijke kant van de as een nogal grote spreiding vertoont, is te verklaren uit de variatie in het beheer. Zo is er bijvoorbeeld een opname met een zeer holle zode die afkomstig is van een schrale bodem; het beheer waarbij werd gemaaid zonder afvoer van het maaisel heeft geleid tot een geringe bedekking op maaiveldniveau. Enkele andere opnamen met een hoge bedekking zijn weliswaar afkomstig van vruchtbare bodem maar worden intensief beweid.

Met behulp van de indicatiewaarden van Ellenberg (1974) kunnen de gemiddelde indicatiewaarden berekend worden. Ook hierbij blijkt een significante correlatie te bestaan ( $r = 0,81$ ) tussen een toenemende bedekking en een afnemende vruchtbaarheid van de bodem.

#### Beweidingsdruk

Ook de tweede as, de as van de afnemende beweidingsintensiteit, is duidelijk gecorreleerd ( $r=0,80$ ) met de bedekking op

maaiveldniveau. Hoge bedekkingspercentages komen voor bij intensieve beweiding, terwijl de lagere percentages vooral voorkomen in hooilanden en verwaarloosde graslanden. Hooilanden hebben gemiddeld een 'hollere' zode dan beweide graslanden, de bedekkingspercentages variëren er echter sterker dan in weilanden. Dit komt doordat goed beheerde schrale soortenrijke hooilanden met een hoge natuurwaarde een hogere bedekking hebben dan voedselrijke soortenarme hooilanden en verwaarloosde hooilanden. In laatstgenoemde graslanden zorgen de hoog opgaande ruigtekruiden voor een sterke beschaduwing van de bodem en bovendien wordt de vegetatie op bodemniveau verstikt door de grote hoeveelheid strooisel. In de schrale graslanden dringt het licht gemakkelijker diep in het vegetatieprofiel door en blijft minder strooisel liggen.

#### Voedselrijke weilanden en schrale hooilanden

Voedselrijke weilanden hebben een bedekking op maaiveldniveau die varieert van matig (71,5 %) tot zeer goed (94,5 %). Wordt de beweiding minder intensief dan neemt ook de bedekking iets af. De bedekking van de schrale hooilanden vertoont eenzelfde spreiding als de bedekking van de voedselrijke weilanden, met een variatie tussen matig (70,0 %) en zeer goed (94,5). De schrale hooilanden met een matige bedekking hebben een beheer waarbij het maaisel soms blijft liggen en er heel af en toe gebrand wordt. Een correct hooilandbeheer op schrale bodem geeft een goede bedekking. Een aanvullende lichte beweiding verhoogt de bedekkingstoestand zodat deze de vergelijking met elk ander beheer kan doorstaan.

#### Verhouding tussen de kruiden en de grassen

De verhouding tussen de kruiden en de grassen is nagegaan om te onderzoeken of de kruiden de 'holheid' van de zode beïnvloeden. Er blijkt geen significante correlatie te zijn tussen het aandeel van de kruiden en de bedekking op maaiveldniveau, noch wat betreft het aantal soorten, noch wat betreft de bedekking van de kruiden. In februari-maart is de verhouding kruiden/grassen gemiddeld 5 % lager dan in de zomer. Ondanks de bovengrondse afname van de kruidenbedekking in de late winter en het vroege voorjaar zorgen de schrale hooilanden in die periode toch voor een goede bedekking.

### 3.9. WORTELDICHTHEID EN WORTELVERDELING

#### 3.9.1. Wortellengte als maat voor de worteldichtheid

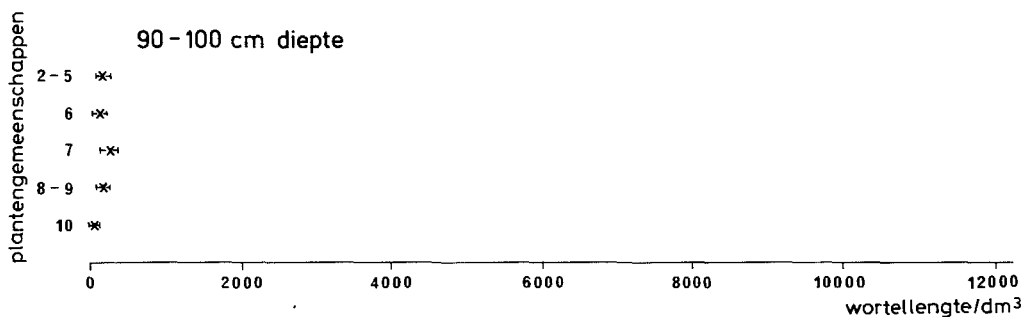
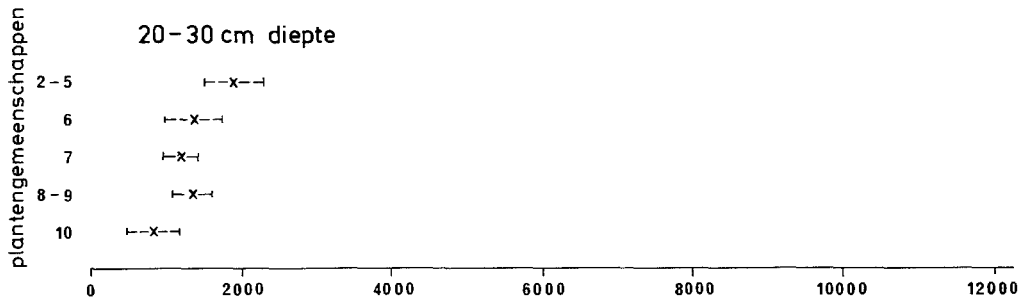
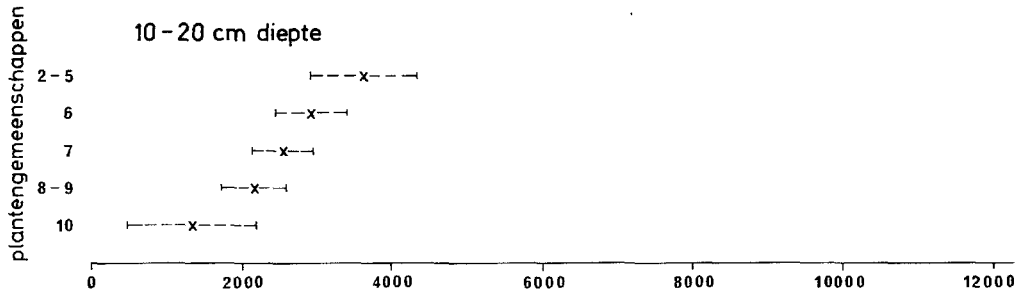
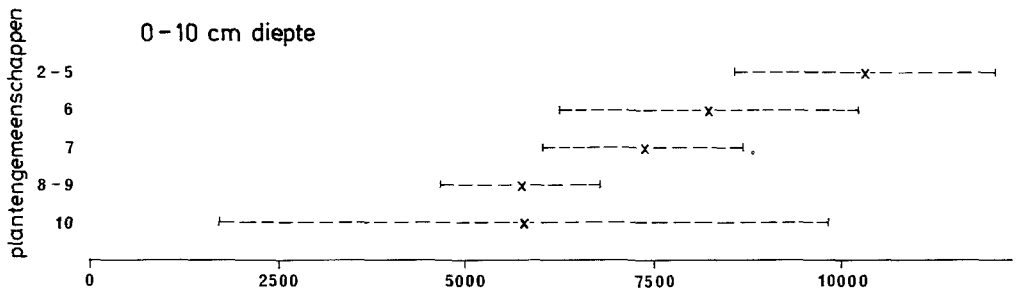
In tabel 27 en 28 en in figuur 26 en 27 is de gemiddelde wortellengte per plantengemeenschap weergegeven.

planten- gemeen- schap	gemiddelde worteldichtheid (cm/dm <sup>3</sup> )	max95	min95	N
I	-	-	-	Ø
II	17656	23309	12002	2
III	21484	25833	17136	14
IV	14795	17693	11896	6
V	19949	31169	8729	2
VI	14819	17047	12591	6
VII	14405	16199	12612	10
VIII	11260	16446	6074	4
IX	12147	14126	10168	16
X	9394	14780	4008	4

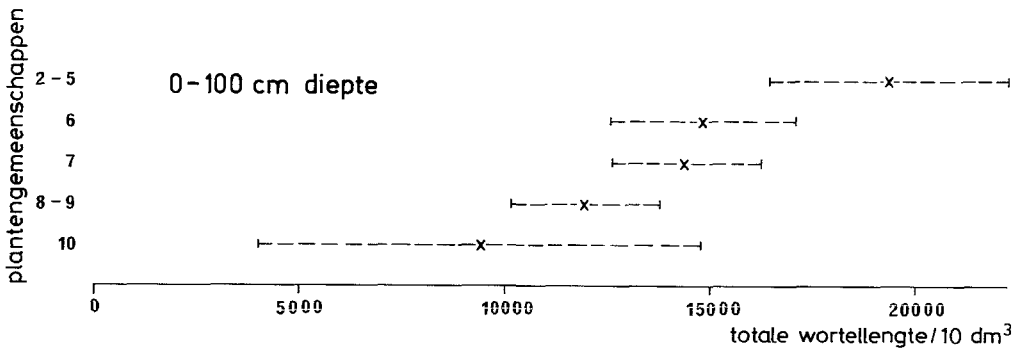
Tabel 27 : gemiddelde worteldichtheid (cm/dm<sup>3</sup>) over het profiel van Ø tot 100 cm-mv (-mv = beneden maaiveld) per plantengemeenschap inclusief de 95%-betrouwbaarheidsgrenzen.

gem- schap	diepte cm-mv									
	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	70-80	80-90	90-100
I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
II	10317	2985	1435	988	632	455	346	199	190	110
III	11731	4217	2116	1329	711	493	343	243	167	134
IV	6620	2583	1638	1058	1027	606	499	337	276	152
V	11665	3290	1500	761	443	502	508	391	555	336
VI	8255	2922	1363	715	497	373	268	167	139	119
VII	7379	2543	1202	805	621	548	428	338	277	264
VIII	5307	1989	1083	761	599	416	428	253	232	193
IX	5859	2206	1420	914	560	378	277	210	169	156
X	5785	1345	833	453	308	254	205	101	60	50

Tabel 28 : wortellengte in cm/dm<sup>3</sup> als functie van de diepte in het bodemprofiel.



Figuur 26 : gemiddelde worteldichtheid (cm/dm<sup>3</sup>) van respectievelijk 0-10 cm-mv (a), 10-20 cm-mv (b), 20-30 cm-mv (c) en 90-100 cm-mv (d) van de onderscheiden plantengemeenschappen inclusief de 95%-betrouwbaarheidsgrenzen.



Figuur 27 : gemiddelde totale wortellengte (cm/10 dm<sup>3</sup>) over het profiel van 0 tot 100 cm-mv (-mv = beneden maaiveld) per plantengemeenschap inclusief de 95%-betrouwbaarheidsgrenzen.

De gemiddelde totale wortellengte (cm/10 dm<sup>3</sup>) van 0 tot 100 cm-mv van de gemeenschappen II tot en met VII (gemeenschap I is niet vertegenwoordigd) is beduidend groter dan van gemeenschap VIII tot en met X (figuur 27). De gemeenschappen II tot en met V hebben zelfs een significant ( $p < 0,05$ ) grotere totale wortellengte dan gemeenschap VII tot en met X.

Het verschil in wortellengte is vooral groot in de bovenste 30 cm. De gemeenschappen VIII tot en met X hebben voornamelijk een kleinere wortellengte dan de overige gemeenschappen in de bovenste 10 cm van het profiel. Gemeenschap X, de intensief beweide graslanden, heeft vrijwel op alle onderzochte diepten een veel kleinere wortellengte dan de overige gemeenschappen. Slechts gemeenschap VIII heeft in de bovenste 10 cm een kleinere wortellengte dan gemeenschap X. Bijlage 7 geeft de procentuele verdeling van de wortels over het wortelprofiel. Hierbij is uitgegaan van de wortellengte.

### 3.9.2. Wortelgewicht als maat voor de worteldichtheid

In tabel 29 is het gemiddelde totale wortelgewicht per plantengemeenschap weergegeven.



planten- gemeen- schap	gemiddeld wortelgewicht (gr/dm <sup>3</sup> )	max95	min95	N
I	-	-	-	0
II	5.402	5.657	5.147	2
III	5.910	6.547	5.273	14
IV	5.806	7.017	4.595	6
V	4.965	7.152	2.778	2
VI	3.224	3.773	2.675	6
VII	7.239	9.967	4.511	10
VIII	3.398	4.388	2.408	4
IX	3.871	4.873	2.869	16
X	2.704	3.562	1.846	4

Tabel 29 : gemiddeld wortelgewicht over het profiel van 0 tot 100 cm-mv per plantengemeenschap inclusief de 95%-betrouwbaarheidsgrenzen.

Het verschil in wortelgewicht tussen de gemeenschappen is nog groter dan dat in wortellengte. Het gemiddelde totale wortelgewicht (gr/10 dm<sup>3</sup>) van 0 tot 100 cm-mv van de gemeenschappen II tot en met V (gemeenschap I is niet vertegenwoordigd) is beduidend groter dan van de gemeenschappen VI, VIII, IX en X. Gemeenschap II tot en met IV hebben zelfs een significant groter wortelgewicht dan gemeenschap VI, VIII en X. Gemeenschap II en III hebben ook een significant groter wortelgewicht dan gemeenschap IX. Gemeenschap VII heeft een opvallend groot gemiddeld wortelgewicht met een grote spreiding. Ondanks de hoge gemiddelde waarde is het wortelgewicht van gemeenschap VII slechts significant groter dan het wortelgewicht van de gemeenschappen VI, VIII en X.

In tabel 30 is het wortelgewicht (in g/dm<sup>3</sup>) als functie van de diepte in het bodemprofiel weergegeven.

Het verschil in worteldichtheid tussen de gemeenschappen is vooral groot in de bovenste 10 cm. De gemeenschappen II, III, IV, V en VII hebben een groter gemiddeld wortelgewicht dan de overige gemeenschappen. Gemeenschap VIII heeft het kleinste wortelgewicht in de bovenste 10 cm. Het wortelgewicht op grotere dieptes is daarentegen relatief groot.

gem- schap	diepte cm-mv									
	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	70-80	80-90	90-100
II	4.002	.623	.350	.126	.050	.120	.036	.048	.022	.023
III	3.937	.733	.395	.322	.152	.145	.105	.067	.025	.028
IV	3.471	.720	.384	.395	.168	.205	.290	.037	.056	.079
V	3.037	.630	.284	.164	.163	.140	.172	.094	.200	.079
VI	2.359	.369	.149	.096	.084	.036	.035	.039	.035	.020
VII	4.762	.867	.401	.374	.169	.180	.125	.098	.124	.138
VIII	1.751	.513	.231	.199	.130	.193	.098	.205	.045	.033
IX	2.862	.451	.189	.102	.072	.056	.050	.032	.026	.030
X	2.299	.159	.082	.043	.034	.026	.024	.014	.015	.007

Tabel 30 : wortelgewicht in gr/dm<sup>3</sup> als functie van de diepte in het bodemprofiel.

### 3.9.3. Relatie tussen wortellengte en wortelgewicht

Tabel 31 laat de resultaten van enkele correlatieberekeningen tussen de wortellengte en het wortelgewicht zien.

wortellengte		r	p	N	wortelgewicht	
0-10	cm-mv	0.2963	0.0174	64	0-10	cm-mv
10-20	cm-mv	0.3069	0.0136	64	10-20	cm-mv
20-30	cm-mv	0.2521	0.0445	64	20-30	cm-mv
0-100	cm-mv	0.3444	0.0053	64	0-100	cm-mv

Tabel 31 : correlatie (r) inclusief betrouwbaarheid (1 - p) tussen de wortellengte en het wortelgewicht.

De wortellengte en het wortelgewicht blijken significant gecorreleerd te zijn (betrouwbaarheid groter dan 95 %), indien de verschillende dieptes afzonderlijk worden beschouwd. Bij beschouwing van het gehele traject tot een diepte van 1 meter blijkt er zelfs een zeer significante correlatie (betrouwbaarheid groter dan 99 %) te bestaan.

### 3.10. AFSCHUIFWEERSTAND

#### 3.10.1. Gemiddelde afschuifweerstand

Van 47 van de 123 onderzochte lokaties is de afschuifweerstand bepaald op twee dieptes: 7 cm-mv en 60 cm-mv (-mv = beneden maaiveld). Tabel 32 geeft de resultaten hiervan. Behalve de gemiddelden van de onderscheiden plantengemeenschappen zijn ook de 95%-betrouwbaarheidsintervallen aangegeven.

planten- gemeen- schap	7 cm-mv			60 cm-mv			aantal lokaties
	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	
I	11	11	11	34	34	34	1
II	46	46	46	34	34	34	1
III	30	25	35	30	25	35	8
IV	26	18	35	40	26	53	8
V	18	11	24	21	16	25	3
VI	37	27	47	71	59	82	8
VII	36	27	45	65	35	95	6
VIII	39	32	45	52	21	82	2
IX	33	27	38	66	58	73	8
X	30	30	30	101	64	137	2

Tabel 32 : afschuifweerstand op 7 cm-mv en 60 cm-mv inclusief de 95%-betrouwbaarheidsintervallen van de onderscheiden plantengemeenschappen.

Op een diepte van 7 cm-mv zijn de verschillen tussen de onderscheiden plantengemeenschappen gering. De gemeenschappen I en V vallen op door een lage afschuifweerstand, terwijl gemeenschap II een hoge afschuifweerstand heeft.

Op een diepte van 60 cm-mv zijn de verschillen tussen de gemeenschappen groter. De afschuifweerstand op deze diepte is laag bij gemeenschap I tot en met V, intermediair bij VI tot en met IX en hoog bij X. De gemeenschappen VI, IX en X hebben zelfs een significant (betrouwbaarheid >95 %) hogere afschuifweerstand dan I tot en met V.

### 3.10.2. Relatie tussen afschuifweerstand en de bodemparameters

Aangezien de afschuifweerstand slechts gemeten is op 7 cm-mv en op 60 cm-mv kan slechts de afschuifweerstand op 7 cm-mv gecorreleerd worden aan de waarden van de bodemparameters van de A-laag (2-12 cm-mv). De correlaties zijn gegeven in tabel 33 (zie ook bijlage 13).

zeer significant $P < 0.01$		significant $0.01 < P < 0.05$		matig significant $0.05 < P < 0.10$	
Zand-%	negatief	Ntot-%	positief	Humus-%	positief
Silt-%	positief	P205	positief	pH-CaCl2	positief
Slib-%	positief	Ptot-%	positief	EGV	positief
Lutum-%	positief			Mg	positief

Tabel 33 : correlaties tussen de afschuifweerstand op 7 cm-mv en een aantal van de gemeten bodemparameters.

De afschuifweerstand (op 7 cm-mv) blijkt vooral samen te hangen met de textuur (korrelgrootteverdeling) van de bodem. Er blijkt geen direct verband te bestaan tussen de afschuifweerstand op 7 cm-mv en de worteldichtheid in de bovenste bodemlaag (0-10 cm-mv).

### 3.11. · PENETRATIEWEERSTAND

#### 3.11.1. Gemiddelde penetratieweerstand

Van alle lokaties waarvan wortelmonsters zijn gestoken en geanalyseerd is tevens de penetratieweerstand bepaald. In tabel 34 zijn de gemiddelden waarden op verschillende dieptes van de onderscheiden plantengemeenschappen weergegeven.

De gemiddelde penetratieweerstand verschilt voor de onderscheiden plantengemeenschappen slechts weinig voor het bovenste deel van het bodemprofiel. Op grotere diepte (vanaf 55 cm-mv) is de gemiddelde penetratieweerstand van de gemeenschappen II, VII, VIII, IX en X groter dan van de gemeenschappen III tot en met VI (gemeenschap I is niet vertegenwoordigd).

diepte cm-mv	plantengemeenschappen									
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
5	-	200	320	215	225	210	220	210	200	255
15	-	285	335	260	200	210	245	225	240	280
25	-	285	280	230	185	215	220	265	225	315
35	-	230	215	175	160	200	225	255	210	325
45	-	230	180	165	175	225	255	225	225	335
55	-	225	175	190	185	205	245	285	230	340
65	-	260	185	205	210	205	280	320	255	345
aantal lokaties	-	1	7	3	1	3	5	2	8	2

Tabel 34 : gemiddelde penetratieweerstand van de onderscheiden plantengemeenschappen op verschillende dieptes in het profiel

Het vochtgehalte speelt een belangrijke rol voor de penetratieweerstand. Aangezien het vochtgehalte niet bepaald is, dienen de resultaten van het onderzoek van de penetratieweerstand met enige voorzichtigheid gehanterd te worden.

### 3.11.2. Relatie tussen penetratieweerstand en de bodemparameters

#### A-laag

Voor correlatieberekeningen van de penetratieweerstand met de bodemparameters bepaald in de A-laag is de penetratieweerstand op 5 cm-mv berekend. De correlaties zijn weergegeven in de tabel 35 (zie ook bijlage 13).

significant $0.01 < P < 0.05$	matig significant $0.05 < P < 0.10$
Silt-% negatief	Slib-% negatief
	Ntot-% negatief
	Lutum-% negatief
	Zand-% positief
	P positief

Tabel 35 : correlaties tussen de penetratieweerstand op 5 cm-mv en de onderzochte bodemparameters.

Evenals de afschuifweerstand blijkt de penetratieweerstand gerelateerd te zijn aan de textuur van de bodem. Opvallend is dat er geen direct verband bestaat tussen de penetratieweerstand en de worteldichtheid en tussen de penetratieweerstand en de erosiegevoeligheid.

#### B-laag

Voor correlatieberekeningen met de bodemparameters in de B-laag (22-32 cm-mv) is de penetratieweerstand op 25 cm-mv bepaald. Opvallenderwijs blijkt nu de penetratieweerstand alleen maar matig significant ( $0,05 < P < 0,10$ ) gecorreleerd (negatief) te zijn met de worteldichtheid op een diepte van 20-30 cm-mv. Deze negatieve correlatie impliceert dat de penetratieweerstand afneemt als de worteldichtheid toeneemt. Dit verband lijkt ongeloofwaardig hetgeen bevestigd lijkt te worden door de positieve correlatie ( $p=0,5400$ ; niet significant) tussen de penetratieweerstand en de worteldichtheid in de A-laag.

Een verklaring van een positieve correlatie tussen de worteldichtheid en de penetratieweerstand in de A-laag en een negatieve correlatie in de B-laag kan zijn dat de wortels de bodem lossen en daardoor de penetratieweerstand kleiner wordt, indien de worteldichtheid niet te groot is (B-laag). Bij een grote worteldichtheid (A-laag) maken de wortels weliswaar ook de bodem lossen maar leveren zij juist door die grote dichtheid een grotere penetratieweerstand (positieve correlatie).

#### A- en B-laag

Gemiddeld over de A- en B-laag blijken de volgende correlaties te bestaan:

significant		matig significant	
$0,01 < P < 0,05$		$0,05 < P < 0,10$	
Silt-%	negatief	Lutum-%	negatief
Slib-%	negatief	Ntot-%	negatief
Zand-%	positief	P	positief

Tabel 36 : correlaties tussen de penetratieweerstand en de onderzochte bodemparameters zowel voor de A-laag als voor de B-laag.

De penetratieweerstand blijkt vooral gerelateerd te zijn aan de textuur van de bodem.

### 3.12. EROSIE-ONDERZOEK

#### 3.12.1. Zodeproef/laboratoriumproef

De resultaten van de zodeproef zijn weergegeven in bijlage 8. De gegevens uit bijlage 8 zijn tevens uitgezet in grafieken (zie voorbeeld: figuur 7, pagina 39). De meeste grafieken geven in een bepaald traject een vrijwel rechte lijn te zien. Dat wil zeggen dat er in dat traject een lineair verband bestaat tussen de gewichtsafname en de tijd. De helling van deze rechte lijn is een uitdrukking van de erosiesnelheid en tevens een maat voor de erosiebestendigheid van de beproefde zode; hoe groter de helling, des te groter is de erosiesnelheid en des te kleiner is de erosiebestendigheid. In tabel 37 zijn de gemiddelde hellingen voor de onderscheiden gemeenschappen weergegeven evenals de totale gewichtsafname tijdens het experiment (zie ook bijlage 8).

opname nummer	gemeen- schap	helling gr/min	gewichtsafn. na 120 min (kg)
57	III	0.40	0.112
62	III	0.63	0.143
63	III	0.71	0.266
47	IV	0.68	0.322
71	IV	1.16	0.310
88	IV	0.13	0.104
25	V	0.80	0.135
21	VI	2.07	0.484
5	VII	1.05	0.196
37	VII	5.13	1.340
73	VIII	6.12	1.340
75	VIII	5.48	1.498
10	IX	2.03	0.524
15	IX	2.48	0.912
17	IX	1.35	0.508
20	IX	4.78	0.822
36	IX	3.80	0.972
53	IX	1.22	0.318
64	IX	9.61	1.830
11	X	1.45	0.402

Tabel 37 : totale gewichtsafname en helling van de grafiek van de gewichtsafname tegen de tijd van de onderzochte lokaties.

Samengevat in vijf hoofdgroepen waarbij de gemeenschappen III tot en met V en de gemeenschappen VIII en IX zijn samengevoegd en de overige gemeenschappen afzonderlijk zijn beschouwd (gemeenschap I en II ontbreken), blijken er grote verschillen te zijn:

planten- gemeenschap	N	gew.afname gemiddeld (kg/120 min)	
III t/m V	7	0.199	} gemiddeld 5x zoveel erosie
VIII en IX	9	0.969	
X	1	0.402	
VI	1	0.484	
VII	1	0.196	
	1	1.340	

Tabel 38 : gemiddelde gewichtsafname na 120 minuten van de onderscheiden (groepen van) plantengemeenschappen.

planten- gemeenschap	N	helling gemiddeld (gr/min)	
III t/m V	7	0.64	} gemiddeld 6,5x zoveel erosie
VIII en IX	9	4.10	
X	1	1.45	
VI	1	2.07	
VII	1	1.05	
	1	5.13	

Tabel 39 : gemiddelde helling van de (groepen van) onderscheiden plantengemeenschappen.

Uit deze resultaten blijkt dat de soortenrijke stroomdalgraslanden (III t/m V) gemiddeld aanzienlijk minder erosie vertonen dan de soortenarme graslanden (VIII en IX). De laboratoriumproef vertoont respectievelijk een 5x zo grote gewichtsafname en een 6,5x zo grote hellingshoek van de erosiegrafiek bij de soortenarme graslanden.

Bij gemeenschap X gaat het om een intensief begraasd weiland met een grasmat die de dijkbeheerders als zeer erosiebestendig beschouwen. De erosiegevoeligheid van dit grasland blijkt gemiddeld ongeveer gelijk aan tot iets hoger dan die van de soorten-



rijke stroomdalgraslanden. In het grasland met Wilde Marjolein (VII) werd zowel een hoge als een lage erosiewaarneming gedaan.

### 3.12.2. Veldproef

Een maat voor de erosiebestendigheid is de verlaging van het maaiveld (afname van het relief) door uitspoeling van bodemmateriaal. De resultaten van de bepaling van de reliefafname bij de verschillende proeflokaties zijn vermeld in bijlage 9. Een andere maat voor de erosiebestendigheid is de totale hoeveelheid materiaal die is uitgespoeld tijdens het experiment. Deze totale hoeveelheid uitgespoeld materiaal bij de verschillende proeflokaties is reeds gegeven in de bovengenoemde bijlage 9 maar is ter vergelijking nogmaals opgenomen in tabel 40.

opname nummer	gemeen- schap	relief- gr/min	uitgespoeld (nat) materiaal (kg)
62	III	0.27	0.077
63	III	0.07	0.127
88	IV	0.18	0.041
25	V	0.32	0.114
21	VI	0.03	0.146
5	VII	0.09	0.098
14	VII	1.15	1.216
(75-1	VIII	0.55	0.637)
(75-2	VIII	1.57	1.049)
75	VIII	1.06	0.843
10	IX	0.61	0.778
15	IX	0.54	1.231
17	IX	0.19	0.235
20	IX	0.62	0.965
36	IX	3.11	5.059
64	IX	0.28	0.651
11	X	0.12	0.103

Tabel 40 : reliefafname en hoeveelheid afgespoeld materiaal van de onderzochte lokaties.

Samengevat in vijf hoofdgroepen waarbij de gemeenschappen III tot en met V en de gemeenschappen VIII en IX zijn samengevoegd en de overige gemeenschappen afzonderlijk zijn beschouwd (gemeen-

schap I en II ontbreken), blijken er evenals bij de laboratoriumproef grote verschillen te zijn:

planten- gemeenschap	N	uitgespoeld materiaal (kg/30 min)	
III t/m V	4	0.090	} gemiddeld 15,5x zoveel erosie
VIII en IX	7	1.394	
X	1	0.103	
VI	1	0.146	
VII	1	0.098	
		1.216	

Tabel 41 : gemiddelde hoeveelheid van uitgespoeld materiaal van de (groepen van) onderscheiden plantengemeenschappen.

planten- gemeenschap	N	afn. relief gemiddeld (cm)	
III t/m V	4	0.21	} gemiddeld 4,5x zoveel erosie
VIII en IX	7	0.92	
X	1	0.12	
VI	1	0.03	
VII	1	0.09	
	1	1.15	

Tabel 42 : gemiddelde afname van het relief van de (groepen van) onderscheiden plantengemeenschappen.

Ook uit deze resultaten blijkt dat de soortenrijke stroomdalgraslanden (III t/m V) gemiddeld aanzienlijk minder erosie vertonen dan de soortenarme graslanden (VIII en IX). De veldproef vertoont respectievelijk een 15,5x zo grote uitspoeling en een 4,5x zo grote reliefafname bij de soortenarme graslanden. De erosiegevoeligheid van dit gemeenschap X (intensief beweide grasland) blijkt gemiddeld ongeveer gelijk aan tot iets hoger dan die van de soortenrijke stroomdalgraslanden. In het grasland met Wilde Marjolein (VII) werd evenals bij de laboratoriumproef zowel een hoge als een lage erosiewaarneming gedaan.

### 3.12.3. Vergelijking van de laboratoriumproef met de veldproef

In tabel 43 zijn van de diverse erosie-experimenten de gemiddelde waarden met de standaarddeviatie per gemeenschap uitgezet. Indien van een gemeenschap slechts ~~een~~ opnamelokatie is beproefd, is de standaardafwijking uiteraard 0,00.

planten- gemeen- schap	laboratoriumproef				veldproef			
	helling na 120 min		gewichtsa- fnafname na 120 min		relief- afname na 30 min		uitgespoeld materiaal na 30 min	
	x	st.afw	x	st.afw	x	st.afw	x	st.afw
I	-	-	-	-	-	-	-	-
II	-	-	-	-	-	-	-	-
III	0.58	0.13	0.174	0.067	0.17	0.10	0.102	0.025
IV	0.66	0.42	0.245	0.100	0.18	0.00	0.041	0.000
V	0.80	0.00	0.135	0.000	0.32	0.00	0.114	0.000
VI	2.07	0.00	0.484	0.000	0.03	0.00	0.146	0.000
VII	3.09	2.04	0.768	0.572	0.62	0.53	0.657	0.559
VIII	5.80	0.32	1.419	0.079	1.06	0.51	0.843	0.206
IX	3.61	2.73	0.841	0.461	0.89	1.01	1.487	1.626
X	1.45	0.00	0.402	0.000	0.12	0.00	0.103	0.000

Tabel 43 : combinatie van de resultaten van de laboratoriumproef en de veldproef. Aangegeven zijn de gemiddelde waarden en de standaarddeviaties.

Om na te kunnen gaan in hoeverre de resultaten van de verschillende experimenten overeenkomen zijn de waarden van de verschillende erosie-experimenten correlatief met elkaar vergeleken. De correlatiecoëfficiënten zijn uitgezet in tabel 44.

te vergelijken experimenten			corr.coeff.	
helling na	120 min	gewichtsa- fnafname na	120 min	0.9600
reliefafn na	30 min	gewichtsa- fnafname na	30 min	0.9682
reliefafn na	30 min	gewichtsa- fnafname na	120 min	0.8347 *
helling na	120 min	gewichtsa- fnafname na	30 min	0.7546 *
reliefafn na	30 min	helling na	120 min	0.8196 *
gewichtsa- fnafname na	30 min	gewichtsa- fnafname na	120 min	0.7920 *

(\* : zonder opnamelokaties 36 en 64)

Tabel 44 : Correlatie tussen de 4 methoden van erosie-meting van de laboratorium- en de veldproef.

De resultaten van de opnamelokaties 36 en 64 blijken bij de laboratoriumproef extreem te verschillen van die bij de veldproef. Aangezien de overige opnamelokaties wel vergelijkbare resultaten opleverden, zijn de lokaties 36 en 64 bij de vergelijking van de methoden van de laboratoriumproef met die van de veldproef weggelaten. Deze lokaties zijn wel opgenomen bij de berekeningen van de correlaties tussen de twee verschillende methoden binnen beide proeven.

De hoge waarden van de correlatiecoëfficiënten tonen aan dat alle vier de methoden bruikbaar zijn voor de bepaling van de relatieve erosiegevoeligheid en dat de resultaten vergelijkbaar zijn.

#### 3.12.4. Beoordeling van de erosiegegevens

In tabel 45 zijn van elk van de vier erosie-experimenten de opnamelokaties zodanig gerangschikt, dat er een volgorde ontstaat, waarin bovenaan de meest erosiebestendige lokatie staat en onderaan de minst erosiebestendige.

seq nummer	erosie-experimenten			
	helling na 120 min	gewichtsafn na 120 min	gewichtsafn na 30 min	reliefafn na 30 min
1	88 (0.13)	88 (0.104)	88 (0.041)	21 (0.03)
2	62 (0.63)	25 (0.135)	62 (0.077)	63 (0.07)
3	63 (0.71)	62 (0.143)	5 (0.098)	5 (0.09)
4	25 (0.80)	5 (0.196)	11 (0.103)	11 (0.12)
5	5 (1.05)	63 (0.266)	25 (0.114)	88 (0.18)
6	17 (1.35)	11 (0.402)	63 (0.127)	17 (0.19)
7	11 (1.45)	21 (0.484)	21 (0.146)	62 (0.27)
8	10 (2.03)	17 (0.508)	17 (0.235)	64 (0.28)
9	21 (2.07)	10 (0.524)	64 (0.651)	25 (0.32)
10	15 (2.48)	20 (0.822)	10 (0.778)	15 (0.54)
11	36 (3.80)	15 (0.912)	75 (0.843)	10 (0.61)
12	20 (4.78)	36 (0.972)	20 (0.965)	20 (0.62)
13	75 (5.48)	75 (1.498)	15 (1.231)	75 (1.06)
14	64 (9.61)	64 (1.830)	36 (5.059)	36 (3.11)

Tabel 45 : volgorde van de opnamelokaties voor elk van de 4 methoden. Bovenaan staat de meest erosiebestendige opnamelokatie, onderaan de minst erosiebestendige.

De volgorde van hoge naar lage erosiebestendigheid verschilt voor elk van de vier methoden.

Van een aantal opnamelokaties (57, 47, 71, 53, 37, 73, 14) zijn slechts gegevens van twee van de vier erosieproeven bekend. Aan de hand van deze gegevens kunnen deze opnamen echter wel worden opgenomen in twee van de vier sequenties. Dit is gebeurd in tabel 46. De betreffende opnamelokaties hebben bij het sequentie-nummer een achtervoegsel gekregen (bv. 1a) om de oorspronkelijke nummering van de overige opnamen intact te houden.

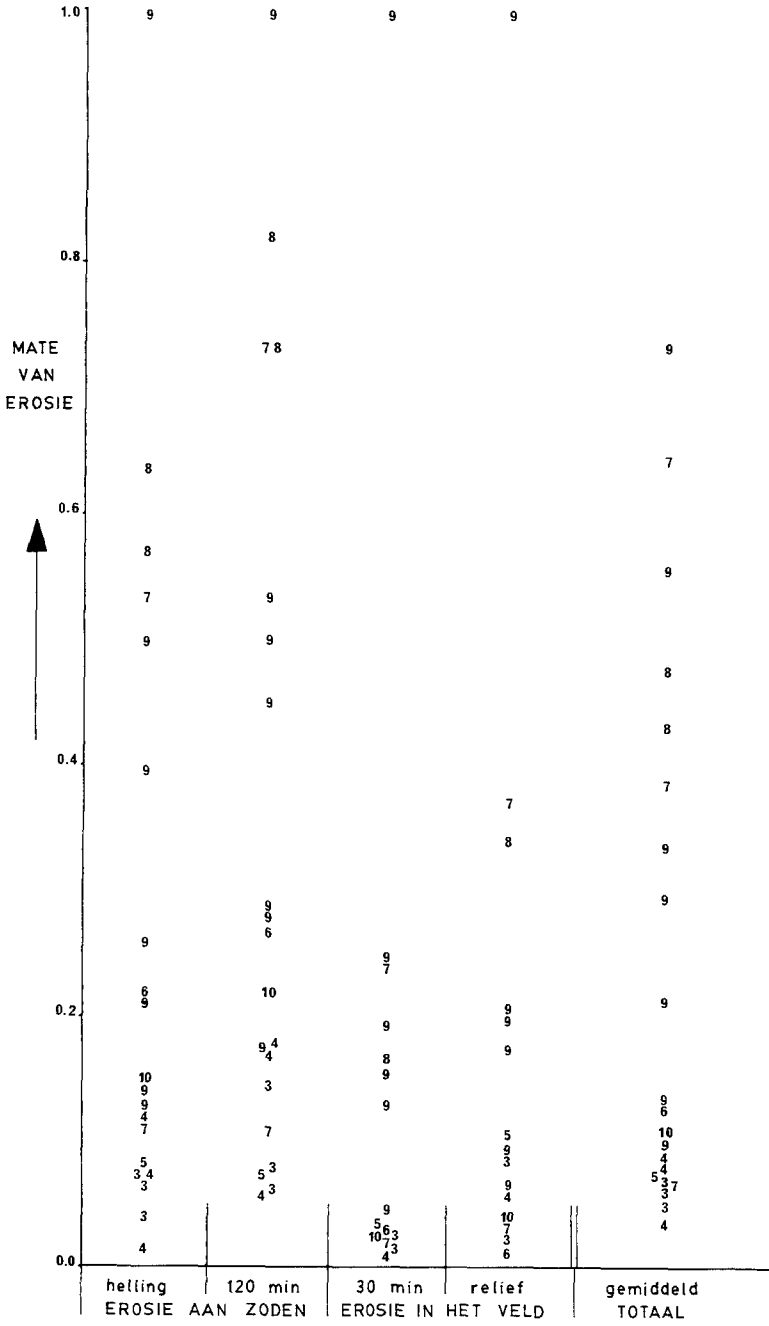
seq nummer	erosie-experimenten			
	helling na 120 min	gewichtsafn na 120 min	gewichtsafn na 30 min	reliefafn na 30 min
1	88	88	88	21
1a	57 (0.40)	57 (0.112)		
2	62	25	62	63
2a	47 (0.68)			
3	63	62	5	5
4	25	5	11	11
5	5	63	25	88
5a	71 (1.16)	71 (0.310)		
5b	53 (1.22)	53 (0.318)		
5c		47 (0.322)		
6	17	11	63	17
7	11	21	21	62
8	10	17	17	64
9	21	10	64	25
10	15	20	10	15
11	36	15	75	10
12	20	36	20	20
12a	37 (5.13)	37 (1.340)		
12b		73 (1.340)		
12c			14 (1.216)	
13	75	75	15	75
13a	73 (6.12)			
13b				14 (1.15)
14	64	64	36	36

Tabel 46 : volgorde van opnamelokaties voor elk van de 4 methoden, waaraan nu de opnamelokaties die slechts volgens twee methoden zijn beproefd zijn toegevoegd.

Om na te kunnen gaan welke opnamelokaties een voldoende erosiebestendigheid hebben, dienen de erosiegetallen gerelateerd te worden aan de gegevens van een opnamelokatie waarvan wordt aangenomen dat deze voldoende bestand is tegen watererosie bij hoog water. Als referentiepunt wordt opnamelokatie 11 genomen. Het betreft hier een weiland, dat zeer intensief wordt begraaasd door schapen. Het substraat heeft een behoorlijk hoog lutumgehalte (29,5%). In het algemeen wordt er door dijkbeheerders van uitgegaan dat een zodanig beheerde grasmat zeer erosiebestendig is. Voor de vergelijking met de schapenweide (gemeenschap X) als referentiepunt zijn alle gemeten erosiewaarden voor de vier afzonderlijke methoden omgerekend naar een relatieve schaal van 0 tot 1, waarbij 1 telkens overeenkomt met de hoogste gemeten waarde voor de erosiegevoeligheid. Alle overige waarden liggen dus tussen 0 en 1. De omgerekende resultaten van de vier methoden zijn uitgezet in figuur 28, waarbij in plaats van de opnamenummers de nummers van de plantengemeenschap waarin de opnamen thuis horen (zie tabel 5, pagina 47) weergegeven zijn. De tabellen met de omgerekende waarden voor de erosiegevoeligheid zijn gegeven in bijlage 10. In kolom 5 van figuur 28 zijn de gemiddelde waarden voor de erosiegevoeligheid voor de proeflokaties uitgezet. Deze gemiddelden zijn slechts voor die lokaties direct uit de resultaten berekend die volgens alle vier de methoden beproefd zijn. De gemiddelde waarden van de overige lokaties zijn bepaald aan de hand van de gemiddelden van de lokaties die in de volgorde van lage naar hoge erosiegevoeligheid vóór en na deze lokaties geplaatst zijn (zie bijlage 11 en tabel 46) en wel door het gemiddelde van de gemiddelde waarden van deze lokaties te nemen.

Aan de hand van de volgorde van de proeflokaties in kolom 5 van figuur 28 kan van de onderzochte lokaties worden aangegeven hoe de erosiebestendigheid is ten opzichte van de schapenweide (gemeenschap X). Dit is gedaan in tabel 47 waarin behalve het nummer van de gemeenschap ook het beheer en het lutumgehalte van de verschillende lokaties weergegeven is.

In deze tabel is een grens aangebracht tussen lokaties die respectievelijk wel en niet een voldoende erosiebestendigheid garanderen tegen erosie, veroorzaakt door stromend water, waarbij de schapenweide (gemeenschap X) als benedengrens is aangehouden. De beoordeling voldoende of onvoldoende erosiebestendig is echter relatief. Of de grens tussen voldoende en onvoldoende erosiebestendig op de juiste plaats getrokken is, zal moeten worden afgeleid uit schadegevallen ten gevolge van hoog water. In deze context kan slechts worden gesproken over een hogere of lagere



Figuur 28: omgerekende resultaten van de vier erosieproeven (naar relatieve schaal 0 - 1). De opnamen zijn weergegeven door de nummers van de plantengemeenschap waarin ze thuis horen.

erosiebestendigheid ten opzichte van een intensief begraasd weiland (opnamelokatie 11). Een opnamelokatie wordt verondersteld voldoende erosiebestendig te zijn als het resultaat van minimaal één proef gunstiger uitgevallen is dan het resultaat van opname 11 bij diezelfde proef. Hierdoor zijn ook de lokaties 21 en 17 nog bij de voldoende erosiebestendige lokaties gerekend.

seq nummer	opname- nummer	beheer- type	lutum- gehalte	cluster- nummer	erosie- bestendigheid
1	88	200	23.1	IV	<----
2	57	600	3.5	III	
3	62	500	16.9	III	
4	5	200	18.5	VII	
5	63	500	13.1	III	
6	47	400	20.0	IV	voldoende
7	25	100	13.5	V	
8	71	600	11.2	IV	
9	53	100	17.0	IX	
10	11	824	29.5	X	
11	21	600	9.9	VI	
12	17	100	26.8	IX	<----
-----					
13	10	721	21.8	IX	<----
14	15	100	27.1	IX	
15	64	411	15.0	IX	
16	20	611	13.9	IX	
17	37	400	11.7	VII	onvoldoende
18	73	726	9.6	VIII	
19	75	700	35.1	VIII	
20	14	100	?	VII	
21	36	700	20.6	IX	<----

Tabel 47 : uiteindelijke sequentie van opnamelokaties van hoge naar lage erosiebestendigheid.

Alle onderzochte lokaties van gemeenschap III tot en met VI zijn voldoende erosiebestendig (gemeenschap I en II zijn niet vertegenwoordigd). De gemeenschappen VII en IX hebben zowel voldoende als onvoldoende erosiebestendige lokaties. Gemeenschap VIII heeft slechts onvoldoende erosiebestendige lokaties. Gemeenschap X (referentie) is uiteraard voldoende erosiebestendig.

De lokaties met een goede erosieweerstand blijken in het algemeen onbemest te zijn, terwijl het beheer en het lutumgehalte

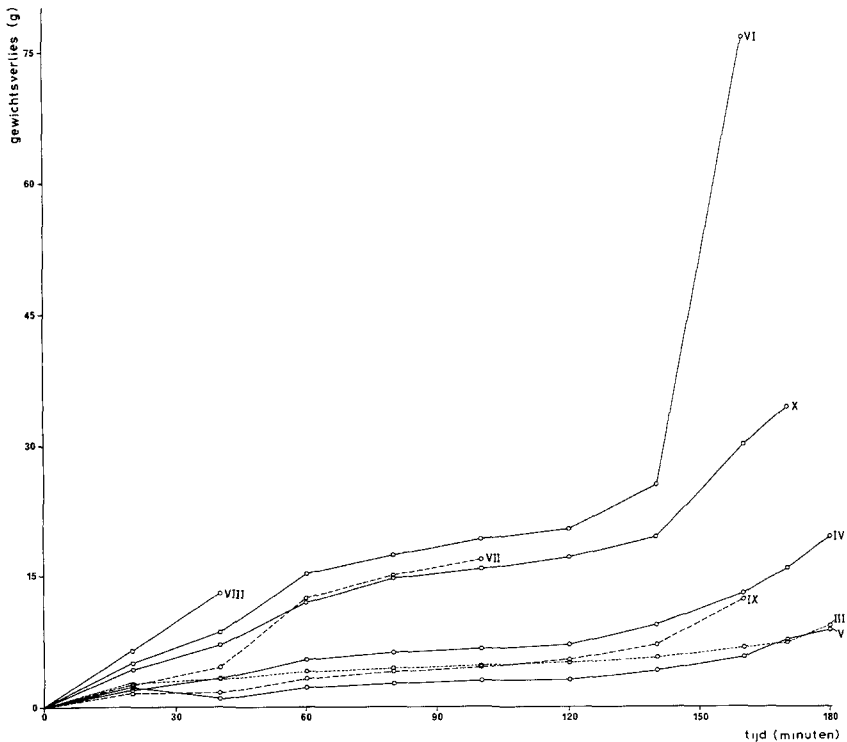


varieert. De lokatie met de beste erosieweerstand blijkt nooit beweid te zijn en werd tweemaal gemaaid met afvoer van het maaisel. Bij de lokaties met een slechte erosieweerstand vond bemesting plaats of het gemaaid materiaal bleef liggen.

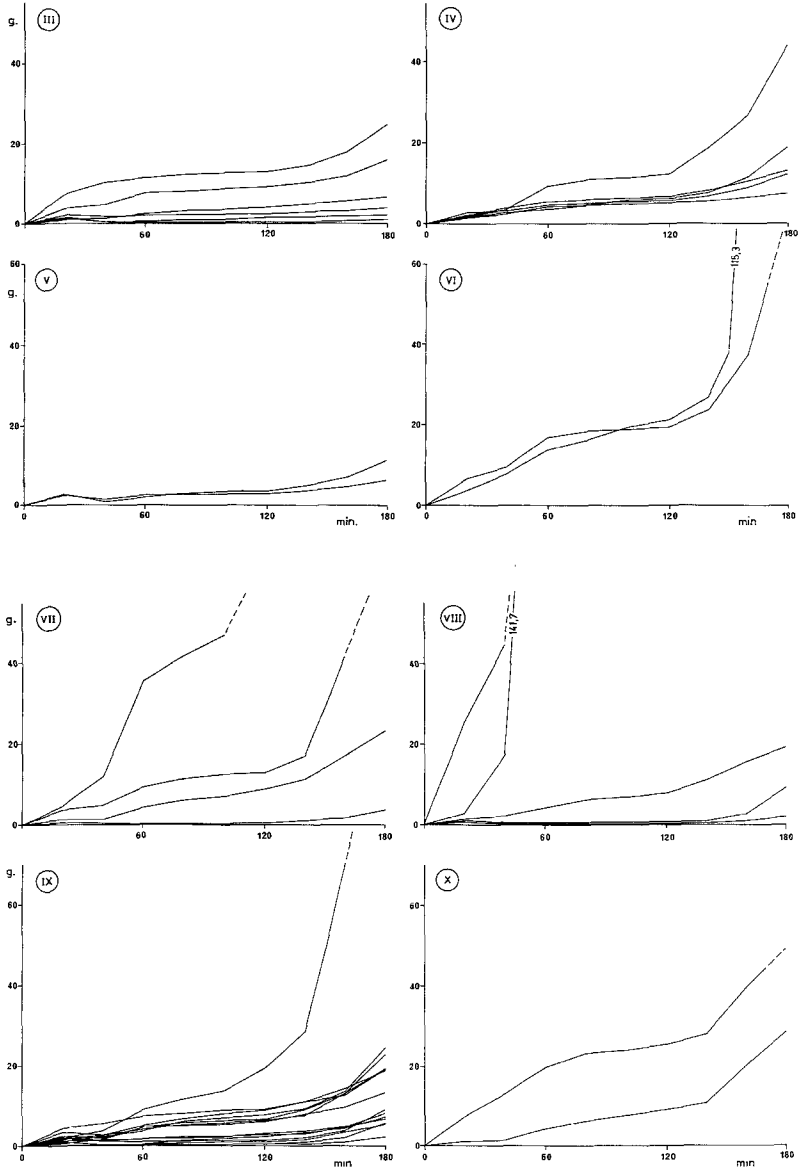
Het lutumgehalte is in beide categorieën sterk variabel. De lokatie met op een na de beste erosieweerstand heeft tevens met een lutumgehalte van 3,5% de lichtste grond. Deze lokatie werd extensief begraasd. De zwaarste grond (35,1% lutum) werd aangetroffen in een lokatie met bijna de slechtste erosieweerstand. Deze lokatie werd geklepeld en er vond geen afvoer van materiaal plaats.

### 3.12.5. Erosiecentrifuge proef

De resultaten van de erosieproef met behulp van het centrifuge erosietoestel zijn weergegeven in bijlage 12. Deze resultaten zijn samengevat in de figuren 29 en 30. In figuur 29 zijn de gemiddelde erosiewaarden van de onderscheiden plantengemeenschappen uitgezet tegen de tijdsduur waarin het centrifuge erosietoestel werkzaam is geweest. Indien een monster tijdens de proef uit elkaar gevallen is, is het uiteraard niet meer mogelijk om een gemiddelde waarde van de erosiewaarden van de betreffende gemeenschap te berekenen. De lijn in de grafiek houdt dan ook op.



Figuur 29: gemiddelde gewichtsafname per gemeenschap in relatie tot de tijdsduur waarin het erosietoestel werkzaam is geweest.



Figuur 30 : erosiewaarden van de afzonderlijke onderzoekslokaties in relatie tot de tijd.

Figuur 30 laat de gewichtsafname van de afzonderlijke monsters zien in relatie tot de tijdsduur waarin het erosietoestel werkzaam is geweest. De gemeenschappen I en II zijn niet betrokken in de proef.

Uit de gemiddelde waarden per gemeenschap blijkt dat soortenrijke stroomdalgemeenschappen III, IV en V een grotere erosiebestendigheid laten zien dan de schapenweide (gem. X). Merkwaardig is dat gemeenschap IX, die in de zodeproef en in de veldproef relatief erosiegevoelig bleek, volgens de resultaten van de proef met het erosie centrifuge toestel relatief erosiebestendig blijkt te zijn. Van de gemeenschappen VI, VII en VIII zijn een aantal monsters tijdens de proef geheel uiteen gevallen. Hetzelfde geldt voor ~~en~~ een monster zowel uit gemeenschap IX als uit gemeenschap X.

De spreiding in het gewichtsverlies is het kleinst bij de gemeenschappen III, IV en V en is erg groot bij de gemeenschappen VI, VII en VIII.

De monsters uit het **Medicagini-Avenetum agrostietosum tenuis** (III en IV) en uit het **Medicagini-Avenetum centaureetosum scabiosae** (V) hebben zonder uitzondering een goede erosieweerstand. De twee monsters uit het **Medicagini-Avenetum cynosuretosum** (VI) zijn beide sterk erosiegevoelig. Van het fragmentaire **Medicagini-Avenetum** (VII) hebben twee monsters een goede erosieweerstand, de twee andere zijn erg erosiegevoelig. In het **Arrhenatheretum inops** (VIII) vallen twee monsters al binnen een uur geheel uiteen. De overige drie monsters zijn daarentegen wel erosiebestendig. In het **Arrhenatheretum inops** met beweidingsinvloed (IX) valt slechts één van de monsters uiteen, de overige hebben een goede erosiebestendigheid. In het **Poo-Lolietum** valt een monster uiteen en is het andere relatief erosiebestendig.

Ook uit de erosie-centrifugeproef blijkt dat de soortenrijke stroomdalgraslanden relatief zeer erosiebestendig kunnen zijn.



## 4. DISCUSSIE

### 4.1. PLANTENGEMEENSCHAPPEN

#### 4.1.1. Syntaxonomie

In totaal zijn door ons 18 gemeenschappen beschreven die op de rivierdijken voorkomen. De gemeenschappen I tot en met VI zouden tot het **Medicagini-Avenetum pubescentis** De Leeuw 1936 gerekend kunnen worden. En wel op grond van de aanwezigheid van de **Festuco-Brometea** kensoorten van klasse, orde en verbond, namelijk Kleine pimperl (Sanguisorba minor), Wilde kruisdistel (Eryngium campestre), Ruige weegbree (Plantago media), Duifkruid (Scabiosa columbaria), Grote centaurie (Centaurea scabiosa) en Ruige leeuwetand (Leontodon hispidus); op grond van de aanwezigheid van de voor de **Festuco-Brometea** en **Koelerio-Corynephoretea** ten opzichte van alle andere klassen differentiërende soorten, namelijk Kleine bevernel (Pimpinella saxifraga), Grote wilde tijm (Thymus pulegioides), Cypreswolfsmelk (Euphorbia cyparissias), Schapegras (Festuca ovina), Zachte haver (Avenula pubescens), Moeslook (Allium oleraceum), Zandmuur (Arenaria serpyllifolia), Knolboterbloem (Ranunculus bulbosus), Akkerhoornbloem (Cerastium arvense), Muizeoor (Hieracium pilosella) en Echt walstro (Galium verum) en op grond van de ken- en differentiërende soorten van het **Medicagini-Avenetum pubescentis**, namelijk Sikkelklaver (Medicago sativa ssp. falcata), Kweekdravik (Bromus inermis), Wilde kruisdistel (Eryngium campestre), Heksenmelk (Euphorbia esula), Kleine ruit (Thalictrum minus) en Schaafstro (Equisetum hyemale).

Uit de lijst van kenmerkende soorten zoals gegeven door Westhoff en Den Held (1969) is slechts een klein aantal soorten niet of slechts zelden op de dijken aangetroffen. Voorjaarszegge (Carex caryophyllea), Walstrobremraap (Orobanche caryophyllacea), Rode bremraap (Orobanche lutea), Voorjaarsganzerik (Potentilla verna), Breedbladige ereprijs (Veronica austriaca ssp. teucrium), Fakkelgras (Koeleria macrantha) en Schaafstro (Equisetum hyemale) werden slechts in één of in enkele opnamen waargenomen. Wondklaver (Anthyllis vulneraria) en Herminium (Herminium monorchis) zijn vrijwel geheel beperkt tot de duinen en tot het Krijtdistrict. Liggende ereprijs (Veronica prostrata), Kluwenklokje (Campanula glomerata), Karthuizer anjer (Dianthus carthusianorum), Ruige scheefkelk (Arabis hirsuta) en Driedistel (Carlina vulgaris) zijn in het Fluviaat district zeer zeldzaam, Wilde averuit

(*Artemisia campestris* subsp. *campestris*) en Echte sleutelbloem (*Primula veris*) waren langs de grote rivieren vrij zeldzaam en zijn nog verder achteruitgegaan, Paardehoeftklaver (*Hippocrepis comosa*) komt of kwam alleen voor op een plaats langs de Lek.

Op de aanwezigheid van Blauwe kweek (*Elymus repens* var. *glauca*) werd niet consequent gelet. Hoewel deze variëteit van Kweek tamelijk veelvuldig voorkwam, is deze in de tabel met Kweek (*Elymus repens*) samengevoegd.

Op grond van het bovenstaande ligt het voor de hand om de door ons aangetroffen gemeenschappen I tot en met VI te rekenen tot het **Medicagini-Avenetum pubescentis**.

De aanwezigheid van Gewoon struisgras (*Agrostis capillaris*), Muizeoor (*Hieracium pilosella*), Gewoon biggekruid (*Hypochaeris radicata*), Schapezuring (*Rumex acetosella*), Klein streepzaad (*Crepis capillaris*), Trilgras (*Briza media*) en Gewone veldbies (*Luzula campestris*) wijzen erop dat de gemeenschappen I tot en met IV tot de subassociatie **agrostietosum tenuis** gerekend kunnen worden. Gemeenschap V vertoont verwantschap met de subassociatie **centaureetosum scabiosae** op grond van de hoge presentie van Grote centaurie (*Centaurea scabiosa*) en Duinriet (*Calamagrostis epigjos*) en het ontbreken van differentierende soorten voor de andere subassociaties. Gemeenschap VI kan door de hoge presentie van Kamgras (*Cynosurus cristatus*) en de combinatie daarvan met Engels raaigras (*Lolium perenne*) en Witte klaver (*Trifolium repens*) tot de subassociatie **cynosuretosum** worden gerekend.

In de tabel valt het grote aandeel op van de voor de **Molinio-Arrhenatheretea** kenmerkende soorten. Westhoff en Den Held (1969 pag. 161) merken op dat het **Mesobromion** en het **Arrhenatherion elatioris** betrekkelijk dicht bij elkaar staan en dat zij vooral in Nederland vaak overgangen vertonen en elkaar doordringen: "in feite bepaalt slechts de intensiteit van beweiding, bemaaiing en bemesting de aanwezigheid van **Mesobromion** dan wel **Arrhenatherion**". Dit geldt vooral voor het **Medicagini-Avenetum pubescentis** dat sterk verschilt van de echte krijthellinggraslanden (**Koelerio-Gentianetum**). Of het **Medicagini-Avenetum pubescentis** een gemeenschap is behorend tot het **Mesobromion** of tot het **Arrhenatherion elatioris** is dan ook een kwestie van opvatting. Hetzelfde geldt voor de positie van de beschreven gemeenschappen. Zij worden ofwel geplaatst bij het **Arrhenatheretum elatioris** met als toevoeging; met een **Medicagini-Avenetum pubescentis** element, ofwel zij worden beschouwd als een aparte associatie van het **Medicagini-Avenetum pubescentis** waarbij deze associatie tot het **Arrhenatherion elatioris** wordt gerekend en niet langer tot het **Mesobromion**.

Om deze problematiek op te lossen moet nog nader syntaxonoomisch onderzoek worden gedaan, waarbij onze gegevens worden vergeleken met de oorspronkelijke gegevens van De Leeuw (Braun-Blanquet & Moor 1938). Omdat dit buiten het kader van dit rapport valt, nemen wij ons voor in een volgende publicatie hierop terug te komen.

Gaan wij ervan uit dat wij te maken hebben met een **Arrhenatheretum elatioris** en niet met een **Medicagini-Avenetum pubescentis**, dan wordt de indeling als volgt:

- I t/m III Arrhenatheretum elatioris subass. brizetosum
- IV Arrhenatheretum elatioris, overgang tussen subass. brizetosum en subass. picridetosum
- V Arrhenatheretum elatioris, zonder subassociatieaanduiding
- VI Arrhenatheretum elatioris, met zowel elementen van de subassociaties brizetosum, picridetosum en inops
- VII Arrhenatheretum elatioris, overgang van subass. picridetosum naar subass. inops
- VIII Arrhenatheretum elatioris subass. inops
- IX Arrhenatheretum elatioris subass. inops, met beweidinginvloed
- X Poo-Lolietum

In de gemeenschappen I tot en met VII vormt het **Medicagini-Avenetum pubescentis** een belangrijk element. De gemeenschappen VI en VII vormen een overgang naar de subassociatie **inops** en hebben het kleinste aandeel aan **Medicagini-Avenetum pubescentis** soorten.

Omdat de samenstelling aan ken- en differentierende soorten zo kenmerkend is voor het **Medicagini-Avenetum pubescentis**, rekenen wij de gemeenschappen I tot en met VI tot deze associatie, waarbij wij, tot nader onderzoek heeft plaatsgevonden, in het midden laten tot welke hogere eenheden deze gemeenschap gerekend moet worden. De door ons onderscheiden gemeenschappen worden als volgt ingedeeld (zie resultaten):

1. Medicagini-Avenetum pubescentis (gemeenschap I t/m VI);
2. Fragmentair-Medicagini-Avenetum pubescentis met Wilde marjolein, een overgang vormend naar het Arrhenatheretum (gemeenschap VII);
3. Soortenarm ruig Arrhenatheretum (gemeenschap VIII en IX);
4. Poo-Lolietum (gemeenschap X).

#### 4.1.2. Verspreiding van de plantengemeenschappen

Goed ontwikkelde stroomdalgraslanden zijn veel algemener in het IJsselgebied ten noorden van Deventer dan in het overige gebied van de grote rivieren. Dit hangt waarschijnlijk samen met de zandigere bodems van de IJsseldijken. De gemeenschappen II en III die vooral op de IJsseldijken voorkomen, werden aangetroffen op zandigere bodems dan de overige gemeenschappen, met uitzondering van gemeenschap I. Bij eenzelfde beheer zal de vegetatie langs de IJssel naar verwachting uiteindelijk een andere soorten-samenstelling hebben dan de vegetatie op dijken langs de Waal, als gevolg van het verschil in de granulaire samenstelling van de dijkbodern. De kans dat zich een soortenrijke stroomdalvegetatie ontwikkelt is groter naarmate het lutumgehalte kleiner is.

#### 4.1.3. Kieming en vestiging

Voor de instandhouding en voor de ontwikkeling van soortenrijke stroomdalgraslanden is de aanwezigheid of de aanvoer van voortplantingseenheden van stroomdalsoorten van groot belang. Het ontbreken van soorten kan de volgende oorzaken hebben:

1. de accessibiliteit is te gering, dat wil zeggen dat de lokaties te geïsoleerd liggen, waardoor er geen zaden aanwezig zijn (Heimans 1954);
2. er zijn wel zaden aanwezig, maar ze kiemen niet, omdat de geschikte omstandigheden daarvoor ontbreken;
3. de zaden kiemen wel, maar de planten kunnen zich niet vestigen, omdat de geschikte omstandigheden hiervoor ontbreken.

Kolonisatie van gewenste plantesoorten is slechts mogelijk als zich in de onmiddellijke omgeving een zaadbron bevindt (Wegelein 1984). Elke plantesoort heeft een bepaald verspreidingspatroon dat kan worden uitgedrukt in een verspreidingscurve, waarin het aantal verspreide zaden wordt uitgezet tegen de verspreidingsafstand. De vorm van de verspreidingscurve van een bepaalde plantesoort is de resultante van een groot aantal factoren, waarvan er hier enkele genoemd worden:

- hoogte van de zaadbron;
- concentratie bij de bron;
- verspreidingsvermogen van het zaad (ondermeer afhankelijk van het gewicht van het zaad, de aanwezigheid van vleugels,



pluimen, stekels etc);

- effectiviteit van de verspreidingsmiddelen (wind, water, dieren, mens (Nip-van der Voort et al. 1979)).

Het verspreidingspatroon heeft naast het ruimtelijke aspect ook een temporeel aspect. Het gaat hier ondermeer om variaties die mogelijk zijn in het tijdstip waarop het zaad rijp is, in de tijdsduur dat het rijpe zaad door de moederplant wordt vastgehouden en om verschillen in de tijd dat zaden kiemkrachtig blijven in de bodem. Door de wind verspreide zaden (anemochore zadenverspreiding) blijven onder veldomstandigheden hoogstens een jaar levensvatbaar. Zaad van klein hoefblad blijft bijvoorbeeld maar enkele maanden in leven. Oliehoudende zaden (bijvoorbeeld van verschillende kruisbloemigen) behouden hun kiemkracht een aantal jaren. Onderzoekt men de zaadvoorraad van sterk verarmde, voorheen soortenrijke graslanden, dan blijkt meestal dat de bovengronds verdwenen graslandsoorten ook niet meer in de zaadvoorraad vertegenwoordigd zijn. Als oplossing stelt men wel voor om een schaapskudde van terrein naar terrein te geleiden om op deze manier in wol en mest de zaden te verspreiden (Hillegers 1985). Is dit onmogelijk, dan kan het noodzakelijk zijn de ontbrekende karakteristieke soorten in te zaaien (Sykora & Leopold 1984).

Een andere factor die grote invloed kan hebben op het verspreidingspatroon van plantesoorten is de predatie. Smakelijkheid en verteerbaarheid van het zaad spelen hierbij een rol.

Aanvoer van zaden heeft slechts zin als deze zaden op de nieuwe standplaats kunnen kiemen en de planten zich werkelijk kunnen vestigen. Van vestiging is in strikte zin pas sprake als een geïntroduceerde soort zijn hele levenscyclus kan voltooien. Inzaaien van zadenmengsels heeft zelden het gewenste effect. Veel soorten uit het zadenmengsel kiemen niet of vestigen zich niet, terwijl soorten die niet in het mengsel aanwezig waren wel optreden (Wegelin 1984). Wells et al. (1981) geven een aantal richtlijnen om de kans van slagen zo groot mogelijk te maken.

Ons onderzoek beperkt zich tot de invloed van de openheid van de vegetatie op de kieming. Wanneer zou blijken dat de openheid van de vegetatie inderdaad invloed heeft op de kieming, is het zinvol na te gaan welke milieufactoren daarbij een rol spelen. Het belangrijkste kenmerk van een opening in het vegetatiedek is de verhouding tussen de grootte ervan en de hoogte van de omringende vegetatie. Deze verhouding bepaalt in belangrijke mate het microklimaat in de opening (Lee 1978). In dit onderzoek is daarom tevens aandacht besteed aan de factoren temperatuur en lichtkwaliteit.

Wil een soort kunnen kiemen dan moeten er in de vegetatie zogenaamde 'safe-sites' zijn (Harper 1977, Green 1983). Een safe-site wordt gekenmerkt door:

1. stimuli voor de breking van de dormantie of kiemrust van het zaad;
2. omstandigheden die geschikt zijn voor het laten verlopen van het kiemingsproces (bv. lichtomstandigheden);
3. een voldoende aanwezigheid van water en zuurstof voor de kieming;
4. de afwezigheid van predatoren, concurrentie, toxische stoffen en pathogenen.

Factoren die bij de kieming een rol spelen zijn de temperatuur en de lichtkwaliteit (Grace 1983). De reactie van de kieming op verschillende temperatuurregiems varieert sterk per soort. Bij de ene soort begunstigen hogere temperaturen de kieming terwijl een andere soort juist geremd wordt in de kieming. Bij sommige soorten treedt kieming op bij lage temperaturen terwijl dit bij andere soorten niet het geval is. Een wisselende temperatuur werkt bij sommige soorten kiemrustbrekend, bij andere echter niet. Een koudebehandeling breekt bij sommige soorten de kiemrust terwijl bij andere soorten kiemrust hierdoor juist geïnduceerd lijkt te worden. Een aantal planten vertoont een differentiering in de stimuli die de kiemrust kunnen breken. Niet bij alle zaden van dezelfde soort wordt door dezelfde prikkel de kiemrust gebroken. Sommige zaden kiemen in het najaar terwijl andere zaden eerst in het volgend voorjaar kiemen. Dit mechanisme leidt tot een effectieve risico-spreiding.

Ook bij de reactie van de zaadkieming op de kwaliteit van het licht treedt een opmerkelijk grote variatie op. Bij sommige soorten blijkt een duidelijke correlatie te bestaan tussen het percentage kieming en de verhouding rood-/verrood-licht. Andere soorten lijken geen invloed te ondervinden van de kwaliteit van het licht. Met name in het najaar, wanneer het vegetatiedek nog redelijk gesloten is, kan kiemremming door lage rood/verrood-verhoudingen van het licht onder het vegetatiedek een rol spelen. De groene bladeren filteren het rode gedeelte van het zonlicht uit, waardoor licht met een lage rood/verrood-verhouding op de bodem valt en daar kiemremming kan veroorzaken. In het voorjaar is de vegetatie in de meeste gevallen nog zo open, dat de rol van de rood/verrood-verhouding bij de kiemremming veel kleiner zal zijn. De temperatuur en de vochtigheid van de bodem zijn dan vaak van groter belang.

De reactie van de zaadkieming op de kwaliteit van het licht blijkt onder veldomstandigheden nog moeilijker voorspelbaar te zijn dan in het laboratorium (Brons 1987). De kieming van enkele soorten voldoet in het veld op de ene lokatie wel aan het verwachtingspatroon zoals tot stand gekomen is aan de hand van de resultaten van het onderzoek in het laboratorium, maar op de andere lokatie niet. Een verklaring hiervoor zou kunnen zijn dat de vochtvoorziening in sommige gevallen een belangrijker rol speelt dan de kwaliteit van het licht. Deze vochtvoorziening is in zandige situaties beter voor de kleinere gaten en de gesloten vegetatie dan voor de grotere open plekken. Kieming vindt onder deze omstandigheden dan ook voornamelijk plaats in de kleinere gaten in de vegetatie en zelfs in de gesloten vegetatie zelf. Dit in tegenstelling tot situaties waar, als gevolg van het kleiige substraat, de vochtvoorziening overal voldoende is, zodat daar een andere factor, de kwaliteit van het licht, een belangrijker rol speelt. De grote verschillen in de reacties van de zaadkieming van de vijf onderzochte plantesoorten, die gevonden zijn bij de proeven in het laboratorium komen in het eindresultaat van de veldproef niet duidelijk naar voren. Ondanks een afwijkende voorkeur van de kieming voor zandige substraten ten opzichte van kleiige substraten blijken na een jaar de grootste en meest vitale exemplaren van de uitgezaaide soorten voor beide situaties voornamelijk voor te komen in de grotere gaten in de vegetatie. De geringere concurrentie van de planten die de zaailingen omringen en de iets hogere bodemtemperaturen in de grotere gaten tijdens de groei van de zaailingen lijken uiteindelijk belangrijker te zijn dan de aan- of afwezigheid van specifieke kiemingsvoorwaarden van het zaad.

Voor de vestiging van de juveniele plant blijkt bij de onderzochte soorten de aanwezigheid van gaten in de vegetatie van groot belang. Of de juveniele planten bij verdere sluiting en concurrentie in het volwassen stadium niet alsnog verdwijnen, kan in dit stadium niet worden voorspeld.

#### 4.2. OECOLOGISCHE FACTOREN

##### 4.2.1. Belangrijkste differentierende factoren

Uit de ordinatie blijkt dat de soortensamenstelling van de dijkvegetatie in belangrijke mate gecorreleerd is aan het nu-

triëntenniveau en de beweidingsintensiteit. Een juist natuurtechnisch beheer zal daarom bestaan uit het beïnvloeden van met name het nutriëntenniveau en de 'oogstintensiteit'.

De gemiddelde waarden van de gemeten fosfaat-, nitraat- en mineraal-stikstof ( $\text{NH}_4 + \text{NO}_3$ )-gehalten zijn hiermee in overeenstemming. De gemiddelde waarden van deze factoren zijn het hoogst voor de soortenarme graslanden. In de gemeenschap met Wilde marjolein en Glad walstro, die een enigszins ruig karakter heeft en waarin de stroomdalsoorten nog maar weinig voorkomen, neemt het gemiddelde mineraal N-gehalte een intermediaire positie in.

De gemeenschappen I tot en met VI hebben ook een lager pyrofosfaatgehalte dan de soortenarme hooi- en weilanden. De overige nutriënten vertonen een minder duidelijk beeld. De gemiddelde magnesiumwaarden zijn in het algemeen in de stroomdalvegetatie het laagst. Ook voor wat betreft het elektrisch geleidingsvermogen (een maat voor de ionenconcentratie) kunnen geen algemene conclusies worden getrokken, met betrekking tot de stroomdalgraslanden.

Stikstof is kwantitatief het belangrijkste voedingselement voor planten (Alberda 1968). Het komt echter in het moedermateriaal van de bodem niet voor, maar wordt tijdens de bodem- en vegetatieontwikkeling aangevoerd (uit de lucht, uit organisch materiaal en via N-binding) en opgehoopt. De omloopsnelheid van de stikstofkringloop in een oecosysteem is van groot belang voor de productie en samenstelling van de vegetatie (Lee, Mc Neill & Rorison 1983, Runge 1983). Verreweg het grootste deel van de stikstofvoorraad in de bodem is gebonden in organische stof en is als zodanig niet opneembaar (Zöttl 1968, Kemmers & Jansen 1985). De mineralisatiesnelheid van de organische stof is vaak de snelheidsbeperkende stap in de N-kringloop. De mineralisatiesnelheid wordt ondermeer bepaald door de kwaliteit van de organische stof. Een maat voor de kwaliteit van de organische stof is het C/N-quotiënt. Humus met een hoog C/N-quotiënt bevat moeilijk afbreekbare, stikstofarme bestanddelen. Een laag C/N-quotiënt heeft tot gevolg dat de humus gemakkelijker gemineraliseerd wordt. De mineralisatiesnelheid hangt behalve van de kwaliteit van de organische stof ook nog af van de chemische en fysische condities die de activiteit van micro-organismen bepalen (pH, vocht, zuurstof, temperatuur). Het C/N-quotiënt geeft bovendien een indruk of er bij afbraak van organische stof veel of weinig stikstof voor de plant beschikbaar komt. Bij bacteriële afbraak van organische stof met een C/N-quotiënt van 30 of hoger wordt alle stikstof direct gebruikt door de bacteriën zelf. Bij waarden tussen 8 en 20 blijft er een redelijke hoeveelheid voor de planten over.

De gemiddelde C/N-verhouding varieert in de A-laag van 9,1 tot 13,1 en in de B-laag van 7,5 tot 23,3. Dit betekent dat in vrijwel alle gevallen de mineralisatie geen belemmering kan vormen voor de nutriëntenvoorziening. Het C/N-quotiënt van goed verteerde stalmest en compost ligt tussen de 15 en de 20 (Scheffer & Schachtschabel 1976).

Het grootste deel van de stikstofvoorraad in de bodem is organisch gebonden. Adsorptief N of N in de bodemoplossing maakt hoogstens 1-2 % uit van de totale N-voorraad. 'Nalevering' van N komt vrijwel overeen met de microbiële mineralisatie van organisch gebonden stikstof. Op voedselarme gronden is de productie aan plantaardig materiaal in hoge mate afhankelijk van de omloopsnelheid van het organisch materiaal in het bodem-strooisel systeem (Charley & Richards 1983). Stikstof wordt door planten vrijwel uitsluitend opgenomen in de vorm van ammoniak of nitraat. De mate van stikstofmineralisatie wordt bepaald door:

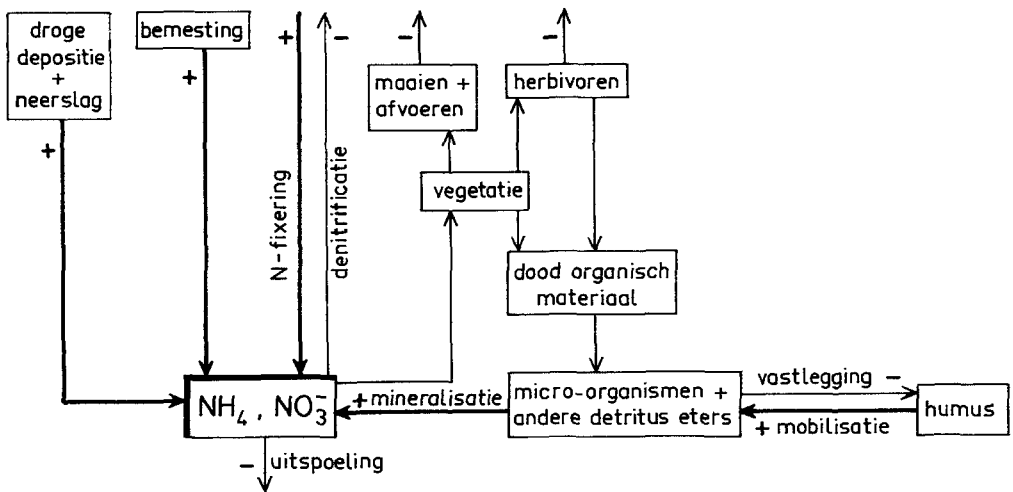
- C/N-verhouding; hoe lager de verhouding hoe sneller de mineralisatie, slechts materiaal met een C/N < 20 kan direct mineraal-N leveren (Harmsen & van Schreven 1955). Bij C/N-waarden boven 25 à 27 vindt meestal geen N-nalevering meer plaats (Zöttl 1968);
- pH; het optimum van de nitrificatie ligt in het neutrale gebied, beneden een pH 4 vindt nog nauwelijks mineralisatie plaats;
- vochtgehalte; N-mineralisatie neemt toe met toenemend vochtgehalte tot aan de veldcapaciteit en waterverzadiging, bij waterverzadiging neemt de denitrificatie sterk toe. In een bodem kan door de aanwezigheid van bodemagregaten tegelijkertijd nitrificatie en denitrificatie voorkomen. In goed doorluchte bodems bedraagt de denitrificatie tot 15 % van de N-bemesting en kan zelfs onder normale weersomstandigheden tot 30% bedragen;
- temperatuur; mineralisatie vindt al bij lage temperatuur (bijv. 5 °C) plaats, het optimum ligt tussen de 25 en 35 °C;
- doorluchting; nitrificatie is een sterk aerob proces;
- aanwezigheid van micro-organismen.

In braakliggend land is het mineraal N-gehalte het laagst in de winter, neemt snel toe in de lente en de voorzomer, blijft hoog gedurende de zomer en neemt snel af naar het winterniveau in de herfst (Kolenbrander 1968, Harmsen & van Schreven 1955). Het minimum in de winter wordt toegeschreven aan een remming van de mineralisatie ten gevolge van de lage temperatuur en aan de zware

uitspoeling. Onder een permanent grasland blijven de N-mineraal waarden het hele jaar laag. De omstandigheden in een grasland zijn gunstig voor een fixatie van beschikbaar N door microben (immobilisatie) in onoplosbare organische verbindingen.

Nitraat wordt nauwelijks geadsorbeerd en spoelt dus gemakkelijk uit. In Nederland kan in akkers tot 60 kg N/ha/jaar uitspoelen, terwijl in grasland zelfs bij hoge N-bemesting slechts tot 9 kg N/ha/jaar uitspoelt. In akkerland spoelt meer N uit omdat hier tijdelijk geen N-opnemende plantegroei is. De gemiddelde N-uitspoeling is het grootst op makkelijk waterdoorlatende zandbodem. De gemiddelde N-uitspoeling in zandbodem is 55 kg/ha/jr (27-113 kg/ha/jaar), terwijl dit op kleirijke bodem 21-26 kg/ha/jr (9-66 kg/ha/jr) is. Ammoniak wordt wel sterk vastgehouden door adsorptie, vooral in zwaardere bodems.

Behalve de mineralisatie zijn natuurlijk de bemesting, de N-binding en de droge depositie plus de neerslag belangrijke N-bronnen (zie figuur 31).



Figuur 31 : Stikstof-kringloop.

Een indirecte werking van bemesting is de verhoging van de opbrengst zodat de hoeveelheid makkelijk mineraliseerbare organische stoffen in de bovengrond toeneemt. Vrij levende bacteriën kunnen in akkers 0-60 kg/ha/jr. fixeren. Het aandeel van de

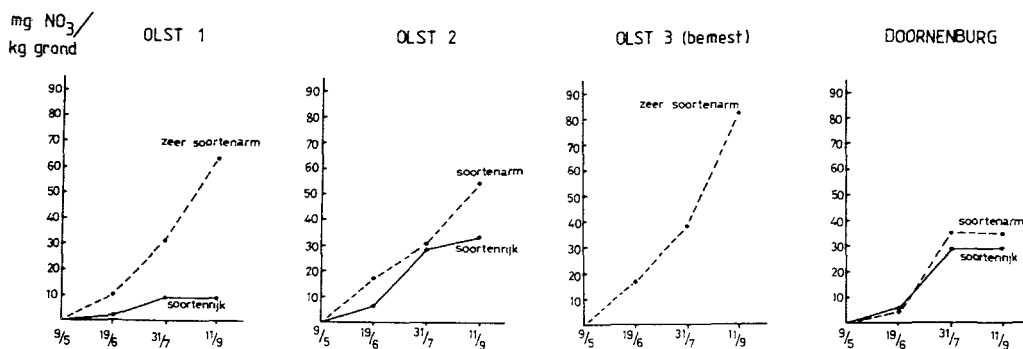
symbiontische N-binding hangt van het aandeel aan Leguminosen af. Droge depositie en neerslag kan wel 40 kg/ha/jr bedragen.

Meting van de op een bepaald moment in de bodem aanwezige hoeveelheid nitraat zegt erg weinig omdat nitraat voortdurend uitspoelt en bovendien voortdurend wordt opgenomen door plantewortels en micro-organismen (Nye 1968, Ellenberg 1977). Men mag verwachten dat de beschikbaarheid van stikstof voor de plant gecorreleerd is met de mate van mineralisatie van organisch materiaal in de bodem. Met behulp van de incubatiemethode kan men de netto-mineralisatie bepalen waarbij men de opname door hogere planten en de uitspoeling tegengaat (Zöttl 1958, Eno 1960, Schreven 1968, Gerlach 1973, 1978, Boller-Elmer 1977, Runge 1978). Netto-mineralisatie is het gehalte aan mineraal-N na incubatie minus het gehalte vóór incubatie en wordt geacht het voor planten beschikbare deel van de totale N-mineralisatie te zijn. Incubatie kan gebeuren in het veld en/of in het laboratorium.

Incubatie in het veld benadert beter de N-hoeveelheid die beschikbaar is voor de vegetatie. Incubatie in het laboratorium onder gestandaardiseerde optimale omstandigheden geeft direct vergelijkbare resultaten die een aanwijzing vormen voor het potentiële vermogen van de bodem om mineraal stikstof te leveren.

Een andere methode voor de bepaling van de beschikbare hoeveelheid stikstof in de bodem is het meten van het N-gehalte in de bovengrondse plantaardige delen waarbij ervan wordt uitgegaan dat dit gehalte een maat is voor de vruchtbaarheid van de bodem. Om praktische redenen, waaronder tijdgebrek, zijn deze methoden door ons niet (gewasanalyse) of nauwelijks (incubatiemethode) uitgevoerd. Scheper en van der Zee (1986) vonden bij soortenarme vegetaties een relatief hoge stikstofmineralisatie terwijl bij soortenrijkere vegetaties een beduidend lagere stikstofmineralisatie gemeten werd (zie figuur 32).

De verschillen in het koolstofgehalte zijn erg klein en zijn niet consequent lager in de stroomdalvegetatie. Hetzelfde geldt uiteraard voor het humusgehalte (berekend a.h.v. koolstofgehalte). Uitgaand van het gemiddeld humusgehalte is de bodem van de soortenarme graslanden en die van gemeenschap II sterk humeus (Scheffer & Schachtschabel 1976). De overige stroomdalvegetaties komen voor op een humeuze bodem. De variatie in de B-laag is groter en schommelt binnen de stroomdalvegetatie tussen humusarm (gemeenschap V) en humushoudend (gemeenschap II, III, IV, VI en VII). De ondergrond van de soortenarme graslanden is gemiddeld humeus. Het humusgehalte van de bodem van de soortenarme graslanden is gemiddeld gezien hoger dan van de stroomdalvegetatie.



Figuur 32 : netto stikstofmineralisatie (cumulatief) gedurende het seizoen (zeer soortenarm: 6-8 soorten per pq; soortenarm: 10-15 soorten per pq; soortenrijk: >25 soorten per pq).

Het organische stof gehalte beïnvloedt de bewortelingsintensiteit. Organische stof geeft de bodem een kruimelige structuur (Kononova 1961) waardoor enerzijds een hoge worteldichtheid kan ontstaan en anderzijds de wortels dieper in de bodem kunnen doordringen. Door de kruimelige structuur worden de kiemingsmogelijkheden vergroot. De snelheid van afbraak van organisch materiaal in de bodem is ondermeer afhankelijk van de zuurgraad.

Onder organische stof verstaat men in feite alle organische bestanddelen van de bodem waarin koolstof voorkomt en die men als volgt in niet scherp te onderscheiden fracties kan indelen:

1. organische bestanddelen afkomstig van planten en dieren en bestaande uit vrij stabiele verbindingen, ook wel aangeduid met de naam humus;
2. weinig verteerde resten van planten en dieren (micro-organismen) die nog in het stadium van afbraak verkeren. Ook het organisch materiaal dat bij de bemesting toegeediend wordt valt hieronder;
3. kooldeeltjes (grafiet, stukjes kool) die vrijwel inert zijn.

Vooral bij zandige bodems speelt de humus een belangrijke rol voor wat betreft het vochthoudend vermogen en het vasthouden (tegen uitspoeling) van plantenvoedingsstoffen.

De fosfaten in de bodem komen voor in:

1. bodemoplossing;
2. organisch materiaal;
3. anorganische verbindingen.

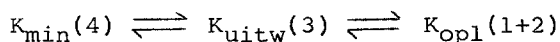


De verhouding waarin de drie genoemde fracties voorkomen is ondermeer afhankelijk van het gehalte aan organisch materiaal. Bij gronden met een laag organisch stofgehalte komt ongeveer 10% van het fosfaat in organische vorm en 90% in anorganische vorm voor. In hoeverre het fosfaat in organische verbindingen voor de plant beschikbaar is, is niet met zekerheid te zeggen. Wel vormt de aanwezigheid van dit organisch fosfaat een belangrijke voorraad die door hydrolyse voor de plant beschikbaar kan komen. Anorganisch fosfaat komt in zeer veel vormen en verbindingen voor die zich onderscheiden naar de mate waarin ze voor de plant beschikbaar zijn. Het onderzoek naar de fosfaatverbindingen in de grond en het extraheren van deze is zeer moeilijk omdat de fosfaathuishouding uitermate gecompliceerd is. De aard van de fosfaatverbindingen hangt ten nauwste samen met de zuurgraad van de grond. Bij pH-waarden 5,0 - 6,5 is de fosfaatconcentratie in de bodemoplossing het hoogst. De plant is echter in staat om door middel van het door de wortels geproduceerde koolzuur ook minder oplosbare verbindingen in oplosbare vorm te brengen zodat het kan worden opgenomen door de plant.

Kalium komt in de meeste bodems vrij bij de verwerking van het moedermateriaal (kleimineralen en veldspaten). Alleen pure kwartzanden zijn kaliumarm. Kalium komt in de bodem voor in de volgende fracties:

1. bodemoplossing. Het gehalte aan Kalium in de bodemoplossing is laag in vergelijking met de totale hoeveelheid;
2. dierlijke en plantaardige resten. Het merendeel hiervan is oplosbaar in water;
3. gebonden, in uitwisselbare vorm, aan minerale en organische bodemkolloïden: 1-10 % van het totaal;
4. gebonden, in (vrijwel) niet uitwisselbare vorm, in K-bevatende mineralen en in kristalroosters aan bepaalde kleimineralen (in Nederland vooral illiet): 90-98 % van het totaal.

Men kan de extracties afstellen op de fracties 1 en 2 en het gemakkelijk uitwisselbare deel van 3. Gebleken is echter dat de planten ook uit de reserve (fractie 4) putten. Het evenwicht:



verschuift ten gevolge van onttrekking door planten, onder invloed van bemesting en door aanvulling uit de reserve. De aanvullingsnelheid uit de reserve (nalevering) zal van meer belang

zijn voor de K-voorziening van de planten naarmate er minder uitwisselbare K aanwezig is.

Hoewel Kalium (met stikstof en fosfor) een van de drie hoofdnutriënten is, is er weinig bekend van de betekenis voor de vegetatiesamenstelling. Gebrek aan Kalium zal ontstaan op pure kwartszanden, door uitloging en door het onttrekken via oogsten van plantenmateriaal. Doorgaans spelen in zulke situaties andere beperkende factoren een meer prominente rol.

De bodem waarop de door ons onderzochte plantengemeenschappen voorkomen is in het algemeen neutraal tot basisch met in de subassociatie **agrostietosum tenuis** een gemiddelde pH-H<sub>2</sub>O tussen de 6 en de 7 en in alle andere gemeenschappen een gemiddelde pH-H<sub>2</sub>O van 8. De lagere pH's komen floristisch tot uiting in de aanwezigheid van een aantal soorten die indicatief zijn voor een zure bodem. Zoals te verwachten valt werden bij deze gemeenschappen lage CaCO<sub>3</sub>-waarnemingen gedaan. Bij een pH die gemiddeld boven de 7 ligt varieert op de dijken het gemiddelde CaCO<sub>3</sub>-gehalte van 2% tot 7%. Het gemiddelde CaCO<sub>3</sub>-gehalte ligt in de subassociatie **agrostietosum tenuis** tussen de 0% en 2%, in de overige gemeenschappen tussen 3% en 5%.

De zuurgraad is van groot belang voor de geschiktheid van de grond voor planten (Anderson 1965). De zuurgraad heeft vaak een indirect effect op de plantengroei, ondermeer via een verslechtering van de structuur (vocht- en waterhuishouding) maar vooral ook doordat de beschikbaarheid (oplosbaarheid) van bijvoorbeeld fosfaat en spore-elementen pH-afhankelijk is. Ook de snelheid van de humusomzetting is pH-afhankelijk, wat weer invloed heeft op de beschikbaarheid van de nutriënten.

De zuurgraad van de grond heeft een grote oecologische betekenis. Men onderscheidt in het algemeen twee groepen, namelijk planten die voornamelijk voorkomen op kalkrijke bodem of hiertoe zelfs beperkt zijn, de kalkminnende soorten, en planten die hierop juist ontbreken, de kalkmijdende soorten (Hope-Simson 1938, Steele 1955). In werkelijkheid vertonen de verschillende planten een verscheidenheid aan reacties variërend van extreem kalkmijndend tot extreem kalkminnend. Hiermee rekening houdend kan men grofweg 7 groepen onderscheiden (Grime & Hodgson 1969):

1. sterk kalkmijndend, bijvoorbeeld Bochtige smele;
2. indifferent, bijvoorbeeld Schapegras;
3. sterk kalkminnend, bijvoorbeeld Duifkruid;
4. een breed voorkomen met een maximum op zure grond, bijvoorbeeld Schapezuring;

5. een breed voorkomen met een maximum op neutrale bodem, bijvoorbeeld Valse salie;
6. een breed voorkomen met een maximum tussen pH 4 en 6, bijvoorbeeld Gewoon struisgras;
7. beperkt tot een bodem met een pH tussen 4 en 6, bijvoorbeeld Tormentil.

Kalkminnende soorten worden ofwel bevorderd door de chemische eigenschappen van de kalkhoudende bodems of zij vinden hier een wijkplaats voor de ongunstige effecten van zure bodems. Daarnaast komt in het westen van Europa een aantal soorten voor op kalkrijke gronden omdat deze in het algemeen relatief warm en droog zijn (Salisbury 1920). Van een aantal soorten varieert de mate van kalkminnend-zijn met het klimaat. Wilde marjolein, Kleine pimpernel en Grote centaurie zijn in het westen van Europa sterker gebonden aan kalkhoudende bodem dan in het centrum van hun verspreidingsgebied (Clymo 1963). Het negatieve effect van een zure bodem is vaak al merkbaar in het kiemstadium (Rorison 1967). Van Duifkruid sterft bijvoorbeeld op zure grond al 99 % van de kiemplanten in het vierbladig stadium (Kinsel 1983). Deze soort komt dan ook uitsluitend voor bij een pH hoger dan 6,5 of 7. Echt walstro en Kleine bevernel verdragen ook een lagere zuurgraad.

De hoge waterstofionenconcentratie zelf heeft pas een giftige werking in extreem zure bodems met een pH lager dan 3 (Arnon & Johnson 1942). Beneden pH 4,5 komen nog uitsluitend soortenarme vegetatietypen voor (Kinsel 1983, Kruyne 1964). Gebrek aan calcium leidt bij bepaalde gevoelige soorten tot beschadiging van het celmembraan. Dit heeft ernstige gevolgen omdat de uitwisseling tussen plant en bodem door het celmembraan in de wortelcellen wordt verzorgd. Semi-permeabiliteit van het celmembraan is een vereiste om de opgenomen ionen vast te houden. Verdwijnt door calciumgebrek de semi-permeabiliteit, dan verliest de plant bijvoorbeeld kalium. Kalkmijdende soorten krijgen daarentegen gele bladeren (chlorose) wanneer zij op kalkrijke grond worden geplant (Grime & Hutchinson 1967). Er zijn aanwijzingen dat dit het gevolg zou kunnen zijn van de inactivering van ijzer waardoor transport hiervan binnen de plant bemoeilijkt wordt. De chemische achtergrond hiervan is nog onbekend. Volgens een theorie vindt inactivatie van ijzer bij kalkminnende soorten niet plaats wat echter wel tot gevolg heeft dat ook de hoge aluminiumconcentraties in zure bodems niet worden gebonden wat vergiftiging tot gevolg heeft (Steele 1955). De oplosbaarheid van aluminium neemt toe bij een lagere pH. Hoge aluminiumconcentraties hebben een sterk remmende werking op de wortelgroei van kalkminnende plan-

ten. Wilde marjolein is bijvoorbeeld een soort die slecht groeit bij lage calciumconcentraties. Ook Sikkelklaver, Duifkruid, Ruige leeuwetand en Kleine pimpernel zijn zeer gevoelig voor aluminium-vergiftiging (Bradshaw et al. 1960). Verscheidene soorten nemen in het veld beneden pH 5 plotseling sterk in aantal af. Het is voor de instandhouding en hervestiging van de stroomdalflora dan ook van het grootste belang dat bij een eventuele dijkverzwaring het juiste bodemmateriaal wordt aangebracht.

De aanwezigheid van kalk veroorzaakt een neutrale tot zwak basische pH en indiceert tevens dat uitlogingsprocessen niet ver zijn gevorderd, zodat ook de voedingstoestand redelijk zal zijn. Ook het kalkgehalte heeft invloed op de soortensamenstelling van de vegetatie. De invloed is vaak indirect bijvoorbeeld door warmte-absorptie (Salisbury 1920). Kalkrijkdom uit zich op dijken dikwijls (afhankelijk van de grondsoort) in een grote soortenrijkdom.

Een andere belangrijke factor is het lutumgehalte. De zwaarste grond waarop nog een goed ontwikkeld soortenrijk stroomdalgrasland werd aangetroffen bestond uit zware zavel met in de A-laag (2-12 cm-mv), een lutumgehalte van 23% en in de B-laag (22-32 cm-mv) een lutumgehalte van 25%. Slechts eenmaal werd in de B-laag lichte klei (lutumgeh. 33%) aangetroffen maar daarbij bestond de bovengrond uit zand (lutumgeh. 5%). De gevonden stroomdalgemeenschappen verschillen echter onderling nogal in lutumgehalte. Deze factor is klaarblijkelijk van invloed op de soortensamenstelling, ook binnen de soortenrijke stroomdalgraslanden. Het lutumgehalte is gecorreleerd aan een groot aantal andere bodemfactoren (bijlage 13).

De zwaarste grondsoort waargenomen binnen de verschillende gemeenschappen varieert respectievelijk van kleiarm zand, zeer lichte zavel, zware zavel en lichte klei tot zware klei. De gemeenschap van **Sikkelklaver** en **Zachte haver** wordt bij een hoger kleigehalte vervangen door echte glanshaverhooilanden (Bakker 1965). Zand is in tegenstelling tot zwaardere grondsoorten goed doorlatend voor water, heeft een goede doorluchting, een geringe hoeveelheid "eigen" nutriënten, een geringe adsorptievermogen voor kalium- en nitraationen met als gevolg een snellere uitspoeling daarvan en een gering opslagvermogen van voor planten beschikbaar water.

Met uitzondering van gemeenschap I zijn er weinig verschillen in electrisch geleidingsvermogen tussen de onderscheiden plantengemeenschappen. Omdat het electrisch geleidingsvermogen fluctueert over het jaar, evenals met name het stikstofgehalte, dient het electrisch geleidingsvermogen meerdere malen per jaar gemeten

te worden wil men iets kunnen zeggen over de samenhang tussen deze bodemparameter en de voor de planten beschikbare hoeveelheid nutriënten.

Voor waterkerende dijken geldt dat er regelmatig aanvoer van nutriënten plaatsvindt door rivierwater, grazend vee, bemesting en verkeer. Afvoer vindt plaats door uitspoeling met regenwater. Bij zandige bodem zal deze uitspoeling sneller gaan dan bij kleiige bodem.

#### 4.2.2. Beheer

Werkelijk natuurlijk grasland was in Europa beperkt tot voor bos ongeschikte standplaatsen: boven de boomgrens, verlandingsgordels, veengebieden, bronmoerassen, kommen langs rivieren, lawinebanen en door groot wild opgehouden natuurlijke weiden. Pas na de introductie van de veeteelt in Europa, 7.000-10.000 jaar geleden, begonnen de halfnatuurlijke graslanden grote oppervlakten te begroeien. Twee of meer maal gemaaide hooilanden zijn waarschijnlijk niet ouder dan 1000 jaar (Ellenberg 1978). In Nederland is 60 % van de totale flora gebonden aan halfnatuurlijke plantengemeenschappen (van der Maarel 1975). Zoals alle halfnatuurlijke landschapselementen hebben ook de dijkgraslanden zich onder invloed van de mens gevormd (Knapp 1979). Het maaien en beweiden van de dijkhellingen ging struikvorming en boomopslag tegen. Door afvoer van het maaisel en door uitspoeling werden voedingsstoffen aan de bodem onttrokken en omdat bemesting meestal achterwege bleef verarmde (verschraalde) de bodem. Hierdoor ontwikkelden zich hier kruidenrijke graslanden (Green 1983). Het beheer blijkt dan ook een zeer belangrijke rol te spelen voor de soortensamenstelling van rivierdijkvegetaties. Bij een juist beheer worden nutriënten afgevoerd en tegelijkertijd wordt ook direkt in de structuur van de vegetatie en in de dominantieverhoudingen van de soorten ingegrepen. Onderdrukking van concurrentiekrachtige soorten maakt het voorkomen van andere, minder concurrentiekrachtige soorten mogelijk (Harper 1970). Bij hooien worden meer mineralen afgevoerd dan bij beweiden (Hendriks et al. 1985).

De dijktaaluds worden voornamelijk beweid en in mindere mate gemaaid of gehooid. In enkele gevallen vindt in het geheel geen beheer plaats. Elk beheer dat de overheersende, meest concurrentiekrachtige soorten meer aanpakt dan de andere soorten zal de soortsdiversiteit doen toenemen (Huston 1979).

In tegenstelling tot beweiding is een hooibeheer niet selec-

tief (Spedding 1971, Looman 1983). Alle soorten worden op hetzelfde tijdstip op dezelfde hoogte afgesneden. Bij extensieve beweiding ontstaat door het selectieve gedrag van de grazers een mozaiekpatroon van plekken met verschillende begrazingsdruk, vruchtbaarheid en betredingsintensiteit. Volgens Van Heerden (1979) levert extensieve begrazing met koeien een soortenrijkere vegetatie op dan met paarden of schapen. Extensieve begrazing leidt tot een extra variatie in de vegetatie die met machinaal maaien en hooien niet bereikt kan worden (Hendriks et al. 1985). Soorten als Kattedoorn en Wilde kruisdistel worden door hun stekeligheid bij bepaalde vormen van beweiding sterk bevorderd (Van Heerden 1979). Een lichte betreding kan de soortensamenstelling positief beïnvloeden. Bepaalde soorten zijn gevoelig voor tred (Obergföll 1984). Door hoefafdrukken ontstaan tijdelijke gaten in het plantendek waarin voor veel soorten kiemingsmogelijkheden ontstaan (Peet, Glenn-Lewin en Walker Wolf 1983, Harper et al. 1965). De verdichting van de bodem zorgt vaak voor verbeterde vochtomstandigheden en een beter contact tussen zaad en bodem.

Een aantal soorten zoals Frans raaigras (*Arrhenatherum elatius*), Goudhaver (*Trisetum flavescens*), Zachte haver (*Avenula pubescens*), Fluitekruid (*Anthriscus sylvestris*), Beemd-kroon (*Knautia arvensis*), Morgenster (*Tragopogon pratensis*), Bitterkruid (*Picris hieracioides*), Groot streepzaad (*Crepis biennis*), Glad walstro (*Galium mollugo*) en Bereklaauw (*Heracleum sphondylium*), komt vooral voor in echte hooilanden. Maaifrequentie en maaitijdstip zijn van belang (Wells 1970, Oomes en Mooi 1981, Häcker 1984). Dit geldt met name voor tweejarige soorten als Groot streepzaad en Morgenster. Deze soorten zijn voor hun voortbestaan geheel afhankelijk van zaadverspreiding. Wil men deze planten bevorderen dan moet pas worden gemaaid na de zaadverspreiding.

Engels raaigras (*Lolium perenne*), Kamgras (*Cynosurus cristatus*), Witte klaver (*Trifolium repens*), Ruige weegbree (*Plantago media*), Herfstleeuwetand (*Leontodon autumnalis*) en Timotheegras (*Phleum pratense*) zijn juist sterk gebonden aan beweiding. Bij gecontroleerd onderdrukken van de grassen blijkt bijvoorbeeld *Plantago media* sterk toe te nemen (Harper 1970).

#### 4.2.3. Overstromingsgevoeligheid

Vochtvoorziening en zomer-inundatie zijn belangrijke factoren die mede de floristische samenstelling van vegetaties op rivierdijken bepalen. Het dijkmilieu wordt in het algemeen gekenmerkt door een water- en nutriëntenstroom van de kruin van de dijk naar

beneden en door periodieke overstromingen (Bink 1980). Deze periodieke overstromingen bepalen voor een belangrijk deel de plaats en de mate van voorkomen van de op dijken voorkomende plantengemeenschappen (Moor 1958, Meisel 1977). Plantesoorten die kenmerkend zijn voor droge omstandigheden worden geleidelijk vervangen door soorten die kenmerkend zijn voor vochtige en natte omstandigheden (Klaver 1986). Ten gevolge van periodieke zomeroverstromingen kunnen deze overgangen echter ook tamelijk scherp zijn. Een aantal plantesoorten kan zomeroverstromingen namelijk slecht verdragen en komt daardoor niet of nauwelijks beneden de overstromingsgrens voor. Plantengemeenschappen die zomeroverstroming slecht verdragen zijn de **Koelerio-Corynephoretea**, de **Festuco-Brometea** en het **Mesobromion** (de Leeuw 1938, Scheper & van der Zee 1986). Deze gemeenschappen hebben hun optimum boven aan de dijk en worden vrijwel nooit overstroomd. Veel karakteristieke stroomdalsoorten behoren tot deze gemeenschappen.

Ook veel **Arrhenatheretum**-soorten zijn gevoelig voor overstromingen tijdens het groeiseizoen. Soorten uit het **Arrhenatheretum** komen echter verder naar beneden voor dan de bovengenoemde gemeenschappen.

Op het gedeelte van de dijk dat regelmatig overstroomd wordt komen veel planten voor van het **Ranunculo-Alopecuretum**. Deze gemeenschap is kenmerkend voor groeiplaatsen met een dynamische hydrologie. Onderaan de dijk, waar het permanent vochtig is, worden soorten gevonden uit de **Bidentetalia**- en **Phragmitetea**-klasse.

Door overstroming komen de planten in een zuurstofarme omgeving. Bij overstromingsgevoelige plantesoorten treedt hierdoor een versnelde glycolyse op die gepaard gaat met de vorming van giftig ethanol waardoor de planten afsterven. Bij overstromings-tolerante planten blijft deze versnelde glycolyse achterwege. In plaats van ethanol wordt het niet giftige appelzuur gevormd (Crawford 1969, 1972; Crawford & Mc Mannon 1968 1971; Boezeman 1981).

Overstromingen in de zomer hebben een groter effect op de vegetatie dan overstromingen in de winter, omdat in de winter de meeste planten in rust zijn en omdat in de zomer het water warmer is waardoor de glycolyse sneller verloopt bij overstromingsgevoelige planten.

Het effect van overstromingen voor de vegetatie is op zware grond sterker dan op zandgrond. Zandgrond is na afloop van een overstroming sneller opgedroogd zodat de wortels minder lang in een zuurstofarme omgeving blijven.

#### 4.2.4. Helling en expositie

Van het **Medicagini-Avenetum** komen bijna tweemaal zoveel opnamen voor op zuidhellingen als op noordhellingen. Dit komt overeen met de gegevens van Van Heerden (1979). Hetzelfde geldt wanneer het aantal op het zuidwesten geexponeerde opnamen wordt vergeleken met het aantal opnamen met een noordoost-expositie. De meeste opnamen komen voor bij een hellingsgraad tussen  $20^{\circ}$  en  $30^{\circ}$ , waar de zonnestraling het grootst is (Smith 1980).

Een groot aantal stroomdalsoorten heeft in West-Europa een zekere voorkeur voor steile hellingen met een expositie variërend van zuid-oost naar west (Grime & Lloyd 1973). Het hier voorkomende microklimaat komt in een aantal opzichten sterk overeen met het continentale klimaat in het centrum van hun verspreiding. Volgens de geo-oecologische verspreidingswet van Boyko (1947) is de micro-distributie van plantesoorten en van plantengemeenschappen afhankelijk van dezelfde omgevingsvoorwaarden als de algemene geografische verspreiding van de soort (macro-distributie), omdat beide bepaald worden door dezelfde oecologische amplitudo's. Volgens GÖrs (1966) komt de typische subassociatie van het Arrhenatheretum overwegend voor op noord-hellingen. Droogte- en warmteminnende soorten zijn onder de daar heersende omstandigheden niet meer opgewassen tegen de concurrentiedruk van soorten van vochtige standplaatsen (Aperdanner 1959). Zuidhellingen ontvangen meer zonnestraling dan noordhellingen (Smith 1980). Experimenten van Geiger tonen aan dat de warmste hellingen een zuid- tot zuidwest-expositie hebben. Een groot deel van de zonnestraling in de ochtend wordt gebruikt om de ochtenddauw te verdampen. Wanneer de zon tegen de middag de zuid- tot zuidwest-helling bereikt is deze opgedroogd zodat de zonnestraling gebruikt kan worden voor het opwarmen van de bodem. Deze hellingen zullen, wanneer zij een steilte hebben van  $30^{\circ}$ , in het algemeen de grootste hoeveelheid directe zonnestraling ontvangen, waardoor hier de temperaturen het meeste schommelen en het hoogste worden. Noord- tot noordoosthellingen ontvangen tijdens het zomersolstitium 50% minder instraling (Smith 1980). Zuidhellingen zijn daardoor warmer en droger en vertonen een grotere fluctuatie in dagen nachttemperatuur en vochtigheid (Anderson 1927, Boerboom 1964). Noordhellingen zijn koeler en vochtiger en hebben een microklimaat met een gelijkmatiger karakter.

Zandige of zavelige dijkhellingen hebben een geringere waterbinding dan kleidijken. Zuidhellingen met een zandige tot zavelige bodem kunnen dan ook bij warm zomerweer sterk uitdrogen. Dit leidt weer tot een verlaging van de bovengrondse plantenmassa



waardoor meer straling de bodem kan bereiken. Planten die hier groeien moeten in staat zijn om de tijdelijke watertekorten die gepaard gaan met een verminderd vermogen om voedingsstoffen op te nemen, te verdragen of te vermijden (Anderson 1927).

De soorten van de soortenrijke stroomdalgraslanden stellen dan ook geringe eisen aan de vochtvoorziening en de vruchtbaarheid. Dat de droogte alleen niet allesbepalend is blijkt uit het feit dat de stroomdalplanten bij overvloedige bemesting al gauw door concurrentie met de meer vochtminnende ruigtekruiden worden verdrongen (Müller 1966).

Volgens Bink (1980) zijn op rivierdijken op flauwe hellingen ( $10^{\circ}$  tot  $30^{\circ}$ ) soortenrijkere begroeiingen mogelijk dan op vlak terrein. Daarentegen kunnen op steile hellingen soorten voorkomen die elders schaars zijn. Het plaatselijk aanwezig zijn van steile hellingen begunstigt dus de verscheidenheid in milieutypen.

Bij een steilere helling is de afstroming van regenwater groter. Een helling van  $10^{\circ}$  houdt onder gelijke omstandigheden tweemaal zoveel water vast als een helling van  $30^{\circ}$ . Een steilere helling zal dan ook in het algemeen droger zijn dan een minder steile helling met dezelfde bodem, waardoor de stroomdalsoorten bevoordeeld worden op steilere hellingen.

Helling betekent een gradient in hoogteligging. Deze gradient langs het dijktalud komt met name tot uiting als gevolg van de materie- en nutriëntenstroming die optreedt van de kruin naar de teen tijdens regenval. Hoe langer het talud is en hoe steiler de helling, des te sterker wordt de teen beïnvloed door het hoger gelegen deel. Naarmate de helling steiler is, spoelt de bovenrand sterker af. Langs een dijkhelling is dus een tendens aanwezig van schraler worden van de bovenrand (door uitloging van de grond) en rijker worden van de teen.

#### 4.3. OORZAKEN VAN DE ACHTERUITGANG VAN DE STROOMDALVEGETATIE

De, op basis van dit onderzoek geconstateerde, achteruitgang van de stroomdalgraslanden en de soortenrijke Glanshaverhooilanden sluit aan bij de tendens die uit diverse wetenschappelijke onderzoeken en artikelen naar voren komt: met name de vegetaties van voedselarme standplaatsen hebben te lijden van een steeds intensiever wordende eutrofiering van het landschap (Plate 1985). Uit Westhoff & Weeda (1984) blijkt ondermeer dat vooral de droge, al dan niet open graslanden tot de meest bedreigde oecosystemen

van ons land behoren. Ook in de niet door ons onderzochte Maasvallei zijn de stroomdalgraslanden sterk achteruit gegaan (van Dijk et al. 1984).

Uit onderzoek naar het beheer op de locaties waar soortenrijk stroomdalgrasland verdween, blijkt dat de achteruitgang het gevolg is van:

1. Bemesting met kunstmest of stalmest en het in grote hoeveelheden dumpen van drijfmest en gier.

In een aantal gevallen werd van onderaf gegierd zodat de strook onder het hek niet werd bereikt en dus onbemest bleef. Dit is een van de redenen dat wij hier de stroomdalgraslanden nog aantreffen.

Het voedingsniveau van de bodem is van het allergrootste belang voor de soortenrijkdom en de soortensamenstelling van een grasland. Bij een toename van de bemesting neemt, met uitzondering van de extreem voedselarme graslanden, het aantal soorten af (Thurston 1969, Marschall 1966, Rorison 1970, van der Maarel 1971, Dirven & Neuteboom 1975, Elberse, Van de Bergh & Dirven 1983). De verschillende soorten kunnen in een verschralingsreeks worden gerangschikt (van Dijk 1984).

De hogere produktie ten gevolge van de grotere beschikbaarheid aan voedingsstoffen doet de massa aan bovengronds plantenmateriaal toenemen met als gevolg een afname van het aantal soorten (Silvertown 1980). De grootste soortenrijkdom wordt in het algemeen aangetroffen wanneer de bovengrondse plantenmassa (standing crop) inclusief strooisel zich tussen 350 en 750 gr/m<sup>2</sup>/jaar bevindt (Al-Mufti et al. 1977, Peet, Glenn-Lewinn & Walker Wolf 1983). In Zuid-Limburg vond Willems op kalkschraallanden de grootste soortenrijkdom bij waarden tussen de 150 en 350 gr/m<sup>2</sup>/jaar (Willems 1980). Volgens Schenkeveld en Verkaar mag de maximale bovengrondse biomassa om een soortenrijk krijthellinggrasland te handhaven niet groter worden dan 400 tot 500 gr/m<sup>2</sup>/jaar (Schenkeveld & Verkaar 1984). Altena en Oomes (1985) stellen dat het productieniveau van de vegetatie niet boven de 5-6 ton/ha/jaar droge stof mag komen (500-600 gr/m<sup>2</sup>/jaar). Klaver vond bij soortenrijke stroomdalgraslanden bovengrondse biomassawaarden van 325 en 648 gr/m<sup>2</sup>/jaar (Klaver 1986). Scheper en Van der Zee troffen soortenrijk stroomdalgrasland aan bij een bovengrondse biomassa van 484 en 674 gr/m<sup>2</sup>/jaar (Scheper en Van der Zee 1986).

Op rijke grondsoorten overheersen soorten met een snelle opname van voedingsstoffen (Janiesch 1973, Huston 1979, Dierschke & Vogel 1981). Deze concurrentiekrachtige soorten wor-

den in het algemeen onder andere gekenmerkt door:

- a. een hoog opgaande groeiwijze;
- b. een groeivorm die het mogelijk maakt om het milieu op intensieve wijze te exploiteren;
- c. een hoge maximale potentiële groeisnelheid;
- d. het vermogen om een dikke strooisellaag te vormen (Grime 1973).

Voor een uitgebreide opsomming van kenmerken, zie Grime 1984 en Grime & Huston 1975.

Na bemesting neemt de groeisnelheid snel toe, terwijl meestal nauwelijks sprake is van de aanleg van een inwendige voedselvoorraad. Onder gunstige omstandigheden hebben zij een grote concurrentiekracht waardoor de soorten van schralere bodem worden verdrongen (Harper 1970, Agerdanner 1958, Yemm & Willis 1962). Laatstgenoemde soorten krijgen te weinig licht en ruimte, terwijl ook de ontkieming negatief wordt beïnvloed (Grime en Jeffrey 1965).

De ruige zwelgers verbruiken daarentegen in een schraalland al gauw hun geringe voedselvoorraad, zij houden op met groeien en worden bevattelijk voor ziekten en voor de voor hen ongunstige omgevingsfactoren. Op de zeer soortenrijke onbemeste, permanente proefvlakken van Rothamsted (Thurston 1969) komt geen enkele dominerende soort voor, de vegetatie is kort en de opbrengst aan hooi is laag. Schraallandsoorten als Duifkruid (*Scabiosa columbaria*) komen later op gang, hebben een relatief lage groeisnelheid en kunnen met minder voedingsstoffen toe. Zij vertonen na bemesting nauwelijks een toename in groeisnelheid maar leggen in plaats daarvan voedselreserves aan (Stuart Chapin 1980). Hierdoor kunnen zij langer blijven groeien op een lager aanbod aan voedingsstoffen en zijn zij beter in staat om perioden met een lage beschikbaarheid daarvan te overleven (Bradshaw et al. 1964, Rorison 1967, Grime 1979, Stuart-Chapin 1983).

2. Geen beheer; dat wil zeggen het in het geheel niet meer maaien of beweiden waardoor zich plantenmateriaal ophoopt en een soortenarme ruigte ontstaat (van der Maarel 1971).

De beïnvloeding van plantengemeenschappen begon al met de komst van de neolitische mens. Vele soorten hebben zich hieraan aangepast en werden er zelfs afhankelijk van. Ophouden met maaien of begrazen heeft voor het grasland desastreuze gevolgen. Agressieve soorten die door het regelmatig verwijderen van hun bovengrondse delen geen kans krijgen, breiden zich bij achterwege blijven van het maaien snel uit en verdringen binnen enkele jaren een groot aantal concurrentie-

gevoelige soorten die bij gebrek aan licht en ruimte verdwijnen (Harper 1970, Watt 1970, Häcker 1984). Dit verschijnsel werd al in 1859 door Darwin, de grondlegger van de evolutietheorie, experimenteel vastgelegd. In "The origin of species" beschrijft hij hoe uit een hooiland negen soorten verdwenen nadat niet meer werd gemaaid. Hij merkte ook al op dat het ophouden met begrazing eenzelfde effect heeft.

Worden de graslanden aan hun lot overgelaten, dan hoopt zich afgestorven plantenmateriaal op zodat een dikke strooisellaag ontstaat. Deze 'viltlaag' maakt groei en kieming van zwakkere soorten onmogelijk (Watt 1970) terwijl door de afbraak hiervan de bodem verrijkt wordt met vrijkomende mineralen (Grubb, Green en Merrifield 1969, Dickinson 1984, Obergföll 1984). Het aantal soorten neemt hierdoor sterk af. Doordat het organisch materiaal vocht goed vasthoudt, wordt de bodem vochtiger. Op den duur vestigen zich bramen en houtige gewassen. Het blijkt omgekeerd onder bepaalde omstandigheden mogelijk om sterk vervilte en door verwaarlozing verruigde soortenarme graslanden te herstellen met behulp van een opnieuw ingevoerd maai- of beweidingsbeheer (Yodzis 1978, Korevaar et al. 1981, Willems 1983, Hillegers & Kokkelmans 1984, Dierschke 1985, Hillegers 1986).

3. Maaien zonder afvoer, of het verpulveren zonder afvoer van het maaisel, in het bijzonder het verpulveren door middel van het zogenaamde klepelen.

Met uitzondering van opslag van houtige gewassen heeft dit verder een vergelijkbaar effect als geen beheer. Er ontstaat al binnen enkele jaren een ruigte waarin Frans raaigras (*Arrhenatherum elatius*), Fluitekruid (*Anthriscus sylvestris*), Bereklaauw (*Heracleum sphondylium*), Grote brandnetel (*Urtica dioica*), Grote vossestaart (*Alopecurus pratensis*), en Kleefkruid (*Galium aparine*) overheersen en waaruit alle eenjarige en lage overblijvende soorten verdwijnen (Obergföll 1984). Deze negatieve effecten van de afwezigheid van beheer en van het maaien zonder afvoer ontstaan ook zonder enige vorm van bemesting.

4. Overbegrazing met schapen of groot vee.

Ook tegen overbegrazing en tegen een te intensief maaibeheer in combinatie met bemesting zijn maar weinig soorten opgewassen (Yodzis 1978) zodat zeer soortenarme korte grasbegroeiingen ontstaan die vrijwel uitsluitend bestaan uit Engels raaigras (*Lolium perenne*) en Ruw beemdgras (*Poa trivialis*) (Annema-Van Baal et al 1981).

Overbegrazing is ook van grote invloed op de fauna (Görs en

Müller 1969, Mabelis en Turin 1982). Bij intensieve beweiding neemt het aantal ongewervelde dieren af (Morris 1970, Hutchinson en King 1980). Een zeer snelle afname in aantal en biomassa vertonen bijvoorbeeld de duizendpoten, rechtvleugeligen (sprinkhanen e.d.), kevers, echte spinnen en springstaarten. Ook het aantal bloembezoekende insecten neemt drastisch af. Het aantal vlindersoorten in een soortenrijk grasland is meer dan 3x zo groot als in een bemest, intensief begraasd weiland (Cobham 1983). Dit is het gevolg van een afname van de kruidenrijkdom, van de structuur van de plantengroei en van de toename van de bodemverdichting, met weer als gevolg een gebrek aan leefruimte, aan afzetmogelijkheid voor de eieren, beschutting, voedsel en overwinteringsplaatsen en een verandering in de temperaturomstandigheden.

Overbegrazing betekent meestal een ernstige aantasting van de grasmat; toch kan men dit verschijnsel op de rivierdijken vaak waarnemen.

5. Gebruik van groeistoffen (herbiciden). Met name onoordeelkundig gebruik hiervan leidt tot de achteruitgang en het verdwijnen van vele kwetsbare plantesoorten.
6. Dijkverzwarringsprojecten; indien onvoldoende rekening wordt gehouden met de bijzondere flora en indien de garantie voor een natuurtechnisch beheer na de verzwaring of bij uitgekienende ontwerpen tijdens en na de verzwaring, ontbreekt (zie ook Adriaanse 1980).

#### 4.4. EROSIEBESTENDIGHEID EN EROSIE-BEINVLOEDENDE FACTOREN

##### 4.4.1. Holheid van de zode

Het is algemeen bekend dat een goed gesloten vegetatie een belangrijke bescherming biedt tegen erosie van bodemdeeltjes. Behalve van de vegetatie is de erosiebestendigheid afhankelijk van bodemfactoren als volumieke massa, plasticiteitsindex, lutumgehalte, zandgehalte, cohesie, doorlatendheid, organische stofgehalte, zoutconcentratie, kationenbezetting, kalkgehalte en soort kleimineraal.

Op een helling begroeid met een graszode veroorzaakt zelfs een flinke waterstroom weinig erosie omdat de energie van het stromende water vermindert door de wrijving met de taaie en elastische grashalmen. Zelfs nadat door golfslag de bovengrondse

plantendelen zijn weggerukt, blijven in de bovengrond wortelnetten over met een grote onderlinge samenhang en een zeer grote weerstand tegen erosie (Waterloopkundig Laboratorium en Laboratorium voor Grondmechanica 1984). Zonder plantengroei wordt de eroderende kracht rechtstreeks uitgeoefend op het kale bodempervlak zodat bodemdeeltjes makkelijker worden afgevoerd. De erosie is op kale grond meestal vele malen groter dan op een begroeide bodem (Strahler 1969, Morgan 1980, Batie 1983, Overkamp 1985). Naarmate de vegetatie dichter is en/of dieper wortelt, zullen de beschadiging en eventuele vernietiging worden vertraagd (Thierry et al. 1958). Volgens Huisman (1976) is de geslotenheid van de zode daarom een zeer belangrijke faktor.

Omdat de mening bestaat dat kruidenrijke graslanden met een hoge natuurwaarde een holle zode hebben, dat wil zeggen een kwetsbare zode met veel ruimte tussen de spruiten, en omdat tegelijkertijd deze plantengroei sterk bedreigd en zeer natuurbeschermenswaardig is, werd in februari 1985 onderzocht of deze zienswijze juist is (Droesen 1985).

Huisman stelt in dit verband dat 'zou de dijkgrasmat mede bestaan uit kruiden, dan komt de geslotenheid en de stevigheid van die graskruidenmat in gevaar'. Hij stelt zelfs dat het daarom af te raden is, om terwille van de landschappelijke aanblik en verdere milieuaspecten kruiden in het dijkgrasmengsel op te nemen en indien van nature aanwezig te tolereren. Hoewel Huisman hierbij vooral zeedijken op het oog heeft, stelt hij zijn opmerkingen heel algemeen. Volgens Thierry et al. (1958) dient vooropgesteld te worden, dat een goede beweiding voorwaarde is voor een stevige, dichte zode. Met een- of tweemaal maaien per jaar, zoals vaak gebruikelijk is, wordt dat volgens deze auteurs niet bereikt. Volgens hen kan maaien wel een dichte zode bevorderen als de dijk als gazon of sportveld wordt behandeld. Bovendien schrijven zij: 'indien zeer vaak wordt gemaaid, kan het gras blijven liggen'. Bovenstaande beweringen zouden, indien in praktijk gebracht, het einde betekenen voor de 'bloemdijken'. De resultaten van ons onderzoek werpen echter een ander licht op deze materie. Zeer kruidenrijke graslanden blijken, mits goed beheerd, de bodem minstens even goed te bedekken als schapeweiden. Een holle zode blijkt vooral voor te komen op een vruchtbare bodem en goed gesloten grasland vooral op voedselarme grond. Volgens de Vries en Kruijne (1960) wordt bij een hogere productie de kruidlaag eenzijdiger en de zode minder stevig met schade als resultaat. Vooral op natte bodem wordt de zode ook minder tredvast. Verder neemt bij toename van Engels raaigras de vorstgevoeligheid toe. Hooilanden hebben gemiddeld een 'hollere' zode dan beweide gras-

landen, de bedekkingspercentages fluctueren er echter sterker dan in weilanden. Dit komt doordat schrale soortenrijke hooilanden met een hoge natuurwaarde een hogere bedekking hebben dan voedselrijke arme hooilanden en verwaarloosde hooilanden.

#### 4.4.2. Doorworteling van de dijkvegetaties

Uit het onderzoek naar de doorworteling van de dijkvegetaties blijkt dat de stroomdalvegetaties (m.n. **Medicagini-Avenetum agrostietosum tenuis** en **Medicagini-Avenetum centaureetosum scabiosae**) een betere doorworteling hebben dan de soortenarme graslanden van voedselrijke bodem.

De doorworteling van de bodem is afhankelijk van een groot aantal omgevingsfactoren. Deze beïnvloeden de uitgebreidheid van het wortelstelsel in het algemeen op de volgende wijze (Braun-Blanquet 1928, Klapp 1971, Kutschera 1960, Kutschera 1966, Kutschera & Lichtenegger 1982, Kutschera-Mitter 1984):

##### 1. Vochtgehalte van de bodem:

Droogte (grote grondwaterdiepte, afname van de neerslag, toename van de verdamping, versnelde afvloeiing langs een steile helling) leidt tot een sterkere doorworteling van de bodem omdat de wortels het water als het ware moeten opzoeken. De mate van vertakking van de wortels, het aantal zijwortels en de lengte daarvan evenals de wortel-spruitverhouding nemen bij toenemende droogte toe. Diepe snel groeiende wortels zijn zeer geschikt om de oppervlakkige uitdroging van de bodem te ontwijken.

##### 2. Textuur:

De doorworteling neemt af naarmate de bodem zwaarder is. Op zandbodem ontwikkelt zich een groot en rijk vertakt wortelstelsel. In een zware bodem volgen de wortels hoofdzakelijk de spleten tussen de niet doorwortelde kluiten. Bij afname van het porienvolume en van de doorluchting van de bodem wordt de wortelgroei sterk geremd, de wortels zijn minder vertakt, krijgen minder wortelharen, bereiken een geringe diepte en een geringer wortelgewicht. Wel neemt de doorsnede van de wortels vaak sterk toe. De ongunstige invloed van een verminderde doorluchting is niet alleen het gevolg van zuurstofgebrek maar ook van een teveel aan koolzuurgas. Een scherpe overgang van profiellagen levert vrijwel steeds moeilijkheden op voor de wortelgroei. Hoe groter het verschil des te moeilijker is de overgang voor de wortels.

##### 3. Temperatuur:

### 3. Temperatuur:

Een relatief hoge bodemtemperatuur werkt sterk bevorderend op de groeisnelheid en de dieptegroei van wortels. Bij een hogere temperatuur vindt doorworteling van een bodemlaag van 30 cm diep in 14 dagen plaats, bij een lagere temperatuur duurt het 30 dagen. De grootste worteldiepte wordt daarom bereikt in de warmste gebieden.

### 4. Nutrientenniveau:

Fosfor en kalium en de meeste spore-elementen maar vooral stikstof bevorderen de wortel en de spruitgroei. De wortel-spruitverhouding neemt af doordat de bovengrondse groei sterker wordt bevorderd dan de ondergrondse groei. Bemesting verhoogt echter ook de bovengrondse productie van de vegetatie, wat weer leidt tot een sterke afname van de doorworteling. In het algemeen wordt de wortelontwikkeling steeds meer geremd naarmate de begroeiing dichter is. Wordt bemesting gevolgd door een toename van het graslandgebruik, dan leidt dit tot een verminderde grootte en diepte van het wortelstelsel. Prins (1976) vindt duidelijke aanwijzingen dat bij zeer hoge stikstofbemestingen de beworteling in hoge mate kan teruglopen, waardoor de grasmat sterk kan worden verzwakt en het risico van zodebederf toeneemt (zie 't Hart 1976).

### 5. Gebruik:

Ieder graslandgebruik betekent een plotselinge vermindering van het actieve bladoppervlak en tengevolge hiervan een onmiddellijke onderbreking of vermindering van de wortelgroei. Hoe intensiever het gebruik des te kleiner is de wortelhoeveelheid (Jones 1933, Whittaker 1979). In intensieve weilanden kan zich in de eerste 5 cm al 90% van de wortelmassa bevinden.

Wordt na maaien het maaigras niet verwijderd of wordt een grasland niet beheerd dan vormt zich een strooisellaag. Een dergelijke laag organisch materiaal houdt het water vast en heeft een vergelijkbaar effect op het wortelstelsel als regelmatig voorkomende lichte regenbuien. Dit leidt tot een ondiepe beworteling (Miller 1983).

### 6. Licht:

De grote hoeveelheid bij veel licht geproduceerde assimilaten komt de wortelgroei ten goede. Veel licht bevordert het ontstaan van een groot wortelstelsel.

### 7. Zuurgraad:

In het algemeen ontwikkelen planten in een zure bodem minder wortels dan in een basische bodem. Toevoeging van kalk leidt vaak tot een diepere wortelgroei.



Een goed ontwikkelde kruidenrijke vegetatie met een groot aandeel aan stroomdalplanten komt voor op matig droge, schrale, zandige tot zavelige basische bodem en bij voorkeur op een warme standplaats met een grote hoeveelheid zonnestraling. Het agrarisch gebruik is extensief en bestaat uit een- tot hooguit tweemaal per jaar maaien met afvoer van het maaigras of uit extensieve beweiding. Bemesting is geheel of vrijwel geheel afwezig.

Vergelijken wij deze kennis met bovenstaande gegevens, dan kan alleen al op theoretische gronden worden verwacht dat een kruidenrijke stroomdalvegetatie een omvangrijk goed ontwikkeld wortelstelsel zal hebben.

#### 4.4.3. Afschuifweerstand

De verschillen in de afschuifweerstand op geringe diepte (7 cm-mv) tussen de onderscheiden plantengemeenschappen zijn klein. Slechts gemeenschap V verschilt significant van de overige gemeenschappen. De verschillen in de afschuifweerstand op grotere diepte (60 cm-mv) zijn echter veel groter. De gemeenschappen VI, IX en X hebben een significant hogere afschuifweerstand dan gemeenschap I tot en met V. Ondanks dat op deze diepte geen bepaling van het lutumgehalte heeft plaatsgevonden lijkt het zeer waarschijnlijk dat het lutumgehalte positief gecorreleerd zal zijn met de afschuifweerstand, zoals ook op geringe diepte de afschuifweerstand positief gecorreleerd blijkt te zijn met het lutumgehalte.

Gesteld kan worden dat de worteldichtheid op een diepte van 60 cm-mv zo gering is dat deze vrijwel geen invloed meer heeft op de afschuifweerstand. Dit is echter wel het geval op 7 cm-mv. Een hypothese die hieruit wellicht kan worden afgeleid is dat de hogere worteldichtheid bij zandigere substraten het verschil in de afschuifweerstand tussen lokaties met een kleilig substraat en lokaties met een zandig substraat vrijwel teniet doet. Een top-laag bestaande uit een substraat van kleilig zand tot zavel lijkt dan ook, mits goed doorworteld, een acceptabele afschuifweerstand te hebben.

In strikt grondmechanische zin is de afschuifweerstand de weerstand die de grond biedt tegen verschuiving van deeltjes ten opzichte van elkaar. Op het moment dat de samenhang tussen de gronddeeltjes (cohesie) verloren gaat, onder invloed van een bepaalde afschuifkracht, wordt de maximale afschuifweerstand overschreden. Zonder vegetatie (doorworteling) en humus is de weerstand van zand en lichte zavel tegen afschuiving zeer gering. Bij

zwaardere gronden is de maximale afschuifweerstand groter door de grotere cohesie van de gronddeeltjes. Het vochtgehalte van de bodem speelt een belangrijke rol voor de maximale afschuifweerstand.

Door middel van bepaling van de maximale afschuifweerstand kan worden nagegaan welke weerstand verschillende bodemtypen leveren tegen afschuiving en beschadiging. Een belangrijke factor hierbij is de mate van doorworteling (worteldichtheid).

De maximale afschuifweerstand vormt in dit verband een maat voor de sterkte van de zode. Te verwachten is dat een goed doorwortelde grond een andere (hogere) afschuifweerstand levert dan eenzelfde grond zonder wortels en dat dit effect sterker is naarmate het kleigehalte daalt.

#### 4.4.4. Penetratieweerstand

De resultaten van de metingen van de penetratieweerstand geven geen duidelijke correlaties te zien met de overige bodemfactoren. Voor de A-laag (2-12 cm-mv) blijkt slechts het siltgehalte significant (negatief) gecorreleerd te zijn met de penetratieweerstand, terwijl het slibgehalte, het  $N_{tot}$ -gehalte, het lutumgehalte, het zandgehalte en de concentratie P slechts matig gecorreleerd ( $0,05 < p < 0,10$ ) zijn (slibgehalte,  $N_{tot}$ -gehalte en lutumgehalte: negatief; zandgehalte en concentratie P: positief).

Het vochtgehalte speelt echter bij de penetratieweerstand een belangrijke rol. Bij andere vochtomstandigheden (uitdroging, waterverzadiging) zullen deze correlaties waarschijnlijk niet meer gelden, zodat gesteld kan worden dat uit de metingen van de penetratieweerstand geen eenduidige conclusies getrokken kunnen worden.

In het bodemkundig, cultuurtechnisch, teeltkundig en vegetatiekundig onderzoek wordt op ruime schaal gebruik gemaakt van penetrometers. Dit is het gevolg van de eenvoudige en snelle wijze waarop met de penetrometer de indringweerstand van de grond kan worden gemeten als maat voor de mechanische sterkte. De zogenaamde penetratieweerstand wordt ondermeer gebruikt voor het vaststellen van de berijdbaarheid van hooiland, de draagkracht van grasland en de doorwortelbaarheid van bodemprofielen.

De penetratieweerstand is, behalve van de aard van het bodemmateriaal, afhankelijk van de bodemstructuur en van het vochtgehalte. Vooral in de bovengrond kan de structuur en daarmee de penetratieweerstand sterk beïnvloed worden door het landgebruik. De penetratieweerstand stijgt bij een dalende porositeit en bij

een dalend vochtgehalte. Dit is vooral het geval bij kleigronden, die in droge toestand hard en in natte toestand plastisch zijn. Een profiel waarin in een droge periode slecht doorwortelbare lagen voorkomen, kan dus in een nattere periode goed doorwortelbaar zijn. De gemeten penetrometerwaarden kunnen in principe dan ook niet geïnterpreteerd worden als niet tevens het vochtgehalte van de grond ten tijde van de metingen bekend is.

#### 4.4.5. Erosiebestendigheid van rivierdijktaluds

Het belang van de vegetatie voor de remming van de erosie is algemeen bekend. De mate van erosie is afhankelijk van de snelheid van de waterstroom en de mate waarin de plantewortels en het bladerdek (Strahler 1969) de bodemdeeltjes vasthouden. Op een helling begroeid met gras veroorzaakt zelfs een diepe waterstroom weinig erosie. Zonder vegetatie wordt de eroderende werking direct op de kale grond uitgeoefend waarbij de bodemdeeltjes gemakkelijk worden losgemaakt en weggespoeld (Strahler 1969). Ook uit het onderzoek van het Waterloopkundig Laboratorium (1980) bleek zowel bij proeven in het laboratorium als in het veld dat een goede grasmat op een goede ondergrond bestand is tegen stroomsnelheden in de orde van grootte van 6 m/sec. Ook werd het grote belang van een goede doorworteling aangetoond.

De erosiegevoeligheid van een soortenarme schapeweide, een grasmat die dijkbeheerders als zeer erosiebestendig beschouwen, blijkt gemiddeld ongeveer gelijk aan tot iets hoger dan die van de soortenrijke stroomdalgraslanden. Met andere woorden; de erosiebestendigheid van soortenrijke stroomdalgraslanden is minstens even groot als de erosiebestendigheid van schapenweiden, die voldoende erosiebestendig geacht worden (zie ook Massa & Van Rooyen 1979)

De lokaties met een goede erosieweerstand blijken in het algemeen onbemest te zijn, terwijl het beheer en het lutumgehalte varieert. De lokatie met de beste erosieweerstand blijkt nooit beweid te zijn en wordt tweemaal gemaaid met afvoer van het maaisel.

Bij de lokaties met een slechte erosieweerstand vindt bemesting plaats of het gemaaide materiaal blijft liggen. Dit is in overeenstemming met Schothorst (1970) die stelt dat zwaardere stikstofbemesting, een hoger organische stofgehalte en een hoger vochtgehalte de stevigheid van de zode negatief beïnvloeden.

Het lutumgehalte is in beide categorieën sterk variabel. Een dijktalud kan dus voldoende erosiebestendig zijn op substraten

met een laag lutumgehalte. Schippers en Pon (1983) kwamen in hun onderzoek tot dezelfde conclusie: "Uit het onderzoek komt naar voren dat een combinatie van lichte gronden met een kruidenrijke rivierdijkvegetatie een belangrijke functie kan hebben bij de bescherming van het buitenbeloop tegen aantasting door water" en "Van alle zavelgronden met 8 tot 25 % lutum geldt dat de combinatie van lutumgehalte en vegetatie voldoende erosiebestendig is". De lokatie met op een na de beste erosieweerstand heeft tevens met een lutumgehalte van 3,5% de lichtste grond. Deze lokatie wordt extensief begraasd. De zwaarste grond (35,1% lutum) werd aangetroffen op een lokatie met bijna de slechtste erosieweerstand. Deze lokatie werd geklepeld en er vond geen afvoer van materiaal plaats. Interessant is in dit verband de opmerking met betrekking tot het Waterschap Salland: "de indruk bestaat dat de taluds nu veel sneller beschadigd worden dan vóór de versterking, toen de dijken bestonden uit meer zandiger materiaal waarin de grasmat zich zeer diep had geworteld" (Centrum Onderzoek Waterkeringen 1980, pag. 13).

Zowel voor de erosiebestendigheid van de dijkbegroeiing als voor de instandhouding of verhoging van de natuurwaarde is een juist beheer van de dijkvegetatie van groot belang. Natuurbelang en het civieltechnische veiligheidsbelang gaan hier helemaal samen. Natuurtechnisch beheer van het dijkgrasland bevordert de erosiebestendigheid van de dijktaaluds.

#### Evaluatie van de bij de erosieproeven gebruikte methoden

Van de toegepaste erosieproeven blijken de resultaten van de meting van het relief het minst aan te sluiten bij de resultaten van de overige experimenten. Met name het zwellen van de moslaag en de bovenste laag van de bodem veroorzaakt door wateropname tijdens de sproeioproef werkte nadelig bij het meten van het relief.

Zowel de laboratoriumproef (beide methoden) als de veldproef (bepaling van gewichtsafname) blijken goed te voldoen. De verschillen tussen de verschillende lokaties zijn bij de veldproef groter dan bij de laboratoriumproef. Bij de laboratoriumproef kan worden volstaan met de meting van de totale gewichtsafname gedurende de gehele proef zodat eventueel de tussentijdse metingen van de gewichtsafname achterwege gelaten kunnen worden. Dit spaart veel tijd, daar naast de gewichtsbepalingen dan tevens de tijdrovende uitlektijden voor elke meting komen te vervallen.

De erosie-centrifuge proef heeft een aantal nadelen. De proef

wordt uitgevoerd aan een zeer klein monster zodat de kans dat dit monster representatief is, wel erg klein wordt. Tijdens de monstername worden wortels doorgesneden.

De eroderende werking vindt niet van boven op de bodem plaats maar rechtstreeks van opzij op het snijvlak. 'Verontreinigingen' als grint, stukjes hout en afgesneden wortelresten spoelen gemakkelijk uit waardoor snel gewichtsverlies en uiteenvallen van het monster optreedt en de resultaten minder betrouwbaar worden. Tenslotte is de analyse bijzonder kostbaar.

Toch kan ook uit de erosie-centrifuge proef worden geconcludeerd dat de goed ontwikkelde, soortenrijke stroomdalgraslanden een relatief goede erosiebestendigheid hebben. Het feit dat dit uit alle drie, onafhankelijk van elkaar uitgevoerde, methoden van erosie-onderzoek blijkt, maakt de kans dat onze waarnemingen op toeval berusten bijzonder klein.



## 5. CONCLUSIES

### PLANTENGEMEENSCHAPPEN

#### 1. Syntaxonomie

Op basis van de soortensamenstelling zijn op de onderzochte rivierdijktaluds 10 plantengemeenschappen onderscheiden. Deze gemeenschappen worden tot de volgende syntaxa gerekend:

- I Medicagini-Avenetum pubescentis subassociatie agrostietosum tenuis, met Cypreswolfsmelk en Bitterkruid
- II Medicagini-Avenetum pubescentis subassociatie agrostietosum tenuis, met Veldbeemdgras en Akkerwinde
- III Medicagini-Avenetum pubescentis subassociatie agrostietosum tenuis, met Klein streepzaad en Gewone ereprijs
- IV Medicagini-Avenetum pubescentis subassociatie agrostietosum tenuis, met Scherpe boterbloem en Gewone ereprijs
- V Medicagini-Avenetum pubescentis subassociatie centaureetosum scabiosae
- VI Medicagini-Avenetum pubescentis subassociatie cynosuretosum
- VII Gemeenschap met Wilde marjolein en Glad walstro; fragmentair Medicagini-Avenetum pubescentis, een overgang vormend naar het Arrhenatheretum elatioris subassociatie inops
- VIII Arrhenatheretum elatioris subassociatie inops, met Kleefkruid en Grote brandnetel
- IX Arrhenatheretum elatioris subassociatie inops, met Ruw beemdgras en Engels raaigras
- X Poo-Lolietum

#### 2. Verspreiding van de plantengemeenschappen

Van de 10 onderscheiden vegetatie-eenheden hebben er 7 een duidelijk geografisch zwaartepunt. Goed ontwikkelde stroomdalgraslanden zijn veel algemener in het Ijsselgebied ten noorden van Deventer dan in het overige gebied van de grote rivieren.

#### 3. Soortsdiversiteit van de gemeenschappen

In het **Medicagini-Avenetum** komen de meeste vanuit natuurbeschermingsoogpunt interessante soorten voor en tevens is de soortsdiversiteit het grootst.

#### **4. Kieming en vestiging**

Uit kiemprouven met Grote centaurie, Beemdkroon, Veldsalie, Kleine bevernel en Wilde marjolein blijkt dat voor deze soorten niet altijd gaten in het plantendeck aanwezig hoeven te zijn. Dit hangt sterk af van de standplaatsomstandigheden. Vestiging blijkt slechts plaats te vinden in de grotere gaten.

### **NATUURTECHNISCHE RANDVOORWAARDEN**

#### **5. Te gebruiken materiaal voor dijkconstructies**

Het gebruikte materiaal voor de dijkconstructie, met name voor de toplaag, moet bij voorkeur bestaan uit matig lichte zavel of uit een lichtere grondsoort. De bodem mag maximaal bestaan uit zware zavel met een lutumgehalte van 25%. Indien de veiligheid dit toelaat verdient het aanbeveling om ook lichtere grond aan te brengen omdat ook binnen de soortenrijke stroomdalgraslanden het lutumgehalte van invloed is op de soortencombinaties. Verschillende soorten hebben een voorkeur voor lichtere gronden. Mogelijk kan zich ook een soortenrijk stroomdalgrasland ontwikkelen op een bodem met een bovenlaag van licht materiaal op een onderlaag van zwaardere grond.

#### **6. Zuurgraad, kalk- en humusgehalte van de bodem**

De stroomdalgraslanden op de rivierdijken komen in het algemeen voor op een grondsoort met een pH tussen de 6 en 8 en een  $\text{CaCO}_3$ -gehalte tussen 1% en 6%. Bij een lagere pH komen soorten voor die indicatief zijn voor een zure bodem. Het gemiddelde humusgehalte varieert in de A-laag van 3,2 tot 4,7 % terwijl de gemiddelde C/N-verhouding varieert van 10,4 tot 13,8. In de B-laag variëren deze waarden respectievelijk van 0,8 tot 2,4 % en van 7,5 tot 23,3.

#### **7. Overstromingsgevoeligheid**

De stroomdalsoorten zijn gevoelig voor overstroming en komen vrijwel uitsluitend voor boven de maximale hoogwaterstand. De benedengrens van de soortenrijke droge stroomdalgraslanden ligt loodrecht 2,00-2,30 m beneden MHW (Maatgevend Hoog Water, Rijkswaterstaat Dienst Binnenwateren 1986).



## 8. Helling en expositie

De meeste stroomdalgraslanden werden aangetroffen op zuid- en zuidwest-geëxponeerde hellingen met een helling tussen de 20° en 30° (1:3 - 1:2). Wil men de stroomdalvegetatie bevorderen dan moet hiermee bij de dijkconstructie rekening worden gehouden.

## 9. Bemesting en beheer

De voornaamste factoren, verantwoordelijk voor de soortensamenstelling van de dijkvegetatie zijn, nutriënteniveau en beweidings-(oogst)intensiteit. De aangebrachte grondsoort mag niet te vruchtbaar zijn en het juiste beheer na aanleg moet verzekerd zijn.

## ACHTERUITGANG

### 10. Mate van achteruitgang

Stroomdalgraslanden zijn zeer sterk achteruitgegaan en dreigen binnen afzienbare tijd vrijwel geheel van de rivierdijken te verdwijnen. In 17 jaar tijd is het aantal plaatsen op rivierdijken met 56% verminderd. Omdat ook de overgebleven lokaties vaak uit resten bestaan is de situatie in feite ernstiger. Zelfs tijdens de afgelopen twee jaar (de onderzoeksperiode) verdween een aantal fraaie lokaties.

### 11. Oorzaken van achteruitgang

Bij de achteruitgang speelt het ontbreken van een beheer of de aanwezigheid van een slecht beheer een hoofdrol. Het dumpen van gier en drijfmest is ook een belangrijke oorzaak van de achteruitgang van de stroomdalgraslanden terwijl ook het laten liggen van het maaisel een negatieve uitwerking heeft. Ook een te intensieve begrazing is vanuit natuurtechnisch gezichtspunt negatief.

## BEHEER

### 12. Aan te raden beheer

Uit eigen onderzoek naar het op dijkgraslanden met een hoge natuurwaarde gevoerde beheer en uit de literatuur blijkt dat de soortenrijke graslanden op een aantal manieren bevorderd of in

stand gehouden kunnen worden. De volgende handelwijze zal in het algemeen bijdragen tot de instandhouding van waardevolle stroomdalgraslanden (zie ook Ter Hoeve 1973, Bink 1980, Gilgen 1983, Londo 1983, Häcker 1984):

1. bemesting dient (vrijwel geheel) achterwege te blijven. In de 40er jaren lag de gemiddelde bemesting tussen 40 en 60 kg N/ha/jr; deze gebruiksintensiteit wordt dan ook vaak in beheersgebieden en soms zelfs in reservaatgebieden toelaatbaar geacht (Altena & Oomes 1985);
2. de dijkhelling moet worden gemaaid en daarbij moet het maaisel altijd worden afgevoerd. Het maaien kan op de volgende wijze gebeuren:
  - a. op de schralere gronden is 1x maaien eind augustus of begin september voldoende;
  - b. op de voedselrijkere wat zwaardere gronden moet 2x worden gemaaid, de eerste maal rond half juni en de tweede keer eind augustus/begin september. Dit schema moet niet te star worden toegepast: dat wil zeggen dat aanpassing van het maaitijdstip noodzakelijk kan zijn in verband met bijzondere omstandigheden;
  - c. in bepaalde gevallen (bijv. bij een vegetatie met veel Marjolein) kan het positief werken om eens in de 2 tot 3 jaar te maaien.

Extensieve nabeweidings na het maaien in september, bijvoorbeeld met een gering aantal stuks vee per weiland heeft vaak een gunstige uitwerking; hetzelfde geldt voor beweiding uitsluitend in april/mei, gevolgd door een maaibeurt aan het eind van de zomer.

3. Bij afwezigheid van een maaibeheer dient het grasland extensief tot normaal beweid te worden. Wat dit precies betekent voor de rivierdijken kon niet worden onderzocht omdat de beweidingsdruk op één plek door de jaren heen sterk kan verschillen. De normen van het Rijksinstituut voor Natuurbeheer zijn door het bijzondere karakter van de dijken (lintvormig en steil, er mag geen opslag plaatsvinden) niet zonder meer toepasbaar. In de praktijk zal de begrazing op rivierdijken iets intensiever moeten zijn dan volgens deze normen, bijvoorbeeld maximaal 1 pink of 3 schapen per hectare. Extensieve begrazing met koeien levert een soortenrijkere vegetatie op dan met paarden of schapen (van Heerden 1979). Extensieve begrazing met schapen heeft op de krijthellinggraslanden van Limburg tot

goede resultaten geleid. Bij extensieve beweiding is het op dijken noodzakelijk om bossen te maaien. De realiseerbaarheid van begrazing op de rivierdijken met een schaapskudde met herder, zoals voorkomt op de dijken van het Julianakanaal, moet worden onderzocht.

Voor een goed resultaat mag het beheer door de jaren heen niet al teveel veranderen. Is er sprake van een grasland met een hoge natuurwaarde, dan kan het bestaande beheer het best onveranderd worden voortgezet.

### **VEILIGHEIDSASPECT**

#### **13. Bovengrondse bedekking**

Een hooilandbeheer met afvoer van maaisel en lichte voor- of nabeweiding is zowel gunstig voor een op maaiveldniveau goed gesloten vegetatie als voor de instandhouding van de zeer waardevolle soortenrijke rivierdijkgraslanden.

#### **14. Doorworteling**

De onderzochte soortenrijke stroomdalgraslanden blijken vrijwel allemaal een betere doorworteling te hebben dan de overige rivierdijkgraslanden.

#### **15. Erosieweerstand**

De onderzochte soortenrijke stroomdalgraslanden blijken vrijwel allemaal een minstens even grote erosieweerstand te hebben als schapenweiden. De overige soortenarme graslanden hebben alle een (veel) kleinere erosieweerstand. Hierbij vormen het nutriënniveau en het beheer, voorzover dit leidt tot een verhoging daarvan, zeer belangrijke factoren. Bemesting en mulchen zijn zowel uit erosieoverwegingen als uit natuurtechnisch oogpunt negatief.

#### **16. Kleigehalte van de toplaag**

Een soortenrijk stroomdalgrasland kan op een bodem met een laag lutumgehalte voldoende erosiebestendig zijn. De onderzochte lokaties met een soortenrijk grasland bleken vrijwel allemaal met een lager lutumgehalte een hogere erosiebestendigheid te hebben dan de daarmee vergeleken schapeweide met een hoger lutumgehalte.



## AANBEVELINGEN VOOR VERDER ONDERZOEK

Hoewel dit onderzoek tot een aantal duidelijke conclusies heeft geleid, zou het goed zijn als een aantal aspecten nog (nader) wordt onderzocht.

1. Het onderzoek was beperkt tot de IJssel en het oostelijke rivierengebied. De dijken van het westelijke rivierengebied en de zeedijken dienen nog te worden onderzocht. In dit kader vindt al onderzoek plaats bij de vakgroep Vegetatiekunde, Plantenoecologie en Onkruidkunde van de Landbouwniversiteit naar de plantengemeenschappen op de dijken van het Juliana-kanaal en op de dijken van de Zak van Zuid-Beveland.
2. De beheersgegevens zijn tijdens dit onderzoek verkregen door de beheerders te interviewen. Hoewel zo een goed beeld ontstond van de beheersomstandigheden waaronder de soortenrijke stroomdalvegetaties voorkwamen zijn de gegevens weinig exact. Dit is het gevolg van het sterk wisselende karakter van het dijkbeheer. De beweidingsintensiteit is elk jaar en ook gedurende het seizoen sterk verschillend. Een talud kan het ene jaar worden beweid en het andere jaar gehooïd. Voor een goede analyse van het beheer zijn preciesere gegevens nodig over de beweidingsintensiteit in relatie tot de verschillende grondsoorten. Het verdient dan ook aanbeveling om de invloed van aanleg en beheer meerjarig experimenteel te vervolgen. In dit kader is op de Waalbandijk bij Zaltbommel begonnen met een meerjarig onderzoek naar de vegetatie-ontwikkeling op verschillend aangelegde dijkellingen. Deze dijken zijn vervolgens op verschillende manieren ingezaaid of er is zode-materiaal teruggezet. Op de verschillende aanlegvarianten worden bovendien verschillende beheersvarianten toegepast. Het verdient aanbeveling om een dergelijke proef ook langs de IJssel uit te voeren.
3. De relatie tussen de soortsdiversiteit van de verschillende plantengemeenschappen en de bovengrondse biomassa dient te worden onderzocht.
4. Het bodemonderzoek zou door het meten van de netto-mineralisatie door middel van incubatieproeven belangrijk kunnen worden aangevuld. Het meten van de stikstof- en fosforgehaltes in het bovengrondse plantenmateriaal kan bovendien een belangrijke aanwijzing leveren voor de voedingstoestand van de bodem.

5. Bij het onderzoek naar de holheid van de zoden is met opzet gebruik gemaakt van homogene vegetaties. De invloed van het vee en ook van mollen, woelmuizen en dergelijke is buiten beschouwing gebleven.
6. De geconstateerde verschillen in de erosieweerstand van de verschillende plantengemeenschappen dient diepgaander te worden onderzocht.

## LITERATUUR

- Adriaanse, L.A., 1980.** Onderzoek naar de gevolgen van de dijkverzwaring op de vegetatie van de dijken langs de Oosterschelde. Deltadienst, hoofdafd. Milieu en Inrichting, studentenrapport 5-80, Middelburg.
- Adriani, M.J. & J. Vlieger, 1951.** Plantensociologie. In: G.J.A. Mulder (red.), Handboek der Geografie van Nederland II: 130-164.
- Adriani, M.J., 1984.** Vijftig jaar natuur- en landschapsbescherming. Stichting Het Zuidhollands Landschap.
- Alberda, Th., 1968.** Some aspects of nitrogen in plants, more specially in grass. Stikstof 12: 97-103.
- Al-Mufti, M.M., C.L. Sydes, S.B. Furness, J.P. Grime & S.R. Band, 1977.** A quantitative analysis of shoot phenology and dorminance in herbaceous vegetation. J. of Ecol. 65: 759-791.
- Altena, H.J. & M.J.M. Oomes, 1985.** Te verwachten graslandvegetaties bij extensivering van het gebruik. De Levende Natuur 86 (1): 16-20.
- Anderson, V.L., 1927.** Studies of the vegetation of the English chalk. V. The water economy of the chalk flora. J. of Ecology 15: 72-129.
- Anderson, J., 1965.** Studies on structure in plant communities. I. An analysis of limestone grassland in Monk's Dale Derbyshire. J. of Ecol. 35 (1): 97-107.
- Annema-van Baal, A.M.J., G.J. Eenkhoorn, A.C. Fennema- Rijkee, Joh. Hellenthal, A.H. Koridon & J. Rook, 1981.** Een bloeiende zode aan de Zalkerdijk gezet. Ver. v. Natuurstudie en -bescherming "IJsseldelta", Kampen.
- Aperdannier, R., 1959.** Über die ökologischen Grenzen der Glattha-verwiese (*Arrhenatheretum elatioris*) im Vogelsberg. Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau 107 (4): 371-390.
- Arnolds, E.J.M. & E.E. van der Maarel, 1979.** De oecologische groepen in de standaardlijst van de Nederlandse flora 1975. Gorteria 9 : 303-312.
- Arnon, D.I. & C.M. Johnson, 1942.** Influence of hydrogen ion concentration on the growth of higher plants under controlled conditions. Plant Physiology 17: 525-539.
- Bakker, A., 1965.** Botanical grassland research and nature conservation. Neth. J. agric. Sci., Vol 13 (2): 190-200.
- Barkman, J.J., 1958.** Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. Diss. Leiden.
- Barkman, J.J., H. Doing & S. Segal, 1964.** Kritische Bemerkungen

- und Verschlage zur quantitativen Vegetationsanalyse. Acta Bot. Neerl. 13: 394-419.
- Batie, S.S., 1983.** Soil Erosion Crisis in America's croplands. The Conservation Foundation, Washington DC.
- Bink, F.A., 1980.** Natuurtechnische aspecten van de grasmat op rivierdijken. RIN-rapport 80/15, RIN, Leersum.
- Bladeren, C. van, 1985.** Achtergronden van de dijkverzwaringen. Waterschapsbelangen 6: 130-137.
- Boerboom, J.H.A., 1964.** Microklimatologische waarnemingen in de Wassenaarse duinen. Mededelingen Landbouwhogeschool Wageningen 64-3.
- Boller-Elmer, K.C., 1977.** Stickstoff-Dungungseinflusse von Intensiv-Grunland auf Streu- und Moorwiesen. Veroff. des Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rubel, Zurich, 63.
- Boyd, J.M., 1960.** Studies of the differences between the fauna of grazed and ungrazed grassland in Tiree, Argyll. Proceedings of the Zoological Society of London 135: 33-54.
- Boyko, H., 1947.** On the role of Plants as quantitative climate indicators and the geo-ecological law of distribution. J. of Ecology 35: 138-157.
- Bradshaw, A.D., M.J. Chadwick, D. Jowett & R.W. Snaydon, 1964.** Experimental investigations into the mineral nutrition of several grass species. IV Nitrogen level. J. of Ecol. 52 (3): 665-676.
- Bradshaw, A.D., R.W. Lodge, D. Jowett & M.J. Chadwick, 1960.** Experimental investigations into the mineral nutrition of several grass species. Part II. pH and calcium level. J. of Ecol. 48 (1): 143-150.
- Braun-Blanquet, J., 1928.** Pflanzensoziologie. Springer, Berlin.
- Braun-Blanquet, J. & M. Moor, 1938.** Verband des Bromion erecti. Prodrumus der Pflanzengesellschaften. 5. Comit International du Prodrome Phytosociologique, Montpellier.
- Brons, A., 1987.** De invloed van open gaten in het vegetatiedek op de kieming van vijf stroomdalsoorten. Intern rapport vakgroep Vegetatiekunde, Plantenoecologie en Onkruidkunde, LU, Wageningen.
- Burrichter, E., 1977.** Vegetationsbereicherung und Vegetationsverarmung unter dem Einfluss des prahistorischen und historischen Menschen. Natur und Heimat 37 (2): 46-51.
- Bijhouwer, J.T.P., 1976.** Het Nederlandse Landschap. Kosmos, Amsterdam.
- Centrum voor Onderzoek Waterkeringen, 1980.** Inventarisatie markante verschijnselen aan rivierdijken opgetreden tijdens de hoge Rijnafvoer van februari 1980. Centrum Onderz.



Waterk. S-80.027, Den Haag.

- Charley, J.L. & B.N. Richards, 1983.** Nutrient allocation in plant communities: Mineral cycling in terrestrial ecosystems. In: O.L. Lange, P.S. Nobel, C.B. Osmond, H. Ziegler (red.) *Physiological Plant Ecology. IV Ecosystem Processes: Mineral cycling, productivity and man's influence.* Springer Verlag, Berlin: 6-45.
- Clymo, R.S., 1963.** An experimental approach to part of the calcicole problem. *J. of Ecology* 50: 707-731.
- Cobham, R.O., 1983.** The economics of vegetation management. In: J.M. Way (red.), *Management of Vegetation.* BCPC Publications, Croydon: 35-66.
- Cohen-Stuart, J.A.F. & V. Westhoff, 1963.** De droge graslanden langs de rivieren. *Natura* 60 (4): 45-48.
- Dambroth, M. & A. Grahl, 1981.** Aufbau einer Samenbank für landwirtschaftliche Kulturpflanzen und Möglichkeiten ihrer Erweiterung für gefährdete Pflanzen. *Aus Liebe zur Natur* 2, Stiftung zum Schutze gefährdeter Pflanzen: 11-16.
- Dickinson, N.M., 1984.** Seasonal dynamics and compartementation of nutrients in a grassland meadow in lowland England. *J. of Appl. Ecol.* 21: 695-701.
- Dierschke, H., 1978.** Monotony! The grassland vegetation of Central Europe witnesses to human activity. *Naturopea* 31: 29-32.
- Dierschke, H., 1985.** Experimentelle Untersuchungen zur Bestandesdynamik von Kalkmagerrasen (Mesobromion) in Südniedersachsen. I Vegetationsentwicklung auf Dauerflächen 1972-1984. In: K.F. Schreiber (red.), *Sukzession auf Grünlandbrachen.* F. Schöningh. Paderborn: 9-24.
- Dierschke, H. & A. Vogel, 1981.** Wiesen und Magerrasengesellschaften des Westharzes. *Tuexenia* I: 139-183.
- Dijk, G. van, 1984.** Vijf jaar vegetatieontwikkeling in een uiterwaardenreservaat. *De Levende Natuur* 85 (3): 84-89.
- Dijk, H.F.G. van, B.G. Graatsma & J.N.M. van Rooy, 1984.** Droge stroomdalgraslanden langs de Maas. *Wet. Meded. KNNV* 165.
- Dirven, J.G.P. & J.H. Neuteboom, 1975.** Bemesting en plantkundige samenstelling van grasland. *Stikstof* 80: 224-231.
- Droesen, W., 1985.** Relatie tussen beheer, vegetatietype en bodembedekking op rivierdijken. Intern rapport vakgroep Vegetatiekunde, Plantenoecologie en Onkruidkunde, LU, Wageningen.
- Elberse, W.Th., J.P. van den Bergh & J.G. Dirven, 1983.** Effects of use and mineral supply on the botanical composition and yield of old grassland on heavy-clay soil. *Neth. J.*

Agric. Sci. 31: 63-88.

- Ellenberg, H., 1952.** Wiesen und Weiden. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Ellenberg, H., 1977.** Stickstoff als Standortsfaktor, insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. *Oecol. Plant.* 12 (1): 1-22.
- Ellenberg, H., 1978.** Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in Ökologischer Sicht. 2. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Eno, F., 1960.** Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 24: 1-277.
- Fukarek, F., 1980.** Über die Gefährdung der Flora der Nordbezirke der DDR. *Phytocoenologia* 7: 174-182.
- Gauch, H.G., 1982.** Multivariate analysis in community ecology. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Gerlach, A., 1973.** Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Stickstoffnettomineralisation. *Scripta Geobot.* 5: E. Goltze K.G., Göttingen.
- Gilgen, H., 1983.** Strassenrand und Strassenböschung. Schweizerische Bund für Naturschutz, Merkblatt 3: 1-15.
- Gils, H.A.M.J. van, 1978.** Ruimtelijke en temporele overgangen tussen kalkgraslanden en loofbossen in Europa. Dissertatie, Nijmegen.
- Goes van Naters, M. van der, 1976.** Mens tegen Natuur een foutieve benadering. Stichting Het Noordhollands Landschap: 2-6.
- Görs, S., 1966.** Die Pflanzengesellschaften der Rebhänge am Spitzbergen. In: Th. Müller, S. Görs & G. Schmid (red.), *Der Spitzberg bei Tübingen.* Landesst. Naturschutz und Landschaftspfl. Baden-Württemberg, Ludwigsburg: 476-534.
- Görs, S. & Th. Müller, 1969.** Beitrag zur Kenntnis der nitrophilen Saumgesellschaften Südwestdeutschlands. *Mitt. der Flor.-soz. Arbeitsgem. N.F.* Heft 14: 153-168.
- Grace, J., 1983.** Plant - atmospheric relationships. *Outline studies in ecology.* Chapman and Hall, London.
- Green, B.H., 1983.** The management of herbaceous vegetation for wildlife conservation. In: J.M. Way (red.), *Management of Vegetation Monograph 26.* BCPC Publications, Croydon: 99-116.
- Green, D.S., 1983.** The Efficacy of Dispersal in Relation to Safe Site Density. *Oecologia* 56: 356-358.
- Grime, J.P., 1973a.** Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* 242: 344-347.
- Grime, J.P., 1973b.** Control of species density in herbaceous vegetation. *J. of Environmental Management* 1: 151-167.
- Grime, J.P., 1979.** Competition and the struggle for existence.

In: R.M. Anderson, B.D. Turner & L.R. Taylor, Population dynamics. Blackwell Scientific Publ., Oxford.

- Grime, J.P., 1984.** The ecology of species, families and communities of the contemporary British flora. *New Phytol.* 98: 15-33.
- Grime, J.P. & J.G. Hodgson, 1969.** An investigation of the ecological significance of lime-chlorosis by means of large-scale comparative experiments. In: I.H. Rorison (red.), *Ecological aspects of the mineral nutrition of plants.* Blackwell Scientific Publications, Oxford: 67-102.
- Grime, J.P. & R. Hunt, 1975.** Relative growth-rate; its range and adaptive significance in a local flora. *J. of Ecol.* 63 (2): 393-422.
- Grime, J.P. & T.C. Hutchinson, 1967.** The incidence of lime-chlorosis in the natural vegetation of England. *J. of Ecology* 55: 557-566.
- Grime, J.P. & D.W. Jeffrey, 1965.** Seedling establishment in vertical gradients of sunlight. *J. of Ecol.* 53: 621-642.
- Grime, J.P. & Lloyd, P.S., 1973.** An ecological atlas of grassland plants. Edward Arnold, London.
- Grubb, P.J., H.E. Green & R.C.J. Merrifield, 1969.** The ecology of chalk heath: its relevance to the calcicole-calcifuge and soil acidification problems. *J. of Ecology* 57: 175-212.
- Häcker, S., 1984.** Die Vegetationsverhältnisse des Stockberges bei Ottbergen. *Veröff. naturk. Ver. Egge-Weser* 2 (4): 192-215.
- Harmsen, G.W. & D.A. van Schreven, 1955.** Mineralization of Organic Nitrogen in Soil. In: A.G. Norman (red.), *Advances in Agronomy, Volume VII,* Academic Press, New York: 299-398.
- Harper, L.H., 1970.** Grazing, fertilizers and pesticides in the management of grasslands. In: E. Duffey & A.S. Watt (red.), *The Scientific Management of Animal and Plant Communities for Conservation.* Blackwell Scientific Publications, Oxford: 15-31.
- Harper, J.L., 1977.** *Population Biology of Plants.* Academic Press, London.
- Harper, J.L., J.T. Williams & G.R. Sagar, 1965.** The behaviour of seeds in soil. I. The heterogeneity of soil surfaces and its role in determining the establishment of plants from seed. *J. of Ecol.* 35 (1): 273-286.
- Hart, M.L. 't, 1976.** De invloed van stikstofbemesting op de produktie en de botanische samenstelling van grasland.

- Stikstof 83-84, (7): 335-339.
- Heerden, A. van, 1979.** Invloed van beplanting, beheer en abiotische factoren op dijken (tijdelijke verwerking PPD Zuid-Holland).
- Heimans, J., 1954.** L'accessibilité, terme nouveau en phytogéographie. *Vegetatio* 5/6: 142-146.
- Hellema, H., 1984.** Natuurlijk erfgoed. NRC-Handelsblad 2 febr. 1984.
- Hendriks, A.E., G.N.J. ter Heerdt & J.P. Bakker, 1985.** Verschraling door begrazing? *De Levende Natuur* 86 (1): 8-12.
- Heslop-Harrison, J. & G. Lucas, 1978.** Plant genetic resource conservation and ecosystem rehabilitation. In: M.W. Holdgate & M.J. Woodman (red.), *Breakdown and Restoration of Ecosystems*: 297-306.
- Hill, M.O., 1973.** Reciprocal averaging: an eigenvector method of ordination. *J. of Ecol.* 61: 237-249.
- Hill, M.O., 1979a.** DECORANA, Ecology and Systematics. Cornell University, Ithaca, New York.
- Hill, M.O., 1979b.** TWINSPLAN. Ecology and Systematics. Cornell University, Ithaca, New York.
- Hillegers, H.P.M., 1984.** Begrazing met Mergellandschappen in Zuid-Limburg. *De Levende Natuur* 85 (6): 178-184.
- Hillegers, H.P.M., 1985.** Exozoochloor transport van diasporen door Mergellandschappen. *Natuurhistorisch Maandblad* 74(4): 54-56.
- Hillegers, H.P.M., 1986.** Kalkgraslanden, Biotoop herschappen. *Natuur en Techniek* 54 (4): 264-275.
- Hillegers, H. & P. Kokkelmans, 1984.** Verlies en herstel van kalkgraslanden. Een experiment te Eys. *Natuurhistorisch Maandblad* 73 (5): 96-99.
- Hobbelink, H. & J. Oppewal, 1984.** Machtsconcentratie onder zaadveredelaars. *Intermediair* 20 (5): 43-45.
- Hoeve, J. ter, 1973.** Gedachten over ontwikkeling en behoud van natuurgebieden bij landinrichting. *Cultuurtechn. Tijdschrift* 12 (5): 1-14.
- Hope Simson, J.F., 1938.** A chalk flora on the lower Greensand: Its use in interpreting the calcicole habit. *J. of Ecol.* 26: 218-235.
- Huston, M., 1979.** A general hypothesis of species diversity. *Amer. Natur.* 113, (1): 81-101.
- Hutchinson, G.E., 1959.** Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *Amer. Natur.* 93: 145-159.
- Hutchinson, K.J. & K.L. King, 1980.** The effects of sheep stocking level on invertebrate abundance, biomass and energy

utilization in a temperate, sown grassland. *J. of Appl. Ecol.* 17: 369-387.

- Ietswaart, J.H., R.A. Barel & M.E. Ikelaar, 1984.** Male sterility and ecology of dutch *Origanum vulgare* populations. *Acta Bot. Neerl.* 33: 335-345.
- Janiesch, P., 1973.** Beitrag zur Physiologie der Nitrophyten, Nitratspeicherung und Nitratassimilation bei *Anthriscus sylvestris* Hoffm. *Flora* 162: 479-491.
- Jones, M.G., 1933.** Grassland management and its influence on the sward; I. Factors influencing the growth of pasture plants. *Emp. J. Exp. Agric.* 1: 43-57.
- Kalkhoven, J.T.R., A.H.P. Stumpel & S.E. Stumpel- Rienks, 1976.** Landelijke Milieukartering. Studierapporten Rijksplano-  
logische Dienst 8, Ministerie van Volkshuisvesting en  
Ruimtelijke Ordening, Den Haag.
- Kemmers, R.H. & P.C. Jansen, 1985.** Stikstofmineralisatie in onbe-  
meste half-natuurlijke graslanden. ICW Rapport 14, Wage-  
ningen.
- Kershaw, K.A. & J.H.H. Looney, 1985.** Quantitative and dynamic  
ecology. Edward Arnold, London.
- King, K.L. & K.J. Hutchinson, 1976.** The effects of sheep stocking  
intensity on the abundance and distribution of mesofauna  
in pastures. *J. of Appl. Ecol.* 13 (1): 41-55.
- Kinzel, 1983.** Influence of Limestone, Silicates and Soil pH on  
Vegetation. In: O.L. Langhe, P.S. Nobel, C.B. Osmond &  
H. Ziegler (red.), *Physiological Plant Ecology III*,  
Springer Verlag, Berlin: 201-244.
- Klapp, E., 1971.** Wiesen und Weiden. Paul Parey, Berlin.
- Klaver, C., 1986.** De relatie tussen de vegetatie en een aantal  
abiotische milieufactoren in de Winssensche waarden.  
Intern rapport vakgroep Vegetatiekunde, Plantenoecologie  
en Onkruidkunde, LU, Wageningen.
- Klein, A., 1977.** Zum Inventar der Trockenstandorte in Kanton  
Zürich. Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesell-  
schaft in Zürich 122 (3): 349-355.
- Klein, A. & H. Keller, 1983.** Trockenstandorte und Bewirt-  
schaftsbeiträge. Bundesamt für Forstwesen, Bern.
- Knapp, R. 1979.** Climate and Soils of Grassland Areas in Europe.  
In: M. Numata (red.). *Ecology of Grasslands and Bamboo-  
lands in the World.* Gustav Fischer Verlag, Jena: 49-56.
- Kolenbrander, G.J., 1968.** Size and nature of the variability of  
the mineral nitrogen content in soil. *Stikstof* 12: 125-  
130.
- Kononova, M.M., 1961.** Soil organic matter its nature, its role in

- soil formation and in soil fertility. Pergamon Press, Oxford.
- Koopowitz, H. & H. Kaye, 1983.** Plant extinction, a global crisis. Stone Wall Press, Washington.
- Korevaar, H., M.J.M. Oomes & H.J. Altena, 1987.** Produktie en botanische samenstelling van extensief gebruikt grasland. *Bedrijfsontwikkeling* 12: 985-991.
- Krogt, G. van der & J. Rademakers, 1987.** Vegetatie en beheer op de bloemdijken van Zuid-Beveland. Intern rapport vakgroep Vegetatiekunde, Plantenoecologie en Onkruidkunde, LU, Wageningen.
- Kruijne, A.A., 1964.** The number of species in Grassland. *Jaarboek I.B.S. Wageningen* 1964: 167-175.
- Kruijne, A.A., 1984.** Vegetatieve herkenning van onze graslandplanten. CABO, Wageningen.
- Kruijne, A.A., D.M. de Vries & H. Mooi, 1967.** Bijdrage tot de oecologie van de Nederlandse graslandplanten. PUDOC, Wageningen.
- Kutschera, L., 1960.** Wurzelatlas mitteleuropäischer Ackerunkräuter und Kulturpflanzen. DL-Verlags GmbH, Frankfurt am Main.
- Kutschera, L., 1966.** Wurzelbild und Lebenshaushalt am Beispiel anthropogener Vegetation. In: R. Tüxen (red.), *Anthropogene Vegetation*: 121-130.
- Kutschera, L. & E. Lichtenegger, 1982.** Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünlandpflanzen. I. Monocotyledoneae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Kutschera-Mitter, L., 1984.** Survey of roots and of subterranean parts of shoot systems. In: R. Knapp (red.), *Sampling methods and taxon analysis in vegetation science*. Junk, Den Haag: 129-160.
- Laan, H.J. van der & E. Roetman, 1982.** Over de flora en de vegetatie van de IJsseldijken tussen Veessen-Wijhe en Kampen-IJsselmuiden. IJsselakademie, Zwolle.
- Laboratorium voor Grondmechanica, 1985.** Erosieproeven ten behoeve van bewortelingsonderzoek. Delft.
- Landolt, E., H.-P. Fuchs, Chr. Heitz & R. Sutter, 1982.** Bericht über die gefährdeten und seltenen Gefässpflanzenarten der Schweiz (rote Liste). *Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich* 49: 195-218.
- Lee, R., 1978.** *Forest microclimatology*. Columbia Univ. Press, New York.
- Lee, J.A., S. McNeill & I.H. Rorison, 1983.** Nitrogen as an ecological factor. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

- Plate, 1984.** Standaardlijst van de Nederlandse flora. Rijksherbarium, Leiden.
- Miller, P.C., 1983.** Comparison of water balance characteristics of plant species in 'natural' versus 'modified' ecosystems. In: H.A. Mooney and M. Godron (red.), *Disturbance and Ecosystems*. Springer Verlag, Berlin: 188-212.
- Morgan, R.P.C., 1979.** Soil erosion, *Topics in Applied Geography*. Longman, London.
- Morris, M.G., 1970.** The management of grassland for conservation of invertebrate animals. In: Duffey, E. & A.S. Watt (red.), *The scientific management of grassland for the conservation of invertebrate animals*. Blackwell Sc. Publ., Oxford: 527-552.
- Mörzer-Bruyns, M.F., 1972.** Behoud en beheer van levensgemeenschappen. Syllabus afd. Natuurbehoud en -beheer, LH, Wageningen.
- Müller, Th., 1966.** Die Wald-, Gebüsch-, Saum-, Trocken- und Halbtrockenrasengesellschaften des Spitzberges. In: Th. Müller, S. Görs, & G. Schmid (red.), *Der Spitzberg bei Tübingen*. Landesst. Naturschutz und Landschaftspflege, Baden-Württemberg, Ludwigsburg: 278-475.
- Natuurbeschermingsraad, 1984.** Herziening besluiten beschermde inheemse plante- en diersoorten. Advies van de Natuurbeschermingsraad aan de Minister van Landbouw en Visserij.
- Nip-van der Voort, J., R. Hengeveld en J. Haeck, 1979.** Immigration rates of plant species in three Dutch polders. *J. of Biogeography* 6: 301-308.
- Nye, P.H., 1968.** The soil model and its application to plant nutrition. In: I.H. Rorison (red.), *Ecological aspects of the mineral nutrition of plants*. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 105-114.
- Oberdorfer, E., 1979.** Pflanzensoziologische Exkursionsflora. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Oberdorfer, E., 1983.** Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil III. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Obergföll, F.J., 1984.** Trittbelastung auf Halbtrockenrasen im Ballungsraum Stuttgart und Möglichkeiten der Renaturierung *Dissertationes Botanicae* 76. Cramer Vaduz.
- Odum, E.P., 1971.** *Fundamentals of Ecology*. W.B. Saunders, London.
- Oomes, M.J.M. & H. Mooi, 1981.** The effect of cutting and fertilizing on the floristic composition and production of an *Arrhenatherion elatioris* grassland. *Vegetatio* 47: 233-239.
- Osten, G. von der, 1978.** Naturschutz-warum? Eine Übersicht über

- seine Begründungen. *Natur und Landschaft* 53 (10): 317-319.
- Overkamp, E.T.M. 1985.** Natuurtechnische erosiebestrijding op taluds (2). *Land en Water* 9: 28-31.
- Peet, R.K., D.C. Glenn-Lewin & J. Walker Wolf, 1983.** Prediction of man's impact on plant species diversity. In: W. Holzner, M.J.A. Werger & I. Ikusima (red.), *Man's impact on vegetation. Geobotany 5.* Junk Publishers, The Hague.
- Perring, F., 1959.** Topographical Gradients of Chalk Grassland. *J. of Ecol.* 47: 447-481.
- Persson, S. 1981.** Ecological indicator values as an aid in the interpretation of ordination diagrams. *J. of Ecol.* 69: 71-84.
- Pimentel, D., 1969.** Species diversity and insect population outbreaks. In: G.W. Cox (red.), *Readings in Conservation Ecology.* Appleton-Century-Crofts, New York: 150-171.
- Plate, C.L., 1985.** Florastatistieken, een interpretatie van floragegevens. *Kwartaalber. Milieu (CBS)* 85 (3): 11-16.
- Prescott-Allen, R. & C. Prescott-Allen, 1983.** Genes from the wild. Using wild genetic resources for food and raw materials. An earthscan paperback, International Institute for Environment and Development, London.
- Rijksinstituut voor Natuurbeheer, 1979.** Levensgemeenschappen. PUDOC, Wageningen.
- Rijkswaterstaat, Dienst Binnenwateren/RIZA, 1986.** De Maatgevende Hoogwaterstanden langs de Nederlandse rivieren. Nota 86-04.
- Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde, 1987.** Vegetatie op rivierdijken; in situ erosieproeven. Notitie WB-NO-87.030.
- Rorison, I.H., 1967.** A seedling bioassay on some soils in the Sheffield area. *J. of Ecol.* 55: 725-741.
- Rorison, I.H., 1970.** The use of nutrients in the control of the floristic composition of grassland. In: E. Duffey & A.S. Watt (red.), *The scientific management of animal and plant communities for conservation.* Blackwell Sc. Publ., Oxford: 65-77.
- Runge, M., 1978.** Die Stickstoffmineralisation im Boden einer montanen Goldhaferwiese (*Trisetetum flavescens*). *Oecol. Plant.* 13 (2): 147-162.
- Runge, M., 1983.** Physiology and ecology of nitrogen nutrition. In: Person, A. & M.H. Zimmerman (red.), *Encyclopedia of Plant Physiology. New Series Vol 12 C, Physiological Plant Ecology III,* Springer Verlag, Berlin: 163-189.



- Leeuw, W.C. de, 1938.** De matig en zeer droge graslanden. *Natura* 37: 67-72.
- Leeuwen, C. G. van, 1966.** A relation theoretical approach to pattern and process in vegetation. *Wentia* 15; 25-46.
- Londo, G., 1983.** Natuurbeheer en natuurbouw van kalkgraslanden. *Publ. Natuurhist. Gen. Limburg* 33 (1-2): 9-13.
- Looman, J., 1983.** Grassland as natural or semi-natural vegetation. In: W. Holzner, M.J.A. Werger & I. Ikusima (red.), *Man's impact on vegetation. Geobotany 5.* Junk Publishers, The Hague: 173-184.
- Loopstra, I.L. & E. van der Maarel, 1984.** Toetsing van de ecologische soortengroepen in de Nederlandse flora aan het systeem van indicatiewaarden volgens Ellenberg. *De Dorschkamp, Rapport nr. 381, Wageningen.*
- Maarel, E. van der, 1971.** Plant species diversity in relation to management. In: E. Duffey & A.S.Watt (red.), *The Scientific Management of Animal and Plant Communities for Conservation.* Blackwell Scientific Publications, Oxford: 45-61.
- Maarel, E. van der, 1975.** Man-made natural ecosystems in environmental management and planning. In: W.H. van Dobben & R.H. Lowe-McConnell (red.), *Unifying concepts in ecology.* Junk, The Hague: 263-274.
- Maarel, E. van der, 1979.** Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio* 39 (2): 97-114.
- Mabelis, A.A. & H. Turin, 1982.** De invertebratenfauna van de Zuidlimburgse kalkgraslanden. *Beheer. Natuurhistorisch Maandblad* 71 (12): 199-206.
- Marschall, F., 1966.** Fettrasen, Mähwiese und Weide, drei anthropogeen bedingte Vegetationsformen. In: R. Tüxen (red.), *Anthropogene Vegetation:* 173-180.
- Massa & van Rooyen, 1979.** Bewortelingskarakteristieken in relatie tot de kruidenrijkdom van de vegetatie op rivierdijken langs de IJssel. *Doctoraalverslag vakgroep Vegetatiekunde, Plantenoecologie en Onkruidkunde LU, Wageningen.*
- Mellanby, K., 1980.** In memoriam: the English chalklands. *Nature* 287: 470-471.
- Mennema, J., 1978.** Floristisch onderzoek naar Van Soests plantengeografische districten van Nederland. *Gorteria* 9 (5): 142-154.
- Mennema, J., 1984.** The end of plant geography in the Netherlands. *Norrlinia* 2: 99-106.
- Meijden, R. van der, E.J.M. Arnolds, F. Adema, E.J. Weeda & C.L.**

- Salisbury, E.J., 1920.** The significance of the calcicolous habit. *J. of Ecol.* 8: 202-215.
- Scheffer, F. & P. Schachtschabel, 1976.** Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Schendelaar, J., 1984.** Enkele opmerkingen over het verband tussen het Rijngedeelte van het Fluviaatiele district en het Duindistrict. *Gorteria* 12 (3): 43-50.
- Schenkeveld, B. & D. Verkaar, 1984.** On the ecology of short-lived forbs in chalk grasslands. Diss. Utrecht.
- Scheper, E. & F. van der Zee, 1986.** De invloed van overstroming en andere milieufactoren op de vegetatie van rivierdijken. Intern rapport vakgroep Vegetatiekunde, Plantenoecologie en Onkruidkunde, LU, Wageningen.
- Schippers, W. & K. Pon, 1983.** Grondsoort, vegetatie en erosiebestendigheid. Doctoraalverslag vakgroep Vegetatiekunde, Plantenoecologie en Onkruidkunde, LH Wageningen.
- Schothorst, C.J., 1970.** De draagkracht van graslandgronden. In: Bodem en bemesting deel 3; beoordeling en verbetering van de grond voor land- en tuinbouw. Onderafd. Scholing van het Ministerie van Landbouw en Visserij i.s.m. het Rijkslandbouwconsulentschap voor Bodem- en Bemestingsvraagstukken, Wageningen: 745-768.
- Schreven, D.A. van, 1968.** The production of mineral nitrogen by soil samples, contained in polyethylene bags under field conditions and in the laboratory. *Plant and Soil* 29 (1): 170-183.
- Schuurman, J.J. & M.A.J. Goedewaagen, 1971.** Methods for the examination of root systems and roots. Pudoc, Wageningen.
- Serota, S. & A. Jangle, 1972.** A direct reading pocket shear vane. Civil Engineering-ASCE.
- Silvertown, J., 1980.** The dynamics of a grassland ecosystem: botanical equilibrium in the park grass experiment. *J. of Appl. Ecol.* 17: 491-504.
- Skirde, W. 1984.** Rasen oder Blumenwiesen. Oekologische Möglichkeiten und Grenzen aus vegetationsstechnischer Sicht. *Neue Landschaft* 29: 427-428.
- Sloff, J.G. & J.L. van Soest, 1938.** Het fluviatiele district in Nederland en zijn Flora. *Ned. Kruidk. Archief* 48: 199-265.
- Sloff, J.G. & J.L. van Soest, 1939.** Het fluviatiele district in Nederland en zijn Flora. *Ned. Kruidk. Archief* 49: 268-316.
- Smidt, J.T. de, 1972.** Ecologie, een grondbeginsel. *Natuur en*

techniek 40 (3): 119-130.

- Smith, C.J., 1980.** Ecology of the English Chalk. Academic Press, London.
- Steele, B., 1955.** Soil pH and base status as factors in the distribution of calcicoles. *J. of Ecol.* 43: 120-132.
- Strahler, A.N., 1969.** Physical Geography. John Wiley and Sons, New York.
- Stuart Chapin, F., 1980.** The mineral nutrition of wild plants. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 1980. 11: 233-260.
- Stuart Chapin, F., 1983.** Patterns of Nutrient Absorption and Use by Plants from Natural and Man-Modified Environments. In: H.A. Mooney & M. Godron (red.), *Disturbance and Ecosystems*. Springer, Berlin: 175-187.
- Sukopp, H., 1976.** Veränderungen der Flora und Fauna in der Bundesrepublik Deutschland. In: H. Sukopp & W. Trautmann (red.), *Veränderungen der Flora und Fauna in der Bundesrepublik Deutschland*. 9-26.
- Swart, J. (red.), 1975.** Rivierdijkverzwinging, een aanslag op het landschap. *Natuur en Milieu* 6.
- Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen, 1981.** Aanleg, beheer en onderhoud van de grasmat op rivierdijken. Den Haag.
- Thierry, J.W., T. Edelman, D.M. de Vries, J.J. Jonker & B. Prummel, 1958.** Grasmat op dijken. Rapport van de werkgroep Grasmat op dijken.
- Thurston, J.M., 1969.** The effect of liming and fertilizers on the botanical composition of permanent grassland, and on the yield of hay. In: I.H. Rorison (red.), *Ecological aspects of the mineral nutrition of plants*. Blackwell Sc. Publ., Oxford and Edinburgh: 3-10.
- Tongeren, O. van, 1982.** Cursus numerieke verwerking oecologische gegevens. *Geobotanie*, Nijmegen.
- Tüxen, R., 1950.** Wanderwege der Flora in Stromtälern. *Mitt. Flor.-Soziol. Arbeitsgem. Stolzenau/Weser*, NF 2: 52-53.
- Ulrich, R. 1982.** Vergleich von bewirtschafteten Wiesen und Brachen hinsichtlich des Wertes für unsere Tagfalter. *Natur und Landschaft* 57 (11): 378-382.
- Visscher, H.A., 1975.** De Nederlandse landschappen. Deel 2. Aula Paperback 33. Spectrum, Utrecht.
- Vries, D.M. & A.A. Kruyne, 1960.** The influence of nitrogen fertilization on the botanical competition of permanent grassland. *Stikstof* 4: 26-36.
- Waterloopkundig Laboratorium, 1980.** Stroombestendigheid van een grasmat op de dijk van Oostelijk Flevoland. Delft.

- Waterloopkundig Laboratorium & Laboratorium voor Grondmechanica, 1984.** Erosiebestendigheid van gras op klei taluds. Delft.
- Watt, A.S., 1970.** Factors controlling the floristic composition of some plant communities for conservation. Blackwell Sc. Publ., Oxford.
- Wegelin, T., 1984.** Schaffung artenreicher Magerwiesen auf Strassenböschungen. Veröff. d. Geob. Inst. d. Eidg. Techn. Hochschule, Stiftung Rübel, Zürich 82.
- Wells, T.C.E., 1970.** A comparison of the effects of sheep grazing and mechanical cutting on the structure and botanical composition of chalk grassland. In: E. Duffey & A.S. Watt (red.) The scientific management of animal and plant communities for conservation. Blackwell Sc. Publ., Oxford: 497-515.
- Wells, T.C.E., S. Bell & A. Frost, 1981.** Creating attractive grasslands using native plant species. Nature Conservancy Council, Huntingdon.
- Wells, T.C.E., J. Sheail, D.F. Ball & L.K. Ward, 1976.** Ecological studies on the Porton Ranges: relationships between vegetation, soils and land-use history. J. of Ecol. 64: 589-626.
- Westhoff, V., 1948.** Invloed van de zomer van 1947 op de vegetatie der rivierduintjes. De Levende Natuur 51 (8): 126-127.
- Westhoff, V., 1951.** De betekenis van natuurgebieden voor wetenschap en praktijk. Rede gehouden op de plenaire vergadering van de Contact-Commissie op 3 nov. 1951.
- Westhoff, V., 1970a.** Natuurbehoud en samenleving. Natuur en Landschap 24, 3: 185-200.
- Westhoff, V., 1970b.** Het natuurbehoud in Nederland. Jaarboek 1970, Kon. Ned. Bot. Vereniging: 100-116.
- Westhoff, V., 1971a.** De wetenschappelijke betekenis van het natuurbehoud. In: De noodzaak van natuur- en milieubeheer. Bruna Utrecht: 22-41.
- Westhoff, V., 1971b.** Botanische criteria. In: A.P.A. Vink (red.), Criteria voor milieubeheer. Oosthoek, Utrecht: 28-42.
- Westhoff, V., 1973.** Vegetatie en bodem op de beekdalhellingen van het Krijtdistrict. Natuurhistorisch Maandblad 10: 124-132.
- Westhoff, V., 1976a.** De houding van de mens tegenover de natuur. 'In Mens tegen natuur': een foutieve benadering. Stichting Het Noordhollandsch Landschap: 7-14.
- Westhoff, V., 1976b.** Die Verarmung der niederländischen Gefäßpflanzenflora in den letzten 50 Jahren und ihre teil-

- weise Erhaltung in Naturreservaten. Schriftenreihe für Vegetationskunde 10: 63-73.
- Westhoff, V. & A.J. den Held, 1969.** Plantengemeenschappen in Nederland. Thieme, Zutphen.
- Westhoff, V. & E. v.d. Maarel, 1973.** The Braun-Blanquet Approach. In: R.H. Whittaker (red.), Handbook of Vegetation Science V. Junk, Den Haag.
- Westhoff, V. & E. Weeda, 1984.** De achteruitgang van de Nederlandse flora sinds het begin van deze eeuw. Natuur en Milieu 7 (8): 8-17.
- Willems, J.H., 1980.** Limestone grasslands in North-West Europe. Diss. Utrecht.
- Willems, J.H., 1982.** Phytosociological and geographical survey of Mesobromion communities in Western Europe. Vegetatio 48: 227-240.
- Willems, J.H., 1983.** Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management. Vegetatio 52: 171-180.
- Yemm, E.W. & A.J. Willis, 1962.** The effects of maleic hydrazide and 2,4-dichlorophenoxyacetic acid on roadside vegetation. Weed Research 2: 24-40.
- Yodzis, P., 1978.** Competition for space and the structure of ecological communities. Lecture Notes in Biomathematics No. 25. Springer Verlag, Berlin.
- Zöttl, H., 1958.** Die Bestimmung der Stickstoffmineralisation im Waldhumus durch den Brutversuch. Zeitschr. für Pflanzenernährung Düngung Bodenkunde 81: 35-50.
- Zöttl, H.W., 1968.** Die Nachlieferung von Stickstoff aus dem Bodenvorrat. Stikstof 12: 8-16.



## BIJLAGEN

- Bijlage 1: overzicht van de per onderzoekslokatie gedane metingen. Bij iedere opname staat vermeld tot welke gemeenschap deze behoort.
- Bijlage 2: lijst met aangetroffen plantesoorten.
- Bijlage 3: soortenlijst met bijbehorende oecologische indicatiewaarden, oecologische groepen, uurhokfrequentieklassen (UFK) en plantengeografische districten.
- Bijlage 4: Synoptische tabel met plantensociologische soortsgroepen.
- Bijlage 5: Gemiddelden en 95%-betrouwbaarheidsgrenzen per plantengemeenschap voor de verschillende bodemfactoren, gemeten in de A-laag (2-12 cm-mv).
- Bijlage 6: Gemiddelden en 95%-betrouwbaarheidsgrenzen per plantengemeenschap voor de verschillende bodemfactoren, gemeten in de B-laag (22-32 cm-mv).
- Bijlage 7: procentuele verdeling van de wortels (wortellengte) over de bodemdiepte.
- Bijlage 8: gewichtsafname van de zoden in relatie tot de spoeltijd. De getallen geven telkens de gewichtsafname weer per nieuwe spoelperiode, dat wil zeggen in vrijwel alle gevallen per 10 minuten en aan het eind van de proef na 30 minuten.
- Bijlage 9: gemiddelde reliefafname en hoeveelheid uitgespoeld materiaal na de erosieproef in het veld.
- Bijlage 10: naar schaal 0 tot 1 omgerekende waarden van de twee gebruikte methoden van de erosieproef in het laboratorium en van de twee methoden van de erosieproef in het veld.
- Bijlage 11: rangschikking van de proefobjecten in volgorde van toenemende erosiegevoeligheid.
- Bijlage 12: cumulatieve gewichtsafname tijdens de erosie-centrifuge proef in relatie tot de tijd.
- Bijlage 13: kruistabel van de correlatie tussen de verschillende factoren.

Bijlage 1: overzicht van de per onderzoekslokatie gedane metingen. Bij iedere opname staat vermeld tot welke gemeenschap deze behoort.

lokatie nummer	gemeen schap	bodem anal.	wortel anal.	afsch. weerst.	penet. weerst.	erosie-onderzoek		
						lab.	veld.	cent.
1	IV	A+B	-	A+C	-	-	-	-
2	VII	A+B	W	A+C	P	-	-	-
3	VII	-	-	-	-	-	-	-
4	VII	A+B	W	A+C	P	-	-	-
5	VII	A+B	W	A+C	P	Ebi	Ebu	Ecen
6	VII	-	-	-	-	-	-	-
7	VII	-	-	-	-	-	-	-
8	VII	-	-	-	-	-	-	-
9	VII	A+B	-	A+C	-	-	-	-
10	IX	A+B	W	A+C	P	Ebi	Ebu	Ecen
11	X	A+B	W	A+C	P	Ebi	Ebu	Ecen
12	V	-	-	-	-	-	-	-
13	V	-	-	A	-	-	-	-
14	VII	-	-	-	-	-	Ebu	-
15	IX	A+B	W	A+C	P	Ebi	Ebu	Ecen
16	VI	A+B	-	A+C	-	-	-	-
17	IX	-	W	A+C	P	Ebi	Ebu	Ecen
18	VI	A+B	-	A+C	-	-	-	-
19	VI	A+B	-	A+C	-	-	-	-
20	IX	A+B	W	A+C	P	Ebi	Ebu	Ecen
21	VI	A	W	A+C	P	Ebi	Ebu	Ecen
22	IX	A+B	W	A+C	P	-	-	-
23	VI	-	-	-	-	-	-	-
24	III	-	-	-	-	-	-	-
25	V	A+B	W	A+C	P	Ebi	Ebu	Ecen
26	V	A+B	-	A+C	-	-	-	-
27	V	-	-	-	-	-	-	-
28	V	-	-	-	-	-	-	-
29	II	A+B	-	-	-	-	-	-
30	II	-	-	-	-	-	-	-
31	VI	A+B	-	-	-	-	-	-
32	VI	-	-	A+C	-	-	-	-
33	VI	-	W	-	P	-	-	-
34	X	A+B	W	A+C	P	-	-	-
35	VI	A+B	-	A+C	-	-	-	-
36	IX	A+B	W	A+C	P	Ebi	Ebu	Ecen
37	VII	A+B	W	A+C	P	Ebi	-	Ecen
38	VII	-	-	-	-	-	-	-
39	VI	-	-	-	-	-	-	-
40	III	A+B	W	A+C	P	-	-	-
41	III	-	-	-	-	-	-	-
42	III	-	-	-	-	-	-	-
43	III	A+B	-	-	-	-	-	-
44	III	-	W	A+C	P	-	-	-
45	IV	-	-	-	-	-	-	-
46	III	A+B	-	A+C	-	-	-	-
47	IV	A+B	W	A+C	P	Ebi	-	Ecen
48	III	A	-	-	-	-	-	-
49	IV	-	-	-	-	-	-	-
50	IV	A+B	-	A+C	-	-	-	-
51	VI	A+B	W	A+C	P	-	-	-
52	VI	-	-	-	-	-	-	-
53	IX	A+B	W	A+C	P	Ebi	-	Ecen
54	II	A+B	W	A+C	P	-	-	-
55	III	A+B	W	A+C	P	-	-	-
56	III	A+B	-	A+C	-	-	-	-
57	III	A+B	W	A+C	P	Ebi	-	Ecen
58	III	A+B	W	-	P	-	-	-
59	IV	-	-	-	-	-	-	-
60	IV	A+B	-	-	-	-	-	-
61	III	A+B	W	A+C	P	-	-	-



Bijlage 1: vervolg.

lokatie- nummer	clus- ter	bodem- anal.	wortel- anal.	afsch.- weerst.	penet- weerst.	erosie- lab.	onderzoek- veld.	cent.
62	III	-	-	-	-	Ebi	Ebu	Ecen
63	III	A+B	W	A+C	P	Ebi	Ebu	Ecen
64	IX	A	W	A+C	P	Ebi	Ebu	Ecen
65	IV	A+B	-	A+C	-	-	-	-
66	II	-	-	-	-	-	-	-
67	II	-	-	-	-	-	-	-
68	III	-	-	-	-	-	-	-
69	III	-	-	-	-	-	-	-
70	IV	A+B	-	A+C	-	-	-	-
71	IV	-	W	-	P	Ebi	-	Ecen
72	IV	-	-	A+C	-	-	-	-
73	VIII	A+B	W	A+C	P	Ebi	-	Ecen
74	VI	A+B	-	A+C	-	-	-	-
75	VIII	A+B	W	A+C	P	Ebi	Ebu	Ecen
76	I	-	-	-	-	-	-	-
77	I	-	-	-	-	-	-	-
78	I	A+B	-	A+C	-	-	-	-
79	I	-	-	-	-	-	-	-
80	IV	A+B	-	A+C	-	-	-	-
81	IV	-	-	-	-	-	-	-
82	IV	-	-	-	-	-	-	-
83	IV	-	-	-	-	-	-	-
84	II	-	-	-	-	-	-	-
85	II	-	-	-	-	-	-	-
86	II	-	-	-	-	-	-	-
87	II	-	-	-	-	-	-	-
88	IV	-	W	A+C	P	Ebi	Ebu	Ecen
89	IV	A+B	-	-	-	-	-	-
90	VI	A+B	-	-	-	-	-	-
91	VII	A+B	W	A+C	P	-	-	-
92	III	A+B	-	-	-	-	-	-
93	II	-	-	-	-	-	-	-
94	III	-	-	-	-	-	-	-
95	IV	A+B	-	-	-	-	-	-
96	II	-	-	-	-	-	-	-
97	II	-	-	-	-	-	-	-
98	V	A	-	-	-	-	-	-
99	II	-	-	-	-	-	-	-
100	II	A+B	-	-	-	-	-	-
101	VIII	A+B	-	-	-	-	-	-
102	X	A+B	-	-	-	-	-	-
103	X	A+B	-	-	-	-	-	-
104	X	A+B	-	-	-	-	-	-
105	VII	A+B	-	-	-	-	-	-
106	VI	A+B	-	-	-	-	-	-
107	IX	A+B	-	-	-	-	-	-
108	X	A+B	-	-	-	-	-	-
109	X	A+B	-	-	-	-	-	-
110	IX	A+B	-	-	-	-	-	-
111	VIII	A	-	-	-	-	-	-
112	III	A	-	-	-	-	-	-
113	IX	A	-	-	-	-	-	-
114	X	A	-	-	-	-	-	-
115	X	-	-	-	-	-	-	-
116	IX	A	-	-	-	-	-	-
117	X	A	-	-	-	-	-	-
118	VIII	A	-	-	-	-	-	-
119	VI	A+B	-	-	-	-	-	-
120	X	A+B	-	-	-	-	-	-
121	IV	A+B	-	-	-	-	-	-
122	VI	-	-	-	-	-	-	-
123	III	-	-	-	-	-	-	-

Bijlage 2: lijst met aangetroffen plantesoorten.

WETENSCHAPPELIJKE NAAM	NEDERLANDSE NAAM
<i>Achillea millefolium</i>	Duizendblad
<i>Aegopodium podagraria</i>	Zevenblad
<i>Agrimonia eupatoria</i>	Gewone agrimonie
<i>Agrostis gigantea</i>	Hoog struisgras
<i>Agrostis stolonifera</i>	Fioringras
<i>Agrostis tenuis (capillaris)</i>	Gewoon struisgras
<i>Aira caryophylla</i>	Zilverhaver
<i>Ajuga reptans</i>	Kruipend zenegroen
<i>Allium oleraceum</i>	Moeslook
<i>Allium vineale</i>	Kraailook
<i>Alopecurus pratensis</i>	Grote vossestaart
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Reukgras
<i>Anthriscus sylvestris</i>	Fluitekruid
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	Zandmuur
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Frans raaigras (Glansh.)
<i>Artemisia vulgaris</i>	Bijvoet
<i>Avena pubescens</i>	Zachte haver
<i>Bellis perennis</i>	Madeliefje
<i>Briza media</i>	Trilgras (bevertjes)
<i>Bromus hordeaceus ssp. hordeaceus</i>	Zachte dravik
<i>Bromus inermis</i>	Kweekdravik
<i>Bromus sterilis</i>	Ijle dravik
<i>Calamagrostis epigejos</i>	Duinriet
<i>Campanula rapunculus</i>	Rapunzelklokje
<i>Campanula rotundifolia</i>	Grasklokje
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Herderstasje
<i>Cardamine pratensis</i>	Pinksterbloem
<i>Carduus crispus</i>	Kruldistel
<i>Carduus nutans</i>	Knikkende distel
<i>Carex arenaria</i>	Zandzegge
<i>Carex caryophylla</i>	Voorjaarszegge
<i>Carex hirta</i>	Ruige zegge
<i>Carex spicata</i>	Stekelzegge
<i>Carum carvi</i>	Echte karwij
<i>Centaurea jacea</i>	Knoopkruid
<i>Centaurea scabiosa</i>	Grote centaurie
<i>Cerastium arvense</i>	Akkerhoornbloem
<i>Cerastium fontanum</i>	Gewone hoornbloem
<i>Cichorium intybus</i>	Wilde cichorei
<i>Cirsium arvense</i>	Akkerdistel
<i>Cirsium vulgare</i>	Speerdistel
<i>Convolvulus arvensis</i>	Akkerwinde
<i>Coronilla varia</i>	Kroonkruid
<i>Crataegus monogyna</i>	Benstijlige meidoorn
<i>Crepis biennis</i>	Groot streepzaad
<i>Crepis capillaris</i>	Klein streepzaad
<i>Cruciata laevipes</i>	Kruisbladwalstro
<i>Cynodon dactylon</i>	Handjesgras
<i>Cynosurus cristatus</i>	Kamgras
<i>Dactylis glomerata</i>	Kropaar
<i>Daucus carota</i>	Peen
<i>Elymus repens</i>	Kweek
<i>Equisetum arvense</i>	Heermoes
<i>Equisetum hyemale</i>	Schaafstro
<i>Erigeron canadensis</i>	Canadese fijnstraal
<i>Eryngium campestre</i>	Wilde kruisdistel
<i>Euphorbia cyparissias</i>	Cypreswolfsmelk
<i>Euphorbia esula</i>	Heksenmelk
<i>Euphorbia seguieriana</i>	Zandwolfsmelk
<i>Festuca arundinacea</i>	Rietzwenkgras
<i>Festuca ovina ssp. cinerea</i>	Schapegras
<i>Festuca pratensis</i>	Beemdlangbloem
<i>Festuca rubra ssp. commutata</i>	Rood zwenkgras
<i>Galium aparine</i>	Kleefkruid
<i>Galium mollugo</i>	Glad walstro
<i>Galium verum</i>	Echt walstro
<i>Geranium dissectum</i>	Slibbladige ooievaarsbek
<i>Geranium molle</i>	Zachte ooievaarsbek
<i>Glechoma hederacea</i>	Hondsdrif
<i>Heraclium sphondylium</i>	Bereklauw
<i>Hieracium laevigatum</i>	Stijf havikskruid
<i>Hieracium pilosella</i>	Muizeoor
<i>Hieracium umbellatum</i>	Schermhavikskruid
<i>Holcus lanatus</i>	Gestreepte (echte) witbol
<i>Hypericum maculatum</i>	Kantig hertshooi
<i>Hypericum perforatum</i>	Sint Janskruid
<i>Hypochaeris radicata</i>	Gewoon biggekruid
<i>Knautia arvensis</i>	Beemdtkroon
<i>Koeleria macrantha</i>	Fakkelsgras
<i>Lamium album</i>	Witte dovenetel
<i>Lapsana communis</i>	Akkerkool
<i>Lathyrus pratensis</i>	Veldlathyrus
<i>Lathyrus tuberosus</i>	Aardaker
<i>Leontodon autumnalis</i>	Herfstleeuwetand
<i>Leontodon hispidus</i>	Ruige leeuwetand
<i>Leontodon saxatilis</i>	Kleine leeuwetand
<i>Leucanthemum vulgare</i>	Margriet

Bijlage 2: vervolg.

WETENSCHAPPELIJKE NAAM	NEDERLANDSE NAAM
<i>Lolium perenne</i>	Engels raagrass
<i>Lotus corniculatus</i>	Gewone roklaver
<i>Luzula campestris</i>	Gewone veldbies
<i>Lysimachia nummularia</i>	Penningkruid
<i>Matricaria maritima</i>	Reukloze kamille
<i>Matricaria recutita</i>	Echte kamille
<i>Medicago lupulina</i>	Hopklaver
<i>Medicago sativa ssp falcata</i>	Sikkelklaver
<i>Medicago sativa ssp varia</i>	Bastaardluzerne
<i>Myosotis arvensis</i>	Middelst vergeet-mij-niet
<i>Myosotis ramosissima</i>	Ruw vergeet-mij-nietje
<i>Ononis spinosa</i>	Kattedoorn
<i>Origanum vulgare</i>	Wilde marjolein
<i>Orobancha caryophyllacea</i>	Walstrobrenraap
<i>Papaver argemone</i>	Ruige klaproos
<i>Papaver dubium</i>	Kleine klaproos
<i>Papaver rhoeas</i>	Gewone klaproos
<i>Pastinaca sativa</i>	Pastinaak
<i>Peucedanum carvifolia</i>	Karwijvarkenskervel
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rietgras
<i>Phleum pratense</i>	Timotheegras
<i>Picris hieracioides</i>	Bitterkruid
<i>Pimpinella major</i>	Grote bevernel
<i>Pimpinella saxifraga</i>	Kleine bevernel
<i>Plantago lanceolata</i>	Smalle weegbree
<i>Plantago major</i>	Grote weegbree
<i>Plantago media</i>	Ruige weegbree
<i>Poa annua</i>	Straatgras
<i>Poa pratensis</i>	Veldbeemdgras
<i>Poa trivialis</i>	Ruw beemdgras
<i>Polygonum amphibium</i>	Veenwortel
<i>Polygonum aviculare</i>	Varkensgras
<i>Potentilla reptans</i>	Vijfvingerkruid
<i>Potentilla verna</i>	Voorjaarsganzerik
<i>Prunella vulgaris</i>	Brunel
<i>Prunus spinosa</i>	Sleedoorn
<i>Quercus robur</i>	Zomereik
<i>Ranunculus acris</i>	Scherpe boterbloem
<i>Ranunculus bulbosus</i>	Knobboterbloem
<i>Ranunculus repens</i>	Kruipende boterbloem
<i>Reseda luteola</i>	Wouw
<i>Rhinantus minor</i>	Kleine ratelaar
<i>Rosa canina</i>	Hondsroos
<i>Rubus caesius</i>	Dauwbraam
<i>Rumex acetosa</i>	Veldzuring
<i>Rumex acetosella</i>	Schapezuring
<i>Rumex crispus</i>	Krulzuring
<i>Rumex obtusifolius</i>	Ridderzuring
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	Geoorde zuring
<i>Salvia pratensis</i>	Veldsalie
<i>Sanguisorba minor</i>	Kleine pimpernel
<i>Saponaria officinalis</i>	Zeepekruid
<i>Scabiosa columbaria</i>	Duifkruid
<i>Sedum acre</i>	Muurpeper
<i>Sedum reflexum</i>	Tripmadam
<i>Senecio erucifolius</i>	Smalbladig kruiskruid
<i>Senecio jacobea</i>	Jacobskruiskruid
<i>Silene pratensis</i>	Avondkoekeksbloem
<i>Sinapis arvensis</i>	Herik
<i>Sisymbrium officinale</i>	Gewone raket
<i>Solidago gigantea</i>	Late guldenroede
<i>Sonchus asper</i>	Brosse melkdistel
<i>Stellaria media</i>	Vogelmuur
<i>Symphytum officinale</i>	Smeerwortel
<i>Tanacetum vulgare</i>	Boerenwormkruid
<i>Taraxacum officinale</i>	Paardebloem
<i>Thalictrum minus</i>	Kleine ruit
<i>Thymus pulegioides</i>	Grote wilde tijm
<i>Torilis japonica</i>	Heggedoornkruid
<i>Tragopogon pratensis ssp orientalis</i>	Oosterse morgenster
<i>Trifolium arvense</i>	Hazepootje
<i>Trifolium campestre</i>	Liggende klaver
<i>Trifolium dubium</i>	Kleine klaver
<i>Trifolium pratense</i>	Rode klaver
<i>Trifolium repens</i>	Witte klaver
<i>Trisetum flavescens</i>	Goudhaver
<i>Urtica dioica</i>	Grote brandnetel
<i>Veronica arvensis</i>	Veldereprijs
<i>Veronica austriaca ssp teucrium</i>	Breedbladige ereprijs
<i>Veronica chamaedrys</i>	Gewone ereprijs
<i>Vicia cracca</i>	Vogelwikke
<i>Vicia hirsuta</i>	Ringelwikke
<i>Vicia sativa</i>	Voederwikke
<i>Vicia sepium</i>	Heggewikke
<i>Vicia tetrasperma</i>	Vierzadige wikke
<i>Viola arvensis</i>	Akkerviooltje
<i>Viola reichenbachiana</i>	Blauwsporig viooltje

Bijlage 3: soortenlijst met bijbehorende oecologische indicatie-  
waarden, oecologische groepen, uurhokfrequentieklassen (UFK)  
en plantengeografische districten. W(ElLENb.) = waterstands-  
indicatie, F = vochtgetal, R = zuurgraad, N = stikstofgetal,  
L = lichtgetal, S = oogstbestendigheid (1=laag; 5=hoog), W =  
worteldiepte (1= klein; 5=groot), (zie bijlage 3: vervolg).

Soortnaam	Indicatiev.		Oec. groep		Zeldzaamh.		S W	Distr.
	Ellen WFRNL	L&vM FRNL	A&vM	L&vM	30/80	50/50		
Achillea millefolium	3058		5a	612	99	99	4 4	
Aegopodium podagraria	5785		8b	404	99	99	- -	
Agrimonia eupatoria	3847		8c	803	76	75	2 3	
Agrostis gigantea	7767		2a	601	88	66	- -	
Agrostis stolonifera	35058		2a	602	88	99	- -	
Agrostis tenuis	0337	3437	6d	606	88	99	4 2	
Aira caryophylla	2319		6d	604	76	76	2 2	
Ajuga reptans	5066		5b	610	76	75	4 2	
Allium oleraceum	2747		8c	803	54	53	- -	
Allium vineale	3075		8b	405	77	77	- -	
Allopecurus pratensis	5676		5a	610	88	88	4 4	
Anthoxanthum odoratum	0500	4537	5a	613	99	99	2 2	
Anthriscus sylvestris	4087		8b	609	99	99	4 4	
Arenaria serpyllifolia	3008	3737	6b	607	77	77	3 2	
Arrhenatherum elatius	4778		5a	609	88	88	3 5	
Artemisia vulgaris	5087		1g	403	88	89	- -	
Avenula pubescens	0045	3758	6c	612	65	65	3 2	
Bellis perennis	0058	4657	5a	611	99	99	5 1	
Eriza media	0028	4537	5a	613	76	75	2 1	
Bromus hordeaceus	0007	4657	5a	611	99	99	2 2	
Bromus inermis	33858		6c	612	45	44	3 5	eF
Bromus sterilis	3057		8b	405	77	77	- -	
Calamagrostis epigejos	30067	4787	8a	804	66	66	2 5	
Campanula rapunculus	3647		8c	803	55	63	- -	F+Z
Campanula rotundifolia	3027		6d	604	87	85	3 3	
Capsella bursa-pastoris	0057	4767	1d	307	99	99	- -	
Cardamine pratensis	6004	5666	5a	610	88	99	4 2	
Carduus crispus	4097		1g	403	77	88	- -	
Carduus nutans	2868		1f	401	66	65	- -	
Carex arenaria	3227		6b	604	77	77	3 3	
Carex caryophylla	3028		6c	607	54	43	2 2	D+F+Z
Carex hirta	35057		2a	602	77	77	3 4	
Carex spicata	4-67		8b	407	66	66	- -	
Carum carvi	4068		5a	611	66	66	3 3	
Centaurea jacea	0007	4657	5a	611	77	77	3 4	
Centaurea scabiosa	2837		6c	608	43	33	3 5	Z+F
Cerastium arvense	3648		6b	612	88	88	- -	
Cerastium fontanum	4056		5a	611	99	99	4 2	
Cichorium intybus	3859		5a	612	65	65	- -	
Cirsium arvense	0078	3778	1g	305	99	99	- -	
Cirsium vulgare	4088		1e	305	99	99	- -	
Convolvulus arvensis	3707	3778	1e	305	88	88	- -	
Coronilla varia	3937		6c	803	54	44	- -	
Crataegus monogyna	3837		8d	806	88	88	- -	
Crepis biennis	4656		5a	611	66	66	3 5	
Crepis capillaris	3537		1e	306	88	88	- -	
Cruciata laevipes	5577		8b	405	66	64	- -	Z+F
Cynodon dactylon	2058		6b	612	45	44	- -	D+F
Cynosurus cristatus	4048		5a	612	98	98	3 2	
Dactylis glomerata	4067		5a	609	99	99	4 3	
Daucus carota	3048		5a	612	88	88	4 4	
Elymus repens	4-87		1e	609	99	99	5 3	
Equisetum arvense	35036		1e	306	99	99	- -	
Equisetum hyemale	45765		9b	908	55	43	- -	
Erigeron canadensis	3048		1d	306	77	78	- -	
Eryngium campestre	2839		6c	608	65	66	1 5	
Euphorbia cyparissias	2038		6c	608	55	54	3 3	
Euphorbia esula	3808	2848	1f	402	67	66	- -	E
Euphorbia seguieriana	1819		6c	605	43	43	- -	
Festuca arundinacea	36748		2a	602	77	77	3 4	
Festuca ovina ssp. cinerea	1819		6d	605	88	88	3 3	
Festuca pratensis	5068		5a	610	87	87	4 3	
Festuca rubra ssp. commutata	3738		5a	607	99	99	- -	
Galium aparine	0687	5786	8b	404	99	99	- -	
Galium mollugo	4007	4657	5a	611	88	88	4 5	
Galium verum	33737		6b	607	66	55	3 5	
Geranium dissectum	4056		1a	301	77	76	- -	
Geranium molle	2547		1e	306	88	88	- -	
Glechoma hederacea	5076		8b	404	99	99	4 2	
Heracleum sphondylium	4087		8b	609	88	88	4 5	
Hieracium laevigatum	4227		9e	904	88	77	- -	
Hieracium pilosella	3027		6b	603	98	98	- 2	
Hieracium umbellatum	3426		9e	904	87	85	- -	
Holcus lanatus	5047		5a	611	99	99	3 3	
Hypericum maculatum	35328		7e	617	77	75	- -	
Hypericum perforatum	3007	2328	6d	604	88	88	2 3	
Hypochaeris radicata	4438		6b	613	99	99	- 4	
Knautia arvensis	3037		5a	607	65	65	2 4	
Koeleria macrantha	2827		6c	608	55	54	2 -	
Lamium album	4097		8b	403	99	99	- -	
Lapsana communis	4075		8b	405	88	88	- -	
Lathyrus pratensis	5767		5a	610	88	87	3 4	
Lathyrus tuberosus	33847		5a	402	65	64	- -	
Leontodon autumnalis	4057		2a	602	99	99	5 3	
Leontodon hispidus	3038		6c	608	65	65	4 2	Z+F
Leontodon saxatilis	350-8	4537	6b	613	88	88	- -	
Leucanthemum vulgare	3037		5a	613	87	98	3 4	

Bijlage 3: vervolg. E = eertijds stroomdalplant, thans vervagend,  
 Z = Zuid-Limburg, F = fluviatiel district, D = duindistrict,  
 O = ook langs kleine rivieren, 30/80 = zeldz 1930/zeldz 1980,  
 50/50 = zeldz vóór 1950/zeldz na 1950, A&vdM = Arnolds & van  
 der Meyden 1984, L&vdM = Loopstra & van der Maarel 1984.

Soortnaam	Indicatiev.		Oec. groep		Zeldzaamh.		S	W	Distr.
	Ellen	L&vdM	A&vdM	L&vdM	30/80	50/50			
	WFRNL	FRNL							
<i>Lolium perenne</i>	48-7	4767	1d	307	99	99	5	2	
<i>Lotus corniculatus</i>		3737	6b	607	88	88	2	3	
<i>Luzula campestris</i>		3327	6d	606	88	88	4	1	
<i>Lysimachia nummularia</i>	5004	5666	2a	610	88	88	-	1	
<i>Matricaria maritima</i>	0667	3778	1e	305	88	88	-	-	
<i>Matricaria recutita</i>		5557	1a	301	88	87	-	-	
<i>Medicago lupulina</i>	3807	3758	5a	612	88	88	3	3	
<i>Medicago sativa ssp falcata</i>		2938	6c	608	65	65	3	5	
<i>Medicago sativa ssp varia</i>		3758	6c	612	43	43	-	-	
<i>Myosotis arvensis</i>	4066		8b	406	88	88	-	-	
<i>Myosotis ramosissima</i>	10-9	2428	6b	603	66	65	-	-	
<i>Ononis spinosa</i>	0738	3737	5a	607	76	76	2	4	
<i>Origanum vulgare</i>		2037	8c	803	55	44	2	3	Z+F
<i>Orobanche caryophyllacea</i>	29-8	2828	6b	608	44	43	1	-	D+F
<i>Papaver argemone</i>		3555	1c	302	66	64	-	-	
<i>Papaver dubium</i>		3556	1c	302	66	76	-	-	
<i>Papaver rhoeas</i>		4766	1a	301	77	87	-	-	
<i>Pastinaca sativa</i>		3858	5a	612	77	77	3	4	
<i>Peucedanum carvifolia</i>			5a	611	54	54	2	4	F
<i>Phalaris arundinacea</i>	47777		4c	505	88	88	3	5	
<i>Phleum pratense</i>	4067		5a	611	88	88	3	2	
<i>Picris hieracioides</i>	3848		6c	612	66	65	-	-	E
<i>Pimpinella major</i>	5777		5a	610	54	65	3	3	
<i>Pimpinella saxifraga</i>	2027		6b	607	66	65	4	3	
<i>Plantago lanceolata</i>	0006	4887	5a	609	99	99	4	2	
<i>Plantago major</i>	4068		1d	307	99	99	5	1	
<i>Plantago media</i>	3837		6c	607	76	76	5	2	
<i>Poa annua</i>	5087		1d	307	99	99	4	1	
<i>Poa pratensis</i>	4066		5a	611	99	99	5	3	
<i>Poa trivialis</i>	6076		2a	601	99	89	3	1	
<i>Polygonum amphibium</i>	9077		2a	502	99	99	4	5	
<i>Polygonum aviculare</i>	0007	4767	1d	307	99	99	-	-	
<i>Potentilla reptans</i>	5756		2a	602	88	88	4	3	
<i>Potentilla verna</i>	1727		6c	607	55	66	-	4	D+F+Z
<i>Prunella vulgaris</i>	0407	5666	5a	610	88	99	4	2	
<i>Prunus spinosa</i>	0007	3356	8d	805	77	76	-	-	
<i>Quercus robur</i>	0007	4654	9b	905	88	88	-	-	
<i>Ranunculus acris</i>	0007	4657	5a	611	99	99	-	-	
<i>Ranunculus bulbosus</i>	2738		6b	607	77	76	4	3	
<i>Ranunculus repens</i>	36006	7777	2a	601	99	99	5	3	
<i>Reseda luteola</i>	32938		1f	402	55	54	-	-	
<i>Rhinantus minor</i>	0027	4537	7e	613	76	75	3	2	
<i>Rosa canina</i>	3008	3356	8d	805	88	87	-	-	
<i>Rubus caesius</i>	4679-		8d	804	77	87	-	-	
<i>Rumex acetosa</i>	0058	4657	5a	611	99	99	3	5	
<i>Rumex acetosella</i>	4228		6d	604	99	99	-	-	
<i>Rumex crispus</i>	5058		2a	602	99	99	3	5	
<i>Rumex obtusifolius</i>	5097		1g	609	89	89	2	4	
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	32758		5a	612	44	54	-	-	F
<i>Salvia pratensis</i>	3848		6c	612	54	54	3	5	F
<i>Sanguisorba minor</i>	2827		6c	608	55	54	3	3	D+F+Z
<i>Saponaria officinalis</i>	4757		1f	402	55	55	-	-	E
<i>Scabiosa columbaria</i>	33838		6c	607	44	43	3	3	Z+F
<i>Sedum acre</i>	1018		6b	603	77	76	1	1	
<i>Sedum reflexum</i>			6b	605	54	53	-	-	O
<i>Senecio erucifolius</i>	32847		5a	612	66	66	1	4	Z+F
<i>Senecio jacobaea</i>	33758		6b	612	88	87	2	2	
<i>Silene pratensis</i>	3078		1e	305	77	76	-	-	
<i>Sinapis arvensis</i>	0867	4776	1a	301	88	88	-	-	
<i>Sisymbrium officinale</i>	3078		1e	305	99	99	-	-	
<i>Solidago gigantea</i>	5068		4d	505	46	46	-	-	
<i>Sonchus asper</i>	5777		1a	301	88	88	-	-	
<i>Stellaria media</i>	3706		1a	301	99	99	-	-	
<i>Symphytum officinale</i>	7087		4d	505	88	88	4	3	
<i>Tanacetum vulgare</i>	4058		1g	403	88	88	-	-	
<i>Taraxacum officinale</i>	4077		1e	609	99	99	5	4	
<i>Thalictrum minus</i>	2836		8c	803	44	44	-	-	
<i>Thymus pulegioides</i>	3018		6b	607	66	65	-	-	
<i>Torilis japonica</i>	4886		8b	405	77	77	-	-	
<i>Tragopogon pratensis ssp or.</i>	3767		5a	612	43	43	3	4	F
<i>Trifolium arvense</i>	1218		6d	604	76	76	2	2	
<i>Trifolium campestre</i>	3038		6b	603	77	77	2	2	
<i>Trifolium dubium</i>	4546		5a	611	99	99	3	2	
<i>Trifolium pratense</i>	0007	5666	5a	610	99	99	3	4	
<i>Trifolium repens</i>	0078	7777	2a	601	99	99	5	1	
<i>Trisetum flavescens</i>	0057	4657	5a	611	77	77	4	3	
<i>Urtica dioica</i>	5680		8b	404	99	99	-	-	
<i>Veronica arvensis</i>	4605	3737	6b	607	88	88	-	-	
<i>Veronica chamaedrys</i>	3006	3758	5a	612	77	77	3	2	
<i>Veronica austriaca ssp teuc.</i>	2827		6c	608	43	43	2	2	F
<i>Vicia cracca</i>	4007	4657	5a	611	99	99	3	3	
<i>Vicia hirsuta</i>	0037	3347	1a	303	77	77	-	-	
<i>Vicia sativa</i>	4657		6b	611	88	88	-	-	
<i>Vicia sepium</i>	4750	4776	8b	405	77	77	3	3	
<i>Vicia tetrasperma</i>	34346		1a	303	65	65	-	-	
<i>Viola arvensis</i>	0005	3457	1c	303	88	87	-	-	
<i>Viola reichenbachiana</i>	4764		9d	909	44	44	-	-	

Bijlage 4: Synoptische tabel met plantensociologische soortsgroepen.

CLUSTER	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
AANTAL OPNAMEN	4	14	21	19	7	17	13	5	12	11
<u>MOLINIO-ARRHENATHEREÏTEA</u>										
Rhinanthus minor	5	1		1	3					
Rumex acetosa	3	1	3	2	1	2	1	1	1	
Centaurea jacea	2	2	3	4	2	3	2		1	
Vicia cracca	2			3	4	1	4	1	2	
Plantago lanceolata	4	4	5	5	3	4	3	1	1	1
Festuca rubra	5	5	5	5	5	5	5	5	4	3
Poa pratensis	2	5	4	3	3	3	4	3	1	3
Holcus lanatus	3	1	3	1		2	1	1	1	1
Cardamine pratensis		1	1			1			1	
Trifolium pratense		2	2	3	1	4	2	1	1	1
Cerastium fontanum		3	3	2	2	5	2		2	3
Poa trivialis		2	1	2		3	3	1	5	5
Prunella vulgaris			1	1		3	2			
Agrostis gigantea				1						
Symphytum officinale				1			2	2	2	
<u>ARRHENATHERETALIA</u>										
Lotus corniculatus	4	1	2	3	3	4	1	1		
Achillea millefolium	5	4	5	5	4	5	3		1	2
Senecio jacobea		4	4	4	3	4	3		1	
Taraxacum officinale		4	3	2	2	4		1	3	2
Leontodon hispidus			1	1	1	3	1			
Anthriscus sylvestris			1	1	2	2	3	5	4	1
<u>ARRHENATHERION ELATIORIS</u>										
Dactylis glomerata	3	3	5	5	5	5	5	2	5	5
Ranunculus acris	2	2	2	4	1	5	4	2	3	2
Trifolium dubium	2	3	3	2	1	3	1		1	1
Leucanthemum vulgare		1	1	1	1	2				
Heracleum sphondylium		1	1	1	5	3	2	4	4	1
Taraxacum officinale		4	3	2	2	4		1	3	2
Bellis perennis		1	2	1		4	2			2
Lathyrus pratensis			1	1		3	3			
Alopecurus pratensis			1	1	1	2	4	4	4	4
Festuca pratensis				1		1	2		2	
Carum carvi					1					
<u>ARRHENATHERETUM ELATIORIS</u>										
Arrhenatherum elatius	5	3	5	5	5	5	5	5	5	3
Trisetum flavescens	3	3	5	5	5	5	5		1	1
Rumex thyrsiflorus		3	1	2	5	1	2			
Knautia arvensis		1	1	2	3	1	2			
Galium mollugo		2	1	2	3	2	5		1	
Tragopogon pratensis		1	1	2	1	2	1		1	
Daucus carota		1	2	2		3	2			1
Pastinaca sativa			1	2	1	1	2			
Crepis biennis			1	1	1	1	1			
Peucedanum carvifolia			1	2		1	1			
Pimpinella major						1	2			
<u>SUBASSOCIATIEGROEP A</u>										
Glechoma hederacea	2		1	1		3	4	3	2	1
Heracleum sphondylium		1	1	1	5	3	2	4	4	1
Ranunculus repens		1	1	1	2	2			1	1
Anthriscus sylvestris			1	1	2	2	3	5	4	1
Alopecurus pratensis			1	1		1	2	4	4	4
<u>SUBASSOCIATIEGROEP B</u>										
Trisetum flavescens	3	3	5	5	5	5	5		1	1
Ranunculus bulbosus	2	3	3	3		3	2		1	2
Plantago media		2	2	1		5				
Senecio jacobea		4	4	4	3	4	3		1	
Senecio erucifolius				1		1	2	1		

Bijlage 4: vervolg 1.

CLUSTER	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
AANTAL OPNAMEN	4	14	21	19	7	17	13	5	12	11
<b>SUBASS. PICRIDETOSUM</b>										
<i>Picris hieracioides</i>	5		1	3	3	2	1			
<i>Tragopogon pratensis</i>		1	1	2	1	2	1		1	
<i>Cichorium intybus</i>			1	1	1	2				
<i>Pastinaca sativa</i>			1	2	1	1	2			
<i>Agrimonia eupatoria</i>			1	2		1	2			
<i>Peucedanum carvifolia</i>			1	2		1	1			
<i>Carduus crispus</i>			1	1		2	2	2	1	
<b>SUBASS. BRIZETOSUM</b>										
<i>Hieracium pilosella</i>	2	1	2	1						
<i>Agrostis tenuis</i>	5	3	3	1		1				
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	5	2	3	3		2				
<i>Hypochaeris radicata</i>	4	2	4	1		1				
<i>Briza media</i>	2		2	2		2				
<i>Bromus hordeaceus</i>	3		1			1			2	1
<i>Crepis capillaris</i>		2	4	2		2				
<b>LOLIO-CYNOSURETUM</b>										
<i>Leontodon autumnalis</i>	2	1	1	1	1	3				
<i>Phleum pratense</i>	3	3	4	1	1	1	1	1	1	2
<i>Trifolium repens</i>	3	2	1	1		3	1			3
<i>Crepis capillaris</i>		2	4	2		2				
<i>Plantago media</i>		2	2	1		5				
<i>Leontodon saxatilis</i>		2	3	1		2				
<i>Cynosurus cristatus</i>		1	2			4			1	
<i>Lolium perenne</i>		4	4	3		5	2	1	3	5
<i>Geranium molle</i>		2	1			1				1
<b>KOELERIO-CORYNEPHORETEA</b>										
<i>Aira caryophylla</i>	3									
<i>Carex arenaria</i>	2	1	1							
<i>Trifolium arvense</i>	2		1							
<i>Hypericum perforatum</i>	3			1			2			
<i>Trifolium campestre</i>		1								
<i>Euphorbia seguieriana</i>		1								
<i>Sedum acre</i>		2	1							
<i>Veronica arvensis</i>		1	1			1				
<i>Myosotis ramosissima</i>			1	1						
<i>Campanula rotundifolia</i>			1	1	1	1	1			
<i>Sedum reflexum</i>				1						
<b>KOELERIO-CORYNEPHORETEA &amp; FESTUCO-BROMETEA (diff)</b>										
<i>Hieracium pilosella</i>	2	1	2	1						
<i>Festuca ovina</i>	2	1	1	1						
<i>Euphorbia cyparissias</i>	5	2	1	1	3					
<i>Galium verum</i>	5	5	4	3		1				
<i>Avenula pubescens</i>	3	2	5	5	3	3	1			
<i>Cerastium arvense</i>	3	4	5	3	2	1	2			
<i>Pimpinella saxifraga</i>	5	3	4	4	2	1			1	
<i>Ranunculus bulbosus</i>	2	3	3	3		3	2		1	2
<i>Potentilla verna</i>		1	1							
<i>Allium oleraceum</i>		1	1							
<i>Koeleria macrantha</i>		1			1					
<i>Arenaria serpyllifolia</i>		3	2	2	2	1				
<i>Thymus pulegioides</i>		2	3	2	2	1	1			
<b>MESOBROMION</b>										
<i>Eryngium campestre</i>	5	5	4	2	3	2				
<i>Scabiosa columbaria</i>	2	1	2	2		1				
<i>Sanguisorba minor</i>	3	1	2	3		2	2			
<i>Orobanche caryophyllacea</i>		2								
<i>Salvia pratensis</i>		3	2	3	3					

Bijlage 4: vervolg 2.

CLUSTER	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
AANTAL OPNAMEN	4	14	21	19	7	17	13	5	12	11
<i>Ononis spinosa</i>		2	3	2	2	2				
<i>Bromus inermis</i>		2	2	1	2		1			
<i>Centaurea scabiosa</i>		1	1		5		1			
<i>Medicago lupulina</i>			2	2		2	2			
<i>Carex caryophylllea</i>				1						
<u>ORIGANETALIA VULGARIS</u>										
<i>Thalictrum minus</i>		2	1	1	3					
<i>Veronica austriaca ssp teuc</i>		1			2					
<i>Medicago sativa ssp falcata</i>		5	4	4	3	1	2			
<i>Campanula rapunculus</i>			1	2		1	1			
<i>Agrimonia eupatoria</i>			1	2		1	2			
<i>Origanum vulgare</i>				2		1	4			
<i>Coronilla varia</i>				1			1			
<u>LOLIO-PLANTAGINETUM (kencomb)</u>										
<i>Polygonum aviculare</i>		1								
<i>Plantago major</i>		1								
<i>Cynodon dactylon</i>		2	1							
<i>Taraxacum officinale</i>		4	3	2	2	4		1	3	2
<i>Lolium perenne</i>		4	4	3		5	2	1	3	5
<i>Capsella bursa-pastoris</i>		3		1			1		1	3
<i>Poa annua</i>		1								1
<u>POO-LOLIETUM (kencomb)</u>										
<i>Poa pratensis</i>	2	5	4	3	3	3	4	3	1	3
<i>Trifolium repens</i>	3	2	1	1		3	1			3
<i>Plantago major</i>		1								
<i>Taraxacum officinale</i>		4	3	2	2	4		1	3	2
<i>Lolium perenne</i>		4	4	3		5	2	1	3	5
<i>Poa trivialis</i>		2	1	2		3	3	1	5	5
<i>Ranunculus repens</i>		1	1	1		2			1	1
<u>ARTEMISIETALIA VULGARIS</u>										
<i>Rubus caesius</i>	2			1			3	3	1	
<i>Glechoma hederacea</i>	2		1	1		3	4	3	2	1
<i>Silene pratensis</i>		1			1					
<i>Cirsium arvense</i>		1		1		2	1	2	3	2
<i>Urtica dioica</i>		1						5	5	3
<i>Carduus crispus</i>			1	1		2	2	2	1	
<i>Cirsium vulgare</i>			1	1		1	1	1	2	3
<i>Solidago gigantea</i>				1						
<i>Galium aparine</i>					1	1		4	1	
<i>Lamium album</i>								2	2	
<i>Rumex obtusifolius</i>									1	1
<u>TANACETO-ARTEMISIETUM</u>										
<i>Tanacetum vulgare</i>	2	2	1	1	3				1	
<i>Artemisia vulgaris</i>	2	1							1	
<u>GALIO-ALLIARION &amp; AEGOPODION PODAGRARIAE</u>										
<i>Glechoma hederacea</i>	2		1	1		3	4	3	2	1
<i>Carex spicata</i>		2	1	1						
<i>Vicia sepium</i>			1	1		1	1	1	1	
<i>Torilis japonica</i>				1						
<i>Bromus sterilis</i>				1						
<i>Cruciata laevipes</i>				1		1	3	1		
<i>Lathyrus tuberosus</i>					3					
<i>Lapsana communis</i>							1	1	1	
<i>Aegopodium podagraria</i>								1		



Bijlage 4: vervolg 3.

CLUSTER	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
AANTAL OPNAMEN	4	14	21	19	7	17	13	5	12	11
<u>SECALIETEA</u>										
<i>Vicia hirsuta</i>	2	1		1						
<i>Viola arvensis</i>		1								
<i>Vicia sativa ssp sativa</i>		1	1	1			2			
<i>Papaver dubium</i>		1		1			1			
<i>Papaver rhoeas</i>		1							1	
<i>Papaver argemone</i>			1							
<i>Myosotis arvensis</i>				1			3			
<i>Vicia tetrasperma</i>							1			
<i>Matricaria recutita</i>								1		
<i>Sinapis arvensis</i>									1	1
<u>CHENOPODIETEA</u>										
<i>Erigeron canadensis</i>	3									
<i>Allium vineale</i>	3	3	2	3	2	2	3	2	2	
<i>Equisetum arvense</i>	5	1	1	3	4	3	3	3	2	
<i>Convolvulus arvensis</i>	3	4	1	3		3	4	2	2	
<i>Bromus hordeaceus</i>	3		1			1			2	1
<i>Matricaria maritima</i>		1								
<i>Carduus nutans</i>		2	1			1				
<i>Sisymbrium officinale</i>		2	1					1	1	
<i>Capsella bursa-pastoris</i>		3		1			1		1	3
<i>Stellaria media</i>			1	1		1	1		3	3
<i>Sonchus asper</i>							1			
<i>Reseda luteola</i>							1			
<i>Geranium dissectum</i>							2	1	1	1
<i>Polygonum amphibium</i>								1	2	1
<u>OVERIGE SOORTEN</u>										
<i>Hieracium umbellatum</i>	3									
<i>Viola reichenbachiana</i>	2									
<i>Hieracium laevigatum</i>	3			1						
<i>Quercus robur</i>	2			1						
<i>Calamagrostis epigejos</i>	5			1	3					
<i>Luzula campestris</i>	2	1	1	1		1				
<i>Carex hirta</i>	3	1	2		1	3	1		1	
<i>Elymus repens</i>	2	5	4	4	4	4	4	5	5	4
<i>Equisetum hyemale</i>		1	1	1						
<i>Rumex acetosella</i>		1	1	1						
<i>Lysimachia nummularia</i>		1	1	1	1	1	2		1	
<i>Euphorbia esula</i>		2	1	2		1	5		1	
<i>Potentilla reptans</i>		1	2	3		4	4	2	1	1
<i>Agrostis stolonifera</i>		2	1	1		2	1		2	2
<i>Rumex crispus</i>		2					1			1
<i>Crataegus monogyna</i>			1	1			1			
<i>Veronica chamaedrys</i>			3	3		2	2		1	
<i>Festuca arundinacea</i>			1	2	3	2		1	2	2
<i>Prunus spinosa</i>				1						
<i>Saponaria officinalis</i>				1						
<i>Medicago sativa ssp varia</i>				1			1			
<i>Hypericum maculatum</i>							2			
<i>Rosa canina</i>							1			
<i>Ajuga reptans</i>							1			
<i>Phalaris arundinacea</i>									1	

Bijlage 5: Gemiddelden en 95%-betrouwbaarheidsgrenzen per plantengemeenschap voor de verschillende bodemfactoren, gemeten in de A-laag (2-12 cm-mv).

	LUTUM ( < 2 mu)			SILT (2 - 50 mu)			ZAND ( > 50 mu)			SLIB ( < 16 mu)			N
	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	
I	2.8	2.8	2.8	4.5	4.5	4.5	92.7	92.7	92.7	5.7	5.7	5.7	1
II	5.4	0.9	9.9	8.1	2.3	13.9	86.5	76.5	96.4	8.7	2.2	15.2	3
III	7.4	4.6	10.2	13.5	9.0	17.9	79.1	72.0	86.3	13.5	9.1	18.0	12
IV	13.0	8.1	17.9	23.2	15.5	31.0	63.8	51.6	75.9	24.5	15.8	33.2	10
V	13.8	9.5	18.1	29.6	22.9	36.4	56.6	47.7	65.5	26.3	19.2	33.4	3
VI	19.6	16.2	23.0	37.1	30.8	43.4	43.3	34.5	52.1	35.0	30.0	40.0	11
VII	19.3	12.6	26.0	33.8	24.7	42.8	46.9	31.5	62.4	36.0	25.4	46.7	7
VIII	17.4	7.3	27.6	28.7	13.9	43.6	53.8	29.1	32.6	28.8	12.0	45.5	5
IX	20.9	17.6	24.1	35.5	31.3	39.8	43.6	36.2	51.0	34.8	30.6	39.0	11
X	23.5	20.0	27.1	43.1	35.6	50.6	33.4	24.0	42.7	37.3	32.7	41.8	10

	KALKGEHALTE (CaCO3 in %)			pH-H2O			pH-CaCl2			N
	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	
I	0.0	0.0	0.0	5.8	5.8	5.8	4.9	4.9	4.9	1
II	1.4	0.4	2.3	6.7	5.8	7.6	6.3	5.1	7.5	4
III	2.1	1.0	3.2	7.2	6.7	7.7	6.8	6.2	7.3	12
IV	2.2	1.2	3.1	7.4	7.2	7.6	7.1	6.9	7.3	10
V	5.1	2.6	7.7	7.7	7.1	8.2	7.4	7.3	7.6	3
VI	3.7	2.3	5.1	7.6	7.4	7.8	7.3	7.2	7.4	11
VII	4.8	2.9	6.8	7.6	7.3	7.8	7.4	7.3	7.5	7
VIII	2.7	0.7	4.7	7.8	6.9	8.7	7.1	6.2	8.0	5
IX	4.4	2.6	6.1	7.6	7.4	7.7	7.2	7.0	7.4	11
X	3.8	1.6	5.9	7.5	7.4	7.7	7.1	6.9	7.3	10

	N-totaal ( % )			NO3-N (mg/kg)			NH4-N (mg/kg)			N
	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	
I	0.16	0.16	0.16	0.7	0.7	0.7	9.1	9.1	9.1	1
II	0.20	0.08	0.32	2.7	0.0	5.4	13.7	11.2	16.2	4
III	0.18	0.14	0.22	6.5	4.1	8.8	9.6	8.0	11.2	12
IV	0.22	0.18	0.26	6.6	3.4	9.8	9.5	6.2	12.9	10
V	0.17	0.03	0.31	5.5	3.6	7.4	10.7	7.2	14.2	3
VI	0.24	0.20	0.28	6.4	3.6	9.3	8.9	7.4	10.4	11
VII	0.20	0.14	0.26	10.0	0.0	23.2	10.7	8.2	13.2	7
VIII	0.23	0.17	0.29	13.5	2.9	24.1	12.2	9.3	15.1	5
IX	0.28	0.26	0.30	13.4	8.6	18.3	13.3	10.7	15.8	11
X	0.27	0.21	0.33	20.1	4.9	35.3	13.0	9.5	16.6	10

	P-totaal ( % )			P2O5 (mg/100 g)			FOSFOR (mg/kg)			N
	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	
I	0.03	0.03	0.03	62	62	62	0.02	0.02	0.02	1
II	0.04	0.02	0.06	124	110	138	0.11	0.03	0.19	4
III	0.04	0.04	0.04	104	90	118	0.17	0.00	0.39	12
IV	0.06	0.06	0.06	129	108	151	0.17	0.00	0.35	10
V	0.05	0.03	0.07	113	86	140	0.03	0.03	0.03	3
VI	0.06	0.06	0.06	143	133	154	0.04	0.02	0.06	11
VII	0.05	0.05	0.05	126	104	148	0.04	0.02	0.06	7
VIII	0.07	0.05	0.09	150	121	179	0.48	0.03	0.93	5
IX	0.08	0.06	0.10	178	155	200	0.44	0.00	1.13	11
X	0.09	0.07	0.11	197	161	232	2.29	0.00	4.62	10

Bijlage 5: Gemiddelden en 95%-betrouwbaarheidsgrenzen per plantengemeenschap voor de verschillende bodemfactoren, gemeten in de A-laag (2-12 cm-mv), vervolg.

	NATRIUM (mg/kg)			KALIUM (mg/kg)			MAGNESIUM (mg/kg)			N
	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	
I	6	6	6	23	23	23	29	29	29	1
II	16	2	30	39	26	51	63	36	89	4
III	29	12	46	21	15	28	53	47	60	12
IV	24	11	37	27	17	38	100	75	124	10
V	13	5	22	36	23	49	74	61	86	3
VI	25	18	32	25	20	30	78	67	89	11
VII	17	13	21	31	25	36	107	79	136	7
VIII	23	12	35	38	25	51	91	68	114	5
IX	52	19	85	40	27	54	123	93	154	11
X	26	16	35	112	33	190	120	86	154	10

	EGV			N
	gemid	min95	max95	
I	58	58	58	1
II	194	65	322	3
III	214	150	278	12
IV	244	202	285	10
V	335	247	423	3
VI	273	229	317	11
VII	263	222	304	7
VIII	239	171	306	5
IX	319	254	385	11
X	279	191	366	10

	C (%)			HUMUS (%)	C/N	N
	gemid	min95	max95			
I	2.1	2.1	2.1	3.6	13.1	1
II	2.8	2.4	3.1	4.7	13.8	4
III	1.9	1.6	2.2	3.2	10.4	12
IV	2.3	2.0	2.6	3.9	10.4	9
V	2.2	1.2	3.1	3.7	12.8	3
VI	2.3	1.9	2.6	3.9	9.5	11
VII	1.8	1.2	2.4	3.1	9.1	7
VIII	2.4	2.1	2.8	4.2	10.6	5
IX	2.9	2.6	3.2	5.0	10.4	11
X	3.0	2.5	3.5	5.2	11.1	10

Bijlage 6: Gemiddelden en 95%-betrouwbaarheidsgrenzen per plantengemeenschap voor de verschillende bodemfactoren, gemeten in de B-laag (22-32 cm-mv).

	LUTUM ( < 2 mu)			SILT (2 - 50 mu)			ZAND ( > 50 mu)			SLIB ( < 16 mu)			N
	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	
I	1.8	1.8	1.8	2.6	2.6	2.6	95.6	95.6	95.6	4.0	4.0	4.0	1
II	4.8	1.9	7.7	7.4	1.8	12.8	87.8	79.4	96.2	6.8	1.5	12.1	3
III	7.9	3.3	12.3	13.6	5.0	22.2	78.5	65.6	91.4	12.8	5.6	19.8	10
IV	15.5	8.2	22.8	23.1	13.3	32.9	61.4	44.2	78.4	27.3	14.7	39.7	10
V	15.1	0.0	33.8	30.1	0.0	63.4	54.8	2.5	100.0	27.5	0.0	56.9	2
VI	20.3	16.4	24.2	40.5	31.1	49.9	39.1	26.8	51.4	36.9	29.8	44.0	10
VII	20.8	13.7	27.9	37.1	30.2	44.0	42.0	28.5	55.5	37.0	26.4	47.6	7
VIII	18.4	2.0	34.6	32.4	7.0	57.6	49.3	7.8	90.6	31.2	6.9	55.5	3
IX	21.9	15.6	28.2	34.9	26.4	43.2	43.2	28.5	57.9	36.2	26.5	45.7	8
X	23.7	18.6	28.8	45.5	39.7	51.1	30.8	22.4	39.2	42.9	37.1	48.5	8

	KALKGEHALTE (CaCO3 in %)			pH-H2O			pH-CaCL2			N
	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	
I	0.3	0.3	0.3	6.8	6.8	6.8	5.8	5.8	5.8	1
II	2.5	0.1	4.9	7.2	6.2	8.2	7.1	6.5	7.7	4
III	3.7	1.7	5.7	7.4	7.0	7.8	7.0	6.4	7.6	11
IV	4.2	3.2	5.2	8.0	7.8	8.2	7.5	7.3	7.7	10
V	4.6	4.0	5.2	8.2	8.2	8.2	7.7	7.6	7.8	2
VI	6.3	4.7	7.9	8.0	8.0	8.0	7.6	7.5	7.7	11
VII	6.3	3.8	8.8	7.9	7.9	7.9	7.5	7.5	7.5	7
VIII	5.1	0.0	10.7	7.6	7.4	7.8	7.1	6.5	7.7	3
IX	6.8	4.8	8.8	7.9	7.9	7.9	7.5	7.5	7.5	9
X	2.9	1.3	4.5	7.7	7.5	7.9	7.2	7.0	7.4	8

	N-totaal ( % )			NO3-N (mg/kg)			NH4-N (mg/kg)			N
	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	
I	0.06	0.06	0.06	1.6	1.6	1.6	11.5	11.5	11.5	1
II	0.07	0.01	0.13	1.7	0.1	3.3	8.6	1.5	15.7	3
III	0.10	0.06	0.14	1.8	1.2	2.4	6.2	4.3	7.9	11
IV	0.12	0.08	0.16	2.8	1.6	4.0	6.0	4.3	7.5	10
V	0.04	0.04	0.04	2.6	1.4	3.8	6.0	4.4	7.6	2
VI	0.13	0.11	0.15	2.9	1.9	3.9	5.0	3.8	6.2	11
VII	0.13	0.09	0.17	12.7	0.0	33.3	6.6	5.4	7.8	7
VIII	0.13	0.09	0.17	5.7	0.6	10.8	8.9	5.8	12.0	3
IX	0.16	0.14	0.18	6.4	3.7	9.1	6.0	4.8	7.2	9
X	0.18	0.14	0.22	5.1	2.9	7.3	7.5	6.1	8.9	8

	P-totaal ( % )			P2O5 (mg/100 g)			FOSFOR (mg/kg)			N
	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	
I	0.02	0.02	0.02	37	37	37	0.02	0.02	0.02	1
II	0.03	0.01	0.05	88	71	104	0.02	0.00	0.04	3
III	0.04	0.04	0.04	81	64	97	0.02	0.00	0.04	11
IV	0.05	0.03	0.07	113	88	137	0.02	0.00	0.04	10
V	0.02	0.00	0.04	64	46	82	0.00	0.00	0.00	2
VI	0.05	0.05	0.05	125	111	139	0.02	0.00	0.04	11
VII	0.05	0.05	0.05	124	107	140	0.02	0.02	0.02	7
VIII	0.05	0.03	0.07	118	90	146	0.08	0.00	0.18	3
IX	0.06	0.06	0.06	141	131	150	0.02	0.00	0.04	9
X	0.07	0.07	0.07	162	149	175	0.10	0.02	0.18	8

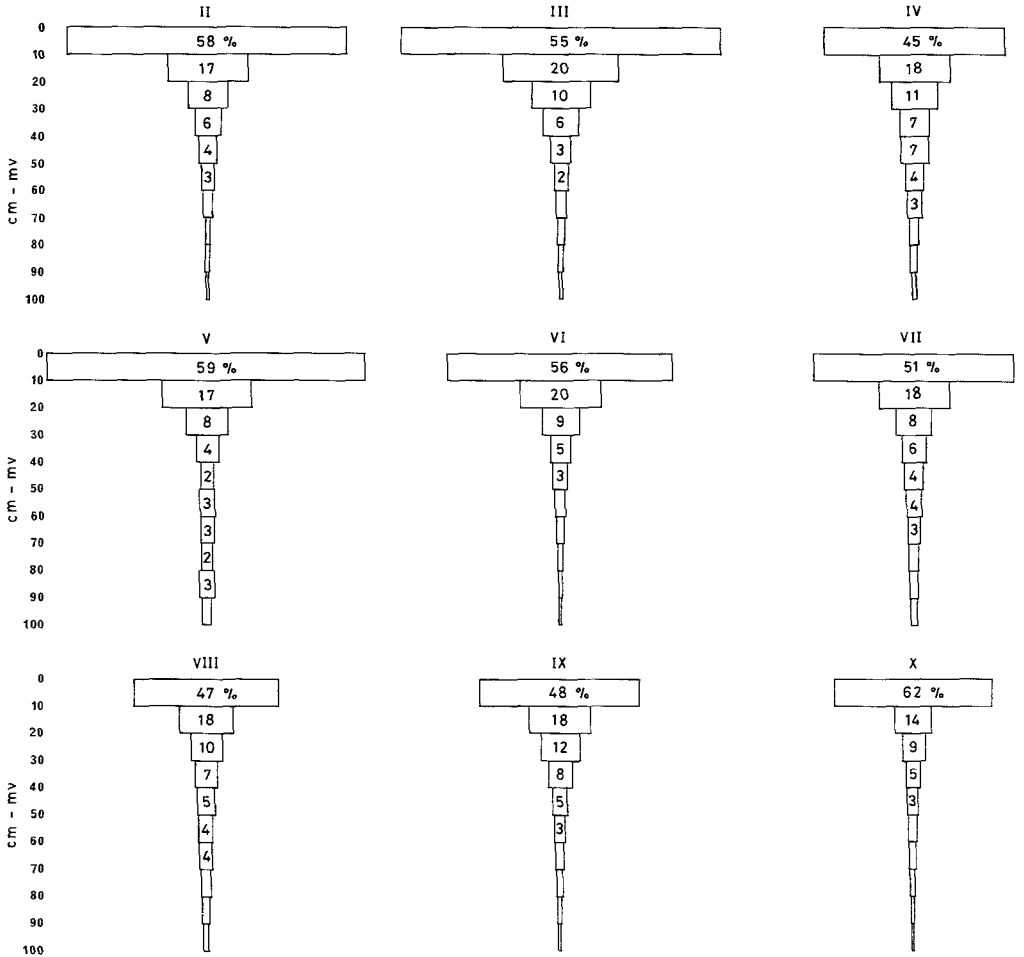
Bijlage 6: Gemiddelden en 95%-betrouwbaarheidsgrenzen per plantengemeenschap voor de verschillende bodemfactoren, gemeten in de B-laag (22-32 cm-mv), vervolg.

	NATRIUM (mg/kg)			KALIUM (mg/kg)			MAGNESIUM (mg/kg)			N
	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	gemid	min95	max95	
I	7	7	7	25	25	25	29	29	29	1
II	25	1	48	26	13	40	38	20	56	3
III	33	9	57	17	15	19	39	29	49	11
IV	19	11	26	16	12	20	63	40	87	10
V	27	0	69	21	14	27	73	0	146	2
VI	24	12	37	18	16	20	57	43	71	11
VII	16	12	20	19	15	23	90	65	114	7
VIII	20	12	28	15	10	21	88	50	126	3
IX	40	22	58	19	17	21	99	79	120	9
X	32	17	47	36	23	49	101	74	129	8

	EGV			N
	gemid	min95	max95	
I	47	47	47	1
II	163	77	250	3
III	161	117	206	11
IV	257	182	332	10
V	158	137	178	2
VI	248	187	309	11
VII	299	184	415	7
VIII	170	118	223	3
IX	234	208	259	9
X	233	175	291	8

	C (%)			HUMUS (%)	C/N	N
	gemid	min95	max95			
I	1.4	1.4	1.4	2.4	23.3	1
II	1.0	0.8	1.2	1.8	14.7	3
III	0.8	0.5	1.0	1.3	7.5	11
IV	1.2	0.9	1.5	2.0	9.8	10
V	0.5	0.4	0.6	0.8	11.3	2
VI	1.0	0.8	1.2	1.7	7.8	11
VII	1.1	0.9	1.3	1.9	8.5	7
VIII	1.5	1.2	1.7	2.5	11.3	3
IX	1.5	1.2	1.7	2.5	9.2	9
X	1.9	1.3	2.4	3.2	10.4	8

Bijlage 7: procentuele verdeling van de wortels (wortellengte) over de bodemdiepte.



Bijlage 8: gewichtsafname van de zoden in relatie tot de spoel-  
 tijd. De getallen geven telkens de gewichtsafname weer per  
 nieuwe spoelperiode, dat wil zeggen in vrijwel alle gevallen  
 per 10 minuten en aan het eind van de proef na 30 minuten.

opname nummer	clus- ter	gewichtsafname (kg) na :									totaal (kg)
		10 min	20 min	30 min	40 min	50 min	60 min	70 min	90 min	120 min	
-	I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	II	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
57	III	.054	.030	-	.012	-	.012	-	.004	.000	0.112
62	III	.055	.044	.014	-	.014	-	.014	.002	.000	0.143
63	III	.086	.066	.050	-	.024	-	.014	.018	.008	0.266
47	IV	.220	.038	-	.012	-	.016	-	.028	.008	0.322
71	IV	.140	.056	-	.034	-	.036	-	.034	.010	0.310
88	IV	.050	.038	.006	-	+.002	-	.000	.006	.006	0.104
25	V	.030	.024	.014	-	.017	-	.016	.015	.019	0.135
21	VI	.206	.056	.052	-	.024	.058	-	.030	.064	0.484
5	VII	.066	.014	.036	-	.008	-	.022	.018	.032	0.196
37	VII	.602	.182	.126	-	.152	-	.068	.054	.156	1.340
-----											
73	VIII	.470	.256	.138	-	.184	-	.140	.088	.064	1.340
75	VIII	.790	.110	-	.242	-	.020	-	.164	.172	1.498
10	IX	.226	.076	.052	-	.044	-	.040	.014	.072	0.524
15	IX	.506	.140	.084	-	.042	-	.050	.046	.044	0.912
17	IX	.297	.066	-	.060	-	.027	-	.029	.029	0.508
20	IX	.236	.100	.062	-	.102	-	.074	.084	.164	0.822
36	IX	.432	.158	.076	-	.114	-	.058	.084	.050	0.972
53	IX	.168	.024	-	.032	-	.050	-	.012	.032	0.318
64	IX	.530	.406	.076	-	.328	-	.234	.170	.086	1.830
11	X	.177	.073	.042	-	.044	-	.032	.012	.022	0.402

Bijlage 9: gemiddelde reliefafname en hoeveelheid uitgespoeld materiaal na de erosieproef in het veld.

opname- nummer	clus- ter	gemidd. relief(cm)			uitgespoeld materiaal (kg)			
		voor	na	afname	bezonken	zwevend	totaal	droog
-	I	-	-	-	-	-	-	-
-	II	-	-	-	-	-	-	-
62	III	7.09	7.36	0.27	0.038	0.027	0.065	0.077
63	III	7.04	7.11	0.07	0.048	0.063	0.111	0.127
88	IV	6.86	7.03	0.18	0.016	0.014	0.030	0.041
25	V	7.12	7.44	0.32	0.059	0.027	0.086	0.114
21	VI	5.11	5.14	0.03	0.074	0.046	0.120	0.146
5	VII	8.17	8.26	0.09	0.024	0.053	0.077	0.098
14	VII	7.23	8.38	1.15	0.935	0.053	0.988	1.216
(75-1	VIII	8.45	9.00	0.55	0.322	0.146	0.468	0.637)
(75-2	VIII	7.14	8.71	1.57	0.718	0.054	0.771	1.049)
75	VIII	7.80	8.86	1.06	0.520	0.100	0.620	0.843
10	IX	8.25	8.86	0.61	0.496	0.098	0.594	0.778
15	IX	8.62	9.16	0.54	0.725	0.167	0.892	1.231
17	IX	8.38	8.57	0.19	0.100	0.068	0.168	0.235
20	IX	5.42	6.04	0.62	0.657	0.080	0.737	0.965
36	IX	7.58	10.69	3.11	3.662	0.353	4.015	5.059
64	IX	6.53	6.81	0.28	0.468	0.053	0.521	0.651
11	X	7.06	7.18	0.12	0.009	0.070	0.079	0.103



Bijlage 10: naar schaal 0 tot 1 omgerekende waarden van de twee gebruikte methoden van de erosieproef in het laboratorium en van de twee methoden van de erosieproef in het veld.

opname	cluster	helling	relatieve erosiewaarden					gemidd hell + gew120	gemidd gew30 relief
			gew.afn na 120 min	gew.afn na 30 min	reliefafn	gemidd totaal			
88	IV	0.0135	0.0568	0.0081	0.0579	0.0341	0.0352		
57	III	0.0416	0.0612	-	-	-	0.0514		
62	III	0.0656	0.0781	0.0152	0.0868	0.0614	0.0719		
5	VII	0.1093	0.1071	0.0194	0.0289	0.0662			
63	III	0.0739	0.1454	0.0251	0.0225	0.0667			
25	V	0.0832	0.0738	0.0225	0.1029	0.0706	0.0785		
47	IV	0.0708	0.1760	-	-	-	0.1234		
71	IV	0.1207	0.1694	-	-	-	0.1451		
53	IX	0.1270	0.1738	-	-	-	0.1504		
11	X	0.1509	0.2197	0.0204	0.0386	0.1074	0.1853		
21	VI	0.2154	0.2645	0.0289	0.0096	0.1296			
17	IX	0.1405	0.2776	0.0465	0.0611	0.1314			
10	IX	0.2112	0.2863	0.1538	0.1961	0.2119			
15	IX	0.2581	0.4984	0.2433	0.1736	0.2934			
20	IX	0.4974	0.4492	0.1907	0.1994	0.3342	0.4733		
37	VII	0.5338	0.7322	-	-	-	0.6330		
73	VIII	0.6368	0.7322	-	-	-	0.6845		
75	VIII	0.5702	0.8186	0.1666	0.3408	0.4741	0.6944		
64	IX	1.0000	1.0000	0.1287	0.0900	0.5547		0.1094	
14	VII	-	-	0.2404	0.3698	-		0.3051	
36	IX	0.3954	0.5311	1.0000	1.0000	0.7316		1.0000	

Bijlage 11: rangschikking van de proefobjecten in volgorde van toenemende erosiegevoeligheid. Object 11 is een schapeweide die als referentie wordt gebruikt.

seq nummer	helling na 120 min	gewichtsafn na 120 min	gewichtsafn na 30 min	reliefafn na 30 min
1	88 (0.13)	88 (0.104)	88 (0.041)	21 (0.03)
2	62 (0.63)	25 (0.135)	62 (0.077)	63 (0.07)
3	63 (0.71)	62 (0.143)	5 (0.098)	5 (0.09)
4	25 (0.80)	5 (0.196)	++>11 (0.103)	<++++>11 (0.12)
5	5 (1.05)	63 (0.266)	+ 25 (0.114)	88 (0.18)
6	17 (1.35)	++>11 (0.402)	+ 63 (0.127)	17 (0.19)
7	11 (1.45)	+ <+++ 21 (0.484)	21 (0.146)	62 (0.27)
8	10 (2.03)	17 (0.508)	17 (0.235)	64 (0.28)
9	21 (2.07)	10 (0.524)	64 (0.651)	25 (0.32)
10	15 (2.48)	20 (0.822)	10 (0.778)	15 (0.54)
11	36 (3.80)	15 (0.912)	75 (0.843)	10 (0.61)
12	20 (4.78)	36 (0.972)	20 (0.965)	20 (0.62)
13	75 (5.48)	75 (1.498)	15 (1.231)	75 (1.06)
14	64 (9.61)	64 (1.830)	36 (5.059)	36 (3.11)

Bijlage 12: cumulatieve gewichtsafname tijdens de erosie-centrifuge proef in relatie tot de tijd.

opname nummer	clus-ter	gewichtsafname (gr) na :												
		20 min	40 min	60 min	70 min	80 min	90 min	100 min	110 min	120 min	140 min	160 min	170 min	180 min
-	I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	II	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
57-1	III	3.7	4.7	7.6	8.0	8.0	8.7	8.7	9.0	9.1	10.1	11.8	13.7	15.9
57-2	III	7.2	10.1	11.3	11.8	12.3	12.5	12.6	12.7	12.9	14.3	17.8	17.9	24.6
62-2	III	1.1	0.3	0.6	0.9	0.9	0.9	1.1	1.4	1.5	1.6	1.8	2.1	2.3
62-3	III	1.5	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.2	0.5	0.6	0.8
63-1	III	2.1	1.9	2.1	2.2	2.2	2.3	2.4	2.4	2.4	2.9	3.1	3.7	4.0
63-3	III	0.9	1.4	2.4	2.8	3.2	3.4	3.6	3.8	4.1	4.8	5.6	6.1	6.7
47-1	IV	2.1	3.9	5.4	5.8	6.0	6.2	6.3	6.3	6.6	8.2	10.6	12.0	13.3
47-2	IV	1.4	2.5	4.2	4.4	4.6	4.8	4.9	5.0	5.1	5.5	6.5	7.1	7.5
71-2	IV	2.9	3.2	4.6	4.8	5.0	5.4	5.5	5.5	5.7	6.8	9.0	10.6	12.4
88-3	IV	1.6	2.7	3.6	4.2	4.6	5.3	5.7	6.0	6.1	7.6	11.6	15.5	18.9
88-4	IV	1.8	3.5	9.3	10.2	10.9	11.2	11.4	11.8	12.2	18.7	27.0	34.1	44.3
25-1	V	2.3	1.3	2.4	2.6	2.6	2.6	2.6	2.6	2.6	3.5	4.5	6.0	6.3
25-2	V	2.4	0.7	1.9	2.5	2.7	3.2	3.4	3.5	3.5	4.9	6.8	9.2	11.2
21-1	VI	6.6	9.4	16.8	18.1	18.5	18.8	19.0	19.2	19.5	23.8	37.7	55.1	-
21-2	VI	3.6	7.8	13.7	15.0	16.2	17.8	19.5	20.2	21.2	26.9	115.3	-	-
5-1	VII	1.4	1.3	4.4	5.0	6.2	6.6	7.2	7.9	9.0	11.5	17.4	21.3	23.2
5-2	VII	0.6	0.4	0.2	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.5	1.1	1.7	2.9	3.9
37-1	VII	3.7	4.8	9.4	11.1	11.4	11.6	12.6	12.8	12.9	17.2	41.8	-	-
37-2	VII	4.7	12.0	35.9	37.4	42.0	43.1	47.3	-	-	-	-	-	-
73-1	VIII	2.9	17.4	41.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
73-2	VIII	25.6	44.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
75-1	VIII	0.9	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.9	1.3	1.8
75-2	VIII	1.4	2.2	4.3	5.6	6.2	6.5	6.8	7.0	7.8	11.1	15.6	17.4	19.1
75-4	VIII	1.1	0.3	0.3	0.3	0.3	0.4	0.4	0.5	0.6	0.8	2.6	6.3	9.1
10-1	IX	2.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.7	3.6	4.1	5.5
10-2	IX	0.8	2.5	5.1	6.5	6.9	7.8	8.1	8.4	9.0	11.1	12.7	14.1	19.2
15-1	IX	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	1.2	1.7	2.5
15-2	IX	0.9	0.0	0.3	0.8	1.0	1.2	1.4	1.5	1.5	2.2	3.9	6.2	9.0
17-1	IX	2.3	1.5	1.9	2.2	2.3	2.4	2.5	2.6	2.6	3.3	4.6	5.9	7.3
17-2	IX	3.4	2.6	4.3	4.9	5.3	5.6	5.8	6.0	6.5	7.8	12.8	18.6	22.8
20-1	IX	1.8	3.6	9.0	9.9	11.6	12.6	13.7	15.6	19.3	28.5	70.3	-	-
20-2	IX	1.6	2.4	3.8	5.2	6.1	6.5	7.1	7.4	7.9	9.5	13.5	20.1	24.2
36-1	IX	2.4	1.8	4.9	5.4	5.9	6.2	6.3	6.5	6.6	9.5	13.0	16.2	18.9
36-2	IX	0.0	0.0	0.5	0.7	1.3	2.0	2.0	2.2	2.3	3.4	4.9	5.6	6.9
53-1	IX	4.3	5.5	7.5	7.7	8.0	8.5	9.0	9.0	9.0	11.1	14.4	17.3	18.7
53-2	IX	0.4	1.4	4.6	4.8	5.2	5.3	5.7	6.0	6.3	8.1	9.6	11.2	13.3
64-2	IX	1.3	1.3	1.8	2.0	2.0	2.1	2.3	2.5	2.8	3.3	4.8	6.4	8.2
64-3	IX	0.9	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.2	0.8	2.2	4.3	5.9
11-2	X	7.6	13.0	19.6	21.9	23.1	23.5	23.9	24.1	25.2	27.9	39.6	44.4	-
11-3	X	1.2	1.4	4.4	5.6	6.4	6.9	7.7	8.1	9.0	10.8	20.2	24.1	28.1

Bijlage 13: kruistabel van de correlatie tussen de verschillende factoren: +++ en --- =  $p < 0,01$  (respectievelijk positief en negatief gecorreleerd); ++ en -- =  $0,01 < p < 0,05$ ; + en - =  $0,1 < p < 0,05$ .

	lutum-%	silt-%	zand-%	slib-%	zand-%	slib-%	geleidbaarheid BGV	pH-H2O	pH-CaCl2	CaCO3-%	NO3-N	NH4-N	N-mineraal	Ntot-%	p	Ptot-%	P2O5	Na	K	Mg	humus	worteldichtheid 0-10 cm-my	penetratieweerstand	afschuifweerstand	erosie-helling	erosie-120 minuten	erosie-30 minuten
silt-%	+++	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
zand-%	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
slib-%	+++	+++	+++	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
BGV	+++	+++	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
pH-H2O	+++	+++	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
pH-CaCl2	+++	+++	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
CaCO3-%	+++	+++	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
NO3-N	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
NH4-N																											
N-mineraal	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ntot-%	+++	+++	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
p	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ptot-%	+++	+++	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
P2O5	+++	+++	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Na	+++	+++	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
K	+++	++	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Mg	+++	+++	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Humus-%	+++	+++	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
wortel-10	--	--	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++
Penetr	-	--	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Afsch7	+++	+++	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Eroshe11																											
Eros120																											
Eros30																											
Eroere1																											