

Verstoring en successie

Verstoring en successie

**Rivierdynamiek en stroomdalvegetaties in de uiterwaarden van de
Rijntakken**

G.J. Maas

B. Makaske

P.W.F.M. Hommel

B.S.J. Nijhof

H.P. Wolfert

Alterra-rapport 759

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2003

REFERAAT

G.J. Maas, B. Makaske, P.W.F.M. Hommel, B.S.J. Nijhof & H.P. Wolfert, 2003. *Verstoring en successie; rivierdynamiek en stroomdalvegetaties in de uiterwaarden van de Rijntakken*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 759. 100 blz.; 42 fig.; 11 tab.; 55 ref.

Stroomdalgrasland (*Medicagini-Avenetum*) komt in het Nederlands rivierengebied voor op zandige, kalkrijke, schrale gronden die weinig overstromen. Thans zijn deze locaties zeldzaam geworden en bestaande stroomdalgraslanden lijken te degraderen. In deze studie is geprobeerd meer inzicht te krijgen in de interacties tussen rivierkundige processen en de ontwikkeling van stroomdalgraslanden. In drie uiterwaarden (Rijswaard, Cortenoever en Vreugderijkerwaard) langs de Waal en de IJssel zijn gegevens verzameld over de samenstelling van stroomdalgraslanden, bodemtextuur, organische-stof-gehalte, P-gehalte en pH, en over de afzetting van zand, silt en klei. Daarnaast zijn voor deze locaties overstromingsdiepte en -frequentie berekend. Analyse van de gegevens heeft geleid tot een conceptueel model dat de interacties tussen rivierkundige processen en de ontwikkeling van stroomdalgraslanden in de uiterwaarden van de Rijntakken beschrijft. Uit dit model blijkt dat natuurlijke riviermorphologische processen nieuwe fysiotopen voor stroomdalgraslanden kunnen creëren. Gerichte riverkundige beheersmaatregelen kunnen deze processen ondersteunen.

Trefwoorden: geomorfologie, oeverwal, sedimentatie, stroomdalgraslanden, uiterwaarden, vegetatiesuccessie, Waal, IJssel

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 18,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 759. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2003 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info@alterra.nl

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

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Achtergrond	11
1.2 Doel van de studie	12
1.3 Opzet van het rapport	12
2 Onderzoekslocaties	15
2.1 Inleiding	15
2.2 Rijswaard	16
2.3 Cortenoever	21
2.4 Vreugderijkerwaard	25
2.5 Rivierafvoer en waterhoogtes bij Lobith	30
3 Methoden van onderzoek	33
3.1 Inleiding	33
3.2 Boringen en ¹³⁷ Cs-analyse	33
3.3 Sedimentatiemetingen met slibmatten	37
3.4 Substraatanalyses	38
3.5 Vegetatieopnames en databewerking	40
4 Sedimentatie	43
4.1 Sedimentatie op decennia-tijdschaal: ¹³⁷ Cs-profielen en sedimentatiesnelheden	43
4.2 Sedimentatie op slibmatten in 2001 en de textuur van de recente afzettingen	55
4.3 Discussie en conclusies	71
5 Vegetatie	79
5.1 Inleiding	79
5.2 Graslandtypen	79
5.3 Standplaatsen	84
6 Ontwikkelingsmodel en toepassing	89
6.1 Rivierdynamiek en vegetatie-ontwikkeling	89
6.2 Implicaties voor rivier- en terreinbeheer	94
Literatuur	97

Woord vooraf

Met financiële steun vanuit het IRMA-SPONGE programma, het ICES-Delft Cluster programma 'Kusten en rivieren' en het LNV-DWK programma 382 'Regionale identiteit en natuur- en landschapsontwikkeling', heeft Alterra in de periode 2000-2002 het project 'Verstoring en successie' uitgevoerd, naar de invloed van rivierdynamiek op de vegetatiesuccessie in uiterwaarden.

In het rapport 'Vegetation succession in floodplain flats: inventarisation and modelling of measured data and expert judgement' (Nijhof, 2002) is een overzicht gegeven van de successie van de vegetatie in meer en minder dynamische delen van de uiterwaarden van de Rijntakken.

In dit rapport wordt meer in detail ingegaan op de invloed van geomorfologische en hydrologische processen op stroomdalvegetatie, een vegetatietype dat momenteel sterk in de belangstelling staat van beheerders van uiterwaarden, maar waarover nog weinig proceskennis aanwezig was.

Het onderzoek is uitgevoerd door G.J. Maas (geomorfologie), B. Makaske (sedimentologie en redactie rapport), P.W.F.M. Hommel (vegetatiekunde), B.S.J. Nijhof (vegetatiekunde) en H.P. Wolfert (projectleiding).

Bijzondere dank gaat uit naar M. van Wijngaarden (RIZA) voor het ter beschikking stellen van capaciteit voor het radiometrisch doormeten van 15 boorkernen. H. Middelkoop (Universiteit Utrecht) droeg bij aan het slibmattenexperiment. Waardevolle adviezen over de implicaties voor beleid en beheer zijn gegeven door W.J.A. Drok (Provincie Gelderland) en A.J.M. Smits (KUN).

Samenvatting

Uiterwaardecosystemen zijn relatief dynamisch en kenmerken zich door grote ruimtelijke variatie in abiotiek. Goede kennis over de interactie tussen abiotiek en ecologische processen is nodig voor ruimtelijke planning in riviersystemen en beheer van natuurgebieden. Om bij hoge afvoeren het rivierwater meer ruimte te geven wordt overwogen om (delen van) uiterwaarden periodiek door afgraving te verlagen. Deze zogenaamde cyclische verjonging is ingrijpend voor het uiterwaardecosysteem en zet de vegetatiesuccessie ver terug. Een belangrijke vraag is of bepaalde vegetaties zich weer door natuurlijke processen kunnen herstellen en, zo ja, hoelang dit duurt.

Deze studie was gericht op stroomdalgraslanden en de abiotische randvoorwaarden voor hun ontwikkeling. Stroomdalgrasland (*Medicagini-Avenetum*) is betrekkelijk zeldzaam en komt in uiterwaarden alleen voor op hoge zandige ruggen. De indruk bestaat dat stroomdalgraslanden zeer gevoelig zijn voor veranderingen in abiotiek, en dat hun fysiotoop een lange tijd nodig heeft om zich te ontwikkelen. Doel van dit onderzoek was het verkrijgen van inzicht in de interacties tussen rivierkundige processen en de ontwikkeling van stroomdalgraslanden in de uiterwaarden van Rijntakken, om de effecten van rivierkundige beheersmaatregelen op de ontwikkelingskansen van deze ecotopen te evalueren.

Er is gewerkt in raaien loodrecht op de rivier in drie uiterwaarden: de Rijswaard (Waal), de Cortenoever (IJssel), en de Vreugderijkerwaard (IJssel). De raaien omvatten stroomdalgraslanden naast andere graslandtypen. De beschouwde abiotische factoren zijn: (1) sedimentatie (hoeveelheid en textuur), (2) hydrodynamiek (overstromingsdiepte, en -frequentie) en (3) substraat (pH, textuur, organisch-stofgehalte, P-gehalte). De sedimentatie is volgens twee methoden bepaald. Allereerst is met behulp van 85 slibmatten (kunstgrasmatjes, 50x50 cm) de sedimentatie in het overstromingsseizoen 2000-2001 gemeten. Van het opgevangen sediment is ook de korrelgrootteverdeling bepaald. Daarnaast is de gemiddelde sedimentatiesnelheid over de periode sinds 1960 afgeleid uit radiometrische bepalingen (^{137}Cs) aan 15 boorkernen. De maaiveldhoogte is door middel van waterpassing bepaald en de hydrodynamiek is afgeleid uit waterhoogtemetingen van Rijkswaterstaat. In de zomer van 2001 zijn vegetatie-opnames gedaan en zijn substraatmonsters voor laboratoriumanalyse genomen.

De sedimentatie bepaald uit de Cs-profielen en die gemeten met de slibmatten vertonen vergelijkbare ruimtelijke trends, maar verschillen aanzienlijk van elkaar in hoeveelheid (Tabel 4.4). De Cs-profielen wijzen op een jaarlijkse sedimentatie die een factor 2 tot 5 hoger is dan die gemeten met de slibmatten in 2001. De oorzaak van deze discrepantie is nog niet opgehelderd. De belangrijkste ruimtelijke trends zijn een sterke afname van de sedimentatie, en een sterke afname van het zandgehalte van het sediment, met toenemende afstand tot de geul. Een ondergeschikte ruimtelijke trend is die van afnemende sedimentatie met toenemende hoogteligging. Daarnaast is er sprake van een stroomafwaartse afname en verfijning van het afgezette sediment.

In het vegetatie-onderzoek zijn vijf typen grasland onderscheiden en gekarakteriseerd qua standplaats op basis van de verzamelde gegevens over abiotiek. In een hypothetisch uiterwaardtransect dat loopt van een jonge aanwas in de geul, over de oeverwal naar een komachtige uiterwaardvlakte, is de ruimtelijke volgorde van de typen: 5, 1, 2, 3, 4. Het *Zachte haver-type* (type 1) is het stroomdalgrasland en komt voor op de hogere terreingedeelten met lichte, relatief schrale gronden. De gemiddelde overstromingsfrequentie van dit type is het laagst van alle onderscheiden graslandtypes. Het *Glanshaver-type* (type 2) komt voor op de hogere terreingedeelten op zwaardere gronden; de overstromingsfrequentie lijkt iets hoger dan van type 1 en iets lager dan van type 3. Het *Grote vossestaart-type* (type 3) en het *Fioringras-type; typische vorm* (type 4) komen beide voor op zwaardere gronden, waarbij type 3 hogere en type 4 lagere terreingedeelten prefereert. Het *Fioringras-type; droge vorm* (type 5) komt dicht bij het zomerbed voor op lagere terreingedeelten op lichte, relatief schrale gronden met een laag gehalte aan organische stof en een relatief hoge pH.

Op basis van alle verzamelde gegevens is een conceptueel model van morfologische en vegetatiekundige ontwikkeling gemaakt, uitgaande van laterale uitbouw van een uiterwaard. Het eerste stadium in het model is de vorming van een aanwas langs de oever die na ongeveer een halve eeuw zo hoog is dat de zandbank voor het grootste deel van het jaar droogvalt en zich een overstromingsgrasland (type 5) op het zandige substraat kan vestigen. De sedimentatiesnelheid is dan nog hoog: centimeters per jaar. Enkele honderden jaren later heeft dit proces zich inmiddels geulwaarts van de nieuwe bank herhaald, terwijl de oorspronkelijke zandbank is omgevormd tot oeverwal door verdere opgeslibbing met licht, zavelig sediment. De sedimentatiesnelheid is afgenomen tot enkele millimeters per jaar en de oeverwal stroomt nog maar eens per 4 à 5 jaar onder. Deze condities zijn gunstig voor de ontwikkeling van een stroomdalgrasland (type 1). Door verdere laterale uitbouw van de uiterwaard neemt later de afstand tot de geul verder toe. Hierdoor neemt de sedimentatiesnelheid af tot minder dan 1 mm/j en wordt alleen tijdens extreme hoogwaters (eens per 10 tot 100 jaar) nog wat kleiig sediment afgezet. Het stroomdalgrasland ontwikkelt zich dan tot een glanshavergrasland (type 2), met name vanwege de nutriëntenaanrijking door kleis sedimentatie. Hoge rivierduinen zijn, net na vorming, door het droge, kalkrijke, zandige substraat zeer geschikte fysiotopten voor stroomdalgraslanden. Echter, in de loop van honderden jaren veroorzaakt de voortschrijdende ontkalking degradatie van het stroomdalgrasland tot droog schraal grasland zonder stroomdalsoorten.

De natuurlijke degradatie van stroomdalgraslanden die voor een belangrijk deel wordt veroorzaakt door klei-afzetting en ontkalking is moeilijk tegen te gaan. Het huidige onderzoek geeft aan dat het laten ontstaan van nieuwe standplaatsen door natuurlijke morfologische processen, de beste manier is om stroomdalgraslanden als vegetatietype op lange termijn langs de grote rivieren te behouden. In het huidige vastgelegde riviersysteem, waarin weinig ruimte is voor laterale aanwas van uiterwaarden, kan het pleksgewijs verjongen (afgraven) van oeverzones een maatregel zijn die de vorming van nieuwe fysiotopten voor stroomdalgraslanden initieert. De frequentie van afgraving op een bepaalde oeverlocatie kan bij benadering worden afgeleid uit de sedimentatiesnelheden die in dit onderzoek zijn gemeten.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Met de beleidslijn 'Ruimte voor de Rivier' zijn er veranderingen in het riviereengebied aangekondigd die moeten garanderen dat de rivieren ook in de toekomst veilig kunnen afvoeren. Een van de mogelijkheden om meer ruimte voor de rivier te creëren is het zogenaamde cyclische verjongen van uiterwaarden (Klijn & Duel, 2001; Duel et al., 2001). In deze strategie worden delen van de uiterwaarden afgegraven, waardoor het proces van opslibben enkele eeuwen wordt terugzet naar een meer oorspronkelijke situatie met veel natte natuur. Na de ingreep volgt een lange periode van nieuwe opslibbing en geleidelijke verdroging van de uiterwaard, waarna opnieuw afgegraven kan worden als de veiligheidsniveaus worden overschreden. Door deze maatregel afwisselend op verschillende plaatsen uit te voeren, ontstaat een situatie waarin voortdurend alle ontwikkelingsstadia in de uiterwaarden aanwezig zijn.

Het idee van cyclische verjonging is gebaseerd op de werking van natuurlijke riviersystemen, die in vergelijking met andere ecosystemen een grote dynamiek kennen, die bovendien ruimtelijk sterk variabel is. Afkalving van oevers in de buitenbocht van meanders maakt ruimte voor nieuwe zand- of grindbanken in de binnenbocht, waardoor er steeds weer ruimte komt voor de pionierstadia in het ecosysteem. In de uiterwaarden kunnen ook overstroming en afzetting van sediment de natuurlijke successie van vegetaties terug zetten. Een karakteristieke natuur en hoge biodiversiteit is het gevolg. In het Nederlands riviereengebied is de natuurlijke rivierdynamiek sterk aan banden gelegd. Sedimentatie vindt nog steeds plaats in de uiterwaarden, maar oevererosie en geulverleggingen krijgen geen kans. Het terugzetten van de natuurlijke successie naar een pionierstadium kan alleen door menselijke ingrepen plaatsvinden.

Voor een optimale planning van ingrepen in het ecosysteem en een goed beheer van natuurgebieden is goede kennis over de interactie tussen rivierkundige en ecologische processen nodig. In het kader van natuurontwikkeling is er de laatste jaren veel kennis ontwikkeld over moeras- en bosontwikkeling in uiterwaarden (zie bijv. Jongman, 1992; Van Splunder, 1998), maar was er weinig aandacht voor graslanden. Met de grotere aandacht voor een veilige afvoer is er bij rivierbeheerders geleidelijk meer belangstelling gekomen voor de ontwikkeling van natuurlijke graslandvegetaties in de uiterwaarden. Graslandvegetaties hebben een minder remmende werking op de waterafvoer dan ooibos en zijn daarom wellicht een goed alternatief als natuurdoel, met name voor de wat hogere locaties in de uiterwaarden.

Stroomdalgrasland (*Medicagini-Avenetum*) is een zeer kenmerkend rivierbegeleidend graslandtype (Weeda et al., 1996; Huiskes et al., 1997). Het kwam tot enkele decennia geleden veel voor in uiterwaarden langs Nederlandse rivieren, maar is thans zeldzaam geworden. Tussen 1968 en 1992 is in Nederland 89% van de locaties met stroomdalgrasland verdwenen (Liebrand, 1999). De stroomdalgraslanden hebben een

voorkeur voor de relatief droge, nutriëntarme en relatief jonge bodems van oeverwallen. De teloorgang van de stroomdalgraslanden kan te wijten zijn aan veranderingen in het beheer van uiterwaarden, maar ook aan een verandering van rivierdynamiek. In onderzoek langs de Dinkel bleek dat stroomdalgraslanden zeer specifieke eisen stellen aan het fluviale milieu en dat zij gevoelig zijn voor geringe veranderingen in dynamiek (Hommel *et al.*, 1994; Wolfert *et al.*, 2002). De hypothese werd geformuleerd dat de voortdurende afzetting van oeversediment langs de Dinkel het natuurlijke proces van bodemverzuring kan bufferen, maar dat voor het behoud van stroomdalgraslanden op den duur toch nieuwe standplaatsen nodig zijn, omdat de afzetting van zand afneemt naarmate de oeverwallen hoger worden. Deze hypothese is echter niet getoetst met kwantitatieve gegevens over het proces van sedimentatie, zodat het niet goed mogelijk is precies aan te geven waar in riviersystemen mogelijkheden voor behoud of ontwikkeling van stroomdalgraslanden zich voordoen, en hoe lang de ontwikkeling daarvan duurt in het geval er ingrepen zoals cyclische verjonging plaatsvinden. De huidige studie beoogt daarom meer inzicht in te geven in de rol van sedimentatie (naast andere abiotische factoren) op de ontwikkeling van stroomdalgraslanden.

1.2 Doel van de studie

Doel van het onderzoek was het verkrijgen van inzicht in de interacties tussen rivierkundige processen en de ontwikkeling van stroomdalgraslanden in de uiterwaarden van de Rijntakken.

Op hoog- en laagdynamische locaties langs de Waal, Lek en IJssel zijn gegevens verzameld over de samenstelling van stroomdalvegetaties, en over de afzetting van zand, silt en klei en de kwaliteit van het substraat (organische-stof-gehalte, pH, P-gehalte en textuur). Deze gegevens zijn gekoppeld aan berekeningen van de overstromingsdiepte en –frequentie.

Inzichten uit deze studie zijn van belang bij zowel het maken als het evalueren van plannen voor het rivierengebied. Welke mate van overstroming en sedimentatie wordt nog door stroomdalgraslanden getolereerd? Hoeveel afzetting van oevermateriaal is vereist om tot geschikte fysiotopen voor stroomdalgraslanden te komen en hoe lang duurt dit? Welke vegetaties kunnen zich eventueel tot stroomdalgraslanden ontwikkelen en welke omstandigheden zijn daarvoor nodig? Resultaten van het project zijn relevant voor de koppeling van hydraulische en landschapecologische modellen, waarmee de perspectieven van diverse scenario's verder verkend zullen worden. Daarnaast zijn de gegevens van belang voor het beheer van graslandreservaten in uiterwaarden.

1.3 Opzet van het rapport

Na deze inleiding worden in hoofdstuk 2 en 3 de onderzoekslocaties en de methoden van onderzoek beschreven. In hoofdstuk 2 wordt inzicht gegeven in de opbouw, de

historie en het beheer van de uiterwaarden waar het onderzoek plaats vond. Daarnaast worden aspecten van overstroming tijdens de periode van onderzoek beschreven en vergeleken met een langere reeks van rivierafvoeren. In hoofdstuk 3 worden de methoden van onderzoek toegelicht: eerst de boormethode en de ¹³⁷Cs-methode voor het onderzoek naar de sedimentatiesnelheid over de laatste decennia, dan het onderzoek met slibmatten naar de omvang en spreiding van huidige afzetting van zand, silt en klei, en vervolgens de textuuranalyses en chemische substraatanalyses en de opname en verwerking van vegetatiegegevens.

De resultaten van het onderzoek worden in de hoofdstukken 4 en 5 gepresenteerd. In hoofdstuk 4 ligt de nadruk op de sedimentatie van zand en slib in de uiterwaarden, waarbij onderscheid gemaakt wordt in de afzetting gedurende de afgelopen decennia en de afzetting tijdens het hoogwaterseizoen in het jaar van onderzoek. Zowel de ruimtelijke patronen als de snelheid van sedimentatie komen daarbij aan de orde. In hoofdstuk 5 worden de standplaatseisen van de graslandvegetaties gepresenteerd, alsmede de successie van vegetatietypen in de loop van de tijd door veranderingen in standplaatskenmerken.

Het rapport sluit af met een synthese en een beschrijving van de toepassingsmogelijkheden van het onderzoek (hoofdstuk 6). De resultaten worden geïntegreerd tot een conceptueel model over de invloed van de rivierdynamiek op de stroomdalvegetatie en de veranderingen in de tijd daarin. Op basis van dit model wordt het idee van cyclische verjonging in relatie tot de ontwikkeling van stroomdalvegetaties getoetst, en worden aanbevelingen gedaan voor het beheer van natuurterreinen.

2 Onderzoekslocaties

2.1 Inleiding

Er zijn drie onderzoekslocaties geselecteerd op grond van: 1) een oorspronkelijke geomorfologie, 2) een daarmee samenhangende ruimtelijk variabele dynamiek en 3) de aanwezigheid van (bij voorkeur al enkele decennia) extensief beheerde stroomdal- en overstromingsgraslanden. De locaties zijn verdeeld over twee Rijntakken (Fig. 2.1):

- de Rijswaard langs de Waal (bij Waardenburg/Neerijnen);
- de uiterwaard Cortenoever langs de IJssel (bij Brummen);
- de Vreugderijkerwaard langs de IJssel (bij Zalk).

Op elke onderzoekslocatie zijn minimaal twee raaien uitgezet, waarlangs het onderzoek heeft plaatsgevonden (I,II). Raai I is altijd de meest stroomopwaartse raai. In de Vreugderijkerwaard zijn in verband met de herinrichting van het lage deel van de uiterwaard zes korte raaien in de oeverzone (I t/m VI) uitgezet.



Figuur 2.1 Ligging onderzoekslocaties.

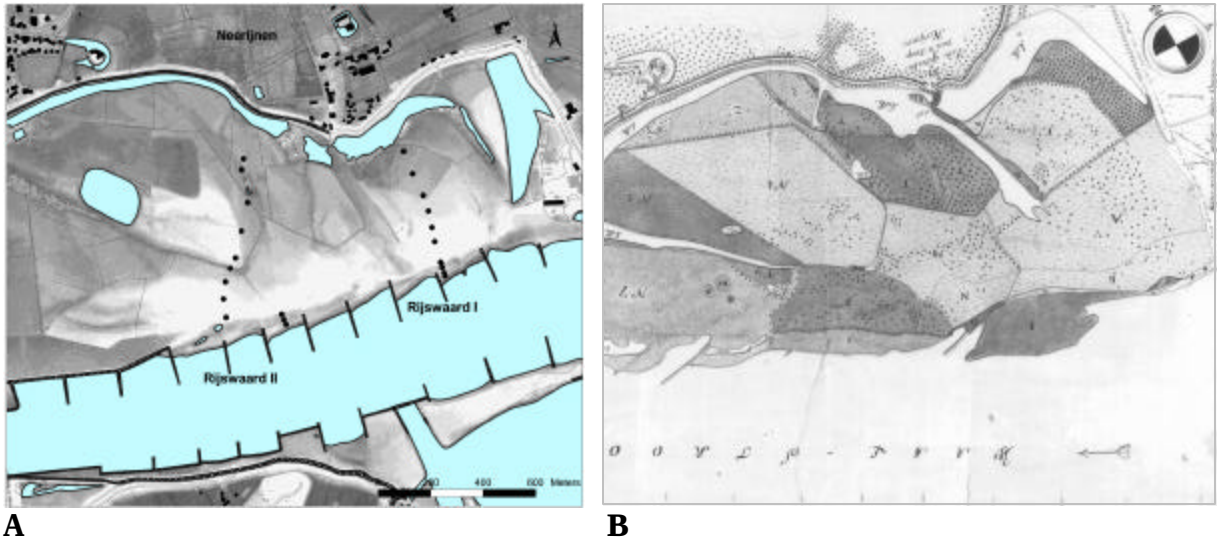
2.2 Rijswaard

Geomorfologie en bodem

De Rijswaard ligt op de noordoever van de Waal ten westen van Zaltbommel nabij Neerijnen en Waardenburg. Ter hoogte van de onderzoekslocaties is de uiterwaard 800-1100 m breed. De geomorfologie van de uiterwaard wordt gedomineerd door een serie restgeulen (killen) van de Waal en een brede oeverwal parallel aan de rivier (Fig. 2.2a). Langs de oever van de Waal is vrijwel over de lengte van de uiterwaard een lage laterale bank in de kribvakken gevormd. Op de toppen van de oeverwal bestaat de bodem uit zeer lichte zavel (ooivaaggronden), de oeverwalflanken bestaan uit zware zavel (ooivaaggronden), en de restgeulen zijn opgevuld met lichte klei (poldervaaggronden). In grote delen van de Rijswaard is de oorspronkelijke geomorfologie bewaard gebleven. Slechts op een aantal plaatsen is deze verstoord door het aftichelen van graslandpercelen (o.a. noordelijk deel raai I) of door zandwinning. De bodem van de (afgetichelde) uiterwaardvlakte bestaat ook uit zware zavel en lichte klei (poldervaaggrond). De Rijswaard is omgeven door een zomerkade.

Historie

De eerste afzettingen van de van de Waal ten westen van Tiel dateren uit de periode 200-400 AD (Berendsen & Stouthamer, 2001). Tot in de 17e eeuw stroomde de Waal bovenstrooms van Zaltbommel via een aantal zeer wijde meanderbochten (Middelkoop, 1997). De Waal stroomde in noordelijke richting, soms in twee geulen, richting Neerijnen en boog, gestuit door de bandijk, af naar het westen. Door de stroomafwaartse migratie van de bedding is in die periode in de Rijswaard een complex van zuidoost-noordwest gerichte killen ontstaan. De Rijswaard in zijn huidige vorm is pas ontstaan na afsnijding van de meanderbochten in 1639. Na de bochtafsnijding zijn de stroomopwaartse delen van de oude stroomgeulen verzand en zijn de (stroomafwaartse) killen gedeeltelijk dichtgeslibd. Op de noordelijke Waaloever ontwikkelde zich een hoge oeverwal (zie Fig. 2.2b, zones B en N). In de toelichting bij de historische kaart van Tas (1729) wordt dit gebied omschreven als: “parceel weijland, voor desen met sand beschoten, dog nu weer met gras begroeijd, maar egter schraal en mager”. Naarmate de oeverwal hoger werd bevatte het tijdens hoogwater afgezette substraat steeds minder zand. Zandbanken in de Waal zoals aanwezig op de historische rivierkaart uit 1729 kwamen na de riviernormalisatie aan het einde van de 19e eeuw, niet meer voor. Tussen de kribben was slechts ruimte voor smalle zandstranden en in de oeverzone vormden zich smalle zandbanken. Bij een te grote ophoping van zand in de kribvakken werd bij Neerijnen, tot het midden van de 20e eeuw, het zand in de oeverzone weggegraven. De huidige zandbank langs de oever van de Waal is sindsdien gevormd. Tijdens het hoogwater van 1995 is op deze zandbank over een oppervlakte van ca. 23.000 m² een pakket zand met een maximale dikte van ca. 6,2 cm afgezet (Sorber, 1997).



Figuur 2.2 (a) Ligging van de Rijswaard en de onderzoeksraaien (I en II). De stippen markeren posities van slibmatten (§ 3.3). De ondergrond van de kaart geeft het reliëf weer: lichtgrijs = hoog, donkergrijs = laag. (b) “Rouwe Afbeelding van al het aangewonnen Land dat in het District van Neerijnen en Hier of Weerdenburg in Tielreweerd gelegen is.” (Tas, 1729; RAG Archief Gedeputeerden Nijmegen 61)

Vegetatie

In de Rijswaard zijn verschillende vegetaties te vinden, te weten: ooibossen, graslanden, oevervegetaties en moerasvegetaties. De oppervlakte met ooibos is beperkt en wordt gevonden in de vorm van griend en schietwilgenbos. De verschillende soorten oevers (kale en schaars begroeide oevers, oevers met pioniervegetaties, begroeide oevers, wilgenstruwelen, steile oevers) zijn slechts spaarzaam ontwikkeld. Moerasvegetaties komen in en langs De Kil in het noorden van de Rijswaard voor en langs andere verlaten geulen en zandputten. Langs de oevers worden de meer algemene oeverplanten en plaatselijk Mattenbies (*Schoenoplectus lacustris*) gevonden. Op de zandstranden langs de rivier is een pioniervegetatie met typische soorten als Blauwe kweek (*Elytrichia repens subsp. repens var. Glauca*), Vijfvingerkruid (*Potentilla reptans*) en Zilver schoon (*Potentilla anserina*) aanwezig. De wateren in de Rijswaard verschillen in waterdiepte en mate waarin ze bloot staan aan de rivierdynamiek en kunnen diens gevolge worden onderverdeeld in (Landschap, 1991): (1) de oude rivierlopen en ondiepe kleiputten welke het grootste deel van het seizoen hydrologisch geïsoleerd zijn; (2) de zandput welke via het grondwater in contact staat met de rivier, en (3) het (nauwelijks voorkomende) water dat in open verbinding staat met de rivier.

Verreweg het grootste deel van de Rijswaard bestaat uit grasland. De droge stroomdalgraslanden op de hooggelegen, uit lichte zavel bestaande oeverwal langs de huidige rivierloop, zijn te benoemen als vegetaties van de associatie van Sikkelklaver en Zachte haver. De vochtige voedselrijke graslanden van het Glanshaver-verbond

zijn beperkt tot de middelhoge en hoge delen van de uiterwaard. Glanshaverhooilanden worden daar gevonden waar een typisch hooilandbeheer wordt gevoerd. De Kamgrasweilanden zijn met name goed ontwikkeld op de hellingen van de oeverwallen op de middelhoge delen van de Rijswaard. Hun voorkomen is echter beperkt. Door een extensief weidebeheer in de jaren 80 van de vorige eeuw zijn deze graslanden aanzienlijk soortenrijker zijn geworden. Lager in de uiterwaarden, daar waar zomerhoogwater de vegetatieontwikkeling regelmatig beïnvloedt domineren de Beemdgrassen en Kweek (*Elymus repens*) in soortenarme weide-graslanden. Daar waar langdurige inundatie (tijdens zomerhoogwaters) plaatsvinden en voedselrijk slib wordt afgezet gaan deze over in laaglegende natte oevergraslanden. Deze oevergraslanden bestaan grotendeels uit soortenarme Geknikte vossesstaart-weilanden (Zilver schoonverbond) die in stand worden gehouden door beweiding en vertrapping (Landschap 1991).

Beheer

Tot 1974 was het beheer sterk versnipperd en met name gericht op de agrarische productie waarbij vooral het systeem van wisselweide werd gehanteerd. In dat jaar kwam de Rijswaard in het bezit van het Geldersch Landschap. In eerste instantie werd het toenmalige beheer voortgezet. In 1980 zijn echter belangrijke veranderingen in het beheer doorgevoerd welke te onderscheiden zijn in twee hoofdlijnen (Landschap, 1991; Van de Steeg, 1992):

- gedeeltelijke omzetting van beheer door boeren naar eigen beheer (ca. 30 ha);
- invoering van een verschrallingbeheer met name door hooien en inscharen zonder bemesting, waarbij aan het einde van de jaren 80 van de vorige eeuw de beweiding steeds verder is geëxtensiveerd naar begrazing in grotere eenheden met standweide.

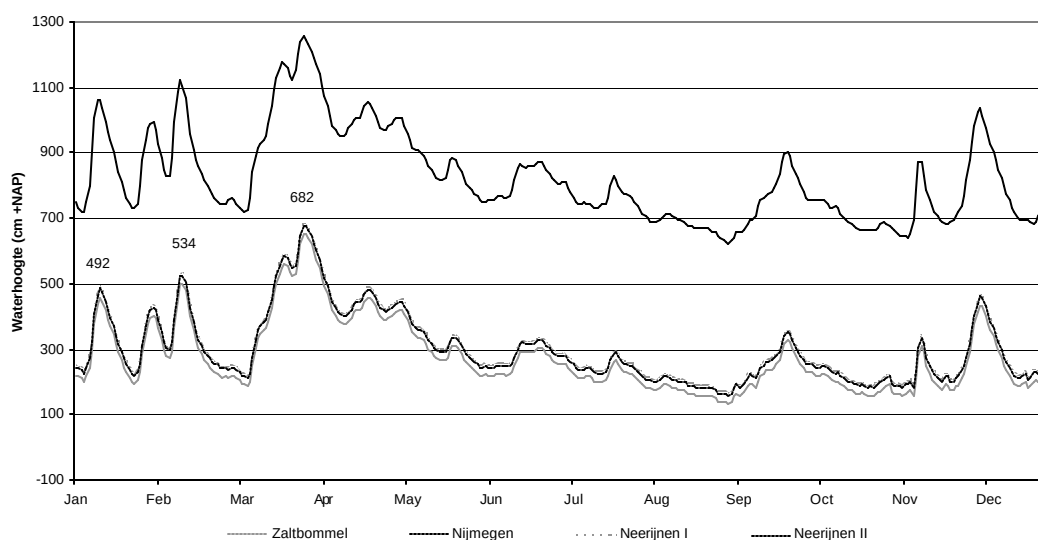
Rond 1991 is bewust, mede vanuit cultuurhistorisch oogpunt, gekozen voor spontane ontwikkeling van de grienden in een deel van de Rijswaard.

De bovenstaande beheerswijzigingen hebben een belangrijke vergroting van de soort- en structuurdiversiteit in de vegetatie tot gevolg gehad. De oppervlakte met soortenrijke graslandvegetaties is opgelopen van 5 tot 50 ha. In de begraasde terreinen is een beperkte (getolereerde) verruiging opgetreden. Door het handhaven van de zomerkades in de Rijswaard wordt getracht de overstromingsgevoelige stroomdal- en verlandingsvegetaties in stand te houden (Landschap, 1991).

Momenteel wordt het beheer gekenmerkt door begrazing met koeien in de lagere delen van de uiterwaard en daar waar het moeilijk maaien is vanwege het reliëf. De begrazing is extensief en seizoensgebonden (mei-november, eventueel langer wanneer mogelijk). In enkele delen van de Rijswaard wordt een hooibeheer toegepast. In het midden van de uiterwaard bevindt zich een gebied van zo'n 30 ha waar twee keer per jaar (na half juni en in de tweede helft van september) gehooid wordt. Ook is er een beperkt gebied waar één keer gehooid wordt en vervolgens nabeweïd met koeien.

Hydrodynamiek

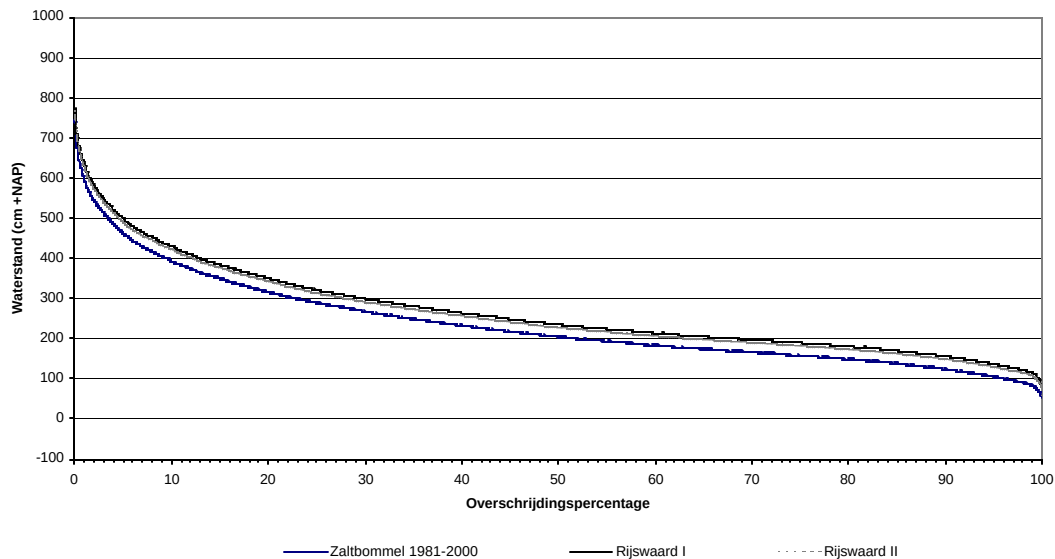
In Figuur 2.3 zijn het verloop van de gemiddelde dagwaterstanden in 2001 op de Waal bij Nijmegen en Zaltbommel en de geïnterpoleerde waarden (op basis van lineaire interpolatie tussen de meetstations) voor de onderzoeksraaien Rijswaard I en II weergegeven. De waarden in de figuur geven de berekende waterstanden weer tijdens de drie hoogwaterpieken ter hoogte van raai Rijswaard I. De gehele Rijswaard is tijdens het hoogwater van maart 2001 overstroomd. Ook de oeverwallen van de Rijswaard, met een maximale hoogte van 6,30 m +NAP, zijn tijdens het hoogwater met minimaal een halve meter water bedekt geweest.



Figuur 2.3 Verloop van de gemiddelde dagwaterstanden van de Waal bij Nijmegen, en Zaltbommel in 2001 en de geïnterpoleerde dagwaterstanden voor de raaien Rijswaard I en II.

De hydrodynamiek van het binnenkaadse deel van de Rijswaard en het buitenkaadse gebied verschillen sterk van elkaar. In het buitenkaadse gebied wordt de hydrodynamiek goed gekarakteriseerd door de grafiek met de overschrijdingspercentages van de waterhoogte (Fig. 2.4). In de zone buitenkaads varieert ter hoogte van de onderzoeksraaien de terreinhoogte tussen 3,50 en 5,30 m +NAP. De laagste delen overstroomd gemiddeld meer dan 50 dagen per jaar terwijl de hoogste delen van de zandbanken gemiddeld minder dan twee weken per jaar onder water staan. De hydrodynamiek van de bekaade uiterwaard wordt bepaald door de hoogte van 5,50 m +NAP van het overlaatgedeelte van de zomerkade. Bij standen vanaf 5,50 m +NAP loopt de Rijswaard vanuit benedenstroomse richting vol. Een dergelijke rivierstand wordt gemiddeld eens in de twee jaar overschreden (Stichting Het Geldersch Landschap, 1991) voor een gemiddelde duur van ca. 12 dagen per jaar. De laagste delen van de bekaade uiterwaardvlakte liggen op ca. 3 m +NAP. Bij inundatie is de waterdiepte hier minimaal 2,5 m. Nadat het waterpeil in de rivier gedaald is moet deze watermassa door een sluis worden afgevoerd. Na het hoogwater van 2001 duurde het meer dan 45 dagen voordat in de laagste delen van de uiterwaard het

water verdwenen was en de slibmatten konden worden ‘geoogst’. In Tabel 2.1 is een samenvatting van de relatie waterhoogte-overstromingsduur weergegeven, samen met hoogwaters uit 1995 en 2001 en de ecologisch relevante hydrodynamische grenzen uit het Rivier-Ecotopen-Stelsel (RES).



Figuur 2.4 Overschrijdingspercentage van de waterhoogte op de Waal bij Zaltbommel en de raaien Rijswaard I en II gedurende de periode 1981-2000.

Tabel 2.1 Samenvatting van de belangrijkste waterstanden op de Waal bij Zaltbommel en de raaien Rijswaard I en II

Omschrijving	Waterstanden (cm +NAP)			Overschrijdings- percentage (%)	Gemiddelde jaarlijkse overstromings- / over- schrijdingsduur (d/j)
	Zaltbommel	Raai I	Raai II		
Hoogste waterstand 1981-2001 (2 februari 1995)	741	773	766	0	<1
Hoogste waterstand 2001 (27 maart)	650	682	675	0	1
Overstromingsvrije zone (hydrodynamiek klasse 6)	635	667	659	1	2
Waterstand op 10 februari 2001	501	534	527	4	13
Waterstand op 10 januari 2001	459	492	484	5	19
Zelden overspoelde zone (hydrodynamiek klasse 5)	454	486	481	5	20
Periodiek overspoelde zone (hydrodynamiek klasse 4)	360	392	385	14	50
Frequent overspoelde zone (hydrodynamiek klasse 3)	202	235	227	50	180

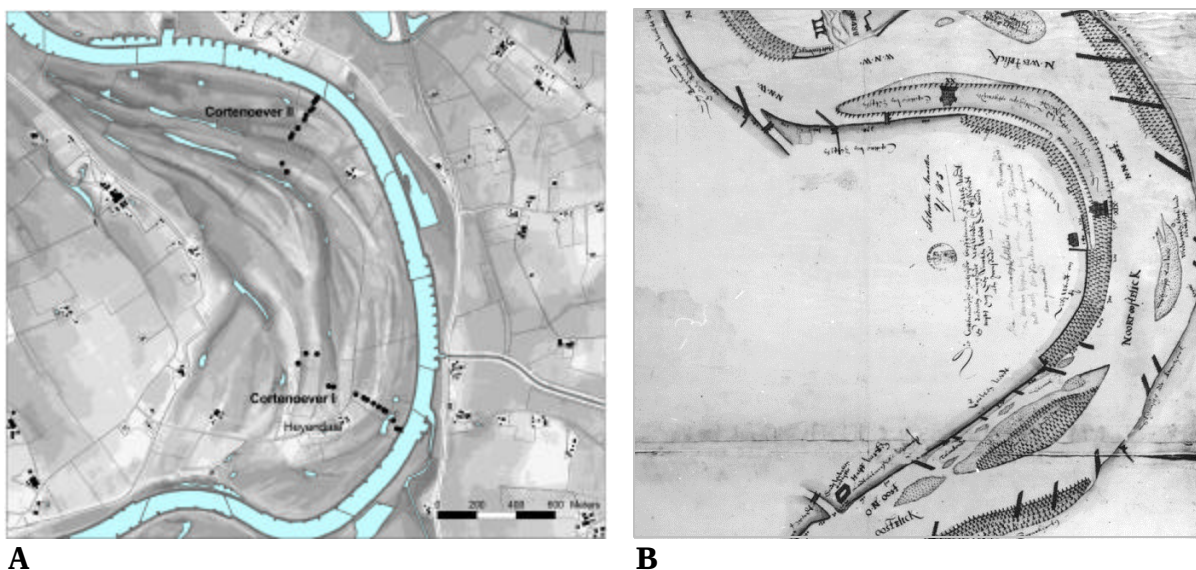
2.3 Cortenoever

Geomorfologie en bodem

De uiterwaard Cortenoever ligt op de westelijke oever van de IJssel ten zuiden van Zutphen. Cortenoever ligt in de binnenbocht van een meander van de rivier. Door migratie van de bedding van de IJssel in oostelijke richting is in de loop der eeuwen een aaneengesloten complex van lange elkaar afwisselende kronkelwaardruggen en –geulen ontstaan (Fig. 2.5a). In grote delen van de uiterwaard is de oorspronkelijke geomorfologie nog intact. Hier treden op korte afstand hoogteverschillen op van 2 à 3 meter. De bodem van de kronkelwaardruggen bestaat uit zand en lichte zavel (vorstvaaggronden en ooivaaggronden), die van de geulen uit zware zavel en lichte klei (poldervaaggronden). Het terrein helt behalve stroomafwaarts (van zuid naar noord) ook van west naar oost, de richting waarin de kronkelwaard zich in de loop der tijd ontwikkeld heeft. Dit laatste houdt in dat de gemiddelde hoogte van de kronkelwaardruggen van west naar oost afneemt. Het zuidwestelijke deel van de uiterwaard is ten behoeve van de landbouw geëgaliseerd.

Historie

Aan de hand van ¹⁴C-dateringen is vastgesteld dat de eerste sedimenten van de IJssel dateren uit het begin van de jaartelling (Berendsen & Stouthamer, 2001). Men neemt aan dat de de IJssel vanaf 1200 AD sterk in activiteit toenam waardoor in een periode van 400 jaar de IJsseldelta tot ontwikkeling kon komen (Spek *et al.*, 1996). Na de zestiende eeuw nam de activiteit van de IJssel af doordat de Waal, na de vorming van de Biesbosch, steeds meer Rijnwater is gaan afvoeren. De uiterwaard Cortenoever is waarschijnlijk ook grotendeels in de periode 1200-1600 AD gevormd. Op een historische kaart uit 1596 zijn een recent gevormde kronkelwaardbank en een aantal eilanden in de IJssel zichtbaar (Fig. 2.5b). De positie van een boerderij en een verdedigingswerk (midden-rechts op deze kaart) komen overeen met de huidige ligging van boerderij Heyendaal en de restanten van dit verdedigingswerk op de oever van de IJssel ten oosten van Heyendaal (Fig. 2.5a, raai I). Hieruit kan worden afgeleid dat het jongste kronkelwaardruggen van Cortenoever ten oosten van Heyendaal rond 1600 AD in aanleg gevormd zijn en daarna verder tot ontwikkeling zijn gekomen. Tijdens het hoogwater van 1995 is bijvoorbeeld op de kronkelwaardrug langs de IJssel, over een oppervlakte van ruim 1,8 ha een pakket zand met een maximum dikte van 4,6 cm afgezet (Sorber, 1997). Bij de riviernormalisatie zijn de oevers van de IJssel voorzien van kribben en vastgelegd met stortsteen.



Figuur 2.5 (a) Ligging van de uiterwaard Cortenoever en de onderzoeksraaien (I,II). De stippen markeren posities van slibmatten (§ 3.3). De ondergrond van de kaart geeft het reliëf weer: lichtgrijs = hoog, donkergrijs = laag. (b) Fragment uit een historische kaart van de IJssel tussen Doesburg en Kampen van B. Kempinck uit 1596 (ARA Geniearchief OSK.Y.5)

Vegetatie

Cortenoever wordt gekenmerkt door een gevarieerde vegetatie, waarbij graslanden het grootste oppervlak innemen. Daarnaast komen meidoornheggen, knotwilgen, bos- (waaronder iepen, populieren en wilgen), moeras-, pionier-, water- en akkervegetaties voor (De Goeij & Giesen, 1992).

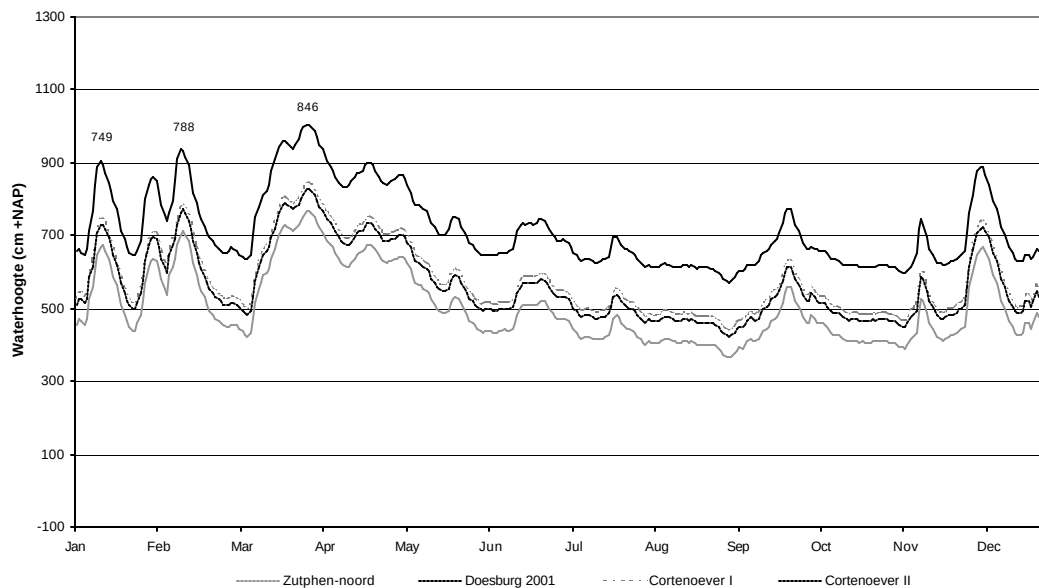
Door de grote variatie in overstromingsduur en bodemgesteldheid worden in bijna alle voor de uiterwaarden te onderscheiden graslandtypen in Cortenoever gevonden. De meest bijzondere begroeiing wordt gerekend tot het stroomdalgrasland en is de associatie van Sikkelklaver en Zachte haver. Lager op de stroomruggen komt het Glanshaverhooiland voor. Sporadisch worden hierin een aantal stroomdalplanten aangetroffen. Naarmate de invloed van de overstroming groter wordt verdwijnen de overstromingsgevoelige soorten en verschijnen soorten als Geknikte vossestaart (*Alopecurus geniculatus*), Fioringras (*Agrostis stolonifera*), Ruw beemdgras (*Poa trivialis*), Zilverschoon (*Potentilla anserina*) en Krulzuring (*Rumex crispus*). In het noordelijke deel van Cortenoever beslaan de graslandtypen van vochtige tot natte standplaatsen een groot oppervlak. Kenmerkende soorten hier zijn ruigtekruiden als Akkerdistel (*Cirsium arvense*), Ridderzuring (*Rumex obtusifolius*), Krulzuring (*Rumex crispus*), Bermzuring (*Rumex pratensis*) en plaatselijk Grote brandnetel (*Urtica dioica*). De vegetatie op de oeverwal welke vaak overstroomd wordt wordt gekenmerkt door plantensoorten die met hun bovengrondse uitlopers vrij snel open plekken kunnen innemen, zoals Kweek (*Elymus repens*), Witte klaver (*Trifolium repens*), Vijfvingerkruid (*Potentilla reptans*), Zilverschoon (*Potentilla anserina*) en Vertakte leeuwetand (*Leontodon autumnalis*).

Beheer

Het natuurreservaat Cortenoever wordt beheerd door Staatsbosbeheer. Wat betreft het beheer is Cortenoever verdeeld in een noordelijk en zuidelijk deel. In het zuidelijke deel, waar de hoge zandige kronkelwaardruggen met daarop de stroomdalflora voorkomen, vindt een beheer van twee keer per jaar maaien en afvoeren met nabeweiding door koeien en enkele paarden plaats. Op de allerhoogste zandkoppen met bijzondere vegetatie bij boerderij Heyendaal, zo'n 4 à 5 ha, geschiedt seizoensbegrazing met paarden. Dit is een beheer dat daar al sinds jaar en dag gevoerd wordt. In het noordelijke deel van Cortenoever, zo'n 80 ha, wordt zo vroeg mogelijk in het seizoen (meestal vanaf 1 mei) begonnen met een extensieve integrale begrazing met koeien en paarden die doorloopt tot ver in november. Dit beheer gebeurt hier al zo'n 10 à 15 jaar en is gericht op het laten ontstaan van een half-open landschap.

Hydrodynamiek

In Figuur 2.6 is het verloop van de gemiddelde dagwaterstanden in 2001 van de IJssel bij Doesburg en Zutphen-Noord weergegeven. Op basis van een gemiddelde waterspiegelverhanglijn tussen deze meetstations over 2001 is door lineaire interpolatie de gemiddelde dagwaterstand voor de onderzoekslocaties Cortenoever I en II bepaald. De waarden in Figuur 2.6 geven de berekende waterstanden weer tijdens de drie hoogwaterpieken ter hoogte van raai Cortenoever I.



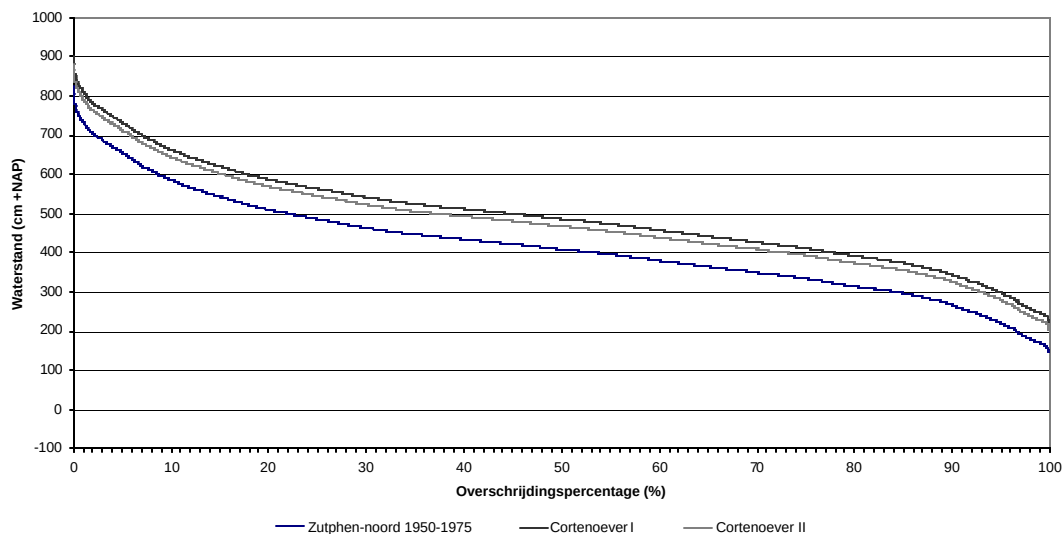
Figuur 2.6 Verloop van de gemiddelde dagwaterstanden van de IJssel bij Doesburg, en Zutphen-Noord in 2001 en de geïnterpoleerde dagwaterstanden voor de raaien Cortenoever I en II.

Vrijwel de gehele uiterwaard is tijdens het hoogwater van 27 maart 2001 overstromd. Slechts één kronkelwaardrug, een van de oudste ruggen in het zuidwesten van de uiterwaard, is hoogwatervrij gebleven. Deze stak met een maximale hoogte van ca. 9,60 m +NAP nog ruim een meter uit boven de waterstand van 8,46 m +NAP. Ook in 1995 is deze rug niet geheel overstromd (zie Tabel 2.2).

Figuur 2.7 toont de overschrijdingspercentages van de dagwaterstanden van het meetstation Zutphen-Noord in de periode 1950-1975. Met behulp van een gemiddelde verhanglijn tussen de meetstations Doesburg en Zutphen-Noord zijn de overschrijdingspercentages voor de twee onderzoekslocaties in de uiterwaard Cortenoever vastgesteld. Een samenvatting van de relatie waterhoogte-overstromingsduur is weergegeven in Tabel 2.1. In deze tabel zijn opgenomen de belangrijkste hoogwatergebeurtenissen uit 1995 en 2001 en de ecologisch relevante grenzen voor hydrodynamiek uit het Rivier-ECOTOPEN-stelsel (RES). Het grootste deel van de kronkelwaardruggen in Cortenoever heeft een overstromingsduur van gemiddeld 2-20 d/j; enkele zeer hoge ruggen worden gemiddeld minder dan 2 dagen per jaar overstromd. De kronkelwaardgeulen hebben een overstromingsduur van gemiddeld 20-50 d/j. De laagste geulen in het noorden van de uiterwaard staan gemiddeld meer dan 50 dagen per jaar onder water.

Tabel 2.2 Samenvatting van de belangrijkste waterstanden op de IJssel bij Zutphen-Noord en Cortenoever

Omschrijving	Waterstanden (cm +NAP)			Overschrijdings- percentage (%)	Gemiddelde jaarlijkse overstromings-/over- schrijdingsduur (d/j)
	Zutphen- Noord	Raai I	Raai II		
Hoogste waterstand 1995 (2 februari)	846	923	905	0	<1
Hoogste waterstand 2001 (29 maart)	769	846	828	0	<1
Overstromingsvrije zone (hydrodynamiek klasse 6)	750	827	809	1	2
Waterstand op 10 februari 2001	711	788	770	2	6
Waterstand op 11 januari 2001	671	748	730	4	14
Zelden overspoelde zone (hydrodynamiek klasse 5)	646	723	705	5	20
Periodiek overspoelde zone (hydrodynamiek klasse 4)	552	629	611	14	50
Frequent overspoelde zone (hydrodynamiek klasse 3)	408	485	467	50	180

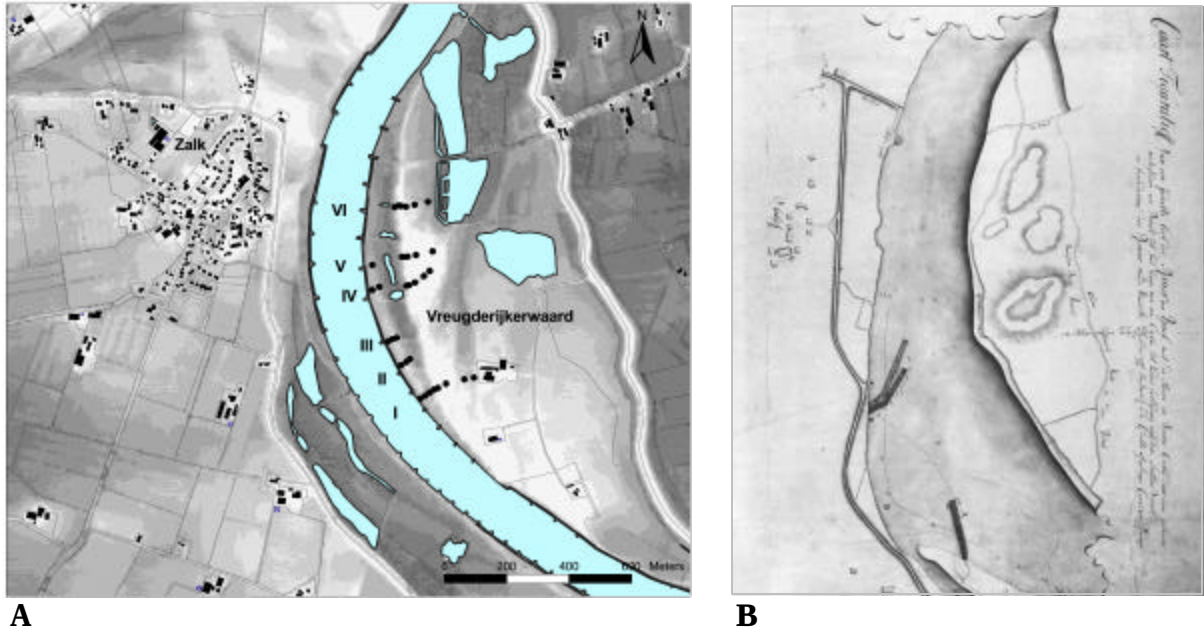


Figuur 2.7 Overschrijdingspercentage van de waterstanden op de IJssel bij Zutphen-Noord en de raaien Cortenoever I en II; 1950-1975.

2.4 Vreugderijkerwaard

Geomorfologie en bodem

De Vreugderijkerwaard ligt op de oostelijke oever van de IJssel, aan de binnenzijde van een meanderbocht, tussen Zwolle en Kampen tegenover het dorp Zalk (Fig. 2.8a). Tussen de lage vlakke uiterwaard langs de dijk en de bedding van de IJssel liggen twee hoge kronkelwaardruggen. De ruggen worden van elkaar gescheiden door een kronkelwaardgeul. De kronkelwaardruggen zijn deels bedekt geraakt met oeverafzettingen en deels tot rivierduinen verstoven. De bodem van de kronkelwaardruggen en rivierduinen bestaat uit zand (vorst- en vlakvaaggronden), die van de oeverafzettingen uit zeer lichte zavel (ooivaaggronden) en de bodem van de geulen en uiterwaardvlakte uit zware zavel en lichte klei (polder- en nesvaaggronden). De top van het hoogste duin ligt op ca. 4,30 m +NAP. In het duincomplex ligt een laagte, die ontstaan is door lokale zandwinning (Natuurmonumenten, 1991). Tijdens hoogwater gaat het water in deze laagte meestromen. De westhelling van het kronkelwaard/rivierduincomplex is steil, de oostelijke helling is een geleidelijke overgang naar de uiterwaardvlakte. Parallel aan de hoge kronkelwaard wordt de huidige oever van de IJssel gemarkeerd door een lage smalle kronkelwaardrug c.q. oeverwal. Tussen deze oeverwal en de hoge kronkelwaard ligt een moerassige geul. Een deel van de uiterwaardvlakte is in het verleden afgegraven voor klei- en zandwinning. In het kader van het project 'Ruimte voor rivieren' (RVR) wordt op dit moment door de uiterwaardvlakte een meestromende nevengeul aangelegd en wordt het maaiveld verlaagd. De kronkelwaard met rivierduinen blijft grotendeels intact. Slechts een klein deel van de oostelijke kronkelwaardrug is afgegraven.



Figuur 2.8 (a) Ligging van de Vreugderijkerwaard en de onderzoeksraaien (I t/m VI). De stippen markeren posities van slibmatten (§ 3.3). De ondergrond van de kaart geeft het reliëf weer: lichtgrijs = hoog, donkergrijs = laag. (b) “Caart figuratief van een gedeelte van de loop der rivier den IJssel met de steenen en nieuwe cribbe daarinne gelegen mitsgaders een project tot het legge van een cribbe tot verder bevrijding van den Salkerwaard en bevordering der rivier.” (Knollaert, 1768; RAO, Rijkswaterstaat 282)

Historie

Tot de eerste helft van de 18e eeuw verplaatste de meanderbocht van de IJssel zich in westelijke richting en was de Gelderse IJsseldijk een schaaldijk. In de Vreugderijkerwaard lag langs de oever van de IJssel een 200 tot 300 m brede zone “Aanwinnende Sanden” met een kronkelwaardstructuur (Leenen, 1754). Door de gunstige expositie van het brede rivierstrand op de heersende windrichting (zuidwest) kwamen hier rivierduinen tot ontwikkeling (Fig. 2.8b; Knollaert, 1768). Ter bescherming van de Gelderse rivierdijk werden vanaf ca. 1700 langs de westoever kribben aangelegd. Hierdoor verplaatste de hoofdstroom van de IJssel zich geleidelijk in de richting van de Vreugderijkerwaard en veranderde de aanwasoever in een door erosie ondergraven steiloever, de westhelling van het huidige rivierduincomplex. Tussen 1768 en 1843 is de Vreugderijkerwaard door erosie ca. 45 m smaller geworden. Om dit proces te stoppen zijn aan het begin van de 19e eeuw, tijdens de riviernormalisatie een aantal lange kribben aangelegd. De vakken tussen de kribben zijn in de loop der tijd met sediment opgevuld en aan de uiteinden van de kribben is een lage kronkelwaardrug tot ontwikkeling gekomen. In 1974 heeft Rijkswaterstaat de kribben verlengd en de oevermorfologie plaatselijk aangepast. Tijdens het hoogwater van 1995 is op deze lage kronkelwaardrug over een oppervlakte van ca. 20.000 m² een pakket zand met een dikte van ca. 6,5 cm afgezet (Sorber, 1997).

Vegetatie

De Vreugderijkerwaard wordt beheerd door de Vereniging Natuurmonumenten. In de Vreugderijkerwaard komen op een kleine oppervlakte veel biotopen voor. Naast elkaar worden beweide grasland (met allerlei overgangen tussen nat en droog), natte en droge hooilanden, rietland, ruigte, wilgenbos, struweel en open water aangetroffen.

De graslanden worden, afhankelijk van beheer onderverdeeld in standweiden en hooilanden. De standweide bevat zeer verschillende standplaatsen, variërend van de droge toppen van het rivierduincomplex die 's zomers uitdrogen tot laagten langs de IJssel die het hele jaar onder water staan. Op de hoogste delen worden de stroomdalgraslanden gekenmerkt door het voorkomen van Sikkelklaver (*Medicago falcata*), Echte kruisdistel (*Eryngium campestre*) en Geel walstro (*Galium verum*) gevonden, waarbij afhankelijk van de soortensamenstelling vier typen onderscheiden kunnen worden. Op de middelhoge delen van het rivierduin worden kamgrasweiden gevonden, ruderaal weiden die enige overeenkomst vertonen met de stroomdaltypen vanwege het voorkomen van bijvoorbeeld de Kruisdistel. Op de matig vochtige delen is Fioringras (*Agrostis stolonifera*) in een constant hoge bedekking aanwezig, evenals vaak grote plekken met Akkerdistel (*Cirsium arvense*). Deze vegetaties zijn in meer of mindere mate verwant aan vegetaties van het Zilverschoonverbond. In de natste laagtes komen vegetaties behorend tot het Rietverbond voor. De vegetatie van de hooilanden vertoont verwantschap met de Associatie van Scherpe boterbloem en Geknikte vossestaart. Er worden enkele kenmerken van het Dotterbloemverbond (*Calthion palustris*) gevonden (Natuurmonumenten, 1991).

Beheer

Het beheer van de Vreugderijkerwaard is primair gericht op de botanische waarde. Plaatselijk ligt het accent op de faunistische waarde (Natuurmonumenten, 1991). De hoofddoelstelling is het behoud en verdere ontwikkeling van het rivierduinlandschap met de daarvoor kenmerkende waardevolle rivierduinvegetatie met Sikkelklaver en Zachte haver (*Medicagini-Avenetum pubescentis*).

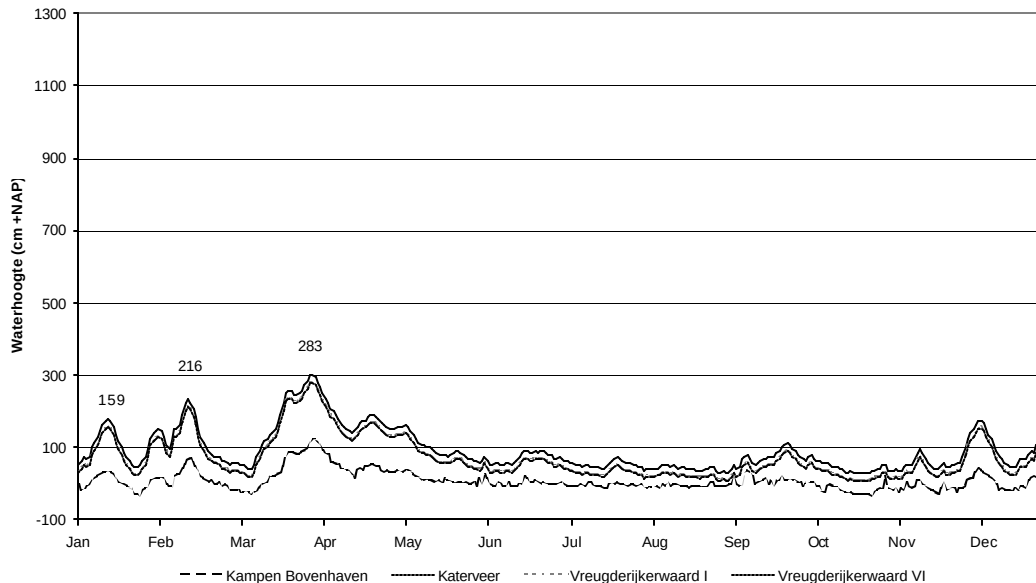
Eerder werden de standweiden grotendeels begraaasd door koeien. Het doel was het tegengaan van verruiging en het instandhouden van een aantal vegetatietypen. Een aantal verpachte graslanden in het gebied werd beweide met schapen of gehooide en nabeweide met schapen. Voor wat betreft de hooilanden gold dat ze jaarlijks één keer werden gemaaid, waarna het maaisel werd afgevoerd. Er werd niet bemest. Het hooiland grenzend aan de standweide werd nabeweide. De doelstelling was het stimuleren van vegetatietypen van de Glanshaverassociatie (*Arrhenatheretum eliatoris*) en in de natte graslanden van het Dotterbloemverbond (Natuurmonumenten, 1991).

Momenteel vindt in het gehele gebied seizoensbegrazing (ongeveer mei-oktober) met zoogkoeien plaats. In de toekomst wordt om de rivierduinen een raster geplaatst

zodat deze uitgesloten blijven van begrazing tot het moment dat (waarschijnlijk half juni) dit raster geopend wordt.

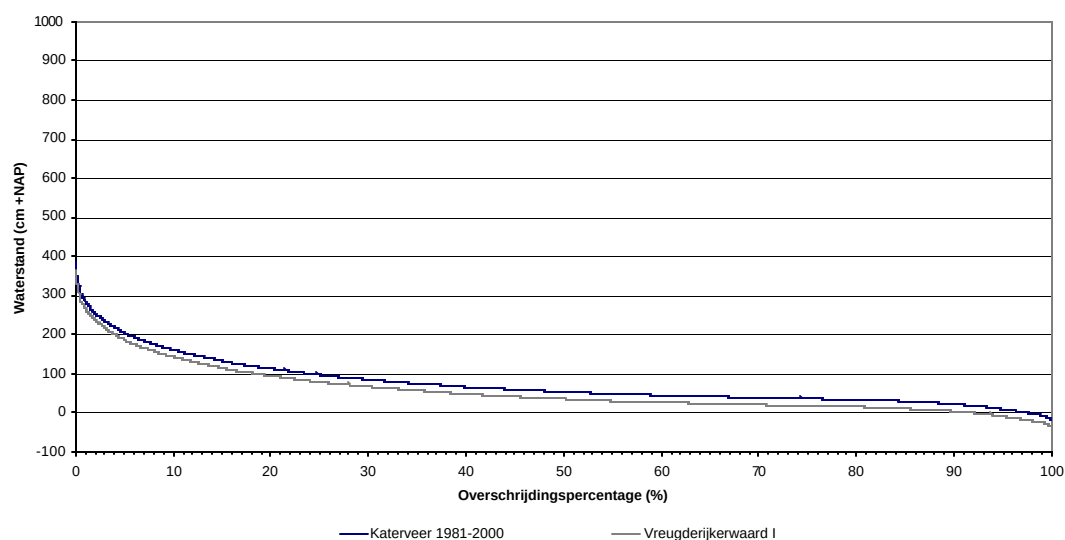
Hydrodynamiek

Het verloop van de gemiddelde dagwaterstanden in 2001 op de IJssel bij Katerveer (Zwolle) en Kampen is weergegeven in Figuur 2.9. Evenals voor Cortenoever is op basis van een gemiddelde waterspiegelverhanglijn tussen twee meetstations de gemiddelde dagwaterstand voor de onderzoeksraaien Vreugderijkerwaard I t/m VI bepaald door middel van lineaire interpolatie. De waarden in de figuur geven de berekende waterstanden weer tijdens de drie hoogwaterpieken ter hoogte van raai Vreugderijkerwaard I. In tegenstelling tot de uiterwaard bij Cortenoever zijn grote delen van de Vreugderijkerwaard (vooral het kronkelwaard/rivierduincomplex) in 2001 net niet overstroomd. De hoogte van het rivierduin varieert in het deel van de uiterwaard waar het onderzoek heeft plaatsgevonden van 2,80 tot 3,80 m +NAP.



Figuur 2.9 Verloop van de gemiddelde dagwaterstanden van de IJssel bij Katerveer (Zwolle) en Kampen in 2001 en de geïnterpoleerde dagwaterstanden voor de raaien Vreugderijkerwaard I t/m VI.

Figuur 2.10 laat de overschrijdingspercentages van de dagwaterstanden zien van het meetstation Katerveer in de periode 1981-2000. De overschrijdingspercentages voor de onderzoekslocaties Vreugderijkerwaard I t/m VI zijn vastgesteld met behulp van de gemiddelde verhanglijn tussen de meetstations Katerveer en Kampen. Een samenvatting van de relatie waterhoogte-overstromingsduur is weergegeven in Tabel 2.3



Figuur 2.10 Overschrijdingspercentage van de waterstanden op de IJssel bij Katerveer (Zwolle) en de raai Vreugderijkerwaard I; 1981-2000.

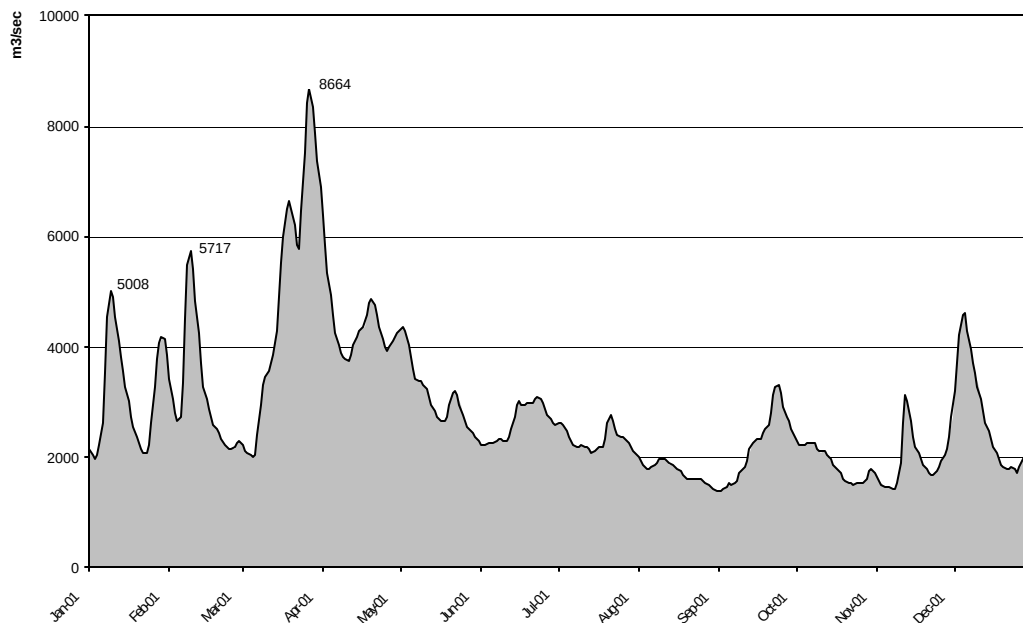
Tabel 2.3 Samenvatting van de belangrijkste waterstanden op de IJssel bij Katerveer (Zwolle) en de raaien Vreugderijkerwaard I en VI

Omschrijving	Waterstanden (cm +NAP)			Overschrijdingspercentage (%)	Gemiddelde jaarlijkse overstromings-/overschrijdingsduur (d/j)
	Katerveer	Raai I	Raai VI		
Hoogste waterstand 1995 (2 februari)	384	366	362	0	<1
Overstromingsvrije zone (hydrodynamiek klasse 6)	304	286	282	1	2
Hoogste waterstand 2001 (30 maart)	301	283	279	1	2
Waterstand op 10 februari 2001	234	216	212	3	11
Zelden overspoelde zone (hydrodynamiek klasse 5)	197	179	175	5	20
Waterstand op 11 januari 2001	178	159	156	8	29
Periodiek overspoelde zone (hydrodynamiek klasse 4)	139	121	117	14	50
Frequent overspoelde zone (hydrodynamiek klasse 3)	53	35	31	50	180

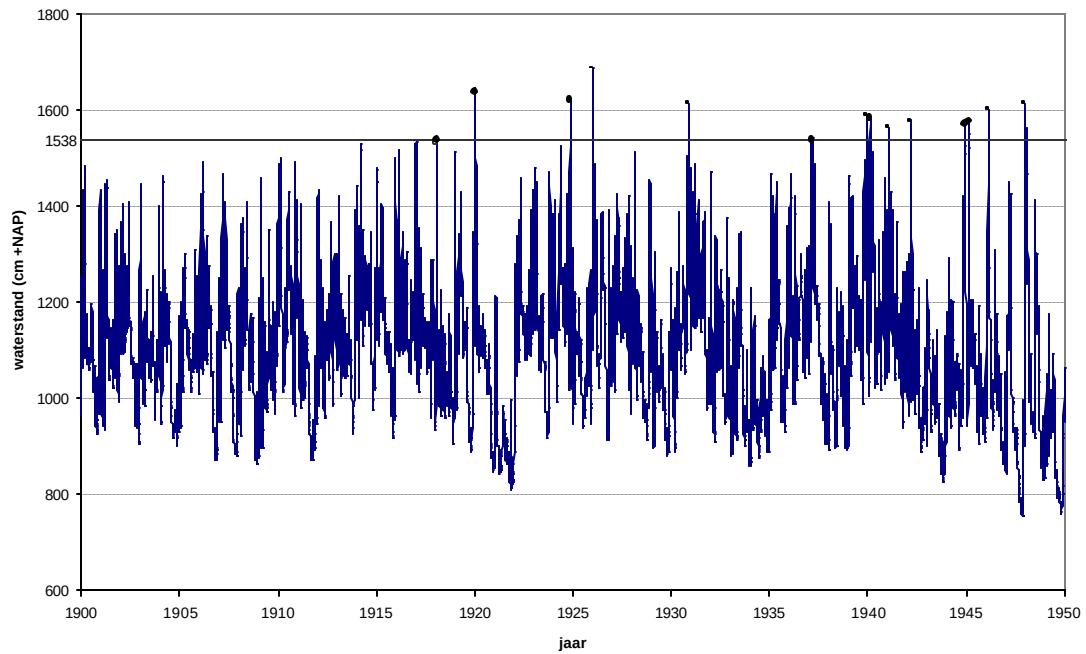
In Tabel 2.3 zijn de gegevens van de belangrijkste hoogwatergebeurtenissen uit 1995 en 2001 en de ecologische relevante grenzen voor hydrodynamiek uit het Rivier-Ecotopen-Stelsel (RES) voor de Vreugderijkerwaard weergegeven. De gemiddelde overstromingsduur van het kronkelwaard-rivierduincomplex is 0-2 d/j. De lage kronkelwaardrug/oeverwal langs de oever van de IJssel heeft een overstromingsduur van 2-20 d/j. De geulen en de uiterwaardvlakte overstromen gemiddeld meer dan 50 dagen per jaar.

2.5 Rivierafvoer en waterhoogtes bij Lobith

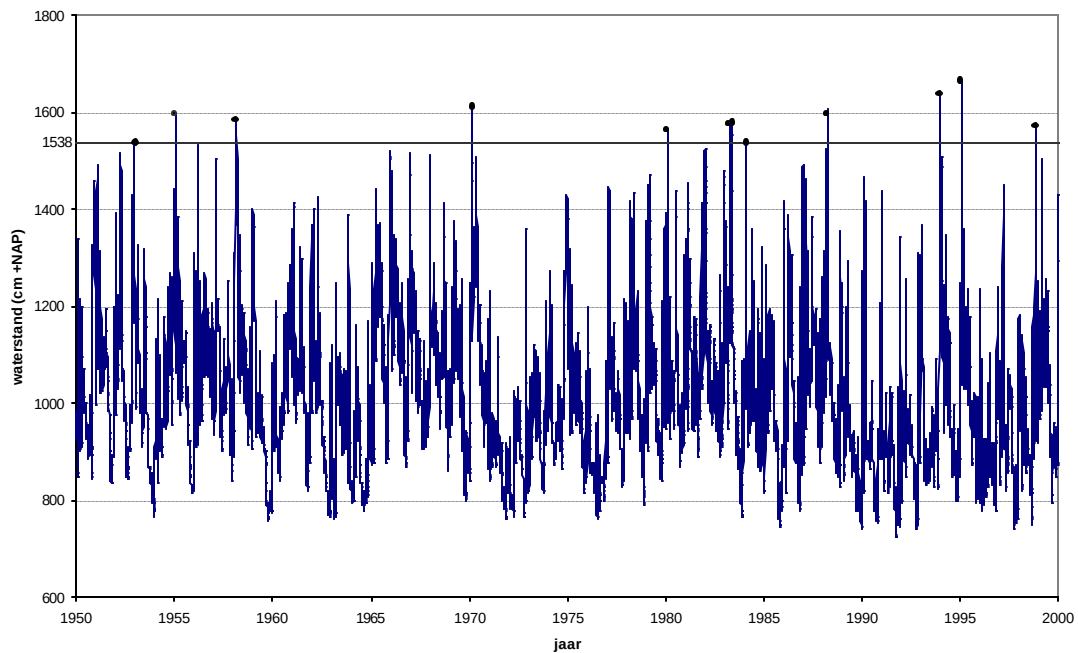
In de winter en het vroege voorjaar van 2001 overschreed de afvoer van de Rijn bij Lobith driemaal de grens van 5000 m³/s (Fig. 2.11). Bij een afvoergolf van deze omvang inunderen ook de achter zomerkaden gelegen uiterwaarden van de Rijntakken (Middelkoop, 1997). De maximale afvoer bij Lobith in 2001 was 8.664 m³/s en werd bereikt op 27 maart. De gemeten waterhoogte bij Lobith was op dat moment 15,38 m +NAP. Ter vergelijking: tijdens het hoogwater van januari 1995 was op de top van de afvoergolf bij Lobith het debiet 11.885 m³/s en bereikte het water een hoogte van 16,64 m +NAP. Uit berekende overschrijdingsfrequenties van topafvoeren van de Rijn bij Lobith over de periode 1901-1990 blijkt dat een afvoer van 8.664 m³/sec. gemiddeld eens per 9 à 10 jaar voorkomt (Rijkswaterstaat, 1994).



Figuur 2.11 Het debiet van de Rijn bij Lobith in 2001.



A



B

Figuur 2.12 Waterstanden bij Lobith in (a) de periode 1900-1949 en (b) de periode 1950-1999, en de waterstand (1538 cm + NAP) op 27 maart 2001. (bron: Rijkswaterstaat)

Uit een vergelijking van de waterhoogte op 27 maart 2001 met meetgegevens uit de periode 1900-1999 (Fig. 2.12) blijkt dat de waterstand bij Lobith van 15,38 m +NAP

in 100 jaar 26 maal werd bereikt of overschreden, Dit komt neer op een frequentie van ongeveer eens per 4 jaar. Het hoogwater van januari 2001 heeft een gemiddelde frequentie (1900-1999) van 1,5 maal per jaar. In dit onderzoek wordt de overschrijdingfrequentie van de waterhoogte over een periode van 100 jaar als maatgevend beschouwd voor de frequentie waarmee (delen van) de onderzoekslocaties zijn overstroomd.

3 Methoden van onderzoek

3.1 Inleiding

Een belangrijke abiotische factor die in het huidige onderzoek van belang is, is sedimentatie. Het sedimentatieproces kent grote ruimtelijke en temporele variatie. Om de ruimtelijke variatie te beschrijven is ervoor gekozen om de sedimentatiesnelheid op een aantal plaatsen langs de onderzoeksraaien te meten. Om zicht te krijgen op de temporele variatie, zijn twee methoden toegepast om de sedimentatie te meten: (1) een indirecte bepaling van de gemiddelde sedimentatiesnelheid over een periode van 15 tot 40 jaar, afgeleid uit radiometrische bepalingen (^{137}Cs) aan boorkernen (§ 3.2) en (2) een directe meting van de sedimentatie tijdens één hoogwaterseizoen, met behulp van zogenaamde slibmatten (§ 3.3). Op beide tijdschalen is sedimentatie ecologisch relevant. Enerzijds is van belang hoe snel een bepaalde fysiotoop zich vormt door natuurlijke sedimentatie, anderzijds is van belang hoe dik de sedimentlaag is die een vegetatie ineens (tijdens één hoogwater) te verwerken kan krijgen. Andere abiotische factoren die in dit onderzoek zijn betrokken, betreffen de kwaliteit van het substraat in de onderzoeksraaien. Deze is minder variabel in de tijd en is, evenals de vegetatiesamenstelling, middels min of meer gestandaardiseerde methoden te meten en te beschrijven (§ 3.4 en 3.5).

3.2 Boringen en ^{137}Cs -analyse

Radiocesiumanalyse van riviersedimenten met als doel het bepalen van recente sedimentatiesnelheden is reeds eerder uitgevoerd voor de overstromingsvlakte van de Maas bij Itteren in Zuid-Limburg (Van den Berg & Van Wijngaarden, 2000). Hierbij werd gebruik gemaakt van een nieuwe laboratoriummethode (PHAROS) voor het geautomatiseerd meten van de radiometrische samenstelling van sedimentkernen (Rigollet & de Meijer, 2002). In dit onderzoek wordt voortgebouwd op dit eerdere werk door de ontwikkelde methodiek op nieuwe locaties te testen.

De radiometrische bepalingen zijn aan 15 boorkernen gedaan. Hierbij werd de activiteit van de radionucleïde ^{137}Cs langs de boorkern gemeten. Omdat de historische variaties in atmosferische neerslag van ^{137}Cs bekend zijn, kan een activiteitsprofiel van een boorkern chronologisch geïnterpreteerd worden. Uit het chronologisch geïnterpreteerde profiel volgen gemiddelde sedimentatiesnelheden over een tijdschaal van enkele decennia.

Boringen

De boorkernen zijn gestoken in drie raaien (één raai per uiterwaard). De afstand tussen de boorlocaties varieert van ongeveer 20 tot 120 m. De boorlocaties komen

overeen met de locaties van bepaalde slibmatten (zie § 3.3). Het totaal aantal boringen per raai is echter lager dan het aantal slibmatten. De boringen zijn zoveel mogelijk uitgevoerd op morfologisch markante punten in het terrein: toppen van oeverwallen, duinen en banken, en in depressies. De kernen zijn in de periode 27-29 augustus 2001 gestoken door het Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen (NITG) met behulp van een steek/puls-boorsysteem gemonteerd op een rupsvoertuig (Fig. 3.1).

De kernen zijn 1 m lang en zijn gestoken door een stalen sonde in de grond te hameren met een hydraulische trilhamer. De sonde heeft aan de onderzijde een scherpe snijrand ($\varnothing$ 100 mm) en een afsluiter. De sonde bevat een 108 cm lange PVC buis met een inwendige diameter van 100 mm waar het grondmonster tijdens het steken in schuift. Deze buis wordt na het boren uit de sonde verwijderd en aan beide zijden waterdicht afgesloten met plastic doppen.



Figuur 3.1 Het steken van een boorkern in de Rijswaard.

Het boorverlies in de eerste meter onder het maaiveld varieerde van 5 tot 25 cm, met een gemiddelde van 9 cm. De kernen die de eerste meter onder het maaiveld vertegenwoordigen waren derhalve gemiddeld 91 cm lang. Het boorverlies wordt deels veroorzaakt door de interne wrijving tussen het monster en de snijrand en PVC buis tijdens het steken. Hierdoor wordt het monster langzamer door de sonde opgenomen dan de snelheid waarmee wordt gestoken en worden bepaalde lagen zijdelings weggedrukt in plaats van opgenomen.

PHAROS

De sedimentkernen zijn in de periode 5 februari - 4 april 2002 doorgemeten met behulp van PHAROS (Pluridetector, High-resolution, Analyser of Radiometric properties Of Soil), een nieuwe meetopstelling van het Kernfysisch Versneller Instituut (KVI) van de Rijksuniversiteit Groningen. De metingen werden uitgevoerd onder supervisie van Dr. C. Rigollet en Prof. Dr. R.J. de Meijer.

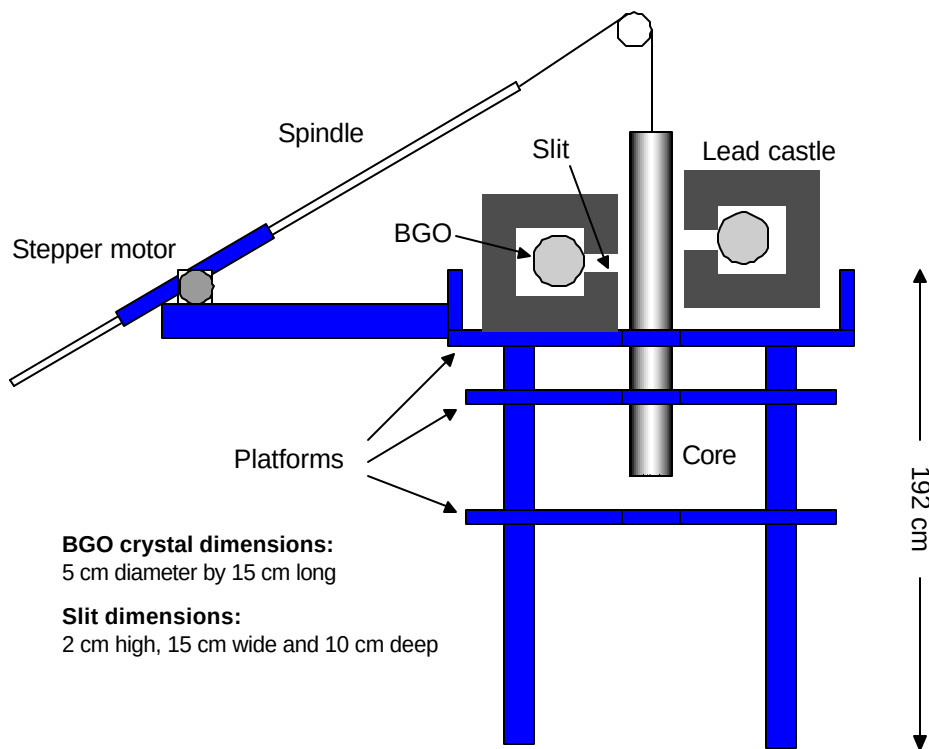
PHAROS wordt uitgebreid beschreven door Rigollet & de Meijer (2001, 2002). In de opstelling hangt de kern verticaal aan een kabel en wordt door een motor in kleine stapjes langs drie detectoren bewogen (Fig. 3.2). De motor en de detectoren worden gestuurd door een computer, waarbij speciaal ontwikkelde programmatuur een volledig geautomatiseerde meting van de hele kern mogelijk maakt. Het detectormateriaal is $\text{Bi}_4\text{Ge}_3\text{O}_{12}$ (BGO) met kristalafmetingen 5 bij 15 cm. De detectoren worden afgeschermd voor ongewenste straling door een behuizing van 10 cm dik lood waarin een spleet van 2 cm zit waardoor straling van de kern de detector kan bereiken. De effectieve resolutie van het systeem is 3 cm. De drie detectoren zijn zodanig opgesteld dat ze ieder een verschillend deel van de kern 'zien', zodat 6 cm van de kern gelijktijdig kan worden doorgemeten. Tegenover één van de detectoren is een ^{137}Cs -bron geplaatst, eveneens in een loodbehuizing. Deze bron wordt gebruikt voor transmissiemetingen om de dichtheid van de kern op allerlei plaatsen te kunnen bepalen. De transmissiemetingen worden apart van de overige stralingsmetingen uitgevoerd om verstorende invloed hierop uit te sluiten.

Bewerking van de radiometrische gegevens

De activiteit van ^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th en ^{137}Cs in sediment kan afgeleid worden uit met PHAROS gemeten spectra van gammastraling (stralingsintensiteit in tikken per seconde uitgezet tegen energie in MeV), met behulp van de 'full spectrum analysis method'. Hierbij worden standaardspectra gebruikt die verkregen zijn door het meten van een calibratiekern voor ieder van de vier genoemde radionucliden. Een aluminium kern wordt gemeten om een achtergrondspectrum te verkrijgen. Het gemeten spectrum wordt vervolgens beschreven als de som van de standaardspectra (vermenigvuldigd met de onbekende activiteitsconcentraties) en een achtergrondspectrum waarvan de intensiteit kan worden aangepast. Volgens de minste-kwadraten-methode wordt het uit de standaard- en achtergrondspectra

berekende spectrum aangepast op het gemeten spectrum om optimale activiteitsconcentraties te bepalen.

Vervolgens worden de activiteitsconcentraties gecorrigeerd voor materiaaldichtheid en zelfabsorptie. De materiaaldichtheid volgt uit de transmissiemetingen; voor schatting van de mate van zelfabsorptie is een methode uit de literatuur beschikbaar. Beide correcties werken tegen elkaar in: grotere materiaaldichtheid leidt tot grotere activiteit, maar ook tot grotere zelfabsorptie. Het uiteindelijke verloop van de gecorrigeerde activiteitsconcentratie van ^{137}Cs met de diepte in een kern vertoont idealiter pieken die kunnen worden gerelateerd aan de veelvuldige bovengrondse testen met nucleaire wapens rond 1960 en het ongeluk met de kerncentrale in Chernobyl in 1986. Deze pieken zijn het gevolg van neerslag van ^{137}Cs dat vervolgens begraven is geraakt onder nieuwe lagen sediment. Studies naar het gedrag van radionucliden in de bodem (Hillman *et al.*, 1996) hebben aangetoond dat de diepteverdeling van ^{137}Cs in onverstoorde grond, enkele jaren na depositie, het best kan worden beschreven met een Lorentz-functie. Deze functie beschrijft de amplitude van de piek, de dieptepositie van maximale activiteit en de totale breedte van de piek halverwege maximale activiteit. Ook in deze studie is uitgegaan van de Lorentz-functie om de ^{137}Cs -pieken in de uiterwaardbodems te beschrijven.



Figuur 3.2 Schematische weergave van PHAROS: een opstelling voor het geautomatiseerd meten van de radiometrische eigenschappen van sedimentkernen.

3.3 Sedimentatiemetingen met slibmatten

Sedimentatiemetingen met behulp van slibmatten zijn voorheen in andere uiterwaarden uitgevoerd door Asselman & Middelkoop (1995). Zij hebben de methodiek ontwikkeld en getest. In het buitenland is de methode onder meer toegepast langs de bovenloop van de Columbia River in West-Canada (Makaske *et al.*, 2002).

Voor de slibmatmetingen zijn 85 kunstgrasmatten gebruikt die zijn uitgelegd in alle onderzoeksraaien. Deze slibmatten meten 50 x 50 cm (Fig. 3.3). De kunstgrasvezels zijn 1,5 cm lang en bevestigd op een flexibele plastic ondergrond. De vezels worden verondersteld de natuurlijke ruwheid van de met gras begroeide uiterwaard te benaderen. In het huidige onderzoek werden ze op het maaiveld bevestigd met vijf 10 cm lange spijkers. Op plaatsen waar grote gradiënten in sedimentatiesnelheid werden verwacht (dichtbij de rivier) werden de matten dichter bij elkaar gelegd dan elders. Ook is rekening gehouden met de invloed van de lokale topografie: slibmatten werden verdeeld over alle ruggen en laagtes binnen de raai. In het algemeen waren de afstanden tussen de slibmatten 5-20 m dicht bij de rivier en 50-120 m op enige afstand van de rivier.



Figuur 3.4 Een slibmat in het veld.

De matten zijn in de periode 19 december 2000 - 10 januari 2001 in het veld uitgelegd en in de periode 10-30 mei 2001 weer opgehaald. Omdat in het hoogwaterseizoen januari-april 2001 verschillende hoogwaterpieken zijn

voorgekomen, is een aantal matten tussen de afzonderlijke hoogwaters opgehaald en door nieuwe matten vervangen, teneinde de effecten van individuele hoogwaters te meten. Een aantal matten is niet vervangen, enerzijds omdat lage delen van de uiterwaarden voortdurend onder water bleven, anderzijds omdat de hoogste delen bij de eerste, lagere, hoogwaterpieken niet overstroonden. In dit rapport worden alleen de totale (in een aantal gevallen dus gesommeerde) sedimenthoeveelheden uit het hoogwaterseizoen besproken. Voor omrekening van sedimentgewichten naar sedimentdiktes is in navolging van Asselman & Middelkoop (1995) uitgegaan van een sedimentdichtheid van 1220 kg/m³.

De hoogteligging van de slibmatten in het veld is door waterpassing bepaald. De horizontale ruimtelijke ligging van de matten is met behulp van een GPS ingemeten (maximale fout in plaatsbepaling enkele meters). Daarnaast is het hoogteverloop van het maaiveld in iedere raai met behulp van het Actueel Hoogtebestand Nederland (AHN) bepaald. De nauwkeurigheid hiervan bedraagt ongeveer ± 10 cm.

Na het veldexperiment is het sediment met een hogedrukspuit van de matten verwijderd, waarbij water en sediment per mat werden opgevangen. Het natte sediment werd gedroogd vervolgens gewogen. Het sediment is hierna op korrelgrootte geanalyseerd (zie § 3.4 voor methode). Deze bewerkingen vonden plaats in het Laboratorium voor Fysische Geografie van de Universiteit Utrecht.

3.4 Substraatanalyses

Korrelgrootteanalyse

De korrelgrootteverdeling van sedimentmonsters is bepaald met een 'Coulter LS Particle Size Analyser'. Dit apparaat meet de laser-diffractie-eigenschappen van in suspensie gebracht sediment. Hieruit wordt de korrelgrootteverdeling afgeleid. Twee series monsters zijn geanalyseerd: (1) de sedimentmonsters die met de slibmatten zijn opgevangen en (2) monsters van het bodemmateriaal tussen 5 en 25 cm onder het maaiveld, verzameld ter plaatse van de slibmatten. De sedimentmonsters van de slibmatten vertegenwoordigen voor het grootste deel het sediment dat is afgezet tijdens de laatste, hoogste, hoogwatergolf in de periode januari-april 2001. De sedimentmonsters van de slibmatten zijn geanalyseerd in het Laboratorium voor Fysische Geografie van de Universiteit Utrecht, de bodemmonsters zijn geanalyseerd in het Laboratorium voor Bodemkunde en Geologie van Wageningen UR. Omdat in beide laboratoria de analyses met een 'Coulter LS Particle Size Analyser' zijn uitgevoerd, zijn de resultaten goed met elkaar te vergelijken.

Uit de korrelgrootteverdeling van de bodemmonsters kan het leemgehalte worden afgelezen, een belangrijke abiotische factor in het vegetatieonderzoek. Daarnaast vormen de analyses van de bodemmonsters bruikbaar vergelijkingsmateriaal om de representativiteit van de met de slibmatten opgevangen sedimentmonsters voor de substraatontwikkeling te bepalen.

Overige substraatbepalingen

Om de meest relevante standplaatsfactoren van de beschreven vegetaties te kunnen kwantificeren (zie Tabel 5.2) zijn naast de textuuranalyses ook enkele chemische analyses uitgevoerd van de bodemonsters die ter plaatse van de vegetatieopnames werden genomen (zie § 3.5). Deze chemische analyses zijn uitgevoerd door Giesen & Geurts, Biologische Projekten te Ulft. Een uitgebreide beschrijving van de proceures wordt gegeven in Giesen & Geurts (1999). Vóór het uitvoeren van de analyses zijn de monsters eerst gedroogd, gemalen en gehomogeniseerd. Van de luchtdroge grond is het vochtgehalte bepaald (4 uur drogen bij 105°C). De afgewogen luchtdroge grond is op dit vochtgehalte gecorrigeerd, zodat de opgegeven gehalten berekend zijn van ovendroge grond (m.u.v. pH-KCl van luchtdroge grond). Om zo homogeen mogelijke submonsters te krijgen waaraan de bepalingen zijn uitgevoerd, werd voor het afwegen van een hoeveelheid monster de luchtdroge grond in het potje gemengd en een klein deel op een schaalte gebracht, waarvan op steeds verschillende plaatsen een klein deel is genomen. Dit geeft een acceptabel representatief deelmonster.

De pH van een grondmonster geeft een indicatie van de bodemaciditeit of alkaliniteit. Bij een pH-meting wordt de activiteit gemeten van geïoniseerde H^+ -ionen die in evenwicht zijn met niet-geïoniseerde H^+ -ionen (protonen). Niet-geïoniseerde protonen zijn pas uitwisselbaar bij een relatief hogere pH. Omdat de beschikbaarheid van de meeste plantenvoedingsstoffen pH-afhankelijk is, is de pH van de grond een indicatie hiervoor (Page, 1989). In dit onderzoek is de pH potentiometrisch gemeten in een vloeistof van een 1 : 2,5 mengsel (10 g + 25 ml) van grond en een 1 M KCl-oplossing. De pH-waarden zijn genoteerd na 30 seconden. Voor de pH-metingen is een pH/ionconcentratiemeter DR359 TX-micro-2 met automatische temperatuurcompensatie van EDT gebruikt samen met een combinatie-glaselectrode.

Met het gloeiverlies wordt meestal het gehalte aan organische stof bedoeld dat tijdens het gloeien verloren gaat. Er kunnen tijdens het gloeien echter ook andere stoffen dan organische stof ontwijken c.q. zich ontleden. Voor $CaCO_3$, structureel waterverlies en het natriumchloridegehalte kunnen correcties worden toegepast. Wanneer deze gehalten niet bekend zijn wordt gloeien bij lagere temperaturen dan normaal (ca. 850°C) voorgesteld (550°C). Maar ook bij 550°C blijken anorganische bestanddelen structureel gebonden water te verliezen. Volgens Mitchell (1932) en Ball (1964) kan verlies van structureel water worden voorkomen als temperatuur tijdens het gloeien tussen 350 en 440°C blijft. Deze methode is in dit onderzoek toegepast. Tijdens het gloeien was de oventemperatuur 350°C. Ovendroge grond (ca. 2,500 g) werd in een voorgegloeid kroesje in de koude oven geplaatst en opgewarmd tot 350°C. Deze temperatuur werd ca. 4 uur gehandhaafd. Uit de gewichtsafname werd het percentage aan organische stof van de ovendroge grond berekend.

De bepaling van P-totaal ($P-ox^+$) na Kjeldahl-destructie van het monster geeft informatie over potentiële hoeveelheid fosfaat die, voornamelijk in het organisch bodemmateriaal, ligt opgesloten. Circa 0,400 g luchtdroog monster is ontsloten met

geconcentreerd zwavelzuur. Selenium is als katalysator (temperatuur 330°C) toegevoegd. Eventueel aanwezig nitraat is gebonden door toevoeging van salicylzuur. Na de destructie is aan het verdunde destruaat/extract P-totaal bepaald volgens de molybdeenblauwmethode (Walters, 1989; Houba et al., 1989; Page, 1989).

Het anorganisch gebonden fosfaat (calcium-, ijzerfosfaat e.d.) kan worden bepaald door extractie van de grond met zoutzuur (Page, 1989). Deze methode is ook bekend als de bepaling van P zonder oxidatie (P-ox⁻). Van ca. 2,500 g luchtdroge grond werd met 5% zoutzuur een 1 : 20 extract gemaakt. De suspensie is gedurende 4 uur in een schudmachine geschud, waarna werd gewacht tot het grootste deel van de suspensie was bezonken. De bovenstaande vloeistof is gefiltreerd over een glasfilter (S&S, GF 50, poriën 2 µm). Aan de heldere vloeistof is fosfaat bepaald, volgens de molybdeenblauwmethode met ascorbinezuur als reductor. P-anorganisch is in dit onderzoek op twee manieren in dit onderzoek betrokken (Tabel 3.1): (1) als absolute hoeveelheid in mg per 100 mg bodemonmonster, en (2) relatief als percentage van het totale gewicht aan fosfaat (organisch + anorganisch) in het monster.

Het organisch gebonden fosfaat (P-organisch) is berekend door P-anorganisch af te trekken van de P-totaal. Ook de ratio C/P is berekend uit de voorgaande analysewaarden. Hierbij werd uitgegaan van de vuistregel dat het koolstofgehalte (C) de helft bedraagt van het organische-stof-gehalte. De aldus geschatte hoeveelheid C is gedeeld door de hoeveelheid P-organisch.

3.5 Vegetatieopnames en databewerking

De vegetatie is nader bestudeerd om inzicht te krijgen in de macrozonering, de abiotische achtergrond en de standplaatscondities van verschillende typen stroomdalgrasland en vervangingsgemeenschappen. In de maanden juni tot en met augustus van 2001 (vóór het maaien) zijn vegetatie-opnames gedaan bij slibmatten in de raaien Rijswaard I, Cortenoever I en II, en Vreugderijkerwaard II, IV, V en VI (Figuren 2.2a, 2.5a en 2.8a). Deze opnames zijn gedaan volgens de aangepaste Braun-Blanquet methode (Barkman *et al.*, 1964). De grootte van de opname was steeds 2x2 meter, daar het allemaal opnames in een kruidachtige vegetatie betrof. Naast vegetatiekundige gegevens zijn expositie, inclinatie, ligging van de opname in het landschap beschreven. Verder werd ter plaatse van ieder opname een bodemonmonster genomen waarvan de korrelgroteverdeling werd bepaald en dat chemisch werd geanalyseerd (§ 3.4). Ook zijn met behulp van de de gewaterpaste hoogtes van opnamelocaties en de hydrologische gegevens uit hoofdstuk 2 voor iedere locatie de overstromingsfrequentie en het niveau ten opzichte van de mediane waterstand berekend.

De vegetatiedata zijn vervolgens in 'Turboveg' (Hennekens & Schaminée, 2001) ingevoerd. Een eerste ordinatie is gebeurd met behulp van 'Twinspan' (Barel, 1986), waarna handmatig een verfijning werd aangebracht resulterend in een classificatie tot vegetatietypen. Met behulp van 'Canoco' (Ter Braak, 1988; Ter Braak & Smilauer,

1998) is gekeken in hoeverre de variatie in vegetatie (vegetatietypen en soorten) verklaard kan worden door één of meerdere abiotische factoren (Tabel 3.1).

De volgende stap was een vergelijking van de verkregen uitkomsten met de situatie in de veldwerkgebieden. Hoe verhoudt de vegetatie in deze gebieden zich met de abiotiek? Hiertoe werd voor de opnamen, gegroepeerd tot vegetatietypes, de abiotiek bekeken. Door een onderlinge vergelijking van de gemiddelde abiotiek per vegetatietype is gepoogd de zonering van de graslanden in de uiterwaarden te verklaren.

Tabel 3.1 Abiotische factoren waarvan met behulp van Canoco (Ter Braak, 1988; Ter Braak & Smilauer, 1998) bepaald is in hoeverre ze de variatie in het voorkomen van vegetatietypen en soorten bepalen.

-
- Totale hoeveelheid sediment op slibmat (kg/m²) na overstromingsseizoen 2001
 - Leem op slibmat (%) na overstromingsseizoen 2001
 - Hoogste afvoerpiek in 2001 (28 maart 2001) (cm)
 - Hoogte ten opzichte van de mediane waterstand (cm)
 - Afstand tot zomerbed (m)

Diepte 0-5 cm

- pH-KCL
- Leem (%)
- Organisch-stof-gehalte (%)
- P-anorganisch (mg / 100 mg)
- P-totaal (mg / 100 g)
- P-anorganisch (%)
- P-organisch (mg / 100 g)
- C/P

Diepte 5-25 cm

- pH-KCL
 - Leem (%)
 - Organisch-stof-gehalte (%)
 - P-anorganisch (mg / 100 mg)
 - P-totaal (mg / 100 g)
 - P-anorganisch (%)
 - P-organisch (mg / 100 g)
 - C/P
-

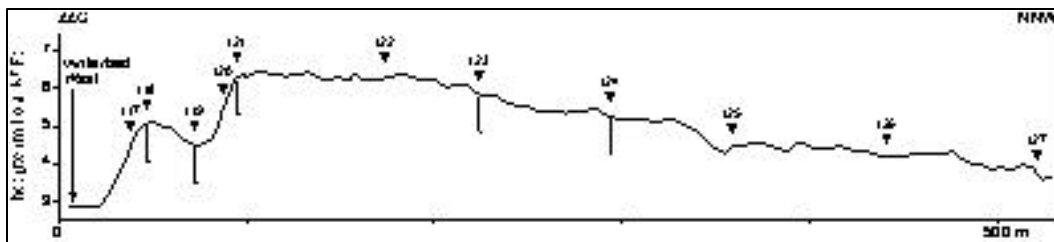
4 Sedimentatie

4.1 Sedimentatie op decennia-tijdschaal: ^{137}Cs -profielen en sedimentatiesnelheden

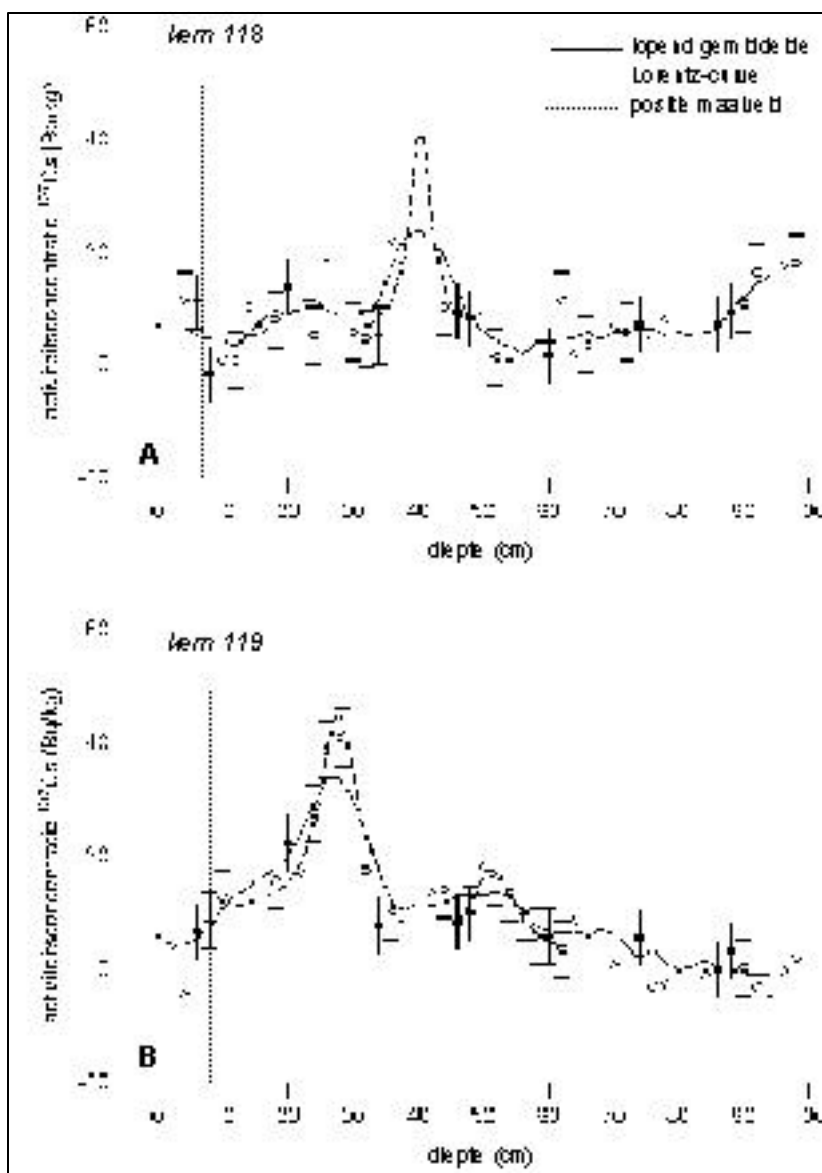
Rijswaard

In de raai Rijswaard I (Fig. 2.2a) zijn vijf boringen verricht ten behoeve van ^{137}Cs -analyse. Het topografische profiel langs de raai vertoont de morfologie van een oeverwal met een noordwaartse helling naar een komgebied (Fig. 4.1). Even ten zuiden van slibmat 125 is een ca. 0,7 m hoge steilrand in het terrein aanwezig die de grens van een afgegraven terrein markeert. Net buiten het profiel, tegen de dijk aan ligt een verlandende strang, waarin permanent water staat. Tussen het hoogste deel van de oeverwal (locatie 121) en de bedding van de Waal ligt een langwerpige zandbank langs de oever (hoogste punt rond locatie 118). Tussen oeverwal en zandbank wordt een kleiige laagte ingesloten (rond locatie 119). De vijf boringen zijn verdeeld over de oeverwal, de zandbank en de tussenliggende laagte. Het afgegraven terrein rond de locaties 125 t/m 127 is niet met boringen bemonsterd.

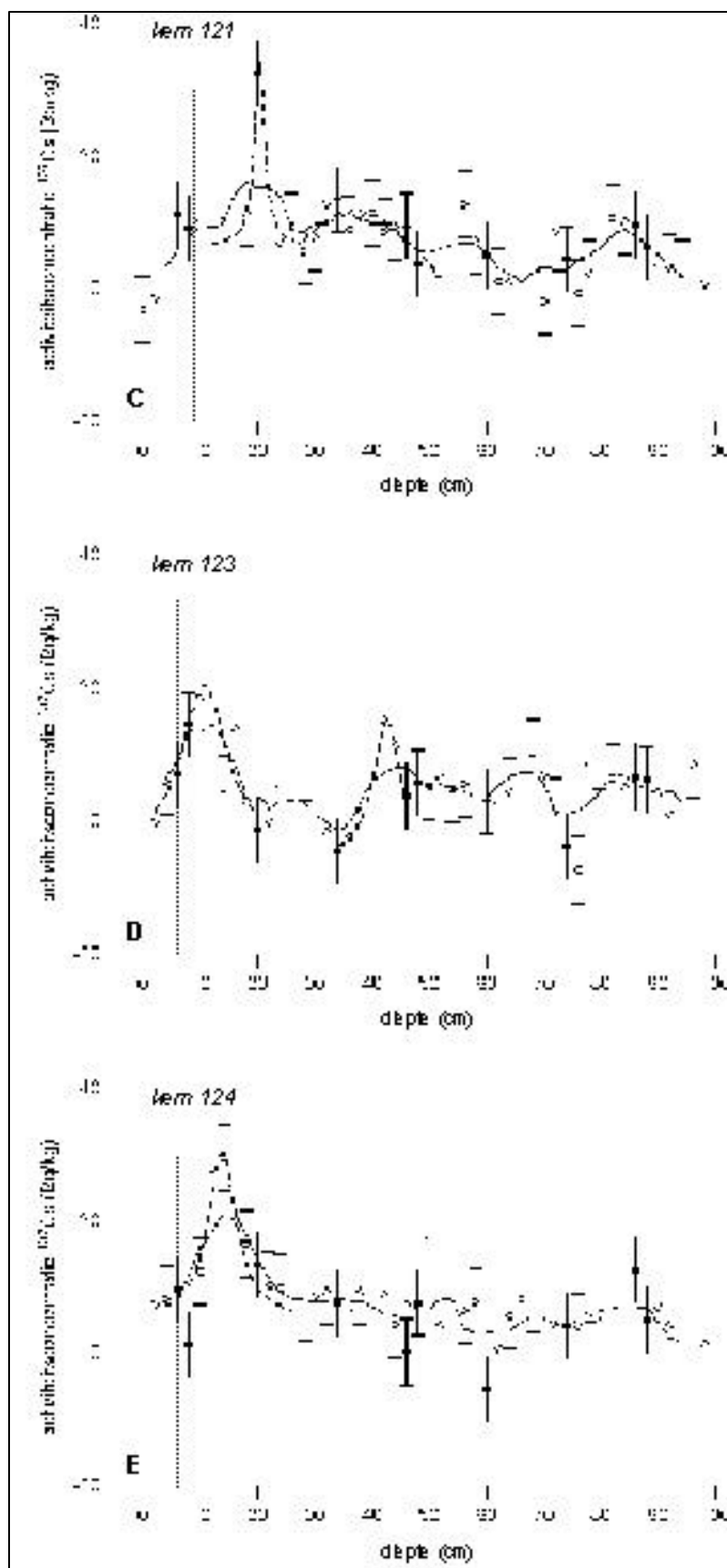
In Figuur 4.2 is het verloop van de ^{137}Cs -activiteitsconcentratie met de diepte in kern 118 te zien, zoals met behulp van PHAROS is gemeten. Kern 118 is 93 cm lang, zodat de metingen tussen 0 en 7 cm moeten worden beschouwd als achtergrondstraling. Rond iedere meting is een standaardafwijking (1s) gegeven die betrekking heeft op de correcties voor dichtheid en zelfabsorptie. Rond 40 cm diepte is een piek in Cs-activiteit waarneembaar. Ook onderin de kern registreren vier opeenvolgende metingen een enigszins verhoogde Cs-activiteit. Hiernaast zijn er op drie niveaus in de kern nog geïsoleerde uitschieters te zien, gebaseerd op één meting.



Figuur 4.1 Topografisch profiel langs raai Rijswaard I. De genummerde driehoekjes markeren posities van slibmatten. De verticale lijnen onder het maaiveld geven de posities van boorkernen aan.



Figuur 4.2 (a-e) Cs-profielen van de boorkernen uit raai Rijswaard I. Uitgezet zijn de gemeten activiteitsconcentraties van ^{137}Cs tegen de diepte gemeten langs de boorkern. Het nulpunt van de diepteschaal komt niet overeen met de bovenkant van de boorkern. De positie van het maaiveld (bovenkant boorkern) is in ieder profiel weergegeven.



Voor de chronologische interpretatie van Cs-profielen, dat wil zeggen het correleren van pieken uit het profiel met de jaartallen 1960 en 1986, zijn geen universele richtlijnen te geven, voornamelijk omdat nog te weinig bekend is over het gedrag van ^{137}Cs in de bodem en daarmee over de oorzaak van allerlei kleine variaties in Cs-activiteit. Om ongewenste ruis door onbekende oorzaken zoveel mogelijk te elimineren is bij de interpretatie van de Cs-profielen uit deze studie de volgende stelregel gehanteerd: de pieken die met 1960 en 1986 te correleren zijn moeten in ieder geval boven de 10 Bq/kg uitstijgen en moeten meer dan één meting omvatten. Gezien het gedrag van ^{137}Cs in de bodem, zoals beschreven door Bunzl *et al.* (1995), is het onwaarschijnlijk dat vijftien jaar na de depositie van ^{137}Cs ten gevolge van het ongeluk bij Chernobyl deze nog volledig binnen een 2 cm dik bodeminterval (de PHAROS-meeteenheid) aanwezig is in het bodemprofiel. Dit geldt des te meer voor de neerslag van rond 1960. Naast de positie, hoogte en breedte van de pieken in een afzonderlijk Cs-profiel is ook het beeld van naburige Cs-profielen in de interpretatie betrokken.

Voor het profiel in Figuur 4.2a (kern 118) betekent dit dat zich rond 40 en 100 cm diepte, significante pieken bevinden. De Lorentz-parameters voor de ondiepste piek wijzen op een optimum op exact 40 cm. De diepste piek is te onvolledig zichtbaar om Lorentz-parameters voor te berekenen. Voorlopig wordt 100 cm als optimum aangenomen, alhoewel de piek ook iets dieper zou kunnen liggen. De berekende sedimentatiesnelheden op basis van de ligging van deze pieken in het profiel (Tabel 4.1) suggereren dat de gemiddelde sedimentatiesnelheid constant gebleven is sinds 1960. De waarde van 22,7 mm/j is relatief hoog maar niet onvoorstelbaar gezien de ligging net naast de bedding van de Waal en de relatief lage ligging van de top van de bank, die frequente overstroming mogelijk maakt.

In Figuur 4.2b (kern 119) zijn twee pieken ondieper in het profiel waarneembaar. De bovenste piek (op 27,5 cm) omvat de hoogste gemeten activiteit uit dit onderzoek: 44 Bq/kg. De onderste piek (op 51,5 cm) is veel lager en breder. Indien wordt aangenomen dat bovenste piek 1986 vertegenwoordigt en de onderste 1960, kan het verschil in vorm en hoogte als volgt worden verklaard: (1) in 1986 was sprake van een kortdurende influx van ^{137}Cs samenhangend met één gebeurtenis, terwijl de 1960-piek in feite het hoogtepunt van langer durende neerslag tussen 1954 en 1963 vertegenwoordigt; (2) door radioactief verval is de Cs-activiteit van het oudere bodeminterval inmiddels sterker afgenomen dan van het jongere interval. Door de relatief korte halfwaardetijd van ^{137}Cs van 30,2 jaar, was in 2002 nog maar 38% van de oorspronkelijke hoeveelheid ^{137}Cs uit 1960 in de bodem aanwezig. Van de hoeveelheid uit 1986 is daarentegen nog 69% over. Dus ondanks het feit dat de totale atmosferische neerslag aan ^{137}Cs in de periode 1954-1963 in onze streken meer dan tweemaal zo hoog was als in 1986, is het logisch dat de 1960-piek veel lager en breder is dan de 1986-piek. Overigens dragen ook bodemprocessen bij aan het vervlakken van de pieken met de tijd (Bunzl *et al.*, 1995). De bovenstaande interpretatie van het Cs-profiel in Figuur 4.2b impliceert een lagere sedimentatiesnelheid rond boorlocatie 119 ten opzichte van locatie 118 en een toename van de gemiddelde sedimentatiesnelheid in de tijd (Tabel 4.1).

Tabel 4.1 Sedimentatiesnelheden berekend op basis van Cs-profielen uit raai Rijswaard I.

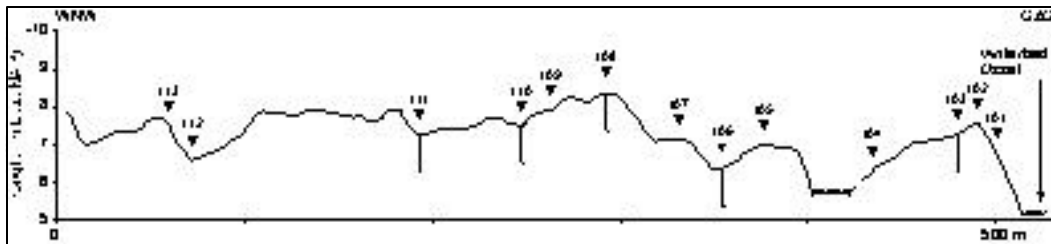
Boorkern	Sedimentatiesnelheid		
	1960-2001 (mm/j)	1960-1986 (mm/j)	1986-2001 (mm/j)
118	22,7	23,1	22,0
119	10,6	9,2	13,0
121	6,8	6,3	7,7
123			3,0
124			5,0

Het beeld in Figuur 4.2c (kern 121) is vergelijkbaar met dat in Figuur 4.2b (kern 119), alhoewel de pieken minder uitgesproken zijn en iets ondiepere positie in het profiel hebben. Een analoge interpretatie wijst op een lagere sedimentatiesnelheid dan op locatie 119 en eveneens een toename van de gemiddelde sedimentatiesnelheid in de tijd (Tabel 4.1).

De Cs-profielen in de Figuren 4.2d en e leveren een minder herkenbaar beeld op. Beiden vertonen een vrij scherpe piek tussen 10 en 15 cm diepte. Het is aannemelijk om deze toe te schrijven aan de neerslag uit 1986. Dieper zijn de profielen niet eenduidig; er zijn op uiteenlopende dieptes metingen boven de 10 Bq/kg. Het is niet uit te maken of één van deze uitschieters te relateren is aan de bovengrondse testen van nucleaire wapens rond 1960. Indien aangenomen wordt dat de piek op 42,5 cm diepte in Figuur 4.2d 1960 vertegenwoordigt, dan zou dit een zeer scherpe afname van de gemiddelde sedimentatiesnelheid na 1986 inhouden: van 12,3 mm/j (1960-1986) naar 3,0 mm/j (1986-2001). Dit effect zou nog sterker zijn wanneer aangenomen wordt dat een nog diepere piek (tussen 65 en 70 cm) uit 1960 stamt. Met de huidige beperkte gegevens worden dergelijke interpretaties onverantwoord geacht.

Cortenoever

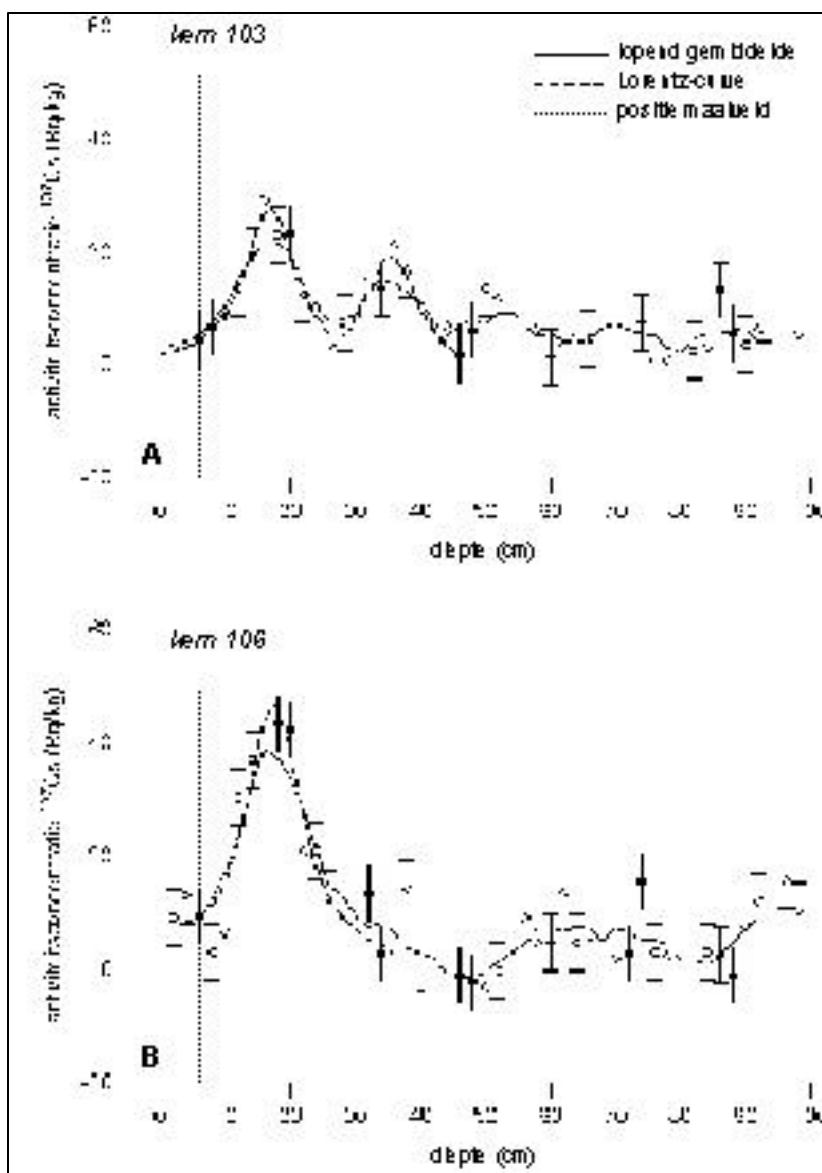
Het meest stroomopwaartse studiegebied langs de IJssel is gelegen in de binnenbocht van een grote meander, toepasselijk de Cortenoever genaamd. In de raai Cortenoever I (Fig. 2.5a) zijn vijf boringen verricht. Het topografische profiel langs het oostelijk deel van de raai vertoont een karakteristiek kronkelwaardreliëf van regelmatige ruggen en laagtes (Fig. 4.3). In de eerste kronkelwaardgeul (dicht bij het zomerbed) liggen enkele kleine poeltjes waarvan één ook in de raai is opgenomen. Langs het zomerbed van de IJssel (locatie 102) ligt op de oeverwal een lage kade die stroomopwaarts aansluit bij een hoger deel van de oeverwal. De vijf boringen zijn verdeeld over kronkelwaardruggen en -geulen in de eerste helft van de raai vanaf de IJssel.



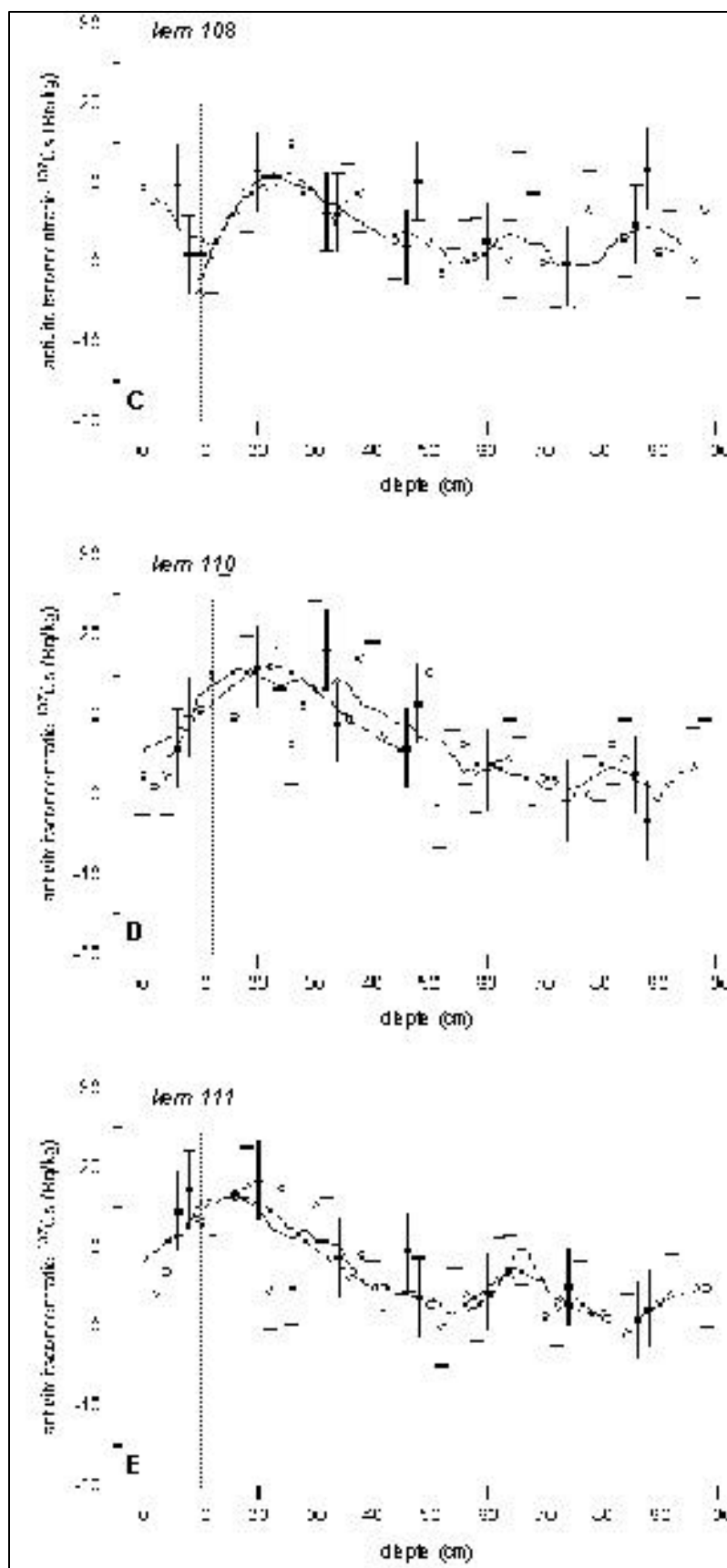
Figuur 4.3 Topografisch profiel langs het oostelijk deel van raai Cortenoever I. De genummerde driehoekjes markeren posities van slibmatten. De verticale lijnen onder het maaiveld geven de posities van boorkernen aan.

In Figuur 4.4a (kern 103) komen twee pieken duidelijk naar voren: de eerste op 17,5 cm diepte en een tweede, iets lagere op 35,5 cm diepte. Ook dieper in het profiel komen enkele meer geïsoleerde uitschieters van tussen de 10 en 15 Bq/kg voor. Indien de twee grootste pieken aan de jaartallen 1986 en 1960 worden gerelateerd, resulteert dit in een nagenoeg constante gemiddelde sedimentatiesnelheid van 7,2 mm/j over de periode 1960-2001 (Tabel 4.2). In Figuur 4.4b (kern 106) is een hoge piek waarneembaar op geringe diepte onder het maaiveld. Diepteligging en hoogte (drie metingen van 42-43 Bq/kg) spreken voor correlatie met het Chernobyl-ongeluk. Aanwijzingen voor een 1960-piek dieper in het profiel zijn niet erg sterk. Een zeer brede verhoging tussen 50 en 80 cm komt nauwelijks boven het niveau van de achtergrondstraling uit. Enkele opeenvolgende metingen van tussen de 10 en 20 Bq/kg helemaal onderin de kern zouden te maken kunnen hebben met de kernwapenproeven rond 1960. Dit impliceert een zeer hoge sedimentatiesnelheid van ruim 30 mm/j tussen 1960 en 1986. Vooralsnog wordt deze diepste activiteitsverhoging echter te weinig uitgesproken geacht om een dergelijke interpretatie aan te verbinden.

De Cs-profielen van de kernen 108, 110 en 111 (Figuren 4.4c-e) zijn qua beeld zeer vergelijkbaar. Alledrie vertonen ze een brede lage piek niet ver onder het maaiveld, terwijl diepere metingen niet of nauwelijks boven het niveau van de achtergrondstraling uitkomen. In de Figuren 4.4d en e is het opvallend dat binnen de brede pieken de gemeten activiteiten vrij sterk fluctueren. Aangenomen wordt dat de brede pieken zowel de neerslag uit 1986 als die uit 1960 vertegenwoordigen. Het is denkbaar dat bij lage sedimentatiesnelheden mengingsprocessen in de bodem resulteren in één brede piek zodat beide gebeurtenissen niet meer afzonderlijk in het bodemprofiel terug te vinden zijn. Sterke bioturbatie op boorlocatie 108 was in het veld herkenbaar aan de vele molshopen. Indien deze interpretatie juist is, is voor ieder van de locaties 108, 110 en 111 alleen een bereik te berekenen voor de sedimentatiesnelheid op basis van de Lorentz-gegevens (Tabel 4.2).



Figuur 4.4 (a-e) Cs-profielen van de boorkernen uit raai Cortenoever I. Uitgezet zijn de gemeten activiteitsconcentraties van ^{137}Cs tegen de diepte gemeten langs de boorkern. Het nulpunt van de diepteschaal komt niet overeen met de bovenkant van de boorkern. De positie van het maaiveld (bovenkant boorkern) is in ieder profiel weergegeven.



Figuur 4.4 (a-e) (vervolg)

Tabel 4.2 Sedimentatiesnelheden berekend op basis van Cs-profielen uit raai Cortenoever I.

Boorkern	Sedimentatiesnelheid			
	1960-2001 (mm/j)	1960-1986 (mm/j)	1986-2001 (mm/j)	gem. ^a (mm/j)
103	7,2	7,1	7,3	
106			7,7	
108	3,2 ^b		8,7 ^c	4,6
110	2,6 ^b		7,0 ^c	3,8
111	1,5 ^b		4,0 ^c	2,1

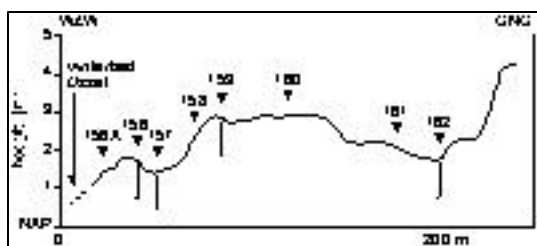
^a Gemiddelde sedimentatiesnelheid waarbij de diepte van de piek die zowel 1960 als 1986 vertegenwoordigt, wordt gedeeld door 28 jaar [= gemiddelde van 41 (periode 1960-2001) en 15 jaar (periode 1986-2001)].

^b Minimum sedimentatiesnelheid waarbij de diepte van de piek die zowel 1960 als 1986 vertegenwoordigt, wordt gedeeld door 41 jaar (periode 1960-2001).

^c Maximum sedimentatiesnelheid waarbij de diepte van de piek die zowel 1960 als 1986 vertegenwoordigt, wordt gedeeld door 15 jaar (periode 1986-2001).

Vreugderijkerwaard

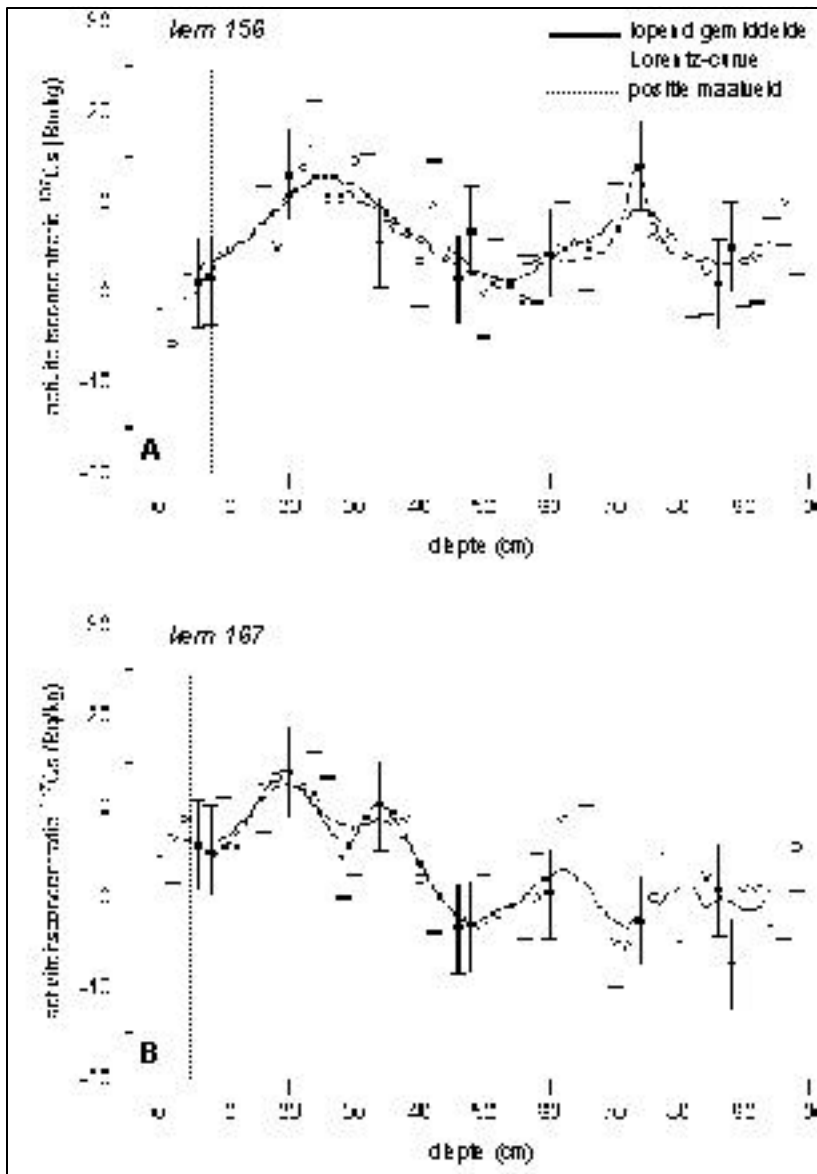
Verder stroomafwaarts nabij Zwolle ligt de Vreugderijkerwaard, eveneens in een binnenbocht van de IJssel. De bestudeerde raai Vreugderijkerwaard I (Fig. 2.8a) omvat een hoge zandige rug, die waarschijnlijk deels van eolische oorsprong is (Fig. 4.5). Oostwaarts wordt de rug begrensd door een kleiige laagte, terwijl westwaarts een lagere rug ligt die de huidige oeverwal van de IJssel vormt. Vier boringen in raai Vreugderijkerwaard I zijn in het verdeeld over de twee ruggen en de twee laagtes. Een vijfde boring (locatie 167) is ongeveer 200 m stroomafwaarts verricht op de huidige oeverwal van de IJssel (raai Vreugderijkerwaard III, Fig. 2.8a).



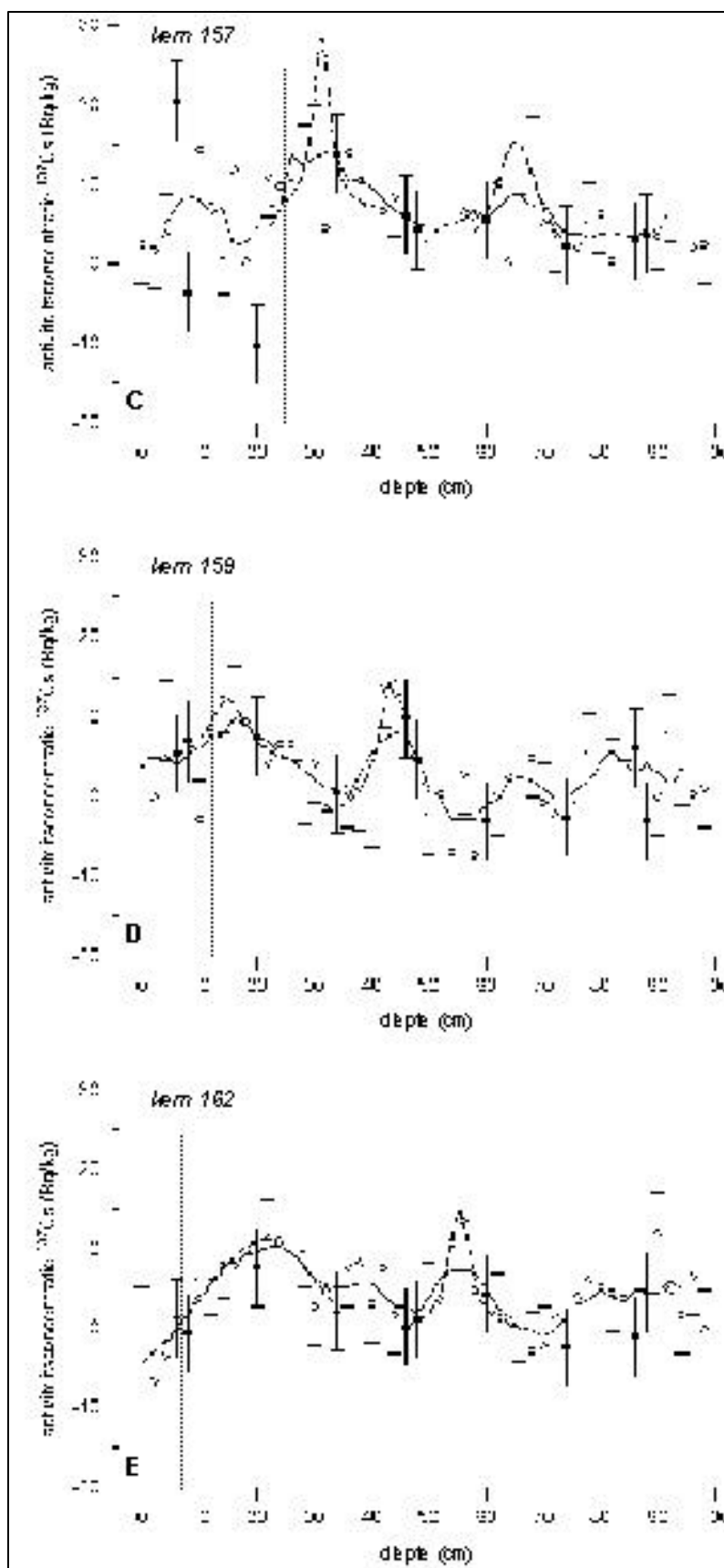
Figuur 4.5 Topografisch profiel langs raai Vreugderijkerwaard I. De genummerde driehoekjes markeren posities van slibmatten. De verticale lijnen onder het maaiveld geven de posities van boorkernen aan.

In Figuur 4.6a (kern 156) zijn twee pieken te zien: een vrij lage brede piek op 26,5 cm diepte en een eveneens lage maar scherpere piek op 73,5 cm diepte. De diepste piek omvat slechts één meting van meer dan 10 Bq/kg en wordt om die reden niet significant geacht. De ondiepere piek doet denken aan de brede pieken in de Figuren 4.4c-e waarvan werd aangenomen dat ze zowel de neerslag uit 1986 als die uit 1960 vertegenwoordigen die door bodemkundige mengingsprocessen niet meer van elkaar kunnen worden gescheiden. Het profiel in Fig. 4.6b (kern 167), lijkt deze interpretatie

te bevestigen. Hierin zijn twee, deels overlappende, pieken te zien op vergelijkbare diepte als de brede piek in Figuur 4.6a. De diepste piek is laag en haalt maar in één meting 10 Bq/kg. Ondanks de relatief lage stralingsniveaus is het beeld in Fig. 4.6b zeer consistent. Kern 167 (Fig. 4.6b) is afkomstig van een locatie met een vergelijkbare ligging ten opzichte van het zomerbed van de IJssel als kern 156 (Fig. 4.6a). Het lijkt erop dat rond locatie 167 de menging van ^{137}Cs in de bodem minder ver is voortgeschreden dan rond locatie 156.



Figuur 4.6 (a-d) Cs-profielen van de boorkernen uit raai Vreugderijkerwaard I en (e) uit raai Vreugderijkerwaard III. Uitgezet zijn de gemeten activiteitsconcentraties van ^{137}Cs tegen de diepte gemeten langs de boorkern. Het nulpunt van de diepteschaal komt niet overeen met de bovenkant van de boorkern. De positie van het maaiveld (bovenkant boorkern) is in ieder profiel weergegeven.



Tabel 4.3 Sedimentatiesnelheden berekend op basis van Cs-profielen uit de raaien Vreugderijkerwaard I en II.

Boorkern	Sedimentatiesnelheid			
	1960-2001 (mm/j)	1960-1986 (mm/j)	1986-2001 (mm/j)	gem. ^a (mm/j)
Vreugderijkerwaard I				
156	4,5 ^b		12,3 ^d	6,6
157	1,5 ^b		4,0 ^d	2,1
159	0,0 ^c		1,3 ^e 0,7	
162	3,5 ^b		9,7 ^d 5,2	
Vreugderijkerwaard II				
167	7,0	5,4	9,7	

^a Gemiddelde sedimentatiesnelheid waarbij de diepte van de piek die zowel 1960 als 1986 vertegenwoordigt, wordt gedeeld door 28 jaar [= gemiddelde van 41 (periode 1960-2001) en 15 jaar (periode 1986-2001)].

^b Minimum sedimentatiesnelheid waarbij de diepte van de piek die zowel 1960 als 1986 te vertegenwoordigt, wordt gedeeld door 41 jaar (periode 1960-2001).

^c Minimum sedimentatiesnelheid waarbij wordt aangenomen dat de piek die zowel 1960 als 1986 vertegenwoordigt, aan het maaiveld ligt.

^d Maximum sedimentatiesnelheid waarbij de diepte van de piek die zowel 1960 als 1986 vertegenwoordigt, wordt gedeeld door 15 jaar (periode 1986-2001).

^e Maximum sedimentatiesnelheid waarbij de diepte van de piek die zowel 1960 als 1986 vertegenwoordigt (2 cm – mv), wordt gedeeld door 15 jaar (periode 1986-2001).

Op basis van de bovenstaande interpretatie lijkt de sedimentatiesnelheid op de oeverwal te zijn toegenomen van gemiddeld 5,4 mm/j tussen 1960 en 1986, tot gemiddeld 9,7 mm/j tussen 1986 en 2001 (Tabel 4.3). Voor kern 156 kan slechts een bereik voor de gemiddelde sedimentatiesnelheid worden berekend waarvan de grenzen in de buurt liggen van deze waarden.

Kern 157, afkomstig van de laagte achter de oeverwal, levert een veel grilliger stralingsbeeld op (Fig. 4.6c). Een interval met verhoogde activiteit bevindt zich vrij ondiep tussen 25 en 40 cm diepte. Een interpretatie analoog aan die van de naburige kern 156 leidt tot een bereik in sedimentatiesnelheden van 1,5 tot 4,0 mm/j (Tabel 4.3). Hierbij wordt de verhoogde activiteit tussen 65 en 70 cm diepte als niet significant gezien.

Nabij de top van de hoge zandige rug is kern 159 gestoken. Het niveau van het maaiveld is in het bijbehorende Cs-profiel op 13 cm diepte gelegen (Fig. 4.6d). Daarboven toont het Cs-profiel lage en zeer grillige metingen die duiden op de afwezigheid van sediment in dit bovenste deel van de PVC-buis die de kern omhult. Direct onder het maaiveld wordt verhoogde activiteit gemeten, die in de vier volgende metingen geleidelijk afneemt. De afname volgt goed de Lorentz-curve die deze piek aan het maaiveld beschrijft. De piek van de Lorentz-curve ligt echter ten onrechte 2,5 cm onder het maaiveld in plaats van aan het maaiveld, omdat in de Lorentz-curve ook enkele niet-significante metingen van boven het maaiveld meegenomen zijn. De locatie van kern 159 ligt ongeveer op het niveau van de hoogste waterstand in 2001 en er is in dat jaar geen sediment afgezet (Fig. 4.15). Langjarige hoogwaterreeksen geven aan dat sinds 1986 deze locatie waarschijnlijk vier maal is geïnundeerd (Fig. 2.12b). Gezien het feit dat een maximum concentratie van ¹³⁷Cs zich in de bovenste 2 cm onder het maaiveld bevindt lijkt het erop dat

tijdens deze vier overstromingen nauwelijks sediment is afgezet. Ook lijkt er nauwelijks sprake te zijn geweest van een neerwaartse beweging van ^{137}Cs in het zandige profiel (inspoeling, bioturbatie) sinds 1986. Dieper in het profiel bevindt zich een tweede piek tussen 40 en 50 cm, die eventueel de Cs-neerslag van rond 1960 vertegenwoordigt. Dit zou impliceren dat in de periode 1960-1986, 31 cm sediment is afgezet. Dit lijkt veel omdat in deze periode de locatie van kern 159 slechts 4 à 5 keer is overstroomd, terwijl hierbij waarschijnlijk geen enkele keer de hoge waterniveaus van 1994 en 1995 werd gehaald. Indien dus sinds 1986 door grote hoogwaters nagenoeg geen sediment is afgezet, is het onwaarschijnlijk dat in de periode 1960-1986 31 cm is afgezet. Het is aannemelijk dat ook de Cs-neerslag uit 1960 zich nog dicht bij het oppervlak bevindt, ergens in het interval dat de bovenste piek beslaat.

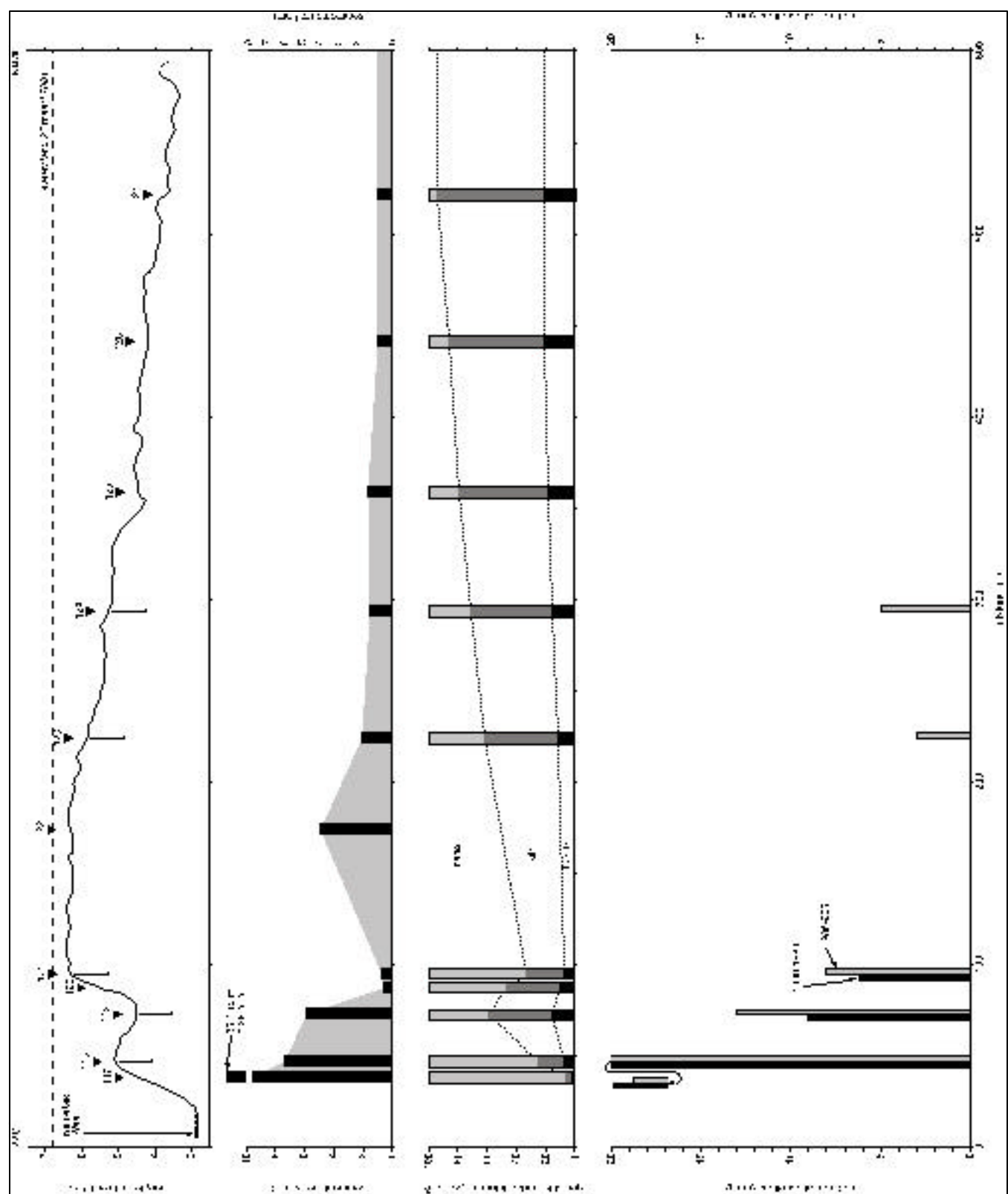
Het Cs-profiel van kern 162 uit de laagte achter de rug vertoont een lage brede piek tussen 10 en 35 cm diepte (Fig. 4.6e). Gelijkenis met de brede piek in Fig. 4.6a wekt de indruk dat ook hier de gebeurtenissen van 1986 en 1960 in één piek vertegenwoordigd zijn. De oorzaak van diepere uitschieters in activiteitsconcentratie (rond 55 en 90 cm) is onbekend. Op basis van de bovenste brede piek kan een bereik voor de gemiddelde sedimentatiesnelheid berekend worden van 3,5 tot 9,7 mm/j (Tabel 4.3).

4.2 Sedimentatie op slibmatten in 2001 en de textuur van de recente afzettingen

Rijswaard

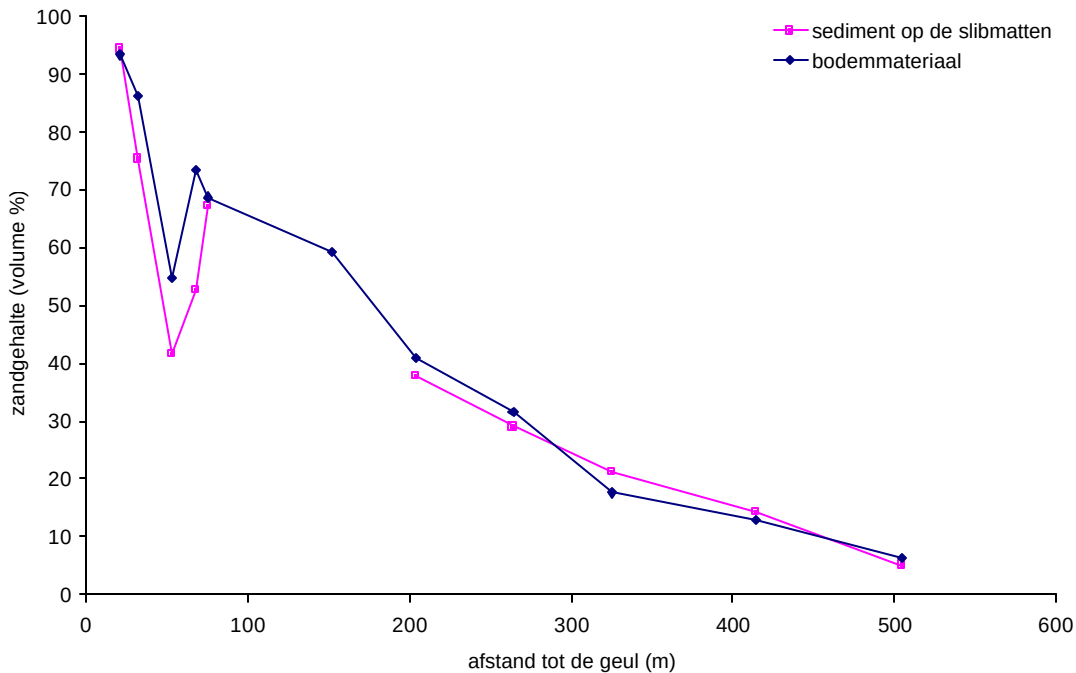
De sedimentatie in het hoogwaterseizoen van 2001 in raai Rijswaard I, zoals gemeten met de slibmatten, neemt sterk af met toenemende afstand tot de geul (Fig. 4.7). Net naast de geul overschrijdt de sedimentatie enigszins het langjarig gemiddelde dat was bepaald op basis van het Cs-profiel van deze locatie. Op de overige locaties was de gemeten sedimentatie in 2001 wat lager dan de met de Cs-profielen bepaalde jaarlijkse gemiddeldes. Opvallend is de geringe sedimentatie die op de geulwaartse helling van de oeverwal is gemeten (slibmatten 120 en 121). Boven op de oeverwal bedroeg de sedimentdikte maximaal ongeveer 4 mm. In het lagere deel van de uiterwaard achter de oeverwal werd iets minder dan 1 mm sediment afgezet. De zandbank langs de oeverwal groeide relatief snel met 6 tot 29 mm vers sediment.

De textuur van het afgezette materiaal vertoont een algemene trend van afnemende gemiddelde korrelgrootte met toenemende afstand tot de rivier. Dit wordt in Figuur 4.7 geïllustreerd door afnemende zandgehalten en toenemende kleigehalten van het materiaal op de slibmatten. In de laagte tussen de zandbank en de oeverwal (slibmat 119) bezinkt relatief veel klei en silt. Wanneer het zandgehalte van het materiaal op de slibmatten wordt vergeleken met dat van het onderliggende bodemmateriaal (tussen 5 en 25 cm onder het maaiveld) (Fig. 4.8) valt op dat beiden nauw overeenkomen.

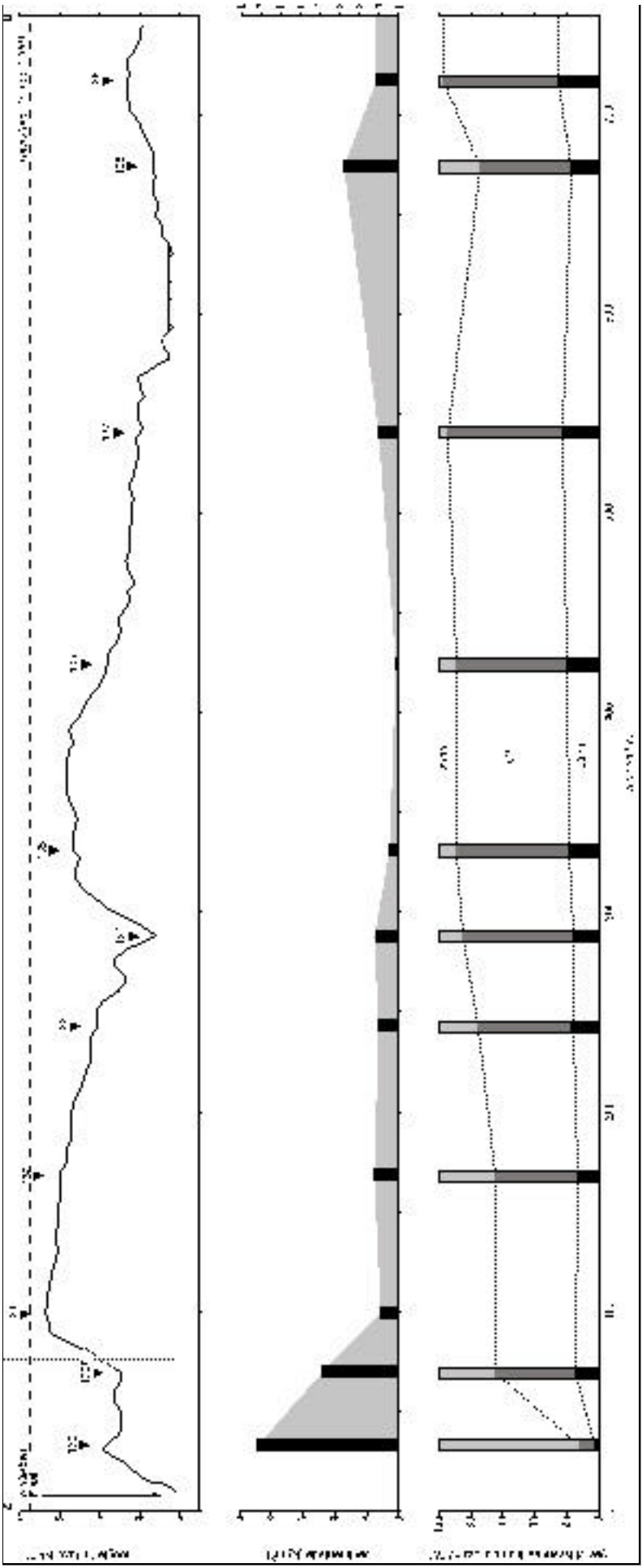


Figuur 4.7 (tegenoverliggende pagina) Topografisch profiel langs de raai Rijswaard I met de posities van slibmatten (genummerde zwarte driehoekjes) en boorkernen (verticale lijnen onder maaiveld) en daaronder: (1) sedimentatie gemeten met slibmatten, (2) aandeel klei, silt en zand van opgevangen sediment en (3) sedimentatiesnelheden afgeleid uit de Cs-profielen. Sedimentatie gemeten met slibmatten betreft alle sediment afgezet in het hoogwaterseizoen 2001, met uitzondering van sedimentatie op mat 117 die 19 februari is geïnstalleerd. Textuurgegevens betreffen het sediment afgezet tussen 20 februari en 10 mei 2001.

Het sedimentatiebeeld in de raai Rijswaard II (Fig. 4.9) is in grote lijnen vergelijkbaar met dat van Rijswaard I, alhoewel de hoeveelheden die tijdens het hoogwater van 2001 zijn afgezet lager zijn. De zandbank tegen de oever (slibmatten 130-130A) kenmerkt zich ook hier door de meeste sedimentatie: tot ca. 7 mm. Sedimentatie op de oeverwal (slibmatten 131-133) is met waarden rond 1 mm betrekkelijk gering. Verder van de rivier is de sedimentatie nog maar in de orde van enkele tienden van millimeters (slibmatten 135 en 136). Een belangrijk verschil met de raai Rijswaard I is de verhoogde sedimentatie (tot 3 mm) in het lage, ver van de rivier gelegen, deel van de uiterwaard in Rijswaard II (slibmatten 137-139). Ook in de greppel bij slibmat 134 lijkt sprake te zijn van licht verhoogde sedimentatie.

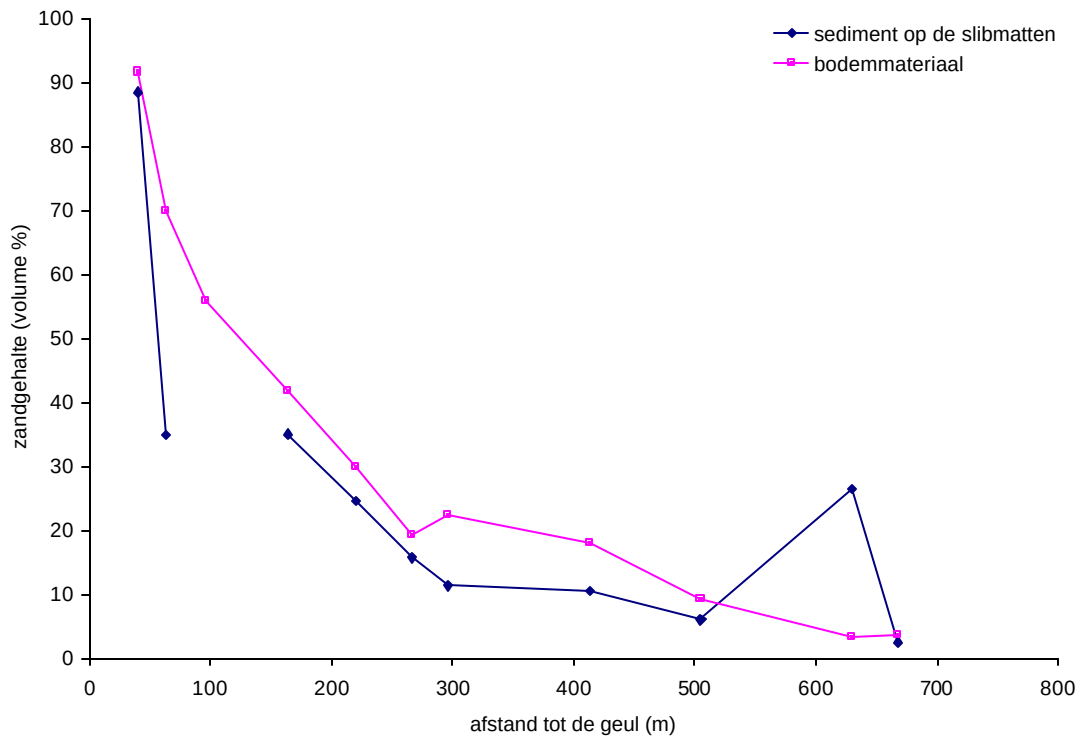


Figuur 4.8 Het zandgehalte van sediment op slibmatten (zie Fig. 4.7) in transect Rijswaard I vergeleken met het zandgehalte van het onderliggende bodemmateriaal (5-25 cm onder het maaiveld).



Figuur 4.9 (tegenoverliggende pagina) Topografisch profiel langs de raai Rijswaard II met de posities van slibmatten (genummerde zwarte driehoekjes) en daaronder: (1) sedimentatie gemeten met slibmatten en (2) aandeel klei, silt en zand van opgevangen sediment. Sedimentatie gemeten met slibmatten betreft alle sediment afgezet in het hoogwaterseizoen 2001. Textuurgegevens betreffen het sediment afgezet tussen 20 februari en 10 mei 2001, met uitzondering van gegevens voor mat 138 die het hele hoogwaterseizoen 2001 vertegenwoordigen.

De textuur van het afgezette materiaal wordt fijner met toenemende afstand tot de rivier (Fig. 4.9). Wel gaat de verhoogde sedimentatie rond slibmat 138 samen met een verhoogd zandgehalte van het sediment, wijzend op iets hogere stroomsnelheden tijdens afzetting. Ook op de zandbank langs de oever valt de sterkste sedimentatie samen met het hoogste zandgehalte (slibmat 130). Het zandgehalte van het onderliggende bodemmateriaal komt vrij sterk overeen met dat van het materiaal op de slibmatten (Fig. 4.10).



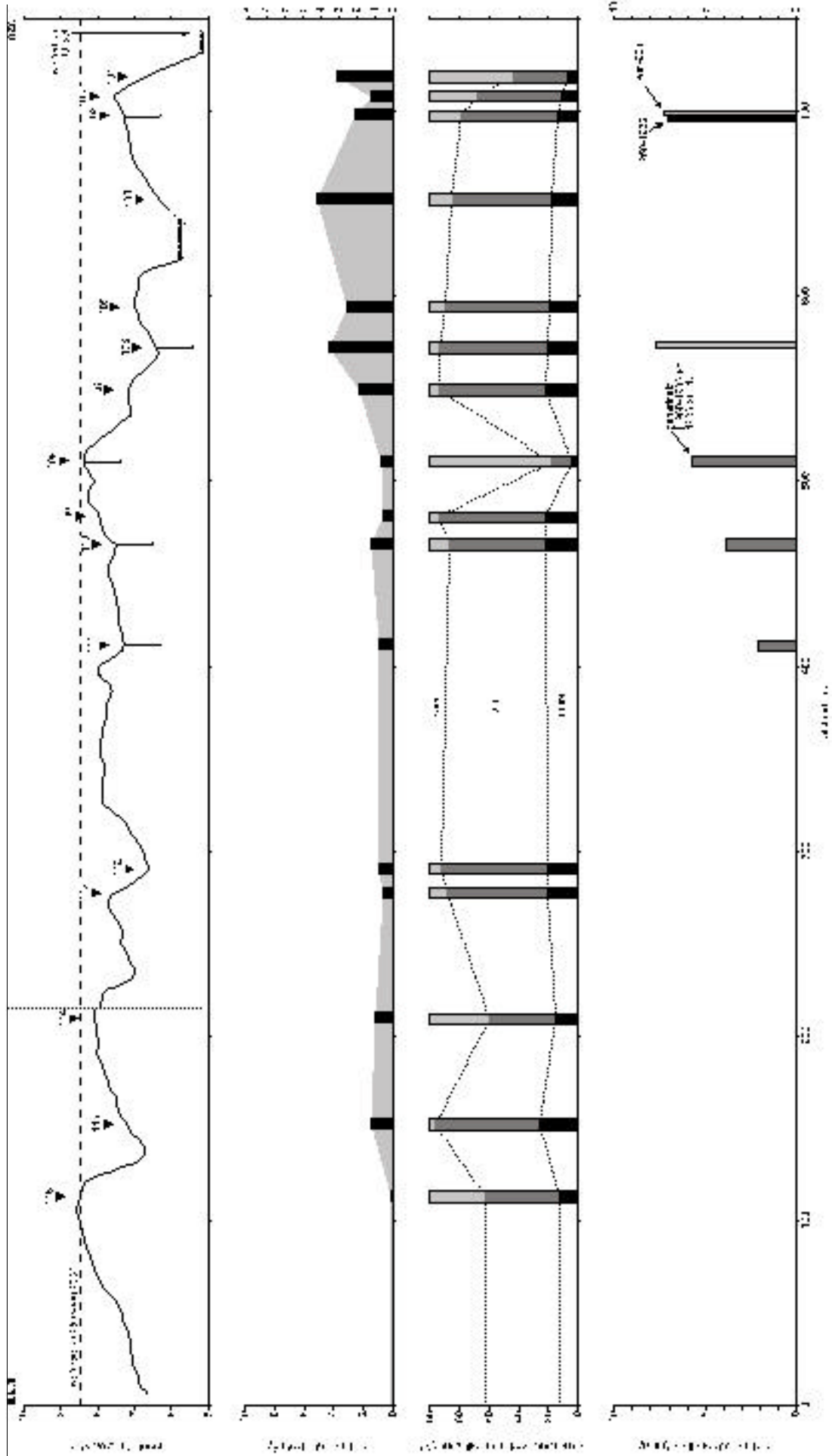
Figuur 4.10 Het zandgehalte van sediment op slibmatten (zie Fig. 4.9) in de raai Rijswaard II vergeleken met het zandgehalte van het onderliggende bodemmateriaal (5-25 cm onder het maaiveld).

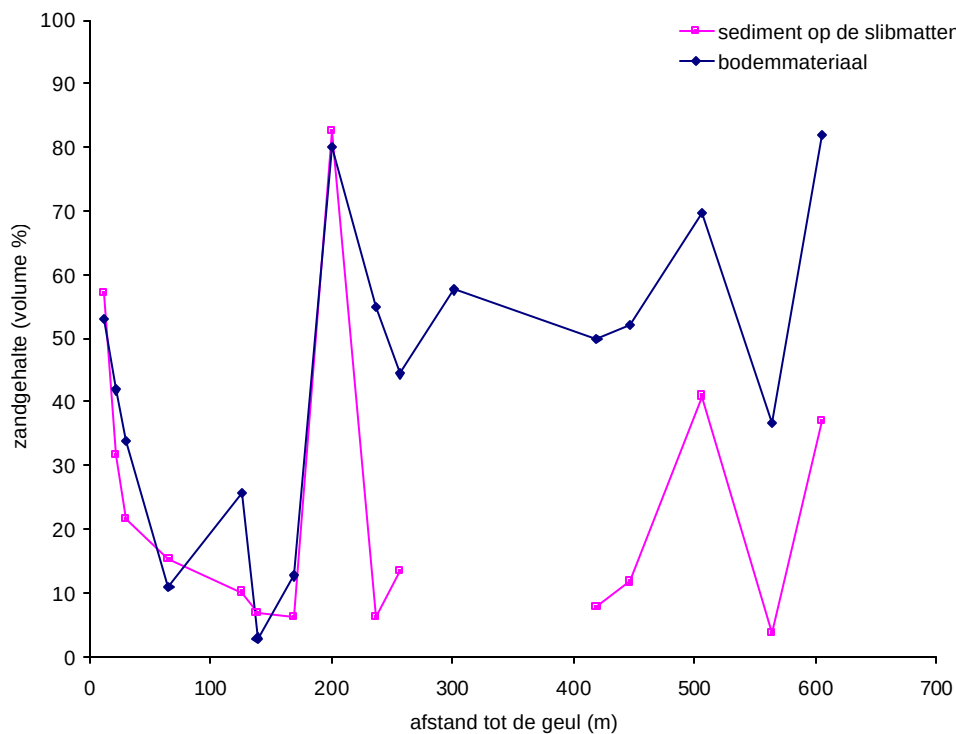
Cortenoever

De metingen met de slibmatten in de raai Cortenoever I laten zien dat de meeste sedimentatie tijdens het hoogwaterseizoen van 2001 plaatsvond in een ongeveer 200 m brede zone langs de IJssel (Fig. 4.11). Hier werd 2 tot 4 mm sediment afgezet. Op het verder van de IJssel gelegen deel van de uiterwaard werd slechts 0,5 tot 1,0 mm vers sediment gemeten. Naast dit globale sedimentatiepatroon is een tweede trend zichtbaar: depressies (bijvoorbeeld rond slibmatten 104, 106 en 115) hebben in het algemeen meer sediment ingevangen dan de naastgelegen hogere delen. De met de slibmatten gemeten sedimentdiktes bedragen ongeveer de helft van de corresponderende jaarlijkse gemiddelde sedimentatie bepaald op basis van de Cs-profielen (Fig. 4.11).

De korrelgrootte van het afgezette materiaal neemt in de zone net naast de IJssel sterk af met toenemende afstand tot de rivier (Fig. 4.11). In het overige deel van het profiel varieert met name het zandgehalte van het sediment sterk. Enkele hogere ruggen (rond slibmatten 108, 114 en 116) leverden monsters op met 40 tot 80 % zand. Omdat in het veld op deze locaties vele zandige molshopen werden waargenomen, is verondersteld dat een deel van het zandige materiaal bij hoogwater op de naburige slibmatten is gespoeld. Normaal gesproken neemt de gemiddelde korrelgrootte van uiterwaardafzettingen toe met de diepte, zodat de bioturbatie door mollen uiteindelijk resulteert in een aanrijking van het sediment aan de oppervlakte met zand. Dat dit proces voortdurend actief is, wordt gesuggereerd door de textuur van het bodemmateriaal. In Figuur 4.12 is te zien dat de lokale verhogingen in zandgehalte ook terug te vinden zijn in het bodemmateriaal. In de zone langs de IJssel is er sterke overeenkomst in de zandgehaltes van het materiaal van de slibmatten en de onderliggende bodem. Verder van de IJssel, in de zone waar weinig sediment werd afgezet, is het zandgehalte van de ondergrond aanmerkelijk hoger dan van het materiaal op de slibmatten.

Figuur 4.11 (tegenoverliggende pagina) Topografisch profiel langs de raai Cortenoever I met de posities van slibmatten (genummerde zwarte driehoekjes) en boorkernen (verticale lijnen onder maaiveld) en daaronder: (1) sedimentatie gemeten met slibmatten, (2) aandeel klei, silt en zand van opgevangen sediment en (3) sedimentatiesnelheden afgeleid uit de Cs-profielen. Sedimentatie gemeten met slibmatten betreft alle sediment afgezet in het hoogwaterseizoen 2001. Textuurgegevens betreffen het sediment afgezet tussen 19 februari en 30 mei 2001.

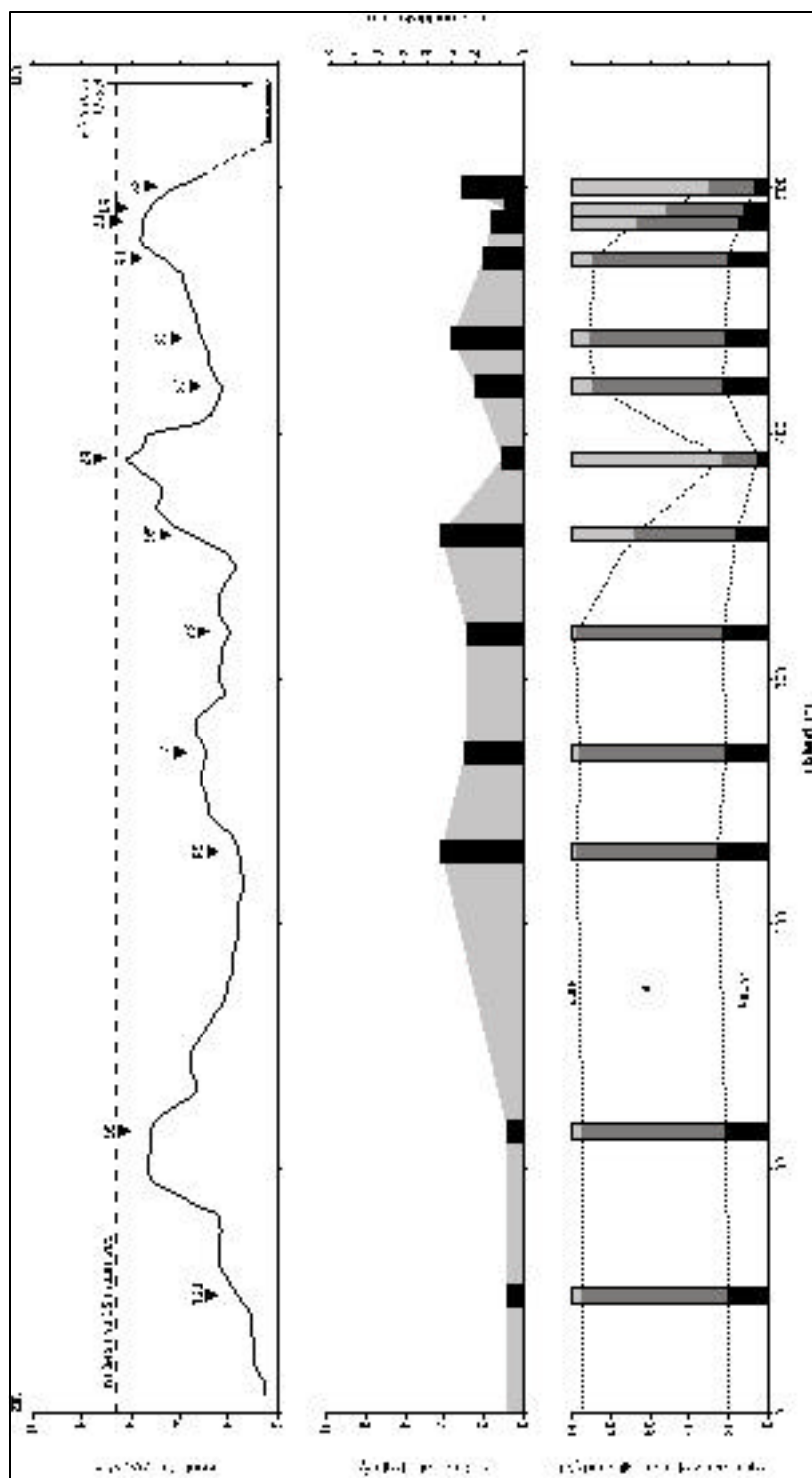


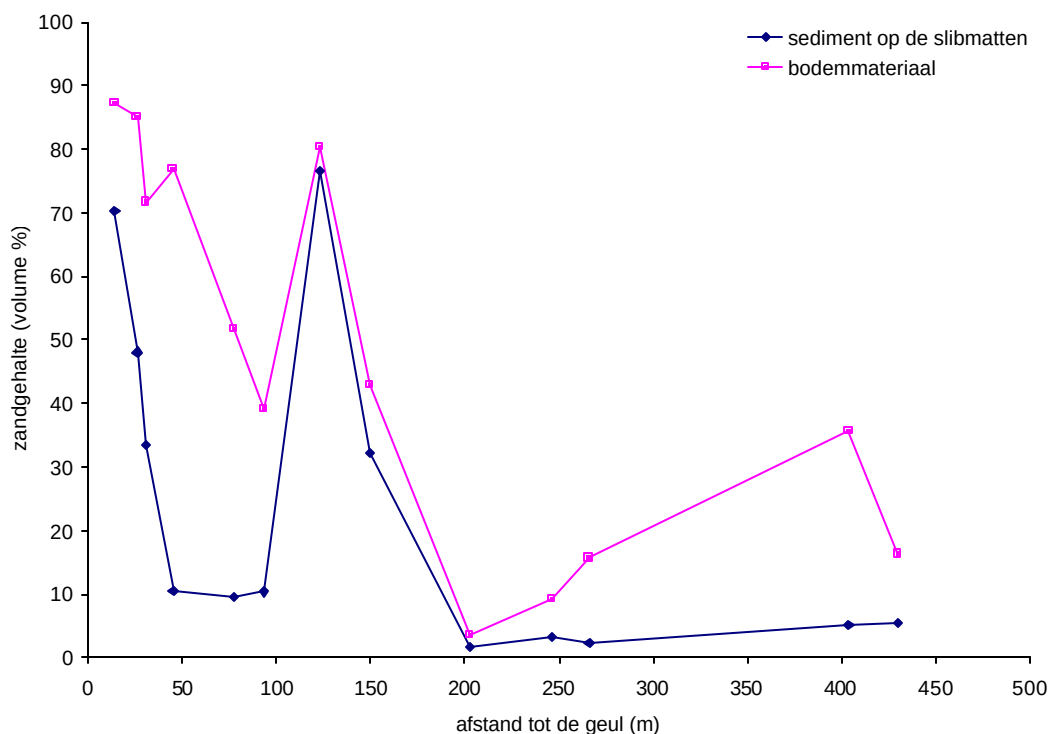


Figuur 4.12 Het zandgehalte van sediment op slibmatten (zie Fig. 4.11) in transect Cortenoever I vergeleken met het zandgehalte van het onderliggende bodemmateriaal (5-25 cm onder het maaiveld).

De resultaten uit de raai Cortenoever II komen sterk overeen met die uit raai Cortenoever I (Fig. 4.13). De zone met meer sedimentatie langs de IJssel is hier wat breder: ongeveer 300 m. Op enige afstand van de IJssel (> 200 m) is het sediment wat fijner dan in de raai Cortenoever I, zowel het materiaal van de slibmatten als het bodemmateriaal (Fig. 4.14). In een groot deel van het profiel is op de slibmatten materiaal afgezet dat minder zand bevat dan het onderliggende bodemmateriaal.

Figuur 4.13 (tegenoverliggende pagina) Topografisch profiel langs de raai Cortenoever II met de posities van slibmatten (genummerde zwarte driehoekjes) en daaronder: (1) sedimentatie gemeten met slibmatten en (2) aandeel klei, silt en zand van opgevangen sediment. Sedimentatie gemeten met slibmatten betreft alle sediment afgezet in het hoogwaterseizoen 2001. Textuurgegevens betreffen het sediment afgezet tussen 19 februari en 25 mei 2001, met uitzondering van gegevens voor slibmatten 93, 96, 98 en 100 die het hele hoogwaterseizoen 2001 vertegenwoordigen.

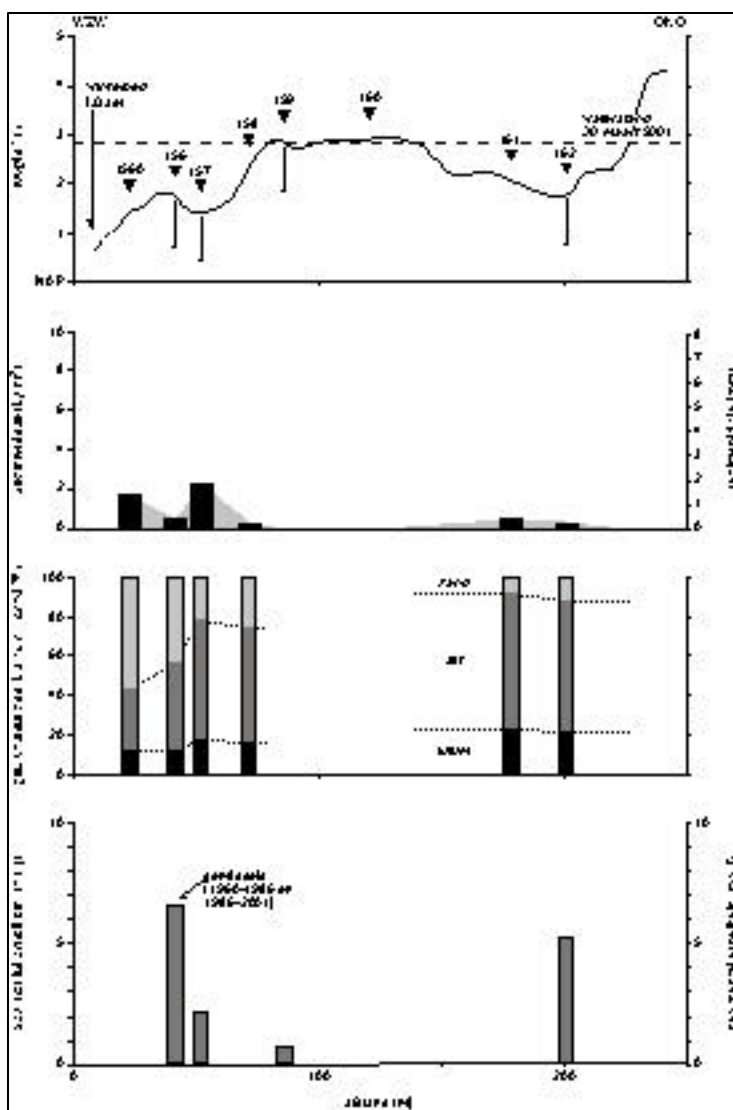




Figuur 4.14 Het zandgehalte van sediment op slibmatten (zie Fig. 4.13) in de raai Cortenoever II vergeleken met het zandgehalte van het onderliggende bodemmateriaal (5-25 cm onder het maaiveld).

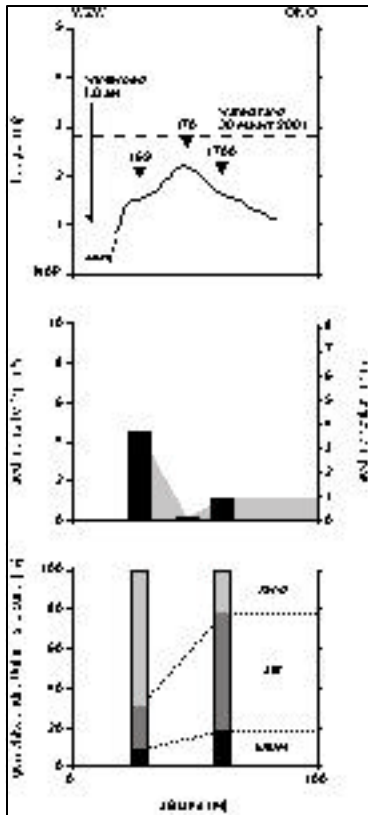
Vreugderijkerwaard

In de zes raaien in de Vreugderijkerwaard is er een duidelijke tweedeling voor wat betreft de sedimentatie. Op de jonge oeverwal langs de IJssel is een aanzienlijke sedimentdikte gemeten met de slibmatten. Op de hogere kronkelwaardrug daarachter was sedimentatie zeer gering en deels zelfs afwezig. Opvallend is dat op de jonge oeverwal in het algemeen meer sedimentatie op de flanken van de oeverwal heeft plaatsgevonden dan op de top (Figuren 4.15, 4.16 en 4.17). Alleen in de raai Vreugderijkerwaard IV was de sedimentatie op de top hoger dan op de oostelijke flank (Fig. 4.18). Overstromingsduur en -diepte lijken dus van grote invloed op de sedimentdikte op de oeverwal te zijn geweest, waarbij geringe hoogteverschillen tot grote verschillen in sedimentatie hebben geleid (gemeten bereik: 0,1-8,3 mm). De hoogste delen van de oostelijker gelegen kronkelwaardrug zijn niet overstroomd, terwijl de flanken twee meter onder water hebben gestaan. Verschillen in sedimentatie zijn ook hier terug te voeren op verschillen in overstromingsduur en -diepte. Absolute hoeveelheden zijn echter klein: 0 tot 0,1 mm op de hoogste delen en 0,5 tot 0,7 mm laag op de flank.

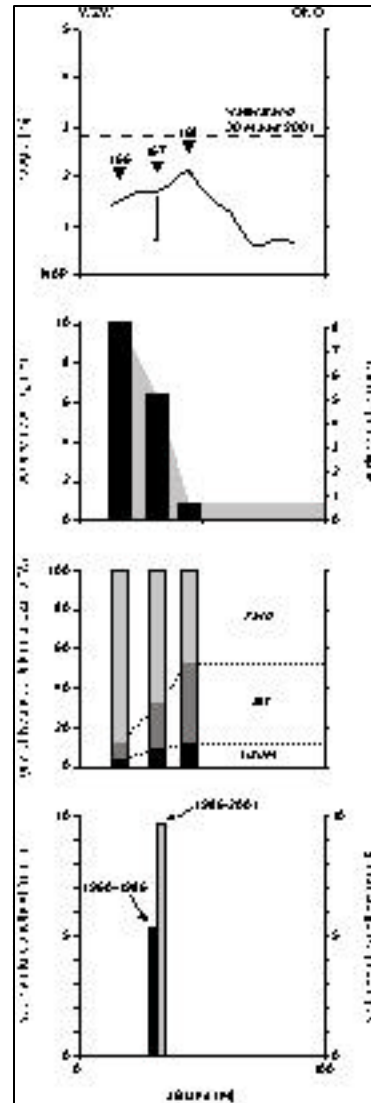


Figuur 4.15 Topografisch profiel langs de raai Vreugderijkerwaard I met de posities van slibmatten (genummerde zwarte driehoekjes) en boorkernen (verticale lijnen onder maaiveld) en daaronder: (1) sedimentatie gemeten met slibmatten, (2) aandeel klei, silt en zand van opgevangen sediment en (3) sedimentatiesnelheden afgeleid uit de Cs-profielen. Sedimentatie gemeten met slibmatten betreft alle sediment afgezet in het hoogwaterseizoen 2001. Textuurgegevens betreffen het sediment afgezet tussen 19 februari en 18 mei 2001.

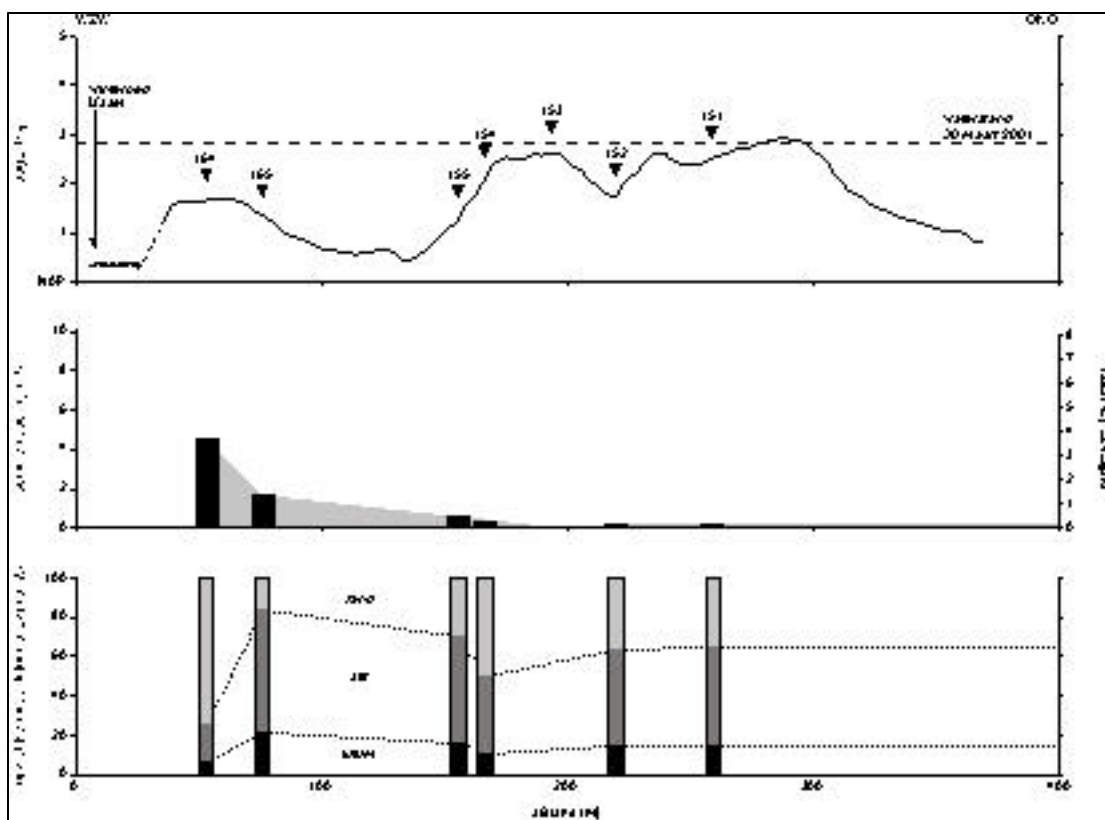
De jaarlijkse gemiddelde sedimentatiesnelheden van de oeverwal, bepaald op basis van de Cs-profielen, 6,6 mm/j (boorkern 156) en 7,0 mm/j sinds 1986 (boorkern 167), sluiten goed aan bij de hoogste metingen met de slibmatten. De Cs-analyse van boorkern 157 (Fig. 4.15) wijst op een lagere sedimentatiesnelheid, 2,1 mm/j, in de laagte achter de oeverwal, tegengesteld aan de trend in de slibmatmetingen die wijst op toenemende sedimentatie met afnemende hoogteligging.



Figuur 4.16 Topografisch profiel langs de raai Vreugderijkerwaard II met de posities van slibmatten (genummerde zwarte driehoekjes) en daaronder: (1) sedimentatie gemeten met slibmatten en (2) aandeel klei, silt en zand van opgevangen sediment. Sedimentatie gemeten met slibmatten betreft alle sediment afgezet in het hoogwaterseizoen 2001. Textuurgegevens betreffen het sediment afgezet tussen 19 februari en 18 mei 2001.

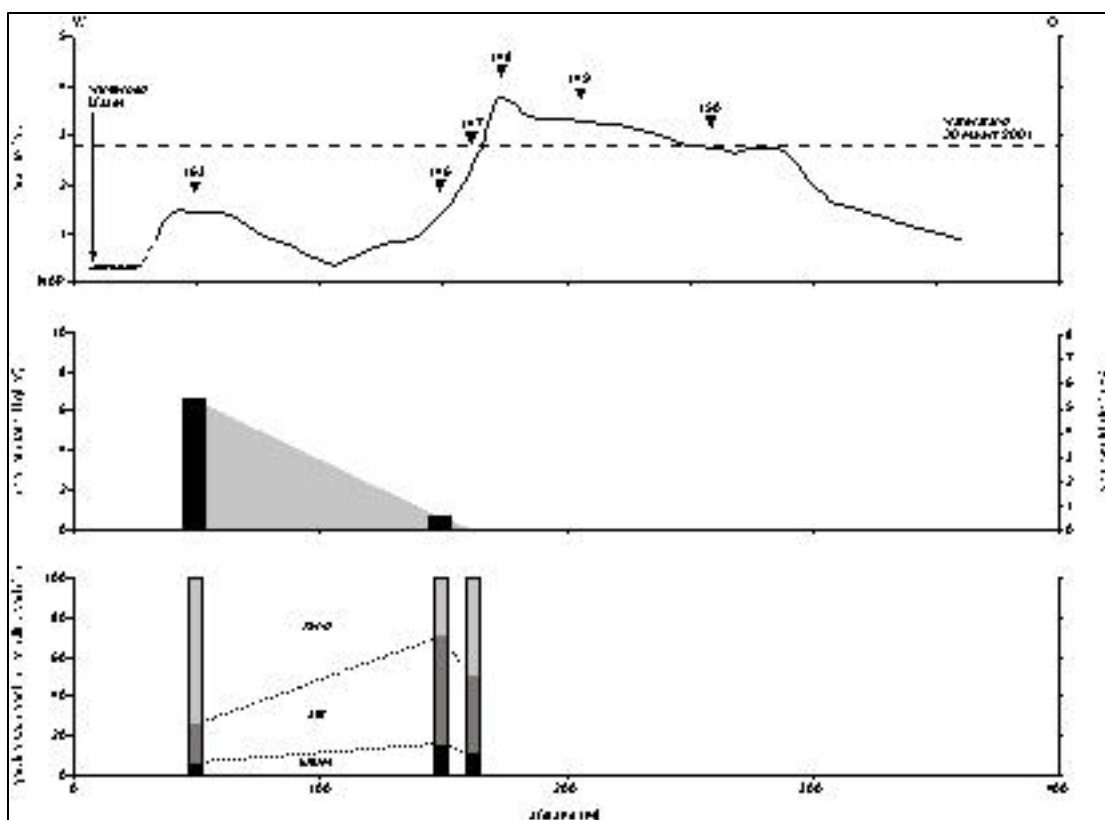


Figuur 4.17 Topografisch profiel langs de vraai Vreugderijkerwaard III met de posities van slibmatten (genummerde zwarte driehoekjes) en de boorkern (verticale lijn onder maaiveld) en daaronder: (1) sedimentatie gemeten met slibmatten, (2) aandeel klei, silt en zand van opgevangen sediment en (3) sedimentatiesnelheid afgeleid uit het Cs-profiel. Sedimentatie gemeten met slibmatten betreft alle sediment afgezet in het hoogwaterseizoen 2001. Textuurgegevens betreffen het sediment tussen 19 februari en 20 mei 2001.



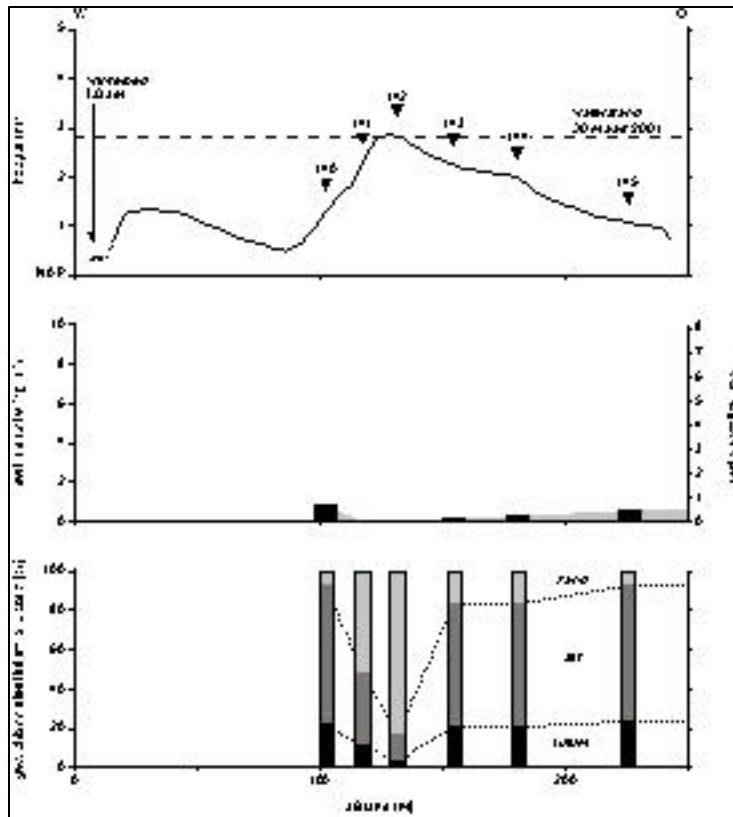
Figuur 4.18 Topografisch profiel langs de raai Vreugderijkerwaard IV met de posities van slibmatten (genummerde zwarte driehoekjes) en daaronder: (1) sedimentatie gemeten met slibmatten en (2) aandeel klei, silt en zand van opgevangen sediment. Sedimentatie gemeten met slibmatten betreft alle sediment afgezet in het hoogwaterseizoen 2001. Textuurgegevens betreffen het sediment afgezet tussen 19 februari en 20 mei 2001.

Zeer geringe sedimentatie op de hoge kronkelwaardrug wordt bevestigd door de Cs-analyse van kern 159, waarbij dient te worden opgemerkt dat de weergegeven 0,7 mm/j in Figuur 4.15 waarschijnlijk een ruime overschatting van de feitelijke sedimentatiesnelheid is (zie discussie in § 4.1). De gemiddelde sedimentatiesnelheid bepaald op basis van de Cs-analyse van boorkern 162 is opvallend hoog (5,2 mm/j) in vergelijking met de sedimentdikte gemeten met slibmat 162 (0,2 mm).



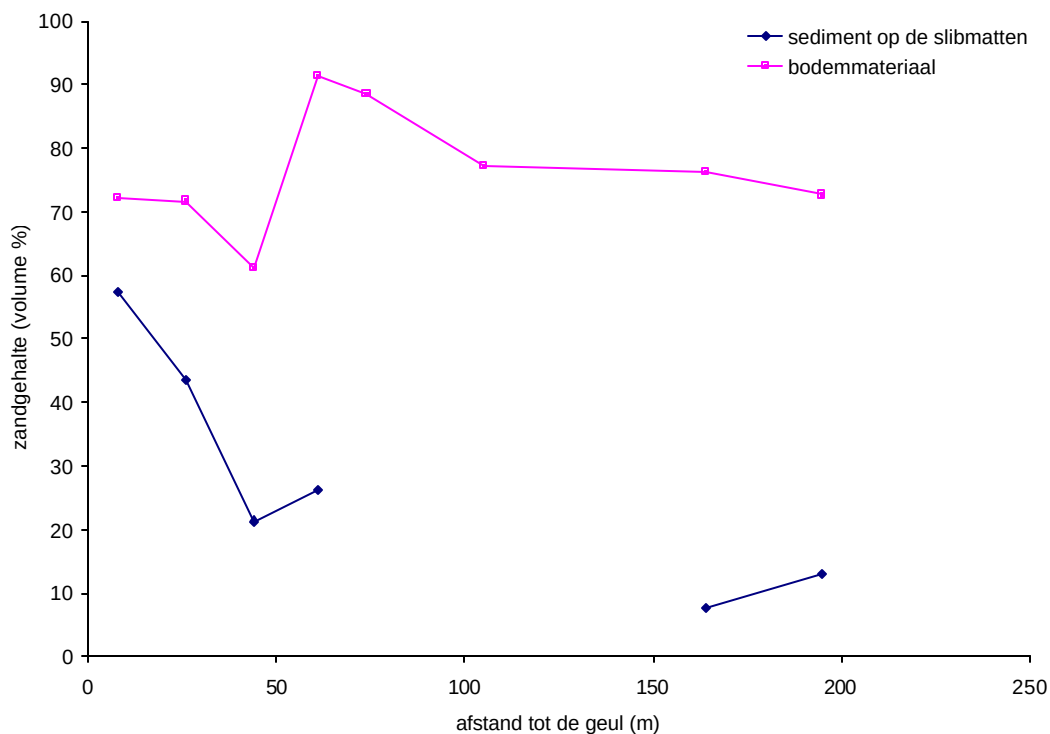
Figuur 4.19 Topografisch profiel langs transect Vreugderijkerwaard V met de posities van slibmatten (genummerde zwarte driehoekjes) en daaronder: (1) sedimentatie gemeten met slibmatten en (2) aandeel klei, silt en zand van opgevangen sediment. Sedimentatie gemeten met slibmatten betreft alle sediment afgezet in het hoogwaterseizoen 2001. Textuurgegevens betreffen het sediment afgezet tussen 19 februari en 18/20 mei 2001.

De korrelgrootteanalyses van het materiaal op de slibmatten (Figuren 4.15-4.20) laten twee trends zien: (1) op de oeverwal een verfijning van het materiaal met toenemende afstand tot de rivier en (2) op de hoge kronkelwaardrug een vergroving van het materiaal met toenemende hoogteligging. De eerste trend, die ook in de andere bestudeerde uiterwaarden al zichtbaar was, heeft te maken met de sterke gradiënt over de oeverwal van hoge stroomsnelheden in de geul naar lage stroomsnelheden in de uiterwaard. De tweede trend duidt waarschijnlijk op het met de hoogte toenemende effect van verspoeling van molshopen die veel zandig (eolisch) materiaal uit de ondergrond bevatten. Op de hoogste delen van de kronkelwaardrug zijn ook veel graafactiviteiten van konijnen waargenomen waardoor extra veel zand aan de oppervlakte beschikbaar is.

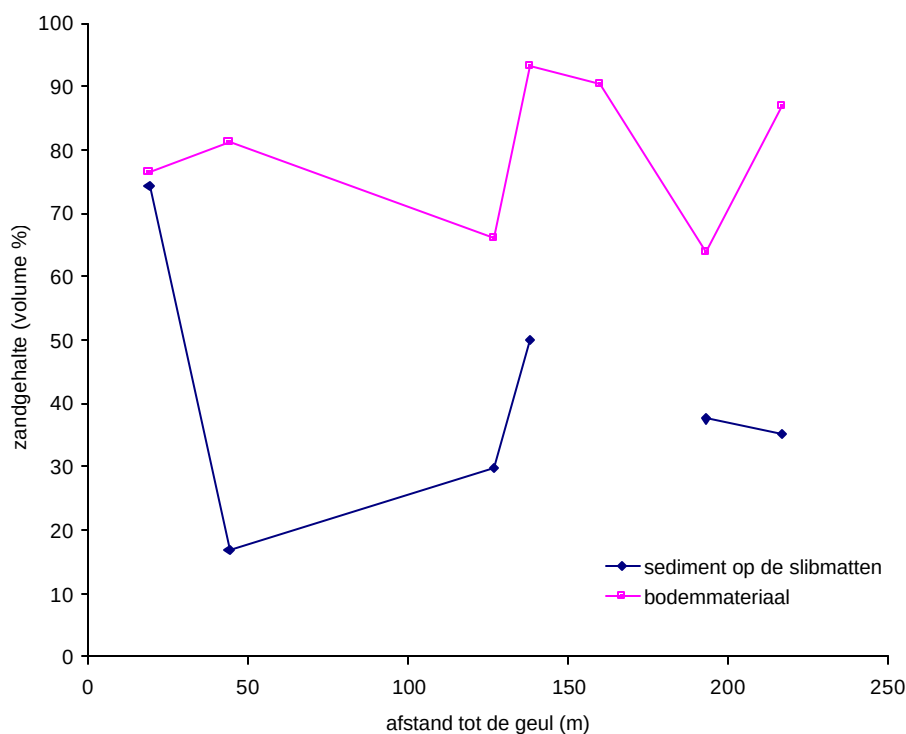


Figuur 4.20 Topografisch profiel langs de raai Vreugderijkerwaard VI met de posities van slibmatten (genummerde zwarte driehoekjes) en daaronder: (1) sedimentatie gemeten met slibmatten en (2) aandeel klei, silt en zand van opgevangen sediment. Sedimentatie gemeten met slibmatten betreft alle sediment afgezet in het hoogwaterseizoen 2001. Textuurgegevens betreffen het sediment afgezet tussen 19 februari en 18 mei 2001.

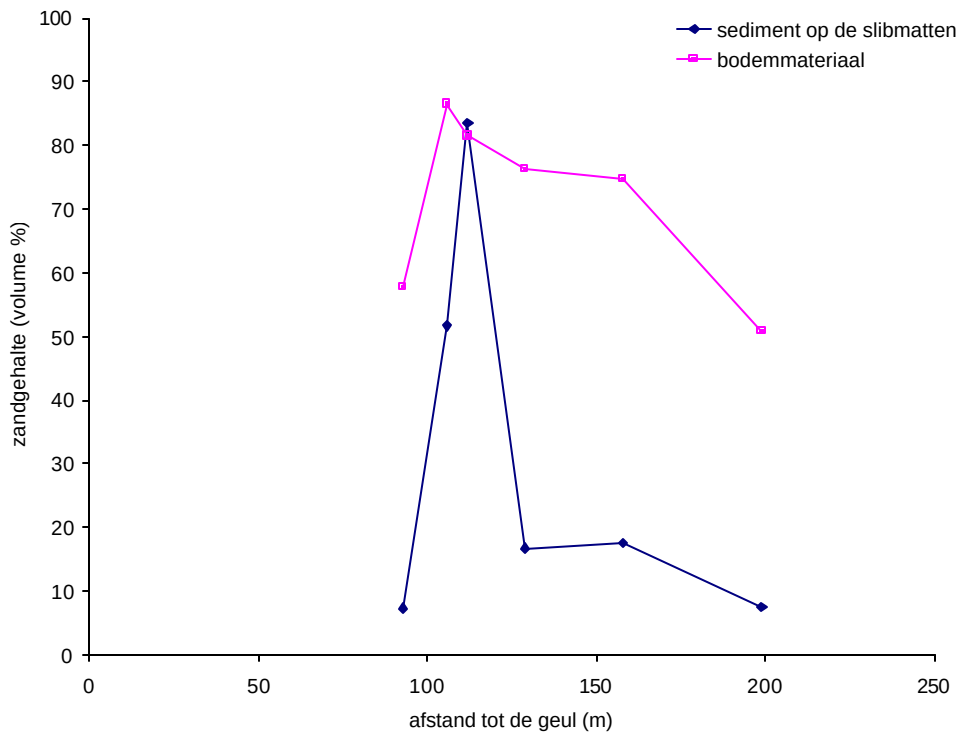
Voor de drie langere transecten in de Vreugderijkerwaard, die zowel de oeverwal als de hogere kronkelwaardrug omvatten, zijn de zandgehalten van het materiaal op de slibmatten en van de onderliggende bodem uitgezet tegen de afstand tot de geul (Figuren 4.21, 4.22 en 4.23). Het zandgehalte van het bodemmateriaal blijkt in bijna alle gevallen veel hoger te zijn dan dat van het materiaal op de slibmatten. Ondanks de absolute verschillen vertonen beide reeksen wel dezelfde trends. Ook in het bodemmateriaal is zandgehalte sterk gerelateerd aan hoogteligging, wat wijst op toename van bioturbatie met hoogteligging, waardoor zandig materiaal uit de ondergrond naar de oppervlakte komt.



Figuur 4.21 Het zandgehalte van sediment op slibmatten (zie Fig. 4.15) in de raai Vreugderijkerwaard I vergeleken met het zandgehalte van het onderliggende bodemmateriaal (5-25 cm onder het maaiveld).



Figuur 4.22 Het zandgehalte van sediment op slibmatten (zie Fig. 4.18) in de raai Vreugderijkerwaard IV vergeleken met het zandgehalte van het onderliggende bodemmateriaal (5-25 cm onder het maaiveld).



Figuur 4.23 Het zandgehalte van sediment op slibmatten (zie Fig. 4.20) in de raai Vreugderijkerwaard VI vergeleken met het zandgehalte van het onderliggende bodemmateriaal (5-25 cm onder het maaiveld).

4.3 Discussie en conclusies

Sedimentatiesnelheden: slibmatten versus Cs-profielen

Wanneer de sedimentdiktes afgezet in het overstromingsseizoen van 2001 worden vergeleken met de jaarlijkse gemiddelden, zoals bepaald met behulp van de Cs-analyses, valt op dat deze laatsten bijna overal hoger zijn. In Tabel 4.4 worden karakteristieke sedimentatiebereiken gegeven voor verschillende zones van de uiterwaard. Met uitzondering van de zandbank langs de oeverwal is in de overige zones de jaarlijks gemiddelde sedimentatie op decenniatijdschaal een factor 2 tot 5 groter dan de sedimentatie gemeten in 2001. Mogelijke oorzaken van dit verschil zijn: (1) het overstromingsseizoen van 2001 droeg relatief weinig bij aan het lange-termijnproces van sedimentatie, door relatief geringe overstromingsdiepte en/of -duur, (2) systematische fouten in de gebruikte methodes om sedimentatie te meten.

Gezien het feit dat het hoogste waterniveau van 2001 gemiddeld slechts eens in de 3 tot 4 jaar voorkomt, zou men verwachten dat de hoeveelheid afgezet sediment in 2001 dichtbij en/of boven het jaarlijks gemiddelde ligt. Tevens zou men verwachten dat het afgezette sediment dan overeenkomt met of iets grover is dan het bodemmateriaal in de uiterwaard, dat als mengmonster een serie recente hoogwaters vertegenwoordigt. Het zandgehalte van het in 2001 afgezette materiaal sluit in een

aantal profielen goed aan bij het onderliggende substraat (Figuren 4.8 en 4.10), terwijl in (delen van) andere profielen (Figuren 4.12, 4.14, 4.21-4.23) het zandgehalte van het substraat aanmerkelijk hoger ligt. Dit laatste is niet conform de verwachting. Bioturbatie, resulterend in menging van het kleiige uiterwaarddek met zandiger beddingafzettingen uit de diepte, zou het verschil tussen substraat en slibmatmonsters (deels) kunnen verklaren. Ook de beschikbaarheid van sediment van een bepaalde korrelgrootte kan een rol spelen. Asselman & Middelkoop (1998, fig. 9) lieten zien de gemiddelde korrelgrootte van het suspensief getransporteerde materiaal afneemt met de toenemende afvoer, door hogere concentraties fijn materiaal. De vraag is echter of die relatief grote fijne fractie tot afzetting kan komen bij de hoge stroomsnelheden in de uiterwaard tijdens grote hoogwaters.

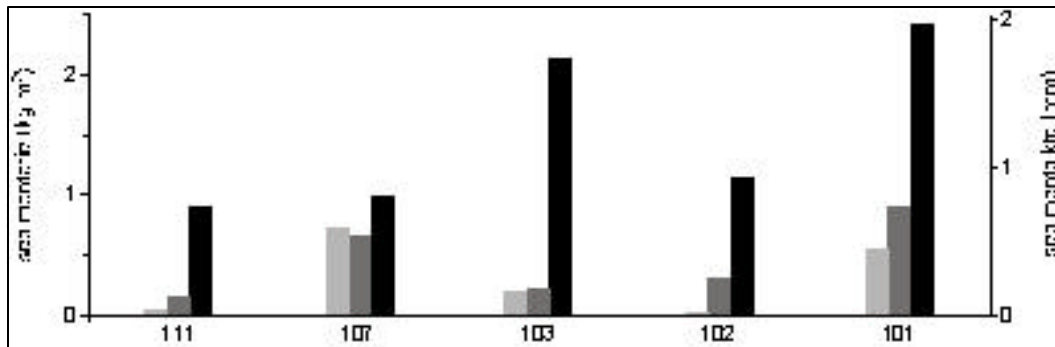
Tabel 4.4 Sedimentatie in verschillende zones van de uiterwaard.

Zone	Sedimentatie	
	Seizoen 2001 gemeten met slibmatten (mm)	Gemiddeld jaarlijks in periode 1960-2001 afgeleid uit ¹³⁷ Cs-profielen (mm/j)
Bank in geul	5-30	10-25
Oeverzone	1-5	5-10
Overige uiterwaardvlakte	0,5-1	2-5
Hogere rivierduinen	0-0,5	0-1

De gegevens in Tabel 4.4 suggereren dat de hoeveelheden in 2001 afgezet sediment lager zijn dan het jaarlijks gemiddelde. Dit kan alleen verklaard worden indien tijdens hoogwaters groter dan dat van 2001, onevenredig veel meer sediment is afgezet dan in 2001. Dat sedimentatie sterk toe kan nemen met toenemende omvang van een hoogwatergolf blijkt al uit metingen in het kader van dit onderzoek. Het hoogwaterseizoen van 2001 omvatte meerdere hoogwatergolven, waarbij de afvoer van de Rijn bij Lobith driemaal de grens van 5000 m³/s overschreed. Op een aantal plaatsen in de raai Cortenoever I is de sedimentatie ten gevolge van deze drie hoogwatergolven afzonderlijk gemeten. De resultaten zijn weergegeven in Figuur 4.24. Hieruit blijkt dat het overgrote deel van het sediment is afgezet tijdens passage van de laatste, grootste hoogwatergolf.

Aanzienlijk hogere waterniveaus dan in 2001 kwamen voor in december 1993 en januari 1995. Ter vergelijking: de piekafvoer in van de Rijn bij Lobith in maart 2001 was 8664 m³/s, tegenover 11040 en 11885 m³/s in december 1993 en januari 1995. In december 1993 is op diverse plaatsen langs de Waal met slibmatten de sedimentatie gemeten door Asselman & Middelkoop (1998). De gemiddeldes voor de diverse onderzochte uiterwaarden worden in Tabel 4.5 gegeven samen met de gemiddelde sedimentatie in de Rijswaard gemeten in deze studie. In beide studies werd sedimentatie gemeten in raaien van rivier tot dijk, echter wel op verschillende locaties langs de Waal. De metingen van sedimentatie tijdens de extreme gebeurtenis van december 1993 zijn een factor 1,1 tot 3,4 hoger dan de sedimentatiemeting uit deze studie. Deze verhoging lijkt veel te weinig om een verklaring te kunnen bieden

voor de verschillen in Tabel 4.4. Zeker gezien de zeldzaamheid van hoogwaters als dat van december 1993. Relatief hoge stroomsnelheden in de uiterwaard tijdens grote hoogwaters lijkt sedimentatie zodanig te beperken dat er geen lineair verband is tussen afvoer en sedimentatie (zie ook Asselman & Middelkoop, 1998).



Figuur 4.24 Sedimentatie op vijf slibmatten in de raai Cortenoever I, uitgesplitst naar drie afzettingsperioden binnen het hoogwaterseizoen van 2001. Lichtgrijze staven = sedimentatie in periode 19 december – 23 januari (piekafvoer bij Lobith 5008 m³/s), donkergrijze staven = sedimentatie in periode 23 januari – 19 februari (piekafvoer bij Lobith 5717 m³/s), zwarte staven = sedimentatie in periode 23 januari – 30 mei (piekafvoer bij Lobith 8664 m³/s),.

Tabel 4.5 Sedimentatie gemeten met slibmatten in diverse uiterwaarden langs de Waal.

Locatie en hoogwater	Sedimentatie (kg/m²)	Sedimentatie (mm) ^a
<i>december 1993^b</i>		
Klompenwaard	6,61	5,42
Bemmelsche Waard	3,86	3,16
Slijk-Ewijk	2,24	1,84
Willemspolder	2,58	2,11
Stiftsche Uiterwaard	3,57	2,93
Variksche Plaat	2,60	2,13
Brakelsche Benedenwaarden	6,03	4,94
<i>Januari-april 2001^c</i>		
Rijswaard	1,97	1,61

^a Bij een bodemdichtheid van 1220 kg/m³ (Asselman & Middelkoop, 1995).

^b Middelkoop en Asselman (1998).

^c Deze studie.

Indien de mogelijkheid van fouten in de sedimentatiemetingen geëvalueerd wordt, ligt een overschatting van de sedimentatie door de Cs-methode meer voor de hand dan een onderschatting door de slibmatmethode. Met sedimentatiemetingen met behulp van slibmatten is inmiddels in diverse studies in uiterwaarden ervaring opgedaan, waarbij de reproduceerbaarheid van de resultaten en de representativiteit van de metingen voldoende zijn aangetoond (Asselman & Middelkoop, 1995, 1998;

Middelkoop & Asselman, 1998). De Cs-methode, hoewel in binnen- en buitenland in diverse afzettingmilieus toegepast (Ten Brinke, 1993; Van Duin *et al.*, 1997; Rigollet & de Meijer, 2002; Van den Berg & Van Wijngaarden, 2000), is experimenteler wanneer het gaat om schatting van uiterwaardsedimentatie. Twee belangrijke aannames liggen ten grondslag aan de methodiek: (1) er zijn geen erosiefasen geweest in de beschouwde periode, en (2) de gemeten ^{137}Cs heeft zich sinds de opname in het bodemprofiel niet verticaal verplaatst. In ons geval van een uiterwaard met volledige bodembedekking met gras is erosie, indien voorkomend, slechts zeer lokaal en geen groot probleem, zeker wanneer langere transecten met meerdere kernen worden beschouwd. Omtrent de tweede aanname echter, zijn er grotere onzekerheden.

Een zekere verticale verspreiding van ^{137}Cs in het bodemprofiel hoeft voor het schatten van sedimentatiesnelheden geen probleem te zijn mits het niveau van maximum activiteit maar geen verplaatsing ondergaat. Het is dit niveau dat verondersteld wordt het tijdstip 1986 dan wel 1960 te vertegenwoordigen. Monitoringstudies van het gedrag van na het Chernobyl-ongeluk neergeslagen ^{137}Cs in de bodem tonen verticale bewegingen aan, waarbij het cesium dat zich aanvankelijk volledig aan de oppervlakte concentreerde zich herverdeelt over een verticaal bereik van enkele decimeters in de bodem (Hillmann *et al.*, 1996). Binnen dit bereik kan de verdeling van ^{137}Cs -activiteit met de diepte benaderd worden met een Lorentz-functie. In studies van bodems onder ongestoord grasland in Beieren bevond de piek van de Lorentz-verdeling zich 7 jaar na het Chernobyl-ongeluk ca. 2 cm onder het maaiveld (Bunzl *et al.*, 1995; Hillmann *et al.* 1996). Door toenemende binding van ^{137}Cs -deeltjes aan kleimineralen, neemt de migratie sterk af met de tijd. Hoewel de neerwaartse beweging van ^{137}Cs dus tot een overschatting van sedimentatiesnelheden kan leiden, is dit effect zeer klein wanneer, zoals in de studies in Beieren, de verplaatsing van de zone van maximumactiviteit beperkt blijft tot enkele centimeters. Het Cs-profiel van kern 159 (Fig. 4.6d), wijst erop dat neerwaartse migratie van ^{137}Cs in de uiterwaardprofielen waarschijnlijk kleiner is dan 2 cm (zie § 4.1).

Voorlopig blijft de discrepantie tussen de metingen met de slibmatten en de uit Cs-profielen afgeleide metingen van sedimentatiesnelheden, moeilijk te verklaren. Meer inzicht in de bijdragen van individuele hoogwaters van verschillende omvang aan de sedimentatie op langere termijn is gewenst. Ook een verdere validatie van de Cs-methode op bodemprofielen waarvan een gedetailleerde chronostratigrafie bekend is, is aan te bevelen.

Sedimentatiemechanismen op de riviervlakte

Asselman & Middelkoop (1995) hebben laten zien dat twee sedimentatiemechanismen een rol spelen in uiterwaardsedimentatie. Enerzijds is bij hoogwater de dikte van de waterkolom en de duur van overstroming van belang voor de hoeveelheid sedimentatie. De laagste delen van de uiterwaard, vaak ver van het zomerbed dicht bij de dijk, staan langdurig onder water waarbij in een rustig milieu

met lage stroomsnelheden het overgrote deel van het fijne suspensiemateriaal kan bezinken. De aanvoer van sediment op dergelijke plaatsen berust op het proces van convectie (verplaatsing van de deeltjes door stroming van het medium). Anderzijds is er bij hoogwater sprake van diffusie (verplaatsing van deeltjes door concentratieverschillen binnen het medium) van relatief grof, zandig suspensiemateriaal vanuit de geul naar de uiterwaard, dat buiten de geul over relatief korte afstand tot afzetting komt door de sterk afnemende stroomsnelheden. Zowel de metingen met de slibmatten als de schattingen op basis van de Cs-profielen laten zien dat het diffusiemechanisme belangrijk is in de bestudeerde uiterwaarden gezien de sterke afname van de sedimentatie met toenemende afstand tot de geul, gekoppeld aan sterke afname van het zandgehalte. Overigens kan dit patroon ook deels door convectie tot stand komen indien er ter plaatse en stroomopwaarts van de bestudeerde raai water vanuit de geul de uiterwaard instroomt. Convectieprocessen hebben er tevens voor gezorgd dat slibmatten in depressies meer sediment hebben ingevangen dan slibmatten op naastgelegen ruggen (zie bijvoorbeeld slibmatten 104, 106 en 115 in Fig. 4.11). Deze tweede trend is ondergeschikt aan de hierboven beschreven trend van afname van sedimentatie met toenemende afstand tot de geul: depressies dichtbij de geul vangen veel meer sediment in dan depressies ver van de geul (Fig. 4.11). Verhoogde sedimentatie rond slibmat 138 (Fig. 4.8) gaat gepaard met verhoogd zandgehalte van het sediment, wijzend op aanwezigheid van een stroombaan in de strang waarin deze mat lag. Een derde trend is de stroomafwaartse afname en verfijning van het afgezette sediment. In de Rijswaard zowel als op de Cortenoever is in het stroomopwaartse transect gemiddeld meer en grover sediment afgezet dan in het stroomafwaartse transect. Ook dit wijst op convectie van sediment over de uiterwaard, waarbij stroomafwaarts een zekere uitputting van de grovere sedimentfracties optreedt.

Ook de Cs-profielen wijzen op een afname van de sedimentatie met toenemende afstand tot de rivier, alhoewel uitzonderingen bestaan (kern 124, Fig. 4.7; kern 162, Fig. 4.15) die aangeven dat mogelijk ook de uiterwaardtopografie een belangrijke factor in het sedimentatieproces is. Het aantal Cs-profielen per transect is echter te laag om een goede patroonanalyse mogelijk te maken. Bovendien zijn geen Cs-profielen van de laagste delen van de Rijswaard en de Cortenoever beschikbaar.

Op langere termijn kan uiterwaardsedimentatie beschouwd worden als het resultaat van een complexe balans tussen de diffusiegecontroleerde component van de sedimentatie (afnemende sedimentatie met toenemende afstand tot de geul) en de convectiegecontroleerde component (afnemende sedimentatie met toenemende hoogteligging). Uit het feit dat de meeste alluviale rivieren oeverwallen vormen kan worden afgeleid dat in de oeverzone de diffusiegecontroleerde sedimentatiecomponent kennelijk netto het meeste effect heeft. Tegelijkertijd is in distale delen van de overstromingsvlakte het langzaam dichtslibben van restgeulen en strangen en het morfologisch vervagen van oude oeverwallen een teken dat hier de convectiegecontroleerde sedimentatiecomponent het meeste zoden aan de dijk zet. In natuurlijke riviersystemen leiden deze sedimentatiepatronen tot een steeds groter hoogteverschil tussen oeverwallen en naastgelegen komgebieden. Er zijn twee mechanismen die ervoor zorgen dat dit hoogteverschil uiteindelijk beperkt blijft. Ten

eerste neemt de sedimentatiesnelheid op oeverwallen af in de tijd (zie bijvoorbeeld Makaske, 2002, p. 1063), waarschijnlijk door afnemende overstromingsfrequentie. Ten tweede worden oeverwallen naarmate ze hoger worden steeds gevoeliger voor crevassevorming (oeverwaldoorbraakgeulen) door steeds grotere gradiënten naar het komgebied (Makaske, 2001). Via de crevasses kan sedimentrijk water uit de geul ver in de komgebieden doordringen en neemt de convectiegecontroleerde sedimentatie daar sterk toe, waardoor het niveauverschil tussen oeverwal en kom teruggebracht wordt. In sommige gevallen ontwikkelt een crevasse zich tot een nieuwe hoofdgeul van het riviersysteem waarbij de oude hoofdgeul, stroomafwaarts van de initiële crevasse, verlaten wordt. Voor de sedimentatie komt dit in feite neer op een verplaatsing van de zone van snelle diffusiegecontroleerde oeverwalsedimentatie naar een nieuw deel van de riviervlakte. In het huidige Nederlands rivierengebied, echter, krijgt een dergelijke ontwikkeling geen kans.

Conclusies van het sedimentatie-onderzoek

In deze studie zijn twee methoden toegepast om de recente sedimentatie in drie uiterwaarden langs Waal en IJssel te beschrijven: (1) metingen van sedimentatie tijdens het hoogwaterseizoen van 2001 met slibmatten, (2) schattingen van de sedimentatie vanuit radiocesiumprofielen van gestoken boorkernen. Deze laatste methode was nog niet eerder in de uiterwaarden langs Waal en IJssel toegepast en maakt in principe schatting van de gemiddelde jaarlijkse sedimentatiesnelheid sinds 1960 mogelijk. De conclusies die uit deze studie kunnen worden getrokken betreffen enerzijds methodologische aspecten van met name de radiocesiummethode en anderzijds ruimtelijke en temporele trends in sedimentatie vastgesteld uit gecombineerd gebruik van de twee methoden.

1. De radiocesiummethode lijkt bruikbaar om sedimentatiesnelheden in uiterwaarden te kunnen schatten. De methode berust op interpretatie van variaties in radiocesiumactiviteit met de diepte in een boorkern: een Cs-profiel. Een aantal Cs-profielen uit deze studie levert duidelijk twee signalen op die te correleren zijn met de tijdstippen 1960 en 1986. In andere profielen lijken beide signalen wel aanwezig, maar zijn ze niet van elkaar te onderscheiden. Boorkernen van dicht bij elkaar gelegen locaties leverden veelal vergelijkbare Cs-profielen op. Verticale verplaatsing van radiocesium in het bodemprofiel lijkt minimaal te zijn geweest.
2. De sedimentatie bepaald uit de Cs-profielen en de sedimentatie gemeten met de slibmatten vertonen vergelijkbare ruimtelijke trends, maar verschillen aanzienlijk van elkaar in absolute hoeveelheid. De Cs-profielen wijzen op een jaarlijkse sedimentatie die een factor 2 tot 5 hoger is dan die gemeten met de slibmatten in 2001 (Tabel 4.4). De oorzaak van deze discrepantie is nog niet opgehelderd. De waargenomen verschillen lijken niet zonder meer te wijten te zijn aan de beperkte representativiteit van het hoogwaterseizoen van 2001 of neerwaartse beweging van radiocesium in het bodemprofiel.

3. De belangrijkste ruimtelijke trends in sedimentatie in deze studie zijn een sterke afname van de sedimentatie en een sterke afname van het zandgehalte van het sediment met toenemende afstand tot de geul. Deze trends worden in sterke mate gecontroleerd door het proces van diffusie van gesuspendeerd sediment vanuit de geul naar de uiterwaard.
4. Een ondergeschikte ruimtelijke trend in sedimentatie in deze studie is die van afnemende sedimentatie met toenemende hoogteligging. Daarnaast is er sprake van een stroomafwaartse afname en verfijning van het afgezette sediment. Deze trends worden sterke mate gecontroleerd door het proces van convectie van gesuspendeerd sediment vanuit de geul naar de uiterwaard.

5 Vegetatie

5.1 Inleiding

Graslanden in het reliëf- en gradiëntrijke uiterwaardenlandschap komen veelal in een duidelijke zonering voor, afhankelijk van factoren als hoogteligging, textuur van de bodem en overstromingsdynamiek. Ook in de door ons onderzochte gebieden bleek van een dergelijke zonering sprake te zijn. In de hier volgende paragrafen zullen eerst de aangetroffen typen en hun kenmerkende soorten kort besproken worden (§ 5.2). Vervolgens wordt ingegaan op de abiotische factoren die aan de onderscheiden typen ten grondslag liggen (§ 5.3) en zal aan de hand van hun positie in de beschreven dwarsprofielen getracht worden iets te zeggen over de vegetatiedynamiek (verstoring en successie) van de graslanden in de uiterwaarden (§ 5.4).

5.2 Graslandtypen

Op grond van ca. 60 vegetatieopnamen verdeeld over de drie onderzoeksgebieden kunnen vijf graslandtypen onderscheiden worden. In elk onderzoeksgebied komen alle vijf de typen voor. De onderscheiden typen worden kunnen goed gerelateerd worden aan landelijke typologieën (Schaminée *et al.*, 1996; Schipper, 2002). Het onderscheid tussen de verschillende typen is gebaseerd op de totale soortensamenstelling (zie § 3.5) maar de naamgeving gaat uit van de meest kenmerkende grassoort. Deze hoeft niet in alle gevallen dominant voor te komen maar is wel vrijwel steeds met een hoge bedekking aanwezig. De soortensamenstelling wordt weergegeven in een synoptische tabel (Tabel 4.1).

Type 1: Zachte haver-type ('stroomdalgraslanden')

Dit graslandtype is relatief soortenrijk en daarbij rijk aan (landelijk gezien) zeldzame soorten. Kenmerkend is de combinatie van meer algemene soorten van drogere graslanden (zoals Zandhoornbloem, Gewoon biggekruid en Gewoon struisgras) en een aantal typische soorten van 'stroomdalgraslanden'. Dit zijn soorten van droge, zonnige en min of meer kalkrijke standplaatsen. Zij zijn in ons land grotendeels beperkt tot het rivierengebied (bijvoorbeeld Veldsalie en Sikkelklaver) of zijn buiten het rivierengebied alleen nog in de kalkrijke duinen en/of in het Zuid-Limburgse mergelland te vinden (bijvoorbeeld Zachte haver, Echte kruisdistel en Walstrobremraap). Soorten die in meer of mindere mate als stroomdalsoort beschouwd kunnen worden zijn in Tabel 4.1 gemarkeerd (vgl. Van Soest, 1929; Sloff & Van Soest, 1938).

Het door ons onderscheiden Zachte haver-type komt grotendeels overeen met de Associatie van Sikkelklaver en Zachte haver (*Medicagini-Avenetum pubescentis*). De plaatsing van deze associatie binnen hogere eenheden is onderwerp van discussie. In

de Vegetatie van Nederland (Schaminée *et al.*, 1996) wordt zij binnen de klasse der Droge graslanden (*Koelerio-Corynephoretea*) geplaatst, in de SBB-catalogus (Schipper, 2002) binnen de klasse der Kalkgraslanden (*Festuco-Brometea*). De status van de kalkrijke stroomdalgraslanden als eigen associatie is echter onomstreden en diverse auteurs benadrukken dat het hier één van de meest kenmerkende vegetatietypen van het riviereengebied betreft.

Het is opvallend dat binnen de stroomdalgraslanden ook verschillende soorten optreden van de hierna te bespreken graslanden van het Glanshaver-type, bijvoorbeeld de grassen Goudhaver en Frans raaigras. Dit is niet alleen in ons materiaal het geval. Het is ook een landelijke trend, die niet zozeer door typologische of geografische overgangen wordt veroorzaakt maar vooral door temporele overgangen. Kennelijk zijn er grootschalige processen gaande die het specifieke karakter van *Medicagini-Avenetum pubescentis* geleidelijk ondergraven. Hierop zal in § 6.1 nader worden ingegaan.

Type 2: Glanshaver-type

Dit graslandtype is minder soortenrijk dan de echte stroomdalgraslanden, maar is danzij uitbundig bloeiende soorten als Fluitekruid, Gewone bereklauw, Groot streepzaad en Gele morgenster vaak wel erg bloemrijk. Soorten van stroomdalgraslanden komen (vrijwel) niet voor. De naam Glanshaver is een in de vegetatiekunde gebruikelijk synoniem van Frans raaigras (*Arrhenatherum elatius*). Het door ons beschreven type komt goed overeen met de in landelijke indelingen onderscheiden Glanshaver-associatie (*Arrhenatheretum elatioris*), die op diverse typen matig voedselrijke en vochtige bodem in ons land voorkomt.

Zoals binnen het stroomdalgrasland steeds een aantal elementen van de Glanshavergraslanden blijken op te duiken, zo vinden wij in het laatst genoemde graslandtype af en toe (nog) enige soorten uit de graslanden van het Zachte haver-type. In ons materiaal blijkt een heel kenmerkende stroomdal-soort als de Veldsalie gespreid over beide graslandtypen voor te komen. Ook hier zijn temporele overgangen waarschijnlijk de belangrijkste verklaring en kan worden verwezen naar § 6.1.

Type 3: Grote vossestaart-type

De door Grote vossestaart gedomineerde zone op de overgang van Glanshavergraslanden (hoog) en 'overstromingsgraslanden' van type 4 (laag) werd voor het eerst in ons land beschreven door Drok (1992). Landelijk gezien missen deze graslanden echt kenmerkende eigen soorten, hetgeen voor Schipper (2002) reden is dit vegetatietype als 'rompgemeenschap' binnen het Glanshaver-verbond (*Arrhenatherion elatioris*) te classificeren. In de Vegetatie van Nederland worden de Grote vossestaartgraslanden van het riviereengebied echter wel op associatie-niveau (zelfs binnen een eigen verbond!) onderscheiden (*Fritillario-Alopecuretum pratensis*). In onze

studiegebieden is de zone met Grote vossestaart in het veld niet duidelijk af te grenzen en de opnamen die duidelijk tot dit type behoren zijn relatief soortenarm. Opvallend is wel dat in ons materiaal een drietal minder algemene soorten van het rivierengebied hier hun optimum hebben: Veldgerst, Echte karwij en Karwij-varkenskervel. Laatstgenoemde soort wordt door Zuidhoff *et al.* (1996) als kensoort van de Glanshaver-associatie beschouwt, hetgeen de wankel basis van de Grote vossestaart-graslanden als eigen eenheid nog eens onderstreept!

Type 4: Fioringras-type ('overstromingslanden'); typische vorm

Kenmerkend voor dit graslandtype is de combinatie van moerasplanten, verstoringsindicatoren en soorten die door middel van boven- of ondergrondse uitlopers snel braak liggende grond kunnen koloniseren (of heroveren!). Voorbeelden van deze laatste categorie zijn Fioringras, Vijfvingerkruid en Kweekgras. Onder de verstoringsindicatoren vinden we niet alleen soorten die gebonden zijn aan hoge trofieniveaus, zoals Krulzuring en Ridderzuring, maar ook een aantal soorten die buiten de uiterwaarden vooral voorkomen in tred-milieus met oppervlakkige bodemverdichting: Grote weegbree, Zilver schoon, Varkensgras en Straatgras. De ecologische parallel schuilt waarschijnlijk in het vermogen om althans een deel van het groeiseizoen met weinig zuurstof in het wortelmilieu toe te kunnen. Deze graslanden bestaan vooral uit landelijk algemene soorten die voor het overgrote deel niet kenmerkend voor het rivierengebied zijn.

In de landelijke typologieën zijn deze graslanden eenduidig te plaatsen binnen de 'overstromingsgraslanden' van het Zilver schoon-verbond (*Lolio-Potentillion*): als rompgemeenschap van Fioringras of, waar het de floristisch beter ontwikkelde voorbeelden betreft, binnen de Associatie van Geknikte vossestaart (*Ranunculo-Alopecuretum geniculati*).

Type 5: Fioringras-type ('overstromingsgraslanden'); droge vorm

Dit graslandtype moet beschouwd worden als een bijzondere vorm van de hierboven beschreven overstromingsgrasland (type 4). Het is in drie opzichten afwijkend; moerassoorten ontbreken, enkele droogte-indicatoren verschijnen en zelfs enkele stroomdalsoorten verschijnen op het toneel, zij het sporadisch (o.a. Echte kruisdistel en Handjesgras).

Binnen de landelijke typologieën is deze vorm van overstromingsgrasland moeilijk te plaatsen. Er zijn duidelijk parallelen met de Kweekdravik-associatie (*Bromo inermis-Eryngietum campestre*), een ruderaal vegetatie, die als degradatiestadium maar ook als voorloper van het stroomdalgrasland (type 1) kan optreden. Het hier beschreven graslandtype behoort echter duidelijk tot de overstromingsgraslanden van het *Lolio-Potentillion* en kan daarbinnen het best als een (nog onbeschreven) rompgemeenschap beschouwd worden.

Tabel 5.1 Synoptische tabel van graslandtypen in de drie onderzoeksgebieden.

Vegetatietype	1	2	3	4	5	
Aantal opnamen	13	10	7	19	10	
<i>Kenmerkende soorten van het Zachte haver-type:</i>						
Eryngium campestre (s)	V (5)	.	.	.	I (4)	Echte kruisdistel (s)
Galium verum (s)	V (4)	.	.	.	I (3)	Geel walstro (s)
Medicago falcata (s)	V (4)	.	.	.	I (3)	Sikkelklaver (s)
Festuca rubra	IV (6)	+ (4)	I (3)	I (4)	II (5)	Rood zwenkgras s.l.
Phleum pratensis						
ssp pratensis	IV (5)	II (6)	.	I (6)	II (5)	Timoteegras s.s.
Avenula pubescens (s)	IV (5)	I (4)	.	.	.	Zachte haver (s)
Cerastium arvense	IV (3)	.	.	.	.	Akkerhoornbloem
Pimpinella saxifraga (s)	II (3)	.	.	.	.	Kleine bevernel (s)
Hypochaeris radicata	II (4)	.	.	.	I (4)	Gewoon biggekruid
Lotus corniculatus	II (5)	.	.	.	.	Gewone rolklaver
Rumex thyrsiflorus (s)	II (3)	+ (2)	.	.	.	Geoorde zuring (s)
Cerastium semidecandrum	II (3)	.	.	.	.	Zandhoornbloem
Ranunculus bulbosus (s)	II (3)	+ (4)	.	.	.	Knolboterbloem (s)
Cynosurus cristatus	II (4)	.	.	.	.	Kamgras
Allium vineale	III (4)	.	.	.	.	Kraailook
Carduus nutans (s)	II (4)	.	.	.	.	Knikkende distel (s)
Cynodon dactylon (s)	II (4)	.	.	+ (4)	+ (7)	Handjesgras (s)
Agrostis capillaris	I (4)	.	.	.	.	Gewoon struisgras
Centaurea scabiosa (s)	I (3)	.	.	.	.	Grote centaurie (s)
Salvia pratensis (s)	+ (6)	+ (5)	.	.	.	Veldsalie (s)
Phleum pratensis						
ssp bertolonii (s)	+ (4)	.	.	.	.	Klein timoteegras (s)
Orobancha caryophyllacea (s)	+ (3)	.	.	.	.	Walstrobremaap (s)
Ononis repens ssp. spinosa (s)	+ (3)	.	.	.	.	Kattedoorn (s)
<i>Kenmerkende soorten van het Glanshaver-type:</i>						
Arrhenatherum elatius	III (5)	V (6)	.	+ (4)	.	Glanshaver
Dactylis glomerata	II (4)	V (5)	II (4)	+ (4)	+ (4)	Kropaar
Trifolium pratense	II (5)	IV (5)	III (5)	I (4)	I (4)	Rode klaver
Trisetum flavescens	II (6)	III (5)	.	.	.	Goudhaver
Heracleum sphondylium	+ (3)	II (4)	.	.	.	Gewone bereklauw
Anthriscus sylvestris	I (3)	.	.	.	.	Fluitekruid
<i>Kenmerkende soorten van het Grote vossestaart-type:</i>						
Alopecurus pratensis	II (3)	III (5)	V (7)	IV (4)	I (3)	Grote vossestaart
Cardamine pratensis	.	I (5)	IV (3)	I (4)	.	Pinksterbloem
Hordeum secalinum	.	+ (4)	III (6)	+ (4)	.	Veldgerst
Festuca pratensis	.	.	II (8)	II (5)	+ (3)	Beemdlangbloem
Peucedanum carvifolia	.	+ (3)	II (2)	.	.	Karwijvarkenskervel
Agrostis gigantea	.	+ (3)	I (3)	.	.	Hoog struisgras
Carum carvi	.	.	I (5)	.	.	Echte karwij
<i>Kenmerkende soorten van het Fioringras-type:</i>						
Agrostis stolonifera	II (5)	III (4)	III (4)	IV (7)	IV (5)	Fioringras
Potentilla reptans	II (4)	+ (5)	III (4)	IV (6)	V (5)	Vijfvingerkruid
Ranunculus repens	4	II (4)	IV (4)	IV (4)	I (3)	Kruipende boterbloem
Potentilla anserina	.	.	.	III (4)	II (3)	Zilverschoon
Carex hirta	.	+ (4)	.	II (4)	I (5)	Ruige zegge
<i>Kenmerkende soorten van het Fioringras-type ('natte vorm'):</i>						
Rumex crispus	III (3)	+ (3)	III (4)	V (3)	II (3)	Krulzuring
Plantago major	.	+ (4)	.	IV (4)	.	Grote weegbree s.l.
Lysimachia nummularia	.	.	.	III (4)	.	Penningkruid
Deschampsia cespitosa	.	+ (6)	.	II (5)	.	Ruwe smele
Rorippa sylvestris	.	.	.	II (4)	.	Akkerkers
Capsella bursa-pastoris	.	.	.	II (3)	.	Gewoon herderstasje
Juncus compressus	.	.	.	II (3)	.	Platte rus
Polygonum amphibium	.	.	.	II (3)	.	Veenwortel

Tabel 5.1 (vervolg)

Vegetatietype	1	2	3	4	5	
<i>Kenmerkende soorten van het Fioringras-type ('natte vorm')(vervolg):</i>						
Myosotis palustris	.	.	.	II (3)	.	Moerasvergeet-mij-niet
Eleocharis palustris	.	.	.	I (6)	.	Gewone waterbies
ssp. palustris	.	.	.	I (5)	.	Ridderzuring
Rumex obtusifolius	.	.	.	I (4)	.	Akkermunt
Mentha arvensis	.	.	.	I (4)	.	Rietgras
Phalaris arundinacea	.	.	.	I (3)	.	Tijmereprijs
Veronica serpyllifolia	.	.	.	I (2)	.	Schijfkamille
Matricaria discoidea	.	.	.	+ (4)	.	Geknikte vossestaart
Alopecurus geniculatus	.	.	.	+ (3)	.	Zeegroene rus
Juncus inflexus	.	.	.	.	.	
<i>Soorten van het Fioringras-type ('droge vorm'):</i>						
Leontodon autumnalis	.	+ (3)	.	I (4)	III (4)	Vertakte leeuwetand
Matricaria maritima	.	.	.	.	I (3)	Reukeloze kamille
Cardamine hirsuta	.	.	.	.	I (3)	Kleine veldkers
<i>Overige soorten (minder kenmerkend):</i>						
Achillea millefolium	V (4)	III (3)	.	.	IV (4)	Gewoon duizendblad
Anthoxanthum odoratum	I (5)	I (5)	.	.	.	Gewoon reukgras
Bellis perennis	III (4)	+ (4)	III (2)	II (4)	III (4)	Madeliefje
Bromus hordeaceus	V (4)	IV (4)	III (4)	.	.	Zachte dravik
Calliergonella cuspidata	I (4)	II (4)	I (5)	I (4)	.	Gewoon puntmos
Carex arenaria	+ (4)	+ (4)	.	+ (3)	.	Zandzegge
Cerastium fontanum	II (3)	I (3)	III (3)	.	.	Gewone hoornbloem
Cirsium arvense	II (3)	II (3)	V (5)	V (4)	II (3)	Akkerdistel
Convolvulus arvensis	III (4)	I (4)	II (5)	I (3)	.	Akkerwinde
Crepis biennis	II (4)	II (5)	.	.	+ (3)	Groot streepzaad
Crepis capillaris	+ (3)	+ (4)	.	.	.	Klein streepzaad
Elymus repens	IV (4)	I (5)	III (5)	IV (6)	II (5)	Kweek
Equisetum arvense	II (4)	.	.	II (3)	I (3)	Heermoes
Geranium molle	I (3)	+ (3)	.	.	.	Zachte ooievaarsbek
Glechoma hederacea	+ (3)	I (5)	III (4)	II (5)	.	Hondsdrif
Lolium perenne	V (5)	V (6)	V (5)	III (6)	IV (7)	Engels raaigras
Plantago lanceolata	V (4)	IV (4)	V (4)	II (4)	V (4)	Smalle weegbree
Poa annua	I (4)	.	I (3)	.	+ (4)	Straatgras
Poa pratensis	II (4)	I (5)	I (4)	+ (5)	III (4)	Veldbeemdgras
Poa trivialis	III (4)	IV (6)	V (6)	III (5)	.	Ruw beemdgras
Polygonum aviculare	.	I (4)	.	I (3)	.	Varkensgras
Ranunculus acris	III (3)	IV (4)	V (3)	I (3)	III (4)	Scherpe boterbloem
Rhinanthus minor	+ (3)	+ (3)	.	.	.	Kleine ratelaar
Rumex acetosa	III (4)	IV (3)	IV (4)	II (4)	.	Veldzuring
Senecio jacobaea	+ (2)	.	.	.	+ (3)	Jakobskruid s.l.
Taraxacum S. Vulgaria	IV (3)	IV (4)	IV (3)	V (3)	V (4)	Paardebloem
Tragopogon pratensis	II (3)	II (2)	.	.	.	Morgenster
Trifolium dubium	IV (4)	II (4)	II (4)	.	I (3)	Kleine klaver
Trifolium repens	III (4)	III (4)	IV (3)	III (4)	IV (5)	Witte klaver
Urtica dioica	.	I (3)	.	+ (7)	.	Grote brandnetel
Vicia cracca	+ (2)	I (3)	.	.	.	Vogelwikke
<i>Weinig voorkomende soorten (minder kenmerkend):</i>						
Achillea ptarmica	.	.	.	+ (3)	.	Wilde bertram
Bidens tripartita	.	.	.	+ (2)	.	Veerdelig tandzaad
Calystegia sepium	.	.	.	+ (2)	.	Haagwinde
Centaurea jacea	.	.	I (3)	.	.	Knoopkruid
Erigeron canadensis	.	.	.	+ (3)	.	Canadese fijnstraal
Euphorbia esula	+ (3)	.	.	.	.	Heksenmelk s.l.
Festuca arundinacea	.	.	I (3)	.	.	Rietzwenkgras
Festuca ovina	+ (4)	.	.	.	.	Schapegras
Galium mollugo	+ (2)	.	.	.	.	Glad walstro
Galium palustre	.	.	.	+ (5)	.	Moeraswalstro

Tabel 5.1 (vervolg)

Vegetatietype	1	2	3	4	5	
<i>Weinig voorkomende soorten (minder kenmerkend (vervolg):</i>						
<i>Galium uliginosum</i>	.	.	.	+ (4)	.	Ruw walstro
<i>Geum urbanum</i>	.	.	.	+ (7)	.	Geel nagelkruid
<i>Glyceria fluitans</i>	.	.	.	+ (5)	.	Mannagras
<i>Holcus lanatus</i>	.	+ (5)	.	.	.	Gestreepte witbol
<i>Juncus articulatus</i>	.	.	.	+ (3)	.	Zomprus
<i>Lathyrus pratensis</i>	.	.	.	+ (3)	.	Veldlathyrus
<i>Medicago sativa</i>	.	+ (3)	.	.	.	Luzerne
<i>Polygonum hydropiper</i>	.	.	.	+ (3)	.	Waterpeper
<i>Rapistrum species</i>	.	.	.	+ (4)	.	Bolletjesraket (G)
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	+ (5)	.	.	.	.	Grote ratelaar
<i>Sonchus oleraceus</i>	.	.	.	+ (3)	.	Gewone melkdistel
<i>Tanacetum vulgare</i>	.	.	.	.	+ (3)	Boerenwormkruid
<i>Thalictrum flavum</i>	+ (3)	.	.	.	.	Poelruit
<i>Valerianaella locusta</i>	.	.	.	+ (4)	.	Gewone veldsla
<i>Veronica arvensis</i>	+ (2)	.	.	.	.	Veldereprijs
<i>Veronica catenata</i>	.	.	.	+ (3)	.	Rode waterereprijs
<i>Veronica chamaedrys</i>	.	+ (3)	.	.	.	Gewone ereprijs

Presentie: +: 1-10%; I: 10-20%; II: 20-40%; III: 40-60%; IV: 60-80%; V: 80-100%. Karakteristieke bedekking (tussen haakjes): 2, 3 en 4: < 5% (resp. enkele, veel en zeer veel exemplaren); 5 5-12,5%; 6: 12,5-25%; 7: 25-50%; 8: 50-75%; 9: 75-100%. (s): 'stroomdalsoort'.

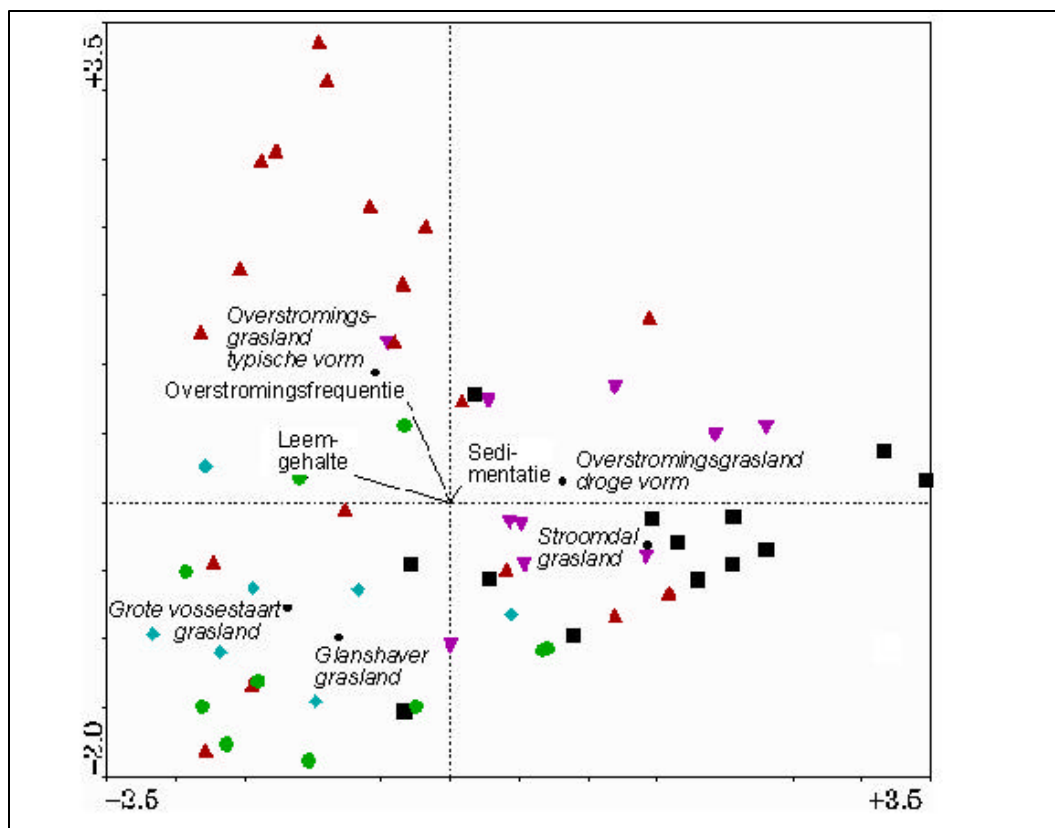
5.3 Standplaatsen

Welke standplaatsfactoren in welke mate verklarend zijn voor de variatie in soortensamenstelling van de graslanden in de drie onderzoeksgebieden wordt globaal weergegeven in een Canoco-ordinatiediagram (Fig. 5.1). Hierin zijn de responsvariabelen (vegetatietypen en -opnamen) weergegeven als punten en de verklarende variabelen (standplaatsfactoren) in de vorm van pijlen. Bij de interpretatie van deze diagrammen gelden drie vuistregels:

- de lengte van de pijl is een maat voor het aandeel van de betreffende variabele in de totale verklaarde variantie;
- de hoek tussen twee pijlen is een maat voor de correlatie tussen de twee betreffende variabelen (scherpe hoek is hoge mate van correlatie);
- de projectie van een punt op een pijl is een maat voor de relatieve waarde van die variabele voor dat punt (d.w.z. voor de betreffende soort of het betreffende type).

Als belangrijkste verklarende factoren komen de volgende drie variabelen naar voren: de overstromingsfrequentie, de textuur van de bovengrond en de hoeveelheid vers gesedimenteerd materiaal. De laatstgenoemde factor is hierbij duidelijk van ondergeschikt belang ten opzichte van de eerste twee. Het ordinatiediagram (Fig. 5.1) geeft duidelijk aan dat de verschillende onderscheiden graslandtypen een geheel eigen respons op deze factoren hebben. Wij zullen het diagram per kwadrant bespreken, met de klok mee. In het eerste kwadrant (linksboven) vinden we de typische vorm

van de overstromingsgraslanden die voorkomen op standplaatsen met een zeer hoge overstromingsfrequentie. De standplaatsen van de droge vorm van het overstromingsgrasland (rechtsboven) worden gekenmerkt door een iets lagere overstromingsfrequentie en een duidelijk lichtere textuur dan bij de typische vorm het geval is. Bovendien is de hoeveelheid gesedimentateerd materiaal hier maximaal (ten opzichte van alle andere graslandtypen). De stroomdalgraslanden (rechtsonder) komen ook voor op plekken met een lichte textuur, maar de overstromingsfrequentie is hier laag en de hoeveelheid gesedimentateerd materiaal gering. In het laatste kwadrant tenslotte (linksonder) vinden we twee graslandtypen die gebonden zijn aan een geringe overstromingsfrequentie en sedimentatie, en aan een relatief (!) zware textuur: het Grote vossestaart- en het Glanshaver-type. Hiervan lijkt het eerst genoemde type voor te komen op gronden met gemiddeld de allerzwaarste textuur. De Glanshaver-graslanden hebben daarentegen van beide gemiddeld de laagste overstromingsfrequentie.



Figuur 5.1 Ordinatie diagram met vegetatieopnamen gerangschikt naar graslandtype en de belangrijkste standplaatsfactoren (CVA; verklaarde variantie 25%). Legenda: **vierkant**: Zachte haver-type ('stroomdalgraslanden'); **groot rondje**: Glanshaver-type; **ruit**: Grote vossestaart-type; **driehoek (punt omhoog)**: Fioringras-type ('overstromingslanden'); typische vorm; **omgekeerde driehoek (punt omhoog)**: Fioringras-type ('overstromingsgraslanden'); droge vorm. De kleine rondjes geven de centroiden van de puntenwolk per vegetatietype weer.

Ordinatie diagrammen geven een goed inzicht in de belangrijkste relaties tussen standplaatsfactoren en soortensamenstelling van *alle* opnamen (en typen) tezamen. Factoren die alleen in een beperkt deel van het opnamemateriaal verklarend zijn, bijvoorbeeld voor het onderscheid tussen twee typen, krijgen minder aandacht. Bovendien zijn in het ordinatiediagram van Figuur 5.1 alleen de belangrijkste factoren weergegeven. Deze zijn geselecteerd met de techniek van *forward selection*: alleen factoren die een significante *additionele* bijdrage leveren aan het verklaren van de variatie in responsvariabelen (in dit geval de graslandtypen) worden gebruikt. Wanneer twee factoren zeer sterk gecorreleerd zijn, wordt alleen de factor die de totale variatie het best ‘verklaart’ in het diagram weergegeven. Om toch een compleet beeld van de betekenis van alle relevante verklarende factoren per type te krijgen hebben wij voor elke standplaatsfactor de gemiddelde waarde per vegetatietype berekend en onderzocht in hoeverre de gevonden verschillen significant zijn. De resultaten staan weergegeven in Tabel 5.2.

Tabel 5.2 Gemiddelde waarden per vegetatietype voor de meest relevante standplaatsfactoren.

Vegetatietype	1	2	3	4	5
Aantal opnamen	13	10	7	19	10
Hoogte t.o.v. mediane waterstand (cm)	249	281	232	167	203
Overstromingsfrequentie (%)	1,2	2,2	3,3	7,4	3,6
Afstand tot zomerbed (m)	153	227	263	195	32
Sedimentatie (kg/m ²)	0,78	1,98	1,33	2,10	6,37
Leem op sliemat (%) ^a	62	63	90	87	60
Leem: 5-25 cm - mv (%)	18	48	59	58	23
pH-KCl: 5-25 cm - mv ^a	6,6	6,9	6,9	6,8	7,9
Org. stof: 5-25 cm - mv (%) ^a	4,6	6,0	6,0	7,4	1,6
P-totaal: 5-25 cm – mv (mg/100 g) ^a	44	72	83	90	37

Vet: significant verschillend van de andere waarden berekend over afzonderlijke opnamen (t-toets; tweezijdig; ongepaard; P-waarde < 2.5).

^a Niet voor alle opnamen analysecijfers beschikbaar.

Uit de cijfers gepresenteerd in Tabel 5.2 kunnen met betrekking tot het voorkomen van de vijf onderscheiden graslandtypen de onderstaande conclusies worden getrokken.

Het **(1) Zachte haver-type** komt voor op de hogere terreingedeelten en is daar gebonden aan lichte en relatief schrale gronden (‘stroomdalgraslanden’). Dit type lijkt iets lager te liggen ten opzichte de mediane waterstand dan type 2, maar dit is niet relevant vanwege grote verschillen in overstromingsamplitude tussen de verschillende gebieden. Wat telt is de gemiddelde overstromingsfrequentie en die is bij dit type het laagst.

Het **(2) Glanshaver-type** komt voor op de hogere terreingedeelten op zwaardere gronden; de overstromingsfrequentie is iets hoger dan in type 1 en iets lager dan in type 3 (beide niet significant).

Het **(3) Grote vossestaart-type** komt eveneens voor op de hogere terreingedeelten op zwaardere gronden. Het verschil in hoogteligging met type 1 en 2 (gemiddeld iets lager) is niet significant. Recent sediment op deze locaties heeft een relatief zware textuur.

Het **(4) Fioringras-type; typische vorm** komt voor op de lagere, relatief vaak overstroomde terreingedeelten en is daar gebonden aan de zwaardere, voedselrijke gronden. Recent sediment op deze locaties heeft een relatief zware textuur ('overstromingsgraslanden' p.p.).

Het **(5) Fioringras-type; droge vorm** komt voor op de lagere terreingedeelten en is daar gebonden aan lichte en relatief schrale gronden. Kenmerkend zijn verder de geringe afstand tot het zomerbed en de relatief hoge pH. Het lage gehalte aan organische stof in de bovengrond duidt op jong sediment ('overstromingsgraslanden' p.p.).

6 Ontwikkelingsmodel en toepassing

6.1 Rivierdynamiek en vegetatie-ontwikkeling

Morfologische ontwikkeling door sedimentatie

In deze studie zijn verschillende ruimtelijke trends in sedimentatie waargenomen die sturend zijn voor de morfologische ontwikkeling van de uiterwaard. De belangrijkste ruimtelijke trends in sedimentatie zijn een sterke afname van de sedimentatie en een sterke afname van het zandgehalte van het sediment met toenemende afstand tot de geul. Deze trends worden in sterke mate gecontroleerd door het proces van **diffusie** van gesuspendeerd sediment vanuit de geul naar de uiterwaard.

Een ondergeschikte ruimtelijke trend in sedimentatie in deze studie is die van afnemende sedimentatie met toenemende hoogteligging. Daarnaast is er sprake van een stroomafwaartse afname en verfijning van het afgezette sediment. Deze trends worden in sterke mate gecontroleerd door het proces van **convectie** van gesuspendeerd sediment vanuit de geul naar de uiterwaard. Uit het feit dat sedimentatie afneemt met hoogteligging volgt een temporele trend van afnemende sedimentatie in de tijd bij voortdurende ophoging van het maaiveld.

De ruimtelijke en temporele trends in sedimentatie zijn sturend voor de morfologische ontwikkeling van de uiterwaard. Hieronder zal de relatie tussen sedimentatie en morfologie besproken worden. Uitgangspunt is laterale uitbouw van de uiterwaard. Dit gebeurt door middel van een zandbank in de geul tegen de oever aan, die door snelle sedimentatie groeit tot het niveau van de naastgelegen uiterwaard. Een voorbeeld van een dergelijke bank is de bank waarop slibmat 118 gelegen is in Figuur 4.7. Jaarlijks worden hier centimeters sediment afgezet, waarbij het materiaal voor zo'n 80 % uit zand bestaat. Behalve de ligging direct naast, of eigenlijk in, de geul is de hoge overstromingsfrequentie verantwoordelijk voor de hoge sedimentatiesnelheid. Op de oudere rug daarnaast is sedimentatie geringer en heeft het sediment een fijnere textuur. Een groot deel van het sediment wordt ingevangen door de jonge snel groeiende rug. Daarnaast is de overstromingsfrequentie van de oudere rug lager. Ook deze rug is ooit ontstaan als een zandbank in de geul en heeft zich vervolgens door sedimentatie steeds verder ontwikkeld. Verder landwaarts zijn eventueel nog oudere en iets hogere ruggen aanwezig, waar door grote afstand tot de geul en lage overstromingsfrequentie, slechts geringe hoeveelheden kleiig sediment worden afgezet.

In Figuur 4.11 is een opeenvolging van ruggen te zien die vanaf de geul in hoogte en ouderdom toenemen. De vorming van de jongste rug net naast de IJssel is rond 1600 begonnen en deze heeft zich inmiddels van zandbank ontwikkeld tot zavelige oeverwal. De hogere rug rond slibmat 108 vormde in 1600 de oeverwal van de IJssel. Nu is de sedimentatie hier veel geringer dan op de nieuw gevormde oeverwal

(slibmat 102). Het afgezette sediment is tevens fijner, hoewel het beeld in Figuur 4.11 verstoord wordt door de lokale aanwezigheid van zandige molshopen. Ver van de rivier is rond slibmat 116 een nog hogere rug te zien waarop in de meetperiode in 2001 zeer weinig sediment is afgezet. Ook hier heeft de lokale aanwezigheid van zandige molshopen geleid tot afzetting van relatief zandig sediment. Het door de IJssel aangevoerde materiaal is qua textuur waarschijnlijk meer vergelijkbaar met het op slibmat 115 afgezette sediment. Het hoogste deel van de rug net naast slibmat 116 is toen droog gebleven. Historische gegevens suggereren dat de kronkelwaard van Cortenoever in de periode 1200-1600 AD gevormd is waarbij de rug van slibmat 116 wellicht ergens halverwege deze periode als zandbank is ontstaan in de toenmalige bedding van de IJssel.

Deze ontwikkeling sluit goed aan bij gangbare modellen van kronkelwaardontwikkeling door opeenvolgende opbouw van banken (bijvoorbeeld Nanson, 1980). Voorwaarde voor de ontwikkeling van een dergelijke opeenvolging is uiteraard voldoende laterale verplaatsing van de geul. In het geval van Cortenoever was hiervoor in historische tijd voldoende mogelijkheid, maar is het proces nu gestopt door vastlegging van het zomerbed met stortsteen en kribben. Dat dit laatste niet altijd het definitieve einde van de laterale uitbouw van de uiterwaard hoeft te betekenen is te zien in de Vreugderijkerwaard en de Rijswaard. Op beide plaatsen heeft de jongste kronkelwaardrug zich tussen de kribben ontwikkeld en groeit deze momenteel nog relatief snel (Figuren 4.7 en 4.15). Een andere complicatie van het standaardmodel is eolische invloed. Wanneer een recent ontstane zandbank gunstig is gelegen ten opzichte van de overheersende windrichting, kan de wind vat krijgen op het zandoppervlak. Opblazing van periodiek afgezet zand kan leiden tot een extra hoge kronkelwaardrug die buiten het bereik van overstromingswater komt. Behalve door de hoogte onderscheidt een dergelijke verstoven kronkelwaardrug zich door het zandige bodemprofiel in de top. Een voorbeeld is de hoge rug in de Vreugderijkerwaard die achter de huidige oeverwal ligt (locaties 159 en 160 in Fig. 4.15).

Vegetatie-ontwikkeling

Uit de gegevens in hoofdstuk 5 blijkt dat de verschillen in vegetatie in de onderzochte gebieden in belangrijke mate samenhangen met de hoogteligging ten opzichte van het rivierpeil. Aangezien in alle vegetatiezones jaarlijks nieuw materiaal sedimenteert, is te verwachten dat op lange termijn er verschuivingen in de vegetatiezonering zullen optreden.

Voor oeverwallen met goed ontwikkelde **stroomdalgraslanden** (type 1) zijn er verschillende mogelijkheden. Bij voortgaande opslibbing met relatief zwaar sediment zal het stroomdal karakter geleidelijk aan verminderen en zal een verandering optreden in de richting van het Glanshaver-type (type 2) (zie ook Weeda *et al.* 1996, p. 110). Uit de actuele soortensamenstelling van de stroomdalgraslanden in de onderzochte gebieden, zoals weergegeven in de synoptische tabel (Tabel 5.1), lijken wij te mogen opmaken dat dit proces reeds in volle gang is.

Op de hoogste delen (zandige bodem; buiten bereik van het rivierwater) zal deze ontwikkeling niet optreden. Deze terreingedeelten zijn vooral rivierduinen, die op lange termijn gevoelig zijn voor verzuring (ontkalking). Het gevolg is dan een ontwikkeling in de richting van minder specifieke typen droog grasland zonder stroomdalsoorten. Behoud van het stroomdalgrasland in dit soort situaties is alleen mogelijk indien opslibbing met relatief zwaar sediment achterwege blijft, maar bij overstromingen wel basenrijk water tot in de wortelzone weet door te dringen waardoor verzuring wordt tegen gegaan. De indruk bestaat dat het verzuringsproces (ontkalking), eventueel tegengegaan door basenverzadiging door overstromingswater, slechts voor kleine oppervlaktes van het onderzochte stroomdalgrasland een belangrijke rol speelt. Nutriëntenaanrijking door kleiafzetting lijkt momenteel het dominerende proces te zijn waardoor stroomdalgraslanden neigen tot verandering in de richting van graslanden van het Glanshaver-type.

De **Glanshaver-graslanden** (type 2) zullen naar verwachting niet sterk veranderen. Enerzijds is verstuiwing van de relatief zware bodem niet aan de orde, anderzijds zal ook voortgaande opslibbing en daarmee een verminderde inundatiefrequentie niet leiden tot verzuring van deze zeer goed gebufferde standplaatsen. In het algemeen geldt dat bij sedimentatie van relatief licht materiaal zich een soortenrijker en waardevollere vorm van het Glanshaver-grasland zal ontwikkelen dan bij sedimentatie van zwaarder materiaal.

De ontwikkeling van de **Grote vossestaart-graslanden** (type 3) bij voortgaande sedimentatie is enigszins onzeker. De cijfers in Tabel 5.2 lijken er op te wijzen dat de hoogteligging geen belangrijke onderscheidende factor is tussen deze zone en de verwante, maar soortenrijke zone met Glanshaver-grasland. Toch menen wij dat bij verdere ophoging van de zone met Grote vossestaart een ontwikkeling richting Glanshaver-grasland zal optreden. Hiervoor kunnen twee argumenten worden aangevoerd. In de eerste plaats is het uit de literatuur bekend dat veel kenmerkende soorten van het Glanshaver-grasland in hun voorkomen rigoreus beperkt worden door een hoge inundatiefrequentie (Zuidhoff *et al.*, 1996). Een geringe ophoging van het maaiveld kan zo plaatselijk leiden tot een belangrijke verandering in soortensamenstelling. In de tweede plaats blijkt in de door ons onderzochte gebieden reeds een duidelijke inslag van het Glanshaver-grasland binnen de Grote vossestaart-zone aanwezig (zie § 5.2). De ontwikkeling richting Glanshaver-grasland lijkt dus reeds gaande te zijn.

Binnen de **typische Fiorin-graslanden** of 'overstromingsgraslanden' (type 4) lijkt een vergelijkbare ontwikkeling gaande, zij het op een lager niveau. Voortgaande sedimentatie met relatief zwaar materiaal zal uiteindelijk leiden tot vorming van Grote vossestaart-graslanden (type 3). Overigens blijkt uit de synoptische tabel (Tabel 5.1) dat in de Fioringras-zone reeds een inslag van Grote vossestaart waarneembaar is.

De zone van de **droge Fiorin-graslanden** (type 5) lijkt te moeten worden geïnterpreteerd als een bijzondere vorm van de overstromingsgraslanden waarin de

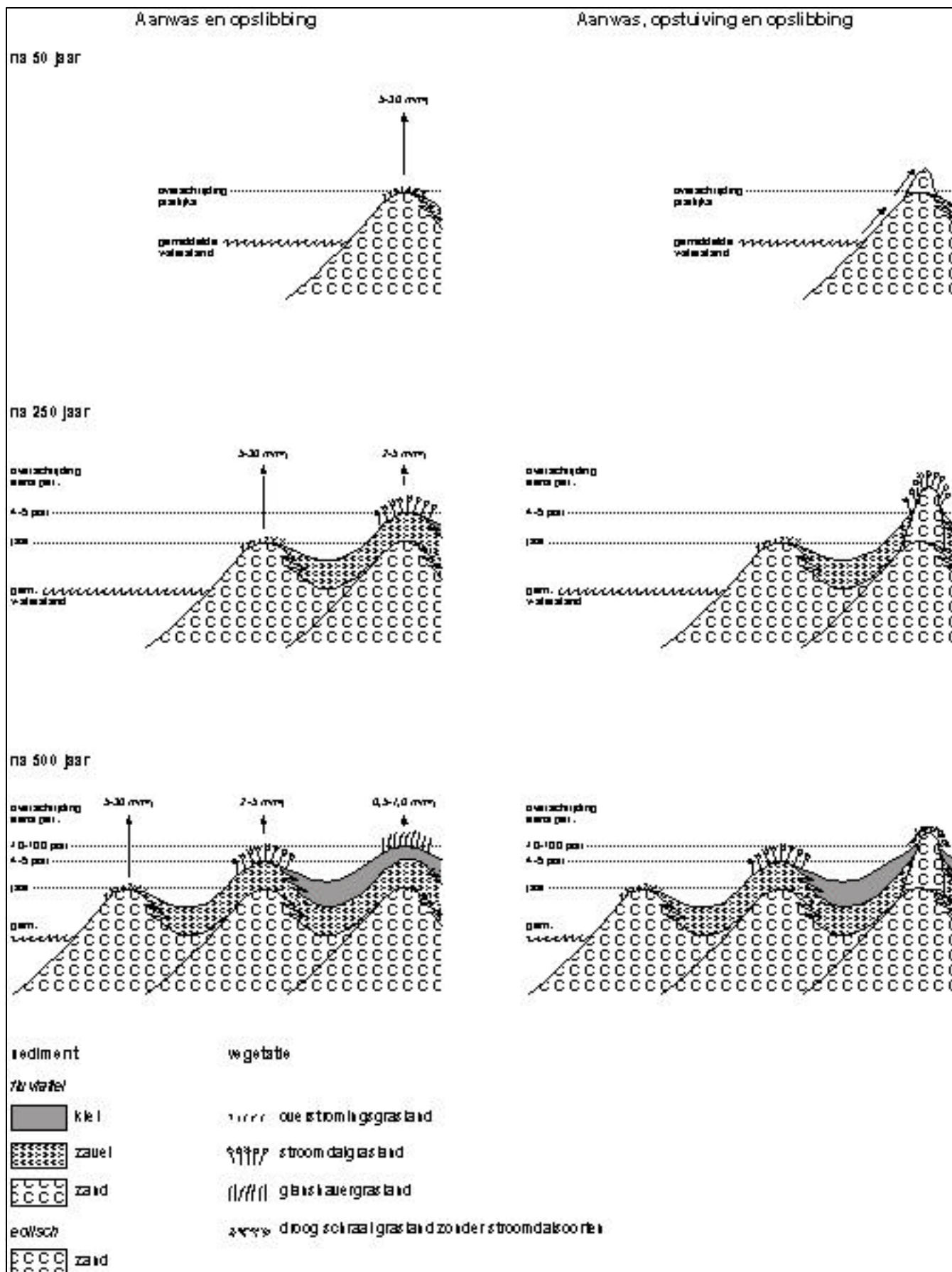
soortensamenstelling nog voornamelijk gedikteerd wordt door frequente en langdurige inundaties, maar waar paradoxaal genoeg, dankzij de zandige bodem, de hoge pH en de relatief hoge ligging toch mogelijkheden ontstaan voor vestiging van de eerste stroomdalsoorten. De bodemgesteldheid en de ligging dicht langs het zomerbed laten zien dat we hier met een eerste aanzet van oeverwalvorming van doen hebben. Voor de ontwikkeling van een echt stroomdalgrasland (type 1) is echter nog een zeer lange weg te gaan. Voorwaarde is voortgaande sedimentatie met zandig materiaal.

Conceptueel model van morfologische en vegetatiekundige ontwikkeling

In Figuur 6.1 zijn de morfologische en vegetatiekundige ontwikkelingsreeksen samen gebracht tot een conceptueel model. Ook is geprobeerd de tijdschaal, de sedimentatiesnelheid en de overstromingsfrequentie te kwantificeren op basis van de historische gegevens en de meetgegevens die zijn verzameld in dit onderzoek. Deze getallen vormen geenszins 'harde' grenzen, maar hebben uitsluitend tot doel een indicatie te geven van de grootte van enkele belangrijke fysische randvoorwaarden.

Aan de linkerkant van Figuur 6.1 is de 'standaard' ontwikkelingsreeks gegeven, uitgaande van voortgaande laterale uitbouw van de uiterwaard, zoals die vaak plaatsvindt in de binnenbocht van de rivier. Uiteraard is onder de huidige omstandigheden de ruimte voor laterale uitbouw zeer beperkt. De ontwikkelingsreeks geeft dan ook meer de historische ontwikkeling weer dan de te verwachten toekomstige ontwikkeling. Alleen wanneer door menselijke ingrepen ruimte gecreëerd wordt voor laterale aanwas kan dit model voor de toekomst gelden.

Een eerste zandbank langs de oever kan zich vormen in een tijdsbestek van ongeveer een halve eeuw (linkerkolom Fig. 6.1). Na deze periode valt de bank voor het grootste deel van het jaar droog kan zich een vegetatie van het type overstromingsgrasland vestigen. De sedimentatiesnelheid bedraagt dan nog in de orde van centimeters per jaar. Gezien het zandige substraat is de locatie vooral geschikt voor een droog Fiorin-grasland (type 5). Enkele honderden jaren later heeft dit proces zich inmiddels geulwaarts van de nieuwe bank herhaald, terwijl de oorspronkelijke zandbank is omgevormd tot oeverwal door verdere opgeslibbing met licht, zavelig sediment. Het zandiger materiaal wordt ingevangen door de nieuwe bank. De sedimentatiesnelheid is afgenomen tot enkele mm's per jaar en het hoogste deel van de bank stroomt nog maar eens per 4 à 5 jaar onder. Deze condities zijn gunstig voor de ontwikkeling van een stroomdalgrasland. Mogelijk zorgt sterke bioturbatie in dit milieu voor menging van de zavel met kalkrijk zand uit de ondergrond, waardoor gunstige omstandigheden voor stroomdalgrasland lang in stand gehouden worden. Door verdere laterale uitbouw van de uiterwaard neemt later de afstand tot de geul verder toe. Hierdoor neemt de sedimentatiesnelheid af tot minder dan 1 mm/j en wordt alleen tijdens extreme hoogwaters (eens per 10 tot 100 jaar) nog wat kleiig sediment afgezet. Het stroomdalgrasland ontwikkelt zich dan tot een Glanshaver-grasland, met name vanwege de nutriëntenaanrijking door kleisedimentatie.



Figuur 6.1 Conceptueel model van morfologische en vegetatiekundige ontwikkeling bij ongestoorde laterale uitbouw van een uiterwaard.

Een alternatieve ontwikkelingsreeks is aan de rechterkant van Figuur 6.1 geschetst. Ook hier is laterale uitbouw van de uiterwaard een uitgangspunt. In deze variant echter, ontstaan rivierduinen op de droogvallende zandbank door periodieke opstuiving van vers beddingmateriaal dat op het rivierstrand wordt afgezet. Bij voldoende beschikbaarheid van verstufbaar materiaal bereiken rivierduinen een hoogte waarbij ze praktisch nooit meer onder water staan. Bij verdere laterale uitbouw van de uiterwaard worden ze echter afgesneden van de zandbron en worden de flanken 'ingepakt' in zavelig oevermateriaal. Het kalkrijke zandige substraat en de droge omstandigheden nabij de top zijn uitstekend geschikt voor de ontwikkeling van stroomdalgraslanden. Echter, in de loop van honderden jaren veroorzaakt de voortschrijdende ontkalking degradatie van het stroomdalgrasland tot droog schraal grasland zonder stroomdalsoorten.

6.2 Implicaties voor rivier- en terreinbeheer

Uit dit onderzoek is duidelijk geworden dat stroomdalgraslanden een stadium in een successiereeks vertegenwoordigen, die deels door riviermorphologische en bodemkundige processen wordt gestuurd. Dit inzicht heeft belangrijke implicaties voor het beheer van stroomdalgraslanden. Tot op heden is vooral de landelijke trend van achteruitgang van stroomdalvegetaties in beeld gebracht. Uit het huidige onderzoek blijkt echter dat er ook plaatsen zijn die de potentie hebben om zich binnen enkele decennia tot stroomdalgraslandecotopen te ontwikkelen. Voorbeelden hiervan zijn aangetroffen in de Rijswaard en de Vreugderijkerwaard.

Die locaties zijn zandige, langgerekte banken langs de oevers, waar een droog type Fiorin-grasland vooraf gaat aan de stroomdalvegetatie. Sommige banken zijn inmiddels hoog genoeg om als oeverwal te karakteriseren, andere bevinden zich nog onder het gemiddelde niveau van de uiterwaardvlakte. Deze fysiotopten hebben gemeen dat zij door hoge sedimentatiesnelheden, en afzetting van zeer zandig materiaal, binnen afzienbare tijd zeer gunstige condities voor vestiging van stroomdalvegetaties kunnen bieden. Hierbij moet gedacht worden aan een periode in de orde van 50 jaar. Voorwaarde is uiteraard dat het natuurlijke sedimentatieproces ongestoord door kan gaan en dat de ontwikkeling van deze locaties niet wordt teruggezet door vergraving.

Een andere belangrijke voorwaarde voor de kolonisering van nieuwe, veelbelovende locaties door stroomdalsoorten is dat in de nabijheid stroomdalsoorten voorkomen die als zaadbron kunnen dienen. In de huidige plannen om meer ruimte voor de rivier te creëren, door onder andere uiterwaardverlaging, is het van belang de stroomdalgraslanden te beschermen vanwege deze zaadbronfunctie. Stroomdalgraslanden zijn bijzonder rijk aan zogenaamde 'Rode lijst-soorten' (Van der Meijden *et al.*, 2000). Het aantal expliciet bij wet beschermde soorten is echter beperkt. Voorbeelden zijn: Veldsalie (*Salvia pratensis*), Rapunzelklokje (*Campanula rapunculus*) en Kluwenklokje (*Campanula glomerata*).

Het optimale beheer voor zich nieuw ontwikkelende stroomdalvegetaties op morfologisch jonge locaties is beweiding. De voortdurende kleine beschadigingen van de bovengrond, die hiermee gepaard gaan, zijn belangrijk in verband met de vestigingsmogelijkheden van de soorten. Voor wat oudere stroomdalgraslanden is hooilandbeheer met nabeweiding te prefereren, omdat in dit stadium verzuring en nutriëntenaanrijking dienen te worden tegengegaan. Dit gebeurt het meest efficiënt door afvoer van maaisel. Door het stroomdalgrasland kort de winter in te laten gaan middels nabeweiding, wordt voorkomen dat veel biomassa gaat verrotten, wat zou leiden tot bodemverzuring. In het algemeen geldt dat de ontwikkeling van hoge vegetatie slecht is voor de stroomdalsoorten, die warmteminnaars zijn en dus gebaat zijn bij een snelle opwarming in het voorjaar.

Echter, ook bij een optimaal beheer zal een oudere stroomdalvegetatie langzaam achteruit gaan door: (1) natuurlijke ontkalking van het bodemprofiel op riverduinen en eventueel zeer hoge oeverwallen die praktisch hoogwatervrij zijn en nauwelijks meer voorzien worden van vers kalkrijk materiaal, en (2) nutriëntentoevoer door kleiafzetting als een locatie door laterale aanwas geleidelijk verder van de rivier is komen te liggen in de zone waar fijn materiaal wordt afgezet. Het huidige onderzoek geeft aan dat het laten ontstaan van nieuwe standplaatsen door natuurlijke morfologische processen, de beste manier is om stroomdalgraslanden als vegetatietype op lange termijn langs de grote rivieren te behouden. Dit bevestigt de hypothese die eerder was geformuleerd door Hommel *et al.* (1994) en Wolfert *et al.* (2002), naar aanleiding van onderzoek langs de Dinkel. Vroeger kwamen stroomdalgraslanden ook wel op zandige dijkflanken voor. Echter, nu alle dijken een talud van klei hebben vormen zij geen geschikte fysiotoop meer.

Het vastleggen van het zomerbed van de grote rivieren, waardoor voortdurende laterale aanwas (Fig. 6.1) onmogelijk wordt, houdt in dat de oeverwallen direct langs de huidige geul tot hoog boven het gemiddelde jaarlijkse overstromingsniveau zullen groeien met zandig sediment. Een voorbeeld van stroomdalgraslanden in een dergelijke situatie is te vinden in de Koekoeksche Waard langs de Lek bij Ameide. Stroomdalgraslanden op deze locaties zullen op termijn ten prooi vallen aan bodemontkalking, terwijl geen vervangende fysiotopten in de nabijheid ontstaan.

Het creëren van nieuwe zandige kalkrijke oeverlocaties is nodig om de huidige fysiotopten van oude degraderende stroomdalgraslanden op den duur te vervangen. De resultaten uit het sedimentatieonderzoek in deze studie geven aan dat de voor stroomdalvegetaties optimale substraten worden afgezet in een zone van 50 tot 100 m van het zomerbed. Nieuwe fysiotopten zouden dan kunnen worden gecreëerd door van hoogopgeslibde uiterwaarden een strook van 50 tot 100 m breed langs het zomerbed 1 à 2 m af te graven. Dit zou pleksgewijs moeten plaatsvinden, dat wil zeggen: zodanig dat bestaande stroomdalsoorten als zaadbron kunnen fungeren voor het koloniseren van nieuwe opwassen. Een dergelijke verjongingsstrategie zou de stroomdalvegetaties de kans geven om als het ware van degraderende naar opkomende fysiotopten over te springen. Om locaties te ontzien die nu al geschikt zijn voor vestiging van stroomdalsoorten, kan deze maatregel het beste uitgevoerd

worden waar hoogopgeslibde, bekade, kleiige uiterwaarden direct aan het zomerbed grenzen.

De frequentie van afgraving op een bepaalde oeverlocatie kan bij benadering worden afgeleid uit de sedimentatiesnelheden die in dit onderzoek zijn gemeten. De sedimentatiesnelheid op jonge oeverwallen en zandige banken in de geul (boven gemiddeld waterniveau) bedraagt één tot enkele centimeters per jaar. Voor iets hogere oeverwallen is een halve centimeter per jaar een typerende waarde. Er is een afname van de sedimentatiesnelheid in de tijd. Als vuistregel voor berekenen van morfologische hersteltijden bij oeverwalverlaging kan worden uitgegaan van een gemiddelde van 1 cm/j. Dit houdt in dat bijvoorbeeld eens per eeuw de oeverwal met een meter kan worden verlaagd. Morfologische ontwikkeling van voor stroomdalvegetaties geschikte locaties neemt dus aanzienlijke tijd in beslag. In de tussentijd dienen zaadbronnen in de nabijheid aanwezig te blijven. Een ruimtelijk goed gedoseerde aanpak is daarom essentieel in deze verjongingsstrategie.

Gezien de nu bekende sedimentaire processen en de waargenomen ontwikkelingen in de vegetatie kan gesteld worden dat de strategie van cyclische verjonging kansen biedt om gelijktijdig rivierverruiming en behoud van kenmerkende rivierbegeleidende soorten te realiseren.

Literatuur

- Asselman, N.E.M. & H. Middelkoop, 1995. Floodplain sedimentation: quantities, patterns and processes. *Earth Surface Processes and Landforms* 20, pp. 481-499.
- Asselman, N.E.M. & H. Middelkoop, 1998. Temporal variability of contemporary floodplain sedimentation in the Rhine-Meuse delta, The Netherlands. *Earth Surface Processes and Landforms* 23, pp. 595-609.
- Ball, D.F., 1964. Loss-on-ignition as an estimate of organic matter and organic carbon in non calcareous soils. *Journal of Soil Science* 15, pp. 84-92.
- Barel, R.A., 1986. Vegetatie analyse met de computerprogramma's DECORANA en TWINSPAN. ICW, Wageningen.
- Barkman, J.J., H. Doing & S. Segal, 1964. Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. *Acta Botanica Neerlandica* 13, pp. 394-419.
- Berendsen, H.J.A. & E. Stouthamer, 2001. Palaeogeographic development of the Rhine-Meuse delta, The Netherlands. Van Gorcum, Assen, 268 p.
- Berg, G.A. van den & M. van Wijngaarden, 2000. Sedimentatie langs de Grensmaas (snelheid van sedimentatie en kwaliteitsontwikkeling op de uiterwaarden). Rapport 2000.046, RIZA, Dordrecht, 62 p.
- Braak, C.J.F. ter, 1988. CANOCO: a FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [etrended] [canonical] correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). MLV, Wageningen.
- Braak, C.J.F. ter & P. Smilauer, 1998. CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows: software for canonical community ordination (version 4). Centre for Biometry, Wageningen.
- Brinke, W.B.M. ten, 1993. The impact of biological factors on the deposition of fine-grained sediment in the Oosterschelde (The Netherlands). Proefschrift, Universiteit Utrecht, Utrecht, 252 p.
- Bunzl, K., W. Schimmack, S.V. Krouglov & R.M. Alexakhin, 1995. Changes with time in the migration of radiocesium in the soil, as observed near Chernobyl and in Germany. *The Science of the Total Environment* 175, pp. 49-56.
- Drok, W.J., 1992. De zone met Grote vossenstaart in het rivierengebied. *Stratiotes* 5, pp. 15-21.
- Duel, H., M.J. Baptist & W.E. Penning (Eds.), 2001. Cyclic floodplain rejuvenation; a new strategy based on floodplain measures for both flood risk management and enhancement of the biodiversity of the river Rhine. NCR-Publications 14-2001, 72 p.
- Duin, W.E. van, K.S. Dijkema & J. Zegers, 1997. Veranderingen in bodemhoogte (opslibbing, erosie en inklink) in de Peazemerlannen. Rapport 326, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen, 104 p.
- Giesen & Geurts, 1999. Analyse van humusmonsters uit het Springendal en het Vragenderveen 1998, Giesen & Geurts, Ulft, 19 p.
- Goeij, A.A.M. de, & T.G. Giesen, 1992. Vegetatiekartering van de uiterwaarden van de IJssel 1991: buitendijkse S.B.B. reservaten Welsumerwaarden, Katerstede, Dorperwaarden, Epserwaarden, Wilperwaarden, Veluwse badijk,

- Ravensewaarden, Rammelwaard en Cortenoever. Giesen & Geurts Biologische Projekten, Brummen.
- Hennekens, S.M. & J.H.J. Schaminée, 2001. TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science* 12, pp. 589-591.
- Hillman, U., W. Schimmack, P. Jacob & K. Bunzl, 1996. In situ γ -spectrometry several years after deposition of radiocesium - part I: approximation of depth distributions by Lorentz function. *Radiation and Environmental Biophysics* 35, pp. 297-303.
- Hommel, P.W.F.M., G.H.P. Dirkx, A.H. Prins, H.P. Wolfert & J.G. Vrieling, 1994. Natuurbehoud en natuurontwikkeling langs Bloemenbeek en Boven-Dinkel; gevolgen van ingrepen in de waterhuishouding van het Dinkelsysteem voor enkele karakteristieke vegetatietypen. Rapport 304, DLO-Staring Centrum, Wageningen, 127 p.
- Houba, V.J.G., J.J. van der Lee, I. Novozamsky & I. Walinga, 1989. Soil and plant analysis. Part 5: soil analysis procedures. Vakgroep Bodemkunde en Plantenvoeding. Landbouwniversiteit Wageningen, Wageningen.
- Huiskes, H.P.J., J.H.J. Schaminée & V. Westhoff, 1997. Zomerkaden, dijkbeemden en oeverwallen; een overzicht van het plantensociologische veldonderzoek in Nederland. *Stratiotes* 15, pp. 28-43.
- Jongman, R.H.G., 1992. Vegetation, river management and land use in the Dutch Rhine floodplains. *Regulated Rivers* 7, pp. 279-289.
- Klijn, F. & H. Duel, 2001. Nature rehabilitation along the Rhine River branches; dilemmas and strategies for the long term. In: H.J. Nuland & M.J.R. Cals, River restoration in Europe; practical approaches. Proceedings of the conference 'River restoration 2000 – practical approaches', Wageningen, The Netherlands, 15-19 May 2000, RIZA-rapport 2001.023, Rijkswaterstaat – RIZA, Lelystad, pp. 179-188.
- Landschap, S.H.G., 1991. Natuurontwikkeling in de uiterwaarden bij Neerijnen "De Plaat-Rijswaard". Grontmij.
- Liebrand, C.I.J.M., 1999. Restoration of species-rich grasslands on reconstructed river dikes. Agricultural University, Wageningen.
- Makaske, B., 2001. Anastomosing rivers: a review of their classification, origin and sedimentary products. *Earth-Science Reviews* 53, pp. 149-196.
- Makaske, B., D.G. Smith & H.J.A. Berendsen, 2002. Avulsions, channel evolution and floodplain sedimentation rates of the anastomosing upper Columbia River, British Columbia. *Sedimentology* 49, pp. 1049-1071.
- Meijden, R. van der, O. Baudewijn, C.L.G. Groen, J.-P.M. Witte & D. Bal, 2000. Bedreigde en kwetsbare vaatplanten in Nederland. Basisrapport met voorstel voor de Rode Lijst. *Gorteria* 26, pp. 85-206.
- Middelkoop, H., 1997. Embanked Floodplains in the Netherlands; geomorphological evolution over various time scales. *Nederlandse Geografische Studies* 224, 352 p. (Proefschrift, Universiteit Utrecht)
- Middelkoop, H. & N.E.M. Asselman, 1998. Spatial variability of floodplain sedimentation at the event scale in the Rhine-Meuse delta, The Netherlands. *Earth Surface Processes and Landforms* 23, pp. 561-573.

- Mitchell, J., 1932. The origin, nature and importance of soil organic constituents having base exchange properties. *Journal of the American Society of Agronomy* 24, pp. 256-275
- Nanson, G.C., 1980. Point bar and floodplain formation of the meandering Beatton River, northeastern British Columbia, Canada. *Sedimentology* 27, pp. 3-29.
- Natuurmonumenten, 1991. Vreugderijkerwaard: beheersplan 1991. Vereniging Natuurmonumenten, 's Graveland.
- Nijhof, B.J.A., 2002. Vegetation succession in floodplain flats: inventarisation and modelling of measured data and expert judgement. Rapport 529, Alterra, Wageningen, 52 p.
- Page, A.L. (ed.), 1989. Methods of soil analysis. Part 2: chemical and microbiological properties. *Agronomy* 9 (2).
- Rijkswaterstaat, 1994. Tienjarig overzicht 1981-1990; presentatie van afvoer, waterstanden, watertemperaturen, golven en kustmetingen. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraal-Generaal Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ)/ Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA), Den Haag.
- Rigollet, C. & R.J. de Meijer, 2001. PHAROS: A Pluri-detector, High-resolution, Analyser of Radiometric properties Of Soil. Rapport P-006, Kernfysisch Versneller Instituut, Groningen, 18 p.
- Rigollet, C. & R.J. de Meijer, 2002. PHAROS: A pluri-detector, high-resolution, analyser of radiometric properties of soil. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A* 488, pp. 642-653.
- Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda, 1996. De vegetatie van Nederland; deel 3: plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden. *Opulus*, Uppsala / Leiden. 356 p.
- Schipper, P.C., 2002. Vegetatietypen. Tabblad nr. 4 en 5. In: Anonymus, 2002. *Catalogi Bedrijfssturing: Natuur, Bos, Recreatie en Landschap. Staatsbosbeheer, Driebergen.*
- Sloff, J.G. & J.L. van Soest, 1938. Het fluviatiele district in Nederland en zijn flora. *Nederlandsch Kruidkundig Archief* 48, pp. 199-265.
- Soest, J.L. van, 1929. Plantengeografische districten in Nederland. *De Levende Natuur* 33, pp. 311-318.
- Sorber, A.M., 1997. Oeversedimentatie tijdens de hoogwaters van 1993/1994 en 1995. Rapport 97.015, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Splunder, van I., 1998. Floodplain forest recovery: softwood forest development in relation to hydrology, riverbank morphology and management. Rapport 98.001 Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Spek, T., F.D. Zeiler & E. Raap, 1996. Van de Hunnepe tot de zee: de geschiedenis van het Waterschap Salland. Kampen, IJsselakademie, 264 p.
- Steeg, H.M. van de, 1992. Vegetatie-onderzoek en vegetatiekartering van de Rijswaard bij Neerijnen. Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen.
- Stichting Het Geldersch Landschap, 1991. Natuurontwikkeling in de uiterwaarden bij Neerijnen "De Plaat-Rijswaard". Rapport 2632, Stichting Het Geldersch Landschap.

- Walters, G.L. (Ed.), 1989. Water analysis handbook. Hach, Loveland.
- Weeda, E.J., H. Doing, & J.H.J. Schaminée, 1996. Koelerio-Corynepherea (Klasse der droge graslanden op zandgrond). In: J.H.J. Schaminée, A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda (Eds.), De vegetatie van Nederland; deel 3: plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden. Opulus, Uppsala/Leiden, pp. 61-144 pp.
- Wolfert, H.P., P.W.F.M. Hommel, A.H. Prins & M.H. Stam, 2002, The formation of natural levees as a disturbance process significant to the conservation of riverine pastures. Landscape Ecology 17 (Suppl.1), pp. 47-57.
- Zuidhoff, A.C., J.H.J. Schaminée, & R. van 't Veer, 1996. Molinio-Arrhenatheretea. Klasse der matig voedselrijke graslanden. In: J.H.J. Schaminée, A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda (Eds.), De Vegetatie van Nederland; deel 3: plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden. Opulus, Uppsala / Leiden, pp. 163-226.

Historische Kaarten

- Kempinck, B., 1596. De IJssel tussen Doesburg en Zutphen, met aangrenzend gebied. A.R.A. Genie-archief, situatiekaart OSK.Y.5.
- Knollaert, A.J., 1768 Caart figuratief van een gedeelte van de loop der rivier den IJssel met de steenen en nieuwe cribbe daarinne gelegen mitsgaders een project tot het leggen van een cribbe tot verder bevrijding van den Salkerwaard en bevordering der rivier. Rijksarchief Overijssel, Rijkswaterstaat 282.
- Leenen, W., 1754. Caart figuratief van den doorgebroken IJsseldijck bij Vecaaten in de Provincie van Overijssel etc. Rijksarchief Overijssel Rijkswaterstaat 272
- Tas, H., 1729. Rouwe Afbeelding van al het aangewonnen Land dat in het District van Neerijnen en Hier of Weerdenburg in Tielreweerd gelegen is. RAG, Archief Gedeputeerden Nijmegen 61.