INRICHTING EN BEHEER VAN SLOOTKANTEN IN HET VEENWEIDEGEBIED

INRICHTING EN BEHEER VAN SLOOTKANTEN IN HET VEENWEIDEGEBIED

Effecten op de vegetatie na acht jaar onderzoek

Mike van der Linden
Frank M.W. de Jong

Centrum voor Milieukunde
Rijksuniversiteit Leiden
Postbus 9518
2300 RA Leiden

CML report 106 - Section Ecosystems and Environmental Quality
DBL publikatie nr. 58

Een onderzoek in opdracht van Directie Beheer Landbouwgronden (DBL)

Dit rapport kan op de volgende wijze worden besteld:
- telefonisch: 071-277486
- schriftelijk: Bibliotheek CML, Postbus 9518, 2300 RA Leiden, hierbij graag duidelijk naam besteller en verzendadres aangeven.

CIP-GEGEVENS KONINKLIJKE BIBLIOTHEEK, DEN HAAG

Linden, Mike van der

Inrichting en beheer van slootkanten in het veenweidegebied : effecten op de vegetatie na acht jaar onderzoek / Mike van der Linden, Frank M.W. de Jong. - Leiden : Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit Leiden. - Ill. - (CML report ; 106. Section Ecosystems and Environmental Quality) (DBL publikatie ; nr. 58) Onderzoek in opdracht van Directie Beheer Landbouwgronden (DBL). - Met lit. opg. - Met samenvatting in het Engels.
ISBN 90-5191-077-0
Trefw.: sloten (water) / natuurbeheer ; Nederland.

Druk: Biologie, Leiden

© Centrum voor Milieukunde, Leiden 1994

Voorwoord

In 1986 is door Dick Melman bij het Centrum voor Milieukunde in Leiden (CML) een promotie-onderzoek gestart naar de mogelijkheden van natuurvriendelijke inrichting en beheer van slootkanten in het veenweidegebied. In 1991 is dit onderzoek afgerond met een promotie. Gezien de gunstige resultaten die reeds na drie jaar werden bereikt werd het door de Directie Beheer Landbouwgronden (DBL) zinvol geacht om het onderzoek op een tweetal lokaties voort te zetten. In het voorliggende rapport wordt verslag gedaan van de resultaten van het vervolgonderzoek.

Het vervolgonderzoek had niet plaats kunnen vinden zonder de constructieve medewerking van de betrokken boeren, te weten de familie Verburg uit Berkenwoude en de familie Van Eijk uit Reeuwijk gedurende acht jaar onderzoek.

Verder zijn wij dank verschuldigd aan de medewerkers van de provincie Zuid-Holland die in 1989 en 1990 de vegetatie-opnamen hebben verzorgd.

In het bijzonder willen wij verder Dick Melman en Maaike Bruggink, werkzaam bij DBL danken voor hun actieve inbreng, zowel bij verloop van het onderzoek als bij het tot stand komen van de definitieve rapportage.

Ook binnen het CML heeft een aantal medewerkers een ondersteunende rol gehad, waarvoor wij hen willen danken. Bart Vreeken heeft in 1991 de vegetatie opnamen verzorgd en bewerkt en heeft een zeer nuttige tussenrapportage opgesteld en adviezen gegeven. Maarten van 't Zelfde heeft zorg gedragen voor noodzakelijke aanpassingen van programmatuur en omzetten van bestanden. Joke van der Peet-van Loon en Elli van de Molengraaf hebben zorg gedragen voor het intypen van de vegetatiegegevens.

Mike van der Linden
Frank de Jong

maart 1994

Inhoudsopgave

SAMENVATTING IX

SUMMARY XI

1. INLEIDING 1

1.1 Achtergrond en aanleiding 1
1.2 Samenvatting resultaten onderzoek Melman 2
1.3 Doel- en vraagstelling 2
1.4 Opzet rapport 4

2. LOKATIES 5

2.1 Algemeen 5
2.2 Berkenwoude 6
2.3 Reeuwijk 7

3. METHODEN 9

3.1 Opzet van het onderzoek 9
3.2 Het veldwerk 14
3.3 Verwerking van de gegevens 15

4. RESULTATEN BERKENWOUDE 19

4.1 Ontwikkelingen in de slootkanten tussen 1986 en 1993 19
4.2 De inrichtingsvormen 21
4.3 De beheersvarianten 34
4.4 Successie 54
4.5 Andere factoren 55
4.6 Conclusies Berkenwoude 58

5. RESULTATEN REEUWIJK 63

5.1 Ontwikkelingen in de slootkanten tussen 1986 en 1993 63
5.2 De inrichtingsvormen 65
5.3 De beheersvarianten 73
5.4 Successie 87
5.5 Conclusies Reeuwijk 88

6. BEDRIJFSVOERING EN INPASBAARHEID 91

6.1 Resultaten interviews 91
6.2 Conclusies inpasbaarheid 94

7. CONCLUSIES, DISCUSSIE EN AANBEVELINGEN 95

7.1 Conclusies 95
7.2 Discussie 97
7.3 Aanbevelingen 101

8. LITERATUUR 103

BIJLAGEN

4.1 Gemiddelde waarden van alle parameters per inrichtingsvorm per jaar in Berkenwoude.
4.2 Overzicht van in de lokaties Berkenwoude en Reeuwijk waargenomen hogere plantesoorten.
4.3 Indeling van de aangetroffen plantesoorten in ecologische groepen.
4.4 Gemiddelde waarden van alle parameters per beheersvariant per jaar in Berkenwoude.
5.1 Gemiddelde waarden van alle parameters per inrichtingsvorm per jaar in Reeuwijk.
5.2 Gemiddelde waarden van alle parameters per beheersvariant per jaar in Reeuwijk.
6.1 Aandachtspunten interviews

Samenvatting

Het veenweidegebied van Zuid-Holland heeft zich in de afgelopen eeuwen mede onder invloed van de landbouw ontwikkeld tot een gevarieerd gebied. Dit gebied werd gekenmerkt door de aanwezigheid van verschillende gradiënten (vochttoestand, nutriëntenrijkdom, kleigehalte), die leidden tot een grote variatie in de vegetatie.

Met name door de intensivering van de veehouderij en door de herverkavelingen in de afgelopen decennia is een aantal van deze gradiënten sterk onder druk komen te staan, en daarmee de rijkdom van de vegetatie. De vegetatie lijkt zich nog het best te kunnen handhaven in de marges van de veehouderij, te weten de slootkanten.

Om te onderzoeken in hoeverre slootkanten een bijdrage kunnen leveren aan het behoud dan wel herstel van de natuurwaarden van de vegetatie is tussen 1986 en 1989 bij het Centrum voor Milieukunde Leiden (CML) een promotie-onderzoek uitgevoerd. Uit dit onderzoek bleek dat het mogelijk is om met aangepaste vormen van inrichting en beheer een aanzienlijke verbetering van de natuurwaarden van de vegetatie in de slootkanten te bewerkstelligen. Bovendien bleek een aantal van deze maatregelen goed inpasbaar in de huidige landbouwbedrijfsvoering.

Hierbij ontstond de vraag hoe duurzaam de optredende effecten zijn. Ten einde deze vraag te kunnen beantwoorden, is door Directie Beheer Landbouwgronden (DBL) in 1990 aan het CML opdracht verleend om op twee lokaties, te weten één in Berkenwoude en één in Reeuwijk, het experimentele beheer gedurende vier jaar voort te zetten en de ontwikkelingen in de vegetatie te volgen en te analyseren.

Op deze lokaties zijn de volgende inrichtingsvormen aanwezig: onvergraven taluds (als controle), steil vergraven taluds en terrasvormig vergraven taluds. Op het perceel bij Berkenwoude zijn daarnaast aan het kopse einde van het perceel drie terrassen met een breedte van 3 meter aangelegd. De beheersfactoren die al dan niet werden toegepast waren meebemesten van de slootkant, maaien voor 1 juli, meebeweiden en deponeren van slootschoningsmateriaal op de slootkant. Hierbij moet worden opgemerkt dat op de terrasvormige taluds steeds drie beheersfactoren in gunstig geachte zin werden uitgevoerd en één in ongunstig geachte zin, terwijl op de steil vergraven taluds steeds drie factoren in ongunstige zin werden uitgevoerd en één in gunstige zin.

Resultaat van het onderzoek is dat de positieve invloed op de vegetatie die uitgaat van het aanleggen van terrasvormige taluds zich in de afgelopen vier jaar heeft voortgezet en zelfs enigszins versterkt. De terrasvormige taluds aan de kopse einden, die breder zijn dan de terrassen langs de lengte-sloten, geven de beste resultaten. Van de beheersfactoren blijkt meebemesten van de slootkanten de belangrijkste factor; wanneer een terrasvormig talud wordt meebemest gaat een relatief groot gedeelte van het positieve effect verloren. Het achterwege laten van bemesting bij het wel toepassen van de andere factoren leidt echter niet tot een significante verhoging van de natuurwaarden van de vegetatie in de onderzoeksperiode (acht jaar).

Vroeg maaien en deponeren van slootschoningsmateriaal op de slootkant hebben een minder belangrijke invloed op de natuurwaarden. Hierbij moet de opmerking worden gemaakt dat met een maaikorf werd geschoond en het slootschoningsmateriaal voornamelijk uit plantenmateriaal bestond. Over de eventuele effecten van slootbagger kunnen derhalve geen uitspraken worden gedaan.

Wanneer drie van de vier factoren in gunstig geachte zin worden toegepast geeft dit een significante verhoging van de natuurwaarden te zien, in vergelijking met de situatie waarin drie van de vier factoren in ongunstige zin zijn ingevuld. De situatie waarin alle factoren in gunstige zin worden toegepast en de situatie waarbij wel wordt meebeweid geven de meest gunstige resultaten. Hierbij moet worden opgemerkt dat de beweiding in de betreffende gevallen niet erg intensief was en vaak pas laat in het seizoen plaatsvond.

Uit het onderzoek wordt geconcludeerd dat het mogelijk is om met aangepaste vormen van inrichting en beheer een aanzienlijke verhoging van de natuurwaarden van de slootkant-vegetatie te bewerkstelligen.

Mede in verband met de inpasbaarheid worden de volgende aanbevelingen gedaan:

- De natuurwaarden van de vegetatie kunnen aanzienlijk worden verbeterd door het aanleggen van terrasvormige taluds aan de kopse einden van een perceel, waarbij het beheer in gunstig geachte zin wordt uitgevoerd en waarbij een gedeelte van het beheer (maaien, schonen) vanaf het water plaatsvindt.
- Het uitvoeren van combinaties van gunstig geachte beheersfactoren op de overige slootkanten, waarvan in ieder geval niet meebemesten deel uit zou moeten maken heeft zeer waarschijnlijk ook een positief effect.
- Het is niet zinnig om steile taluds aan te leggen en ook minder zinnig om slechts één van de beheersfactoren in gunstige zin uit te voeren.

***DESIGN AND MANAGEMENT OF DITCH BANKS IN THE DUTCH PEAT POLDER DISTRICT* - effects on vegetation after eight years of study**

Summary

Under the influence of agriculture, and for other reasons, over the centuries the peat polder district in the Dutch province of Zuid-Holland developed into a varied region characterized by the presence of various gradients (moisture, nutrient level, clay content) that gave rise to very varied vegetation.

Intensification of animal husbandry and reallotment schemes implemented during recent decades, in particular, have had a serious impact on these gradients and consequently on the richness of the vegetation. The vegetation appears to be able to survive best in the margins of husbandry operations, more specifically on ditch banks.

In order to investigate the degree to which ditch banks can contribute to conservation and recovery of the ecological values of the vegetation, between 1986 and 1989 the Leiden Centre of Environmental Science (CML) carried out a doctoral research project. The study showed that if ditch-bank design and management are suitably adapted, a substantial improvement in the ecological values of the vegetation can be achieved and that a number of these measures can be readily implemented in current agricultural practice.

One of the questions that arose was how permanent these results are. To answer this question, in 1990 Directie Beheer Landbouwgronden (DBL, a government agricultural agency) commissioned CML to continue the experimental management regime for a further four years at two sites, one plot each in Berkenwoude and in Reeuwijk, monitoring and analysing vegetation trends.

At these sites, the following types of ditch bank are present: unmodified banks (as a control), steeply dug banks and terraced banks. At the Berkenwoude site, three terraces with a width of 3 metres were also created at the narrow end of the plot. The management factors varied in the study were: fertiliser input to ditch banks, mowing before 1 July, grazing of ditch banks, and depositing ditch spoil on the banks. On all the terraced banks, three management factors were implemented in a manner deemed favourable and one in a manner deemed unfavourable; on steep banks, three factors were kept unfavourable and one favourable.

The study indicates that the positive influence of terraced bank creation on the vegetation has continued over the past four years, and has even increased somewhat. The terraced banks at the narrow ends, which are wider than those along the long sides, give the best results. Of the management factors, the most important is found to be fertiliser input to banks; when a terraced bank is fertilised or manured along with the rest of the plot, much of the positive influence of other management factors is lost. Over the eight-year study period, however, an absence of fertiliser input while the other factors are still applied does not lead to a significant increase in the ecological values of the vegetation.

Early mowing and depositing ditch spoil on the banks have a less important influence on ecological values. It should be noted that a mowing basket (this machine has a basket with a cutter bar in front of it) was used and the spoil consisted mainly of plant matter, so that no conclusions can be drawn as to the effects of depositing dredged spoil from the ditches.

When three of the four factors are applied in a manner deemed favourable, this leads to a significant increase in ecological values, compared to a regime with four factors applied unfavourably. The situation in which all four factors are favourable and the situation in which cattle are also allowed to graze on the banks give the best results. It should be noted that in the cases concerned, grazing was not particularly intensive and often occurred only late in the season.

From the study it can be concluded that, if ditch bank design and management are suitably adapted, a substantial improvement in the ecological values of the vegetation can be achieved.

Making due allowance for practical implementation, the following recommendations are made:

- A substantial improvement in the ecological values of the vegetation can be achieved by creating terraced banks at the narrow ends of plots and applying a favourable management regime, with mowing and cleaning being carried out partly from the water.
- A combination of other favourable management factors on the other ditch banks, including, in all cases, no fertilising of banks, will very probably have a positive impact.
- It is not worthwhile creating steep banks, and there is also little point in favourable implementation of just one of the management factors.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond en aanleiding

Het gebruik van het veenweidegebied door de landbouw heeft geleid tot een afwisselend gebied met hoge natuurwaarden. Met name de veehouderij heeft daarbij een belangrijke bijdrage geleverd, bijvoorbeeld door het versterken van gradiënten (vochttoestand, nutriëntenrijkdom) en het aanleggen en onderhouden van sloten. Door een aantal ontwikkelingen binnen de veehouderij in de afgelopen 40 jaar, te vatten onder de term intensivering, zijn de natuurwaarden van het veenweidegebied echter sterk onder druk komen te staan (Draaijer, 1990). Niettemin lijken ook binnen het huidige geïntensiveerde landbouwsysteem goede mogelijkheden te bestaan tot ontwikkeling of behoud van een aantal natuurwaarden, zoals bijvoorbeeld een hoge weidevogelstand (Musters *et al.*, 1986) en een waardevolle vegetatie (Terwan, 1992; Hoogendoorn, 1993).

In de landbouwpercelen lijken de sloten en de slootkanten de meest voor de hand liggende plaatsen om te zoeken naar mogelijkheden voor vegetaties of soorten met hogere natuurwaarden. Slootkanten hebben vanuit de produktiefunctie van het perceel bezien slechts een marginale waarde (Anonymus, 1989) en vormen thans reeds de plaatsen met de grootste soortenrijkdom.

Het bovengenoemde vormde de aanleiding voor een onderzoek naar de mogelijkheden voor natuurgericht slootkanten beheer, op een wijze die inpasbaar is in de landbouwbedrijfsvoering. In 1986 ging hiertoe op het Centrum voor Milieukunde van de RU-Leiden (CML) een promotie-onderzoek van Th.C.P. Melman naar de ontwikkeling van slootkantvegetaties van start. Doelstelling van dit onderzoek was om na te gaan wat de betekenis is van profielvorm, bemesting, maaidatum, beweidingsregime en depositie van slootschoningsmateriaal op de samenstelling van de slootkantvegetatie. Het onderzoek vond plaats op meerdere lokaties in het veenweidegebied van West-Nederland, voor een belangrijk deel onder het beheer van de Directie Beheer Landbouwgronden (DBL) (Melman & Udo de Haes 1987, Melman 1990). De resultaten van dat onderzoek zijn vastgelegd in een proefschrift (Melman, 1991).

In 1990 heeft de DBL aan het Centrum voor Milieukunde opdracht gegeven om dit onderzoek op een tweetal lokaties voort te zetten. Dit betreft vier percelen in de Krimpenerwaard (totale slootkantlengte: 3,2 km) en één bij Reeuwijk (slootkantlengte: 0,7 km). Op beide lokaties zijn twee inrichtingsvormen aangelegd: steile slootkanten en terrasvormige slootkanten. Binnen deze inrichtingsvormen worden verschillende beheersfactoren al dan niet gevarieerd, te weten bemesting, maaien, beweiding en depositie van slootschoningsmateriaal op de slootkant. Ter vergelijking zijn ook niet vergraven slootkanten onderzocht. In de Krimpenerwaard waren daarnaast drie kopse einden in het onderzoek betrokken, waar terrastaluds van 3 meter breed waren aangelegd.

DBL heeft maatregelen gericht op het ontwikkelen van de natuurwaarde van slootkanten opgenomen in beheerspakketten in het kader van de relatie-nota. Daarom is het voor DBL van groot belang om een beeld te hebben van de effectiviteit van de maatregelen.

Doel van het onderhavige vervolgonderzoek is dan ook om na te gaan of de tendensen in de vegetatie-ontwikkeling die zich aftekenden na 3 jaar uitoefenen van verschillende vormen van beheer zich in de jaren daarna voortzetten en om na te gaan of de effecten van de verschillende inrichtingsvormen duurzaam zijn. In § 1.2 wordt een overzicht gegeven van de resultaten van de eerste drie jaar van het onderzoek. De resultaten van het onderzoek t/m 1991 zijn ook vastgelegd in een tussenrapportage (Vreeken & De Jong, 1992).

1.2 Samenvatting resultaten onderzoek Melman

De resultaten van het onderzoek van Melman strekken zich uit over de eerste drie jaar (1986 tot en met 1988) na aanleg van verschillende inrichtingsvormen en het gedurende deze drie jaar toepassen van verschillende vormen van aangepast slootkantbeheer.

Ten aanzien van de inrichtingsvormen blijkt uit het onderzoek van Melman dat het aanleggen van terrastaluds tot een snelle bevordering van de soorten van natte en drassige omstandigheden leidt. Het effect op de natuurwaarden van terrastaluds is duidelijk positief. Een modelstudie laat zien dat dit effect blijvend is wegens de te verwachten hogere denitrificatie door de hoge waterstand.

Wat betreft de beheersvormen blijkt dat het niet meebemesten van slootkanten een belangrijke bijdrage levert aan de natuurwaarde van de vegetatie. Het niet meebeweiden van de slootkanten levert een veel minder duidelijke bijdrage; hetzelfde geldt voor laat maaien (na 1 juli). Deze maatregelen blijken vooral positief te kunnen werken in laag produktieve vegetaties. In hoog produktieve vegetaties kan het achterwege laten van beweiden of van de eerste maaibeurt negatief werken en tot vervilting van de zode leiden.

Voor slootschoningsmateriaal is het beeld genuanceerder: een grote hoeveelheid materiaal op de slootkanten leidt tot verstikking en aanvoer van voedingsstoffen. De effecten zijn negatief. Een geringe hoeveelheid slootschoningsmateriaal op de slootkant heeft echter geen negatief effect, vooral niet als het grotendeels organisch materiaal betreft.

De inpasbaarheid van het niet meebemesten lijkt groot. Het zuinig omgaan met vooral kunstmest, waarbij de slootkanten worden ontzien, kan naast een positief effect op de vegetatie ook een besparing voor de veehouders opleveren. Voor beweiden en maaien bestaan wel mogelijkheden maar de inpasbaarheid lijkt toch geringer dan die van de bemesting. Bij het slootschonen is het van belang om met name de bagger niet in de slootkanten te deponeren.

1.3 Doel- en vraagstelling

In het vervolgonderzoek zijn op de betreffende slootkanten verschillende combinaties van aangepast beheer uitgevoerd. Van een aantal vormen van beheer zijn reeds in de periode tot 1989 effecten gevonden. Bij dit onderzoek ging het erom, de ontwikkelingen ook over een langere periode te volgen, om de volgende redenen: i) het is van belang om een beeld

te hebben van de duurzaamheid van reeds gesignaleerde effecten op de vegetatie; ii) sommige vegetatie-effecten zullen mogelijk pas op langere termijn gaan optreden; iii) de duurzaamheid van inrichtingsmaatregelen (terrassering) is nog onvoldoende bekend; iv) eveneens zijn nog aanvullende gegevens nodig over de inpasbaarheid in de bedrijfsvoering.

Onderstaand worden voor de verschillende inrichtings- en beheersvormen hypothesen geformuleerd die in het vervolgonderzoek zijn getoetst.

Inrichting

Ten einde een goede vergelijking te kunnen maken tussen de inrichtingsvormen zijn in 1986 tegelijk terrastaluds en steile taluds aangelegd.

- Voor de steile taluds is de verwachting dat deze in de samenstelling van de vegetatie steeds meer op de onvergraven taluds gaan lijken.
- Voor de terrastaluds is het de vraag in hoeverre de gevonden positieve natuureffecten duurzaam zijn of zelfs toe zullen nemen.

Beheer

- De verwachting is dat er bij die maatregelen die de toevoer van voedingsstoffen naar de slootkanten verminderen (niet meebemesten, geen slootschoningsmateriaal op de slootkant) een steeds duidelijker positief effect op zal treden.
- Het niet maaien voor één juli zal vooral een effect hebben op de vegetatiestructuur en niet zozeer op de natuurwaarde. In combinatie met maatregelen die de nutrienten-toevoer verminderen kan het effect echter positief zijn.
- Niet meebeweiden zal tot minder vertrapping en daardoor een duurzamer slootkantprofiel leiden. Door het achterwege laten van begrazing worden echter geen voedingsstoffen (organisch materiaal) afgevoerd, maar tegelijk ook niet aangevoerd via de mest. Wel beweiden zal daarentegen door vertrapping en begrazing tot een opener vegetatiestructuur leiden en dus, mits niet te intensief, tot kiemingsmogelijkheden van gewaardeerde soorten en verhoging van de natuurwaarden.
- Het opbrengen van slootschoningsmateriaal op het talud zal vermoedelijk een ophoging van de terrastaluds tot gevolg hebben. Omdat de slootschoning in dit onderzoek plaatsvindt met behulp van een maaikorf en het slootschoningsmateriaal uit relatief veel plantenmateriaal en weinig bagger bestaat, is de kans op verstikking en definitieve mechanische verwijdering van natte plantesoorten, niet groot.

Inpasbaarheid

- De verwachting is dat met name de maatregelen ten aanzien van het niet meebemesten als positief zullen worden ervaren, mede gezien de mogelijke besparing die hiermee gepaard gaat.
- Verder wordt verwacht dat niet meebeweiden en laat maaien als minder inpasbaar zullen worden gezien, omdat hier extra handelingen voor noodzakelijk zijn.

- Verwacht wordt dat het niet deponeren van slootschoningsmateriaal in de slootkant als goed inpasbaar wordt gezien, mits het slootschoningsmateriaal niet teveel op één hoop op het perceel wordt gegooid.
- De huidige opbrengst van slootkanten is zo gering dat het toepassen van natuurgerichte maatregelen op slootkanten waarschijnlijk niet zal leiden tot een merkbare produktievermindering.

1.4 Opzet rapport

In dit rapport wordt eerst een beschrijving gegeven van de lokaties en de inrichtings- en beheersvormen (hoofdstuk 2) en van de gebruikte methoden (hoofdstuk 3). In hoofdstuk 4 en 5 worden respectievelijk de resultaten van Berkenwoude en Reeuwijk besproken. In hoofdstuk 6 komt de inpasbaarheid van de maatregelen aan de orde en in hoofdstuk 7 worden de conclusies van het onderzoek geformuleerd.

2 Lokaties

2.1 Algemeen

Het onderzoek is uitgevoerd op percelen die liggen in het veenweidegebied van Zuid-Holland, bij Berkenwoude en bij Reeuwijk. Beide lokaties zijn in bezit van de Directie Beheer Landbouwgronden van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.

Figuur 2.1 Ligging van de lokaties Berkenwoude en Reeuwijk.

De bij dit onderzoek betrokken lokaties liggen in het veenweidegebied van Zuid-Holland (zie figuur 2.1).

Het veenweidegebied van Zuid-Holland maakt onderdeel uit van het grote veenweidegebied van Noord- en Zuid-Holland. Het dankt zijn ontstaan aan een geleidelijke vernatting van het gebied die ongeveer 7500 jaar geleden begon, toen de afvoer van water van het land naar zee door stijging van de zeespiegel stagneerde. De relatief laag gelegen streken achter de duinen kregen daardoor een veel vochtiger en zelfs uitgesproken nat milieu. In deze omstandigheden kon zich een laagveenpakket ontwikkelen doordat afgestorven plantedelen bij gebrek aan zuurstof niet geheel konden verteren. Na verloop van tijd groeide het laagveen uit tot buiten het bereik van het grondwater, en ging zich hoogveen vormen, gevoed door neerslagwater.

Aan deze ontwikkeling kwam ongeveer 1000 jaar geleden een einde, toen de mens een aanvang maakte met de ontginning van het gebied. In de eerste drie eeuwen van de ontginningsperiode werden, ter afwatering van het veen en ter afgrenzing van de percelen, veel van de nu nog bestaande sloten gegraven in de karakteristieke patronen die eigen zijn aan het slagen- en cope-landschap.

Met deze sloten verzorgden de ontginners een verbeterde afwatering van het veen op de van nature aanwezige veenstromen. De ontwatering leidde echter tot mineralisatie en inklinking van het veen, en dus tot daling van bodem. Het maaiveld kwam daardoor weer dicht bij de grondwaterspiegel te liggen, waardoor weer grotere watergangen, de weteringen, gegraven moesten worden om het grondwaterpeil verder omlaag te brengen. Ondanks deze ingrepen ging de bodemdaling echter door, en bleef een doorgaande ontwatering nodig, die mogelijk gemaakt werd door ontwikkelingen van de waterbouwtechniek (als het aanleggen van polders). Het uiteindelijke gevolg van deze strijd om land is, dat momenteel het maaiveld twee meter of meer is gedaald sinds het begin van de ontginningen.

Door deze ontstaansgeschiedenis hebben de veehouderij-bedrijven in het veenweidegebied traditioneel een langgerekte vorm, meestal met de boerderij op een oeverwal van een veenstroom gelegen. Vanaf de boerderij was er een gradiënt in nutriëntenrijkdom. Doordat de dichtbij het bedrijf gelegen percelen het meest intensief werden gebruikt vond hier een verrijking met nutriënten plaats. Op de meest verafgelegen percelen werd daarentegen weinig gemest en beweid, maar wel gemaaid zodat hier juist een verschraling plaatsvond. Daarnaast lagen de verafgelegen percelen dieper in de polder en ook in letterlijke zin dieper; deze percelen waren daarmee ook vochtiger.

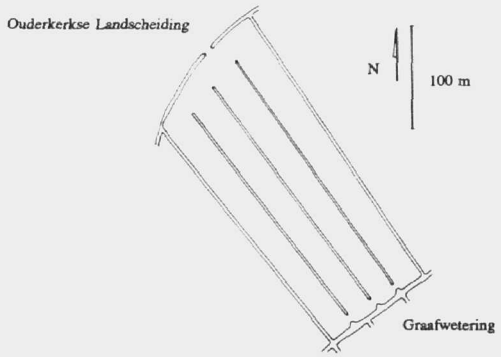
Deze ontwikkeling heeft geleid tot een gevarieerd landschap met grote gradiënten in vochttoestand en voedselrijkdom. Deze gradiënten hebben op hun beurt geleid tot een grote verscheidenheid aan vegetaties.

Onder invloed van de financiële druk en de technische mogelijkheden heeft er in de afgelopen decennia een sterke intensivering van de veehouderij plaatsgevonden. Herverkavelingen en het gebruik van kunstmest hebben geleid tot een vergaande nivellering van de gradiënten en het verdwijnen van voedselarme situaties.

2.2 Berkenwoude

De lokatie Berkenwoude ligt in de Krimpenerwaard tussen de Ouderkerkse Landscheiding en de Graafwetering (zie figuur 2.2). Het betreft vier (deel)percelen met een totale slootkantlengte van 3,2 km en een totale oppervlakte van ca. 3 ha. De bodem bestaat uit bosveen. Het perceel is vanaf 1986 in pacht bij de veehouder die aan het onderzoek heeft meegewerkt. Voor 1986 is het één jaar in pacht geweest bij een andere boer; daarvoor is het in gebruik geweest als meest verafgelegen perceel van een veehouderijbedrijf, met de rest van het bedrijf verbonden met een houten brug over de wetering. Dit duidt erop dat het perceel in het verleden waarschijnlijk vrij extensief is gebruikt.

Op deze lokatie zijn naast de slootkanten van de lengte-sloten ook drie kopse einden van de percelen bij het onderzoek betrokken. De tussen de percelen gelegen sloten worden onderbemalen en hebben daardoor een lager peil dan de randsloten. De onderbemaling vindt plaats via een buis verbonden met de sloten aan de overkant van de Graafwetering. De onderbemaling, die ruim 10 jaar geleden is aangelegd, heeft in de middelste percelen een bodemdaling van ca. 25 cm veroorzaakt.



Figuur 2.2 Lokatie Berkenwoude.

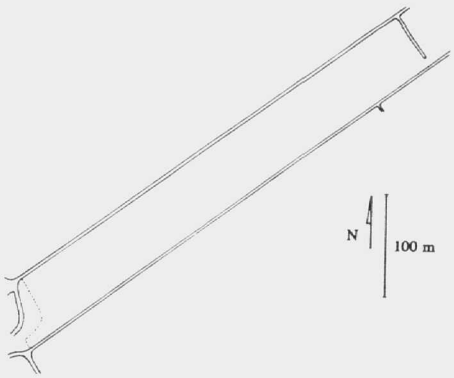
De percelen zijn gedurende de periode van het onderzoek in gebruik geweest als wisselweide. Hierbij werden de eerste twee sneden gemaaid waarna werd beweid (vanaf augustus tot het einde van het seizoen) met ca. zes stuks jongvee (= ca. 1 GVE/ha). De percelen werden jaarlijks twee maal bemest met kunstmest (KAS, 225 kg N/ha): één maal aan het begin van het seizoen, in maart, en één maal na de eerste snede. Na de tweede snede werd drijfmest (80 kg N/ha) uitgereden.

De tijdstippen waarop werd gemaaid (en vervolgens voor de tweede maal bemest) varieerden sterk door de jaren heen. In 1991 kon dit vanwege de drassige omstandigheden van het perceel pas omstreeks half juli voor de eerste maal gebeuren. In 1990 en 1992 vond de eerste maaibeurt wel voor 1 juli plaats.

2.3 Reeuwijk

De lokatie bij Reeuwijk betreft één ongedeeld perceel, in het onderzoek van Melman (1991) aangeduid als Reeuwijk-a (zie figuur 2.3). Het perceel ligt aan de oostkant van de Reeuwijkse plassen bij 'Oukoop'. De totale slootkantlengte is 0,7 km. De bodem bestaat uit veen.

Het perceel is voorafgaand aan het experiment reeds enkele jaren door dezelfde boer die aan het experiment heeft meegewerkt van DBL gepacht. Daarvoor is het perceel bij verschillende boeren in gebruik geweest. Vermoed wordt dat het gebruik vrij intensief is geweest.



Figuur 2.3 Lokatie Reeuwijk.

De gebruiker strooide in de onderzoeksjaren twee maal kunstmest (totaal 125 kg N/ha) en reed twee maal drijfmest uit (totaal 120 kg N/ha). De percelen zijn steeds twee maal gemaaid en vervolgens tot het eind van het seizoen beweid met 3-5 GVE/ha.

3 Methoden van het onderzoek

3.1 Opzet van het onderzoek

3.1.1 Achtergrond

Het oorspronkelijke onderzoek van het veld-experiment van Melman (Melman, 1991) vond plaats op 9 lokaties in het veenweidegebied. Hier werd de vorm van het talud op verschillende manieren ingericht en werden vier beheersfactoren (meebemesten, vroeg maaien, meebeweiden, slootschoningsmateriaal op het talud) gevarieerd.

Op drie lokaties was het beheer gekoppeld aan de inrichtingsvarianten. Hierbij was het uitgangspunt dat op de meest gunstig geachte inrichtingsvorm (terras) de ontwikkeling moest worden gestimuleerd door een gunstig geacht beheer. Op deze wijze konden de potenties van de slootkanten het meest uitgesproken aan het licht komen. Hier werd steeds maar één beheersfactor in ongunstige zin toegepast. Op de gangbare slootkantvorm (steil talud) is op deze percelen steeds één beheersfactor in gunstige zin toegepast, zodat de best inpasbare maatregel kon worden opgespoord.

Op drie lokaties waren de verschillende beheersfactoren gelijk verdeeld over de verschillen inrichtingsvormen. Hierdoor konden echter minder beheersfactoren worden onderzocht en is vooral gekeken naar de factoren die nutriënten toevoeren, te weten meebemesten en slootschoningsmateriaal op het talud.

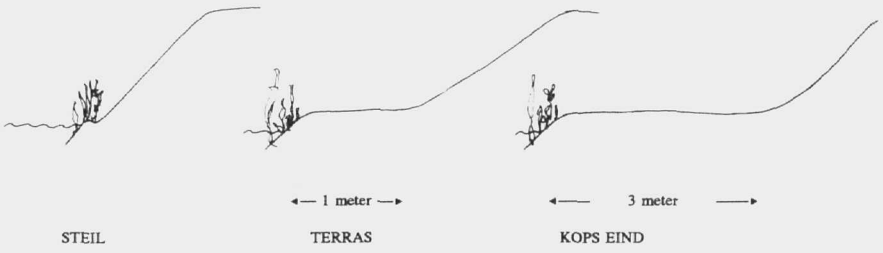
Op de drie overige lokaties is ten slotte vooral gevarieerd met verschillende combinaties van beheersfactoren, en is herprofilering achterwege gebleven.

In het onderhavige vervolgonderzoek word de lokatie gevolgd met de beste perspectieven vanuit natuurbehoudsoogpunt bezien, te weten de lokatie Berkenwoude, behorende tot de eerstgenoemde drie lokaties. Deze lokatie laat het beste de potenties van de inrichtings- en beheersvarianten zien. Ter vergelijking is de lokatie Reeuwijk meegenomen, omdat hier dezelfde combinaties van inrichting en beheer aanwezig waren als in Berkenwoude. Deze keuze werd ten dele bepaald door het demonstratie-karakter.

3.1.2 Inrichtingsvormen

Op beide lokaties zijn verschillende vormen van inrichting onderzocht (zie ook figuur 3.1):

- terrastaluds, waar over een breedte van ca. 1 meter een terras is aangelegd op ca. 15 cm boven het slootpeil.
- steile taluds waar de oorspronkelijke slootkant onder een tamelijk steile hoek (45°) is afgestoken (vergelijkbaar met de oorspronkelijke slootkant).
- onvergraven taluds.



Figuur 3.1 De verschillende talud-vormen.

Bij de terrastaluds en de steile taluds bestond de bodem na aanleg in 1986 uit kale veengrond. Hierbij werd er wel voor gezorgd dat de vegetatie aan de randen van de slootkant (rand met het perceel, rand met het water) werd gespaard.

In Berkenwoude zijn naast bovengenoemde taluds ook enkele kopse einden van de percelen onderzocht. Ook hier is een terras aangelegd, maar dan breder (ca. 3 meter). Op één kops eind zijn in 1986 plaggen aangebracht met soorten van schrale standplaatsen (*Agrostis canina, Caltha palustris, Carex acuta, Carex nigra, Eriophorum angustifolium, Potentilla palustris, Menyanthes trifoliata*).

3.1.3 Beheersvarianten

In het onderzoek zijn de volgende vier beheersfactoren gevarieerd:

		gunstig: N	ongunstig: W
1***	meebemesten	niet	wel
*2**	maaien	na 1 juli	voor 1 juli
**3*	meebeweiden	niet	wel
***4	slootschoningsmateriaal op de kant	niet	wel

In dit rapport wordt bij de naamgeving van de beheersvarianten steeds deze volgorde van beheersfactoren aangehouden, waarbij wordt aangegeven of ze wel of niet worden toegepast. Voorbeeld: beheersvariant WNWW betekent: Wel bemesten, Niet maaien voor 1 juli, Wel beweiden en Wel slootschoningsmateriaal op de kant.

Niet alle combinaties van inrichting en beheer zijn onderzocht. Op de steile taluds is telkens slechts één beheersfactor in gunstig geachte zin toegepast, op de terrastaluds slechts één beheersfactor in ongunstig geachte zin. Een overzicht van de voorkomende beheersvarianten wordt gegeven in de tabellen 3.1 en 3.2.

Tabel 3.1 Aantallen proefvlakken verdeeld over de verschillende inrichtings- en beheerssituaties in Berkenwoude; opnamen langs onderbemalen sloten zijn tussen haakjes aangegeven.

beheer ▸ ▾ inrichting	WWWW	NWWW	WNWW	WWNW	WWWN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
niet geherprof.	(4)									2(2)
steil	2(2)	(2)	(2)	(2)	(2)					
terras						2	2	(2)	(2)	3(2)
kops eind										3

Uit tabel 3.1 blijkt dat in Berkenwoude de verschillende beheersvormen niet gelijkelijk over de binnen (onderbemalen) en buitensloten zijn verdeeld. Dit komt omdat de buitensloten voornamelijk terrasvormig waren. Bovendien is bij de buitensloten alleen gevarieerd met de factoren bemesting en maaien en in de binnensloten op de terrastaluds met de factoren slootschoningsmateriaal en beweiden. De steil vergraven slootkanten bevonden zich dus vooral in de binnensloten.

Tabel 3.2 Aantallen proefvlakken verdeeld over de verschillende inrichtings- en beheerssituaties in Reeuwijk.

beheer ▸ ▾ inrichting	WWWW	NWWW	WNWW	WWNW	WWWN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
niet geherprof.	1									1
steil	1	1	1	1	1					
terras						1	1	1	1	1

3.1.4 Uitvoering van het beheer

Het beheer is in het algemeen uitgevoerd door de betrokken boeren. Een uitzondering hierop vormt de bemesting van de slootkanten in Berkenwoude. Gezien de gevoeligheid van deze factor heeft de betrokken boer geen van de slootkanten meebemest met kunstmest of drijfmest. Door de onderzoekers zijn de wel mee te bemesten slootkanten steeds op ongeveer hetzelfde moment als ook het perceel werd bemest met de hand van kunstmest (KAS) voorzien. In Reeuwijk is dit laatste jaarlijks alleen bij de eerste maal bemesten gebeurd. Verder heeft de betrokken boer hier de kanten wel of niet meebemest.

Het niet meebeweiden werd mogelijk gemaakt door het aanbrengen van schrikdraad. Dit is in eerste instantie door de onderzoekers zelf geplaatst. Later hebben de betrokken boeren dit overgenomen.

De slootschoning vond plaats door loonbedrijven. Vanaf het begin van de experimenten in 1986 is dit schonen door dezelfde medewerkers van dezelfde loonbedrijven geschied.

Het beheer is aan het begin van elk seizoen met de betrokkenen doorgesproken. Gedurende het seizoen werd vervolgens regelmatig gecontroleerd of zich problemen voordeden. In de hoofdstukken 4 en 5 wordt ingegaan op de uitvoering (en problemen) in de praktijk.

3.1.5 Interpretatie van de verzamelde gegevens

Voor de interpretatie van de verschillen tussen en veranderingen binnen de inrichtingsvormen en de beheersvarianten in beide lokaties, is met name gekeken naar de ecologische aspecten hiervan (veranderingen in voedselrijkdom en dynamiek) en naar de effecten op de natuurwaarde. Hiertoe zijn de oorspronkelijke vegetatiegegevens 'vertaald' in een aantal parameters dat gebruik maakt van indicatiewaarden van de plantesoorten.

Om uitspraken te kunnen doen over trofiestatus, verstoring en dynamiek in de slootkanten is gebruik gemaakt van vier parameters. De verschillen of veranderingen in natuurwaarden worden gemeten met drie parameters die de diversiteit van de vegetatie als kern hebben (Runhaar *et al.*, 1993). Daarnaast is apart gekeken naar de effecten van schommelingen in het slootwaterpeil, die de vochttoestand van de terrassen sterk hebben beïnvloed.

Trofie-parameters

Er worden twee trofie-parameters gebruikt. De reden hiervoor is dat ze beide een verschillend bereik en verschillende gevoeligheid hebben en elkaar aanvullen.

Het bedekkingsaandeel van voedselarme tot matig voedselrijke soorten is gebaseerd op de indeling van de plantesoorten in ecologische groepen die afgeleid is uit het Ecotopensysteem (Runhaar *et al.*, 1987). Bij deze indeling zijn soorten geordend naar vegetatiestructuur en naar preferentie voor bepaalde niveaus van standplaatsfactoren (vochttoestand, trofie, zuurgraad).

De parameter wordt naar Runhaar *et al.* (1993)[1] bepaald als relatieve gesommeerde bedekking van de soorten uit voedselarme tot matig voedselrijke soortengroepen ten opzichte van de gesommeerde bedekking van deze zelfde groep plus die van de soorten van zeer voedselrijke omstandigheden:

$$\frac{\text{bedekking va} + \text{va/mvr} + \text{mvr}}{\text{bedekking va} + \text{va/mvr} + \text{mvr} + \text{zvr}}$$

Soorten met een voorkeur voor matig tot zeer voedselrijke omstandigheden en indifferente soorten worden bij deze berekening niet meegenomen, omdat deze weinig indicatief zijn voor de voedselrijkdom. Ook aquatische soorten zijn niet meegenomen (zie § 3.3.2).

De waarde van de parameter kan variëren van 0,0 (genoemde soorten zijn afwezig, het trofieniveau is dus hoog) tot 1,0 (vegetatie bestaat geheel uit soorten uit genoemde groepen en heeft dus een laag trofieniveau). In het zeer voedselrijke traject is de gevoeligheid voor veranderingen van deze parameter beperkt.

---

[1] Bij Melman (1991) en bij Vreeken en De Jong (1992) was deze parameter bepaald als het aandeel van de voedselarme tot matig voedselrijke groep op de hele vegetatie. De resulterende door hen gebruikte waarden voor de proefvlakken in de jaren 1986-1991 zijn hierdoor wat lager dan de in dit rapport gebruikte.

Een tweede trofie-parameter wordt gevormd door de indicatiewaarden voor trofieniveau (in de tekst verder 'Toewijswaarden' genoemd), welke zijn ontleend aan Clausman *et al.* (1987; zie ook: Melman, 1991 en Runhaar *et al.*, 1993). De parameter is gebaseerd op optimum en amplitudo van soorten voor voedselrijkdom, waarmee aangeven wordt onder welke omstandigheden de trefkans van een soort het grootst is. Andersom is hieruit bij presentie van een soort ook af te leiden wat het meest waarschijnlijke trofieniveau is. Het programma TOEWIJS berekent uit de waarden (kansverdelingen) van in een opname aanwezige soorten het meest waarschijnlijke trofieniveau voor de opname als geheel. Deze waarde kan liggen tussen 0,1 (zeer voedselarm) en 9,9 (zeer voedselrijk). Deze parameter heeft bij toename van het trofieniveau een wat tragere reactiesnelheid op veranderingen als de vorige, maar een groter bereik.

Dynamiek-parameters

De twee volgende parameters geven beide een mate van dynamiek in de vegetatie aan, aan de hand van verschillende aspecten van de verstoring.

Het bedekkingsaandeel van pioniersoorten is eveneens gebaseerd op de indeling van soorten in soortengroepen binnen het Ecotopensysteem, in dit geval de groep van pioniersoorten. De parameter wordt bepaald als het bedekkingsaandeel van deze soorten in de totale bedekking van alle soorten, met uitzondering van de ruigtekruiden en de aquatische soorten. Zij is een maat voor de dynamiek in een vegetatie, die ontstaat na een verstoring die de zode beschadigt en die vaak het begin-stadium van de successie is.

Ook het bedekkingsaandeel van ruigtesoorten is gebaseerd op het ecotopensysteem en wordt berekend als het aandeel van de ruigtesoorten in de bedekking van alle soorten met uitzondering van pioniersoorten en aquatische soorten. Zij is dus als verstoringsindicator min of meer complementair aan de vorige parameter. Het bedekkingsaandeel van ruigtesoorten indiceert de dynamiek in de standplaats die ook door andere factoren, zoals overmatige toevoer van nutriënten en waterpeil-schommelingen, teweeg gebracht kan worden, vaak in een verder gevorderde fase van de successie.

Om meer inzicht te krijgen in de eventuele rol van de waterhuishouding in de percelen op de ontwikkelingen, is voor alle opnamen ook het bedekkingsaandeel van soorten van natte en verlandingssituaties bepaald. Hierbij werd de relatieve bedekking van soorten van natte omstandigheden en van verlandingssoorten (weer volgens het Ecotopensysteem) ten opzichte van de bedekking van alle soorten in een opname berekend. Deze bewerking is vooral uitgevoerd om te achterhalen of er een (grote) verstorende invloed uitgaat van de schommelingen in het waterpeil.

Natuurwaarderingsparameters

Om de veranderingen in natuurwaarde van de vegetatie in beeld te brengen zijn de volgende parameters gebruikt.

De oppervlakte-afhankelijke natuurwaarde-index wordt bepaald volgens de methode van Clausman en Van Wijngaarden (1984). Deze natuurwaarde - of ook: mate van bedreigdheid - is gebaseerd op de diversiteit binnen een vegetatie (opname), gewogen naar de (Zuid-Hollandse, landelijke en mondiale) zeldzaamheid van de betreffende soorten en hun 'tendens' (toe- of afname in de laatste jaren).

De oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index is van de vorige maat afgeleid door Melman (1991). De weging van soorten geschiedt rechtevenredig naar hun relatieve abundantie, zodat de maat niet meer afhankelijk is van (varieert met) de grootte van een proefvlak.

De eenvoudigste en meest inzichtelijke natuurwaarderingsparameter is het totale aantal soorten in een proefvlak, waarbij elke soort even zwaar gewogen wordt.

3.2 Het veldwerk

3.2.1 Het verzamelen van de vegetatiegegevens

De vegetatiegegevens zijn verzameld in de proefvlakken die waren ingericht in het midden van elke slootkant-strook met een bepaald beheer. Zij konden elk jaar via meting vanaf vaste referentiepunten (i.c. de borden die het te voeren beheer aangaven) teruggevonden worden.

De proefvlakken in de steile slootkanten en terrastaluds hadden in Berkenwoude en Reeuwijk een breedte van 1,20 m vanaf de sloot en een lengte van 25 m. Onvergraven slootkanten (steeds aan het begin of einde van een sloot) hadden in Reeuwijk dezelfde afmetingen, in Berkenwoude waren ze even breed maar in enkele gevallen korter. De drie proefvlakken op de kopse einden in Berkenwoude tenslotte waren 3 m breed.

Van 1986 tot en met 1993 zijn in beide lokaties bijna jaarlijks vegetatie-opnamen gemaakt. Van de acht jaren tussen begin en einde van het onderzoek zijn in Berkenwoude in één (1992) en in Reeuwijk in twee jaren (1990 en 1992) geen opnamen gemaakt. De opname-periode lag steeds in juni en de eerste helft van juli (zie tabel 3.3). Het onderzoek werd in de eerste drie jaren en in 1991 en 1993 verricht door medewerkers van het CML en in 1989 en 1990 door medewerkers van de Provincie Zuid-Holland.

Tabel 3.3 Vegetatie-opnamen in Berkenwoude en Reeuwijk: jaar, periode (weeknummer) en onderzoeker.

	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
Berkenwoude	24-28	23-27	23-28	23-24	28	20-22	-	23-25
Reeuwijk	24-25	24-25	24-25	25	-	27	-	23
Onderzoeker	CML	CML	CML	Z-Hol	Z-Hol	CML	-	CML

Tijdens de opnamen werden presentie en abundantie van de soorten genoteerd volgens de methode van Braun-Blanquet aangepast door Van der Maarel (1979). Omdat veel van de gebruikte parameters werken met de relatieve oppervlakte die soorten innemen, moesten de schaaleenheden van Van der Maarel worden omgezet. Tabel 3.4 geeft aan hoe dat is gebeurd. Naast deze soortsgegevens is ook genoteerd wat de totale bedekking van de vegetatie en de bedekking van de verschillende structuurlagen was (in procenten), alsmede het vegetatie-patroon (homogeen, mozaïek of gezoneerd).

Tabel 3.4 Omzetting van de 'nine point cover-abundance' schaal (Van der Maarel 1979) naar *percentuele abundantie.*

schaal code	*betekenis*		*nieuwe betekenis*
0	present, abund. onbekend		0,3%
1	<4 exx	<5%	0,1%
2	1-3 exx/m2	<5%	0,3%
3	4-10 exx/m2	<5%	1,0%
4	>10 exx/m2	<5%	3,0%
5	5-12%		8,5%
6	13-25%		18,5%
7	26-50%		37,5%
8	51-75%		62,5%
9	76-100%		87,5%

3.2.2 Het inmeten van het profiel

In het laatste onderzoeksjaar (1993) is het profiel van de slootkanten opgemeten met een landmeetkundige waterpas. De metingen hadden met name tot doel om de duurzaamheid van de verschillende inrichtingsvormen te beoordelen, inclusief de invloed van de verschillende beheersvormen hierop. In elk vak met een verschillende beheerscombinatie zijn 3 (Reeuwijk) of 1 (Berkenwoude) metingen uitgevoerd.

Omdat het hierbij vooral ging om de vorm van het profiel is het profiel zelf opgemeten met tussenstappen van 25 cm. Hierbij is steeds begonnen bij de sloot en is het profiel tot op 1,50-1,75 m vanaf de oever ingemeten. Per sloot kunnen deze metingen in absolute zin met elkaar worden vergeleken. De verschillende sloten die niet direct met elkaar in verbinding staan kunnen echter niet worden gerelateerd. De uitkomsten van de metingen kunnen derhalve over het geheel genomen niet in absolute zin worden gebruikt.

3.3 Verwerking van de gegevens

3.3.1 Invoer en eerste verwerking

De gegevens van alle jaren zijn op het CML opgeslagen in 'direct access-bestanden'. Per opname staan hierin, naast een aantal gegevens voor de identificatie van de opname, alle genoteerde algemene opname-gegevens vermeld (de 'kopgegevens'), en de soorten met hun (omgerekende) abundantie. Deze bestanden vormen de basis voor alle bewerkingen.

De bepaling van de parameter-waarden per opname geschiedde met de volgende op het CML aanwezige programmatuur:

- DACPRI voor het bedekkingsaandeel van de verschillende soortengroepen (Runhaar & Van 't Zelfde, in prep.)
- TOEWIJS voor de bepaling van de Toewijswaarden (Clausman *et al.*, 1987)
- WAARDE voor het bepalen van de oppervlakte afhankelijke en onafhankelijke *natuurwaarde-index* (Clausman & Van Wijngaarden, 1984).

De uitvoer van deze programma's vormt de invoer voor onder andere statistische programma's waarmee verschillen tussen de gegevens op significantie werden getoetst. Bij de statistische analyse werd steeds een overschrijdingskans van $\leq 5\%$ gehanteerd. Bij variantie-analyse is er vanuit gegaan dat de te beschouwen factoren inrichtingsvorm, beheer en tijd nevengeschikt zijn.

3.3.2 Aanpassingen in de basisbestanden

Om de opnamen goed vergelijkbaar te maken is voor de verdere bewerking eerst een aantal soorten uit het bestand verwijderd. De redenen hiervoor lagen in de inconsequente of onvolledige inventarisatie door de jaren heen. Ten eerste betreft dit de drijvende waterplanten (*Lemna spp, Azolla filiculoides*). Afgezien van het feit dat deze soorten nauwelijks indicatief zijn voor de slootkanten als zodanig, bleek ook dat ze niet in alle jaren consequent geïnventariseerd zijn. Ten tweede is een aantal ondersoorten verenigd met hun '*sensu lato*'-soort. De reden hiervoor was dat sommige ondersoorten in de verschillende jaren niet consequent zijn onderscheiden. Tenslotte zijn ook de mossoorten niet bij de bepalingen betrokken. Ook deze zijn niet consequent geïnventariseerd.

3.3.3 Bepaling van het effect van de inrichtingsvormen

Bepaling van de rol van de factor inrichtingsvorm op de samenstelling van de vegetatie geschiedde op twee manieren: op opname-niveau en op soortsniveau. Bij de interpretatie van de gegevens moet bedacht worden dat de variatie in deze factor gekoppeld is aan de variatie in beheersvarianten. Zoals paragraaf 3.1.3 is uiteengezet, zijn de beheersvarianten namelijk niet gelijk verdeeld over de inrichtingsvormen.

Op opnameniveau werd gewerkt met de waarden die de parameters in de opnamen (gemiddeld per inrichtingsvorm en per jaar) bereikten. Met een multipele variantie-analyse over het hele bestand is voor alle parameters bepaald of de factoren inrichtingsvorm, tijd dan wel de interactie daartussen, een significante rol spelen in het verklaren van de spreiding in de gegevens.

In vervolg op de ANOVA werd een *multiple range*-analyse uitgevoerd. Deze geeft als resultaat zogenaamde 'homogene groepen': groepen van variabelen (inrichtingsvormen of jaren) waartussen de verschillen wel significant zijn, maar waarbinnen niet. Vervolgens is een analyse van de gemiddelde waarden per jaar van de parameters voor de afzonderlijke inrichtingsvormen uitgevoerd.

Op soortsniveau is gekeken naar verschillen in gemiddelde presentie- en abundantiewaarden die alle soorten bij de inrichtingsvormen per jaar vertonen. Eventuele verschillen tussen de beheersvarianten binnen een inrichtingsvorm zijn hierbij buiten beschouwing gebleven. Verschillen in presentie zijn op significantie getoetst met een chi-kwadraat-toets ($p > 0,05$). Daarnaast is ook gekeken naar verschillen in de trouw van soorten aan een bepaalde inrichtingsvorm. Trouw is een aan de hand van de presentatie en abundantiegegevens kwalitatief te bepalen maat waarmee aangegeven kan worden dat een soort vaker (consequenter, in een meer aaneengesloten periode) bij een inrichtingsvorm voorkomt dan bij een andere, zonder dat dit leidt tot een significant hogere presentie.

De beschikbare toetsen die verschillen in abundantie onderzoeken, werken met gemiddelden over de hele onderzoeksperiode. Omdat daarmee de evenzeer belangrijke verschillen in trouw en in veranderingspatronen door de jaren uit het zicht zouden verdwijnen, is ervoor gekozen de verschillen in abundantie kwalitatief te beoordelen.

Op soortsniveau is eveneens gekeken naar de verschillen tussen inrichtingsvormen met een gelijk beheer. Het gaat hierbij om onvergraven en steil-vergraven slootkanten met beheersvariant WWWW, en om onvergraven slootkanten, terrastaluds en kopse einden met beheersvariant NNNN. Doel van deze analyse is het achterhalen van effecten van profielvorm en van vergraving op zich.

3.3.4 Bepaling van het effect van de beheersvarianten

Ook de invloed van de factor beheersvariant is onderzocht op opname- en op soortsniveau, op een wijze die grotendeels analoog is aan de bij inrichtingsvormen toegepaste methode. De variantie-analyse van beheersvarianten op opnameniveau gebeurde voor de drie inrichtingsvormen met verschillende beheersvarianten afzonderlijk. In het geval van Berkenwoude kon hierbij de inrichtingsvorm 'kopse einden' niet worden meegenomen, omdat daar slechts één beheersvariant is toegepast.

In Reeuwijk zijn per beheersvariant geen duplo-proefvlakken aanwezig. Om deze reden was het uitvoeren van een multipele variantie-analyse niet mogelijk, en moest worden volstaan met een enkelvoudige variantie-analyse.

3.3.5 Profielmetingen

De meetresultaten van 1993 zijn grafisch weergegeven en kwalitatief met elkaar vergeleken.

4 Berkenwoude

4.1 Ontwikkelingen in de slootkanten tussen 1986 en 1993

4.1.1 Het gevoerde beheer en externe invloeden

Bemesting

De slootkanten zijn niet door de pachter maar door de onderzoekers met kunstmest bemest waar dat volgens de onderzoeksopzet vereist was. Hierbij zijn de bemestingsfrequentie en -moment aangehouden zoals de pachter die op het perceel toepaste. In 1990 en 1992 is drie maal bemest (totaal 225 kg N/ha op de betreffende slootkanten). In 1991 is slechts twee maal bemest (150 kg N/ha). In 1993 is, voor de vegetatieopnamen, nog één maal bemest aan het begin van het seizoen (75 kg N/ha).

Maaien

Het wel en niet meemaaien van de slootkanten heeft plaatsgevonden door de pachtende veehouder. De percelen werden over het algemeen pas vrij laat (in juni) voor de eerste maal gemaaid. De slootkanten die niet voor één juli mochten worden gemaaid, zijn daarna apart gemaaid. In 1991 vond de eerste maaibeurt zelfs pas in juli plaats. In dit geval zijn alle slootkanten tegelijk gemaaid. Het verschil in tijd tussen de wel en niet vroeg gemaaide slootkanten bedroeg in alle gevallen echter niet meer dan enkele weken.

Beweiden

Beweiding met jongvee (ca. zes stuks) vond plaats vanaf augustus tot het einde van november. De slootkantdelen die niet beweid mochten worden waren met schrikdraad afgezet. In tegenstelling tot andere jaren is in oktober 1991 ook een stier ingeschaard. Dit heeft ertoe geleid dat de koeien toen achter het schrikdraad terecht zijn gekomen en dat de niet te beweiden delen dus toch door het vee betreden zijn.

Slootschonen

De sloten zijn jaarlijks rond 1 oktober geschoond, steeds door dezelfde loonwerker; deze was dus goed op de hoogte van de beheersvoorschriften. Niettemin is elke keer vóór het schonen ter plekke nogmaals aangegeven wat precies de bedoeling was. Er zijn bij het deponeren van het schoningsmateriaal op de slootkant nooit vergissingen waargenomen.

Onderbemaling

Op de lokatie Berkenwoude hebben zich vanaf het najaar van 1989 problemen voorgedaan met de ontwatering van de drie binnensloten. De oorzaak hiervan was het defect raken

van de verbindingsbuis met de onderbemalen percelen aan de overzijde van de Graafwetering. De defecte onderbemaling heeft ertoe geleid dat een deel van de terrastaluds langs de binnensloten in het voorjaar van 1990 en 1991 geruime tijd onder water heeft gestaan.

In 1990 is daarom door DBL een pomp aan de pachter beschikbaar gesteld. Deze kon echter niet altijd worden gebruikt, omdat juist door de hoge waterstand het perceel niet meer begaanbaar was voor de trekker met pomp. Een neveneffect van het gebruik van de pomp was de neiging om wanneer pompen wel mogelijk was, meteen sterk onder te bemalen. Om de problemen definitief op te lossen werd in het najaar van 1991 de verbinding met de andere polder en daarmee het waterpeil in het onderzoeksperceel, hersteld. Tevens werd in een van de binnensloten een houten dam aangelegd waarmee het waterpeil kon worden geregeld. Hierbij is een deel van proefvlak 621 vergraven.

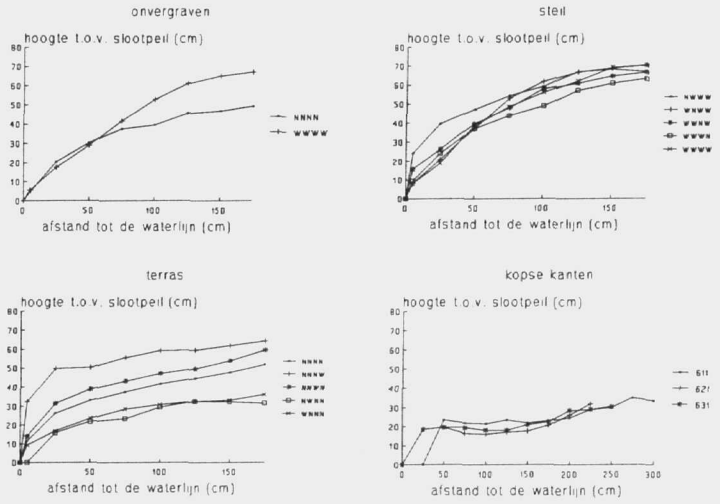
Waren hiermee de problemen met te hoog water verholpen, in 1992 en 1993 was er eerder sprake van een watertekort. In november 1993, dus nadat de vegetatie-opnamen waren gemaakt en reeds was besloten het onderzoek op deze binnensloten niet voort te zetten, dreigde er weer een te hoge waterstand te ontstaan door een verstopping in de verbindingsbuis.

4.1.2 Duurzaamheid van de aangelegde profielen

Om de duurzaamheid van de aangelegde profielen te bepalen, zijn deze in 1993 ingemeten en vergeleken met de situatie vlak na de aanleg ervan. De metingen zijn uitgevoerd in het midden van elk proefvlak, elke 25 cm vanaf de waterlijn tot de kruin van de oever (175 cm verder, bij de kopse einden tot 300 cm). In figuur 4.1 worden de resultaten van de metingen weergegeven. Hierbij moet bedacht worden dat de binnensloten in 1993 zeer weinig water voerden of droog stonden, terwijl het peil in de buitensloten normaal was. De omstandigheden voor de verschillende inrichtingsvormen en beheersvarianten zijn dus niet geheel vergelijkbaar. Bovendien is de representativiteit beperkt omdat er per proefvlak slechts één meting is uitgevoerd.

Wat in de figuren opvalt is in de eerste plaats dat de steile oevers nog steeds aanmerkelijk steiler zijn dan de terrasoevers en dat bovendien het hoogteverschil (tussen eerste en laatste meting) groter is. Dat de terrasoevers nog steeds voornamelijk in het horizontale vlak liggen, wil echter niet zeggen dat ze onaangetast zijn. Van de oorspronkelijk toch vrij steile overgangen van terras naar perceel is (zie figuur 3.1) meestal niet veel meer te herkennen. Blijkbaar leiden natuurlijke (fysische bodem-)processen en betreding door vee of door mens en machine tot egalisering van grote niveauverschillen.

De verschillen tussen de profielen per beheersvariant laten geen duidelijk verband met een beheersfactor zien. Uitzonderingen zijn de varianten 'niets doen' en 'alles doen' op de drie inrichtingsvormen. Afgezien van het feit dat bovengenoemd verschil tussen terras- en steile oevers hier zeer duidelijk te zien is, maken de metingen op de onvergraven oevers de effecten van de beide extreme beheersvarianten duidelijk. Hier is bij 'NNNN' sprake van een zacht glooiende oever (die wel lijkt op de terrassen), en wordt daarentegen bij 'WWWW' de invloed van betreding duidelijk: een steilere helling met in het begin een enigszins concave, en dichter bij de sloot een convexe vorm.



Figuur 4.1 Profielen van de oevers in 1993, gerangschikt per slootoever.

Het profiel van de kopse einden blijkt tenslotte nog goed in tact te zijn. Proefvlak 611 (waarin Melman in 1986 een aantal waardevolle soorten heeft uitgezet), en in wat mindere mate beide andere, hebben nog steeds de vorm waarin ze aangelegd zijn.

4.2 De inrichtingsvormen

4.2.1 De analyse van de factoren inrichtingsvorm en tijd op opnameniveau

Uit variantie-analyse (tabel 4.1) blijkt dat de variatie in de vegetatie-gegevens voor een belangrijk deel verklaard kan worden uit de inrichtingsvorm van de slootkanten. Zowel de ecologische als de natuurwaarderingsparameters geven dit beeld te zien. De factor tijd en de interactie tussen inrichtingsvorm en tijd blijken ook voor bijna alle parameters significant te zijn. Tijdens het onderzoek is er dus sprake van door de inrichtingsvorm gestuurde veranderingen in de vegetatie die leiden tot steeds groter wordende verschillen.

Meer in detail bekeken geven de homogene groepen uit de *multiple range*-analyse (zie tabel 4.2; zie paragraaf 3.3.3 voor methodische uitleg) aan dat er in de slootkanten als geheel tussen 1986 en 1993 sprake is van een lichte verschraling, terwijl de rol van de pioniersoorten afneemt. De natuurwaarde van de slootkanten daarentegen is in 1993 niet veel veranderd ten opzichte van die in het begin.

Tabel 4.1 Berkenwoude: resultaten van de multipele variantie-analyse van alle parameters voor de factoren inrichtingsvorm en tijd. Weergegeven zijn de F-ratio en de significantie (* = $p<0,05$, ** = $p<0,01$, *** = $p<0,001$)

	inrichting		tijd		interactie	
Aandeel va-mvr soorten (va/m)	76,08	***	12,62	***	5,19	***
Toewijswaarden (Tw)	56,58	***	4,90	***	3,18	***
Aandeel pioniersoorten (P)	6,59	***	107,05	***	10,92	***
Aandeel ruigtesoorten (R)	2,64	*	2,08		1,60	
Oppervlakte-afh. natuurwaarde-index (oAi)	46,41	***	8,19	***	2,08	**
Oppervlakte-onafh. natuurwaarde-index (oOi)	61,66	***	2,87	*	2,71	***
Soortenaantal (#spp)	133,69	***	13,93	***	1,53	

De waardering in termen van de trofie- en natuurwaarderingsparameters is voor de natuurgerichte inrichtingsvormen significant hoger dan voor de onvergraven en steil-vergraven slootkanten. Wat de storingsindicatoren betreft is er weinig verschil tussen de inrichtingsvormen.

Tabel 4.2 Berkenwoude: homogene groepen voor de factoren inrichtingsvorm en jaar; de cijfers moeten afzonderlijk gelezen worden; inrichtingsvormen of jaren met eenzelfde cijfer-waardering vormen een groep die significant verschilt van andere groepen; hoe hoger het cijfer, hoe gunstiger de resultaten zijn gezien vanuit natuurbeheer; zie ook paragraaf 3.3.3; zie tabel 4.1 voor de parameter-afkortingen.

parameter ▸ ▾ inrichtingsvorm	va/m	Tw	P	R	oAi	oOi	#spp
onvergraven	1	1	2	1	1	1	1
steil talud	1	1	2	1	1	1	1
terrastalud	2	2	2	1	2	2	2
kops einde	2	2	1	1	3	3	3
parameter ▸ ▾ jaar	**va/m**	**Tw**	**P**	**R**	**oAi**	**oOi**	**#spp**
86	1	1	1	1	2	1	3
87	1 2	1 2	2	1	1 2	1	3
88	3	2	2 3	1	2	1	3
89	1 2	2	3	1	1	1	1 2
90	2	2	3	1	1	1	1
91	2 3	1 2	2 3	1	2	1	2 3
93	2 3	1 2	2 3	1	2	1	3

Bijna alle parameters geven in 1989 en 1990 een schommeling in waarden te zien: een tussentijdse toename van de trofie, een zeer sterke afname van de pioniersoorten en een laagst waargenomen waarde voor de natuurwaardering. In de nu volgende bespreking van de parameters komt dit fenomeen nog nader aan bod.

Het bedekkingsaandeel van voedselarme tot matig voedselrijke soorten geeft over het geheel genomen een verschraling met de jaren aan (tabel 4.2). Bij nadere beschouwing (figuur 4.2, zie voor oorspronkelijke getallen bijlage 4.1) blijkt dit alleen bij de geterrasseerde inrichtingsvormen het geval te zijn, op de terrastaluds zelfs in wat sterkere mate dan bij de kopse einden. De voedselrijkdom neemt in de eerste drie jaren zeer snel af, om na een tijdelijke even snelle toename over te gaan in een meer geleidelijke afname. Over het geheel genomen zijn de ontwikkelingen zeer gunstig.

De ontwikkelingen bij beide andere inrichtingsvormen laten, vanuit een zelfde waarde in 1986 als bij de geterrasseerde oevers, in de eerste jaren een veel tragere afname van de voedselrijkdom zien. Na 1988 is er op de onvergraven oevers sprake van een stabilisatie (gepaard met sterke schommelingen), en op de steile oevers van een lichte toename van de voedselrijkdom.

Het laagste trofie-niveau (de hoogste waarde van de parameter) blijkt bij alle inrichtingsvormen al na drie jaar bijna bereikt te zijn. Ook de tussentijdse terugval na 1988 is algemeen. Dit laatste feit kan erop duiden dat ook andere factoren dan inrichting (of beheer) hier een rol spelen. Hierop zal in paragraaf 4.5 ('Andere factoren') nader ingegaan worden. Over het geheel genomen leiden de beschreven ontwikkelingen tot aanzienlijke verschillen tussen de inrichtingsvormen in de laatste jaren: een bedekkingsaandeel van ongeveer 10% in de steile en onvergraven oevers, en van minimaal 50% bij de terrastaluds en kopse einden.

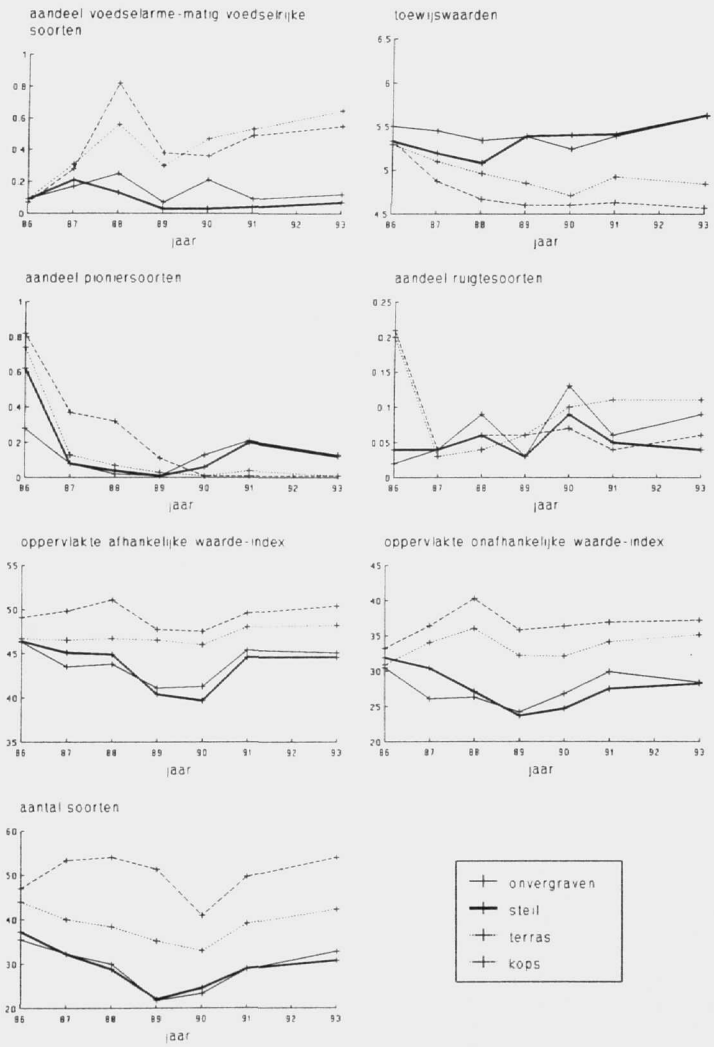
De veranderingen in de Toewijswaarden komen met de vorige overeen. Ook hier is, weer vanuit vergelijkbare beginwaarden, alleen bij de terrastaluds en kopse einden sprake van een verschraling. Bij de steile en onvergraven oevers daarentegen neemt de voedselrijkdom toe. Wat betreft de Toewijswaarden ondergaan de kopse einden de sterkste effecten. Bovendien zijn de schommelingen nu veel kleiner of zelfs afwezig. De minimale trofie-indicatie valt nu niet in 1988 maar twee jaar later (behalve bij steil vergraven oevers)[1].

Het bedekkingsaandeel van pioniersoorten is naar verwachting in het eerste jaar op onvergraven oevers relatief klein, en op de drie vergraven slootkanten groot. In latere jaren laten alle inrichtingsvormen een afname van deze soorten en dus een afname van de dynamiek zien.

Niettegenstaande deze overeenkomsten zijn er wel enkele duidelijke verschillen aan te geven. Zo is het bedekkingsaandeel van de pioniers op de terrassen en de kopse einden in de laatste jaren op een laag niveau gestabiliseerd en in 1993 is het zo goed als verdwenen. Hoewel de pioniers op de steile (en op de onvergraven) oevers aanvankelijk ook snel achteruitgaan, nemen ze daar in de laatste jaren weer toe. In 1993 maken ze er dan ook nog steeds zo'n 10% van de vegetatie uit (in 1991 zelfs 20%). Vooral in de laatste jaren zijn er dus vooral verschillen tussen de geterrasseerde en de niet-geterrasseerde oevers.

---

[1] Een verklaring voor dit verschil kan liggen in het feit dat de Toewijswaarden een tragere reactie dan het bedekkingsaandeel van voedselarme tot matig voedselrijke soorten kennen op veranderingen in de vegetatie (zie Runhaar *et al.*, 1993).



Figuur 4.2 Gemiddelde waarden van alle parameters per inrichtingsvorm en per jaar in Berkenwoude.

Het bedekkingsaandeel van de ruigtesoorten is in het eerste jaar op de onvergraven, maar ook op de steile oevers lager dan op de andere. De veranderingen in deze parameter lopen uiteen: op de onvergraven oevers een uitbreiding tot ongeveer 10%, op de steil vergraven oevers blijft het aandeel klein (5%). De terrastaluds en de kopse einden laten aanvankelijk een sterke teruggang zien van 20% naar 5%. Op de kopse einden stabiliseert de parameter op dit niveau, terwijl op de terrassen een matige toename volgt, met name in proefvlakken langs de binnensloten. Ook de ruigtesoorten kennen een tussentijdse toename in 1990, behalve aan de kopse einden.

De natuurwaarderingsindices geven een groot verschil aan tussen onvergraven en steile slootkanten enerzijds, en de beide geterrasseerde vormen anderzijds. Bij de derde parameter, het aantal soorten, is dit verschil het grootst.

Het verschil in parameterwaarden tussen de beide geterrasseerde oevervormen heeft te maken met het aantal soorten, maar ook met het feit dat op de kopse einden in het begin van het onderzoek een aantal zeldzamere plantesoorten van voedselarmere milieus is uitgezet (Melman 1991). Juist deze soorten leggen bij deze twee naar zeldzaamheid differentiërende parameters een groot gewicht in de schaal.

Het verschil tussen de twee genoemde groepen van inrichtingsvormen bij de oppervlakte-afhankelijke index en het aantal soorten strekt zich ook uit naar de veranderingen in de tijd. De sterke teruggang die de homogene jaargroepen (tabel 4.2) laten zien voor deze twee waarderingsparameters, blijkt zich voornamelijk af te spelen bij de onvergraven en steile oevers. In feite is dit ook bij de oppervlakte-onafhankelijke index het geval, maar daar verdwijnen de verschillen uit het zicht doordat ze worden 'uitgemiddeld' (vergelijk met figuur 4.2).

Voor alle drie de parameters is het verschil tussen de minimum-waarde (steeds in 1989-1990) en de waarden in de andere jaren, bij beide terras-vormen kleiner dan bij de andere twee. Blijkbaar heeft een terrasoever een verzachtende uitwerking op algemeen, in bepaalde jaren werkende negatieve factoren (het interactie-effect). Opvallend is ook dat waar de twee natuurwaarderingsindices voor de terrasoevers in de eerste drie tot vier jaren een toename of stabilisatie van natuurwaarde laten zien, deze bij beide andere inrichtingsvormen afneemt. Overigens is er in bijna alle gevallen vanaf 1990 een toename in natuurwaarde.

4.2.2 Vergelijking van de inrichtingsvormen op soortsniveau

Een eerste verschil in deze context is gelegen in de vegetatie-patronen. Is er bij de geterrasseerde oevers vaker sprake van een zonering in de vegetatie, beide andere vormen vertonen meer een mozaïek-patroon. Deze verschillen geven de effecten aan van respectievelijk redelijk ontwikkelde gradiënten en verstoring.

Relatief veel soorten blijken kenmerkend te zijn voor de kopse einden. Daarom is er naast de vergelijking van presentie en abundantie van de soorten voor alle vier inrichtingsvormen, ook een vergelijking gemaakt tussen de gegevens van de inrichtingsvormen zonder de kopse einden. Alle resultaten staan vermeld in tabel 4.4.

Over alle proefvlakken in Berkenwoude te samen gezien, zijn er 65 soorten met opvallende verschillen in voorkeur voor een bepaalde inrichtingsvorm. Een groot deel hiervan heeft een exclusieve voorkeur voor de kopse einden (hier horen ook de soorten bij die daar in 1986 geplant of uitgezaaid zijn). Worden deze kopse einden niet meegenomen dan zijn er nog 39 soorten met een voorkeur voor terras-, steile of onvergraven oevers.

De soorten die van weinig voorkeur blijk geven voor een bepaalde inrichtingsvorm, zijn voor het grootste deel gewone graslandsoorten (als *Poa trivialis*, *Holcus lanatus*, *Ranunculus repens*), lage kruiden van vochtig tot natte, vrij voedselrijke omstandigheden (*Galium palustre*, *Myosotis palustris*), storingssoorten (*Cirsium arvense*, *Rumex obtusifolius*) en pioniersoorten. Blijkbaar zijn de omstandigheden wat roering betreft genivelleerd, en zijn ze voor de daarvan profiterende soorten te ongunstig geworden. Dit betreft met name meer triviale soorten: pioniers, storings- en andere soorten die zich snel uit kunnen breiden. De afwijkende presenties en abundanties daardoor in de eerste jaren leggen nu, na zeven metingen (in acht jaar) geen gewicht meer in de schaal. De meer gestabiliseerde omstandigheden bieden nu ruimte aan bijvoorbeeld de genoemde graslandsoorten. Deze nemen alle na 1986 sterk toe, waardoor er nog meer verschillen verdwijnen.

Door dergelijke processen zijn echter ook de vestigings- en uitbreidingsmogelijkheden ontstaan voor andere, meer voor de inrichtingsvormen kenmerkende soorten, zoals uit het nu volgende zal blijken.

Zoals tabel 4.3 duidelijk maakt, hebben de meeste soorten met een opvallend verschil in presentie, trouw of abundantie een voorkeur voor de kopse einden dan wel de terrasoevers. De steile en in mindere mate de onvergraven oevers vallen op door het vrijwel ontbreken van eigen soorten, terwijl juist veel soorten deze oevers blijken te mijden.

Tabel 4.3 Aantallen voorkeur- en mijdende soorten per inrichtingsvorm; de totalen zijn niet steeds de som van presentie + abundantie: enkele soorten hebben zowel wat betreft presentie als abundantie een voorkeur voor een bepaalde inrichtingsvorm.

		kops	terras	steil	onvergraven
voorkeursoorten:	presentie	38	27	1	6
	abundantie	3	3	1	6
	totaal	38	31	2	11
mijdende soorten:	presentie	1	0	15	10
	abundantie	1	0	2	0
	totaal	2	0	17	10

De kopse einden vormen voor 38 soorten de voorkeursstandplaats. Het gaat hierbij om een viertal groepen. Een eerste bestaat uit (deels ruigte)soorten van natte en voedselrijke omstandigheden, als *Acorus calamus*, *Iris pseudacorus*, *Epilobium hirsutum*, *E. parviflorum*, *Juncus conglomeratus*, *Rumex hydrolapathum* en *Typha latifolia*. Deze groep is naar verwachting goed vertegenwoordigd op deze relatief instabiele overgang van een extensief beheerde oever naar een voedselrijke wetering.

Agrostis canina, *Eriophorum angustifolium*, *Potentilla palustris*, *Caltha palustris* en in mindere mate *Carex disticha* en *Cirsium palustre* duiden op verschraling van de natte standplaats in de luwte van deze ruigte. De eerste vier soorten komen echter alleen in één proefvlak voor: dat waarin zij aan het begin van het experiment uitgezet of gezaaid zijn. Zij hebben zich dus niet naar een ander kopse eind, laat staan naar elders op het terrein, uitgebreid. Ook binnen het proefvlak hebben de meeste soorten zich niet uitgebreid. De eveneens uitgezette soort *Agrostis canina* heeft zich als enige wel uitgebreid, terwijl *Menyanthes trifoliata* al na enkele jaren geheel is verdwenen. Toch is het feit dat de meeste uitgezette soorten nog steeds elk jaar opkomen, niet zonder betekenis. Hierdoor kunnen ze nu ook herkend worden als significante soorten. Bovendien moet vermeld dat ondanks dit verschil de drie proefvlakken zich in alle parameterwaarden nauwelijks van elkaar onderscheiden.

Een derde groep soorten wordt in een brede band dichter bij de perceelsrand aangetroffen. Ze bestaat uit soorten van de wat drogere gras-(hooi-)landen en graslandranden: *Bellis perennis*, *Myosotis discolor*, *Trifolium dubium*, *Vicia cracca* en -wat minder tekenend- de grassoorten *Dactylis glomerata* en *Phleum pratense*.

In deze soortengroepen weerspiegelt zich naast de inrichtingsvorm (nat, met ruimte voor een gradiënt naar minder natte omstandigheden), ook het extensieve beheer: geen verstoring (vertrapping) door vee en geen toevoer van voedingsstoffen, eerder afvoer ervan. Wel is er op deze overgang naar het perceel sprake van een zekere mate van instabiliteit. *Cirsium arvense* weet hier het meest van te profiteren.

Dat met een dergelijk beheer nog steeds verruiging mogelijk is, blijkt uit een vierde groep, met *Alnus glutinosa*, *Salix cinerea*, *Phalaris arundinacea*, *Urtica dioica* en *Galium aparine*. Blijkbaar is het binnendringen van dergelijke soorten vanuit de zijranden waar ze lokaal dichte ruigten vormen, met dit beheer moeilijk te voorkomen. Een factor hierbij is ook de vergraving van proefvlak 621 in 1990, bij het herstellen van de onderbemaling.

De voorkeur van twee pioniers, *Sagina procumbens* en *Plantago major-major*, is te beschouwen als een naijl-effect van de aanleg van de terrassen: hun aandeel is sinds vier jaar zeer klein, terwijl andere pioniersoorten al lang verdwenen zijn.

Op de terrasoevers komen 31 soorten met voorkeur voor. Zestien hiervan hebben een significant hogere presentie en dertien soorten vallen op door hun grotere trouw aan de terrassen. Opvallend is bovendien dat de overlap tussen deze soorten en de soorten die significant vaker bij de kopse einden voorkomen, niet erg groot is.

Ook hier zijn de soorten die thuishoren op de grens tussen land en water goed vertegenwoordigd, waarin twee groepen zijn te onderscheiden. Ten eerste is er de groep met hoog opgaande kruiden als *Alisma plantago-aquatica*, *Butomus umbellatus*, *Carex riparia*, *Epilobium hirsutum*, *Rumex hydrolapathum* en *Typha latifolia*, en *Salix cinerea*. Juist in deze groep is de overeenkomst met de kopse einden weer wat groter, maar nu geeft ze de indruk van wat grotere voedselrijkdom en verruiging. Dit laatste wordt mede in de hand gewerkt door *Phragmites australis*, die in één proefvlak (langs een buitensloot) vooral in 1993 bijna volledig domineert, en in andere proefvlakken op terrassen bijna ontbreekt.

Tabel 4.4 Soorten met opvallende verschillen in voorkomen bij de inrichtingsvormen in Berkenwoude; zie ook bijlagen 4.2 en 4.3; significantie-grens bij $p < 0{,}05$. Legenda:
P: signif. meer present binnen alle inrichtingsvormen
=: signif. meer absent binnen alle inrichtingsvormen
p: signif. meer present binnen drie inrichtingsvormen (m.u.v. kopse einden)
/: signif. meer absent binnen drie inrichtingsvormen (m.u.v. kopse einden)
.: afwezig buiten de kopse einden
T: opvallende trouw zonder significant verschillende presentie
A: opvallend hoge abundantie
~: opvallend lage abundantie

Soort	Kops	Terras	Steil	Onvergraven
Acorus calamus	P		=	
Agrostis canina	P	.	.	.
Agrostis stolonifera	~		A	
Alisma plantago-aquatica		T	T	
Alnus glutinosa	P	.	.	.
Alopecurus pratensis				A
Angelica sylvestris		P		
Anthoxantum odoratum		T	/	p
Bellis perennis	P		=	
Berula erecta		P		
Butomus umbellatus	P	T,p	=,/	T
Caltha palustris	P	.	.	.
Calystegia sepium		T		
Carex disticha	P			
Carex oederi (s.l.)		T		
Carex riparia		T		
Cirsium arvense	P			
Cirsium palustre	P			
Dactylis glomerata	P,A			
Eleocharis palustris p.		P		
Elymus repens				A
Epilobium hirsutum	P	T		=
Epilobium parviflorum	P			
Epilobium tetragonum	P			
Equisetum arvense		T		
Equisetum fluviatile		T		T
Equisetum palustre		T		
Eriophorum angustifolium	P	.	.	.
Festuca pratensis				A
Festuca rubra c.	=		/	P,A
Galium aparine	P			
Hydrocotyle vulgaris		T		
Iris pseudacorus	P		=	
Juncus conglomeratus	P	T,p	~	
Lotus uliginosus		P	~	
Lycopus europaeus	P	T,p	=,/	=
Lysimachia nummularia	P			
Lythrum salicaria	P	p	=	=
Mentha aquatica	P		=	=
Mentha arvensis		T		
Myosotis discolor	P		=	
Oenanthe fistulosa		p		
Peucedanum palustre	P	p	=,/	=
Phalaris arundinacea	P			A

Soort	Kops	Terras	Steil	Onvergraven
Phleum pratense p.	P			
Phragmites australis		A		
Plantago lanceolata				T
Plantago major m.	P			=
Potentilla palustris	P	.	.	.
Ranunculus acris	P			
Rumex acetosa				A
Rumex hydrolapathum	P	p	=,/	
Sagina procumbens	P,A			
Salix cinerea	P	T,p	=	=
Scirpus lacustris	P	.	.	.
Scutellaria galericulata	P			
Solanum dulcamare		A		
Stellaria uliginosa		P	=,/	
Thalictrum flavum		T		
Trifolium dubium	P	T		=
Trifolium pratense	P,A	p		=
Triglochin palustris		P,A	=,/	T
Typha latifolia	P	p		=
Urtica dioica	P			
Vicia cracca	P	.	.	.

Soort		Kops	Terras	Steil	Onvergraven
voorkeursoorten	P	38	6	-	2
	p	-	6	-	-
	T,p	-	4	-	-
	T	-	13	1	3
	A	3	3	1	6
	totaal	39	31	2	10
mijdende soorten	=	1	0	7	10
	-	0	0	2	0
	=,-	0	0	6	0
	~	1	0	2	0
	totaal	2	0	17	10

De tweede 'natte' groep bestaat uit lagere kruiden van de waterkant: *Berula erecta*, *Carex oederi* (s.l.), *Eleocharis palustris*, *Equisetum fluviatile* en *E. palustris*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Lycopus europaeus*, *Oenanthe fistulosa* en *Triglochin palustris*. Deze soorten komen vaak niet gescheiden voor van die uit de vorige groep, maar in het veld was meestal toch wel duidelijk onderscheid te maken tussen zones met hoge en zones met lage vegetatie. De meeste soorten uit deze groep nemen in bedekking toe, of blijven, met lage bedekking, stabiel.

Bijzonder is het voorkomen van *Carex oederi* (s.l.). Deze soort vestigde zich in 1989 in één proefvlak (langs een binnensloot) en heeft het daar tot nu toe kunnen volhouden met tientallen exemplaren. Samen met onder meer *Carex panicea* (die pas sinds 1991 aanwezig is) en *Equisetum fluviatile* geeft deze soort een wat verdergaande verschraling aan.

Aan de steile oevers wordt door slechts een enkele soort de voorkeur gegeven. De soorten die in de eerste drie jaren nog meer bij deze inrichtingsvorm voorkwamen, als *Galium palustre*, *Myosotis palustris* en *Ranunculus flammula*, zaten toen in een 'begin-opleving' (Melman (1991) constateert dit al), waaraan meteen daarna een einde kwam. Bovendien hebben ze zich in de loop van de tijd meestal ook elders uitgebreid. De meest kenmerkende soort is momenteel *Agrostis stolonifera*, die hier een hogere bedekking heeft dan bij andere inrichtingsvormen. Het verschil met de onvergraven oevers is echter niet groot.

Van meer betekenis is de aard van de opvallend 'mijdende' soorten: dit zijn allemaal soorten van de grens van water en land, en van de wat minder voedselrijke omstandigheden. Dit sluit aan bij de terugval van soorten van de genoemde 'begin-opleving' en is geheel naar verwachting: bij steile oevers is geen sprake van een vocht-gradiënt van enige afmeting, die dergelijke soorten ruimte om te groeien kan bieden. Bovendien is het beheer van de steile oevers over het geheel genomen vooral 'ongunstig', waardoor grotere storing en voedselrijkdom voor de hand liggen. De vegetatie bestaat hier dan ook vooral uit heel gewone graslandsoorten, die ook in abundantie niet van elders afwijken.

De onvergraven oevers genieten de voorkeur vooral van enkele 'droge' hooilandsoorten: *Anthoxanthum odoratum*, *Alopecurus pratensis*, *Festuca pratensis* en *Rumex acetosa*. Bovendien is *Festuca rubra* bij uitstek kenmerkend voor deze inrichtingsvorm in presentie en abundantie, en komt *Elymus repens* hier in hogere bedekking voor. In vergelijking met de eerste drie jaren is er dus niet veel veranderd: nog steeds geven dezelfde preferente soorten vrij droge en voedselrijke omstandigheden aan.

Een deel van deze soorten beschouwt Melman (1991) als relicten van het vroegere hooiland. Zij konden zich hier handhaven omdat de oever (en dus ook het hogere deel ervan) niet geherprofileerd is, in tegenstelling tot elders. Langs deze andere oevers is overigens nog geen sprake van een hervestiging van deze soorten, zoals op grond van de afname van dynamiek verwacht zou kunnen worden. Was dit namelijk wel het geval, dan zou de presentie ervan op onvergraven oevers niet belangrijk (significant) hoger zijn geweest. Een en ander neemt niet weg dat ze vooral op de beide geterrasseerde oevers meestal wel zijn verschenen, en dat hun presentie en abundantie er vaak zelfs toenemen.

Er zijn ook twee kenmerkende soorten van het lagere deel van de oever, die alleen met elkaar gemeen hebben dat ze van een vochtiger standplaats houden: *Phalaris arundinacea* (met hier een hoge abundantie) en *Triglochin palustris* (met weliswaar een vrij lage presentie, maar een grote trouw). Overigens zijn de mijdende soorten ook soorten van deze zelfde standplaats.

4.2.3 Vergelijking van inrichtingsvormen met hetzelfde beheer

Vergelijking van steile en onvergraven oevers (met WWWW-beheer)
De verschillen tussen de waarden (en de ontwikkelingen daarin) die de parameters bij deze twee inrichtingsvormen bereiken zijn doorgaans niet groot. Het aandeel van pioniersoorten is hierop een uitzondering. Bij beide inrichtingsvormen neemt deze parameter na 1990 toe (bij de andere niet), maar op de onvergraven oevers tot een twee

keer zo hoog niveau als op de steile oevers. Zoals hieronder zal blijken, gaat het daarbij vooral om pioniersoorten van natte omstandigheden.

De verschillen wat betreft de soorten berusten vooral op abundantie. Slechts een enkele soort is beduidend vaker aanwezig bij een van de inrichtingsvormen (zie tabel 4.5). Uit de veranderingen van enkele voor verstoring weinig gevoelige soorten blijkt dat de effecten van de herprofilering van de steile oevers uitgewerkt raken. *Plantago major-major, Stellaria media* en *Ranunculus repens* zijn soorten met een voorkeur voor steile oevers. Deze laatste soort blijft daar in de hele periode sterker vertegenwoordigd, maar met afnemende abundantie. Beide eerste soorten nemen er na drie jaar af, waarna ze verdwijnen. *Stellaria* komt echter terug, en nu sterker op de onvergraven oevers.

Hoewel het soorten zijn van meer natte omstandigheden (van de onderkant van het talud), lijken de veranderingen van de storingsindicatoren *Polygonum hydropiper* en *Ranunculus sceleratus* sterk op die van *Stellaria*. Beide hebben in het eerste jaar een voorkeur voor steile oevers. Na een sterke afname nemen ze vanaf 1990 weer toe, maar nu vooral op onvergraven oevers. Blijkbaar nemen de effecten van de beweiding (vertrapping) toe.

Tabel 4.5 Berkenwoude: soorten met voorkeur voor onvergraven of steile oevers met WWWW-beheer; *abundantie-code '.' en presentie 0*: afwezig; *abundantie 0*: < 1 %.

soort	inr. vorm	presentie							abundantie						
		86	87	88	89	90	91	93	86	87	88	89	90	91	93
Alope pra	onv.	50	50	50	50	0	100	100	2	3	3	0	.	1	0
Alope pra	steil	25	50	50	50	50	100	80	0	1	1	1	0	0	1
Cirsi pal	onv.	50	25	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.
Cirsi pal	steil	75	75	75	25	0	25	0	1	3	0	0	.	0	.
Elymu rep	onv.	25	50	50	25	25	25	50	3	10	20	0	19	0	14
Elymu rep	steil	0	0	0	25	25	0	80	.	.	.	0	0	.	1
Festu r-c	onv.	75	50	75	25	0	25	25	4	9	5	0	.	0	0
Festu r-c	*steil*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	.	.	.	.	.	.	.
Holcu lan	onv.	100	100	10	50	50	100	100	10	4	23	9	1	5	10
Holcu lan	steil	100	75	0	75	50	100	100	2	9	9	8	1	3	14
Juncu art	onv.	25	50	10	25	50	75	0	0	0	0	0	1	1	.
Juncu art	steil	75	75	0	50	100	75	40	0	2	2	1	1	1	1
Lychn flo	onv.	100	100	50	0	25	50	50	1	0	0	.	0	0	0
Lychn flo	steil	100	100	10	75	25	75	80	4	3	0	0	0	0	0
Plant m-m	steil	75	25	0	25	0	0	0	1	0	0	0	.	.	.
Plant m-m	*onv.*	25	0	75	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.
Poa pra	onv.	50	25	10	25	50	0	25	1	3	3	0	0	.	0
Poa pra	steil	0	50	0	50	0	0	40	.	1	.	0	.	.	1
Poa tri	onv.	100	100	50	100	100	100	100	23	11	9	34	7	13	7
Poa tri	steil	100	100	0	100	100	100	80	4	10	4	30	13	6	12
Polyn hyd	onv.	100	100	50	75	75	100	100	13	1	0	0	1	4	4
Polyn hyd	steil	100	100	0	25	100	75	80	30	0	1	0	0	1	2
Ranun rep	onv.	100	100	10	100	50	75	100	12	23	5	0	0	1	8
Ranun rep	*steil*	100	100	0	100	100	100	100	27	28	18	5	2	3	9
Ranun sce	onv.	100	75	10	25	75	100	75	5	3	0	0	3	4	2
Ranun sce	steil	100	100	0	25	100	100	100	21	0	0	0	0	2	2
Rume ace	onv.	100	100	10	100	50	75	75	3	4	0	1	0	0	1
Rume ace	steil	100	100	0	75	75	75	100	0	0	0	0	0	1	5
Stell medd	onv.	100	100	10	0	25	100	100	3	1	0	.	0	2	3
Stell medd	steil	100	100	0	0	0	50	80	12	0	0	.	.	0	1

Juncus articulatus, *Lychnis flos-cuculi* en *Cirsium palustre* zijn soorten die, op hun lage standplaats, blijkbaar ook geprofiteerd hebben van de herprofilering van de steile oevers, maar later toch ten onder gingen aan uitbreiding van de door het beheer meer bevoordeelde en meer concurrentie-krachtige soorten. Alle nemen hier immers af, hetzij in abundantie, hetzij in presentie (*Cirsium* verdwijnt zelfs geheel).

Enkele soorten van droge omstandigheden hebben over de hele periode een voorkeur voor de onvergraven oevers: *Festuca rubra*, *Elymus repens* en *Poa pratensis*. Enkele graslandsoorten van drogere standplaatsen, als *Alopecurus pratensis* en *Holcus lanatus*, komen over het geheel genomen ook meer op onvergraven oevers voor, maar in latere jaren neemt hun abundantie af tot het lagere niveau op de steile oevers. Dat deze 'hooilandsoorten' hier afnemen is te wijten aan het intensieve beheer.

Rumex acetosa en *Poa trivialis* vertonen op onvergraven oevers ditzelfde patroon van afname, maar nemen tegelijkertijd op de steile oevers enigszins toe: zij slagen er enige tijd na de herprofilering wel in zich daar weer te vestigen.

Vergelijking van kopse einden, terras- en onvergraven oevers (NNNN-beheer)
Een vergelijking van de waarden der parameters voor de slootkanten met NNNN-beheer (zie figuur 4.2) leert dat, naar verwachting, de resultaten op de geterrasseerde oevers aanmerkelijk gunstiger zijn dan die op de onvergraven oevers. Opvallend is overigens dat volgens het aandeel van voedselarme tot matig voedselrijke soorten de verschraling zich na de terugval van 1988-1989 beter herstelt op de terrassen dan op de kopse einden. Dat het hier niet ál te veel waarde aan gehecht moet worden, blijkt uit de Toewijswaarden, waarvoor de volgorde met een vergelijkbaar verschil precies omgekeerd is.

Wat betreft het aandeel van de pioniersoorten is er bijna geen verschil in het eindresultaat: bij alle drie inrichtingsvormen zijn ze in 1990 verdwenen. Dat de parameter in het begin voor de onvergraven oevers lager ligt dan voor de geterrasseerde ligt in de lijn der verwachtingen. De tragere afname op de kopse einden tot 1990 vindt zijn verklaring in het feit dat hier de verstoring door vergraving aanvankelijk groter was, en de herkolonisatie vanuit perceel en oeverrand meer tijd nodig had. In dit laatste heeft ook de grotere breedte van de terrassen hebben meegespeeld.

Soorten met een voorkeur voor onvergraven oevers met NNNN-beheer (tabel 4.6) zijn voornamelijk soorten van drogere, niet al te voedselrijke omstandigheden: *Anthoxanthum odoratum*, *Rumex acetosa*, *Alopecurus pratensis*, *Festuca pratensis* en *Festuca rubra*, de storingssoort *Elymus repens* en bovendien *Phalaris arundinacea* en *Glyceria maxima*. Vooral deze laatste soort heeft zich elders nog steeds niet goed kunnen herstellen van de schade die de herprofilering aan de zode teweegbracht.

Een relatief groot aantal soorten mijdt de onvergraven oevers, en heeft dus een voorkeur voor de (vergraven) geterrasseerde oevers. Voor een klein deel gaat het hierbij om soorten met een pionier-karakter (*Trifolium dubium*, *Sagina procumbens*) en een enkele ruigtesoort (*Urtica dioica*).

Tabel 4.6 Berkenwoude: soorten met voorkeur voor terrasoevers, kopse einden of onvergraven oevers met NNNN-beheer; abundantie-code '.' en presentie 0: afwezig; abundantie 0: < 1 %.

soort	inr. vorm	presentie							abundantie						
		86	87	88	89	90	91	93	86	87	88	89	90	91	93
Acoru cal	kops	100	100	100	100	100	100	100	0	0	0	0	0	0	1
Acoru cal	*onv.*	*50*	*50*	*75*	*75*	*67*	*75*	*40*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*3*
Acoru cal	terr.	40	20	0	0	20	0	25	0	0	.	.	0	.	0
Alope pra	kops	33	33	33	67	0	67	100	0	0	0	0	.	1	1
Alope pra	*onv.*	*100*	*100*	*100*	*100*	*67*	*100*	*80*	2	2	3	8	5	7	8
Alope pra	terr.	20	60	80	80	60	60	75	0	0	0	1	1	1	2
Antho odo	kops	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Antho odo	*onv.*	50	25	75	75	67	75	40	1	1	1	1	2	1	1
Antho odo	terr.	0	0	0	20	20	0	25	.	.	.	0	0	.	1
Carex dit	kops	0	33	0	67	50	33	67	.	0	.	0	0	1	6
Carex dit	*onv.*	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Carex dit	terr.	0	0	0	0	0	20	25	.	.	.	.	.	0	0
Carex o-o	kops	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Carex o-o	*onv.*	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Carex o-o	terr.	0	0	0	20	20	20	25	.	.	.	0	1	0	0
Cirsi pal	kops	0	0	33	100	100	100	100	.	.	0	0	0	0	1
Cirsi pal	onv.	0	25	50	0	0	25	80	.	0	0	.	.	0	2
Cirsi pal	terr.	40	60	100	80	80	60	75	0	0	0	0	2	0	4
Elymu rep	kops	33	33	67	100	0	33	100	0	0	0	1	.	1	1
Elymu rep	onv.	50	50	50	50	33	25	80	1	19	4	1	38	0	2
Elymu rep	terr.	20	20	20	20	20	40	50	0	0	0	0	0	1	2
Festu r-c	kops	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Festu r-c	onv.	75	75	75	50	33	75	80	2	2	4	2	1	8	5
Festu r-c	terr.	20	0	40	60	20	40	50	1	.	2	1	3	2	14
Glyc max	kops	100	100	100	100	100	100	100	0	3	1	1	0	1	1
Glyc max	onv.	75	75	100	75	67	100	100	1	6	3	3	11	10	2
Glyc max	terr.	80	100	100	100	100	80	100	0	0	1	0	3	1	1
Iris pse	kops	0	0	100	33	100	100	100	.	.	0	0	0	0	1
Iris pse	onv.	0	50	50	50	33	50	40	.	0	0	0	0	0	0
Iris pse	terr.	20	0	20	40	40	40	50	0	.	0	0	0	0	1
Juncu art	kops	100	100	100	100	100	67	100	1	9	5	10	1	6	1
Juncu art	onv.	25	50	25	0	67	50	40	0	1	0	.	1	5	1
Juncu art	terr.	100	100	80	100	100	80	100	5	2	2	3	15	1	3
Juncu con	kops	0	100	100	100	100	100	100	.	28	46	22	14	19	12
Juncu con	onv.	0	25	75	25	33	75	80	.	0	7	9	3	3	12
Juncu con	terr.	0	100	100	100	60	100	100	.	22	43	9	14	15	22
Lotus uli	kops	33	67	67	67	50	67	100	0	0	5	9	19	2	2
Lotus uli	onv.	0	25	25	25	33	25	60	.	0	9	19	63	0	4
Lotus uli	terr.	60	60	100	80	80	100	100	0	0	1	7	20	0	9
Lycop eur	kops	100	100	100	67	100	67	100	0	0	0	0	0	0	1
Lycop eur	onv.	0	0	0	0	0	0	20	.	.	.	.	.	.	1
Lycop eur	terr.	20	40	60	20	60	60	50	0	0	0	0	0	0	2
Menth arv	kops	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Menth arv	onv.	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Menth arv	terr.	20	20	20	20	40	20	0	0	0	0	0	0	0	.
Peuce pal	kops	33	67	100	100	100	100	100	0	0	0	0	0	0	0
Peuce pal	onv.	0	25	25	0	33	25	20	.	0	0	.	0	0	0
Peuce pal	terr.	40	40	40	40	40	60	50	0	0	0	0	0	0	1
Phala aru	kops	67	100	100	100	100	67	100	0	0	1	1	5	0	2
Phala aru	onv.	50	50	50	50	67	50	80	1	11	23	6	28	14	15
Phala aru	terr.	40	20	80	40	60	40	100	0	0	0	1	0	0	0
Rume ace	kops	33	100	100	67	100	100	100	0	0	0	1	0	1	3
Rume ace	onv.	100	100	100	100	100	100	100	4	16	7	3	0	9	10
Rume ace	terr.	100	80	100	100	100	100	100	0	0	0	0	0	2	8
Rume hyd	kops	33	33	100	100	0	100	100	0	0	0	0	.	0	0
Rume hyd	onv.	25	0	25	0	33	25	60	0	.	0	.	0	0	0
Rume hyd	terr.	20	40	40	60	60	60	75	0	0	0	0	0	0	0
Scute gal	kops	67	0	67	67	50	100	100	0	.	0	0	0	0	0
Scute gal	onv.	25	25	75	0	33	25	20	0	0	0	.	0	0	1
Scute gal	terr.	0	20	20	20	40	40	50	.	0	0	0	0	1	1
Trigl pal	kops	0	0	0	33	0	0	0	.	.	.	0	.	.	.
Trigl pal	onv.	50	50	50	25	33	25	40	2	2	2	0	0	0	2
Trigl pal	terr.	40	60	60	40	60	60	50	1	2	1	6	6	1	3

Voor het grootste deel zijn het echter soorten van natte omstandigheden, waarvan de voorkeur dus te maken heeft met de profielvorm: *Cirsium palustre*, *Juncus articulatus*, *J. conglomeratus*, *Lycopus europaeus*, *Lotus uliginosus* en *Rumex hydrolapathum* voor beide terrasvormen, *Carex oederi*, *Hydrocotyle vulgaris* en *Triglochin palustris* op de geterrasseerde slootkanten en *Carex disticha*, *Peucedanum palustre* en *Scutellaria galericulata* op de kopse einden. Hier komen ook nog de natte hoge ruigtekruiden als *Acorus calamus*, *Iris pseudacorus*, *Phalaris arundinacea* en bovendien *Salix spp* meer voor dan elders.

Onder de soorten die één van beide terrasvormen prefereren, zijn enkele storings- of ruigtesoorten en soorten van drogere milieus, de meeste nog op de kopse einden: *Cirsium arvense*, *Plantago major-major*, *Galium aparine* (pas sinds 1990), *Myosotis discolor*, *Mentha arvensis* en *Vicia cracca*. De meeste van deze soorten staan in de overgangszone naar het perceel.

Veel van de genoemde soorten op de kopse einden, alsmede *Cardamine pratensis* en *Cardamine hirsuta*, slagen er pas laat in zich hier te vestigen: in of na 1988. Blijkbaar duurt het hier langer dan elders voordat de omstandigheden gestabiliseerd zijn.

4.3 De beheersvarianten

4.3.1 De analyse van de factoren beheer en tijd op opname-niveau

Voor de beheersvarianten is een multipele variantie-analyse uitgevoerd voor drie van de inrichtingsvormen: onvergraven, steile en terrasoevers. Deze afzonderlijke behandeling was noodzakelijk omdat de beheersvarianten niet gelijk over de inrichtingsvormen verdeeld zijn (zie hoofdstuk 3). De kopse einden konden niet in deze analyse betrokken worden omdat hier maar één beheersvariant is toegepast.

Uit de analyse komt het beheer als significante factor naar voren voor de onvergraven en terrasvormig vergraven oevers (zie tabel 4.7). Op de steil vergraven oevers worden geen significante verschillen ten gevolge van het beheer aangegeven. Wat de vergraven oevers betreft zijn deze conclusies in overeenstemming met de ontwikkeling in de eerste drie onderzoeksjaren (Melman, 1991). Voor de onvergraven oevers is de situatie veranderd: in het begin was beheer hier niet significant, nu echter voor veel parameters wel.

De factor tijd blijkt bij de onvergraven oevers voor slechts drie parameters van belang te zijn. Blijkbaar zijn alleen de trofie-niveaus voor de beheersvarianten verschillend en worden deze verschillen met de tijd niet (veel) groter of kleiner. Bij de vergraven oevers is de tijd voor bijna alle parameters wel van grote betekenis. Voor de steile oevers betekent dit dat de parameters onderling niet verschillen (beheer is immers geen significante factor), maar wel een vergelijkbare verandering in de tijd doormaken. De interactie tussen beheer en tijd tenslotte, is alleen significant voor het aandeel van pioniersoorten in de onvergraven oevers.

Bij de interpretatie van deze resultaten moet bedacht worden dat het beheer verschillend is voor de drie onderzochte inrichtingsvormen en in variatie dus niet onafhankelijk daarvan.

Bij de onvergraven oevers gaat het om de twee varianten waarbij alle vier beheersonderdelen of wel of niet van toepassing zijn, bij de steile oevers gaat het alleen om de ongunstig geachte varianten en bij de terrastaluds alleen om de gunstige.

Tabel 4.7 Berkenwoude: resultaten van de multipele variantie-analyse van alle parameters, per inrichtingsvorm voor de factoren beheersvariant en tijd; weergegeven zijn de F-ratio en de significantie; * = p<0,05, ** = p<0,01, *** = p<0,001.

onvergraven oevers	beheersvar.		tijd		interactie	
Aandeel va-mvr soorten	4,76	*	1,16		0,34	
Toewijswaarden	9,06	**	1,04		2,01	
Aandeel pioniersoorten	21,00	***	5,27	***	2,60	*
Aandeel ruigtesoorten	7,62	**	1,00		1,36	
Opp-afh natuurwaarde	5,55	*	4,52	**	0,27	
Opp-onafh natuurwaarde	2,93		1,63		0,44	
Aantal soorten	8,59	**	9,19	***	1,53	

onvergraven oevers	beheersvar.		tijd		interactie	
Aandeel va-mvr soorten	1,04		5,26	***	0,56	
Toewijswaarden	1,25		4,70	***	0,59	
Aandeel pioniersoorten	0,31		63,09	***	0,28	
Aandeel ruigtesoorten	1,35		0,89		0,76	
Opp-afh natuurwaarde	0,23		10,11	***	1,02	
Opp-onafh natuurwaarde	0,74		7,08	***	0,77	
Aantal soorten	1,20		13,36	***	0,39	

onvergraven oevers	beheersvar.		tijd		interactie	
Aandeel va-mvr soorten	13,09	***	12,90	***	1,02	
Toewijswaarden	1,46		7,74	***	2,62	
Aandeel pioniersoorten	1,42		143,64	***	1,27	
Aandeel ruigtesoorten	7,89	***	4,93	***	0,80	
Opp-afh natuurwaarde	2,34		0,94		0,47	
Opp-onafh natuurwaarde	12,83	***	3,29	**	1,06	
Aantal soorten	9,96	***	6,79	***	0,50	

De *multi range*-analyse (zie tabel 4.8) maakt duidelijk dat er door de beheersvarianten op de steile oevers geen verschillen ontstaan. De resultaten voor de beide extreme varianten op de onvergraven oevers geven naar verwachting voor de variant 'niets doen' een betere waarde voor de trofieparameters, het aandeel van de pioniersoorten en de waarderingsparameters. De verruiging tenslotte is bij 'niets doen' blijkbaar sterker dan bij 'alles doen'.

Van de beheersvarianten op de terrastaluds komt NNNN er als gunstigste uit. Voor het overige zijn de uitkomsten minder eenduidig. Ten eerste is er in elke groep van parameters (voor trofiestatus, dynamiek en natuurwaardering) één die geen enkel verschil aangeeft, terwijl de andere dat wel doen. Ten tweede lijken de wel differentiërende parameters niet met elkaar in overeenstemming. Een relatief lage trofie-indicatie voor wel-meebeweiden en 'niets doen' komt overeen met de relatief hoge oppervlakte-onafhankelijke natuurwaardering voor deze varianten, maar niet met de twee andere parameters.

Tabel 4.8 Berkenwoude: homogene groepen voor de factoren beheersvariant en jaar; beheersvarianten of jaren met eenzelfde cijfer-waardering vormen een groep die significant verschilt van andere groepen; hoe hoger het cijfer, hoe gunstiger de resultaten zijn gezien vanuit natuurbeheer; zie ook paragraaf 3.3.3; zie tabel 4.1 voor de afkortingen.

onvergraven	beheersvar. ▼ parameter ▸	va/m	Tw	P	R	oAi	oOi	#spp
	WWWW	1	1	1	2	1	1	1
	NNNN	2	2	2	1	2	1	2
	jaar ▼ parameter ▸	va/m	Tw	P	R	oAi	oOi	#spp
	86	1	1	1	1	2	1	3
	87	1	1	12	1	12	1	23
	88	1	1	2	1	12	1	123
	89	1	1	2	1	1	1	1
	90	1	1	12	1	12	1	12
	91	1	1	12	1	12	1	123
	93	1	1	12	1	12	1	3
steil	beheersvar. ▼ parameter ▸	va/m	Tw	P	R	oAi	oOi	#spp
	WWWW	1	1	1	1	1	1	1
	NWWW	1	1	1	1	1	1	1
	WNWW	1	1	1	1	1	1	1
	WWNW	1	1	1	1	1	1	1
	WWWN	1	1	1	1	1	1	1
	jaar ▼ parameter ▸	va/m	Tw	P	R	oAi	oOi	#spp
	86	12	12	1	1	3	3	3
	87	2	2	23	1	3	23	23
	88	12	2	3	1	3	123	12
	89	1	12	3	1	12	1	1
	90	1	12	3	1	1	12	12
	91	1	12	2	1	23	123	2
	93	12	1	23	1	23	123	23
terras	beheersvar. ▼ parameter ▸	va/m	Tw	P	R	oAi	oOi	#spp
	WNNN	1	1	1	2	1	1	23
	NWNN	1	1	1	2	1	12	3
	NNWN	23	1	1	12	1	23	12
	NNNW	12	1	1	1	1	1	1
	NNNN	3	1	1	2	1	3	3
	jaar ▼ parameter ▸	va/m	Tw	P	R	oAi	oOi	#spp
	86	1	1	1	1	1	1	3
	87	12	12	2	2	1	1	123
	88	23	123	23	2	1	1	123
	89	12	23	23	2	1	1	12
	90	23	3	3	12	1	1	1
	91	23	123	23	12	1	1	123
	93	3	23	23	12	1	1	23

Deze, het bedekkingsaandeel van ruigtesoorten en het aantal soorten, lijken weer wel met elkaar te sporen: een goede waardering voor vroeg maaien en -weer- 'niets doen'. De beide varianten waarbij sprake is van nutriënten-toevoer, deponeren van slootschoningsmateriaal en wel meebemesten, worden evenwel door alle vier als ongunstig beoordeeld.

De gemiddelde waarden per beheersvariant per jaar (figuur 4.3, zie voor oorspronkelijke getallen bijlage 4.4) tonen aan dat het beheer op de **onvergraven oevers** over de eerste drie jaren gezien niet, maar over de gehele periode gezien wel grote verschillen in de vegetatie teweegbrengt. Dit hangt ondermeer samen met het feit dat de uitgangssituatie een min of meer ongestoorde was. Hierdoor traden er aanvankelijk geen door de beheersvarianten beïnvloede hersteleffecten op, en is de reactie van de vegetatie op de differentiatie in beheer in het begin relatief geleidelijk geweest. De trends in de ecologische parameters lopen dan ook pas vanaf 1989 uiteen, met verwachte resultaten: uit het oogpunt van natuurwaarde verbeterde omstandigheden na acht jaren voor het NNNN-beheer, en verslechtering bij WWWW-beheer.

Er is hierop één uitzondering: de ruigtesoorten verdwijnen bij het WWWW-beheer, en nemen vooral na 1989 toe bij het NNNN-beheer. Het gaat hierbij om natte ruigtesoorten, en het verschil hangt samen met de ligging van de proefvlakken: beide vlakken met relatief veel ruigtesoorten liggen langs buitensloten, de andere langs binnensloten.

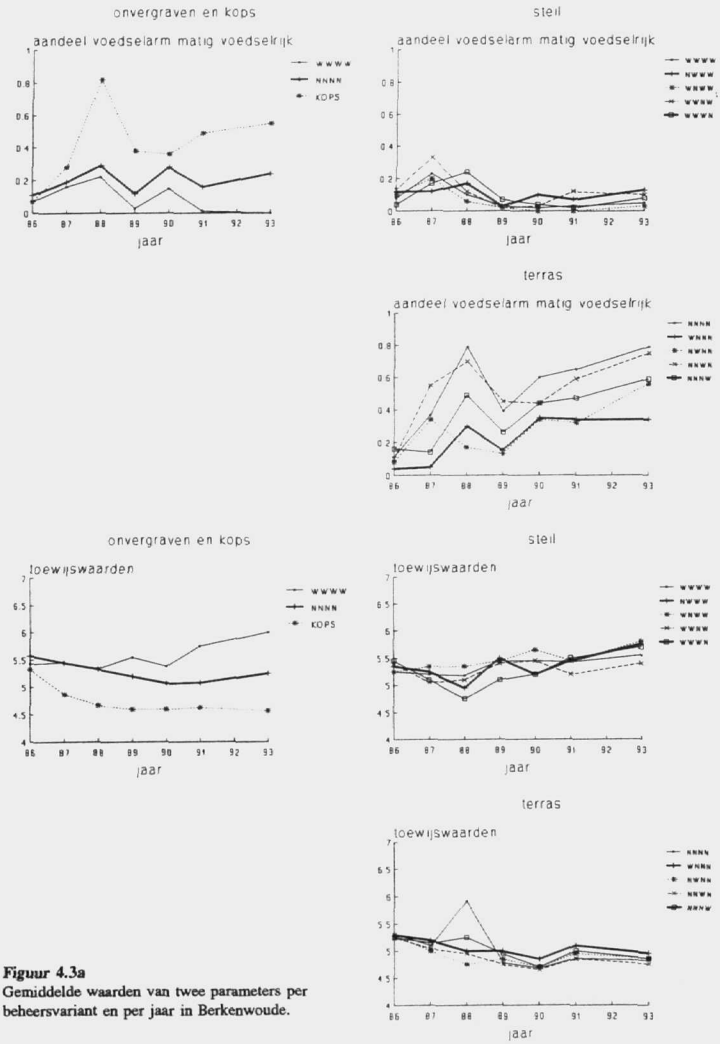
De natuurwaarderingsparameters geven alle een hogere eindwaarde aan bij NNNN- dan bij WWWW-beheer. De oppervlakte-afhankelijke index en het aantal soorten gaan voor beide varianten pas na 1989 uiteenlopen. Bij de oppervlakte-onafhankelijke index is dat vrijwel vanaf het begin het geval en komen de waarden voor de varianten later juist weer naar elkaar toe.

Opvallend is overigens dat voor alle parameters er in of rond 1989 sprake is van een tijdelijke breuk met de algemene trend: hier is steeds een relatief minimum van de waarden (maximum voor de Toewijswaarden).

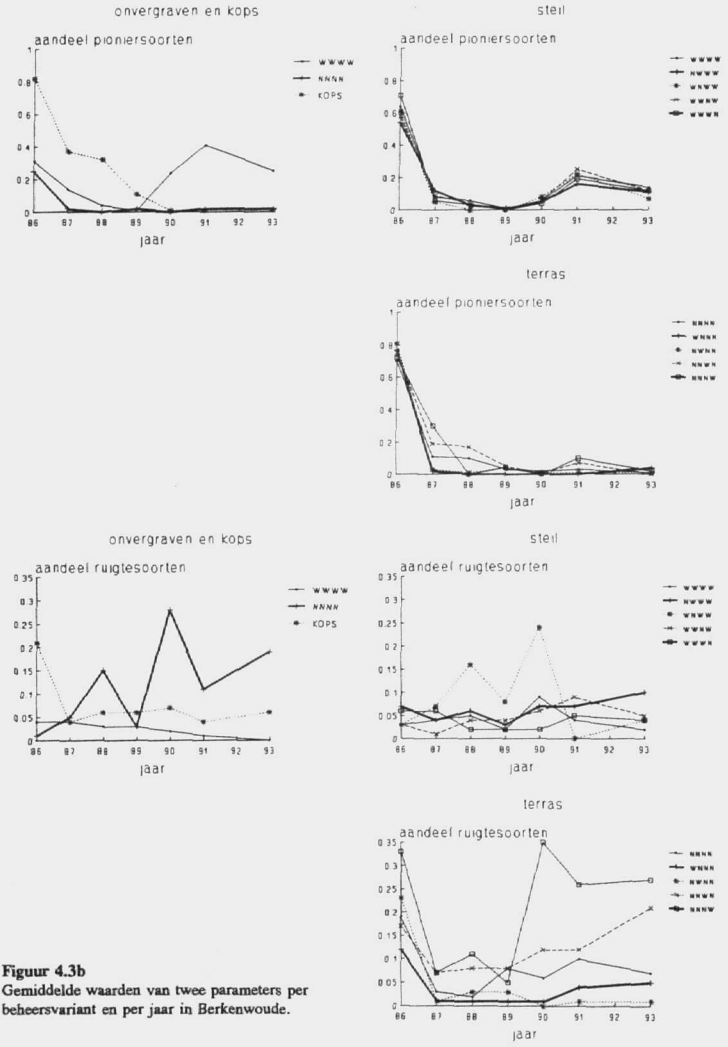
De varianten binnen het ongunstige beheer (dus op de **steile oevers**) veroorzaken geen verschillen in de parameters. Het feit dat de tijd hier wel een significante factor is, betekent dat er - binnen de meestal beperkte range van de parameterwaarden - door de jaren heen wel veranderingen zijn, maar dat deze globaal gezien per parameter voor alle varianten gelijk zijn.

De trofie-indicatoren kennen steeds een gelijk uitgangsniveau, en geven van hieruit voor alle varianten een uiteindelijke verslechtering aan. In het begin lijken de resultaten op een lichte verschraling te wijzen, maar deze wordt al na twee of drie jaren (weer in 1989) omgekeerd. Bij de variant waarbij laat gemaaid wordt (WNWW) is de trofie-toename continue vanaf het begin, en bovendien het sterkst. Het achterwege laten van bemesting geeft relatief de beste resultaten.

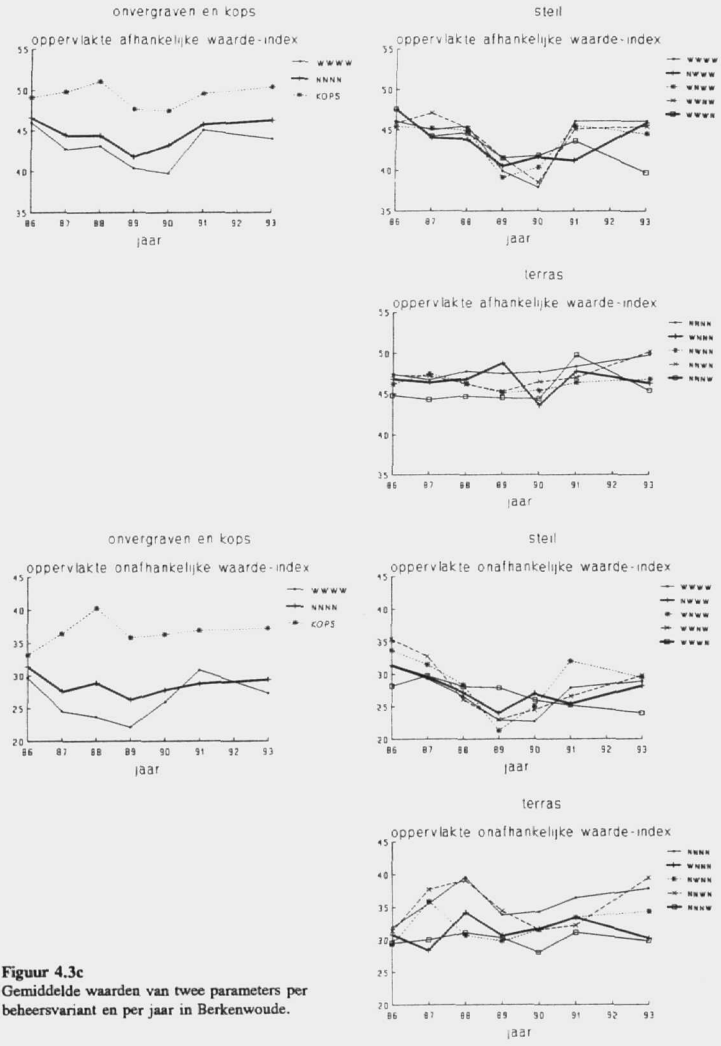
De dynamiek, in de zin van het aandeel van pioniersoorten, neemt na het eerste jaar als verwacht meteen sterk af. Er zijn geen verschillen aan te geven tussen de ontwikkelingen in de diverse varianten. Opvallend is de toename ervan in 1991.



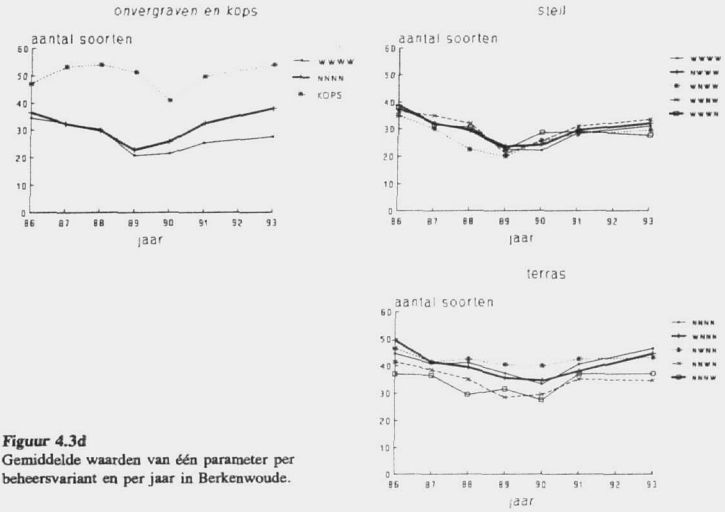
Figuur 4.3a
Gemiddelde waarden van twee parameters per beheersvariant en per jaar in Berkenwoude.



Figuur 4.3b
Gemiddelde waarden van twee parameters per beheersvariant en per jaar in Berkenwoude.



Figuur 4.3c
Gemiddelde waarden van twee parameters per beheersvariant en per jaar in Berkenwoude.



Figuur 4.3d
Gemiddelde waarden van één parameter per beheersvariant en per jaar in Berkenwoude.

Het aandeel van de ruigtesoorten blijft bij de meeste varianten gedurende de hele periode op een laag niveau, met uitzondering weer van de variant WNWW (laat maaien). Hier is een vrij sterke tussentijdse schommeling, hoewel het eind-niveau weer even laag is als bij de andere varianten.

De natuurwaarderingsparameters geven bij alle varianten een achteruitgang of stabilisatie te zien, met weinig verschillen tússen de varianten. De oppervlakte-onafhankelijke index en het aantal soorten zijn hierin meer uitgesproken dan de oppervlakte-afhankelijke index. Voor het WWWN-beheer (geen slootschoningsmateriaal op de oever) geven alle drie parameters de sterkste achteruitgang aan. Bij deze zelfde variant wordt de beginsituatie overigens volgens de oppervlakte-afhankelijke index en het aantal soorten hoger gewaardeerd dan die van andere varianten, door de oppervlakte-onafhankelijke index lager.

Op de **terrasoevers** is het beheer overwegend gunstig. De verwachting dat de veranderingen in de tijd hier groter zijn dan aan de andere oevers (met uitzondering van de kopse einden) was al bevestigd door de analyse voor de inrichtingsvormen.

Voor de trofie-indicatoren zijn, ook naar verwachting, deze veranderingen niet alleen in absolute zin groter, maar ook de richting is anders. Voor elke beheersvariant geven deze parameters in het laatste jaar een aanzienlijk gunstiger situatie aan dan die in het eerste jaar.

Binnen deze variatie zijn er tussen de beheersvarianten verschillen in mate van verandering. In de eerste twee tot drie jaren vertoont het bedekkingsaandeel van voedselarme tot matig voedselrijke soorten bij alle varianten een stijging. Bij 'niets doen' en wel-meebeweiden is deze het grootst, en bij wel meebemesten het traagst en het kleinst. Bij de twee eerst genoemde beheersvarianten is de uiteindelijke verschraling ook veruit het grootst (aandeel van voedselarme tot matig voedselrijke soorten is minimaal 75%), en leidt bemesting tot de kleinste toename van de parameter in het laatste jaar. Niettemin is deze nog aanzienlijk groter dan de toename bij NNNN-beheer op onvergraven oevers.

Ook bij terrasoevers doet zich bij alle varianten in (1988-)1989 een sterke terugval voor in de parameterwaarde, hier echter gevolgd door een even duidelijk herstel in de jaren daarna.

De Toewijswaarden geven dezelfde verschillen en ontwikkeling te zien, maar doorgaans veel minder uitgesproken. De terugval is ook hier te herkennen, maar steeds twee jaren later: in 1991. Dit vindt zijn oorzaak in de tragere reactie van deze parameter op verandering in de vegetatie (Runhaar *et al.*, 1993), zodat verwacht kan worden dat de geïndiceerde verschraling ook volgens deze parameter in de komende jaren zal doorzetten (bij gelijkblijvend beheer).

De dynamiek neemt bij alle varianten sterk af. Pioniersoorten, en in de meeste gevallen ook ruigtesoorten, verdwijnen overal goeddeels. Toch zijn ook hier verschillen tussen de varianten. Met name waar beweid wordt en waar slootschoningsmateriaal op de oever gedeponeerd wordt is de afname van de pioniersoorten minder snel dan elders. Bovendien vertoont het aandeel van de ruigtesoorten hier grotere schommelingen en is het aandeel in het laatste jaar weer even groot als in het eerste.

De verschillen in de uiteindelijke natuurwaarde op terrassen (en kopse einden), en de veranderingen daarin, komen weer het sterkst tot uiting bij de oppervlakte-onafhankelijke index. Niettemin geven beide natuurwaarderingsindices vergelijkbare ontwikkelingen aan. Bij bemesting en depositie van slootschoningsmateriaal blijft de natuurwaarde op het uitgangsniveau. Bij de andere varianten neemt ze toe en liggen de eindscores dus (aanzienlijk) hoger dan bij genoemde twee varianten. De veranderingen in de tijd vertonen nogal wat schommelingen, waarvan de meest in het oog springende weer de algemene terugval in 1989-1990 is.

Ook bij het aantal soorten is een dal te herkennen in 1989-1990. Hierna stijgt het aantal weer snel, maar het komt niet boven het niveau van 1986 uit. De variant waarbij niets wordt gedaan is hierop de enige positieve uitzondering, terwijl bij de depositie van schoningsmateriaal begin- en eindaantallen gelijk zijn. De oorzaak van dit verschil tussen de waarderingsparameters moet gezocht worden in het grote aantal pioniersoorten dat alleen in 1986 hier aanwezig was. Deze tellen immers wel even sterk mee in deze weinig differentiërende maat, maar omdat ze een kleine zeldzaamheidswaarde hebben slechts weinig in de natuurwaarde-indices.

4.3.2 Vergelijking van beheersvarianten per inrichtingsvorm op soortsniveau

NNNN- en WWWW-beheer aan de onvergraven oevers

Niet onderscheidende soorten
Op de onvergraven oevers komen enkele soorten voor, waarvoor het beheer geen verschil uitmaakt: graslandsoorten als *Poa trivialis* en *Ranunculus repens*, soorten van vochtigere milieus die tegen enige verstoring bestand zijn: *Galium palustre*, *Glechoma hederacea*, *Cerastium fontanum* en *Cardamine pratensis*, en de verstoringsindicatoren *Bidens cernua* en *Cardamine flexuosa*. Deze laatste zijn gedurende de hele onderzoeksperiode bij beide beheersvarianten aanwezig.

Een beperkt aantal soorten heeft een voorkeur voor WWWW-beheer, terwijl er veel meer soorten zijn met een voorkeur voor NNNN-beheer (zie tabel 4.9). De soorten die beter gedijen bij WWWW-beheer zijn vooral die van storingsmilieus (*Polygonum aviculare*, *Polygonum hydropiper*, *Ranunculus sceleratus*, *Rorippa palustris* en *Rumex obtusifolius*) en twee grassoorten van vochtig grasland: *Alopecurus geniculatus* en *Agrostis stolonifera*. Dit zijn beide laagblijvende soorten met een sterke vegetatieve verspreiding, die daarmee weinig kwetsbaar zijn voor intensief agrarisch beheer.

Soorten die in alle jaren duidelijk meer bij NNNN-beheer voorkomen zijn hooilandsoorten (als *Alopecurus pratensis*, *Anthoxanthum odoratum*, *Dactylis glomerata*, *Festuca pratensis*, *Holcus lanatus*, *Peucedanum palustre* en *Rumex acetosa*), soorten van vochtig tot natte, niet al te voedselrijke omstandig heden (*Juncus conglomeratus*, *Lotus uliginosus*, *Triglochin palustris*, *Equisetum fluviatile*, *Oenanthe fistulosa* en *Scutellaria galericulata*) en soorten van de natte slootkantdelen (als *Iris pseudacorus*, *Carex acuta* (vanaf 1990) en *Butomus umbellatus*, en de ruigtesoorten *Glyceria maxima* en vooral *Phalaris arundinacea*). *Lychnis flos-cuculi* had in de eerste jaren en in het laatste jaar een voorkeur voor NNNN-beheer, maar daartussen was de soort sterk achteruitgegaan tot op het (onveranderd) lage niveau bij WWWW-beheer.

Voor *Festuca rubra ssp commutata* zijn de veranderingen bij beide beheersvarianten tegengesteld: bij NNNN-beheer was de bedekking aanvankelijk relatief hoog, gevolgd door een daling en stabilisatie, bij WWWW volgde in 1991-93 een toename op een lange stabiele periode met lage bedekking.

Het beheer is op de onvergraven oevers duidelijk van invloed op de vegetatie. Verstoring (vertrapping), toevoer van nutriënten en een vroege maaidatum zorgen bij 'alles doen' voor nivellering van soortenrijkdom en natuurwaarde. 'Niets doen' houdt de variatie in standplaatsen enigszins in stand. Hooilandrelicten zijn hier nog steeds aanwezig, en ook de wat meer bijzondere soorten van vochtige en natte milieus worden er niet geheel verdrongen door meer concurrentiekrachtige soorten.

Tabel 4.9 Berkenwoude: soorten met voorkeur voor bepaalde beheersvarianten op onvergraven oevers; abundantie-code '.' en presentie 0: afwezig; abundantie 0: <1%.

soort	beh. var.	presentie							abundantie						
		86	87	88	89	90	91	93	86	87	88	89	90	91	93
Agros sto	WWWW	100	100	100	100	100	100	100	23	34	44	58	75	49	38
Agros sto	NNNN	100	100	100	100	100	75	100	7	14	5	16	20	19	18
Alope gen	WWWW	100	75	75	75	100	75	100	3	2	1	2	4	6	7
Alope gen	NNNN	100	100	50	0	33	25	80	6	1	0	.	0	0	0
Alope pra	WWWW	50	50	50	50	0	100	100	2	3	3	0	.	1	0
Alope pra	NNNN	100	100	100	100	67	100	80	2	2	3	8	5	7	8
Antho odo	WWWW	25	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.
Antho odo	NNNN	50	25	75	75	67	75	40	1	1	1	1	2	1	1
Buto umb	WWWW	0	25	25	25	0	0	0	.	0	0	0	.	.	.
Buto umb	NNNN	50	25	25	0	33	50	60	1	1	0	.	0	0	0
Festu pra	WWWW	50	50	0	0	0	0	25	2	2	.	.	.	.	1
Festu pra	NNNN	75	100	100	50	33	50	60	2	1	1	1	9	2	2
Festu r-c	WWWW	75	50	75	25	0	25	25	4	9	5	0	.	0	0
Festu r-c	NNNN	75	75	75	50	33	75	80	2	2	4	2	1	8	5
Holcu lan	WWWW	100	100	100	50	50	100	100	10	4	23	9	1	5	10
Holcu lan	NNNN	100	100	100	100	100	100	100	8	3	23	39	24	10	28
Iris pse	WWWW	0	25	0	0	0	0	0	.	0	.	.	.	.	.
Iris pse	NNNN	0	50	50	50	33	50	40	.	0	0	0	0	0	0
Juncu con	WWWW	0	0	100	25	0	25	0	.	.	0	0	.	0	.
Juncu con	NNNN	0	25	75	25	33	75	80	.	0	7	9	3	3	12
Lychn flo	WWWW	100	100	75	0	25	50	50	1	0	0	.	0	0	0
Lychn flo	NNNN	100	100	75	75	67	100	100	3	10	1	1	0	0	6
Oenan fis	WWWW	25	25	25	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.
Oenan fis	NNNN	50	25	25	25	33	25	20	0	0	0	0	0	0	0
Peuce pal	WWWW	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Peuce pal	NNNN	0	25	25	0	33	25	20	.	0	0	.	0	0	0
Phala aru	WWWW	25	25	25	25	0	25	25	1	0	1	3	.	0	0
Phala aru	NNNN	50	50	50	50	67	50	80	1	11	23	6	28	14	15
Polyn avi	WWWW	100	25	50	0	50	75	50	0	0	0	.	0	0	1
Polyn avi	NNNN	100	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.
Polyn hyd	WWWW	100	100	100	75	75	100	100	13	1	0	0	1	4	4
Polyn hyd	NNNN	75	50	25	50	33	75	20	4	2	0	0	0	0	0
Ranun sce	WWWW	100	75	75	25	75	100	75	5	3	0	0	3	4	2
Ranun sce	NNNN	100	50	0	0	0	75	40	5	0	.	.	.	1	1
Rumex ace	WWWW	100	100	100	100	50	75	75	3	4	0	1	0	0	1
Rumex ace	NNNN	100	100	100	100	100	100	100	4	16	7	3	0	9	10
Rumex obt	WWWW	50	75	50	75	50	50	25	4	3	0	0	0	1	0
Rumex obt	NNNN	25	25	50	0	0	50	60	0	0	0	.	.	0	0
Scute gal	WWWW	0	25	50	0	25	0	0	.	0	0	.	1	.	.
Scute gal	NNNN	25	25	75	0	33	25	20	0	0	0	.	0	0	1
Trigl pal	WWWW	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Trigl pal	NNNN	50	50	50	25	33	25	40	2	2	2	0	0	0	2

WWWW-, NWWW-, WNWW-, WWNW- en WWWN-beheer op de steil vergraven oevers

In de eerste jaren maakt de vegetatie op de steile oevers een grote verandering door. Zoals verwacht kon worden, gaan veel pioniersoorten in 1987 sterk in bedekking achteruit of verdwijnen ze zelfs (soms echter komen ze in 1991 of 1993 weer terug), en nemen

andere soorten in bedekking en presentie toe. Dit is het geval bij alle beheersvarianten, en geeft dus geen onderscheid ertussen.

Over het algemeen vertoont de vegetatie op de steile oevers een mozaïek-patroon zonder zonering. Ze wordt gedomineerd door enkele graslandsoorten, terwijl de andere soorten in kleine bedekking aanwezig zijn. Het aantal soorten dat duidelijk onderscheid maakt tussen de beheersvarianten is dan ook niet zo groot (zie tabel 4.10). Relatief gezien is de voorkeur van verschillende soorten voor WNWW- en WWNW-beheer (laat maaien en niet beweiden) het grootst, maar ook dan nog niet echt duidelijk. De drie andere varianten worden meer gekenmerkt door het ontbreken van soorten.

Niet-onderscheidende soorten
Soorten die geen voorkeur hebben voor één van de beheersvarianten zijn bijna zonder uitzondering storingsindicatoren van droge en vochtige omstandigheden: *Stellaria media, Poa annua, Polygonum hydropiper, Bidens cernua* en *Ranunculus sceleratus*. Voor een deel nemen ze in de loop der tijd af, maar alle zijn ook in de laatste jaren weer aanwezig.

WWWW-beheer
De variant waarbij alle beheersonderdelen worden toegepast, kent bijna geen 'eigen' soorten. De uitgesproken tredplant *Polygonum aviculare* is hier meer continu aanwezig dan elders, zij het in lage bedekking. Andere tredplanten en andere storingssoorten in het algemeen, kennen dit onderscheid niet: zij zijn bij alle varianten in lage bedekking aanwezig. *Carex acuta*, elders op de steile oevers nauwelijks aanwezig, is alleen bij deze beheersvariant vanaf 1989 continu aanwezig, maar in zeer lage bedekking.

Twee graslandsoorten met doorgaans, en zeker in het laatste jaar, een hoge bedekking, *Holcus lanatus* en *Poa trivialis*, hebben hier (en bij niet bemesten) in de gehele periode een relatief lage bedekking. *Trifolium repens* tenslotte kent hier een lagere presentie.

NWWW-beheer
Bij de beheersvariant waarbij niet wordt bemest, is *Oenanthe fistulosa* (bovendien goed tegen vraat bestand) in vrijwel elk jaar aanwezig, en neemt in de laatste jaren toe in abundantie tot 3%. Bij andere varianten is de soort incidenteel of pas vanaf 1989-90 met een zeer lage abundantie aanwezig. Ook *Myosotis palustris* heeft een voorkeur voor niet bemesten (en in mindere mate voor niet-vroeg maaien), maar dit komt pas na 1989 in de abundantie tot uitdrukking. Deze soort is in staat opengetrapte plekken snel in te nemen.

Van de hogere abundanties in de eerste jaren van *Glyceria fluitans* bij niet bemesten (en niet-vroeg maaien) daarentegen, is in de jaren na 1989-90 niets terug te zien. Als overal elders kent de soort ook hier een teruggang in bedekking tot 1-2% in 1993. Deze is dus relatief het sterkst bij niet bemesten en niet-vroeg maaien. Een tweede hoog-opgaande grassoort van natte omstandigheden, *Phalaris arundinacea*, is opvallend afwezig. Beide soorten kunnen slecht tegen een intensief maairegime.

Als bij 'alles doen', zijn *Holcus lanatus* en *Poa trivialis* ook hier in lagere bedekking aanwezig dan elders. *Sparganium erectum* verschijnt relatief laat (in 1990) en *Cirsium palustre*, weliswaar bijna overal elders na drie jaren verdwenen, is hier niet opgekomen.

Tabel 4.10 Berkenwoude: enkele soorten met voorkeur voor bepaalde beheersvarianten op steile oevers; abundantie-code '.' en presentie 0: afwezig; abundantie 0: <1%.

soort	beh. var.	presentie							abundantie						
		86	87	88	89	90	91	93	86	87	88	89	90	91	93
Cardm pra	WWWW	100	100	75	100	100	100	100	0	0	0	0	1	2	1
Cardm pra	NWWW	100	100	50	100	100	100	100	1	1	1	0	1	2	0
Cardm pra	WNWW	100	100	100	100	100	100	100	1	1	0	0	1	2	1
Cardm pra	WWNW	100	100	0	50	100	100	100	0	1	.	0	1	2	0
Cardm pra	WWWN	100	100	100	100	100	100	100	1	0	1	1	5	3	1
Elymu rep	WWWW	*0*	*0*	*0*	25	25	0	80	.	.	.	0	0	.	1
Elymu rep	NWWW	0	0	0	0	0	0	100	.	.	.	.	.	.	1
Elymu rep	WNWW	0	0	0	0	50	0	100	.	.	.	.	0	.	0
Elymu rep	WWNW	0	50	50	50	100	100	100	.	0	1	0	0	0	1
Elymu rep	WWWN	0	0	0	0	0	0	100	.	.	.	.	.	.	1
Epilo tet	WWWW	25	0	25	0	25	50	60	0	.	0	.	0	0	0
Epilo tet	NWWW	50	50	0	0	100	100	50	0	0	.	.	0	0	0
Epilo tet	WNWW	100	50	50	50	100	50	100	0	0	0	0	0	0	0
Epilo tet	WWNW	50	0	100	0	50	0	100	0	.	0	.	0	.	1
Epilo tet	WWWN	0	0	0	0	0	100	50	.	.	.	.	.	0	0
Glyce flu	WWWW	100	100	100	100	75	25	60	4	7	4	8	2	0	1
Glyce flu	NWWW	100	100	100	100	100	0	100	6	28	6	9	5	.	1
Glyce flu	WNWW	100	100	100	100	100	0	100	3	28	9	3	1	.	1
Glyce flu	WWNW	100	100	100	100	100	50	100	2	6	3	6	0	0	2
Glyce flu	WWWN	100	100	100	100	100	50	50	2	6	3	6	4	0	0
Holcu lan	WWWW	100	75	100	75	50	100	100	2	9	9	8	1	3	14
Holcu lan	NWWW	100	100	100	100	50	100	100	2	2	6	4	0	1	11
Holcu lan	WNWW	100	100	100	50	100	100	100	2	2	10	38	3	2	63
Holcu lan	WWNW	50	100	100	50	50	100	100	1	2	10	9	1	9	20
Holcu lan	WWWN	100	100	100	100	100	100	100	2	3	19	10	2	5	20
Juncu con	WWWW	0	75	100	0	0	0	20	.	1	0	.	.	.	0
Juncu con	NWWW	0	100	100	0	0	0	50	.	3	0	.	.	.	0
Juncu con	WNWW	0	0	100	0	0	0	0	.	.	2	.	.	.	.
Juncu con	WWNW	0	100	100	50	0	50	100	.	10	0	0	.	0	1
Juncu con	WWWN	0	100	100	0	0	0	0	.	5	1	.	.	.	.
Lotus uli	WWWW	50	25	25	50	25	0	20	0	0	0	0	0	.	0
Lotus uli	NWWW	0	0	50	0	50	0	0	.	.	0	.	0	.	.
Lotus uli	WNWW	50	50	50	0	50	50	0	0	0	0	.	0	0	.
Lotus uli	WWNW	0	50	50	0	50	0	0	.	0	0	.	0	.	.
Lotus uli	WWWN	50	100	100	50	100	50	50	0	0	0	0	0	0	0
Lychn flo	WWWW	100	100	100	75	25	75	80	4	3	0	0	0	0	0
Lychn flo	NWWW	*100*	*100*	*100*	*100*	50	100	100	6	1	1	0	1	0	2
Lychn flo	WNWW	100	100	50	50	50	100	100	5	19	0	0	0	0	3
Lychn flo	WWNW	100	100	50	100	50	50	100	9	4	0	0	0	0	1
Lychn flo	WWWN	100	100	100	100	100	50	50	1	1	2	1	0	0	1
Myoso pal	WWWW	100	100	100	75	100	100	100	0	2	2	1	3	1	1
Myoso pal	NWWW	100	100	100	100	100	50	50	0	1	2	0	9	9	9
Myoso pal	WNWW	*100*	*100*	100	0	50	50	100	0	0	0	.	9	3	0
Myoso pal	WWNW	100	100	100	100	100	100	100	1	1	4	0	1	1	0
Myoso pal	WWWN	100	100	100	100	100	100	50	0	0	0	0	1	2	0
Oenan fis	WWWW	0	0	0	0	25	0	40	.	.	.	.	0	.	0
Oenan fis	NWWW	50	50	100	0	100	50	50	0	0	0	.	0	1	3
Oenan fis	WNWW	0	0	0	50	50	50	100	.	.	.	0	0	0	0
Oenan fis	WWNW	0	50	0	0	0	0	0	.	0	.	.	.	.	.
Oenan fis	WWWN	50	0	0	0	50	0	0	0	.	.	.	0	.	.
Phala aru	WWWW	25	25	50	50	50	25	60	0	0	0	0	0	0	1
Phala aru	NWWW	0	0	0	50	0	0	50	.	.	.	0	.	.	0
Phala aru	WNWW	50	50	50	50	50	50	0	0	1	0	3	9	0	.
Phala aru	WWNW	50	0	50	50	50	50	50	0	.	0	0	0	0	0
Phala aru	WWWN	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Poa tri	WWWW	100	100	100	100	100	100	80	4	10	4	30	13	6	12
Poa tri	NWWW	100	100	100	100	50	100	100	3	14	6	28	19	2	14
Poa tri	WNWW	100	100	100	100	100	100	100	3	38	11	28	6	6	38
Poa tri	WWNW	100	100	100	100	100	100	100	3	11	5	19	14	3	6
Poa tri	WWWN	100	100	100	100	100	100	100	3	28	14	50	20	4	9
Scute gal	WWWW	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Scute gal	NWWW	0	0	50	0	50	50	0	.	.	*0*	.	*0*	0	.
Scute gal	WNWW	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Scute gal	WWNW	0	50	50	0	50	50	50	.	0	0	.	0	1	1
Scute gal	WWWN	0	0	0	0	50	50	50	.	.	.	.	0	0	0
Urtic dio	WWWW	25	25	50	25	0	50	0	0	0	0	0	.	0	.
Urtic dio	NWWW	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Urtic dio	WNWW	0	0	50	50	0	50	*0*	.	.	*0*	0	.	0	.
Urtic dio	WWNW	50	50	50	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.
Urtic dio	WWWN	0	0	50	0	0	0	0	.	.	0	.	.	.	.

WNWW-beheer

De beheersvariant waarbij na 1 juli wordt gemaaid lijkt voor een klein aantal soorten en in beperkte mate gunstiger te zijn dan andere varianten. Het betreft niet al te kieskeurige soorten van vochtig-natte omstandigheden. *Phalaris arundinacea* is hier (en bij WWNW, de hierna te bespreken variant) present in alle jaren met uitzondering van 1993, en bereikt bovendien in 1989-90 de hoogste abundanties. *Epilobium tetragonum* is alleen bij deze variant in alle jaren vertegenwoordigd, vaak met hogere presenties dan elders.

Twee wat meer kritische soorten van vergelijkbaar milieu vergaat het slechter. Zo kent *Juncus articulatus* hier de laagste presentie. Daarbinnen laat de soort de sterkste toename in bedekking zien tot 1990, maar meteen daarna stort de populatie ineen tot het niveau van elders, waarna de soort verdwijnt. De toename van *Lychnis flos-cuculi* in de eerste twee jaren is in vergelijking met elders zeer groot (tot 20%), maar minder groot dan de daarop volgende afname: naar minder dan 1% in 1988, waarbij tevens de presentie gehalveerd wordt.

Hiermee is het verschil met andere varianten teniet gedaan, en is ook het beheer waarbij wel bemest en laat gemaaid wordt voor deze soorten ongunstig gebleken. Zij worden verdrongen door de hoogopgaande en daardoor licht onderscheppende grassoorten die ook profiteren van laat maaien. Deze (algemene) grassoorten, *Holcus lanatus* en *Poa trivialis*, vallen op door hun relatief grote schommelingen in gelijklopend patroon, voor beide niettemin uitmondend in een abundantie in 1993 die hoort bij de hoogste die in Berkenwoude bereikt worden. Zij vormen daarmee een te sterke concurrentie voor de eerder genoemde en enkele van de volgende soorten, die deze variant mijden of er eerder dan bij andere varianten verdwenen zijn. Het gaat hierbij om een diverse groep: de storingsoorten *Rorippa palustris* en *Cirsium arvense* (deze laatste ontbreekt nagenoeg), *Ranunculus repens* (met hier een veel snellere afname in 1987-88 dan elders, gevolgd door een stabilisatie), *Taraxacum officinale* (met een incidentele presentie), *Glyceria fluitans* (die aanvankelijk een zeer sterke toename kent, maar later een even snelle afname; zie ook vorige beheersvariant), en *Juncus conglomeratus* en *Scutellaria galericulata*.

WWNW-beheer

Alisma plantago-aquatica komt op steile oevers alleen maar voor bij de variant waar niet beweid wordt: met een zeer lage bedekking maar vanaf 1987 wel in alle jaren. Ook voor *Juncus conglomeratus* biedt dit beheer de beste mogelijkheden. Hoewel niet in elk jaar, is de soort hier meer bestendig aanwezig dan elders. Ditzelfde geldt in mindere mate ook voor *Scutellaria galericulata*. Ook *Elymus repens* komt hier in tegenstelling tot elders continu voor (vanaf 1987). Bovendien is de presentie steeds hoog, maar blijft de abundantie zeer laag.

Twee andere grassoorten, de meer specifieke weidesoorten *Lolium perenne* en *Poa trivialis*, komen hier minder vaak (*Lolium*) en in mindere mate (*Poa*) voor dan elders. Ook enkele storingsoorten die vaak voorkomen op opengetrapte plekken, mijden dit beheer: *Polygonum aviculare* komt slechts in een enkel jaar voor, *P. persicaria* ontbreekt en *Rumex obtusifolius* verdwijnt na drie jaar.

WWWN-beheer
Waar slootschoningsmateriaal niet op de oever wordt gedeponeerd, komen slechts enkele soorten voor die hiervan in beperkte mate lijken te profiteren. Zo is de toename van *Alopecurus geniculatus* vanaf 1990 hier wat sterker. *Agrostis stolonifera* daarentegen doet er hier veel langer over om dezelfde abundantie te bereiken als bij andere beheersvarianten. Laagblijvende, vochtminnende kruiden doen het soms wat beter. *Cardamine pratensis* bereikt in latere jaren een hogere bedekking en *Lotus uliginosus* komt alleen hier met relatief hoge presentie en in elk jaar voor. *Berula erecta* houdt het alleen hier drie jaren achtereen vol, maar is vanaf 1990 toch ook, als bij de andere beheersvarianten, verdwenen. *Phalaris arundinacea* en *Urtica dioica* tenslotte komen, net als bij niet bemesten, bij dit beheer (bijna) niet voor.

NNNN-, WNNNN-, NWNN-, NNWN- en NNNW-beheer op de terrasoevers

Op de terrasoevers is de spreiding in met name de bedekking van de soorten groter dan op de steile oevers: er zijn hier meer soorten met een bedekking die groter is dan 10%, waardoor het onderscheid tussen de dominante en de niet-dominante soorten wat minder scherp is; bovendien zijn het totale en het gemiddelde aantal soorten per beheersvariant groter.

Ook hier zijn de 'grote' veranderingen naar verwachting: vooral in de eerste jaren nemen de pioniers af om spoedig te verdwijnen, nemen de graslandsoorten toe in bedekking, en de wat meer bijzondere soorten vooral in presentie (zie tabel 4.11). Later in de ontwikkeling (vanaf 1990-1991) draait deze verandering in een aantal gevallen weer om: sommige pionier- en storingsoorten (als bijvoorbeeld *Poa annua* en *Ranunculus sceleratus*) als ook ruigtesoorten nemen weer toe.

Niet onderscheidende soorten
Slechts een enkele soort maakt geen onderscheid tussen de beheersvarianten: *Cerastium fontanum* en *Taraxacum officinale* hebben steeds een hoge presentie en een (zeer) lage abundantie.

NNNN-beheer
De beheersvariant waarbij 'niets' wordt gedaan, onderscheidt zich van de andere op de terrasoevers in de eerste plaats door het hoge aantal soorten dat hier door de jaren voorkomt. Er zijn veel soorten die uitsluitend hier aangetroffen zijn, vaak echter in maar een of twee jaren of in een enkele opname.

Een van deze soorten is *Carex oederi* (*s.l.*), die zich na vestiging in 1989 alleen hier heeft kunnen handhaven, zij het in maar één opname en met lage bedekking. Het beeld van verschraling van het nat-vochtige deel van de oever dat *Carex oederi* oproept wordt bevestigd door *Carex panicea* (die vanaf 1991 aanwezig is), *Carex disticha* (ook en alleen hier vanaf 1991 aanwezig), *Cirsium palustre* (met alleen hier een toename vanaf 1990), *Equisetum fluviatile* (met een minieme toename maar in tegenstelling tot elders wel steeds aanwezig), *Scutellaria galericulata* (vergelijkbaar met de vorige soort) en *Juncus conglomeratus* (die niet als elders sterk afneemt, maar een relatief hoge bedekking houdt).

Ook *Carex riparia* komt alleen bij 'niets doen' voor met een toename in 1991-93. *Thalictrum flavum* heeft dezelfde voorkeur, maar houdt het slechts drie jaar vol (van 1988 t/m 1991). *Phalaris arundinacea*, *Epilobium hirsutum* en *E. parviflorum* komen hier en bij wel-bemesting in (bijna) elk jaar voor, in tegenstelling tot bij de andere varianten. *Salix cinerea* kan zich bij dit beheer het eerst vestigen en uitbreiden. Samen met een aantal ander soorten ontstaat hierbij het beeld van een verlandingsruigte in ontwikkeling.

Andere soorten die in presentie dan wel abundantie bij dit beheer belangrijk afwijken van andere beheersvarianten, zijn soorten van wat hoger op de oever, op de overgang naar het perceel: *Elymus repens* (alleen hier niet incidenteel, maar met een lage bedekking), *Trifolium dubium* (vanaf 1988 constant aanwezig, elders afwezig of incidenteel) en *Mentha arvensis* (die beperkt is tot dit beheer en er voorkomt van 1986 tot en met 1991). Weinig soorten die behalve bij 'niets doen' ook bij andere varianten voorkomen, geven de voorkeur aan een daarvan boven 'niets doen'. *Myosotis palustris*, *Oenanthe fistulosa* en *Trifolium pratense* zijn dergelijke soorten: in abundantie onderscheiden ze zich niet (die is overal even laag), maar de presentie is bij 'niets doen' wel lager. Het zijn dan ook soorten van niet al te voedselrijk milieu, die bestand zijn tegen of zelfs baat hebben bij verstoring (vertrapping), begrazing of maaien.

WNNN-beheer
De beheersvariant waarbij alleen bemest wordt heeft een vrij groot aantal kenmerkende soorten, vaak soorten van verruiging of verstoring. Veel van deze soorten heeft deze variant gemeen met de hierna te bespreken beheersvariant (vroeg maaien).

Voor een deel betreft het soorten van de overgang van water naar land: *Acorus calamus*, *Alisma plantago-aquatica* (beide hier in alle jaren aanwezig met een presentie tussen 50 en 100%), *Sparganium erectum ssp erectum* (met in de eerste vier jaren een hogere abundantie), *Phragmites australis* (alleen bij dit beheer, in bijna alle jaren en met een 'bedekkingsexplosie' in een van de opnamen in 1993: een ware rietkraag).

Verder zijn *Urtica dioica* (vanaf 1988 elk jaar in lage bedekking), *Poa trivialis* (als in de volgende beheersvariant lange tijd met een beduidend hogere abundantie) en *Polygonum amphibium* (elders incidenteel, maar hier elk jaar met een presentie van 100% en een lage bedekking aanwezig) beter dan bij de andere varianten vertegenwoordigd.

Er zijn ook soorten die deze variant (en de volgende) in meer of mindere mate mijden: *Agrostis stolonifera* en *Ranunculus repens* hebben een lagere bedekking, *Polygonum hydropiper*, *Rumex obtusifolius* en *Cirsium arvense* ontbreken (nagenoeg), evenals *Scutellaria galericulata*, en *Lychnis flos-cuculi* heeft een zeer lage bedekking, ook in 1987, als de bedekking bij de andere varianten voor een korte tijd sterk stijgt.

NWNN-beheer
Drie laagblijvende soorten van het natte deel van het talud komen alleen bij deze en de vorige beheersvariant in de hele onderzoeksperiode voor (*Alisma* ontbreekt vrijwel geheel): *Acorus calamus*, *Lysimachia nummularia* en *Eleocharis palustris ssp palustris*, waarbij de laatste alleen hier vanaf 1989 in bedekking toeneemt. *Triglochin palustris* onderscheidt alleen in presentie: die is alleen hier in alle jaren 100%.

Tabel 4.11a Berkenwoude: enkele soorten met voorkeur voor bepaalde beheersvarianten op terrasoevers; abundantie-code '.' en presentie 0: afwezig; abundantie 0: <1%.

soort	beh. var.	presentie							abundantie						
		86	87	88	89	90	91	93	86	87	88	89	90	91	93
Acoru cal	WNNN	100	100	100	100	100	100	50	0	0	0	0	0	0	0
Acoru cal	NWNN	100	100	100	50	50	100	50	0	0	0	0	0	1	0
Acoru cal	*NNWN*	*0*	*50*	*0*	*0*	*0*	*0*	*50*	.	*0*	.	.	.	.	*0*
Acoru cal	NNNW	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Acoru cal	NNNN	40	20	0	0	20	0	25	0	0	.	.	0	.	0
Alism pla	WNNN	50	100	100	50	50	100	50	0	0	0	0	0	0	0
Alism pla	NWNN	0	0	0	0	50	0	0	.	.	.	.	0	.	.
Alism pla	NNWN	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Alism pla	NNNW	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Alism pla	NNNN	40	40	40	0	0	0	25	0	0	0	.	.	.	0
Carex acu	WNNN	50	0	0	0	0	0	50	0	.	.	.	.	.	0
Carex acu	NWNN	50	50	50	50	50	50	50	0	0	0	0	0	0	0
Carex acu	*NNWN*	*0*	*0*	*0*	*0*	*50*	*0*	*50*	.	.	.	.	*0*	.	*0*
Carex acu	NNNW	0	0	0	0	50	50	0	.	.	.	.	0	0	.
Carex acu	NNNN	0	0	20	20	20	40	50	.	.	0	0	0	0	0
Cirsi arv	WNNN	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Cirsi arv	NWNN	0	0	50	0	0	0	0	.	.	0	.	.	.	.
Cirsi arv	NNWN	0	50	50	50	0	50	50	.	0	0	0	.	0	0
Cirsi arv	NNNW	50	0	100	100	50	100	100	0	.	0	0	0	0	0
Cirsi arv	NNNN	20	20	40	40	20	40	50	0	0	0	0	0	0	1
Cirsi pal	WNNN	0	50	100	50	50	100	0	.	0	0	0	0	0	.
Cirsi pal	NWNN	50	100	100	100	50	50	50	0	0	0	0	0	0	0
Cirsi pal	*NNWN*	*50*	*50*	*100*	*0*	*0*	*50*	*0*	*0*	*0*	*0*	.	.	*0*	.
Cirsi pal	NNNW	0	0	0	0	0	100	0	.	.	.	.	.	0	.
Cirsi pal	NNNN	40	60	100	80	80	60	75	0	0	0	0	2	0	4
Eleoc p-p	WNNN	0	0	0	0	50	0	0	.	.	.	.	0	.	.
Eleoc p-p	NWNN	50	50	50	100	50	50	50	0	0	0	2	1	1	3
Eleoc p-p	NNWN	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Eleoc p-p	NNNW	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Eleoc p-p	NNNN	20	20	20	0	0	20	0	0	0	0	.	.	0	.
Elymu rep	WNNN	0	0	0	0	25	0	50	.	.	.	.	0	.	0
Elymu rep	NWNN	50	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.
Elymu rep	*NNWN*	*0*	*0*	*0*	*50*	*0*	*0*	*0*	.	.	.	*0*	.	.	.
Elymu rep	NNNW	50	0	100	100	0	0	50	0	.	0	0	.	.	1
Elymu rep	NNNN	20	20	20	20	20	40	50	0	0	0	0	0	1	2
Epilo hir	WNNN	50	50	50	0	50	0	50	0	0	0	.	0	.	0
Epilo hir	NWNN	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Epilo hir	NNWN	50	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.
Epilo hir	NNNW	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Epilo hir	NNNN	40	40	80	40	20	20	25	0	0	0	0	0	0	0
Epilo par	WNNN	50	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.
Epilo par	NWNN	0	0	50	0	0	0	0	.	.	0	.	.	.	.
Epilo par	NNWN	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	.	.	.	.	.	.	.
Epilo par	NNNW	0	0	0	0	100	0	0	.	.	.	.	0	.	.
Epilo par	NNNN	20	0	20	40	20	0	0	0	.	0	0	0	.	.
Holcu lan	WNNN	100	100	100	100	100	100	100	1	3	41	63	54	19	28
Holcu lan	NWNN	100	100	100	100	100	100	100	2	5	20	5	23	28	28
Holcu lan	NNWN	100	100	100	50	0	100	100	0	3	3	0	.	5	28
Holcu lan	NNNW	100	100	100	100	50	100	100	0	1	3	3	0	9	19
Holcu lan	NNNN	100	100	100	100	80	100	100	1	4	14	33	30	19	33
Juncu con	WNNN	0	100	100	50	25	100	100	.	2	11	3	1	3	2
Juncu con	NWNN	0	100	100	100	50	100	100	.	23	5	1	1	5	2
Juncu con	NNWN	*0*	*100*	*100*	*100*	*100*	*100*	*100*	.	23	38	6	2	5	1

Tabel 4.11b Berkenwoude: enkele soorten met voorkeur voor bepaalde beheersvarianten op terrasoevers; abundantie-code '.' en presentie 0: afwezig; abundantie 0: <1%.

soort	beh. var.	presentie							abundantie						
		86	87	88	89	90	91	93	86	87	88	89	90	91	93
Juncu con	*NNNW*	*0*	*100*	*100*	*100*	*100*	*100*	*100*	.	4	6	5	0	2	2
Juncu con	NNNN	0	100	100	100	60	100	100	.	22	43	9	14	15	22
Lychn flo	WNNN	100	100	100	100	25	100	100	0	1	0	0	0	0	2
Lychn flo	NWNN	100	100	100	100	100	100	100	0	14	1	2	0	11	14
Lychn flo	NNWN	100	100	100	100	100	100	100	2	14	2	5	1	1	5
Lychn flo	NNNW	100	100	100	100	100	100	100	1	5	1	1	1	1	4
Lychn flo	NNNN	100	100	100	100	100	80	100	1	11	1	1	0	7	10
Lysim num	*WNNN*	*50*	*0*	*0*	*0*	*50*	*0*	*0*	*0*	.	.	.	*0*	.	.
Lysim num	NWNN	50	50	50	50	50	50	50	0	0	0	0	0	1	0
Lysim num	NNWN	0	0	0	0	0	0	50	.	.	.	.	.	.	0
Lysim num	NNNW	0	0	0	0	0	50	0	.	.	.	.	.	0	.
Lysim num	NNNN	20	20	20	0	60	40	50	0	0	0	.	0	0	0
Phala aru	WNNN	100	100	100	50	100	100	100	0	0	0	0	0	0	2
Phala aru	NWNN	50	0	50	0	0	0	50	0	.	0	.	.	.	0
Phala aru	*NNWN*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	.	.	.	.	.	.	.
Phala aru	NNNW	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Phala aru	NNNN	40	20	80	40	60	40	100	0	0	0	1	0	0	0
Poa tri	WNNN	100	100	100	100	100	100	100	2	88	41	50	31	9	20
Poa tri	NWNN	100	100	100	100	100	100	100	2	63	38	50	50	28	11
Poa tri	NNWN	100	100	100	50	100	100	100	6	23	6	38	6	5	6
Poa tri	NNNW	100	100	100	100	100	100	100	2	28	3	38	3	2	9
Poa tri	NNNN	100	100	100	100	100	100	75	3	44	4	35	16	9	7
Polyn amp	WNNN	100	100	100	100	100	100	100	0	0	0	0	0	0	1
Polyn amp	NWNN	50	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.
Polyn amp	NNWN	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Polyn amp	NNNW	0	0	0	0	0	0	50	.	.	.	.	.	.	0
Polyn amp	NNNN	0	20	20	0	0	0	25	.	0	0	.	.	.	0
Scute gal	WNNN	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Scute gal	NWNN	50	0	50	0	50	50	50	0	.	0	.	0	0	0
Scute gal	NNWN	0	0	0	0	50	0	0	.	.	.	.	0	.	.
Scute gal	NNNW	0	50	50	50	50	50	0	.	0	0	1	0	0	.
Scute gal	NNNN	0	20	20	20	40	40	50	.	0	0	0	0	1	1
Sparg e-e	WNNN	100	100	100	50	50	100	100	0	0	0	0	0	0	2
Sparg e-e	NWNN	100	100	100	100	100	100	100	4	4	4	2	0	0	0
Sparg e-e	NNWN	100	100	50	0	100	100	100	0	0	0	.	0	0	0
Sparg e-e	NNNW	50	50	100	100	100	100	100	0	0	0	1	0	0	2
Sparg e-e	NNNN	80	100	60	60	60	60	100	0	2	0	0	1	1	1
Trifo dub	WNNN	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Trifo dub	NWNN	0	0	50	0	0	0	50	.	.	0	.	.	.	1
Trifo dub	NNWN	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Trifo dub	NNNW	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Trifo dub	NNNN	0	0	40	20	20	20	75	.	.	0	0	0	0	0
Trigl pal	WNNN	100	50	0	50	100	0	50	0	0	.	1	1	.	0
Trigl pal	NWNN	100	100	100	100	100	100	100	1	1	2	6	11	2	2
Trigl pal	NNWN	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Trigl pal	NNNW	0	0	0	0	0	0	0	.	.	.	.	.	.	.
Trigl pal	NNNN	40	60	60	40	60	60	50	1	2	1	6	6	1	3
Urtic dio	WNNN	0	0	100	50	100	100	100	.	.	0	0	0	0	0
Urtic dio	NWNN	0	0	50	0	0	0	50	.	.	0	.	.	.	0
Urtic dio	NNWN	0	0	0	0	0	50	0	.	.	.	.	.	0	.
Urtic dio	NNNW	0	0	0	0	0	50	50	.	.	.	.	.	0	0
Urtic dio	NNNN	20	20	40	20	20	20	0	0	0	0	0	0	0	.

Deze soorten zijn door hun vorm en doordat ze een open (maar niet verstoorde) standplaats prefereren, beter bestand tegen vroeg maaien. Ook *Carex acuta* komt alleen bij deze variant in alle jaren voor, maar de reden hiervan is onduidelijk. Andere hoogopgaande, natte (ruigte-)kruiden komen hier niet, of in de laatste jaren duidelijk minder voor.

Lychnis flos-cuculi is overal vanaf 1988 sterk in abundantie achteruitgegaan (tot maximaal 1% in 1990; presentie blijft overal 100%). De soort onderscheidt zich hier voornamelijk door een sterker herstel sindsdien. *Poa trivialis*, *Trifolium repens* en in mindere mate *Ranunculus repens* tenslotte bereiken steeds een hogere bedekking. Soorten die minder vaak voorkomen zijn: *Agrostis stolonifera*, *Cirsium arvense* en *Polygonum hydropiper* (zie boven) en *Glyceria fluitans*.

Twee groepen van beheersvarianten

De hierboven besproken beheersvarianten lijken in soortensamenstelling meer op elkaar dan op de twee volgende: de varianten waar beweid en waar slootschoningsmateriaal op de oever gedeponeerd wordt. Het zijn twee groepen die wat betreft soortensamenstelling elkaars tegenpool zijn: aanwezigheid of hoge abundantie van soorten in de ene groep gaat vaak gepaard met afwezigheid of lage abundantie in de andere. Ook al wordt hierbij in acht genomen dat de groep van de al besproken varianten groter is en dus meer soorten kan bevatten, dan nog zal uit onderstaande tabel 4.12 duidelijk worden dat deze relatief de meest soortenrijke is. Uit de tabel blijkt ook, dat deze groep de meeste 'gewaardeerde' soorten van drassige of natte omstandigheden herbergt of, anders gezegd: de minste storingssoorten.

Tabel 4.12 Soorten met een tegengesteld voorkomen in twee groepen van beheersvarianten; opgesomd zijn alleen de soorten die wat betreft presentie of abundantie (veel) sterker vertegenwoordigd zijn in alle varianten van een groep dan in alle varianten van de andere groep.

beheersvarianten		
NNNN, WNNN, NWNN		NNWN, NNNW
Acorus calamus	*Iris pseudacorus*	*Agrostis stolonifera*
Alisma plantago-aquatica	*Mentha aquatica*	*Alopecurus geniculatus*
Angelica sylvestris	*Peucedanum palustre*	*Glyceria fluitans*
Berula erecta	*Phalaris arundinacea*	*Juncus effusus*
Cirsium palustre	*Rorippa microphylla*	*Oenanthe fistulosa*
Eleocharis palustris ssp pal	*Rumex acetosa*	*Polygonum hydropiper*
Epilobium tetragonum	*Rumex hydrolapathum*	*Rorippa palustris*
Festuca rubra ssp commutata	*Stellaria uliginosa*	
Glyceria maxima	*Triglochin palustre*	
Holcus lanatus		

NNWN- en NNNW-beheer

De soorten in de tabel die geen onderscheid maken in hun voorkeur voor de varianten 'wel-beweiden' of 'slootschoningsmateriaal op de kant' hebben bijna alle gemeen dat het soorten zijn van zeer voedselrijke omstandigheden, goed bestand tegen vraat of verstoring. Deze soorten komen wel bij andere varianten voor, maar in beduidend lagere

den tussen 1988 en 1990 herkenbaar is, en de terugkeer in 1993 van een aantal storingsoorten die daarvoor sterk afgenomen of verdwenen waren. In deze paragraaf wordt onderzocht welke andere factoren hierbij mogelijk een rol gespeeld hebben en hoe zij de resultaten beïnvloed kunnen hebben.

4.5.1 Waterpeil

In paragraaf 4.1.1 is uiteengezet dat er nogal eens problemen zijn geweest met de onderbemaling. Een aantal malen haperde deze, waardoor het waterpeil hoger kwam te staan dan de bedoeling was. In de laatste jaren van het onderzoek, 1992 en 1993, was er daarentegen juist sprake van een lagere waterstand dan gewenst, met name in de drie binnensloten.

Om te bepalen of deze veranderingen inderdaad gekoppeld mogen worden aan de veranderingen in waterpeil is een aanvullend onderzoek van de gegevens verricht. Hierbij is gebruik gemaakt van slechts acht proefvlakken met NNNN-beheer die twee aan twee verdeeld zijn over binnen- en buitensloten en onvergraven en terrasoevers. Er is met name gekeken naar verschillen tussen de proefvlakken in de gebruikelijke parameters, en bovendien naar het bedekkingsaandeel van soorten van natte en drassige plaatsen. De resultaten worden weergegeven in tabel 4.13.

Tabel 4.13 Berkenwoude: vergelijking van veranderingen in ecologische parameters in acht proefvlakken met gelijk (NNNN-)beheer aan binnen- en buitensloten; *cursief*: slechts 1 waarneming.

jaar	terrasoevers, NNNN-beheer							
	nat	va/m	Tw	P	R	oAi	oOi	#spp
	binn buit	binn buit	binn buit	binn buit	binn buit	binn buit	binn buit	binn buit
1986	0,14 0,10	0,14 0,10	5,4 5,2	0,53 0,82	0,11 0,24	46,8 47,9	32,3 31,1	45,0 48,5
1987	0,44 0,39	0,44 0,39	5,1 5,2	0,22 0,06	0,07 0,00	47,1 46,7	35,2 37,0	44,5 45,0
1988	0,80 0,82	0,80 0,82	4,9 4,9	0,19 0,04	0,04 0,02	46,8 48,5	39,7 39,5	39,0 49,0
1989	0,55 0,27	0,55 0,27	4,7 4,9	0,08 0,00	0,19 0,02	48,7 46,3	34,8 32,6	38,5 44,0
1990	0,67 0,55	0,67 0,55	4,5 4,8	0,02 0,02	0,05 0,09	52,2 44,9	37,9 29,6	35,0 36,5
1991	0,58 0,59	0,58 0,59	4,9 4,8	0,05 0,04	0,21 0,04	50,1 46,7	35,4 34,7	40,5 46,5
1993	0,73 0,86	0,73 0,86	4,8 4,8	0,00 0,02	0,14 0,01	52,6 48,5	38,1 37,0	41,5 48,0
jaar	onvergraven oevers, NNNN-beheer							
	nat	va/m	Tw	P	R	oAi	oOi	#spp
	binn buit	binn buit	binn buit	binn buit	binn buit	binn buit	binn buit	binn buit
1986	0,24 0,16	0,07 0,15	5,8 5,4	0,45 0,06	0,00 0,01	47,7 45,6	32,8 30,0	37,0 39,5
1987	0,19 0,15	0,31 0,07	5,2 5,8	0,03 0,01	0,00 0,10	46,0 42,9	31,8 23,5	35,5 30,0
1988	0,09 0,30	0,45 0,14	5,1 5,6	0,00 0,01	0,02 0,29	44,0 44,8	31,4 26,5	30,0 31,0
1989	0,16 0,11	0,22 0,02	4,9 5,5	0,03 0,01	0,01 0,04	42,0 41,7	28,4 24,3	26,5 22,0
1990	*0,69* 0,34	*0,78* 0,04	*4,5* 5,4	*0,00* 0,00	*0,01* 0,37	*45,8* 41,9	*38,0* 22,8	*28,0* 25,0
1991	0,11 0,40	0,21 0,11	5,1 5,1	0,02 0,03	0,01 0,22	46,5 45,1	31,3 26,4	35,5 32,0
1993	0,12 0,39	0,31 0,18	5,0 5,5	0,00 0,04	0,03 0,35	46,6 46,0	30,0 28,9	39,0 37,5

abundanties (*Agrostis stolonifera*, *Glyceria fluitans*, *Juncus effusus*) of met lagere presentie (*Alopecurus geniculatus*, *Oenanthe fistulosa*, *Polygonum hydropiper*, *Rorippa palustris*).

Tenslotte zijn de lotgevallen van *Ranunculus repens* zeer opvallend. Bij alle varianten behalve wel bemesten laat deze soort tot 1989 een sterke uitbreiding (bij een presentie van 100%) zien. Meteen na 1989 stort de populatie bij NNWN- en NNNW-beheer echter volledig in, om zich pas in 1993 zeer matig te herstellen. De ontwikkelingen van *Poa trivialis* komen hiermee overeen, maar zijn wat gematigder. *Lolium perenne* daarentegen neemt juist bij deze twee beheersvarianten vanaf 1991 sterker toe dan elders. Onder dit beheer op deze inrichtingsvorm, met sterke verstoring in natte omstandigheden, wordt het zelfs voor beide eerstgenoemde klaarblijkelijk te ongunstig.

NNWN-beheer

Naast de soorten die beter vertegenwoordigd zijn bij de beheersvarianten 'wel-beweiden' én 'wel slootschoningsmateriaal op de kant', zijn er enkele die het alleen bij wel-beweiden beter doen dan onder ander beheer. Een eerste is *Equisetum palustre*, die zelfs beperkt is tot dit beheer. Het valt op dat ook de andere drie Equisetum-soorten die in Berkenwoude zijn aangetroffen (*Equisetum arvense*, *E. palustre* en *E.x litorale*, alle in lage abundantie) bij dit beheer voorkomen en verder alleen maar bij 'niets doen'. Dit geldt ook voor *Hydrocotyle vulgaris* (alleen hier sinds 1988 onafgebroken aanwezig en zich bovendien in het laatste jaar uitbreidend) en voor *Rumex crispus*. Als elders heeft *Juncus conglomeratus* hier in 1987 voet aan de grond gekregen, meteen met een hoge abundantie. In 1988 was de abundantie -als bij 'niets doen'- nog gestegen[1], maar daarna stortte de populatie in om snel op het niveau van de meeste andere varianten terecht te komen.

Ook voor *Sagina procumbus* lijkt dit enige jaren de meest gunstige beheersvariant, maar vanaf 1989 gaat voor deze soort de afname sneller dan elders en het eindresultaat is dat de soort in 1993 bijna verdwenen is. Er is nog een klein aantal soorten dat alleen bij wel-beweiden minder of niet voorkomt. De belangrijkste hiervan zijn de hooilandsoorten *Alopecurus pratensis* (hier met een incidentele presentie), *Ranunculus acris*, *Carex nigra* (die bij de vier andere varianten steeds in 1991 en 1993 voorkomt), *Lycopus europaeus* en *Scutellaria galericulata*.

NNNW-beheer

Een klein aantal soorten blijkt vooral de proefvlakken met slootschoningsmateriaal op de kant te verkiezen: *Calystegia sepium*, (alleen hier sinds 1989 constant aanwezig, met hoge presentie en toename in 1993) en *Cirsium arvense* (alleen hier in bijna elk jaar met een presentie van 100%). De overige soorten met voorkeur voor deze variant komen ook meer voor bij wel-beweiden.

Soorten die alleen bij deze beheersvariant minder voorkomen zijn een aantal hoge (ruigte) soorten van drassige milieus, *Acorus calamus*, *Iris pseudacorus*, *Butomus umbellatus* (komt alleen hier niet voor, elders minstens in aaneengesloten perioden van drie jaren) en

[1]Volgens Melman (1991) omdat hier nabeweiding werd toegepast, waardoor de soort in het groeiseizoen ongemoeid werd gelaten.

bovendien *Glechoma hederacea* (met vooral een lagere presentie), *Lolium perenne* (meer incidenteel voorkomen dan elders) en *Sagina procumbens* (met een lagere abundantie en een hogere absentie).

Van een eventueel gunstig effect van depositie van slootschoningsmateriaal (doordat sommige soorten zich vanuit de opgebrachte plantedelen vegetatief zouden kunnen herstellen) is niets gebleken. Veel soorten die hierbij baat bij zouden kunnen hebben (als *Acorus calamus*, *Iris pseudacorus* of *Butomus umbellatus*) zijn hier in tegenstelling tot elders zelfs afwezig.

4.4 Successie

De meeste van de proefvlakken zijn aan het begin van het experiment vergraven. Hier speelt naast de 'gestuurde' processen (onder invloed van inrichtingsvorm en beheersvariant) ook de autonome successie een rol in de verandering van de vegetatiesamenstelling. Om meer inzicht te krijgen in deze processen, is op soortsniveau nader naar de successie gekeken. Hierbij is met name gelet op soorten waarvan de presentie dan wel de abundantie in de verschillende inrichtingsvormen in het eerste deel van de onderzoeksperiode belangrijk verschilde van die in het laatste deel. Variaties ten gevolge van het gevoerde beheer zijn buiten beschouwing gelaten.

4.4.1 Onvergraven slootkanten

In de onvergraven slootkanten zijn naar verwachting niet zoveel verschillen te constateren. Ook naar verwachting zijn hier minder pioniersoorten aanwezig (zo ontbreken *Chenopodium spp* en *Matricaria spp* hier volledig). De pioniers die wel aanwezig zijn, zijn bijna alle na een of twee jaren sterk afgenomen of verdwenen.

De meeste soorten die verschillen vertonen, hebben in de eerste deelperiode een hogere presentie of abundantie dan in de tweede. In deze groep van soorten zijn vooral de 'echte' graslandsoorten goed vertegenwoordigd. Een aantal hooilandsoorten van wat drogere milieus neemt in de tweede deelperiode wat toe, al dan niet na afname in het begin: *Alopecurus pratensis*, *Festuca rubra*, *Rumex acetosa*, *Cerastium fontanum*, maar ook *Lychnis flos-cuculi*, zij het met mate. Het hooilandkarakter, met wat drogere en doorgaans minder voedselrijke omstandigheden en een grotere soortenrijkdom dan in weilanden, lijkt zich hier in de loop der tijd een beetje te versterken, maar tegelijkertijd neemt ook de verstoring toe. Ditzelfde patroon van vooruitgang vertonen immers beter tegen verstoring bestand zijnde soorten als *Stellaria media*, *Trifolium repens*, *Urtica dioica*, *Ranunculus sceleratus* en *Rorippa palustris*.

4.4.2 Vergraven slootkanten

Naar verwachting wordt het begin van de successie op de kale bodem van de vergraven slootkanten gekenmerkt door de aanwezigheid van veel pioniersoorten, na een of twee

jaar gevolgd door hun snelle verdwijnen. Een aantal van deze soorten neemt in de laatste jaren van het onderzoek echter weer toe of komt terug (*Ranunculus sceleratus*, *Polygonum aviculare*, *Poa annua*, *Rumex obtusifolius*).

Na deze eerste jaren wordt de soortensamenstelling van de vergraven oevers anders. Met het verdwijnen van de pioniers verschijnen in alle vergraven slootkanten eerst de 'gewone' soorten van graslanden (verscheidene grassoorten, *Ranunculus repens* en *Trifolium repens*) en van nattere milieus (*Glyceria fluitans*, *Juncus effusus*). Ook een soort als *Juncus conglomeratus* beleeft meteen in het tweede jaar een snelle opkomst of uitbreiding (die echter na twee jaar weer omslaat in een afname).

Vrij snel in de ontwikkeling (op de kopse einden, waar de stabilisatie meer tijd in beslag neemt, wat later) komen de verschillende potenties van de inrichtingsvormen duidelijker naar voren. Dan gaan de meer gewaardeerde soorten verschijnen of toenemen: veelal de soorten die kenmerkend zijn voor de geterrasseerde inrichtingsvormen. Dit betreft soorten van natte en van drassige milieus (als *Iris pseudacorus*, *Sparganium erectum*, *Carex spp*, *Eleocharis palustris*, *Lotus uliginosus* en *Mentha aquatica*) en enkele hooilandsoorten (*Holcus lanatus*, *Festuca pratensis*). De meeste hiervan blijven de rest van de onderzoeksperiode aanwezig of nemen zelfs wat toe, terwijl enkele 'gewone' graslandsoorten (*Ranunculus repens*, *Poa trivialis*), maar ook *Juncus conglomeratus* en *Glyceria fluitans* weer afnemen. Op steile oevers nemen nu enkele tolerante 'drassige' soorten als *Myosotis palustris*, *Galium palustre* en *Rorippa amphibia* toe, en ook een soort als *Elymus repens*.

In de laatste periode van het onderzoek (na 1989) beleven enkele pioniersoorten, zowel van droge als van natte omstandigheden, een terugkomst die op een aantal plaatsen gepaard gaat met het verschijnen of toenemen van ruigtesoorten. Vermeldenswaard in dit opzicht is *Phragmites australis*, die in één terrasproefvlak in 1993 volledig is gaan domineren. Verder is vooral op de kopse einden sprake van een dergelijke verruiging door ruigtekruiden (als *Galium aparine*, *Urtica dioica* en *Epilobium hirsutum*), maar ook in de vorm van boomopslag (met *Alnus glutinosa*, *Salix spp*).

Er lijkt dus op de vergraven oevers (op de terrassen duidelijker dan op de 'meer triviale' steile oevers) sprake te zijn van een golfbeweging in de vegetatie-ontwikkeling. Eerst hebben logischerwijs de pioniers de overhand, om al snel vervangen te worden door soorten van wat meer stabiele omstandigheden. In het laatste deel van de onderzoeksperiode echter wordt de dynamiek weer groter: op de steile oevers komt dit naar voren in de toename van pioniers, en op de terrassen (met name de kopse einden) in de toename van ruigtekruiden. In de volgende paragraaf wordt nader ingegaan op dit laatste deel van de golfbeweging.

4.5 Andere factoren

Het onderzoek heeft zich toegespitst op de effecten van verschillende inrichtingsvormen en beheersvarianten. Het is echter zeer wel mogelijk, zelfs waarschijnlijk, dat de resultaten ook beïnvloed zijn door factoren die niet bij het onderzoek zijn betrokken. Een eerste aanwijzing hiervoor ligt in de opvallende 'trendbreuk' die bij veel parameterwaar-

den tussen 1988 en 1990 herkenbaar is, en de terugkeer in 1993 van een aantal storingsoorten die daarvoor sterk afgenomen of verdwenen waren. In deze paragraaf wordt onderzocht welke andere factoren hierbij mogelijk een rol gespeeld hebben en hoe zij de resultaten beïnvloed kunnen hebben.

4.5.1 *Waterpeil*

In paragraaf 4.1.1 is uiteengezet dat er nogal eens problemen zijn geweest met de onderbemaling. Een aantal malen haperde deze, waardoor het waterpeil hoger kwam te staan dan de bedoeling was. In de laatste jaren van het onderzoek, 1992 en 1993, was er daarentegen juist sprake van een lagere waterstand dan gewenst, met name in de drie binnensloten.

Om te bepalen of deze veranderingen inderdaad gekoppeld mogen worden aan de veranderingen in waterpeil is een aanvullend onderzoek van de gegevens verricht. Hierbij is gebruik gemaakt van slechts acht proefvlakken met NNNN-beheer die twee aan twee verdeeld zijn over binnen- en buitensloten en onvergraven en terrasoevers. Er is met name gekeken naar verschillen tussen de proefvlakken in de gebruikelijke parameters, en bovendien naar het bedekkingsaandeel van soorten van natte en drassige plaatsen. De resultaten worden weergegeven in tabel 4.13.

Tabel 4.13 Berkenwoude: vergelijking van veranderingen in ecologische parameters in acht proefvlakken met gelijk (NNNN-)beheer aan binnen- en buitensloten; *cursief*: slechts 1 waarneming.

jaar	terras-oevers, NNNN-beheer							
	nat	va/m	Tw	P	R	oAi	oOi	#spp
	binn buit	binn buit	binn buit	binn buit	binn buit	binn buit	binn buit	binn buit
1986	0,14 0,10	0,14 0,10	5,4 5,2	0,53 0,82	0,11 0,24	46,8 47,9	32,3 31,1	45,0 48,5
1987	0,44 0,39	0,44 0,39	5,1 5,2	0,22 0,06	0,07 0,00	47,1 46,7	35,2 37,0	44,5 45,0
1988	0,80 0,82	0,80 0,82	4,9 4,9	0,19 0,04	0,04 0,02	46,8 48,5	39,7 39,5	39,0 49,0
1989	0,55 0,27	0,55 0,27	4,7 4,9	0,08 0,00	0,19 0,02	48,7 46,3	34,8 32,6	38,5 44,0
1990	0,67 0,55	0,67 0,55	4,5 4,8	0,02 0,02	0,05 0,09	52,2 44,9	37,9 29,6	35,0 36,5
1991	0,58 0,59	0,58 0,59	4,9 4,8	0,05 0,04	0,21 0,04	50,1 46,7	35,4 34,7	40,5 46,5
1993	0,73 0,86	0,73 0,86	4,8 4,8	0,00 0,02	0,14 0,01	52,6 48,5	38,1 37,0	41,5 48,0
jaar	onvergraven-oevers, NNNN-beheer							
	nat	va/m	Tw	P	R	oAi	oOi	#spp
	binn buit	binn buit	binn buit	binn buit	binn buit	binn buit	binn buit	binn buit
1986	0,24 0,16	0,07 0,15	5,8 5,4	0,45 0,06	0,00 0,01	47,7 45,6	32,8 30,0	37,0 39,5
1987	0,19 0,15	0,31 0,07	5,2 5,8	0,03 0,01	0,00 0,10	46,0 42,9	31,8 23,5	35,5 30,0
1988	0,09 0,30	0,45 0,14	5,1 5,6	0,00 0,01	0,02 0,29	44,0 44,8	31,4 26,5	30,0 31,0
1989	0,16 0,11	0,22 0,02	4,9 5,5	0,03 0,01	0,01 0,04	42,0 41,7	28,4 24,3	26,5 22,0
1990	*0,69* 0,34	*0,78* 0,04	*4,5* 5,4	*0,00* 0,00	*0,01* 0,37	*45,8* 41,9	*38,0* 22,8	*28,0* 25,0
1991	0,11 0,40	0,21 0,11	5,1 5,1	0,02 0,03	0,01 0,22	46,5 45,1	31,3 26,4	35,5 32,0
1993	0,12 0,39	0,31 0,18	5,0 5,5	0,00 0,04	0,03 0,35	46,6 46,0	30,0 28,9	39,0 37,5

De beperking van het aantal te onderzoeken proefvlakken tot acht is nodig, omdat de verdeling van beheersvarianten over de te onderzoeken factoren 'inrichtingsvorm' en 'lokatie' (binnen- of buitensloot) niet gelijk is (zie paragraaf 3.1.3). De steile oevers en andere beheersvarianten op de onvergraven en terrasoevers zijn immers slechts aangelegd langs binnen- óf buitensloten, zodat deze buiten beschouwing moeten blijven.

De resultaten voor de soorten van natte en drassige omstandigheden maken aannemelijk dat de vegetatie reageert op de problemen met de onderbemaling, zowel toen hierdoor de omstandigheden natter, als toen ze droger werden. Zo wordt de aanvankelijke daling van deze parameter langs de binnensloten in 1989 omgezet in een toename die in 1990 doorgaat. Dit correspondeert met de hoge waterstand in de zomer van 1988 (waarvan de effecten dus pas in het veldwerkseizoen van 1989 genoteerd konden worden) en in de lente van 1990. In dezelfde proefvlakken is het aandeel van deze soorten ná 1990 lager, wat weer overeenkomt met het lage waterpeil toen in de binnensloten. Door deze daling langs de binnensloten op de terrassen wordt het niveau van de parameter weer gelijk aan dat langs de buitensloten, waar het aandeel stabiel laag gebleven is. Op de onvergraven oevers stijgt de vocht-indicatie langs buitensloten tot aan 1993, waardoor een verschil met de binnensloten juist na 1990 duidelijk is, in tegenstelling tot de eerste periode. Langs terrasoevers zijn de reacties op vernatting dus groter dan aan de onvergraven oevers, terwijl daar de reacties op verdroging juist sterker zijn. Een relatie met de profielvorm ligt voor de hand.

Naar de veranderingen in het aandeel van voedselarme tot matig voedselrijke soorten te oordelen, is het gevolg van de overstroming aan de binnensloten een toename van de voedselrijkdom na 1988, gevolgd door een herstel. Maar deze toename doet zich ook - en nog sterker - voor langs de buitensloten. De Toewijswaarden geven echter afname van de voedselrijkdom aan. De pioniersoorten geven geen grote verschillen aan tussen binnen- en buitensloten. Zij doen dat wel enigszins tussen de jaren: een beperkte toename op de terrasoevers in 1991, maar dan wel in binnen- zowel als buitensloten. De ruigtesoorten nemen in 1989 en in 1991 op de terrasoevers langs de binnensloten wel sterk toe, maar niet langs de buitensloten. Op de onvergraven oevers zijn de reacties echter omgekeerd.

Twee van de natuurwaarderingsparameters laten bij beide inrichtingsvormen wel een reactie (afname) zien, maar sterker op de buitensloot- dan op binnenslootoevers. Alleen de oppervlakte-afhankelijke index geeft voor de terras-binnenoevers een voortgaande toename aan tot 1993.

De vegetatie lijkt dus veranderingen te ondergaan als gevolg van een instabiel waterpeil-regime, vooral in de te verwachten vochtigheidsindicatie. Van de ecologische parameters zijn die op terrasoevers sterker en eenduidiger, vooral waar het gaat om effecten van vernatting. Voor het overige zijn de reacties niet eenduidig. Het valt overigens op dat de resultaten van de trofie- en natuurwaarderingsparameters voor beide inrichtingsvormen aan de binnensloten 'gunstiger' zijn dan aan de buitensloten.

Of de waterpeil-problemen dus werkelijk invloed gehad hebben op de verschillen tussen inrichtingsvormen, is op grond van dit beperkte aantal proefvlakken niet met zekerheid te zeggen. Niettemin blijft de veronderstelling aannemelijk dat de schommelingen in het waterpeil van de onderbemaalde sloten effect hebben gehad, zeker gezien het belang van

de standplaatsfactor 'water'. Een ondersteuning hiervoor is, naast het wel zeer opmerkelijke samenvallen van fluctuaties in waterpeil en in parameters, het feit dat de veranderingen in de parameters in de periode tussen 1988 en 1990 op de steile oevers meer in overeenstemming met elkaar dan elders een achteruitgang aangeven. Juist deze steile oevers zijn beperkt tot de binnensloten, en hebben dus sterker de effecten van de schommelingen ondergaan.

4.5.2 Expositie van de slootoevers

Uit literatuur is bekend dat de expositie van de slootoevers van grote invloed kan zijn op de vegetatiesamenstelling (zie ondermeer Van Strien & Ter Keurs, 1988). In dit onderzoek is niet expliciet naar dit aspect gekeken. Wel zijn er aanwijzingen dat dit ook hier het geval kan zijn. Zo zijn gewaardeerde of bijzondere soorten bij een bepaalde inrichtingsvorm vaker op de zuid-oevers dan op de noord-oevers aangetroffen. Dit geldt voor bijvoorbeeld *Carex oederi* en *Carex panicea* en voor de vlakken waarin *Juncus conglomeratus* en *Lychnis flos-cuculi* in hoge abundantie voorkwamen.

4.5.3 Toeval

Tussen proefvlakken onder een zelfde beheer kunnen grote verschillen bestaan wat betreft de vegetatiesamenstelling, die dan uiteraard de resultaten kunnen beïnvloeden. Meestal betreft het soorten die slechts een of enkele jaren voorkomen, en die dus een beperkte invloed hebben op de waarde van de verschillende parameters. Soms echter zijn de verschillen en dus de effecten ervan groter. Dit is bijvoorbeeld het geval bij de terrasoever-proefvlakken die -in 1993 althans- gedomineerd werden door *Phragmites australis*, door *Lychnis flos-cuculi* of door *Juncus conglomeratus*. In andere vlakken onder hetzelfde beheer kwam, zeker wat betreft *Phragmites*, een dergelijke dominantie niet voor. De mogelijke oorzaken en effecten hiervan zijn niet nader onderzocht, maar deze proefvlakken kwamen niet als uitzonderlijk te voorschijn na bepaling van de parameter-waarden.

4.6 Conclusies Berkenwoude

Bij de conclusies moet erop worden gewezen dat de uitspraken over beheersvarianten niet los gezien kunnen worden van die over inrichtingsvormen, en andersom. Immers, de 'gunstige' beheersvarianten zijn alleen toegepast op de terrasoevers, en de ongunstige op de steile oevers. Bovendien zijn de steile oevers -en dus ook het ongunstige beheer- alleen toegepast langs de binnensloten. De vergelijkbaarheid van deze variabelen is dus beperkt.

4.6.1 Inrichtingsvormen

Op de vergraven oevers is duidelijk sprake is van veranderingen in de tijd, maar op de onvergraven oevers niet (zie paragraaf 4.3.1). De verschillen tussen de inrichtingsvormen zijn wat betreft veel van de gebruikte parameters over de hele onderzoeksperiode bezien

steeds groter geworden. Toch is ook gebleken dat de grootste veranderingen in de eerste drie tot vier jaar hun beslag hebben gekregen, en dat het tempo van veranderingen daarna sterk is afgenomen. Dit betreft niet alleen de effecten van de vergraving als ingreep, maar ook de ontwikkeling van de meer 'eigen' vegetatie op de verschillende inrichtingsvormen (stabilisatie) en het bereiken van een relatief optimaal trofie- en natuurwaardeniveau.

Volgens de meeste gehanteerde parameters, en ook te oordelen naar het aantal en aard van de preferente soorten, zijn er grofweg twee groepen van inrichtingsvormen te onderscheiden: de geterrasseerde en de niet-geterrasseerde inrichtingsvormen.

In de groep van geterrasseerde inrichtingsvormen zijn de ecologische omstandigheden verbeterd en heeft zich een grotere diversiteit ontwikkeld. De vegetatie is vaak homogeen of duidelijk gezoneerd.

In deze groep bestaat tussen de twee inrichtingsvormen (kopse einden en terrassen langs lengte sloten) een groter verschil dan tussen de beide niet-geterrasseerde, zodat er uiteindelijk drie groepen onderscheiden kunnen worden.

Dat de ontwikkeling van de vegetatie aan de kopse einden trager op gang is gekomen dan elders vindt zijn oorzaak in het feit dat de oever hier in 1986 over een grotere breedte is vergraven. Hierdoor is voor de kolonisatie van deze terrassen meer tijd nodig geweest. Niettemin zijn de resultaten op de kopse einden het gunstigst. Naast de grootste toename van natuurwaardering, is hier sprake van een sterke verbetering van de ecologische indicaties en van de grootste verscheidenheid aan ecotopen en gradiënten en aan soorten. De aan het begin van het onderzoek uitgeplante of uitgezaaide soorten komen bijna alle nog voor, maar hebben zich niet naar andere proefvlakken kunnen uitbreiden. Een minder gunstig kenmerk van deze inrichtingsvorm is de verruiging langs de slootranden en enigszins langs de grens met het perceel.

De terrasoevers laten na het eerste jaar een bijna continue verbetering zien in alle parameters. Dit weerspiegelt zich ook in de vaak zeer fleurige aanblik van de oevers. De vooruitgang geldt overigens niet alleen voor soorten die vanwege hun belevingswaarde gewenst zijn, maar ook voor enkele minder opvallende, maar meer zeldzame soorten.

Vooral de soorten van wat minder voedselrijke en drassige omstandigheden slagen er goed in zich hier te vestigen en met enige fluctuaties (waarschijnlijk door andere factoren) uit te breiden. De met de vergraving verdwenen hooilandsoorten slagen er in enkele gevallen in terug te komen, maar blijven hier in hun presentie en bedekking onder het niveau van de onvergraven oevers.

De onvergraven en steile inrichtingsvormen lijken meer op elkaar dan de twee niet-geterrasseerde. Door veel parameters wordt geen onderscheid tussen beide aangegeven. Trofie en dynamiek zijn hier weinig of eerder in ongunstige zin veranderd, zodat ze zich van de andere inrichtingsvormen onderscheiden door doorgaans de laagste natuurwaardering en de meest ongunstige ecologische indicaties. Vooral de ontwikkeling van specifieke slootkant-soorten van drassige en natte omstandigheden blijft bij deze twee inrichtingsvormen in een vroeg stadium steken. Gewone graslandsoorten zijn hier relatief belangrij-

ker.De vegetatie wordt gedomineerd door een klein aantal soorten en heeft vaak een mozaïek-vorm, kenmerkend voor enigszins gestoorde vegetaties.

Een groot verschil tússen deze twee inrichtingsvormen is, dat op de onvergraven oevers wel, maar op de steile oevers geen stabilisering en vooruitgang is opgetreden. Daardoor is er op de onvergraven oevers sprake van enige ruimte voor uitbreiding van met name hooiland-soorten. Bij nadere beschouwing blijkt deze conclusie wat de onvergraven oevers betreft vooral betrekking te hebben op de proefvlakken met NNNN-beheer, die op steile oevers niet aanwezig zijn. Voor proefvlakken met WWWW-beheer blijken de resultaten voor steile oevers juist enigszins beter zijn: alle waarden liggen op een wat hoger niveau, en de achteruitgang is wat kleiner.

4.6.2 Beheersvarianten

De beheersvarianten zijn per inrichtingsvorm afzonderlijk bekeken. Ook hierbij bleek, dat de belangrijkste resultaten al na een betrekkelijk korte periode bereikt waren. Meer toegespitst kwam als eerste resultaat naar voren dat de 'ongunstige' beheersvarianten op de steile oevers geen differentiërende effecten hadden op (de indicaties door) de vegetatie. Op onvergraven overs, met twee extreme beheersvarianten en terrasoevers, met 'gunstig' beheer, was dat wel het geval. Op de kopse einden is het beheer niet gevarieerd. Gevoegd bij de conclusies uit de vorige paragraaf leidt dit tot de voor de hand liggende, maar niet onbelangrijke gevolgtrekking dat een combinatie van ongunstig geachte beheersfactoren slechte resultaten afwerpt. Welke van deze factoren hierbij als enige op een gunstige manier wordt uitgevoerd, doet er dan niet veel toe.

Een combinatie van meerdere gunstig uitgevoerde beheersfactoren heeft in dit onderzoek voor alle gehanteerde parameters bijna altijd tot een verbetering geleid, en nooit tot een verslechtering. De beste resultaten met het oog op natuurwaarden worden verkregen bij de beheersvariant NNNN ('niets doen'). Deze variant is toegepast op de kopse einden en leidde daar al tot de beste resultaten voor Berkenwoude, maar doet dat binnen de onvergraven en de terrasoevers ook. Op deze terrasoevers zijn ook de resultaten van NNWN-beheer (wel-beweiden) zeer gunstig.

De relatief slechtste resultaten komen tot stand bij WNNN-beheer (wel bemesten). Beide andere beheersvarianten (NWNN- en NNNW-, respectievelijk laat maaien en slootschoningsmateriaal wel op de kant deponeren) zitten hier tussen in.
Hieronder volgt een korte bespreking per beheersfactor.

Wel of geen bemesting
Bemesting is relatief de meest ongunstige beheersfactor gebleken. Waar deze beheersfactor in een gunstige beheersvariant werd toegepast waren de resultaten aanzienlijk ongunstiger dan bij de andere gunstige varianten. Dat het eindresultaat bij 'wel bemesten' voor een aantal parameters toch op een hoger niveau ligt dan in de beginsituatie, wordt vooral veroorzaakt door het in gunstige zin toepassen van de andere drie factoren. Bovendien bleek het effect van het achterwege laten van bemesting (bij de ongunstige beheersvarianten) geen verschil in effecten op te leveren met andere ongunstige varianten.

Vroeg of laat maaien

De effecten van vroeg maaien zijn matig positief. Vooral soorten met een lagere groeivorm, die een min of meer open vegetatie nodig hebben, zonder vervilte zode, hebben hier voordeel bij. Daarentegen is dit beheer nadelig voor veel soorten die door vroeg maaien niet aan zaadzetting toekomen, en zich dus niet kunnen verjongen en verspreiden, tenzij vegetatief.

Laat maaien (na 1 juli) lijkt, in tegenstelling tot de verwachting, niet onverdeeld gunstig. Op de steile oevers neemt de voedselrijkdom-indicatie bij deze beheersvariant meer toe in vergelijking met de beginsituatie dan elders, en gaat vooral de natuurwaarde erbij achteruit. Verstikking van de vegetatie, waar alleen de weinig gewaardeerde woekeraars mee overweg kunnen, lijkt hierbij een rol te spelen. De betere resultaten in de eerste jaren laten zich verklaren door het feit dat dit toen nog niet aan de orde was, met een vegetatie die zich nog in een vroeg ontwikkelingsstadium bevond.

Wel of niet beweiden

Bij beweiden spelen drie aspecten een rol: bemesting door het vee, begrazing en vertrapping. Als de beweiding niet te intensief en te vroeg plaatsvindt, zorgen deze aspecten voor een matige druk op de vegetatie, die er een positieve uitwerking op kan hebben.
Deze variant leidt in dit onderzoek tot een aanzienlijke afname van de voedselrijkdom en een toename van de natuurwaarde (maar ook tot een afname van het aantal soorten). Hierbij moet wel bedacht worden dat op Berkenwoude slechts sprake is van nabeweiding, en dat dit laat in het seizoen plaatsvindt, nadat de planten zich hebben kunnen voortplanten. De vertrapping zorgt hier voor een toename van het bedekkingsaandeel van de ruigtesoorten.

De variant waarin niet beweid wordt, samen met een ongunstige invulling van de andere beheersfactoren, leidt tot een achteruitgang voor de meeste parameters, maar zo deze daar al van verschilt is ze minder groot dan elders op de steile oevers.

Slootschoningsmateriaal wel of niet op de slootkant deponeren

Waar dit in de 'gunstige' variant wel wordt gedaan, zijn de resultaten gematigd positief wat betreft de meeste ecologische parameters, maar gaan de natuurwaarden niet vooruit. Bovendien neemt het aandeel van de ruigtesoorten hier naar verwachting tamelijk sterk toe. Bij de variant op de steile oevers waar het slootschoningsmateriaal niet op de slootkant maar op het perceel wordt verspreid, worden weer ongeveer dezelfde resultaten bereikt als waar de bagger op de oever wordt gelegd.

Wat dit betekent is niet geheel duidelijk, omdat op beide inrichtingsvormen het materiaal op een in feite niet vergelijkbare manier wordt gedeponeerd. Immers, depositie op terrasoevers vindt plaats over het hele terras, terwijl het bij steile oevers aan de bovenkant van de oever wordt gedeponeerd (om terugglijden te voorkomen). De soorten van natte standplaatsen hebben hier dus minder kans om via hun diasporen weer uit te groeien dan op terrasoevers. Verspreiding betekent in ieder geval minder verstikking en eutrofiëring van de oever. Omdat bovendien niets bekend is over de samenstelling van de materiaal (over het aandeel organisch materiaal maar vooral het aandeel bagger), zijn conclusies nog moeilijker te trekken.

5 Reeuwijk

5.1 Ontwikkelingen in de slootkanten tussen 1986 en 1993

5.1.1 Het gevoerde beheer en externe invloeden

Bemesting

In Reeuwijk is door de pachter wel en niet meebemest met kunstmest op de betreffende stukken slootkant. Hij strooide in de onderzoeksjaren twee maal (in 1991 drie maal) kunstmest (totaal 125 kg N/ha) en reed twee maal drijfmest uit (totaal 120 kg N/ha). Aan het begin van het seizoen is de bemesting van de betreffende de stukken sloot steeds één maal ook door de onderzoeker verzorgd. Dit betrof 83 kg N/ha.

Maaien

Het vroeg of laat maaien van de slootkanten werd uitgevoerd door de pachter. De eerste maaibeurt vond hier vroeg plaats (in mei) en laat maaien werden pas na één juli gedaan, soms tegelijk met de tweede maaibeurt.

In 1990 is er door het verdwijnen van een bord een vergissing gemaakt bij de eerste maaibeurt. Proefvlak 201 is toen abusievelijk niet gemaaid; dit kon (uiteraard) worden hersteld. Op proefvlak 211 echter is wel gemaaid, terwijl dit niet de bedoeling was.

Beweiden

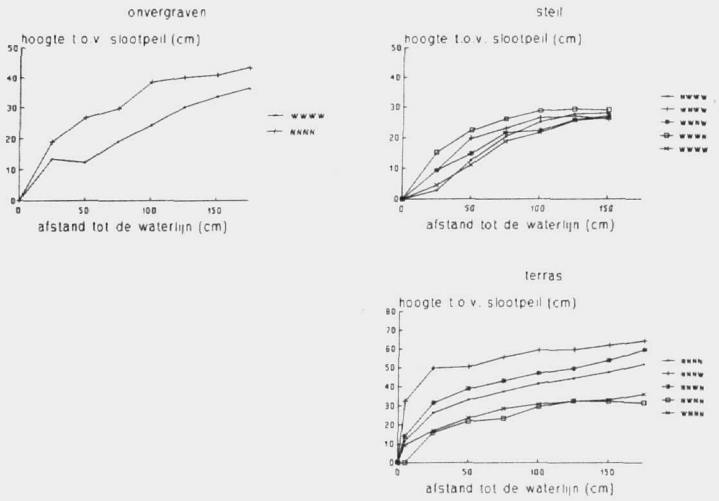
Beweiding met jongvee (ca. 8 stuks) vond plaats vanaf augustus tot november. De stukken die niet beweid moesten worden waren met schrikdraad afgezet. In 1992 was een schrikdraadklok buiten werking geraakt. Daardoor heeft het vee tot 28 september een paar dagen lang ook de voor hen verboden proefvlakken 301, 311, 331 en 341 begraasd.

Slootschonen

De slootschoning is steeds door dezelfde loonwerker uitgevoerd, telkens rond 1 oktober. Het schoningsmateriaal is volgens de onderzoeksopzet wel of niet op het talud gedeponeerd. Hierbij deden zich geen problemen voor.

5.1.2 Duurzaamheid van de aangelegde profielen

In 1993 zijn de profielen in alle proefvlakken - vergraven en onvergraven - gemeten, om te bepalen of de oorspronkelijke vorm uit 1986 nog herkenbaar was. Uiteraard ging hierbij de belangstelling vooral uit naar de vergraven oevers. De resultaten staan weergegeven in figuur 5.1.



Figuur 5.1 Profielen van de oevers in 1993, gerangschikt per slootoever.

Bij interpretatie van deze meet-resultaten moet erop gewezen worden dat de variatie per ingemeten proefvlak zeer groot is, en dat de representativiteit van de metingen beperkt is. Een enkele oneffenheid in de meetlijn kan de weergave al zeer sterk beïnvloeden.

Uit figuur 5.1 wordt duidelijk dat de aangelegde profielen over het algemeen nog goed herkenbaar zijn, dus dat de verschillen tussen steile en terrasoevers nog aanwezig zijn. De veronderstelling dat betreding (vooral door vee) de oorspronkelijke oevervorm zou doen vervlakken wordt ten dele bevestigd, maar minder duidelijk dan verwacht.

De steile oevers worden nog bijna overal gekenmerkt door een voornamelijk bolle vorm: van vlak perceel overgaand in het steile talud. Het sterkst is dit het geval bij de beheersvarianten waarbij laat gemaaid wordt en waarbij slootschoningsmateriaal niet op de oever wordt gedeponeerd. Vooral bij deze laatste is er wel een relatie met de gevariëerde factor te leggen, maar belangrijker is, dat het beide varianten zijn waarbij ook beweid wordt. Bij de andere varianten op steile oevers, dus ook waar het vee van de oever weg wordt gehouden, lijkt vreemd genoeg meer sprake van afvlakking. Dit is vooral het geval bij 'niet bemesten' en 'alles doen' (NWWW en WWWW).

De terrasoevers in hun oorspronkelijke vorm zijn het best herkenbaar bij de beheersvariant 'niets doen' (NNNN). Bij de andere varianten, naar verwachting het sterkst bij de varianten met beweiding en met depositie van slootschoningsmateriaal op de oever, is de helling van terras naar perceel vaak afgevlakt.

Bij de onvergraven oevers is een groot verschil zichtbaar tussen de varianten NNNN en WWWW: is de eerste, zonder enige betreding, nog zeer bol van vorm, de tweede, mét betreding, is sterk afgevlakt.

5.2 De inrichtingsvormen

Omdat in Reeuwijk niet vier maar drie inrichtingsvormen toegepast zijn (kopse einden zijn hier niet aanwezig), is de analyse van de resultaten niet helemaal gelijk van opzet aan die voor Berkenwoude. Bovendien zijn hier in 1990 geen vegetatie-opnamen gemaakt.

5.2.1 De analyse van de factoren inrichtingsvorm en tijd op opnameniveau

Uit de variantie-analyse (tabel 5.1) blijkt dat de inrichtingsvorm een belangrijke factor is in het verklaren van de spreiding in alle parameters, met uitzondering van het bedekkingsaandeel van ruigtesoorten. Voor de factor tijd geldt dat alleen voor de ecologische parameters (maar weer niet voor het bedekkingsaandeel van ruigtesoorten), en voor de interactie in mindere mate ook.

Tabel 5.1 Reeuwijk: resultaten van de multipele variantie-analyse van alle parameters voor de factoren inrichtingsvorm en tijd; weergegeven zijn de F-ratio en de significantie (* = $p<0,05$, ** = $p<0,01$, *** = $p< 0,001$); oorspronkelijke gegevens: bijlage 5.1.

	inrichting		tijd		interactie	
Aandeel va-mvr groepen (va/m)	38,21	***	6,84	***	6,57	***
Toewijswaarden (Tw)	41,69	***	5,78	***	1,03	
Aandeel pioniersoorten (P)	41,87	***	71,20	***	9,55	***
Aandeel ruigtesoorten (R)	0,90		1,33		1,05	
Oppervlakte-afh. natuurwaarde-index (oAi)	22,44	***	2,65		0,72	
Opp-onafh. natuurwaarde-index (oOi)	13,62	***	1,03		1,90	
Soortenaantal (#spp)	8,54	***	1,54		0,54	

Meer in het bijzonder geven de homogene groepen uit de *multi range*-analyse (tabel 5.2) aan dat het vooral de resultaten voor de terrasoevers zijn die afwijken van die op de steile en onvergraven oevers. Hoewel niet significant van elkaar verschillend, scoren bovendien de onvergraven oevers voor alle parameters wat beter dan de steil-vergraven.

Voor zover er sprake is van veranderingen in de tijd hebben deze een gunstige richting: een niet onaanzienlijke afname van de trofie en het aandeel van de pioniersoorten. Deze verandering wordt echter niet omgezet in een toename van de natuurwaarde.

Uit een vergelijking van de resultaten uit de periode dat Melman (1991)[1] zijn onderzoek

[1] De resultaten bij Melman slaan op twee naast elkaar gelegen lokaties in Reeuwijk (a en b); bij een vergelijking moet dus de nodige voorzichtigheid betracht worden.

uitvoerde met die uit de laatste periode kan geconcludeerd worden, dat de verschillen tussen de inrichtingsvormen zich hebben versterkt. De significantie-niveaus van de verschillen zijn immers zeer hoog gebleven, terwijl de trend die de parameters in de eerste jaren lieten zien zich voortzet.

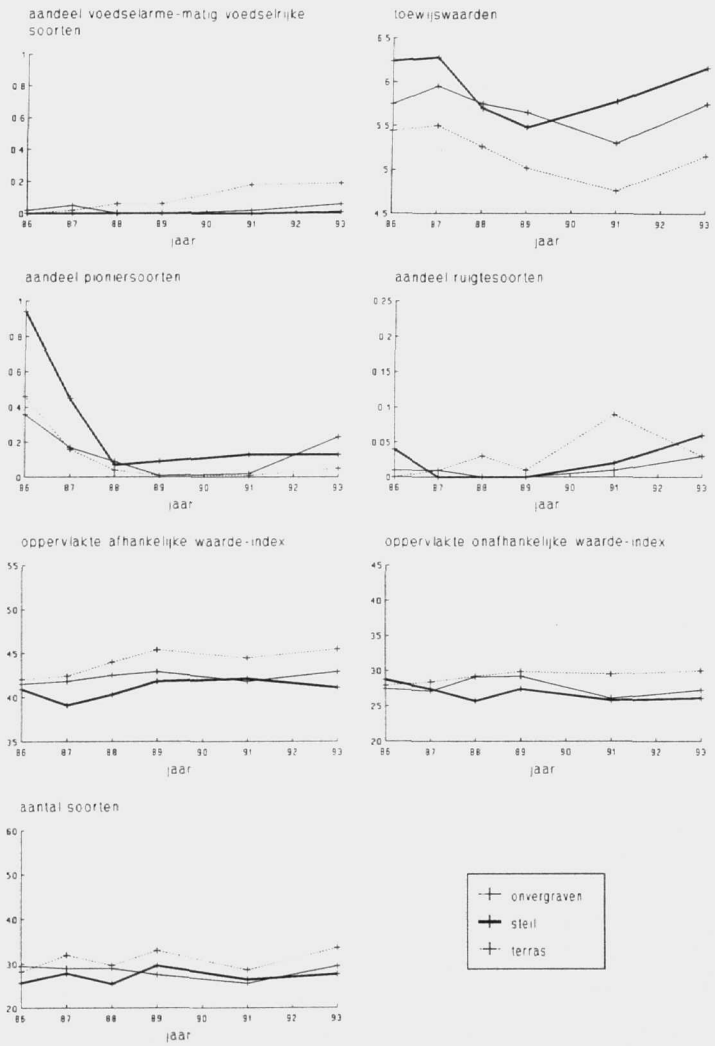
Tabel 5.2 Reeuwijk: homogene groepen voor de factoren inrichtingsvorm en jaar; inrichtingsvormen of jaren met eenzelfde cijfer-waardering vormen een groep die significant verschilt van andere groepen; *hoe hoger het cijfer, hoe gunstiger de resultaten zijn gezien vanuit* natuurbeheer; zie ook § 3.3.3; zie tabel 5.1 voor de betekenis der parameterafkortingen.

parameter ▸ ▾ inrichtingsvorm	va/m	TW	P	R	oAi	oOi	#spp
onvergraven	1	1	2	1	1	1	12
steil talud	1	1	1	1	1	1	1
terrastalud	2	2	2	1	2	2	2
parameter ▸ ▾ jaar	**va/m**	**TW**	**P**	**R**	**oAi**	**oOi**	**#spp**
86	1	12	1	1	1	1	1
87	12	1	2	1	1	1	1
88	12	123	3	1	1	1	1
89	12	23	3	1	1	1	1
91	23	3	3	1	1	1	1
93	3	123	3	1	1	1	1

Het verschil dat het bedekkingsaandeel van voedselarme tot matig voedselrijke soorten over de hele onderzoeksperiode aangeeft tussen de terras- en de andere oevers komt vooral voor rekening van de laatste drie tot vier jaren van de onderzoeksperiode (zie figuur 5.2). Terwijl de parameter voor steile en onvergraven oevers geen toename vertoont maar op het zeer lage uitgangsniveau blijft, is er op de terrasoevers met name na 1989 sprake van een aanzienlijke toename van het aandeel, tot ongeveer 20%.

De parameter komt op de steile oevers in geen van de jaren uit boven de 0,01%. Dit hoeft niet meteen te betekenen dat er geen veranderingen in de trofie-status plaats zouden vinden, maar in ieder geval wel dat ze zich afspelen buiten het meetbereik van de parameter. In de onvergraven slootkanten zijn de veranderingen in een aantal jaren net wel meetbaar, en met name in de laatste jaren is ook hier een (zeer kleine) afname van de voedselrijkdom te constateren.

De Toewijswaarden geven in grote lijnen hetzelfde beeld: een significant verschil tussen de terrasoevers en de beide andere oevers. Bovendien geeft ook deze parameter voor steile oevers het hoogste trofieniveau aan. De verschillen tussen hoogste en laagste niveau in de afzonderlijke inrichtingsvormen zijn ongeveer gelijk (0,65 tot 0,80 eenheid). Omdat de verschillen tussen vooral de beide vergraven slootkanten zo groot zijn, betekent dit tevens dat de ranges voor deze twee elkaar niet overlappen: de hoogste trofiewaarde op terrasoevers (in 1987) is net gelijk aan de laagste (in 1989) op steile oevers.



Figuur 5.2 Gemiddelde waarden van alle parameters per inrichtingsvorm en per jaar in Reeuwijk.

Toch mogen hieruit niet meteen conclusies over inrichtingsvormen getrokken worden. Al in de eerste twee jaren is er een groot, maar constant verschil tussen deze twee vergraven oevers te zien. Dit doet vermoeden dat hier ook andere dan de onderzochte factoren een rol spelen (als toeval of verschillen in de aanleg van de oevers). Het feit dat de voedselrijkdom in het derde jaar op de steile oevers wat sneller is afgenomen dan op de terrassen, bevestigt dit vermoeden. Pas vanaf 1989 gaan de trends verschillen vertonen die met de verwachting overeenkomen: een doorgaande afname van de voedselrijkdom op de terrassen tegenover een weer toenemende op de steile oevers.

Een opvallend verschil tussen deze en de vorige parameter is, dat de Toewijswaarden voor de laatste jaren een toename van voedselrijkdom op alle oevers aangeeft. Dit geldt dus ook voor de terrassen waar door de vorige parameter een sterke afname wordt geïndiceerd.

Het aandeel van pioniersoorten geeft voor de eerste jaren een relatief sterke verstoring aan, niet alleen naar verwachting op de vergraven oevers maar ook, zij het minder, op de onvergraven. Over de hele periode genomen is er sprake van een significant verschil tussen de terrassen en de onvergraven oevers enerzijds, en de steil-vergraven anderzijds (zie tabel 5.2). Dit lijkt vooral het gevolg te zijn van de uitzonderlijk hoge waarden op de steile oevers in de eerste twee jaren; daarna worden de verschillen immers beduidend kleiner. Een verklaring voor deze verschillen in de eerste jaren kan aansluiten bij die voor de verschillen in de Toewijswaarden: een grotere verstoring bij de aanleg van de steile oevers dan van de terrasoevers.

Opvallend is dat de ontwikkelingen in de drie inrichtingsvormen na een aanvankelijke convergentie in de eerste drie jaren weer uiteen gaan lopen. De veranderingen op zich komen met elkaar overeen (toename van de pioniersoorten in de latere jaren), maar er is een verschil wat betreft het niveau en het moment waarop ze optreden: een interactie tussen inrichtingsvorm en tijd. Op steile oevers begint de toename al snel (in 1989), op de onvergraven oevers is ze het sterkst en op de terrasoevers het kleinst en begint ze het laatst. De 'inrichtingsvorm-eigen' verstoring is dus op de steile oevers het grootst.

Het aandeel van de ruigtesoorten geeft geen significante veranderingen in of verschillen tussen de inrichtingsvormen te zien. Het aandeel is in de hele periode laag. Niettemin lijkt er sprake van een lichte toename in de laatste jaren, die het sterkst is op de terrassen.

De natuurwaarde-parameters geven alle ook een zeer significant verschil tussen de inrichtingsvormen aan. Weer onderscheiden de terrassen zich in gunstige zin van de andere slootkanten, en is de waardering voor steile oevers (niet-significant) lager dan die voor onvergraven oevers.

In termen van de oppervlakte-afhankelijke waardering vertonen alle inrichtingsvormen een lichte toename, zij het dat deze bij onvergraven en vooral steile oevers aanzienlijk kleiner is dan op de terrassen (dit was ook de enige waarderingsparameter bij de variantie-analyse met een significante betekenis van de factor tijd).

De resultaten van de oppervlakte-onafhankelijke index en het aantal soorten zijn niet eenduidig, behalve in het feit dat ze voor de terrassen allebei een (relatief sterke) toename

aangeven. Voor de steile oevers is het aantal soorten de enige parameter die wat vooruitgaat (hier zowel als elders met grote schommelingen). Op de onvergraven oevers verandert er volgens beide parameters niet veel.

5.2.2 Vergelijking van de inrichtingsvormen op soortsniveau

De preferentie van soorten voor een inrichtingsvorm is uitgedrukt in termen van presentie (significant bij $p<0,05$), trouw (geen significantie, maar in meer jaren wel duidelijk hogere presentie) en abundantie, steeds in gemiddelden per inrichtingsvorm per jaar. Ook opvallende afwezigheid en lage bedekking is in deze analyse betrokken.

Soorten waarvan presentie en abundantie bij alle inrichtingsvormen overeenkomen en die bovendien in minstens vijf van zes onderzoeksjaren aanwezig zijn, zijn graslandsoorten als *Agrostis stolonifera*, *Alopecurus geniculatus*, *Poa trivialis* en *Ranunculus repens* en de pionier- of storingssoorten *Bidens spp* (die verdwenen zijn na 1988), *Polygonum aviculare*, *P. hydropiper*, *Ranunculus sceleratus* en *Urtica dioica*. Ook *Berula erecta* en *Sparganium erectum* (de laatste vanaf 1989 sterk afgenomen) kennen geen voorkeur.

Er zijn 27 soorten die wel van een duidelijke voorkeur voor een van de inrichtingsvormen blijk geven, de meeste voor terrasoevers. Sommige hiervan mijden tevens een andere vorm. Drie soorten zijn duidelijke 'mijders': *Iris pseudacorus*, *Rumex hydrolapathum* en *Scutellaria galericulata* hebben geen echte voorkeur, maar komen juist bij één inrichtingsvorm (voor alle drie is dat de steile oever) niet of veel minder voor (zie tabel 5.3 en 5.4).

Tabel 5.3 Aantallen voorkeur- en mijdende soorten per inrichtingsvorm.

		terras	steil	onvergraven
voorkeur-soorten:	presentie	9	5	2
	abundantie	8	2	1
	totaal	17	7	3
mijdende soorten:	presentie	0	3	1
	abundantie	0	3	0
	totaal	0	6	1

Soorten met een voorkeur voor terrasoevers zijn met name soorten van natte omstandigheden: *Cicuta virosa*, *Eleocharis palustris-palustris*, *Triglochin palustris*, *Oenanthe fistulosa*, *Lysimachia thyrsiflora* en *Juncus articulatus*, die hier alle jaren voorkomen en *Hydrocotyle vulgaris*, *Juncus conglomeratus* en *Lotus uliginosus*, die in 1988 of later verschijnen. Vooral deze laatste drie soorten versterken het beeld van een matige verschraling in het natte deel van de slootkant. De ontwikkeling van *Holcus lanatus*, hogerop het talud, bevestigt dit: deze soort groeit vanaf 1989 in alle betreffende opnamen uit tot de dominante soort, ten koste van pioniersoorten, die meestal voor 1989 zijn verdwenen. Met name door deze soorten is de natuurwaarde hier hoger dan elders. Echte storings- en ruigtesoorten komen hier wel voor, maar hebben een voorkeur voor de andere inrichtingsvormen.

Tabel 5.4 Soorten met opvallende verschillen in voorkomen bij de inrichtingsvormen in Reeuwijk; significantie-grens: $p < 0,05$.
P: significant meer present; alle inrichtingsvormen
=: significant meer absent; alle inrichtingsvormen
T: opvallende trouw zonder significant verschillende presentie
A: opvallend hoge abundantie
~: opvallend lage abundantie

	terras	steil	onvergraven
Alisma plantago-aquatica		P	
Cicuta virosa	P		
Eleocharis palustris-pal.	P		=
Elymus repens		~	A
Epilobium tetragonium	T		
Galium palustre	A		
Glyceria fluitans	A		
Holcus lanatus	A	~	
Hydrocotyle vulgaris	T		
Iris pseudacorus		=	
Juncus articulatus	A		
Juncus bufonius		T	
Juncus conglomeratus	T		
Juncus effusus	A		
Lotus uliginosus	A		
Lysimachia thyrsiflora	T		
Mentha aquatica		=	T
Myosotis palustris		A	
Oenanthe fistulosa	A		
Phalaris arundinacea			
Plantago major-major			
Polygonum amphibium	T		
Ranunculus flammula	T		
Rorippa palustris			
Rumex hydrolapathum			
Scirpus maritimus			
Scutellaria galericulata			
Stellaria media			
Trifolium repens	A		
Triglochin palustris	P		

Onder de soorten die over de hele periode gezien steile oevers prefereren, zijn er vijf van droog-vochtige of natte, gestoorde situaties. Soorten die deze inrichtingsvorm mijden zijn daarentegen vaak de voorkeursoorten van terrasoevers, van wat meer stabiele en voedselarme omstandigheden.

Er zijn twee soorten met een opvallend relatie met de steile oevers: *Alisma plantago-aquatica* is de enige soort die in bijna alle jaren hier present (zij het met bedekking < 1), maar bij andere oevers absent is. Niet alleen was het voorkomen van *Alisma* in de eerste drie jaar een verrassing (Melman, 1991), nu blijkt ook dat de soort hier voor een langere tijd kon blijven staan. In 1993 werd hij echter niet meer teruggevonden.

Een tweede opvallende soort is *Elymus repens*, die juist veel minder vaak aanwezig is. In de jaren waarin hij wel is aangetroffen (1987, 1989 en 1993) is er niettemin sprake van een toenemende presentie en bedekking. In de tussenliggende inventarisatiejaren is deze soort mogelijk over het hoofd gezien door een nauwere afgrenzing van het opnamevlak.

De onvergraven oevers profileren zich het minst: weinig soorten geven hieraan de voorkeur, en slechts één soort (*Eleocharis palustris*) lijkt deze slootkanten te mijden. *Elymus repens* haalt de hoogste presentie en bedekking, terwijl *Mentha aquatica* een grotere trouw kent. *Scirpus maritimus* tenslotte kwam alleen hier voor (bij NNNN-beheer). Deze bereikte in de eerste drie jaren de hoogste bedekking, gevolgd door een terugval en uiteindelijk verdwijnen.

5.2.3 Vergelijking van inrichtingsvormen met hetzelfde beheer

Zoals uiteengezet in hoofdstuk 3, is er in Reeuwijk, per combinatie van inrichtingsvorm en beheersvariant maar één opname per jaar gemaakt. De conclusies van deze paragraaf en die van paragraaf 5.3.2 kunnen dan ook alleen met voorbehoud getrokken worden.

Tabel 5.5 Reeuwijk: soorten met voorkeur voor onvergraven of voor steile oevers, beide met WWWW-beheer; alleen abundanties; het gaat om slechts één opname per inrichtingsvorm per jaar; 0 = abundantie < 1%.

soort	beheer	86	87	88	89	91	93
Alism pla	onv.						
Alism pla	steil	0	0	0	0		
Butom umb	onv.	0	0	0	0	0	0
Butom umb	steil				0	0	
Elymu rep	onv.	3	38	1	1	0	9
Elymu rep	steil		0				9
Glyce max	onv.	0	1		0	3	1
Glyce max	steil					1	
Loliu per	onv.	1	0	1	3	0	9
Loliu per	steil				1	0	3
Menth aqu	onv.		0	0	0	0	1
Menth aqu	steil						
Oenan fis	onv.	1	1	1	9	3	3
Oenan fis	steil			0	1	1	3
Poa tri	onv.	38	38	63	88	38	38
Poa tri	steil	9	38	63	63	63	38
Ranun rep	onv.	19	9	0	0	38	9
Ranun rep	steil		19	9	38	38	9
Rumex hyd	onv.	0	0	0		0	0
Rumex hyd	steil	0	0				
Scute gal	onv.	0	0	0		0	0
Scute gal	steil				0		
Sparg e-e	onv.	9	38	9	0	19	1
Sparg e-e	steil	0	19	9	3		0
Stell med	onv.	0	3	1	0	0	3
Stell med	steil	1	19	1	0	9	3

Inrichtingsvormen met WWWW-beheer: steile en onvergraven oevers

Bij dit beheer hebben meer soorten een voorkeur voor onvergraven oevers (zie tabel 5.5). Vaak zijn het soorten van drassige oevers en waterlijn, die waarschijnlijk door de verstoring door herprofilering uit de steile oevers verdreven zijn, als bijvoorbeeld *Butomus umbellatus*, *Mentha aquatica*, *Scutellaria galericulata* en *Rumex hydrolapathum*. Ook het weer verschijnen van *Oenanthe fistulosa* op steile oevers zou daarop kunnen wijzen. Een verklaring ligt in het feit dat veel concurrentie-krachtigere soorten die na één of twee jaar weer op steile oevers opkomen (als *Agrostis stolonifera*, *Alopecurus geniculatus*, *Holcus lanatus* en *Ranunculus repens*) de beschikbare plekken bezet hebben en houden. Opvallend is dat zelfs *Elymus repens* lange tijd niet in staat is zich blijvend op de steile oevers te vestigen.

Tabel 5.6 Reeuwijk: soorten met voorkeur voor onvergraven of voor terrasoevers, beide met NNNN-beheer; alleen abundanties; het gaat om slechts één opname per inrichtingsvorm per jaar; 0 = abundantie < 1%.

soort	beheer	86	87	88	89	91	93
Berul ere	onv.			9	0	0	
Berul ere	terras	0	0	1	0	3	3
Butom umb	onv.						
Butom umb	terras		0	0		0	
Eleoc p-p	onv.			0			
Eleoc p-p	terras	1	0	0	0	0	
Elymu rep	onv.		0	3	3	9	3
Elymu rep	terras		1		0	1	1
Holcu lan	onv.	1	1	3	19	38	63
Holcu lan	terras	1	1	3	38	63	63
Juncu art	onv.		1	3	1		
Juncu art	terras	0		1	9	3	0
Juncu con	onv.						
Juncu con	terras			0	1	0	0
Juncu eff	onv.	1					
Juncu eff	terras	0		1	0	1	
Lotus uli	onv.						3
Lotus uli	terras		0		9	9	9
Polyn hyd	onv.	9	0				0
Polyn hyd	terras	19	3	0	0		0
Ranun sce	onv.	3	9	0	0	0	9
Ranun sce	terras	19	9	0			3
Scirp mar	onv.	9	9	9	0	0	
Scirp mar	terras						
Scute gal	onv.	1	1				
Scute gal	terras	0	0	0		0	
Tarax off	onv.				0		
Tarax off	terras		0	0	0	0	0
Trifo rep	onv.	3	3				3
Trifo rep	terras	3	19	1	1	3	1

Inrichtingsvormen met NNNN-beheer: terras- en onvergraven oevers
Voor de meeste 'gewone' graslandsoorten maakt de inrichtingsvorm bij NNNN-beheer niets uit. *Holcus lanatus*, bij beide inrichtingsvormen met een bedekkingsexplosie na 1989, komt bij onvergraven oevers iets minder snel op dezelfde hoge bedekking en ook *Taraxacum afficinale* en *Trifolium repens* hebben een lichte voorkeur voor terrasoevers.

Soorten met een voorkeur voor onvergraven oevers (zie tabel 5.6) zijn er slechts drie: *Elymus repens*, *Ranunculus sceleratus* en *Scirpus maritimus*. De voorkeursoorten van terrasoevers zijn veel talrijker. Voor het grootste deel zijn het oeversoorten van natte en wat minder natte standplaatsen: *Butomus umbellatus*, *Berula erecta*, *Eleocharis palustris*, *Juncus articulatus*, *Juncus conglomeratus* en *Lotus uliginosus*. Van blijvende schade door de herprofilering is hier niet veel te herkennen, alleen *Polygonum hydropiper* getuigt hier enigszins van. De verschillen laten zich geheel verklaren vanuit de profielvorm.

5.3 De beheersvarianten

5.3.1 De analyse van de factoren beheer en tijd op opnameniveau

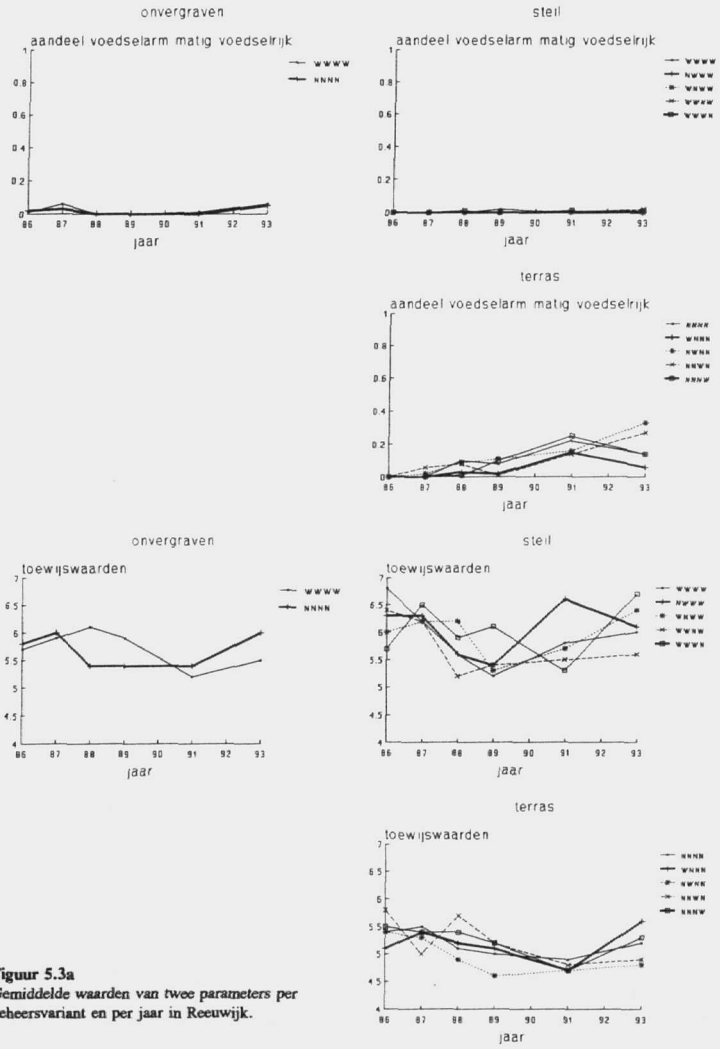
De betekenis van de factoren beheer en tijd per inrichtingsvorm
Omdat in Reeuwijk per jaar geen duplo's voor de beheersvarianten beschikbaar zijn, kon alleen een enkelvoudige variantie-analyse worden uitgevoerd met de factor beheer (zie tabel 5.7). In figuur 5.3 staan de waarden van de parameters (per inrichtingsvorm) per beheersvariant per jaar, in dit geval dus de waarden per proefvlak per jaar.

Tabel 5.7 Reeuwijk: resultaten van de enkelvoudige variantie-analyse per inrichtingsvorm van alle parameters voor de factor beheersvariant. Weergegeven zijn de F-ratio en de significantie; * = $p<0,05$, ** = $p<0,01$, *** = $p< 0,001$)

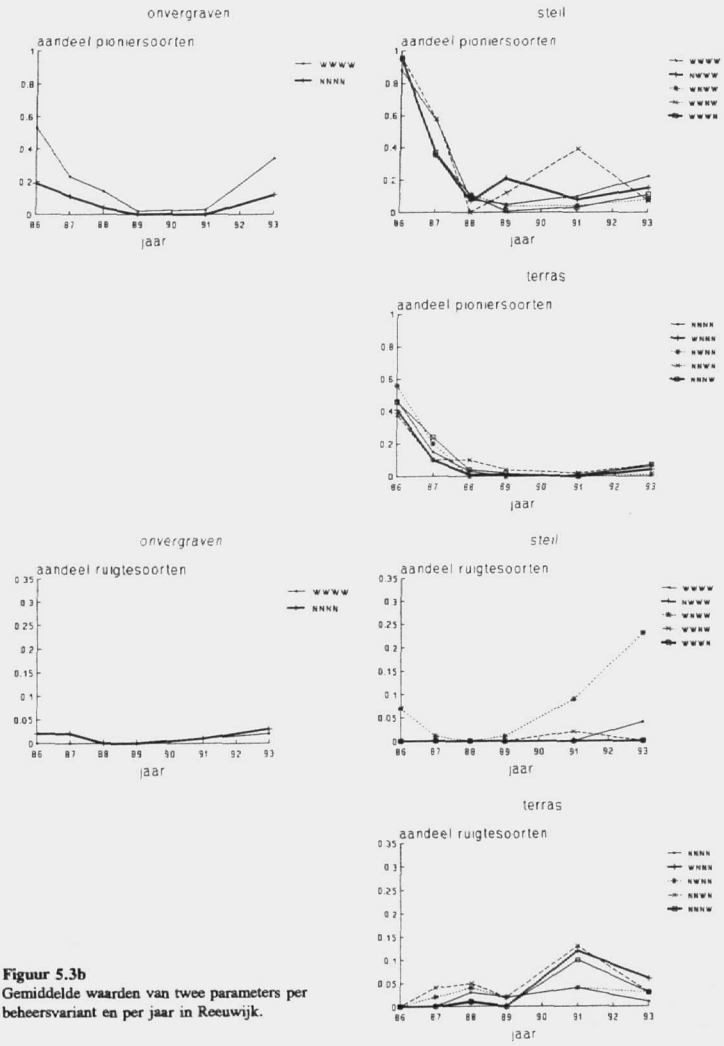
	onvergraven	steil	terras
Aandeel va-mvr groepen	0,66	0,92	0,49
Toewijswaarden	0,08	0,46	1,31
Aandeel pioniersoorten	2,59	0,74	0,51
Aandeel ruigtesoorten	1,92	4,95 **	0,53
Oppervlakte-afhankelijke natuurwaarde-index	8,62 *	0,33	1,04
Opp-onafhankelijke natuurwaarde-index	0,13	0,44	1,41
Soortenaantal	15,73 **	0,80	1,64

Uit de variantie-analyse blijkt dat er voor de ecologische parameters bij geen van de irichtingsvormen een significant verschil is tussen de beheersvarianten. De enige uitzondering is het bedekkingsaandeel van de ruigtesoorten, waarmee op de steile oevers wel verschillen worden aangegeven.

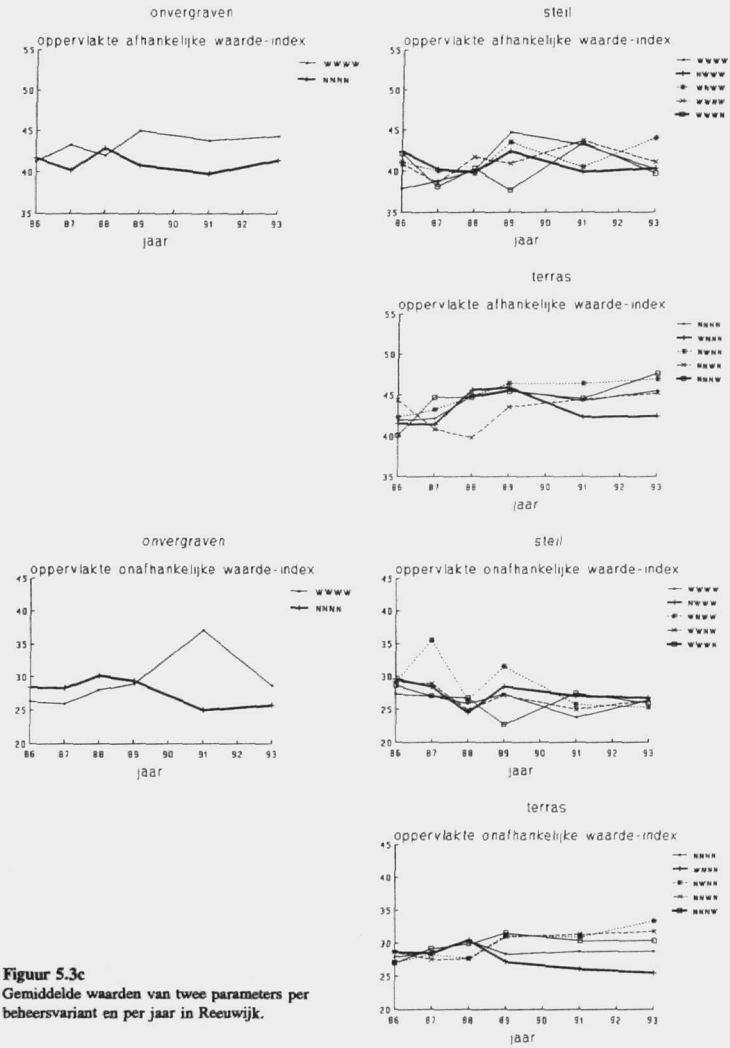
Voor twee van de natuurwaarderingsparameters blijkt het beheer op de onvergraven oevers (met slechts de twee 'extreme' varianten) significante verschillen te veroorzaken. Op de beide andere inrichtingsvormen, met een meer gedifferentieerd scala aan beheersvarianten, is het verschil klein.



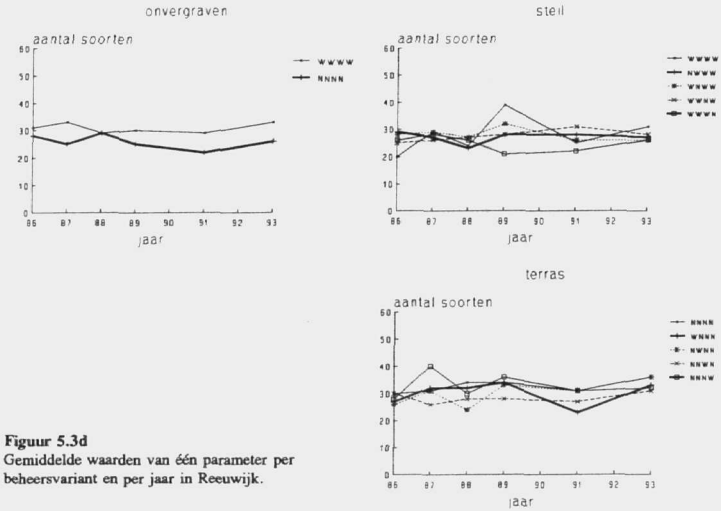
Figuur 5.3a
Gemiddelde waarden van twee parameters per **beheersvariant en per jaar in Reeuwijk.**



Figuur 5.3b
Gemiddelde waarden van twee parameters per beheersvariant en per jaar in Reeuwijk.



Figuur 5.3c
Gemiddelde waarden van twee parameters per beheersvariant en per jaar in Reeuwijk.



Figuur 5.3d
Gemiddelde waarden van één parameter per beheersvariant en per jaar in Reeuwijk.

Onvergraven oevers

De trofie-parameters geven voor NNNN- en WWWW-beheer een hoog trofie-niveau aan. Ligt dit voor de Toewijswaarden in de middenperiode bij het NNNN-beheer iets lager, in de laatste jaren is dit omgekeerd. Het bedekkingsaandeel van de voedselarme tot matig voedselrijke soorten geeft voor beide varianten een lichte afname aan in de laatste jaren.

De pioniersoorten nemen steeds af vanuit een waarde die, niettegenstaande het feit dat hier geen herprofilering heeft plaatsgevonden, in 1986 hoog was. In 1991 zijn deze soorten er zo goed als verdwenen, maar in 1993 maken ze weer een aanzienlijk deel van de vegetatie uit. Het verschil tussen NNNN- en WWWW-beheer ligt niet in het patroon van de ontwikkelingen, maar in het niveau waarop ze plaatsvinden: dit is bij 'alles doen' duidelijk hoger. Het feit dat dit ook al in het eerste jaar zo was kan er op duiden dat hier *buiten de opzet van het onderzoek een andere, niet-bedoelde factor meespeelt.*

Het aandeel van de ruigtesoorten is steeds zeer klein en behoeft geen nadere toelichting.

De natuurwaarderingsparameters geven tegen de verwachting in een toename van de natuurwaarde bij WWWW-beheer. Bij NNNN-beheer is sprake van een stabilisatie of afname. Opvallend is bovendien dat het niveau bij NNNN-beheer in bijna alle jaren lager is dan bij WWWW-beheer.

Steile oevers

Beide trofie-parameters geven voor alle beheersvarianten een hoge voedselrijkdom aan, in alle jaren. Voor het aandeel van voedselarme tot matig voedselrijke soorten ligt deze zelfs buiten het meetbereik.

De Toewijswaarden kunnen wel enige veranderingen aangeven. Het eerste dat opvalt zijn de grote verschillen tussen de begin-niveaus. Bij WWWN is dit het laagst (dus relatief het minst voedselrijk), bij 'alles doen' het hoogst. Alle beheersvarianten hebben met elkaar gemeen, dat ze een maximale afname van de voedselrijkdom beleven in of rond 1989, en dat deze daarna weer toeneemt.

De ontwikkelingen over de hele periode laten de verhoudingen van het begin bijna omdraaien. In 1993 is het trofie-niveau bij WWWN, na nogal sterke fluctuaties, het hoogst geworden. Bij 'alles doen' is de afname relatief het sterkst. Deze resultaten zijn enigszins in tegenspraak met de verwachting. Het laagste niveau in 1993 (per saldo een afname van de voedselrijkdom) is te vinden bij niet beweiden, dat ook de meest stabiele ontwikkeling kent. Geen toevoer van dierlijke mest, maar vooral geen vertrapping, zullen tot dit resultaat geleid hebben. Beide andere varianten, niet bemesten en laat maaien zitten hier zowel wat het patroon als het eind-niveau betreft tussen in.

Het aandeel van pioniersoorten is in 1986 overal 90% of meer. De verwachte afname daarna doet zich eveneens overal voor en zegt dus niets over de verschillen in beheer. Bij de meeste beheersvarianten is er weer een toename in 1991-1993, bij niet beweiden het sterkst.

Het aandeel van ruigtesoorten laat op steile oevers -alleen in de laatste jaren- enige variatie zien: de variant laat maaien is de enige waar hun aandeel toeneemt, aanzienlijk zelfs: tot 23%. Bij de andere varianten zijn en blijven deze soorten (zo goed als) afwezig. Laat maaien geeft deze soorten de gelegenheid om geheel uit te groeien en een grote rol te spelen in de vegetatie.

De natuurwaarderingsparameters komen voor de steile oever-varianten niet met elkaar overeen behalve hierin, dat het algemene beeld er een is van achteruitgang of eventueel stabilisatie.

De oppervlakte-afhankelijke index geeft voor de eerste drie jaren weinig verschillen tussen varianten of jaren. Tussen 1989 en 1991 gaat de natuurwaarde overal omhoog, om vervolgens weer te dalen tot het niveau van 1987-1988. Twee uitzonderingen geven, over alle jaren gezien, een toename aan: de variant waarbij laat gemaaid wordt en 'alles doen'. Volgens deze parameter zijn het niet alleen ruigtesoorten die profiteren van laat maaien, maar kennelijk ook de meer bijzondere soorten.

De oppervlakte-onafhankelijke index laat overal een gematigde achteruitgang zien, die over het geheel genomen juist bij laat maaien het sterkst is. Bij deze variant zijn wel tussentijds de hoogste waarden gemeten, en was de fluctuatie dus het grootst.

De aantallen soorten zijn in het eerste jaar zeer verschillend. Al in het tweede jaar zijn ze elkaar sterk genaderd, wat betekent dat vooral bij WWWW-beheer de vooruitgang groot was. Na sterke schommelingen is het aantal soorten hier in 1993 het hoogst. Ook niet beweiden bevordert het soortenaantal, en volgens de resultaten ook de stabiele ontwikkeling. Zonder een duidelijk patroon eindigt de parameter bij de andere varianten in de buurt van de begin-waarden.

Terrasoevers

In het eerste jaar is ook hier het trofie-niveau nauwelijks meetbaar met het aandeel van voedselarme soorten. Daarna volgt in alle vijf beheersvarianten een toename tot 10-25%, het sterkst bij NNNN en NNNW (depositie van slootschoningsmateriaal op de kant) met een maximum in 1990. 1993 betekent voor vroeg maaien en wel beweiden een voortgezette toename van de parameter tot ongeveer 30%, ofwel afname van de voedselrijkdom. Voor de varianten met 'niets doen', bemesting of depositie van slootschoningsmateriaal wordt een verdere toename van de voedselrijkdom aangegeven, naar verwachting het sterkst bij wel bemesten.

Met de Toewijswaarden worden gelijke ontwikkelingen aangegeven. Bij alle varianten daalt het trofie-niveau tot 1991, bij vroeg maaien het snelst. In 1993 zijn het weer de varianten met vroeg maaien en met wel beweiden die als enige dit niveau vasthouden, en kent wel bemesten de grootste voedselrijkdom. Behalve bij deze laatste neemt de voedselrijkdom per saldo tussen 1986 en 1993 niettemin overal af: licht bij 'niets doen' en wel-deponeren van de bagger op de kant en sterk bij vroeg maaien en bij wel beweiden.

Het aandeel van de pioniersoorten neemt vanaf een hoog niveau in 1986 (niettemin veel lager dan op de steile oevers) naar verwachting bij alle beheersvarianten af tot 5% of minder. Er zijn geen opmerkelijke verschillen tussen de varianten aan te geven.

Bij alle beheersvarianten is het aandeel van ruigtesoorten tot 1991 steeds lager dan 5%. Alleen in dit jaar stijgt de parameter bij de varianten met verstoring of toevoer van *nutriënten (wel bemesten, wel beweiden en depositie van slootschoningsmateriaal)* tot 10% of iets meer. Maar ook hier is in 1993 is de bedekking weer maximaal 5%.

De natuurwaarde-indices geven voor bijna alle varianten een toename te zien, zij het soms een kleine. De verschillen tussen de varianten zitten vooral in de grootte van de toename. Bij 'niets doen' is de toename in termen van de oppervlakte-afhankelijke index en het aantal soorten groot, en bij de derde index klein. De variant met vroeg maaien en in wat mindere mate die met depositie van slootschoningsmateriaal op de kant, nemen bij alle drie parameters sterk toe. Bij wel beweiden is de vooruitgang klein bij de oppervlakte-afhankelijke index en het aantal soorten, en wat groter bij de oppervlakte-onafhankelijke index (dus tegengesteld aan de resultaten van 'niets doen'). Bij wel bemesten tenslotte zijn de resultaten het minst eenduidig: een vooruitgang bij de oppervlakte-afhankelijke index (klein) en het soortenaantal (groot), maar een matige achteruitgang bij de oppervlakte-onafhankelijke index. Wordt de verandering bij deze variant beoordeeld vanaf 1988-1989, dan is er voor elke parameter sprake van een afname, die zich alleen hier voordoet.

5.3.2 Vergelijking van beheersvarianten per inrichtingsvorm op soortsniveau

De resultaten van de voorkeursoorten voor een der beheersvarianten op onvergraven oevers staan weergegeven in tabel 5.8.

Tabel 5.8 Reeuwijk: voorkeursoorten voor een der beheersvarianten op onvergraven oevers; alleen abundanties; het gaat om slechts één opname per inrichtingsvorm per jaar; *0* = abundantie < 1%.

soort	beheer	86	87	88	89	91	93
Agros sto	WWWW	19	19	9	3	3	9
Agros sto	NNNN	9	3	9	3	3	19
Butom umb	WWWW	0	0	0	0	0	0
Butom umb	NNNN						
Galiu pal	WWWW	*0*					
Galiu pal	NNNN	0	1	1	0	1	
Holcu lan	WWWW	0	3	0	3		9
Holcu lan	NNNN	1	1	3	19	38	63
Juncu art	WWWW					0	1
Juncu art	NNNN		1	3	1		
Lotus uli	WWWW						1
Lotus uli	NNNN						3
Menth aqu	WWWW		0	0	0	0	1
Menth aqu	NNNN				0	0	
Polyn avi	WWWW	0	0		0		1
Polyn avi	NNNN	1					
Polyn hyd	WWWW	*63*	*3*	*1*	*0*	*0*	*9*
Polyn hyd	NNNN	9	0				0
Ranun rep	WWWW	19	9	0	0	38	9
Ranun rep	NNNN	9	38	9	9	9	9
Rumex ace	WWWW	0	0	0	0	0	1
Rumex ace	NNNN					9	9
Scirp mar	WWWW						
Scirp mar	NNNN	9	9	9	0	0	
Scute gal	WWWW	0	0	0		0	0
Scute gal	NNNN	1	1				
Trifo rep	WWWW	0	1	1		1	1
Trifo rep	NNNN	3	3				3
Urtic dio	WWWW		*0*				*1*
Urtic dio	NNNN			0		1	3

NNNN- en WWWW-beheer op onvergraven oevers

Niet-onderscheidende soorten

Pioniersoorten van vochtige en drassige milieus als *Bidens spp* en *Ranunculus sceleratus*, enkele gewone graslandsoorten en soorten van de waterkant of vlak daarboven als *Lotus uliginosus*, *Myosotis palustris* en *Rumex hydrolapathum* komen bij elk van beide beheersvarianten evenveel voor.

Drie soorten hebben een uitgesproken voorkeur voor 'niets doen'. *Galium palustre* komt hier in alle jaren (behalve 1993) voor, maar bij 'alles doen' slechts in 1986 (in alle gevallen met een bedekking van maximaal 1%). *Holcus lanatus* kan zich alleen bij 'niets doen' aanzienlijk uitbreiden: tot een bedekking van 63% (bij 'alles doen' tot 9%). In presentie maakt deze soort geen onderscheid. Tenslotte komt *Scirpus maritimus* alleen bij deze beheersvariant voor, aanvankelijk in relatief hoge bedekking maar vanaf 1988 afnemend tot ze in 1993 verdwenen is. *Urtica dioica* verschijnt pas in 1988 bij 'niets doen', maar is hier dan wel constant en toenemend aanwezig.

Een sterke en onverklaarbare voorkeur voor 'alles doen' heeft *Butomus umbellatus*, die alleen hier voorkomt, zij het steeds met zeer lage bedekking. Een hooiland-soort als *Rumex acetosa* komt ook alleen hier in elk jaar voor, met een bedekking van maximaal 1%. Bij 'niets doen' vestigt de soort zich pas in 1991, maar dan wel meteen met een bedekking (ook in 1993) van bijna 10%.

Ook *Mentha aquatica* (constant aanwezig vanaf 1987), *Polygonum hydropiper* en *Trifolium repens* (in alle jaren aanwezig) en *Polygonum aviculare* en *Scutellaria galericulata* (met onderbrekingen steeds aanwezig) hebben naar hun presentie te oordelen een voorkeur voor deze variant. In dit bonte gezelschap laten zich toch vooral storingsoorten herkennen. De voorkeur van de laatste soort is onverklaarbaar.

Een aantal soorten verlegt in de loop der jaren het 'zwaartepunt' van de ene beheersvariant naar de andere. Zo is *Agrostis stolonifera* in beide steeds present, maar neemt de bedekking bij 'alles doen' af van 20 tot 10%, terwijl de bedekking bij 'niets doen' met dezelfde percentages toeneemt. De ontwikkeling van *Ranunculus repens* lijkt hier sterk op, maar is eraan tegengesteld. *Juncus articulatus* tenslotte vestigt zich in 1987 bij 'niets doen' maar verdwijnt daaruit in 1991, om dan bij de andere variant 'verder te gaan'. Waarschijnlijk zeggen deze wisselingen niets over de beheersvarianten, maar gaat het om toevalstreffers die met maar een opname per proefvlak per jaar niet 'uitgemiddeld' worden.

WWWW-, NWWW-, WNWW-, WWNW- en WWWN-beheer op steil-vergraven oevers

De voorkeursoorten voor één de beheersvarianten op de steil-vergraven oevers staan weergegeven in tabel 5.9.

Niet-onderscheidende soorten
Een aantal storingsoorten maakt geen onderscheid tussen de beheersvarianten: *Juncus bufonius*, *Poa annua*, *Polygonum aviculare*, en *Rorippa palustris*. Ook enkele graslandsoorten van vochtig tot natte milieus (*Agrostis stolonifera* en *Alopecurus geniculatus*) en van wat drogere standplaatsen (*Poa trivialis* en *Holcus lanatus*) heeft geen voorkeur, evenmin als de 'natte' soorten *Glyceria fluitans* en *Sparganium erectum*. Bovendien zijn er relatief veel (niet-pionier-)soorten die het bij een of meer varianten een enkel jaar proberen, maar zich niet blijvend kunnen vestigen.

Tabel 5.9 Reeuwijk: voorkeursoorten voor een der beheersvarianten op steile oevers; alleen abundanties; het gaat om slechts één opname per inrichtingsvorm per jaar; 0 = abundantie < 1%.

soort	beheer	86	87	88	89	91	93
Agros sto	WWWW	1	3	9	3	1	19
Agros sto	NWWW	3	9	9	3	3	38
Agros sto	WNWW	3	9	3	9	1	3
Agros sto	WWNW	3	3	9	9	3	19
Agros sto	WWWN	1	3	3	9	3	19
Alism pla	WWWW	0	0	0	0		
Alism pla	NWWW	0	0	0	0	0	
Alism pla	WNWW						
Alism pla	WWNW	0	0	0	0	0	
Alism pla	WWWN		0	0	0		
Berul ere	WWWW		0	9	0	0	3
Berul ere	NWWW		0	1		0	3
Berul ere	WNWW	0	0	1	0	0	
Berul ere	WWNW		0	0	0	0	
Berul ere	WWWN			1			
Ceras f-v	WWWW		0	0	0		0
Ceras f-v	NWWW		0	0		0	1
Ceras f-v	WNWW				0		
Ceras f-v	WWNW						
Ceras f-v	WWWN						
Glyce max	WWWW					1	
Glyce max	NWWW				0	0	3
Glyce max	WNWW	0	0	0	0		0
Glyce max	WWNW		1	1	1	9	3
Glyce max	*WWWN*		*0*	*0*	*0*	*0*	*3*
Holcu lan	WWWW		0	1	3	3	9
Holcu lan	NWWW	0			0		9
Holcu lan	WNWW		0		3	9	9
Holcu lan	WWNW		0	1	3	1	19
Holcu lan	*WWWN*		*0*			*0*	*3*
Myoso pal	WWWW	0	0	1	1	3	9
Myoso pal	NWWW	0	1	9	19	38	19
Myoso pal	WNWW	0	1	3	19	19	19
Myoso pal	WWNW	0	1	9	19	3	9
Myoso pal	*WWWN*	*0*	*0*	*9*	*9*	3	*9*
Phala aru	WWWW						0
Phala aru	NWWW						
Phala aru	WNWW	0	1	0	0	0	9
Phala aru	WWNW						
Phala aru	WWWN						0
Polyn hyd	WWWW	38	38	1	0	0	1
Polyn hyd	NWWW	63	9	3	3	3	9
Polyn hyd	WNWW	63	9	1	0	0	3
Polyn hyd	WWNW	63	19	0		0	
Polyn hyd	WWWN	63	38	1			1
Ranun sce	WWWW	9	9	1	1	1	9
Ranun sce	*NWWW*	9	19	1	0	1	3
Ranun sce	WNWW	19	19	1	0	1	3
Ranun sce	WWNW	9	19		0	0	
Ranun sce	WWWN	9	1	1	0	0	3
Rorip amp	WWWW		0		0	0	3
Rorip amp	*NWWW*	*0*				*0*	*0*
Rorip amp	WNWW			0	0	0	0
Rorip amp	WWNW		0	0	0	0	9
Rorip amp	WWWN					0	1
Rumex ace	WWWW	0	0		0	0	
Rumex ace	*NWWW*					*0*	
Rumex ace	WNWW		0			0	
Rumex ace	WWNW		0	0	1	1	9
Rumex ace	WWWN	0	0	0	0	0	0
Rumex hyd	WWWW	0	0				
Rumex hyd	NWWW				0	0	
Rumex hyd	WNWW				0	0	0
Rumex hyd	WWNW			0	0	0	
Rumex hyd	WWWN						

WWWW-beheer

Er zijn weinig soorten met een duidelijke voorkeur voor de beheersvariant 'alles doen'. *Berula erecta* neemt hier (en in mindere mate bij NWWW) in zeer beperkte mate toe in 1993, elders verdwijnt hij. *Cerastium fontanum* is alleen hier (en weer bij NWWW) aanwezig. *Glyceria maxima* komt overal in de meeste jaren voor, maar ontbreekt nagenoeg bij 'alles doen'. *Rumex hydrolapathum* ontbreekt (en bij WWWN-beheer) in de latere jaren, en *Sparganium erectum* ssp *erectum* bereikt hier de laagste bedekking om uiteindelijk te verdwijnen, in tegenstelling tot bij de andere varianten. Hoge kruiden van de waterkant gedijen hier dus niet. Dit geldt ook voor *Myosotis palustris* (en *M. laxa*), die door de jaren tot de minst hoge bedekking komt.

NWWW-beheer

Als bij 'alles doen', neemt *Berula erecta* ook bij niet bemesten een beetje toe in plaats van, als elders, te verdwijnen. Ook *Cerastium fontanum* komt hier wel voor. *Myosotis palustris* bereikt bij niet bemesten en niet-vroeg maaien een relatief hoge bedekking, vooral in de laatste jaren. Hetzelfde geldt voor *Trifolium repens*, die dat ook doet bij WWWN-beheer (geen slootschoningsmateriaal op de oever). *Rorippa amphibia* daarentegen komt hier en bij WWWN-beheer minder voor dan bij andere varianten. Dit zijn allemaal soorten van droge of natte omstandigheden die verstoring, vraat of vertrapping verdragen.

WNWW-beheer

Niet-vroeg maaien lijkt redelijk gunstig te zijn voor *Myosotis palustris*, en is dat zeker voor *Phalaris arundinacea*. Deze soort is namelijk op de steile oevers beperkt tot dit beheer en komt er elk jaar voor, met een toename in 1993. De bedekking van *Agrostis stolonifera* blijft hier vooral in de laatste jaren achter bij die bij andere varianten; de presentie is ook hier echter steeds 100%. Laat maaien vergroot de concurrentie door andere soorten. *Alisma plantago-aquatica* kan blijkbaar helemaal niet tegen deze concurrentie op, want de soort ontbreekt hier geheel, en bij de andere varianten pas vanaf 1991.

WWNW-beheer

De enige soorten die lijken te profiteren van niet beweiden zijn *Rumex acetosa* (een hooilandsoort) en *Glyceria maxima*. Beide zijn hier (en bij WWWN) meer constant aanwezig, met een lichte toename in de laatste jaren. *Cerastium fontanum* daarentegen is bij dezelfde beheersvarianten totaal afwezig, en *Polygonum hydropiper* is er sneller dan elders verdwenen. *Ranunculus sceleratus* verdwijnt ook bij niet beweiden, terwijl de soort elders licht vooruit gaat. Vertrapping in het droge en het natte deel van slootkant is voor deze drie soorten blijkbaar een gunstige omstandigheid.

WWWN-beheer

Rumex acetosa en *Glyceria maxima* (zie hierboven) hebben een lichte voorkeur voor het proefvlak dat vrijgehouden wordt van slootschoningsmateriaal. Hier is tenminste sprake van een toename van de soorten in 1989-91, bij de andere varianten nauwelijks. *Holcus lanatus* daarentegen doet het hier slechter dan bij de meeste andere varianten, evenals *Polygonum hydropiper*. *Berula erecta* en *Rumex hydrolapathum* tenslotte zijn hier (zo goed als) afwezig.

NNNN-, WNNN-, NWNN-, NNWN- en NNNW-beheer op terrasoevers

De voorkeursoorten voor één de beheersvarianten op de terrasoevers staan weergegeven in tabel 5.10.

Niet-onderscheidende soorten
Naast de al vaker genoemde algemene grasland- en storingsoorten komen hier bij alle varianten in vergelijkbare presentie en abundantie ook meer gewaardeerde soorten voor die wijzen op drassige en wat minder voedselrijke omstandigheden (*Galium palustre*, *Juncus articulatus*, *Juncus conglomeratus*, *Lychnis flos-cuculi*, *Myosotis palustris*, *Oenanthe fistulosa*, *Rumex hydrolapathum* en *Sparganium erectum*). Veel soorten uit deze groep verschijnen pas enkele jaren na het begin van het onderzoek op de terrasoevers.

NNNN-beheer
De meest onderscheidende soort bij 'niets doen' is *Glyceria maxima*: met een zeer beperkte verspreiding in Reeuwijk (ook in de tijd), komt de soort hier elk jaar voor, zij het met een bedekking van maximaal 1%. Ook *Berula erecta* is hier (en bij wel beweiden) elk jaar aanwezig, maar onderscheidt zich niet naar bedekking. Bovendien breidt de soort zich in de laatste twee jaren overal uit. Ook twee soorten van verstoorde milieus hebben een voorkeur voor 'niets doen'. *Urtica dioica* vindt alleen hier en bij vroeg maaien gelegenheid om lang achtereen present te blijven en bovendien in de laatste jaren toe te nemen, terwijl *Polygonum hydropiper* er hier het langst over doet om te verdwijnen.

Epilobium tetragonum is bij alle andere varianten in de laatste jaren met onderbrekingen aanwezig, maar ontbreekt bij 'niets doen'. *Juncus effusus* en *Ranunculus flammula* lukt het alleen hier niet om zich tot 1993 in een aaneengesloten periode te vestigen.

WNNN-beheer
Cerastium fontanum, *Elymus repens* en *Rumex acetosa* komen vanaf 1987 alle het meest constant voor waar wel bemest wordt. De bedekking van deze soorten laat evenwel geen verschil zien met elders. *Ranunculus flammula* is hier en bij vroeg maaien al vanaf het begin vertegenwoordigd (elders pas vanaf 1988-89). *Iris pseudacorus* komt alleen bij wel bemesten en wel beweiden voor, pas vanaf 1988 (tot 1991-93). *Scutellaria galericulata* komt alleen bij wel bemesten in alle jaren voor (en bij 'alles doen' op onvergraven oevers).

Lotus uliginosus is de enige soort die deze beheersvariant (en vroeg maaien) lijkt te mijden. Vooral in de laatste jaren komt de soort bij de andere varianten wel, en hier niet voor.

NWNN-beheer
Polygonum amphibium heeft een uitgesproken voorkeur voor de (terras)oevers die vroeg gemaaid worden: de soort komt alleen hier voor, en bovendien constant vanaf 1987. *Ranunculus flammula* komt hier -en bij de vorige variant- in alle jaren voor, en *Urtica dioica* komt alleen hier en bij 'niets doen' constant voor vanaf 1987. Bovendien neemt deze laatste soort ook alleen bij deze varianten in 1991 toe. *Eleocharis palustris* ssp *palustris* en *Lotus uliginosus* komen bij vroeg maaien zo goed als niet voor.

Tabel 5.10 Reeuwijk: voorkeursoorten voor een der beheersvarianten op terrasoevers; alleen abundanties; het gaat om slechts één opname per inrichtingsvorm per jaar; 0 = abundantie < 1%.

soort	beheer	86	87	88	89	91	93
Berul ere	WNNN			1	0	1	3
Berul ere	NWNN	0		0	0	0	3
Berul ere	NNWN	0	0	0	0		3
Berul ere	NNNW			9		3	9
Berul ere	NNNN	0	0	1	0	3	3
Ceras f-v	WNNN		0	0	0		1
Ceras f-v	NWNN		0				
Ceras f-v	NNWN				0		
Ceras f-v	NNNW						0
Ceras f-v	NNNN		0				
Cicut vir	WNNN				0		
Cicut vir	NWNN				0		
Cicut vir	NNWN	0	0	0	0	0	
Cicut vir	NNNW	0					
Cicut vir	NNNN			0	0		
Eleoc p-p	WNNN	3	1	1	1	1	3
Eleoc p-p	NWNN				1		
Eleoc p-p	NNWN						
Eleoc p-p	NNNW	3	1	1	1	3	1
Eleoc p-p	NNNN	1	0	0	0	0	
Elymu rep	WNNN		0	0	0		3
Elymu rep	NWNN						1
Elymu rep	NNWN				0		0
Elymu rep	NNNW					1	3
Elymu rep	NNNN		1		0	1	1
Epilo tet	WNNN			0	0	0	1
Epilo tet	NWNN			0	0		0
Epilo tet	NNWN		0			0	0
Epilo tet	NNNW	0			0		0
Epilo tet	NNNN						
Glyce flu	WNNN		1	1	1	0	1
Glyce flu	NWNN	0	1	3	9	3	9
Glyce flu	NNWN	0	1	3	3	0	1
Glyce flu	NNNW	1	3	3	63	19	1
Glyce flu	NNNN	0	0	0	0	0	3
Glyce max	WNNN			0	0	3	
Glyce max	NWNN						
Glyce max	NNWN						
Glyce max	NNNW				0	0	
Glyce max	NNNN	1	1	0	1	0	1
Holcu lan	WNNN	1	3	3	38	63	88
Holcu lan	NWNN	0	0	3	38	63	63
Holcu lan	NNWN	0	0	3	3	9	63
Holcu lan	NNNW	0	3	3	19	19	63
Holcu lan	NNNN	1	1	3	38	63	63
Iris pse	WNNN			0	0	0	0
Iris pse	NWNN						
Iris pse	NNWN			0	0	0	
Iris pse	NNNW						
Iris pse	NNNN						

soort	beheer	86	87	88	89	91	93
Juncu eff	WNNN			3	3	3	1
Juncu eff	NWNN	0	0	1	0	3	3
Juncu eff	NNWN		1	3	3	3	3
Juncu eff	NNNW		3	3	1	9	3
Juncu eff	NNNN	0		1	0	1	
Lotus uli	WNNN						
Lotus uli	NWNN				0		
Lotus uli	NNWN		0		9	0	19
Lotus uli	NNNW					0	9
Lotus uli	NNNN		0		9	9	9
Polyn amp	WNNN						
Polyn amp	NWNN		0	0	0	0	9
Polyn amp	NNWN						
Polyn amp	NNNW						
Polyn amp	NNNN						
Polyn hyd	WNNN	19	1				1
Polyn hyd	NWNN	19	0				
Polyn hyd	NNWN	38	9				
Polyn hyd	NNNW	19	0	1		0	
Polyn hyd	NNNN	19	3	0	0		0
Ranun fla	WNNN	0	0	0	0	1	3
Ranun fla	NWNN	0	0	0		0	0
Ranun fla	NNWN			0	0	0	9
Ranun fla	NNNW				0	0	1
Ranun fla	NNNN		0			0	
Rumex ace	WNNN		0	0	0	0	3
Rumex ace	NWNN						
Rumex ace	NNWN						
Rumex ace	NNNW						
Rumex ace	NNNN				0		0
Scute gal	WNNN	0	0	1	0	0	1
Scute gal	NWNN						
Scute gal	NNWN				0	0	0
Scute gal	NNNW						
Scute gal	NNNN	0	0	0		0	
Urtic dio	WNNN					0	0
Urtic dio	NWNN		0	0	0	9	3
Urtic dio	NNWN						
Urtic dio	NNNW			0	0		
Urtic dio	NNNN		0	0	0	9	3

NNWN-beheer

Cicuta virosa is alleen bij wel beweiden in alle jaren present geweest met een zeer lage bedekking, tot de soort in 1993 verdwenen bleek. Opvallend is overigens dat deze soort in 1989 ineens overal tevoorschijn kwam, behalve waar slootschoningsmateriaal op de oever werd gedeponeerd. *Iris pseudacorus* blijft beperkt tot de periode vanaf 1988 en de proefvlakken die bemest dan wel beweid worden (zie boven).

Holcus lanatus, bij alle varianten in alle jaren aanwezig, heeft hier een opmerkelijk lagere bedekking tot aan 1993, in welk jaar de soort zeer sterk toeneemt tot het hoge niveau

elders (63%). *Eleocharis palustris* ssp *palustris* tenslotte ontbreekt bij wel beweiden (en bij vroeg maaien).

NNNW-beheer
De enige soorten waarmee deze variant zich onderscheidt van andere zijn de twee met een tijdelijke voorkeur (in 1988-1989) voor oevers waar slootschoningsmateriaal op gedeponeerd wordt. *Glyceria fluitans* valt na dit maximum terug tot een niveau dat vergelijkbaar is met dat van de andere varianten, *Lolium perenne* verdwijnt geheel van hier (maar niet van andere varianten).

5.4 Successie

Van de twaalf proefvlakken in Reeuwijk zijn er in 1986 tien vergraven om het gewenste profiel te vormen: vijf terrassen en vijf steile oevers. Hier heeft dus de successie een grote rol gespeeld in de veranderingen. Om te bepalen wat hoe groot deze rol is geweest, zijn de ontwikkelingen van de soorten in deze proefvlakken vergeleken met de twee onvergraven proefvlakken. Hierbij is geen onderscheid gemaakt naar beheersvarianten.

5.4.1 Onvergraven oevers

In alle jaren is *Poa trivialis* hier de dominante soort en zijn *Ranunculus repens* en *Oenanthe fistulosa* met redelijke bedekking aanwezig. Daarnaast maken in de verschillende perioden van het onderzoek verschillende soorten een belangrijk deel uit van de vegetatie. In de eerste jaren waren dit onder meer de graslandsoorten *Agrostis stolonifera*, *Ranunculus repens* en *Elymus repens*, en de oeversoorten *Sparganium erectum* en *Scirpus maritimus*. Oeversoorten als *Butomus umbellatus* en *Glyceria fluitans* zijn steeds in lage bedekking aanwezig, hetgeen ook geldt voor storingsoorten van natte omstandigheden als *Polygonum spp*. In deze periode, maar niet daarna, kwamen ook een enkele pioniersoorten voor.

Hun plaats wordt in de tweede periode (vanaf 1989) min of meer overgenomen door hooilandsoorten als *Holcus lanatus* en *Rumex acetosa*, maar ook door *Lolium perenne*. Ook soorten van vochtige tot natte omstandigheden als *Glyceria maxima*, *Juncus articulatus*, *Myosotis palustris*, *Mentha aquatica* en *Rorippa amphibia* en ook *Urtica dioica* maken nu hun opwachting.

Over het geheel genomen gaat de verandering hier van een gestoorde zeer voedselrijke graslandvegetatie in de richting van een wat minder voedselrijke vegetatie. In deze laatste fase wordt duidelijk het verschil zichtbaar tussen de drassige onderkant van de oever en de insteek met een sterker geworden hooilandkarakter.

5.4.2 Vergraven oevers

De ontwikkelingen op de vergraven oevers komen sterk met die in de onvergraven oevers overeen. Ook hier zijn de gewone graslandsoorten constant en tezamen dominant aanwezig, waarbij *Agrostis stolonifera* en *Alopecurus geniculatus* pas in het tweede jaar 'doorzetten'. Overigens is de rol van deze laatste soort op de terrassen groter dan elders. Ook veel soorten van drassige standplaatsen, inclusief de storingsoorten *Polygonum spp.* zijn in alle jaren aanwezig. Hieronder bevinden zich nu ook *Eleocharis palustris*, *Ranunculus flammula* en (op terrassen) *Cicuta virosa*, *Epilobium tetragonium*, *Juncus articulatus* en *Triglochin palustris*. Bovendien zijn ook hier in de eerste maar niet meer in de tweede periode enkele pioniersoorten van vochtige milieus opvallend aanwezig, en neemt *Sparganium erectum* na de eerste drie jaar sterk in bedekking af.

In de tweede periode wordt de vegetatie weer verrijkt met soorten van drassige omstandigheden: *Glyceria fluitans*, *Juncus conglomeratus*, *J. effusus*, *Myosotis palustris*, meer in het bijzonder op de terrassen *Polygonum amphibium*, *Lotus uliginosus* en *Hydrocotyle vulgaris*. Ook gaan nu dezelfde graslandsoorten een grotere rol spelen als bij de onvergraven oevers.

Het verschil in de successie tussen de vergraven en onvergraven oevers is dus zeer klein. Enkele soorten van drassige milieus in de onvergraven oevers suggereren hier wat voedselarmere omstandigheden. Maar omdat de meeste hiervan gedurende de hele periode aanwezig zijn, zeggen ze weinig over de successie. Vreemd is dat in de eerste jaren pioniersoorten op beide groepen van oevers even sterk aanwezig zijn, terwijl verwacht mocht worden dat dit vooral op de onvergraven oevers het geval zou zijn.

De conclusie is, dat de omstandigheden in Reeuwijk door het intensief beheer in het verleden dusdanig verstoord en voedselrijk zijn, dat de verwachte verschillen tussen ontwikkelingen in vergraven en onvergraven oevers nauwelijks tot uiting kunnen komen. Dit neemt overigens niet weg dat de verschillen tussen terrassen en steile oevers wel waarneembaar zijn. Hierbij moet overigens bedacht worden dat de gegevens voor de vergraven oevers uit slechts twee opnamen per jaar komen.

5.5 Conclusie Reeuwijk

Voor de conclusies met betrekking tot Reeuwijk geldt nog sterker als voor die over Berkenwoude dat de nodige voorzichtigheid in acht genomen moet worden. Niet alleen zijn ook in Reeuwijk inrichtingsvormen en beheersvarianten niet onafhankelijk van elkaar gevarieerd, maar bovendien is het aantal proefvlakken per combinatie van inrichtingsvorm en beheersvariant niet groter dan één.

5.5.1 Inrichtingsvormen

Met bijna alle parameters kan in ecologisch opzicht en in natuurwaarde een verschil tussen enerzijds de onvergraven en steil-vergraven inrichtingsvormen en anderzijds de

terrasoevers worden aangegeven. Steeds zijn hierbij, als in Berkenwoude, de resultaten van de terrassen gunstiger, en binnen de eerste groep die voor de onvergraven oevers.

De terrasoevers zijn veruit de minst voedselrijke. Toch zijn deze oevers nog steeds zo voedselrijk dat tot 1991 het aandeel van voedselarme tot matig voedselrijke soorten nauwelijks meetbaar is. Pas vanaf dit jaar komt daar een matige verandering in. Het aandeel van de pioniersoorten ligt hier in de meeste jaren - op 1986 na - lager dan elders. De natuurwaardering tenslotte is hier het hoogst. Deze inrichtingsvorm telt de meeste voorkeursoorten, en het kleinste aantal mijdende soorten.

Voor de steile oevers zijn de resultaten voor alle parameters het meest ongunstig. Het aantal mijdende soorten is hier het grootst. Over de gehele periode gezien is er in termen van de parameters sprake van een zeer matige vooruitgang of -vaker- van weinig verandering. Het valt op dat het aandeel van de pioniersoorten ook na de eerste twee jaren rond de 10% blijft. Een verklaring hiervoor kan ten dele gevonden worden in een 'naijl-effect' van het wel zeer hoge aandeel in het eerste jaar.

Op de onvergraven oevers zijn de resultaten net iets beter dan op de steile, maar doorgaans is het verschil niet groot. Ook hier is over de hele periode sprake van stilstand of een kleine verbetering.

5.5.2 De beheersvarianten

Hoewel de verschillen gering zijn, zijn op de terrassen de resultaten van NWNN- en NNNW-beheer (vroeg maaien en slootschoningsmateriaal op de kant) voor de meeste parameters het gunstigst. De meest ongunstige variant op terrasoevers is wel bemesten. Op de steile oevers is dit WWWN-beheer, dat zich voornamelijk door een wat lagere natuurwaardering van de andere onderscheidt. Voor het overige lijkt het bij een overwegend ongunstig beheer niet uit te maken welke factoren gunstig dan wel ongunstig worden ingevuld.

Wel of niet bemesten
Wel bemesten leidt op de terrasoevers tot de slechtste resultaten voor zowel de trofie- als de natuurwaarderingsparameters. Niet bemesten zorgt op de steile oevers evenwel niet voor duidelijke verschillen met andere beheersvarianten. Zo ligt met name het trofieniveau bij deze variant net zo hoog als bij de meeste andere.

Vroeg of laat maaien
De effecten van vroeg maaien (op de terrasoevers) zijn in termen van veranderingen in trofieniveau het gunstigst. Waarschijnlijk wordt hiermee ruimte gegeven aan lagere soorten met een wat lagere trofie-indicatie, ten koste sterker woekerende soorten. Voor de verstoringsindicatoren maakt vroeg maaien niet veel verschil. Wat de natuurwaardering betreft zijn de parameters niet met elkaar in overeenstemming.

Laat maaien heeft wat duidelijker gunstige effecten: minder pioniersoorten (die hierdoor vroeg in het seizoen geen kans krijgen; echter ook meer ruigtesoorten) en de hoogste natuurwaardering. Bij dit laatste moet wel gezegd dat de verschillen niet groot zijn.

Wel of niet beweiden

Wel beweiden heeft weinig gunstige effecten, terwijl de resultaten bij niet beweiden relatief ten opzichte van de andere resultaten op steile oevers wat gunstiger zijn.

Slootschoningsmateriaal wel of niet op de slootkant deponeren

Waar het slootschoningsmateriaal wel op de (terras)oever wordt gelegd, wordt de hoogste natuurwaarde bepaald, ondanks het feit dat het trofieniveau hier nogal hoog is. De oorzaak ligt in het feit dat hierdoor vooral natte, maar vrij eutrafente soorten zich kunnen hervestigen dan wel uitbreiden.

Waar het slootschoningsmateriaal wordt verspreid (bij de steile oevers) is het trofieniveau hoog en de natuurwaardering (met name het aantal soorten) het laagst.

6 Inpasbaarheid in de bedrijfsvoering

Ten einde een indruk te verkrijgen van de inpasbaarheid van de maatregelen zijn als afsluiting van het onderzoek de twee betrokken boeren geïnterviewd. Uiteraard moet hierbij in beschouwing worden genomen dat het slechts twee boeren betreft, zodat de resultaten van de interviews zeker niet representatief geacht kunnen worden voor een grote groep veehouders. Verder betreft het hier boeren die bereid waren om mee te werken aan het onderzoek, wat ook al een selectie inhoudt.

Een indruk van de inpasbaarheid op grotere schaal is verkregen bij een presentatie van het slootkanten-onderzoek, evenals het eerder door het CML verrichte onderzoek naar kantstrooiers, in 1991 op de open dagen van het rundveehouderij onderzoekscentrum in Zegveld. Hier bleek dat er bij de bezoekende veehouders veel belangstelling bestond voor resultaten van het onderzoek. Met name het niet meebemesten van de slootkanten door gebruik van een kantstrooier sprak de boeren aan, ook omdat dit een besparing van kunstmest met zich meebrengt.

De interviews met de twee meewerkende bedrijven hadden de volgende doelen:
- het verkrijgen van een beeld van de inpasbaarheid van de beheersmaatregelen
- achterhalen of er in de tijd veranderingen in het beheer van het perceel hebben plaatsgevonden
- idem voor het slootkantenbeheer
- achterhalen hoe de boeren de natuureffecten hebben ervaren
- achterhalen hoe de boeren ten opzichte van natuurgericht beheer staan

De interviews zijn gehouden aan de hand van een lijst aandachtspunten (zie bijlage 6.1).

6.1 Resultaten interviews

De interviews vond op beide bedrijven plaats met de betrokken veehouder en zijn zoon. Op beide bedrijven is de zoon in toenemende mate bij de bedrijfsvoering betrokken. In Berkenwoude beheren beide inmiddels via een maatschap het bedrijf. Het beheer van de slootkanten is hier in toenemende mate door de zoon uitgevoerd. In Reeuwijk is het slootkantenbeheer door beide uitgevoerd.

6.1.1 Beheer perceel

Voor wat betreft de periode van het experiment geven de boeren aan dat zij de percelen gedurende het onderzoek jaarlijks op dezelfde wijze hebben gebruikt.

In praktijk betekende dit voor Berkenwoude meestal twee maal (soms drie maal) maaien ten behoeve van inkuilen of hooi en in het najaar (vanaf augustus) beweiden met een beperkte hoeveelheid jongvee (5-10 stuks). In Berkenwoude zou in de toekomst de kwaliteit van de grasmat kunnen worden verbeterd door eerder te maaien. Voor het inscharen van melkvee is het perceel echter te klein en te ver afgelegen.

In Reeuwijk maakte het perceel onderdeel uit van het normale bedrijfsplan. Dit betekent dat soms na één maal maaien werd beweid en soms na twee maal. Uit de gegevens blijkt overigens dat de laatste vier jaar steeds eerst tweemaal werd gemaaid. Tevens wordt aangegeven dat het gebruik van het perceel niet is gewijzigd bij aanvang van het experiment en ook niet bij wisseling van onderzoekers.

6.1.2 Slootkanten-beheer

Het meewerken aan het experiment op zich is op beide lokaties niet als bezwaarlijk ervaren. Wel werd een financiële vergoeding (in de vorm van pachtreductie en vergoeding van extra gemaakte uren) noodzakelijk geacht. Verder werd het geheel gezien als een afspraak waaraan men zich had te houden. In algemene zin wordt slootkantenbeheer als veel beter inpasbaar ervaren als beheer dat de gehele bedrijfsvoering beïnvloedt.

Beide boeren geven aan dat de wisseling van onderzoekers geen verschillen in het beheer van de slootkanten heeft veroorzaakt. In Berkenwoude wordt aangegeven dat bij het begin van het experiment, toen de slootkanten pas waren aangelegd, de slappe structuur van de ondergrond bepaalde werkzaamheden erg lastig maakte. Maaien moest bijvoorbeeld met twee trekkers gebeuren. Inmiddels heeft de grasmat zich hier zodanig hersteld dat de ondergrond weer stevig genoeg is om de landbouwwerktuigen te dragen. Dit geldt overigens niet voor de terrastaluds; door het verwijderen van de stevige bovenlaag en door het relatief hoge waterpeil blijven deze erg 'slap'. Door de boer in Reeuwijk werden deze problemen niet genoemd.

Wanneer het beheer per maatregel wordt bekeken blijkt dat het niet meebemesten van de slootkanten als het best inpasbaar en makkelijkst uitvoerbaar wordt gezien. Met name bij het uitrijden van drijfmest is de breedte van de sproeistraal goed te regelen. Bij het uitrijden van kunstmest is het zaak om voldoende ver van de sloot af te blijven. In Berkenwoude geeft de gebruiker aan voor het experiment eerder te ver van de slootkanten te zijn gebleven. In Reeuwijk geeft de gebruiker aan geen problemen te hebben ondervonden met wel en niet meebemesten van de slootkanten. De boeren op beide lokaties denken met niet meebemesten het minste moeite te zullen hebben als dit op grotere schaal zou moeten gebeuren. In Reeuwijk wordt hierbij de kanttekening gemaakt dat dit afhangt van de breedte van de niet mee te bemesten strook.

Het niet meebeweiden, althans het zetten, onderhouden en controleren van het schrikdraad wordt als lastigste maatregel ervaren. Dit komt ook doordat het gebruik van schrikdraad in de polder nauwelijks voorkomt en men het niet gewend is. Verder is het een probleem dat lang en nat gras tegen het schrikdraad komt waardoor de stroom wordt afgeleid en het schrikdraad niet meer werkt. De beide boeren zouden er niet voor voelen een dergelijke maatregel op grotere schaal uit te voeren.

Voor wat betreft laat maaien is er een verschil tussen de beide lokaties. In Berkenwoude wordt aangegeven dat het lastig is om de terrastaluds te maaien. Aangezien met name de kopse einden te breed en te slap zijn, was het maaien met dezelfde maaimachine als op het perceel niet goed mogelijk en moest het met lichtere apparatuur apart gebeuren. Bij de lange kanten is inmiddels, na herstel van de grasmat, maaien met de gewone maaimachine

wel mogelijk. Toch wordt hier niet zo vlak gemaaid als bij standaard taluds, wat als ongewenst wordt gezien. Als bezwaar van het pas meemaaien van de kanten bij de tweede maaibeurt wordt genoemd dat de kwaliteit van dit gras landbouwkundig gezien minder is dan die van het perceel. De genoemde problemen lijken echter niet onoverkomelijk.

In Reeuwijk wordt laat maaien als goed inpasbaar gezien, zeker als de niet gemaaide rand bij een tweede maaibeurt kan worden meegenomen. In Reeuwijk waren geen 'kopse einden' bij het onderzoek betrokken. Indien de kanten apart moeten worden gemaaid geeft dit alleen overlast in de zin van extra werk, en zal de bereidheid afhangen van de vergoeding. Men heeft de slootkanten hier zowel met aparte apparatuur als met de gewone cyclomaaier gemaaid. Ook in dit geval wordt gewezen op de mindere kwaliteit van het gras bij een tweede maaibeurt, wat echter niet als onoverkomelijk wordt ervaren.

Ten aanzien van het slootschonen wordt een aantal opmerkingen gemaakt. Het slootschonen op zich wordt uitgevoerd door loonwerkers en leidt niet tot extra werk voor de boeren. Wel zijn de kosten hoger. In Berkenwoude geeft men aan dat slootschoningsmateriaal dat op de niet beweide kanten wordt gestort leidt tot ophoging van deze kanten en tot een onregelmatige slootkant. Dit kan tot problemen leiden bij het maaien. Slootvuil op wel beweide kanten leidt tot het opvullen van door het vee veroorzaakte gaten en schonen leidt hier tot herstel van de vertrapte kanten. Slootschoningsmateriaal dat op het perceel terecht komt wordt als lastig ervaren. In enkele gevallen is dit in Berkenwoude door de boeren verwijderd. Hier zou men liever zien dat het materiaal werd versnipperd. In dat geval acht men de maatregel in Berkenwoude zonder meer inpasbaar.

In Reeuwijk wordt slootschoningsmateriaal op het perceel als een groter probleem gezien voor de kwaliteit van de grasmat dan in Berkenwoude. Hierbij wordt geen onderscheid gemaakt tussen plantenmateriaal en bagger. De suggestie om het materiaal meer over het perceel te verspreiden werd niet als een goede mogelijkheid gezien. In Reeuwijk acht men slootschoningsmateriaal op het perceel een bedreiging voor de kwaliteit van de grasmat en lijkt de maatregel alleen inpasbaar als het materiaal snel na het schonen wordt verwijderd.

Ten aanzien van het slootschonen in algemene zin geven de boeren in Berkenwoude aan dat zij het idee hebben dat het toenemende gebruik van de vijzel bij het slootschonen funest is voor de slootkantvegetatie. Zij spreken van dichtgeslibde, groene kanten. De maaikorf lijkt hun het beste alternatief. Een verbod van de vijzel zou volgens hen de slootkantkwaliteit sterk kunnen verbeteren. Ook een minder strenge schouw zou positief kunnen zijn, omdat naar de mening van de boeren schonen niet overal elk jaar nodig is.

Wat betreft het verschil tussen de kopse einden en de lange kanten geven de boeren in Berkenwoude aan dat de kopse einden verreweg het minste last veroorzaken. Voor het maaien doen zij de suggestie dit vanaf een boot te doen.

6.1.3 Effecten

In het algemeen geeft men aan de bloemrijke slootkanten leuk te vinden. De oudere boer in Berkenwoude denkt dat voor dit soort maatregelen bij de jongere boeren moet worden aangeklopt; ook hij vindt bloemen mooi, maar dan wel in de voortuin. Hij geeft aan

opgevoed te zijn met het idee dat percelen groen moeten zijn. De oudere boer in Reeuwijk zou bloemrijke slootkanten acceptabel vinden, maar dan niet op alle percelen.

Hoewel de boeren soms wel last hadden van onkruiden op het perceel, bestaat niet het idee dat onkruiden zich vanuit de kanten in het perceel verspreiden. In Reeuwijk hebben zich in de slootkanten wel brandnetels gevestigd, wat volgens de boer komt door de opener structuur van de vegetatie.

Wat betreft de fauna hebben de boeren in Berkenwoude het idee dat er erg veel hazen op het betreffende perceel zitten, die bovendien beschutting lijken te zoeken in de slootkanten. Dit beeld wordt bevestigd door wat zij van jagers te horen krijgen (hoewel in het betreffende gebied niet mag worden gejaagd). In Reeuwijk heeft men geen aanwijzing dat de slootkanten een positieve invloed op de fauna zouden hebben.

6.1.4 Algemeen evaluerend

De jonge boer in Berkenwoude is bereid om mee te doen aan slootkantenbeheer in de praktijk, met name niet meebemesten van de slootkant, wanneer daar een vergoeding tegenover staat. Ook is hij bereid om het project als demonstratieproject voort te zetten.

Op het bedrijf in Reeuwijk staat men gereserveerd tegenover het meedoen aan slootkantenbeheer in de praktijk. Dit wordt mede veroorzaakt door de veronderstelling dat slootkantenbeheer onderdeel uitmaakt van een groter pakket beheersmaatregelen. Wanneer maatregelen beperkt zouden worden tot de slootkanten, zou men op dit bedrijf wellicht wel bereid zijn om mee te werken, waarbij met name de maatregelen niet meebemesten en laat maaien inpasbaar worden geacht.

Voor wat betreft reacties van anderen wordt aangegeven dat de bloemrijke kanten in Berkenwoude vaak de aandacht trokken van mensen van buiten de polder (wandelaars, vogelaars, jagers). Binnen de polder werd zeker niet negatief gereageerd. De slootkanten werden niet als rommelig gezien.

6.2 Conclusies inpasbaarheid

- Niet meebemesten wordt als de best inpasbare maatregel gezien.
- Het deponeren van slootschoningsmateriaal naast het talud wordt inpasbaar geacht indien het niet op het perceel blijft liggen. Dit lijkt echter mede af te hangen van de hoeveelheid slootschoningsmateriaal.
- Later maaien wordt door de ene boer wel goed en door de andere minder goed inpasbaar geacht.
- Niet meebeweiden, en met name het zetten, controleren en onderhouden van het schrikdraad wordt als lastig en minst goed inpasbaar ervaren.
- Terrasvormige taluds worden door de drassige ondergrond vooral in verband met maaien als onhandig ervaren; indien hiervoor een goede oplossing bestaat (als maaien vanaf een boot) zou de inpasbaarheid toenemen.

7 Conclusies, discussie en aanbevelingen

7.1 Conclusies

Uit dit onderzoek blijkt dat het met natuurvriendelijke inrichting en beheer van slootkanten zeer goed mogelijk is de natuur- en belevingswaarde van de slootkanten aanmerkelijk te verhogen. Opvallend bloemrijke oevervegetaties kunnen reeds binnen enkele jaren ontstaan en handhaven zich ook acht jaar na aanleg van de oevers. Hoewel afnemend, zetten de positieve veranderingen zich op de natuurvriendelijk beheerde slootkanten gedurende de gehele onderzoeksperiode voort. Met name de aangelegde terrasvormige taluds en het achterwege laten van bemesting op de slootkanten spelen hierbij een grote rol.

Het op natuur- en belevingswaarde gerichte slootkantenbeheer wordt door de boeren die bij het onderzoek waren betrokken, goed inpasbaar geacht in hun bedrijfsvoering. De belangrijkste beheersmaatregel, niet meebemesten, blijkt tevens het best inpasbaar. Voor het aanleggen van terrasvormige taluds zijn volgens de boeren vooral de kopse einden van de percelen geschikt.

Onderstaand worden de conclusies meer in detail uitgewerkt.

Inrichting

Een vergelijking tussen vergraven en onvergraven oevers laat zien dat de verstorende invloed van de inrichting als ingreep na enkele jaren nauwelijks meer is waar te nemen. Tussen de onderzochte inrichtingsvormen bestaan voor het overige grote verschillen.

Van de onderzochte inrichtingsvormen (onvergraven, steil vergraven en terrasvormig vergraven talud) hebben de geterrasseerde veruit de gunstigste invloed op de trofiestatus (verschraling) en op de natuurwaarden. Deze invloed is vanaf het eerste jaar waar te nemen en consolideert en versterkt zich in de jaren daarna, ondanks een mogelijk verstorende invloed door sterke schommelingen van sloot- en grondwaterpeil tijdens het onderzoek.

Terrassen geven een sterker positief effect naarmate ze breder zijn. Terwijl de één meter brede terrassen al een zeer duidelijk en gunstig resultaat laten zien, is dit bij de drie meter brede terrassen nog beter.

Op de steile en onvergraven oevers is over de gehele periode nauwelijks sprake van verandering in trofiestatus en natuurwaarde. De steil vergraven oevers geven in veel gevallen zelfs een minder interessante of zelfs een ongewenste ontwikkeling te zien in vergelijking met de onvergraven oever (bepaalde soorten worden immers fysiek verwijderd). Overigens is het verschil tussen steil vergraven en onvergraven oevers klein.

Beheer

In het onderzoek zijn op de slootkanten vier beheersvormen in voor de natuur- en belevingswaarde gunstige èn ongunstige zin toegepast: meebemesten (wel of niet), maaien (voor of na 1 juli), meebeweiden (wel of niet) en depositie van slootschoningsmateriaal (wel of niet op het talud; het met de maaikorf verwijderde materiaal bestond grotendeels uit plantenmateriaal). Steeds werd één van deze vier factoren op andere wijze (gunstig of ongunstig) uitgevoerd dan de andere drie (ongunstig of gunstig). Daarnaast waren er beheersvarianten waarbij alle vier factoren op overeenkomende wijze werden uitgevoerd. In totaal zijn dus tien beheersvarianten (combinaties van beheersfactoren) onderzocht.

De meest gunstig geachte variant, waarbij niet meebemest, na 1 juli gemaaid, niet meebeweid en geen slootschoningsmateriaal op de oever werd gelegd, geeft inderdaad de beste resultaten. Ook de resultaten van de hierop gelijkende varianten waarbij slechts één factor anders werd toegepast zijn over het geheel genomen duidelijk positief, met uitzondering van de variant waarbij wel werd meebemest. De vier varianten met slechts één of geen factor in gunstige zin (dus met afzonderlijk niet meebemesten, ná 1 juli maaien, niet meebemesten òf geen depositie van slootschoningsmateriaal op de oever) hebben daarentegen nauwelijks een positief effect. De oorzaak hiervan ligt in het feit dat mogelijk positieve effecten niet tot uiting kunnen komen door het 'overwicht' van de overige factoren.

Bemesting is de belangrijkste factor gebleken. Het wel meebemesten van de terrasoever doet de positieve effecten van de overige drie factoren en van deze inrichtingsvorm als zodanig voor een belangrijk deel teniet. Daartegenover staat dat het achterwege laten van alleen bemesting (op steile slootkanten) nauwelijks een positief effect heeft.

Het effect van de maaidatum is niet eenduidig. Gebeurt dit vóór 1 juli, dan is er sprake van een geringe negatieve invloed. Dat het negatieve effect niet groot is, kan verklaard worden doordat de vegetatie hiermee opengehouden wordt en vervilting van de zode wordt voorkomen. De vestigings- en ontwikkelingskansen van gewaardeerde soorten in een hoogopgaande, eutrafente vegetatie nemen hiermee toe. Maaien ná 1 juli blijkt echter nauwelijks positieve gevolgen te hebben. In een eutrafente vegetatie is het effect hiervan op de concurrentieverhoudingen immers zeer klein, en het biedt dus geen mogelijkheden aan soorten die enige openheid van de vegetatie nodig hebben voor vestiging en ontwikkeling.

Wanneer in de natuurvriendelijke variant wel wordt beweid, zijn de resultaten ongeveer even gunstig als die van de variant waarbij alle factoren op een natuurvriendelijke manier worden uitgevoerd. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat de beweiding steeds laat in het seizoen plaatsvond. Extensieve vertrapping en begrazing zorgen ook voor een openheid in de vegetatie waar de meer gewaardeerde soorten baat bij hebben.

Depositie van slootschoningsmateriaal op de slootkant heeft een geringe negatieve invloed. Dit wordt veroorzaakt door het hoge gehalte aan plantenmateriaal dat hiermee wordt opgebracht, van waaruit 'natte' soorten zich kunnen hervestigen. Verstikking is hier niet aan de orde omdat het materiaal weinig bagger bevat. Wanneer het slootschoningsmateriaal niet op het talud wordt gedeponeerd zijn de effecten in beperkte mate positief.

Hiermee wordt een eventuele verstikking of eutrofiëring van de vegetatie voorkomen, maar ook de genoemde mogelijkheden tot hervestiging.

Inpasbaarheid

Van een eventuele inkomstenderving ten gevolge van natuurvriendelijke inrichting en beheer lijkt weinig sprake te zijn. Toch worden, voor wat de inrichting betreft, terrassen aan de kopse kanten beter inpasbaar geacht dan langs het gehele perceel. De terrassering van slootkanten geeft de eerste jaren na aanleg wat problemen bij het beheer, met name vanwege de afgenomen draagkracht van de grond. Na enkele jaren is deze draagkracht echter hersteld. Toch is de inpasbaarheid van terrassen ook daarna niet probleemloos, vooral doordat het maaien hier moeilijker wordt.

Het niet meebemesten van de slootkanten is goed inpasbaar in een renderende agrarische bedrijfsvoering. Voor het deponeren van slootschoningsmateriaal op het perceel geldt dit in mindere mate. Als het gebeurt, mag het niet te veel zijn en moet het bij voorkeur worden afgevoerd. Laat maaien en niet meebeweiden van slootkanten worden als lastige beheersfactoren ervaren. In het geval van niet beweiden geldt dit met name voor het zetten en onderhouden van schrikdraad.

Een toereikende financiële compensatie voor de extra te investeren tijd en energie, en goede technische oplossingen voor bijvoorbeeld de maai- en bemestingsproblemen, zouden hier echter uitkomst kunnen bieden.

Overig

De resultaten voor de percelen in Berkenwoude zijn over de hele linie (dus ook betreffende de ongunstige inrichtingsvormen en beheersvarianten) beter dan die van Reeuwijk, terwijl dezelfde inrichtings- en beheersvarianten werden toegepast. Vermoed wordt dat de oorzaak hiervan ligt in het intensievere beheer dat in Reeuwijk in het verleden is gevoerd.

7.2 Discussie

Opzet van het onderzoek

Bij de opzet van het onderzoek in Berkenwoude en in Reeuwijk is er in 1986 voor gekozen de meest gunstig geachte inrichtingsvorm, terrastalud, te combineren met overwegend gunstige beheersfactoren. Tegelijkertijd werd op de minder gunstig geachte inrichtingsvorm, steil talud, steeds één beheersfactor in gunstige zin toegepast. Bovendien ontbrak een controle waarbij op de terrastaluds alle beheersfactoren in ongunstige zin werden toegepast en één waarbij op de steile taluds alle factoren gunstige zin werden toegepast. Hierdoor zijn de inrichtingsvormen en beheersvarianten niet-onafhankelijk en kunnen de vergraven inrichtingsvormen ook niet direct met elkaar worden vergeleken.

Uitspraken over gunstig beheer op steile slootkanten en ongunstig beheer op terrastaluds zijn op grond van dit onderzoek niet mogelijk. Bovendien kunnen ook geen uitspraken worden gedaan over de effecten van het variëren van meer dan één beheersfactor. Wel is gebleken dat de effecten die Melman reeds na drie jaar vond ook na acht jaar worden gevonden en dat de conclusies niet principieel verschillen.

Voor de interpretatie van de resultaten met behulp van statistische analyses was het een bezwaar dat er per combinatie van inrichting en beheer in elk jaar maar weinig herhalingen bestaan (weinig elementen in een 'cel'): twee in Berkenwoude, één in Reeuwijk. De oorzaak lag in de keuze in 1986 voor de praktische uitvoerbaarheid van het onderzoek. Toen immers maakten veel meer lokaties deel uit van het onderzoek en is gekozen voor een breder scala van combinaties van inrichting en beheer, ten koste van het aantal herhalingen. Voor het vervolgonderzoek was deze uitgangssituatie een gegeven.

Beheer en gebruik van het perceel en de slootkanten

Het gebruik van het perceel in Berkenwoude was relatief extensief. Er werd vaak laat voor de eerste maal gemaaid en pas laat beweid, en dit bovendien met een lage veedichtheid. Dit betekent dat de verschillen tussen vroeg en laat maaien en tussen wel en niet meebeweiden ook relatief gering waren. De conclusies ten aanzien van maaien en meebeweiden zouden bij een intensiever gebruik wellicht anders uit zijn gevallen.

Het slootschonen gebeurde in alle gevallen met de maaikorf. Hierdoor bestond het slootschoningsmateriaal voor een relatief groot deel uit plantenmateriaal en voor een kleiner deel uit bagger. In het onderzoek is geen onderscheid gemaakt tussen bagger en plantenmateriaal. Dit betekent dat de conclusies niet representatief zijn voor andere schoningsmethoden, met name als daarbij veel meer bagger op het talud zou komen.

Met de uitvoering van het geplande beheer is één maal een vergissing gemaakt met het maaien in Reeuwijk: één proefvlak is ten onrechte wel gemaaid waar dat niet de bedoeling was. Een effect hiervan is echter niet terug te vinden in de resultaten. Zowel op de lokaties in Reeuwijk en als op die in Berkenwoude is incidenteel vee achter de afzetting terecht gekomen, zodat deze proefvlakken tegen de opzet in korte tijd beweid zijn geweest. Desondanks zijn er significante - zij het geringe - verschillen gevonden tussen niet en wel beweide proefvlakken.

In Berkenwoude hebben zich problemen voorgedaan met het waterpeilbeheer van de binnensloten. Enkele malen stond hierdoor het water veel hoger dan gewenst, andere keren was het peil te laag. Vooral de terrasoevers, die hierdoor tijdelijk onder water hebben gestaan, hebben hiervan te lijden gehad. In de resultaten zijn hiervan wel effecten gevonden, maar toch blijven de verschillen tussen inrichtingsvormen en beheersvarianten duidelijk aanwezig. Hoewel er dus sprake is van een invloed op de slootkantvegetaties, wordt de trend van de natuurwaarden er niet door onderbroken.

Onregelmatigheden en incidentele fouten met het beheer hebben de verschillen tussen de inrichtingsvormen en de ontwikkeling van natuurwaarden daarbinnen niet of nauwelijks verstoord. De robuustheid van de resultaten van dit onderzoek is dus groot. Dit geldt met

nadruk ook de relatieve ongevoeligheid van de terrassen voor de schommelingen in het waterpeil.

Inrichting

Uit de resultaten zou kunnen worden afgeleid dat hoe breder de terrassen zijn, hoe gunstiger de resultaten. Er zijn echter maar twee breedten uitgeprobeerd: 1 en 3 meter. Hierbij blijkt dat 1 meter brede terrassen reeds duidelijk gunstige resultaten geven, maar dat de resultaten op de 3 meter brede terrassen nog beter zijn.

Vooral brede terrassen hebben de neiging om door de jaren heen wat smaller te worden. Uitbreiding van de specifieke 'terras-omstandigheden' (met name nat, met een redelijk scherpe grens met niet-nat) is immers bijna onmogelijk, maar door niet nauwkeurig maaien, betreding (machines) en vertrapping zal de grens door verruiging en afvlakking van de profielvorm en dergelijke eerder richting water opschuiven dan andersom. In Berkenwoude is iets dergelijks geconstateerd. Bij de smalle terrassen lijken de grenzen scherper in acht te worden genomen, en blijft het onderscheid met het perceel duidelijker aanwezig.

Wat betreft het opgebrachte slootschoningsmateriaal bestaan er structurele verschillen tussen terrassen en steile oevers. Op steile oevers wordt dit aan de bovenkant van het talud gedeponeerd om terugglijden in de sloot te voorkomen, op terrassen kan dit op het hele vlak gebeuren. De effecten (hervestiging of juist verstikking en eutrofiëring) spelen bij terrassen dus sterker of op een groter deel van de oever dan bij steile oevers.

Effecten

Uit het onderzoek blijkt dat er een groot verschil bestaat tussen de resultaten van het eerste en het laatste jaar. Deze effecten van inrichtingsvorm dan wel beheersvariant in termen van natuurwaarde, trofiestatus en dynamiek, zijn voor een groot deel al tot stand gekomen in de eerste drie tot vier jaren. Daarna zijn de veranderingen verder gegaan in dezelfde richting, maar in een duidelijk lager tempo. De meerwaarde van dit vervolg-onderzoek is dan ook niet zozeer gelegen in conclusies die afwijken van die van Melman (1992), maar juist in het feit dat hiermee aangetoond is dat de veranderingen duurzaam blijken te zijn. De meer gewaardeerde soorten, die zich later in het successieproces, na de fase van de pioniersoorten, vooral op de terrasoevers hebben gevestigd, hebben zich daar kunnen handhaven. Zij zijn daarvan niet vooralsnog verdreven door de meer triviale grasland-soorten, maar hebben zich er zelfs uit kunnen breiden. Op de steile oevers heeft het gevoerde beheer met steeds één factor in gunstige zin, echter ook na acht jaar niet geleid tot een vooruitgang van de natuurwaarde.

Uit het bovenstaande kan geconcludeerd worden dat voor onderzoek van de effecten van inrichting en beheer op vergraven oevers volstaan kan worden met een periode na de eerste drie tot vier jaar, als een stabilisatie van de vegetatie is opgetreden. Immers pas sinds de stabilisatie na drie jaar kan iets gezien worden van de potenties; daarvoor was er alleen maar sprake van bijna per definitie kortwerkende successie processen (herkolonisa-

tie, pioniers e.d.) en werd alleen iets duidelijk over de ingreep van de aanleg, niet over de onderzochte variabelen (beheer en inrichting).

Er treedt een opvallend verschil op tussen de effecten in de beide lokaties. Verschillen in beheer bestonden er vooral voor wat betreft de intensiteit van het beweiden en het tijdstip van maaien. In Reeuwijk werd intensiever en eerder beweid en werd over het algemeen ook eerder gemaaid. In Berkenwoude werd echter meer bemest (vooral met drijfmest). Naar de oorzaken van de grote verschillen tussen de grote effecten in Berkenwoude en de geringe effecten Reeuwijk kan echter slechts worden gegist. Eén mogelijke oorzaak is het waarschijnlijk intensievere beheer van het perceel in Reeuwijk voorafgaande aan de onderzoeksperiode. Een andere mogelijke oorzaak vormt de grotere botanische rijkdom van het gebied in de omgeving van het perceel Berkenwoude. Mogelijk was hier sprake van een veel rijkere zaadbank.

Voor een aantal soorten hebben de slootkanten een refugium-functie: hooilandsoorten, Dotterbloem, Koekoeksbloem en dergelijke. Voor wat deze soorten betreft kan slootkantenbeheer op twee wijzen worden beschouwd: aan de ene kant vormen de slootkanten een mogelijkheid om hun voortbestaan in het veenweidegebied te verzekeren. Aan de andere kant zal de scheiding van functies tussen slootkant en perceel het verschil groter maken, zodat de kansen dat deze soorten op hun eigenlijke standplaats, de natte percelen, zullen voorkomen, nog verder af zullen nemen.

Door de jaren heen zijn de opnamen door verschillende onderzoekers gemaakt. Een gedeelte van de hierdoor optredende onderzoekersverschillen kon worden gecompenseerd door het samenvoegen van (sub)soorten die door de jaren heen kennelijk verschillend zijn onderscheiden. Een moeilijke op te lossen verschil betreft waarschijnlijk de breedte van de vegetatie-opnamen. Door de jaren heen is de breedte van de slootkanten wellicht verschillend geïnterpreteerd. Met name de perceelsrand is niet in alle jaren even consequent buiten beschouwing gelaten. Een gedeelte van de schommelingen tussen de jaren zou hierdoor kunnen worden verklaard. De verschillende opnamen per jaar blijven echter steeds vergelijkbaar en daarmee de verschillende inrichtings- en beheersvormen.

De meeste op de kopse einden uitgezette soorten hebben zich niet uitgebreid; wel bleken zij zich veelal te kunnen handhaven. Alleen *Agrostis canina* heeft zich wel uit kunnen breiden. Dit betekent voor het beheer dat het uitzetten van soorten in algemene zin weinig zinvol is. Het feit dat deze soorten nergens anders langs de onderzochte slootkanten zijn verschenen, betekent tevens dat, althans op een termijn van ongeveer tien jaar, niet verwacht hoeft te worden dat dergelijke bijzondere soorten op korte termijn vanzelf zullen verschijnen. Hier lijkt dus een grens te liggen aan de mogelijkheden van slootkanten, die uiteraard mede worden bepaald door de ter plekke aanwezige zaadbank en de botanische rijkdom van de omgeving. Dat de verschijning van meer gewaardeerde soorten daarentegen niet onmogelijk is, wordt aangetoond door het verschijnen van enkele andere bijzondere soorten.

Inpasbaarheid

Voor wat betreft de inpasbaarheid moet er terdege rekening mee worden gehouden dat de

conclusies slechts betrekking hebben op twee bedrijven. Bovendien moeten deze bedrijven niet geheel representatief worden geacht omdat het deelnemen aan het experiment op zich reeds een selectie inhoudt.

De aanvaardbaarheid van aangepast slootkantenbeheer bleek groter als dit los werd gezien van andere beheersmaatregelen, die op de bedrijfsvoering als geheel betrekking hebben. Verder bleek de bereidheid om maatregelen uit te voeren die alleen de slootkant betroffen veel groter dan maatregelen die ook effecten op het perceel kunnen hebben. Met name het verspreiden van slootschoningsmateriaal over het perceel wordt in deze zin van de hand gewezen. In feite bestonden alleen ten opzichte van het zetten en onderhouden van de afrastering grote bezwaren, omdat dit als te bewerkelijk werd ervaren.

De onkruiden in de randen verlagen de kwaliteit van het gras, maar dit werd niet als een onoverkomelijk probleem ervaren. Een eventuele invasie van onkruiden vanuit de randen naar het perceel werd door de boeren niet waargenomen en in ieder geval niet als een potentieel probleem ervaren. Dit ligt in de lijn van de bevindingen van Terwan (1992): hoe groter de soortenrijkdom, hoe minder last van probleemonkruiden.

7.3 Aanbevelingen

7.3.1 Aanbevelingen voor inrichting en beheer van slootkanten

Als de mogelijkheid bestaat om het slootkantprofiel aan te passen, is de keuze voor de terrasvorm de gunstigste. De breedte van het terras moet minimaal één meter zijn, maar de effecten zijn groter bij een grotere breedte. Ook al vanuit het oogpunt van inpasbaarheid verdient het de voorkeur om in ieder geval aan de kopse einden van percelen brede terrassen in te richten. Bij het aanleggen van taluds is het belangrijk een rand vegetatie onder en bovenaan het talud te laten staan voor de herkolonisatie. Het maaibeheer is wat lastig uit te voeren. Uitgeprobeerd zou kunnen worden in hoeverre dit beheer vanuit een boot beter uit te voeren is.

Uit de resultaten van het onderzoek blijkt dat het in gunstige zin toepassen van één van de factoren (meebemesten, tijdstip van maaien, beweiden en deponeren van slootschoningsmateriaal) geen positief effect op de natuurwaarden van de slootkant heeft, terwijl het in combinatie toepassen van deze factoren wel positieve effecten heeft. Hierbij moet de kanttekening worden gemaakt dat de resultaten slechts op een beperkt aantal slootkanten op twee lokaties zijn gebaseerd. Bovendien zijn de beheersvarianten met één factor in gunstige zin alleen toegepast op taluds waar bij aanvang van het experiment een steil talud was aangelegd en die met drie factoren in gunstige zin alleen op terrastaluds. Toch wordt aanbevolen om de factoren in combinatie toe te passen.

Uit de experimenten waarbij drie factoren in gunstig geachte zin werd toegepast, zijn aanwijzingen verkregen dat niet meebemesten van de slootkanten hiervan de belangrijkste factor is. Het ontzien van de slootkanten bij bemesting zou dus moeten worden gestimuleerd en kan bereikt worden door bijvoorbeeld gebruik te maken van kantstrooiers. Ook het niet deponeren van bagger op de slootkanten heeft waarschijnlijk een positief effect.

Het plantaardige deel van het slootschoningsmateriaal kan, als het een niet al te grote hoeveelheid betreft, wel op de oever worden gedeponeerd. Er zou dus naar moeten worden gestreefd zo weinig mogelijk bagger bij het slootschonen mee te nemen en apart hiervan te baggeren wanneer dit nodig is. Deze bagger zou dan niet op het talud moeten worden gedeponeerd.

Het maairegime zou moeten worden aangepast aan de ontwikkelingsfase waarin de slootkant zich bevindt. Als de omstandigheden na aanleg nog niet zijn gestabiliseerd en er nog niet van verschraling sprake is, is een vroege eerste snede gevolgd door één of twee later in het jaar gunstig. Als later in de ontwikkeling de meer gewaardeerde soorten zich hebben gevestigd, moet overgeschakeld worden naar één snede na 1 juli, om de planten de gelegenheid te geven uit te groeien en zaad te zetten, Het moment van deze omschakeling is afhankelijk van de vegetatie-ontwikkeling, maar valt niet eerder dan drie tot vier jaar nadat is overgegaan tot een natuurvriendelijke inrichting en beheer. Over het meebeweiden kan op grond van dit onderzoek geen concrete aanbeveling worden gedaan omdat alleen later in het jaar werd (na)beweid. Niettemin kan gesteld worden dat een extensieve beweiding, zo mogelijk met jongvee, de rijkdom en natuurwaarde van de slootkantvegetatie niet zal schaden.

7.3.2 Aanbevelingen voor nader onderzoek

In dit onderzoek zijn op de steile taluds alleen de effecten van één natuurvriendelijke beheersfactoren onderzocht. Omdat blijkt dat één factor nog geen positief resultaat geeft wordt aanbevolen om het effect van meer dan één factor in gunstig geachte zin op de steile kanten te onderzoeken. Met name de combinatie niet meebemesten en geen slootschoningsmateriaal zou, bijvoorbeeld op een proefbedrijf, kunnen worden uitgeprobeerd en worden onderzocht op de effecten. Door ook verschillende andere combinaties uit te proberen, zou het slootkanten beheer kunnen worden geoptimaliseerd.

Omdat de belangrijkste bedoelde effecten zich pas een aantal jaren na herinrichting voordoen, als de omstandigheden zich enigszins hebben gestabiliseerd, zou verkennend onderzoek naar effectiviteit van beheer en inrichting zich vooral moeten richten op de tijd na deze aanvangsperiode. Bovendien zal ook de rol van het sloot en grondwaterpeil in zo'n onderzoek moeten worden betrokken, Naast verkennend onderzoek van proefprojecten, zullen ook de projecten gevolgd moeten worden waarin aangepast beheer onder een beheersregeling in praktijk wordt gebracht. Dergelijk op een juiste uitvoering en op langere termijn-effecten gericht monitoring onderzoek kan tot belangrijke aanpassingen leiden van het inzicht in effectiviteit van de maatregelen en van afspraken en voorschriften bij bepaalde beheersmaatregelen.

8 Literatuur

Anonymus, 1989. De veenweiden, kern van het groene hart. Discussienota ontwikkelingsplan veenweidegebieden. Provincie Zuid-Holland.

Clausman, P.H.M.A., Held, A.J. den, Jalink L.M. & Runhaar, J., 1987. Het vegetatieonderzoek van de provincie Zuid-Holland. Deelrapport II -Milieu-indicaties van vegetaties (TOEWIJS). Dienst Ruimte en Groen van de Provincie Zuid-Holland.

Clausman, P.H.M.A. & Wijngaarden, W. van, 1984. Het vegetatie-onderzoek van de provincie Zuid-Holland. Deelrapport I - Verspreiding en ecologie van wilde planten in Zuid-Holland. Deel A - Waarderingsparameters. Provinciale Planologische Dienst Zuid-Holland.

Draaijer, L.J., 1990. Natuur en landschap van het veenweidegebied, verleden, heden en toekomst. Verslag themadag sept. 1990, 's-Graveland. Ver. Beh. Natuurmonumenten, 's-Graveland.

Hoogendoorn S., 1993. Goed grasland met bloeiende slootkanten. In: Boeren met Natuur, Verslag studiedag 18 feb. 1993. LNV/CLM, Utrecht.

Maarel, E. van der, 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. Vegetatio 39: 97-114.

Melman, Th.C.P. & Udo de Haes, H.A., 1987. Slootkanten als natuurelementen in veengraslanden met gangbare bedrijfsvoering. Cultuurtechn. Tijdschr. 27 (2): 89-102.

Melman, Th.C.P., 1990. Slootkanten in Veenweidegebieden. CML report 64. CML, RU-Leiden.

Melman, Th.C.P., 1991. Slootkanten in het veenweidegebied. Proefschrift, RU-Leiden.

Musters, C.J.M., Parmentier, F., Poppelaars, A.J., Keurs, W.J. ter & Udo de Haes, H.A., 1986. Factoren die de dichtheid van weidevogels bepalen. MiBi & CML, RU-Leiden.

Runhaar, J., Groen, C.G.L., Meijden R. van der en Stevens R.A.M., 1987. Een nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. Gorteria 13 (11/12): 277-304.

Runhaar, J., Linden, M. van der, Olff, H. & Zelfde, M. van 't, 1993. Evaluatie van vegetatiegegevens in Reatienotagebieden. CML report 94; DBL publicatie-nr 57. CML, RU-Leiden.

Runhaar, J. & Zelfde, M. van t', in prep. Dokumentatie VEGTOOL. CML, RU-Leiden.

Strien, A.J. & Keurs, W.J. ter, 1988. Kansen voor soortenrijke slootkantvegetaties in veenweidegebieden. Waterschapsbelangen (73) 14: 470-478.

Terwan, P., 1992. Boeren met natuur, Een verkenning van kansen voor natuur op landbouwbedrijven. CLM 92, Utrecht.

Vreeken, B.J. & Jong, F.M.W. de, 1992. Slootkanten onderzoek bij Reeuwijk en Berkenwoude. Tussenrapport. CML, RU-Leiden.

Bijlage 4.1 Gemiddelde waarden van alle parameters per inrichtingsvorm per jaar in Berkenwoude.

aandeel v.arme-mv.rijke soorten				
jaar	onvergr	steil	terras	kops
86	0,09	0,09	0,09	0,07
87	0,17	0,21	0,31	0,28
88	0,25	0,13	0,56	0,82
89	0,07	0,03	0,30	0,38
90	0,21	0,03	0,47	0,36
91	0,09	0,04	0,53	0,49
93	0,12	0,07	0,65	0,55
gem	0,14	0,09	0,42	0,42

Toewijswaarden				
jaar	onvergr	steil	terras	kops
86	5,50	5,33	5,29	5,33
87	5,45	5,19	5,10	4,87
88	5,34	5,08	4,96	4,67
89	5,38	5,39	4,85	4,60
90	5,24	5,40	4,71	4,60
91	5,39	5,41	4,92	4,63
93	5,62	5,63	4,84	4,57
gem	5,42	5,35	4,95	4,75

aandeel pioniersoorten				
jaar	onvergr	steil	terras	kops
86	0,28	0,62	0,74	0,82
87	0,08	0,08	0,13	0,37
88	0,02	0,04	0,07	0,32
89	0,01	0,01	0,03	0,11
90	0,13	0,06	0,01	0,01
91	0,21	0,20	0,04	0,01
93	0,13	0,12	0,01	0,01
gem	0,12	0,16	0,15	0,24

aandeel ruigtesoorten				
jaar	onvergr	steil	terras	kops
86	0,02	0,04	0,20	0,21
87	0,04	0,04	0,03	0,04
88	0,09	0,06	0,04	0,06
89	0,03	0,03	0,06	0,06
90	0,13	0,09	0,10	0,07
91	0,06	0,05	0,11	0,04
93	0,09	0,04	0,11	0,06
gem	0,07	0,05	0,09	0,08

oppervlakte-afhankelijke waarde-index				
jaar	onvergr	steil	terras	kops
86	46,3	46,4	46,7	49,1
87	43,5	45,1	46,5	49,8
88	43,8	44,9	46,7	51,1
89	41,1	40,4	46,5	47,7
90	41,3	39,7	46,0	47,5
91	45,4	44,6	48,0	49,6
93	45,1	44,6	48,2	50,4
gem	43,7	43,8	46,9	49,3

oppervlakte-onafh. waarde-index				
jaar	onvergr	steil	terras	kops
86	30,5	31,9	30,9	33,2
87	26,1	30,4	34,0	36,4
88	26,3	27,1	36,0	40,3
89	24,2	23,7	32,2	35,8
90	26,8	24,7	32,1	36,3
91	29,9	27,5	34,1	36,9
93	28,4	28,2	35,1	37,2
gem	27,5	27,6	33,5	36,6

aantal soorten				
jaar	onvergr	steil	terras	kops
86	35,5	37,3	44,0	47,0
87	32,3	32,2	40,0	53,3
88	30,0	28,8	38,4	54,0
89	21,8	22,0	35,2	51,3
90	23,3	24,6	33,0	41,0
91	28,9	29,0	39,2	49,7
93	32,8	30,8	42,3	54,0
gem	29,2	29,2	38,9	50,0

Bijlage 4.2 Overzicht van in de locaties Berkenwoude en Reeuwijk waargenomen hogere plantesoorten; weergegeven is respectievelijk de gemiddelde presentie en de bedekking (deze laatste gemiddeld over de opnamen waarin de soort aanwezig is).

			Berkenw		Reeuwijk	
7	ACORU CAL	1	39.	0.	1.	0.
19	AGROS CAP	1	1.	0.	.	
1544	AGROS CAN	1	1.	3.	.	
18	AGROS STO	1	96.	30.	100.	7.
28	ALISM PLA	1	10.	0.	25.	0.
36	ALNUS GLU	1	2.	0.	3.	0.
40	ALOPE GEN	1	81.	3.	95.	3.
42	ALOPE PRA	1	65.	2.	4.	1.
2512	AMBLS RIP	1	.		.	
60	ANGEL SYL	1	6.	0.	1.	0.
66	ANTHO ODO	1	11.	1.	.	
78	APIUM NOD	1	.		21.	4.
96	ARRHE ELA	1	.		.	
121	ATRIP PRO	1	1.	0.	5.	0.
135	BELLI PER	1	6.	0.	.	
1215	BERUL ERE	1	13.	0.	68.	2.
141	BIDEN CER	1	45.	2.	37.	0.
143	BIDEN FRO	1	.		.	
144	BIDEN TRI	1	8.	1.	32.	0.
161	BROMU HOR	1	4.	2.	.	
171	BUTOM UMB	1	24.	0.	27.	0.
173	CALAM CAN	1	.		.	
187	CALTH P-P	1	2.	0.	.	
188	CALYS SEP	1	3.	1.	.	
200	CAPSE BUR	1	16.	0.	5.	0.
202	CARDM FLE	1	30.	1.	1.	0.
203	CARDM HIR	1	9.	0.	.	
205	CARDM PRA	1	51.	1.	56.	1.
1462	CARDM PRA	1	39.	1.	29.	1.
2211	CAREX A==	1	.		.	
211	CAREX ACU	1	19.	0.	.	
225	CAREX DIT	1	4.	2.	.	
235	CAREX HIR	1	1.	0.	1.	0.
244	CAREX NIG	1	8.	0.	3.	0.
220	CAREX O-O	1	1.	0.	.	
1464	CAREX O-R	1	1.	1.	.	
248	CAREX PAN	1	1.	0.	.	
249	CAREX PAC	1	.		.	
254	CAREX PSE	1	.		.	
259	CAREX RIP	1	4.	2.	.	
274	CATAB AQU	1	1.	0.	1.	0.
1766	CENTA JAC	1	0.	9.	.	
296	CERAS F-V	1	74.	1.	29.	0.
306	CHENO ALB	1	1.	0.	.	
310	CHENO FIC	1	4.	0.	1.	0.
312	CHENO GLA	1	1.	0.	.	
315	CHENO POL	1	4.	0.	.	
316	CHENO RUB	1	.		.	
326	CICUT VIR	1	.		14.	0.
331	CIRSI ARV	1	33.	0.	5.	0.
335	CIRSI PAL	1	38.	1.	1.	0.
336	CIRSI VUL	1	.		1.	0.
350	CONVO ARV	1	1.	0.	.	
390	DACTY GLO	1	5.	1.	3.	0.
437	ELEOC P-P	1	6.	1.	32.	1.
446	ELYMU REP	1	31.	4.	42.	4.
448	EPILO CIL	1	1.	0.	.	
451	EPILO HIR	1	16.	0.	8.	0.
455	EPILO OBS	1	.		.	
456	EPILO PAL	1	2.	0.	.	
457	EPILO PAR	1	9.	0.	1.	0.
1642	EPILO TET	1	54.	1.	23.	0.
465	EQUIS *LI	1	1.	1.	.	
462	EQUIS ARV	1	2.	1.	.	
959	POA TRI	1	98.	18.	100.	44.
967	POLYN AMP	1	19.	1.	10.	1.
968	POLYN AVI	1	31.	0.	45.	1.
972	POLYN HYD	1	65.	4.	70.	12.
973	POLYN LAP	1	2.	0.	.	
975	POLYN MIN	1	.		.	
977	POLYN PER	1	8.	0.	8.	0.
463	EQUIS FLU	1	7.	1.	.	
466	EQUIS PAL	1	2.	2.	.	
476	ERIOP ANG	1	2.	0.	.	
521	FEST* LOL	1	2.	0.	1.	1.
514	FESTU ARU	1	1.	0.	.	
519	FESTU PRA	1	25.	1.	.	
520	FESTU R-C	1	24.	4.	4.	1.
531	FRAXI EXC	1	.		.	
546	GALIU APA	1	2.	0.	1.	1.
2376	GALIU PAL	1	53.	2.	34.	1.
1479	GALIU PAL	1	35.	4.	19.	1.
552	GALIU PAL	1	.		3.	1.
570	GERAN DIS	1	.		.	
582	GLECH HED	1	77.	2.	7.	0.
584	GLYCE FLU	1	81.	4.	93.	3.
585	GLYCE MAX	1	90.	2.	53.	1.
2383	GLYCE NOT	1	2.	0.	.	
589	GNAPH ULI	1	.		1.	0.
607	HERAC SPH	1	.		4.	3.
631	HOLCU LAN	1	92.	13.	85.	15.
641	HYDRC VUL	1	4.	1.	4.	1.
640	HYDRO MOR	1	.		4.	0.
651	HYPER QUA	1	.		.	
665	IRIS PSE	1	23.	0.	15.	0.
673	JUNCU ART	1	72.	3.	75.	2.
675	JUNCU BUF	1	11.	1.	22.	2.
676	JUNCU BUL	1	1.	0.	.	
679	JUNCU CON	1	53.	10.	32.	1.
680	JUNCU EFF	1	82.	3.	49.	2.
688	JUNCU SUB	1	1.	2.	.	
700	LAMIU ALB	1	1.	0.	.	
2374	LEMNA MIN	1	2.	0.	1.	3.
756	LOLIU PER	1	45.	4.	60.	3.
763	LOTUS ULI	1	48.	4.	23.	4.
768	LUZUL MUL	1	1.	0.	.	
772	LYCHN FLO	1	85.	3.	1.	0.
780	LYCOP EUR	1	24.	0.	7.	0.
782	LYSIM NUM	1	17.	0.	.	
783	LYSIM THY	1	2.	0.	10.	0.
784	LYSIM VUL	1	3.	1.	3.	0.
785	LYTHR SAL	1	14.	0.	.	
796	MATRI DIS	1	4.	0.	1.	0.
795	MATRI MAR	1	.		1.	0.
794	MATRI REC	1	.		1.	0.
813	MENTH AQU	1	9.	0.	25.	0.
814	MENTH ARV	1	5.	0.	3.	0.
821	MENYA TRI	1	.		.	
841	MYOSA L-C	1	.		.	
840	MYOSO ARV	1	1.	0.	.	
842	MYOSO DIS	1	9.	1.	.	
1922	MYOSO L=P	1	4.	0.	5.	0.
844	MYOSO PAL	1	78.	1.	92.	4.
868	OENAN AQU	1	1.	0.	.	
869	OENAN FIS	1	31.	1.	96.	5.
929	PEUCE PAL	1	22.	0.	3.	0.
930	PHALA ARU	1	40.	3.	11.	1.
2385	PHLEU P-P	1	1.	7.	.	
932	PHLEU P-P	1	4.	0.	.	
933	PHRAG AUS	1	4.	7.	.	
946	PLANT LAN	1	3.	0.	.	
947	PLANT M-M	1	21.	1.	16.	0.
945	PLANT M-P	1	4.	0.	.	
952	POA ANN	1	29.	1.	34.	1.
958	POA PRA	1	19.	1.	1.	0.
1121	SALIX FRA	1	1.	0.	.	
1155	SCIRP L-L	1	.		.	
1949	SCIRP LAC	1	1.	0.	.	
1156	SCIRP MAR	1	.		14.	3.
1173	SCUTE GAL	1	22.	0.	29.	0.
1184	SENEC CON	1	.		.	
1192	SENEC VUL	1	1.	0.	1.	0.

			Berkenw		Reeuwijk	
1006	POTEN ANS	1	.		10.	0.
346	POTEN PAL	1	2.	0.	.	
1017	PRUNE VUL	1	1.	0.	.	
1040	RANUN ACR	1	17.	0.	10.	0.
1047	RANUN F-B	1	2.	0.	.	
1048	RANUN FLA	1	46.	0.	47.	1.
1056	RANUN REP	1	98.	14.	99.	14.
1058	RANUN SCE	1	59.	6.	89.	5.
530	RHAMN FRA	1	.		.	
1074	RORIP AMP	1	74.	2.	74.	1.
859	RORIP MIC	1	7.	0.	26.	1.
1076	RORIP PAL	1	26.	1.	26.	0.
1093	RUMEX ACE	1	90.	2.	45.	1.
1097	RUMEX CON	1	.		.	
1098	RUMEX CRI	1	9.	0.	.	
1099	RUMEX HYD	1	21.	0.	62.	0.
1101	RUMEX OBT	1	43.	0.	3.	0.
1102	RUMEX PAL	1	2.	0.	3.	0.
1112	SAGIN PRO	1	62.	3.	7.	1.
1114	*SAGIT SAG*	1	2.	0.	.	
1118	SALIX CAP	1	3.	0.	.	
1119	SALIX CIN	1	11.	1.	.	
1883	SALIX ELE	1	.		.	
1121	SALIX FRA	1	1.	0.	.	
1155	SCIRP L-L	1	.		.	
1949	SCIRP LAC	1	1.	0.	.	
1156	SCIRP MAR	1	.		14.	3.
1173	SCUTE GAL	1	22.	0.	29.	0.

			Berkenw		Reeuwijk	
1218	SOLAN DUL	1	3.	0.	3.	0.
1219	SOLAN N-N	1	.		.	
1224	SONCH ASP	1	2.	0.	.	
1225	SONCH OLE	1	.		1.	0.
1226	SONCH PAL	1	.		.	
1227	SORBU AUC	1	.		3.	0.
1533	SPARG E-E	1	59.	1.	97.	15.
1241	SPIRO POL	1	1.	0.	3.	0.
1245	STACH PAL	1	3.	0.	.	
1250	STELL MED	1	54.	2.	75.	3.
1254	STELL PAS	1	1.	0.	.	
1247	STELL ULI	1	19.	0.	89.	4.
1264	TARAX OFF	1	58.	0.	48.	0.
2430	TARAX OFF	1	1.	0.	.	
1767	TARAX OFF	1	10.	1.	14.	1.
1265	TARAX PAL	1	.		.	
1275	THALI FLA	1	1.	0.	.	
1299	TRIFO DUB	1	7.	0.	.	
1305	TRIFO PRA	1	52.	1.	8.	0.
1306	*TRIFO REP*	1	79.	3.	89.	6.
1311	TRIGL PAL	1	21.	2.	15.	1.
1316	TUSSI FAR	1	2.	0.	.	
1318	TYPHA LAT	1	9.	0.	.	
1321	URTIC DIO	1	25.	0.	52.	2.
1349	VERON BEC	1	.		8.	0.
1363	VERON SER	1	.		.	
1369	VICIA CRA	1	5.	0.	.	
1372	VICIA S-S	1	.		.	

Bijlage 4.3 Overzicht van alle in de locaties Berkenwoude en Reeuwijk aangetroffen hogere plantesoorten.
In de kolommen wordt aangegeven:
- soortsnummer uit Botanisch BasisRegister
- wetenschappelijke naam
- absolute frequentie van de soort in alle jaren
- relatieve frequentie van de soort over het totaal van 333 opnamen in alle jaren
- natuurwaarde als gebruikt bij de bepaling van de beide natuurwaarde-indices (Clausman en Van Wijgaarden, 1984)
- soortsoptimum (opt) en -tolerantie (tol) als gebruikt bij berekening van Toewijs-waarden (Clausman *et al.*, 1987)
- indeling van de soorten in Ecologische groepen (Runhaar *et al.*, 1987)

de code voor de ecologische groep bestaat uit een hoofdletter voor medium en vegetatiestructuur, een eerste cijfer voor de vocht-indicatie, een tweede cijfer voor de trofie- en zuurgraad-indicatie en soms een prefix (voor saliniteit) en suffix (voor additionele kenmerken), in de volgende mogelijke betekenissen:

prefix	Structuur-aanduiding	vochttoestand	trofie en zuurgraad	suffix
zoet	P pioniersoort	1 water	1 voedselarm - zuur	mu stenig substraat
b brak	G graslandsoort	2 nat	2 voedselarm - zwak zuur	st stuivend
z zilt	R ruigtesoort	4 vochtig	3 voedselarm - basisch	ro geroerd
	H houtige soort	6 droog	6 matig voedselrijk - basisch	tr betreden
	V verlandingssoort		7 matig voedselrijk	hl hooiland
	W aquatische soort		8 zeer voedselrijk	dv periodiek droogvallend
				sa polysaproob

plantesoort BBR-nr	naam	frequentie abs	rel	natuur-waarde	Toewijs opt	tol	indeling in soortengroepen								
7	Acorus calamus	99	29.7	33	62	26	V18								
1544	Agrostis canina	3	0.9	43	40	28	G21	G22	O21	O22	V11	V12			
19	Agrostis capillaris	2	0.6	30	40	31	G42	G47	G62	G67	O61	O62			
18	*Agrostis stolonifera*	318	95.5	15	64	34	G27	G28	bG27	bG28	G47	G48	bG47	bG48	V18sa
28	Alisma plantago-aquatica	44	13.2	31	30	14	V17	V18							
36	Alnus glutinosa	8	2.4	26	0	0	H22	H27	H42	H47					
40	Alopecurus geniculatus	275	82.6	22	93	25	P28	G28	bG28						
42	Alopecurus pratensis	167	50.2	21	69	32	G48hl								
60	Angelica sylvestris	15	4.5	32	44	19	R27	R28	R47	R48	O27	O28			
66	Anthoxanthum odoratum	29	8.7	30	23	30	G22	G27	G42	G47	G62	G67			
78	Apium nodiflorum	15	4.5	36	79	32	G27	G28	V17						
96	Arrhenatherum elatius	1	0.3	31	49	26	G47hl	G48hl							
121	Atriplex prostrata	6	1.8	23			bP28	P48	bP48						
135	Bellis perennis	15	4.5	22	58	31	G47	G48	bG47	bG48					
1215	Berula erecta	84	25.2	30	0	0	G27	G28	V17	V18					
141	Bidens cernua	141	42.3	27	0	0	P28								
143	Bidens frondosa	1	0.3	19			P28								
144	Bidens tripartita	44	13.2	27	0	0	P28								
161	Bromus hordeaceus subsp. hordeaceus	10	3.0	20	64	39	G47	G48	G67	G68					
171	Butomus umbellatus	82	24.6	46	44	18	V17	V18	W17	W18					
173	Calamagrostis canescens	1	0.3	48	5	69	R24	R27	O22	O27	O42	O47			
187	Caltha palustris subsp. palustris	5	1.5	40	49	28	G27	O27							

plantesoort BBR-nr	naam	frequentie abs	rel	natuur-waarde	Toewijs opt	tol	indeling in soortengroepen									
188	Calystegia sepium	7	2.1	19	0	0	P48	R27	R28	bR28	R47	R48	bR48	O28	O48	
200	Capsella bursa-pastoris	45	13.5	12	96	44	P48tr	P68								
202	Cardamine flexuosa	78	23.4	52	36	25	O27	O28								
203	Cardamine hirsuta	22	6.6	34	56	23	P47	P63	P67							
205	Cardamine pratensis s.l.	290	87.1	22	59	31	G27	G28	G47	G48	O27					
211	Carex acuta	49	14.7	37	44	28	R27	O27	V17							
225	Carex disticha	9	2.7	48	45	21	G27hl									
235	Carex hirta	3	0.9	28	49	27	G28	G47	G48	G67						
244	Carex nigra	22	6.6	49	22	25	G21	G22	G41	G42						
220	Carex oederi s.l	4	1.2	63	25	32	G22									
248	Carex panicea	3	0.9	57	19	31	G22	G42								
249	Carex paniculata	1	0.3	46	0	0	O27	V17								
254	Carex pseudocyperus	1	0.3	54			O27	V17								
259	Carex riparia	9	2.7	36	50	22	R27	R28	V17	V18						
1766	Centaurea jacea	1	0.3	35	34	26	G42	G43	G47							
296	Cerastium fontanum subsp. vulgare	209	62.8	21	49	31	G47	G48	bG40							
306	Chenopodium album	2	0.6	14	0	0	P48	P68								
310	Chenopodium ficifolium	10	3.0	20			P48	P68								
312	Chenopodium glaucum	3	0.9	32			P28	P48								
315	Chenopodium polyspermum	9	2.7	28			P28	P48	bP48							
316	Chenopodium rubrum	1	0.3	25			P28	P48	bP48							
326	Cicuta virosa	10	3.0	47			V17									
331	Cirsium arvense	88	26.4	15	64	27	P48	R48	bR40	R68						
335	Cirsium palustre	97	29.1	42	33	23	G27	G47	O27	O47						
336	Cirsium vulgare	1	0.3	18	59	21	R48									
350	Convolvulus arvensis	3	0.9	29	49	23	P47	P48								
390	Dactylis glomerata	14	4.2	17	84	35	G48	O48								
437	Eleocharis palustris subsp. palustris	38	11.4	30	53	30	G22	G23	G27	G28	bG27	bG28	V12	V17	V18	
446	Elymus repens	110	33.0	6	98	50	P48	P68	G48	bG48	G68	R47	R48	R67	R68	
448	Epilobium ciliatum	2	0.6	29			P28	P48	R28	R48	bR48					
451	Epilobium hirsutum	47	14.1	21	0	0	R28	bR48								
455	Epilobium obscurum	1	0.3	53	0	0	G27	O22	O27							
456	Epilobium palustre	4	1.2	53	0	0	G27hl									
457	Epilobium parviflorum	23	6.9	25	0	0	R28									
1642	Epilobium tetragonum	154	46.2	33	0	0	G28	bG28								
462	Equisetum arvense	4	1.2	13	42	19	P47	P48	P67	P68	R47	R48				
463	Equisetum fluviatile	18	5.4	40	45	23	G27	V17								
465	Equisetum x litorale	3	0.9	40	0	0	P47	R47								
466	Equisetum palustre	6	1.8	26	49	26	G27hl	G28								
476	Eriophorum angustifolium	5	1.5	52	10	13	G21	G22	V11							
514	Festuca arundinacea	3	0.9	36	59	25	G47	bG47	bG48							
519	Festuca pratensis	63	18.9	26	62	35	G27	G28	G47	G48						
520	Festuca rubra subsp. commutata	65	19.5	23	40	35	P63	bP60st	bG27	zG20	G43	G47	bG47	G62	G63	G67
521	Festulolium x loliaceum	5	1.5	26	85	19										
531	Fraxinus excelsior	1	0.3	31	0	0	H27	H28	H47	H48						
546	Galium aparine	7	2.1	15	0	0	R48	O48	O68							
2376	Galium palustre s.l.	263	78.9	36	38	21	G22	G27	G28							
570	Geranium dissectum	1	0.3	39	63	19	P48									
582	Glechoma hederacea	201	60.4	18	62	28	G47	G48	G67	G68	O47	O48	O67	O68		
584	Glyceria fluitans	275	82.6	23	62	30	G28	R28	V18sa							
585	Glyceria maxima	267	80.2	22	53	28	R28	V18sa								
586	Glyceria notata	5	1.5	44	0	0	P27	P28	G28	bG20	V18					

plantesoort BBR-nr	naam	frequentie abs	rel	natuur- waarde	Toewijs opt	tol	indeling in soortengroepen									
589	Gnaphalium uliginosum	2	0.6	37	0	0	P27	P47								
607	Heracleum sphondylium	3	0.9	33	53	27	G48hl	R48	O48							
631	Holcus lanatus	295	88.6	17	60	41	G27	G28	G47	G48	bG47	bG48	O27	O47		
641	Hydrocotyle vulgaris	13	3.9	44	31	19	G22	G23	G27							
651	Hypericum quadrangulum	1	0.3	52	46	13	G27hl									
665	Iris pseudacorus	69	20.7	42	37	17	O27	O28	V17	V18						
673	Juncus articulatus	238	71.5	31	36	21	P27	G27	G28							
675	Juncus bufonius	45	13.5	30	45	28	P27	P28	P47	P48	bP47	bP48				
676	Juncus bulbosus subsp. bulbosus	2	0.6	46			P21	P22	V11	V12						
679	Juncus conglomeratus	157	47.1	49	10	27	G21	G22	G27	G42	R24					
680	Juncus effusus	244	73.3	24	36	19	R27	R47	O21	O27	O41	O47				
688	Juncus subnodulosus	2	0.6	47	44	19	G22	G27hl	V17							
700	Lamium album	2	0.6	17	0	0	R48	O48								
756	Lolium perenne	159	47.7	8	81	40	G48	bG48	G68							
763	Lotus uliginosus	139	41.7	44	36	13	G27									
768	Luzula multiflora subsp. multiflora	2	0.6	45			G22	G42	H42							
772	Lychnis flos-cuculi	218	65.5	49	42	25	G27									
780	Lycopus europaeus	65	19.5	29	41	17	G27	R27	O27	V17						
782	Lysimachia nummularia	42	12.6	39	40	17	G27	G47	O27	O47						
783	Lysimachia thyrsiflora	12	3.6	49	45	23	G27hl	V17								
784	Lysimachia vulgaris	10	3.0	34	35	13	G22	G27hl	G42	G47hl	R27	O22	O27	O42	O47	
785	Lythrum salicaria	36	10.8	31	36	22	R27	R28	V17							
796	Matricaria discoidea	12	3.6	9	0	0	P48tr	P68								
795	Matricaria maritima	2	0.6	25			P48	bP48								
794	Matricaria recutita	1	0.3	20	0	0	P48	P68								
813	Mentha aquatica	42	12.6	33	41	18	G23	G27	bG23	bG27	R27	O27				
814	Mentha arvensis	15	4.5	40	51	19	P47	G27	G47							
821	Menyanthes trifoliata	1	0.3	60	27	17	V12	V17								
840	Myosotis arvensis	3	0.9	29	0	0	P46	P67								
842	Myosotis discolor	24	7.2	53			G47	G67								
844	Myosotis palustris + M. laxa	279	83.8	29	46	17	P27	G28	R28							
868	Oenanthe aquatica	3	0.9	39	44	22	W17	V17								
869	Oenanthe fistulosa	150	45.0	37	54	30	G28									
929	Peucedanum palustre	59	17.7	40			G22	G27hl	R27	O22	O27	V17				
930	Phalaris arundinacea	110	33.0	20	72	36	R28	O28								
932	Phleum pratense subsp. pratense	14	4.2	19	76	28	G48									
933	Phragmites australis	11	3.3	16	42	30	R27	R28	bR28	R47	R48	bR48	V17	V18	bV18	
946	Plantago lanceolata	7	2.1	24	40	26	P47	P67	G47	G67						
947	Plantago major subsp. major	65	19.5	14	76	30	P48tr									
945	Plantago major subsp. pleiosperma	11	3.3	38	47	19	P27	bP27								
952	Poa annua	98	29.4	6	87	37	P48tr	P68	G48	G68						
958	Poa pratensis	49	14.7	20	51	35	G47	G48	G62	G63	G67	G68				
959	Poa trivialis	323	97.0	11	84	35	G28	bG28	G48	bG48	O28	O48				
967	Polygonum amphibium	55	16.5	22	59	30	G27	G28	G47	G48	R28	W18				
968	Polygonum aviculare	112	33.6	12	90	35	P48tr									
972	Polygonum hydropiper	215	64.6	26	56	26	P28									
973	Polygonum lapathifolium	5	1.5	16			P48									
975	Polygonum minus	1	0.3	41			P27									
977	Polygonum persicaria	27	8.1	14	0	0	P48									
1006	Potentilla anserina	7	2.1	20	62	28	bP27	bP28	P48tr	G23	G27	G28	bG27	bG28	G47	G48
346	Potentilla palustris	5	1.5	45	10	13	G22	V12	V17							
1017	Prunella vulgaris	3	0.9	32	36	17	G47									

plantesoort BBR-nr	naam	frequentie abs	rel	natuur-waarde	Toewijs opt	tol	indeling in soortengroepen							
1040	Ranunculus acris	50	15.0	22	0	0	G47	G48						
1047	Ranunculus ficaria subsp. bulbilifer	6	1.8	31	78	35	G48	O47	O48					
1048	Ranunculus flammula	150	45.0	48	29	21	G22	G23	G27					
1056	Ranunculus repens	321	96.4	13	71	28	G27	G28	G47	G48	O27	O28	O47	O48
1058	Ranunculus sceleratus	215	64.6	24	0	0	P28							
530	Rhamnus frangula	1	0.3	34			H21	H22	H41	H42				
1074	Rorippa amphibia	241	72.4	32	0	0	R28	V17	V18					
859	Rorippa microphylla	36	10.8	29	55	36	P27	W17	W18					
1076	Rorippa palustris	85	25.5	27	0	0	P28	P48						
1093	Rumex acetosa	261	78.4	24	53	32	G47	G48						
1097	Rumex conglomeratus	1	0.3	34	0	0	G28	O28						
1098	Rumex crispus	22	6.6	16	78	34	P48	bP48	G48hl					
1099	Rumex hydrolapathum	98	29.4	38	0	0	V17	V18						
1101	Rumex obtusifolius	111	33.3	19	90	30	R48	O48						
1102	Rumex palustris	6	1.8	48	0	0	P28							
1112	Sagina procumbens	162	48.6	19	41	21	P40mu	P47	P48tr	P60mu	P67			
1114	Sagittaria sagittifolia	5	1.5	45	34	15	V17	V18	W17	W18				
1118	Salix caprea	8	2.4	39	0	0	H47							
1119	Salix cinerea	29	8.7	30			H22	H27						
1883	Salix eleagnos	1	0.3											
1121	Salix fragilis	2	0.6	44			H28							
1155	Scirpus lacustris subsp. lacustris	3	0.9	43			V18	bV10						
1156	Scirpus maritimus	10	3.0	34	0	0	R28	bR28	zR20	V18	bV18			
1173	Scutellaria galericulata	77	23.1	37	45	26	R27	O27						
1184	Senecio congestus	1	0.3	44			P28							
1192	Senecio vulgaris	4	1.2	13	0	0	P48	P68						
1218	Solanum dulcamara	9	2.7	21	0	0	R27	O27	O63	V17				
1219	Solanum nigrum subsp. nigrum	1	0.3	19	0	0	P48	P68						
1224	Sonchus asper	4	1.2	19	0	0	P48							
1225	Sonchus oleraceus	1	0.3	16	0	0	P48							
1226	Sonchus palustris	1	0.3	62			R27	bR28						
1227	Sorbus aucuparia	2	0.6	33	0	0	H22	H27	H41	H42	H47	H61	H62	
1533	Sparganium erectum subsp. erectum	221	66.4	34	42	25	V17	V18						
1245	Stachys palustris	8	2.4	30	0	0	P48	R28	O28					
1250	Stellaria media	193	58.0	7	94	34	P48	P68						
1254	Stellaria palustris	2	0.6	53	33	27	G27hl							
1247	Stellaria uliginosa	114	34.2	36	0	0	P28							
1767	Taraxacum officinale	220	66.1	9	72	35	G47	G48	G68					
1265	Taraxacum palustre	1	0.3	64	0	0	G23	G27	bG20					
1275	Thalictrum flavum	3	0.9	53	37	19	R27	O27						
1299	Trifolium dubium	19	5.7	29	45	28	G47	G67						
1305	Trifolium pratense	139	41.7	22	46	22	G47	G48						
1306	Trifolium repens	265	79.6	12	63	32	G27	G28	bG27	bG28	G47	G48	bG47	bG48
1311	Triglochin palustris	64	19.2	39	56	23	G27	G28	bG28					
1316	Tussilago farfara	4	1.2	15			P48							
1318	Typha latifolia	22	6.6	25			R28	V18						
1321	Urtica dioica	101	30.3	14	65	35	R48	R68	O28	O48	O68			
1349	Veronica beccabunga	6	1.8	39	0	0	P27	P28						
1363	Veronica serpyllifolia	1	0.3	41	51	37	G47							
1369	Vicia cracca	13	3.9	26	38	22	G47hl	R47						
1372	Vicia sativa subsp. sativa	1	0.3	40	53	17	G47hl							

Bijlage 4.4 Gemiddelde waarden van de parameters per beheersvariant per jaar in Berkenwoude.

aandeel van voedselarme tot matig voedselrijke soorten

jr	onvergraven		steil					terras					kops
	WWW	NNNN	WWW	NWW	WNW	WNU	WWN	NNNN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	0,07	0,11	0,08	0,12	0,10	0,13	0,04	0,11	0,04	0,08	0,10	0,16	0,07
87	0,16	0,19	0,23	0,12	0,20	0,33	0,17	0,37	0,05	0,34	0,55	0,14	0,28
88	0,22	0,29	0,10	0,17	0,06	0,12	0,24	0,79	0,30	0,17	0,70	0,49	0,82
89	0,03	0,12	0,03	0,03	0,02	0,02	0,07	0,39	0,15	0,13	0,45	0,26	0,38
90	0,15	0,28	0,02	0,10	0,00	0,03	0,04	0,60	0,35	0,34	0,44	0,44	0,36
91	0,01	0,16	0,03	0,07	0,00	0,12	0,02	0,65	0,34	0,32	0,59	0,47	0,49
93	0,00	0,24	0,05	0,13	0,03	0,10	0,08	0,79	0,34	0,56	0,75	0,59	0,55
gem	0,09	0,20	0,08	0,11	0,06	0,12	0,09	0,53	0,22	0,28	0,51	0,36	0,42

Toewijswaarden

jr	onvergraven		steil					terras					kops
	WWW	NNNN	WWW	NWW	WNW	WNU	WWN	NNNN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	5,43	5,58	5,25	5,35	5,25	5,40	5,45	5,32	5,30	5,30	5,25	5,25	5,33
87	5,45	5,45	5,20	5,25	5,35	5,05	5,10	5,10	5,20	5,00	5,05	5,15	4,87
88	5,35	5,33	5,18	4,95	5,35	5,10	4,75	5,92	5,00	4,75	4,95	5,25	4,67
89	5,55	5,20	5,45	5,50	5,45	5,40	5,10	4,78	5,00	4,85	4,75	4,95	4,60
90	5,38	5,07	5,45	5,20	5,65	5,45	5,20	4,68	4,85	4,70	4,65	4,70	4,60
91	5,75	5,08	5,43	5,45	5,45	5,20	5,50	4,86	5,10	4,95	4,85	5,00	4,63
93	6,00	5,25	5,55	5,75	5,80	5,40	5,70	4,82	4,95	4,85	4,75	4,85	4,57
gem	5,56	5,28	5,36	5,34	5,47	5,29	5,26	5,07	5,06	4,91	4,89	5,02	4,75

aandeel van pioniersoorten

jr	onvergraven		steil					terras					kops
	WWW	NNNN	WWW	NWW	WNW	WNU	WWN	NNNN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	0,31	0,25	0,64	0,54	0,61	0,58	0,71	0,70	0,77	0,81	0,75	0,72	0,82
87	0,14	0,02	0,08	0,12	0,05	0,09	0,06	0,11	0,02	0,03	0,19	0,30	0,37
88	0,04	0,00	0,06	0,03	0,00	0,04	0,03	0,10	0,00	0,01	0,17	0,00	0,32
89	0,01	0,02	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,04	0,05	0,04	0,11
90	0,24	0,00	0,06	0,05	0,08	0,06	0,04	0,02	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01
91	0,41	0,02	0,21	0,16	0,22	0,25	0,19	0,03	0,00	0,01	0,07	0,10	0,01
93	0,25	0,02	0,14	0,11	0,07	0,12	0,12	0,01	0,04	0,01	0,00	0,02	0,01
gem	0,20	0,05	0,17	0,14	0,15	0,16	0,16	0,14	0,12	0,13	0,18	0,17	0,23

aandeel van ruigtesoorten

jr	onvergraven		steil					terras					kops
	WWW	NNNN	WWW	NWW	WNW	WNU	WWN	NNNN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	0,04	0,01	0,03	0,07	0,03	0,03	0,06	0,19	0,12	0,23	0,17	0,33	0,21
87	0,04	0,05	0,04	0,04	0,07	0,01	0,06	0,03	0,01	0,01	0,07	0,07	0,04
88	0,03	0,15	0,05	0,06	0,16	0,04	0,02	0,02	0,01	0,03	0,08	0,11	0,06
89	0,03	0,03	0,02	0,03	0,08	0,04	0,02	0,08	0,01	0,03	0,08	0,05	0,06
90	0,02	0,28	0,09	0,07	0,24	0,06	0,02	0,06	0,01	0,00	0,12	0,35	0,07
91	0,01	0,11	0,04	0,07	0,00	0,09	0,05	0,10	0,04	0,01	0,12	0,26	0,04
93	0,00	0,19	0,02	0,10	0,04	0,05	0,04	0,07	0,05	0,01	0,21	0,27	0,06
gem	0,02	0,12	0,04	0,06	0,09	0,04	0,04	0,08	0,04	0,05	0,12	0,21	0,08

oppervlakte-afhankelijke natuurwaarde-index

jr	onvergraven		steil					terras					kops
	WWW	NNNN	WWW	NWW	WNW	WNU	WWN	NNNN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	46,0	46,6	46,1	47,6	45,4	45,9	47,6	47,4	46,8	46,2	47,3	44,8	49,1
87	42,7	44,4	45,0	44,0	45,2	47,1	44,2	46,7	46,4	47,5	47,2	44,3	49,8
88	43,1	44,4	45,4	43,8	44,9	45,2	44,6	47,8	46,8	46,3	46,2	44,7	51,1
89	40,4	41,8	39,9	40,5	39,1	41,5	41,5	47,5	48,8	45,1	45,3	44,5	47,7
90	39,8	43,2	37,9	41,6	40,3	38,5	41,8	47,7	43,6	45,4	46,5	44,4	47,5
91	45,1	45,8	46,1	41,2	45,5	45,1	43,6	48,4	47,8	46,4	47,0	49,8	49,6
93	44,0	46,3	46,1	45,9	44,5	45,4	39,7	49,8	46,3	46,8	50,2	45,4	50,4
gem	43,0	44,6	43,8	43,5	43,5	44,1	43,3	47,9	46,6	46,2	47,1	45,4	49,3

oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index

jr	onvergraven		steil					terras					kops
	WWW	NNNN	WWW	NWW	WNW	WNU	WWN	NNNN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	29,7	31,4	31,3	31,4	33,7	35,4	28,2	31,9	30,8	29,3	31,4	29,5	33,2
87	24,6	27,6	29,3	29,6	31,5	32,8	29,8	35,6	28,4	35,9	37,7	30,0	36,4
88	23,7	28,9	26,6	27,2	28,4	26,1	28,1	39,6	34,2	30,7	39,1	31,1	40,3
89	22,1	26,3	22,9	24,0	21,3	23,0	27,9	33,8	30,6	29,8	34,4	30,3	35,8
90	26,0	27,8	22,7	27,0	25,1	24,5	26,0	34,3	31,7	31,5	31,5	28,1	36,3
91	30,9	28,8	27,9	25,4	32,0	26,6	25,2	36,4	33,4	33,4	32,2	31,1	36,9
93	27,3	29,4	28,9	28,2	29,5	29,8	24,0	37,8	30,2	34,3	39,4	29,8	37,2
gem	26,3	28,6	27,1	27,5	28,7	28,3	27,0	35,6	31,3	32,1	35,1	30,0	36,6

aantal soorten

jr	onvergraven		steil					terras					kops
	WWW	NNNN	WWW	NWW	WNW	WNN	WWN	NNNN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	34,5	36,5	37,5	39,0	35,0	36,5	38,0	44,6	49,5	46,5	41,5	37,0	47,0
87	32,3	32,3	32,3	32,0	30,0	35,0	31,5	40,8	41,5	41,5	38,5	36,5	53,3
88	30,3	29,8	29,0	29,5	22,5	32,0	30,5	41,2	39,5	42,5	35,0	29,5	54,0
89	20,8	22,8	22,5	23,5	20,0	21,0	22,5	37,2	35,5	40,5	28,5	31,5	51,3
90	21,5	25,7	22,0	24,0	25,5	25,5	28,5	33,2	34,5	40,0	29,5	27,5	41,0
91	25,3	32,5	28,3	29,5	28,0	31,0	29,0	40,6	38,0	42,5	35,0	37,0	49,7
93	27,5	38,0	31,0	32,0	29,5	33,5	27,5	46,4	44,5	43,0	34,5	37,0	54,0
gem	27,4	31,1	28,9	29,9	27,2	30,6	29,6	40,6	40,4	42,4	34,6	33,7	50,0

Bijlage 5.1 Gemiddelde waarden van alle parameters per inrichtingsvorm per jaar in Reeuwijk.

aandeel v.arme-mv.rijke soorten

jaar	onvergr	steil	terras
1986	0,02	0,00	0,00
1987	0,05	0,00	0,02
1988	0,00	0,00	0,06
1989	0,00	0,00	0,06
1991	0,02	0,00	0,18
1993	0,06	0,01	0,19
gem	0,03	0,00	0,09

Toewijs-waarden

jaar	onvergr	steil	terras
1986	5,75	6,24	5,44
1987	5,95	6,28	5,50
1988	5,75	5,70	5,26
1989	5,65	5,48	5,02
1991	5,30	5,78	4,76
1993	5,75	6,16	5,16
gem	5,69	5,94	5,19

aandeel pioniersoorten

jaar	onvergr	steil	terras
1986	0,36	0,94	0,46
1987	0,17	0,45	0,16
1988	0,09	0,07	0,04
1989	0,01	0,09	0,01
1991	0,02	0,13	0,01
1993	0,23	0,13	0,05
gem	0,15	0,30	0,12

aandeel ruigtesoorten

jaar	onvergr	steil	terras
1986	0,01	0,04	0,00
1987	0,01	0,00	0,01
1988	0,00	0,00	0,03
1989	0,00	0,00	0,01
1991	0,01	0,02	0,09
1993	0,03	0,06	0,03
gem	0,01	0,02	0,03

oppervlakte-afhankelijke index

jaar	onvergr	steil	terras
1986	41,5	40,9	42,0
1987	41,8	39,1	42,4
1988	42,5	40,3	44,0
1989	42,9	41,8	45,4
1991	41,8	42,1	44,5
1993	42,9	41,1	45,5
gem	42,2	40,9	44,0

oppervlakte-onafhankel. index

jaar	onvergr	steil	terras
1986	27,4	28,7	27,9
1987	27,1	27,4	28,4
1988	29,1	25,7	29,2
1989	29,2	27,4	29,9
1991	26,1	25,8	29,5
1993	27,2	26,1	30,0
gem	27,7	26,9	29,2

aantal soorten

jaar	onvergr	steil	terras
1986	29,5	25,6	28,2
1987	29,0	27,8	32,0
1988	29,0	25,4	29,6
1989	27,5	29,6	33,0
1991	25,5	26,4	28,6
1993	29,5	27,6	33,6
gem	28,3	27,1	30,8

Bijlage 5.2 Gemiddelde waarden van de parameters per beheersvariant per jaar in Reeuwijk.

bedekkingsaandeel van voedselarme tot matig voedselrijke soorten

	onvergraven		steil					terras				
jaar	WWW	NNNN	WWW	NWW	WNW	WNV	WWN	NNNN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNV
1986	0,01	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1987	0,06	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,06	0,00
1988	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,10	0,03	0,09	0,08	0,01
1989	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,02	0,11	0,01	0,10
1991	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,22	0,15	0,16	0,14	0,25
1993	0,06	0,05	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,14	0,06	0,33	0,27	0,14
gem	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,09	0,04	0,12	0,09	0,08

Toewijswaarden

	onvergraven		steil					terras				
jaar	WWW	NNNN	WWW	NWW	WNW	WNV	WWN	NNNN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNV
1986	5,7	5,8	6,8	6,3	6,0	6,4	5,7	5,4	5,1	5,4	5,8	5,5
1987	5,9	6,0	6,2	6,3	6,2	6,2	6,5	5,5	5,4	5,3	5,0	5,4
1988	6,1	5,4	5,6	5,6	6,2	5,2	5,9	5,1	5,2	4,9	5,7	5,4
1989	5,9	5,4	5,2	5,4	5,3	5,4	6,1	5,0	5,1	4,6	5,2	5,2
1991	5,2	5,4	5,8	6,6	5,7	5,5	5,3	4,9	4,7	4,7	4,8	4,7
1993	5,5	6,0	6,0	6,1	6,4	5,6	6,7	5,2	5,6	4,8	4,9	5,3
gem	5,7	5,7	5,9	5,8	6,0	5,7	6,0	5,2	5,2	5,0	5,2	5,3

bedekkingsaandeel van pioniersoorten

	onvergraven		steil					terras				
jaar	WWW	NNNN	WWW	NWW	WNW	WNV	WWN	NNNN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNV
1986	0,53	0,19	0,88	0,95	0,95	0,96	0,95	0,47	0,41	0,56	0,38	0,46
1987	0,23	0,11	0,57	0,36	0,35	0,58	0,37	0,15	0,10	0,20	0,10	0,24
1988	0,14	0,04	0,08	0,07	0,11	0,00	0,10	0,03	0,01	0,00	0,10	0,04
1989	0,02	0,00	0,05	0,21	0,04	0,12	0,01	0,00	0,01	0,00	0,04	0,02
1991	0,03	0,00	0,10	0,08	0,04	0,39	0,03	0,01	0,00	0,01	0,02	0,00
1993	0,34	0,12	0,22	0,15	0,08	0,07	0,11	0,06	0,04	0,01	0,07	0,07
gem	0,29	0,08	0,32	0,30	0,26	0,35	0,26	0,12	0,10	0,13	0,12	0,14

bedekkingsaandeel van ruigtesoorten

	onvergraven		steil					terras				
jaar	WWW	NNNN	WWW	NWW	WNW	WNV	WWN	NNNN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNV
1986	0,00	0,02	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1987	0,00	0,02	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,04	0,00
1988	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,01	0,04	0,05	0,01
1989	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,02	0,00	0,02	0,02	0,00
1991	0,01	0,01	0,00	0,00	0,09	0,02	0,00	0,04	0,12	0,04	0,13	0,10
1993	0,02	0,03	0,04	0,00	0,23	0,00	0,00	0,01	0,06	0,03	0,03	0,03
gem	0,01	0,01	0,01	0,00	0,07	0,00	0,00	0,02	0,03	0,03	0,05	0,02

oppervlakte-afhankelijke natuurwaarde-index

	onvergraven		steil					terras				
jaar	WWW	NNNN	WWW	NWW	WNW	WNV	WWN	NNNN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNV
1986	41,3	41,7	37,9	42,4	41,1	40,8	42,1	41,9	41,5	42,3	44,4	40,1
1987	43,3	40,2	38,8	40,2	40,0	38,6	38,1	42,1	41,4	43,2	40,8	44,7
1988	42,0	42,9	40,1	39,9	39,7	41,7	40,3	44,9	45,6	44,9	39,8	44,7
1989	45,0	40,8	44,7	42,4	43,5	40,9	37,7	45,6	45,9	46,4	43,5	45,4
1991	43,8	39,8	43,2	39,9	40,5	43,7	43,4	44,3	42,3	46,4	44,5	44,6
1993	44,3	41,4	40,2	40,3	44,0	41,1	39,7	45,5	42,4	46,9	45,2	47,6
gem	43,3	41,1	40,8	40,9	41,5	41,1	40,2	44,1	43,2	45,0	43,0	44,5

oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index

	onvergraven		steil					terras				
jaar	WWW	NNNN	WWW	NWW	WNW	WNV	WWN	NNNN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNV
1986	26,3	28,4	27,3	29,6	29,1	29,1	28,6	27,9	28,7	27,1	28,7	27,0
1987	25,9	28,3	27,0	28,4	35,6	28,9	27,0	28,6	28,5	28,3	27,5	29,2
1988	28,0	30,2	25,8	24,5	26,4	24,9	26,7	30,4	30,5	27,7	27,6	29,9
1989	28,9	29,4	27,3	28,4	31,5	27,1	22,7	28,4	27,2	31,2	31,0	31,6
1991	37,1	25,0	23,8	27,0	25,7	25,0	27,4	28,8	26,1	31,0	31,4	30,4
1993	28,7	25,7	26,3	26,7	25,3	26,3	25,9	28,8	25,5	33,4	31,8	30,4
gem	29,2	27,8	26,3	27,4	27,3	26,9	26,4	28,8	27,8	29,8	29,7	29,8

aantal soorten

	onvergraven		steil					terras				
jaar	WWW	NNNN	WWW	NWW	WNW	WNV	WWN	NNNN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNV
1986	31	28	20	29	28	25	26	30	27	26	30	28
1987	33	25	29	27	29	26	28	31	32	31	26	40
1988	29	29	24	23	27	27	26	34	32	24	28	30
1989	30	25	39	28	32	28	21	34	34	33	28	36
1991	29	22	25	28	26	31	22	31	23	31	27	31
1993	33	26	31	27	26	28	26	36	33	36	31	32
gem	30,8	25,8	28,0	27,0	28,0	27,8	24,8	32,7	30,2	30,2	28,3	32,8

Bijlage 6.1 Aandachtspunten interviews.

Beheer perceel

voorgeschiedenis perceel (= gebruik voor start experiment)
verschillen in beheer door wisseling onderzoekers?
hoe gebruikt in algemene zin?

Slootkanten beheer

Hoe aangepast beheer ervaren (hoeveelheid werk, last):
* voor het experiment
* als het praktijk zou worden
* inpasbaarheid in de bedrijfsvoering

verschillen in beheer door wisseling onderzoekers?

per maatregel
* mesten
* maaien (hoe maaien terrassen in de praktijk)
* meebeweiden
* slootschoning

verschil kopse einden met lange kanten

Effecten

Hoe natuureffecten ervaren
Last van onkruiden
fauna (vogels, zoogdieren)

Algemeen evaluerend

Bereidheid om mee te doen aan slootkantenbeheer in de praktijk
Bereidheid om project als demonstratieproject voort te zetten
Hoe heeft u de proef ervaren. Waren er reacties van anderen? wat voor reacties?