Universiteit
Leiden
The Netherlands

Slootkanten in het veenweidegebied : mogelijkheden voor behoud en ontwikkeling van natuur in agrarisch grasland

Melman, T.C.P.

Citation
Melman, T. C. P. (1991, March 13). *Slootkanten in het veenweidegebied : mogelijkheden voor behoud en ontwikkeling van natuur in agrarisch grasland*. Kanters BV, Alblasserdam. Retrieved from https://hdl.handle.net/1887/8150

Version:	Corrected Publisher's Version
License:	Licence agreement concerning inclusion of doctoral thesis in the Institutional Repository of the University of Leiden
Downloaded from:	https://hdl.handle.net/1887/8150

Note: To cite this publication please use the final published version (if applicable).

SLOOTKANTEN IN HET VEENWEIDEGEBIED

mogelijkheden voor
behoud en ontwikkeling van natuur
in agrarisch grasland

PROEFSCHRIFT

ter verkrijging van de graad van Doctor
aan de Rijksuniversiteit te Leiden,
op gezag van de Rector Magnificus
Dr. L. Leertouwer, hoogleraar in de
faculteit der godgeleerdheid,
volgens besluit van het College van Dekanen
te verdedigen op
woensdag 13 maart 1991 te klokke 16.15 uur

door

Theodorus Christiaan Petrus Melman

geboren te Sassenheim in 1954

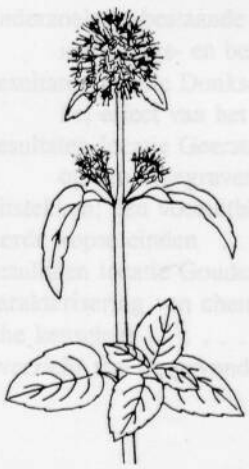
Promotiecommissie:

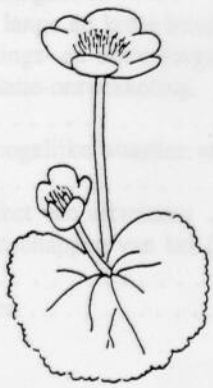
Promotores:	Prof. dr. H.A. Udo de Haes
	Prof. dr. P. Zonderwijk
Referenten:	Dr. P. Sloep
	Dr. J.T. de Smidt
Overige leden:	Prof. dr. G. van Dijk
	Prof. dr. C. Kalkman
	Prof. dr. P. Sevenster
	Prof. dr. J.T. Wiebes

Druk: Kanters BV., Alblasserdam
Omslagontwerp: Doke Melman

Als ik nu in dit land
maar wat alléén mag blijven,
dan zal de waterkant
het boek wel voor mij schrijven.

(uit: spreuk bij het werk
Ida Gerhardt, verz. ged. 1989)





INHOUDSOPGAVE

1. Inleiding 1
1.1 Schets van de problematiek, maatschappelijke plaatsbepaling 3
1.2 Ontstaansgeschiedenis en huidige ontwikkelingen 5
1.3 De verschillende vormen van natuurbescherming en het daarmee gelieerde onderzoek 14
1.4 Wetenschappelijke plaatsbepaling van het onderzoek 18
1.5 Algemene opzet van het onderzoek; een leeswijzer 19

2. Methodische aspecten t.a.v. gebruiksmogelijkheden van vegetatie-opnamen 23
2.1 Inleiding 25
2.2 Vergelijkende toetsing van drie indicatorsystemen voor voedselrijkdom in graslanden 27
2.3 Oppervlakte-afhankelijkheid van parameters voor ecologische factoren en natuurwaardering van grasland-opnamen 39

3. Ecologisch onderzoek 45
3.1 Inleiding 47
3.2 Slootkanten: aanknopingspunt voor natuurbehoud in het veenweidegebied? 49
3.3 Experimenteel onderzoek naar de betekenis van enkele inrichtings- en beheersfactoren 63
3.3.1 Resultaten locatie Berkenwoude 77
3.3.2 Resultaten locatie Reeuwijk (a&b) 97
3.3.3 Resultaten locatie Donkse laagten, korte broek 115
3.3.4 Resultaten locatie Broek- & Blokland 127
3.3.5 Resultaten locatie Kruiskade 137
3.3.6 Resultaten locatie Hazerswoude 141
3.3.7 Resultaten locatie Boskoop 149
3.3.8 Resultaten locatie Zuiderwoude 157
3.4 Onderzoek op bestaande locaties met specifieke inrichtings- en beheersomstandigheden 161
3.4.1 Resultaten locatie Donkse Laagten, lange en korte broek; het effect van het slootschonings- en beweidingsregime 163
3.4.2 Resultaten locatie Geerstrook; vegetatie-ontwikkeling op een afgegraven perceel 169
3.4.3 Uitstekken; een vooruitblik op de mogelijke waarden van de vegetatie op geterrasseerde kopse einden 175
3.4.4 Resultaten locatie Gouderak; het effect van afrasteren 183
3.5 Karakterisering van chemische eigenschappen van het (bodem)water en hydrologische kenschets 188
3.6 Overzicht van de gevonden resultaten 197

4. De stikstofbalans van slootkanten 201
(een model-onderzoek naar de stikstofhuishouding van slootkanten)

5. Samenvattende beschouwing en discussie over het ecologische deel van het onderzoek 221
5.1 Nadere ecologische karakterisering van slootkanten 221
5.2 Vergelijking onderzoeksresultaten met de literatuur 226

6. Bedrijfskundig onderzoek 241
6.1 Consequenties van natuurgerichte inrichting 243
6.2 Consequenties van natuurgericht beheer 244
6.3 Aspect-studie: kunstmest strooien en natuurgericht slootkantbeheer 251
6.4 Aspect-studie: weidepompjes als hulpmiddel om de vertrapping van de slootkanten de verminderen 259
6.5 Conclusies over de bedrijfsmatige aspecten 267

7. Realiseringsmogelijkheden voor natuurgericht slootkantbeheer 269
7.1 Overzicht en beknopte uitwerking van enkele aandachtspunten 269
7.2 Dotters: parels in het boerenland 279
(illustratie van voorlichting natuurgericht slootkantbeheer aan de hand van een voorbeeldsoort)

Samenvatting 283

Summary 289

Literatuur 295

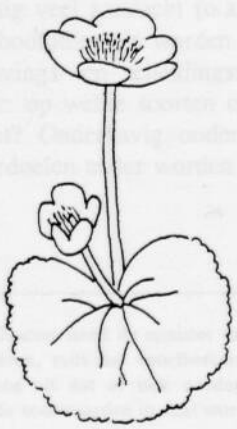
Bijlagen 309

Nawoord 337

Curriculum vitae 338

1. INLEIDING

1.1 Schets van de problematiek, maatschappelijke plaatsbepaling 3
1.2 Ontstaansgeschiedenis en huidige ontwikkelingen 5
Veenweidegebied, hoezo natuur? 5
Ontstaan van het kustveengebied 6
Bewonings- en ontginningsgeschiedenis 8
De levensgemeenschappen van het gespaarde veenweidegebied 11
Keerpunt in de ontwikkeling van de biologische rijkdom 13
1.3 De verschillende vormen van natuurbescherming en het daarmee gelieerde onderzoek 14
Begin van georganiseerde natuurbescherming; onderzoek als schoonheidsbeleving 14
Inventarisatie onderzoek en systematisering 15
Verdere vermaatschappelijking van natuurbescherming; scheidings- en verwevingsonderzoek 16
Typering van het onderhavige onderzoek 17
1.4 Wetenschappelijke plaatsbepaling van het onderzoek 18
Ecologisch onderzoeksdeel 18
Inpasbaarheid in de bedrijfsvoering 18
Probleemgericht, oplossingsgericht onderzoek 19
1.5 Algemene opzet van het onderzoek; een leeswijzer 19
Methodische studies 19
Ecologisch onderzoek 20
Modelonderzoek aan de stikstofhuishouding van slootkanten 20
Discussie en algemeen-ecologische beschrijving van de slootkanten 21
Bedrijfskundig onderzoek 21
Realiseringsmogelijkheden natuurvriendelijk slootkantbeheer 21
Samenvatting 22



1.1 Schets van de problematiek, maatschappelijke plaatsbepaling

Was het veenweidegebied tien à vijftien jaar geleden nog een vrij onbekend begrip, in de laatste jaren is op dit punt een sterke verandering opgetreden. Zowel van de kant van de landbouw (o.a. Anonymus, 1990a,b,c) als van de kant van de natuur- en landschapsbescherming (o.a. Clausman *et al.*, 1986,1990; Lubbers & Nijpels, 1988) is men, ieder vanuit zijn eigen achtergrond, bezorgd over de toekomst van dit bijzondere gebied. Sterker, er is sprake van een klassieke haat-liefde verhouding: men bestrijdt elkaar, maar weet tegelijkertijd tot elkaar veroordeeld te zijn. Aan de ene kant is duidelijk dat zonder agrarisch gebruik bepaalde aspecten van de natuur- en landschapswaarden verloren zullen gaan (Anonymus, 1975; RIN, 1979; Zonneveld, 1985; Clausman *et al.*, 1986). Aan de andere kant worden van landbouwzijde voortdurend wensen geuit tot verdere cultuurtechnische verbeteringen, die in de regel een negatief effect op de natuurwaarde hebben. Onder meer vanwege deze negatieve effecten, vanwege de hoge kosten die met ontwatering zijn gemoeid en vanwege de problematiek van de overproduktie van zuivel, wordt het maatschappelijk draagvlak voor dergelijke cultuurtechnische verbeteringen echter steeds kleiner[1]. Aan de orde is daarmee het zoeken naar een evenwichtig samengaan van landbouw en natuur waarbij het de vraag is hoe dit evenwicht eruit zou kunnen zien.

In dit proefschrift wordt op één aspect van deze problematiek ingegaan. Er is een poging gedaan de mogelijkheden te verkennen voor het behoud en de ontwikkeling van de floristische kwaliteiten van het agrarisch gebruikte veenweidegebied. Daarbij zijn, in letterlijke zin, de marges van de bedrijfsvoering centraal gesteld: het onderzoek richt zich geheel op de slootkanten. De bedrijfsmatig geëxploiteerde percelen zelf zijn als natuurobject buiten beschouwing gebleven. Daar lijken de mogelijkheden namelijk heel beperkt: floristische waarden van betekenis mogen er pas worden verwacht bij een stikstofgift lager dan 50 tot 150 kg/ha.jr (Oomes & Altena, 1980; Oomes, 1983; Van Strien *et al.*, 1988; zie ook paragraaf 2.2). Dergelijke giften staan zo ver af van de nu gebruikelijke, dat realisering daarvan niet reëel is. De keuze van de slootkanten, het grensvlak tussen de percelen en hun omgeving, betekent wel dat binnen de directe sfeer van de bedrijfsvoering wordt gezocht naar mogelijkheden voor het natuurbehoud.

Qua vraagstelling en uitwerking is dit onderzoek gelieerd met de discussie over verweving of scheiding van landbouw en natuur. Deze discussie krijgt vanaf het midden van de jaren zeventig veel aandacht (o.a. WLO-meded. 1980, no. 3). Er kunnen voor het natuuraspect twee hoofdthema's worden onderscheiden. Het eerste betreft de natuur-effectiviteit van de verwevings- en scheidingsstrategie. Het tweede betreft de aard van de te beschermen natuur: op welke soorten of op wat voor systemen dient de natuurbescherming te worden gericht? Onderhavig onderzoek spitst zich toe op het eerste thema. Daarbij zullen de natuurdoelen nader worden geëxpliciteerd.

---

[1] Daarom heeft de minister van landbouw in 1987 besloten peilverlagingen in veenweidegebieden niet meer te subsidiëren, mits het voortbestaan van de agrarische activiteiten niet in het geding is. Recente studies wijzen overigens uit dat er ook zonder verdergaande ontwatering perspectieven voor de rundveehouderij zijn, als bepaalde voorwaarden in acht worden genomen (Anonymus, 1990c; Van Eck & Prins, 1990).

De gedachte aan verweving van moderne landbouwbedrijfsvoering en natuurbehoud betekende destijds een breuk met de tot dan toe toonaangevende wijze van natuurbehoud: reservaatvorming. Tezamen met de 'ontdekking' van de nog aanwezige natuur in het cultuurgebied (o.a. Clausman & Van Wijngaarden, 1984; Provincie Utrecht, 1984; Provincie Noord-Holland, 1987) kon de nieuwe benadering zich in een warme belangstelling koesteren. Uit de begripsontwikkeling over wat nu precies onder verweving moet worden verstaan (ruimtelijke en/of functionele aspecten (Van de Klundert & Van Huis, 1984; Jonkers, 1986), kwam ondermeer naar voren dat er specifiek onderzoek nodig is om de mogelijkheden voor integratie van landbouw en natuur ten volle te benutten (De Jongh, 1980; Jongsma, 1980). Het gaat om onderzoek dat toegespitst is op gedetailleerde kennis over de ecologie van soorten en levensgemeenschappen in relatie tot de factoren die met de bedrijfsvoering verband houden. Zo kan met een minimum aan aanpassingen in de agrarische bedrijfsvoering een maximum aan natuurrendement[2] worden verkregen.

De verwevingsgedachte heeft beleidsmatig vorm gekregen in de Relatienota (Anonymus, 1975), waarmee wordt beoogd in bepaalde gebieden betere kansen voor het behoud van natuur en landschap te creëren. Boeren worden in de gelegenheid gesteld om met de overheid beheersovereenkomsten te sluiten. Dit betekent veelal een extensivering van het beheer, waarvoor de agrarische ondernemers een compenserende vergoeding ontvangen. Daarnaast wordt er grond aan de agrarische bedrijfsvoering onttrokken ten behoeve van reservaatvorming. Vanwege het beperkte areaal waarop de Relatienota betrekking heeft (in totaal is 200.000 ha opengesteld) heeft de nota toch het imago van een scheidingsinstrument gekregen. Dit is nog versterkt door het feit dat de boeren — zeker in de eerste periode — een nogal gereserveerde houding tegenover beheersovereenkomsten aannamen.

Meer recent is de aandacht voor de natuur-basiskwaliteit (Udo de Haes, 1989, 1990; Anonymus, 1990b). Het gaat om een kwaliteit die in een bepaald gebied(stype) minimaal aanwezig moet zijn. De achtergrondgedachte is dat ruimte voor natuur niet beperkt moet blijven tot reservaten of beheersgebieden, maar dat ook in agrarische en woongebieden een bepaalde minimum-kwaliteit aanwezig moet zijn. Voor de toepassing in de praktijk moet het begrip nog nader worden uitgewerkt en moet een aantal praktische vragen worden opgelost (zie ook paragraaf 7.1).

Het hierna te beschrijven slootkantonderzoek is een typische representant van verwevingsonderzoek en kan tevens betekenis hebben voor 'het handen en voeten geven' aan de natuur-basiskwaliteit. Onderzocht is welke veranderingen in de bedrijfsvoering nodig zijn om de natuurkwaliteiten van de smalle zone die de percelen begrenst te behouden en te ontwikkelen. Naast het beheer is ook aan de inrichting van de slootkanten aandacht gegeven, waarbij de breedte van de slootkanten is gevarieerd. Gestreefd is naar het ontwikkelen van vormen van natuurvriendelijk slootkantbeheer die inpasbaar zijn in — en zo mogelijk zelfs voordelen hebben voor — de moderne bedrijfsvoering. Pas dan is er immers sprake van een goed toekomstperspectief.

De keuze voor de slootkanten houdt overigens niet in dat andere bedrijfs- of landschapselementen zich niet voor verweving zouden lenen. Zo is er in de moderne schuren al

[2] Voor begrippen zie paragraaf 2.2 en 3.1.

langere tijd aandacht voor de nestelgelegenheid van boeren- en huiszwaluwen, die de aantallen vliegende insecten helpen beteugelen. In de moderne boomgaarden verrijzen steeds meer valkenkasten voor de muizenbestrijding. Beide zijn voorbeelden van functionele verweving. Op de percelen zelf bieden de weidevogels wellicht goede mogelijkheden voor (ruimtelijke) verweving en voor de vegetatie zijn er kansen in de sloten, slootkanten en houtwallen. De keuze is op slootkanten gevallen ondermeer omdat uit inventarisaties was gebleken dat hier nog belangrijke, maar bedreigde natuurwaarden aanwezig waren, en omdat hieraan nog betrekkelijk weinig onderzoek is uitgevoerd dat gericht is op het behoud en de ontwikkeling ervan.

Een belangrijk deel van deze studie is het experimentele onderzoek waarin enkele factoren zijn gevarieerd om de betekenis ervan voor de slootkantvegetatie vast te stellen. Bij voorbaat was duidelijk dat de beschikbare onderzoeksperiode (vier jaar) te kort was om een stabiel eindbeeld te kunnen verwachten. Daarvoor is al gauw een periode van tien tot twintig jaar nodig. Waarom dan toch begonnen en het risico genomen op een onvoltooid promotie-onderzoek? Eén van de redenen is dat voor het onderzoek naar de mogelijkheden van het huidige veenweidegebied een belangrijke kans zou worden gemist als er niet direct mee zou worden begonnen. De kans op het verkrijgen van middelen voor een langlopend onderzoek aan slootkanten werd klein geacht: daar waren de omstandigheden niet naar. Bovendien werd er vanuit gegaan dat in een periode van drie à vier jaar al ontwikkelingstendenzen zouden kunnen worden vastgesteld, die een idee zouden geven van de ontwikkeling op langere termijn[3].

1.2 Ontstaansgeschiedenis en huidige ontwikkelingen

Veenweidegebied, hoezo natuur?

De kwalificatie 'natuur' voor het veenweidegebied wordt door sommigen bestreden, omdat de mens bij de totstandkoming ervan zo'n belangrijke rol heeft gespeeld. Of er sprake is van natuur hangt af van wat men onder natuur verstaat. Hoewel iedereen daar een bepaalde voorstelling van heeft, is het moeilijk er een bevredigende, nauwsluitende definitie van te geven. Meestal bestaat er bij het gebruik van het begrip 'natuur' de behoefte de invloedssfeer van de mens te beschrijven ten opzichte van die van de overige krachtenvelden op aarde. Bij deze visie wordt hier aangesloten. Hier geldt dat hoe sterker de invloed van de mens, hoe lager het natuurgehalte. Een kantoor is in deze optiek een hoogtepunt van 'onnatuur', omdat onder andere temperatuur, vochtigheid, luchtbewegin-

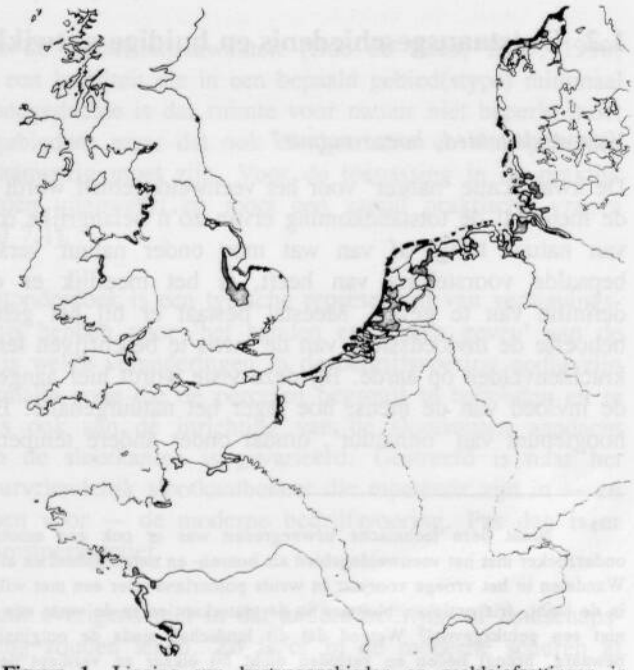
---

[3] Naast deze technische beweegreden was er ook een emotioneel motief: de betrokkenheid van de onderzoeker met het veenweidegebied als boeren- en natuurgebied en als cultuurhistorische 'schatkamer'.
Wandelen in het vroege voorjaar in weids polderland over een met wilgen en elzen geboomde tiendweg, grutto's in de lucht, fris ontloken bloemen in de waterkant en in de verte een boer die zijn gras monstert, wie geeft dat niet een geluksgevoel? Wetend dat dit landschap sinds de ontginning zijn karakter in grove trekken heeft bewaard, brengt heden en verleden dicht bij elkaar en verdiept de beleving. Ziende dat dit tafereel wordt bedreigd door steden en dorpen die zich gulzig en niets ontziend vele hectaren polderland toeëigenen en deze veranderen in wegen, industrieterreinen en woonwijken; ziende dat boeren al dan niet uit eigen keuze het land steeds meer knechten en de spontane natuur steeds minder ruimte laten, dan wil je daar 'iets' aan doen, zeker als je ziet dat met jou aan velen deze veranderingen zwaar vallen.

gen en lichtregime vrijwel volledig door de mens zijn bepaald. In de reeks: huis, straat, tuin, industriegebied, tuinbouwgebied, akkerland, grasland, heide, duinen, woud, gebergte, oceaan is in algemene zin sprake van een afnemende invloed van de mens en daarmee van een steeds hoger natuurgehalte (Udo de Haes, 1984).
In Nederland houdt de reeks ongeveer op bij duinen en vertegenwoordigen de graslanden een (breed) middengebied, variërend van gazon tot duingrasland. In het veenweidegebied is de invloed van de mens op natuur en landschap verstrekkend, maar lang niet alles is door de mens bepaald. Zo houdt de plaats waar soorten nu worden aangetroffen ook verband met natuurlijke omstandigheden zoals de bodemsamenstelling, de afstand tot de rivier en de waterkwaliteit (De Vries, 1953; Westhoff *et al.* 1971). Het overgrote deel van de soorten waaraan een hoge natuurwaarde wordt toegekend zijn niet gezaaid of gepoot, maar hebben hun wortels in een ver verleden en waren al bewoners van dit gebied voordat de mens hier zijn eerste verkenningen deed. De huidige flora en fauna in de veenweiden is het resultaat van de wisselwerking tussen 'oernatuur' en mens; er is wel degelijk sprake van spontane natuur. Om een beeld te geven van hoe een en ander in zijn werk is gegaan, wordt hieronder een kort overzicht van het ontstaan van het veenweidegebied gegeven.

Ontstaan van het kustveengebied

De wording van het kustveengebied is geologisch gezien van betrekkelijk recente datum. De eerste aanzet werd gegeven met het ontstaan van de zandbanken en strandwallen, ca. 6000 jaar geleden die door de geleidelijk stijgende zee voor de kust werden opgeworpen (Jelgersma, 1961; Pons *et al.*, 1963; Zonneveld, 1975). Deze parallel aan de oude kust lopende zandlichamen zorgden voor een stagnatie van het door de rivieren aangevoerde water, zodat de juist ontstane lagune tussen het oude land en de zee verzoette. Door de verzoeting van dit drassige gebied kon de plantengroei sterk toenemen. Dit landschap kunnen we ons voorstellen als een stelsel van rivieren die voortdurend hun loop verleggen, van plassen en poelen, waarin als het water niet te sterk stroomt, plantensoorten als Schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*), Zannichellia *(Zannichellia palustris)* en Darmwier *(Enteromorpha intestinalis)* voorkomen bij wat brakke omstandigheden, en Gele plomp *(Nuphar lutea)*, Waterlelie *(Nymphea alba)*, Hoornblad *(Ceratophyllum demersum)*, diverse fonteinkruiden *(Potamogeton spp.)* en vele andere soorten op zoetere plaatsen. Op meer ondiepe

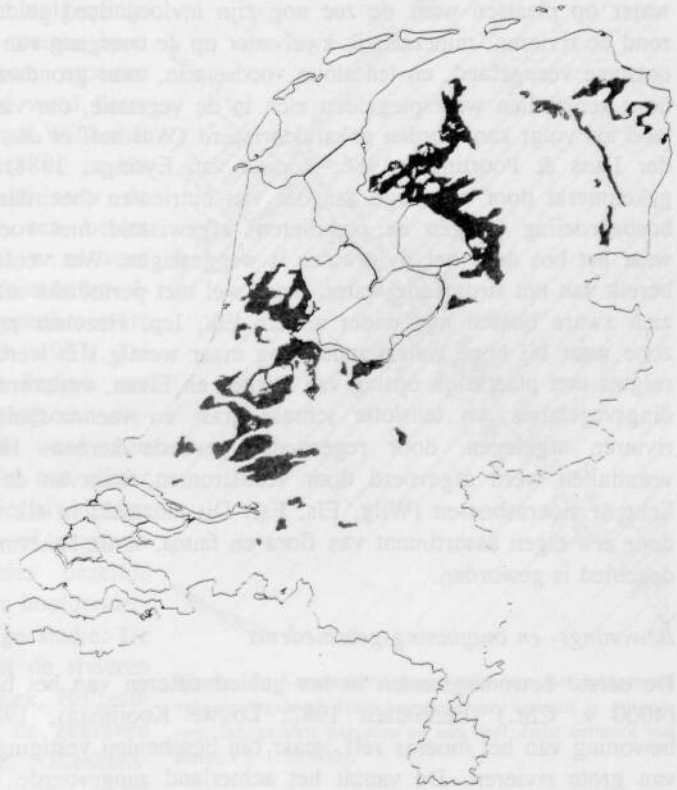


Figuur 1. Ligging van kustveengebieden en zeekleiafzettingen in Noordwest-Europa (Bron: Clausman & Den Held, 1984).

plekken en modderbanken zullen Riet-, Galigaan- en Zeggevelden *(Phragmites australis, Cladium mariscus, Carex spp.)* zijn ontstaan, met op de hogere plaatsen de eerste boomsoorten zoals Grauwe wilg *(Salix cinerea)*, Els *(Alnus glutinosa)*, Es *(Fraxinus excelsior)* en Hazelaar *(Corylus avellana)*.

De afgestorven planten die in het water terecht komen, verteren bij gebrek aan zuurstof slechts onvolledig en vormen het eerste begin van een veenpakket. Uit gedetailleerd onderzoek is gebleken dat vanaf ca. 7500 jaar geleden, de veenvorming het eerst op gang kwam op plaatsen waar water, afkomstig uit oostelijk Nederland, uit de grond kwelde (Berendsen, 1982). Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het lage zuurstofgehalte dat het kwelwater in de regel heeft, wat de conserverende eigenschappen ervan versterkt. Deze kwel deed zich niet zozeer voor in de diepste delen van de zoetwaterlagune, maar met name in de oostelijke, aan het hoge land grenzende strook en langs de rivieren (Berendsen, 1982). Het veenpakket vulde op den duur het open water geheel op, waarvan het peil overigens voortdurend steeg onder invloed van de stijging van de zeespiegel (Pons *et al.*, 1963). Het veen dat op dergelijke wijze onder invloed van het grond- en oppervlaktewater onstaat, wordt wel aangeduid als laagveen.

Na verloop van tijd veranderde het proces van laagveenvorming in bepaalde gebiedsdelen in dat van hoogveenvorming, dat wil zeggen veenvorming onder invloed van neerslagwater. Omdat het klimaat in het Atlanticum vochtiger was geworden en — evenals nu — gekenmerkt werd door een neerslagoverschot (Louwe Kooijmans, 1985), kon het veen tot boven de waterspiegel doorgroeien. Tegelijkertijd steeg de grondwaterstand met het zich uitdijend veenpakket mee. Het veenmos speelde hierbij een belangrijke rol. Veenmos kan uitgestrekte vegetaties vormen en werkt als een spons; de enkele cm tot een dm lange plantjes bezitten cellen die uitstekend in staat zijn water vast te houden. Met het stijgen van de grondwaterspiegel veranderde de samenstelling van het bovenste grondwater geleidelijk van mineraalrijk, neutraal rivier- of kwelwater naar dat



Figuur 2. De ligging van de laagveenweidegebieden in Nederland. (bron: Atlas van Nederland, 1964 [SDU, Den Haag])

van voedselarm, zwak-zuur regenwater. Ook de soortensamenstelling onderging hierdoor een verandering: van soorten die goed gedijen in voedselrijke omstandigheden (hoogopgroeiende soorten) naar soorten die het kunnen bolwerken in het veel voedselarmere regenwater (laagblijvende gras-, zegge- en veenmossoorten). Omdat veenmossen het water enigszins verzuren[4] (Moore & Bellamy, 1974), gedijen schimmels en bacteriën slecht, wat er toe bijdraagt dat de afgestorven plantedelen niet worden verteerd en voor een groot gedeelte tot veen worden (Moore & Bellamy, 1974; Louwe Kooijmans, 1985). Dit leidt, ondanks de trage groei van veenmossen, toch tot een vrij snelle groei van de hoogveenbulten.

Het veenvormingsproces heeft zich op grote schaal voorgedaan tussen 5000 en 4000 jaar geleden (Zonneveld, 1975), en is pas voorgoed tot een einde gekomen na 1000 AD toen de grootschalige, systematische ontginning van de 'Wildernis', zoals het gebied in die tijd werd aangeduid, ter hand werd genomen.

Het voorgaande laat zien dat het gebied niet eenvormig was, maar dat er door natuurlijke processen een aanzienlijke differentiatie was aangebracht. Genoemd kunnen worden: rivieren, plassen en moerassen, met water van zeer uiteenlopende samenstelling, zout water op plaatsen waar de zee nog zijn invloed deed gelden, slib- en voedselrijk water rond de rivieren, mineraalrijk kwelwater op de overgang van het oude land naar het nieuw ontstane veengebied, en ten slotte voedselarm, zuur grondwater in de hoogveenbulten. Al deze verschillen weerspiegelden zich in de vegetatie, die vanaf de rivier naar het achterland als volgt kan worden gekarakteriseerd (Westhoff *et al.*, 1971; Zonneveld, 1975; Van der Lans & Poortinga, 1986; Roorda van Eysinga, 1988): langs de rivieren een zone gekenmerkt door een hoge aanvoer van nutriënten (bezinking van slib) met een moerasbosbegroeiing (wilgen en populieren) afgewisseld met voedselrijke ruigtes op plaatsen waar het bos door het rivierwater is weggeslagen. Wat verder van de rivieren, buiten het bereik van het stromende water, maar wel met periodieke afzetting van slib, ontwikkelden zich zware bossen met onder andere Eik, Iep, Hazelaar en Es. Vervolgens was er een zone waar bij hoge waterstanden nog maar weinig slib werd afgezet, met riet- en zeggeruigtes met plaatselijk opslag van Berken en Elzen, onderbroken door plassen met verlandingsvegetaties, en tenslotte schrale gras- en veenmosbulten in de ver van de grote rivieren afgelegen, door regenwater gevoede kernen. Het overtollige water uit de veenbulten werd afgevoerd door veenstromen, waarvan de oevers begroeid waren met lichtere moerasbossen (Wilg, Els, Es). Dit mozaïek, in elk van de delen gekarakteriseerd door een eigen assortiment van flora en fauna, is de bakermat van wat later het veenweidegebied is geworden.

Bewonings- en ontginningsgeschiedenis

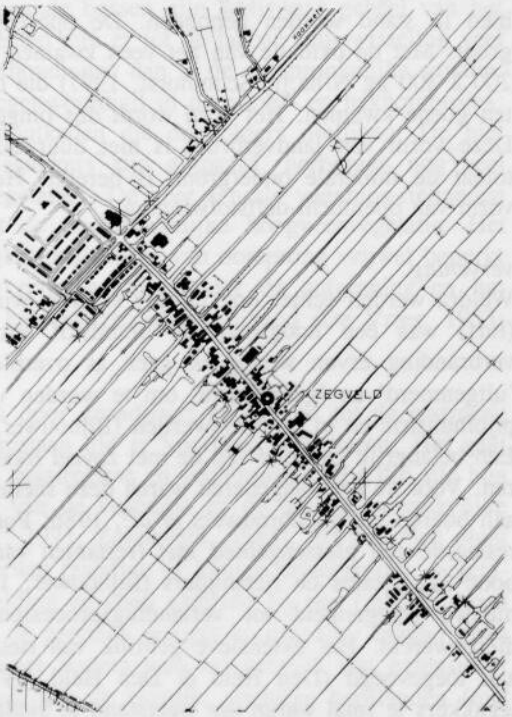
De eerste bewoningsresten in het gebied dateren van het begin van de nieuwe steentijd (4000 v. Chr.) (Berendsen 1982; Louwe Kooijmans, 1985). Het gaat dan niet om bewoning van het moeras zelf, maar om bescheiden vestigingsplaatsen meestal in de buurt van grote rivieren. De vanuit het achterland aangevoerde hoeveelheden grind, zand en klei, die in de vorm van oeverwallen en beddingen werden afgezet, boden reis- en

[4] Ze zijn in staat waterstofionen uit te wisselen tegen mineralen als calcium, kalium e.d.; deze eigenschap stelt ze in staat om uit een zeer mineraalarme omgeving voldoende voedingsstoffen op te nemen.

vestigingsmogelijkheden; in droge perioden kon het veen ook begaanbaar zijn. Er was geen sprake van ontginning, maar men maakte gebruik van de mogelijkheden die het gebied bood; men verzamelde vruchten, ving vis en jaagde op vogels en zoogdieren zoals bevers en otters. Alleen de gemakkelijk te bewerken toppen van rivierduinen, die boven het veenmoeras uitstaken (de zogenaamde donken), werden voor eenvoudige vormen van landbouw gebruikt. Behalve boomkap op de donken werd er aan het landschap weinig veranderd. De bewoning is niet continu geweest. Zo lijken op de Hazendonk (bij het huidige Molenaarsgraaf in de Alblasserwaard, een plaats waar veel bewoningsresten zijn aangetroffen), de bewoners na de nieuwe steentijd weg te zijn getrokken. Als reden hiervoor vermoedt men de steeds stijgende grondwaterspiegel, de veenbulten die oprukten en wijziging in de rivierlopen. Het wonen en voorzien in levensonderhoud was niet meer goed mogelijk (Louwe Kooijmans, 1985).

systematische ontginning

Een ingrijpende verandering zette zich in omstreeks 1000 na Chr. De bezitters van de veenmoerassen, de graven van Holland en de bisschoppen van Utrecht, gaven in fasen gebiedsdelen vrij voor ontginning. Dit betekende voor hen een nieuwe bron van inkomsten (de ontginners moesten belasting betalen), het gebied werd beter bestuurbaar (in 1256 werd graaf Willem II door een bende vermoord toen hij in het veenmoeras was geraakt, wat voor de heersers de noodzaak voor een betere beheersbaarheid onderstreepte), en er werd ruimte geschapen voor de groeiende bevolking (Bijhouwer, 1977; Hoppenbrouwers *et al.*, 1986; Slicher van Bath, 1987). De ontginning bestond naast het kappen van de bossen, uit het realiseren van een diepere ontwatering. Hiervoor werd een omvangrijk stelsel van parallel aan elkaar lopende sloten gegraven, die afwaterden op de natuurlijke waterlopen of gegraven weteringen. Het zijn precies dezelfde sloten waarvan de kanten het hoofdonderwerp vormen voor onderhavige studie. De ontginning vond plaats vanuit de rivieren en veenstromen (Oude Rijn, Lek, Hollandse IJssel, Meije), of vanuit de gegraven weteringen (Molenaarsgraaf, Bleskensgraaf, Kamerik), die vaak dieper in het veengebied liggen. De ontginning heeft zich grotendeels tussen 1000 en 1300 voltrokken. In de percelering van het veengebied wordt onderscheid gemaakt tussen twee typen: het slagenlandschap dat vooral in het westelijke deel wordt aangetroffen en het meer oostelijk gelegen cope-landschap. Het slagenlandschap, of beter: het landschap van de opstrekkende



Figuur 3. Kenmerkend kaartbeeld van het ontgonnen veenweidegebied: lintbebouwing van waaruit is ontgonnen, langgerekte percelen en een zeer dicht netwerk van sloten (± 1:20.000).

verkaveling, is van vroegere datum en volgt meer de belijning van het oorspronkelijke landschap, terwijl het jongere cope-landschap herkenbaar is aan de meer blokvormige perceelcomplexen, die minder strak zijn geënt op het natuurlijke patroon van stromen en rivieren (Bijhouwer, 1977; Hendrikx, 1989).

De ontgonnen gebieden werden aanvankelijk gebruikt als akkerland, met teelt van waarschijnlijk rogge, spelt en gerst. Dit was echter van korte duur (enkele tientallen jaren per polder); door de ontwatering klonk het veenpakket in door zetting, krimp en oxidatie, zodat de grond weer natter werd (Hoppenbrouwers *et al.*, 1986; Slicher van Bath, 1987). Onder deze vernattende omstandigheden was men gedwongen tot weidebouw, die veel meer vocht verdraagt. De zorg voor voortdurende aanpassing van de ontwatering was hiermee echter niet weggenomen. Door de steeds doorgaande inklinking van het veen kwam het peil van het slootstelsel gelijk met dat van de rivieren waarop ze afwaterden. Voor deze nijpend wordende situatie bracht de komst van de windmolen in de tweede helft van de 15e eeuw een oplossing (Pons, 1987). Met deze molens kon het water tot op zekere hoogte worden opgemalen en kon een bevredigende drooglegging van het veengebied in stand worden gehouden. De opbrengsten van het veengebied waren overigens groot. Met de oxidatie van het veen kwamen grote hoeveelheden voedingsstoffen vrij (tot 200 à 300 kg N/ha.jr; Schothorst, 1977) die de groei en kwaliteit van het gras zeer sterk ten goede kwamen. Het veen wordt dus omgevormd in gras, melk, boter, kaas en vlees. Deze vorm van landverbruik is niet duurzaam; de daling van het maaiveld gaat door, totdat de minerale ondergrond is bereikt. Het kan worden beschouwd als een subtiele vorm van openlucht-delfstofwinning.

vervening

Weldra werden echter ook minder subtiele winningsvormen gebezigd. Het veenmospakket (turf) was een hoogwaardige brandstof vanwege het lage slibgehalte, waardoor bij verbranding ervan weinig of geen as overbleef. Dit veen werd in grote hoeveelheden 'uitgemoerd' en 'geslagturfd' om te worden verstookt in steen- en pannenbakkerijen, de pijpindustrie en in bierbrouwerijen (Bijhouwer, 1977; Zonneveld, 1985; Hendrikx, 1989). Een belangrijk gedeelte van de met zoveel moeite ontgonnen wildernis ging hiermee verloren. Voor de grondeigenaren waren deze snelle winsten aantrekkelijker dan de verpachting aan boeren (Hoppenbrouwers *et al.*, 1986; Pons, 1987). Waar eens goed boerenland was, resteerde een plassengebied met (restanten van) legakkers[5], dat slechts een karig bestaan bood aan vissers en rietsnijders (Bijhouwer, 1977). Dergelijke verveende gebieden gaven nieuwe gelegenheid tot verlandingsprocessen met de daarbij behorende planten- en dierenwereld. Het extensieve gebruik van rietlanden heeft hier karakteristieke elementen aan toegevoegd (Den Held & Den Held, 1976; Den Held, 1984). Waar de gespaarde legakkers te smal waren om weerstand te bieden aan het door wind en storm opgezweepte water ('te wild' verveende gebieden), ontstonden grote watervlakten die bij storm gevaar opleverden voor de aanliggende bewoningskernen (de waterwolf). Om dit gevaar te beteugelen, is men vanaf de zestiende eeuw — toen de techniek dit mogelijk maakte — met inpoldering en drooglegging van veenplassen begonnen (droogmakerijen). Het veiligheidsaspect werd soms al vóór de vervening goed geregeld: bij de aanvang van de turfwinning moest de vervener voor drooglegging tekenen. Later werd naast veiligheid

[5] Legakkers zijn smalle stroken land waar het natte, opgebaggerde veen op te drogen werd gelegd. Afhankelijk van de ontstaanswijze worden ze ook wel zetwallen of ribben genoemd.

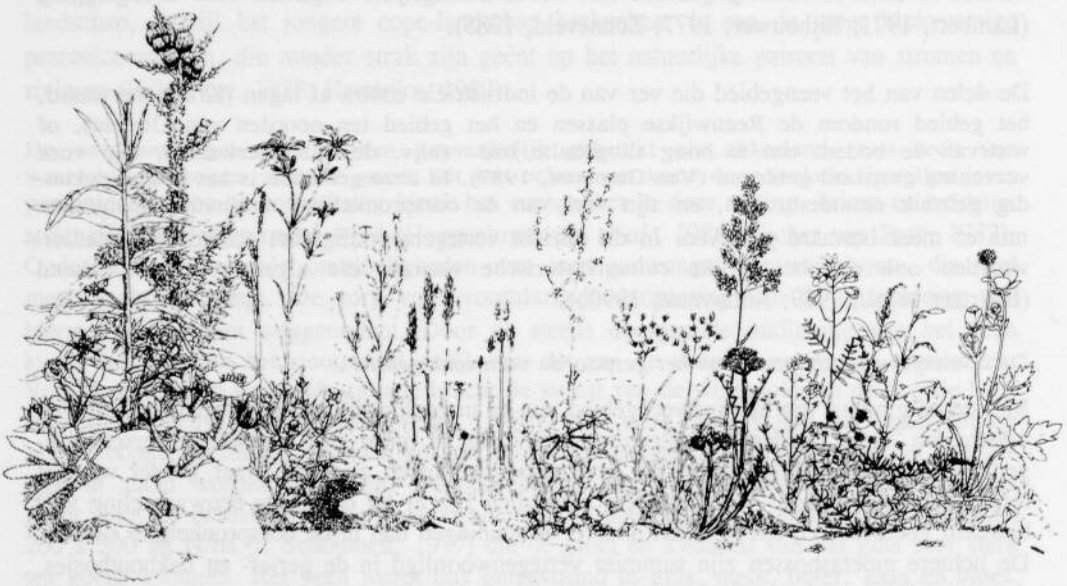
hernieuwd landbouwkundig gebruik een steeds belangrijker oogmerk voor drooglegging (Lambert, 1971; Bijhouwer, 1977; Zonneveld, 1985).

De delen van het veengebied die ver van de indrustriële centra af lagen (Krimpenerwaard, het gebied rondom de Reeuwijkse plassen en het gebied ten noorden van Utrecht), of waarvan de bodem een te hoog slibgehalte had (bijv. de Alblasserwaard), zijn voor vervening gespaard gebleven (Van Gemeren, 1987). In deze gebieden is het landbouwkundig gebruik ononderbroken, en zijn veel van de oorspronkelijke ontginningskenmerken min of meer bewaard gebleven. In dit opzicht vertegenwoordigt het gebied naast natuurwaarden ook een belangrijke cultuurhistorische waarde, die algemeen wordt erkend (Haartsen *et al.*, 1989; Anonymus, 1990b).

De levensgemeenschappen van het gespaarde veenweidegebied

Met de ontginning van het kustveengebied zijn er in ecologisch opzicht veel veranderingen opgetreden. Deze hielden niet alleen verdwijningen in, maar ook ruimtelijke verschuivingen van levensgemeenschappen. De hoogopgaande bossen zijn weliswaar geheel van het toneel verdwenen, maar van de andere elementen zijn er tot de laatste eeuwwisseling veel bewaard gebleven, zij het in totaal andere verhoudingen dan in de oorspronkelijke situatie. De lichtere moerasbossen zijn summier vertegenwoordigd in de gerief- en hakhoutbosjes, de opstanden om de eendenkooien en de houtkaden die de polders omlijnen. De niet drooggemaakte, uitgeveende plassen waar legakkers zijn gespaard, herbergen nog veel elementen van oorspronkelijke verlandingsvegetaties. De zeer schrale veenmos-rietlanden tenslotte, vertonen enige verwantschap met de oorspronkelijke hoogveenvegetatie. Het meest kenmerkend zijn evenwel de voedselrijke graslanden; van oorsprong vrijwel beperkt tot de ondergroei van de bossen langs de rivieren, maar door de ontginning en het agrarisch gebruik het grootste gedeelte van het veengebied bestrijkend (De Vries, 1953; Ellenberg, 1986).

Door het landbouwkundig gebruik, dat sterk door grondsoort en afstand tot de boerderij werd bepaald, zijn talrijke milieuvariaties ontstaan die er voorheen niet waren. Het gaat hier om verschillen in bemesting, beweiding, maairegime en vochthuishouding die alle hun weerslag hebben gehad op de samenstelling van de vegetatie en de daarvan afhankelijke diersoorten (De Vries, 1929; Westhoff *et al.*, 1971; Zonneveld, 1985). Zo trof men dicht bij de boerderij, vaak gebouwd op een oeverwal (zandige of kleiige ondergrond), vegetaties aan, bestand tegen een permanente beweiding en goed gedijend bij een (relatief) hoge mestgift. Wat verder van de boerderij waren de percelen veniger en daardoor minder goed ontwaterd. Vanwege de afstand en de drassiger bodem was het gebruik wat extensiever (Vermeulen, 1954). Dit was de brede strook van de eutrofe, vochtige hooilanden (met nabeweiding), die zeer bloemrijk kon zijn. De volgende strook die ver van de boerderij af lag en/of moeilijk bereikbaar was, werd slechts spaarzaam bemest; eens per vijf à tien jaar was niet vreemd (Slicher van Bath, 1987). De bodem bevatte nauwelijks slib (minerale nutriënten), zodat de groeiomstandigheden zeer schraal waren, versterkt door het jaarlijkse maaien en afvoeren. Men trof daar een bijbehorende vegetatie aan, goed gedijend bij voedselarme, vochtige omstandigheden en een extensief maai- en beweidingsregime. De



Figuur 4. Een soortenrijke vegetatie van een graslandoever. Van links naar rechts kunnen onder meer worden herkend: Wateraardbei, Moeraswederik, Kale Jonker, Dotterbloem, Blauwe zegge, Echte koekoeksbloem, Kruipganzerik, Veenmos, Waternavel, Kantige basterdwederik, Reukgras, Egelboterbloem, Waterbies, Moerasrolklaver, Kluwenzuring, Penningkruid, Zomprus, Pijptorkruid, Echte witbol, Moerasvergeet-me-nietje, Pinksterbloem, Moeraswalstro, Moerasmuur, Waterpeper, Liggend vetmuur, Witte klaver en Kruipende boterbloem. (tekening: Jeroen Clausman)

oogst was zo karig dat de boeren wel eens een jaar oversloegen[6]. Door deze kenmerkende, plaatsgebonden en lang volgehouden beheersvormen, is er door het boerengebruik een karakteristiek en gevarieerd vegetatiepatroon ontstaan. In dit opzicht is het agrarisch gebruik tot aan de introductie van kunstmest en gemotoriseerde mechanisatie verrijkend geweest. Daarnaast mag echter niet uit het oog worden verloren dat met de ontginning van de uitgestrekte moerasbossen voor veel soorten het veengebied als leefplaats ongeschikt is geworden. Afgaande op vondsten uit de prehistorie (Louwe Kooijmans, 1985), op de samenstelling van de zestiende eeuwse jachtbuit hier te lande (Hulkenberg, 1975) en op de levensgemeenschappen die in vergelijkbare gebieden in het buitenland worden aangetroffen (De Bruin *et al.*, 1986), zijn vroegere bewoners ondermeer geweest Eland, Bever, Zwarte ooievaar, Kraanvogel, Trapgans, Korhoen, vele reigersoorten, plantensoorten die op rottend hout groeien, enz. Echter, niet voor alle diergroepen waren de veranderingen negatief. Met name de weidevogels hebben van de veranderingen in vegetatiestructuur

[6] Boeren hadden het niet erg op dit land begrepen. Zelf kwamen ze er liever niet, als het niet echt nodig was. Vaak werd de zoon er 's ochtends vroeg in zijn eentje met de zeis op uit gestuurd om eens poolshoogte te nemen en om vast te beginnen met maaien. Een eenzame tocht, op klompen door hobbelig land, 4 km heen en 4 km terug. 's Avonds weer thuis gekomen, bestoft en bezweet, vroeg vader dan argwanend of er veel 'Schartel' stond (Grote ratelaar). Zo ja, dan mocht de zoon het werk alleen afmaken, zo nee, dan wilde vader wel meehelpen (mond. meded. uit de Alblasserwaard).

geprofiteerd (zie o.a. Verstrael, 1987; Brinkkemper & Moedt, 1988). Voor deze diergroep werd het biotoop tot ongekende afmetingen vergroot.

waternetwerk

Aparte vermelding verdient in dit verband het netwerk van sloten en slootkanten. Met de ontginning is een zeer dicht netwerk van permanent waterhoudende watergangen gecreëerd, waarmee de oeverlengte van het gebied vele malen langer werd dan in het oorspronkelijke gebied. Bij een perceelsbreedte van 25 tot 40 m bedraagt de slootlengte 250 tot 400 m per ha, met een dubbele lengte aan slootkanten! Vooral omdat dit netwerk aansloot op de bestaande veenstroompjes en rivieren, konden de daar voorkomende water- en oeversoorten uitstekend van dit nieuwe netwerk gebruik maken, en zich over grote delen van het veengebied verspreiden. Omdat het water in het slotennetwerk een gradiënt vertoonde van slibrijk rivierwater naar voedselarm regenwater, verschilde de vegetatie van plaats tot plaats in samenstelling. Dergelijke gradiënten konden verder nog worden verlevendigd door het plaatselijk optreden van kwel. Deze kwel werd met het dalen van het maaiveld door klink nog sterker (in verband met het wegvallen van de bovendruk), en is in de loop van de tijd als differentiërende factor waarschijnlijk steeds belangrijker geworden.

Keerpunt in de ontwikkeling van de biologische rijkdom

Met de opkomst van de varkensmesterijen eind vorige eeuw (Udo de Haes, 1986), de grootschalige introductie van de kunstmeststoffen aan het begin van deze eeuw (Hoppenbrouwers *et al.*, 1986; Slicher van Bath, 1987) en de mechanisatie van de landbouw die vooral na de tweede wereldoorlog belangrijk is geworden, is een belangrijk gedeelte van de door de landbouw tot stand gebrachte differentiatie binnen het gebied verdwenen, een proces dat nog altijd voortgaat. Ook de ruilverkavelingen en landinrichtingen (slootpeilverlagingen inclusief nieuwe bemalingsmachines, boerderijverplaatsingen) dragen aan dit proces in zeer belangrijke mate bij.
De aard van dit nivelleringsproces laat zich eenvoudig uitleggen. De overvloedige hoeveelheid meststoffen, de goede bereik- en berijdbaarheid van de percelen, maken een functionele differentiatie in gebruik niet langer nodig. Voor de weidevogels is een zeer belangrijke negatieve factor de vervroeging van de maaidata (nog slechts vijftien jaar geleden was eerst rond 21 juni de volledige eerste snede van het land gehaald, anno 1989–"90 is dit in de eerste week van mei).

Naast ontwikkelingen in de veehouderij zijn er ook talrijke veranderingen daarbuiten, die het voortbestaan van de karakteristieken van het veenweidegebied bedreigen. In een aantal opzichten zijn deze desastreuzer dan de veranderingen binnen de landbouw. Zonder er verder op in te gaan worden de betreffende sectoren aangeduid:
- de tuinbouw; onder invloed van het melkoverschot is er een versterkte belangstelling voor het omzetten van grasland in tuinbouwgrond bestemd voor sierteelt, wat de cultuurhistorische kenmerken verloren doet gaan en ecologisch een sterke verarming betekent (veel bestrijdingsmiddelen, beschoeiing van slootkanten, kasteelt;
- woningbouw en industrieparken; rond vele middelgrote plaatsen en steden in het veenweidegebied worden de laatste jaren omvangrijke industrieparken aangelegd of bestaan daar vergevorderde plannen voor;

- verkeer en vervoer; door de aanleg van nieuwe verkeerswegen wordt het veenweidegebied sterk versnipperd met nadelige effecten op vogels en zoogdieren, en worden de landschappelijke kwaliteiten sterk aangetast;
- recreatie; naast gebieds- en natuurgerichte vormen van extensieve recreatie doet zich ook een groei voor in niet-gebiedsgerichte recreatie die een sterk stempel kan drukken op de landschappelijke, cultuurhistorische en natuurlijke waarden, bijvoorbeeld de aanleg van golf-courses en gemotoriseerde pleziervaart.

1.3 De verschillende vormen van natuurbescherming en het daarmee gelieerde onderzoek

Opvattingen over de natuur benaderen de gevarieerdheid van natuur zelf (zie o.a. Van Koppen *et al.*, 1984; Van der Windt *et al.*, 1989; Anonymus, 1990b), met dit verschil dat de variatie toeneemt! De motieven die aan de opvattingen ten grondslag liggen zijn onder meer: a) ethische motieven (respect voor de natuur); b) milieu/eko-motieven (vergroting overlevingskans van de mens); c) nuttigheidsmotieven (natuur als genenbron); d) recreatieve en educatieve motieven ('aaibaarheid'; schoonheidsbeleving; object van studie); e) cultuurhistorische motieven (museumfunctie).
Afhankelijk van het gewicht dat aan de motieven wordt toegekend, kunnen er meningsverschillen zijn over welke natuur het eerst voor bescherming in aanmerking komt en welke beperkingen hiervoor aan andere maatschappelijke sectoren mogen of moeten worden opgelegd, om maar enkele van de onderwerpen te noemen waaraan de afgelopen twintig jaar vele studiedagen zijn gewijd. Toch mag niet over het hoofd worden gezien dat er ten aanzien van de betekenis van sommige soorten brede overeenstemming is. Zo wordt aan weidevogels als de Grutto en de Kievit, en plantensoorten als Dotter en Watergentiaan — om het maar tot de Nederlandse laaglandsituatie te beperken — vrijwel door iedereen die met natuurbescherming doende is een warm hart toegedragen[7]. Plantensoorten als Vogelmuur of Akkerdistel daarentegen oogsten slechts bij weinig natuurbeschermers veel waardering.

Het valt ver buiten de competentie van deze studie om een gedegen overzicht te geven over natuuropvattingen en hun historische en maatschappelijke achtergrond. Het is slechts de bedoeling een grove schets te geven van stromingen die een rol hebben gespeeld sinds er een georganiseerde natuurbescherming bestaat en dan vooral als achtergrond voor een karakterisering van het onderzoek dat ten behoeve van de realisering van de natuurbeschermingsdoelstellingen is uitgevoerd. Dit biedt het kader om het onderhavige onderzoek te kunnen plaatsen.

Begin van georganiseerde natuurbescherming; onderzoek als schoonheidsbeleving

De aankoop van het Naardermeer in 1906, door de pas opgerichte 'Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten', markeert op materiële wijze het ontstaan van de georganiseerde

[7] Van een volledige eenstemmigheid is echter geen sprake: de Grutto wordt ook wel denigrerend als de Weidekakatoe aangeduid, analoog aan de Australische cultuurvolger Rosé-kakatoe (Baerselman & Vera, 1990).

natuurbescherming. Deze keuze was niet zozeer de uitkomst van vergelijkend onderzoek waarin de waarden van gebieden tegen elkaar werden afgewogen, maar veeleer een middel om het plan van de stad Amsterdam te verijdelen om het Naardermeer als vuilnisbelt te gebruiken. De gebiedskeuze was dus uit nood geboren. Voor de aankoop was overigens ook van belang dat de natuurliefhebbers, voor het merendeel in het westen woonachtig, Amsterdamse bankiers tot financiële ondersteuning wisten te bewegen.
Het onderzoek dat in die tijd werd verricht had vooral een educatief, verdiepend karakter en was een vorm van intensieve schoonheidsbeleving van de natuur. De geschiedenis van deze vorm van natuurstudie gaat terug tot halverwege de negentiende eeuw, toen de 'Nederlandse Botanische Vereeniging' werd opgericht (Gorter, 1986). Overigens gaf de natuurbeweging zich van meet af aan rekenschap van de cultuurhistorische achtergronden van natuur en landschap (Van der Voo, 1978). Natuur en landschap vormen een medium waarmee contact kan worden onderhouden met onze voorouders die het zo maakten.

Inventarisatie-onderzoek en systematisering

Waren de eerste aankopen van Natuurmonumenten min of meer op basis van aanwezige veldervaring, intuïtie en persoonlijke, emotionele verbondenheid tot stand gekomen, naarmate de natuurbescherming een meer landelijk (nationaal) karakter kreeg, groeide de behoefte aan onderbouwing van de keuze van aan te kopen gebieden; men wilde een overzicht van het landelijk bestand van natuurmonumenten. Inventarisaties vormden hiervan de basis. Deze inventarisaties, die vanaf 1926 serieus ter hand werden genomen (Gorter, 1986), waren niet uitputtend, maar gericht op globale kenmerken van gebieden (bijv. landschappelijke gaafheid) en specifieke kwaliteiten (bijv. broeden van gewaardeerde vogelsoorten). Naast natuurkwaliteiten hebben cultuurhistorische kwaliteiten ook een belangrijke rol gespeeld bij de selectie van aan te kopen gebieden (historische gebouwen, opmerkelijke ontginningspatronen). Deze handelswijze heeft tot in de zestiger jaren in belangrijke mate de praktijk van de natuurbescherming bepaald.

Naarmate wensen van natuurbehoud en van andere maatschappelijke sectoren minder gemakkelijk met elkaar konden worden verenigd (vanuit de landbouw werden de aankopen door de natuurbescherming al in de dertiger jaren argwanend gevolgd (Gorter, 1986)), groeide de behoefte aan goed onderbouwde motieven om het veiligstellen (aankopen) van gebieden te rechtvaardigen en te prioriteren. Ten behoeve hiervan is de inventarisatie sterk geïntensiveerd en gesystematiseerd (Burggraaf *et al.*, 1979). Aanvankelijk was de aandacht daarbij sterk gericht op zeldzame soorten en levensgemeenschappen. Later werd ook steeds meer aandacht gegeven aan de meer 'gewone' agrarische cultuurlandschappen (Gorter, 1986). Daarbij werd de noodzaak van het ontwerpen van criteria voor waardering van vegetaties en ecosystemen als steeds dringender gevoeld. Een eerste landelijk overzicht van de natuur- en cultuurwaarden kwam beschikbaar in 1977 (Kalkhoven *et al.*, 1977). Deze nog vrij globale kartering werd gevolgd door steeds intensievere inventarisatieprogramma's die in vrijwel alle provincies werden uitgevoerd. Dergelijke karteringen bleken aanleiding tot felle disputen. Naast de wetenschappelijke betrouwbaarheid van de karteringsactiviteiten speelde ook de vraag of ze een positieve dan wel negatieve bijdrage aan het natuurbehoud zouden leveren (Dekker, 1976; Meelis & Ter Keurs, 1979). Een belangrijk element van de kritiek was dat de karteringen alleen de volgorde van de afbraak van de natuurgebieden aangeven, zonder dat de noodzaak van de vernietigende ingrepen zelf ter discussie werd gesteld (Ter Keurs, 1984).

Verdere vermaatschappelijking van natuurbescherming; scheidings- en verwevingsonderzoek

Behalve de effectiviteit van de natuurwetenschappelijke inventarisaties werd ook het aankopen van reservaten als panacee voor natuurbehoud steeds nadrukkelijker ter discussie gesteld. Deze discussie betrof de maatschappelijke positie van natuurbescherming en werd ook ingegeven door de ontwikkelingen in de ecologische kennis (o.a. WLO meded. 1980, no. 3; Dekker & Van Leeuwen, 1982; Van Koppen *et al.*, 1984; Van der Windt *et al.*, 1989). Hierbij zijn de volgende elementen naar voren gebracht:

- ruimtelijke en financiële implicaties van reservaatvorming; met de aankoop en het beheer van reservaten is veel geld gemoeid; de maatschappelijke verdedigbaarheid daarvan wordt in twijfel getrokken;
- 'vogelvrijheid' van natuurwaarden buiten reservaten; het vormen van reservaten kan de suggestie wekken dat de natuur buiten de reservaten geen nadere aandacht meer behoeft;
- verbreding van de opvatting over natuur tot 'natuurbehoud = zelfbehoud'; deze opvatting dient uiteraard ook buiten reservaten te worden gehuldigd;
- reservaatvorming resulteert in onnodige polarisatie met de landbouw; binnen de landbouwcultuurgrond, nationaal de belangrijkste drager van natuurwaarden, zouden substantiële natuurwaarden kunnen worden behouden en ontwikkeld, zonder dat er sprake hoeft te zijn van onttrekking van de gronden aan de bedrijfsvoering;
- beperkte effectiviteit van reservaten; de omstandigheden in reservaten worden medebepaald door invloeden van buitenaf, dit geldt bijvoorbeeld voor de kwaliteit van het grondwater; veel organismen waarvan bescherming wordt nagestreefd, brengen een gedeelte van hun levenscyclus door buiten reservaten.

Met name het tweede en vierde punt en in mindere mate het vijfde richtten de aandacht op het zoeken naar mogelijkheden om de agrarische bedrijfsvoering en natuurbehoud met elkaar te combineren. Deze zogenaamde 'verwevingsstrategie' werd diametraal geplaatst tegenover de 'scheidingsstrategie', waarvoor de als traditioneel aangeduide reservaatvorming centraal werd gesteld. Hoewel de uitgangspunten die aan beide begrippen ten grondslag liggen helder zijn, is de precieze afbakening minder simpel dan men op het eerste gezicht zou vermoeden (Schroevers, 1980; Klundert & Van Huis, 1984; Jonkers, 1986). Een landschap waarin natuurelementen (i.c. reservaten) en produktiegebieden als een mozaïek dooréén liggen, kan ook als een vorm van verweving worden opgevat. Een veelgebruikte toespitsing is evenwel die van verweving op bedrijfsniveau, d.w.z. het aanwezig zijn van natuurelementen binnen bedrijven. Er kan daarbij sprake zijn van een compromis of van *functionele* verweving, waarbij het conserveren of ontwikkelen van natuurwaarden ook voor de bedrijfsvoering gunstig is (De Jong, 1980; De Jongh, 1980). In het hierna volgende zal met met verweving gedoeld worden op verweving op bedrijfsniveau.

De voortdurende teloorgang van de natuur, niet alleen in het agrarisch gebied (Teixeira, 1979; Westhoff & Weeda, 1984; Clausman en Groen, 1987; Anonymus, 1990b) maar ook in de natuurreservaten, waar in vele gevallen de landbouw direct of indirect debet aan is (De Molenaar, 1980; Grootjans, 1985; Koerselman, 1989; Van Gool *et al.*, 1990), heeft de aandacht weer meer gericht op het ruimtelijk scheiden van landbouw en natuur. Dit is onder meer zichtbaar geworden in het Natuurbeleidsplan (Anonymus, 1990b) in de vorm van de Ecologische hoofdstructuur (EHS), die de ruggegraat van dit plan is. Het concept

van de EHS, die in totaal ca. 225.000 ha (van de twee miljoen hectare landbouwgrond in Nederland) zal gaan omvatten, geeft vorm aan de ruimtelijke samenhang tussen bestaande en nieuw in te richten natuurgebieden. Ook wordt aan de zogenaamde natuurontwikkelingsgebieden een belangrijke rol toebedacht.

De aandacht voor de Ecologische hoofdstructuur betekent geenszins dat het streven naar verweving in de rest van landelijk Nederland is achterhaald (Van der Weijden, 1989). Weliswaar is tot dusver geen enkel verwevingsproject van respectabele omvang in uitvoering gebracht, met uitzondering misschien van de Relatienota (Anonymus, 1990d,e), maar het zal blijken dat de grootste mogelijkheden voor natuur niet zullen liggen in de keuze voor één van de richtingen, maar in een combinatie. Dat betekent dat ook buiten de reservaten (en de EHS) de aandacht voor mogelijkheden voor de natuur punt van aandacht zullen moeten blijven. Het formuleren van een natuurbasiskwaliteit kan daarbij een belangrijk aanknopingspunt bieden (Van de Veen, 1989; Udo de Haes, 1990). Verweving is een geen ideologische luchtfietserij wat wel eens wordt gesuggereerd (De Zeeuw & Albrecht, 1990). Zo is tot dusverre in het veenweidegebied tot op heden een verwevingsvorm voorhanden die in de rest van Nederland zijn weerga niet kent: het gebied wordt zeer intensief gebruikt (mondiaal gezien mag het tot de hoogst produktieve worden gerekend (Clausman & Melman, 1990)), en tegelijkertijd heeft een aanzienlijk aantal planten- en diersoorten een plaats gevonden die in hoge mate juist op dit gebied zijn aangewezen (Clausman *et al.*, 1990). Het zou zonde en onverstandig zijn deze uitzonderlijke situatie te laten verworden. Men kan stellen dat er in het veenweidegebied niet zozeer verweving moet worden nagestreefd, maar dat ontweving een halt moet worden toegeroepen.

Typering van het onderhavige onderzoek

Het onderhavige onderzoek kan worden getypeerd als verwevingsonderzoek en kan mede een ondersteuning leveren voor het formuleren van een natuur-basiskwaliteit. De centrale vraagstelling is na te gaan welke mogelijkheden er zijn voor behoud en versterking van de natuurwaarde van de slootkantvegetatie in het agrarische gebied. Van een aantal bedrijfsfactoren wordt nagegaan welke betekenis zij hebben voor de natuurwaarde van de slootkantvegetatie. Vervolgens wordt aandacht gegeven aan de vraag in hoeverre natuurvriendelijk slootkantbeheer optimaal inpasbaar kan worden gemaakt in de gangbare bedrijfsvoering. Kenmerkend voor het verwevingsoogmerk van het onderzoek is voorts dat het in beginsel niet de bedoeling is om voor de bedrijfsvoering dwingende beheersrandvoorwaarden te formuleren. Het gaat er om te verkennen welke mogelijkheden er zijn binnen of aansluitend bij de bestaande bedrijfsvoeringspraktijk. Omdat een zekere inspanning voor natuurgericht beheer niet kan worden uitgesloten, wordt getracht een relatie te leggen tussen de extra inspanning in de bedrijfsvoering en de natuur-meerwaarde die hiermee kan worden bereikt.

1.4 Wetenschappelijke plaatsbepaling van het onderzoek

ecologisch onderzoeksdeel
Ecologisch veldonderzoek dat gericht is op natuurbescherming, heeft vaak systemen van een zekere omvang als onderwerp: duinen, beekdalsystemen, polders of ten minste percelen. Het uitlichten van kleine elementen, met het idee dat deze min of meer zelfstandig functioneren, vindt weinig plaats. Uitzonderingen daarop vormen de kleine landschapselementen zoals houtwallen, wegbermen, bronnen, donken en tuunwallen, waaraan door onderzoekers al langere tijd aandacht aan wordt besteed. Systematisch onderzoek aan slootkanten heeft relatief weinig plaatsgevonden.

Dat slootkanten ecologisch als verlandingsvegetatie interessant kunnen zijn, is evenwel geruime tijd bekend (o.a. Barendrecht & Kruseman, 1938; Van der Voo, 1965; Westhoff *et al.*, 1971; Den Held, 1984)[8]. Impliciet wordt verondersteld dat ze in sterke mate afhankelijk zijn van de exploitatie-intensiteit op het aangrenzende perceel. Zo wordt verwacht dat, daar waar de percelen door de intensivering goeddeels van hun botanische luister zijn ontdaan, de slootkanten vroeger of later zullen volgen (Anonymus, 1985b). Deze verwachting maakt tevens duidelijk dat men ervan uitgaat dat de processen die aan de achteruitgang van de perceelvegetatie ten grondslag hebben gelegen op de slootkantvegetatie dezelfde uitwerking zullen hebben.

Het zijn de twee hierbovengenoemde aspecten die in het onderhavig onderzoek expliciet aan de orde worden gesteld:
- in hoeverre is de bestaande kennis over de betekenis van verschillende factoren voor de samenstelling van graslandvegetatie ook voor slootkanten van toepassing, en
- in hoeverre is de slootkantvegetatie afhankelijk van de omstandigheden in de aangrenzende sloten en percelen?

Gezien het huidige zeer intensieve gebruik van agrarische graslandpercelen en de hoge trofiegraad van het slootwater, is het perspectief voor de natuurbehoudsfunctie van de slootkanten groter naarmate de beïnvloeding door perceel en sloot geringer is. Is er toch van beïnvloeding sprake dan speelt de vraag hoe deze is te verminderen.

inpasbaarheid in de bedrijfsvoering
Dit onderzoek heeft tot doel zicht te geven op de gewenste aanpassingen in de bedrijfsvoering die gewenst zijn voor behoud en versterking van de natuurwaarden van de slootkantvegetatie. Bij de keuze van de te variëren factoren en de wijze waarop deze zijn gemanipuleerd, is rekening gehouden met de mogelijkheden om dergelijke omstandigheden ook daadwerkelijk in de gangbare bedrijfsvoering op te nemen. Dit betekent dat zoveel mogelijk reële, kansrijke combinaties zijn onderzocht.

---

[8] Daarbij wordt de aandacht overigens vaak toegespitst op de smalle grens tussen land en water en blijft het talud buiten beschouwing.

probleemgericht, oplossingsgericht onderzoek
In het onderzoek zijn zowel ecologische- als bedrijfsaspecten object van studie geweest. Deze interdisciplinaire, milieukundige benadering (Boersema *et al.*, 1984) is gekozen om zoveel mogelijk tot een evenwichtige oplossing van het natuurbehoudprobleem in het agrarisch gebruikte gebied te komen. Kenmerkend is voorts dat het onderzoek gericht is op praktische toepassing; richtlijnen en oplossingen zijn zoveel mogelijk geformuleerd in directe bedrijfsvoeringstermen.
De brede opzet impliceert ook dat de afzonderlijke aspecten niet zeer gedetailleerd konden worden onderzocht. Getracht is evenwel om een zodanige diepgang te bereiken dat een betrouwbaar en samenhangend beeld werd verkregen van het perspectief dat slootkanten bieden als natuurelement binnen de gangbare agrarische berijfsvoering.

1.5 Algemene opzet van het onderzoek; een leeswijzer

Het onderzoek bestaat uit drie hoofdonderdelen. Allereerst het methodisch deel (hoofdstuk 2) dat ingaat op enkele aspecten van de interpretatie-mogelijkheden van vegetatie-opnamen. Daarna volgt het feitelijke slootkantonderzoek, waarin onderscheid is gemaakt tussen de ecologische (hoofdstuk 3 t/m 5) en de bedrijfsmatige aspecten (hoofdstuk 6). Het onderzoek is afgerond met een korte verkenning van mogelijkheden (strategieën) om het natuurgericht slootkant daadwerkelijk ingang te doen vinden (hoofdstuk 7).

Methodische studies (hoofdstuk 2)

In de methodische studies zijn twee onderwerpen aangesneden. In de eerste plaats is een vergelijkend onderzoek gedaan naar de bruikbaarheid van drie indicatorsystemen voor het trofieniveau op basis van de samenstelling van de vegetatie (paragraaf 2.2). Het doel is uit te zoeken of met behulp van de vegetatiekundige gegevens een betrouwbaar beeld kan worden verkregen van het trofieniveau van het bodem-vegetatiesysteem. Als dat het geval is, kan een dergelijk indicatorsysteem een krachtig hulpmiddel zijn bij de interpretatie van vegetatiekundige gegevens, met name van belang wanneer men niet beschikt over bodemanalyses.

In de tweede plaats is gekeken naar de afhankelijkheid van diverse vegetatieparameters van het opname-oppervlak (paragraaf 2.3). Hierbij zijn indicatoren betrokken voor ecologische factoren en voor natuurwaardering. Het inzicht in deze afhankelijkheid is van belang, omdat het oppervlak van slootkantopnamen niet in alle gevallen gelijk is. Zo wordt in enkele paragrafen gebruikt gemaakt van gegevens van andere onderzoeken waar afwijkende opname-afmetingen zijn gehanteerd. Ook binnen het onderzoek zijn de opnamen niet alle van gelijke oppervlakte. Zo is met een vaste slootkantlengte gewerkt en hangt het onderzochte oppervlak af van de breedte van de oeverzone. Een sterke oppervlakte-afhankelijkheid van de parameter-scores kan de interpretatie sterk bemoeilijken.

Ecologisch onderzoek (hoofdstuk 3)

beschrijvend onderzoek (paragraaf 3.2)

Sinds 1976 wordt door het Provinciaal bestuur van Zuid-Holland de vegetatie van het landelijk gebied geïnventariseerd (Clausman & Den Held, 1984). Deze inventarisatie leent zich goed voor een verkennende, statistische analyse naar de factoren die de samenstelling van de slootkantvegetatie bepalen. De analyse is uitgevoerd aan de hand van een aantal veldkenmerken die tijdens de inventarisatie zijn vastgelegd, zoals helling en reliëf van de slootkant, de diepte van het slootpeil en de afstand tot de boerderij. Naast deze terreinkenmerken kan ook een verband worden gelegd met de samenstelling en eigenschappen van de vegetatie van de aangrenzende elementen, te weten die van het perceel en van de sloten. Hiermee kan een beeld worden verkregen van de afhankelijkheid van de slootkantvegetatie van de aangrenzende elementen.

experimenteel onderzoek (paragraaf 3.3)

De hiervoor beschreven provinciale analyse heeft aanleiding gegeven tot eigen onderzoek op een aantal locaties met specifieke inrichtings- en beheersomstandigheden. Het belangrijkste deel daarvan wordt gevormd door de locaties waar onderzoek van experimenteel karakter is uitgevoerd (paragraaf 3.3.1 t/m 3.3.8). Op deze locaties is een aantal inrichtings- en beheersfactoren gevarieerd, waarna voor een periode van drie seizoenen de ontwikkeling van de vegetatie is gevolgd. De beschrijvingen zijn vrij uitgebreid. Voor een overzicht van de onderzoeksresultaten kan worden volstaan met de paragraaf 3.6 en 5.

onderzoek specifieke locaties (paragraaf 3.4)

Naast de experimenteel ingerichte locaties is ook een aantal al bestaande locaties onderzocht met specifieke inrichtings- en beheerscondities (paragraaf 3.4.1 t/m 3.4.4). Het gaat om percelen met speciale inrichtings- of beheersvormen (beweidings- of schoningsbeheer), waarbij is nagegaan of dit heeft geresulteerd in opvallende kenmerken van de slootkantvegetatie. Ook hier zijn de verschrijvingen gedetailleerd en vrij omvangrijk. Voor een overzicht kan worden volstaan met de paragraaf 3.6 en hoofdstuk 5.

chemische en hydrologische karakterisering (paragraaf 3.5)

De chemische en hydrologische karakterisering vormen het complement van het vegetatiekundige onderzoek. Nagegaan is in hoeverre de chemische en hydrologische eigenschappen van het slootkantmilieu zich onderscheiden van die van de aangrenzende sloten en percelen.

samenvatting resultaten onderzochte locaties (paragraaf 3.6)

Omdat het in paragraaf 3.3 t/m 3.5 gepresenteerde materiaal nogal omvangrijk is, wordt in een aparte paragraaf een overzicht van de belangrijkste bevindingen over de betekenis van de onderzochte inrichtings- en beheersfactoren gegeven. De lezer die behoefte heeft aan een overzicht van de verkregen resultaten, kan volstaan met het lezen van deze paragraaf. Een algemeen ecologische inkadering van de bevindingen wordt gepresenteerd in hoofdstuk 5.

Modelonderzoek aan de stikstofhuishouding van slootkanten (hoofdstuk 4)

Omdat het experimentele onderzoek slechts op een periode van drie seizoenen betrekking heeft, leveren de resultaten geen zekerheid over de ontwikkelingen op de lange termijn.

Om hier meer zicht op te krijgen is voor de stikstofhuishouding een modelonderzoek uitgevoerd, gericht op de betekenis van de inrichtingsvorm en van enkele beheersaspecten voor de middellange termijn (20 jaar). Het onderzoek is geconcentreerd op de stikstofhuishouding, in de veronderstelling dat deze parameter in hoge mate bepalend is voor de natuurwaarde van de vegetatie. De gebruikte modellen zijn weliswaar niet specifiek voor slootkantsituaties ontwikkeld, maar vormen wel een voor dit vegetatie-element relevante weerslag van de kennis die in modelvorm gebundeld is.

Algemeen-ecologische beschrijving van de slootkanten en discussie (hoofdstuk 5)

In dit hoofdstuk worden de resultaten van het ecologische onderzoek samengevat, bediscussieerd en geplaatst in de ecologische literatuur. De discussie heeft zowel betrekking op de bevindingen vanuit de provinciale inventarisatie van Zuid-Holland als vanuit de onderzochte locaties (de experimentele en de bestaande). Ook wordt aandacht gegeven aan de slootkanten als vorm van ecologische infrastructuur.

Bedrijfskundig onderzoek (hoofdstuk 6)

De mogelijke consequenties van de natuurgerichte inrichtingsvormen van slootkanten voor de bedrijfsvoering worden hier besproken. Daarbij wordt onder meer ingegaan op de oppervlakte die hiermee is gemoeid, de mogelijkheden voor veedrenking en voor regulier beheer en de risico's voor grotere besmetting met leverbot.
Ook voor de verschillende beheersaspecten wordt nagegaan in hoeverre natuurvriendelijke vormen inpasbaar zijn in de gangbare agrarische bedrijfsvoering. Voor de bemesting wordt aandacht gegeven aan het verspreidingspatroon van verschillende meststrooiers en de technische mogelijkheden om de kanten te ontzien. Voor het maairegime wordt aandacht gegeven aan de complicatie van het verschil in maaitijdstip van perceel en slootkant. Voor het beweidingsregime wordt op de toepassing van rasters ingegaan en tevens op de beïnvloeding van het drinkgedrag van koeien door weidepompjes. Voor wat het schoningsregime betreft wordt ingegaan op het natuurvriendelijk gebruik van schoningsapparatuur. Aan de bemesting en aan de effectiviteit van weidepompjes zijn aspectstudies gewijd (paragraaf 6.3 en 6.4)

Realiseringsmogelijkheden natuurvriendelijk slootkantbeheer (hoofdstuk 7)

Met het kostenniveau van natuurgericht(e) slootkantbeheer(-inrichting) als invalshoek worden de mogelijkheden voor realisering besproken. Een onderscheid is gemaakt in kosteloos beheer (te beginnen bij voorlichting), financiële ondersteuning en kaderscheppend beleid. Verkend wordt in hoeverre aanvullende beleid gewenst is.

In paragraaf 7.2 is gepoogd aan de onderzoeksresulaten een meer gemakkelijk toegankelijke vorm te geven, waarbij ook enkele praktische aanwijzingen voor natuurgericht slootkantbeheer worden gegeven. Hierbij is de Dotter, die een grote natuurwaarde paart aan een hoge esthetische en recreatieve waarde[9], als leidraad genomen. Vanuit een schets van de omstandigheden waarin deze soort kan gedijen, wordt nagegaan welke onderdelen

[9] In het natuurbeleidsplan (1990) is de Dotter één van de aandachtssoorten waaraan de komende jaren in het beleid veel gewicht zal worden gegeven.

van de bedrijfsvoering voor deze soort relevant zijn. Dit mondt uit in een beeld van een voor deze soort gewenst beheer en hoe dit kan worden gerealiseerd.

Samenvatting (hoofdstuk 8)

De belangrijkste bevindingen zijn hier bij elkaar gebracht en een eindbeeld wordt geschetst.

2. METHODISCHE ASPECTEN T.A.V. GEBRUIKSMOGELIJKHEDEN VAN VEGETATIE-OPNAMEN

2.1 Inleiding 25

2.2 Vergelijkende toetsing van drie indicatorsystemen voor voedselrijkdom in graslanden 27

Samenvatting 27

Inleiding 27

Materiaal en methoden 29

Resultaten 31

Discussie en conclusie 34

Appendix 36

2.3 Oppervlakte-afhankelijkheid van parameters voor ecologische factoren en natuurwaardering van graslandopnamen 39

Samenvatting 39

Inleiding 39

Materiaal en methoden 40

Resultaten 41

Discussie 43

Conclusies 43

2.1 Inleiding

Het op efficiënte wijze verkrijgen van betrouwbare informatie over abiotische omstandigheden is in vegetatiekundig/ecologisch onderzoek niet zonder problemen. Dit betreft bijvoorbeeld de eigenschappen van bodem en bodemwater. Directe metingen zijn weliswaar objectief, maar hebben ook verschillende nadelen. Onzeker is of de gebruikte analysetechniek een goede weergave geeft van de voor plantewortels beschikbare fractie (zie o.a. Allen *et al.*, 1974). Ook is het bemonsteringsmoment en de -frequentie van groot belang voor de generalisering. Een belangrijk nadeel is voorts dat chemische analyses veel tijd kosten. Onder andere vanwege deze nadelen zijn er door diverse auteurs systemen ontwikkeld waarmee snel een globale uitspraak over de abiotische condities kan worden gedaan aan de hand van de samenstelling van de vegetatie. Onderzoek is uitgevoerd naar de betrouwbaarheid en nauwkeurigheid van dergelijke systemen voor het trofieniveau, waarover wordt gerapporteerd in paragraaf 2.2.

Bij een onderzoek als het onderhavige is het gebruik van oppervlakte-onafhankelijke parameters van belang. De slootkantkwaliteiten zijn namelijk per lengte-eenheid geregistreerd. In het geval dat de slootkantzones in breedte verschillen, betekent dat dat opnamen van verschillend oppervlak met elkaar worden vergeleken. In sommige gevallen is ook gebruik gemaakt van gegevens van andere onderzoeken waar sterk afwijkende opnamedimensies zijn gehanteerd. In paragraaf 2.3 wordt verslag gedaan van onderzoek naar oppervlakte-afhankelijkheid van enkele indicatoren voor ecologische factoren en voor natuurwaardering.

2.2 Vergelijkende toetsing van drie indicatorsystemen voor voedselrijkdom in graslanden

Th.C.P. Melman, P.H.M.A. Clausman & H.A. Udo de Haes

Vertaling (met enkele wijzigingen) van: 'The testing of three indicator systems for trophic state in grasslands', verschenen in Vegetatio 75:143-152 (1988).

Trefwoorden: Droge-stofproduktie, Grasland, Indicatie, Monitoring, Trofieniveau.

Samenvatting

Drie systemen voor de indicatie van het trofieniveau van bodem en vegetatie zijn getoetst en vergeleken voor graslanden. Als externe toetsingsparameters zijn gebruikt (bruto) bovengrondse produktie en stikstofgift. Tussen het geïndiceerde trofieniveau en de externe toetsingsparameters zijn sterke correlaties gevonden. Ook zijn er aanwijzingen gevonden dat de indicatorsystemen onder bepaalde omstandigheden naast ordinale ook kardinale informatie kunnen verschaffen. De betrouwbaarheid van de indicatorsystemen is niet geheel afhankelijk van de volledigheid van de vegetatie-opnamen; het buiten beschouwing laten van de abundantie-gegevens of het weglaten van soorten waarvan slechts enkele exemplaren werden aangetroffen resulteert niet in een sterke verlaging van de correlatie. Geconcludeerd wordt dat indicatorsystemen een nuttige bijdrage kunnen leveren voor ecologisch onderzoek en tevens voor het natuurbeschermingsbeleid.

Inleiding

De aanwezigheid en de abundantie van plantensoorten kunnen gebruikt worden als indicatoren voor ecologische factoren. Dit is onder meer van nut bij ecologisch onderzoek en bij de voorbereiding van natuurbeleid (o.a. De Boer & De Gooijer, 1979; Persson, 1981; Durwen, 1982; Böcker *et al.*, 1983; Best & Haeck, 1984; Tüxen, 1979; Loopstra & van der Maarel, 1984).
Bij het bepalen van de betrouwbaarheid van indicatorsystemen (gebaseerd op de samenstelling van de vegetatie), kunnen ten minste vier aspecten worden onderscheiden:

a. interne consistentie van het indicatorsysteem;
b. calibratie van het indicatiesysteem op de geïndiceerde factor, inclusief de nauwkeurigheid zowel in ordinale als in kardinale zin;
c. de gevoeligheid van het indicatiesysteem voor incomplete vegetatie-opnamen;
d. het gedrag van het indicatorsysteem gedurende een zekere tijdsspanne, dat wil zeggen de bruikbaarheid van het systeem in variabele of veranderende omstandigheden.

Verscheidene onderzoeken gaan in op een of meer van bovengenoemde aspecten. Zo is de interne consistentie van Ellenberg's vocht-indicatie getoetst door Ter Braak & Gremmen (1986). Aan calibratie van indicatorsystemen is weinig aandacht besteed, ofschoon Ellenberg (1979) hierover enige gegevens presenteert. Böcker *et al.* (1983) hebben de gevoeligheid voor onvolledige vegetatie-opnamen onderzocht. Aan het gedrag in de tijd van indicatorsystemen is onderzoek gedaan door Bornkamm & Hennig (1982) en Böcker *et al.* (1983). De vraag of, en onder welke omstandigheden indicatorsystemen betrouwbare

informatie kunnen opleveren over ecologische factoren is evenwel nog niet volledig beantwoord.

In deze paragraaf wordt met name ingegaan op de aspecten b, c, en d. Het onderzoek beperkt zich tot de voedselrijkdom-indicatie van drie systemen, die zijn getoetst voor de agrarisch gebruikte graslanden in Nederland.

De in beschouwing genomen indicatorsystemen

De drie beschouwde indicatorsystemen zijn die van Kruijne *et al.* (1967), Ellenberg (1979) en Clausman *et al.* (1987). Alle drie bestaan uit een verzameling van plantensoorten met per soort een indicatiegetal en een algoritme om het indicatiegetal van een vegetatie-opname te berekenen.

Kruijne *et al.* (1967) (van nu af aan te duiden als Kruijne) geven indicatiegetallen voor zes factoren, waaronder die voor P (fosfor) en K (kalium). Aan deze P- en K-getallen, die het ecologische optimum van de soort aanduiden, liggen chemische bodembepalingen ten grondslag. Het indicatiegetal van een opname wordt berekend door het gemiddelde te bepalen van de indicaties van de aangetroffen soorten, waarbij de soorten recht evenredig met hun abundantie worden gewogen. Kruijne bracht in zijn systeem geen informatie in over de ecologische tolerantie van soorten. Het systeem is ontwikkeld voor de Nederlandse graslandvegetatie.
Het feit dat het systeem is gebaseerd op chemische bodembepalingen suggereert dat het is gecalibreerd. Het is echter nog maar de vraag in welke mate de hoeveelheden aangetoonde P en K de facto beschikbaar zijn voor planten (voor de problematiek van geschikte extractie-technieken, zie o.a. Allen *et al.*, 1974), en tevens of de gevonden concentraties representatief zijn voor de nutriëntvoorziening gedurende het hele (groei)seizoen (zie Boeker, 1954). Een belangrijke beperking van het systeem is dat stikstof buiten beschouwing is gebleven. Dit nutriënt bepaalt in de huidige Nederlandse agrarische graslanden waarschijnlijk in zeer belangrijke mate het trofieniveau.

Ellenberg (1979) geeft indicatiegetallen voor zeven ecologische factoren, waaronder stikstof. Deze getallen geven het ecologische optimum van de soorten aan. Gegevens over de ecologische tolerantie van de soorten zijn niet in het systeem verwerkt. De indicatiegetallen zijn gebaseerd op de brede ervaring van de auteur; er liggen geen systematische metingen aan ten grondslag. Het indicatiegetal van een opname wordt berekend door het gemiddelde te bepalen van dat van de aangetroffen soorten. De weging van de soorten is hierbij facultatief. Als er wordt gewogen wordt voorgesteld dit met evenredig met de abundantie te doen. Het systeem heeft betrekking op vegetatietypen die in Centraal Europa voorkomen.

Clausman *et al.* (1987) (van nu af aan aan te duiden als Clausman) geven indicatiegetallen voor drie factoren, waaronder de voedselrijkdom. Elke soort heeft per factor twee indicatiegetallen, één voor het ecologische optimum en één voor de ecologische tolerantie. De indicatiegetallen zijn op dezelfde gegevens gebaseerd als die van de P- en K-getallen van Kruijne. Gestreefd is naar een verbetering van Kruijne's systeem door gebruik te maken van een iteratieve ordinatie-techniek die verwantschap heeft met 'reciprocal averaging (Hill, 1973). Het indicatiegetal van een vegetatie-opname wordt berekend door de indicatiegetallen (zowel de optimum- als tolerantie-getallen) van de aangetroffen

soorten met elkaar te combineren. Dit resulteert in een curve die de waarschijnlijkheid van de onderscheiden voedselrijkdom-klassen of trofieniveaus aangeeft. Het systeem is bedoeld voor graslandvegetatie. Een uitgebreidere beschrijving wordt gegeven in het appendix van deze paragraaf.

Materiaal en methoden

Er kon gebruik worden gemaakt van de gegevens van twee Nederlandse graslandonderzoeken. In deze onderzoeken waren zowel over de samenstelling van de vegetatie als over de droge-stofproduktie en het bemestingsregime gegevens voorhanden.

Vegetatiegegevens

'De Ossekampen' (Elberse, 1966; Elberse et al., 1983)
In dit onderzoek (gestart in 1957) wordt de ontwikkeling van de graslandvegetatie gevolgd bij zes bemestingsregimes, in combinatie met twee gebruikswijzen (weiland en hooiland). De bemesting is vrij laag, waarbij de niveaus van beide gebruikswijzen omgekeerd zijn ten opzichte van de 'normale' situatie: op de weilanden is de mestgift laag (maximum N-gift 60 kg/ha.jr) en op de hooilanden relatief hoog (maximum N-gift 160 kg/ha.jr). De proefvlakken (2.5x16 m) zijn gesitueerd op onderzoeksboerderij 'De Ossekampen' (bij Wageningen). De bodem bestaat uit zware rivierklei. De bemonstering van de vegetatie gebeurt aan de hand van 50 tot 100 plukken ('handgrepen') van 5x5 cm, waarbinnen de frequentie en het drooggewicht van de plantensoorten wordt vastgesteld (De Vries, 1937). De gegevens die voor het onderhavige onderzoek worden gebruikt, betreffen de ontwikkeling tot en met 1980.

PAW-970 (Van Steenbergen, 1976a,b)
In dit onderzoek (1963-1973) is de invloed van de N-gift en drooglegging bepaald op de produktie en de botanische samenstelling van graslanden. De onderzoeksveldjes (5x6 m) liggen verspreid over heel Nederland. De gegevens die voor het onderhavige onderzoek zijn gebruikt, hebben betrekking op zes locaties op veen en klei-op-veen bodems, en zijn afkomstig uit de provincie Zuid-Holland. Op elke locatie zijn drie N-niveaus aangelegd (50, 250 en 550 kg/ha.jr; zie Van Strien & Melman, 1987), waarbij ook de samenstelling van de vegetatie is bepaald. De vegetatiebemonstering is uitgevoerd volgens De Vries (1937). De onderzoeksveldjes betreffen weilanden en kunnen als representatief worden beschouwd voor de huidige agrarisch gebruikte graslanden in Zuid-Holland.

Voedselrijkdom-gegevens

In het schema van figuur 1 zijn enkele relaties weergegeven tussen trofieniveau van het substraat en vegetatiesamenstelling. Cel 1 betreft de aanvoer van nutriënten in het bodem—vegetatie systeem, onder meer via (kunst)mest, grondwater en neerslag. De aanvoer beïnvloedt zowel het nutriëntgehalte van de bodem (cel 2a) als — via complexe processen — de voor plantewortels beschikbare hoeveelheid nutriënten (cel 2b). De beschikbaarheid op zijn beurt beïnvloedt de hoeveelheid die door de vegetatie wordt opgenomen (cel 4a), en daarmee de produktie van biomassa. Zowel de beschikbaarheid van nutriënten in de bodem als de geproduceerde hoeveelheid biomassa beïnvloeden de floristische samenstelling van de vegetatie, via fysiologische en ecologische processen (cel 4a). De samenstelling van de vegetatie zou nu een indicator moeten zijn voor de voedselrijkdom (cel 4b). Om nu de kwaliteit als indicator te toetsen, zijn metingen aan externe

parameters noodzakelijk, bij voorkeur betrekking hebbend op cel 2b en 3, zoals uit figuur 1 is af te leiden. Voor beide onderzoeken was de stikstofgift en de bruto droge-stofproduktie een bekend gegeven. Met dit laatste gegeven kon cel 3 worden gevuld. Voor cel 2b moest met de N-gift worden volstaan; bodemanalyses waren niet voorhanden. Aanvullende argumenten om daar genoegen mee te nemen zijn het momentane karakter van bodemanalyses (zie ook Boeker, 1954) en de vraag of de in de chemische analyses aangetoonde hoeveelheden nutriënten wel overeenkomen met de voor planten beschikbare fractie.

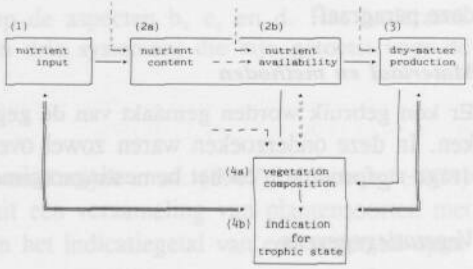


Fig. 1. Outline of the trophic relations with regard to vegetation, its composition and indicational quality. —►, is the factor relation under consideration and ---► that not under consideration. -·—·, is the indication relation, under consideration and ·---· that not under consideration on.

stikstof-gift

In het PAW-970 onderzoek is stikstof als enige beperkende factor opgenomen, zodat simpelweg de N-gift als maat voor het trofieniveau van de bodem kon worden aangehouden. Bij de uitwerking van de relatie tussen de indicatiegetallen van de vegetatieopnamen en de N-gift moet evenwel worden bedacht dat de N-gift niet noodzakelijkerwijs equivalent is aan de beschikbare hoeveelheid N (denk aan verliezen via uitspoeling en extra aanvoer via bodemmineralisatie). Dit kan een aanzienlijke ruis tot gevolg hebben. Een bijkomende reden om juist de N-gift in het onderzoek op te nemen is de betekenis daarvan voor de milieuvervuiling: het overgrote deel van de in Nederland toegediende meststoffen betreft stikstof.

In het onderzoek van 'De Ossekampen' zijn verschillende voedingselementen als beperkende factoren opgenomen, zodat hier niet met een eenduidige parameter voor de toegediende hoeveelheid nutriënten kan worden gewerkt.

droge-stofproduktie

Gegevens over de droge-stofproduktie zijn van beide onderzoeken beschikbaar. Deze parameter geeft de hoeveelheid nutriënten aan die voor het bovengrondse deel van de vegetatie zijn gebruikt. Eerder is al opgemerkt dat de droge-stofproduktie naast het nutriëntgehalte door verschillende andere factoren wordt beïnvloed, zodat de toetsingsparameter niet alleen het trofieniveau weergeeft. Het lijkt toch een redelijke aanname dat voor de Nederlandse graslanden op klei en veen het trofieniveau de factor is die bovenal de produktie bepaalt (zie bijv. Van Steenbergen, 1977).

Verwerking van de gegevens

De vegetatiegegevens zijn omgezet naar de 'nine-point cover-abundance' schaal (Van der Maarel, 1979). De indicatiegetallen voor het trofieniveau van de opnamen zijn volgens de algoritmes van de drie systemen berekend. Omwille van de presentatie zijn de getallen van de systemen van Ellenberg en Clausman met tien vermenigvuldigd. Voor het systeem van Kruijne zijn behalve de indicatiegetallen voor P en K ook de gemiddelden van deze twee berekend, in de veronderstelling dat dit een betere weergave van de algemene voedselrijkdom zou opleveren.

Om de ruis te verminderen, bijvoorbeeld als gevolg van de wisselende weersomstandigheden, zijn de gegevens over de produktie, stikstof-gift en de indicatiegetallen van de opnamen over een aantal jaren geaggregeerd ('De Ossekampen' over 1968-1978, en PAW-970 over 1970-1973).

Om na te gaan in hoeverre onvolledige informatie over de vegetatie-opnamen de betrouwbaarheid van de indicatiegetallen beïnvloedt, zijn drie berekeningsvarianten toegevoegd waarin de abundantie-gegevens en/of soorten met een bedekking van minder dan 5% zijn weggelaten (voor nadere specificatie zie tabel 1).

Resultaten

Tabel 1 laat zien dat voor alle indicatorsystemen een sterke correlatie wordt gevonden tussen de indicatiegetallen van de opnamen en de droge-stofproduktie, zowel voor de gegevens van de twee onderzoeken gezamenlijk als die van 'De Ossekampen' afzonderlijk (variant 1: r = 0.72–0.96). De gegevens van PAW-970 afzonderlijk beschouwd laten echter een aanzienlijk zwakkere samenhang zien (variant 1: r = (0.08) 0.45–0.66).

De correlaties lijken niet erg gevoelig voor incomplete gegevens. De abundantie-data blijken vrijwel geen betekenis te hebben, waarbij het algemene effect zelfs eerder negatief dan positief lijkt te zijn (vergelijk variant 1 met 2; 3 met 4). Verder resulteert het weglaten van soorten die slechts in geringe hoeveelheden voorkomen (bedekking minder dan 5%) slechts in een geringe verlaging van de correlatie (vergelijk variant 1 met 3; 2 met 4).

Hoewel het aantal gegevens beperkt is, is toch een tentatieve vergelijking gemaakt tussen de indicatorsystemen. Zoals mocht worden verwacht geeft de gecombineerde PK-indicatie van Kruijne een stabielere samenhang te zien dan P-Kruijne en K-Kruijne afzonderlijk. Heel opvallend daarbij is dat P-Kruijne voor PAW-970 geen enkele samenhang laat zien (r=0.08). Bij de verdere bespreking van Kruijne's systeem zullen alleen de PK-indicaties van de opnamen in beschouwing worden genomen. Over het algemeen zijn de verschillen tussen de drie systemen beperkt. Wat betreft berekeningsvariant 1 blijkt dat Kruijne een sterkere correlatie laat zien dan Ellenberg voor de minder voedselrijke omstandigheden ('De Ossekampen') en Ellenberg een sterkere dan Kruijne voor de meer voedselrijke omstandigheden (PAW-970). Voor het hele voedselrijkdomtraject laat Clausman de sterkste correlaties zien.

Table 1a. Correlation coefficients of dry-matter production (col. 1.3) with indication figures of relevés according to three indicator systems (four computation variants) and of dry-matter production. Data of two experiments conbined (col. 1) and separate (col. 2 – 4). Correlation coefficient of N-supply with production (col. 4) subjoined.

Indicator system + computation variant	Combined data (n = 54) prod.	'De Ossenkampen' (n = 18) prod.	PAW-970 (n = 36) prod.	N-supply
P-Kruijne 1	0.81	0.88	0.08	0.28
K-Kruijne 1	0.85	0.72	0.45	0.40
PK-Kruijne 1	0.87	0.80	0.51	0.49
PK-Kruijne 2	0.89	0.91	0.58	0.56
PK-Kruijne 3	0.85	0.72	0.51	-
PK-Kruijne 4	0.85	0.74	0.49	-
Ellenberg 1	0.82	0.74	0.66	0.57
Ellenberg 2	0.84	0.72	0.41	0.36
Ellenberg 3	0.78	0.72	0.70	-
Ellenberg 4	0.76	0.68	0.57	-
Clausman 1	0.90	0.96	0.62	0.61
Clasuman 2	0.91	0.95	0.68	0.64
Clausman 3	0.89	0.91	0.57	-
Clausman 4	0.90	0.91	0.70	-
N-supply	-	-	0.85	-

Table 1b. Specification of computation variants.

Computation variant	Use of abundance data	Species abund. <5% included
1	yes	yes
2	no	yes
3	yes	no
4	no	no

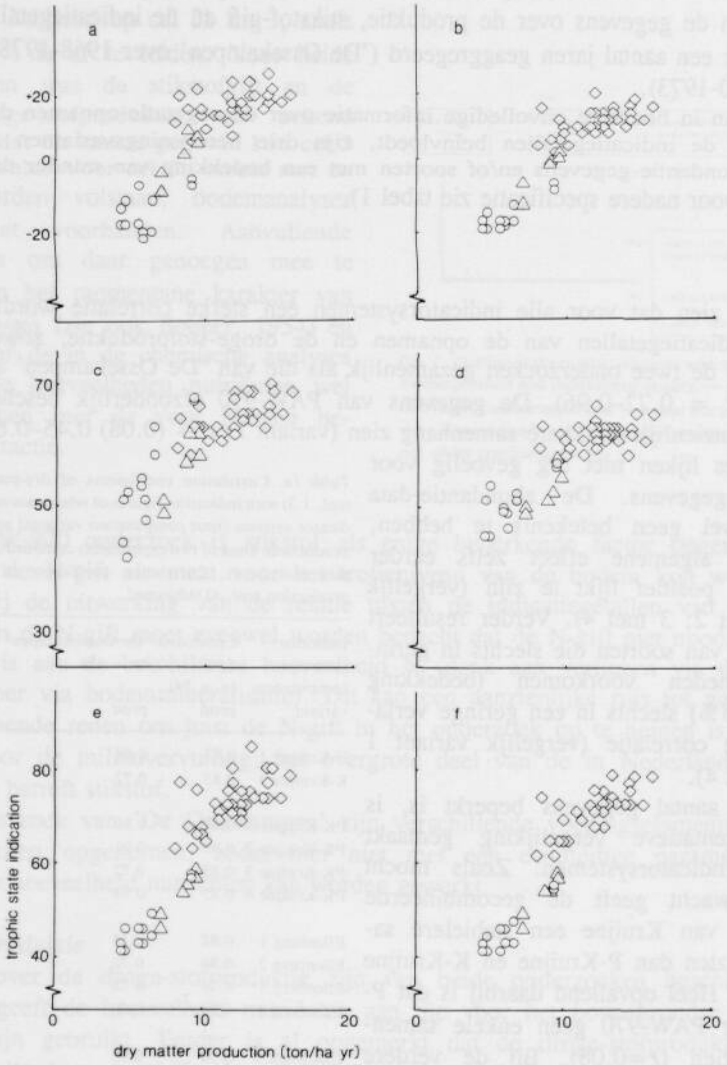


Fig. 2. Relation between dry matter production (ton/ha, yr) and indication for trophic state according to three indicator systems and two computation variants.

a. PK Kruijne 1; b. PK Kruijne 2; c. Ellenberg 1; d. Ellenberg 2; e. Clausman 1; f. Clausman 2. ○ = 'De Ossekampen', hay field; △ = 'De Ossekampen', pasture; ◇ = PAW-970, pasture.

Een grafische weergave van deze relaties (fig. 2) laat zien dat de punten van de twee datasets vrijwel op elkaar aansluiten, ofschoon er in de droge-stofproductie nauwelijks van overlap sprake is. De goede aansluiting suggereert dat, wanneer de droge-stofproduktie als toetsingsparameter wordt gebruikt, de indicatorsystemen inderdaad kardinale informatie leveren. Daarbij lijkt het zo te zijn dat de responsie van de systemen voor produktie ongeveer lineair is, zij het niet over de hele range: boven een produktie van twaalf ton/ha.jr, geven de systemen geen differentiatie van betekenis meer.

Voor de gegevens van PAW-970 zijn ook correlatie-coëfficiënten berekend tussen de indicatiegetallen en de N-gift. De resultaten hiervan zijn vergelijkbaar met die van de produktie (tabel 1, kolom 4). In het verlengde hiervan is ook een sterke correlatie gevonden tussen N-gift en produktie (r=0.85). In dit onderzoek komen de twee externe toetsings-parameters onderling dus sterk overeen.
Zoals hierboven vermeld kan voor 'De Ossekampen' de zwaarte van de mestgift niet getalsmatig in kardinale schaal worden weergegeven. Daarom is alleen een vrij globale vergelijking gemaakt tussen de relatief zwaar bemeste hooilanden en de laag bemeste weilanden. Hier doet zich het opmerkelijke fenomeen voor dat de hooilanden (△) een lagere produktie en lagere indicatiegetallen hebben dan de weilanden (o) (figuur 2), dus omgekeerd ten opzichte van wat men zou verwachten. De betrouwbaarheid van de indicatieve kwaliteit van de vegetatie lijkt hier dus sterk af te hangen van de keuze van de externe toetsingsparameter: de indicatie correspondeert goed met produktie, maar voor de mestgift is er sprake van sterke interferentie met gebruikswijze. Dit aspect zal in de discussie nader worden besproken.
Na de vaststelling van de sterke correlatie tussen de indicatiegetallen van de opnamen en de externe toetsingsparameters (met name de produktie), is in een volgende stap nagegaan hoe nauwkeurig de indicaties zijn. Om de standaardfout te bepalen van de schatting ($s_{y.x}$) van een indicatiegetal van een enkele opname (y) op basis van de produktie (x), is een lineaire regressie-analyse uitgevoerd waarin weer dezelfde geaggregeerde produktie-gegevens zijn gebruikt. De waarden van de indicatiegetallen van de opnamen zijn hierbij

Table 2. Regression analysis of three indicator systems on dry-matter production from data of 'De Ossenkampen' and PAW-970, combined and separate. x = dry-matter production (ton/ha, yr); y = indication figure of a relevé. The range of indication figures is given as a reference for $s_{y.x}$.

Data set	Ind. system	Regression equation (y =) ax + b	Std. err. of the est. ($s_{y.x}$)	Range of indication figures in data set
Both	PK-Kruijne 1	3.97x − 31.3	7.4	60
	Ellenberg 1	1.80x + 43.8	4.4	37
	Clausman 1	3.77x + 27.0	6.1	46
'Ossenkampen'	PK-Kruijne 1	4.45x − 38.1	6.7	41
	Ellenberg 1	2.94x + 35.7	5.6	34
	Clausman 1	2.95x + 29.0	3.1	24
PAW-970	PK-Kruijne 1	1.23x + 2.8	4.4	27
	Ellenberg 1	0.95x + 54.0	2.9	18
	Clausman 1	1.69x + 53.1	4.8	27

niet geaggregeerd. Tabel 2 laat zien dat, vergeleken met de ranges in de data-set, $s_{y.x}$ niet zo groot is. Echter, in beschouwing nemende dat het 90%-betrouwbaarheidsinterval viermaal $s_{y.x}$ is, moet worden geconcludeerd dat de voedselrijkdom-indicatie in feite een aanzienlijke variabiliteit vertoont.
Een volgend onderzocht aspect van de indicatorsystemen is het gedrag in de tijd. Als een vegetatie zich slechts langzaam aan veranderende omstandigheden aanpast, dan is de voedselrijkdom-indicatie een herinnering aan het verleden en geeft niet de actuele situatie weer. Bij het uitzetten van de indicatiegetallen en de produktie tegen de tijd van de twee extreme bemestingsregimes (figuur 3), komt naar voren dat beide parameters een vrij snelle differentiatie laten zien. Binnen drie jaar kunnen de extreme beheersvormen goed worden onderscheiden. Dit betekent dat in zo'n periode veranderingen in het milieu

kunnen worden aangetoond. Vergelijkbare resultaten met betrekking tot de snelle veranderingen in graslandvegetatie als gevolg van beheersveranderingen zijn beschreven door Ennik (1965) en Bosch *et al.* (1963). Aan de andere kant moet er op worden gewezen dat twintig jaar na het begin van het onderzoek de indicatiegetallen en de produktie nog steeds veranderen, waarbij de ontwikkelingen wel ongeveer dezelfde richting blijven volgen (figuur 3a,b). De veranderingen van de indicatiegetallen en die van de externe parameter (produktie) laten wel gedurende de gehele onderzoeksperiode een parallel verloop zien.

Discussie en conclusie

De resultaten ondersteunen de opvatting dat indicatorsystemen niet alleen ordinale informatie leveren, maar onder bepaalde omstandigheden wellicht ook kardinale informatie. Dit is onderbouwd door het opstellen van een bevredigende formule over de lineaire responsie van de systemen met de produktie. Toch moet ten aanzien van deze conclusie wel enige terughoudendheid in acht worden genomen, omdat slechts twee data-sets zijn gebruikt, die bovendien vrijwel niet-overlappende produktie-ranges omvatten. De stelling dat indicatorsystemen ook kardinale informatie leveren is strijdig met de ideeën van diverse auteurs, die juist benadrukken dat dergelijke systemen alleen kunnen worden gebruikt om het trofieniveau in relatieve zin te bepalen (o.a. Böcker *et al.*, 1983). In algemene zin kan dit waar zijn, maar is niet noodzakelijkerwijs het geval wanneer de vergeleken objecten onderling sterke gelijkenis vertonen en mogelijk interferende factoren (bijvoorbeeld vochttoestand en zuurgraad) geen grote verschillen vertonen. Uitgebreider onderzoek op dit punt is wenselijk, en vindt ondermeer plaats bij de uitwerking van het zgn. Ichors-model (Barendregt *et al.*, 1986).

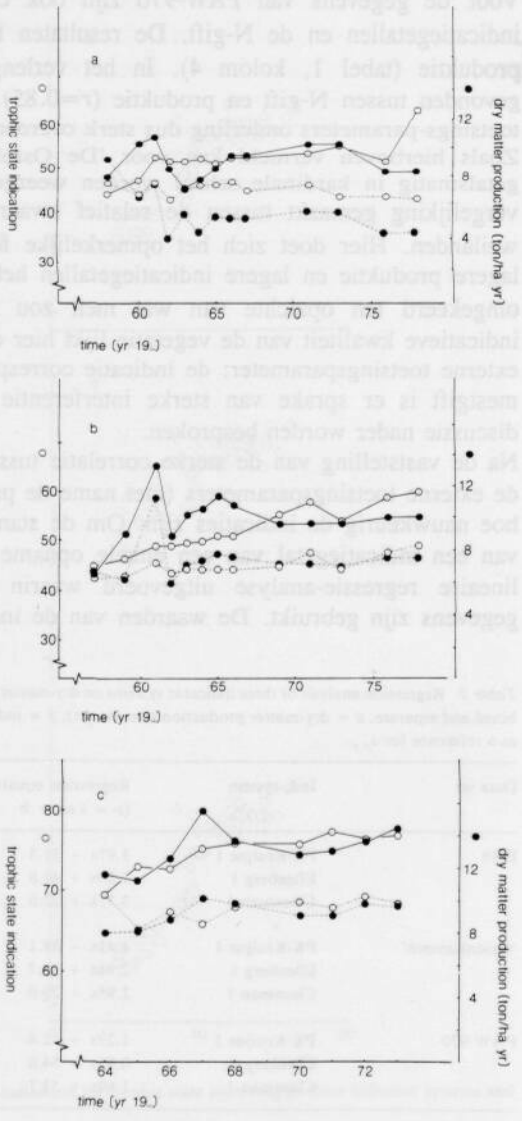


Fig. 3. Course of the indication for trophic state (system Clausman 1) and of the production (ton/ha, yr) in time, in condition of heavy and light fertilization. a. data from 'De Ossenkampen', hay field; b. data from 'De Ossenkampen', pasture; c. data from PAW-970, pasture. – = heavy fertilization ('De Ossenkampen': NPK fertilization; PAW-970: rate of 550 kg/ha, yr) – – = light fertilization ('De Ossenkampen': none; PAW-970: rate of 50 kg/ha, yr) o = indication for trophic state (Clausman 1) • = production of dry matter (ton/ha, yr).

Een nog niet opgelost probleem is dat bij 'De Ossekampen' de hooilanden en de weilanden als groepen een negatieve correlatie vertonen tussen bemesting en produktie. Bij de

bespreking van de resultaten is gebleken dat de indicatorsystemen beter corresponderen met de droge-stofproduktie dan met de aanvoer van nutriënten. De discrepantie tussen bemesting en produktie hangt wellicht samen met de gebruikswijze. Ten aanzien van dit punt suggereren Elberse *et al.* (1983) dat er bij beweiding sprake is van een snelle turnover van de nutriënten via uitwerpselen en urine (recycling te velde), zodat de mestgift geen goed beeld geeft van de totale hoeveelheid nutriënten die voor de vegetatie beschikbaar is. Een betere overeenstemming tussen indicatie en nutriëntenaanbod zou verkregen kunnen worden door deze recycling in de nutriëntaanvoer te verdisconteren. Het belang van recycling wordt ook door Floate (1970) en Harrison (1978) vermeld, die voor systemen met een laag trofieniveau een vertienvoudiging van de aanvoer berekenen. Lantinga *et al.* (1987) vinden voor systemen met hoog trofieniveau (externe N-gift van meer van 200/ha.jr) echter in het geheel geen effect van een dergelijke recycling. Mogelijk is het effect van beweidingsbemesting alleen substantieel in vrij voedselarme systemen.
Een andere bezwaar tegen het gebruik van indicatorsystemen als een kardinaal meetinstrument is de discrepantie tussen het ecologische en fysiologische optimum van soorten (Ellenberg, 1958): soorten worden niet altijd aangetroffen daar waar de fysiologische omstandigheden het meest geschikt zijn, maar daar waar ze in vergelijking met andere soorten het meest concurrentiekrachtig zijn. Van een schijn-optimum kan ook sprake zijn door interferentie met andere milieufactoren. In dat geval zou de geïndiceerde factortoestand moeten worden geïnterpreteerd met in achtname van de overige omstandigheden. Ernst (1978) laat door enkele voorbeelden echter zien dat vermeende verschillen tussen ecologische en fysiologische optima op artefacten berusten of dat er sprake is van een differentiatie in ecotypen. De ernst van dit bezwaar is daarmee nog niet geheel duidelijk.
De vragen die uit bovenstaande tegenwerpingen voortvloeien, zouden kunnen worden beantwoord door de indicatorsystemen systematisch te toetsen op hun gevoeligheid voor interferende factoren. Als daarbij aanzienlijke afwijkingen aan het licht zouden komen, zou het een uitdaging zijn om een systeem te ontwikkelen dat hiervoor kan corrigeren. De indeling van plantensoorten in ecologische groepen zoals voorgesteld in het ecotopensysteem van Runhaar *et al.*(1987) is hiervoor een globale, vooralsnog ordinale benadering, al is koppeling aan kardinale grootheden mogelijk (Runhaar, 1989). Een meer kwantitatieve aanpak wordt gevolgd in het al genoemde Ichors-model (Barendregt *et al.*, 1986).

Het resultaat dat gegevens over de abundantie niet essentieel zijn voor de precisie van de indicatiegetallen van opnamen is verrassend. Abundantie is immers één van de basisgegevens die in vegetatiekundig onderzoek worden gebruikt; ecologen beoordelen een situatie vaak aan de hand van de abundantie van soorten. Toch is vaker geconstateerd dat dergelijke gegevens overbodig zijn. Böcker *et al.* (1983) rapporteerden soortgelijke resultaten voor ruderale struikvegetatie. Een ander verrassend resultaat was de geringe gevoeligheid van de resultaten voor het weglaten van soorten die in geringe hoeveelheden voorkomen. Nadere literatuur over dit fenomeen kon niet achterhaald worden. Het feit dat de indicatorsystemen door het systematisch weglaten van bepaalde gegevens niet sterk worden beïnvloed, suggereert dat ze vrij robuust zijn.

Indicatorsystemen zoals hier aan de orde zijn, hebben praktische betekenis als ze kunnen worden gebruikt om met behulp van biotische gegevens inzicht te krijgen in abiotische omstandigheden. Formeel genomen is de schatting van het trofieniveau (x) vanuit vegetatiegegevens (y) niet toegestaan, al zijn er speciale algoritmes ontwikkeld om zulke

'verkeerde' of omgekeerde regressies uit te voeren (Brown, 1979). Om een dergelijke omgekeerde regressie uit te voeren voor bijvoorbeeld produktie- en indicatiegetallen, zal men voor een nauwkeurige uitkomst over een aantal opnamen moeten beschikken, dit in verband met de grote standaardfout van de schatting, zoals die hierboven is vastgesteld.

Geconcludeerd kan worden dat indicatorsystemen zeer bruikbare informatie geven over de trofiegraad van een bodem—vegetatie systeem, zowel in ordinale als in kardinale zin. In het slootkantonderzoek dat in de volgende hoofdstukken aan de orde komt, zal het indicatorsysteem van Clausman worden gebruikt onder andere om de ruimtelijke relaties te verkennen tussen verschillende samenhangende ecosysteem-elementen zoals die in het veenweidegebied voorkomen.

Appendix

Het indicatorsysteem van Clausman *et al.* (1987) maakt niet alleen gebruik van het ecologische optimum van soorten, maar eveneens met hun tolerantie voor afwijkingen van dit optimum.
Met behulp van deze getallen kan voor elke soort een waarschijnlijkheidscurve worden geconstrueerd die de waarschijnlijkheidstoestand van de betreffende ecologische factor beschrijft. Aannemende dat de aanwezigheid van een soort onafhankelijk is van die van andere soorten, kan het ecologische optimum en de tolerantie voor afwijkingen daarvan voor een vegetatie-opname als volgt worden berekend:

$$\mu_v = \frac{\Sigma (\mu/t^2)}{\Sigma (1/t^2)}$$

$$t_v = \sqrt{\frac{1}{\Sigma (1/t^2)}}$$

μ = optimum van een soort
μ_v = optimum van een vegetatie
t = tolerantie van een soort
t_v = tolerantie van een vegetatie

In de literatuur zijn over de ecologische tolerantie van soorten slechts weinig gegevens voorhanden. Daarom is een methode ontwikkeld om uit opnamegegevens per soort een tolerantiegetal te verkrijgen. Deze methode is nauw verwant aan 'reciprocal averaging' (Hill, 1973), waarbij vegetatiegegevens worden geordineerd langs een ecologische gradiënt. Op basis van de gegevens van Kruijne *et al.* (1967) zijn voor ongeveer tweehonderd soorten initiële schattingen gemaakt van het optimum en de tolerantie. Met behulp van deze initiële indicatiegetallen zijn de indicatiegetallen berekend van circa 13.000 opnamen uit de provincie Zuid-Holland. Aan de hand van de responsie van de soorten op de indicatiegetallen van de opnamen zijn vervolgens nieuwe indicatiegetallen voor de soorten berekend. Aan de bijstelling van de indicatiegetallen van de soorten ligt dus een iteratieprocedure ten grondslag.
Veelvuldige iteratie zou uiteindelijk leiden tot een unieke oplossing, die niet afhankelijk is van de betekenis van de oorspronkelijk beoogde ecologische factor, maar alleen van de structuur van de data-set (Ter Braak & Gremmen, 1986). Getracht is dit effect zo klein mogelijk te houden, in de eerste plaats door slechts één iteratie uit te voeren en in de

tweede plaats door de data-set in sub-sets te verdelen die homogeen waren voor andere belangrijke ecologische factoren (zoals vochttoestand en gebruikswijze).
In het indicatorsysteem is ook voorzien in het gebruik van de abundantie-gegevens van soorten. Gegevens daarover zijn verkregen door de responsie van soorten te bepalen voor de afzonderlijke abundantie-klassen. Kruijne *et al.* (1967) en Ellenberg (1979) namen impliciet aan dat de abiotische omstandigheden dichter bij het optimum van een soort lagen, naarmate de soort een hogere abundantie heeft. Deze aanname kon lang niet voor alle soorten worden bevestigd: slechts voor enkele soorten werd een relatie gevonden tussen abundantie en indicatiegetallen. In het indicatorsysteem zijn voor deze soorten per afzonderlijke abundantieklasse indicatiegetallen opgesteld.

Nawoord

Wij zijn het Centrum vor Agro-biologisch onderzoek erkentelijk voor het ter beschikking stellen van de gegevens van 'De Ossekampen' en PAW-970. W.T. de Groot en A.J. van Strien leverden goede suggesties voor verbetering van het manuscript. De Landelijke Stuurgroep Onderzoek Milieuhygiëne verleende financiële ondersteuning.

2.3 Oppervlakte-afhankelijkheid van parameters voor ecologische factoren en natuurwaardering van graslandopnamen

Th.C.P. Melman, H.A. Udo de Haes & W. van Wijngaarden

Vertaling van: 'Size dependence of parameters for ecological factors and for nature conservation evaluation of grassland relevés', te verschijnen in Biological Conservation, 1991 (in druk).

Trefwoorden: Evaluatie, Indicatie, Onderscheidend vermogen, Vegetatie.

Samenvatting

De grootte van het oppervlak dat bij vegetatiekundig onderzoek wordt bemonsterd kan doorwerken in de interpretatie van de gegevens. Dit oppervlakte-effect kan bijvoorbeeld de score beïnvloeden van parameters voor ecologische factoren en parameters voor natuurwaardering die uit de samenstelling van de vegetatie worden afgeleid. Oppervlakte-afhankelijkheid kan een criterium zijn bij het kiezen van parameters; in het algemeen zal de voorkeur uitgaan naar parameters met een minimale oppervlakte-afhankelijkheid.

Om de oppervlakte-afhankelijkheid van enkele parameters voor graslandvegetatie te verkennen, zijn er opnamen (sensu Braun-Blanquet) gemaakt op percelen (100–500 m^2) en van de aangrenzende slootkanten (25–75 m^2). Het onderzoek is uitgevoerd in het Zuidhollandse veenweidegebied.

Voor de parameters voor ecologische factoren is er nauwelijks sprake van oppervlakte-afhankelijkheid, in tegenstelling tot die voor natuurwaardering. Er kon evenwel ook een waarderingsmaat worden opgesteld, die niet of nauwelijks oppervlakte-afhankelijk is. Het onderscheidend vermogen van de parameters voor ecologische factoren en voor natuurwaardering ontlopen elkaar nauwelijks. De resultaten van de perceel- en slootkantvegetatie corresponderen in hoge mate met elkaar.

Inleiding

Tekortkomingen in de beschrijving van een vegetatie kunnen doorwerken in de ecologische interpretatie en natuurwaardering ervan. Het is mogelijk dat deze tekortkomingen samenhangen met de grootte van het onderzochte oppervlak. Inzicht in de betekenis van de grootte van het onderzochte oppervlak wordt relevant wanneer de te vergelijken oppervlakken in omvang variëren. Dit kan bijvoorbeeld aan de orde zijn bij beleidsvoorbereiding wanneer men de gegevens van verschillende onderzoeken moet integreren. Deze problematiek is vergelijkbaar met die van het concept van het minimum-areaal (bijv. Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974; Chapman, 1976; Barkman, 1984), en met het vraagstuk van de nauwkeurigheid van inventarisatie-methoden (bijv. Leonard, 1932; Nielen & Dirven, 1950), waar het vooral om de compleetheid van de informatie gaat. De betekenis van de opnamegrootte voor de ecologische interpretatie en natuurwaardering is echter weinig onderzocht.

In dit artikel wordt ingegaan op de mate waarin parameters voor ecologische factoren en parameters voor natuurwaardering gebaseerd op opnamen (sensu Braun-Blanquet) opper-

vlakte-afhankelijk zijn. Onderzoeksobject zijn twee verwante typen graslandvegetaties, namelijk die van percelen en die van de aangrenzende slootkanten in West-Nederland. Omdat de kwaliteit van parameters niet alleen bepaald wordt door de oppervlakte-afhankelijkheid maar ook de nauwkeurigheid, wordt ook dit laatste aspect (in de vorm van het onderscheidend vermogen) in het onderzoek betrokken.

Materiaal en methoden

Onderzoeksgebied en opnamen

Het onderzoek is uitgevoerd in het veenweidegebied van West-Nederland, op agrarisch grasland. Het gebruik in deze streek is vrij intensief; de gemiddelde kunstmestgift bedraagt ca. 300 kg/ha.jr (Terwan, 1988). De vegetatie wordt algemeen als zeer homogeen beschouwd behalve als er hekken, stroomruggen, kwelplaatsen e.d. in de directe omgeving zijn.

De vegetatie van de percelen en de slootkanten is onderzocht in de periode juli-september 1985. In totaal zijn twintig locaties onderzocht. Op basis van de inventarisatie van het Provinciaal Bestuur van Zuid-Holland (Clausman & Den Held, 1984), is een selectie gemaakt die een groot deel van de range in soortenrijkdom omvat die in het agrarisch grasland voorkomt. De vegetatie-opnamen, die de hogere planten en mossen bevatten, zijn gemaakt volgens de Braun-Blanquet methode, waarbij de 'nine-point cover/abundance' schaal is gebruikt van Westhoff & Van der Maarel (1978).

Op elke locatie zijn twee series opnamen gemaakt (de zgn. basis-opnamen): op het perceel een serie van vijf opnamen (elk 100 m^2) en in de aangrenzende slootkant een serie van drie (elk 25 m^2) (figuur 1).De series zijn gelegd in een visueel homogene vegetatie. Ten einde grotere opnamen te verkrijgen zijn de basis-opnamen van een serie successievelijk samengevoegd. De bedekkings/abundantie-aanduidingen zijn daarbij gemiddeld. Dit resulteert in graslandopnamen van 100, 200, 300, 400 en 500 m^2 en slootkant-opnamen van 25, 50 en 75 m^2.

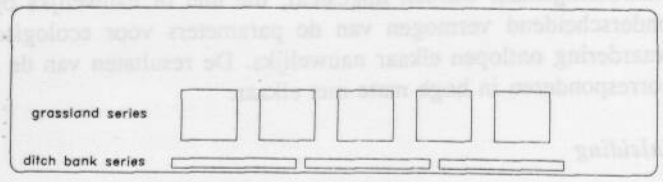


fig. 1. Layout of the releve series

Parameters voor ecologische factoren en natuurwaardering

Met behulp van de botanische gegevens zijn voor alle opnamen (basis-opnamen en samengevoegde opnamen) de scores berekend van de parameters voor de indicatie van ecologische factoren en parameters voor natuurwaardering. Hierbij zijn twee ecologische factoren betrokken: (a) voedselrijkdom en (b) gebruikswijze (hooiland-weiland), beide volgens het indicatorsysteem van Clausman *et al.* (1987). In dit systeem heeft elke soort (per factor) twee indicatiegetallen, één voor het ecologische optimum (bij welk factorniveau de soort het meest voorkomt) en één voor de ecologische tolerantie (tot hoever buiten zijn optimum de soort het kan uithouden). Het indicatiegetal van een opname wordt berekend door de indicatiegetallen van alle aangetroffen soorten volgens een algoritme met

elkaar te combineren. Dit resulteert in twee indicatiegetallen voor een opname, wederom één voor het ecologische optimum (nu beschouwd als het meest waarschijnlijke factor-niveau) en één voor de tolerantie (een maat voor de eenduidigheid van het meest waarschijnlijke factor-niveau). Ten aanzien van indicatie voor het trofieniveau is een vrij sterk verband gevonden met de droge-stofproduktie (zie paragraaf 2.2).

Voor de natuurwaardering zijn aanvankelijk twee parameters gebruikt, beide gebaseerd op de diversiteit van de vegetatie: het aantal soorten en de natuurwaarde-index (Clausman & Van Wijngaarden, 1984). Deze twee parameters verschillen in de wijze waarop de soorten worden gewogen. Bij de eerste parameter weegt elke soort even zwaar. Bij de tweede parameter wordt elke soort gewogen al naar gelang zijn regionale, nationale en internationale zeldzaamheid, de mate waarin die met uitsterven wordt bedreigd en naar abundantie. Bij het bepalen van de waarde-index van een opname wordt van het totaal aantal punten het logaritme genomen, om een stabielere score te verkrijgen.

Een variant van de natuurwaarde-index van Clausman & Van Wijngaarden (1984) is geïntroduceerd bij het uitwerken van de resultaten. Om een oppervlakte-onafhankelijke evaluatie-parameter te verkrijgen, zijn de soorten rechtevenredig met hun bedekking/abundantie gewogen. Op deze wijze wordt een waarde berekend, waaruit de diversiteit geheel is verdwenen. Deze parameter zal worden aangeduid als de 'variant van de natuurwaarde-index'.

Onderscheidend vermogen van de parameters

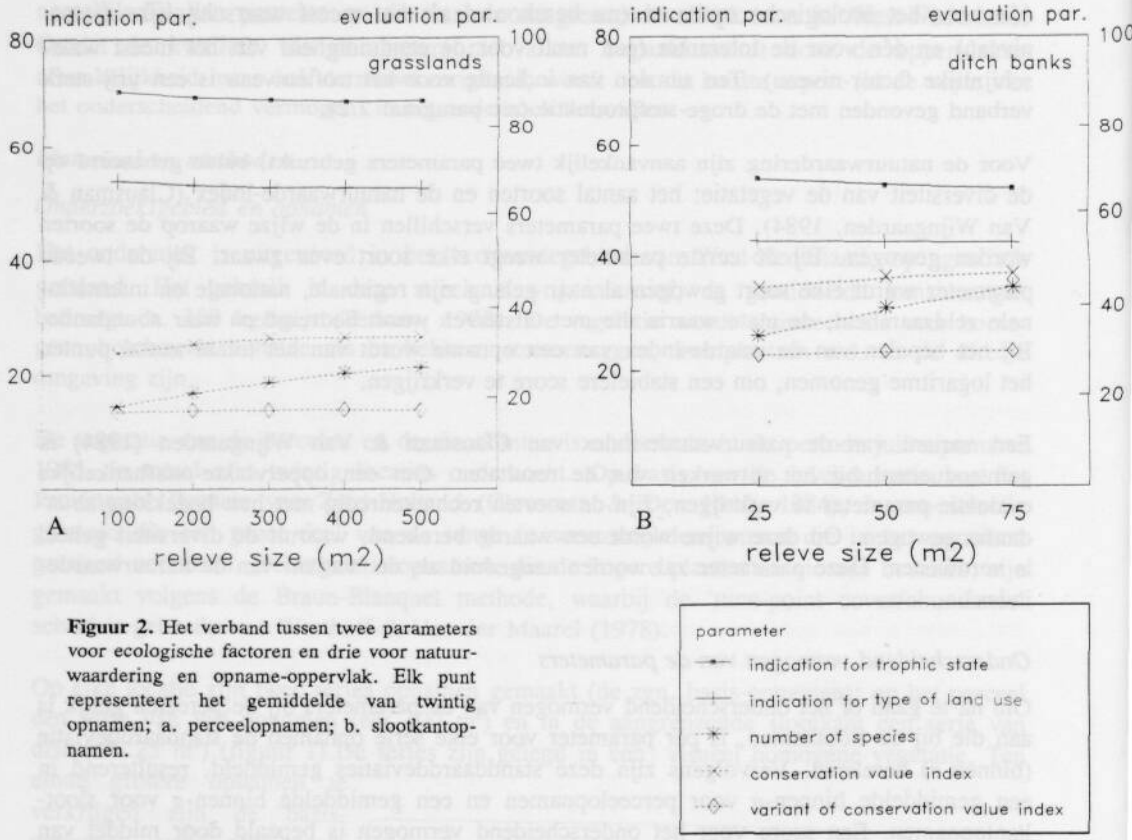
Om na te gaan of het onderscheidend vermogen van de parameters bij de percelen gelijk is aan die bij de slootkanten, is per parameter voor elke serie opnamen de standaarddeviatie (binnen-σ) berekend. Vervolgens zijn deze standdaarddeviaties gemiddeld, resulterend in een gemiddelde binnen-σ voor perceelopnamen en een gemiddelde binnen-σ voor slootkantopnamen. Een score voor het onderscheidend vermogen is bepaald door middel van het quotiënt van de range (10-90 percentiel) tussen de series en de gemiddelde binnen-σ. Hoe groter dit quotiënt, des te groter het onderscheidend vermogen ($\approx$ nauwkeurigheid) van de parameter. Deze procedure is een licht aangepaste versie van de variantie-analyse, gebruikt vanwege het ongelijke aantal opnamen in de perceel- en slootkantseries. Directe vergelijking van de perceel- en slootkantvegetatie zou bij variantie-analyse immers niet mogelijk zijn, zonder gegevens weg te laten. Immers, de F-waarde is gerelateerd aan het aantal waarnemingen. De aangepaste analyse maakt directe vergelijking van percelen en slootkanten mogelijk met gebruikmaking van alle opnamen.

Resultaten

Oppervlakte-afhankelijkheid

parameters voor ecologische factoren

De scores voor de indicatie voor voedselrijkdom en die voor de gebruikswijze zijn uitgezet tegen het opname-oppervlak. Voor de percelen (figuur 2a) is het beeld voor beide parameters vrijwel gelijk: bij toenemend oppervlak doet zich een lichte, systematische daling voor. Voor slootkanten (figuur 2b) is de indicatie voor gebruikswijze geheel oppervlakte-onafhankelijk. Daarmee is aangetoond dat beide parameters slechts in geringe mate oppervlakte-afhankelijk zijn.



Figuur 2. Het verband tussen twee parameters voor ecologische factoren en drie voor natuurwaardering en opname-oppervlak. Elk punt representeert het gemiddelde van twintig opnamen; a. perceelopnamen; b. slootkantopnamen.

evaluatie-parameters

Het aantal soorten is gerelateerd aan het opname-oppervlak. Deze oppervlakte-afhankelijkheid geldt voor het hele traject, voor zowel percelen (figuur 2a) als voor slootkanten (figuur 2b), aldus ver uitgaand boven het minimum-areaal zoals dat vaak voor grasvegetaties wordt gehanteerd (4-25 m^2). Dit verschijnsel is evenwel in overeenstemming met bevindingen van Arrhenius (1921) en Barkman (1984).

De natuurwaarde-index laat eveneens een stijging zien bij toename van het opname-oppervlak, hoewel de oppervlakte-afhankelijkheid minder sterk is dan voor het aantal soorten. Dit houdt verband met het logaritmische karakter van het algoritme.

De variant van de natuurwaarde-index blijkt vrijwel volledig oppervlakte-onafhankelijk te zijn, zelfs in sterkere mate dan de parameters voor ecologische factoren. Dit geldt zowel voor de perceel- als voor de slootkantvegetatie (figuur 2a,b).

Onderscheidend vermogen

Tabel 1 toont dat voor alle parameters de (gemiddelde) binnen-σ van de opnamen (kolom 1) duidelijk kleiner is dan de verschillen (10-90 percentiel waarde) tussen de opnameseries (kolom 2). Bij vergelijking van de quotiënten (kolom 3) blijkt dat de verschillen tussen de parameters niet substantieel zijn (alle bedragen 9 à 10), hoewel de scores voor de percelen

iets lager lijken dan die van de slootkanten. Een uitzondering hierop is de score van de natuurwaarde-index, die op de percelen een zeer lage waarde heeft (4.4). Dit blijkt te zijn veroorzaakt door de aanwezigheid van één enkel exemplaar van een relatief hoog gewaardeerde soort (i.c. *Ranunculus flammula*) in één basis-opname, wat tot een hoge binnen-σ en dus tot een lage waarde van het quotiënt leidde.

In algemene termen kan worden gesteld dat het onderscheidend vermogen van de parameters geen belangrijke verschillen vertonen, en dat de perceelen slootkantvegetatie op dit punt overeenstemmen.

Tabel 1. Enige cijfers met betrekking tot het onderscheidend vermogen van de onderzochte parameters. Kol.1: gemiddelde standaarddeviatie binnen opnameseries. Kol.2: 10-90% range tussen de opnameseries. Kol.3: quotient van kol.2 en kol.1.

	Gemidd. std. dev. binnen series	Range (10-90 pctl) tussen series	Range (10-90 pctl) gemidd std. dev. (=kol.2/kol.1)
Percelen			
Trofieniveau	2.24	23.3	10.4
Gebruikswijze	2.46	22.1	9.0
Aantal soorten	1.85	13.5	7.3
Nat.-wrd. index	2.35	10.3	4.4
Var. nat.-wrd index	1.21	10.8	8.9
Slootkanten			
Trofieniveau	1.61	17.1	10.6
Gebruikswijze	2.09	21.1	10.1
Aantal soorten	2.43	21.5	8.8
Nat.-wrd. index	1.01	9.1	9.0
Var. nat.-wrd index	1.41	12.7	9.0

Discussie

Ecologische-factorparameters lijken in mindere mate oppervlakte-afhankelijk te zijn dan waarderingsparameters. Dit volgt uit het algoritme waarmee ze worden berekend.
De ecologische-factorparameters beschrijven namelijk in het algemeen een gemiddelde waarde. Vergroting van de opnamen kan evenwel tot een systematische verandering van de score leiden zolang de weging van soorten niet volledig evenredig is met hun aandeel in de vegetatie. Deze oppervlakte-afhankelijkheid zal zich het meest doen gelden bij vegetaties van extreme condities. Bij vergroting van de oppervlakte zullen de scores een meer gemiddelde waarde krijgen, de soorten van meer gematigde omstandigheden zijn daar immers relatief zeldzaam.
De meeste evaluatie-parameters zijn sommatie-parameters: ze tellen het aantal soorten. Oppervlakte-afhankelijkheid ligt daarbij voor de hand. Bij de beschrijving van de resultaten is reeds naar voren gebracht dat het relatief eenvoudig is om een oppervlakte-onafhankelijke parameter te krijgen, die is gebaseerd op een waardedifferentiatie per soort. Zo'n parameter beschrijft echter niet meer het aantal soorten maar een gemiddelde waarde van de aangetroffen soorten. Overigens zijn er voor diversiteit verscheidene oppervlakte-onafhankelijke parameters opgesteld. Daarvan zijn 'equitability' (*H'*) en 'evenness' (*J*) het meest bekend (zie Pielou, 1975; Chapman, 1976). Vanwege hun abstract-technische karakter worden deze parameters meer in wetenschappelijk-ecologische context gebruikt dan voor waarderingsdoeleinden bij beleidsvoorbereiding.

Conclusies

- Van de onderzochte parameters voor ecologische factoren is de oppervlakte-afhankelijkheid niet van belang. Oppervlakte-afhankelijkheid speelt wel bij de onderzochte

natuurwaarderingsparameters.

- Een mogelijkheid om de oppervlakte-afhankelijkheid van waarderingsparameters op te heffen is door gebruik te maken van een gedifferentieerde waardering per soort, bijvoorbeeld op basis van zeldzaamheid, en door de soorten rechtevenredig aan hun aandeel in de vegetatie te wegen.

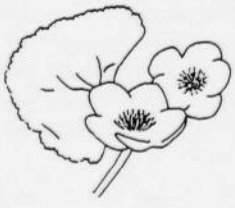
- Over het geheel genomen verschilt het onderscheidend vermogen van de onderzochte parameters onderling slechts weinig. Voor de soortenrijke slootkanten is het onderscheidend vermogen iets groter dan voor de soortenarme percelen.

Nawoord

Wij zijn E. Meelis erkentelijk voor adviezen over de statistische methode.

3. ECOLOGISCH ONDERZOEK

3.1 Inleiding **47**
3.2 Slootkanten: aanknopingspunt voor natuurbehoud in het veenweidegebied? **49**
3.3 Experimenteel onderzoek naar de betekenis van enkele inrichtings- en beheersfactoren **63**
Plaatsbepaling en vraagstelling 63
Hypothesen 63
Opzet experimenten 65
Locatiekeuze 66
Materiaal en methoden 70
3.3.1 Resultaten locatie Berkenwoude **77**
Algemeen 77
Differentiatie bij verschillende inrichtings- en beheersvormen 78
Analyse op opnameniveau 78
Analyse op soortniveau 82
Aanvullende opmerkingen 91
Conclusies locatie Berkenwoude 94
3.3.2 Resultaten locatie Reeuwijk (a&b) **97**
Algemeen 97
Differentiatie bij verschillende inrichtings- en beheersvormen 98
Analyse op opnameniveau 98
Analyse op soortniveau 103
Conclusies locatie Reeuwijk 112
3.3.3 Resultaten locatie Donkse Laagten, korte broek **115**
Algemeen 115
Differentiatie bij verschillende inrichtings- en beheersvormen 116
Analyse op opnameniveau 116
Analyse op soortniveau 118
Conclusies locatie Donkse Laagten 125
3.3.4 Resultaten locatie Broek- & Blokland **127**
Algemeen 127
Differentiatie bij verschillende inrichtings- en beheersvormen 128
Analyse op opnameniveau 129
Analyse op soortniveau 131
Conclusies locatie Broek- en Blokland 135
3.3.5 Resultaten locatie Kruiskade **137**
Algemeen 137
Differentiatie bij verschillende inrichtings- en beheersvormen 137
Analyse op opnameniveau 138
Analyse op soortniveau 139
Conclusies locatie Kruiskade 140
3.3.6 Resultaten locatie Hazerswoude **141**
Algemeen 141
Differentiatie bij verschillende beheersvormen 142
Analyse op soortniveau 145
Conclusie locatie Hazerswoude 146



3.3.7 Resultaten locatie Boskoop 149
Algemeen 149
Differentiatie bij verschillende beheersvormen 150
Analyse op opnameniveau 151
Analyse op soortniveau 153
Conclusies locatie Boskoop 155
3.3.8 Resultaten locatie Zuiderwoude 157
Algemeen 157
Differentiatie bij verschillende beheersvormen 157
Analyse op opnameniveau 158
Analyse op soortniveau 159
Conclusies locatie Zuiderwoude 160
3.4 Onderzoek op bestaande locaties met specifieke inrichtings- en beheersomstandigheden 161
3.4.1 Resulaten locatie Donkse Laagten, lange en korte broek; het effect van het slootschonings- en beweidingsregime 163
Algemeen 163
Differentiatie bij verschillende beheersvormen 163
Analyse op opnameniveau 164
Analyse op soortniveau 165
Conclusies Donkse Laagten, lange en korte broek 167
3.4.2 Resultaten locatie Geerstrook; vegetatie-ontwikkeling op een afgegraven perceel 169
Inleiding 169
Resultaten 170
Conclusies locatie Geerstrook 174
3.4.3 Uitstekken; een vooruitblik op de mogelijke waarden van de vegetatie op geterrasseerde kopse einden 175
Algemeen 175
Vraagstelling 177
Materiaal en methoden 177
Analyse op opnameniveau 178
Analyse op soortniveau 179
Discussie 181
Conclusies uitstekken 182
3.4.4 Resultaten locatie Gouderak; het effect van afrasteren 183
Algemeen 183
Methode 184
Resultaten 184
Conclusies locatie Gouderak 186
3.5 Karakterisering van chemische eigenschappen van het (bodem)water en hydrologische kenschets 188
Inleiding 188
Methoden voor de bepaling van chemische en fysische eigenschappen van bodemwater 189
Resultaten bodemwater 190
Bodem 191
Discussie en conclusies 196
3.6 Overzicht van de gevonden resultaten 197

3.1 Inleiding

Het vegetatie-onderzoek is in drie delen gesplitst. In paragraaf 3.2 worden de bevindingen besproken van een analyse van de inventarisatie-gegevens van de provincie Zuid-Holland. Met behulp van een statistische analyse is onderzocht hoe de samenstelling en natuurwaarde van de slootkantvegetatie samenhangt met een aantal terreinkenmerken en met de vegetatie van de aangrenzende sloten en percelen. Door de aard van de gegevens van het provinciale bestand, is de analyse van verkennend karakter. De algemene inzichten die hieruit resulteerden, zijn in hoge mate sturend geweest voor het daarna te bespreken experimentele onderzoek.

Het experimentele onderzoek (paragraaf 3.3) heeft op acht locaties plaatsgevonden. Gedurende drie seizoenen is de ontwikkeling van de vegetatie bij verschillende inrichtings- en beheersvormen gevolgd. Daarnaast zijn ook enkele bestaande locaties onderzocht met interessante inrichtings- of beheersvormen 'van zichzelf' (paragraaf 3.4). Deze condities heersten er langer dan in het experimentele onderzoek (variërend van enkele jaren tot zes eeuwen), zodat meer zekerheid over de eindsituatie kan worden verkregen.

Een vergelijking van het slootkant- met het perceelmilieu is ook in chemische en hydrologische zin gemaakt. Hierbij zijn de locaties van het experimentele onderzoek betrokken. De resultaten van deze vergelijking worden beschreven in paragraaf 3.5.

De rapportage over het onderzoek op de afzonderlijke locaties is nogal omvangrijk geworden; een gedetailleerde behandeling van het materiaal werd noodzakelijk geacht. De lezer die kennis wil nemen van de kern van de gevonden resultaten hoeft echter niet alle locatie-beschrijvingen door te lezen; hij leze paragraaf 3.6, waar een overzicht van de bevindingen van de verschillende locaties wordt gepresenteerd. Een meer ecologische beschrijving van de slootkanten en een inkadering in de literatuur wordt gegeven in hoofdstuk 5.

3.2 Slootkanten:
aanknopingspunt voor natuurbehoud in het veenweidegebied?

Th.C.P. Melman, H.A. Udo de Haes & A.J. van Strien

Verschenen in Landschap 3 (1986), nr. 3: 190-202.

De intensivering van de bedrijfsvoering in de melkveehouderij heeft de samenstelling van de graslandvegetatie in sterke mate negatief beïnvloed. Vanuit het oogpunt van natuurbehoud vertegenwoordigt de vegetatie op de percelen nog slechts een beperkte waarde. Op de slootkanten blijkt daarentegen nog steeds een afspiegeling van de vroegere rijkdom aanwezig. Ook hier is een achteruitgang echter onmiskenbaar. Het is nu de vraag in hoeverre in gebieden met een gangbare bedrijfsvoering de slootkanten goede mogelijkheden bieden voor behoud en ontwikkeling van de natuurwaarde van de vegetatie.

Hoewel de achteruitgang van de floristische rijkdom in landbouwgebieden in algemene zin bekend is (zie b.v. De Molenaar, 1980), zal deze hier, toegespitst op de situatie in het Zuid-Hollandse veenweidegebied, nader worden geschetst. Daarbij wordt afzonderlijke aandacht geschonken aan percelen en slootkanten.

Een beschrijving van de achteruitgang van de perceelsvegetatie over de laatste decennia wordt gegeven door Janssen en De Heer (1983). Bij een herhalingsonderzoek vonden zij in hun studiegebied, de Alblasserwaard, voor de periode van voor 1950 tot 1980 een sterke afname van het aantal soorten per perceel: van gemiddeld 31 (voor 1950) naar 22 (in 1980) soorten per opname. Een aanzienlijk aantal soorten (26) bleek geheel te zijn verdwenen. In het verlengde van deze bevinding stelden zij ook vast dat de verschillen tussen de percelen sterk waren afgenomen: kenmerkende graslandgebruikstypen als hooilanden en hooiweiden werden vrijwel niet meer aangetroffen.

De verarming van de vegetatie van de percelen is hiermee zover voortgeschreden dat daaraan nog slechts een beperkte natuurwaarde kan worden toegekend. Clausman en Van Wijngaarden (1984) concluderen dat – althans in Zuid-Holland – de graslandpercelen, vergeleken met andere begroeiingstypen, de laagste natuurwaarde vertegenwoordigen. De daarbij gebruikte natuurwaarderingsmaat vormt een uitdrukking van de mate van bedreigdheid van de soorten en is afgeleid uit de regionale, nationale en internationale zeldzaamheid en de populatie-tendens van de soorten in de afgelopen decennia. In het vervolg van dit artikel zal deze waarderingsmaat als 'natuurwaarde-index' worden aangeduid (zie kader).

De afname van de soortenrijkdom op de percelen is het rechtstreekse gevolg van de intensivering van de bedrijfsvoering. In algemene zin geldt dat bij verhoging van de produktie slechts een klein aantal concurrentiekrachtige soorten overblijft (zie o.a. Grime, 1979; Al-Mufti e.a., 1977). Voor de perceelssituatie kan dit nader worden geïllustreerd aan de hand van gegevens van twee Nederlandse graslandproduktie-onderzoeken (PAW-970, zie o.a. Van Steenbergen, 1977; het onderzoek 'De Ossekampen' van Elberse e.a., 1983). Uit een bewerking van deze gegevens blijkt een sterk negatieve relatie van de drogestof produktie met zowel het aantal soorten (fig. 1a) als met de natuurwaarde-index (fig. 1b). Daarbij laat het soortenaantal een tendens tot een optimumverband zien, met een maximum bij circa 6 ton droge stof (vgl. Al-Mufti

HET WAARDERINGSSYSTEEM VAN CLAUSMAN EN VAN WIJNGAARDEN (1984)

Om de gegevens van de provinciale vegetatiekartering voor beleidsdoeleinden beter toegankelijk te maken, hebben Clausman en Van Wijngaarden een waarderingssysteem ontwikkeld waarmee de betekenis van vegetaties voor het natuurbehoud in kwantitatieve termen wordt weergegeven. De auteurs beschouwen het door hen uitgewerkte systeem niet als definitief, maar als een poging om algemene opvattingen over waardering in een expliciet en consequent uitgewerkt systeem onder te brengen. De mogelijkheid om op grond van gebruikservaringen wijzigingen in de waarderingsmethode aan te brengen wordt uitdrukkelijk open gehouden.

Bij de uitwerking van het waarderingssysteem is de mate van bedreiging van de soorten centraal gesteld. Hieronder wordt verstaan de in de toekomst te verwachten zeldzaamheid. Deze is afgeleid uit de huidige zeldzaamheid en de ontwikkelingstendens van de populatie over de laatste 50-60 jaar.

De zeldzaamheid van de soorten is op drie niveaus bepaald.

- provinciale zeldzaamheid (Zuid-Holland)
- landelijke zeldzaamheid
- mondiale zeldzaamheid (waarin ondergebracht o.a. de areaalgrootte van de soort, en het belang van Nederland voor de totale populatie).

De tendens van de soort is bepaald aan de hand van drie soorten gegevens:

- het verschil in de landelijke zeldzaamheid tussen 1930 en 1980
- recente ontwikkelingen (1976–1984) in het voorkomen van de soorten in Zuid-Holland
- systematische schattingen over de kwetsbaarheid van de soorten (gebaseerd op vervangbaarheid van het milieutype waarin soorten voorkomen en het dispersie-vermogen van de soorten).

Zeldzaamheid en tendens zijn met elkaar gecombineerd tot een getal dat de toekomstige zeldzaamheid ofwel de mate van bedreiging per soort weergeeft. De waardering van een vegetatie als geheel vindt plaats door de waarderingsgetallen van alle aangetroffen soorten te sommeren.

Principiële bezwaren tegen het in kwantitatieve termen waarderen van de natuur buiten beschouwing latend, zullen de gekozen uitgangspunten die aan het waarderingssysteem ten grondslag liggen weinig bezwaren opleveren. Wel kan men bezwaren hebben tegen de wijze waarop het systeem is uitgewerkt. In de eerste plaats is de benodigde informatie om de criteria te vullen niet altijd beschikbaar en volledig betrouwbaar. In de tweede plaats worden bij waardering per definitie subjectieve keuzes gemaakt. Dit geldt zowel de wijze waarop de criteria in getalsmatige grootheden zijn omgezet, als de onderlinge weging van alle deel-criteria om tot één integraal waarderingscijfer (natuurwaarde-index) te komen.

Een uiteenzetting van de operationalisering van alle criteria die de zeldzaamheid en de tendens van soorten beschrijven, vergt meer ruimte dan hier beschikbaar is. Daarvoor wordt naar het rapport zelf verwezen.

Ter illustratie van de resultaten die het waarderingssysteem oplevert, volgt hieronder een vegetatieopname waarvan de natuurwaarde-index van de afzonderlijke soorten en de totaal-waardering is weergegeven.

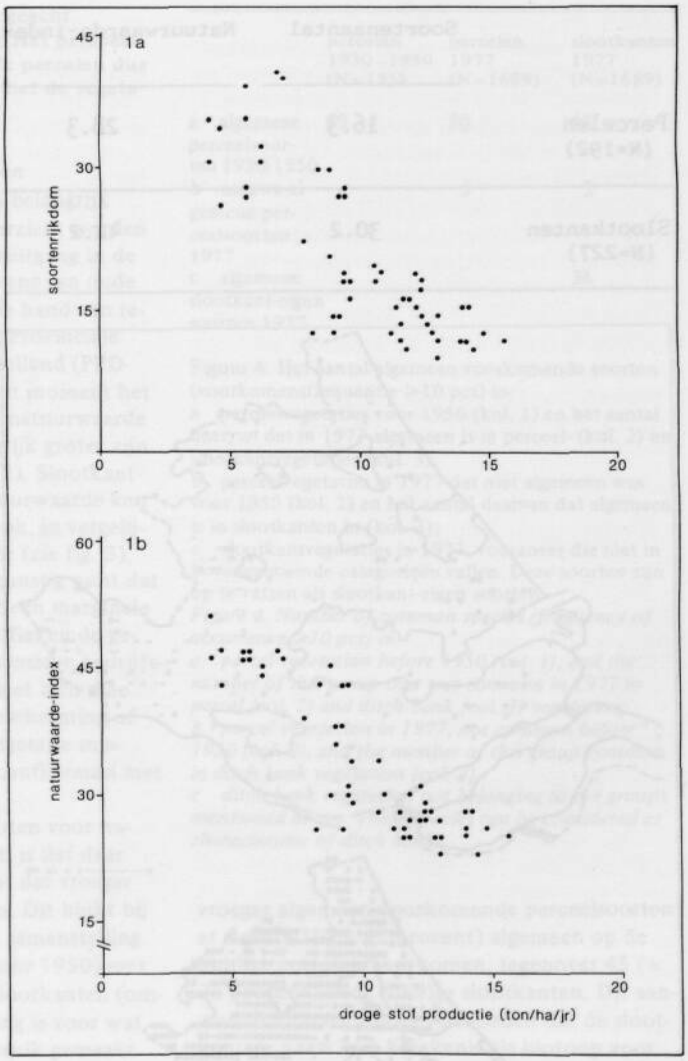
soort	bed.	bww	ni (= 10 . log (waarde))	waarde	waarde x bww
Zwanebloem	2	.28	42	15.849	4.438
Brede waterpest	5	.48	42	15.849	7.607
Smalle waterpest	7	.70	25	316	221
Holpijp	5	.48	36	3.981	1.911
Klein kroos	7	.70	22	158	111
Gele Plomp	2	.28	35	3.162	885
Watergentiaan	2	.28	43	19.953	5.587
Drijvend Fonteinkruid	5	.48	34	2.512	1.206
Stijve Waterranonkel	5	.48	38	6.310	3.029
Pijlkruid	2	.28	41	12.589	3.525
Kleine Watereppe	2	.28	30	1.000	280
Grote Egelskop	2	.28	30	1.000	280
Veelwortelig kroos	7	.70	27	501	351
				Σ(waarde x bww) =	29.431

Nat. Waarde Index vegetatie =
10.log (Σ (waarde x bww)) = 44.69

bed. = bedekkingscode soort (1-9)
bww = bedekkingsweegwaarde (0.25 - 1.00)
ni = natuurwaarde-index (= 10 log waarde)
waarde = berekende integrale waarde op grond van zeldzaamheid en tendens

In onderstaande tabel is nog een aantal gemiddelde natuurwaarden indices van verschillende vegetaties in Zuid-Holland weergegeven.

vegetatie	natuurwaarde-index
intensief agrarisch grasland	26
gemiddeld agrarisch grasland	31
gemiddelde akker	37
gemiddelde wegberm	39
gemiddeld geriefbosje	41
gemiddelde graslandoever	42
gemiddelde sloot	42
gemiddeld natuurgebied	49
gemiddeld duingebied	49
gemiddeld laagveenmoeras	53
gemiddeld blauwgrasland	54
gemiddeld schor	60
gemiddelde voedselarme vochtige duinvallei	62



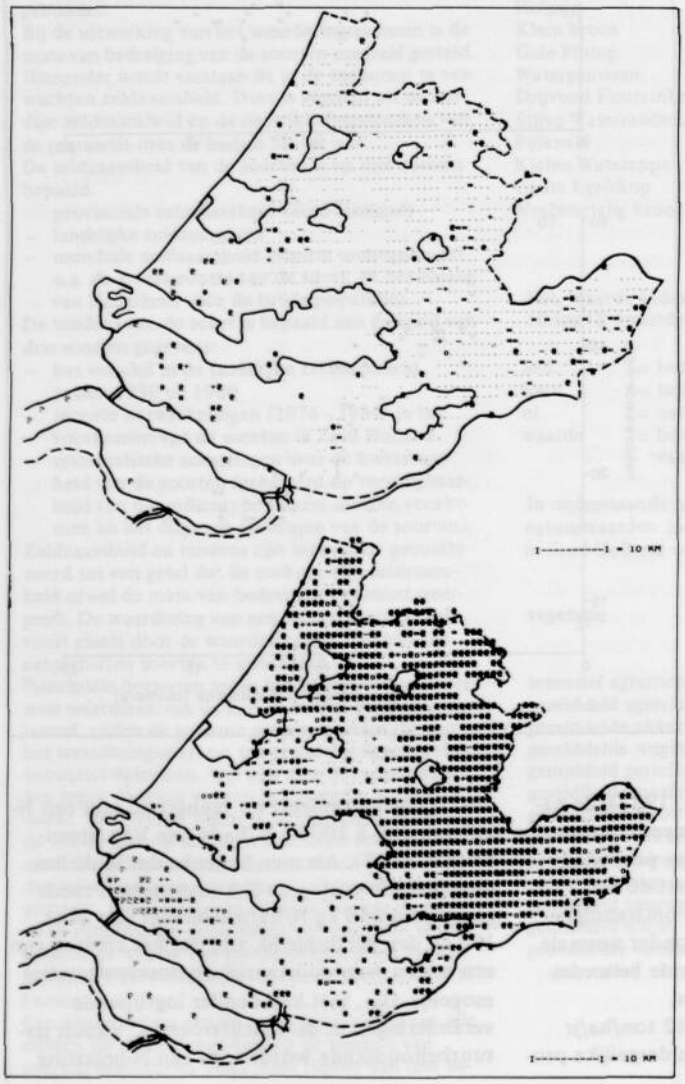
Figuur 1. Samenhang tussen droge stofproduktie en de twee waarderingsparameters van de vegetatie;
1a: aantal soorten per opname
1b: natuurwaarde-index (vlgs. Clausman en Van Wijngaarden, 1984)
Figure 1. Relation between dry matter production and two conservation parameters of the vegetation;
1a: number of species
1b: nature-value index (acc. to Clausman and Van Wijngaarden, 1984).

(Gegevens ontleend aan CABO-onderzoek 'De Ossekampen' (Elberse e.a., 1983) en PAW-970 (Van Steenbergen, 1977)).

e.a., 1977; Vermeer en Berendse, 1983); de natuurwaarde-index vertoont een meer continu verband zonder afname in het lage produktiebereik, hetgeen verband houdt met de zeldzaamheid van de soorten van die omstandigheden. Dit betekent overigens dat onder normale agrarische omstandigheden de beide beoordelingsmaten redelijk parallel lopen.
Bij een produktie van meer dan 12 ton/ha/jr resten slechts 10-12 soorten. Een dergelijke produktie correspondeert op veengrond met een N-gift van 100 à 200 kg N/ha/jr (zie Van Steenbergen, 1977). Als men bedenkt dat in de huidige bedrijfsvoering de N-kunstmestgift reeds gemiddeld 250 kg N/ha/jr bedraagt (De Boer, 1982), dan zal duidelijk zijn dat het creëren van een milieu waar soortenrijke perceelsvegetaties mogelijk zijn, niet kan zonder ingrijpende veranderingen in de bedrijfsvoering. Vanuit natuurbehoudszijde wordt zelfs een N-belasting

	Soortenaantal	Natuurwaarde-index
Percelen (N=192)	16.3	28.3
Slootkanten (N=227)	30.2	42.2

Figuur 2. Gemiddelde soortenaantal en natuurwaarde-index (vlgs. Clausman en Van Wijngaarden, 1984) van perceel- en slootkant-vegetatie in 1984.
Figure 2. Mean number of species and mean nature-value index (acc. to Clausman and Van Wijngaarden, 1984) of the vegetation of parcels and ditch banks in 1984.



Figuur 3. Ligging van opnamen in agrarisch gebruikte graslanden met natuurwaarde-index ⩾ 40 in de graslandgebieden van Zuid-Holland.
3a: perceel-opnamen
3b: slootkant-opnamen
Figure 3. Locations of relevés in grasslands in current agrarian use and having a nature-value figure ⩾ 40 in the grassland area of South Holland.
3a: relevés of parcels
3b: relevés of ditch banks

van ver beneden 100 kg gewenst geacht (Oomes, 1983; Van Dam, 1981). Het perspectief voor natuurbehoud is voor de percelen dus wel zeer ongunstig, althans waar het de vegetatie betreft.

Vergelijking percelen - slootkanten

Voor de slootkanten is het beeld belangrijk gunstiger. Er kan helaas geen overzicht worden gegeven van een eventuele achteruitgang in de afgelopen decennia, omdat gegevens van oude datum ontbreken. Wel kan aan de hand van recent verzamelde gegevens van de Provinciale Planologische Dienst van Zuid-Holland (PPD-ZH) worden vastgesteld dat op dit moment het gemiddelde aantal soorten en de natuurwaarde van de slootkantvegetatie belangrijk groter zijn dan die van de percelen (zie fig. 2). Slootkantvegetaties waaraan een hoge natuurwaarde kan worden toegekend komen dan ook, in vergelijking met percelen, algemeen voor (zie fig. 3). Verder is voor slootkanten een gunstig punt dat ze in de bedrijfsvoering letterlijk een marginale positie innemen. Het hellend profiel en de geringe draagkracht maken een intensieve bedrijfsvoering onmogelijk. Dit brengt met zich mee dat eventuele maatregelen ter bescherming of ontwikkeling van de slootkantvegetatie misschien niet al te zeer hoeven te conflicteren met de agrarische bedrijfsvoering.

Een apart aspect dat de slootkanten voor natuurbehoud aantrekkelijk maakt, is dat daar nog een aantal soorten voorkomt dat vroeger algemeen op percelen voorkwam. Dit blijkt bij vergelijking van gegevens van de samenstelling van de vroegere veenpercelen (voor 1950) met die van de huidige percelen en slootkanten (omstreeks 1977). In deze vergelijking is voor wat betreft de vroegere percelen gebruik gemaakt van de oorspronkelijke perceelgegevens van het onderzoek van De Vries (Kruijne e.a., 1967) en voor de huidige percelen en slootkanten van de data van de PPD-ZH. Uitgangspunt vormen de soorten die vroeger algemeen op de percelen voorkwamen (voorkomensfrequentie $\geq$ 10 procent); daarvan is bepaald welke soorten in de huidige percelen nog algemeen zijn. Hoewel de vergelijking niet helemaal zuiver is (steekproefmethode, onderzocht gebied en opname techniek zijn niet identiek), lijkt deze als illustratie toch bruikbaar. Het blijkt (fig. 4) dat van de 63 vroeger algemeen voorkomende perceelsoorten er slechts 30 (= 47 procent) algemeen op de huidige percelen voorkomen, tegenover 45 (= 71 procent) in de huidige slootkanten. Dit aanzienlijke verschil doet vermoeden dat de slootkanten, naast hun betekenis als biotoop voor 'eigen' soorten, als refugium fungeren voor de vroegere perceelsoorten. Dit zou kunnen betekenen dat het wegvallen van soorten op percelen bij een effectief behoud of mogelijk een ontwikkeling van de vegetatie van de slootkanten voor een deel gecompenseerd kan worden. Soorten waarvoor de slootkanten als refugium functioneren zijn onder andere *Caltha palustris, Carex nigra* en *Lychnis flos-cuculi*. Naast deze perceelsoorten werden 26 slootkant-eigen soorten algemeen aangetroffen, zoals *Acorus calamus, Cirsium palustre* en *Rumex hydrolapa-*

	percelen 1930–1950 (N=135)	percelen 1977 (N=1689)	slootkanten 1977 (N=1689)
a algemene perceelsoorten 1930-1950	63	30	45
b nieuwe algemene perceelsoorten 1977		5	2
c algemene slootkant-eigen soorten 1977			26

Figuur 4. Het aantal algemeen voorkomende soorten (voorkomensfrequentie $\geq$ 10 pct) in:
a perceelvegetaties voor 1950 (kol. 1) en het aantal daarvan dat in 1977 algemeen is in perceel- (kol. 2) en slootkantvegetaties (kol. 3);
b perceelvegetaties in 1977 dat niet algemeen was voor 1950 (kol. 2) en het aantal daarvan dat algemeen is in slootkanten in (kol. 3);
c slootkantvegetaties in 1977, voorzover die niet in bovengenoemde categorieën vallen. Deze soorten zijn op te vatten als slootkant-eigen soorten.

Figure 4. Number of common species (frequency of occurrence $\geq$10 pct) in:
a parcel vegetation before 1950 (col. 1), and the number of this group that was common in 1977 in parcel (col. 2) and ditch-bank (col. 3) vegetation;
b parcel vegetation in 1977, not common before 1950 (col. 2), and the number of this group common in ditch bank vegetation (col. 3).
c ditch-bank vegetation not belonging to the groups mentioned above. These species can be considered as characteristic of ditch banks.

thum.
Fig. 4 laat tevens zien dat er een klein aantal soorten is dat nu wel algemeen op percelen en slootkanten wordt aangetroffen, maar voorheen niet. Het gaat hier om soorten die gespecialiseerd zijn in het benutten van opengevallen plekjes (ontstaan door bijvoorbeeld rij- en maaischade) en met voorkeur voor voedselrijke omstandigheden, onder andere *Capsella bursa-pastoris*, *Rumex crispus* en *R. obtusifolius*. Deze soorten illustreren met hun ecologische eigenschappen precies de 'ontsporingen' in de huidige bedrijfsvoering; ze staan daar als (soms lastige) onkruiden te boek. Ook vanuit natuurbehoudsoogpunt vertegenwoordigen ze slechts een geringe waarde.

RECENTE ONTWIKKELINGEN

Het bovenstaande brengt de veranderingen in beeld zoals die zijn opgetreden tot het midden der zeventiger jaren. Er zijn aanwijzingen dat de situatie toen helaas nog niet stabiel was en nog een verdere achteruitgang zou gaan vertonen. Dit blijkt uit herhalingsopnamen die in 1984 door de PPD-ZH zijn gemaakt (Clausman en Groen, in prep.). Hierbij zijn op ruim 300 plaatsen in de Vijfheerenlanden en de Alblasserwaard vegetatieopnamen gemaakt op plaatsen waar ook in 1977 al opnamen waren gemaakt. De hier te bespreken vergelijking heeft uitsluitend betrekking op veengrond en omvat circa 200 plaatsen met herhalingsopnamen.

Achteruitgaande soorten	NI	percentage verandering tussen 1977 en 1984. percelen (N=192)	slootkanten (N=227)
Agrostis capillaris	29	-82%	ns
Anthoxanthum odoratum	27	-68%	-30%
Bromus hordeaceus	21	-49%	ns
Caltha palustris	36	ns	-64%
Carex acuta	34	ns	-17%
Carex disticha	43	ns	-34%
Carex nigra	45	-78%	-48%
Cerastium fontanum	21	-39%	+20%
Cirsium arvense	18	-26%	ns
Cirsium dissectum	47	ns	-62%
Cirsium palustre	37	-67%	-41%
Cynosurus cristatus	34	-93%	ns
Equisetum fluviatile	36	ns	-18%
Equisetum palustre	25	ns	-35%
Festuca pratensis	25	-50%	ns
Holcus lanatus	17	-28%	ns
Lychnis flos-cuculi	44	-63%	-42%
Lythrum salicaria	31	ns	-51%
Plantago lanceolata	23	-71%	-47%
Ranunculus flammula	43	-54%	ns
Rumex acetosa	23	-21%	ns
Rumex hydrolapathum	36	ns	-47%
Trifolium pratense	22	-60%	ns
Triglochin palustris	37	ns	-28%
Valeriana officinalis	30	ns	-55%
Vicia cracca	25	-86%	ns
aantal achteruitgaande soorten	26	16	15
gemiddelde NI	31.1	28.4	35.4

Vooruitgaande soorten	NI	percentage verandering tussen 1977 en 1984. percelen (N=192)	slootkanten N=227)
Agrostis stolonifera	18	+58%	+ 5%
Alopecurus geniculatus	23	+26%	+39%
Bidens tripartita	31	ns	+72%
Capsella bursa-pastoris	16	+45%	ns
Cardamine pratensis	22	ns	+17%
Cerastium fontanum	21	-39%	+20%
Elytrigia repens	10	+37%	+153%
Epilobium hirsutum	23	ns	+118%
Glyceria fluitans	24	+94%	+ 9%
Juncus ambig./bufonius	30	ns	+150%
Lolium perenne	12	ns	+68%
Phalaris arundinacea	20	+31%	+22%
Poa pratensis	20	+59%	+77%
Plantago major	18	+38%	ns
Polygonum aviculare	16	+91%	+154%
Polygonum hydropiper	27	+62%	+57%
Polygonum mite	39	ns	***
Ranunculus acris	22	ns	+26%
Ranunculus repens	14	ns	+ 6%
Rorippa amphibia	32	ns	+32%
Scutellaria galericulata	34	ns	+40%
Spirodela polyrhiza	27	ns	***
Stellaria media	11	ns	+41%
Stellaria uliginosa	36	ns	+25%
Trifolium repens	13	+25%	+21%
aantal vooruitgaande soorten	25	11	23
gemiddelde NI	22.4	18.6	22.9

Figuur 5. De verandering in voorkomensfrequentie van soorten in percelen en slootkanten tussen 1977 en 1984. Alleen die sooren zijn opgenomen waarvan de verandering op percelen hetzij in slootkanten significant is (t-test voor paren, $p \leq 0.05$).
Links de achteruitgaande en rechts de vooruitgaande soorten.
NI = natuurwaarde-index van soorten (vgls Clausman en Van Wijngaarden, 1984).
*** = vooruitgang niet in percentage uit te drukken: soort werd in 1977 niet waargenomen.

Figure 5. Change in frequency of occurrence of species in parcels and ditchbanks between 1977 and 1984. Only those species with significant change (t-test $p \leq 0.05$) in parcels or in ditchbanks are included. Left declining species. Right, expanding species.
NI = Nature-value index (acc. to Clausman and Van Wijngaarden, 1984).
**** = expansion cannot be computed: species not recorded in 1977.*

In het gemiddelde soortenaantal blijken in deze periode weinig veranderingen te zijn opgetreden. Er zijn echter duidelijke verschuivingen in de soortensamenstelling. In fig. 5 zijn, zowel voor de percelen als voor de slootkanten, de achteruitgaande en de vooruitgaande soorten aangegeven. In de percelen overtreft het aantal achteruitgaande soorten de vooruitgaande (16 tegenover 11); in de slootkanten is dat omgekeerd (15 tegenover 23). Voor beide situaties geldt echter dat de natuurwaarde van de achteruitgaande soorten aanzienlijk hoger is dan die van de vooruitgaande soorten (28.4 tegenover 18.6, resp. 35.4 tegenover 22.9). Bij de slootkanten betreft de achteruitgang zowel soorten die karakteristiek zijn voor de vroegere hooiweiden zoals *Anthoxanthum odoratum, Carex disticha, C. nigra* en *Lychnis flos-cuculi* als ook meer typische moerassoorten zoals *Equisetum fluviatile* en *Triglochin palustris*. Hieruit blijkt tevens dat de achteruitgang bepaald niet beperkt blijft tot de echt zeldzame soorten.
Bij de vooruitgaande soorten zien we dat met name soorten, waarvan bekend is dat ze ruime aanvoer van nutriënten en betreding goed verdragen (zoals *Polygonum spp.* en *Elymus repens*), goed zijn vertegenwoordigd.

We kunnen het volgende concluderen:
1. de natuurwaarde van de perceelsvegetatie is nog slechts gering en specifiek daarop gericht natuurbehoud heeft ingrijpende gevolgen voor de agrarische bedrijfsvoering;
2. de slootkanten lijken ten dele een refugiumfunctie te vervullen voor de perceelsoorten; de natuurwaarde van de slootkanten is nog steeds groot, maar wordt wel bedreigd;
3. de marginale functie van de slootkanten in de bedrijfsvoering biedt wellicht ruimte voor aanpassingen in het beheer die minder sterke gevolgen hebben voor de agrarische bedrijfsvoering.

Mogelijkheden van randzones
Uit het voorgaande komt naar voren dat de slootkanten 'van nature' beter geschikt lijken voor het behoud en de versterking van de floristische rijkdom van agrarisch gebruikte graslandgebieden dan percelen. Het streven om de natuurbehoudsfunctie van slootkanten met specifieke maatregelen te ondersteunen, kan worden aangeduid als 'functionele verweving in ruime zin' zoals die door Van de Klundert en Van Huis (1984) wordt beschreven: met op één beheerseenheid zowel delen met primaire landbouw- als primaire natuurfunctie.
Het zou ook niet het eerste voorbeeld zijn van randzones in agrarisch gebied die ten behoeve van natuurwaarden op een gerichte wijze worden beheerd. Gewezen kan worden op het akkerrandprogramma zoals dat sinds enige jaren door W. Schumacher in het Eiffelgebied (Duitsland) wordt uitgevoerd. Door 2-3 m brede randen van graanakkers bij herbicidengebruik te ontzien en (soms) niet te bemesten, zijn tal van zeldzame akkeronkruiden weer verschenen, zoals klein en groot Spiegelklokje, Venuskam, Zomeradonis en dergelijke. Dit ondanks de geringe breedte van de strook en de daarmee te verwachten sterke negatieve invloeden vanuit het aangrenzend akkermilieu. Tevens blijkt er op de aangrenzende akkers nauwelijks sprake te zijn van overlast door onkruiden. Het programma is flexibel opgezet, waardoor de inpasbaarheid in de normale bedrijfsvoering verder is verbeterd. Voor dit aangepaste beheer krijgen de landbouwers een vergoeding van 7 Pfennig/m², wat als redelijk wordt ervaren. De grote belangstelling voor deelname aan dit programma getuigt hiervan (Schumacher, mond. med. tijdens excursie juni 1985). Dat landbouw en natuurbehoud in deze vorm goed met elkaar te combineren zijn, geeft ons inziens alle aanleiding om dergelijke potenties ook voor graslandgebieden nader te onderzoeken.

SLOOTKANTEN NADER BESCHOUWD

Het is nu dus de vraag of er mogelijkheden te creëren zijn om binnen de gangbare bedrijfsvoering de slootkanten als meer zelfstandig milieu te beheren, waarmee de natuurwaarde van de vegetatie behouden, en mogelijk zelfs versterkt kan worden (fig. 6). Daarvoor is een goed inzicht nodig in de factoren die de rijkdom van de slootkantvegetatie bepalen.
Een eerste vraag hierbij is in hoeverre de slootkanten in de huidige situatie een zelfstandig milieu vormen. Om hier enig inzicht in te krijgen is onderzocht hoe sterk de invloed is van het aangrenzende perceel- en slootmilieu. Daar-

Figuur 6. Slootkant, grenzend aan een agrarisch gebruikt perceel, met een grote rijkdom aan Dotterbloemen. Een dergelijke combinatie zou kunnen worden aangeduid als 'functionele verweving in ruime zin' (zie Van Klundert en Van Huis, 1984).
Figure 6. Ditch banks next to a parcel with current agrarian use, with a great number of Marsh marigolds. Such a combination can be called a 'functional interweaving of agriculture and nature conservation in the broadest sense' (see Van Klundert and Van Huis, 1984).

bij is in dit onderzoek voor een belangrijk deel gebruik gemaakt van gegevens over de vegetatie. In een volgend artikel (Van Strien, elders in dit nummer) en vervolgonderzoek staat een directe bepaling van abiotische factoren centraal. Als bron van de vegetatiegegevens biedt het bestand van de PPD-ZH hiervoor goede mogelijkheden; op ruim 1600 plaatsen in het veenweidegebied zijn opname-series gemaakt van fysiek aan elkaar grenzende percelen, slootkanten en sloten. Met dergelijke opnameseries kunnen de relaties tussen deze vegetaties worden gekarakteriseerd.
Bij de bewerking van de gegevens is naast de hierboven reeds geïntroduceerde waarderingsparameters (de soortenrijkdom en de natuurwaarde-index) ook gebruik gemaakt van een meer oecologische interpretatie van de vegetatiegegevens namelijk de voedselrijkdom-indicatie zoals die door Clausman (1980; in prep.; en in Melman e.a., 1985) is ontwikkeld. Hierbij is aan een groot aantal soorten een indicatiewaarde toegekend voor de voedselrijkdom; zo kan voor een vegetatieopname een totaal-indicatie worden berekend. Voor de situatie op percelen is de betrouwbaarheid van deze voedselrijkdom-indicatie getoetst, waarbij een zeer sterke samenhang werd gevonden met de omvang van de drogestof-produktie ($r = 0.9$) (Melman e.a., 1985).
Uit de analyse van de opname-series komt naar voren dat er van de kant van de percelen een duidelijke, maar beperkte samenhang is met de slootkanten (fig. 7). De soortenrijkdom van de

vegetatie combinatie	soorten rijkdom	nat. wrde index	voeds. r.dm indicatie
perc./sltknt	0.34 *	0.20 *	0.24 *
sloot/sltknt	0.26 *	0.13 *	-0.004

Figuur 7. Pearson correlatie-coëfficiënten (zie Nie e.a., 1975) van enkele vegetatie-eigenschappen van slootkanten met die van aangrenzende percelen en sloten. Significantie met * aangegeven ($p<0.05$). Natuurwaarde-index vlgs Clausman e.a., 1984; voedselrijkdom ind. vlgs. Clausman (in Melman e.a., 1985).
N = 1029.

*Figure 7. Pearson correlation coefficients (see Nie et al., 1975) for some parameters of ditch bank vegetation, with those of adjacent ditch and parcel vegetations. Significance ($p<0.05$) indicated by *. Nature-value index acc. to Clausman et al. (1984); nutrient-level index (col. 3) acc. to Clausman (in Melman et al., 1985).*
N = 1029.

aangrenzende percelen hangt weliswaar significant samen met die van de slootkanten (r = 0.34), maar het percentage verklaarde variantie is gering (circa 10 procent). De uit de soortensamenstelling afgeleide voedselrijkdom-indicatie geeft een nog minder sterke samenhang te zien (r = 0.24; verklaarde variantie circa 5 procent). Het beheer van de percelen – voor zover het de voedselrijkdom betreft – lijkt daarmee slechts in beperkte mate bepalend voor de slootkantvegetatie.

Van de zijde van de sloten is de invloed nog aanmerkelijk geringer dan vanuit de percelen (fig. 7). De waarderingsmaten geven lagere correlatiewaarden voor de soortenrijkdom (r = 0.26), terwijl de voedselrijkdom in het geheel geen correlatie laat zien. Dat de voedselrijkdom van de slootkanten zèlf wel van grote betekenis is voor de natuurwaarde van de vegetatie, wordt geïllustreerd door de sterke samenhang van de voedselrijkdomindicatie van deze vegetatie met de natuurwaarde-index (r = 0.66).

Het beeld dat hieruit naar voren komt is dat de voedselrijkdom van de slootkanten een belangrijke factor is die de natuurwaarde van de slootkanten bepaalt (zie fig. 1), maar dat de voedselrijkdomsituatie van de slootkanten slechts in beperkte mate samenhangt met die van het aangrenzende perceel- en slootmilieu.

Het is denkbaar dat de relatie van de slootkanten met de aangrenzende percelen (en sloten) – zoals die uit de vegetatiegegevens is afgeleid – gemaskeerd wordt doordat de vegetatie op slootkanten naijlt op de veranderingen in de bedrijfssituatie van de percelen. Er zou dan toch sprake zijn van een afhankelijkheid, zonder dat deze in de correlatie-analyse naar voren behoeft te komen. De Heidemij (1985) suggereert iets dergelijks. Ten einde een beeld te krijgen van een eventueel optredende naijling is (Van Oudenaarden e.a., 1986) nagegaan in hoeverre de mate van achteruitgang van floristisch rijke slootkantvegetaties samenhangt met de intensiteit van het beheer op de aangrenzende percelen. Voor het bepalen van de mate van achteruitgang is de situatie van 1977 vergeleken met die in 1984. Middels een bedrijfsvoeringsenquête is een selectie gemaakt van die bedrijven waar zich sinds de eerste waarneming geen belangrijke intensivering heeft voorgedaan, zodat eventueel optredende veranderingen niet op een recent geïntroduceerde intensivering kunnen worden teruggevoerd. De verwachting was dat – als naijling inderdaad een factor van belang is – de achteruitgang van de slootkantvegetatie positief zou zijn gecorreleerd met de bedrijfsintensiteit op het aangrenzende perceel. Een dergelijk verband kon over deze 7-jarige periode echter niet

worden aangetoond. Floristisch rijke slootkanten naast intensief gebruikte percelen bleken wel te verarmen maar niet sneller dan die naast minder intensief gebruikte percelen.

De beperkte invloed vanuit het perceels- en slootmilieu biedt een gunstig perspectief voor een zelfstandig beheer van de slootkanten, gericht op behoud en versterking van de natuurwaarde. Voor de ontwikkeling van geschikte beheersvormen moet echter de vraag worden beantwoord door welke factoren de slootkantvegetatie dan wèl wordt bepaald. Het bovenstaande vormt een aanwijzing dat dit primair factoren zijn die verband houden met het beheer en de inrichting van de slootkanten zelf.
Met behulp van het bestand van de PPD-ZH kon in een oriënterende analyse de betekenis van een zestal afzonderlijke factoren worden onderzocht die de toestand van de slootkant karakteriseren, te weten: slootpeil (ten opzichte van slootkantvegetatie), reliëf (bobbeligheid), helling van het slootkanttalud, expositie, breedte van de slootkantvegetatie en de terrestrische isolatie, een maat die de bereikbaarheid vanuit de boerderij aangeeft.
Variantie-analyse (ANOVA; Nie e.a., 1975) geeft als resultaat dat slechts drie van deze factoren significante betekenis hebben voor de natuurwaarde van de slootkantvegetatie (fig. 8): reliëf, slootpeil en terrestrische isolatie. De betekenis van het reliëf is daarbij slechts zeer gering – (grootste verschil tussen klasse-gemiddelden circa 1 soort per opname); en ook de verschillen in soortenrijkdom tussen de slootpeilklassen zijn van beperkte omvang (grootste verschil tussen de klassen circa 3 soorten per opname). De verschillen in soortenrijkdom tussen de onderscheiden klassen van de terrestrische isolatie zijn daarentegen opvallend groot: slootkanten die meer dan 1500 m van de boerderijen verwijderd liggen, zijn gemiddeld circa 10 soor-

Factor	klasse	gemiddelde waarderings-score aantal soorten		natuurwrde-index	
expositie	N + NO	29.94		42.59	
	O + ZO	29.62		42.63	
	Z + ZW	30.59		42.99	
	W + NW	29.43		42.41	
reliëf	< 10 cm	29.20	*	42.68	
	11 - 25 cm	30.37		42.68	
	> 25 cm	29.13		42.67	
helling van talud	0° - 3°	30.12		42.86	
	4° - 20°	30.22		42.82	
	21° - 90°	29.44		42.28	
slootpeil (dm -m.v.)	1	30.77	*	42.91	
	2	29.70		42.65	
	3 - 8	27.96		42.19	
breedte oeverstrook (dm)	1 - 2	30.50		43.03	
	3 - 4	29.63		42.52	
	5 - 10	30.49		42.93	
terrestrische isolatie (aantal m van boerderij)	huiskavel	24.35	*	40.31	*
	< 500	28.41		41.79	
	500 - 1500	30.92		43.22	
	> 1500	34.11		44.68	
Verklaarde variantie (%)		8.8		9.0	
(N-tot.=1525)					

Figuur 8. Variantie-analyse (zie Nie e.a., 1975) van twee waarderingsparameters van slootkantvegetatie met enkele fysieke factoren. De klassegemiddelden zijn voor de overige in de analyse betrokken factoren gecorrigeerd. Significantie ($p<0.05$) met * aangegeven. (Natuurwaarde-index vlgs Clausman en Van Wijngaarden, 1984).
*Figure 8. Analysis of variance (see Nie et al., 1975) of two nature conservation parameters of ditch bank vegetation, with some physical factors. Class means have been corrected for all other factors used. Significance ($p<o.05$) indicated by *. (Nature-value index acc. to Clausman and Van Wijngaarden, 1984).*

ten rijker dan die van de huiskavels. Dit laatste mag wellicht worden opgevat als een relict van de gradiënt die vroeger voor de percelen werd beschreven (zie o.a. Van der Voo, 1965). Niet duidelijk is welke beheersfactoren het huidige ruimtelijke patroon bepalen. Gezien de eerder genoemde samenhang met de voedselrijkdom-indicatie van de slootkanten, kan de mate van bemesting van de slootkanten zelf wellicht een rol spelen.
Verder kan het onderzoek genoemd worden naar de betekenis van de slootschoningswijze (hand, maaikorf, bak en dergelijke). Beltman (1982) vond wel enig verschil tussen deze technieken; Van Strien (1986) vond dat niet, maar stelde wel een duidelijk negatief effect vast van de hoeveelheid op de slootkant opgebrachte bagger.
Het totale beeld is dat de genoemde fysieke parameters maar in beperkte mate van belang lijken te zijn, evenals dat geldt voor de bedrijfsvoering op het aangrenzend perceel en de kwaliteit van het aangrenzende slootwater. De eigen voedselrijkdom-situatie, waarschijnlijk vooral afhankelijk van de op de slootkanten zelf opgebrachte mest en de slootbagger lijkt nog het meest duidelijk als factor naar voren te komen.

VERDER ONDERZOEK

De resultaten van de hierboven weergegeven analyses, die vooral gebaseerd waren op bewerkingen van bestaande databestanden, geven nog onvoldoende duidelijkheid om tot een onderbouwde visie op een voor het natuurbehoud gewenst beheer te komen. In de eerste plaats is slechts een beperkt deel van de variantie van de waarderingsparameters verklaard; de kennis omtrent de mechanismen die de rijkdom van de slootkanten bepalen, vertonen nog belangrijke hiaten. In de tweede plaats is er – voor zover de bepalende factoren wel zijn achterhaald – geen zicht op de inpasbaarheid van het gewenste beheer in de bedrijfsvoering.
Het onderzoek loopt nu verder langs twee lijnen. De eerste lijn betreft een beschrijvend-analytisch onderzoek, waarin aandacht wordt besteed aan het verzamelen van nieuwe gedetailleerde informatie over de fysieke omstandigheden. Ook het verzamelen van gegevens over het beheer, zowel over de slootkanten als over de aangrenzende percelen, neemt bij dit onderzoek een belangrijke plaats in. De selectie van onderzoekslokaties is zodanig dat de betekenis van de verschillende factoren zoveel mogelijk kan worden ontrafeld (zie onder andere Van Strien, 1986).
De tweede lijn betreft die van een experimentele aanpak. Hierbij wordt met gerichte maatregelen ingegrepen in de fysieke omstandigheden en in het beheer van de slootkanten, en worden daarvan de effecten onderzocht op de vegetatie. Tevens wordt nagegaan in hoeverre de genomen maatregelen inpasbaar zijn in de bedrijfsvoering. Dit experimentele onderzoek wordt uitgevoerd in samenwerking met de Landinrichtingsdienst, Staatsbosbeheer en de Dienst Beheer Landbouwgronden. De volgende factoren worden daarbij beschouwd:

1. het slootkantprofiel: onderzocht wordt welke betekenis het profiel heeft voor de ontwikkeling van de vegetatie; geleidelijk profiel (helling circa 1:5), terrasprofiel (zie fig. 9) en standaard profiel (helling ca. 2:3) worden onderling vergeleken;
2. het gebruik van de slootkant: hierbij gaat het om de effecten van beperkingen in het bemestings-, het maai- en het beweidingsregime op de ontwikkeling van de vegetatie;
3. het onderhoud: onderzocht wordt wat het effect is van het ontzien van de slootkantvegetatie bij de depositie van het slootschoningsmateriaal.

In totaal zijn er door onderlinge variatie van de beheersfactoren 14 verschillende beheerssituaties gecreëerd welke op hun beurt weer worden uitgevoerd bij de verschillende profielvormen. Naast geherprofileerde slootkanten zijn ook onvergraven slootkanten in het onderzoek opgenomen, zodat ook inzicht in de verstoringsinvloed van de terrasserings-ingreep zelf wordt verkregen. Thans is er een lengte van ongeveer 8 km slootkant in het onderzoek betrokken, verdeeld over een achttal lokaties in de provincies Zuid-Holland en Utrecht. Van deze slootkanten wordt over een periode van 3-4 seizoenen de ontwikkeling van de vegetatie, alsmede veranderingen in een aantal abiotische parameters gevolgd. Deze tijdsspanne is weliswaar kort, maar naar verwachting wel voldoende om *verschillen in ontwikkeling* in de vegetatie te kunnen vaststellen.

Figuur 9. Aanleg van terrastalud t.b.v. het experimentele onderzoek.
Figure 9. Constructing a terraced profile in a ditchbank, for research purposes.

Doordat het onderzoek in praktijksituaties plaatsvindt, zijn bij de uitvoering reeds diverse knelpunten met de bedrijfsvoering naar voren gekomen. Het gaat bijvoorbeeld om het optreden van een sterke ongelijkmatigheid in de perceelsbemesting wanneer de slootkanten bij de bemesting ontzien worden; om problemen bij de beweiding door de geringe draagkracht van de terrasprofielen; of om het voor de boeren slordige gezicht dat het laat maaien van de slootkanten met zich meebrengt. Voor verschillende van deze knelpunten konden in overleg met de boeren – althans voorlopig – oplossingen worden gevonden. Het in overleg zoeken naar oplossingen voor deze knelpunten vormt een onmisbare schakel voor de latere toepasbaarheid van maatregelen, die in het onderzoek mogelijk als gunstig naar voren komen.

LITERATUUR

AL-MUFTI, M.M., C.L. SYDES, S.B. FURNESS, J.P. GRIME, S.R. BAND (1977): *A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation.* J. Ecol. 65: 759-791.

BELTMAN, B. (1982): *Effecten van het schonen op flora en fauna.* Cult. techn. tdschr. 22, (no. 3): 167-176.

BOER, Th.A. DE (1982): *The use of peat soils for grassland.* In: Bakker H., de, M.W. van den Berg (eds.) (1982): Proc. of the symp. on peat land below sea-level.

CLAUSMAN, P.H.M.A. (1980): *Ecologische interpretatie van vegetatie opnamen m.b.v. een computer.* WLO meded. jrg. 7, no. 4.

CLAUSMAN, P.H.M.A. (in voorber.): *Milieu-indicatie van vegetatie. Het vegetatie-onderzoek van de provincie Zuid-Holland.* Deelrapport 2. PPD-ZH, Den Haag.

CLAUSMAN, P.H.M.A., K. GROEN (in voorber.): *Veranderingen in het vegetatiedek van de Alblasserwaard en de Vijfheerenlanden tussen 1977 en 1984.* Eerste concept, 1985, PPD-ZH, Den Haag.

CLAUSMAN, P.H.M.A., W. VAN WIJNGAARDEN

(1984): *Verspreiding en ecologie van wilde planten in Zuid-Holland. Deel 1a: waarderingsparameters.* PPD-ZH, Den Haag.
DAM, D. VAN (1981): *Een analyse van de diversiteit van het Rothamsted Park Grass plots.* R.I.N.-rap. 81-3, Arnhem.
ELBERSE,W.Th.,J.VAN DEN BERG, J.P.G. DIRVEN (1983): *Effects of use and mineral supply on the botanical composition of old grassland on heavy river-clay soil.* Neth. j. agric. sci. 31 (1983).
HEIDEMIJ (1985): *Vegetatiekartering Krimpenerwaard, ten behoeve van het landinrichtingsproject.* Proj. no. 630/3094.
GRIME, J.P. (1979): *Plant strategies and vegetation processes.* 222 pp. Wiley, London.
JANSSEN, M.P.J.M., C. DE HEER (1983): *Veranderingen binnen de graslandvegetaties van de Alblasserwaard tussen 1949 en 1980.* WLO-meded. 10 (1983) no. 2.
KLUNDERT, A.F. VAN DE, G. VAN HUIS (1984): *Verweving van landbouw en natuur, een visie vanuit de Rijksplanologische Dienst.* Landschap 1 (1984) 2:142-156.
KRUIJNE, A.A., D.M. DE VRIES, H. MOOI (1967): *Bijdrage tot de oecologie van de Nederlandse graslandplanten.* Versl. landbk. ond. 696, Wageningen.
MELMAN, TH.C.P., P.H.M.A. CLAUSMAN, H.A. UDO DE HAES (1985): *Voedselrijkdom-indicatie van graslanden. Vergelijking en toetsing van drie methoden voor het bepalen van de voedselrijkdom-indicatie van graslandvegetaties.* CML meded. no. 19.
MOLENAAR, J.G. DE (1980): *Bemesting, waterhuishouding, intensivering in de landbouw en het natuurlijk milieu.* RIN, Leersum.
NIE, H.N., C. HULL, J. JENKINS, D. BENT (1975): *Statistical package for the social sciences.* McGraw-Hill, New York.
OOMES, M.J.M. (1983): *De invloed van lage bemestingsgiften op de botanische samenstelling van grasland onder gebruiksbeperkingen.* Bosbouwvoorl. jrg. 22, no. 6: 5-8.
OUDENAARDEN, H. VAN, W. NEUFÉGLISE (1986): *Onderzoek naar de stabiliteit van de rijkdom van slootkantvegetatie in het veenweidegebied van Zuid-Holland.* Doct. versl. CML, RU Leiden.
RUTHSATZ, B., W. HABER (1981): *Refuges for endangered plant species.* Proc. Int. Congr. Soc. Landscape Ecol., Veldhoven, 1981, Wageningen.
STEENBERGEN, T. van (1977): *Invloed van grondsoort en jaar op het effect van stikstofbemesting op de graslandopbrengst.* Stikstof, nr. 85: 9-15.
STRIEN, A.J. VAN (1986): *Effecten van slootonderhoud op de slootkantvegetatie.* Landschap 3 (nr. 3).: 203-212.
VERMEER, J.G., F. BERENDSE (1983): *The relationship between nutrient availability, shoot biomass and species richness in grassland and wetland communities.* Vegetatio nr. 53: 121-126.
VOO, E.E. VAN DER (1965) *Tussen Lek en ronde venen.* 60 pp. Wet. med. KNNV no. 60.

Drs. Th.C.P. Melman en dr. H.A. Udo de Haes zijn verbonden aan het Centrum voor Milieukunde van de Rijksuniversiteit Leiden.
Drs. A.J. van Strien is verbonden aan de afdeling Milieubiologie van dezelfde Universiteit.
Uitvoering van dit onderzoek was mede mogelijk dankzij subsidie van de LaSOM.
De dank van de auteurs gaat uit naar drs. P.H.A.M. Clausman voor de zeer constructieve bijdrage die hij bij de totstandkoming van dit artikel heeft geleverd, naar de Provinciale Planologische Dienst van Zuid-Holland, voor het ter beschikking stellen van de gegevens van de vegetatiekartering en voor het gebruik van verwerkingsfaciliteiten, en naar drs. W.J. ter Keurs en drs. J. Runhaar voor het becommentariëren van het manuscript.

3.3 Experimenteel onderzoek naar de betekenis van enkele inrichtings- en beheersfactoren

Plaatsbepaling en vraagstelling

Uit paragraaf 3.2 is naar voren gekomen dat de slootkantvegetatie in het veenweidegebied een grote natuurbetekenis heeft, maar dat deze waarde bedreigd wordt. Dit is aanleiding geweest tot verder onderzoek naar de mogelijkheden voor behoud en herstel van de natuurwaarde. Daarbij zijn zowel ecologische als bedrijfsmatige aspecten in beschouwing genomen.

Op het vlak van de ecologie en het natuurbehoud zijn de volgende vragen gesteld:

1. Wat is de betekenis van: (a) profielvorm, (b) bemesting, (c) maaidatum, (d) beweidingsregime, en (e) depositie van slootschonings-materiaal op de samenstelling en de natuurwaarde van de slootkantvegetatie?
2. Wat is de betekenis van het beheer op het aangrenzende perceel voor de effectiviteit van de in vraag één onderscheiden factoren?

Hypothesen

Over de factoren die de samenstelling van graslandvegetatie bepalen is al veel bekend. Deze kennis is voldoende om de hierboven gestelde vragen ten minste kwalitatief te beantwoorden. Er bestaat echter onduidelijkheid over hoe deze relaties er voor grenssituaties uitzien, zoals slootkanten dat zijn tussen water en land. Ook bestaat er nog geen goed inzicht in de afhankelijkheid van het slootkantmilieu van het beheer op het aangrenzend perceel.

Hoofdhypothese

De hoofdhypothese is dat het slootkantmilieu in belangrijke mate onafhankelijk is of kan worden gemaakt van het beheer op het aangrenzende perceel en voorts dat de samenstelling van de slootkantvegetatie in hoge mate bepaald wordt door het directe slootkantbeheer. Verder wordt verondersteld dat de betekenis van de verschillende factoren voor de samenstelling van de slootkantvegetatie in beginsel gelijk is aan die voor de gewone graslandvegetatie.
Voor de volledigheid wordt hieronder de betekenis van de relevante factoren, zoals die voor graslandvegetatie uit de literatuur kan worden afgeleid, kort behandeld.

Hypothese per factor

profielvorm
In algemene zin leidt drooglegging van graslandvegetatie tot een lagere natuurwaarde (Ellenberg, 1952; Klapp, 1971; De Molenaar, 1980; Melman & Udo de Haes, 1983). Er zijn aanwijzingen dat dit ook voor perceelsranden geldt (De Boer, 1977; Van Strien *et al.*, 1989). Verondersteld wordt dat meer ruimte wordt gegeven aan soorten van vochtig-natte omstandigheden naarmate de hellingshoek van het slootkantprofiel kleiner is, en dat daarmee ook de natuurwaarde groter is. Voor een terras zal daarom naar verwachting de natuurwaarde groter zijn dan voor een geleidelijk-aflopend profiel, en voor een geleidelijk-aflopend profiel groter dan voor een steil profiel.

bemesting
Veelvuldig is aangetoond dat een hoog nutriëntenaanbod leidt tot een lage natuurwaarde van de vegetatie (Al-Mufti *et al.*, 1977; De Molenaar, 1980; Oomes & Mooi, 1981; Van Dijk, 1984; Vermeer, 1985; Ellenberg, 1986; Van der Aart *et al.*, 1988; Bakker, 1989). Bij het niet meebemesten van slootkanten zal de hoeveelheid beschikbare nutriënten daar afnemen. De vegetatie zal dan een samenstelling krijgen die karakteristiek is voor minder eutrofe omstandigheden. Het niet meebemesten van de kanten zal daarmee de natuurwaarde van deze vegetatie versterken.

maaidatum
De sterke vervroeging van de oogst van de eerste snede zoals die gedurende de laatste decennia heeft plaatsgevonden (het areaal hooilanden is gedecimeerd) is een belangrijke factor die — in combinatie met de toegenomen bemesting — de verarming van de graslanden in de hand heeft gewerkt (De Vries, 1929, 1976; Clausman, 1984; Ellenberg, 1986). Bij laat maaien (in de eerste week van juli) zullen die soorten die voor hun reproduktie zijn aangewezen op bloei en zaadvorming bevoordeeld worden ten opzichte van de zich vegetatief vermeerderende soorten. In het algemeen zullen daarom de kruiden in betekenis toenemen en de grassen in betekenis afnemen. Laat maaien versterkt daarmee de natuurwaarde van de vegetatie (Kruijne *et al.*, 1967).

beweiding
Met beweiding wordt het gewas afgegraasd en wordt de bodem door betreding verdicht en — in het geval van slootkanten — vertrapt. Hier wordt ingegaan op het effect van vertrapping. Vertrapping wordt als belangrijke oorzaak aangemerkt van de achteruitgang van de slootkanten (Clausman & Groen, 1987). Het heeft een zeer sterke uitbreiding van de tandzaadvegetaties (het *Bidention*) bewerkstelligd (Westhoff & Den Held, 1975; Ellenberg, 1986). Wanneer de slootkanten niet worden meebeweid, zal de vermindering van de vertrapping leiden tot een verminderd aandeel van storingssoorten in de vegetatie. Niet-meebeweiden van de slootkanten versterkt daarmee de natuurwaarde van de vegetatie.

depositie van slootschoningsmateriaal
Depositie van het schoningsmateriaal wordt beschouwd als een belangrijke bron van de stikstofverrijking van de slootkanten en als een activiteit die de aanwezige vegetatie verstikt (Westhoff *et al.*, 1971; Beltman, 1982; Van Strien, 1986). Wanneer bij het slootschonen het vrijkomende materiaal niet op de slootkant wordt gedeponeerd, leidt dat tot een lagere nutriëntaanvoer en een verminderde verstikking van de slootkantvegetatie. Verondersteld wordt derhalve dat het niet deponeren van slootschoningsmateriaal in de slootkanten tot een vergroting van de natuurwaarde van de vegetatie zal leiden.

afhankelijkheid ten opzichte van het aangrenzend perceel
Op grond van de bevindingen zoals verwoord in paragraaf 3.2 is het de verwachting dat de vegetatie van de slootkanten in beperkte mate afhankelijk is van het beheer op het aangrenzend perceel. De achtergrond kan tweeërlei zijn. Ten eerste kan het beheer op het perceel en de slootkanten weliswaar gelijk zijn, maar de invloed op de samenstelling van de twee vegetaties is verschillend. Een tweede mogelijkheid is dat de invloed van het beheer op perceel- en slootkantvegetatie in beginsel gelijk is, maar dat als gevolg van ongelijkheid in het beheer van beide groeiplaatsen de vegetaties verschillen.

In het onderzoek wordt de afhankelijkheid niet direct onderzocht. Gesteld wordt dat, naarmate het directe slootkantbeheer een duidelijker invloed heeft op de slootkantvegetatie, het waarschijnlijk is dat de slootkant onafhankelijk is van het beheer op het aangrenzend perceel.

Een probleem dat zich bij het toetsen van de hypothesen kan voordoen is dat de verschillende beheers- en inrichtingsfactoren niet onafhankelijk van elkaar werken maar interacties hebben. Zo zou niet-beweiden in samenhang met laat-maaien wel eens een ander effect kunnen hebben dan wanneer het samengaat met vroeg maaien. Over het optreden van interacties zijn geen hypothesen geformuleerd. Afgezien van eventuele interacties volgt uit de hypothesen dat een volledig natuurgerichte inrichting en beheer bestaat uit: een geterrasseerde kant waar *niet* wordt bemest, *niet* voor 1 juli wordt gemaaid, *niet* wordt meebeweid en *niet* schoningsmateriaal op de kant wordt gedeponeerd.

Opzet experimenten

Inrichtings- en beheersfactoren

Bij de keuze van de te variëren factoren en de in te stellen inrichtings- en beheersregimes hebben de volgende overwegingen een rol gespeeld:
- de inschatting van de ecologische effectiviteit en onderzoeksrelevantie;
- de inpassingsmogelijkheden in de gangbare bedrijfsvoering;
- de toereikendheid van de onderzoeksperiode om eventuele effecten vast te kunnen stellen.

Er zijn één inrichtingsfactor en vier beheersfactoren in het onderzoek opgenomen.

De *inrichtingsfactor* betreft de vormgeving van het slootkantprofiel, waarbij vijf niveaus zijn onderscheiden:
- steil profiel;
- geleidelijk aflopend profiel;
- geterrasseerd profiel, terras ca. 1 m breed;
- geterrasseerd profiel, terras ca. 3 m breed (=kopse eind);
- onvergraven profiel (vorm afhankelijk van omstandigheden).

De eerste vier profieltypen zijn bij aanvang van het onderzoek aangelegd, er heeft dus een (verstorende) ingreep plaatsgevonden. Het onvergraven profiel is als referentie opgenomen (niet verstoord). De vorm daarvan is afhankelijk van gebruiksintensiteit, draagkracht en onderhoudssituatie en is niet bij alle locaties gelijk.

De *variatie in het beheer* van de slootkanten betreft vier factoren, waarbij elke beheersfactor op twee niveaus is onderzocht om het aantal beheerssituaties beperkt te houden:
- het wel- of niet-bemesten;
- de maaidatum van de eerste snede: vóór of na 1 juli;
- het wel- of niet-beweiden;
- de depositie van het slootschoningsmateriaal: in de slootkant of elders.

Voor alle duidelijkheid zij vermeld dat het beheer over het aangrenzende perceel vrij was aan de landgebruiker (variërend van agrarisch gebruik tot reservaatbeheer; zie tabel 1).

Codering van het beheer

Bij de bespreking van de resultaten wordt het beheer van de slootkanten met een vierletter-code aangeduid. Deze letters staan voor de vier onderzochte factoren, in volgorde: bemesten, maaien, beweiden en depositie van het slootschoningsmateriaal. De letter W duidt daarbij aan dat een bepaalde handeling gebeurt volgens wat gangbaar is (dus W... = Wel meebemesten; .W.. = Wel meemaaien voor 1 juli, enz.), en de letter N dat het niét gebeurt (dus ..N. = Niet meebeweiden; ...N = Niet depositie van slootschoningsmateriaal op de slootkant). Een code met vier W's houdt dus een extreem natuuronvriendelijk verondersteld beheer in en een met vier N's een extreem natuurvriendelijk verondersteld beheer. De beheers-code NWWN bijvoorbeeld, betekent dus:

NWWN = Niet meebemesten, Wel meemaaien voor 1 juli, Wel meebeweiden, Niet depositie van slootschoningsmateriaal op de slootkant.

Locatiekeuze

Ten behoeve van de generaliseerbaarheid van de resultaten is gestreefd naar een zekere spreiding van de ecologische condities zoals die in het westelijke veenweidegebied bestaat. Verondersteld is dat deze is verkregen door een geografische spreiding van de locaties. In totaal zijn acht locaties in het onderzoek betrokken (figuur 1), waarbij in één geval op één perceel twee gebruikers zijn betrokken (Reeuwijk-a&b). De locaties verschillen onder meer in bodemtextuur, hydrologische condities, gebruik van het aangrenzende perceel en in expositie van de slootkanten (tabel 1).

Figuur 1. Ligging van de in het experimentele onderzoek opgenomen locaties. 1=Berkenwoude; 2=Reeuwijk-a&b; 3=Donkse Laagten, Korte Broek; 4=Broek- & Blokland; 5=Kruiskade; 6=Hazerswoude; 7=Boskoop; 8=Zuiderwoude (ligt noordelijker, boven Amsterdam).

Gevolgde procedure voor de keuze van inrichtings- en beheersvormen

Met de onderscheiden varianten in inrichting en beheer zijn tachtig verschillende combinaties te creëren (5x2x2x2x2; zie tabel 2). Bij een lengte van in beginsel 100 m per combinatie is daar voor *enkelvoudige*

Tabel 1. Enige algemene gebieds- en bedrijfskenmerken van de onderzochte locaties.

Locatie:	Berkenwoude	Reeuwijk-a	Reeuwijk-b	Donkse Laagten	Broek & Blokland
kenmerk:					
grondsoort	venig veen	venig veen	venig veen	veen/klei op veen	klei/klei op veen
slootpeil perceel (dm -mv)	4-5	2-3	2-3	4-5	4-6
perceelsbemesting	300-400	200-300	100-200	0-50	0-50
gebruikswijze	wisselweide	wisselweide	wisselweide	hooiw/echt hooil	hooiweide
oogstpatroon (maaien/weiden)	mmww	mmww	wmw	mm/mw	mw
aantal snedes/jr	3-4	3-4	2-3	2	2
schoningswijze	slootbak/maaikorf	maaikorf	maaikorf	maaikorf	maaikorf
slootschoningsmateriaal					
hoeveelheid	veel	veel	veel	gemidd	gemidd
verdeling plantaardig/modder	modder	planten	planten	SBB/reservaat 2jr	modder
expositie slootkanten (NOZW)	ZW/NO	ZZO/NNW	ZZO/NNW	NO/ZW	NW/ZO
eigendom en status	BBL/agrarisch	BBL/agrarisch	BBL/agrarisch	SBB/reservaat 3jr	SBB/reservaat 2jr

Locatie:	Kruiskade	Hazerswoude	Boskoop	Zuiderwoude
kenmerk:				
grondsoort	venige klei	kleiig veen	venig veen	kleiig veen
slootpeil perceel(dm -mv)	5-6	5-6	3	3-4
perceelsbemesting	0-50	450-550	0-50	300-400
gebruikswijze	bos/onderh. pad	wisselweide	hooiw/echt hooil	wisselweide
oogstpatroon (maaien/weiden)	m	wmwm(w)	mw/mm	wmwm
aantal snedes/jr	1-2	4-5	2	3-4
schoningswijze	hand	slootbak	hand/maaikorf	slootbak
slootschoningsmateriaal				
hoeveelheid	weinig	gemid	weinig	veel
verdeling plantaardig/modder	planten	planten	planten	modder
expositie slootkanten (NOZW)	WZW	O/W	O/W	ZW/NO
eigendom en status	SBB/houtinplt 1jr	partic/agrarisch	DBL/agrarisch	partic/agrarisch

aanleg een slootkantlengte van acht km voor nodig en bij meervoudige aanleg een veelvoud. Dit kon niet worden gerealiseerd. Het aantal beheers- en inrichtingssituaties moest daarom sterk worden gereduceerd.

De reductie is tot stand gebracht op grond van inschatting van de relevantie van de verschillende combinaties en werd medebepaald door de praktische mogelijkheden. Een toelichting op de gemaakte keuzes wordt hieronder gegeven, waarbij de locaties in drie categorieën zijn onderscheiden.

locaties waar de beheerscondities rond inrichtingsvormen zijn gegroepeerd (Berkenwoude, Reeuwijk-a, Reeuwijk-b)
Op deze locaties zijn clusters verwante beheersvormen gegroepeerd rond inrichtingsvormen (tabel 2a-c). Hiermee kan inzicht worden verkregen in de invloed van inrichting en beheer gezamenlijk. Binnen de inrichtingsvormen kan daarnaast inzicht in de zelfstandige betekenis van het beheer worden verkregen.

De *terrastaluds* zijn beschouwd als natuurgerichte inrichtingsvorm, waarvan de mogelijkheden het meest tot zijn recht komen met volledig (verondersteld) natuurgericht beheer (NNNN), wat als basisbeheer is gekozen. Om enig inzicht te verkrijgen in het belang van de afzonderlijke beheersfactoren, zijn naast dit NNNN-beheer ook vier beheersvormen neergelegd waar één van de factoren verondersteld natuuronvriendelijk is ingesteld

Tabel 2. Onderzochte inrichtings- en beheersvormen in de locaties.

Locatie Berkenwoude

bemesten	maaien	beweiden	depositie	steil	geleidelijk	terras	kopseind	onvergraven
W	W	W	W	xxxxx				xxxxx
			N	xxxxx				
		N	W	xxxxx				
			N					
	N	W	W	xxxxx				
			N					
		N	W					
			N			xxxxx		
N	W	W	W	xxxxx				
			N					
		N	W					
			N			xxxxx		
	N	W	W					
			N			xxxxx		
		N	W			xxxxx		
			N			xxxxx	xxxxx	xxxxx

Locatie Reeuwijk-a en Reeuwijk-b

bemesten	maaien	beweiden	depositie	steil	geleidelijk	terras	kopseind	onvergraven
W	W	W	W	xxxxx				xxxxx
			N	xxxxx				
		N	W	xxxxx				
			N					
	N	W	W	xxxxx				
			N					
		N	W					
			N			xxxxx		
N	W	W	W	xxxxx				
			N					
		N	W					
			N			xxxxx		
	N	W	W					
			N			xxxxx		
		N	W			xxxxx		
			N			xxxxx		xxxxx

Locatie Donkse Laagten

bemesten	maaien	beweiden	depositie	steil	geleidelijk	terras	kopseind	onvergraven
W	W	W	W					
			N					
		N	W	xxxxx	xxxxx	xxxxx		xxxxx
			N					
	N	W	W					
			N					
		N	W	xxxxx	xxxxx	xxxxx		xxxxx
			N					
N	W	W	W					
			N					
		N	W					
			N	xxxxx	xxxxx	xxxxx		xxxxx
	N	W	W	xxxxx	xxxxx	xxxxx		xxxxx
			N					
		N	W					
			N	xxxxx	xxxxx	xxxxx		xxxxx

Locatie Broek & Blokland

bemesten	maaien	beweiden	depositie	steil	geleidelijk	terras	kopseind	onvergraven
W	W	W	W					
			N					
		N	W					
			N					
	N	W	W					
			N					
		N	W					
			N	xxxxx	xxxxx	xxxxx		xxxxx
N	W	W	W					
			N					
		N	W					
			N					
	N	W	W					
			N					
		N	W					
			N	xxxxx	xxxxx	xxxxx		xxxxx

Locatie Kruiskade

bemesten	maaien	beweiden	depositie	steil	geleidelijk	terras	kopseind	onvergraven
W	W	W	W					
			N					
		N	W					
			N					
	N	W	W					
			N					
		N	W					
			N					
N	W	W	W					
			N					
		N	W					
			N					
	N	W	W					
			N					
		N	W			xxxxx		xxxxx
			N			xxxxx		xxxxx

Locatie Hazerswoude

bemesten	maaien	beweiden	depositie	steil	geleidelijk	terras	kopseind	onvergraven
W	W	W	W					xxxxx
			N					
		N	W					
			N					
	N	W	W					xxxxx
			N					
		N	W					
			N					
N	W	W	W					xxxxx
			N					
		N	W					
			N					
	N	W	W					xxxxx
			N					
		N	W					xxxxx
			N					

Locatie Boskoop

bemesten	maaien	beweiden	depositie	steil	geleidelijk	terras	kopseind	onvergraven
W	W	W	W					
			N					
		N	W					
			N					
	N	W	W					
			N					
		N	W					
			N					
N	W	W	W					xxxxx
			N					xxxxx
		N	W					xxxxx
			N					
	N	W	W					
			N					
		N	W					
			N					xxxxx
			N					xxxxx

Locatie Zuiderwoude

bemesten	maaien	beweiden	depositie	steil	geleidelijk	terras	kopseind	onvergraven
W	W	W	W					xxxxx
			N					
		N	W					
			N					
	N	W	W					xxxxx
			N					
		N	W					
			N					
N	W	W	W					
			N					
		N	W					
			N					
	N	W	W					
			N					
		N	W					
			N					

(WNNN, NWNN, NNWN, NNNW). De 3 m brede terrassen (*kopse einden*) konden alleen in locatie Berkenwoude worden aangelegd. Hierop is alleen volledig NNNN-beheer onderzocht.
De *steile taluds* vertegenwoordigen de gangbare slootkantvorm en zijn geherprofileerd om de verstoring die het terrasseren met zich mee brengt ook daar te introduceren, dit met het oog op de vergelijkbaarheid. Het beheer is in hoofdzaak gelijk gesteld aan het gangbaar veronderstelde (=intensieve) beheer, dus volledig verondersteld natuuronvriendelijk (WWWW). Om te verkennen of een beter natuurresultaat kan worden verkregen door het beheer voor één factor natuurgericht te maken, zijn hier vier beheersvormen aan toegevoegd (NWWW, WNWW, WWNW, WWWN).
Voor de *niet-geherprofileerde slootkanten* tenslotte, werden alleen de beheersextremen aangehouden, dus volledig verondersteld natuurgericht beheer (NNNN) en volledig natuuronvriendelijk beheer (WWWW). Deze extremen zijn gekozen, omdat hierbij een indruk kan worden verkregen in welke mate differentiatie binnen de onderzoeksperiode bij niet-geherprofileerde kanten mogelijk is.

De vergelijkingen zijn daarmee met name gericht op de extremen: de overwegend verondersteld natuurvriendelijk beheerde terrassen versus de overwegend verondersteld natuuronvriendelijk beheerde steile kanten. De toespitsing op deze extremen is hoofdzakelijk ingegeven door de beperkte duur van de onderzoeksperiode. Als er in deze periode differentiatie optreedt, dan is die het eerst te verwachten bij grote verschillen in beheer.

locaties waarbij inrichtings- en beheersvormen zijn ontkoppeld (Donkse Laagten, Broek & Blokland, Kruiskade)
Voor de Donkse Laagten, Broek & Blokland en Kruiskade zijn de opgenomen beheersvormen op alle inrichtingsvormen neergelegd. De inrichting en het beheer zijn daarmee ontkoppeld, zodat in de afzonderlijke betekenis van beide inzicht kan worden verkregen (tabel 2d-f). Wel was hier slechts een beperkt aantal beheersvormen mogelijk. De variatie in beheer heeft met name betrekking op de voedselrijkdom (bemesting, depositie van slootschoningsmateriaal).

locaties waarbij alleen het beheer is gevarieerd (Hazerswoude, Boskoop, Zuiderwoude)
In de overige locaties (Hazerswoude, Boskoop, Zuiderwoude) zijn één of meer beheersfactoren gevarieerd en is herprofilering van de slootkanten achterwege gebleven. Hier kan dus inzicht in de zelfstandige betekenis van het beheer worden verkregen (tabel 2g-i). De variatie in beheer is in belangrijke mate door de praktische omstandigheden bepaald. In locatie Hazerswoude konden alle factoren worden gevarieerd, in locatie Boskoop het maai- en beweidingsregime en in Zuiderwoude alleen het maairegime.

Figuur 2. Herprofileringswerkzaamheden; aanleg van een terrastalud.

Materiaal en methoden

Herprofilering

De herprofileringswerkzaamheden hebben plaatsgevonden in de winter van 1985/1986 en zijn uitgevoerd met een kraan uitgerust met graafbak (zie figuur 2). Het steile profiel is aangelegd met een helling van 1:2 à 1:3, het geleidelijke profiel met een helling van 1:4 à 1:5. Bij het terrasprofiel is een circa één m brede, aan de sloot evenwijdige strook tot op circa 10 cm boven het zomerslootpeil verlaagd, en bij het kopse-eind-terras is aan het kopse eind van een perceel een terras van circa drie m breed aangelegd (figuur 3a-d).

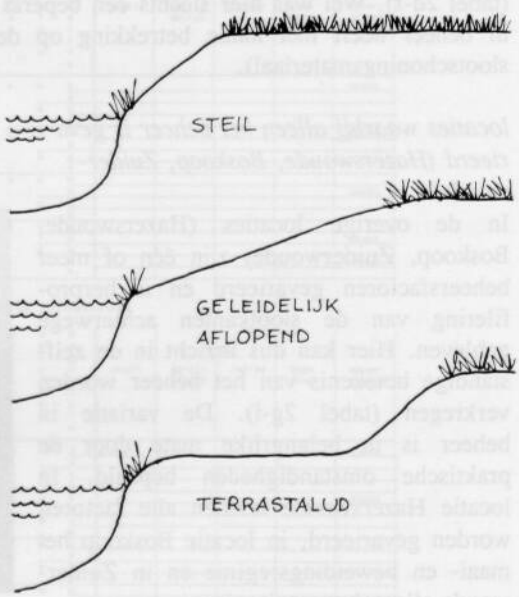
Bij aanvang van het onderzoek waren de geherprofileerde kanten uiteraard grotendeels onbegroeid. Tijdens de aanleg is evenwel het uiterste randje van de slootkantvegetatie (het zogenaamde teentje) min of meer intact gelaten (zie figuur 3), met het oog op de mogelijkheid voor rekolonisatie. De dikte van de afgegraven laag grond was afhankelijk van het te creëren profiel en de situatie ter plaatse, en varieerde tussen 15 en 40 cm. Herkolonisatie van de nieuw aangesneden profielen kon plaatsvinden vanuit het gespaarde teentje, het aangrenzende perceel, het restant van de zaadbank (en achtergebleven worteldelen) in het nieuw-aangelegd profiel zelf en door aanvoer van zaden en plantedelen van elders (water- en luchtverspreiding). Met de herprofilering is een belangrijk deel van de bovenlaag verwijderd, zodat de ingreep ook verwant is met afplaggen, dat als natuurgerichte maatregel al langer wordt toegepast en onderzocht (Anonymus, 1988; Bakker, 1989).

Van de niet-geherprofileerde slootkanten konden de hellingshoek en de profielvorm uiteraard niet worden gevarieerd, en wisselde al naar de gebruiks- en onderhoudstoestand van de slootkanten.

Beheer

bemesting

In het geval van agrarisch geëxploiteerde percelen werden de te bemesten slootkantdelen volgens de gangbare praktijk meebemest. De delen die onbemest moesten blijven zijn zoveel mogelijk ontzien door bij het strooien en uitrijden van de mest ongeveer 2 m verder uit de slootkant te blijven dan gebruikelijk (zie ook hoofdstuk 6). In het geval van reservaten zijn de te bemesten delen met de hand bemest, waarbij gestreefd is naar een bemestingsniveau zoals dat in de huidige bedrijfspraktijk gangbaar is: circa 125 kg N/ha.jr, overeenkomend met de helft van de gemiddelde perceelsbemesting in het veenweidegebied anno 1987 (zie Melman & Udo de Haes, 1987).



Figuur 3. De verschillende profieltypen die zijn aangelegd.

maaidatum

Daar waar de slootkantvegetatie na 1 juli moest worden gemaaid, werd deze bij de eerste maaibeurt (mei-juni) overgeslagen, om bij de tweede maaibeurt wel te worden meegenomen. In die gevallen waarbij de tweede snede werd afgeweid, zorgde het vee voor afgrazing; alleen wanneer de kant erg bossig was, werd er afzonderlijk gemaaid.

beweiding

Op beweide percelen zijn de slootkantdelen die onbeweid moesten blijven met behulp van een schrikdraad-afrastering afgezet. In het eerste seizoen zijn, in verband met de te geringe draagkracht, alle geherprofileerde (en dus kale) kanten afgerasterd. Beweiding daarvan werd voor dat seizoen niet relevant geacht. Dat betekent dat bij de geherprofileerde kanten pas in het tweede groeiseizoen een beweidingsdifferentiatie tot stand is gekomen.

depositie slootschoningsmateriaal

Bij de slootkantdelen die van het schoningsmateriaal vrij gehouden moesten worden, werd het materiaal net voorbij de insteek gedeponeerd of afgevoerd, terwijl in het andere geval het materiaal zoals gebruikelijk in de bedrijfspraktijk in de slootkant zelf werd gedeponeerd. Het schonen gebeurde met een maaikorf (figuur 4), of met een zogenaamde open bak in combinatie met voorsnijden. Overigens verschilde de hoeveelheid schoningsmateriaal en de verhouding tussen plantaardige delen en modder per locatie aanzienlijk (zie tabel 1).

beheer aangrenzend perceel

Het beheer over het aangrenzende perceel was, conform de achtergrondgedachte van het onderzoek, vrij aan de landgebruikers, in het onderzoek uiteenlopend van agrarische ondernemers tot reservaatbeheerders (tabel 1). Dit beheer is in een protocol vastgelegd, zodat het bij de analyses kan worden betrokken.

Vegetatieopnamen en aanvullende waarnemingen

Van de inrichtings- en beheerssituaties zijn jaarlijks vegetatie-opnamen gemaakt volgens de Braun-Blanquet methode met de aangepaste 'nine-point cover-abundance scale' (Van der Maarel, 1979). Omdat bij enkele vegetatieparameters wordt gewerkt met het oppervlak dat (categorieën van) soorten innemen, was het noodzakelijk om aan alle schaaleenheden een oppervlakteaanduiding toe te kennen. De gebruikte omzetting is weergegeven in tabel 3.

De opnamen hebben betrekking op hogere planten (determinatie/nomenclatuur volgens Van der Meijden *et al.*, 1983; Van Wijngaarden & Den Held, 1982) en mossen (determinatie/nomenclatuur volgens Margadant, 1982; Smith, 1978; Landwehr,

Figuur 4. Slootschonen met maaikorf

1966, 1980). De standaardlengte van de opnamen bedroeg 25 m, terwijl de breedte afhankelijk was van de aanwezige slootkantvegetatie. Deze breedte werd op visuele kenmerken vastgesteld (homogeniteit). In het eerste seizoen kon wegens de schaarse begroeiing de breedte van de slootkantvegetatie op de geherprofileerde kanten niet worden vastgesteld en is het hele geherprofileerde deel in de opname betrokken.

Tabel 3. De omzetting van de 'nine-point cover-abundance'-schaal (Van der Maarel, 1979) naar procentuele bedekkingen.

schaalcode	oorspr. betekenis	nieuwe betekenis
0	present, abund. onbek.	0.3 %
1	< 4 exx, <5%	0.1 %
2	1-3 exx/m2 <5%	0.3 %
3	4-10 exx/m2 <5%	1 %
4	>10 exx/m2 <5%	3 %
5	5-12.5%	8.5 %
6	12.5-25%	18.0 %
7	26-50%	37.5 %
8	51-75%	62.5 %
9	76-100%	87.5 %

Bij het maken van de vegetatie-opnamen zijn aanvullende beschrijvingen gemaakt over de structuur van de vegetatie. Daarnaast zijn er van een aantal plaatsen verspreid over het jaar dia's gemaakt, waarmee een beeld van de ontwikkeling is vastgelegd. Incidenteel zijn aantekeningen gemaakt over bijzonderheden, bijvoorbeeld over de seizoensontwikkeling van bepaalde soorten.

Interpretatie van de opnamen

opname-niveau

Op opname-niveau zijn de gegevens enerzijds geïnterpreteerd naar de ecologische condities door gebruik te maken van de indicatiewaarde van de aangetroffen soorten en anderzijds naar de natuurwaarde die de vegetatie vertegenwoordigt. Voor beide invalshoeken werd een aantal parameters gebruikt.

parameters voor ecologische factoren

Het *trofieniveau* (voedselrijkdom-indicatie) is bepaald met behulp van het systeem van Clausman *et al.* (1987; zie ook paragraaf 2.2). In dit indicator-systeem is voor een groot aantal soorten aangegeven bij welk trofieniveau het optimum ligt en wat de tolerantie voor afwijkingen van dit optimum is. Op basis van deze cijfers kan voor een vegetatie worden berekend wat het meest waarschijnlijke trofieniveau is. Dit getal kan variëren tussen 1 (zeer voedselarm) en 99 (zeer voedselrijk).

Het *oppervlak voedselarme tot matig voedselrijke soorten* is bepaald met behulp van het ecotopensysteem van Runhaar *et al.* (1987). Per soort is aangegeven bij welke trofieniveaus hij kan voorkomen. Door nu van dié soorten de bedekkingen op te tellen die bij voedselarme tot matig voedselrijke omstandigheden kunnen voorkomen (het milieu waar relatief waardevolle vegetaties mogen worden verwacht), wordt een beeld van de natuurpotenties van het milieu gegeven.

Het *oppervlak storingssoorten* is bepaald aan de hand van het waarderingssysteem van Drijver & Melman (1983) (zie bijlage 1). Als storingssoorten zijn onderscheiden soorten die gedijen bij sterke grondroering en/of bij zeer voedselrijke omstandigheden, bijvoorbeeld *Stellaria media*, *Ranunculus sceleratus*, *Bidens spp.*, *Poa trivialis* en *Lolium perenne*. De aanwezigheid van deze soorten geldt als maat voor storing (resp. exploitatie-

intensiteit) van de vegetatie en daarmee als indicatie voor een lage potentiële natuurwaarde.

parameters voor natuurwaarde (zie ook paragraaf 2.3)
Het *totaal aantal soorten*. Dit is een eenvoudige en inzichtelijke maat voor de diversiteit van de vegetatie. De parameter is evenwel niet erg genuanceerd; aan elke soort wordt immers evenveel gewicht toegekend.

De *natuurwaarde-index* is bepaald volgens het systeem van Clausman & Van Wijngaarden (1984). Deze maat geeft ook de diversiteit van een opname weer, maar de bijdrage per soort is sterk gedifferentieerd naar zijn waarde, bepaald op basis van de zeldzaamheid en tendens (of de soort in de afgelopen decennia toe- danwel is afgenomen). (voor soortwaardering, zie bijlage 1)

De *oppervlakte-onafhankelijke-natuurwaarde-index* (zie paragraaf 2.3). Voor deze index is gebruik gemaakt van de soortwaarderingen van Clausman & Van Wijngaarden (1984). Elke soort is rechtevenredig naar abundantie gewogen, zodat een oppervlakte-onafhankelijke waarde wordt verkregen. De index geeft hiermee een waardering van de vegetatie waarin de diversiteit in het geheel niet tot uitdrukking komt.

Statistische analyses en aanvullende beschrijvende analyse

statistische analyse
Op opnameniveau is gebruik gemaakt van variantie-analyse, waarbij de te analyseren factoren (inrichting, beheer, tijd en incidenteel locatie) als nevengeschikt zijn beschouwd. Bij de toetsing is een overschreidingskans $\leq 5\%$ als significantiegrens aangehouden.

Bij interpretatie op soortniveau is getoetst op verschillen in presentie (chi-kwadraat toets) en op verschillen in abundantie (Wilcoxon's rangsom-toets (Siegel, 1956) bij vergelijking van twee groepen, en Kruskal-Wallis rangsom-toets (Dixon & Massey, 1969) bij vergelijking van meer dan twee groepen). Bij de toets op abundantie zijn alleen die opnamen in beschouwing genomen waar de betreffende soort is aangetroffen (zie tabel 3). Bij een lange onderzoeksperiode zullen beide toetsen wellicht hetzelfde beeld opleveren, maar gezien de korte periode van het onderhavige onderzoek kunnen ze elkaars complement zijn. Ook op soortniveau is een overschreidingskans $\leq 5\%$ als significantiegrens aangehouden.

Tabel 4. Opzet toetsen op soortniveau voor presentie en abundantie, aan de hand van een verdeling van een soort *x* over twee opnamengroepen. - = afwezig; 1 t/m 9 = cover/abundantie klasse.

soort *x*	in opnamen van groep1		opnamen van groep 2
	-,-,2,2,3,5,5,6		-,-,-,-,6,7,7,8
te vergelijken bij de toetsen:			
1. presentie (chi-kwadraat):	85%	vs.	50%
2. abundantie (rangsom):	2,2,3,5,5,6	vs.	6,7,7,8

beschrijvende analyse

Naast de statistische analyse is ook een meer beschrijvende analyse uitgevoerd aan de hand van aantekeningen, dia's van afzonderlijke opnamen en algemene beschrijvingen. Deze aanvulling is nodig, omdat veel kenmerken (bijvoorbeeld opbouw en structuur van de vegetatie, vitaliteit van soorten en veranderingen gedurende het seizoen) geen onderdeel uitmaken van de reguliere opnamen en zich daardoor aan de statistische analyse onttrekken. Deze aanvulling is hier van belang, omdat het onderzoek zich over een geringe periode uitstrekt en subtiele veranderingen veelzeggend kunnen zijn; dit geldt eens te meer omdat het aantal herhalingen van de verschillende inrichtings- en beheerssituaties gering is, waardoor de kans op het aantonen van statistisch significante verschillen niet zo groot zal zijn.

Mogelijkheden en beperkingen van analyse

onderlinge afhankelijkheid van de inrichtings- en beheersfactoren

De beschikbare onderzoeksruimte was, zoals reeds gezegd, niet toereikend om alle inrichtings- en beheerscombinaties te realiseren. Dat betekent dat statistisch gezien geen formele uitspraken kunnen worden gedaan over de betekenis van alle onderzochte factoren afzonderlijk, maar alleen voor de onderzochte combinaties van factoren. Echter, in die gevallen waarbij twee of meer factoren tegelijk zijn gevarieerd, kan met behulp van bestaande ecologische inzichten tentatief worden besproken wat de relatieve betekenis van de afzonderlijke factoren is. Deze inzichten kunnen ook worden verkregen uit het combineren van de resultaten van de verschillende onderzoekslocaties.

korte periode voor longitudinaal onderzoek

Voor het experimentele onderzoek was een periode van drie veldseizoenen beschikbaar. Nu is een dergelijke periode onvoldoende voor de vegetatie om zich in te stellen op de nieuwe condities. Daarvoor is zeker tien jaar of langer nodig (vgl. onderzoek in Rothamsted (Anonymus, 1970; Van Dam, 1971) en in Wageningen (Elberse *et al.*, 1983) waar na verscheidene decennnia constant beheer nog veranderingen in de vegetatie optreden). De beperkte tijdsduur was voor onderhavig onderzoek des te meer klemmend daar een groot deel van de te onderzoeken slootkanten geherprofileerd zou worden en er sprake was van een kale uitgangssituatie, waar het hele successieproces moest worden doorlopen.

Verondersteld is evenwel dat een beginnende differentiatie in de samenstelling van de vegetatie zoals die zich in deze korte periode zou kunnen voordoen, voldoende informatie kon opleveren om te bepalen of bepaalde inrichtings- en beheersvormen perspectief bieden voor het behoud en de vergroting van de natuurwaarde van de slootkantvegetatie op langere termijn. Uit bovengenoemde langjarige onderzoeken komt namelijk ook naar voren dat zich vanaf de implementatie van een nieuw beheer veranderingen manifesteren en dat ingezette veranderingen vrij consequent in een bepaalde richting verlopen (Melman *et al.*, 1985). Ook Ellenberg (1986) wijst op snelle veranderingen in graslandvegetatie als gevolg van beheerswijzigingen, vooral wanneer er sprake is van regelmatig maaien en een zekere toevoer van nutriënten, wat hier ook het geval is.

primariteit

Een tweede complicatie die verband houdt met de korte onderzoeksduur is dat 'toevallige' verschillen in vegetatiesamenstelling vóór de aanvang van het onderzoek effecten van inrichting en beheer kunnen vertroebelen (zie o.a. Harper, 1961; Grime, 1979). Dit kan worden ondervangen door een voldoende aantal herhalingen, zodat een statistisch betrouwbaar beeld ontstaat. In onderhavig onderzoek was het aantal herhalingen door praktische omstandigheden echter beperkt. Aan dit probleem is zoveel mogelijk tegemoet gekomen door ook de veranderingen in de tijd te vergelijken.

Figuur 5. Twee van de onderzochte beheersvormen (NNNN- en NWNN-beheer).

verschillen tussen de locaties

Vanwege de verschillen tussen de locaties (in grondsoort, bedrijfsvoering (tabel 1) en onderzochte inrichtings- en beheerssituaties van de slootkanten) kunnen in de statistische analyses niet zonder complicaties meerdere locaties worden opgenomen. Daarom zijn de gegevens primair per locatie geanalyseerd. Binnen een locatie mag worden verondersteld dat voorgeschiedenis, hydrologische omstandigheden, bodemtype, gebruikswijze en -intensiteit nagenoeg gelijk zijn.

aantal herhalingen

Het geringe aantal herhalingen per beheersvorm beperkt de mogelijkheden voor statistische toetsing. Omdat de omvang van de te vergelijken groepen niet altijd gelijk is, kunnen verder de resultaten van de verschillende analyses niet zonder meer met elkaar vergeleken worden. Daarom zijn bij de conclusies over ingreep-effectrelaties ter aanvulling ook de meer beschrijvende, fenomenologische gegevens gebruikt.

onderlinge onafhankelijkheid van de waarnemingen

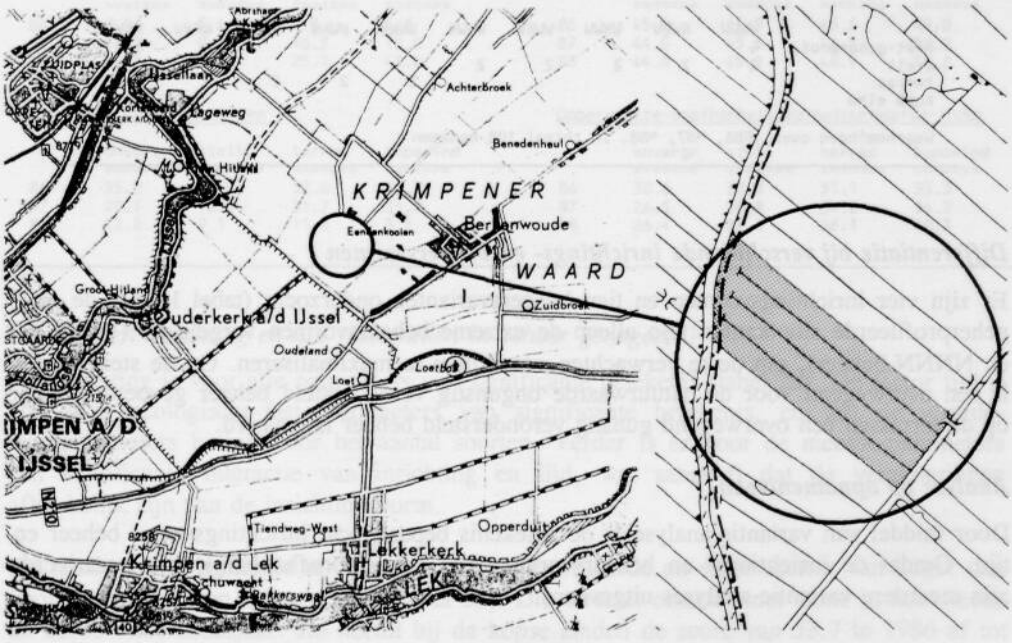
De gebruikte statistische toetsen vereisen onderlinge onafhankelijkheid van waarnemingen. De ruimtelijke verdeling van de verschillende inrichtings- en beheersvormen binnen de onderzoekslocaties voldoet aan deze voorwaarde. Dit is niet het geval waar waarnemingen van de verschillende onderzoeksjaren bij elkaar zijn gevoegd. Herhalingswaarnemingen van één bepaalde plaats mogen immers niet als onderling onafhankelijk worden beschouwd: de samenstelling van een vegetatie in jaar '*x*' wordt immers in hoge mate bepaald door de samenstelling in het jaar '*x*-1'.

Dit aspect van onderlinge afhankelijkheid speelt geen rol bij de interpretatie op opnameniveau; in de variantie-analyses is de factor tijd als onafhankelijke variabele opgenomen. Het speelt wel een rol bij een groot deel van de analyses op soortniveau, namelijk daar waar bij de toetsing op verschillen tussen inrichtings- en/of beheersvormen waarnemingen van de verschillende jaren bij elkaar zijn gevoegd. Dit is gedaan om over een voldoende aantal waarnemingen te beschikken om significante verschillen te kúnnen vinden. Deze resultaten zijn daardoor van verkennend karakter. De vertekening die hierdoor optreedt is groter naarmate de primariteit een belangrijker rol speelt en naarmate de veranderingen in de tijd groter zijn, zodat ongelijksoortiger situaties worden samengevoegd. In de tabellen zijn wel de gegevens van de afzonderlijke jaren gepresenteerd, zodat de ontwikkeling in de tijd zichtbaar is en deze waar nodig in de bespreking kan worden betrokken.

3.3.1 Resultaten locatie Berkenwoude

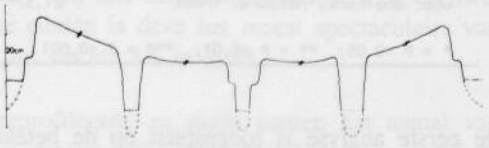
Algemeen

De locatie Berkenwoude omvat een viertal percelen die in het hart van de Krimpenerwaard liggen (figuur 1). De percelen zijn sinds 1985 eigendom van het Bureau Beheer Landbouwgronden (BBL) en worden op jaarbasis verpacht. Het landgebruik van de huidige gebruiker is matig intensief. De kunstmestgift bedraagt 200 à 250 kg N/ha.jr, en de totale mestgift 300 à 400 N/ha.jr. Gedurende het onderzoek zijn de percelen als wisselweide



Figuur 1. Ligging van locatie Berkenwoude.

gebruikt, waarbij de eerste twee snedes werden gemaaid en vervolgens (vanaf begin juli) beweid met jongvee en droogstaande koeien. Het beheer van de vroegere gebruiker is niet bekend. Aangenomen wordt dat dat vergelijkbaar is met het huidige beheer, mogelijk iets extensiever. De sloten die de vier percelen van elkaar scheiden worden sinds ruim tien jaar met behulp van windkracht onderbemalen. Het waterpeil is daardoor aan (soms sterke) fluctuaties onderhevig. Dit gold met name voor het seizoen 1988, toen schommelingen van 30–40 cm optraden. Het peil van de wetering en omringende sloot was



Figuur 2. Dwarsdoorsnede van de onderzochte percelen. Let op de inklinking, veroorzaakt door de onderbemaling in de binnensloten.

vrij constant. De bodem is sterk venig (bosveen), het mineraalgehalte is laag. De onderbemaling van de 'binnensloten' heeft geleid tot een aanzienlijke bodemdaling; de middelste percelen liggen ca. 25 cm lager dan de buitenste (figuur 2).

De soortenrijkdom van de slootkantvegetatie is vrij groot. Het gemiddelde aantal soorten per opname bedroeg 38.5. In totaal zijn er 164 soorten aangetroffen.

Tabel 1. Verdeling van de opnamen over de verschillende inrichtings- en beheerssituaties in locatie Berkenwoude.

	WWWW	NWWW	WNWW	WWNW	WWWN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
niet-geherprof.	4									4
steil	2	2	2	2	2					
terras						2	2	2	2	5
kops eind										3

Waarnemingen over 1986, '87, '88. In totaal 108 opnamen

Differentiatie bij verschillende inrichtings- en beheersvormen

Er zijn vier inrichtingsvormen en tien beheersvarianten onderzocht (tabel 1). Op de niet-geherprofileerde slootkanten zijn alleen de extreme beheersvormen vergeleken (WWWW- en NNNN-beheer), om de te verwachten verschillen te maximaliseren. Op de steile taluds is een overwegend voor de natuurwaarde ongunstig verondersteld beheer gevoerd, terwijl op de terrassen een overwegend gunstig verondersteld beheer is gevoerd.

Analyse op opnameniveau

Door middel van variantie-analyse is de betekenis bepaald van inrichtingsvorm, beheer en tijd. Omdat de inrichtings- en beheersvormen niet geheel onafhankelijk zijn gevarieerd, zijn meerdere variantie-analyses uitgevoerd.

Tabel 2a. Variantie-analyse van vegetatieparameters met de factoren beheer en tijd. F-waarden en significanties zijn weergegeven. (n=108).

Parameter	inrich	tijd	interact
trofieniveau-indicatie	13.47***	10.84***	0.69
opp. voedselarm - matig voedselrijk	11.46***	14.78***	5.44***
opp. storings srtn	3.78*	77.02***	3.09**
aantal soorten	43.90***	4.99**	2.70*
natuurwaarde-index	18.01***	0.38	1.32
opp.-onafhank. natuurw.-index	21.57***	0.27	6.36***

* = P <0.05; ** = P <0.01; *** = P <0.001

De eerste analyse is toegespitst op de betekenis van de inrichting. Gezien de 'asymmetrische' verdeling van beheersregimes over de inrichtingsvormen heeft de analyse impliciet ook betrekking op het beheer. De tweede analyse is toegespitst op de betekenis van de beheersvorm. Er zijn hierbij drie deelanalyses onderscheiden: per inrichtingsvorm is een analyse uitgevoerd naar de betekenis van de differentiatie in beheer. De kopse einden ontbreken, omdat daar het beheer niet is gevarieerd.

Tabel 2b. De celgemiddelden voor de verschillende parameters voor de inrichtingssituaties in de verschillende jaren. (zie ook tabel 2a)

Trofieniveau-indicatie

	onvergr	steil	terras	kopseind
86	56.6	54.4	54.0	53.7
87	55.8	52.8	51.9	49.0
88	55.0	52.0	50.3	47.7

Aantal soorten

	onvergr	steil	terras	kopseind
86	38.1	39.2	45.4	47.0
87	34.0	34.2	41.8	53.3
88	30.9	28.8	39.1	54.0

Opp. voedselarme tot matig voedselrijke soorten

	onvergr	steil	terras	kopseind
86	7.9	5.4	7.8	5.0
87	13.7	9.2	16.3	18.0
88	11.2	3.2	25.1	43.0

Natuurwaarde-index

	onvergr	steil	terras	kopseind
86	45.9	46.8	46.6	49.0
87	44.0	45.6	46.8	50.0
88	44.0	45.2	46.9	51.0

Oppervlak storingssoorten

	onvergr	steil	terras	kopseind
86	35.2	35.2	52.6	65.7
87	20.1	16.5	31.7	31.7
88	12.2	9.1	11.8	3.3

Oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index

	onvergr	steil	terras	kopseind
86	30.6	32.3	31.1	33.3
87	26.5	30.8	34.2	36.3
88	26.4	27.3	36.1	40.3

De factoren inrichting en tijd (verschillen in beheer genegeerd)

De inrichting is voor alle parameters van significante betekenis (tabel 2a). De factor tijd is voor alle ecologische-factorparameters van significante betekenis, en wat de waarderingsparameters betreft voor het aantal soorten. Verder is er voor de meeste parameters een significante interactie van inrichting en tijd, wat aangeeft dat de veranderingen afhankelijk zijn van de inrichtingsvorm.

De **trofieniveau-indicatie** is voor de niet-geherprofileerde en steile kanten wat hoger dan voor de terrassen en kopse einden (tabel 2b). Dit verschil ontstaat met name in het tweede en derde onderzoeksjaar. Zo neemt bij de kopse einden de score van 53.7 in 1986 af tot 47.7 in 1988. De indicatie van de niet-geherprofileerde kanten verandert weinig (56.6 → 55.0). Het **oppervlak voedselarme tot matig voedselrijke soorten** laat een vergelijkbaar beeld zien. In het eerste jaar ontlopen de inrichtingsvormen voor deze parameter elkaar nauwelijks (alle scoren ca. 6%). In het laatste onderzoeksjaar is het aandeel bij de niet-geherprofileerde en steile kanten nauwelijks gestegen, maar bij de terrassen en kopse einden is deze opgelopen tot ruim 30%. Wat betreft de **storingssoorten** is het oppervlak bij de terrassen en kopse einden aanvankelijk hoger (ca. 60%) dan bij de niet-geherprofileerde en steile kanten (ca. 35%). Bij alle inrichtingsvormen is er evenwel van een sterke afname sprake. Voor de kopse einden is deze het meest spectaculair: van 66% in 1986 (verstoring door herprofilering), tot slechts 3% in 1988.

Voor het **aantal soorten** is bij de niet-geherprofileerde en steile kanten het aantal van aanvang af lager dan bij de terrassen en kopse einden (38 versus 46). Voorts is er bij de niet-geherprofileerde en steile kanten gedurende de onderzoeksperiode sprake van een sterke achteruitgang van bijna 10 soorten per opname. Bij de terrassen neemt het aantal ook af, zij het in mindere mate (6 soorten). Bij de kopse einden tenslotte, neemt het aantal toe van 47 soorten in 1986 tot 54 soorten in 1988. Voor de **natuurwaarde-index** is de

tendens vergelijkbaar met die van het aantal soorten en behoeft niet nader te worden besproken. De **oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index** geeft een nog sterkere differentiatie. Bij de niet-geherprofileerde en steile kanten gaat de index respectievelijk 4 en 5 punten achteruit, terwijl deze bij de geterrasseerde kanten en de kopse einden 5 en 7 punten stijgt, resulterend in een verschil van 9 à 14 punten in 1988 tussen beide categorieën.

Tabel 3a. Variantie-analyse voor de factoren beheer en tijd voor drie inrichtingsvormen afzonderlijk.

niet-geherprofileerde kanten	inricht.	tijd	interact
trofieniveau-indicatie	0.11	0.56	0.29
opp voedselarm - matig voedselrijk	2.45	0.44	0.37
opp. storings srtn	1.49	8.22**	0.63
aantal soorten	0.30	5.29*	0.19
natuurwaarde-index	0.78	1.46	0.32
opp.-onafhank. natuurw-index	3.31	2.57	0.44

steile kanten	beheer	tijd	interact
trofieniveau-indicatie	0.66	3.25	0.82
opp voedselarm - matig voedselrijk	0.10	2.85	0.48
opp. storings srtn	2.21	47.35***	0.57
aant. soorten	1.32	12.35***	0.22
natuurwaarde-index	0.15	2.16	0.67
opp.-onafhank. natuurw-index	0.76	5.32**	0.49

geterrasseerde kanten	beheer	tijd	interact
trofieniveau-indicatie	0.78	4.43*	0.37
opp voedselarm-matig voedselrijk	20.05***	23.46***	7.98***
opp. storings srtn	10.71***	49.53***	1.89
aant. soorten	3.43*	5.95**	0.60
natuurwaarde-index	2.30	0.06	0.33
opp. onafhank. natuurw index	15.80***	15.74***	4.36***

* = P <0.05; ** = P <0.01; *** = P <0.001

Terzijde kan worden opgemerkt dat de natuurwaarde-parameters onderling niet altijd parallel scoren. Zo neemt bijvoorbeeld op de geterrasseerde kanten het aantal soorten in de tijd af, laat de natuurwaarde-index nauwelijks veranderingen zien, maar neemt de oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index juist toe. Een en ander laat zien dat de keuze van waarderingsparameters invloed kan hebben op de interpretatie van de resultaten. Dit verschil in gedrag tussen de parameters hangt mogelijk mede samen met de korte periode waarin de waarnemingen hebben plaatsgevonden.

De factoren beheer en tijd (analyse per inrichtingsvorm)

Binnen de niet-geherprofileerde en steile taluds worden geen significante verschillen voor beheer gevonden, terwijl binnen de terrastaluds het beheer voor vier parameters van significante betekenis is (tabel 3a). Het beheer lijkt daarmee voor terrastaluds meer differentiërend dan voor de andere twee inrichtingsvormen. De factor tijd blijkt wèl binnen alle drie de inrichtingsvormen ten aanzien van één of meer parameters van significante betekenis te zijn. Er vinden in de samenstelling van de vegetatie dus wel

Tabel 3b. De celgemiddelden voor de ecologische-factor- en waarderingsparameters van de beheerssituaties in de verschillende jaren. (zie ook tabel 3a)

Trofieniveau-indicatie

	(niet-geherpr)		(-----s t e i l e t a l u d s-----)					(------t e r r a s t a l u d s----)				
	WWWW	NNNN	WWWW	NWWW	WNWW	WWNW	WWWN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	55.8	57.5	54.0	54.5	53.5	55.0	55.5	53.5	54.0	54.0	54.0	54.2
87	55.8	55.8	53.8	53.5	53.5	51.5	51.0	52.5	50.5	51.5	53.0	52.0
88	55.2	54.8	53.0	51.0	54.0	52.5	48.5	50.0	48.0	50.5	54.0	49.8

Oppervlak voedselarme tot matig voedselrijke soorten

	(niet-geherpr)		(-----s t e i l e t a l u d s-----)					(------t e r r a s t a l u d s----)				
	WWWW	NNNN	WWWW	NWWW	WNWW	WWNW	WWWN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	6.8	9.0	5.0	7.5	5.0	7.5	2.5	3.0	6.5	8.0	12.5	8.2
87	9.2	18.2	8.8	4.0	13.0	11.0	9.5	3.5	17.0	31.0	7.5	18.8
88	4.8	17.8	2.5	4.0	2.0	2.0	6.0	14.0	7.5	37.5	11.0	37.2

Oppervlak storingssoorten

	(niet-geherpr)		(-----s t e i l e t a l u d s-----)					(------t e r r a s t a l u d s----)				
	WWWW	NNNN	WWWW	NWWW	WNWW	WWNW	WWWN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	38.8	31.8	57.5	43.5	51.5	42.5	64.0	58.5	67.0	49.5	44.0	49.2
87	19.5	20.8	10.8	12.0	27.0	12.5	26.0	65.5	30.0	17.5	31.0	24.8
88	18.0	6.5	5.5	8.5	14.0	5.0	16.0	31.0	25.5	5.5	3.0	4.6

Aantal soorten

	(niet-geherpr)		(-----s t e i l e t a l u d s-----)					(------t e r r a s t a l u d s----)				
	WWWW	NNNN	WWWW	NWWW	WNWW	WWNW	WWWN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	38.0	38.2	39.2	40.5	36.0	39.0	41.5	51.0	46.5	44.0	39.0	45.8
87	35.2	32.8	34.2	35.0	31.5	37.0	33.0	42.0	42.0	42.0	38.5	43.0
88	31.2	30.5	29.2	29.5	22.5	32.0	30.5	39.5	42.5	36.5	29.5	42.4

Natuurwaarde-index

	(niet-geherpr)		(-----s t e i l e t a l u d s-----)					(------t e r r a s t a l u d s----)				
	WWWW	NNNN	WWWW	NWWW	WNWW	WWNW	WWWN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	46.0	45.8	46.2	48.0	46.0	46.0	48.0	47.0	46.0	47.0	45.0	47.2
87	43.2	44.8	45.8	44.5	45.5	47.5	44.5	46.5	48.0	47.5	44.5	47.0
88	43.2	44.8	45.8	44.5	45.0	45.5	45.0	47.0	46.5	46.5	45.0	48.0

Oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index

	(niet-geherpr)		(-----s t e i l e t a l u d s-----)					(------t e r r a s t a l u d s----)				
	WWWW	NNNN	WWWW	NWWW	WNWW	WWNW	WWWN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	30.0	31.2	31.8	32.0	34.0	36.0	28.5	30.5	29.5	31.5	30.0	32.2
87	25.0	28.0	30.0	29.5	32.5	33.0	30.0	28.5	36.0	38.0	30.5	35.8
88	23.8	29.0	26.8	27.5	28.5	26.0	28.5	34.5	31.0	39.0	31.0	39.6

degelijk veranderingen plaats. Zo neemt het aandeel van de storingssoorten in alle onderzochte situaties af (tabel 3b). Deze afname hangt kennelijk niet (geheel) samen met de aard van het gevoerde beheer.

Voor de **trofieniveau-indicatie** kon bij geen van de inrichtingsvormen een significante betekenis van het beheer worden vastgesteld. Toch zijn er wel tendenzen die nadere aandacht rechtvaardigen: bij alle inrichtingsvormen is er zonder bemesting en/of depositie van slootschoningsmateriaal een sterkere verlaging van de trofieniveau-indicatie dan bij de

andere beheersvormen. Zo blijft bij de niet-geherprofileerde kanten de score bij WWWW-beheer nagenoeg gelijk, terwijl bij NNNN-beheer een daling optreedt van 58 naar 55. Deze ontwikkeling is in overeenstemming met de verwachting. Voor het **oppervlak voedselarme tot matig voedselrijke soorten** is het beheer binnen de terrastaluds van significante betekenis. Bij de beheersvormen WNNN, NNWN en NNNN is er sprake van een sterke toename van het aandeel. Voor WNNN (=wel bemesten) is deze toename onverwacht. Vroeg maaien (NWNN) en depositie van slootschoningsmateriaal (NNNW) resulteert niet in een toename. Hoewel niet significant, is bij de niet-geherprofileerde kanten het verschil tussen WWWW- en NNNN-beheer wel opvallend: bij NNNN-beheer is sprake van een sterke toename (9% → 18%), terwijl dit bij het WWWW-beheer niet het geval is (7% → 5%). Dit is conform de verwachting. Het **oppervlak storingssoorten** neemt bij alle drie de inrichtingsvormen zeer sterk af. Voor de geherprofileerde kanten is deze afname niet verwonderlijk; het illustreert het herstel na de ingreep. Bij de niet-geherprofileerde kanten is de sterke afname bij het NNNN-beheer (32% → 6%) ook volgens de verwachtingen, omdat beweiding (vertrapping) is weggevallen. Bij WWWW-beheer doet zich van "86 op "87 onverwacht ook een substantiële afname voor (39% → 20%). In "88 zet deze verlaging echter niet door.

Het **aantal soorten** per opname blijkt bij alle inrichtingsvormen en alle beheersvormen af te nemen. Bij de niet-geherprofileerde kanten bedraagt de afname voor beide beheersvormen ca. 7 soorten. Bij de steile taluds is de afname gemiddeld ruim 10 soorten en het sterkst bij laat-meemaaien (WNWW) (14 soorten minder). Bij de terrastaluds is de afname gemiddeld ruim 7 soorten en het sterkst bij wel-meebemesten (WNNN) (12 soorten minder).

Bij NNNN-beheer is de afname beperkt (3 soorten minder). Voor de **natuurwaarde-index** zijn de verschillen en veranderingen in alle gevallen gering; een nadere bespreking kan daarom achterwege blijven. De **oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index** tenslotte, geeft wel belangwekkende veranderingen en verschillen te zien. Voor de niet-geherprofileerde kanten is bij beide beheersvormen van een achteruitgang sprake. Bij NNNN-beheer is de daling geringer dan bij WWWW-beheer. Voor de steile taluds treedt algemeen een aanzienlijke achteruitgang op (tot 10 punten), alleen wanneer geen slootschoningsmateriaal wordt gedeponeerd blijft de index stabiel, zij het op een laag niveau (28.5). Bij de terrastaluds treedt in tegenstelling tot de andere inrichtingsvormen algemeen een stijging van de index op. Bij NNWN- en NNNN-beheer is deze stijging het grootst (ca. 7 punten). Bij NNNW-beheer (depositie schoningsmateriaal) is de stijging bescheiden (1 punt). In zijn algemeenheid zijn deze resultaten conform de verwachting.

Analyse op soortniveau

Verschillen tussen inrichtingsvormen (verschillen in beheer genegeerd)

Wanneer de gegevens van de gehele onderzoeksperiode worden samengenomen, geven 51 soorten tussen de inrichtingsvormen significante verschillen te zien in presentie en/of bedekking (tabel 4). Het grootste aantal daarvan heeft voorkeur voor het kopse eind (22 soorten). Voor het steile talud hebben 7 soorten een voorkeur.

Figuur 3. De ontwikkeling van de slootkantvegetatie op een terrastalud bij NNNN-beheer. L.bov.: maart "86, direct na de herprofilering. R.bov.: juni "86, de vegetatie wordt gedomineerd door *Ranunculus sceleratus*. L.ond.: mei "87, *Lychnis floscuculi* heeft zich in grote aantallen gevestigd. R.ond.: mei "88: *Lychnis flos-cuculi* is minder prominent geworden, soorten als *Juncus conglomeratus* en *Ranunculus flammula* hebben zich ook een plaats verworven.

Figuur 4. *Lychnis flos-cuculi*

De soorten met een voorkeur voor de niet-geherprofileerde kanten zijn over het algemeen soorten van relatief droge omstandigheden (*Alopecurus pratensis*, *Festuca pratensis*, *F. rubra*, *Rumex acetosa*, *R. obtusifolius*). Deze soorten bevinden zich doorgaans op het hogere deel van het talud en kunnen worden opgevat als een relict van het vroegere hooiland; vanwege hun groeiplaats zijn ze derhalve met de herprofilering voor een belangrijk deel verwijderd (figuur 4 in paragraaf 3.3). Ook *Agrostis stolonifera* en *Holcus lanatus* zijn op de niet-geherprofileerde kanten beter vertegenwoordigd. Deze soorten komen in het algemeen zowel hoog als laag op het talud voor. Door de herprofilering is (al of niet tijdelijk) de dominantie doorbroken.

Op de **steile taluds** is een aantal soorten beter vertegenwoordigd dat doorgaans op het onderste, nattere deel van het talud staat. Mogelijk zijn deze bij de herprofilering slechts in beperkte mate verwijderd (het onderste deel van de kant, het 'teentje', is namelijk blijven staan) en hebben ze zich daarna op het kaal gemaakte stuk kunnen uitbreiden. Dit heeft zich met name voorgedaan bij *Agrostis stolonifera* en *Glyceria fluitans*, en in mindere mate voor *Galium palustre ssp. palustre*, *Myosotis palustris* en *Ranunculus flammula*, waarvoor de uitbreiding van tijdelijke aard was. *Cirsium arvense*, een soort van vrijwel tegengestelde ecologische karakteristiek, is hier eveneens goed vertegenwoordigd. In tegenstelling tot de vorige soorten gedijde deze soort juist in het bovenste deel van het talud. Dit door herprofilering kale en droge deel van het talud bood uitstekende vestigingskansen voor deze windverspreider. Dit geldt nog meer wanneer er slootschoningsmateriaal wordt gedeponeerd (voedselrijk, kaal), dat bij steile slootkanten noodzakelijkerwijs altijd wat hoger op de kant wordt gelegd (om terugglijden te voorkomen). De voorkeur van *Polygonum aviculare* en *P. persicaria* — beide pioniersoorten — heeft betrekking op seizoen 1986. Daarna nemen beide sterk af: *P. persicaria* is in "88 zelfs geheel verdwenen.

De soorten met voorkeur voor het **terrastalud** zijn deels soorten van vochtig-drasse omstandigheden (o.a. *Alisma plantago-aquatica*, *Berula erecta*, *Butomus umbellatus*, *Equisetum fluviatile*, *Juncus conglomeratus*, *Myosotis palustris* en *Triglochin palustris*). Hierbij valt op dat deze soorten zich vanaf het eerste jaar manifesteren en dat van een verdere uitbreiding beperkt of geen sprake is. Sommige gaan zelfs in presentie achteruit (*Butomus umbellatus*, *Triglochin palustris*). De duiding van deze veranderingen zal bij de beschouwing van het beheer nader aan bod komen. Daarnaast zijn daar ook soorten beter vertegenwoordigd met een voorkeur voor pioniersituaties (o.a. *Bidens tripartita*, *Capsella bursa-pastoris*, *Chenopodium ficifolium* en *Poa annua*). Deze betere vertegenwoordiging heeft met name betrekking op het eerste seizoen. In het tweede en derde jaar valt het aandeel van de pioniers zeer sterk terug.

Tabel 4. Soorten met significante verschillen tussen de inrichtingsvormen voor abundantie (a) *en/of* presentie (p).

		niet geherprofileerd						steil talud						terras talud						kops eind						
		1986		1987		1988		1986		1987		1988		1986		1987		1988		1986		1987		1988		
nr	Afkorting	N= 8 %pr	Gbd%	N= 8 %pr	Gbd%	N= 8 %pr	Gbd%	N= 12 %pr	Gbd%	N= 12 %pr	Gbd%	N= 12 %pr	Gbd%	N= 12 %pr	Gbd%	N= 12 %pr	Gbd%	N= 12 %pr	Gbd%	N= 3 %pr	Gbd%	N= 3 %pr	Gbd%	N= 3 %pr	Gbd%	
7	Acoru cal	50.	0.	50.	0.	63.	0.	33.	0.	25.	0.	25.	0.	42.	0.	42.	0.	33.	0.	100.	0.	100.	0.	100.	0.	p
18	Agros sto	100.	15.	100.	24.	100.	25.	100.	2.	100.	24.	100.	53.	100.	2.	100.	21.	100.	13.	100.	1.	100.	7.	100.	4.	a
28	Alism pla	.		.		.		.		8.	0.	8.	0.	25.	0.	33.	0.	33.	0.	.		.		.		p
42	Alope pra	75.	2.	75.	2.	75.	3.	42.	0.	58.	1.	58.	1.	33.	1.	67.	0.	58.	0.	33.	0.	33.	0.	33.	0.	a
66	Antho odo	38.	1.	13.	1.	38.	1.	.		8.	0.	.		8.	0.	8.	0.	17.	0.	.		.		.		p
1215	Berul ere	.		.		.		.		8.	0.	8.	0.	50.	0.	25.	0.	33.	0.	.		.		.		p
141	Biden cer	100.	1.	50.	0.	63.	0.	100.	3.	83.	0.	67.	0.	100.	10.	83.	1.	8.	0.	100.	15.	100.	3.	.		a
144	Biden tri	13.	0.	.		.		8.	0.	.		.		42.	0.	33.	0.	8.	0.	100.	0.	100.	4.	.		a,p
2567	Bract rut	75.	2.	63.	1.	38.	1.	17.	0.	17.	0.	.		.		25.	1.	25.	1.	.		.		.		a,p
171	Butom umb	25.	1.	25.	1.	25.	0.	.		.		8.	0.	50.	1.	58.	0.	33.	0.	100.	0.	67.	0.	100.	0.	p
200	Capse bur	25.	0.	.		.		83.	0.	.		.		83.	0.	58.	1.	.		100.	0.	100.	1.	.		p
296	Ceras fon	100.	1.	100.	1.	100.	0.	100.	1.	92.	0.	67.	0.	92.	0.	100.	1.	100.	0.	100.	1.	100.	5.	100.	1.	a
310	Cheno fic	.		.		.		17.	0.	.		.		50.	0.	8.	0.	.		.		.		.		a,p
331	Cirsi arv	.		25.	0.	25.	0.	50.	0.	33.	0.	58.	0.	17.	0.	17.	0.	50.	0.	67.	0.	67.	0.	100.	0.	a,p
446	Elymu rep	38.	2.	50.	14.	50.	12.	.		8.	0.	8.	1.	25.	0.	8.	0.	25.	0.	33.	0.	33.	0.	67.	0.	a,p
451	Epilo hir	.		.		.		42.	0.	8.	0.	17.	0.	33.	0.	25.	0.	42.	0.	.		67.	1.	100.	1.	a,p
1642	Epilo tet	88.	0.	25.	0.	50.	0.	42.	0.	17.	0.	33.	0.	83.	0.	42.	0.	67.	3.	100.	0.	100.	0.	100.	1.	a,p
463	Equis flu	.		13.	0.	13.	0.	.		.		.		8.	0.	8.	1.	17.	0.	.		.		.		p
519	Festu pra	63.	2.	75.	2.	50.	1.	33.	0.	17.	0.	25.	0.	17.	0.	25.	0.	17.	0.	.		33.	0.	67.	0.	a,p
520	Festu r-c	75.	3.	63.	5.	75.	5.	8.	0.	.		8.	3.	25.	1.	17.	1.	33.	2.	.		.		.		a,p
2376	Galiu pal	100.	1.	88.	1.	100.	0.	100.	1.	92.	1.	83.	2.	100.	0.	92.	0.	100.	2.	.		.		100.	0.	a
582	Glech hed	88.	0.	88.	4.	88.	7.	67.	0.	58.	0.	67.	0.	75.	0.	75.	0.	83.	1.	67.	0.	100.	0.	100.	0.	a
584	Glyce flu	100.	3.	100.	3.	88.	2.	100.	3.	100.	14.	100.	5.	92.	4.	100.	8.	100.	5.	100.	2.	100.	9.	100.	2.	a
631	Holcu lan	100.	9.	100.	4.	100.	23.	92.	2.	92.	4.	100.	10.	100.	1.	100.	3.	100.	15.	67.	0.	100.	2.	100.	5.	a
673	Juncu art	25.	0.	50.	0.	38.	0.	83.	1.	83.	3.	92.	2.	100.	3.	100.	2.	92.	2.	100.	1.	100.	9.	100.	5.	a
679	Juncu con	.		13.	0.	88.	3.	.		75.	4.	100.	1.	.		100.	17.	100.	24.	.		100.	28.	100.	46.	a
680	Juncu eff	50.	0.	50.	0.	38.	1.	100.	2.	92.	3.	83.	1.	100.	4.	92.	4.	92.	3.	100.	2.	100.	2.	100.	1.	a
763	Lotus uli	13.	0.	25.	1.	25.	4.	33.	0.	42.	0.	50.	0.	58.	0.	50.	1.	67.	3.	33.	0.	67.	0.	67.	5.	a
772	Lychn flo	100.	2.	100.	5.	75.	0.	100.	5.	100.	5.	83.	1.	100.	1.	100.	9.	100.	1.	100.	0.	100.	1.	100.	0.	a
780	Lycop eur	.		.		.		.		.		.		33.	0.	33.	0.	50.	0.	100.	0.	100.	0.	100.	0.	p
785	Lythr sal	.		.		13.	0.	.		.		.		25.	0.	17.	0.	17.	0.	67.	0.	100.	0.	100.	0.	p
844	Myoso pal	63.	0.	63.	1.	75.	0.	100.	0.	100.	1.	100.	2.	100.	1.	75.	2.	100.	2.	100.	0.	33.	0.	100.	0.	a
929	Peuce pal	.		13.	0.	13.	0.	.		.		.		17.	0.	25.	0.	42.	0.	33.	0.	67.	0.	100.	0.	p
930	Phala aru	38.	1.	38.	7.	38.	16.	25.	0.	17.	1.	33.	0.	33.	0.	25.	0.	50.	0.	67.	0.	100.	0.	100.	1.	a,p
947	Plant m-m	13.	0.	.		13.	0.	58.	0.	33.	0.	17.	0.	58.	0.	33.	0.	58.	0.	100.	1.	100.	6.	100.	1.	a,p
952	Poa ann	.		13.	1.	.		67.	1.	58.	0.	.		75.	1.	92.	1.	17.	0.	100.	1.	67.	0.	.		p
958	Poa pra	50.	5.	25.	6.	50.	3.	.		17.	1.	.		17.	0.	8.	0.	8.	0.	.		.		.		a,p
967	Polyn amp	25.	0.	13.	0.	13.	0.	.		.		8.	0.	25.	0.	25.	0.	25.	0.	33.	0.	33.	0.	33.	0.	a,p
968	Polyn avi	100.	0.	13.	0.	25.	0.	92.	1.	25.	0.	17.	0.	75.	0.	42.	0.	.		100.	0.	33.	0.	.		a
977	Polyn per	.		.		.		67.	0.	8.	0.	.		25.	0.	17.	0.	.		100.	0.	.		.		p
1048	Ranun fla	25.	0.	25.	0.	.		67.	0.	58.	0.	75.	0.	58.	0.	67.	0.	42.	0.	33.	0.	33.	0.	33.	0.	p
1093	Rumex ace	100.	3.	100.	10.	100.	4.	100.	0.	100.	0.	83.	0.	75.	0.	92.	0.	100.	0.	33.	0.	100.	0.	100.	0.	a
1099	Rumex hyd	13.	0.	.		13.	0.	.		.		.		8.	0.	33.	0.	42.	0.	33.	0.	33.	0.	100.	0.	p
1101	Rumex obt	38.	3.	50.	2.	50.	0.	50.	0.	58.	1.	58.	1.	42.	0.	42.	0.	50.	0.	33.	0.	33.	0.	33.	0.	a
1112	Sagin pro	88.	11.	63.	1.	13.	0.	100.	4.	83.	1.	.		100.	5.	92.	6.	58.	5.	100.	4.	100.	10.	100.	19.	a
1118	Salix cap	.		.		.		.		.		.		.		.		33.	0.	.		.		100.	0.	p
4459	Salix	.		.		.		.		.		.		50.	0.	8.	0.	.		100.	0.	.		.		a,p
1533	Sparg e-e	38.	0.	50.	0.	63.	0.	8.	0.	33.	0.	33.	0.	83.	1.	92.	1.	75.	1.	100.	0.	67.	0.	33.	0.	p
1247	Stell uli	13.	0.	38.	0.	.		8.	0.	.		8.	0.	58.	1.	75.	1.	33.	0.	33.	0.	33.	0.	33.	0.	p
1264	Tarax /pa	88.	0.	88.	0.	88.	0.	50.	0.	50.	0.	75.	0.	75.	1.	83.	0.	83.	0.	.		67.	0.	100.	0.	a
1306	Trifo rep	100.	2.	100.	0.	25.	0.	100.	2.	92.	1.	67.	1.	100.	1.	100.	12.	92.	2.	100.	1.	100.	6.	100.	5.	a
1311	Trigl pal	25.	2.	25.	2.	25.	2.	.		.		.		50.	1.	42.	1.	33.	2.	.		.		.		a,p

Op de **kopse einden** zijn, zoals mocht worden verwacht, soorten van vochtig-drassige omstandigheden en een extensief maairegime goed vertegenwoordigd (o.a. *Acorus calamus*, *Butomus umbellatus*, *Epilobium hirsutum*, *E. tetragonum*, *Juncus conglomeratus*, *Lythrum salicaria*, *Peucedanum palustre*). Dit geldt ook voor een aantal pioniersoorten (*Bidens cernua*, *B. tripartita*, *Capsella bursa-pastoris*). Een opvallend verschil met de terras-taluds is overigens dat de kolonisatie van het kale oppervlak van de kopse einden veel meer tijd in beslag neemt: in het eerste seizoen is een groot deel van het verder van de waterlijn gelegen deel schaars begroeid gebleven. In tegenstelling tot het dicht bij de waterlijn gelegen deel zijn hier waarschijnlijk vrijwel geen zaden aanwezig. In het tweede seizoen is dit deel vooral door *Plantago major ssp. major* en *Sagina procumbens* gekoloniseerd. In het derde seizoen zijn soorten als *Juncus spp.* meer op de voorgrond getreden. Daarnaast zijn ook soorten van voedselrijke omstandigheden (zoals *Cirsium arvense*, *Elymus repens*) op de kopse einden significant beter vertegenwoordigd dan op andere inrichtingsvormen. Deze soorten stonden vooral op de overgang naar het perceel, waar de bodem wat droger is en waar door mineralisatie veel nutriënten beschikbaar komen (zie hoofdstuk 4).

Verschillen tussen inrichtingsvormen (bij gelijk beheer)

Er kunnen enkele vergelijkingen worden gemaakt tussen verschillende inrichtingsvormen, waarbij het beheer gelijk is.

niet-geherprofileerde en steile kanten (bij WWWW-beheer)
De verschillen tussen de niet-geherprofileerde en steile taluds (beide met WWWW-beheer) hebben betrekking op de storing (vanwege de herprofilering) en op de helling: deze is bij

Tabel 5. Soorten met significante verschillen ($P < 0.05$) tussen onvergraven en steile taluds in abundantie (a) en/of presentie (p), bij WWWW-beheer.

		niet geherprofileerd						steil talud						
		1986		1987		1988		1986		1987		1988		
nr	Afkorting	N= %pr	4 Gbd%	N= %pr	4 Gbd%	N= %pr	4 Gbd%	N= %pr	4 Gbd%	N= %pr	4 Gbd%	N= %pr	4 Gbd%	
40	Alope gen	100.	3.	75.	2.	75.	1.	100.	1.	100.	2.	75.	0.	a
42	Alope pra	50.	2.	50.	3.	50.	3.	25.	0.	50.	1.	50.	1.	a
2567	Bract rut	100.	2.	100.	1.	50.	1.	.		.		.		p
202	Cardm fle	75.	1.	25.	0.	.		75.	1.	50.	1.	50.	0.	a
446	Elymu rep	25.	3.	50.	10.	50.	20.	.		.		.		p
519	Festu pra	50.	2.	50.	2.	.		50.	0.	.		25.	0.	a
520	Festu r-c	75.	4.	50.	9.	75.	5.	.		.		.		p
673	Juncu art	25.	0.	50.	0.	50.	0.	75.	0.	75.	2.	100.	2.	a
680	Juncu eff	25.	0.	50.	0.	50.	1.	100.	1.	100.	3.	75.	1.	a
772	Lychn flo	100.	1.	100.	0.	75.	0.	100.	4.	100.	3.	100.	0.	a
959	Poa tri	100.	23.	100.	11.	100.	9.	100.	4.	100.	10.	100.	4.	a
1048	Ranun fla	.		25.	0.	.		50.	0.	50.	0.	75.	0.	a,p
1056	Ranun rep	100.	12.	100.	23.	100.	5.	100.	27.	100.	28.	100.	18.	a

de geherprofileerde taluds aanvankelijk steiler en strakker dan bij de niet-geherprofileerde kanten. Na verloop van tijd zullen deze verschillen vervagen, ondermeer doordat het vee de strakke, geherprofileerde kanten uittrapt.

Bij de vergelijking van niet-geherprofileerde en steile taluds worden voor 13 soorten significante verschillen gevonden (tabel 5). Een klein deel (4 soorten) heeft betrekking op

presentie, het overgrote deel (10 soorten) op abundantie. De meeste soorten met voorkeur voor de steile taluds staan bekend als pioniers of als soorten die goed in storingsmilieus gedijen (bijv. *Cardamine flexuosa*, *Juncus effusus*, *Ranunculus repens*). Ook van *Lychnis flos-cuculi* — een soort van een vrij open zode — hangt de voorkeur waarschijnlijk samen met de ingreep van het herprofileren: gedurende de eerste twee seizoenen is de soort goed vertegenwoordigd (bedekking 4%), om daarna terug te vallen (bedekking < 0.5%). De voorkeur van *Juncus articulatus* en *Ranunculus flammula* zou zowel met de herprofileringsingreep als met de vorm van het profiel samen kunnen hangen. Op het door herprofilering kale talud kunnen de kiemplantjes goed uitgroeien (met name in het onderste deel van de kant). Door hun standplaats diep in de slootkant worden ze slechts in beperkte mate meegemaaid en konden ze in het seizoen goed tot bloei en zaadzetting komen. De soorten met voorkeur voor de niet-geherprofileerde kanten zijn bekend van minder natte omstandigheden (bijv. *Alopecurus pratensis*, *Elymus repens*, *Festuca rubra*), of hebben zich na het herprofileren nog niet geheel kunnen herstellen (*Brachythecium ruulum*, *Poa trivialis*). De meeste verschillen lijken daarmee verklaarbaar vanuit de herprofileringsingreep.

niet-geherprofileerde kanten, geterrasseerde kanten en kopse einden (bij NNNN-beheer)
De vergelijking van deze drie taludvormen (alle met NNNN-beheer) heeft betrekking op de verstoring die met het herprofileren heeft plaatsgevonden en op de profielvorm. De verschillen in profielvorm zijn groter dan bij de vorige vergelijking. Belangrijk voor de kopse einden is dat de terrassering over een grotere breedte heeft plaatsgevonden en dat er meer tijd was gemoeid met de kolonisering van het geherprofileerde oppervlak.

Tabel 6. Soorten met significante verschillen ($P < 0.05$) tussen niet-geherprofileerde kanten, terrastaluds en kopse einden in abundantie (a) en/of presentie (p).

		niet geherprofileerd						terras talud						kops eind						
		1986		1987		1988		1986		1987		1988		1986		1987		1988		
nr	Afkorting	N= 4 %pr	Gbd%	N= 4 %pr	Gbd%	N= 4 %pr	Gbd%	N= 4 %pr	Gbd%	N= 4 %pr	Gbd%	N= 4 %pr	Gbd%	N= 3 %pr	Gbd%	N= 3 %pr	Gbd%	N= 3 %pr	Gbd%	
7	Acoru cal	50.	0.	50.	0.	75.	0.	25.	0.	.		.		100.	0.	100.	0.	100.	0.	p
28	Alism pla	.		.		.		50.	0.	50.	0.	50.	0.	.		.		.		p
42	Alope pra	100.	2.	100.	2.	100.	3.	25.	0.	75.	0.	100.	0.	33.	0.	33.	0.	33.	0.	a
66	Antho odo	50.	1.	25.	1.	75.	1.	.		.		.		.		.		.		p
1215	Berul ere	.		.		.		75.	0.	25.	0.	50.	0.	.		.		.		p
141	Biden cer	100.	0.	25.	0.	25.	0.	100.	10.	100.	2.	.		100.	15.	100.	3.	.		a
2567	Bract rut	50.	3.	25.	3.	25.	1.	.		25.	0.	50.	0.	.		.		.		a
335	Cirsi pal	.		25.	0.	50.	0.	50.	0.	75.	0.	100.	0.	.		.		33.	0.	p
446	Elymu rep	50.	1.	50.	19.	50.	4.	25.	0.	25.	0.	25.	0.	33.	0.	33.	0.	67.	0.	a
451	Epilo hir	.		.		.		50.	0.	50.	0.	100.	0.	.		67.	1.	100.	1.	p
1642	Epilo tet	100.	0.	25.	0.	50.	0.	100.	0.	25.	0.	75.	1.	100.	0.	100.	0.	100.	1.	a
519	Festu pra	75.	2.	100.	1.	100.	1.	.		50.	0.	25.	0.	.		33.	0.	67.	0.	a
520	Festu r-c	75.	2.	75.	2.	75.	4.	25.	1.	.		50.	2.	.		.		.		p
582	Glech hed	75.	1.	75.	7.	100.	10.	50.	0.	50.	0.	75.	1.	67.	0.	100.	0.	100.	0.	a
585	Glyce max	75.	1.	75.	6.	100.	3.	75.	0.	100.	0.	100.	1.	100.	0.	100.	3.	100.	1.	a
673	Juncu art	25.	0.	50.	1.	25.	0.	100.	6.	100.	2.	100.	2.	100.	1.	100.	9.	100.	5.	a
679	Juncu con	.		25.	0.	75.	7.	.		100.	26.	100.	44.	.		100.	28.	100.	46.	a
680	Juncu eff	75.	0.	50.	0.	25.	3.	100.	4.	75.	7.	75.	1.	100.	2.	100.	2.	100.	1.	a
772	Lychn flo	100.	3.	100.	10.	75.	1.	100.	1.	100.	12.	100.	1.	100.	0.	100.	1.	100.	0.	a
780	Lycop eur	.		.		.		25.	0.	25.	0.	50.	0.	100.	0.	100.	0.	100.	0.	p
785	Lythr sal	.		.		.		25.	0.	25.	0.	25.	0.	67.	0.	100.	0.	100.	0.	a,
842	Myoso dis	25.	3.	.		.		25.	0.	25.	0.	.		100.	0.	67.	0.	100.	1.	p
930	Phala aru	50.	1.	50.	11.	50.	23.	25.	0.	25.	0.	75.	1.	67.	0.	100.	0.	100.	1.	a
947	Plant m-m	.		.		25.	0.	50.	0.	25.	0.	100.	0.	100.	1.	100.	6.	100.	1.	a,
952	Poa ann	.		.		.		75.	1.	100.	2.	25.	0.	100.	1.	67.	0.	.		p
968	Polyn avi	100.	0.	.		.		75.	1.	50.	1.	.		100.	0.	33.	0.	.		a
972	Polyn hyd	75.	4.	50.	2.	25.	0.	100.	0.	100.	1.	25.	1.	100.	9.	100.	15.	33.	0.	a
1093	Rumex ace	100.	4.	100.	16.	100.	7.	100.	0.	100.	0.	100.	0.	33.	0.	100.	0.	100.	0.	a
1264	Tarax /pa	100.	0.	100.	0.	75.	0.	50.	2.	100.	0.	100.	0.	.		67.	0.	100.	0.	a

Bij de vergelijking van niet-geherprofileerde, geterrasseerde taluds en kopse einden worden voor 29 soorten significante verschillen gevonden (tabel 6). Voor 10 soorten hebben de verschillen betrekking op presentie, voor 19 op abundantie. De soorten met voorkeur voor de niet-geherprofileerde kanten zijn — net als bij de vorige vergelijking — grotendeels soorten van de minder vochtige milieus (*Anthoxanthum odoratum*, *Elymus repens*, *Festuca pratensis*, *F. rubra*, *Glechoma hederacea*, *Rumex acetosa*). *A. odoratum* en *R. acetosa* zijn daarbij kenmerkend voor een wat minder voedselrijk milieu, wat met het beheer (NNNN) in overeenstemming is. Opmerkelijk is dat *Glyceria maxima* en *Phalaris arundinacea* op de geherprofileerde kanten minder vertegenwoordigd zijn. Waarschijnlijk is met de herprofilering het wortelstelsel van deze soorten geheel of gedeeltelijk weggenomen of beschadigd. De soorten met voorkeur voor de geterrasseerde taluds en/of kopse einden zijn pioniersoorten (*Bidens cernua*, *Epilobium tetragonum*, *Juncus articulatus*, *Poa annua*, *Polygonum hydropiper*) en soorten die zich langer in vochtig-drassig grasland/rietland kunnen handhaven (*Berula erecta*, *Cirsium palustre*, *Epilobium hirsutum*, *Juncus effusus*, *Lycopus europeus*, *Lythrum salicaria*). Het gedrag van *Lychnis flos-cuculi* is nogal grillig. De voorkeur voor geterrasseerde taluds berust op de zeer sterke vertegenwoordiging in het tweede jaar (12%). In het laatste onderzoeksjaar waren de verschillen praktisch nihil[1].

Verschillen tussen de beheersvormen

Zoals in het voorgaande reeds beschreven, konden beheer en inrichting niet geheel onafhankelijk van elkaar worden gevarieerd. Voor de betekenis van het beheer is per inrichtingsvorm een analyse uitgevoerd, zodat per inrichtingsvorm een beeld van de beheersbetekenis wordt verkregen. De kopse einden worden hier buiten beschouwing gelaten, omdat daar slechts van één beheersvorm sprake is.

WWWW- en NNNN-beheer (binnen niet-geherprofileerde kanten)

De vergelijking van deze extreme beheersvormen kan alleen worden gemaakt voor niet-geherprofileerde kanten.

In totaal vertonen 15 van de 93 daar aangetroffen soorten significante verschillen (3 voor presentie, 12 soorten alleen voor abundantie) (tabel 7). Bij WWWW-beheer blijkt vooral *Agrostis stolonifera* sterk bevoordeeld te worden. Deze soort is uitermate goed bestand tegen frequent maaien, als de bodem maar voldoende vochtig is. Bij NNNN-beheer valt in het veld met name de toename van massa-vormende en hoog opgroeiende soorten op, waaronder ruigtesoorten zoals *Glyceria maxima* en *Phalaris arundinacea*. Het was de veldindruk dat hier het laat-maaien en niet-beweiden van grote betekenis waren. *Glechoma hederacea* leek hier ook van te profiteren. *Lychnis flos-cuculi* heeft bij NNNN-beheer weliswaar een significant hogere abundantie, dit heeft echter alleen op het tweede onderzoeksjaar betrekking. In het laatste jaar viel deze soort weer terug, wellicht vanwege de toenemende concurrentiedruk van eerdergenoemde soorten. De voorkeur van deze soort is dus van tijdelijke aard geweest.

---

[1] De teruggang van *Lychnis* tijdens de onderzoeksperiode resulteert echter niet in een verdwijning. In de seizoenen volgend op het onderzoek heeft de soort zich met name bij NNNN- (en NWNN-) beheer weer weten uit te breiden (1989 en 1990). Van groot belang lijkt daarbij naast de gevarieerde beheersfactoren ook te zijn dat de zode kort gemaaid de winterperiode ingaat. Daarmee krijgen kiemplantjes de kans om uit te groeien en in het volgende voorjaar te bloeien.

Tabel 7. Soorten met significante verschillen ($P < 0.05$) tussen WWWW-beheer en NNNN-beheer in abundantie (a) en/of presentie (p) op niet-geherprof. kanten.

		beheer WWWW						beheer NNNN						
		1986		1987		1988		1986		1987		1988		
nr	Afkorting	N= %pr	4 Gbd%	N= %pr	4 Gbd%	N= %pr	4 Gbd%	N= %pr	4 Gbd%	N= %pr	4 Gbd%	N= %pr	4 Gbd%	
18	Agros sto	100.	23.	100.	34.	100.	44.	100.	7.	100.	14.	100.	5.	a
2567	Bract rut	100.	2.	100.	1.	50.	1.	50.	3.	25.	3.	25.	1.	a
582	Glech hed	100.	0.	100.	2.	75.	3.	75.	1.	75.	7.	100.	10.	a
585	Glyce max	100.	0.	100.	2.	100.	1.	75.	1.	75.	6.	100.	3.	a
2802	Leptb pyr	50.	3.	75.	3.	.		25.	1.	.		25.	1.	a
756	Loliu per	50.	1.	50.	1.	.		75.	1.	50.	1.	50.	0.	a
772	Lychn flo	100.	1.	100.	0.	75.	0.	100.	3.	100.	10.	75.	1.	a
930	Phala aru	25.	1.	25.	0.	25.	1.	50.	1.	50.	11.	50.	23.	a
2872	Physc pyr	100.	3.	100.	3.	25.	1.	50.	2.	.		.		p
1101	Rumex obt	50.	4.	75.	3.	50.	0.	25.	0.	25.	0.	50.	0.	a
1173	Scute gal	.		25.	0.	50.	0.	25.	0.	25.	0.	75.	0.	a
1247	Stell uli	.		.		.		25.	0.	75.	0.	.		p
1305	Trifo pra	100.	0.	75.	1.	50.	0.	25.	1.	50.	1.	.		a
1306	Trifo rep	100.	1.	100.	0.	50.	0.	100.	3.	100.	1.	.		a
1311	Trigl pal	.		.		.		50.	2.	50.	2.	50.	2.	p

WWWW-, NWWW-, WNWW-, WWNW- en WWWN-beheer (binnen steile kanten)

De vergelijking van de overwegend natuuronvriendelijk veronderstelde beheersvormen (WWWW, NWWW, WNWW, WWNW en WWWN) heeft betrekking op de steile kanten. Van de 95 soorten blijkt er slechts één soort een significant verschil te zien te geven

Tabel 8. Soorten met significante verschillen ($P < 0.05$) tussen beheersvormen in abundantie (a) en/of presentie (p) op terrastaluds.

		beheer WNNN						beheer NWNN						beheer NNWN					
		1986		1987		1988		1986		1987		1988		1986		1987		1988	
nr	Afkorting	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	=
7	Acoru cal	100.	0.	100.	0.	100.	0.	100.	0.	100.	0.	100.	0.	.		50.	0.	.		p
205	Cardm pra	100.	0.	100.	0.	100.	0.	100.	1.	100.	1.	50.	0.	100.	1.	100.	1.	100.	1.	a
584	Glyce flu	100.	3.	100.	2.	100.	2.	50.	1.	100.	1.	100.	1.	100.	6.	100.	5.	100.	11.	a
675	Juncu buf	50.	9.	.		.		100.	0.	.		.		100.	1.	.		.		a
679	Juncu con	.		100.	2.	100.	11.	.		100.	23.	100.	5.	.		100.	23.	100.	38.	a
772	Lychn flo	100.	0.	100.	1.	100.	0.	100.	0.	100.	14.	100.	1.	100.	2.	100.	14.	100.	2.	a
844	Myoso pal	100.	1.	100.	1.	100.	1.	100.	1.	50.	1.	100.	6.	100.	0.	50.	0.	100.	0.	a
930	Phala aru	100.	0.	100.	0.	100.	0.	50.	0.	.		50.	0.	.		.		.		p
1112	Sagin pro	100.	3.	50.	1.	.		100.	2.	100.	3.	50.	3.	100.	11.	100.	9.	100.	9.	a
1533	Sparg e-e	100.	0.	100.	0.	100.	0.	100.	4.	100.	4.	100.	4.	100.	0.	100.	0.	50.	0.	a
1311	Trigl pal	100.	0.	50.	0.	.		100.	1.	100.	1.	100.	2.	.		.		.		p

(vervolg tabel 8)

		beheer NNNW						beheer NNNN						
		1986		1987		1988		1986		1987		1988		
nr	Afkorting	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	4 Gbd%	N= %pr	4 Gbd%	N= %pr	4 Gbd%	
7	Acoru cal	.		.		.		25.	0.	.		.		p
205	Cardm pra	100.	0.	100.	1.	100.	0.	100.	0.	100.	1.	100.	1.	a
584	Glyce flu	100.	9.	100.	19.	100.	11.	100.	3.	100.	11.	100.	4.	a
675	Juncu buf	.		100.	0.	.		75.	0.	25.	0.	.		a
679	Juncu con	.		100.	4.	100.	6.	.		100.	26.	100.	44.	a
772	Lychn flo	100.	1.	100.	5.	100.	1.	100.	1.	100.	12.	100.	1.	a
844	Myoso pal	100.	0.	100.	5.	100.	2.	100.	0.	75.	1.	100.	1.	a
930	Phala aru	.		.		.		25.	0.	25.	0.	75.	1.	p
1112	Sagin pro	100.	5.	100.	2.	.		100.	6.	100.	11.	100.	4.	a
1533	Sparg e-e	50.	0.	50.	0.	100.	0.	75.	0.	100.	0.	50.	0.	a
1311	Trigl pal	.		.		.		50.	1.	50.	2.	50.	2.	p

(*Urtica dioica*). Gezien het grote aantal getoetste soorten kan hier echter geen betekenis aan worden toegekend.

WNNN-, NWNN-, NNWN-, NNNW- en NNNN-beheer (binnen geterrasseerde kanten)
De vergelijking van deze overwegend natuurvriendelijk veronderstelde beheersvormen heeft betrekking op geterrasseerde kanten. Van de 130 soorten blijken er 11 significante verschillen te vertonen, 3 in presentie en 8 in abundantie (tabel 8). Een directe vergelijking met het aantal van de niet-geherprofileerde kanten is niet mogelijk, vanwege het kleinere aantal waarnemingen per beheersvorm.

Wanneer er wordt meebemest (WNNN-beheer) laat *Phalaris arundinacea* een hoge presentie zien (100%), al is de abundantie ervan nog bescheiden (< 0.5%). Bij datzelfde beheer is opvallend dat *Lychnis flos-cuculi* in het tweede seizoen niet sterk uitbreidt, wat bij de andere beheersvormen wel het geval is. Wanneer de vegetatie vroeg wordt gemaaid (NWNN) blijken soorten als *Cardamine pratensis*, *Myosotis palustris* en *Triglochin palustris* tot hogere abundantie te komen. Deze soorten zijn goed tegen maaien bestand of hebben baat bij een open vegetatie. De hier relatief hoge bedekking van *Sparganium erectum* (4%) laat zich niet echter direct verklaren. Bij beweiding (NNWN) — het gaat hier om nabeweiding — is vooral de hoge abundantie van *Glyceria fluitans* en *Sagina procumbens* kenmerkend. *G. fluitans* groeide met name in de aan het water grenzende zone uitbundig en *S. procumbens* vooral in en rond de pootindrukken van het vee. De hoge abundantie van *Juncus conglomeratus* is waarschijnlijk niet zozeer gekoppeld aan de beweiding, maar eerder aan de omstandigheid dat de nabeweiding vrij laat in het seizoen plaatsvond; gedurende het grootste deel van het groeiseizoen kon deze soort ongestoord groeien. Bij depositie van slootschoningsmateriaal (NNNW) zijn vooral in het tweede seizoen *Glyceria fluitans* en *Myosotis palustris* goed vertegenwoordigd. Deze soorten bleken goed in staat om uit het gedeponeerde slootschoningsmateriaal verder door te groeien. In het derde seizoen moesten deze soorten ruimte inleveren aan *Agrostis stolonifera* en *Ranunculus repens*, die het schoningsmateriaal overwoekerden. De uitbreiding van *Lychnis flos-cuculi* was bij deze beheersvorm minder dan gemiddeld. Bij volledig natuurgericht verondersteld beheer (NNNN) tenslotte, nemen aanvankelijk *Glyceria fluitans*, *Lychnis flos-cuculi* en *Sagina procumbens* sterk toe. Deze werden in het laatste seizoen voor een belangrijk deel verdrongen door *Juncus conglomeratus*, *Holcus lanatus* en *Agrostis stolonifera*, die hier nogal 'agressief' waren (zie tabel 9b).

Het successieproces

Omdat een groot deel van de slootkanten bij aanvang van het onderzoek is geherprofileerd waarbij de bodem vrijwel kaal is gemaakt, speelt naast de differentiatie in inrichting en beheer het successieproces een belangrijke rol. Om hiervan een beeld te geven, zijn enkele analyses uitgevoerd waarbij de presentie en abundantie in de verschillende jaren worden vergeleken. De niet-geherprofileerde en wel-geherprofileerde slootkantdelen zijn afzonderlijk geanalyseerd en de beheersvorm is buiten beschouwing gebleven.

niet-geherprofileerde kanten
Zoals mocht worden verwacht hebben zich op de niet-geherprofileerde kanten relatief weinig veranderingen voorgedaan (tabel 9a). Voor zeven soorten zijn significante veranderingen vastgesteld, drie soorten nemen af (o.a. *Alopecurus geniculatus*), twee nemen toe (o.a. *Holcus lanatus*), terwijl twee soorten fluctueren.

geherprofileerde kanten

Op de geherprofileerde kanten laten 40 soorten significante veranderingen zien (tabel 9b). Voor 19 soorten betreft het een afname. Dit zijn de typerende soorten van pionier- en storingsomstandigheden (*Capsella bursa-pastoris*, *Cardamine flexuosa*, *Chenopodium polyspermum*, *Juncus bufonius*, *Polygonum aviculare*, *P. hydropiper*, *Ranunculus sceleratus* en *Stellaria media*). Zes soorten nemen van het eerste op het tweede jaar toe, om in het derde jaar weer af te nemen (*Glyceria fluitans*, *Lychnis flos-cuculi*, *Poa trivialis*, *Ranunculus repens* e.d.). Dit zijn dus 'trage' pioniers; ze vestigen zich gedurende het eerste seizoen, komen in het tweede seizoen tot grotere wasdom, en worden vervolgens weer weggedrukt door de soorten die daarna weer toenemen. Deze laatste groep omvat 15 soorten. Het zijn voornamelijk concurrentiekrachtige soorten zoals *Agrostis stolonifera*, *Holcus lanatus*, *Iris pseudacorus*, *Lolium perenne en Urtica dioica*. Daarnaast betreft het ook soorten die deel uitmaken van de ondergroei van een bestaande vegetatie, bijvoorbeeld *Galium palustre* en *Trifolium dubium*.

Tabel 9a,b. Soorten met significante verschillen ($P < 0.05$) tussen jaren in abundantie (a) en/of presentie (p).

		1986		1987		1988		
nr	Afkorting	N= %pr	36 Gbd%	N= %pr	36 Gbd%	N= %pr	36 Gbd%	
a. niet-geherprofileerde kanten								
40	Alope gen	100.	2.	97.	3.	69.	0.	a
631	Holcu lan	94.	3.	97.	4.	100.	15.	a
959	Poa tri	100.	9.	100.	30.	100.	9.	a
968	Polyn avi	89.	0.	28.	0.	11.	0.	p
972	Polyn hyd	92.	15.	86.	3.	61.	0.	a
1056	Ranun rep	100.	18.	100.	31.	100.	21.	a
1250	Stell med	100.	5.	94.	1.	42.	0.	a
b. wel-geherprofileerde kanten								
18	Agros sto	100.	5.	100.	21.	100.	28.	a
40	Alope gen	100.	2.	97.	3.	69.	0.	a
141	Biden cer	100.	6.	78.	1.	39.	0.	a,p
144	Biden tri	31.	1.	22.	2.	3.	0.	p
200	Capse bur	72.	0.	28.	1.	.		a,p
202	Cardm fle	72.	1.	31.	0.	31.	0.	p
310	Cheno fic	22.	0.	3.	0.	.		p
315	Cheno pol	25.	0.	.		.		p
451	Epilo hir	25.	0.	17.	0.	28.	0.	a
1642	Epilo tet	72.	0.	36.	0.	56.	1.	a
520	Festu r-c	28.	2.	19.	4.	31.	3.	a
2376	Galiu pal	92.	1.	81.	1.	92.	1.	a
582	Glech hed	72.	0.	72.	1.	81.	2.	a
584	Glyce flu	97.	4.	100.	9.	97.	4.	a
585	Glyce max	78.	0.	92.	2.	97.	1.	a
631	Holcu lan	94.	3.	97.	4.	100.	15.	a
665	Iris pse	3.	0.	14.	0.	25.	0.	p
675	Juncu buf	42.	1.	25.	1.	3.	0.	p
679	Juncu con	.		72.	13.	97.	14.	p
2802	Leptb pyr	42.	3.	56.	2.	6.	1.	a,p
756	Loliu per	25.	1.	25.	0.	44.	1.	p
772	Lychn flo	100.	2.	100.	6.	89.	1.	a
796	Matri dis	22.	0.	8.	0.	.		a,p
814	Menth arv	3.	0.	11.	0.	11.	0.	a
844	Myoso pal	92.	0.	78.	1.	94.	1.	a
859	Nastu mic	33.	0.	3.	0.	3.	0.	a,p
2872	Physc pyr	61.	2.	64.	2.	14.	1.	a,p
952	Poa ann	58.	1.	61.	1.	8.	0.	p
959	Poa tri	100.	9.	100.	30.	100.	9.	a
968	Polyn avi	89.	0.	28.	0.	11.	0.	a,p
972	Polyn hyd	92.	15.	86.	3.	61.	0.	a
977	Polyn per	39.	0.	8.	0.	.		p
1056	Ranun rep	100.	18.	100.	31.	100.	21.	a
1058	Ranun sce	100.	22.	89.	1.	33.	0.	a,p
1076	Rorip pal	81.	2.	53.	0.	8.	0.	a,p
1112	Sagin pro	97.	6.	83.	4.	33.	8.	a,p
1118	Salix cap	.		.		22.	0.	p
1250	Stell med	100.	5.	94.	1.	42.	0.	a,p
1299	Trifo dub	3.	0.	.		14.	0.	p
1321	Urtic dio	17.	0.	19.	0.	42.	0.	p

Aanvullende opmerkingen

invloed beheer aangrenzend perceel

De betere natuurresultaten van de 3 m brede terrassen (kopse einden) dan die van 1 m breedte suggereert dat het slootkantsysteem wordt beïnvloed vanuit het aangrenzende perceel. Geheel zeker is dit echter niet. In de eerste plaats is bij de kopse einden met de herprofilering een dikkere 'teeltlaag' verwijderd, zodat de bodem een meer maagdelijk karakter had. Voorts is op de kopse einden alleen NNNN-beheer uitgevoerd. Bij vergelij-

king met de scores van de 1 m brede terrassen met NNNN-beheer zijn de verschillen tussen beide inrichtingsvormen geringer (vgl. de laatste kolommen van tabel 2b en 3b).

duurzaamheid terrassen
Terrassen blijken niet altijd duurzaam te zijn. Als ze minder dan 10 cm boven het slootpeil liggen, zijn ze gevoelig voor afslag door wind- en watererosie. Dit geldt met name voor de kanten die op het westen liggen, naast brede sloten. De breedte van het terras is daar in drie jaar tijd teruggelopen van 1 m tot 0.5 à 0.9 m. De erosie wordt door doorworteling wel geremd, maar niet gestopt. De kanten die van de wind af lagen, bleken in deze periode daarentegen iets aan te groeien, sommige tot zelfs 1.30 m breed. De eroderende werking is ook gering als de sloten smal zijn en als het terras 15 tot 20 cm boven het slootpeil ligt: het gewicht van de grond verhindert dat bodemdeeltjes door het water al te gemakkelijk worden opgewoeld. Dit was het geval bij terrassen langs de binnensloten, die vrij smal waren (ca. 1.5 m breed) en bij de kopse einden, die grotendeels ca. 15 cm boven het slootpeil lagen.

Ook bij het schonen van de sloten lopen de terrassen een risico op (extra) erosie. Bij het schonen van sloten met 'lage' kanten, waar terrassen ook onder vallen, is men geneigd de kanten op te trekken, wat direct ten koste gaat van de terrasoppervlakte. Met het schonen wordt bovendien het buitenste randje van de vegetatie afgesneden, waarmee een deel van de natuurlijke beschoeiing verloren gaat. Dit effect speelt veel minder bij de geterrasseerde kopse einden; vanwege de grotere breedte en vanwege de omstandigheid dat ze grenzen aan een brede wetering waar de afvoercapaciteit niet zo gauw in het gedrang komt, laat men ze bij het schonen meer met rust.

kolonisatie geherprofileerde kanten
De kolonisatie van geherprofileerde kanten kost tijd. Bij het steile talud was in het eerste seizoen vrijwel het gehele geherprofileerde deel weer behoorlijk dicht begroeid. Bij de terrassen nam dit één tot twee seizoenen in beslag, en bij de kopse einden drie à vier seizoenen. Dit verschil hangt samen met de oppervlakte maagdelijke grond die met de herprofilering werd aangesneden. Bij het steile oppervlak kon de kolonisatie grotendeels vanuit de oude zaadbank plaatsvinden, terwijl bij het kopse eind op een afstand van 0.5 tot 2 m afstand van de waterrand de zaden vanuit de omringende vegetatie moesten worden aangevoerd. Dit verschil betekent dat de verschillende inrichtingsvormen niet helemaal in gelijke fase zijn. Zo was *Lychnis flos-cuculi* op de geterrasseerde taluds met name in het tweede seizoen zeer talrijk en op de kopse einden pas in het vierde jaar (buiten de onderzoeksperiode dus). Dergelijke verschillen zijn bij de analyse van de resultaten niet betrokken, maar spelen wel een rol. Dit fenomeen ondergraaft de hierboven gepresenteerde bevindingen echter niet, integendeel. Waarschijnlijk zijn de potenties van de kopse einden positiever dan tot dusver is gebleken.

bemesting
Bemesting heeft een negatieve uitwerking op de natuurwaarde van de vegetatie. Toch kon uit de structuur van de slootkantvegetatie worden afgeleid dat zware bemesting van slootkanten waarschijnlijk niet zo'n verarmende werking zal hebben als op het perceel. Er is een aantal soorten dat zo goed is toegerust op het groeien in kanten, dat verdwijning uit dit milieu onwaarschijnlijk is. Dit betreft met name soorten die in het talud zelf wortelen en richting sloot uitgroeien en die redelijk bestand zijn tegen afmaaien of afvreten, bijv.

Myosotis palustris, *Galium palustre* en in mindere mate *Rorippa amphibia* en *Ranunculus flammula* (de zogenaamde 'zijspansoorten').

maaidatum

Het late maaien leidt vaak tot verstikking en vervilting van de vegetatie. Met name als er wordt meebemest kon worden vastgesteld dat het gras wat sneller afrijpte dan wanneer er niet werd meebemest. Uit zo'n afstervende vegetatie kan een 'tweede generatie' kruiden opgroeien. Dit zijn soorten die zich met hun groeipunten door de grasmat heen wringen en dan sterk uitgroeien. Het gaat hier om onder meer *Rorippa amphibia*, *Galium palustre* en *Myosotis palustris* en *Lotus uliginosus*. Kleinblijvende soorten en soorten die niet kunnen woekeren, zoals *Lychnis flos-cuculi*, *Ranunculus flammula*, *Triglochin palustre*, kunnen het hier nauwelijks meer bolwerken. Het late maaien was dus niet zo positief als van te voren was verondersteld.

Vroeg-maaien verhindert niet dat een aantal soorten tot bloei komt. Opvallend was nadat op geterrasseerde kanten *Lychnis flos-cuculi* in de tweede snede tot een rijke bloei kan komen. In het derde onderzoeksseizoen ("88) was de bloei van deze soort bij vroeg-maaien zelfs uitbundiger dan bij laat-maaien.

beweiding

Het gebleken effect van beweiding is bescheiden. Waarschijnlijk is belangrijk dat het gaat om nabeweiding. De verstoring vindt pas laat in het seizoen plaats, wanneer vele soorten al hebben gebloeid en zaad gezet, of al zoveel ondergondse voedselvoorraden hebben aangelegd dat vertrapping of afvraat niet fataal is.

depositie slootschoningsmateriaal

De depositie van schoningsmateriaal laat bij de terrassen een ander beeld zien dan bij de steile kanten. Op de terrassen werd het materiaal midden in de slootkantvegetatie gedeponeerd. Op de steile kanten kon het alleen maar hoog op het talud worden gelegd, anders gleed het terug in de sloot. Dit verschil uitte zich ook in de vegetatie. Bij het terrastalud kon praktisch over de hele breedte van de opname een depositie-effect worden vastgesteld, terwijl bij de steile kanten het effect geconcentreerd was op het bovenste deel van het talud.

uitplanten soorten van blauw grasland

Met de aanleg van terrassen werd het creëren van vochtig-natte voedselarme groeiplaatsen beoogd. Omdat de vestiging van soorten van een dergelijk milieu veel tijd kan kosten (overbruggen afstand), zijn in juni van het tweede onderzoeksjaar ("87) in één van de kopse einden vier kleine zoden geplant afkomstig uit blauw-grasland (elk van ca. 15 x 15 cm), alsmede 25 kiemplanten van *Caltha palustris*. Het doel was na te gaan of deze soorten zich zouden kunnen handhaven, en dus of de oecofysiologische omstandigheden geschikt zijn. Over de seizoenen "87-"89 is het beeld als volgt:

Caltha palustris (Dotter): van 25 naar 22 ex; de ontwikkeling was matig, er zijn nog geen zaailingen aangetroffen.

Agrostis canina (Kruipend struisgras): van de in zoden aangevoerde soorten breidt deze zich het sterkst uit; in drie seizoenen is per zode het oppervlak toegenomen van ca. 25-50 cm_2 naar 500-1000 cm_2.

Carex acuta (Scherpe zegge): weet zich goed te handhaven, enige uitbreiding.

Carex nigra (Zwarte zegge): weet zich goed te handhaven, enige uitbreiding.
Eriophorum angustifolium (Veenpluis): weet zich goed te handhaven, enige uitbreiding.
Menyanthes trifoliata (Waterdrieblad): kan zich niet handhaven, is in het derde seizoen praktisch verdwenen.
Potentilla palustris (Wateraardbei): kan zich nauwelijks handhaven, vergeleken met de normale afmetingen blijft de bladgrootte achter.

De conclusie kan zijn dat de meeste soorten zich in de eerste periode redelijk weten te handhaven. De soorten van de zure, wat meer verlande milieus (*Agrostis canina, Eriophorum angustifolium, Carex spp.*) houden het op het oog wat gemakkelijker vol dan de soorten van kwelgebieden of meer drassige milieus (*Caltha palustris, Menyanthes trofoliata, Potentilla palustris*). Hoe de soorten zich op langere termijn zullen handhaven is nog onzeker. Aan het eind van de onderzoeksperiode was de omringende vegetatie nog niet zo dicht dat er sprake was van sterke concurrentie. *Agrostis canina* toonde zich het meest concurrentiekrachtig.

vestiging opmerkelijke soorten
Op de geterrasseerde taluds vestigden zich spontaan twee opmerkelijke soorten, die op de niet-geherprofileerde kanten verder niet werden aangetroffen: *Thalictrum flavum* (vanaf "87) en *Carex tumidicarpa* (vanaf "89). Beide zijn soorten van moerassige milieus, de eerste van een extensief maairegime (ruigte), en de tweede van laagblijvende vegetatie (voedselarm, pioniermilieu).

Conclusies locatie Berkenwoude

Binnen het bestek van de driejarige onderzoeksperiode lijken de geterrasseerde taluds gunstiger voor de natuurwaarde dan steile taluds. Bij terrassering worden soorten van drassige milieus bevorderd (*Juncus articulatus, Lychnis flos-cuculi, Lythrum salicaria*), maar lopen eventueel aanwezige soorten van de vroegere hooilanden enig risico (*Anthoxanthum odoratum, Rumex acetosa*); met de herprofilering verdwijnt het drogere deel van de slootkant, het restant van het vroegere hooiland. Per saldo is het effect echter positief. Terrassering over 3 m breedte geeft gunstiger resultaten dan over 1 m breedte.

Geterrasseerde taluds zijn, als ze naar het westen zijn geëxponeerd en wanneer de aangrenzende sloot breed is, vatbaar voor wind- en watererosie. Smalle terrassen lopen het risico dat ze met het schonen worden opgesneden en opgehoogd. In verband met de duurzaamheid verdienen de 3 m brede terrassen de voorkeur boven de 1 m brede terrassen.

Het lange-termijneffect van de terrassering is nog onzeker. In de onderzoeksperiode (drie seizoenen) was aan het eind nog geen sprake van een stabiele situatie. Van het tweede op het derde seizoen namen de grassen sterk in belang toe (o.a. *Agrostis stolonifera, Holcus lanatus*); waar dit proces zal stoppen is moeilijk te voorzien. De vergrassing bij de 3 m brede terrassen (de kopse einden) gaat minder snel dan bij de 1 m brede terrassen. Het tegengaan van vergrassing en vervilting van de zode (door in het najaar te maaien) is van belang voor behoud van een geschikt kiemmilieu.

Beheersdifferentiatie komt in de terrassen duidelijker tot uiting dan in de steile kanten. Het meebemesten van de slootkanten heeft een negatief effect op de natuurwaarde van de

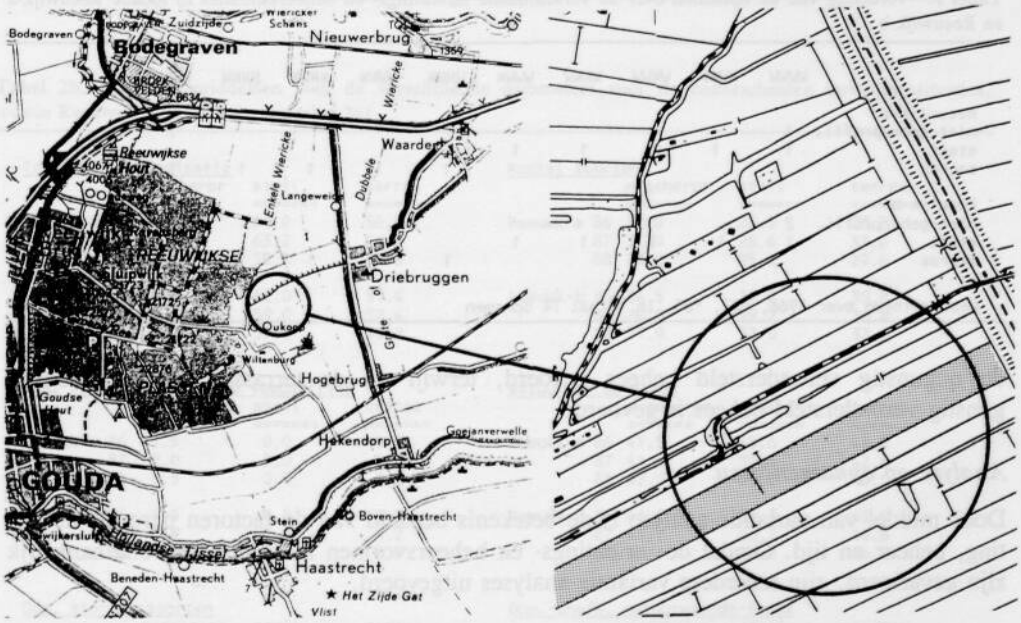
vegetatie. Door de hogere productiviteit wordt het aandeel van snelgroeiende grassen vergroot. Een late eerste maaidatum (na 1 juli) heeft een negatief effect als het gewas zwaar is; er treedt verstikking op (o.a. door *Juncus effusus*, *Holcus lanatus*), waardoor laagblijvende soorten (zoals *Lychnis flos-cuculi*, *Lysimachia nummularia*) zich moeilijk kunnen handhaven.
Nabeweiding zoals die bij deze locatie aan de orde was, lijkt geen nadelig effect te hebben. De vertrapping blijft beperkt en veel soorten hebben in het voorseizoen voldoende gelegenheid gehad om uit te groeien. Depositie van slootschoningsmateriaal heeft een negatief effect. Dit geldt vooral voor de geterrasseerde kanten, omdat het materiaal daar over de gehele breedte van het talud wordt verspreid. Op steile kanten is het effect minder sterk, omdat het materiaal voornamelijk op het bovenste deel van het talud wordt gedeponeerd. Het effect is dan geconcentreerd in dit deel van de slootkant.

Figuur 5. *Ranunculus flammula*,een soort die in het moerassige deel van de slootkant voorkomt.

3.3.2 Resultaten locatie Reeuwijk

Algemeen

De locatie Reeuwijk omvat twee percelen juist ten oosten van de Reeuwijkse plassen (figuur 1), waarvoor een landinrichting in voorbereiding is. De percelen worden door twee ondernemers gebruikt, maar omdat ze direct in elkaars verlengde liggen worden ze hier in één analyse behandeld. Waar dat wenselijk is zal onderscheid worden gemaakt tussen de



Figuur 1. Ligging van locatie Reeuwijk.

percelen Reeuwijk-a en Reeuwijk-b. Overigens, tot ongeveer 5 jaar geleden waren de percelen bij één ondernemer in gebruik, pas na aankoop door BBL is het gebruik over twee ondernemers verdeeld. De huidige exploitatie is vrij extensief tot matig intensief. De gebruiker van Reeuwijk-a strooit 200 à 300 kg kunstmest-N/ha.jr en maait eerst 1 à 2 snedes om vervolgens te beweiden tot het eind van het seizoen (3-5 GVE/ha). De gebruiker van Reeuwijk-b strooit 100 à 150 kg kunstmest-N/ha.jr en weidt gedurende de voorzomer en zomer met 4-6 GVE/ha. In augustus wordt een snede gehooid en in het najaar wordt gedurende enkele dagen het perceel weer afgeweid met melkkoeien. Incidenteel wordt in de winter gedurende 1 à 2 weken met schapen geweid.

Opvallend is de grote breedte van het perceel: circa 50 m in plaats van de in venige streken meer gebruikelijke 20 à 30 m. Deze is echter niet oorspronkelijk: vroeger bestond het uit twee percelen. Enkele tientallen jaren geleden is de tussensloot gedempt, althans niet meer onderhouden en daardoor vrijwel verdwenen.

De soortenrijkdom van de slootkantvegetatie is vrij laag. Het gemiddelde aantal soorten per opname bedroeg 29.1. In totaal zijn er 111 soorten aangetroffen.

Differentiatie bij verschillende inrichtings- en beheersvormen

In de locatie Reeuwijk zijn drie inrichtingsvormen en tien beheersvormen onderzocht (tabel 1). Op de niet-geherprofileerde slootkanten zijn alleen de meest extreme beheersvormen met elkaar vergeleken. Op de steile taluds is een overwegend voor de natuurwaar-

Tabel 1. Verdeling van de opnamen over de verschillende inrichtings- en beheerssituaties in locatie Reeuwijk-a en Reeuwijk-b.

	WWWW	NWWW	WNWW	WWNW	WWWN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
Reeuwijk-a										
niet-geherprofil.	1									1
steil	1	1	1	1	1					
terras						1	1	1	1	1
Reewijk-b										
niet-geherprofil.	2									1
steil	1	1	1	1	1					
terras						1	1	1	1	1

Waarnemingen over 1986, "87, "88. In totaal 74 opnamen

de ongunstig verondersteld beheer gevoerd, terwijl op de terrassen een overwegend gunstig verondersteld beheer is gevoerd.

Analyse op opnameniveau

Door middel van variantie-analyse is de betekenis bepaald van de factoren perceel, inrichting, beheer en tijd. Omdat de inrichtings- en beheersvormen niet onderling onafhankelijk zijn gevarieerd, zijn meerdere variantie-analyses uitgevoerd.

De eerste analyse is toegespitst op de betekenis van de inrichting. Gezien de 'asymmetrische' verdeling van de beheersregimes over de inrichtingsvormen heeft de analyse impliciet ook betrekking op het beheer. De tweede analyse is toegespitst op de betekenis van de beheersvorm. Er zijn hierbij drie deelanalyses onderscheiden; per inrichtingsvorm is de betekenis van de differentiatie in beheer geanalyseerd.

De analyses zullen hieronder worden besproken. Daarbij zal ook aandacht worden geschonken aan de tijdsontwikkelingen in relatie tot de gecreëerde inrichtings- en beheersverschillen.

De factoren perceel, inrichting en tijd (verschillen in beheer genegeerd)

Uit tabel 2a blijkt dat alle drie de factoren van betekenis zijn: de factoren inrichting en tijd voor vrijwel alle parameters, de factor perceel (het verschil tussen de percelen-a en -b) met name voor de ecologische-factorparameters. Bij de bespreking zal met name aandacht worden gegeven aan de betekenis van de factoren inrichting en tijd (tabel 2b).

Ten aanzien van het **trofieniveau** blijkt dat er gedurende de onderzoeksperiode bij de niet-geherprofileerde en geterrasseerde kanten geringe veranderingen optreden. Bij de steile

Tabel 2a. Variantie-analyse van vegetatieparameters met de factoren perceel, beheer en tijd. F-waarden en significanties zijn weergegeven. (n=74)

Parameter	perceel	inrichting	tijd
trofieniveau-indicatie	26.11***	26.78***	4.99*
opp. voedselarm - matig voedselrijk	6.63*	6.27**	1.81
opp. storingssoorten	5.32*	33.19***	34.01***
aant. soorten	0.32	9.90***	1.08
natuurwaarde-index	21.48***	34.94***	6.30**
opp.-onafhank. natuurw-index	2.32	11.96***	4.48*

* = P <0.05; ** = P <0.01; *** = P <0.001

Tabel 2b. De celgemiddelden voor de verschillende parameters voor de onderscheiden inrichtingssituaties, locatie Reeuwijk-a en -b. (zie ook tabel 2a)

Trofieniveau-indicatie

		n-geherpr	steil	terras
Reeuwk-a	86	59.5	64.0	56.4
	87	60.5	63.2	56.0
	88	58.5	58.0	53.8
Reeuwk-b	86	53.0	62.0	51.4
	87	55.7	59.0	52.4
	88	53.0	57.6	50.2

Aantal soorten

		n-geherpr	steil	terras
Reeuwk-a	86	32.0	26.0	28.2
	87	31.0	28.6	33.0
	88	29.0	25.4	29.6
Reeuwk-b	86	34.5	19.8	30.8
	87	26.0	29.2	30.4
	88	31.0	33.0	32.6

Opp. voedselarm - matig voedselrijk

		n-geherpr	steil	terras
Reeuwk-a	86	1.5	0.0	0.0
	87	2.0	0.0	0.6
	88	0.5	0.4	3.2
Reeuwk-b	86	4.0	0.0	2.2
	87	0.7	0.8	4.2
	88	4.0	1.2	6.8

Natuurwaarde-index

		n-geherpr	steil	terras
Reeuwk-a	86	41.5	40.6	42.0
	87	41.5	39.4	42.6
	88	42.0	40.2	44.0
Reeuwk-b	86	46.5	39.0	45.0
	87	41.7	40.2	44.6
	88	45.3	43.2	46.2

Opp. storingssoorten

		n-geherpr	steil	terras
Reeuwk-a	86	53.0	72.6	57.2
	87	40.0	55.8	26.6
	88	50.0	61.8	37.4
Reeuwk-b	86	47.5	90.4	65.4
	87	39.7	57.8	26.2
	88	13.0	34.0	19.0

Opp.-onafh. natuurwaarde-index

		n-geherpr	steil	terras
Reeuwk-a	86	27.0	28.8	28.0
	87	27.0	27.4	28.4
	88	29.0	25.6	29.4
Reeuwk-b	86	29.0	28.0	30.0
	87	26.3	27.2	28.0
	88	28.3	27.6	30.8

taluds is sprake van een aanzienlijke verlaging. Dit is opmerkelijk, omdat er op de meeste steile kanten werd meebemest. Wel is het aanvankelijke trofieniveau hoog en in het derde onderzoeksjaar nog niet lager dan bij de twee andere inrichtingsvormen. Verder lijkt het dat de terrassen een wat lager trofieniveau hebben dan beide andere inrichtingsvormen. Dit correspondeert met de verwachtingen. Het trofieniveau van Reeuwijk-a is wat hoger dan dat van Reeuwijk-b. Dit hangt mogelijk samen met het meer intensieve gebruik op het aangrenzende perceel (zie 'algemeen'). Het **oppervlak voedselarme tot matig voedselrijke soorten** is over het geheel genomen gering. Een lichte toename doet zich voor op de geterrasseerde kanten, wat in overeenstemming is met de verwachting. Overigens kunnen er aanzienlijke fluctuaties optreden (zie bijv. Reeuwijk-b, niet-geherprofileerd), wat noodzaakt tot enig voorbehoud bij de interpretatie. Het **aandeel van de storingssoorten** laat

een grillig beeld zien. Algemeen is dat in het eerste onderzoeksjaar het aandeel bij de geherprofileerde kanten hoog is, en dat dit bij de geterrasseerde kanten sterker terugvalt dan bij de steile kanten. Dit is conform de verwachting. Opvallend is dat op de niet-geherprofileerde kanten het aandeel bij Reeuwijk-a vrijwel constant blijft, terwijl dit bij Reeuwijk-b sterk vermindert.

Het **aantal soorten** laat nauwelijks interpreteerbare verschillen of veranderingen zien. Er lijkt sprake van willekeurige fluctuaties. Een uitzondering hierop zijn de steile kanten bij Reeuwijk-b waar een sterke toename optreedt van 20 naar 33 soorten per opname, wat overigens niet correspondeert met de verwachting. Ook de **natuurwaarde-index** geeft weinig interpreteerbare differentiatie te zien, alleen bij de terrassen is in beide gevallen sprake is van een bescheiden verhoging (van 1 en 2 punten). De **oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index** geeft een duidelijker beeld. Bij de steile kanten is sprake van een (lichte) achteruitgang (van 0.4 en 3.2 punten), terwijl op de terrassen de waarde licht stijgt (met met 0.8 en 1.4 punten). Op de niet-geherprofileerde kanten is het beeld wisselvallig.

Over het geheel genomen zijn de verschillen tussen de inrichtingsvormen dus bescheiden. Op de geterrasseerde taluds (inclusief het overwegend natuurgerichte beheer) bieden de ontwikkelingen voor de natuurwaarde, waar het de indicaties voor ecologische factoren betreft, iets meer perspectief dan op beide andere inrichtingsvormen.

De factoren beheer en tijd

Omdat het aantal opnamen per beheersvorm gering is, zijn voor de variantie-analyse de gegevens van beide percelen tezamen genomen. Het gevolg hiervan is een risico op extra 'ruis', met als gevolg een geringer onderscheidend vermogen.

Van de factor beheer is bij geen van de inrichtingsvormen een significante betekenis vastgesteld (tabel 3a). Waarschijnlijk is het kleine aantal waarnemingen (2 à 3 per beheersvorm) hier mede debet aan. De factor tijd is in een aantal gevallen wel van significante betekenis. Een nadere beschrijving volgt hieronder.

Tabel 3a. Variantie-analyse voor de factoren beheer en tijd. Voor elke inrichtingsvorm afzonderlijk is een analyse uitgevoerd.

Parameter	beheer	tijd	interactie
niet-geherprofileerde kanten			
trofieniveau-indicatie	0.00	0.42	0.29
opp. voedselarm - matig voedselrijk	4.25	0.96	0.22
opp. storingssoorten	4.70	2.23	0.69
aant. soorten	4.65(*)	1.52	0.15
natuurwaarde-index	0.02	1.01	0.02
opp.-onafhank. natuurw-index	0.05	2.33	0.12
steile kanten			
trofieniveau-indicatie	0.15	3.06	0.29
opp. voedselarm - matig voedselrijk	1.15	4.80*	0.55
opp. storingssoorten	0.50	11.95**	0.48
aant. soorten	0.18	5.92*	0.10
natuurwaarde-index	0.40	2.27	0.45
opp.-onafhank. natuurw-index	0.19	4.19*	0.50
geterrasseerde kanten			
trofieniveau-indicatie	1.05	1.14	0.16
opp. voedselarm - matig voedselrijk	1.21	2.57	1.26
opp. storingssoorten	2.01	25.36***	0.60
aant. soorten	0.57	2.11	0.15
natuurwaarde-index	0.86	1.91	0.78
opp.-onafhank. natuurw-index	0.56	2.29	0.38

(*) = P=0.06 * = P <0.05; ** = P <0.01; *** = P <0.001

niet-geherprofileerde kanten (tabel 3b)
De verschillen in **trofieniveau-indicatie** tussen de twee beheersvormen (NNNN en WWWW) zijn gering. De score bij NNNN-beheer daalt licht, terwijl deze bij het WWWW-beheer ongeveer stabiel blijft. Dit correspondeert met de verwachting. Het **oppervlak voedselarme tot matig voedselrijke soorten** is bij beide beheersvormen gering en bovendien wisselvallig. Vooralsnog is het aandeel bij WWWW-beheer het grootst. Volgens de verwachting zou dit juist omgekeerd moeten zijn. Het **oppervlak storingssoorten** blijkt bij beide beheersvormen sterk te dalen. De daling van beide beheersvormen is van gelijke orde van grootte. Voor WWWW-beheer was geen daling verwacht. Het **aantal soorten** is bij WWWW-beheer van aanvang af groter dan bij NNNN-beheer (35.5 versus 31). Bij beide beheersvormen gaat het aantal achteruit en — tegen de verwachting in — bij NNNN-beheer sterker (minus 6 soorten) dan bij WWWW-beheer (minus 2 soorten). Dit beeld doet zich echter niet voor bij **beide natuurwaarde-indices**: beide beheersvormen scoren dan praktisch gelijk zowel in aanvangswaarde als in de volgende jaren.

Het totaalbeeld is daarmee dat het beheer bij niet-geherprofileerde kanten in de onderzoeksperiode in zeer beperkte mate differentiërend werkt. Enige differentiatie doet zich voor bij de ecologische-factorparameters, maar niet of nauwelijks bij de waarderingsparameters.

steile kanten (tabel 3b)
De **trofieniveau-indicatie** laat gedurende de onderzoeksperiode bij alle beheersvormen een afname zien. Deze afname lijkt kleiner wanneer er niet vroeg wordt gemaaid en wanneer er geen slootschoningsmateriaal wordt gedeponeerd. Gezien het geringe verschil met de andere beheersvormen lijkt het echter onjuist hieraan veel gewicht te hechten. Het **oppervlak voedselarme tot matig voedselrijke soorten** is bij alle beheersvormen verwaarloosbaar (maximaal 1.5%) en behoeft geen nadere bespreking. Het **oppervlak storingssoorten** is in het eerste seizoen zeer hoog en laat in de jaren daarna een zeer sterke daling zien. Deze daling lijkt vooral een reactie op de herprofileringsingreep en niet of nauwelijks afhankelijk van het gevoerde beheer.

Het **aantal soorten** laat in de onderzoeksperiode een sterke stijging zien. Aanvankelijk zijn de steile kanten soortenarm, armer dan de niet-geherprofileerde taluds, maar in de jaren daarna verdwijnt dit verschil grotendeels. De toename in soortenaantal is algemeen en lijkt geen verband te houden met de beheersvorm. Voor de **natuurwaarde-index** geldt hetzelfde als voor het aantal soorten: bij alle beheersvormen treedt een toename op. Voor de **oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index** is het beeld belangrijk anders; daar is een afname. Deze afname treedt bij alle beheersvormen op, al is de situatie bij WWWW-beheer opvallend genoeg vrij stabiel, wat overigens niet overeenstemt met de verwachting.

De resultaten verdienen nadere toelichting. Belangrijk is de hoge beweidingsdruk op Reeuwijk-b, waardoor de beweide kanten sterk tot zeer sterk werden vertrapt. Bemesting, depositie van slootschoningsmateriaal en laat-maaien leken daardoor een vrij kleine invloed te kúnnen hebben. Een tweede effect van de intensieve beweiding was dat de steile taluds werden uitgetrapt en gedurende het onderzoek steeds meer gingen lijken op terrastaluds. Te voorzien is daarom dat bij continuering van dergelijk beheer op den duur

Tabel 3b. De celgemiddelden voor de verschillende parameters voor de onderzochte beheerssituaties in de verschillende jaren. (zie ook tabel 3a)

Trofieniveau-indicatie

	(niet-geherprofil)		(----steile taluds-----)					(-----terras taluds-----)				
	WWWW	NNNN	WWWW	NWWW	WNWW	WWNW	WWWN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	55.0	57.5	63.0	63.0	62.5	64.0	62.5	52.5	54.5	56.5	52.5	53.5
87	57.7	57.5	59.0	63.0	60.0	61.5	62.0	55.0	54.0	56.0	53.0	53.0
88	56.0	54.0	57.0	57.5	60.5	54.5	59.5	53.0	50.5	55.0	51.5	50.0

Oppervlak voedselarme tot matig voedselrijke soorten

	(niet-geherprofil)		(----steile taluds-----)					(-----terras taluds-----)				
	WWWW	NNNN	WWWW	NWWW	WNWW	WWNW	WWWN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	4.0	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	1.0	1.5	1.5	1.0
87	1.7	0.5	0.5	0.0	0.5	0.5	0.5	0.0	1.0	9.5	1.0	0.5
88	3.7	1.0	1.0	0.0	0.5	1.5	1.0	2.0	11.0	4.0	3.0	5.0

Oppervlak storingssoorten

	(niet-geherprofil)		(----steile taluds-----)					(-----terras taluds-----)				
	WWWW	NNNN	WWWW	NWWW	WNWW	WWNW	WWWN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	59.0	41.5	84.0	78.0	81.0	83.0	81.5	68.0	64.5	55.5	56.5	62.0
87	52.7	20.5	61.0	42.5	67.0	56.5	57.0	46.0	23.0	15.5	34.5	13.0
88	31.0	23.0	43.0	47.5	44.0	65.0	40.0	36.0	23.5	25.0	30.5	26.0

Aantal soorten

	(niet-geherprofil)		(----steile taluds-----)					(-----terras taluds-----)				
	WWWW	NNNN	WWWW	NWWW	WNWW	WWNW	WWWN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	35.5	31.0	21.0	24.0	24.5	23.0	22.0	29.0	29.0	29.0	42.5	44.0
87	30.0	25.0	28.0	29.0	30.0	27.5	30.0	31.5	31.5	29.5	46.0	44.0
88	33.3	25.5	28.0	29.5	28.5	30.0	30.0	30.0	31.0	31.5	46.0	45.5

Natuurwaarde-index

	(niet-geherprofil)		(----steile taluds-----)					(-----terras taluds-----)				
	WWWW	NNNN	WWWW	NWWW	WNWW	WWNW	WWWN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	44.0	44.0	40.5	39.5	39.0	41.0	39.0	43.0	44.0	44.0	42.5	44.0
87	41.3	42.0	39.0	39.5	41.0	39.5	40.0	42.0	43.5	42.5	46.0	44.0
88	44.0	44.0	42.5	42.0	40.0	43.5	40.5	45.5	46.0	42.5	46.0	45.5

Oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index

	(niet-geherprofil)		(----steile taluds-----)					(-----terras taluds-----)				
	WWWW	NNNN	WWWW	NWWW	WNWW	WWNW	WWWN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	28.0	28.0	27.5	29.0	28.5	28.5	28.5	29.0	28.5	29.5	29.0	29.0
87	26.3	27.0	28.0	27.0	27.0	27.5	27.0	27.5	29.0	27.0	28.5	29.0
88	28.7	28.5	27.5	27.0	27.0	25.5	26.0	29.5	32.0	28.5	30.0	30.5

het inrichtingsverschil wegvalt en alleen beheersverschillen zullen resteren.
Daarnaast is er sprake van een mogelijk artefact in de vegetatie-opnamen. De opnamen zijn alle in de eerste helft van het seizoen gemaakt. De sterke ontwikkeling van *Polygonum hydropiper*, die juist op door vertrapping gestoorde plekken voorkomt, werd daarom voor een deel gemist. Dit speelde voornamelijk op Reeuwijk-b. Zo blijkt uit aantekeningen uit augustus '87 (tien weken na het maken van de vegetatie-opnamen) dat op niet-beweide delen gemiddeld circa 5% bedroeg en op wel-beweide kanten circa 70%! Het effect van

beweiding is daarom zeer waarschijnlijk groter dan uit het hierboven gepresenteerde cijfermateriaal is gebleken.

Algemeen geldt voor de steile kanten daarmee dat de differentiatie door het beheer zeer gering tot vrijwel afwezig is. De belangrijkste veranderingen die plaatsvinden, houden verband met de kolonisatie van de kanten na de herprofilering.

geterrasseerde kanten (tabel 3b)
Voor het **trofieniveau** is er sprake van een zwakke verlaging bij NNNN- en NWNN-beheer. Bij de overige beheersvormen is de indicatie min of meer stabiel. Dit beeld is niet strijdig met de verwachting. Voor het **oppervlak voedselarme tot matig voedselrijke soorten** komt het beeld hiermee overeen: bij NNNN- en NWNN-beheer is de toename groter dan bij de overige beheersvormen, uitgezonderd het NNWN-beheer waar met name in het tweede jaar van een fors aandeel sprake is. Het **oppervlak storingssoorten** neemt bij alle beheersvormen sterk af, zij het bij WNNN- en NNNW-beheer in geringere mate dan bij de rest.

Het **aantal soorten** per opname geeft van de aanvang af aanzienlijke verschillen te zien, die in de loop van het onderzoek slechts weinig veranderen. Bij NNNW- en NNNN-beheer is het aantal met ca. 45 soorten zo'n 15 hoger dan bij de overige beheersvormen. Het feit dat dit verschil van het begin af reeds aanwezig is, doet echter vermoeden dat het niet het alleen aan het beheer is toe te schrijven, maar dat ook toeval een rol speelt. De **beide natuurwaarde-indices** laten weinig differentiatie zien. De scores van de verschillende beheersvormen lopen slechts weinig uiteen, uitgezonderd het NNWN-beheer (welmeebeweiden) waarvan de waarde wat lager is.

Het algemene beeld is daarmee dat bemesting en depositie van slootschoningsmateriaal (WNNN en NNNW) de trofietoestand van de bodem verhogen. Op de natuurwaarde van de vegetatie is de betekenis hiervan echter (nog) niet tot uitdrukking gekomen. Wat de natuurwaarde betreft is er een aanwijzing dat het meebeweiden een negatieve uitwerking heeft.

Analyse op soortniveau

Verschillen tussen de inrichtingsvormen, inclusief beheersverschillen

Van de 11 aangetroffen soorten geven er 23 significante verschillen te zien in presentie en/of bedekking tussen de drie inrichtingsvormen (tabel 4). Het grootste deel hiervan (14 soorten) heeft een voorkeur voor de geterrasseerde taluds, 5 soorten voor de niet-geherprofileerde taluds en 4 voor de steile taluds.

De soorten met voorkeur voor de **niet-geherprofileerde kanten** zijn ecologisch gezien vrij heterogeen. Wat vocht voorkeur betreft lopen ze uiteen van drassig (*Scirpus maritimus*) via vochtig-nat (*Agrostis stolonifera*) tot normaal-vochtig (*Rumex acetosa*). Voor de laatste twee soorten is wellicht de verklaring dat zij bij de herprofilering in sterke mate zijn verwijderd, en dat ze zich nog niet volledig hebben hersteld. Zo is voor *Agrostis stolonifera* op de geherprofileerde kanten een sterke toename waar te nemen, die als herstel kan worden opgevat. Voor *Scirpus maritimus* geldt deze verklaring niet, omdat bij de herprofilering de standplaats van deze soort (juist op de overgang van water naar land)

Tabel 3b. De celgemiddelden voor de verschillende parameters voor de onderzochte beheerssituaties in de verschillende jaren. (zie ook tabel 3a)

Trofieniveau-indicatie

	(niet-geherprofil)		(----steile taluds-----)					(-----terras taluds-----)				
	WWWW	NNNN	WWWW	NWWW	WNWW	WWNW	WWWN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	55.0	57.5	63.0	63.0	62.5	64.0	62.5	52.5	54.5	56.5	52.5	53.5
87	57.7	57.5	59.0	63.0	60.0	61.5	62.0	55.0	54.0	56.0	53.0	53.0
88	56.0	54.0	57.0	57.5	60.5	54.5	59.5	53.0	50.5	55.0	51.5	50.0

Oppervlak voedselarme tot matig voedselrijke soorten

	(niet-geherprofil)		(----steile taluds-----)					(-----terras taluds-----)				
	WWWW	NNNN	WWWW	NWWW	WNWW	WWNW	WWWN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	4.0	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	1.0	1.5	1.5	1.0
87	1.7	0.5	0.5	0.0	0.5	0.5	0.5	0.0	1.0	9.5	1.0	0.5
88	3.7	1.0	1.0	0.0	0.5	1.5	1.0	2.0	11.0	4.0	3.0	5.0

Oppervlak storingssoorten

	(niet-geherprofil)		(----steile taluds-----)					(-----terras taluds-----)				
	WWWW	NNNN	WWWW	NWWW	WNWW	WWNW	WWWN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	59.0	41.5	84.0	78.0	81.0	83.0	81.5	68.0	64.5	55.5	56.5	62.0
87	52.7	20.5	61.0	42.5	67.0	56.5	57.0	46.0	23.0	15.5	34.5	13.0
88	31.0	23.0	43.0	47.5	44.0	65.0	40.0	36.0	23.5	25.0	30.5	26.0

Aantal soorten

	(niet-geherprofil)		(----steile taluds-----)					(-----terras taluds-----)				
	WWWW	NNNN	WWWW	NWWW	WNWW	WWNW	WWWN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	35.5	31.0	21.0	24.0	24.5	23.0	22.0	29.0	29.0	29.0	42.5	44.0
87	30.0	25.0	28.0	29.0	30.0	27.5	30.0	31.5	31.5	29.5	46.0	44.0
88	33.3	25.5	28.0	29.5	28.5	30.0	30.0	30.0	31.0	31.5	46.0	45.5

Natuurwaarde-index

	(niet-geherprofil)		(----steile taluds-----)					(-----terras taluds-----)				
	WWWW	NNNN	WWWW	NWWW	WNWW	WWNW	WWWN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	44.0	44.0	40.5	39.5	39.0	41.0	39.0	43.0	44.0	44.0	42.5	44.0
87	41.3	42.0	39.0	39.5	41.0	39.5	40.0	42.0	43.5	42.5	46.0	44.0
88	44.0	44.0	42.5	42.0	40.0	43.5	40.5	45.5	46.0	42.5	46.0	45.5

Oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index

	(niet-geherprofil)		(----steile taluds-----)					(-----terras taluds-----)				
	WWWW	NNNN	WWWW	NWWW	WNWW	WWNW	WWWN	WNNN	NWNN	NNWN	NNNW	NNNN
86	28.0	28.0	27.5	29.0	28.5	28.5	28.5	29.0	28.5	29.5	29.0	29.0
87	26.3	27.0	28.0	27.0	27.0	27.5	27.0	27.5	29.0	27.0	28.5	29.0
88	28.7	28.5	27.5	27.0	27.0	25.5	26.0	29.5	32.0	28.5	30.0	30.5

het inrichtingsverschil wegvalt en alleen beheersverschillen zullen resteren.

Daarnaast is er sprake van een mogelijk artefact in de vegetatie-opnamen. De opnamen zijn alle in de eerste helft van het seizoen gemaakt. De sterke ontwikkeling van *Polygonum hydropiper*, die juist op door vertrapping gestoorde plekken voorkomt, werd daarom voor een deel gemist. Dit speelde voornamelijk op Reeuwijk-b. Zo blijkt uit aantekeningen uit augustus '87 (tien weken na het maken van de vegetatie-opnamen) dat op niet-beweide delen gemiddeld circa 5% bedroeg en op wel-beweide kanten circa 70%! Het effect van

beweiding is daarom zeer waarschijnlijk groter dan uit het hierboven gepresenteerde cijfermateriaal is gebleken.

Algemeen geldt voor de steile kanten daarmee dat de differentiatie door het beheer zeer gering tot vrijwel afwezig is. De belangrijkste veranderingen die plaatsvinden, houden verband met de kolonisatie van de kanten na de herprofilering.

geterrasseerde kanten (tabel 3b)
Voor het **trofieniveau** is er sprake van een zwakke verlaging bij NNNN- en NWNN-beheer. Bij de overige beheersvormen is de indicatie min of meer stabiel. Dit beeld is niet strijdig met de verwachting. Voor het **oppervlak voedselarme tot matig voedselrijke soorten** komt het beeld hiermee overeen: bij NNNN- en NWNN-beheer is de toename groter dan bij de overige beheersvormen, uitgezonderd het NNWN-beheer waar met name in het tweede jaar van een fors aandeel sprake is. Het **oppervlak storingssoorten** neemt bij alle beheersvormen sterk af, zij het bij WNNN- en NNNW-beheer in geringere mate dan bij de rest.

Het **aantal soorten** per opname geeft van de aanvang af aanzienlijke verschillen te zien, die in de loop van het onderzoek slechts weinig veranderen. Bij NNNW- en NNNN-beheer is het aantal met ca. 45 soorten zo'n 15 hoger dan bij de overige beheersvormen. Het feit dat dit verschil van het begin af reeds aanwezig is, doet echter vermoeden dat het niet het alleen aan het beheer is toe te schrijven, maar dat ook toeval een rol speelt. De **beide natuurwaarde-indices** laten weinig differentiatie zien. De scores van de verschillende beheersvormen lopen slechts weinig uiteen, uitgezonderd het NNWN-beheer (welmeebeweiden) waarvan de waarde wat lager is.

Het algemene beeld is daarmee dat bemesting en depositie van slootschoningsmateriaal (WNNN en NNNW) de trofietoestand van de bodem verhogen. Op de natuurwaarde van de vegetatie is de betekenis hiervan echter (nog) niet tot uitdrukking gekomen. Wat de natuurwaarde betreft is er een aanwijzing dat het meebeweiden een negatieve uitwerking heeft.

Analyse op soortniveau

Verschillen tussen de inrichtingsvormen, inclusief beheersverschillen

Van de 11 aangetroffen soorten geven er 23 significante verschillen te zien in presentie en/of bedekking tussen de drie inrichtingsvormen (tabel 4). Het grootste deel hiervan (14 soorten) heeft een voorkeur voor de geterrasseerde taluds, 5 soorten voor de niet-geherprofileerde taluds en 4 voor de steile taluds.

De soorten met voorkeur voor de **niet-geherprofileerde kanten** zijn ecologisch gezien vrij heterogeen. Wat vocht voorkeur betreft lopen ze uiteen van drassig (*Scirpus maritimus*) via vochtig-nat (*Agrostis stolonifera*) tot normaal-vochtig (*Rumex acetosa*). Voor de laatste twee soorten is wellicht de verklaring dat zij bij de herprofilering in sterke mate zijn verwijderd, en dat ze zich nog niet volledig hebben hersteld. Zo is voor *Agrostis stolonifera* op de geherprofileerde kanten een sterke toename waar te nemen, die als herstel kan worden opgevat. Voor *Scirpus maritimus* geldt deze verklaring niet, omdat bij de herprofilering de standplaats van deze soort (juist op de overgang van water naar land)

Tabel 4. Soorten met significante verschillen in abundantie (a) en/of presentie (p) tussen verschillende inrichtingsvormen. (Alle beheersvormen)

		niet geherprofileerd						steil talud						terras talud						
		1986		1987		1988		1986		1987		1988		1986		1987		1988		
nr	Afkorting	N= 4 %pr	Gbd%	N= 5 %pr	Gbd%	N= 5 %pr	Gbd%	N= 10 %pr	Gbd%	N= 10 %pr	Gbd%	N= 10 %pr	Gbd%	N= 10 %pr	Gbd%	N= 10 %pr	Gbd%	N= 10 %pr	Gbd%	
18	Agros sto	100.	32.	100.	38.	100.	36.	100.	2.	100.	13.	100.	22.	100.	10.	100.	28.	100.	30.	a
28	Alism pla	50.	0.	.		.		40.	0.	80.	0.	70.	0.	.		30.	0.	30.	0.	p
2642	Cerad pur	50.	2.	60.	2.	20.	1.	.		10.	3.	40.	2.	.		10.	3.	.		p
326	Cicut vir	.		.		20.	0.	.		.		20.	0.	30.	0.	20.	0.	60.	0.	p
2376	Galiu pal	100.	0.	20.	1.	60.	0.	.		.		30.	0.	100.	0.	60.	0.	90.	0.	p
584	Glyce flu	100.	0.	60.	1.	100.	2.	70.	0.	100.	1.	100.	1.	90.	1.	90.	1.	90.	2.	a
641	Hydrc vul	50.	1.	40.	0.	.		.		.		.		20.	2.	20.	0.	20.	0.	p
665	Iris pse	.		.		20.	0.	.		.		.		.		10.	0.	30.	0.	p
679	Juncu con	.		.		20.	1.	.		.		.		.		.		80.	4.	p
4279	Juncu eff	.		20.	0.	.		.		.		.		.		50.	19.	.		p
783	Lysim thy	50.	1.	40.	0.	60.	0.	.		10.	0.	20.	0.	60.	1.	50.	1.	60.	1.	a,p
813	Menth aqu	25.	0.	40.	0.	40.	0.	.		10.	0.	20.	0.	70.	0.	50.	0.	40.	0.	p
814	Menth arv	.		.		20.	0.	.		.		.		.		10.	0.	30.	0.	p
869	Oenan fis	100.	1.	80.	1.	100.	4.	40.	0.	40.	1.	90.	0.	100.	2.	90.	2.	100.	5.	a
947	Plant m-m	.		.		.		.		20.	0.	10.	0.	.		50.	0.	10.	0.	a
1048	Ranun fla	50.	0.	20.	0.	60.	0.	.		20.	0.	40.	0.	70.	0.	70.	0.	80.	0.	p
1076	Rorip pal	.		.		.		70.	0.	80.	0.	.		30.	0.	20.	0.	.		p
1093	Rumex ace	50.	0.	60.	1.	60.	1.	20.	0.	50.	0.	50.	0.	50.	0.	60.	0.	60.	1.	a
1156	Scirp mar	50.	4.	40.	4.	60.	3.	40.	2.	40.	5.	40.	3.	10.	0.	10.	0.	.		p
1533	Sparg e-e	100.	25.	100.	27.	100.	15.	100.	6.	100.	15.	100.	8.	100.	16.	100.	32.	100.	18.	a
1250	Stell med	100.	0.	60.	1.	80.	0.	80.	1.	100.	4.	100.	1.	30.	1.	70.	0.	30.	0.	a
1247	Stell uli	100.	3.	100.	3.	100.	5.	70.	5.	100.	8.	90.	6.	90.	2.	100.	4.	80.	1.	a
1311	Trigl pal	25.	1.	20.	0.	20.	1.	10.	0.	.		.		60.	3.	50.	1.	40.	3.	p

niet of nauwelijks is verstoord.

De soorten met voorkeur voor het **steile talud** zijn met name soorten van normaalvochtige tot natte storingsmilieus (*Rorippa palustris*, *Stellaria media* en *S. uliginosus*). Dit strookt met de verwachtingen, zeker als wordt bedacht dat het grootste deel van de steile kanten wordt meebeweid dan wel vroeg meegemaaid. *Alisma plantago-aquatica* valt uit de toon; de goede vertegenwoordiging van deze soort was niet verwacht. Deze soort, die op de overgang van water en land staat, is namelijk vooral gebaat bij een niet te rigoreus slootschoningsregime.

De soorten met voorkeur voor de **geterrasseerde kanten** hebben grotendeels een voorkeur voor moerassige omstandigheden waar niet al te intensief wordt gemaaid of beweid. Typische vertegenwoordigers van deze groep zijn *Cicuta virosa*, *Juncus conglomeratus*, *Lysimachia thyrsiflora* en *Sparganium erectum*. In het algemeen vertegenwoordigen deze soorten een iets hogere natuurwaarde dan de voor de steile kanten meer specifieke soorten. Dit beeld komt overeen met de verwachtingen. Het beheer is hierbij ook van betekenis geweest: het merendeel van de geterrasseerde kanten werd na 1 juli gemaaid en werd niet bemest.

Figuur 2. Ook *Peucedanum palustre* werd in de geterrasseerde kanten regelmatig aangetroffen, al was het verschil met de andere inrichtingsvormen niet significant.

Verschillen tussen inrichtingsvormen (bij gelijk beheer)

Voor enkele proefvlakken kunnen inrichtingsvormen worden vergeleken bij gelijke beheersvorm. Bedacht moet worden dat de vergelijking betrekking heeft op een gering aantal proefvlakken, zodat alleen bij zeer grote verschillen een significant onderscheid kan worden aangetoond.

niet-geherprofileerde kanten en steile kanten (bij WWWW-beheer)

Verschillen tussen niet-geherprofileerde en steile kanten met gelijk beheer kunnen verband houden met de storing die bij het herprofileren heeft plaatsgevonden en met de helling van het talud. Van geherprofileerde taluds is de helling aanvankelijk wat steiler en strakker dan van de niet-geherprofileerde kanten. Deze verschillen vervagen vanwege de vertrapping door het vee.

Tabel 5. Soorten met significante verschillen in abundantie (a) en/of presentie (p) tussen niet-geherprofileerde en steile kanten, met WWWW-beheer.

		onvergraven						steil talud						
		1986		1987		1988		1986		1987		1988		
nr	Afkorting	N= 2 %pr	Gbd%	N= 3 %pr	Gbd%	N= 3 %pr	Gbd%	N= 2 %pr	Gbd%	N= 2 %pr	Gbd%	N= 2 %pr	Gbd%	
18	Agros sto	100.	28.	100.	33.	100.	36.	100.	2.	100.	11.	100.	23.	a
141	Biden cer	100.	2.	100.	0.	100.	1.	50.	3.	100.	1.	50.	3.	a
756	Loliu per	100.	1.	67.	1.	100.	1.	.		.		50.	1.	a
844	Myoso pal	50.	0.	100.	0.	100.	1.	.		100.	0.	100.	2.	a
1056	Ranun rep	100.	9.	67.	4.	100.	1.	.		100.	9.	100.	4.	a
1058	Ranun sce	100.	5.	100.	6.	100.	1.	100.	14.	100.	6.	100.	1.	a
1250	Stell med	100.	0.	67.	2.	100.	0.	50.	1.	100.	9.	100.	1.	a

Voor 7 van de in totaal 79 soorten worden significante verschillen gevonden (tabel 5). Het betreft in alle gevallen verschillen in abundantie en niet in presentie. De soorten met voorkeur voor de niet-geherprofileerde kanten zijn soorten waarvan duidelijk is dat ze met de herprofilering in vrij sterke mate zijn verwijderd (*Agrostis stolonifera*, *Ranunculus repens*) en waarvan een herstel op termijn is te verwachten. De soorten met voorkeur voor de steile kanten zijn met name soorten van storingsmilieus. Een uitzondering is *Myosotis palustris*. Deze soort bleek vooral op het direct aan het water grenzende randje te staan en met name daar waar sprake was van lichte vertrapping zonder dat de zode werd kapotgetrapt. De soort kreeg op zulke plaatsen een vlottende groeivorm.

niet-geherprofileerde kanten en terrassen (bij NNNN-beheer)

Ook hier geldt dat de verschillen verband kunnen houden met het herprofileren en met het verschil in taludvorm. Van de in totaal 73 soorten wordt er slechts voor één soort een significant verschil gevonden, en wel voor *Stellaria uliginosa*, die op de terrassen meer werd aangetroffen. Dit verschil houdt wellicht verband met de storing door de ingreep. Het verschil tussen beide profielvormen is dus marginaal.

Verschillen tussen beheersvormen

Voor de betekenis van het beheer is voor de inrichtingsvormen afzonderlijk een analyse uitgevoerd, zodat per inrichtingsvorm een beeld van de betekenis van het beheer wordt verkregen.

WWWW- en NNNN-beheer, binnen niet-geherprofileerde kanten

Tussen de extreme beheersvormen op de niet-geherprofileerde taluds geven 9 van de in totaal 76 aangetroffen soorten significante verschillen te zien, alle in abundantie (tabel 6). Daarbij hebben 7 soorten een voorkeur voor NNNN-beheer en 2 voor WWWW-beheer. De ecologische karakteristiek van de soorten met voorkeur voor NNNN-beheer is heterogeen (*Bidens spp.*, *Cardamine pratensis*, *Myosotis palustris*, *Sparganium erectum*). Het zijn overwegend soorten (*C. pratensis* uitgezonderd) die door de late eerste maaibeurt en door het ontbreken van beweiding sterk kunnen uitgroeien en daardoor meer bedekken. Voor de kanten met WWWW-beheer is de toename van *Stellaria uliginosa* karakteristiek. Deze soort profiteert van de door beweiding vertrapte delen in een voedselrijk milieu.

Tabel 6. Soorten met significante verschillen in abundantie (a) en/of presentie (p) tussen WWWW-beheer en NNNN-beheer, binnen niet-geherprofileerde kanten.

		beheer WWWW						beheer NNNN						
		1986		1987		1988		1986		1987		1988		
nr	Afkorting	N= 2 %pr	Gbd%	N= 3 %pr	Gbd%	N= 3 %pr	Gbd%	N= 2 %pr	Gbd%	N= 2 %pr	Gbd%	N= 2 %pr	Gbd%	
141	Biden cer	100.	2.	100.	0.	100.	1.	100.	2.	50.	1.	100.	0.	a
144	Biden tri	50.	1.	100.	0.	100.	0.	100.	2.	50.	1.	50.	0.	a
205	Cardm pra	100.	0.	100.	0.	100.	1.	100.	1.	100.	1.	100.	1.	a
584	Glyce flu	100.	0.	33.	0.	100.	1.	100.	1.	100.	1.	100.	3.	a
844	Myoso pal	50.	0.	100.	0.	100.	1.	50.	0.	50.	0.	100.	1.	a
1156	Scirp mar	50.	0.	33.	0.	67.	1.	50.	9.	50.	9.	50.	9.	a
1173	Scute gal	100.	4.	100.	1.	100.	2.	50.	1.	50.	1.	.		a
1533	Sparg e-e	100.	14.	100.	18.	100.	7.	100.	36.	100.	41.	100.	28.	a
1247	Stell uli	100.	3.	100.	4.	100.	7.	100.	2.	100.	1.	100.	2.	a

WWWW-, NWWW-, WNWW-, WWNW- en WWWN-beheer, binnen steile kanten

De vergelijking van de overwegend natuuronvriendelijk veronderstelde beheersvormen WWWW, NWWW, WNWW, WWNW en WWWN heeft betrekking op de steile kanten. Van de 84 hier aangetroffen soorten blijkt alleen *Glyceria maxima* een significant verschil te zien te geven (tabel 7). Bij het achterwege blijven van beweiding (WWNW) is de abundantie wat hoger (ruim 1%) dan bij de andere beheersvormen (minder dan 1%). Daarnaast is er een viertal soorten dat aanzienlijke (maar niet significante) verschillen te zien geeft. Deze verschillen hebben eveneens betrekking op de abundantie, en ook hier blijkt het achterwege blijven van beweiden de belangrijkste differentiërende factor te zijn. Zonder beweiding nemen *Agrostis stolonifera* en *Ranunculus repens* wat minder toe dan bij de andere beheersvormen, terwijl *Poa trivialis* en *Sparganium erectum* sterker toenemen. Deze twee groepen soorten zijn daarmee ten aanzien van beweiding elkaars antagonisten. De eerste twee zijn goed bestand tegen afvraat en/of ze zijn niet smakelijk, de laatste drie kunnen sterk uitgroeien wanneer afvraat achterwege blijft; er treedt verruiging op. De vijfde soort met een opmerkelijk verschil in abundantie is *Poa annua* die goed gedijt wanneer geen slootschoningsmateriaal in de kant wordt gedeponeerd; het verband met het gevoerde beheer is hier onduidelijk.

Tabel 7. Soorten met aanzienlijke verschillen in abundantie en/of presentie tussen verschillende beheersvormen, binnen steile kanten. Significante verschillen aangegeven met a(bundantie) en p(resentie).

		beheer WWWW						beheer NWWW						beheer WNWW					
		1986		1987		1988		1986		1987		1988		1986		1987		1988	
nr	Afkorting	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	
18	Agros sto	100.	2.	100.	11.	100.	23.	100.	3.	100.	23.	100.	14.	100.	3.	100.	14.	100.	33.	
585	Glyce max	.		.		.		.		.		.		50.	0.	50.	0.	50.	0.	a
952	Poa ann	.		100.	1.	50.	0.	.		50.	1.	50.	0.	.		50.	0.	.		
959	Poa tri	100.	5.	100.	28.	100.	41.	100.	2.	100.	28.	100.	50.	100.	2.	100.	36.	100.	53.	
1056	Ranun rep	.		100.	9.	100.	4.	50.	0.	100.	19.	100.	9.	50.	0.	100.	4.	50.	9.	
1533	Sparg e-e	100.	1.	100.	11.	100.	6.	100.	10.	100.	23.	100.	5.	100.	5.	100.	10.	100.	6.	

(vervolg tabel 7)

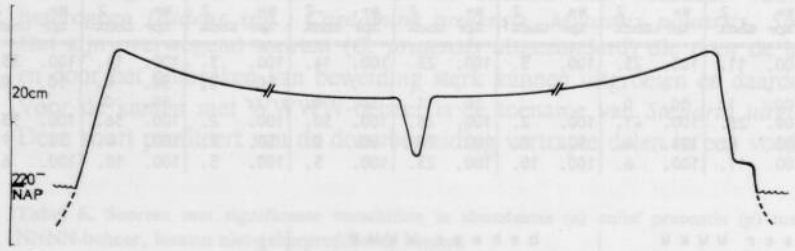
		beheer WWNW						beheer WWWN					
		1986		1987		1988		1986		1987		1988	
nr	Afkorting	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%
18	Agros sto	100.	2.	100.	6.	100.	9.	100.	1.	100.	11.	100.	33.
585	Glyce max	.		50.	1.	50.	1.	.		50.	0.	50.	0.
952	Poa ann	.		50.	0.	.		50.	0.	100.	4.	50.	3.
959	Poa tri	100.	2.	100.	38.	100.	75.	100.	2.	100.	41.	100.	48.
1056	Ranun rep	50.	0.	100.	4.	100.	1.	50.	0.	100.	9.	100.	9.
1533	Sparg e-e	100.	5.	100.	23.	100.	19.	100.	10.	100.	10.	100.	5.

Tabel 8. Soorten met aanzienlijke verschillen in abundantie en/of presentie tussen verschillende beheersvormen, binnen geterrasseerde kanten. Significante verschillen aangegeven met a(bundantie) en p(resentie).

		beheer WNNN						beheer NWNN						beheer NNWN					
		1986		1987		1988		1986		1987		1988		1986		1987		1988	
nr	Afkorting	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	
18	Agros sto	100.	3.	100.	20.	100.	23.	100.	14.	100.	20.	100.	33.	100.	11.	100.	33.	100.	36.	
1215	Berul ere	50.	0.	50.	0.	100.	0.	50.	0.	50.	0.	100.	0.	.		.		50.	9.	
631	Holcu lan	100.	0.	100.	0.	100.	3.	100.	0.	100.	1.	100.	6.	100.	0.	100.	2.	100.	3.	
679	Juncu con	.		.		100.	1.	.		.		100.	10.	.		.		.		
869	Oenan fis	100.	4.	100.	4.	100.	10.	100.	1.	50.	3.	100.	2.	100.	2.	100.	2.	100.	2.	
959	Poa tri	100.	20.	100.	63.	100.	50.	100.	20.	100.	20.	100.	23.	100.	20.	100.	19.	100.	28.	
1074	Rorip amp	50.	0.	.		50.	0.	100.	0.	50.	0.	50.	0.	50.	0.	100.	0.	100.	0.	a
1173	Scute gal	.		.		.		50.	0.	50.	0.	50.	0.	50.	1.	50.	1.	50.	1.	a
1533	Sparg e-e	100.	14.	100.	50.	100.	28.	100.	14.	100.	14.	100.	6.	100.	23.	100.	20.	100.	6.	
1306	Trifo rep	100.	4.	100.	2.	100.	1.	100.	1.	50.	19.	100.	2.	100.	2.	100.	19.	100.	11.	
1311	Trigl pal	50.	3.	50.	1.	50.	0.	50.	3.	50.	0.	50.	0.	50.	3.	50.	0.	50.	9.	

(vervolg tabel 8)

		beheer NNNW						beheer WWWW					
		1986		1987		1988		1986		1987		1988	
nr	Afkorting	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%	N= %pr	2 Gbd%
18	Agros sto	100.	14.	100.	33.	100.	36.	100.	11.	100.	36.	100.	23.
1215	Berul ere	100.	0.	50.	0.	100.	1.	.		.		50.	1.
631	Holcu lan	100.	1.	100.	2.	100.	6.	100.	1.	100.	6.	100.	20.
679	Juncu con	.		.		100.	1.	.		.		100.	3.
869	Oenan fis	100.	1.	100.	2.	100.	9.	100.	2.	100.	2.	100.	4.
959	Poa tri	100.	20.	100.	38.	100.	41.	100.	23.	100.	14.	100.	41.
1074	Rorip amp	50.	0.	50.	0.	100.	0.	100.	0.	100.	0.	100.	0.
1173	Scute gal	50.	0.	50.	0.	50.	0.	100.	0.	50.	0.	100.	1.
1533	Sparg e-e	100.	19.	100.	41.	100.	23.	100.	14.	100.	38.	100.	28.
1306	Trifo rep	100.	2.	100.	9.	50.	1.	100.	1.	50.	19.	100.	4.
1311	Trigl pal	100.	4.	50.	3.	50.	1.	50.	0.	50.	0.	.	



a

b

Figuur 3. a. Het perceel heeft een holle vorm; als gevolg van klink ligt het midden ongeveer 20 cm lager dan de randstroken. De klink is het gevolg van een relatief diepe grondwaterstand in de zomer die samenhangt met de grote breedte van het perceel (ca. 55 m).
b. Het effect van beweiden op slootkanten is duidelijk te zien. Hier een terrastalud waarvan het deel op de voorgrond wordt meebeweid (met veel *Agrostis stolonifera* en *Polygonum hydropiper*, het stuk achter de paaltjes is afgerasterd (vooral *Sparganium erectum* valt op).

WNNN-, NWNN-, NNWN-, NNNW- en NNNN-beheer, binnen geterrasseerde kanten

De vergelijking van de overwegend natuurvriendelijk veronderstelde beheersvormen WNNN, NWNN, NNWN, NNNW en NNNN heeft betrekking op de geterrasseerde kanten. Van de 88 hier aangetroffen soorten geven 11 soorten substantiële verschillen in abundantie te zien, waarbij voor twee soorten (*Rorippa amphibia* en *Scutellaria galericulata*) de verschillen significant zijn (tabel 8).

Wanneer wel wordt meebemest neemt, sterker dan bij de andere beheersvormen, de abundantie van *Poa trivialis* en *Sparganium erectum* toe, terwijl die van *Agrostis stolonifera* en *Triglochin palustris* vergeleken met de andere beheersvormen (wat) lager is. Bij vroeg-maaien valt op dat de abundantie van *Sparganium erectum* relatief laag is, en van *Juncus conglomeratus* relatief hoog. Wordt er meebeweid, dan gedijt met name een aantal soorten van drassige omstandigheden die laag (kunnen) blijven, zoals *Berula erecta*, *Trifolium repens* en *Triglochin palustris*. *Sparganium erectum* breidt zich minder uit dan bij de andere beheersvormen. Bij depositie van slootschoningsmateriaal zijn er geen opvallende verschillen met de andere beheersvormen. Bij volledig natuurgericht beheer tenslotte, lijkt *Agrostis stolonifera* zich wat minder sterk uit te breiden, terwijl *Holcus lanatus* juist sterk opkomt. *Triglochin palustris* is hier in het laatste jaar niet meer teruggevonden. Ook *Peucedanum palustre* en *Rumex hydrolapathum* leken van een late eerste maaibeurt te profiteren. Ze kwamen echter in te kleine aantallen voor om significante verschillen vast te kunnen stellen.

Nadere beschrijving effect depositie schoningsmateriaal

Het slootschoningsmateriaal bestond voor een behoorlijk deel uit venige modder (1/3 tot 1/2) en voor de rest uit plantaardig materiaal. De modder bedekte de vegetatie van het talud en zal deze voor een belangrijk deel verstikt hebben. Deze modder was een gunstige groeiplek voor zich uit zaad vestigende, eenjarige soorten zoals *Polygonum hydropiper*, *Ranunculus sceleratus*, *Stellaria uliginosa* en *Bidens spp.*, soorten met een lage natuurwaarde. Opvallend was evenwel dat een aantal soorten met hogere natuurwaarde, die bij het schonen op het terrastalud waren gedeponeerd, nog konden uitgroeien (bijv. *Rumex hydrolapathum*, *Cicuta virosa*, *Berula erecta* en *Oenanthe fistulosa*). Dergelijke soorten van de overgang van water en land zullen mogelijk een grotere kans lopen uit het slootkantmilieu te verdwijnen wanneer het schoningsmateriaal niet meer in de kanten wordt gedeponeerd, maar bijvoorbeeld over het perceel wordt verspreid.

Dit leidt tot het beeld dat het verwijderen van de modder en de plantedelen vanuit natuuroogpunt bezien in gescheiden werkgangen zou moeten gebeuren, waarbij de modder over het aangrenzende perceel wordt verspreid en de plantedelen in de kanten kunnen worden gedeponeerd (zie ook paragraaf 5).

Het successieproces

Omdat een groot deel van de slootkanten bij aanvang van het onderzoek is geherprofileerd, waarbij de bodem nagenoeg kaal is gemaakt, speelt het successieproces een belangrijke rol. Om hiervan een beeld te krijgen, zijn enkele analyses uitgevoerd waarbij de presentie en abundantie in de verschillende jaren worden vergeleken. Hierbij zijn de niet-geherprofileerde en geherprofileerde slootkantdelen afzonderlijk geanalyseerd. Het beheer is buiten beschouwing gebleven.

niet-geherprofileerde kanten

Zoals mocht worden verwacht hebben zich op de niet-geherprofileerde kanten relatief weinig veranderingen voorgedaan. Voor 5 soorten zijn significante veranderingen vastgesteld, 4 soorten nemen af, terwijl slechts 1 soort significant toeneemt (tabel 9a). Opmerkelijk is dat de veranderingen vooral betrekking hebben op storingssoorten (*Bidens tripartita*, *Polygonum hydropiper* en *Ranunculus sceleratus*), die alle in de loop van de tijd sterk zijn afgenomen. Deze verandering, die zowel bij WWWW- als NNNN-beheer optreedt (zie tabel 3b) hangt uiteraard niet samen met de herprofileringsingreep, er is immers niet geherprofileerd. Een mogelijke oorzaak is de slootschoningstechniek. Vóór het onderzoek werd er namelijk met de sleepkorf (of mechanische sloothaak) geschoond, waarbij er aanmerkelijk meer modder op het talud kwam dan met de in het onderzoek gebruikte maaikorf.

Tabel 9ab. Soorten met significante verschillen in abundantie (a) en/of presentie (p) tussen verschillende jaren, in onvergraven kanten.

		1986		1987		1988		
		N= 24		N= 25		N= 25		
nr	Afkorting	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%	
a. niet-geherprofileerd								
40	Alope gen	92.	2.	96.	5.	100.	1.	a
144	Biden tri	96.	1.	80.	1.	48.	0.	a
844	Myoso pal	63.	0.	92.	0.	100.	2.	a
972	Polyn hyd	100.	56.	100.	17.	80.	2.	a
1058	Ranun sce	100.	10.	100.	6.	96.	1.	a
18	Agros sto	100.	11.	100.	24.	100.	28.	a
40	Alope gen	92.	2.	96.	5.	100.	1.	a
b. wel-geherprofileerd								
78	Apium nod	25.	0.	.		.		p
1215	Berul ere	21.	0.	52.	0.	84.	2.	a,p
144	Biden tri	96.	1.	80.	1.	48.	0.	a
205	Cardm pra	75.	0.	100.	0.	100.	1.	a
296	Ceras fon	4.	0.	40.	0.	36.	0.	a,p
584	Glyce flu	83.	1.	88.	1.	96.	1.	a
631	Holcu lan	67.	1.	92.	2.	84.	6.	a
673	Juncu art	83.	1.	80.	2.	92.	3.	a
675	Juncu buf	88.	3.	24.	1.	20.	1.	a,p
679	Juncu con	.		.		36.	3.	p
4362	Lepto -sp	4.	0.	.		.		p
756	Loliu per	33.	0.	28.	1.	72.	1.	p
844	Myoso pal	63.	0.	92.	0.	100.	2.	a
859	Nastu mic	4.	0.	.		44.	0.	p
947	Plant m-m	.		28.	0.	8.	0.	p
952	Poa ann	8.	0.	76.	1.	12.	1.	p
959	Poa tri	100.	15.	100.	32.	100.	42.	a
968	Polyn avi	83.	1.	48.	0.	24.	1.	a
972	Polyn hyd	100.	56.	100.	17.	80.	2.	a
977	Polyn per	25.	1.	4.	0.	.		p
1058	Ranun sce	100.	10.	100.	6.	96.	1.	a
1076	Rorip pal	42.	0.	40.	0.	.		p
1264	Tarax /pa	13.	0.	56.	0.	60.	0.	p

geherprofileerde kanten

Op de geherprofileerde kanten laten 25 soorten significante veranderingen zien. Voor 8 soorten betreft het een afname (tabel 9b). Dit zijn typerende soorten van pionier- en storingsomstandigheden (*Polygonum aviculare*, *P. hydropiper*, *Ranunculus sceleratus* en *Rorippa palustris*). Een viertal soorten neemt van het eerste op het tweede jaar toe, om in het derde jaar weer af te nemen (o.a. *Plantago major ssp major*, *Poa annua*). Dit zijn dus 'trage' pioniers; ze vestigen zich gedurende het eerste seizoen, komen in het tweede seizoen tot grotere wasdom, en worden vervolgens weer weggedrukt door de soorten die gedurende het onderzoek toenemen. Deze laatste groep omvat 13 soorten. Het zijn voornamelijk concurrentiekrachtige soorten zoals *Agrostis stolonifera* en *Holcus lanantus* en soorten die kunnen gedijen bij een vrij intensief beweidingsregime zoals *Myosotis palustris* en *Berula erecta*.

parallelle ontwikkeling geherprofileerde en niet-geherprofileerde kanten

Hoewel het aantal soorten dat significante veranderingen te zien geeft in de geherprofileerde kanten beduidend groter is dan in de niet-geherprofileerde kanten, is voor veel soorten de aard van de veranderingen hetzelfde (bijv. voor *Bidens tripartita*, *Glyceria fluitans*, *Poa annua* en *Polygonum hydropiper*; tabel 9a, b). Waar deze veranderingen in de niet-geherprofileerde kanten niet significant zijn, kan dat verband houden met het

kleinere aantal opnamen. De verschillen tussen geherprofileerde en niet-geherprofileerde kanten zijn dus kleiner dan op het eerste gezicht lijkt. De oorzaak van deze overeenkomstige ontwikkeling is niet helemaal duidelijk. De overgang van de mechanische sloothaak naar de minder rigoreus werkende maaikorf kan hierbij en rol spelen (zie ook hierboven). Ook kan het zijn dat vanwege het onderzoek de kanten door de boeren in het algemeen wat nauwkeuriger en omzichtiger zijn beheerd dan normaal het geval was.

Naast de overeenstemming in de veranderingen zijn er ook verschillen tussen de niet-geherprofileerde en geherprofileerde kanten, bijv. voor *Agrostis stolonifera*, *Holcus lanatus* en *Poa trivialis*. Deze soorten nemen alleen op de geherprofileerde taluds sterk toe. Deze toename geeft een beeld van de kolonisatie van het kale oppervlak.

Verschillen tussen de twee locaties

Bij de bovenstaande analyses op soortniveau zijn vanwege het geringe aantal herhalingen de opnamen van de twee percelen samen genomen. Zoals reeds gezegd, is daarmee een zekere hoeveelheid 'ruis' geïntroduceerd. Dat er op één perceel sprake is van grote verschillen die zijn gekoppeld aan het gebruik door de ondernemers, blijkt uit tabel 10.

Van de 111 aangetroffen soorten laten er 35 (32%) significante verschillen zien tussen Reeuwijk-a en Reeuwijk-b. Dit aantal is groter dan bij de vergelijking van de verschillende inrichtingsvormen is gevonden. Een groot deel van de verschillen lijkt teruggevoerd te kunnen worden op intensiteit en wijze van gebruik van het perceel. Reeuwijk-a wordt vrij zwaar bemest en de eerste snedes worden gemaaid. Reeuwijk-b wordt vrij licht bemest en wordt het grootste deel van het seizoen beweid (zie ook paragraaf 3.3, tabel 1).

Kenmerkend voor de hoge bemesting in combinatie met het maairegime (Reeuwijk-a) zijn onder meer *Elymus repens* en *Stellaria media* (op kaalgemaaide plekken), *Poa trivialis* (bemesting), *Sparganium erectum* (lange groeiperiode) en *Urtica dioica* (bemesting). Voor Reeuwijk-b zijn met name kenmerkend de soorten van een zware beweidingsdruk onder meer *Agrostis stolonifera* (vraatbestendig), *Bidens spp.* (vertrapping), *Polygonum hydropiper* (zware vertrapping). Daarnaast zijn er ook enkele soorten van minder voedselrijke omstandigheden, zoals *Hydrocotyle vulgaris*, *Triglochin palustris* en *Lysimachia thyrsiflora*, die hier overigens vooral op de geterrasseerde delen voorkwamen (zie tabel 4).

invloed oogstregime op structuur slootkantvegetatie

Op Reeuwijk-a werd een wisselweidebeheer aangehouden (3 à 4 snedes per jr), terwijl op Reeuwijk-b het seizoen werd begonnen met een lange weideperiode en in augustus een maaisnede volgde (2 à 3 snedes per jr). Omdat op deze loactie bij maaien de slootkantvegetatie minder grondig werd verwijderd dan bij beweiden, konden bij Reeuwijk-a ruigtevormende soorten als *Sparganium erectum*, *Glyceria maxima*, *Myosotis palustris* en *Scirpus maritimus* weelderiger uitgroeien dan bij Reeuwijk-b. In de kanten van het langdurig beweide land van Reeuwijk-b werden deze soorten kort afgevreten, wat resulteerde in een dominantie van het vraatbestendige *Agrostis stolonifera*. De beweiding had ook een aanzienlijke vertrapping van de kanten tot gevolg, met name van het hogere deel. Dit deel van de slootkanten bood een ideale kiem- en groeiplaats voor *Polygonum hydropiper*, die later in het seizoen aspectbepalend werd. Als gevolg van deze zware vertrapping werd bij het schonen van de sloten meer modder opgetrokken dan bij Reeuwijk-a. Dit modderige materiaal bood in het volgende seizoen weer een uitstekende

Tabel 10. Soorten met significante verschillen in abundantie (a) en/of presentie (p) tussen twee percelen (met verschillende gebruikers).

		perceel a						perceel b						
		1986		1987		1988		1986		1987		1988		
nr	Afkorting	N= 12 %pr	Gbd%	N= 12 %pr	Gbd%	N= 12 %pr	Gbd%	N= 12 %pr	Gbd%	N= 13 %pr	Gbd%	N= 13 %pr	Gbd%	
18	Agros sto	100.	5.	100.	6.	100.	7.	100.	16.	100.	41.	100.	47.	a
40	Alope gen	92.	2.	100.	7.	100.	1.	92.	1.	92.	4.	100.	1.	a
141	Biden cer	92.	0.	67.	0.	33.	0.	100.	4.	100.	1.	92.	1.	a
144	Biden tri	92.	0.	58.	0.	42.	0.	100.	2.	100.	1.	54.	0.	a
274	Catab aqu	.		8.	0.	.		25.	0.	38.	0.	8.	0.	p
2642	Cerad pur	8.	0.	8.	1.	8.	1.	8.	3.	31.	3.	31.	2.	a
446	Elymu rep	8.	3.	42.	8.	25.	1.	.		.		8.	0.	p
1642	Epilo tet	25.	0.	8.	0.	17.	0.	.		.		8.	0.	p
582	Glech hed	8.	0.	8.	0.	8.	0.	8.	0.	31.	0.	38.	0.	a
585	Glyce max	25.	1.	42.	1.	50.	1.	.		.		.		p
641	Hydrc vul	.		.		.		33.	1.	31.	0.	15.	0.	p
2802	Leptb pyr	17.	1.	33.	2.	.		33.	2.	77.	3.	31.	3.	a,p
780	Lycop eur	.		17.	0.	8.	0.	25.	0.	23.	0.	46.	0.	p
783	Lysim thy	8.	0.	8.	0.	8.	0.	58.	1.	54.	1.	77.	1.	p
844	Myoso pal	67.	0.	100.	1.	100.	3.	58.	0.	85.	0.	100.	2.	a
859	Nastu mic	8.	0.	.		50.	0.	.		.		38.	0.	a
869	Oenan fis	92.	2.	92.	2.	100.	6.	58.	0.	46.	0.	92.	1.	a
947	Plant m-m	.		58.	0.	17.	0.	.		.		.		p
958	Poa pra	.		.		.		33.	0.	23.	1.	15.	0.	p
959	Poa tri	100.	26.	100.	41.	100.	63.	100.	5.	100.	24.	100.	22.	a
972	Polyn hyd	100.	39.	100.	11.	67.	1.	100.	73.	100.	24.	92.	2.	a
1006	Poten ans	8.	0.	17.	0.	17.	0.	.		.		.		p
1056	Ranun rep	92.	6.	100.	20.	100.	14.	58.	1.	92.	0.	92.	2.	a
1058	Ranun sce	100.	12.	100.	9.	92.	1.	100.	8.	100.	3.	100.	1.	a
1076	Rorip pal	50.	1.	50.	0.	.		33.	0.	31.	0.	.		a
1093	Rumex ace	25.	0.	50.	0.	33.	0.	50.	0.	62.	0.	77.	1.	a
1099	Rumex hyd	58.	0.	58.	0.	42.	0.	17.	0.	15.	0.	31.	0.	p
1156	Scirp mar	17.	4.	17.	4.	8.	9.	42.	2.	38.	4.	46.	2.	p
1173	Scute gal	33.	0.	33.	0.	25.	0.	50.	2.	62.	0.	77.	1.	p
1533	Sparg e-e	100.	20.	100.	37.	100.	15.	100.	7.	100.	13.	100.	12.	a
1250	Stell med	83.	1.	100.	3.	67.	1.	42.	0.	62.	0.	69.	1.	a
1254	Stell pas	.		.		.		25.	0.	15.	0.	.		p
1247	Stell uli	100.	4.	100.	8.	83.	4.	67.	1.	100.	3.	92.	4.	a
1306	Trifo rep	67.	3.	92.	10.	92.	4.	67.	0.	46.	0.	69.	1.	a
1311	Trigl pal	17.	0.	8.	0.	8.	0.	50.	3.	38.	1.	31.	3.	a,p
1321	Urtic dio	17.	0.	50.	0.	50.	0.	.		.		.		p

uitgangpositie voor *Polygonum hydropiper*.

Overigens betekent het doorwerken van het perceelsbeheer op de slootkantvegetatie niet dat een gericht slootkantbeheer geen effect heeft zolang het perceelsbeheer niet verandert. Immers, bij intensieve beweiding kan door afrasteren vertrapping en kaalvraat van de kanten worden voorkomen.

Conclusies locatie Reeuwijk

De ontwikkeling na herprofilering is snel verlopen: na twee seizoenen was niet of nauwelijks meer te zien dat er herprofileringswerkzaamheden hadden plaatsgevonden. De differentiatie die zich tussen de inrichtings- en beheersvormen gedurende drie seizoenen heeft afgetekend is echter van beperkte omvang. Het effect van de inrichting is daarbij vooralsnog groter dan van het beheer. Op opnameniveau komt dit vooral in de ecologische-factorparameters tot uitdrukking en niet in de waarderingsparameters. De voor de inrichtings- en beheerscombinaties gevonden veranderingen en verschillen op soortniveau sluiten over het algemeen goed aan bij het ecologisch profiel van de soorten.

Wat de inrichting betreft, geven de **geterrasseerde taluds** (inclusief het overwegend natuurgericht beheer) een wat gunstiger perspectief voor natuurbehoud dan de **steile kanten** (met overwegend natuuronvriendelijk beheer).

De hierna te bespreken differentiatie door het beheer deed zich vooral gelden binnen de geterrasseerde taluds. Binnen de niet-geherprofileerde en steile kanten was de differentiatie kleiner.

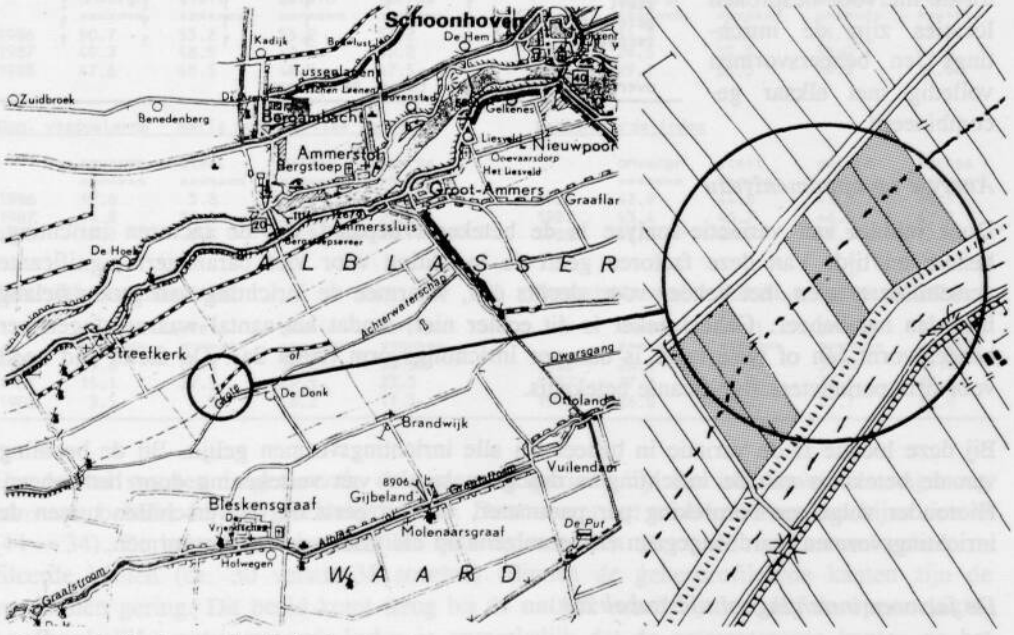
De invloed van **niet-meebemesten** komt vooral tot uitdrukking op de geterrasseerde taluds, in een wat lagere trofieniveau-indicatie en een groter oppervlak aan soorten van voedselarme tot matig voedselrijke omstandigheden. Van het **laat-maaien** van de kanten kon een aantal hoger opgroeiende soorten profiteren, zoals *Sparganium erectum* en op terrastaluds ook soorten als *Peucedanum palustre*, *Rumex hydrolapathum* en *Holcus lanatus*. Het **beweidingsregime** heeft voor beide geherprofileerde taludvormen betekenis. Het meebeweiden van de slootkanten leidde tot een hogere bedekking van met name *Agrostis stolonifera* en bij de terrastaluds ook *Berula erecta* en *Trifolium repens*. Voorts was er bij meebeweiden sprake van zware vertrapping, waarvan met name *Polygonum hydropiper* profiteerde. Bleef beweiding achterwege, dan breidden hoger opgroeiende soorten als *Sparganium erectum*, *Poa trivialis* en *Glyceria maxima* zich uit. Het **slootschoningsregime** heeft alleen bij terrastaluds enige invloed, die zich uit in een lichte verhoging van het trofieniveau en een iets groter aandeel van de storingssoorten. Een relevant neveneffect van depositie in de slootkanten is dat de uitgehaalde planten daar weer kunnen doorgroeien. Bij depositie elders lopen ze meer risico uit de slootkanten te verdwijnen. Het lijkt daarom van belang om bij schoning van sloten onderscheid te maken tussen de te verwijderen modder en de plantedelen. De modder, die verstikkend en eutrofiërend werkt, kan het beste over het perceel worden verspreid en de plantedelen kunnen in de slootkanten worden gedeponeerd, zodat de diasporen in het gunstige milieu blijven.

Omdat op deze locatie sprake was van twee percelen en twee gebruikers die het land op verschillende wijze gebruikten, kon ook het effect van de exploitatiewijze worden bepaald. Deze blijkt van groot belang te zijn. De daaraan toe te schrijven verschillen zijn groter dan die van de gevarieerde inrichtings- en beheersfactoren. In dit geval werd dat met name bepaald door het verschil in beweidingsintensiteit.

3.3.3 Resultaten locatie Donkse Laagten

Algemeen

De locatie Donkse Laagten (figuur 1) omvat vijf percelen die deel uitmaken van het gelijknamige SBB-reservaat, gelegen in het centrale deel van de Alblasserwaard, bij Brandwijk. Het reservaat (totale oppervlakte 160 ha) is in 1984 gesticht als onderdeel van een ruilverkaveling. De primaire beheersdoelstelling in het reservaat betreft de weidevogels (Anonymus, 1983). Daarnaast wordt plaatselijk ook botanisch gericht beheer uitgevoerd, met name ten aanzien van de zogenaamde uitstekken, waarvan de natuurwaarde plaatselijk zeer hoog is (zie ook paragraaf 3.4.3). Ook ten aanzien van de slootkanten wordt botanisch beheer gevoerd door bij het schonen het materiaal op één kant te deponeren. Het gebruik van de percelen is extensief, variërend van hooiland tot standweide, waarbij de bemesting maximaal twintig ton ruige stalmest per twee jaar bedraagt.



Figuur 1. Ligging van locatie Donkse Laagten.

Op de aangrenzende percelen van de onderzochte slootkanten werd graslandonderzoek uitgevoerd door het RIN (zie o.m. Slim & Van Os, 1990). Omdat er in de strook van de eerste vijf meter naast de slootkanten niet werd bemest, heeft het bemestingsregime van het experimentele slootkantonderzoek alleen op de slootkanten betrekking. Het gaat dus feitelijk niet om meebemesten maar om exclusief bemesten van de slootkanten. Op de bemeste kanten is een jaarlijkse gift van 150 kg N/ha (in de vorm van KalkAmmonSalpeter, 27% N) verstrekt. De eerste maaibeurt vond in de tweede helft van juni plaats, terwijl de late kanten zo'n twee weken later zijn gemaaid. Dit tijdsverschil is wat kleiner dan bij de andere locaties. Daar waar de kanten werden meebeweid is sprake van

nabeweiding vanaf begin juli met twee à drie pinken per ha. Het schonen van de sloten gebeurt met de maaikorf, waarbij een sloot in één werkgang wordt geschoond en het materiaal aan één zijde wordt gedeponeerd.

De soortenrijkdom van de slootkantvegetatie is ten opzichte van de veenweideslootkanten modaal te noemen. Het gemiddelde aantal soorten per opname bedroeg 34.4. In totaal zijn er 154 soorten aangetroffen.

Differentiatie bij verschillende inrichtings- en beheersvormen

In de locatie Donkse Laagten zijn vier inrichtingsvormen en zes beheersvormen onderzocht (tabel 1). In tegenstelling tot de hiervoor besproken locaties zijn de inrichtings- en beheersvormen volledig met elkaar gecombineerd.

Tabel 1. Verdeling van de opnamen over de verschilende inrichtings- en *beheersvormen in locatie Donkse Laagten.*

	WWNW	WNNW	NNWW	NWNN	NNWN	NNNN
niet-geherprof.	2	2	1	2	2	1
steil	1	1	1	1	1	1
geleidelijk	1	1	1	1	1	1
terras	1	1	1	1	1	1

over 1986,'87 en '88 in totaal 84 opnamen

Analyse op opnameniveau

Door middel van variantie-analyse is de betekenis bepaald van de factoren inrichting, beheer en tijd. Van deze factoren geeft de inrichting voor vier parameters significante verschillen te zien, het beheer voor slechts één, waarmee de inrichting van groter belang lijkt dan het beheer. Geheel zeker is dit echter niet, omdat het aantal waarnemingen per beheersvorm één of twee lager is dan per inrichtingsvorm (tabel 2a). De factor tijd heeft voor drie parameters significante betekenis.

Bij deze locatie is de variatie in beheer bij alle inrichtingsvormen gelijk. Bij de bepaling van de betekenis van de inrichting is dus geen sprake van vertekening door het beheer. Hieronder volgt een bespreking per parameter, waarbij eerst op de verschillen tussen de inrichtingsvormen wordt ingegaan en vervolgens op die tussen de beheersvormen.

De factoren inrichting en tijd (tabel 2b)

Het **trofieniveau** wordt in alle inrichtingssituaties lager. Deze verlaging is bij de geherprofileerde kanten wat sterker dan bij de niet-geherprofileerde kanten (5 versus 3), wat vooral samenhangt met de wat hogere indicatie in het eerste jaar (ca. 53 versus 51). Dit tijdelijk hogere niveau houdt verband met de vergravingsingreep. Bij de terrastaluds is de verlaging van de trofiegraad iets sterker dan bij de andere twee geherprofileerde taludvormen. Bij **het oppervlak voedselarme tot matig voedselrijke soorten** doen zich bij de geherprofileerde taluds vrij sterke veranderingen voor, die in het derde seizoen tot aanzienlijke verschillen leiden: bij het steile profiel is het aandeel het laagst (8%) en bij de geterrasseerde kanten het hoogst (30%). Bij de niet-geherprofileerde kanten ligt het stabiel rond de 15%. Overigens zijn de verschillen niet significant (grote spreiding). Het **oppervlak storingssoorten** laat over de hele linie een zeer sterke afname zien, niet alleen bij de geherprofileerde kanten, waar het aandeel in 1986 vanwege de vergraving groot is (ca. 60% → 7%), maar ook bij de niet-geherprofileerde kanten (ca. 20% → 3%).

Tabel 2a. Variantie-analyse van vegetatieparameters met als factoren inrichting, beheer en tijd. F-waarden en significanties zijn weergegeven. (n=84)

Parameter	inrichting	beheer	tijd
Trofieniveau-indicatie	6.39**	1.62	8.20**
Opp. voedselarm - matig voedselrijk	1.53	0.45	2.32
Opp. storingssoorten	7.85**	2.39	53.92***
Aantal soorten	5.19*	3.21*	0.60
Natuurwaarde-index	2.53	0.48	0.25
Opp.-onafhank. natuurw-index	19.38**	1.07	7.14**

* = P <0.05; ** = P <0.01; *** = P <0.001

Tabel 2b. De celgemiddelden voor de verschillende parameters voor de onderzochte inrichtingssituaties in de verschillende jaren. (zie ook tabel 2a)

Trofieniveau-indicatie

	onvergr	steil	geleid	terras
1986	50.7	53.2	53.2	53.2
1987	49.3	48.5	49.7	48.2
1988	47.6	48.5	48.5	47.5

Aantal soorten

	onvergr	steil	geleid	terras
1986	31.7	33.5	43.5	37.7
1987	29.3	35.3	38.0	36.0
1988	29.1	35.3	34.0	38.0

Opp. voedselarme - matig voedselrijke soorten

	onvergr	steil	geleid	terras
1986	17.6	5.8	7.7	7.8
1987	14.8	18.3	14.5	25.0
1988	15.0	8.3	15.3	30.0

Natuurwaarde-index

	onvergr	steil	geleid	terras
1986	42.9	44.8	47.3	46.5
1987	43.4	46.7	46.2	47.2
1988	43.0	45.5	45.5	45.7

Oppervlak storingssoorten

	onvergr	steil	geleid	terras
1986	19.6	68.5	58.5	53.2
1987	15.1	27.3	29.5	23.5
1988	3.5	4.5	6.2	11.5

Oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index

	onvergr	steil	geleid	terras
1986	26.8	30.5	31.0	31.0
1987	27.3	33.5	33.5	37.0
1988	26.0	28.0	31.7	34.0

Het **aantal soorten** is gedurende de onderzoeksperiode bij alle inrichtsvormen nagenoeg constant, behalve bij het geleidelijke talud. Daar neemt het aantal soorten met bijna tien af (44 → 34). De belangrijkste verschillen manifesteren zich tussen de niet- en wel-geherprofileerde kanten (ca. 30 versus 36 soorten). Binnen de geherprofileerde kanten zijn de verschillen gering. Dit beeld komt terug bij de **natuurwaarde-index**. Bij de **oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index** is opmerkelijk dat de geterrasseerde kanten na het eerste jaar wat hoger scoren dan de overige inrichtingsvormen (tot 8 punten verschil). Opvallend is ook dat voor alle waarderingsparameters geldt dat de geherprofileerde kanten van het begin af aan een hogere waarde hebben dan de niet-geherprofileerde kanten. Het is daarmee eerder de vraag of de geherprofileerde kanten hun waarde kunnen behouden dan of een hogere waarde op den duur kan worden gerealiseerd.

De factoren beheer en tijd (tabel 2c)

Hoewel voor de **trofieniveau-indicatie** de verschillen tussen de beheersvormen niet significant zijn, is een tentatieve interpretatie van de verschillen wel mogelijk. Wanneer wordt bemest en/of schoningsmateriaal op de kant wordt gedeponeerd, is de afname van het trofieniveau kleiner (-3.5) dan wanneer niet wordt bemest of schoningsmateriaal wordt gedeponeerd (-5.3). Het oppervlak dat de **voedselarme tot matig voedselrijke soorten** in-

nemen laat bij drie beheersvormen een toename zien (NNWW, NWNN en NNWN). Deze toename lijkt vooral bepaald door de beginsituatie, waarin het aandeel al of niet toevallig gering is. Gedurende het onderzoek worden de verschillen kleiner. Een duidelijk verband met een van de beheersfactoren kan niet worden gelegd. Het **oppervlak storingssoorten** neemt bij alle beheersvormen drastisch af. Ook op dit punt is er geen duidelijke koppeling met een van de beheersfactoren.

Tabel 2c. De celgemiddelden van de verschillende parameters voor de onderzochte beheerssituaties in de verschillende jaren.

Trofieniveau-indicatie

	WWNW	WNNW	NNWW	NWNN	NNWN	NNNN
1986	53.4	50.4	54.2	51.2	54.0	51.2
1987	51.0	48.4	50.0	47.2	48.2	49.4
1988	52.0	46.2	49.2	46.8	46.8	46.8

Oppervlak voedselarme - matig voedselrijke soorten

	WWNW	WNNW	NNWW	NWNN	NNWN	NNNN
1986	16.8	13.4	5.0	9.8	3.8	13.8
1987	22.4	23.4	14.2	17.8	7.0	17.8
1988	13.4	17.8	16.2	19.2	23.0	13.4

Oppervlak storingssoorten

	WWNW	WNNW	NNWW	NWNN	NNWN	NNNN
1986	37.8	32.8	62.2	41.2	60.0	45.8
1987	19.6	16.8	30.5	6.0	26.8	38.8
1988	10.0	2.8	5.2	1.8	6.5	9.6

Aantal soorten

	WWNW	WNNW	NNWW	NWNN	NNWN	NNNN
1986	43.4	34.6	32.7	30.8	38.0	35.6
1987	41.0	35.8	33.5	30.2	31.8	30.6
1988	37.4	30.0	32.2	31.8	38.8	31.0

Natuurwaarde-index

	WWNW	WNNW	NNWW	NWNN	NNWN	NNNN
1986	47.6	43.4	43.0	44.0	47.5	44.8
1987	46.6	43.8	46.8	45.2	46.2	44.8
1988	43.6	43.4	45.5	45.0	45.5	45.2

Oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index

	WWNW	WNNW	NNWW	NWNN	NNWN	NNNN
1986	30.6	29.0	28.0	29.6	29.5	29.4
1987	33.4	30.0	32.2	30.8	32.8	33.2
1988	27.0	28.0	28.5	29.6	33.2	30.4

Het **aantal soorten** van de verschillende beheersvormen verschilt weliswaar significant, maar een eenduidige interpretatie is moeilijk te geven. Zo is het aantal soorten bij het natuuronvriendelijk veronderstelde WWNW-beheer groter dan bij het natuurgerichte NNNN-beheer, en treedt bij beide beheersvormen een aanzienlijke achteruitgang op (WWNW: 43 → 37 soorten; NNNN: 36 → 31 soorten). Bij vroeg-meemaaien (NWNN) en meebeweiden (NNWN) is de achteruitgang geringer. Voor de **natuurwaarde-index** en de **oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index** laat het beeld zich beter interpreteren. Bij bemesting en depositie van schoningsmateriaal (WWNW, WNNW) gaan de scores achteruit (of blijven constant), terwijl bij de andere beheersvormen de scores stijgen (of constant blijven).

Analyse op soortniveau

Verschillen tussen de inrichtingsvormen (alle beheersvormen samen)

Wanneer de gegevens van de gehele onderzoeksperiode samen worden bekeken, geven 26 soorten (van de 153 aangetroffen soorten) significante verschillen te zien in presentie en/of bedekking tussen de vier inrichtingsvormen (tabel 3). De verschillen betreffen voorname-

lijk de niet-geherprofileerde kanten tegenover de geherprofileerde kanten (in totaal 18 soorten).
De soorten die op de niet-geherprofileerde kanten beter zijn vertegenwoordigd zijn voor een groot deel soorten van matig voedselrijke, normaal vochtige omstandigheden en van een niet-intensief maai- of beweidingsregime, kortom voor hooiland typerende soorten (*Alopecurus pratensis*, *Anthoxanthum odoratum*, *Lythrum salicaria*, *Poa pratensis*). Echte slootkantsoorten (vochtig-dras) die hier goed vertegenwoordigd zijn, zijn *Glyceria maxima* en *Phalaris arundinacea*. Ook deze zijn typerend voor een niet-intensief maairegime, zoals dat van hooilanden. Soorten die karakteristiek zijn voor open en vochtig-drasse omstandigheden (*Juncus spp*, *Myosotis palustris*, *Sagina procumbens*), zijn op de niet-geherprofileerde kanten juist minder vertegenwoordigd.

Binnen de geherprofileerde kanten zijn de verschillen beperkt. Van soorten met voorkeur voor het steile talud is geen sprake. Er zijn wel twee soorten die hier juist minder voorkomen: *Cardamine pratensis* en *Polygonum amphibium*. Doordat het talud steil is en de zode op het intact gebleven deel gesloten is, vestigt *C. pratensis* zich minder gemakkelijk. *P. amphibium* gedijt in dit reservaat met name in de landgroeivorm en komt juist naast de slootkant (op de perceelsrand) tot sterke wasdom, waarschijnlijk groeiend vanuit het gedeponeerde schoningsmateriaal. Het natte deel van de slootkant is dus relatief zwak ontwikkeld.

Op de geleidelijke taluds komen twee soorten met significant grotere abundantie voor, wat voor beide soorten vooral bepaald is door het tweede onderzoeksjaar. Het betreft *Ranunculus repens*, die uitstekend in staat bleek om het geherprofileerde deel vanuit het perceel te koloniseren en *Stellaria uliginosa*, die vanuit zaad zich in het open en vochtige talud wist te vestigen.

De drie soorten met voorkeur voor de geterrasseerde kanten zijn karakteristiek voor vochtig-drasse omstandigheden. Van deze drie treedt *Catabrosa aquatica* op als pionier. Deze kon zich op het drassige terras gemakkelijk vestigen en uitgroeien. In de latere jaren werd hij teruggedrongen door soorten als *Agrostis stolonifera* en *Holcus lanatus* en kon zich alleen in de uiterste rand handhaven. *Juncus effusus* (en *J. conglomeratus*) was voor de geterrasseerde taluds het meest kenmerkend. Deze stond verspreid over de hele breedte van het talud en werd door zijn opgaande groeiwijze niet door *A. stolonifera* of *H. lanatus* verdrongen. *Ranunculus flammula* tenslotte stond ook verspreid over de gehele breedte van het terras. De abundantie van deze soort was in het tweede jaar het grootst en nam daarna af vanwege verdringing door de al eerder genoemde soorten. De toename van *Holcus lanatus* was in de terrastaluds overigens beduidend lager dan bij de andere inrichtingsvormen.

Tabel 3. Soorten met significante verschillen in abundantie (a) en/of presentie (p) tussen verschillende inrichtingsvormen.

		niet geherprofileerd						steil talud						geleidelijk						terras talud						
		1986		1987		1988		1986		1987		1988		1986		1987		1988		1986		1987		1988		
nr	Afkorting	N= 10 %pr	Gbd%	N= 10 %pr	Gbd%	N= 10 %pr	Gbd%	N= 6 %pr	Gbd%	N= 6 %pr	Gbd%	N= 6 %pr	Gbd%	N= 6 %pr	Gbd%	N= 6 %pr	Gbd%	N= 6 %pr	Gbd%	N= 6 %pr	Gbd%	N= 6 %pr	Gbd%	N= 6 %pr	Gbd%	
42	Alope pra	80.	10.	70.	7.	50.	4.	33.	1.	17.	1.	67.	0.	67.	0.	50.	0.	50.	1.	17.	0.	50.	1.	17.	0.	a
66	Antho odo	90.	4.	90.	2.	90.	1.	33.	0.	83.	3.	67.	1.	50.	1.	50.	1.	33.	0.	17.	0.	33.	0.	17.	0.	a,p
205	Cardm pra	70.	1.	60.	0.	70.	0.	17.	0.	33.	0.	33.	0.	17.	0.	33.	0.	83.	0.	17.	0.	17.	0.	67.	0.	a
211	Carex acu	70.	1.	70.	2.	70.	0.	17.	0.	17.	1.	50.	0.	33.	0.	33.	0.	17.	0.	17.	0.	33.	0.	33.	0.	a,p
274	Catab aqu	.		10.	1.	.		67.	0.	50.	0.	.		83.	0.	83.	0.	17.	0.	83.	1.	83.	0.	33.	0.	p
520	Festu r-c	40.	4.	50.	6.	30.	8.	.		.		17.	3.	.		.		.		.		.		.		p
585	Glyce max	100.	12.	100.	8.	100.	3.	50.	0.	67.	0.	83.	0.	50.	0.	83.	0.	100.	0.	67.	0.	100.	0.	100.	3.	a
631	Holcu lan	100.	6.	100.	9.	100.	33.	100.	1.	100.	8.	100.	36.	100.	7.	100.	13.	100.	31.	100.	1.	100.	4.	100.	13.	a
673	Juncu art	40.	0.	40.	0.	60.	1.	100.	3.	100.	16.	100.	1.	100.	6.	100.	19.	100.	2.	100.	14.	100.	25.	100.	3.	a
675	Juncu buf	30.	0.	.		.		83.	2.	50.	3.	17.	0.	83.	3.	50.	4.	.		100.	1.	50.	8.	33.	0.	p
679	Juncu con	10.	0.	40.	1.	60.	0.	.		100.	16.	100.	1.	.		100.	8.	100.	5.	.		100.	23.	100.	11.	a
680	Juncu eff	90.	7.	50.	10.	70.	2.	33.	9.	67.	1.	67.	5.	67.	7.	100.	5.	100.	3.	100.	5.	100.	9.	100.	12.	a
785	Lythr sal	60.	0.	60.	0.	70.	0.	.		50.	0.	33.	0.	.		.		33.	0.	17.	0.	17.	0.	33.	0.	a,p
844	Myoso pal	20.	0.	50.	2.	20.	1.	67.	0.	83.	0.	100.	0.	100.	0.	100.	1.	100.	0.	67.	0.	67.	5.	83.	2.	p
930	Phala aru	100.	15.	90.	23.	90.	10.	50.	0.	83.	1.	100.	2.	100.	0.	50.	1.	83.	0.	50.	0.	50.	0.	83.	0.	a
952	Poa ann	.		10.	1.	.		33.	1.	33.	1.	.		67.	0.	50.	1.	.		50.	0.	50.	1.	.		p
958	Poa pra	60.	1.	50.	1.	40.	1.	.		17.	0.	33.	0.	.		.		.		.		.		50.	0.	a,p
967	Polyn amp	90.	2.	80.	1.	90.	1.	83.	4.	100.	3.	83.	2.	67.	7.	67.	9.	67.	3.	83.	7.	67.	5.	83.	0.	a
977	Polyn per	.		10.	0.	.		33.	4.	17.	0.	.		83.	6.	33.	0.	.		67.	5.	17.	1.	.		p
1048	Ranun fla	60.	0.	70.	0.	80.	0.	83.	0.	100.	2.	100.	0.	100.	1.	100.	2.	100.	1.	100.	0.	100.	7.	100.	1.	a
1056	Ranun rep	100.	9.	100.	11.	100.	2.	100.	2.	100.	20.	100.	2.	83.	9.	100.	26.	100.	6.	100.	2.	100.	10.	100.	3.	a
1112	Sagin pro	30.	1.	20.	1.	20.	0.	83.	2.	67.	2.	67.	1.	100.	1.	83.	3.	83.	2.	83.	1.	67.	1.	83.	2.	p
1173	Scute gal	50.	2.	50.	0.	40.	0.	.		33.	0.	50.	0.	.		17.	0.	17.	0.	.		.		17.	0.	p
1247	Stell uli	20.	0.	10.	1.	20.	0.	33.	1.	33.	0.	.		83.	0.	83.	0.	33.	0.	50.	1.	67.	0.	.		p
1259	Symph off	10.	0.	10.	0.	10.	0.	17.	0.	33.	0.	50.	0.	33.	0.	17.	0.	17.	0.	33.	0.	33.	0.	50.	0.	a
1306	Trifo rep	10.	0.	20.	0.	20.	0.	83.	0.	67.	0.	33.	0.	67.	0.	83.	0.	100.	0.	83.	0.	67.	0.	83.	0.	p

verschillen tussen niet- en wel-geherprofileerde taluds

Hierboven is gebleken dat de grootste verschillen zich voordoen tussen de niet-geherprofileerde kanten enerzijds en geherprofileerde kanten anderzijds. In een afzonderlijke analyse is het verschil tussen deze twee categorieën nader bepaald. Voor 53 van de 154 soorten (35%) worden significante verschillen gevonden (tabel 4): 25 met voorkeur voor de niet-geherprofileerde kanten en 29 met voorkeur voor de geherprofileerde kanten. Voor het grootste deel van deze soorten kunnen deze verschillen in verband worden gebracht met de herprofileringsingreep. Zo gedroeg *Alisma plantago-aquatica* zich als een pionier. In het eerste jaar kiemden er vrij veel exemplaren op de geherprofileerde kanten, met name op de terrastaluds. Hetzelfde geldt ook voor *Bidens cernua, Capsella bursa-pastoris, Glyceria fluitans, Lychnis flos-cuculi, Polygonum spp.* en vele andere. Op de niet-geherprofileerde kanten waren soorten die op het drogere deel van het talud staan beter vertegenwoordigd (o.a. *Anthoxanthum odoratum, Festuca rubra* en *Lythrum salicaria*) en soorten die zich voornamelijk vegetatief vermeerderen en die dit wat minder snel doen dan de 'echte' pioniers (o.a. *Carex spp., Glyceria maxima, Phalaris arundinacea, Poa pratensis*).

Tabel 4. Soorten met significante verschillen tussen niet - en wel geherprofileerde kanten in abundantie (a) en/of presentie (b).

		niet geh.		wel geh.		
		N= 30		N= 54		
nr	Afkorting	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%	
18	Agros sto	100.	24.	98.	14.	a
28	Alism pla	27.	0.	57.	1.	p
40	Alope gen	7.	1.	28.	0.	p
42	Alope pra	67.	8.	41.	0.	a
66	Antho odo	90.	2.	43.	1.	a,p
135	Belli per	.		15.	0.	p
141	Biden cer	60.	2.	94.	9.	a
2567	Bract rut	10.	1.	13.	1.	a
200	Capse bur	3.	0.	26.	0.	p
205	Cardm pra	67.	0.	35.	0.	p
211	Carex acu	70.	1.	28.	0.	a,p
244	Carex nig	17.	1.	2.	0.	p
274	Catab aqu	3.	1.	56.	0.	p
2667	Dclla het	27.	2.	7.	1.	p
446	Elymu rep	7.	0.	28.	0.	p
451	Epilo hir	7.	0.	13.	0.	a
1642	Epilo tet	7.	1.	13.	0.	a
462	Equis arv	17.	0.	17.	0.	a
520	Festu r-c	40.	6.	2.	3.	p
582	Glech hed	67.	1.	50.	0.	a
584	Glyce flu	57.	2.	100.	3.	p
585	Glyce max	100.	8.	78.	1.	a
631	Holcu lan	100.	16.	100.	13.	a
673	Juncu art	47.	1.	100.	10.	a,p
675	Juncu buf	10.	0.	52.	3.	p
679	Juncu con	37.	0.	67.	11.	a
680	Juncu eff	70.	6.	81.	6.	a
756	Loliu per	17.	1.	4.	0.	p
772	Lychn flo	47.	0.	96.	1.	p
780	Lycop eur	37.	1.	33.	0.	a
785	Lythr sal	63.	0.	20.	0.	a,p
795	Matri mar	.		19.	0.	p
844	Myoso pal	30.	1.	85.	1.	p
868	Oenan aqu	37.	2.	78.	1.	p
930	Phala aru	93.	16.	72.	1.	a
932	Phleu p-p	13.	3.	11.	0.	a
2872	Physm pyr	17.	1.	43.	2.	p
952	Poa ann	3.	1.	31.	1.	p
958	Poa pra	50.	1.	11.	0.	a,p
967	Polyn amp	87.	2.	78.	4.	a
968	Polyn avi	7.	0.	37.	1.	p
973	Polyn lap	.		15.	2.	p
975	Polyn min	13.	1.	43.	1.	p
977	Polyn per	3.	0.	28.	4.	p
1048	Ranun fla	70.	0.	98.	2.	a
1056	Ranun rep	100.	8.	98.	9.	a
1076	Rorip pal	.		17.	1.	p
1093	Rumex ace	100.	4.	98.	2.	a
1112	Sagin pro	23.	1.	80.	2.	p
1173	Scute gal	47.	1.	15.	0.	p
1247	Stell uli	17.	0.	43.	0.	p
1259	Symph off	10.	0.	31.	0.	a
1306	Trifo rep	17.	0.	74.	0.	p

Verschillen tussen beheersvormen (alle inrichtingsvormen samen)

Wanneer de gegevens van de gehele onderzoeksperiode in de analyse worden betrokken, worden voor 19 soorten (plm. 13 % van het totaal) significante verschillen (in presentie en/of abundantie) gevonden tussen de onderzochte beheersvormen (tabel 5).

Tabel 5. Soorten met significante verschillen in abundantie (a) en/of presentie (p) tussen verschillende beheersvormen. (alle inrichtingsvormen)

	beheer WWNW						beheer WNNW						beheer NNWW						
	1986		1987		1988		1986		1987		1988		1986		1987		1988		=.
nr Afkorting	N= 5 %pr	Gbd%	N= 5 %pr	Gbd%	N= 5 %pr	Gbd%	N= 5 %pr	Gbd%	N= 5 %pr	Gbd%	N= 5 %pr	Gbd%	N= 4 %pr	Gbd%	N= 4 %pr	Gbd%	N= 4 %pr	Gbd%	=.
18 Agros sto	100.	5.	100.	17.	100.	29.	100.	13.	100.	24.	100.	47.	75.	8.	100.	28.	100.	58.	a
28 Alism pla	80.	0.	100.	0.	60.	0.	60.	6.	20.	19.	80.	0.	25.	0.	25.	0.	50.	0.	p
38 Alope aeq	.		40.	1.	20.	1.	.		.	0.	.		.		100.	1.	75.	0.	p
121 Atrip pro	80.	5.	80.	5.	80.	3.	20.	0.	20.	0.	.		.		.		.		a
141 Biden cer	80.	1.	80.	7.	80.	0.	80.	7.	60.	15.	40.	0.	75.	1.	100.	30.	100.	1.	a
144 Biden tri	100.	1.	100.	0.	40.	0.	100.	3.	80.	5.	.		75.	0.	75.	1.	100.	0.	a
296 Ceras fon	80.	1.	80.	5.	80.	1.	40.	0.	.		.		.		25.	0.	.		a
462 Equis arv	.		.		.		.		60.	0.	80.	0.	.		.		25.	0.	a
2376 Galiu pal	.		20.	0.	20.	0.	.		40.	0.	40.	0.	50.	0.	75.	1.	75.	2.	p
585 Glyce max	60.	6.	80.	1.	100.	4.	60.	7.	100.	4.	100.	1.	50.	0.	100.	0.	100.	0.	a
785 Lythr sal	20.	0.	40.	0.	40.	0.	40.	0.	60.	0.	80.	0.	.		25.	0.	.		p
842 Myoso dis	80.	0.	40.	0.	.		20.	0.	.		.		.		.		.		p
844 Myoso pal	60.	0.	80.	2.	60.	0.	60.	0.	80.	0.	60.	0.	25.	0.	50.	0.	50.	0.	a
868 Oenan aqu	60.	0.	60.	0.	60.	0.	100.	0.	60.	0.	.		100.	4.	100.	3.	75.	0.	a
967 Polyn amp	40.	0.	40.	0.	40.	0.	100.	1.	80.	5.	100.	0.	100.	14.	100.	9.	100.	5.	a
1056 Ranun rep	100.	20.	100.	27.	100.	1.	100.	2.	100.	4.	100.	0.	75.	0.	100.	14.	100.	4.	a
1093 Rumex ace	100.	1.	100.	2.	100.	1.	100.	2.	100.	6.	100.	0.	100.	3.	100.	4.	100.	0.	a
1259 Symph off	.		.		.		40.	0.	.		40.	0.	25.	0.	75.	0.	50.	0.	p
1306 Trifo rep	80.	0.	60.	0.	60.	0.	60.	0.	60.	0.	40.	0.	75.	0.	75.	0.	50.	0.	a

(vervolg tabel 5)

	beheer NWNN						beheer NNWN						beheer NNNN						
	1986		1987		1988		1986		1987		1988		1986		1987		1988		
nr Afkorting	N= 5 %pr	Gbd%	N= 5 %pr	Gbd%	N= 5 %pr	Gbd%	N= 4 %pr	Gbd%	N= 4 %pr	Gbd%	N= 4 %pr	Gbd%	N= 5 %pr	Gbd%	N= 5 %pr	Gbd%	N= 5 %pr	Gbd%	
18 Agros sto	100.	13.	100.	17.	100.	30.	100.	6.	100.	6.	100.	7.	100.	3.	100.	8.	100.	4.	a
28 Alism pla	.		20.	0.	.		50.	0.	75.	0.	100.	0.	40.	0.	20.	0.	40.	0.	p
38 Alope aeq	.		.		.		.		75.	1.	.		.		20.	1.	20.	0.	p
121 Atrip pro	20.	0.	.		.		100.	0.	.		.		60.	0.	.		.		a
141 Biden cer	80.	5.	80.	3.	100.	0.	100.	9.	100.	28.	100.	3.	80.	0.	80.	21.	80.	0.	a
144 Biden tri	100.	2.	80.	0.	60.	0.	100.	1.	100.	0.	75.	0.	100.	4.	100.	18.	20.	0.	a
296 Ceras fon	40.	0.	20.	0.	60.	0.	50.	0.	100.	0.	75.	0.	60.	0.	40.	0.	40.	1.	a
462 Equis arv	.		.		.		.		25.	0.	50.	0.	20.	0.	20.	1.	20.	0.	a
2376 Galiu pal	100.	1.	100.	3.	100.	4.	.		25.	0.	75.	0.	60.	0.	80.	0.	80.	3.	p
584 Glyce flu	80.	7.	80.	8.	80.	2.	100.	2.	100.	8.	100.	2.	80.	1.	60.	1.	80.	1.	a
785 Lythr sal	40.	0.	60.	0.	80.	0.	.		.		.		40.	1.	20.	0.	60.	0.	p
842 Myoso dis	.		.		.		75.	0.	25.	0.	.		20.	0.	20.	0.	.		p
844 Myoso pal	60.	0.	80.	0.	60.	0.	75.	0.	100.	5.	100.	3.	60.	0.	40.	0.	80.	0.	a
868 Oenan aqu	60.	0.	60.	0.	20.	0.	100.	1.	100.	5.	100.	0.	80.	0.	40.	0.	.		a
967 Polyn amp	100.	2.	100.	0.	100.	0.	100.	9.	100.	7.	100.	3.	60.	0.	60.	0.	60.	0.	a
1056 Ranun rep	100.	1.	100.	13.	100.	4.	100.	5.	100.	27.	100.	9.	100.	4.	100.	13.	100.	2.	a
1093 Rumex ace	100.	1.	100.	2.	100.	1.	100.	2.	75.	0.	100.	0.	100.	10.	100.	9.	100.	4.	a
1259 Symph off	.		.		.		.		.		25.	0.	60.	0.	60.	0.	60.	0.	p
1306 Trifo rep	60.	0.	20.	0.	40.	0.	25.	0.	100.	1.	100.	0.	20.	0.	20.	0.	40.	0.	a

Meebemesten en/of depositie van schoningsmateriaal heeft een spectaculair effect op *Agrostis stolonifera*. Wanneer de kanten worden bemest of wanneer slootschoningsmateriaal wordt gedeponeerd, neemt deze soort sterk tot zeer sterk toe (tot een gemiddelde abundantie van bijna 60% bij NNWW-beheer). Zonder bemesting en depositie van schoningsmateriaal blijft de abundantie beneden de 10%. Het al of niet meebeweiden heeft op een aantal soorten effect. Meebeweiding komt ten goede aan soorten als *Glyceria fluitans*, *Myosotis palustris*, *Oenanthe aquatica*, *Polygonum amphibium* en *Ranunculus repens*. Dit zijn alle soorten die goed bestand zijn tegen vertrapping en vraat en in staat zijn om opengetrapte plekken snel te benutten. Op *Lythrum salicaria* heeft meebeweiden een negatief effect. De maaidatum, tenslotte, heeft maar een beperkte betekenis, wat wellicht samenhangt met de relatief late eerste snede (eind juni). Het volledig natuurgericht veronderstelde beheer komt alleen ten goede aan *Rumex acetosa* en *Symphytum*

officinale. Ook *Bidens tripartita* heeft hier een significant hogere abundantie; dit heeft overigens vrijwel geheel betrekking op het tweede onderzoeksjaar.

verschillen tussen de beheersvormen binnen niet-geherprofileerde kanten

Binnen de niet-geherprofileerde kanten worden voor 7 (van de in totaal 114 aangetroffen) soorten significante verschillen in presentie en/of abundantie gevonden (tabel 6). Het hierboven beschreven effect van meebemesten en/of depositie van slootschoningsmateriaal op *Agrostis stolonifera* treedt hier ook op. Voor de overige soorten waarvoor significante verschillen worden gevonden 'ondermijnt' de ontwikkeling in de tijd de relatie met het gevoerde beheer. Voor deze soorten (*Alopecurus pratensis* en *Rumex acetosa* bij NNNN-beheer, *Juncus effusus* bij WNNW-beheer) neemt de abundantie af in plaats van toe. Er is daarmee eerder sprake van een nivellering tussen de beheersvormen dan van een differentiatie. De oorzaak van deze nivellering is onduidelijk. Mogelijk was het beheer tijdens het onderzoek heel anders dan daarvoor het geval was (bijv. nauwkeuriger maairegime), of waren er veranderingen die samenhangen met het feit dat het beheer sinds de reservaatvorming (één beheerder) eenduidiger is dan daarvoor, toen de verschillende percelen bij meerdere ondernemers in gebruik waren.

Tabel 6. Soorten met significante verschillen in abundantie (a) en/of presentie (p) tussen verschillende beheersvormen, binnen niet-geherprofileerde kanten.

		beheer WWNW						beheer WNNW						beheer NNWW					
		1986		1987		1988		1986		1987		1988		1986		1987		1988	
nr	Afkorting	N= 2 %pr	Gbd%	N= 2 %pr	Gbd%	N= 2 %pr	Gbd%	N= 2 %pr	Gbd%	N= 2 %pr	Gbd%	N= 2 %pr	Gbd%	N= 1 %pr	Gbd%	N= 1 %pr	Gbd%	N= 1 %pr	Gbd%	
18	Agros sto	100.	11.	100.	36.	100.	14.	100.	28.	100.	28.	100.	38.	100.	19.	100.	63.	100.	88.	a
42	Alope pra	100.	3.	100.	5.	50.	9.	100.	6.	100.	1.	50.	1.	100.	0.	.		100.	0.	a
520	Festu r-c	50.	3.	50.	9.	50.	3.	50.	3.	100.	2.	50.	3.	.		.		.		a
585	Glyce max	100.	9.	100.	2.	100.	0.	100.	11.	100.	10.	100.	2.	100.	0.	100.	0.	100.	0.	a
680	Juncu eff	100.	10.	100.	2.	100.	1.	100.	20.	100.	23.	100.	5.	100.	0.	.		.		a
967	Polyn amp	50.	0.	50.	0.	50.	0.	100.	1.	50.	0.	100.	0.	100.	19.	100.	9.	100.	9.	a
1093	Rumex ace	100.	1.	100.	1.	100.	0.	100.	5.	100.	5.	100.	0.	100.	9.	100.	9.	100.	0.	a

		beheer NWNN						beheer NNWN						beheer NNNN					
		1986		1987		1988		1986		1987		1988		1986		1987		1988	
nr	Afkorting	N= 2 %pr	Gbd%	N= 2 %pr	Gbd%	N= 2 %pr	Gbd%	N= 1 %pr	Gbd%	N= 1 %pr	Gbd%	N= 1 %pr	Gbd%	N= 2 %pr	Gbd%	N= 2 %pr	Gbd%	N= 2 %pr	Gbd%	
18	Agros sto	100.	33.	100.	33.	100.	33.	100.	19.	100.	9.	100.	9.	100.	6.	100.	3.	100.	3.	a
42	Alope pra	50.	0.	50.	1.	50.	3.	100.	0.	100.	1.	.		50.	63.	50.	38.	50.	9.	a
520	Festu r-c	50.	9.	50.	19.	50.	19.	.		.		.		50.	1.	50.	1.	.		a
585	Glyce max	100.	28.	100.	20.	100.	10.	100.	19.	100.	19.	100.	9.	100.	1.	100.	0.	100.	0.	a
680	Juncu eff	100.	1.	50.	0.	50.	1.	100.	0.	.		100.	0.	50.	0.	.		50.	0.	a
967	Polyn amp	100.	0.	100.	0.	100.	0.	100.	0.	100.	0.	100.	0.	100.	0.	100.	0.	100.	0.	a
1093	Rumex ace	100.	2.	100.	1.	100.	1.	100.	9.	100.	0.	100.	1.	100.	23.	100.	14.	100.	1.	a

verschillen tussen de beheersvormen binnen de geherprofileerde kanten

Binnen de geherprofileerde kanten worden voor 14 (van de 133 aangetroffen) soorten significante verschillen in presentie en/of abundantie gevonden (tabel 7). Voor het overgrote deel betreft het dezelfde soorten als bij de analyse met het gehele materiaal. Verder is de toename van *Glyceria maxima* en *Rorippa amphibia* bij WWNW-beheer opvallend. Waarschijnlijk is de combinatie van wel-bemesten en laat-maaien hier van belang. De onverwachte voorkeur van *Stellaria media* voor deze beheersvorm geldt alleen in het eerste onderzoeksjaar, de pionierfase. Daarna neemt de abundantie zeer sterk af.

Tabel 7. Soorten met significante verschillen in abundantie (a) en/of presentie (p) tussen verschillende beheersvormen binnen geherprofileerde kanten.

		beheer WWNW						beheer WNNW						beheer NNWW						
		1986		1987		1988		1986		1987		1988		1986		1987		1988		
nr	Afkorting	N= %pr	3 Gbd%	N= %pr	3 Gbd%	N= %pr	3 Gbd%	N= %pr	3 Gbd%	N= %pr	3 Gbd%	N= %pr	3 Gbd%	N= %pr	3 Gbd%	N= %pr	3 Gbd%	N= %pr	3 Gbd%	
121	Atrip pro	100.	6.	100.	6.	100.	3.	33.	0.	33.	0.	.		.		.		.		a
144	Biden tri	100.	0.	100.	0.	67.	0.	100.	4.	100.	7.	.		67.	0.	67.	1.	100.	0.	a
211	Carex acu	67.	0.	67.	0.	33.	0.	33.	0.	100.	0.	67.	0.	33.	0.	.		.		p
296	Ceras fon	100.	1.	100.	3.	100.	1.	67.	0.	.		.		.		33.	0.	.		a
462	Equis arv	.		.		.		.		67.	0.	100.	0.	.		.		33.	0.	a
2376	Galiu pal	.		.		33.	0.	.		67.	0.	33.	0.	67.	0.	100.	1.	100.	2.	p
584	Glyce flu	100.	1.	100.	1.	100.	2.	100.	1.	100.	1.	100.	1.	100.	1.	100.	2.	100.	2.	a
585	Glyce max	33.	0.	67.	0.	100.	6.	33.	0.	100.	0.	100.	0.	33.	0.	100.	0.	100.	0.	a
844	Myoso pal	100.	0.	100.	0.	100.	0.	67.	0.	100.	0.	100.	0.	33.	0.	67.	0.	67.	0.	a
967	Polyn amp	33.	0.	33.	0.	33.	0.	100.	1.	100.	6.	100.	1.	100.	12.	100.	9.	100.	4.	a
1074	Rorip amp	100.	0.	100.	3.	100.	3.	100.	0.	100.	3.	100.	0.	100.	0.	100.	3.	100.	0.	a
1250	Stell med	100.	26.	100.	1.	100.	1.	67.	1.	.		.		100.	1.	67.	0.	67.	0.	a
1259	Symph off	.		.		.		67.	0.	.		67.	0.	33.	0.	100.	0.	67.	0.	p
1306	Trifo rep	100.	0.	67.	0.	67.	0.	100.	0.	100.	0.	67.	0.	100.	0.	100.	0.	67.	0.	a

		beheer NWNN						beheer NNWN						beheer NNNN						
		1986		1987		1988		1986		1987		1988		1986		1987		1988		
nr	Afkorting	N= %pr	3 Gbd%	N= %pr	3 Gbd%	N= %pr	3 Gbd%	N= %pr	3 Gbd%	N= %pr	3 Gbd%	N= %pr	3 Gbd%	N= %pr	3 Gbd%	N= %pr	3 Gbd%	N= %pr	3 Gbd%	
121	Atrip pro	33.	0.	.		.		100.	0.	.		.		67.	0.	.		.		a
144	Biden tri	100.	3.	100.	0.	100.	0.	100.	1.	100.	0.	100.	0.	100.	3.	100.	9.	33.	0.	a
211	Carex acu	.		.		67.	0.	.		.		33.	0.	.		.		.		p
296	Ceras fon	33.	0.	.		67.	0.	67.	0.	100.	1.	100.	0.	67.	0.	.		33.	0.	a
462	Equis arv	.		.		.		.		33.	0.	67.	0.	.		.		.		a
2376	Galiu pal	100.	0.	100.	2.	100.	6.	.		.		67.	1.	67.	0.	100.	0.	100.	4.	p
584	Glyce flu	100.	9.	100.	10.	100.	2.	100.	3.	100.	10.	100.	2.	100.	1.	100.	1.	100.	1.	a
585	Glyce max	67.	0.	33.	0.	100.	0.	100.	0.	100.	1.	100.	1.	67.	0.	100.	1.	67.	0.	a
844	Myoso pal	100.	0.	100.	1.	100.	0.	100.	0.	100.	7.	100.	3.	67.	0.	33.	0.	100.	0.	a
967	Polyn amp	100.	3.	100.	0.	100.	0.	100.	12.	100.	9.	100.	3.	33.	0.	33.	0.	33.	0.	a
1074	Rorip amp	67.	0.	33.	0.	67.	0.	100.	0.	100.	0.	100.	0.	67.	0.	33.	0.	33.	0.	a
1250	Stell med	.		.		33.	0.	67.	0.	33.	0.	.		100.	1.	67.	0.	.		a
1259	Symph off	.		.		.		.		.		33.	0.	67.	0.	67.	0.	67.	0.	p
1306	Trifo rep	100.	0.	33.	0.	67.	0.	33.	0.	100.	1.	100.	1.	33.	0.	33.	0.	67.	0.	a

Het successieproces

Omdat een aantal slootkantdelen bij de aanvang van het onderzoek is geherprofileerd waarbij de bodem vrijwel kaal is gemaakt, speelt het successieproces — naast de differentiatie in inrichting en beheer — een belangrijke rol. Om hiervan een beeld te geven, zijn enkele analyses uitgevoerd waarbij de presentie en abundantie in de verschillende jaren worden vergeleken. Hierbij zijn de niet-geherprofileerde en geherprofileerde slootkantdelen afzonderlijk geanalyseerd, waarbij de beheersvorm buiten beschouwing is gebleven.

niet-geherprofileerde kanten

Zoals mocht worden verwacht hebben zich op de niet-geherprofileerde kanten relatief weinig veranderingen voorgedaan. Voor zes soorten zijn significante veranderingen vastgesteld, vijf soorten nemen af, terwijl slechts één soort significant toeneemt (tabel 8a). Opmerkelijk is dat de veranderingen vooral betrekking hebben op storingssoorten (*Bidens tripartita*, *Polygonum hydropiper*, *Ranunculus sceleratus* en *Stellaria media*), die alle in de loop van de tijd sterk zijn afgenomen. Omdat deze kanten niet zijn geherprofileerd, is dit onverwacht. Hier lijkt sprake van algemene verandering in beheer, mogelijk nauwkeuriger maaien en slootschonen, waardoor er minder open plekken ontstaan. Naast deze storingssoorten veranderen *Poa trivialis* (die afname) en *Holcus lanatus* (toename).

geherprofileerde kanten

Op de geherprofileerde kanten laten 30 soorten significante veranderingen zien. Voor 16 soorten betreft het een afname (tabel 8b). Dit zijn typerende soorten van pionier- en storingsomstandigheden (*Capsella bursa-pastoris, Cardamine flexuosa, Myososotis discolor, Polygonum aviculare, P. hydropiper* en *Ranunculus sceleratus*). Er nemen 6 soorten van het eerste op het tweede jaar toe, om in het derde jaar weer af te nemen (*Alopecurus aequalis, Bidens cernua, B. tripartita, Juncus articulatus, Ranunculus repens* e.d.). Dit zijn dus 'trage' pioniers; ze vestigen zich gedurende het eerste seizoen, komen in het tweede seizoen tot grotere wasdom en worden vervolgens weer weggedrukt door nieuw-opkomende soorten. Deze laatste groep omvat 8 soorten. Het zijn voornamelijk concurrentiekrachtige soorten zoals *Agrostis stolonifera, Equisetum arvense* en *Holcus lanantus*. Daarnaast betreft het ook soorten die deel uit kunnen maken van de ondergroei van een bestaande vegetatie, bijvoorbeeld *Galium palustre* en *Brachythecium rutabilum*.

Tabel 8ab. Soorten met significante verschillen in abundantie (a) en/of presentie (p) tussen verschillende jaren.

		1986		1987		1988		
nr	Afkorting	N= 10 %pr	Gbd%	N= 10 %pr	Gbd%	N= 10 %pr	Gbd%	
niet-geherprofileerde kanten								
144	Biden tri	100.	2.	80.	8.	10.	0.	p
631	Holcu lan	100.	6.	100.	9.	100.	33.	a
959	Poa tri	80.	7.	80.	2.	70.	2.	a
972	Polyn hyd	80.	17.	100.	9.	40.	0.	a
1058	Ranun sce	70.	1.	10.	1.	40.	0.	a
1250	Stell med	60.	1.	40.	0.	30.	0.	a
wel-geherprofileerde kanten								
18	Agros sto	94.	1.	100.	11.	100.	30.	a
38	Alope aeq	.		50.	1.	22.	0.	p
40	Alope gen	56.	0.	28.	1.	.		a,p
141	Biden cer	100.	5.	100.	21.	83.	0.	a
144	Biden tri	94.	2.	94.	3.	67.	0.	a
2567	Bract rut	.		.		39.	1.	p
200	Capse bur	67.	0.	11.	0.	.		p
202	Cardm fle	39.	0.	6.	0.	.		p
274	Catab aqu	78.	0.	72.	0.	17.	0.	p
462	Equis arv	.		17.	0.	33.	0.	a,p
2376	Galiu pal	39.	0.	61.	1.	72.	3.	a
631	Holcu lan	100.	3.	100.	8.	100.	27.	a
673	Juncu art	100.	8.	100.	20.	100.	2.	a
675	Juncu buf	89.	2.	50.	5.	17.	0.	a,p
679	Juncu con	.		100.	16.	100.	6.	a,p
842	Myoso dis	33.	0.	11.	0.	.		a,p
868	Oenan aqu	100.	1.	83.	1.	50.	0.	a
952	Poa ann	50.	0.	44.	1.	.		p
958	Poa pra	.		6.	0.	28.	0.	p
959	Poa tri	83.	1.	100.	7.	94.	6.	a
968	Polyn avi	83.	1.	17.	0.	11.	0.	a,p
972	Polyn hyd	100.	29.	94.	7.	89.	1.	a
973	Polyn lap	39.	3.	6.	0.	.		a,p
977	Polyn per	61.	5.	22.	0.	.		p
2938	Psdep nit	22.	3.	56.	3.	33.	1.	a
1048	Ranun fla	94.	1.	100.	4.	100.	1.	a
1056	Ranun rep	94.	4.	100.	19.	100.	4.	a
1058	Ranun sce	94.	24.	94.	1.	28.	0.	a,p
1076	Rorip pal	33.	2.	17.	0.	.		p
1247	Stell uli	56.	0.	61.	0.	11.	0.	p

Conclusies locatie Donkse Laagten

Doordat de inrichtings- en beheersvormen onderling onafhankelijk zijn gevarieerd kon bij de Donkse Laagten beter dan bij een aantal andere onderzoekslocaties inzicht worden verkregen in de afzonderlijke betekenis van inrichting en beheer.

De herprofilering als zodanig heeft een sterke invloed op vele soorten gehad. Met name soorten van vochtige en storingsmilieus nemen (tijdelijk) toe, terwijl karakteristieke hooilandsoorten afnemen. De betekenis van de inrichting lijkt groter dan van het beheer, zoals dat hier is gevarieerd. De geterrasseerde taluds hebben vanuit het oogpunt van natuurbehoud een beter perspectief dan de andere inrichtingsvormen. Dit komt tot uitdrukking in een wat lager trofieniveau en in een relatief groot aandeel van de voedselarme tot matig voedselrijke soorten. Ook de natuurwaarde is er hoger dan van de andere inrichtingsvormen. Opvallend is dat het beeld op soortniveau wat duidelijker is dan op opnameniveau.

Van de beheersfactoren lijken bemesting en depositie van schoningsmateriaal een grotere betekenis te hebben dan het maai- en beweidingsregime. Bemesting en depositie van slootschoningsmateriaal hebben een negatieve invloed (hoger trofieniveau en lagere natuurwaarde-indices). Door bemesting neemt vooral *Agrostis stolonifera* sterk toe. De geringe betekenis van het maairegime hangt mogelijk samen met het late tijdstip van de eerste maaibeurt (tweede helft van juni). Dat beweiding weinig effect heeft, is mogelijk veroorzaakt door het feit dat er alleen sprake is geweest van nabeweiding, die bovendien vrij extensief was. Wel is bij meebeweiden van soorten als *Polygonum amphibium* en *Ranunculus repens* een wat hogere abundantie/presentie vastgesteld, terwijl *Lythrum salicaria* minder goed gedijt.

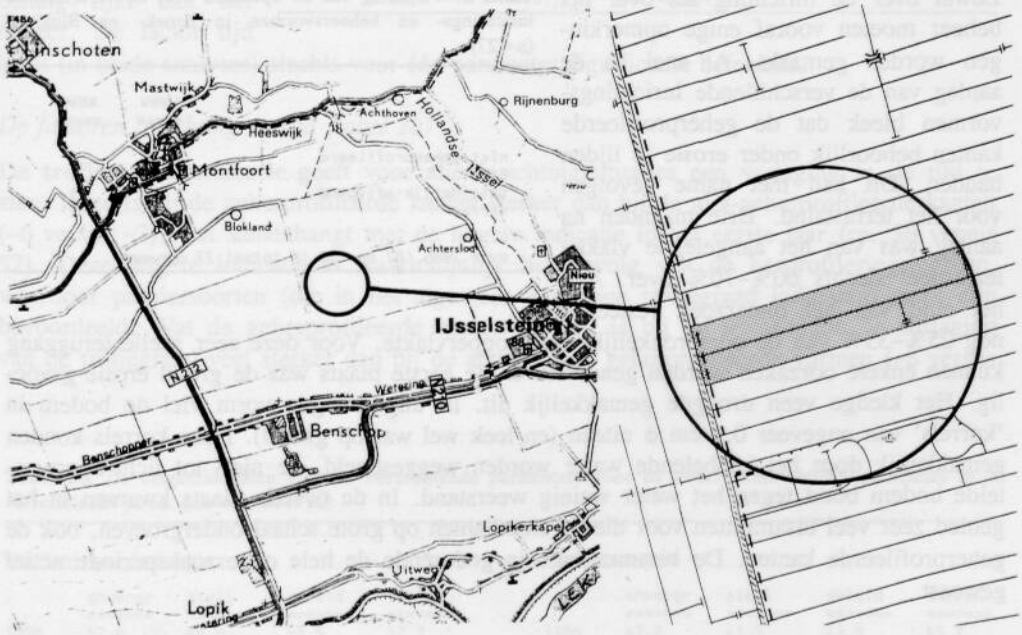
Het successieproces speelt op de geherprofileerde kanten een belangrijke rol; aanvankelijk is het aandeel storingssoorten hoog, maar daalt sterk in de periode daarna. Verder daalt het geïndiceerde trofieniveau. Wat de natuurwaarderingsparameters betreft is opvallend dat deze op de geherprofileerde taluds vanaf het begin hoog zijn en naderhand niet verder stijgen; in dit opzicht is geen herstelperiode nodig.

Figuur 2. Herprofileringswerkzaamheden op locatie Donkse Laagten. Op de voorgrond is nog juist een deel van een terrastalud zichtbaar. Daarachter begint een geleidelijk-aflopend talud.

3.3.4 Resultaten locatie Broek- en Blokland

Algemeen

De locatie Broek- en Blokland (figuur 1) omvat twee percelen en ligt in de Lopikerwaard, ongeveer drie km ten westen van IJsselstein. Sinds enkele jaren maken de percelen deel uit van een reservaat, waarvan SBB eigenaar en beheerder is. De verwerving en overdracht is tijdens het onderzoek voltooid. De beheersdoelstelling van het reservaat is primair op weidevogels gericht. Daarnaast is er ook een botanische doelstelling, vooral ten aanzien van de slootkanten. Het belangrijkste aspect daarvan is dat bij het schonen het materiaal op één kant wordt gedeponeerd (m.b.v. een maaikorf). Het gebruik van de percelen is extensief, op de onderzochte percelen betreft het hooiland met nabeweiding. De bemesting bedraagt 10-15 ton ruige stalmest per ha per jaar. Het beheer op de onderzochte percelen wordt reeds een aantal jaren conform de huidige beheersdoelstelling van het reservaat uitgevoerd.



Figuur 1. Ligging van locatie Broek- & Blokland.

Anders dan bij de andere locaties heeft het meebemesten van de slootkanten slechts betrekking op de ruige mest: bij de meebemeste kanten is de mest tot in de slootkant uitgestrooid, terwijl bij niet-meebemesten een strook van ongeveer drie meter van mestopworp is gevrijwaard. Het oogstregime is vrij extensief; er worden twee à drie snedes afgehaald. De eerste maaibeurt van de percelen vindt in de tweede helft van juni plaats. De laat te maaien slootkanten volgden zo'n twee weken later. Dit verschil is kleiner dan bij de andere locaties. Daar waar wordt beweid is sprake van nabeweiding vanaf begin juli, met een dichtheid van twee à drie pinken per ha.

De bodem bestaat uit venige klei (rivierklei). Bij de onderzochte slootkanten betrof het overwegend klei-op-veen, waarbij de kleilaag ongveer 40 cm dik was. Op de overgang tussen de lagen waren klei en veen min of meer dooreengewoeld. Op één plek bevonden zich oeverwallen van vroegere rivieren, die in dit gebied talrijk waren (Berendsen, 1982).

De soortenrijkdom van de slootkantvegetatie is vrij hoog. Het gemiddelde aantal soorten per opname bedroeg 45.1. In totaal zijn er in de slootkanten 140 soorten aangetroffen.

Differentiatie bij verschillende inrichtings- en beheersvormen

In locatie Broek- en Blokland zijn vier inrichtingsvormen en twee beheersvormen onderzocht (tabel 1). De onderscheiden inrichtings- en beheersvormen zijn onderling volledig met elkaar gecombineerd. Vanwege de beperkte ruimte die voor het onderzoek beschikbaar was, kon elke inrichtings/beheersvorm slechts in enkelvoud worden aangelegd.

Tabel 1. Verdeling van de opnamen over de verschillende inrichtings- en beheersvormen in Broek- en Blokland (n=27).

	WNNW	NNNN
niet-geherprofileerd	1	1
steil	1	1
geleidelijk-aflopend	1	1
terras	2	1

over 1986,'87 en '88 in totaal 27 opnamen

Zowel over de inrichting als over het beheer moeten vooraf enige opmerkingen worden gemaakt. Al snel na de aanleg van de verschillende inrichtingsvormen bleek dat de geherprofileerde kanten behoorlijk onder erosie te lijden hadden. Dit had met name gevolgen voor het terrastalud. Drie maanden na aanleg was van het aangelegde vlakke terrasdeel slechts 60%-70% over. Aan het eind van het onderzoek resteerde nog 25%-35% van de oorspronkelijke terrasoppervlakte. Voor deze zeer snelle teruggang kunnen enkele oorzaken worden genoemd. In de eerste plaats was de grond erosie-gevoelig. Het kleiige veen droogde gemakkelijk uit. In uitgedroogde vorm viel de bodem in 'korrels' van ongeveer 0.5 cm ϕ uiteen (en leek wel wat op gravel). Deze korrels konden gemakkelijk door het kabbelende water worden weggespoeld, de niet- tot licht-doorwortelde bodem bood tegen het water weinig weerstand. In de tweede plaats kwamen in het gebied zeer veel bisamratten voor die de slootkanten op grote schaal ondergroeven, ook de geherprofileerde kanten. De bisamratten zijn gedurende de hele onderzoeksperiode actief geweest.

Wat het beheer betreft: de ruimtelijke verdeling van de onderzochte beheersvormen valt samen met de expositie. Op de zuidelijk geeëxponeerde helling is verschralingsbeheer gevoerd, terwijl op de noordelijk geëxponeerde helling is bemest en schoningsmateriaal gedeponeerd. Strikt genomen kan het beheereffect dus niet worden gescheiden van een eventueel expositie-effect. Leidde verschil in expositie bij de andere locaties niet tot visuele effecten, hier lijkt dat wel zo. Het effect van de sterkere instraling op de zuidelijk geëxponeerde hellingen werd hier namelijk nog groter doordat de kleiige grond zeer slecht water aanvoert: de uitgedroogde grond op de zuidhellingen heeft een lagere warmtecapaciteit, zodat het temperatuurverschil met de noordelijke hellingen nog verder oploopt (figuur 2). Er is daarmee sprake van een groter temperatuurverschil en vochtgehalte dan bij venige gronden.

Analyse op opnameniveau

Door middel van variantie-analyse is de betekenis bepaald van de factoren inrichting, beheer en tijd. Vanwege het geringe aantal opnamen per inrichtings/beheerssituatie zijn twee variantie-analyses uitgevoerd, waarbij in de eerste de betekenis van inrichting en tijd is onderzocht en in de tweede die van beheer en tijd. Bij de bespreking van de analyse wordt de betekenis van de factor tijd besproken in relatie tot de inrichting en het beheer.

De factor inrichting geeft voor drie parameters significante verschillen te zien (tabel 2a), het beheer voor slechts één (tabel 3a), waarmee de inrichting van groter belang lijkt dan het beheer. De factor tijd heeft (in beide analyses) slechts voor één parameter significante betekenis.

Tabel 2a. Variantie-analyse van vegetatie-parameters met de factoren inrichting en tijd. F-waarden en significanties zijn weergegeven. (n=27)

Parameter	inrichting	tijd
Trofieniveau-indicatie	1.76	7.34**
Opp. voedselarm - matig voedselrijk	27.69***	0.63
Opp. storingssoorten	1.91	1.47
Aantal soorten	3.28*	0.57
Natuurwaarde-index	0.88	1.68
Opp.-onafhank. natuurw-index	17.01***	2.09

* = P <0.05; ** = P <0.01; *** = P <0.001

De factoren inrichting en tijd (tabel 2b)

De **trofieniveau-indicatie** geeft voor alle inrichtingssituaties een verlaging in de tijd te zien. Deze is bij de geherprofileerde kanten sterker dan bij de niet-geherprofileerde kanten (-6 versus -2), wat samenhangt met de hogere indicatie in het eerste jaar (ca. 56 versus 52). Deze hogere indicatie is waarschijnlijk het gevolg van de herprofileringsingreep, waardoor pioniersoorten (die in het algemeen een hoge trofiegraad indiceren) sterk zijn bevoordeeld. Wat de geherprofileerde kanten betreft, is bij de terrastaluds de verlaging van de trofiegraad veel sterker dan bij de andere twee geherprofileerde vormen (-8 versus

Tabel 2b. De celgemiddelden voor de verschillende parameters voor de onderzochte inrichtingssituaties in de verschillende jaren. (zie ook tabel 2a)

Trofieniveau-indicatie

	onvergr	steil	geleid	terras
1986	52.0	58.0	53.5	57.7
1987	50.5	52.0	54.5	52.3
1988	50.5	52.5	51.5	49.0

Aantal soorten

	onvergr	steil	geleid	terras
1986	42.0	41.5	43.0	45.7
1987	39.5	45.5	46.0	54.3
1988	42.0	36.5	46.5	51.0

Opp. voedselarme - matig voedselrijke soorten

	onvergr	steil	geleid	terras
1986	59.0	12.5	10.0	7.7
1987	65.5	10.5	9.5	10.7
1988	58.5	17.0	11.5	26.0

Natuurwaarde-index

	onvergr	steil	geleid	terras
1986	45.0	43.5	44.5	43.0
1987	45.5	45.0	43.0	45.3
1988	45.5	44.5	45.0	50.0

Oppervlak storingssoorten

	onvergr	steil	geleid	terras
1986	4.5	21.5	17.5	10.3
1987	9.5	17.5	8.0	12.0
1988	4.5	4.5	7.5	4.7

Oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index

	onvergr	steil	geleid	terras
1986	37.5	30.0	29.5	27.3
1987	37.5	27.5	25.5	26.7
1988	39.0	28.5	27.5	33.3

-4). Aan dit verschil kan vanwege het geringe aantal waarnemingen echter geen grote betekenis worden toegekend. Bij **het oppervlak voedselarme tot matig voedselrijke soorten** doet zich alleen bij het terrastalud een verandering van betekenis voor. Daar stijgt het aandeel van 8% tot 26%, terwijl het bij de andere inrichtingsvormen min of meer constant is. Wel is opvallend dat het aandeel bij de niet-geherprofileerde kanten veel hoger is (ca. 60%). In vergelijking met de andere locaties zal er daarom wellicht meer tijd nodig zijn voordat in dit opzicht het herstel volledig is. Het **oppervlak storingssoorten** laat op de geherprofileerde kanten een sterke afname zien, terwijl het op de niet-geherprofileerde kanten ongeveer constant is, wat correspondeert met de verwachtingen. Het aandeel op de steile en geleidelijk-aflopende kanten is in het eerste jaar wat hoger dan op de geterrasseerde taluds, maar in het laatste onderzoeksjaar ontlopen de inrichtingsvormen elkaar weinig. Het aandeel ligt dan op circa 5%. Op dit punt is dus geen sprake van differentiatie. Het verschil tussen de inrichtingsvormen is overigens niet significant.

Het **aantal soorten** blijkt bij het geleidelijk-aflopend en geterrasseerd talud groter te zijn dan voor het niet-geherprofileerde en steile talud (over de jaren gemiddeld 48 versus 41). Dit verschil neemt in de tijd toe. Zo neemt op de steile taluds het aantal met 5 soorten af (41 → 36), terwijl het bij de geterrasseerde taluds toeneemt (46 → 51 soorten). Op de niet-geherprofileerde kanten is het aantal ongeveer constant (42). De soortenrijkdom van het geherprofileerde terrastalud is dus beduidend groter dan van de niet-geherprofileerde kanten. De **natuurwaarde-indices** laten een ander beeld zien. Dan blijkt het niet-geherprofileerde talud juist hoog te scoren. Met name geldt dit bij de **oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index**, waarbij de waarde van de niet-geherprofileerde taluds ver boven die van de geherprofileerde vormen uitsteekt (ca. 38 versus 29). Binnen de geherprofileerde kanten is de tendens wel ongeveer dezelfde als bij het aantal soorten: bij de terrastaluds ontwikkelt zich een hogere natuurwaarde dan bij de steile en geleidelijk-aflopende taluds. Opvallend is dat ook binnen een inrichtingsvorm de beelden van de waarderingsparameters sterk uiteen kunnen lopen. Zo is bij het terrastalud het aantal soorten in het tweede jaar het grootst, maar de score van de oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index juist het laagst.

De factoren beheer en tijd (tabel 3b)

Voor de **trofieniveau-indicatie** is de score bij de verschralende beheersvorm (NNNN) weliswaar telkens wat lager dan wanneer er niet wordt verschraald (WNNW), maar tevens is er voor beide beheersvormen sprake van een ongeveer gelijke afname in de tijd. Het beheer is dus vooralsnog niet differentiërend. Het oppervlak dat de **voedselarme tot matig voedselrijke soorten** innemen is in het eerste jaar bij beide beheersvormen ongeveer gelijk. In de daarop volgende jaren neemt het aandeel bij NNNN-beheer duidelijk toe (19% → 32%), terwijl deze bij WNNW-beheer beperkter is (22% → 24%). Deze differentiatie — hoewel niet significant — correspondeert met de verwachting. Het **oppervlak storingssoorten** neemt bij beide beheersvormen af, bij het NNNN-beheer sterker dan bij het WNNW-beheer. Ook deze tendens correspondeert met de verwachting.
Het **aantal soorten** laat bij het WNNW-beheer een nogal sterke fluctuatie zien (41, 50 en 46 soorten) en bij het NNNN-beheer is sprake van een lichte afname (46 → 44 → 44 soorten). Per saldo lijken beide beheersvormen nauwelijks van elkaar te verschillen. Ook voor beide **natuurwaarde-indices** zijn de verschillen tussen de twee beheersvormen

gering. Alleen voor het laatste seizoen is bij het NNNN-beheer sprake van een opmerkelijke stijging.

Tabel 3a. Variantie-analyse van vegetatie-parameters met de factoren beheer en tijd. F-waarden en significanties zijn weergegeven. (n=27)

Parameter	beheer	tijd
Trofieniveau-indicatie	4.24*	7.87**
Opp. voedselarm - matig voedselrijk	0.24	0.24
Opp. storingssoorten	3.49	2.03
Aant. soorten	0.03	0.48
Natuurwaarde-index	2.01	2.66
Opp.-onafhank. natuurw.-index	0.58	0.78

* = P <0.05; ** = P <0.01; *** = P <0.001

Tabel 3b. De celgemiddelden voor de verschillende parameters voor de inrichtingssituaties in de verschillende jaren. (zie ook tabel 3a)

Trofieniveau-indicatie

	WNNW	NNNN
1986	56.2	54.8
1987	53.4	51.0
1988	51.8	49.2

Aantal soorten

	WNNW	NNNN
1986	40.8	46.5
1987	49.6	44.2
1988	45.6	43.8

Opp. voeds.arme - matig voeds.rijke srtn

	WNNW	NNNN
1986	21.6	19.5
1987	19.0	27.0
1988	24.4	32.5

Natuurwaarde-index

	WNNW	NNNN
1986	43.0	45.0
1987	44.8	44.8
1988	45.6	48.0

Oppervlak storingssoorten

	WNNW	NNNN
1986	12.2	14.2
1987	17.4	4.8
1988	9.0	4.0

Opp.-onafh. nat.wrde-index

	WNNW	NNNN
1986	30.6	30.8
1987	27.6	30.8
1988	31.6	33.0

Analyse op soortniveau

Verschillen tussen inrichtingsvormen

Wanneer de gegevens van de gehele onderzoeksperiode samen worden genomen, geven 12 soorten (van de 140 aangetroffen soorten) significante verschillen te zien in presentie en/of bedekking tussen de vier inrichtingsvormen (tabel 4). Een zestal soorten is beter vertegenwoordigd op de niet-geherprofileerde kanten en 5 hebben een voorkeur voor de

Tabel 4. Soorten met significante verschillen in abundantie (a) en/of presentie (p) tussen verschillende inrichtingsvormen.

		niet geherprofileerd						steil talud						geleidelijk						terras talud						
		1986			1987			1988			1986			1987			1988			1986			1987			1988		
nr	Afkorting	N= %pr	2 Gbd%		N= %pr	2 Gbd%		N= %pr	2 Gbd%		N= %pr	2 Gbd%		N= %pr	2 Gbd%		N= %pr	2 Gbd%		N= %pr	3 Gbd%		N= %pr	3 Gbd%		N= %pr	3 Gbd%	
40	Alope gen	.			.			.			50.	3.		50.	1.		.			.			.			100.	1.		100.	0.		33.	0.		a,p
42	Alope pra	100.	11.		100.	2.		100.	6.		100.	0.		100.	2.		100.	1.		.			100.	1.		50.	1.		67.	1.		67.	1.		a
211	Carex acu	100.	19.		100.	6.		100.	9.		.			50.	0.		.			.			.			.			67.	0.		100.	1.		a,p
225	Carex dit	100.	41.		100.	28.		100.	41.		100.	0.		100.	1.		100.	1.		100.	0.		100.	1.		50.	0.		33.	0.		67.	0.		a
235	Carex hir	100.	1.		100.	1.		100.	1.		50.	0.		100.	0.		100.	1.		50.	0.		100.	0.		50.	0.		33.	0.		67.	1.		a
463	Equis flu	100.	1.		100.	0.		100.	0.		100.	1.		100.	1.		100.	1.		100.	1.		100.	1.		100.	1.		100.	1.		100.	2.		a
466	Equis pal	100.	1.		100.	1.		100.	0.		100.	2.		100.	1.		100.	2.		100.	6.		100.	14.		100.	9.		100.	7.		100.	12.		a
2753	Funar hyg	.			.			.			.			.			.			50.	1.		100.	9.		100.	3.		.			100.	1.		p
813	Menth aqu	100.	14.		100.	19.		100.	1.		100.	0.		100.	1.		100.	0.		100.	0.		100.	0.		50.	0.		100.	0.		100.	1.		a
947	Plant m-m	100.	0.		100.	0.		100.	0.		100.	4.		100.	10.		100.	4.		100.	1.		100.	6.		100.	5.		100.	1.		100.	6.		a
1076	Rorip pal	.			.			.			.			.			.			.			50.	0.		50.	0.		100.	0.		100.	0.		a
1173	Scute gal	100.	5.		100.	5.		100.	1.		50.	0.		50.	0.		50.	0.		100.	0.		50.	0.		50.	0.		67.	0.		67.	0.		a

geterrasseerde kanten. Slechts weinig soorten hebben een voorkeur voor de geleidelijk-aflopende of steile kanten.

De soorten die op de niet-geherprofileerde kanten beter zijn vertegenwoordigd betreffen vooral soorten die het in deze omstandigheden moeten hebben van vegetatieve voortplanting, zoals *Carex acuta* en *C. disticha* en soorten die op het wat drogere deel van de slootkanten zijn aangewezen, zoals *Alopecurus pratensis*, *Carex hirta*, en *Scutellaria galericulata*. Deze zijn wellicht met de herprofilering voor een belangrijk deel verwijderd en daardoor op de nieuw aangelegde taluds minder vertegenwoordigd. Het zal wel enige tijd duren voordat ze terugkeren. Opmerkelijk is dat in het derde seizoen *Carex acuta* en *C. disticha* op het terrastalud al weer in behoorlijke mate zijn teruggekomen; mogelijk betreft het de uitgroei van bij de herprofilering achtergebleven delen. Een opvallend verschil tussen de niet-geherprofileerde en geherprofileerde kanten laat *Plantago major ssp major* zien, die op de geherprofileerde kanten goed is vertegenwoordigd. Dat de soort het hier zo goed doet hangt waarschijnlijk samen met zijn droogteresistentie in juveniel stadium. Zo kan hij met zijn penwortel water uit de diepere ondergrond halen, waardoor hij minder gevoelig is voor de uitdroging in het bovenste bodemlaagje (zie 'algemeen').

Op het geterrasseerde talud is met name een aantal vocht-preferente soorten goed vertegenwoordigd, zoals *Alopecurus geniculatus*, *Equisetum fluviatile* en *E. palustre*. Het voorkomen van *Rorippa palustris* op de terrastaluds hangt samen met zijn voorkeur voor ruderale omstandigheden; met name op de geterrasseerde kant waar het slootschoningsmateriaal werd gedeponeerd, gedijde de soort goed.

Er zijn geen soorten met specifieke voorkeur voor het steile talud. Op het geleidelijk-aflopende talud is alleen *Funaria hygrometrica* goed vertegenwoordigd. Dit hangt waarschijnlijk niet zozeer samen met de inrichtingsvorm, maar vooral met de van de rest van de slootkanten afwijkende bodemtextuur. Deze was plaatselijk kleiiger (doorsneden oeverwal) en juist daar stond *Funaria* in grote hoeveelheden.

Verschillen tussen beheersvormen

Wanneer de gegevens van de gehele onderzoeksperiode in de analyse worden betrokken, worden voor achttien soorten (ca. 13 % van het totaal) significante verschillen in presentie en/of abundantie gevonden tussen de twee beheersvormen (tabel 5).

Bij verschralingsbeheer (NNNN) is een aantal soorten met een voorkeur voor relatief voedselarme omstandigheden beter vertegenwoordigd, zoals *Bellis perennis*, *Carex acuta*, *Juncus effusus* en *Lychnis flos-cuculi*. Daarnaast kan er ook sprake zijn van interferentie met het expositie-effect. Soorten die in het algemeen beter gedijen op zuidelijk geëxponeerde hellingen zijn bijvoorbeeld *Plantago major*, *Bellis perennis*, *Chenopodium polyspermum* en *Lychnis flos-cuculi* (Van Wijngaarden & Van Heerden, 1985). De voorkeur van *Phalaris arundinacea*, *Glyceria maxima* en *Lythrum salicaria* voor het NNNN-beheer hangt waarschijnlijk samen met het feit dat er geen schoningsmateriaal werd gedeponeerd waardoor ze ongestoord konden uitgroeien. Depositie van schoningsmateriaal heeft naast een eutrofiërende werking ook een verstikkende/verstorende uitwerking. Dat geldt hier nog sterker, omdat het schoningsmateriaal in dit geval nogal wat kleiig materiaal bevat (zwaar, verstikkend), waar de planten niet gemakkelijk doorheen konden groeien.

Tabel 5. Soorten met significante verschillen in abundantie (a) en/of presentie (p) tussen twee beheersvormen (alle inrichtingsvormen samen).

		beheer W N N W						beheer N N N N						
		1986		1987		1988		1986		1987		1988		
		N=	5	N=	5	N=	5	N=	4	N=	4	N=	4	
nr	Afkorting	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%	
135	Belli per	20.	0.	20.	0.	40.	0.	100.	0.	100.	0.	100.	8.	p
200	Capse bur	80.	0.	80.	0.	40.	0.	.		.		.		p
211	Carex acu	20.	1.	60.	1.	60.	3.	25.	38.	50.	4.	50.	4.	a
315	Cheno pol	40.	0.	20.	0.	40.	0.	75.	2.	25.	0.	.		a
463	Equis flu	100.	1.	100.	1.	100.	2.	100.	0.	100.	1.	100.	1.	a
584	Glyce flu	40.	0.	60.	1.	80.	0.	50.	1.	75.	2.	100.	1.	a
585	Glyce max	20.	1.	60.	0.	80.	2.	50.	2.	25.	1.	25.	1.	a
680	Juncu eff	40.	0.	80.	2.	40.	1.	25.	0.	75.	9.	75.	12.	a
772	Lychn flo	80.	0.	100.	0.	100.	0.	100.	0.	75.	1.	100.	1.	a
785	Lythr sal	.		.		.		25.	0.	50.	0.	50.	0.	p
930	Phala aru	40.	1.	60.	1.	40.	1.	50.	1.	25.	3.	50.	1.	a
947	Plant m-m	100.	0.	100.	2.	100.	1.	100.	3.	100.	10.	100.	9.	a
967	Polyn amp	80.	0.	100.	4.	100.	4.	100.	0.	100.	0.	100.	0.	a
977	Polyn per	60.	0.	40.	0.	60.	0.	75.	0.	50.	0.	.		a
1058	Ranun sce	60.	0.	40.	0.	20.	0.	50.	0.	.		.		a
1250	Stell med	80.	0.	80.	3.	60.	0.	50.	0.	.		.		p
1306	Trifo rep	100.	1.	80.	0.	100.	2.	100.	2.	100.	3.	100.	6.	a
1321	Urtic dio	40.	0.	100.	0.	60.	0.	.		.		.		p

Voor de kanten met WNNW-beheer (d.w.z. wel-meebemest en depositie van schoningsmateriaal) is opvallend dat met name storingssoorten beter vertegenwoordigd zijn, zoals *Capsella bursa-pastoris*, *Polygonum amphibium* en *Stellaria media*. Dit heeft wellicht het meest te maken met de depositie van schoningsmateriaal (kaal oppervlak). Verder is de hogere presentie van *Urtica dioica* bij dit beheer kenmerkend.

Naast de significant verschillende soorten is er ook een aantal dat in abundantie wel grote, maar juist geen significante verschillen te zien geeft. Omdat het aantal waarnemingen betrekkelijk gering is en de kans op significante verschillen niet zo groot, verdienen deze soorten ook enige aandacht. Zo zijn op de kanten met WNNW-beheer een aantal soorten beter vertegenwoordigd die kenmerkend zijn voor voedselrijke en al of niet verstoorde groeiplaatsen. Het gaat om soorten als *Cirsium arvense* (gemiddeld over de hele onderzoeksperiode 15% bij WNNW-beheer versus 7.5% bij NNNN-beheer), *Elymus repens* (8% versus 1%), *Glechoma hederacea* (14% versus 6%) en *Polygonum hydropiper* (5% versus 2%)(niet in tabel).

Het successieproces

Omdat een aantal slootkantdelen bij aanvang van het onderzoek is geherprofileerd, waarbij de bodem vrijwel kaal is gemaakt, speelt naast de differentiatie in inrichting en beheer het successieproces een belangrijke rol. Om hiervan een beeld te geven, is het voorkomen over de verschillende onderzoeksjaren vergeleken (tabel 6).

Opvallend voor deze locatie is dat het vestigingsproces veel trager is verlopen dan bij de andere locaties waar herprofileringswerkzaamheden waren uitgevoerd. Hoogstwaarschijnlijk hangt dit samen met de grondsoort. Zoals al opgemerkt heeft de bodem een kleiige textuur en verloopt de aanvoer van water uit de ondergrond traag (uitdroging). Door de compactheid van de grond lijken soorten die ondergrondse uitlopers maken minder gemakkelijk uit te groeien dan bij een zachte veenbodem het geval is. Hiermee hangt

samen dat gedurende de onderzoeksperiode de pioniersoorten nauwelijks zijn afgenomen, met uitzondering van *Capsella bursa-pastoris*. Een aantal soorten neemt in abundantie duidelijk toe. Dit geldt onder meer voor *Bellis perennis* (0.3 → 5.2%), *Juncus effusus* (0.2 → 7.5%), *Myosotis palustris* (0.4 → 5.0%) en *Ranunculus repens* (7 → 17%).

Een aantal soorten heeft een maximum in het tweede seizoen, onder meer *Cirsium arvense*, *Elymus repens*, *Glechoma hederacea* en *Polygonum hydropiper*. Sommige daarvan zijn beter (maar niet significant) vertegenwoordigd op de kanten met WNNW-beheer, zoals in bovenstaande paragraaf is besproken. Gezien de afname in het derde seizoen gaat het dus om een differentiatie van tijdelijk karakter. De sterke afname van de abundantie van *C. arvense* in het derde seizoen (6 → 26 → 3%) is het gevolg van een adequaat maairegime (tweede maaibeurt in de herfst), versterkt doordat de vegetatie van de geherprofileerde kanten zich geleidelijk sloot, waardoor de kieming en uitgroei van deze soort werd bemoeilijkt.

Tabel 6. Soorten met substantiële of significante verschillen tussen de jaren. Significante verschillen zijn aangegeven met a (abundantie) of p (presentie).

		1986		1987		1988		
nr	Afkorting	N= %pr	9 Gbd%	N= %pr	9 Gbd%	N= %pr	9 Gbd%	
19	Agros cap	33.	0.	100.	1.	11.	3.	p
135	Belli per	56.	0.	56.	0.	67.	5.	a
200	Capse bur	44.	0.	44.	0.	22.	0.	a
211	Carex acu	22.	19.	56.	2.	56.	4.	
296	Ceras fon	100.	0.	100.	1.	89.	1.	a
331	Cirsi arv	100.	6.	100.	26.	100.	3.	a
446	Elymu rep	56.	1.	56.	11.	33.	6.	
466	Equis pal	100.	4.	100.	7.	100.	5.	
2753	Funar hyg	11.	1.	56.	4.	33.	3.	
582	Glech hed	100.	3.	100.	18.	89.	9.	
631	Holcu lan	100.	1.	100.	4.	100.	3.	a
673	Juncu art	78.	0.	67.	2.	67.	1.	a
675	Juncu buf	67.	0.	33.	2.	22.	1.	a
680	Juncu eff	33.	0.	78.	5.	56.	8.	a
844	Myoso pal	78.	0.	100.	4.	100.	5.	a
868	Oenan aqu	67.	0.	11.	0.	.		p
959	Poa tri	100.	2.	100.	3.	100.	3.	a
968	Polyn avi	89.	0.	56.	0.	33.	0.	a
972	Polyn hyd	89.	2.	67.	8.	44.	1.	
1056	Ranun rep	100.	7.	100.	7.	100.	17.	
1076	Rorip pal	33.	0.	44.	0.	22.	0.	a
1098	Rumex cri	11.	0.	11.	0.	67.	0.	p
4459	Salix	22.	0.	67.	0.	.		p
1250	Stell med	67.	0.	44.	3.	33.	0.	a
1369	Vicia cra	.		11.	0.	11.	9.	

Opmerkelijke soorten

In deze locatie zijn enkele opmerkelijke soorten aangetroffen. Zo heeft zich in het eerste jaar op het hogere deel van het geleidelijk-aflopende talud *Chrysanthemum leucanthemum* gevestigd, die zich gedurende de onderzoeksperiode sterk heeft uitgebreid. Deze soort, die voorkomt op droge grond bij niet al te voedselrijke omstandigheden, was uit de directe omgeving niet bekend. Op het natte deel van het terrastalud is in het eerste onderzoeksjaar *Fumaria officinalis* aangetroffen. Deze soort is eerder karakteristiek voor akkerranden en bermen met een vrij open vegetatie dan voor slootkanten. In het laatste onderzoeksjaar zijn op het vochtige deel van het terrastalud enkele exemplaren van *Pedicularis palustris* aangetroffen. Deze soort, die karakteristiek is voor vochtige, voedselarme, extensief geëxploiteerde graslanden, was uit de nabije omgeving reeds bekend. De vestiging in het terrastalud kan toch als zeer positief worden beschouwd.

Conclusies locatie Broek- & Blokland

Kenmerkend voor locatie Broek- & Blokland is dat de geherprofileerde kanten relatief langzaam dichtgroeiden. Dit houdt verband met de kleiige bodem; het bovenste laagje is droogtegevoelig, wat de kieming en uitgroei van zaden bemoeilijkte. Soorten die zich gemakkelijk vegetatief kunnen uitbreiden en soorten die in het permanent vochtige deel (dichtbij de waterlijn) kiemden, waren in een voordelige uitgangspositie. Anders dan bij

de andere locaties is de natuurwaarde door de herprofileringsingreep gedaald. Met name soorten van het drogere deel van de slootkant zijn door de herprofilering achteruitgegaan.

De verschillen tussen de inrichtingsvormen zijn groter dan tussen de beheersvormen. Van de vergeleken inrichtingsvormen lijkt voor de natuurwaarde het terrastalud meer perspectief te bieden dan het geleidelijk-aflopende en steile talud. Zowel de ecologische-factor- als de natuurwaardeparameters wijzen dit uit. Soorten met voorkeur voor de terrastaluds zijn kenmerkend voor drasse omstandigheden (o.a. *Alopecurus geniculatus* en *Equisetum palustre*). Er zijn geen soorten aangetroffen met duidelijke voorkeur voor het steile of geleidelijk-aflopende talud. Enkele soorten hebben voorkeur voor zuidelijk geëxponeerde kanten, waarbij de kleiige bodemtextuur van betekenis lijkt.

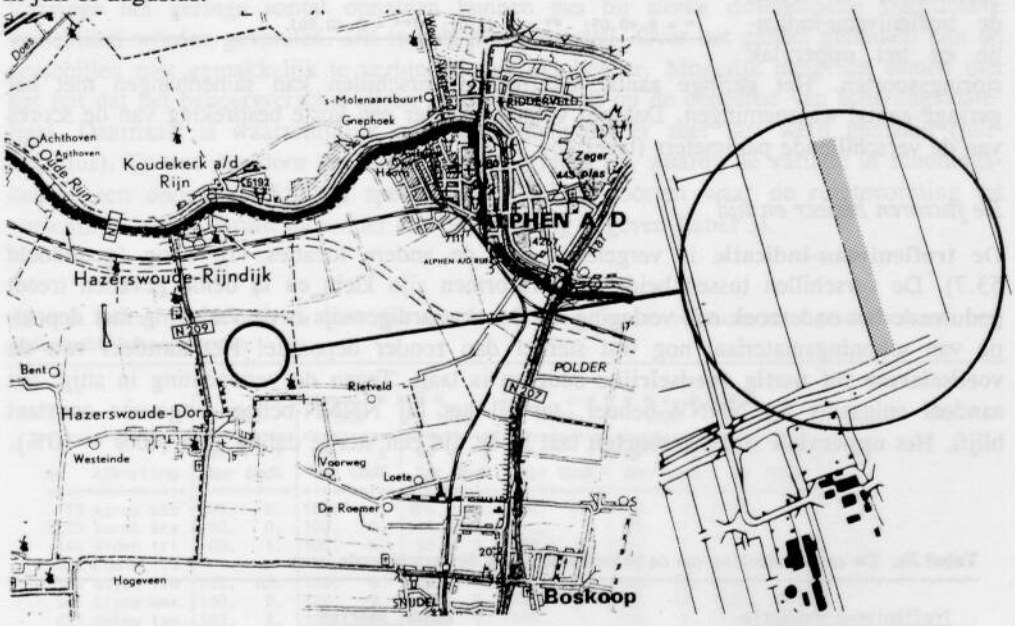
De twee vergeleken beheersvormen (NNNN en WNNW) geven op opnameniveau geringe verschillen te zien. De ecologische-factorparameters laten een klein verschil zien, maar in de natuurwaarderingsparameters komt dit niet of nauwelijks tot uitdrukking. Op soortniveau zijn voor een aantal soorten wel kenmerkende verschillen gevonden die met de verwachting corresponderen (betere vertegenwoordiging van *Bellis perennis*, *Lychnis flos-cuculi* en *Lythrum salicaria* bij verschralend beheer). Opmerkelijk is het verschil in uitwerking van bemesting en depositie van schoningsmateriaal. Duidelijker dan bij andere locaties zijn er aanwijzingen gevonden dat het schoningsmateriaal niet alleen een eutrofiërende werking heeft maar de aanwezige vegetatie verstoort en verstikt. Bij depositie van schoningsmateriaal waren soorten als *Polygonum amphibium*, *Urtica dioica* en *Cirsium arvense* beter vertegenwoordigd.

Figuur 2. De expositie van de slootkanten is van invloed op de bodemtemperatuur. De slootkant op de voorgrond 'kijkt' naar het zuiden, waardoor de bodemtemperatuur hoger is dan op de tegenoverliggende kant. Dit temperatuurverschil beïnvloedt de samenstelling van de vegetatie.

3.3.5 Resultaten locatie Kruiskade

Algemeen

De locatie Kruiskade (figuur 1) ligt ongeveer vier km ten noordwesten van Hazerswoudedorp. Het onderzochte perceel maakt deel uit van een graslandcomplex dat één jaar voor aanvang van het onderzoek aan de reguliere bedrijfsvoering is onttrokken en eigendom is geworden van Staatsbosbeheer. Het aangrenzende perceel is in 1985 ingeplant met houtig plantsoen en werd niet meer bemest of beweid. De oorspronkelijke graslandvegetatie is daarbij nagenoeg - op de plantgaten na - intact gebleven. De onderzochte slootkanten grenzen aan een ongeveer vier m brede, niet ingeplante graslandstrook die als onderhoudspad wordt gebruikt. Dit pad is gedurende het onderzoek éénmaal per jaar gemaaid, in juli of augustus.



Figuur 1. Ligging van locatie Kruiskade.

De soortenrijkdom van de slootkanten is vergeleken met de normale veenweideslootkanten modaal te noemen. Het aantal soorten per opname bedroeg gemiddeld 29.8. In totaal zijn er 63 soorten aangetroffen.

Differentiatie bij verschillende inrichtings- en beheersvormen

In de locatie Kruiskade zijn op geterrasseerde taluds twee beheersvormen vergeleken: wel of geen depositie van slootschoningsmateriaal.

Tabel 1. Verdeling van de opnamen over de verschillende beheersvormen. (n=10)

	NNNW	NNNN
terrastalud	1-2	1-2

over 1986,'87 en '88 in totaal 10 opnamen

Analyse op opnameniveau

Door middel van variantie-analyse is de betekenis van het beheer bepaald. Hierbij moet wel worden aangetekend dat het aantal herhalingen minimaal is en de kans op het vinden van significante verschillen daarmee gering.

Uit de variantie-analyse komen voor het beheer geen significante verschillen naar voren (tabel 2a). De tijd geeft voor twee parameters significante verschillen, te weten de trofieniveau-indicatie en het oppervlak storingssoorten. Het geringe aantal significante verschillen kan samenhangen met het geringe aantal waarnemingen. Daarom volgt hieronder een korte bespreking van de scores van de verschillende parameters (tabel 2b).

Tabel 2a. Variantie-analyse van vegetatieparameters met de factoren beheer en tijd. F-waarden en significanties zijn weergegeven. (n=10)

Parameter	beheer	tijd
Trofieniveau-indicatie	0.50	16.6*
Opp. voedselarm - matig voedselrijk	0.64	0.71
Opp. storingssoorten	0.64	20.13**
Aantal soorten	0.26	5.80
Natuurwaarde-index	0.16	1.64
Opp.-onafhank. natuurw-index	0.95	0.66

* = P <0.05; ** = P <0.01; *** = P <0.001

De factoren beheer en tijd

De **trofieniveau-indicatie** is vergeleken met de andere locaties vrij hoog (gemiddeld 53.7). De verschillen tussen beide beheersvormen zijn klein en in beide gevallen treedt gedurende het onderzoek een verlaging op. Merkwaardigerwijs is de verlaging met depositie van schoningsmateriaal nog wat sterker dan zonder depositie! Het **aandeel van de voedselarme tot matig voedselrijke soorten** is laag. Tegen de verwachting in stijgt het aandeel enigszins bij NNNW-beheer, terwijl het bij NNNN-beheer ongeveer constant blijft. Het **oppervlak storingssoorten** laat in de tijd een sterke daling zien (40% → 10%).

Tabel 2b. De celgemiddelden van de beheerssituaties in de verschillende jaren.

Trofieniveau-indicatie

	NNNW	NNNN
1986	57.0	57.0
1987	52.0	51.5
1988	53.0	55.0

Aantal soorten

	NNNW	NNNN
1986	29.0	33.0
1987	32.0	34.0
1988	27.5	24.5

Opp. voeds.arme - matig voeds.rijke srtn

	NNNW	NNNN
1986	0.0	2.0
1987	5.0	2.5
1988	5.5	1.5

Natuurwaarde-index

	NNNW	NNNN
1986	40.0	40.0
1987	42.0	43.5
1988	41.5	38.0

Oppervlak storingssoorten

	NNNW	NNNN
1986	33.0	48.0
1987	14.0	10.0
1988	10.5	9.0

Opp.-onafh. nat.wrde-index

	NNNW	NNNN
1986	27.0	26.0
1987	29.5	29.5
1988	30.0	25.5

Deze daling lijkt niet afhankelijk van het beheer. Verwacht werd dat de afname bij NNNW-beheer minder sterk zou zijn.

Het **aantal soorten** verschilt tussen de beheersvormen gemiddeld genomen niet zo sterk. Het laatste jaar treedt bij beide een verlaging op, waarbij moet worden opgemerkt dat deze bij NNNN-beheer sterker is dan bij het NNNW-beheer. Hetzelfde beeld komt naar voren bij beide **natuurwaarde-indices**. Bij het NNNW-beheer is er een constant stijgende waarde en bij NNNN-beheer na een stijging van het eerste op het tweede jaar een sterke daling in het laatste jaar.

Analyse op soortniveau

Verschillen tussen de beheersvormen

Vanwege het geringe aantal opnamen kunnen pas bij sterke differentiatie significante verschillen worden gevonden. Dit is hier niet het geval. Over het geheel genomen zijn de verschillen niet gemakkelijk te verbinden met het beheer. Mogelijk hangt dit samen met het feit dat het beheersverschil alleen betrekking heeft op de depositie van schoningsmateriaal. Daarnaast is waarschijnlijk ook van belang dat er zeer laat werd gemaaid (juli-augustus). Er trad daardoor een zekere ruigtevorming op, waarbij de variatie in schoningsbeheer een ondergeschikte rol speelde. Van enkele soorten waar de ruigtevorming tot verschillen leidde, wordt hieronder een beschrijving gegeven (tabel 3).

Tabel 3. Soorten met substantiële (maar niet significante) verschillen in abundantie en/of presentie tussen twee onderzochte beheersvormen.

		beheer NNNW						beheer NNNN					
		1986		1987		1988		1986		1987		1988	
		N=	1	N=	2	N=	2	N=	1	N=	2	N=	2
nr	Afkorting	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%
18	Agros sto	100.	3.	100.	41.	100.	3.	100.	19.	100.	6.	100.	3.
1215	Berul ere	100.	0.	100.	0.	100.	4.	.		50.	0.	.	
144	Biden tri	100.	1.	100.	4.	50.	1.	100.	9.	100.	9.	.	
463	Equis flu	.		.		.		100.	3.	50.	1.	.	
584	Glyce flu	100.	63.	100.	6.	100.	1.	100.	38.	100.	19.	100.	1.
585	Glyce max	100.	0.	100.	9.	100.	5.	100.	19.	100.	32.	100.	36.
631	Holcu lan	100.	3.	100.	14.	100.	9.	100.	1.	100.	6.	100.	23.
763	Lotus uli	100.	0.	100.	5.	100.	6.	.		100.	0.	50.	1.
869	Oenan fis	100.	3.	100.	14.	100.	14.	100.	0.	100.	19.	100.	5.
930	Phala aru	100.	1.	100.	6.	100.	9.	100.	9.	100.	9.	100.	9.
959	Poa tri	100.	3.	100.	14.	100.	11.	100.	9.	100.	2.	100.	9.
972	Polyn hyd	100.	1.	100.	4.	100.	0.	100.	9.	100.	1.	.	
1056	Ranun rep	100.	1.	100.	28.	100.	63.	100.	1.	100.	19.	100.	9.
1058	Ranun sce	100.	38.	50.	0.	50.	0.	100.	63.	.		.	
1173	Scute gal	.		.		.		.		50.	0.	50.	1.
1533	Sparg e-e	.		50.	0.	50.	9.	.		.		.	

De belangrijkste tendens is dat bij depositie van schoningsmateriaal een aantal relatief laagblijvende soorten bevoordeeld wordt. Dat geldt bijvoorbeeld voor *Oenanthe fixtulosa, Galium palustre, Lotus uliginosus, Berula erecta* en vooral *Ranunculus repens* die in abundantie zeer sterk toe is genomen (1 → 63%). Het was de indruk uit het veld dat deze soorten profiteren van de situatie dat de gevestigde vegetatie wordt verstikt door de depositie van het schoningsmateriaal. Zij kunnen vanuit dit materiaal opgroeien zonder overschaduwd te worden. Wanneer het schoningsmateriaal niet in de kant wordt gedeponeerd, nemen ruigtesoorten toe. In de eerste plaats betreft dit *Glyceria maxima*, die hier

massaal opsloeg; tussen de hoog opgroeiende, bebladerde halmen konden zich slechts weinig andere soorten goed handhaven. Daarnaast betreft het *Holcus lanatus* en *Phalaris arundinacea*.

Het successieproces

In vergelijking met de andere locaties waar is geherprofileerd, zijn de veranderingen minder spectaculair (tabel 4). Typische pioniers als *Ranunculus sceleratus* en *Polygonum hydropiper* vertonen na een sterke vertegenwoordiging in het eerste jaar wel de gebruikelijke afname, wat goed met de herprofileringsingreep in verband kan worden gebracht. Een aantal soorten neemt eerst toe om vervolgens weer af te nemen (*Agrostis stolonifera, Bidens tripartita, Cardamine pratensis* en *Oenanthe fistulosa*). Tegelijkertijd treedt er verruiging op, waarvan concurrentiekrachtige soorten als *Glyceria maxima, Phalaris arundinacea* en in mindere mate *Holcus lanatus* representanten zijn. Deze verruiging houdt waarschijnlijk verband met het extensieve maairegime in combinatie met de (nog) hoge bodemvruchtbaarheid, die mogelijk het gevolg is van het voormalige agrarische gebruik.

Tabel 4. Soorten met substantiële verschillen tussen de verschillende jaren. Significante verschillen zijn aangeduid met a (abundantie) of p (presentie).

		1986		1987		1988		
nr	Afkorting	N= 2 %pr	Gbd%	N= 4 %pr	Gbd%	N= 4 %pr	Gbd%	
18	Agros sto	100.	11.	100.	23.	100.	3.	
144	Biden tri	100.	5.	100.	7.	25.	1.	
205	Cardm pra	100.	0.	100.	1.	100.	0.	a
390	Dacty glo	50.	0.	.		100.	0.	p
584	Glyce flu	100.	50.	100.	12.	100.	1.	a
585	Glyce max	100.	9.	100.	20.	100.	20.	
631	Holcu lan	100.	2.	100.	10.	100.	16.	
763	Lotus uli	50.	0.	100.	3.	75.	4.	
869	Oenan fis	100.	2.	100.	16.	100.	9.	
930	Phala aru	100.	5.	100.	8.	100.	9.	
959	Poa tri	100.	6.	100.	8.	100.	10.	
972	Polyn hyd	100.	5.	100.	3.	50.	0.	
1056	Ranun rep	100.	1.	100.	24.	100.	36.	
1058	Ranun sce	100.	50.	25.	0.	25.	0.	
1306	Trifo rep	100.	1.	100.	0.	50.	0.	

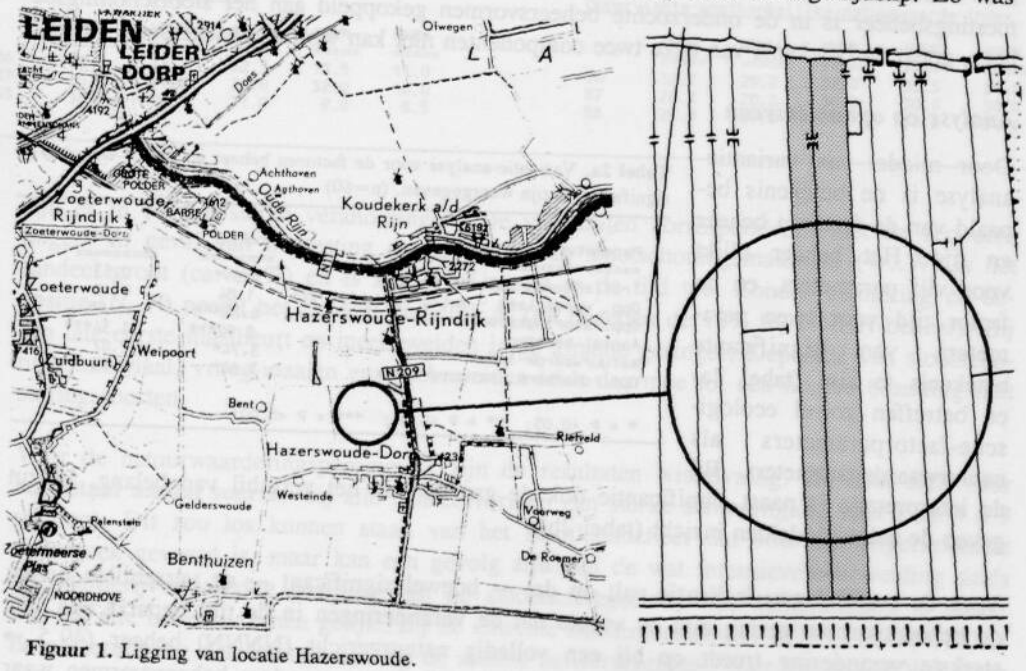
Conclusies locatie Kruiskade

Uit de beschreven ontwikkeling kan worden afgeleid dat natuurgerichte inrichting (terrassering) zonder adequaat beheer weinig tot geen natuurwinst oplevert. In dit geval zijn aanwijzingen verkregen dat voedselrijke omstandigheden in combinatie met een extensief maairegime (één maaibeurt per seizoen, in de nazomer), in een verruigde vegetatie resulteert, waarin op den duur weinig soorten overblijven (*Glyceria maxima, Phalaris arundinacea*). Depositie van schoningsmateriaal werkt in zulke omstandigheden niet zozeer als eutrofiëringsbron maar als maatregel waarmee dominantie van hoogopgroeiende ruigtesoorten wordt doorbroken en lager blijvende soorten meer kansen krijgen (*Galium palustre, Lotus uliginosus, Berula erecta*). De verstikkende werking van het schoningsmateriaal geeft daarmee enige variatie in de structuur en samenstelling van de vegetatie en kan als zodanig ook, hoewel bescheiden, positief werken.

3.3.6 Resultaten locatie Hazerswoude

Algemeen

De locatie Hazerswoude (figuur 1) ligt ongeveer drie kilometer ten noorden van het gelijknamige dorp en omvat twee percelen in particulier eigendom. Ze maken deel uit van een bedrijf waarvan de gebouwen recent (1983) in het kader van de ruilverkaveling Rijnstreek-zuid zijn verplaatst. De percelen worden vrij intensief gebruikt. De kunstmestgift bedroeg in 1986/87 350 à 400 kg N/ha.jr en de totale mestgift 400 à 500 N/ha.jr. In 1988 liep dit terug tot 300 à 350 kg N/ha.jr. Hoewel het gebruik na de boerderijverplaatsing intensiever is geworden, is de stikstofgift volgens de gebruiker al langere tijd hoog en nagenoeg constant. In begin jaren "70 was het kunstmestgebruik al circa 350-400 kg N/ha.jr. Belangrijker ontwikkelingen hebben zich voorgedaan in oogsttijdstip. Zo was



Figuur 1. Ligging van locatie Hazerswoude.

15-20 jaar geleden de eerste snede er rond 21 juni af, terwijl de laatste jaren alle percelen al rond 15 mei voor het eerst zijn gemaaid. Dit betekent ruim een maand vervroeging. Een ander aspect is de gebruikswijze. Vóór de verplaatsing lagen de onderzoekspercelen vrij ver van de boerderij ('over de spoorlijn'), terwijl ze nu onderdeel uitmaken van de huiskavel. Daardoor is in het gebruik de nadruk verlegd van alleen maaien naar maaien en beweiden (omweiden). De percelen liggen ongeveer twee kilometer ten zuiden van de Oude Rijn. Door inundatie vanuit deze rivier in het verleden is er nogal wat slib aangevoerd en kan de bodem worden gekarakteriseerd als kleiig veen tot venige klei. Ook is in de bovenlaag een bijmenging van zand te herkennen, waarschijnlijk afkomstig van stal- of huisvuil dat vroeger als mest werd gebruikt (Slicher van Bath, 1987).

De soortenrijkdom van de slootkantvegetatie is groot. Het gemiddelde aantal soorten per opname bedraagt 42.6. In totaal zijn er 111 soorten aangetroffen.

Differentiatie bij verschillende beheersvormen

In de locatie Hazerswoude is de betekenis van vijf beheersvormen onderzocht (tabel 1), herprofilering heeft niet plaatsgevonden. Bij de beheersvormen zijn alle vier de beheerscomponenten betrokken. Het bemestingsbeheer is in de onderzochte beheersvormen gekoppeld aan het slootschoningsbeheer, zodat de betekenis van deze twee componenten niet kan worden gescheiden.

Tabel 1. Verdeling van de opnamen over de verschillende beheersvormen in locatie Hazerswoude.

	WWWW	WNWW	NWWN	NNWN	NNNN
niet-geherprofileerd	6	4	4	4	2

Waarnemingen over 1986, 1987, 1988. In totaal 60 opnamen

Analyse op opnameniveau

Door middel van variantie-analyse is de betekenis bepaald van de factoren beheer en tijd. Het beheer blijkt voor vijf parameters, en de factor tijd voor twee parameters van significante betekenis te zijn (tabel 2a) en betreffen zowel ecologische-factorparameters als natuurwaardeparameters. Bij de interpretatie is naast significantie ook de grootte van het verschil van belang. Hierin geven de celgemiddelden inzicht (tabel 2b).

Tabel 2a. Variantie-analyse voor de factoren beheer en tijd. F-waarden en significanties zijn weergegeven. (n=60)

Parameter	beheer	tijd
Trofieniveau-indicatie	3.69*	0.53
Opp. voedselarm - matig voedselr. srt	1.84	0.18
Opp. storingssoorten	6.28***	4.40*
Aantal soorten	8.92***	11.34***
Natuurwaarde-index	3.74*	2.07
Opp.-onafhank. natuurw-index	3.60*	2.93

* = P <0.05; ** = P <0.01; *** = P <0.001

Voor de **trofieniveau-indicatie** valt op dat — hoewel significant — de verschillen tussen de beheersvormen gering zijn en voorts dat de veranderingen in de tijd beperkt zijn. De sterkste verandering treedt op bij een volledig natuurgericht (NNNN) beheer (49.5 → 46.5). Deze daling is conform de verwachting. Bij de twee andere beheersvormen waar bemesting achterwege is gelaten (NWWN en NNWN), treedt echter geen verlaging op. Voor het **oppervlak voedselarme tot matig voedselrijke soorten** hebben de factoren weliswaar geen significante betekenis, maar zijn de verschillen in ontwikkeling tussen de beheersvormen aanzienlijk en goed te interpreteren. Bij het WWWW-beheer neemt het aandeel tussen 1986 en 1988 sterk af (36% → 17%), terwijl het bij de andere beheersvormen veel hoger blijft (bij NNNN-beheer ca. 40%). Dat er geen sprake is van een significant verschil, wordt veroorzaakt door de vrij grote fluctuaties[1]. Het **oppervlak storingssoorten** geeft aanzienlijke verschillen te zien tussen de beheersvormen. Bovendien

[1] Voor het complement van de voedselarme tot matig voedselrijke soorten, de soorten die zeer voedselrijke omstandigheden indiceren, werd wèl een significante betekenis van het beheer gevonden. Om het aantal parameters te beperken, is deze hier niet opgenomen.

Tabel 2b. De celgemiddelden van de verschillende parameters voor de onderzochte beheersvormen in de verschil-lende jaren. (zie ook tabel 2a)

Trofieniveau-indicatie

	WWWW	WNWW	NWWN	NNWN	NNNN
86	47.5	48.2	47.7	46.7	49.5
87	48.2	49.5	47.0	46.2	46.5
88	46.8	49.7	47.5	46.2	46.5

Aantal soorten

	WWWW	WNWW	NWWN	NNWN	NNNN
86	43.0	43.0	44.2	51.2	43.0
87	42.8	40.5	42.2	52.0	44.0
88	39.5	34.5	36.5	43.5	39.5

Op. voedselarme tot matig voedselrijke soorten

	WWWW	WNWW	NWWN	NNWN	NNNN
86	36.2	31.0	30.8	38.5	31.0
87	25.0	20.0	28.8	29.0	53.0
88	17.2	38.0	28.8	39.7	38.5

Natuurwaarde-index

	WWWW	WNWW	NWWN	NNWN	NNNN
86	46.7	47.0	47.7	49.7	47.0
87	47.0	46.2	47.5	48.2	46.5
88	46.7	46.0	46.5	47.2	47.0

Oppervlakte storingssoorten

	WWWW	WNWW	NWWN	NNWN	NNNN
86	22.0	31.7	32.5	13.5	11.0
87	35.8	44.2	30.0	32.0	18.0
88	38.7	30.0	21.0	9.0	8.5

Oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index

	WWWW	WNWW	NWWN	NNWN	NNNN
86	30.7	29.2	32.0	33.5	30.0
87	28.2	28.2	30.2	30.0	30.0
88	29.0	29.0	29.7	31.2	34.0

zijn er in de tijd sterke veranderingen. De verschillen corresponderen met de verwachtingen. In geval van bemesting en depositie van slootschoningsmateriaal (W..W) is het aandeel groot (ca. 30%) en is stabiel of neemt in de tijd toe. Zonder bemesting en depositie (N..N) neemt het aandeel duidelijk af (tot beneden de 10% bij NNNN-beheer). Bij een late eerste maaibeurt en meebeweiden is de afname geringer. Depositie van slootschoningsmateriaal, vroeg-maaien en meebeweiden leidt daarmee tot een hogere bezetting met storingssoorten.

Voor de natuurwaarderingsparameters zijn de resultaten wisselvallig. Zo doet zich voor het **totaal aantal soorten** bij alle beheersvormen een sterke achteruitgang voor (van 4 à 9 soorten). Dit zou los kunnen staan van het slootkantbeheer dat voor het experimentele onderzoek gevoerd is, maar kan een gevolg zijn van de wat intensievere beweiding sinds de boerderijverplaatsing (naijling van de slootkantvegetatie). De achteruitgang is echter niet bij alle beheersvormen gelijk. Bij de extreme beheersvormen (WWWW en NNNN) is de achteruitgang wat kleiner dan bij de andere beheersvormen. Voor het WWWW-beheer (verondersteld natuuronvriendelijk) is dit positieve beeld niet conform de verwachting: men zou daar juist een sterke achteruitgang verwachten. Dit patroon herhaalt zich bij de **natuurwaarde-index**. Voor de **oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index** is het beeld anders: bij WWWW-beheer is van een daling sprake, terwijl bij NNNN-beheer (natuurgericht) in "88 een forse stijging optreedt (30 → 34). Dit beeld correspondeert wèl met de verwachtingen.

Tabel 3. Soorten met substantiële verschillen tussen de beheersvormen. Significante verschillen zijn aangegeven met a (abundantie) en p (presentie).

		beheer WWWW						beheer WNWW						beheer NWWN						beheer NNWN						beheer NNNN						
		1986			1987			1988			1986			1987			1988			1986			1987			1988			1986			1987			1988			
nr	Afkorting	N=	6		N=	6		N=	6		N=	4		N=	4		N=	4		N=	4		N=	4		N=	4		N=	2		N=	2		N=	2		
		%pr		Gbd%	%pr		Gbd%	%pr		Gbd%	%pr		Gbd%	%pr		Gbd%	%pr		Gbd%	%pr		Gbd%	%pr		Gbd%	%pr		Gbd%	%pr		Gbd%	%pr		Gbd%	%pr		Gbd%	
18	Agros sto	100.		5.	83.		7.	83.		7.	100.		6.	100.		10.	100.		4.	100.		12.	100.		4.	100.		3.	100.		14.	100.		6.	100.		3.		
66	Antho odo	100.		7.	100.		5.	100.		2.	100.		7.	75.		3.	100.		3.	100.		8.	100.		4.	100.		3.	100.		7.	100.		11.	100.		8.	100.		20.	100.		4.	100.		6.	
225	Carex dit	67.		1.	67.		0.	50.		1.	75.		1.	50.		0.	75.		0.	50.		11.	50.		2.	50.		1.	75.		4.	75.		2.	75.		4.	100.		0.	100.		1.	100.		2.	a
244	Carex nig	67.		1.	83.		1.	83.		0.	.			25.		0.	.			75.		1.	75.		1.	75.		1.	75.		1.	100.		1.	75.		1.	100.		2.	100.		0.	100.		6.	
437	Eleoc p-p	50.		2.	67.		1.	67.		2.	50.		3.	50.		2.	25.		9.	100.		6.	100.		2.	100.		6.	100.		3.	100.		2.	100.		2.	.			50.		0.	.			a
462	Equis arv	50.		0.	17.		0.	17.		0.	.			.			.			50.		1.	25.		1.	25.		0.	100.		1.	50.		1.	75.		1.	100.		1.	50.		0.	100.		0.	p
520	Festu r-c	67.		13.	100.		8.	100.		2.	75.		2.	100.		3.	100.		3.	75.		8.	75.		6.	75.		9.	75.		8.	75.		5.	100.		4.	50.		9.	100.		5.	100.		6.	
584	Glyce flu	50.		2.	67.		1.	83.		3.	75.		2.	100.		2.	100.		3.	100.		3.	50.		11.	50.		20.	75.		0.	100.		1.	100.		2.	100.		1.	100.		1.	100.		2.	
585	Glyce max	.			.			33.		0.	25.		0.	25.		0.	25.		1.	.			.			25.		0.	50.		2.	50.		2.	75.		1.	.			50.		0.	50.		0.	p
631	Holcu lan	100.		25.	100.		24.	100.		24.	100.		21.	100.		14.	100.		14.	100.		13.	100.		9.	100.		26.	100.		23.	100.		23.	100.		34.	100.		28.	100.		11.	100.		41.	
680	Juncu eff	83.		3.	100.		2.	100.		5.	100.		3.	100.		2.	100.		2.	100.		1.	100.		3.	100.		8.	100.		2.	100.		6.	100.		12.	100.		2.	100.		3.	100.		6.	
959	Poa tri	100.		22.	100.		41.	100.		42.	100.		37.	100.		44.	100.		33.	100.		44.	100.		33.	100.		23.	100.		14.	100.		44.	100.		10.	100.		6.	100.		6.	100.		9.	a
972	Polyn hyd	33.		0.	33.		1.	17.		0.	50.		1.	50.		1.	25.		0.	.			.			.			75.		4.	50.		4.	25.		0.	50.		0.	50.		1.	50.		0.	
1056	Ranun rep	100.		1.	100.		3.	100.		1.	100.		1.	100.		1.	100.		1.	100.		2.	100.		14.	100.		3.	100.		5.	100.		5.	100.		1.	100.		1.	100.		1.	100.		1.	a
1058	Ranun sce	67.		1.	100.		2.	67.		0.	100.		1.	100.		0.	50.		0.	100.		2.	75.		0.	100.		0.	100.		0.	25.		0.	100.		0.	100.		2.	50.		0.	.			
1074	Rorip amp	33.		1.	50.		0.	67.		2.	50.		1.	75.		0.	100.		2.	50.		4.	50.		1.	50.		1.	100.		0.	100.		0.	100.		0.	100.		0.	50.		0.	50.		0.	
1093	Rumex ace	100.		12.	100.		12.	100.		5.	100.		18.	100.		12.	100.		35.	100.		16.	100.		9.	100.		7.	100.		23.	100.		10.	100.		7.	100.		9.	100.		18.	100.		11.	
1250	Stell med	100.		1.	100.		1.	67.		0.	100.		1.	100.		2.	50.		0.	50.		0.	50.		0.	25.		0.	100.		1.	75.		1.	25.		0.	100.		2.	100.		9.	.			

Analyse op soortniveau

Omdat het aantal waarnemingen per beheersvorm gering is en de onderzoeksperiode kort, kan alleen bij zeer sterke beheerseffecten van significante verschillen sprake zijn. Dergelijke verschillen doen zich hier in beperkte mate voor. Om een wat breder beeld van de differentiatie tussen de beheersvormen te geven, zijn in tabel 3 naast de soorten met significante verschillen ook soorten opgenomen waarvoor aanzienlijke veranderingen zijn vastgesteld. De belangrijkste verschillen doen zich voor tussen de beheersvormen WWWW en WNWW enerzijds, en NWWN, NNWN en NNNN anderzijds. Dit onderscheid correspondeert met wel of geen aanvoer van nutriënten door bemesting en slootschoningsmateriaal.

De veranderingen sluiten in het algemeen goed aan op het ecologisch profiel van de soorten. Zo gedijen *Agrostis stolonifera* en *Rorippa amphibia* goed bij de beheersvormen WWWW en WNWW en minder goed bij de overige, extensievere beheersvormen (waar niet-meebemesten een onderdeel van is). Voor *Holcus lanatus*, *Carex disticha*, *C. nigra*, *Festuca rubra* en *Anthoxanthum odoratum* geldt juist het omgekeerde. Deze soorten doen het beter bij de extensievere beheersvormen NWWN, NNWN en NNNN.

Glyceria fluitans en *Juncus effusus* geven bij alle beheersvormen een toenemende abundantie te zien, al zijn de verschillen tussen de beheersvormen soms groot. Omdat deze vanaf het begin aanwezig zijn, kunnen ze niet worden toegeschreven aan de beheersdifferentiatie zoals die in het onderzoek tot stand is gebracht.

De veranderingen van *Rumex acetosa* en *Stellaria media* zijn grillig. Voor *R. acetosa* was de indruk in het veld dat deze toeneemt bij een late eerste maaibeurt. Deze toename bleef bij NNNN-beheer achterwege vanwege de uitbreiding van *Holcus lanatus*, die daar agressief was. Voor *Stellaria media* tenslotte is de tijdelijke toename in het tweede onderzoekjaar bij NNNN-beheer onverwacht en behoeft nadere toelichting. Deze slootkantdelen waren bij aanvang van het onderzoek sterker vertrapt dan gemiddeld, vanwege hun ligging dicht bij de ingang van het perceel, en boden daarom goede groeimogelijkheden voor deze annuelle pioniersoort. Na wegvallen van de beweiding neemt de soort eerst sterk toe, maar wordt met het sluiten van het vegetatiedek verdrongen; in 1988 is de soort zelfs geheel verdwenen.

Tabel 4. Soorten met significante verschillen in abundantie (a) en/of presentie (p) tussen verschillende jaren.

		1986		1987		1988		
nr	Afkorting	N= 20 %pr	Gbd%	N= 20 %pr	Gbd%	N= 20 %pr	Gbd%	
19	Agros cap	.		65.	3.	60.	4.	p
1215	Berul ere	25.	0.	20.	0.	45.	0.	a
144	Biden tri	85.	1.	75.	1.	50.	0.	a
2567	Bract rut	70.	3.	50.	1.	20.	1.	a
205	Cardm pra	95.	2.	100.	1.	100.	1.	a
235	Carex hir	80.	1.	70.	0.	60.	0.	a
2642	Cerad pur	45.	2.	95.	5.	.		a,p
437	Eleoc p-p	65.	3.	75.	1.	65.	4.	a
465	Equis *li	20.	0.	40.	0.	.		a,p
2376	Galiu pal	75.	1.	75.	0.	90.	1.	a
641	Hydrc vul	100.	1.	90.	0.	70.	1.	a
673	Juncu art	60.	0.	40.	0.	45.	1.	a
675	Juncu buf	30.	1.	5.	0.	5.	0.	p
763	Lotus uli	45.	0.	45.	0.	55.	0.	a
780	Lycop eur	35.	0.	10.	0.	25.	0.	a
958	Poa pra	85.	2.	65.	2.	50.	1.	a
967	Polyn amp	90.	1.	100.	0.	90.	0.	a
1056	Ranun rep	100.	2.	100.	5.	100.	1.	a
1058	Ranun sce	90.	1.	75.	1.	70.	0.	a
1112	Sagin pro	25.	2.	25.	0.	.		a
1173	Scute gal	100.	2.	90.	0.	80.	0.	a
1264	Tarax /pa	50.	0.	60.	0.	45.	0.	a
1306	Trifo rep	75.	1.	65.	1.	55.	0.	a
1311	Trigl pal	85.	2.	70.	1.	55.	2.	a

Het successieproces

Bij vergelijking van de jaren blijken 24 soorten significante veranderingen te zien geven (tabel 4). In het

overgrote deel gaat het om veranderingen in abundantie. Niettegenstaande de significantie van de veranderingen, blijkt dat deze zich over zeer kleine trajecten afspelen. Zo is bij *Berula erecta* de gemiddelde bedekking in alle jaren kleiner dan 1%. Alleen bij *Ranunculus repens* gaat het om een wat grotere verandering: van gemiddeld 5% in 1987 naar 1% in 1988.

Overige waarnemingen

Na drie jaar kan geen stabiele eindsituatie worden verwacht. De gebleken differentiatie is nog beperkt. Toch zijn de visuele verschillen in sommige opzichten groter dan uit het hierboven gepresenteerde naar voren is gekomen: groeivorm en vitaliteit zijn immers nog buiten beschouwing gebleven. Hieronder zullen daarom enkele aanvullende opmerkingen worden gemaakt.

maaidatum

De indruk was dat laat-maaien de betekenis voor de natuurwaarde niet ten goede kwam. Het was eerder zo dat een aantal soorten er 'ondanks het late maaien' nog stond (bijv. *Hydrocotyle vulgaris*, *Lysimachia nummularia*, *Stellaria palustris* en *Triglochin palustris*). Deze konden zich in het hoogopgroeiende gewas nauwelijks handhaven (geëtioleerde groeivormen) en zullen vroeger of later verdwijnen. Ook kiemplanten (van bijv. *Lychnis flos-cuculi*) konden zich in het zware gewas moeilijk handhaven. De indruk ontstond dat het bij hoge biomassavorming beter is tijdig te maaien dan zaadvorming van de kruiden af te wachten. Dit maaien biedt hernieuwde kansen aan laagblijvende, kiemende en/of maaibestendige soorten. Is de bodem door (langdurig) niet te bemesten minder produktief geworden, dan zou laat-maaien waarschijnlijk wel een positief effect kunnen geven (zie figuur 2).

niet-meebeweiden

Het niet-meebeweiden van de kanten gaf een gaver vegetatiedek, vertrapping bleef inmmers achterwege. Voor annuelle soorten als *Stellaria media* en *Polygonum hydropiper* was er daardoor minder plaats. Een onvoorzien effect was dat het talud in de loop van het onderzoek steiler werd dan bij beweiding; bij de slootschoning wordt namelijk het onderste deel van de kant opgetrokken, en omdat er van intrappen geen sprake was, werd de helling 'vanzelf' wat steiler. Dit is een aanwijzing dat bij afrasteren van de slootkanten de schoningsinspanning minder kan zijn. Afrasteren zou daarmee ook een bedrijfsmatig voordeel geven (zie ook paragraaf 3.4.4).

depositie slootschoningsmateriaal

Het effect van de depositie van slootschoningsmateriaal was — ook visueel — kleiner dan verwacht. Mogelijk hing dit samen met de volgende twee omstandigheden: de vrijkomende hoeveelheid slootschoningsmateriaal was gering en een deel van het schoningsmateriaal werd door regen teruggespoeld in de sloot, omdat het hoofdzakelijk op het lagere deel van het slootkanttalud was gedeponeerd.

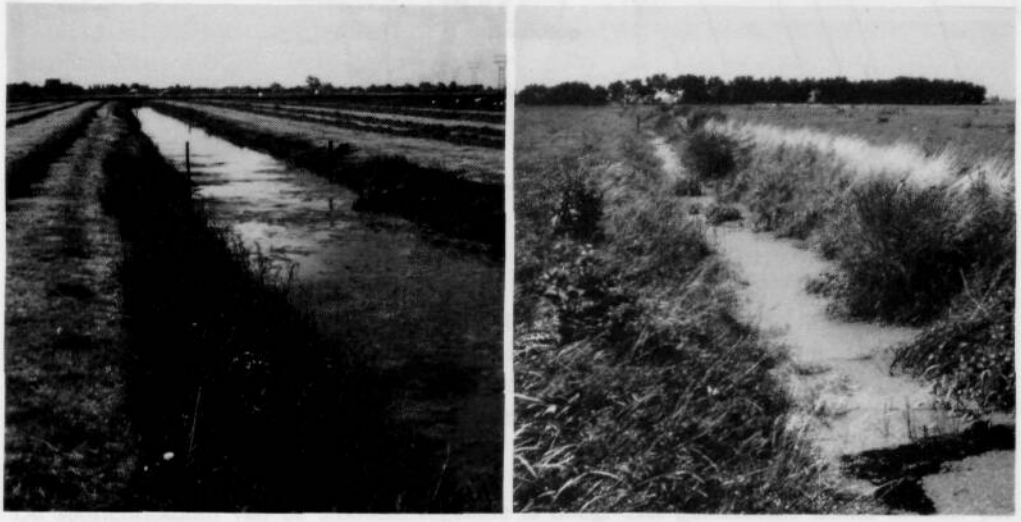
Conclusie locatie Hazerswoude

Van het meebemesten en de depositie van schoningsmateriaal is een bescheiden effect vastgesteld: het geïndiceerde trofieniveau is wat hoger. In de natuurwaardeparameters komt dit nog nauwelijks tot uitdrukking. Voor een aantal soorten is evenwel een interpre-

teerbaar verschil in abundantie gevonden. Soorten als *Agrostis stolonifera* en *Rorippa amphibia* nemen bij bemesting en depositie van schoningsmateriaal toe. Het niet-bemesten van kanten komt soorten als *Anthoxanthum odoratum*, *Carex disticha* en *Festuca rubra* ten goede.

Het effect van het laat-maaien van de kanten kon (nog) niet statistisch worden vastgesteld. Toch waren er wel al verschillen: in de laat-gemaaide slootkantdelen kwamen soorten als *Rumex acetosa* en *Holcus lanatus* sterker naar voren (figuur 2). Het hooiland-karakter van de slootkanten werd hiermee versterkt. Een toename van kruiden die aangewezen zijn op uitbreiding door zaadvorming, kon niet worden vastgesteld. Integendeel, het was de indruk in het veld dat het laat-maaien van hoog produktieve kanten op de diversiteit van de vegetatie ongunstige invloed kan hebben, vanwege de vervilting en verstikking van de vegetatie. Laagblijvende soorten zoals *Hydrocotyle vulgaris* en *Triglochin palustris* en kiemplanten (van bijv. *Lychnis flos-cuculi*) krijgen dan minder kans.

Het statistisch aangetoonde effect van het niet-meebeweiden van de slootkanten is beperkt: de grootste veranderingen zijn te zien in het wegvallen van soorten als *Stellaria media* en *Polygonum hydropiper* en een uitbreiding van *Holcus lanatus* en in mindere mate *Rumex acetosa*. Er zijn aanwijzingen gevonden dat bij afrasteren van slootkanten de slootschoningsinspanning wat kan worden verminderd, doordat de slootkant minder wordt uitgetrapt.

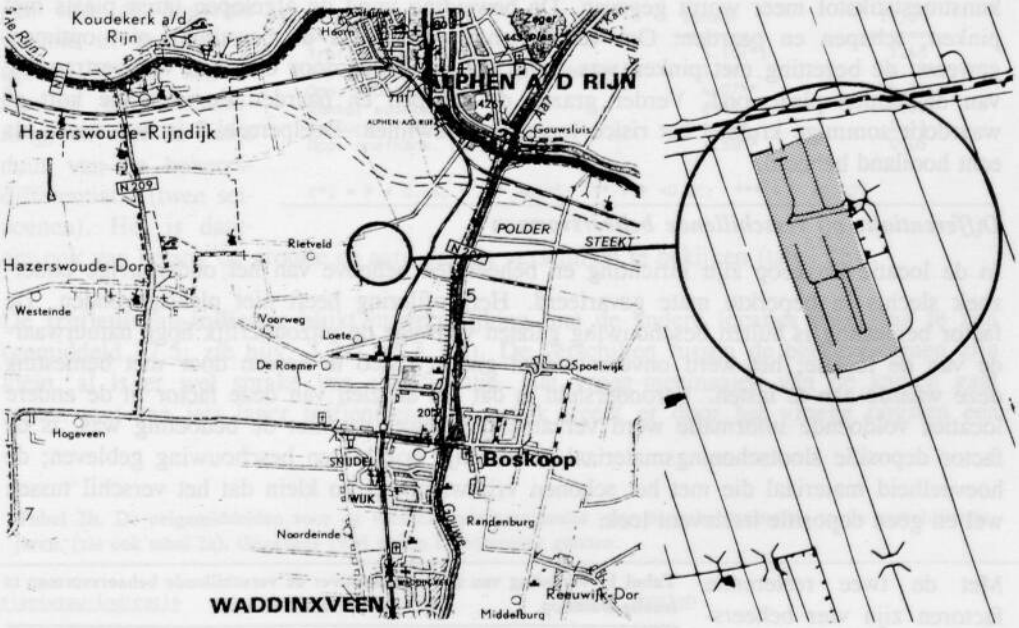


Figuur 2. Door de kanten bij de eerste maaibeurt over te slaan werd beoogd meer kansen te geven aan de bloei en zaadzetting van soorten. Hier profiteert met name *Rumex acetosa* daarvan (links; locatie Hazerswoude). Bij een hoge gewasproduktie treedt bij een uitgestelde maaidatum echter vervilting en verruiging op (rechts; locatie Berkenwoude), wat met name ten koste gaat van laagblijvende soorten. (Achter de eerste paal werd de kant wel

3.3.7 Resultaten locatie Boskoop

Algemeen

De locatie Boskoop (figuur 1) ligt ongeveer twee km ten noorden van de gelijknamige plaats en omvat één graslandperceel waarin een aantal sloten ligt. Dit wat merkwaardige slootstelsel is het restant van een eendenkooi die hier vroeger heeft gelegen. Het perceel is echter al lang (op zijn minst sinds het begin van deze eeuw) als grasland in gebruik. Met name de slootkanten zijn vrij voedselarm; er komen soorten als *Eriophorum angustifolium* en *Sphagnum spp.* in voor. Er heeft geen herprofilering plaatsgevonden. De vorm van de slootkanttaluds is evenwel opmerkelijk: deze benadert de terrasvorm in hoge mate (figuur 2). De hoge natuurwaarde en de taludvorm zijn de aanleiding geweest om het perceel in het onderzoek op te nemen.



Figuur 1. Ligging van locatie Boskoop.

Het gebruik van het perceel is altijd vrij extensief geweest. De grote afstand tot de voor circa tien jaar bijbehorende boerderij was hiervan een belangrijke reden. Navraag bij de vroegere eigenaar-gebruiker leerde dat er éénmaal per jaar een praam vaste mest naar toe werd gebracht. De oogst bestond uit één maaisnede in juni (soms juli), gevolgd door nabeweiding met droogstaande koeien.

De soortenrijkdom van de slootkantvegetatie is hoog. Het gemiddelde aantal soorten per opname bedroeg 52.3. In totaal zijn er 131 soorten aangetroffen.

voorgeschiedenis

De hoge natuurwaarde van het perceel is in het begin van de jaren 70 'ontdekt'. Het is aan de inspanningen van de 'ontdekkers' John van Gemeren en Klaas van den Berg te danken dat het perceel sinds 1979 niet al te intensief is gebruikt. In goed overleg is een deel (het midden van de voormalige kooi) van de rest afgescheiden, dat sindsdien als echt hooiland wordt gebruikt zonder enige vorm van bemesting. De rest is als wisselweide gebruikt, met een kunstmestgift van circa 200 kg N/ha.jr. De slootkanten zijn bij de bemesting zoveel mogelijk ontzien. Tevens werd overeengekomen dat bijna alle slootkanten hun oorspronkelijke profiel konden behouden en dat ze niet werden opgetrokken[1]. Het maaibeheer van de slootkanten wordt sindsdien door het IVN-Alphen a/d Rijn uitgevoerd.

De hoge natuurwaarde werd ook door de officiële natuurbescherming onderkend. In 1986 is het perceel eigendom geworden van de Stichting het Zuidhollands Landschap. Zoveel mogelijk wordt het vroegere beheer voortgezet: hooiland met nabeweiding, waarbij geen kunstmeststikstof meer wordt gegeven. De beweiding vond de afgelopen jaren plaats met pinken, schapen en paarden. Om verschillende redenen is de beweiding niet optimaal geweest: de bezetting met pinken was soms vrij hoog waardoor er nogal wat vertrapping van de kanten plaatsvond. Verder grazen de schapen en paarden de vegetatie kort af waardoor sommige kruiden het risico lopen te verdwijnen. Deelperceel-2 is wel steeds als echt hooiland beheerd.

Differentiatie bij verschillende beheersvormen

In de locatie Boskoop zijn inrichting en beheer ten behoeve van het onderhavige onderzoek slechts in beperkte mate gevarieerd. Herprofilering heeft niet plaatsgevonden. De factor bemesting is buiten beschouwing gelaten vanwege de uitzonderlijk hoge natuurwaarde van de locatie; het werd onverantwoord geacht risico te nemen door met bemesting deze waarde aan te tasten. Verondersteld is dat ten aanzien van deze factor in de andere locaties voldoende informatie werd verzameld. Hoewel dat niet de bedoeling was, is de factor depositie slootschoningsmateriaal uiteindelijk ook buiten beschouwing gebleven; de hoeveelheid materiaal die met het schonen vrijkwam was zo klein dat het verschil tussen wel en geen depositie irrelevant leek.

Met de twee resterende factoren zijn vier beheersvormen neergelegd (tabel 1). Het maairegime is vanaf het tweede seizoen gevarieerd. Het verschil in maaitijdstip bedroeg vier tot vijf weken (eind-mei versus eind-juni/begin-juli). Wat betreft het beweidingsregime zijn er enerzijds in het kader van het onderzoek verschillen gecreëerd door slootkantdelen met schapengaas af te rasteren en is er ander-

Tabel 1. Verdeling van de opnamen over de verschillende beheersvormen in locatie Boskoop.

	NWWN	NWNN	NNWN	NNNN
niet-geherprofileerd	1-2	2	1-4	2-6

Waarnemingen over 1986, 1987, 1988.
In totaal 32 opnamen. Voor 1987 en 1988 26 opnamen.

[1] Deze afspraak werd gemaakt terwijl de boer bezig was met een kraan de kanten van de buitensloot op te trekken. Overtuigd van het bijzondere karakter van de slootkantvegetatie, is hij ermee gestopt. Dit voorval toont aan hoe belangrijk particulier initiatief kan zijn.

zijds gebruik gemaakt van de bestaande verschillen, te weten het echte hooiland en het hooiland met nabeweiding.

Analyse op opnameniveau

Verschillen tussen de voor het onderzoek ingestelde beheersvormen

Door middel van variantie-analyse is de betekenis bepaald van de factoren beheer en tijd. De meeste verschillen zijn niet significant. Het beheer blijkt voor drie, de factor tijd voor twee parameters van significante betekenis te zijn (tabel 2a) en betreft zowel ecologische factoren als de natuurwaardeparameters.

Het betrekkelijk kleine aantal significante verschillen kan samenhangen met de beperkte variatie in het beheer (geen verschil in bemesting en slootschoning) en met de korte duur van de beheersdifferentiatie (twee seizoenen). Het is daarom ook van belang de grootte en aard van de verschillen te bekijken (tabel 2b).

Tabel 2a. Variantie-analyse voor de factoren beheer en tijd (1987-1988). F-waarden en significanties zijn weergegeven. (n=26)

Parameter	beheer	tijd
Trofieniveau-indicatie	3.10(*)	1.43
Opp. voedselarm - matig voedselrijk	1.39	6.18*
Opp. storingssoorten	4.07**	15.77**
Aantal soorten	2.56	0.69
Natuurwaarde-index	4.96*	0.11
Opp.-onafhank. natuurw-index	6.38**	0.05

(*) = P < 0.06; * = P <0.05; ** = P <0.01; *** = P <0.001

De **trofieniveau-indicatie** blijkt in vergelijking met de andere locaties zeer laag te zijn (gemiddeld 37.5; zie bijv. 3.3.5 en 3.3.6). De verschillen tussen de beheersvormen zijn klein, al is er wel sprake van significantie. Het vroeg-meemaaien van de kanten gaat samen met een iets lager trofieniveau. Mogelijk treedt er door het vroege oogsten een

Tabel 2b. De celgemiddelden voor de verschillende parameters voor de beheerssituaties in de verschillende jaren. (zie ook tabel 2a). Gegevens 1986 buiten beschouwing gelaten.

Trofieniveau-indicatie

	NWWN	NWNN	NNWN	NNNN
(86	37.0	--	38.0	38.0)
87	41.0	35.0	38.8	38.8
88	38.0	34.0	37.0	37.3

Aantal soorten

	NWWN	NWNN	NNWN	NNNN
(86	50.5	--	59.0	50.0)
87	60.0	44.5	52.8	55.2
88	51.0	47.5	49.8	55.0

Opp. voedselarme - matig voedselrijke srtn

	NWWN	NWNN	NNWN	NNNN
(86	74.5	--	59.0	77.5)
87	35.0	67.0	63.0	68.8
88	68.0	85.5	81.8	73.5

Natuurwaarde-index

	NWWN	NWNN	NNWN	NNNN
(86	55.5	--	56.0	57.0)
87	55.0	57.0	55.5	56.2
88	55.0	58.5	54.8	56.2

Opp. storingssoorten

	NWWN	NWNN	NNWN	NNNN
(86	7.0	--	7.0	1.0)
87	7.0	1.0	3.8	2.6
88	1.0	0.0	1.5	2.2

Oppervl-onafh. natuurw.-index

	NWWN	NWNN	NNWN	NNNN
(86	40.5	--	41.0	48.0)
87	38.0	46.5	42.5	42.8
88	39.0	47.5	40.2	42.0

extra verschraling op. Een beweidingseffect is (nog) niet zichtbaar. Het **oppervlak voedselarme tot matig voedselrijke soorten** is zeer hoog (tot 85%). De veranderingen in de tijd zijn groot, maar er is geen verband met de gevarieerde beheersfactoren. Het **oppervlak storingssoorten** is vanaf het begin laag en neemt nog verder af (tot ca. 1%). Hoewel het verschil tussen de beheersvormen significant is, kan hieraan geen grote betekenis worden toegekend, omdat de verschillen steeds kleiner worden.

De natuurwaardeparameters geven gemiddeld een zeer hoge score. Bij de **oppervlakteonafhankelijke natuurwaarde-index** wordt voor het beheer een significante betekenis gevonden. Een vroege maaibeurt zonder beweiding (NWNN) geeft een hoge index (46 à 47 tegen 38 à 43 voor de andere beheersvormen). Opvallend is de daling bij laat-maaien van de kanten (NNNN) (48 → 42). Hetzelfde verschijnsel is herkenbaar bij de **natuurwaarde-index**, zij het in afgezwakte vorm. Opvallend is dat het beeld voor het **aantal soorten** hier niet mee correspondeert. Zo is het aantal soorten bij NWNN-beheer relatief laag (in 1988 47 versus 50 à 55 bij de andere beheersvormen), terwijl er bij NNNN-beheer bovendien van een stijging sprake is (50 → 55). Hiermee wordt de betekenis van de keuze van waarderingsparameter onderstreept.

Verschillen tussen echt hooiland en hooiland met nabeweiding

Zoals reeds uiteengezet is een deel van het perceel sinds 1979 als echt hooiland in gebruik, terwijl de rest als wisselweide en later als hooiland met nabeweiding is gebruikt. Los van de beheersverschillen die ten behoeve van het onderzoek zijn gecreëerd, kunnen de slootkanten van beide gebruiksvormen met elkaar worden vergeleken. De verdeling van de opnamen over de twee gebruiksvormen is weergegeven in tabel 3.

Tabel 3. Verdeling van de opnamen over twee gebruiksvormen in locatie Boskoop.

	echt hooiland	overig
niet-geherprofileerd	2-4	5-9

Waarnemingen over 1986, 1987, 1988. In totaal 32 opnamen.

Door middel van variantie-analyse is de betekenis bepaald van de factoren gebruikswijze en tijd. De gebruikswijze heeft een duidelijke betekenis: voor vijf van de zes effectparameters zijn de verschillen significant. De tijd geeft voor twee parameters significante verschillen (tabel 4a).

De celgemiddelden staan in tabel 4b. Voor de **trofieniveau-indicatie** zijn de verschillen — hoewel significant — betrekkelijk gering. Bij echt hooilandgebruik is de score iets lager dan bij hooiland met nabeweiding (36 versus 38). Naast het oogstregime zal dit verschil samenhangen met het verschil in bemesting (zie paragraaf algemeen). In het **oppervlak voedselarme tot matig voedselrijke soorten** wordt geen verschil

Tabel 4a. Variantie-analyse voor de factoren gebruiksvorm en tijd (1986–1988). F-waarden en significanties zijn weergegeven. (n=32)

Parameter	gebr vorm	tijd
Trofieniveau-indicatie	5.20*	0.25
Opp. voedselarm - matig voedselrijk	3.05	4.04*
Opp. storingssoorten	48.25***	10.96***
Aantal soorten	6.16*	0.68
Natuurwaarde-index	14.31**	0.57
Opp.-onafhank. natuurw.-index	67.23***	0.29

(*) = P < 0.06; * = P <0.05; ** = P <0.01; *** = P <0.001

gevonden; er is wel sprake van een aanzienlijke fluctuatie. Illustratief is het gedrag van het **oppervlak storingssoorten**: als gevolg van het ontbreken van beweiding en vertrapping is het aandeel op het echte hooiland verwaarloosbaar, terwijl bij hooiland met nabeweiding het aandeel aanvankelijk substantieel is (7%). Gedurende het onderzoek is wel sprake van een sterke afname. Deze hangt samen met het omschakelen van beweiding met pinken (veel vertrapping) naar beweiding met schapen en paarden (minder vertrapping in de kanten).

Tabel 4b. De celgemiddelden voor de verschillende parameters voor de onderzochte gebruikswijzen in de verschillende jaren. (zie ook tabel 4a)

Trofieniveau-indicatie

	echt hooil.	hooil.+nabew.
86	37.0	38.0
87	36.8	39.1
88	35.0	37.4

Aantal soorten

	echt hooil.	hooil.+nabew.
86	50.0	57.2
87	47.2	55.9
88	49.5	52.1

Opp voeds.arme tot matig voeds.rijke srtn

	echt hooil.	hooil.+nabew.
86	86.5	69.6
87	69.2	61.0
88	82.0	79.3

Natuurwaarde-index

	echt hooil.	hooil.+nabew.
86	57.0	55.8
87	57.0	55.5
88	57.5	55.2

Oppervlakte storingssoorten

	echt hooil.	hooil.+nabew.
86	0.0	7.2
87	1.2	4.0
88	0.7	1.7

Opp.vl.-onafh. nat.wrd-index

	echt hooil.	hooil.+nabew.
86	48.0	41.2
87	46.5	41.1
88	46.2	40.1

De resultaten van de natuurwaarderingsparameters lopen onderling niet volledig parallel. Voor het **aantal soorten** blijkt hooiland met nabeweiding hoger te scoren dan het echte hooiland, al loopt het aantal bij nabeweiding wel wat terug. Voor de **natuurwaarde-index** ligt dat juist andersom, dan scoort het hooiland hoger (57 versus 55). Dit geldt ook voor de **oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index** waarbij het verschil nog groter is (47 versus 41).

Analyse op soortniveau

Verschillen tussen de voor het onderzoek ingestelde beheersvormen

Van de 131 voorkomende soorten geven er 9 significante verschillen, alle in abundantie en 1 (ook) in presentie. Opmerkelijk is dat de meeste verschillen betrekking hebben op het NWNN-beheer, dus daar waar vroeg werd gemaaid, zonder beweiding (tabel 5). Zo hebben bij dit beheer *Agrostis capillaris*, *Cerastium fontanum*, *Eriophorum angustifolium* en *Ranunculus flammula* een lage bedekking, en hebben *Lotus uliginosus*, *Lysimachia thyrsiflora* en *Potentilla anglica* een relatief hoge bedekking. De soorten van de eerste groep (met lagere abundantie) zijn op zich tegen maaien bestand, maar een vroege maaibeurt beperkt hun uitgroeimogelijkheden. In de hergroei leggen ze het af tegen de tweede groep, die vooral leek te profiteren van de grotere lichtinval.

Tabel 5. Soorten met significante verschillen in abundantie (a) en/of presentie (p) tussen verschillende beheersvormen.

		beheer NWWN						beheer NWNN					
		1986		1987		1988		1986		1987		1988	
nr	Afkorting	N= 1 %pr	Gbd%	N= 0 %pr	Gbd%	N= 0 %pr	Gbd%	N= 0 %pr	Gbd%	N= 2 %pr	Gbd%	N= 2 %pr	Gbd%	
19	Agros cap	100.	63.	.		.		.		100.	2.	100.	11.	a
2620	Callr cus	100.	3.	.		.		.		100.	2.	50.	1.	a
296	Ceras fon	.		.		.		.		.		100.	0.	a
476	Eriop ang	100.	9.	.		.		.		100.	0.	100.	1.	a,p
631	Holcu lan	100.	9.	.		.		.		100.	6.	100.	5.	a
763	Lotus uli	100.	0.	.		.		.		100.	9.	100.	6.	a
783	Lysim thy	100.	0.	.		.		.		100.	28.	100.	5.	a
1005	Poten ang	100.	1.	.		.		.		100.	9.	100.	9.	a
1048	Ranun fla	100.	1.	.		.		.		100.	0.	100.	0.	a

(vervolg tabel 5)

		beheer NNWN						beheer NNNN					
		1986		1987		1988		1986		1987		1988	
nr	Afkorting	N= 1 %pr	Gbd%	N= 4 %pr	Gbd%	N= 4 %pr	Gbd%	N= 3 %pr	Gbd%	N= 5 %pr	Gbd%	N= 6 %pr	Gbd%	
19	Agros cap	100.	38.	100.	33.	100.	52.	100.	7.	100.	30.	100.	26.	a
2620	Callr cus	100.	0.	75.	2.	75.	3.	100.	1.	80.	1.	100.	2.	a
296	Ceras fon	.		100.	0.	50.	0.	.		80.	0.	83.	0.	a
476	Eriop ang	.		50.	19.	50.	9.	.		20.	0.	17.	0.	a,p
631	Holcu lan	100.	9.	100.	9.	100.	6.	100.	3.	100.	6.	100.	6.	a
763	Lotus uli	.		.		25.	0.	100.	1.	80.	5.	83.	1.	a
783	Lysim thy	100.	1.	100.	1.	100.	0.	100.	9.	100.	2.	100.	1.	a
1005	Poten ang	100.	1.	100.	3.	75.	1.	100.	9.	100.	4.	100.	2.	a
1048	Ranun fla	100.	0.	100.	9.	100.	1.	100.	0.	100.	8.	100.	2.	a

Verschillen tussen echt hooiland en hooiland met nabeweiding

De verschillen tussen deze gebruiksvormen zijn duidelijk groter dan die gevonden zijn bij bovenstaande analyse: in totaal geven 32 soorten significante verschillen te zien, waarbij het grootste deel betrekking heeft op de abundantie (tabel 6). De meeste soorten geven een voorkeur te zien voor de beweide slootkanten. Het gaat enerzijds om soorten die bestand zijn tegen regelmatige afvraat of vertrapping zoals *Agrostis stolonifera*, *Glyceria fluitans*, *Ranunculus repens*, *Bidens tripartita* en *Polygonum amphibium* en anderzijds om lager

Tabel 6. Soorten met significante verschillen in abundantie (a) en/of presentie (p) tussen verschillende gebruikswijzen (echt hooiland, hooiland met nabeweiding).

		echt hl		hl + bew					echt hl		hl + bew		
nr	Afkorting	N= 10 %pr	Gbd%	N= 24 %pr	Gbd%		nr	Afkorting	N= 10 %pr	Gbd%	N= 24 %pr	Gbd%	
19	Agros cap	100.	5.	100.	40.	a	665	Iris pse	40.	0.	42.	0.	a
18	Agros sto	60.	1.	71.	12.	a	673	Juncu art	60.	1.	100.	4.	a
28	Alism pla	.		58.	0.	p	763	Lotus uli	100.	5.	58.	1.	a
144	Biden tri	100.	1.	96.	4.	a	783	Lysim thy	100.	10.	100.	0.	a
2620	Callg cus	90.	1.	88.	3.	a	785	Lythr sal	60.	0.	38.	0.	a
235	Carex hir	30.	1.	42.	0.	a	933	Phrag aus	50.	20.	75.	1.	a
259	Carex rip	80.	14.	50.	0.	a	967	Polyn amp	.		46.	1.	p
2666	Dclla cer	30.	1.	75.	3.	a	1005	Poten ang	100.	8.	96.	1.	a
456	Epilo pal	60.	0.	42.	0.	a	1040	Ranun acr	80.	0.	17.	0.	p
462	Equis arv	.		54.	4.	p	1048	Ranun fla	100.	0.	100.	5.	a
476	Eriop ang	60.	0.	42.	7.	a	1056	Ranun rep	90.	1.	100.	4.	a
520	Festu r-c	70.	2.	13.	2.	p	1112	Sagin pro	.		54.	1.	p
584	Glyce flu	30.	0.	96.	2.	a,p	1173	Scute gal	100.	5.	100.	1.	a
585	Glyce max	30.	0.	50.	6.	a	1533	Sparg e-e	.		50.	0.	p
631	Holcu lan	100.	3.	100.	9.	a	3023	Sphag squ	100.	21.	75.	4.	a
641	Hydrc vul	40.	0.	71.	2.	a	3024	Sphag sub	20.	20.	33.	8.	a

blijvende soorten die profiteren van de door beweiding vergrote lichtinval op de bodem en die betrekkelijk ongevoelig zijn voor vertrapping, zoals *Hydrocotyle vulgaris*, *Juncus articulatus* en *Sagina procumbens*. De soorten met voorkeur voor het echte hooiland zijn overwegend hoger opgroeiende soorten die niet bestand zijn tegen te intensieve storing in het groeiseizoen door vraat of maaien, bijvoorbeeld *Carex riparia*, *Iris pseudacorus*, *Lythrum salicaria*, *Phragmites australis* en *Ranunculus acris*.

Bijzondere soorten

Zoals vermeld is er sprake van een extensief landbouwkundig gebruik. Dit komt onder meer tot uitdrukking in het voorkomen van een aantal tegenwoordig vrij zeldzame soorten die aparte vermelding verdienen zoals *Eriophorum angustifolium*, *Carex echinata*, *C. panicea*, *Luzula multiflora*, *Dactylorhiza majalis* en *Sphagnum spp.* die de lage bemestingsgraad illustreren en *Achillea ptarmica*, *Filipendula ulmaria*, *Trifolium pratense*, *Vicia cracca* die karakteristiek zijn voor een extensief maairegime. *Iris pseudacorus*, *Calla palustris* en *Nasturtium microphyllum*, soorten die juist op de overgang van water en land groeien, geven met hun aanwezigheid aan dat de slootschoning niet rigoreus wordt uitgevoerd.

Conclusies locatie Boskoop

De verschillen die zich manifesteren als gevolg van veranderingen in het maai- en beweidingsregime gedurende twee seizoenen, zijn bescheiden maar wel duidelijk. Vroeger maaien (eind-mei/begin-juni in plaats van juli) — in dit geval bij geen tot lage bemesting — lijkt gunstig te zijn voor de natuurwaarde van de vegetatie. Soorten als *Lotus uliginosus*, *Lysimachia thyrsiflora* en *Potentilla anglica* nemen in bedekking toe. Dit betekent

Figuur 2. Door de beweiding — het perceel is vanoudsher als hooiland met nabeweiding gebruikt — is de slootkant in de loop der jaren verlaagd en komt overeen met een terrastalud. Dankzij het extensieve gebruik groeien hier soorten van vochtige, voedselarme omstandigheden, waaronder Egelboterbloem (*Ranunculus flammula*), Sterzegge (*Carex echinata*) enkele soorten veenmossen (*Sphagnum spp.*) en veenpluis (*Eriophorum angustifolium*).

echter niet dat het integraal vroeg-maaien van de kanten het beste is. Een dergelijke eenvormigheid is niet gewenst; de vroeg- en laatbloeiende kanten herbergen beide karakteristieke en waardevolle soorten, nog los van de betekenis van een late maaidatum voor andere organismen (vogels, insecten). Wel kan op basis van deze resultaten worden overwogen om in reservaten enige ruimtelijke variatie in maaitijdstip aan te houden. Dit geeft een gevarieerdheid in vegetatiestructuur en -samenstelling en kan ook de insectenfauna ten goede komen.

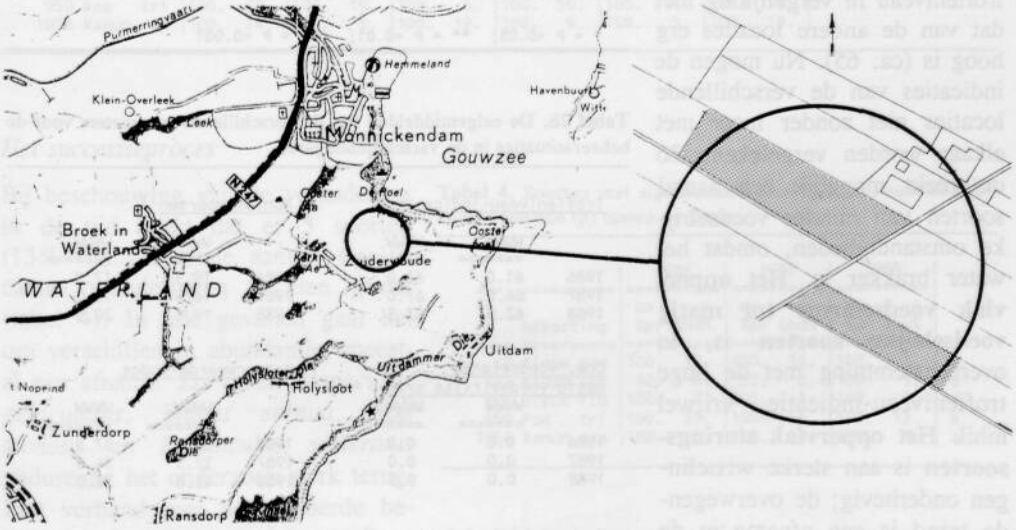
Grotere verschillen doen zich voor tussen gebruik als echt hooiland en hooiland met nabeweiding. Echt hooiland geeft hogere natuurwaarde-indices, waarbij soorten als *Carex riparia*, *Iris pseudacorus*, *Lythrum salicaria*, *Phragmites australis* en *Ranunculus acris* worden bevoordeeld. Nabeweiding levert een groter aandeel storingssoorten op, wat het aantal soorten weliswaar vergroot (o.a. met *Glyceria fluitans*, *Ranunculus repens*, *Bidens tripartita* en *Polygonum amphibium*), maar lagere natuurwaarde-indices oplevert.

3.3.8 Resultaten locatie Zuiderwoude

Algemeen

De in Waterland (NH) gelegen locatie Zuiderwoude (figuur 1) omvat twee percelen. Deze maken deel uit van een particulier bedrijf. De percelen worden matig intensief als wisselweide gebruikt, tijdens het onderzoek bedroeg de N-gift circa 250 kg/ha.jr.

Kenmerkend voor Waterland is het licht brakke karakter van het grondwater (Westhoff *et al.*, 1971; Den Held, 1978, 1984; Prov. NH, 1987). Voor het slootwater vonden wij een chloridegehalte van 300-400 mg/l, wat het licht brakke karakter bevestigt. Naast het belang als ecologische factor heeft brak water ook consequenties voor het schoningsregime van de sloten. Door het brakke water wordt de afschuifweerstand van de bodemdeeltjes namelijk geringer (Pot & Roels, 1983), waardoor de slootkanten vertrappingsgevoeliger zijn dan in andere veenweidegebieden. Om deze reden worden veel sloten in Waterland twee maal per jaar geschoond: in de (voor)zomer en in het najaar. Onder meer door deze omstandigheden is de soortenrijkdom van de slootkanten laag. Het gemiddelde aantal soorten per opname bedroeg slechts 18. In totaal zijn er 38 soorten aangetroffen.



Figuur 1. Ligging van locatie Zuiderwoude.

Differentiatie bij verschillende beheersvormen

In de locatie Zuiderwoude zijn slechts twee beheersvormen vergeleken en is er geen herprofilering uitgevoerd (tabel 1). De bedrijfsomstandigheden lieten geen uitgebreidere proefopzet toe. Gevarieerd is het maairegime, d.w.z. het wel of niet voor 1 juli meemaaien van de kanten. Nu is het verschil in maai-

Tabel 1. Verdeling van de opnamen over de verschillende beheersvormen.

	WWW	WNW
niet-geherprofileerd	2	2

over 1986,'87 en '88 in totaal 12 opnamen

regime hier minder sterk uitgevallen dan bij de andere locaties het geval was. Na de eerste snede werd namelijk vrij snel weer geweid (ruim voor 1 juli). Dat betekent dat de met maaien gespaarde slootkanten voor een belangrijk deel vrij vroeg in het seizoen door het vee werden afgevreten.

Analyse op opnameniveau

De betekenis van het beheer is door middel van variantie-analyse bepaald. Er zijn voor beheer noch tijd significante verschillen gevonden (tabel 2a). Hierbij moet worden aangetekend dat het aantal waarnemingen minimaal is en dus de kans op significante verschillen gering. Hieronder worden de scores van de verschillende parameters besproken (tabel 2b).

De **trofieniveau-indicatie** loopt voor de twee beheersvormen weinig uiteen. Verschil op dit punt was ook niet te verwachten omdat het bemestingsbeheer niet is gevarieerd. Wel is opvallend dat het geïndiceerde trofieniveau in vergelijking met dat van de andere locaties erg hoog is (ca. 65). Nu mogen de indicaties van de verschillende locaties niet zonder meer met elkaar worden vergeleken. Zo ontbreekt mogelijk een aantal soorten van minder voedselrijke omstandigheden, omdat het water brakker is. Het **oppervlak voedselarme tot matig voedselrijke soorten** is, in overeenstemming met de hoge trofieniveau-indicatie vrijwel nihil. Het **oppervlak storingssoorten** is aan sterke wisselingen onderhevig; de overwegende trend is een afname in de tijd. In het laatste jaar is er een aanzienlijk verschil tussen beide beheersvormen (9% versus 26%). Vroeg-meemaaien lijkt het aandeel van de storingssoorten te verminderen.

Tabel 2a. Variantie-analyse voor de factoren beheer en tijd. F-waarden en significanties zijn weergegeven. (n=12)

Parameter	beheer	tijd
Trofieniveau-indicatie	0.19	1.66
Opp. voedselarm - matig voedselrijk	1.00	1.00
Opp. storingssoorten	2.41	2.68
Aantal soorten	0.23	2.51
Natuurwaarde-index	0.20	3.30
Opp.-onafhank. natuurw.-index	0.33	0.44

* = P <0.05; ** = P <0.01; *** = P <0.001

Tabel 2b. De celgemiddelden van de verschillende parameters voor de beheerssituaties in de verschillende jaren.

Trofieniveau-indicatie

	WWWW	WNWW
1986	61.0	62.0
1987	66.0	67.0
1988	62.5	63.5

Aantal soorten

	WWWW	WNWW
1986	19.5	17.0
1987	16.5	15.5
1988	19.0	20.5

Opp. voedselarme - matig voedselrijke srtn

	WWWW	WNWW
1986	0.0	0.0
1987	0.0	0.0
1988	0.0	0.5

Natuurwaarde-index

	WWWW	WNWW
1986	37.0	37.0
1987	32.5	34.5
1988	43.0	38.0

Oppervlak storingssoorten

	WWWW	WNWW
1986	26.5	43.5
1987	32.0	27.5
1988	9.5	26.0

Opp.-onafh. nat.wrde-index

	WWWW	WNWW
1986	22.5	23.0
1987	21.5	22.0
1988	22.0	22.5

Zoals opgemerkt is het **aantal soorten** erg laag. Laat-maaien geeft hier vooralsnog weinig verandering in. Ook de **natuurwaarde-index** is vrij laag en fluctueert aanzienlijk, met name bij het WWWW-beheer (32 → 43). De **oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index** is eveneens vrij laag. Deze is gedurende het onderzoek nagenoeg constant en laat

tussen de twee beheersvormen nauwelijks verschillen zien. De lage waarde wordt mogelijk bepaald door het brakke karakter van het water[1].

Analyse op soortniveau

Wanneer de gegevens van de gehele onderzoeksperiode samen worden genomen, blijken er geen significante verschillen tussen de beheersvormen te zijn. Los van de significantie zijn er twee soorten waarvoor wel aanzienlijke verschillen tussen de twee beheersvormen worden gevonden. *Poa trivialis* heeft een duidelijk hogere bedekking wanneer er laat wordt (mee)gemaaid, terwijl *Ranunculus repens* een hogere bedekking heeft als er vroeg wordt gemaaid (tabel 3). Deze verschillen sluiten niet bij de verwachting aan. Beide soorten zijn zeer maaibestendig. Mogelijk geeft een open vegetatiestructuur in de voorzomer (vroeg maaien) aan *R. repens* meer hergroeimogelijkheden dan aan *P. trivialis*.

Tabel 3. Soorten met substantiele (maar niet significante) verschillen in abundantie (a) en/of presentie (p) tussen verschillende beheersvormen.

		beheer WWWW						beheer WNWW					
		1986		1987		1988		1986		1987		1988	
		N=	2	N=	2	N=	2	N=	2	N=	2	N=	2
nr	Afkorting	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%
959	Poa tri	100.	28.	100.	19.	100.	6.	100.	50.	100.	14.	100.	19.
1056	Ranun rep	100.	14.	100.	5.	100.	19.	100.	9.	100.	5.	100.	10.

Het successieproces

Bij beschouwing van de verandering in de tijd blijkt dat er 5 soorten (13% van het totale aantal) significante veranderingen te zien geven (tabel 4). In alle gevallen gaat het om verschillen in abundantie, meestal een afname. Zo vallen *Alopecurus geniculatus*, *Bidens cernua*, *Poa trivialis* en *Ranunculus sceleratus* gedurende het onderzoek sterk terug. Een verband met het gevoerde beheer is niet direct te leggen. De sterke achteruitgang van *Alopecurus geniculatus* en *Ranunculus sceleratus* in het derde jaar zouden op een vermindering van het vochtige, open oppervlak kunnen wijzen. Nu worden de sloten in Waterland zoals gezegd soms twee maal per jaar geschoond, in de zomer en in de herfst. De onderzochte kanten zijn in 1986 en 1987 tweemaal geschoond, maar in 1988 is de zomerschoning achterwege gebleven. Dat kan de achteruitgang van deze soorten verklaren.

Tabel 4. Soorten met significante verschillen in abundantie (a) en/of presentie (p) tussen de jaren.

		1986		1987		1988		
		N=	4	N=	4	N=	4	
nr	Afkorting	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%	
40	Alope gen	100.	15.	100.	14.	100.	1.	a
141	Biden cer	50.	6.	50.	0.	100.	1.	a
584	Glyce flu	100.	7.	100.	1.	100.	9.	a
959	Poa tri	100.	39.	100.	16.	100.	12.	a
1058	Ranun sce	100.	8.	100.	11.	100.	0.	a

[1] Brak water en hoge natuurwaarden sluiten elkaar overigens niet uit. De kanten van rietlanden in brakwatergebieden kunnen wel een hoge natuurwaarde bezitten, met soorten als *Althaea officinalis* en *Cochlearia officinalis*.

Conclusies locatie Zuiderwoude

De verschillen in maairegime leveren nauwelijks verschillen in de vegetatie op. Dit is mogelijk veroorzaakt doordat een deel van het verschil in maaitijdstip is genivelleerd door het beweidingsregime (vroege beweiding). Voorts is de soortenrijkdom van de kanten voor deze locatie in het algemeen gering als gevolg van het licht brakke water. Het is de vraag of er in dergelijke omstandigheden wel een potentie is voor soortenrijke slootkanten.

Een belangrijk aspect waarin deze locatie verschilt van de andere, is dat de sloten doorgaans tweemaal per jaar worden geschoond. Gezien de resultaten bij de andere locaties mag worden verondersteld dat dit een sterk negatief effect heeft op de samenstelling van de slootkantvegetatie. Wellicht biedt het zoeken naar mogelijkheden om de slootschoningsfrequentie terug te brengen naar eenmaal per jaar (of nog minder) hier meer perspectief dan het veranderen van het maairegime. Mogelijk levert het afrasteren van de slootkanten, zodat deze minder worden vertrapt, hiervoor aanknopingspunten (zie ook paragraaf 3.4.4).

Figuur 2. Een karakteristiek beeld van het veenweidelandschap bij Zuiderwoude; een strook met stolpboerderijen (Tekening: Ronald Flipphi).

3.4 Onderzoek op enkele plaatsen met specifieke inrichtings- en beheersomstandigheden

Behalve de experimentele locaties, zijn ook enkele andere locaties met interessante inrichtings- en/of beheersvormen onderzocht.

In de locatie **Donkse Laagten, lange en korte broek** (paragraaf 3.4.1) gaat het om het slootschoningsregime. Sinds een aantal jaren wordt het slootschoningsmateriaal aan één zijde van de slootkanten gedeponeerd, consequent aan dezelfde kant. Onderzocht is of dit in de samenstelling van de slootkantvegetatie al is terug te vinden.

De locatie **Geerstrook** (paragraaf 3.4.2) betreft een perceel dat enkele jaren geleden is afgegraven, zodat een veel nattere bodem is ontstaan. Onderzocht is of de vegetatie die daar ontstaat een hoge natuurwaarde heeft en of de ontwikkeling vergelijkbaar is met die op de experimentele terrassen.

Paragraaf 3.4.3 handelt over zogenaamde **Uitstekken**, kopse einden van percelen in de Alblasserwaard, die rond 1350 zijn afgegraven ten behoeve van speciewinning voor het opwerpen van een dijk. Deze uitstekken vertonen qua vorm sterke overeenkomst met de terrassering aan de kopse einden zoals die in het kader van het experimentele onderzoek zijn aangelegd, maar hebben wel veel grotere afmetingen. Onderzocht is in welk opzicht de vegetatie van de uitstekken zich onderscheidt van die van de aangrenzende percelen en slootkanten.

Locatie **Gouderak** (paragraaf 3.4.4) betreft een perceel waarvan de kanten sinds ongeveer vijftien jaar zijn afgerasterd. Dit is gedaan om vertrapping door het vee te verminderen. Onderzocht is wat deze al lang toegepaste beheersmaatregel voor de samenstelling van de slootkantvegetatie heeft opgeleverd. Tevens is aandacht gegeven aan de manier waarop deze maatregel in de bedrijfsvoering is ingepast.

De gebruikte parameters voor de interpretatie van de gegevens komen vrijwel overeen met die van paragraaf 3.3. De inventarisatie- en onderzoeksmethode wijken soms iets af. Wanneer van dergelijke afwijkingen sprake is, zal daaraan bij de betreffende rapportage aandacht worden geschonken.

3.4.1 Resultaten locatie Donkse Laagten, lange en korte broek; het effect van het slootschonings- en beweidingsregime

Algemeen

Het reservaat de Donkse Laagten biedt behalve in de vorm van het experimentele onderzoek (paragraaf 3.3.4) ook andere goede mogelijkheden voor slootkantonderzoek. Daarvoor levert het beheersplan de basis. Hierin wordt namelijk voorgeschreven dat de sloten jaarlijks met de maaikorf worden geschoond en dat het schonen van de twee zijden van de sloot in één werkgang wordt uitgevoerd, waarbij het schoningsmateriaal aan één kant wordt gedeponeerd (figuur 1). Hiermee wordt aan één zijde een zekere verschraling nagestreefd. Sinds de voltooiing van het reservaat (1984) wordt dit werk consequent op dezelfde wijze uitgevoerd. Naast de slootschoning is ook de gebruikswijze van de percelen vastgelegd. Dit varieert van standweide tot echt hooiland. De betekenis van de zo verkregen beheersverschillen voor de slootkantvegetatie is onderzocht. Een complicatie is dat de percelen vóór de reservaatvorming bij diverse ondernemers in gebruik waren. Het verschil in exploitatiewijze kan nog in de samenstelling van de vegetatie doorwerken en ruis veroorzaken. Door te letten op veranderingen in de tijd kan dit worden ondervangen.

Figuur 1. In reservaat de Donkse Laagten wordt één kant van de sloten consequent vrijgehouden van schoningsmateriaal. Daarmee wordt eutrofiëring en verstikking voorkomen. Hier de maaikorf in actie.

Differentiatie bij verschillende beheersvormen

Er kon een redelijke verdeling over de verschillende beheersvormen worden gerealiseerd, alleen de hooilanden met depositie van schoningsmateriaal zijn sterk ondervertegenwoordigd (tabel 1). Bij het opstellen van het beheersplan

Tabel 1. Verdeling van de onderzochte slootkanten over de verschillende beheersvormen.

	standweide	hooiweide	hooiland
wel depositie	4	6	1
geen depositie	7	3	7

Opnamen in 1985 en 1987, totaal 56 opnamen.

is om praktische redenen depositie van schoningsmateriaal op hooiland namelijk zoveel mogelijk vermeden: er hoeft immers geen uittrapschade te worden hersteld en eutrofiëring wordt vermeden met het oog op botanische waarden.

Analyse op opnameniveau

Door middel van variantie-analyse is de betekenis onderzocht van de factoren gebruikswijze, depositie slootschoningsmateriaal en tijd. De gebruikswijze heeft voor geen van de effectparameters een significante betekenis. De depositie van schoningsmateriaal heeft

Tabel 2a. Variantie-analyse voor de factoren gebruikswijze, depositie slootschoningsmateriaal en tijd. F-waarden en significanties zijn weergegeven. (n=60)

Parameter	gebruikswijze	depositie	tijd
Trofieniveau-indicatie	0.70	3.82(*)	0.02
Opp. storingssoorten	0.57	0.42	3.39
Aantal soorten	2.61	0.12	7.21**
Natuurwaarde-index	2.26	1.23	7.51**
Opp.-onafh. natuurw-index	0.02	1.09	0.32

(*) = P <0.06; * = P <0.05; ** = P <0.01; *** = P <0.001

Tabel 2b. Celgemiddelden van de gebruiks- en beheerssituaties in 1985 en 1987.

Trofieniveau-indicatie

	standweide		hooil+nabew.		hooiland	
	+depos.	-depos.	+depos.	-depos.	+depos.	-depos.
85	49.8	50.5	50.7	49.5	52.0	47.8
87	48.0	49.7	51.2	50.2	53.0	47.4

Oppervlak storingssoorten

	standweide		hooil+nabew.		hooiland	
	+depos.	-depos.	+depos.	-depos.	+depos.	-depos.
85	12.5	23.5	11.8	7.0	8.0	14.4
87	15.2	16.0	36.5	27.0	29.0	6.6

Aantal soorten

	standweide		hooil+nabew.		hooiland	
	+depos.	-depos.	+depos.	-depos.	+depos.	-depos.
85	34.2	39.5	36.8	31.0	31.0	29.6
87	40.8	40.8	36.8	34.2	40.0	40.4

Natuurwaarde-index

	standweide		hooil+nabew.		hooiland	
	+depos.	-depos.	+depos.	-depos.	+depos.	-depos.
85	46.2	44.0	44.3	44.0	41.0	43.8
87	49.5	45.7	46.2	43.5	47.0	47.0

Oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index

	standweide		hooil+nabew.		hooiland	
	+depos.	-depos.	+depos.	-depos.	+depos.	-depos.
85	29.8	28.2	29.8	28.2	26.0	29.0
87	29.5	27.8	30.0	27.2	30.0	29.3

voor de trofieniveau-indicatie een zwak significante betekenis. Veranderingen in de tijd zijn significant voor het aantal soorten en de natuurwaarde-index (tabel 2a). Hieronder worden de celgemiddelden besproken (tabel 2b).

Voor de **trofieniveau-indicatie** zijn de verschillen tussen wel- en geen depositie gering. Alleen bij gebruik als hooiland is de score met depositie beduidend hoger dan zonder depositie. De **oppervlakte storingssoorten** spoort gedeeltelijk met de verwachtingen: met depositie is er bij alle drie de gebruikswijzen een toename. Zonder depositie neemt het aandeel bij standweide en hooiland weliswaar af, maar is er bij hooiland met nabeweiding een sterke toename. Dit laatste stemt niet met de verwachting overeen.

Het **aantal soorten** neemt in alle gevallen toe en staat dus los van de depositie. Ongeveer eenzelfde beeld doet zich voor bij de **natuurwaarde-index**. Bij de **oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index** laat zich geen verandering in de tijd herkennen. De verschillen tussen de gebruikswijzen zijn onduidelijk.

Daarmee kan worden gesteld dat tussen de gebruikswijzen en schoningsregimes (nog) geen verschillen tot uitdrukking komen in de parameters.

Analyse op soortniveau

Verschillen tussen de gebruikswijzen

Van de in totaal 133 aangetroffen plantesoorten geven er 16 significante verschillen te zien, 12 in abundantie en 4 in presentie (tabel 3). Voor een aantal soorten zijn de verschillen karakteristiek. Zo is de bedekking van *Agrostis stolonifera* haast evenredig met de beweidingsintensiteit: bij hooiland is de bedekking laag en daalt (25% → 10%) en bij standbeweiding is de bedekking het hoogst en neemt verder toe (45% → 68%). Voor *Glyceria maxima* ligt het juist omgekeerd: deze neemt juist bij hooiand een groot aandeel in (bijna 30%), tegenover een gemiddelde bedekking van 3% bij standbeweiding. In wat

Tabel 3. Soorten met verschillen in abundantie (a) en presentie (p) tussen hooiland, hooiland met nabeweiding en standbeweiding.

		beheer in aangrenzend grasland												
		hooiland				nabeweid hooiland				standbeweiding				
		1985		1987		1985		1987		1985		1987		
nr	Afkorting	N= 8 %pr	Gbd%	N= 8 %pr	Gbd%	N= 10 %pr	Gbd%	N= 9 %pr	Gbd%	N= 10 %pr	Gbd%	N= 11 %pr	Gbd%	
18	Agros sto	100.	25.	100.	10.	100.	52.	100.	42.	100.	45.	100.	68.	b
42	Alope pra	38.	1.	50.	3.	40.	1.	67.	1.	70.	1.	64.	0.	b
66	Antho odo	.		88.	3.	20.	0.	44.	0.	20.	4.	36.	0.	b
141	Biden cer	.		100.	2.	.		100.	36.	.		100.	6.	b
225	Carex dit	50.	3.	38.	3.	.		11.	0.	10.	1.	9.	0.	p
296	Ceras fon	38.	3.	100.	2.	80.	1.	100.	1.	60.	0.	82.	0.	b
585	Glyce max	100.	29.	100.	28.	100.	9.	100.	5.	100.	5.	100.	3.	b
665	Iris pse	13.	0.	13.	0.	20.	1.	22.	0.	.		.		p
673	Juncu art	75.	5.	88.	2.	100.	4.	100.	2.	100.	8.	100.	3.	b
680	Juncu eff	100.	3.	88.	2.	70.	2.	89.	1.	80.	1.	91.	1.	b
756	Loliu per	.		50.	0.	60.	1.	44.	1.	10.	0.	45.	0.	b
958	Poa pra	50.	8.	63.	5.	20.	3.	33.	1.	40.	0.	73.	1.	b
967	Polyn amp	75.	4.	88.	2.	70.	0.	78.	1.	90.	0.	82.	0.	b
2938	Psdep nit	13.	0.	25.	3.	70.	3.	56.	2.	80.	4.	82.	3.	p
1074	Rorip amp	88.	3.	88.	1.	100.	9.	100.	1.	100.	3.	100.	0.	b
1112	Sagin pro	25.	3.	25.	2.	60.	2.	44.	2.	90.	4.	100.	3.	p

geringere mate doet zich dezelfde tendens ook voor bij *Poa pratensis* (hooiland ca. 6%; standweide < 1%) en *Polygonum amphibium* (hooiland ca. 3%; standweide < 1%).

Deze verschillen zijn grotendeels terug te voeren op de wijze waarop het gewas wordt geoogst. Zo wordt *Glyceria maxima* bij standbeweiding voortdurend kort gehouden. Bij hooilandbeheer groeit de soort sterk uit en blijft bij het maaien grotendeels staan. De slootkant wordt in de nazomer daardoor ruig. Iets dergelijks geldt ook voor *Carex disticha* en de net niet significant scorende *Phalaris arundinacea* (niet in tabel; 15% bij hooiland; 3% bij standweide). Soorten als *Iris pseudacorus*, *Anthoxanthum odoratum* (tabel 3), en in mindere mate *Lythrum salicaria*, en *Festuca rubra* (niet in tabel) profiteren ook van een ongestoorde groeiperiode. Met beweiding wordt ruigtevorming voorkomen. Dan krijgen de soorten die beter tegen vertrapping bestand zijn meer kansen. Behalve *Agrostis stolonifera* zijn dit *Bidens cernua* en *Sagina procumbens*. Daarnaast geeft een aanzienlijk aantal andere soorten een zwaartepunt te zien, onder andere laagblijvende soorten als *Hydrocotyle vulgaris*, *Juncus articulatus*, *Lysimachia nummularia*, *Polygonum hydropiper*, *Potentilla anglica* en *Trifolium repens* (niet in tabel). Deze laatste groep soorten werd vooral op slootkantdelen aangetroffen die door langdurige beweiding wat op terrassen waren gaan lijken (figuur 2) en die met de schoning niet werden opgetrokken of aangevuld. Het vee kon op dergeliijke 'vooroevers' niet meer staan, maar er nog wel van grazen. Een en ander laat zien dat beweiding, wanneer deze niet te zwaar is (2-3 pinken/ha), niet per definitie een negatieve uitwerking heeft, maar ook positief kan zijn.

Verschillen tussen wel en geen depositie met schoningsmateriaal

Bij vergelijking tussen wel en geen depositie van slootschoningsmateriaal zijn de kanten van hooilanden weggelaten, vanwege de oververtegenwoordiging van kanten zonder depositie. In het overige materiaal worden voor 11 soorten verschillen gevonden (tabel 4). De aard van de verschillen wijst erop dat de uitgroei van een aantal produktieve, hoog opgroeiende soorten door depositie van schoningsmateriaal wordt afgeremd. Zo worden zonder depositie soorten als *Glyceria maxima*, *Holcus lanatus* en *Phalaris arundinacea* in hogere abundantie gevonden. Verder zijn zonder depositie *Cirsium palustre* en *Rumex crispus* beter vertenwoordigd en daarnaast ook lager blijvende soorten als *Catabrosa aquatica* en *Hydrocotyle vulgaris* en opmerkelijk genoeg *Ranunculus sceleratus*. Met depositie van schoningsmateriaal is alleen *Lolium perenne* significant beter vertegenwoordigd, al gaat het om een gering verschil. Een groot verschil treedt op voor *Bidens cernua* (zonder depos. 14.6% en met depos. 24.6%; niet in tabel) al is dit verschil niet significant.

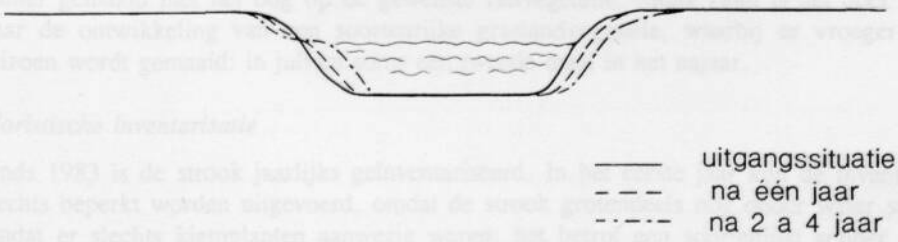
Tabel 4. Soorten met significante verschillen in abundantie (a) en/of presentie (p) zonder en met depositie van schoningsmateriaal.

		geen slootsch. mat				wel slootsch. mat				
		1985		1987		1985		1987		
nr	Afkorting	N= 10 %pr	Gbd%	N= 10 %pr	Gbd%	N= 10 %pr	Gbd%	N= 10 %pr	Gbd%	
274	Catab aqu	30.	1.	30.	0.	.		.		p
2642	Cerad pur	50.	3.	50.	5.	30.	3.	30.	1.	b
335	Cirsi pal	20.	0.	20.	0.	.		.		p
585	Glyce max	100.	7.	100.	7.	100.	6.	100.	1.	b
631	Holcu lan	100.	25.	100.	11.	90.	18.	100.	4.	b
641	Hydrc vul	10.	3.	10.	9.	30.	8.	30.	6.	b
756	Loliu per	40.	0.	50.	0.	30.	1.	40.	1.	b
930	Phala aru	70.	5.	70.	5.	80.	1.	90.	2.	b
1058	Ranun sce	50.	5.	40.	2.	60.	0.	40.	0.	b
1098	Rumex cri	30.	0.	20.	0.	.		.		p
1231	Sparg eme	20.	0.	20.	1.	20.	0.	70.	0.	b

Conclusies Donkse Laagten, lange en korte broek

De verschillen in de slootkantvegetatie die zijn toe te schrijven aan de gebruikswijze van het aangrenzende perceel en aan de depositie van schoningsmateriaal, zijn op het niveau van de opnamen beperkt. Alleen voor het oppervlak dat de storingssoorten innemen is een eenduidige toename gevonden op de kanten waar het schoningsmateriaal is gedeponeerd; het verschil met de situatie zonder depositie is echter niet significant. Op soortniveau worden voor een aantal soorten wel aansprekende verschillen gevonden, zowel tussen de verschillende gebruikswijzen als voor de depositie van het schoningsmateriaal.
Bij gebruik als hooiland treedt verruiging op (*Glyceria maxima, Carex disticha*), omdat de kanten met de apparatuur moeilijk grondig gemaaid kunnen worden. Bij beweiding nemen minder gewaardeerde, tredbestendige soorten als *Agrostis stolonifera* en *Bidens cernua* toe, maar ook aardiger soorten als *Lysimachia nummularia* en *Hydrocotyle vulgaris* kunnen toenemen door de vergrote lichtinval.

De depositie van schoningsmateriaal vermindert - als gevolg van verstikking - verruiging door soorten als *Glyceria maxima, Rumex crispus* en *Phalaris arundinacea*. Daarnaast zijn zonder depositie — in combinatie met langdurige beweiding, waardoor terrasvorming optreedt — ook lager blijvende soorten als *Hydrocotyle vulgaris* en *Lysimachia nummularia* beter vertegenwoordigd.



Figuur 2. Door bij de schoning één kant consequent te ontzien (links) door de kant niet te beschadigen en geen schoningsmateriaal te deponeren, treedt er behalve een verschraling ook vormverandering van het talud op; bij (niet te zware) beweiding kan een terrastalud ontstaan. Deze omstandigheden komen de natuurwaarde van de vegetatie ten goede.

3.4.2 Resultaten locatie Geerstrook;

vegetatie-ontwikkeling op een afgegraven perceel[1]

Inleiding

Bij de inrichting van het reservaat de Donkse Laagten (Alblasserwaard) is in 1983 een strook van 10 tot 20 meter breed en circa 200 meter lang afgegraven, waarbij een laag van 40–60 cm is verwijderd. Deze strook, aangeduid als de Geerstrook, was daarvóór in gangbaar agrarisch gebruik. Met het afgraven werd de aanleg van een zogenaamd onderwatertalud beoogd, waarop zich een rietkraag zou kunnen ontwikkelen. Al snel bleek echter dat de veenlaag, die onder de afgegraven kleilaag vrij was gekomen, door de weggevallen druk van de bovenlaag ging zwellen. Het aanvankelijk onder water liggende talud is uiteindelijk 10 tot 30 cm boven het water komen te liggen en lijkt daardoor op de elders aangelegde terrastaluds (paragraaf 3.3), behalve dat de afmetingen duidelijk groter zijn en er geen direct contact is met agrarisch geëxploiteerde percelen. Toch zijn de afmetingen nog bescheiden; er is in dit geval nog geen halve ha mee gemoeid. Het is vanwege de ingreep en de afmetingen van de strook interessant om de vegetatie-ontwikkeling in beeld te brengen. Daarbij kunnen twee vragen worden gesteld: 1) geeft een dergelijke vorm van kleinschalige natuurbouw goede perspectieven voor het natuurbehoud en 2) hoe verhoudt zich de eventueel te behalen natuurwinst met die van terrastaluds?

Aanleg en beheer

Naast de overeenkomsten met de terrastaluds zijn er ook tal van verschillen die de ontwikkeling kunnen bepalen. Zo impliceert de grote breedte van de strook en de dikte van de afgegraven laag dat bij aanvang op grote delen — anders dan bij de terrastaluds — geen zaadbank aanwezig was. Aangenomen mag worden dat met het afgraven van de bovenlaag ook een belangrijk gedeelte van de door het voormalig agrarisch gebruik aangevoerde meststoffen zijn verwijderd. Verder heeft de strook anders dan bij de terrastaluds na de aanleg gedurende ongeveer een half jaar onder water gestaan, voordat deze door de zwelling van het veen droog kwam te liggen. Het beheer ten slotte, heeft met het droger worden enige veranderingen ondergaan. Aanvankelijk werd er in najaar of winter gemaaid met het oog op de gewenste rietvegetatie. Sinds 1986 is het doel verlegd naar de ontwikkeling van een soortenrijke graslandvegetatie, waarbij er vroeger in het seizoen wordt gemaaid: in juli en soms een tweede maal in het najaar.

Floristische inventarisatie

Sinds 1983 is de strook jaarlijks geïnventariseerd. In het eerste jaar kon de inventarisatie slechts beperkt worden uitgevoerd, omdat de strook grotendeels nog onder water stond en omdat er slechts kiemplanten aanwezig waren; het betrof een soortenlijst zonder aanduidingen van abundantie. In de jaren daarna zijn er Tansley-opnamen gemaakt: volledige soortenlijsten met aanduidingen van de abundanties. De opnamen hebben betrekking op de hele strook; de homogeniteit van vegetatiestructuur en -samenstelling is dus niet gewaarborgd. Naast de Tansley-opnamen zijn er in 1987 en 1988 ook enkele opnamen volgens de in onderhavig onderzoek gebruikte Braun-Blanquet-methode gemaakt. Hierbij zijn dezelfde

[1] Met dank aan T. de Vaal en A. van Barneveld voor het beschikbaar stellen van inventarisatiegegevens.

afmetingen aangehouden als in het slootkantonderzoek. Deze opnamen hebben betrekking op een homogene vegetatiestructuur. De resultaten van beide bemonsteringsmethoden zullen met elkaar worden vergeleken. Bij de verwerking van de resultaten zijn de Tansley-abundanties omgezet in die van de Braun-Blanquet-schaal volgens tabel 1.

Tabel 1. De omzetting van de Tansley-abundanties naar de Braun-Blanquet-schaal, *sensu* Van der Maarel, 1979).

Tansley schaal	Braun-Blanquet schaal (nine-point cover/abundance)
R (rare)	1
O (occasional)	2
S (scarce)	3
F (frequent)	4
LA (local abundant)	5
A (abundant)	6
LD (local codominant)	7
LD (local dominant	8
D (dominant)	9

Na deze omzetting zijn de opnamen bij verdere bewerkingen als Braun-Blanquet-opnamen beschouwd. Daarmee was het mogelijk om de ecologische-factorparameters en waarderingsparameters te bepalen.

Resultaten

De ontwikkeling in een periode van zeven jaar is opmerkelijk. Het aantal soorten dat per jaar is aangetroffen is direct al groot en varieert tussen 93 en 113 soorten (tabel 2), de onvolledige inventarisatie van 1983 buiten beschouwing latend. In totaal zijn er op de strook in de gehele periode 183 plantesoorten aangetroffen.

De **trofieniveau-indicatie** begint met een score van 56 en gaat in de loop van de tijd omlaag tot een score van 45 in 1989. Het **oppervlak storingssoorten** is in 1984 35% en daalt vrijwel in één keer tot een aandeel van 5 à 7% in de jaren 1985-1989.

Tabel 2. De score van de verschillende parameters van de Geerstrook in de periode 1983-1989. De inventarisatie van 1983 was onvolledig.

jaar	Trofieniv.-indicatie	Oppervl. stor.srt	Aantal soorten	Natuurwrd-index	Opp.onafh. natwrd-index
(1983	56	-	31	40	31)
1984	52	35	105	52	34
1985	49	4	108	54	38
1986	46	10	106	57	38
1987	47	7	113	56	35
1988	47	5	113	56	38
1989	45	7	93	58	44

Het **aantal soorten** is vanaf het tweede seizoen groot (105 soorten). In de eerste jaren neemt dit zelfs nog wat verder toe tot 113 soorten, maar in het laatste jaar is er een afname tot 93 soorten. De **natuurwaarde-index** neemt in de onderzoeksperiode toe, vooral in het begin. De score van de **oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index** is wisselvalliger. Eerst is er een toename van 34 naar 38 en na een tijdelijke terugval in 1987 is de score in 1989 opvallend hoog en bedraagt dan 44.

Er is daarmee sprake van een regelmatige ontwikkeling naar een voedselarmer systeem met een toenemende natuurwaarde. Tevens blijkt dat de veranderingen zich snel voltrekken: vanaf het tweede seizoen is de trend goed herkenbaar.

Ecologische karakteristiek van de soorten

In ontwikkeling over de zevenjarige periode zijn enkele stadia herkenbaar. Ter illustratie zijn enkele soorten weergegeven in tabel 3. Pioniersoorten als *Bidens spp.*, *Juncus effusus* en *Ranunculus sceleratus* maken in de eerste drie à vier jaar een belangrijk deel van de vegetatie uit en vallen later sterk terug. Soorten als *Anthoxanthum odoratum*, *Glyceria maxima*, *Holcus lanatus*, *Lychnis flos-cuculi* en *Typha latifolia* treden later meer op de voorgrond. De uiteenlopende aard van deze soorten illustreert dat de vegetatiestructuur niet homogeen is; grazige vlakken en ruigteplekken wisselen elkaar af. Deze differentiatie is het gevolg van (kleine) hoogte-verschillen die bij de aanleg zijn aangehouden. Met name op de wat lagere plekken (1-2 dm boven slootpeil) treedt ruigtevorming op met onder andere *Juncus effusus* en *Epilobium hirsutum* en *Typha latifolia*. Op deze stukken is maaien niet altijd goed mogelijk. Ook de voorgeschiedenis laat zich in het vegetatiepatroon herkennen. Zo verraadde een voormalige sloot zich door weelderige groei van *Glyceria maxima* ter plekke (voedselrijke slootbodem) en is een gesloten grasvegetatie alleen op de randen gevonden; dat zijn de restanten van de vroegere slootkanten.

Tabel 3. Enkele soorten die op de Geerstrook sinds de aanleg (1983) zijn aangetroffen (voor volledige soortenlijst zie bijlage 1).

Nr.	Naam	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	Gem. bed.(%)
60	Angelica sylvestris				.1	.1	1.0		0.4
66	Anthoxanthum odoratum			.3	3.0	.3	3.0	.3	1.4
141	Bidens cernua	.3	37.5		1.0	.1			9.7
142	Bidens connata		3.0		8.5	3.0			4.8
143	Bidens frondosa		.3		1.0	.3	.1		0.4
144	Bidens tripartita	.3	3.0						1.6
244	Carex nigra							1.0	1.0
248	Carex panicea				.1	.3	1.0	.3	0.4
259	Carex riparia				.1	.1	1.0	1.0	0.6
260	Carex rostrata				.3	.1			0.2
267	Carex vesicaria				.3	.1	.1	1.0	0.4
274	Catabrosa aquatica		18.5	8.5	.3	.3	.1		5.5
335	Cirsium palustre				.3	.1	.3	1.0	0.4
451	Epilobium hirsutum		.1	8.5	3.0	.3	1.0	.1	2.2
585	Glyceria maxima	.3	3.0	18.5	1.0	62.5	8.5	.3	13.4
632	Holcus mollis		3.0						3.0
641	Hydrocotyle vulgaris		.1	.3	1.0	.1	1.0	1.0	0.6
680	Juncus effusus	.3	37.5	37.5	37.5	1.0	8.5	.3	17.5
763	Lotus uliginosus			.1	.3	.1	.3	1.0	0.4
768	Luzula multiflora ssp.mult			1.0		.1	.1	.1	0.3
772	Lychnis flos-cuculi		3.0	1.0	3.0	.3	8.5	3.0	3.1
780	Lycopus europaeus		.3	1.0	.1	.1	3.0	.3	0.8
782	Lysimachia nummularia		.1	.3	.3	.3	1.0	.3	0.4
783	Lysimachia thyrsiflora			.1	1.0	.1	.1	3.0	0.9
813	Mentha aquatica			.3	3.0	3.0	.1	3.0	1.9
814	Mentha arvensis		3.0	.3	.3	.3			1.0
1936	Montia fontana s.L.		.3	.3			.1		0.2
841	Myosotis laxa					.3	.3	1.0	0.5
844	Myosotis palustris ssp.Pa	.3		1.0	3.0	3.0	.1	.3	1.3
923	Pedicularis palustris							1.0	1.0
930	Phalaris arundinacea	.3	3.0	18.5	8.5	.1	.1	.3	4.4
933	Phragmites australis		1.0	1.0	1.0	.3	.1	.3	0.6
947	Plantago major ssp.Major		.3	.3	.3	.3	1.0	1.0	0.5
959	Poa trivialis	.3	3.0	3.0	.3	.1	.3	.3	1.0
967	Polygonum amphibium	.3	3.0	3.0	3.0	.3	.3	.3	1.5
968	Polygonum aviculare s.L.		3.0			.3			1.6
972	Polygonum hydropiper	.3		.3	8.5	.3	.3		1.9
1040	Ranunculus acris		.1	.3	.1	.1	.1	1.0	0.3
1058	Ranunculus sceleratus	.3	18.5	3.0	.1	3.0	.3	1.0	3.7
1093	Rumex acetosa	.3	3.0	3.0	.1	.3	.3	.3	1.0
1099	Rumex hydrolapathum	.3	1.0	1.0	.3	.1	.3	1.0	0.6
1215	Berula erecta	.3	.3	1.0	1.0				0.7
1533	Sparganium erectum ssp.Er	.3	1.0	3.0	1.0	1.0	3.0	1.0	1.5
1306	Trifolium repens		.3	.3	.3	.3	1.0	1.0	0.5
1311	Triglochin palustris				.1	.1	1.0	.3	0.4
1318	Typha latifolia		.3	3.0	1.0	1.0	8.5	1.0	2.5
1336	Valerianella locusta			.1					0.1
1349	Veronica beccabunga		.3	1.0					0.7
1369	Vicia cracca						1.0	1.0	1.0

Het nieuw gecreëerde milieu is bereikbaar voor soorten die er aanvankelijk niet waren. Bij deze nieuwkomers zijn er vele soorten uit de slootkantsfeer (onder meer *Carex acutiformis* (vanaf 1988), *C. tumidicarpa* (vanaf 1986), *C. panicea* (vanaf 1986), *Hydrocotyle vulgaris* (vanaf 1984), *Triglochin palustris* (vanaf 1986) en *Vicia cracca* (vanaf 1988)), die overigens niet allen uit de slootkant van het betreffende perceel bekend waren. Het kolonisatieproces was in het veld goed te herkennen doordat de soorten vaak pleksgewijs massaal voorkwamen ('in vlekken' of 'bastions'). Dit gold in sterke mate voor onder andere *Carex panicea*, *Hydrocotyle vulgaris* en *Lychnis flos-cuculi*, welke laatste soort de strook een kleurrijk aanzien geeft. Vanuit deze 'bastions' breiden de soorten zich uit en zullen op termijn de confrontatie met elkaar en met andere soorten aangaan. De vestiging van *Pedicularis palustris* is op zich verrassend (de soort is uit de omgeving wel bekend), maar is het resultaat van een 'practical joke'.

Vergelijking met de directe omgeving

Vóór de aanleg was de strook normaal agrarisch gebruikt grasland. Om na te gaan wat de winst is die het afgraven heeft opgeleverd kan een vergelijking met de perceel- en slootkantvegetatie uit de directe omgeving worden gemaakt. Voor de Geerstrook zijn de Braun-Blanquet-opnamen (uit "87 en "88) genomen, omdat daarmee de kanten en het vlakke deel kunnen worden onderscheiden. Voor de gegevens van de omgeving is gebruik gemaakt van de provinciale kartering (Clausman & Den Held, 1984). Deze opnamen stammen uit de periode 1977-1980.

Zowel het trofieniveau als de oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index scoren vanuit natuuroogpunt op de Geerstrook gunstiger dan de situatie in de directe omgeving (tabel 4). Wat betreft de slootkanten is het **trofie-niveau** van de Geerstrook al lager dan dat van de agrarische slootkanten (46 versus 50), maar dit uit zich nog niet in de oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index (voor beide 27). De oorzaak daarvan is niet duidelijk; mogelijk zijn de slootkanten van de Geerstrook door het extensievere maairegime wat verruigd. Voor het vlakke deel zijn de verschillen groot. Op de Geerstrook is de trofieniveau-indicatie 46 (gelijk aan die van de aangrenzende kanten), terwijl deze op de agrarische percelen gemiddeld 71 is. Het verschil is voor de **oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index** nog groter: op de Geerstrook is de index 35, versus 16 op de agrarische percelen. Het afgraven van het perceel heeft dus geresulteerd in een verlaging van het trofieniveau en in een sterke verhoging van de natuurwaarde.

Tabel 4. Vergelijking van enkele vegetatieparameters van de Geerstrook met percelen en slootkanten uit de omgeving.

	Geerstrook (periode "87-"88)		Omgeving Geerstrook (periode "77-"80)	
	sl.kant (n=2)	vlak deel (n=5)	sl.kant (n=11)	perc. (n=8)
Trofieniveau-indicatie	46	46	50	71
Opp.-onafh. natwrde-ind.	27	35	27	16

Vergelijking met de ontwikkeling op terrastaluds van de Donkse Laagten

Vergelijking van de ontwikkeling van de Geerstrook met die van enkele terrastaluds geeft een indicatie van het belang van de dimensionering van het af te graven oppervlak. De vergelijking wordt beperkt tot de terrastaluds van de Donkse Laagten (zie paragraaf 3.3.3), omdat die dicht bij de Geerstrook liggen (op 1.5 km).

De vergelijking wordt gemaakt vanaf het moment van aanleg. Voor de Geerstrook zijn we aangewezen op de Tansley-opnamen. Eerst moet worden nagegaan in hoeverre de parameterscores van de grote Tansley-opnamen vergelijkbaar zijn met die van de relatief kleine Braun-Blanquet-opnamen. Voor 1987 en 1988 zijn voor de Geerstrook van beide technieken opnamen voorhanden en kan een vergelijking worden gemaakt (tabel 5).

Tabel 5. Parameterscores van Tansley-opnamen (hele Geerstrook) en Braun-Blanquet-opnamen (à 10–100 m^2).

jaar/opn. techn.		Trofie-niv.ind	Oppervl storsrt	Aantal soorten	Natwrd index	Opp.onafh. nat.wrdindex
1987/Tansley	(totaal)	47	7	113	56	35
1987/Br.Blanq.	(kantzone)	45	6	29	43	27
	(vlakke deel)	47	11	35	54	37
	(vlakke deel)	47	3	32	54	36
1988/Tansley	(totaal)	47	5	113	56	38
1988/Br.Blanq.	(kantzone)	47	4	37	43	26
	(vlakke deel)	47	1	31	46	31
	(vlakke deel)	45	1	24	46	32
	(vlakke deel)	44	1	43	50	41

De trofieniveau-indicatie verschilt nauwelijks. Voor het oppervlak storingssoorten lopen de scores iets uiteen. Voor het aantal soorten zijn — zoals mocht worden verwacht — de verschillen zeer groot (Tansley: 113 soorten; Braun-Blanquet-opnamen 24–43). Ook de natuurwaarde-index is van de Tansley-opnamen duidelijk hoger dan die van de Braun-Blanquet-opnamen. Deze verschillen stemmen overeen met de resultaten van paragraaf 2.2 en illustreren hoe belangrijk het is om te werken met oppervlakte-onafhankelijke parameters. Bij de oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index ten slotte, zijn er weliswaar aanzienlijke verschillen maar deze zijn niet systematisch: binnen de Braun-Blanquet opnamen wisselt de index van plek tot plek.

Geconstateerd kan worden dat beide opnametechnieken voor de ecologische-factorparameters vergelijkbare resultaten opleveren en dat voor de natuurwaardering de oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index de meest vergelijkbare resultaten geeft. De vergelijking van de ontwikkeling zal daarom worden gemaakt aan de hand van deze twee parameters.

De trofieniveau-indicatie daalt zowel op de Geerstrook als in de terrastaluds van de Donkse Laagten, waarbij het geïndiceerde niveau ongeveer gelijk is (tabel 6). Ook de oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index is in de eerste jaren ongeveer hetzelfde. Een verschil is echter dat deze bij de Geerstrook in de eerste jaren voortdurende stijgt, terwijl de ontwikkeling van de terrassen in het derde jaar stagneert. Dit verschil zou kunnen samenhangen met de afmetingen van de afgegraven oppervlakten. Braun-Blanquet-

opnamen uit 1987 en 1988 ondersteunen dit beeld: de hoogste natuurwaarde wordt op het vlakke deel aangetroffen en niet in het restant van de slootkant (tabel 4). Het verschil in beheer (zie paragraaf 3.3.3) en bereikbaarheid voor diasporen kan hier echter ook van betekenis zijn.

Tabel 6. Ontwikkeling van het trofieniveau en de oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index van de Geerstrook en de geterrasseerde kanten van de locatie Donkse Laagten vanaf de aanleg.

	Trofieniveau-indicatie		Oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index	
	Geer-strook (n=1)	terrassen Donks lgtn (n=6)	Geer-strook (n=1)	terrassen Donks lgtn (n=6)
jaar 1	56	53	31	31
2	52	48	34	37
3	49	47	38	34
4	46		38	
5	47		35	
6	47		38	
7	45		44	

Het scoreniveau van beide inrichtingsvormen is daarmee gelijk, maar onzekerheid is er met betrekking tot de ontwikkeling van de natuurwaarde van de terrastaluds op langere termijn.

Conclusies locatie Geerstrook

Het afgraven van een voormalig agrarisch gebruikt perceel leidt tot een verlaging van het trofieniveau en een sterke verhoging van de natuurwaarde van de vegetatie. De ontwikkeling tekent zich al vanaf het tweede jaar af en is vergelijkbaar met die van de één meter brede terrastaluds, zoals die in het experimentele onderzoek zijn aangelegd. De ontwikkeling gaat na een periode van zeven jaar naar een steeds voedselarmer situatie met hogere natuurwaarde. Door de grotere afmetingen en door het ontbreken van agrarische exploitatie in de directe omgeving is de stabiliteit waarschijnlijk groter dan op de terrastaluds. Op het verlaagde perceel is de vestiging van veel soorten uit de slootkantsfeer vastgesteld. Daaronder bevinden zich ook soorten die zich nieuw gevestigd hebben en niet van de slootkanten van het betreffende perceel bekend waren.

3.4.3 Uitstekken van de Alblasserwaard;
de mogelijke waarden van de vegetatie op geterrasseerde kopse einden

(in samenwerking met Wim Twisk)

Algemeen

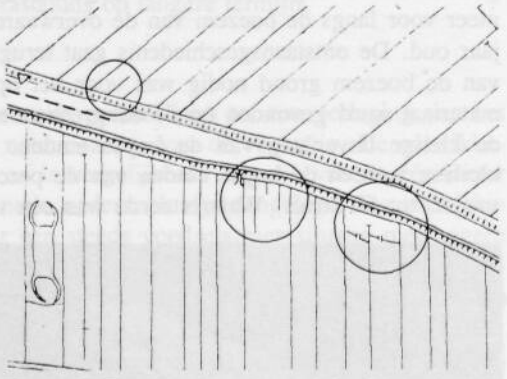
Eén van de complicaties bij experimenteel onderzoek naar de effecten van bepaalde inrichtings- en beheersvormen is dat een lange onderzoeksperiode nodig is om zekerheid over het eindresultaat te krijgen. De hiervoor besproken resultaten van het driejarige experimentele onderzoek aan geterrasseerde slootkanten wijzen op een verhoging van de natuurwaarde bij bepaalde vormen van inrichting en beheer, maar zekerheid op de lange termijn is er niet. Nu zijn er in het veenweidegebied elementen die verwant zijn met de geterrasseerde kopse einden: de zogenaamde uitstekken (figuur 1). Deze komen onder meer voor langs de boezem van de overwaard in de Alblasserwaard en zijn meer dan 500 jaar oud. De ontstaansgeschiedenis gaat terug tot ongeveer 1365 AD, toen voor de aanleg van de boezem grond nodig was voor het opwerpen van dijken. Het daarvoor benodigde materiaal werd gevonden op de aangrenzende percelen (Anonymus, 1983); men gebruikte de kleiige bovenlaag van de kopse einden. Afhankelijk van de dikte van de dekkende kleilaag werden de kopse einden van de percelen 20 tot 40 cm verlaagd, over een lengte van 20 tot 50 meter. Wat resteerde was een verlaagd kops einde van een perceel, met een

Figuur 1. Natuurbouw 'avant la lettre', anno ± 1360. De dijk langs het boezemwater is opgeworpen met materiaal dat van de aanliggende percelen is afgegraven. Deze worden 'uitstekken' of 'aardhalingsstukjes' genoemd. Op de foto zijn ze duidelijk herkenbaar (tegenover de eendenkooi). Doordat de drassigheid slechts extensief gebruik mogelijk maakt, zijn het soms botanische juweeltjes met soorten als Cirsium dissectum (Spaanse ruiter), Viola palustris (Moerasviooltje), Menyanthes trifoliata (Waterdrieblad), Carex vesicaria (Blaaszegge) en C. echinata (Stekelzegge). Helaas is een aantal uitstekken in de laatste jaren opgehoogd. Ze verdienen een beter lot.

venige bovengrond. Op deze wijze is langs de boezem een langgerekt snoer ontstaan van uitstekkken of aardhalingsstukjes, zoals ze ook wel worden genoemd (De Kroon, 1976). Deze uitstekken kunnen worden beschouwd als een vorm van natuurtechnische milieubouw 'avant la lettre', als voorlopers van de kopse einden in het experimentele slootkantonderzoek. Nader onderzoek aan deze uitstekken kan iets aan het licht brengen over de duurzame effecten van perceelsverlaging of terrassering.

Het beheer van uitstekken

Het is aannemelijk dat de uitstekken, die ver van de bedrijven liggen, nooit een volwaardige bedrijfsvoering hebben gekend. Het grondwater staat dichter bij het maaiveld, met als gevolg een geringe draagkracht. Dit wordt nog versterkt door de omstandigheid dat juist de stevige kleilaag is afgegraven en een slappe, venige laag is overgebleven. Kenmerkend voor de uitstekken zijn in dit verband de korte slootjes die in de lengterichting van het perceel zijn gegraven en die de uitstek in twee tot vier stroken verdelen (figuur 2). Hiermee werd alsnog een zo goed mogelijke ontwatering nagestreefd. Streekkenner en natuurliefhebber De Vaal uit Brandwijk vertelt dat het gebruik van de uitstekken zo'n dertig jaar geleden nogal uiteen kon lopen. Van sommige uitstekken werd het gewas eenmaal per jaar gemaaid, in andere gevallen mocht het vee tijdens de nabeweiding nog zoeken of er iets eetbaars te halen was. Ook kwam het voor dat er op de uitstekken helemaal niets gebeurde en was er sprake van verruiging en zelfs bosopslag. Door dit extensieve gebruik konden de uitstekken interessante en uiteenlopende vegetaties herbergen. Een overeenkomst tussen alle uitstekken is de vochtig-drassige bodem en de geringe toevoer van nutriënten.



Figuur 2. Een kaartfragment rond de boezem van de overwaard in de Alblasserwaard. De uitstekken zijn op de kaart herkenbaar aan de korte slootjes aan de kopse einden. Deze zijn bedoeld om de afgegraven percelen nog enigszins te ontwateren.

De tegenwoordige situatie komt echter niet meer geheel met bovenstaande karakteristiek overeen. Door de groeiende grondbehoefte in de laatste tien tot vijftien jaar, is geprobeerd de uitstekken meer in de bedrijfsvoering te betrekken. Dit kreeg nog een extra stimulans door de ruilverkaveling (1965-1984), toen door boerderijverplaatsing de uitstekken dichter bij huis zijn komen te liggen. Van Barneveld, beheerder van het SBB-reservaat de Donkse Laagten, constateert dat in gunstige weersperioden regelmatig mest wordt uitgereden, om de oogst te verhogen. Het komt ook wel voor dat boeren de uitstekken verbeteren door ze stukje bij beetje met allerhande materialen op te hogen. Men probeert er dus zoveel mogelijk volwaardig land van te maken. Sinds de superheffing op melkproduktie is de verbeteringsdrang enigszins afgenomen; sommige boeren hebben zelfs wel aardigheid in zo'n stukje grond met allerhande kruiden (Van Barneveld, 1987). Veilig zijn de uitstekken

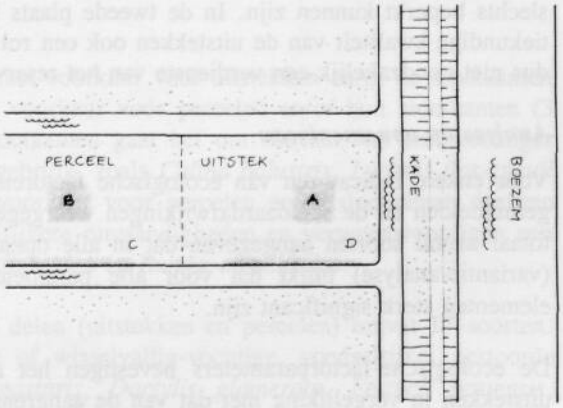
echter allerminst[1]. Een aantal uitstekken is nog altijd als zodanig te herkennen, al moet men daar in sommige gevallen enigszins bedreven zijn. Op de moderne topografische kaart zijn de nog resterende, goed ontwikkelde uitstekken terug te vinden (figuur 2). Jammergenoeg is de nauwkeurigheid van oude topografische kaarten niet toereikend om de geschiedenis van de uitstekken te kunnen volgen.

Vraagstelling

De vraagstelling valt uiteen in twee delen:
- wat is de samenstelling en natuurwaarde van de vegetatie van uitstekken en hoe verhoudt deze zich tot de vegetatiekundige kwaliteiten van de aangrenzende vegetaties zoals die van slootkanten en aansluitende percelen;
- in hoeverre zijn uitstekken vergelijkbaar met de kopse einden van het experimentele onderzoek (zie paragraaf 3.3.1)?

Materiaal en methoden

In het zomerseizoen van 1986 zijn van uitstekken en de aangrenzende percelen vegetatie-opnamen (Braun-Blanquet, 'nine-point cover/abundance scale') gemaakt van de uitstek zelf, de aan de uitstek grenzende slootkant, het aangrenzende perceel en de aan het perceel grenzende slootkant (figuur 3). Bij het maken van de opnamen zijn enige terreinkenmerken vastgelegd, onder meer de hoogte van het maaiveld ten opzichte van het slootpeil. Daarnaast zijn aan de landgebruikers vragen gesteld over het feitelijke beheer van de uitstekken en de intentie van het gebruik. In sommige gevallen waren van uitstekken ook oudere data beschikbaar. Dit betreft gegevens van de provinciale kartering van Zuid-Holland uit de periode 1977–1982 (Braun-Blanquet-methode) en gegevens van Staatsbosbeheer uit 1984 (Tansley-methode). Omdat de SBB-gegevens de gehele uitstek omvatten, zijn bij het eigen veldwerk naast de Braun-Blanquet-opnamen soortenlijsten gemaakt, die op de hele uitstek betrekking hebben.



Figuur 3. De situering van de opnamen in de uitstekken en de aangrenzende percelen.

In de selectie zijn alleen percelen betrokken, waarvan de uitstek herkenbaar was (wat lager liggend maaiveld dan het aangrenzend perceel). Dat betekent dat opgehoogde uitstekken en uitstekken waar indertijd slechts een dunne kleilaag af is gehaald, buiten beschouwing zijn gebleven. In eerste instantie is ook nog onderscheid gemaakt tussen uitstekken in agrarisch

[1] Zo werden in 1988 enkele uitstekken met kleigrond opgehoogd. Deze klei, die afkomstig was van de dijkverzwaringswerken langs de Lek, was zodanig hoog van prijs dat het zeer de vraag is of de ophoging wel rendabel is. Zonder hier precies uitspraak over te kunnen doen, geeft het wel aan dat het landverbeteren de boeren zodanig in het bloed lijkt te zitten, dat niet verwacht mag worden dat uitstekken als vanzelf altijd zullen blijven bestaan.

gebruik en uitstekken in reservaatbeheer. Dit was bedoeld om na te gaan of reservaatbeheer merkbare gevolgen heeft voor de samenstelling van de vegetatie. Van dit onderscheid

Tabel 1. Scores van de verschillende vegetatie-elementen voor diverse vegetatie-parameters (gemiddelde en de standaardafwijking (tussen haakjes)). Toetsing met variantie-analyse.

	perceel (n=30)	slootkant perceel (n=30)	uitstek (n=37)	slootkant uitstek (n=36)	F-waarde (+sign)
Trofieniveau-ind.	72.2 (3.9)	52.7 (4.5)	61.5 (10.2)	49.8 (4.3)	76.6 ***
Opp. storings srtn	60.1 (18.1)	35.2 (21.8)	31.6 (26.9)	33.6 (21.4)	11.1 ***
Vocht-ind.	57.9 (4.6)	n.v.t.	67.3 (5.9)	n.v.t.	--
Aantal soorten	19.8 (3.7)	27.2 (6.3)	27.2 (9.3)	27.9 (6.9)	9.4 ***
Nnat.wrde-index	31.5 (3.4)	42.7 (3.4)	39.9 (7.4)	44.1 (3.8)	40.5 ***
Opp-onafh natwrd.-index	18.9 (2.7)	27.8 (2.2)	25.2 (7.0)	29.1 (3.0)	34.2 ***
in alle opnamen aangetroffen soorten	64	96	122	97	34.2

*** = p <0.001

is later echter afgezien om twee redenen. In de eerste plaats heeft de reservaatvorming pas recent plaats gevonden (1984, dus twee jaar voor dit onderzoek), zodat de effecten hiervan slechts beperkt kunnen zijn. In de tweede plaats heeft bij de reservaatvorming de vegetatiekundige kwaliteit van de uitstekken ook een rol gespeeld; de eventueel hogere waarde is dus niet noodzakelijk een verdienste van het reservaatbeheer.

Analyse op opnameniveau

Voor enkele indicatoren van ecologische factoren en natuurwaardering zijn in tabel 1 de gemiddelden en de standaardafwijkingen weergegeven. Tevens is per vegetatie-element het totaal aantal soorten aangegeven dat in alle opnamen samen is aangetroffen. Bij toetsing (variantie-analyse) blijkt dat voor alle parameters de verschillen tussen de vegetatie-elementen sterk significant zijn.

De ecologische-factorparameters bevestigen het aanzienlijk extensievere gebruik van de uitstekken in vergelijking met dat van de aangrenzende percelen. Het geïndiceerde **trofieniveau** van de uitstekvegetatie is duidelijk lager dan dat van de percelen (61.5 versus 72.2). Toch is dit trofieniveau nog wat hoger dan dat van de slootkanten, zowel die van de uitstekken als van de percelen (gemiddeld rond de 50). Het **oppervlak storingssoorten** van de uitstekken is gemiddeld genomen ongeveer gelijk aan dat van de slootkanten (30 à 35 %) en bedraagt ongeveer de helft van dat op de aangrenzende percelen. Verder is duidelijk dat de uitstekken vochtiger zijn dan de aangrenzende percelen (67 versus 58), zoals op grond van de verschillen in maaiveldhoogte mocht worden verwacht.

Vanuit natuuroogpunt blijkt dat de vegetaties van de uitstekken een hogere waarde vertegenwoordigen dan die van de percelen. Zo is het gemiddeld **aantal soorten** per opname in de uitstekken 27, tegen 20 in de aangrenzende percelen. Voor de **oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index** zijn de gemiddelden respectievelijk 25.2 en 18.9. De uitstekken scoren niet hoger dan de aangrenzende slootkanten en die van de percelen.Het **aantal soorten** blijkt gelijk te zijn (27 versus 27 à 28), terwijl de **oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index** duidelijk lager is (25 versus 28 à 29).

Een ander opvallend verschil tussen de uitstekken en de overige categorieën is de veel grotere spreiding van de parameterscores. Voor de **oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index** bijvoorbeeld bedraagt deze voor de uitstekken 7.0 tegenover 2.2 tot 3.0 voor de andere elementen. Dit is waarschijnlijk het gevolg van verschillen in gebruik tussen de uitstekken; sommige uitstekken worden nog altijd zeer extensief gebruikt, terwijl andere bijna net zo intensief worden gebruikt als het aangrenzende perceel. Deze heterogeniteit van de uitstekken weerspiegelt zich ook in de soorten die er worden aangetroffen. Dit loopt uiteen van soorten van zeer voedselarme, ongestoorde omstandigheden zoals *Eriophorum angustifolium*, *Carex demissa* en *C. echinata*, tot soorten van voedselrijke, gestoorde omstandigheden zoals *Lolium perenne*, *Polygonum hydropiper* en *Capsella bursa-pastoris* (zie tabel 2 en 3).

Analyse op soortniveau

In totaal zijn er 151 soorten aangetroffen. Hiervan geven er 55 significante verschillen te zien in abundantie en/of presentie. Een verdeling naar het vegetatie-element van voorkeur kan niet zonder meer worden gemaakt, omdat een soort in veel gevallen in twee of meer elementen relatief goed vertegenwoordigd is. De vegetatie-elementen zijn daarom in vier verschillende combinaties gegroepeerd, waarbij gelet is op de verwantschap van de verschillende elementen.

Uit tabel 2 blijkt dat het aantal soorten met voorkeur voor uitstekken en/of de slootkanten ervan groter is (7 soorten) dan dat met voorkeur voor percelen en/of hun slootkanten (3 soorten). Voor de uitstekken en hun slootkanten gaat het om soorten van wat vochtiger omstandigheden en een niet te intensief gebruik, zoals *Caltha palustris*, *Lychnis flos-cuculi* en *Lythrum salicaria*. De soorten met voorkeur voor percelen en/of slootkanten daarvan zijn karakteristiek voor drogere, voedselrijkere omstandigheden en vertegenwoordigen een geringe natuurwaarde, zoals *Matricaria discoïdea* en *Rumex obtusifolius*.

De groep met voorkeur voor de vlakke delen (uitstekken en percelen) omvat 17 soorten. Het betreft vooral soorten van drogere of wisselvallig-vochtige, voedselrijke, gestoorde omstandigheden zoals *Capsella bursa-pastoris*, *Dactylis glomerata*, *Festuca pratensis*, *Lolium perenne*, *Poa annua* en *Polygonum aviculare*.

Tenslotte is er een groot aantal soorten (28) dat voorkeur heeft voor de slootkanten van uitstekken en percelen. Het zijn zowel soorten van voedselarme tot matig voedselrijke omstandigheden (zoals *Anthoxanthum odoratum*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Ranunculus flammula* en *Rumex acetosa*) als soorten van matig-voedselrijke tot voedselrijke groeiplaatsen (o.a. *Bidens spp.*, *Catabrosa aquatica*, *Juncus articulatus*, *Polygonum hydropiper* en *Sparganium erectum*).

Opmerkelijke soorten van de uitstekken

In de uitstekken is een aantal soorten incidenteel aangetroffen dat karakteristiek is voor natte, voedselarme, extensief gebruikte graslanden. Deze onderstrepen de natuurbetekenis van de uitstekken. Een overzicht wordt gegeven in tabel 3. Om het beeld voor de uitstekken enigszins compleet te maken zijn voor deze lijst, behalve de gegevens van de tot nu toe besproken uitstekken in agrarische gebieden, ook de gegevens van zestien uitstekken

Tabel 2. Soorten met significante verschillen in abundantie (a) en/of presentie (p) tussen vegetatie-elementen.

		perceel		perc slkt		uitstek		utst slkt		
		N= 30		N= 30		N= 37		N= 36		
nr	Afkorting	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%	%pr	Gbd%	
a. beter vertegenwoordigd in uitstekken en slootkanten van uitstekken (totaal = 7)										
1544	Agros can	.		3.	3.	16.	23.	19.	8.	p
187	Calth p;p	.		10.	0.	35.	1.	6.	0.	p
296	Ceras fon	30.	1.	50.	0.	76.	0.	36.	1.	p
584	Glyce flu	27.	2.	63.	2.	78.	14.	75.	3.	a,p
772	Lychn flo	.		33.	0.	35.	0.	28.	0.	p
785	Lythr sal	.		17.	0.	16.	0.	33.	0.	p
946	Plant lan	.		.		16.	0.	8.	0.	p
b. beter vertegenwoordigd in percelen en slootkanten van percelen (totaal = 3)										
582	Glech hed	37.	0.	63.	4.	16.	0.	36.	2.	a,p
796	Matri dis	30.	0.	3.	0.	5.	0.	.		p
1101	Rumex obt	33.	0.	3.	0.	3.	0.	.		p
c. beter vertegenwoordigd in uitstekken en percelen (tot = 17)										
40	Alope gen	63.	7.	40.	2.	73.	15.	42.	3.	a
42	Alope pra	87.	9.	53.	2.	54.	3.	8.	1.	p
135	Belli per	13.	0.	.		14.	0.	.		p
200	Capse bur	93.	2.	13.	0.	76.	0.	3.	0.	a,p
390	Dacty glo	27.	3.	.		3.	1.	.		p
397	Desch ces	27.	6.	7.	2.	51.	7.	14.	2.	p
519	Festu pra	53.	3.	.		70.	6.	3.	0.	p
756	Loliu per	100.	38.	27.	11.	84.	18.	25.	9.	a,p
930	Phala aru	73.	13.	83.	4.	57.	15.	75.	7.	a
947	Plant m-m	17.	0.	.		16.	0.	.		p
952	Poa ann	83.	4.	13.	1.	70.	6.	8.	0.	a,p
968	Polyn avi	97.	1.	33.	0.	76.	1.	22.	0.	a,p
1098	Rumex cri	27.	2.	7.	0.	14.	0.	3.	0.	p
1192	Senec vul	13.	0.	.		19.	0.	.		p
1250	Stell med	83.	3.	73.	1.	81.	2.	47.	1.	a
1264	Tarax /pa	100.	11.	30.	0.	92.	2.	33.	0.	a,p
1306	Trifo rep	83.	2.	27.	1.	89.	2.	22.	1.	p
d. beter vertegenwoordigd in slootkanten van uitstekken en van percelen (totaal = 28)										
18	Agros sto	13.	15.	97.	15.	65.	8.	100.	12.	p
66	Antho odo	3.	0.	63.	4.	32.	10.	81.	4.	p
141	Biden cer	.		73.	1.	11.	0.	81.	4.	p
144	Biden tri	.		50.	0.	11.	0.	64.	4.	p
4097	Calli sp	.		33.	1.	8.	1.	22.	1.	p
205	Cardm pra	17.	0.	73.	1.	62.	0.	78.	1.	a,p
274	Catab aqu	.		50.	2.	.		44.	1.	p
462	Equis arv	.		13.	0.	.		11.	0.	p
463	Equis flu	.		7.	0.	3.	0.	19.	1.	p
2376	Galiu pal	.		50.	1.	5.	0.	47.	1.	p
585	Glyce max	13.	0.	97.	3.	54.	1.	97.	5.	a,p
631	Holcu lan	60.	1.	100.	16.	89.	3.	100.	16.	a
641	Hydrc vul	.		17.	3.	14.	3.	39.	1.	p
673	Juncu art	.		43.	1.	14.	0.	58.	1.	p
680	Juncu eff	.		63.	1.	19.	2.	72.	3.	p
780	Lycop eur	.		13.	0.	.		11.	0.	p
844	Myoso pal	7.	0.	50.	1.	22.	0.	44.	1.	a,p
868	Oenan aqu	.		77.	0.	19.	0.	89.	2.	a,p
972	Polyn hyd	80.	0.	97.	30.	89.	4.	97.	25.	p
976	Polyn mit	10.	0.	50.	4.	22.	0.	58.	6.	a,p
1048	Ranun fla	.		77.	0.	54.	1.	86.	1.	p
1058	Ranun sce	.		33.	0.	11.	0.	31.	0.	p
1074	Rorip amp	23.	1.	77.	4.	32.	1.	58.	3.	p
1093	Rumex ace	83.	3.	97.	6.	89.	3.	97.	8.	a
1112	Sagin pro	.		20.	1.	14.	1.	28.	2.	p

gebruikt die sinds 1984 door SBB beheerd worden.

Met name soorten als *Carex echinata*, *C. vesicaria*, *Cirsium dissectum*, *Eriophorum angustifolium* en *Viola palustris*, die in één of meer uitstekken zijn aangetroffen, geven

Tabel 3. Opmerkelijke soorten in de uitstekken, sommige met hoge natuurwaarde. (Voor natuurwaarde per soort, zie bijlage 1.) n=52

nr.	naam	freq (%)	nr.	naam	freq (%)
211	Carex acuta	51.9	570	Geranium dissectum	1.9
212	Carex acutiformis	1.9	679	Juncus conglomeratus	13.5
220	Carex tumidicarpa	5.8	727	Leontodon saxatilis	3.8
225	Carex disticha	13.5	319	Leucanthemum vulgare	1.9
228	Carex echinata	7.7	766	Luzula campestris	1.9
244	Carex nigra	15.4	768	Luzula multiflora ssp.mult.	3.8
246	Carex ovalis	3.8	785	Lythrum salicaria	30.8
248	Carex panicea	19.2	821	Menyanthes trifoliata	11.5
249	Carex paniculata	1.9	832	Molinia caerulea	7.7
259	Carex riparia	1.9	1005	Potentilla anglica	7.7
260	Carex rostrata	3.8	1008	Potentilla erecta	3.8
267	Carex vesicaria	9.6	346	Potentilla palustris	11.5
281	Centaurea jacea	9.6	1017	Prunella vulgaris	5.8
332	Cirsium dissectum	11.5	1254	Stellaria palustris	13.5
386	Cynosurus cristatus	1.9	1311	Triglochin palustris	3.8
1199	Danthonia decumbens	1.9	1385	Viola palustris	13.5
476	Eriophorum angustifolium	15.4	2653	Climacium dendroides	1.9
526	Filipendula ulmaria	1.9	2942	Pseudoscleropodium purum	1.9

aan dat de bodem behalve drassig ook voedselarm kan zijn. Deze lage nutriëntenvoorziening is des te opmerkelijker als we bedenken dat de meeste van deze uitstekken (sommige tot voor kort) deel uitmaken van intensief gebruikte, zwaar bemeste percelen (N-bemesting 250 tot 400 kg/ha.jr)!

Discussie

Positie van uitstekken in de natuurbescherming

Hoewel de botanische kwaliteit van uitstekken al langere tijd bekend is (De Kroon, 1976), is tot dusverre slechts een klein deel in reservaten ondergebracht; de meeste maken onderdeel uit van gangbare agrarische percelen en genieten geen andere bescherming dan dat ze door hun geringe draagkracht lastiger te gebruiken zijn. Gegeven de wens om uitstekken landbouwkundig te verbeteren, mag worden verwacht dat bij autonome ontwikkeling de botanische kwaliteiten op den duur zullen verdwijnen.

Omdat de uitstekken aan de kopse einden gesitueerd zijn, zijn er in beginsel goede mogelijkheden om ze afzonderlijk te beheren. Om de bereidheid daarvoor te verkennen, zijn dertien boeren gepolst. Vijf van de dertien ondervraagde boeren zouden de uitstekken die in hun bedrijf liggen willen ophogen. Drie van hen hebben concrete plannen. De helft is in principe bereid een zogenaamde beheersovereenkomst te sluiten (ex RBO 1988; Anonymus 1990d); dit betreft vooral erg natte uitstekken. Gezien de lage landbouwkundige waarde is dit vrij weinig. De indruk bestaat dat deze bereidheid zo laag is, omdat men vindt dat bij de ruilverkaveling die recent heeft plaatsgevonden (1965–1984) de natuur al meer dan genoeg aandacht heeft gehad. Men wil hier liever geen nieuwe bemoeienissen mee.

Vergelijking met geterrasseerde kopse einden

In vorm komen de uitstekken overeen met de geterrasseerde kopse einden (paragraaf 3.3.1) van het experimentele onderzoek, alleen zijn de dimensies veel groter. Uitstekken zijn daarmee meer een 'eigen wereld', wat zou kunnen betekenen dat de hier aangetroffen

natuurwaarden niet zijn weggelegd voor de kopse einden van het experimentele onderzoek. Daarnaast is er nog een ander belangrijk verschil: de beschikbaarheid van de diasporen van de gewenste soorten. Tijdens van de aanleg van de uitstekken (veertiende eeuw) was er ongetwijfeld een veel rijker soortenarsenaal voorhanden dan nu het geval is. Vanwege de regelmatig optredende overstromingen was de bereikbaarheid destijds voor soorten met drijvende zoden een minder zware barrière. Op de kopse einden kan daarom niet zonder meer hetzelfde soortenspectrum worden verwacht als op de uitstekken. De kopse einden zullen vooral functioneren als uitbreiding voor de slootkantvegetatie waar ze feitelijk deel van uitmaken.

Recreatieve betekenis van uitstekken

Een aantal uitstekken langs de achterboezem van de Alblasserwaard is goed zichtbaar vanaf een toeristisch, veelgebruikt fietspad. Tijdens het onderzoek viel op dat de passanten de uitstekken waardeerden. Dat gold vooral in het voorjaar toen dotters en pinksterbloemen de uitstekken in flinke aantallen opfleurden, maar ook tijdens de andere seizoenen. Uitstekken hebben ook recreatieve betekenis; eventuele nieuwe 'uitstekken' (kopse einden) zouden naast fietspaden, wandelkaden, kleine landweggetjes of kanoroutes gesitueerd kunnen worden.

Conclusies uitstekken

Uitstekken worden vanwege hun geringe draagkracht minder intensief gebruikt dan de aangrenzende percelen. De gemiddelde natuurwaarde van de uitstekken is aanzienlijk hoger dan die van gangbare agrarische percelen. De uitstekken scoren weliswaar niet hoger dan de agrarische slootkanten, maar er wordt een aantal soorten aangetroffen dat karakteristiek is voor voedselarme, extensief geëxploiteerde omstandigheden, die in de rest van het agrarisch cultuurlandschap — ook in de slootkanten — zeer zeldzaam zijn.

Nieuw aan te leggen terrassen of kopse einden zullen waarschijnlijk niet precies dezelfde vegetatie herbergen als de uitstekken, omdat daar van een aantal soorten — met name van het vochtige hooilandmilieu — geen diasporen meer voorhanden zijn.

De natuurwaarde van uitstekken is gebaat bij beschermende maatregelen: een aanzienlijk deel van de agrarische gebruikers heeft wensen en/of plannen voor landbouwkundige verbetering. Ongeveer de helft van de gebruikers is bereid tot het sluiten van beheersovereenkomsten op uitstekken. Dit is relatief weinig, gezien de lage landbouwkundige waarde. Het gevoel dat bij de ruilverkaveling genoeg voor de natuur is gedaan speelt hierbij mogelijk een rol.

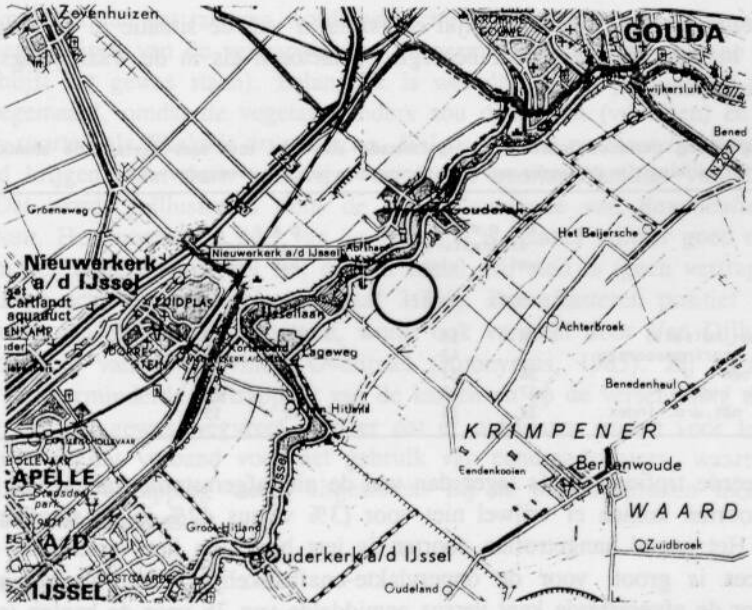
De positieve natuureffecten van maaiveldverlaging maken het aantrekkelijk om binnen landinrichtingsverband dergelijke aktiviteiten als natuurontwikkelingsmaatregel op te nemen. Gezien de recreatieve betekenis zou overwogen kunnen worden om dergelijke stroken langs toeristische routes aan te leggen.

3.4.4 Resultaten locatie Gouderak;
het effect van afrasteren

(in samenwerking met Jaap van der Linden)

Algemeen

In het Hollandse veenweidegebied worden slootkanten zelden afgerasterd. De veekerende werking van de sloten is doorgaans afdoende en de vertrapping van de kanten wordt niet als een zodanig probleem ervaren dat speciale maatregelen nodig zijn. In de Krimpenerwaard, bij Gouderak (figuur 1), troffen we echter een bedrijf aan, waarvan de slootkanten met schrikdraad waren afgerasterd. Bij navraag bleek dat dit reeds meer dan 15 jaar het geval was. Met de afrastering wordt beoogd de vertrapping van de kanten te verminderen en om daarmee de kwaliteit van de zode op het perceel zo goed mogelijk te houden. De ondernemer past rantsoenbeweiding toe, een vorm van beweiding waarbij de koeien gedurende één dag een klein stuk grasland tot hun beschikking hebben dat ze geheel afgrazen. Bij deze beweidingsvorm kunnen de slootkanten meer te lijden hebben dan bij 'normale' beweiding. De drenking van het vee gebeurt door middel van weidepompjes (zie ook paragraaf 6.3). Het grasland wordt overigens als wisselweide gebruikt: beweiden en maaien wisselen elkaar af.



Figuur 1. Ligging locatie Gouderak.

Omdat het afrasteren ook onderdeel uitmaakt van het experimentele onderzoek, was het interessant om na te gaan hoe de slootkantvegetatie van dit bedrijf zich op langere termijn heeft ontwikkeld. De hier aangetroffen situatie kan worden beschouwd als een experiment dat al vijftien jaar wordt uitgevoerd.

Er kunnen twee vragen worden gesteld: zijn er positieve effecten van het afrasteren op de samenstelling van de slootkantvegetatie en hoe is het rasteren in de bedrijfsvoering ingepast.

Methode

Door een vergelijking te maken met de graslanden in de nabije omgeving kan een beeld worden verkregen hoe de samenstelling van de slootkantvegetatie zich verhoudt tot de meer gangbare situatie. Voor deze vergelijking is gebruik gemaakt van de gegevens zoals die tussen 1976 en 1980 in het kader van de provinciale inventarisatie van Zuid-Holland zijn verzameld (Clausman & Den Held, 1984). Er is een selectie gemaakt van opnamen die qua bodem, ligging ten opzichte van de boerderijen en drooglegging overeenkomen met de onderhavige.

Bij de vergelijking zijn behalve de slootkanten ook de percelen betrokken, zodat een indruk kan worden verkregen in hoeverre het afrasteren het verschil tussen perceel- en slootkantvegetatie versterkt. Aangezien het één bedrijf met afgerasterde slootkanten betreft, waar de vegetatie eenmalig (in 1986) is onderzocht, gaat het hier slechts om een verkenning. Statistische zekerheid over het effect van rasteren kan niet worden verkregen.

Resultaten

Samenstelling van de vegetatie

De afgerasterde slootkantvegetatie wijkt enigszins af van de situatie in de omgeving. Dit komt zowel in de parameters voor ecologische factoren als in de waarderingsparameters tot uitdrukking (tabel 1).

Tabel 1. Vergelijking parameterscores van afgerasterde slootkant met niet-afgerasterde slootkanten uit de omgeving; ter vergelijking zijn de scores van de aangrenzende percelen weergegeven.

	slootkant afgerasterd		perceel afgerasterd	
	wel	niet	wel	niet
	(n=1)	(n=12)	(n=1)	(n=12)
Trofieniveau-indicatie	48	55	83	75
Oppervlakte storingssoorten	3	42	97	80
Aantal soorten	34	31	14	18
Natuurwaarde index	47	43	27	28
Opp.-onafh. nat.wrd.-index	32	26	12	15

Het geïndiceerde trofieniveau is lager dan van de niet-afgerasterde kanten (48 versus 55) en storingssoorten komen er vrijwel niet voor (3% versus 42% in de slootkanten uit de omgeving). Het aantal aangetroffen soorten is iets hoger en het verschil in de natuurwaarde-indices is groot; voor de oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index is de score 32 voor de afgerasterde kant versus gemiddelde van 26 voor de kanten in de omgeving. De hoge waarde wordt ondermeer bepaald door soorten als *Anthoxanthum odoratum*, *Caltha palustris* en *Carex nigra* (tabel 2). Een aanwijzing dat de gunstige eigenschappen voor het natuurbehoud door het raster worden veroorzaakt en niet door een algemeen extensieve exploitatiewijze, wordt verkregen uit de eigenschappen van het aangrenzende perceel (tabel 1). Het geïndiceerde trofieniveau is zelfs duidelijk hoger dan dat van de

percelen uit de omgeving (83 versus 75) en de natuurwaarde is lager (oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index: 12 versus 15).

Tabel 2. Soorten in slootkant, sedert ongeveer 15 jaar afgerasterd. De cijfers geven de bedekking aan. Ter vergelijking soorten van het aangrenzende perceel

Naam	slt kant	per-ceel	Naam	slt kant	per-ceel
Agrostis stolonifera	3.0	.	Matricaria discoidea	0.1	0.3
Anthoxanthum odoratum	3.0	.	Phalaris arundinacea	18.0	0.3
Bidens cernua	0.1	.	Plantago major ssp. major	.	0.1
Caltha palustris var. palustr	0.3	.	Poa annua	.	8.5
Capsella bursa-pastoris	.	1.0	Poa pratensis	18.0	.
Cardamine pratensis	0.3	.	Poa trivialis	3.0	3.0
Carex disticha	1.0	.	Polygonum amphibium	.	0.3
Carex nigra	1.0	.	Polygonum aviculare	.	0.3
Chenopodium ficifolium	.	0.3	Polygonum hydropiper	0.1	.
Cirsium palustre	0.3	.	Ranunculus acris	8.5	.
Dactylis glomerata	0.1	.	Ranunculus ficaria ssp. bulbi	0.3	.
Elymus repens	.	62.5	Ranunculus flammula	0.1	.
Festuca rubra ssp. commutata	37.5	.	Ranunculus repens	3.0	.
Galium palustre	1.0	.	Rumex acetosa	18.0	.
Glechoma hederacea	8.5	.	Scutellaria galericulata	3.0	.
Glyceria maxima	0.3	.	Berula erecta	0.1	.
Holcus lanatus	1.0	.	Sparganium erectum ssp. erect	0.1	.
Lolium perenne	.	37.5	Stellaria media	0.3	1.0
Lotus uliginosus	0.3	.	Taraxacum sect. palustria	.	0.3
Lychnis flos-cuculi	0.3	.	Brachythecium rutabulum	3.0	.
Lysimachia thyrsiflora	3.0	.	Leptobryum pyriforme	3.0	.
Matricaria maritima	0.1	0.3			

Het positieve effect van het rasteren wordt waarschijnlijk bepaald door de combinatie van het achterwege blijven van de vertrapping en de verminderde oogstfrequentie (tijdens de beweiding blijft het gewas staan). Belangrijk is wel dat bij het maaien de slootkanten worden meegemaaid, omdat de vegetatie anders zou dichtslaan (vervilten) en verruigen. Dan zouden soorten als *Phalaris arundinacea*, *Holcus lanatus* en *Dactylis glomerata* sterk de overhand krijgen. Met deze werkwijze wordt het hooilandkarakter van de vegetatie versterkt. Dat wordt geïllustreerd door de hoge abundantie van *Ranunculus acris* en *Rumex acetosa*. Het moerassige deel van de vegetatie is relatief minder goed ontwikkeld. Dit hangt mogelijk samen met het feit dat het totaal vrij steil is (geen vertrapping maar wel regelmatige schoning; zie ook paragraaf 3.3.6). Dat afrasteren positief is voor de natuurbetekenis van de slootkantvegetatie, wordt ook vermeld door Van Dijk (1978) en door onderzoekers van de provincie Overijssel (Anonymus, 1985). Zij wijzen op het belang van een verminderde vertrapping van de kanten en op de verschraling die optreedt doordat het vee het gewas wegvreet, zonder dat er nutriënten (mest) voor terugkomen. Van Dijk pleit in dat verband voor het gebruik van eendraadsrasters, waarmee grazen mogelijk blijft en vertrapping wordt uitgesloten. Bij de hier besproken locatie is ook sprake van een eendraadsraster.

Landschapsschade?

Het gebruik van rasters zou de landschappelijke openheid van het veenweidegebied kunnen aantasten. Hier valt het echter mee (figuur 2). De houten paaltjes (∅ 5 cm) die op het onderzochte bedrijf worden gebruikt steken namelijk maar weinig boven het maaiveld uit, omdat ze niet op het perceel maar in de wat dieper liggende kanten worden geplaatst. De in het experimentele onderzoek gebruikte kunststof paaltjes, die slechts één cm dik zijn, vallen nog minder op.

Inpassing in de bedrijfsvoering

In de inleiding is al aangegeven dat het beweidingssysteem (rantsoenbeweiding) een aanleiding is geweest om de kanten af te rasteren. Het intrappen van de kanten dat hiervan het gevolg was, was de ondernemer een doorn in het oog. Met het afrasteren wilde hij verdere vertrapping voorkomen. Het afrasteren van de slootkanten is voor rantsoenbeweiding ook praktisch, omdat daarmee op eenvoudige wijze schrikdraad over de breedte van het perceel kan worden gezet: de stroom is overal voorhanden. Omdat het perceel over de hele lengte is afgerasterd (tot aan de boerderij) kan de spanning vanuit het lichtnet worden betrokken, zodat de aanschaf van (dure en milieubelastende) batterijen niet nodig is.

Het rasteren van de slootkanten kost tijd. In het voorjaar moeten onderhoudswerkzaamheden worden uitgevoerd en bij het maaien van de kanten moet het raster tijdelijk worden verwijderd. Die tijd is in het algemeen gering. Herstelwerkzaamheden in het voorjaar worden 'in het loopje' uitgevoerd en kunnen moeilijk precies worden begroot. Het tijdelijk verwijderen voor het maaien kost wel tijd, naar schatting van de ondernemer een kwartier à half uur per km raster. Om het uittrekken van de palen zo gemakkelijk mogelijk te maken heeft hij buizen in de grond geplaatst waar de palen juist in passen; er hoeft geen wrijvings- van vacuümweerstand van de bodem overwonnen te worden.

Naast extra tijdsbeslag voor plaatsen en onderhoud kunnen rasters ook tijdwinst opleveren. Door de verminderde vertrapping van de kanten is de slootschoningsinspanning volgens de ondernemer namelijk minder zwaar dan normaal het geval zou zijn: het herstellen van het profiel is overbodig. Hij kan daardoor volstaan met om het jaar langs de sloot te lopen en hier en daar met de hand te schonen en heeft zo tijdwinst (of spaart een loonwerker uit). Ook vanuit natuuroogpunt is een verminderde slootschoningsinspanning overigens gunstig (Van Strien, 1986, 1991).

Verdere mogelijkheden voor optimalisering

Het gebruik van rasters kan op verschillende punten verder worden geoptimaliseerd.

1. Er kunnen rastersystemen worden gebruikt waarbij de slootkanten kunnen worden meegemaaid zonder dat een tijdelijke verwijdering van rasters nodig is.
2. Eendraadsrasters kunnen worden gebruikt, waardoor het vee wel uit de slootkant kan grazen zonder dat vertrapping van de kanten optreedt.
3. Via regelgeving kan worden vastgelegd dat men niet verplicht is tot het jaarlijks schonen van sloten als deze zijn afgerasterd; de frequentie zou kunnen worden verlaagd tot bijvoorbeeld eenmaal per twee jaar.

Deze punten komen nader aan de orde in paragraaf 6.2.

Conclusies locatie Gouderak

Het afrasteren van slootkanten heeft een positieve invloed op de natuurwaarde van de slootkantvegetatie (figuur 2). Door de verminderde vertrapping en lagere oogstfrequentie wordt met name het hooilandkarakter van de slootkantvegetatie versterkt. Een flauwe helling is voor een dergelijke vegetatie niet vereist. Belangrijk is wel dat de slootkanten regelmatig gemaaid worden, ter voorkoming van vervilting en verruiging van de kanten.

Rasters kunnen ook voor de bedrijfsvoering een positieve functie hebben. De vertrapping van slootkanten (en perceelsrand), die bij rantsoenbeweiding sterk kan zijn, blijft achterwege. Het plaatsen en onderhouden van rasters vergt weliswaar tijd, maar daar staat een verminderde slootschoningsinspanning tegenover. Deze tijdwinst kan mogelijk verder worden uitgebouwd door het jaarlijks schonen van afgerasterde sloten niet meer verplicht te stellen en te verlagen tot bijvoorbeeld eens per twee jaar.
Het is daarmee zinvol nader te onderzoeken hoe het afrasteren van slootkanten kan worden gestimuleerd om meer kansen aan de natuurwaarde te geven, waarbij ook voordelen voor de bedrijfsvoering worden behaald.

Figuur 2. Slootkant afgerasterd met schrikdraad, waardoor geen beweiding plaatsvindt. De vegetatie is rijk aan *Ranunculus acris, Valeriana officinalis* en *Rumex acetosa*.

3.5 Karakterisering van chemische eigenschappen van bodem(water) en hydrologische condities

Inleiding

Chemische parameters kunnen worden onderscheiden in enerzijds de macronutriënten die in (relatief) grote hoeveelheden door de planten worden opgenomen, zoals stiksof (N), fosfor (P) en kalium (K) en anderzijds de parameters die het fysiologisch functioneren van de planten bepalen, zoals de zuurgraad (pH), chloride (Cl), en calcium (Ca)[1]. De tweede groep zal hierna worden aangeduid als 'conditieparameters'.

In principe zullen de gehaltes van macronutriënten gedurende het jaar sterker fluctueren dan de conditieparameters omdat eerstgenoemde worden opgenomen door planten, vrijkomen door mineralisatie en — in geval van agrarisch gebruikte systemen — worden aangevoerd met bemesting. De conditieparameters zullen voornamelijk variëren als gevolg van veranderingen in hydrologische zin (neerslag, aanvoer van gebiedsvreemd water). Echter, calcium wordt in agrarisch gebruikte graslanden ook in grote hoeveelheden aangevoerd via kunstmest (*Kalk*-AmmonSalpeter); aanvoer is dus niet beperkt tot de kwelstromen, zoals in meer natuurlijke systemen wel vaak het geval is (Grootjans, 1985; Van Wirdum, 1986).

Het voornemen was om voor de verschillende inrichtings- en beheersvormen een aantal chemische parameters van bodemwater en bodem te volgen. Omdat deze afhankelijk zijn van het moment van monstername (zie bijv. Davy & Taylor, 1974; Gupta & Rorison, 1975; Oenema *et al.*, 1990), zou een zeer groot aantal monsters genomen moeten worden. Hiervoor ontbrak het aan tijd en middelen. De hier te bespreken chemische gegevens van bodem en bodemwater verschaffen slechts een globaal beeld van de slootkanten, aangrenzende percelen en sloten. Van deze afzonderlijke elementen is het gemiddelde bepaald over alle locaties en jaren. Voor de slootkanten is daarbij over de verschillende inrichtings- en beheersvormen gemiddeld[2]. Het aantal monsters dat is onderzocht is weergegven in tabel 1.

Tabel 1. Het aantal water- en bodemmonsters dat is onderzocht voor de karakterisering van de chemische eigenschappen. De monsters hebben betrekking op alle locaties en alle onderzoeksjaren.

	sloot	slootkant ondiep	slootkant diep	perceel ondiep	perceel diep	sl.schon. materiaal
water	57	52	98	8	126	
bodem	-	178	-	38	-	15

[1] Met name Ca en Cl worden in de plantenecologie gebruikt om een groeiplaats hydrologisch te karakteriseren (Grootjans, 1985; Koerselman, 1989), waarbij Ca wel als schatter van het bicarbonaat-ion wordt beschouwd.

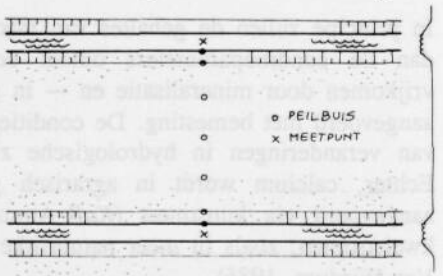
[2] In de vorm van een modelstudie is een meer gedetailleerde uitwerking gemaakt van de stikstofhuishouding van de slootkanten. De resultaten daarvan worden besproken in hoofdstuk 4.

Ook aan de grondwaterstanden zijn enkele bepalingen verricht. Omdat deze gegevens meer constant zijn en dus een betrouwbaarder beeld geven, is daarvan bij de presentatie wel naar locatie en seizoen gespecificeerd. Voor de locatie Donkse Laagten wordt daarbij ook aan de afzonderlijke inrichtingsvormen aandacht geggeven.

Methoden voor de bepaling van chemische en fysische eigenschappen van bodemwater en bodem

Methoden bodemwater

Ter bepaling van de chemische samenstelling van het bodemwater en van de grondwaterstand zijn over de breedte van de percelen één of meer raaien grondwaterbuizen uitgezet. Volledige raaien bestonden uit zeven punten op het perceel en de twee belendende sloten (figuur 1). Op ieder punt zijn twee buizen geplaatst, een ondiepe van 0.40 m en een diepe van 1.20 m (diameter 2.5 cm). In de onderste 2 dm van de buizen bevond zich een filter. Ter voorkoming van inspoeling van bodemdeeltjes was om het filter nylon weefsel aangebracht. De bovenkant, die zich op maaiveldhoogte bevond, was afgesloten met een doorboorde rubber stop. Om intrappen door het vee te voorkomen was aan de bovenkant van de buizen een metalen cylinder met ijzeren pennen gemonteerd. De bovenkanten van de grondwaterbuizen zijn ingemeten met behulp van een waterpasinstrument.



Figuur 1. Situering van de raai van grondwaterbuizen.

Voor de chemische analyses werden ongeveer een dag voor de monstername de grondwaterbuizen leeggezogen, waarna het nieuw ingestroomde water werd verzameld. Met de buizen kon het bodemwater in principe op twee diepten worden bemonsterd, maar in het perceel stonden de ondiepe buizen vaak droog. In de slootkanten was wel op twee diepten bemonstering mogelijk. De monsters zijn tot aan de analyses bewaard bij -30° C. Bepalingen zijn verricht aan N (NH_4^+, NO_3^-), P (PO_4^{3-}), K, pH, Ca Cl en electrisch geleidingsvermogen (EGV).

Stikstof is in ammonium-vorm bepaald met de indo-phenol-blauw methode (Allen *et al.*, 1974) en in nitraatvorm met behulp van ion-specifieke electroden (Orion electrode 90-02/93-07). Fosfor is (als ortho-fosfaat) colorimetrisch bepaald met behulp van de molybdeen-blauw methode (Allen *et al.*, 1974). Kalium en calcium zijn spectrofotometrisch bepaald via respectievelijk adsorptie- en emissiemetingen. Chloride is potentiometisch bepaald met behulp van een zilvernitraatoplossing.

De peilbuisraaien zijn eveneens gebruikt voor grondwaterstandbepalingen om het jaarlijkse fluctuatiepatroon te karakteriseren. Op de verschillende locaties zijn in de periode 1986-"88 regelmatig bepalingen verricht.

Methoden bodem

Van een groot aantal slootkantdelen en van de aangrenzende percelen is één of meerdere malen in de maanden april en september een bodemmonster genomen. De monsters zijn

verzameld met een bodemguts (diameter 1.5 cm), waarbij 25-40 deelmonsters zijn genomen verspreid over het proefvlak, afkomstig uit de bovenste 5 cm van de bodem. Zichtbare inhomogeniteiten zoals plekken met mestflatten zijn uitgesloten. Ook van het schoningsmateriaal zijn monsters genomen. Daarbij is een representatieve verdeling nagestreefd over de modderige en plantaardige fractie. De monsters zijn tot aan de analyse ingevroren bij -30° C. Afhankelijk van de beschikbare laboratoriumcapaciteit zijn bepalingen verricht aan N (NH_4^+, NO_3^-, N-totaal), P (PO_4^{3-}), K, C-totaal en pH.

Voor de bepaling aan nitraatstikstof, orthofosfaat en kalium is een azijnzuur-2.5% extractie verricht. Voor ammoniumstikstof is een extractie met NaCl-6% uitgevoerd. Voor beide extracties zijn de mengsels (25 gr grond (versgewicht) en 180 ml extractant) gedurende tien minuten krachtig geschud. Voor de verdere behandeling van de extracten wordt verwezen naar de wateranalyses. De totaal-stikstofbepaling is verricht volgens de Kjeldahl-methode en de organische koolstof is met de gloeiverliesmethode bepaald (Allen *et al.*, 1974). De pH is bepaald in een mengsel van 20 gram bodem (versgewicht) en 50 ml demi-water, na circa twee minuten roeren en twee uur adaptatie.

gehaltes relateren aan vers- of drooggewicht?

Voor bodemmonsters geldt de keuze om de gehaltes uit te drukken ten opzichte van het versgewicht of het drooggewicht. Berekening ten opzichte van het drooggewicht betekent dat de nutriënten in hun geheel worden toegerekend aan de vaste bodemfractie, terwijl ze in werkelijkheid gedeeltelijk in het bodemwater voorkomen. Dit kan een aanzienlijke vertekening met zich meebrengen, die sterker is naarmate het vochtgehalte van de bodem hoger is (in slootkanten tot 90%) en naarmate een groter deel van de nutriënten zich in opgeloste vorm in het bodemwater bevindt. Berekening ten opzichte van het versgewicht maakt de uitkomsten gevoelig voor weersomstandigheden.
Gekozen is voor berekening ten opzichte van het versgewicht (waarbij het maximum-watergehalte = veldcapaciteit) van de bodem in de veronderstelling dat de hoeveelheid voedingsstoffen per kubieke eenheid van de bodem het meest relevant is voor de vegetatie.

Resultaten bodemwater

macronutriënten

Voor zowel orthofosfaat, ammoniumstikstof, nitraatstikstof als kalium geldt dat het gehalte in de ondiepe slootkanten lager is dan in de omringende elementen (tabel 2). Zo is voor het orthofosfaat het gehalte in de ondiepe slootkanten ongeveer de helft tot eenderde van dat in het perceel (0.26 versus 0.53–0.75 mg/l). Dieper in de slootkanten is het gehalte iets hoger (0.41 mg/l). Het slootwater bevat met 0.27 mg/l dezelfde concentratie als de ondiepe slootkant. Zoals gezegd geldt voor stikstof iets vergelijkbaars. In deze macronutriënten weerspiegelt zich wellicht de intensiteit van de

Tabel 2. Chemische karakterisering van sloot- en bodemwater van slootkanten en aangrenzende percelen. Gemiddelden over alle locaties en inrichtings- en beheersvormen.

	sloot	kant ond	kant diep	perc ond	perc diep
$P\text{-}PO_4^{3-}$	.27	.26	.41	.53	.75
$N\text{-}NH_4^+$	.51	1.55	3.90	2.53	5.34
$N\text{-}NO_3^-$	.90	.30	.82	4.24	1.71
Kalium	9.	4.	6.	12.	8.
Chloride	101.	114.	66.	56.	42.
Calcium	73.	79.	100.	89.	93.
pH	8.1	6.4	6.8	5.8	6.6
EGV	509.	505.	694.	-	663.

Stofgehalten in mg/l; EGV in µS/cm.

bemesting, die op de percelen hoger is dan in de slootkanten (zie ook paragraaf 6.3). Bij kalium is het patroon in grote trekken gelijk, maar opvallend is dat het gehalte in het slootwater nu aanzienlijk hoger is dan in de ondiepe slootkanten (9.4 versus 3.9 mg/l). De achtergrond daarvan is niet helemaal duidelijk, mogelijk wordt het veroorzaakt door de aanvoer via gebiedsvreemd water of een sterke af- of uitspoeling van de goed oplosbare kaliumzouten die goed oplosbaar zijn.

conditieparameters

Chloride vertoont een tendens die omgekeerd is aan die van de nutriënten (tabel 2). In het water van de sloot en de ondiepe slootkant is het gehalte hoger dan dat van de diepe slootkant en het perceel (ruim 100 versus ca. 50 mg/l). Mogelijk is dit een gevolg van het inlaten van gebiedsvreemd water dat vaak rijker aam chloride is dan het gebiedseigen- en het regenwater (Bloemendaal & Roelofs, 1988).

Voor calcium zijn de gehaltes in de verschillende elementen ongeveer gelijk. Er is een lichte tendens dat de gehaltes in het perceel en de diepe slootkant iets hoger zijn dan in de ondiepe slootkant en het slootwater. De gemeten gehaltes zijn in overeenstemming met wat algemeen in midden-west-Nederland is gevonden (Anonymys, 1976), maar hoog in vergelijking met die van ecologisch waardevolle gebieden (Bloemendaal & Roelofs, 1988; Koerselman, 1989). Zoals hierboven opgemerkt kan het hoge gehalte samenhangen met de aanzienlijke aanvoer van kalk met de kunstmest.

De zuurgraad van het bodemwater is licht zuur tot neutraal (pH 5.8-6.4). Die van het slootwater is weliswaar licht basisch (pH 8.1), maar vergelijking met het bodemwater is niet zinvol, omdat door assimilatie-activiteiten van algen en waterplanten gedurende de dag sterke fluctuaties optreden (Bloemendaal & Roelofs, 1988). Binnen het bodemwater zijn de verschillen gering. Het ondiepe bodemwater is iets zuurder dan het diepere bodemwater.

Het electrisch geleidingsvermogen (EGV) ten slotte, een maat voor het totaal aan opgeloste ionen, bevestigt het beeld van de nutriënten. In slootwater en ondiepe kanten is het geleidingsvermogen iets kleiner dan in de diepe kanten en percelen.

Bodem

macronutriënten

Het fosfaatgehalte van de bovenlaag van de slootkantbodem heeft een aanzienlijk lager fosfaatgehalte dan het aangrenzend perceel (tabel 3; 2.8 vs. 10.8 mg/kg grond). Het slootschoningsmateriaal van de bodem scoort met 4.6 mg/kg grond intermediair. Soortgelijke verschillen komen tot uitdrukking voor (de andere macronutriënten) ammonium- en nitraatstikstof en kalium. De slootkant is dus aanzienlijk voedselarmer dan het perceel.

Tabel 3. Bodemchemische karakterisering van de 0-10 cm bovenlaag van de slootkanten, aangrenzende percelen en slootschoningsmateriaal. C/N-quotiënt van C-totaal en N-totaal.

	slootkant	perceel	schoningsmateriaal
$P\text{-}PO_4^{3-}$	2.8	10.8	4.6
$N\text{-}NH_4^+$	12.6	19.6	27.5
$N\text{-}NO_3^-$	3.8	47.4	12.7
K-gehalte	46.	118.	67.
C/N-quotiënt	24.	14.	18.
pH	5.3	5.5	5.1
vochtfractie	.70	.47	.78

Stofgehaltes in mg/kg grond (versgewicht).

In het C/N quotiënt komt dit beeld weer terug. De slootkantbodem heeft het hoogste quotiënt (24, tegenover 14 in het perceel en 18 in het schoningsmateriaal), waaruit kan worden afgeleid dat de hoeveelheid stikstof die door mineralisatie voor de planten beschikbaar komt daar kleiner is dan in het perceel en het schoningsmateriaal.

conditieparameters

De zuurgraad vertoont weinig verschillen. De pH van de slootkant is gemiddeld iets lager dan van het perceel (pH 5.3 vs. 5.5) en het schoningsmateriaal is met een pH van 5.1 nog iets zuurder.

De vochtfractie vertoont grote verschillen, zoals ook mocht worden verwacht. Op het perceel is het vochtgehalte bijna 50%, terwijl dit in de slootkant gemiddeld 70% is en in schoningsmateriaal zelfs bijna 80%.
Dit laatste hangt samen met het aandeel (half)verteerde plantedelen, die van zichzelf een hoog watergehalte hebben en waar gemakkelijk water tussen blijft hangen. Opgemerkt moet worden dat de monsters in voor- en najaar zijn genomen, dus in de relatief vochtige delen van het jaar.

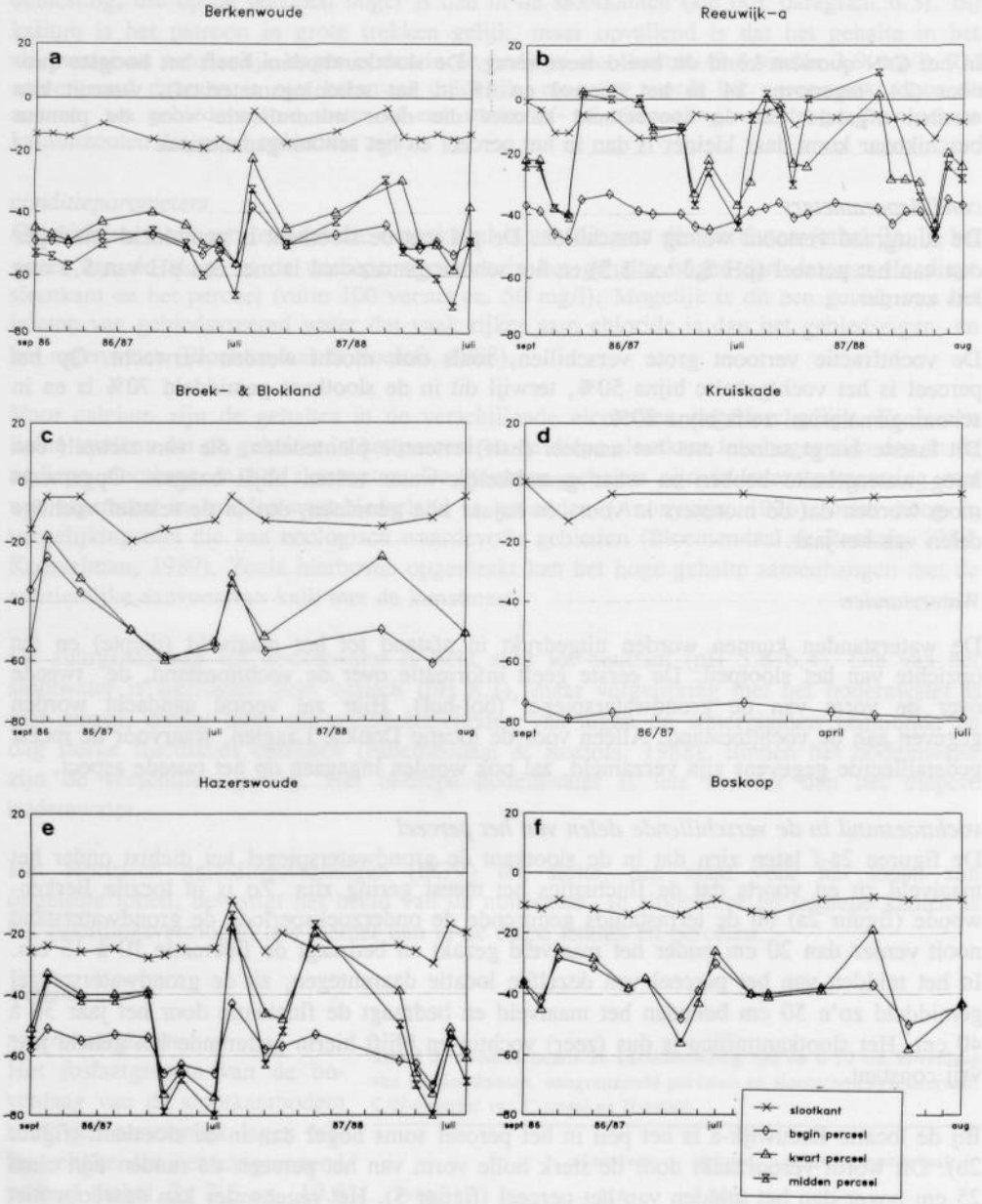
Waterstanden

De waterstanden kunnen worden uitgedrukt in afstand tot het maaiveld (diepte) en ten opzichte van het slootpeil. De eerste geeft informatie over de vochttoestand, de tweede over de vorm van de grondwaterspiegel (bol-hol). Hier zal vooral aandacht worden gegeven aan de vochttoestand. Alleen voor de locatie Donkse Laagten, waarvoor de meest gedetailleerde gegevens zijn verzameld, zal ook worden ingegaan op het tweede aspect.

vochttoestand in de verschillende delen van het perceel

De figuren 2a-f laten zien dat in de slootkant de grondwaterspiegel het dichtst onder het maaiveld zit en voorts dat de fluctuaties het meest gering zijn. Zo is in locatie Berkenwoude (figuur 2a) bij de terrastaluds gedurende de onderzoeksperiode de grondwaterstand nooit verder dan 20 cm onder het maaiveld gezakt en bedraagt de fluctuatie 10 à 15 cm. In het midden van het perceel van dezelfde locatie daarentegen, zit de grondwaterspiegel gemiddeld zo'n 50 cm beneden het maaiveld en bedraagt de fluctuatie door het jaar 30 à 40 cm. Het slootkantmilieu is dus (zeer) vochtig en blijft hierin gedurende het gehele jaar vrij constant.

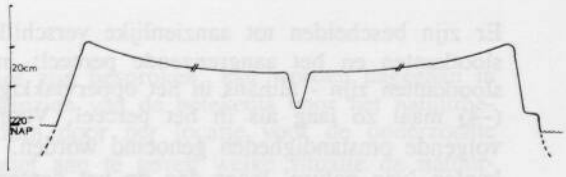
Bij de locatie Reeuwijk-a is het peil in het perceel soms hoger dan in de slootkant (figuur 2b). Dit wordt veroorzaakt door de sterk holle vorm van het perceel: de randen zijn circa 25 cm hoger dan het midden van het perceel (figuur 3). Het regenwater kan daardoor niet gemakkelijk weg, waardoor er plasvorming optreedt. Deze holle vorm doet zich — in minder sterke mate — vrijwel bij alle venige percelen voor en is het gevolg van de sterke uitdroging in de zomer, versterkt door de depositie van het slootschoningsmateriaal. Door de uitdroging klinkt het veen in het midden van het perceel wat sterker in dan in de randstroken die goed van vocht voorzien zijn (Van der Voo, 1965; Westhoff *et al.*, 1971). Dit proces treedt bij locatie Reeuwijk sterker op de voorgrond dan bij de andere locaties door de grote breedte van het perceel: ruim 50 m in plaats van de in venige streken gebruikelijke 20 tot 30 m. Bij de locatie Reeuwijk is ook goed te zien (maar geldt ook voor de



Figuur 2a-f. Grondwaterstanden in de verschillende delen van het perceel op de verschillende locaties.

Figuur 2a-f. Grondwaterstanden in de verschillende delen van het perceel op de verschillende locaties.

andere locaties) dat de waterstand op de rand van het perceel (dus juist naast de slootkant) weinig fluctueert en niet zo dicht bij het maaiveld zit. In tijden van veel neerslag is deze strook het droogste deel van het perceel[3].

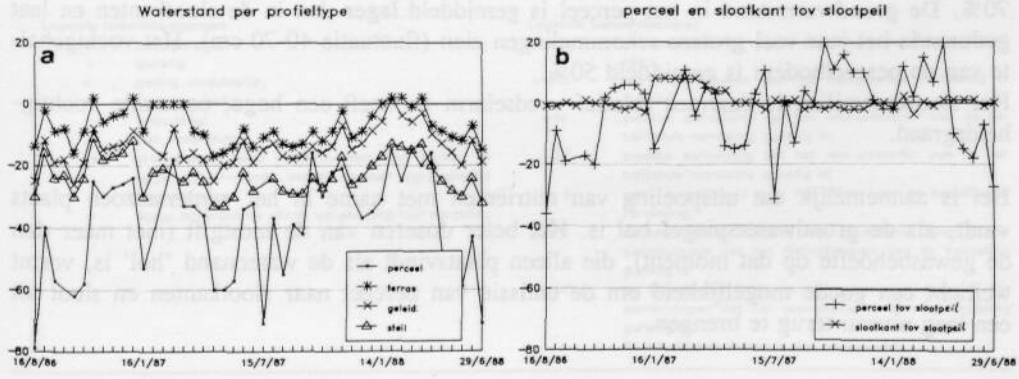


Figuur 3. Dwarsdoorsnede perceel locatie Reeuwijk-a. De rand ligt ca. 2 dm hoger dan het perceelsmidden.

De frequent uitgevoerde metingen in de Donkse Laagten laten zien dat het fluctuatiepatroon voor verschillende profieltypen vrijwel identiek is (figuur 4a). Duidelijk is tevens dat het terrasprofiel het vochtigst is en het steile profiel het droogst; het verschil in waterstand tussen deze twee typen bedraagt gemiddeld ongeveer 20 cm.

grondwaterstand ten opzichte van het slootpeil

Om na te gaan wanneer het bodemwater nu van het perceel richting sloot loopt of omgekeerd, is in figuur 4b voor de Donkse Laagten het verschil tussen het grondwaterpeil en het slootwaterpeil weergegeven. In de slootkant blijkt het peil altijd vrijwel gelijk te zijn aan dat van de sloot, alleen in januari "87 (lange vorstperiode) stond het wat hoger dan het slootpeil. Ten aanzien van het perceel treden aanzienlijke verschillen op, en wel van -35 ('s zomers) tot + 22 cm ('s winters). De eventuele uitspoeling van nutriënten uit het perceel zal dus ook met name in het winterseizoen plaatsvinden[4].



Figuur 4. a. Grondwaterstanden in de verschillende profieltypen. b. Grondwaterstand van verschillende perceelsdelen t.o.v. het slootpeil. (locatie Donkse Laagten)

---

[3] Het is om deze reden dat de rijsporen van de tractoren juist in deze zone liggen; daar is de draagkracht in de natte jaargetijden beter dan op de rest van het perceel.

[4] Oppervlakkige afspoeling kan ook in de andere seizoenen optreden, bijvoorbeeld tijdens perioden van hevige neerslag.

Discussie en conclusies

Er zijn bescheiden tot aanzienlijke verschillen in het gehalte aan nutriënten tussen de slootkanten en het aangrenzende perceel: in de bodem en in het bodemwater van de slootkanten zijn - althans in het oppervlakkige deel - de P-, N- en K-concentraties 2 à 3 (-4) maal zo laag als in het perceel. Voor de verklaring van dit verschil kunnen de volgende omstandigheden genoemd worden. In de eerste plaats is de mestopworp op de kanten 'van nature' lager dan op het perceel; de strooibeelden van de mestverspreiders lopen namelijk geleidelijk af (figuur 4). In de tweede plaats zal de mest die wèl in de kanten terecht komt vanwege de helling in sterkere mate wegregenen (in de sloot) dan op het perceel. Een derde oorzaak kan gelegen zijn in de holle vorm die venige percelen doorgaans hebben. De randen werken als dijkjes en verminderen de run-off en daarmee de nutriëntbelasting van de slootkanten. Het surplus aan water wordt via greppels zonder tussenkomst van de kanten direct in de sloten afgevoerd. De verminderde nutriëntbelasting van de slootkanten gaat dan wel ten koste van de slootwaterkwaliteit.

De metingen geven aan dat het slootwater relatief lage gehaltes bevat van de meeste nutriënten (kalium uitgezonderd), zoals ook verwacht kon worden; de gehaltes zijn doorgaans gelijk aan die in het oppervlakkige deel van de slootkanten. Het moet echter worden benadrukt dat de vergelijking is gemaakt met bodemwater van percelen die (licht tot) zwaar worden bemest! De verschillen tussen slootwater en bodemwater zouden dus eigenlijk veel groter moeten zijn.

In de waterhuishouding worden er belangrijke, zij het voorspelbare, verschillen tussen slootkant en perceel gevonden. De waterstand in de slootkant verschilt slechts weinig van die in de sloot en bij een constant slootpeil heeft het slootkantmilieu gedurende het gehele jaar een stabiele vochttoestand (fluctuatie <20 cm). Het vochtgehalte bedraagt gemiddeld 70%. De grondwaterstand in het perceel is gemiddeld lager dan in de slootkanten en laat gedurende het jaar veel grotere schommelingen zien (fluctuatie 40-70 cm). Het vochtgehalte van de perceelbodem is gemiddeld 50%.
Het slootkantmilieu is daarmee relatief voedselarm en heeft een hoge, constante vochtigheidsgraad.

Het is aannemelijk dat uitspoeling van nutriënten met name in het winterseizoen plaats vindt, als de grondwaterspiegel bol is. Het beter doseren van de mestgift (niet meer dan de gewasbehoefte op dat moment), die alleen plaatsvindt als de waterstand 'hol' is, vormt wellicht een goede mogelijkheid om de emissie van perceel naar slootkanten en sloot tot een laag niveau terug te brengen.

3.6 Overzicht van de gevonden resultaten

Nu de resultaten van alle onderzochte locaties zijn besproken, kan worden nagegaan in hoeverre een algemene, eenduidige lijn ten aanzien van de betekenis voor het natuurbehoud kan worden geformuleerd. Dit is gedaan door per locatie voor de onderzochte inrichtingsvormen en beheersfactoren kwalitatief aan te geven welke situatie de natuurwaarde ten goede komt (tabel 1). Waar de score van de verschillende parameters niet eenduidig is, is aan de voedselrijkdomindicatie en aan de oppervlakte-onafhankelijke natuurwaarde-index meer gewicht gegeven dan aan de andere parameters.

Tabel 1. Overzicht van de resultaten van de onderzochte locaties. Aangegeven is welke inrichtings- en beheersfactoren gunstig zijn vanuit het oogpunt van natuurbehoud.

	inrichting					beheer			
locatie	niet geherpr.	steil	gelei-delijk	terras	kops-eind	bemes-ten	vroeg maaien	bewei-den	depos. sch mat.
Berkenwoude	o	--	.	+	++	++N	+W	+N	++N
Reeuwijk-a	o	-	.	+	.	++N	o	++N	o
Reeuwijk-b	o	-	.	+	.	++N	o	++N	o
Donkse laagten	o	--	-	+	.	++N	+W	o	++N
Broek & Blokland	+	--	-	+	.	+N	.	.	+N
Hazerswoude	=	.	.	.	.	+N	+W	++N	+N
Boskoop	=	.	.	(+)	.	.	±	++N	o
Zuiderwoude	=	.	.	.	.	.	+W	.	(+N)
Kruiskade	.	.	.	=	.	.	(+W)	.	+W
Donkse laagten									
korte - en lange broek	.	.	.	.	.	.	.	++W	+N
Geerstrook	.	.	.	.	++	.	.	(+N)	.
Uitstekken	.	.	.	.	++	++N	++N	++N	(+N)
Gouderak	.	.	.	.	.	.	++N	++N	.

Legenda inrichtingsvormen

++	zeer gunstig;
+	gunstig
o	gering, onduidelijk;
-	licht ongunstig;
--	ongunstig;
.	niet onderzocht;
(+)	onvergraven talud komt overeen met terras; de hoge natuurwaarde wordt daaraan (gedeeltelijk) toegeschreven;
=	enige onderzochte vorm, vergelijking niet mogelijk;

Legenda beheersfactoren

++W	het wel-uitvoeren van de betreffende handeling is gunstig;
++N	het niet-uitvoeren van de betreffende handeling is gunstig;
+N	zwakke aanwijzing dat het niet-uitvoeren van de betreffende handeling gunstig is;
+W	zwakke aanwijzing dat het wel-uitvoeren van de betreffende handeling gunstig is;
±	geen duidelijkheid over het effect van de betreffende handeling;
(+N)	de betreffende factor is niet gevarieerd, maar er zijn aanwijzingen dat het niet-uitvoeren van de handeling gunstig is;
(+W)	de betreffende factor is niet gevarieerd, maar er zijn aanwijzingen dat het wel-uitvoeren van de handeling gunstig is;
.	de betreffende factor is niet onderzocht.

Uiteraard is het niet mogelijk om in een tabel alle nuances weer te geven. Zo loopt de beweidingsintensiteit van de verschillende locaties uiteen met als gevolg dat het meebeweiden van de slootkanten ook niet dezelfde inhoud heeft. Om deze reden is het beweidingseffect bij locatie Reeuwijk-b (langdurige beweiding) duidelijk negatief, terwijl het bij de Donkse Laagten (lichte nabeweiding) een licht positief effect heeft. Dergelijke verschillen gelden ook ten aanzien van de andere beheersfactoren.

Inrichtingsvormen

Het is opmerkelijk dat bij locaties waarbij meerdere inrichtingsvormen zijn vergeleken, de geherprofileerde kanten vanaf het begin in natuurwaarde nauwelijks onderdoen voor de niet-geherprofileerde kanten. Vanuit de resterende zaadvoorraad danwel achtergebleven plantedelen vindt voorspoedige hervestiging en heruitgroei van de soorten plaats. Een uitzondering is de locatie Broek- & Blokland, waar de natuurwaarde op de geherprofileerde kanten gemiddeld lager is dan op de niet-geherprofileerde kanten. Het bodemtype (rivierklei, die oppervlakkig gemakkelijk uitdroogt) is hier debet aan. Overigens is bij de meeste locaties wel gebleken dat de soortensamenstelling tussen de niet- en wel-geherprofileerde kanten duidelijk verschilt. Algemeen is dat soorten die karakteristiek zijn voor de vroegere hooilanden en die meestal op het wat drogere deel van de slootkant staan, op de geherprofileerde kanten minder goed vertegenwoordigd zijn. Voor deze soorten brengt herprofilering risico's met zich mee.

De terrassen geven in het algemeen meer perspectief voor de ontwikkeling van natuurwaarden dan de steile en geleidelijk aflopende taluds. Weliswaar is op enkele locaties de terrasvorm gecombineerd met overwegend natuurvriendelijk beheer, ook daar waar dit niet het geval is (Donkse Laagten, Broek- & Blokland) blijkt het terras een wat hogere natuurwaarde op te leveren dan de beide andere taludvormen. Afzonderlijke vermelding verdient het kopse eind (terrassering van drie meter breed op het kopse einde van een perceel) dat zeer goede mogelijkheden voor ontwikkeling van natuurwaarden lijkt te bieden.

Uit het onderzoek aan de Geerstrook en aan de uitstekken is naar voren gekomen dat het afgraven van percelen (in tabel 1 ondergebracht als kopse einden, omdat de verwantschap daarmee het grootst is) de natuurwaarde van de vegetatie zeer ten goede komt. Het positieve effect wordt bepaald door de hogere grondwaterstand, de afvoer van de vroegere voedselrijke teeltlaag (Geerstrook) en de verminderde intensiteit van het agrarisch gebruik (uitstekken).

Beheersfactoren

Op alle locaties waar het bemestingsregime is gevarieerd blijkt dat het niet-meebemesten van de kanten de natuurwaarde van de vegetatie ten goede komt. Weliswaar is er een zeker verband tussen de mestgift op het perceel en de natuurwaarde van de slootkantvegetatie (paragraaf 3.2), maar het ontzien van de slootkanten bij bemesting geeft altijd positieve effecten.

Wat het maairegime betreft zijn de resultaten niet geheel eenduidig. Een vroege maaibeurt van de kanten (voor 1 juli) is niet per definitie nadelig. Integendeel, de algemene indruk is dat het meemaaien na 1 juli te laat is. De vegetatie staat dan zo zwaar dat deze dicht slaat (viltig wordt) en veel laagblijvende soorten en kiemende zaden geen of weinig kans krijgen om uit te groeien. Het eindbeeld is dat het optimaal is om de maaidatum van de kanten af te stemmen op de zwaarte van het gewas en niet vast te pinnen op een kalenderdatum. Dat wil zeggen dat het maaien het best direct na zaadzetting kan gebeuren; de soorten krijgen dan voldoende kansen om uit te groeien en hun zaad te laten vallen en de laagblijvende en kiemende soorten krijgen voldoende overlevingskans. Een eerste maaibeurt tussen eind mei en half juni lijkt het meest geschikt. Alleen bij een relatief

weinig-produktieve en dus laagblijvende graslandvegetatie die niet wordt meebeweid (zie Geerstrook en locatie Boskoop) heeft het maaien na 1 juli een (licht) positief effect. Doordat met de maaiapparatuur het gewas direct langs de waterlijn niet goed kan worden bereikt — vooral wanneer de kanten steil en droog zijn — kan de vegetatie daar te veel verruigen, waardoor laagblijvende soorten wegvallen.

Het meebeweiden heeft in het algemeen vooral vanwege de vertrapping een negatief effect op de natuurwaarde van het hogere deel van de slootkanten. Alleen bij lage beweidingsdruk en bij nabeweiding is het effect niet negatief en kan zelfs positief zijn. De positieve invloed heeft betrekking op de structuur van het moerassige deel van de vegetatie: door afvraat kan er meer licht tot op de bodem doordringen waardoor laagblijvende soorten en kiemplanten meer kansen krijgen. Net als bij het maaien is er ook een samenhang met de produktiviteit van de vegetatie: naarmate het gewas produktiever is, is een vroegere inscharingsdatum te verkiezen. Dit dient op een zodanig tijdstip te gebeuren dat verruiging wordt voorkomen. Voorts is bij hoogproduktieve slootkantvegetatie het beweidingseffect eerder positief dan bij een laagproduktieve vegetatie.

De depositie van slootschoningsmateriaal in de slootkant heeft in het algemeen een negatief effect op de natuurwaarde. Soms is het effect echter onduidelijk en in een enkel geval zelfs licht positief. Een aantal factoren speelt hierbij een rol. In de eerste plaats betreft dat de hoeveelheid en de samenstelling van het schoningsmateriaal. Naarmate de hoeveelheid groter en het aandeel van het modderig materiaal groter is, is het effect op de natuurwaarde van de slootkantvegetatie negatiever. Wanneer de hoeveelheid schoningsmateriaal niet groot is en alleen uit plantedelen bestaat, kan depositie positief zijn. De nutriëntenaanvoer is beperkt en de planten die met het schonen zijn opgerooid kunnen vanuit het schoningsmateriaal weer uitgroeien. Soorten die op de smalle overgang tussen water en land voorkomen lopen het risico te verdwijnen wanneer het schoningsmateriaal wordt afgevoerd. Ook de taludvorm speelt een rol. Bij een terrastalud lijkt depositie negatiever dan bij een steil talud. Op een terrastalud wordt het schoningsmateriaal over de gehele breedte (tot aan de waterrand) gedeponeerd en blijft daar grotendeels liggen. Op een steil talud wordt het materiaal vooral op het bovenste deel van het talud gedeponeerd (technisch kan het niet anders) en gedurende de herfst en winter spoelt door de regen een behoorlijk deel van het modderig materiaal terug in de sloot. De eutrofiëring en verstikking is daardoor beperkt. Bij het schonen is verder van belang dat het slootkanttalud zelf zoveel mogelijk intact wordt gelaten en dat men zich beperkt tot het weghalen van de nieuw-ingegroeide vegetatie. Gebeurt dat niet, dan loopt een aantal soorten het risico te verdwijnen (zie ook hoofdstuk 5 en paragraaf 7.2).

Chemisch-fysische eigenschappen

Een belangrijke beperking bij het gebruik van chemische bepalingen van bodemwater en bodem is dat ze slechts een momentopname geven. Dit speelt bij agro-ecosystemen wellicht een grotere rol dan bij meer natuurlijke ecosystemen, omdat door bemesting sterke fluctuaties kunnen optreden. Ondanks deze beperkingen zijn de gevonden resultaten redelijk te interpreteren. In de bovenlaag van de slootkanten is het gehalte aan macronutriënten P, N en K gemiddeld de helft à eenderde van dat elders in het perceel. De concentraties in de waterige fractie van de bovenlaag van de slootkant zijn ongeveer gelijk aan die van het slootwater. Voorts is de C/N-verhouding in de slootkanten duidelijk hoger dan

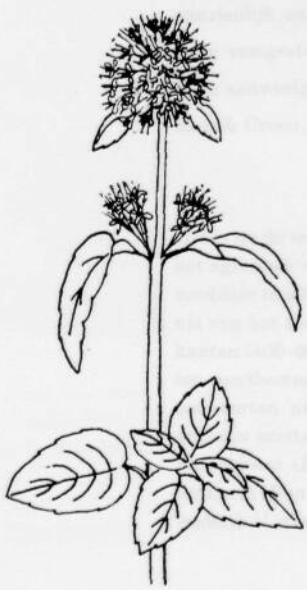
op het perceel, wat betekent dat relatief veel van de door mineralisatie vrijkomende stiktof wordt geïmmobiliseerd door micro-organismen.

In de waterhuishouding worden duidelijke en consistente verschillen gevonden. De waterstand in de slootkanten is veel constanter dan in de percelen. In het algemeen staat het water in de slootkanten dichter bij het maaiveld. Wel is er zoals men kan verwachten binnen de slootkanten een sterke vochtgradiënt, variërend van de permanent waterverzadigde zone langs de waterrand tot een vrij droge strook aan de bovenkant van het talud.

De chemische gegevens en grondwaterstandgegevens ondersteunen tezamen de bevindigen dat de vegetatie in de slootkanten in het algemeen een lager trofieniveau indiceert en een breder soortenspectrum herbergt dan de perceelvegetatie.

4. DE STIKSTOFBALANS VAN SLOOTKANTEN

Materiaal en methoden 204
Watbal 204
Animo 206
Resultaten en deelconclusies 209
Ontwikkeling van de stikstofhuishouding op middellange termijn . . 209
Bespreking van de verschillende aanvoertermen 211
Het aandeel van de verschillende bemestingsvormen in de praktijk . 213
Discussie 214
Slootschoningsmateriaal 215
Afhankelijkheid instroming in slootkanten van perceelsbemesting . . 215
Interflow en run-off 216
Nauwkeurig meststrooien belangrijk houvast voor natuurgericht beheer 216
Conclusies 217



DE STIKSTOFBALANS VAN SLOOTKANTEN

Th.C.P. Melman, L.F.C.M. van Oers & R.H. Kemmers

Verschenen in Landschap 7 (1990), nr. 3: 183-201.

ASPECTEN VAN NATUURGERICHTE INRICHTING EN BEHEER VAN VEENWEIDEGEBIEDEN

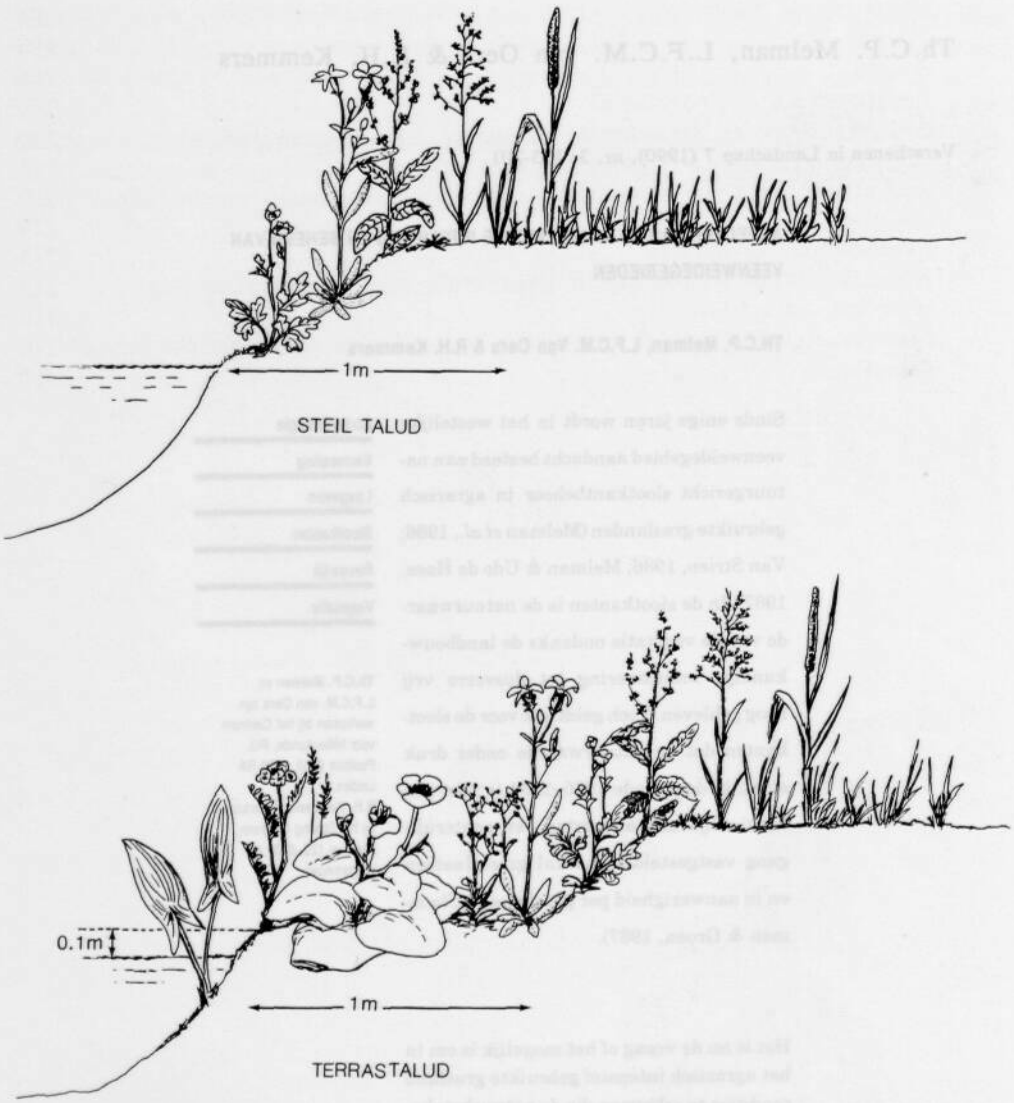
TH.C.P. Melman, L.F.C.M. Van Oers & R.H. Kemmers

Ecohydrologie
Vermesting
Laagveen
Slootkanten
Reeuwijk
Vegetatie

Th.C.P. Melman en **L.F.C.M. van Oers** zijn werkzaam bij het Centrum voor Milieukunde, RU, Postbus 9518, 2300 RA Leiden.
R.H. Kemmers is werkzaam bij het Staring Centrum, Postbus 125, 6700 AC Wageningen

Sinds enige jaren wordt in het westelijke veenweidegebied aandacht besteed aan natuurgericht slootkantbeheer in agrarisch gebruikte graslanden (Melman *et al.*, 1986; Van Strien, 1986; Melman & Udo de Haes, 1987). In de slootkanten is de natuurwaarde van de vegetatie ondanks de landbouwkundige intensivering tot dusverre vrij hoog gebleven. Toch geldt ook voor de slootkanten dat de natuurwaarde onder druk staat; in de periode 1976–1984 is voor een aanzienlijk aantal soorten een achteruitgang vastgesteld in aantal groeiplaatsen en in aanwezigheid per groeiplaats (Clausman & Groen, 1987).

Het is nu de vraag of het mogelijk is om in het agrarisch intensief gebruikte grasland condities te scheppen die de natuurbetekenis van het zeer dichte netwerk van slootkanten (400–800 m per ha!) duurzaam laten voortbestaan. Het gaat hier onder meer om soorten uit licht eutrofe, vochtig tot drassige omstandigheden zoals Echte koekoeksbloem (*Lychnis flos-cuculi*), Egelboterbloem (*Ranunculus flammula*), Moeraswederik (*Lysimachia thyrsiflora*), Gele Lis



Figuur 1 • Schematische dwarsdoorsnede door (a) het gangbare steile talud en (b) het terrastalud, zoals die in het slootkanten-derzoek zijn aangelegd.

Figure 1 • Cross-section of (a) steep-profiled bank and (b) terraced ditch bank, as constructed for the research.

(*Iris pseudacorus*) en de Dotter (*Caltha palustris* ssp. pal.). Hiermee zou een opmerkelijke vorm van verweving van landbouw en natuurbehoud worden behouden. Daarnaast zou ook meer aandacht kunnen worden gegeven aan de (potentiële) betekenis van de slootkanten als ecologische infrastructuur, maar dat valt buiten het blikveld van deze studie.

Voor slootkanten is modelonderzoek verricht naar de invloed van diverse inrichtings- en beheersvormen op de stikstofhuishouding voor de middellange termijn (20–30 jaar). De keuze voor de nutriënt stikstof heeft verschillende redenen:

a

b

• **Foto 1 a & b**
De vegetatie van twee typen slootkanten in het eerste seizoen na herprofilering.
a. Terras-talud; grote egelskop (*Sparganium erectum*), pitrus (*Juncus effusus*) en pijptorkruid (*Oenanthe fistulosa*) zijn hier karakteristiek. b. Steil talud; het aandeel van bovengenoemde soorten is belangrijk lager en waterpeper (*Polygonum hydropiper*) treedt sterker op de voorgrond.

• **Photo 1 a & b**
The vegetation of ditch banks in the first season after reprofiling. a. Terraced bank; *Sparganium erectum*, *Juncus effusus* and *Oenanthe fistulosa* are characteristic. b. Steep bank; the above-mentioned species are less numerous, *Polygonum hydropiper* is much more important.

– de beschikbaarheid van de nutriënten is één van de hoofdfactoren die de natuurwaarde van de vegetatie bepaalt. Er is daarbij sprake van een negatief verband: hoe groter de nutriëntaanvoer, hoe lager de natuurwaarde (Al-Mufti *et al.*, 1977; Grime, 1973; Vermeer & Berendse, 1983; Melman *et al.*, 1986); voor graslandvegetaties in het veenweidegebied wordt stikstof algemeen beschouwd als de beperkende factor (zie o.a. Van Steenbergen, 1976; De Boer, 1982);
– het moderne agrarisch gebruik van graslanden wordt gekenmerkt door een zeer groot gebruik van meststoffen (RIVM, 1988; Terwan, 1988).

Binnen het modelonderzoek zijn de volgende vragen onderscheiden:
– wat is de invloed van de waterhuishouding op de stikstofhuishouding van percelen en slootkanten; wat is voor slootkanten hierbij de betekenis van de profielvorm;
– welk deel van de met kunst- en drijfmest op de slootkanten opgebrachte stikstof wordt door de slootkantvegetatie opgenomen, en hoe verhoudt zich dat met de situatie op het perceel;
– wat is de omvang van de depositie van slootschoningsmateriaal op slootkanten, en welke effecten heeft dit op de stikstofhuishouding;

– wat is de omvang van uitspoeling en runoff vanuit percelen op slootkanten, en welke effecten heeft dit op de stikstofhuishouding?

Het onderzoek is uitgevoerd op een veenweideperceel in Reeuwijk (ZH), dat reeds lang als grasland wordt geëxploiteerd. De bodem bestaat uit eutroof broekveen (els) met een laag kleigehalte (< 10%), en is vrij ondiep ontwaterd (GT II) (Stiboka, 1969). Het agrarisch gebruik is matig intensief: de stikstofgift bedraagt ca. 160 kg N/ha.jr als kunstmest (= 600 kg KalkAmmonSalpeter (KAS) 27% N/ha.jr) plus 190 kg N/ha.jr als drijfmest (= 40 ton drijfmest/ha.jr). Het perceel wordt afwisselend gemaaid en beweid. In de modelstudie zijn twee slootkantprofielen met elkaar vergeleken: het gangbare talud, aangeduid als 'steil' (figuur 1a, foto 1a), en een verlaagd talud, aangeduid als 'terras' (figuur 1b, foto 1b). Deze taluds zijn in de winter 1985–1986 aangelegd. De ontwikkeling van de vegetatie is gevolgd bij enkele beheersvormen, waarover elders verslag zal worden gedaan.

Materiaal en methoden

Modelschematisatie en invoergegevens

De onderscheiden aan- en afvoerstromen in de wortelzone (te zamen de stikstofbalans) zijn schematisch weergegeven in figuur 2. De snelheid van de onderscheiden bodemprocessen wordt bepaald door een aantal fysisch-chemische stuurfactoren zoals temperatuur, vochtgehalte, zuurstofgehalte, zuurgraad en N-gehalte in de bodem (zie o.a. Brady, 1984; Kemmers & Jansen, 1985).

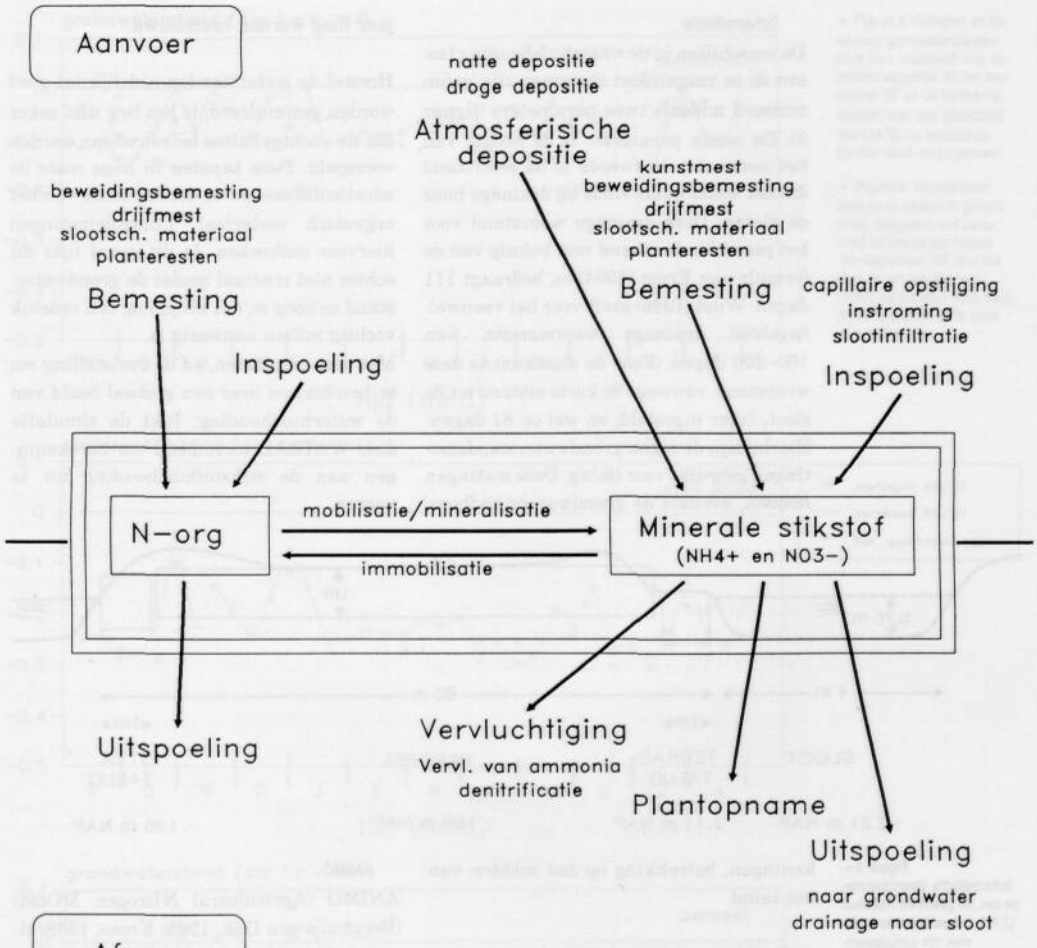
Bovenstaande stuurfactoren zijn in belangrijke mate afhankelijk van de waterhuishouding van het systeem. Zo is het vochtgehalte medebepalend voor de bodemtemperatuur en het zuurstofgehalte in de bodemporiën. Verder speelt de waterhuishouding natuurlijk ook een belangrijke rol bij het transport van stikstof in de bodem. Om deze redenen is het bij het modelleren van de stikstofhuishouding noodzakelijk ook de waterhuishouding in de beschouwingen op te nemen (Harmsen & Schreven, 1955; Kemmers & Jansen, 1985; Stortenbeker & Berendse, 1985; Krajenbrink, 1986; Lebbink & Antonides, 1987).

De in figuur 2 aangeduide bodemprocessen zijn in wiskundige relaties geformuleerd en bijeengebracht in het door het Staring Centrum ontwikkelde ANIMO-model (Agricultural NItrogen MOdel; Berghuijs-van Dijk *et al.*, 1985). De globale gegevens over de waterhuishouding die bij het gebruik van ANIMO noodzakelijk zijn, worden verkregen via het model WATBAL (eenvoudig model voor de WATer BALans van de onverzadigde/verzadigde zone; Berghuijs-van Dijk, 1985). Dit model kan in combinatie met ANIMO worden gebruikt. Hieronder zal van beide modellen een korte schets worden gegeven.

WATBAL

WATBAL berekent per tijdstip: vochtgehalte, grondwaterstand en waterfluxen in de bodem van een perceel. Het is een zogenaamd 1-dimensionaal, lokaal model. Het model simuleert de waterhuishouding in de onverzadigde/verzadigde bodemzone. Een pseudo tweedimensionaal karakter wordt verkregen doordat het model de fluxen naar drainagesystemen berekent, die het systeem via de zijrand verlaten (Kemmers, 1986). In het model wordt het bodemprofiel onderverdeeld in twee lagen: a) de wortelzone; b) de laag onder de wortelzone die op zijn minst zo diep is als de laagste grondwaterstand.

Voor de zones dienen verschillende bodemfysische eigenschappen te worden ingevoerd, waarbij de onderscheiden lagen als homogeen worden beschouwd. De invoer voor het model bestaat uit:
– de dimensies en belangrijkste bodem-



• **Figuur 2**
De stikstofbalans in de wortelzone.

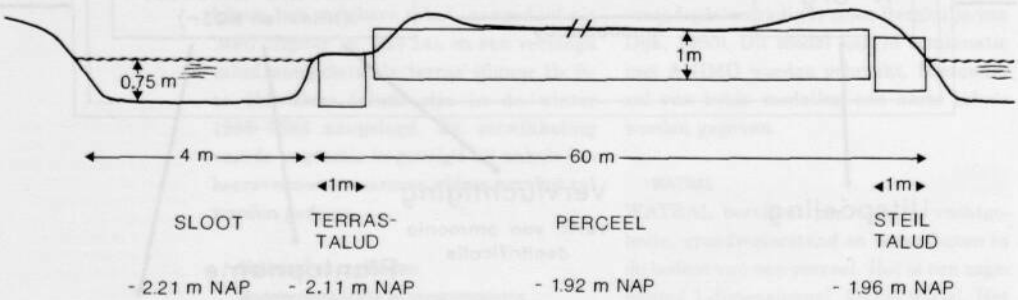
• **Figure 2**
The nitrogen balance of the root zone.

fysische karakteristieken van de twee lagen (pF-curven, doorlatendheden, e.d.);
– gegevens omtrent de drainage systemen (dichtheid, diepte, peilen);
– bodembedekkingsgegevens van de vegetatie;
– gegevens over neerslag en openwaterverdamping per tijdstap.

De waarden van de in te voeren gegevens kunnen voor een belangrijk deel worden afgeleid uit bodemkaarten, de Staringreeks (Wösten *et al.*, 1986) waarin bodemfysische eigenschappen voor diverse bodems worden beschreven, en uit gegevens van metereologische stations. Gegevens omtrent het drainage systeem en de vegetatie dienen in het proefveld zelf bepaald te worden. Voor de controle en ijking van de door het model berekende grondwaterstanden kunnen eigen metingen worden gebruikt.

Schematisatie

De verschillen in de waterhuishouding tussen de te vergelijken systemen zijn geformuleerd middels twee parameters (figuur 3). De eerste parameter is de hoogte van het maaiveld, de tweede is de weerstand die het water ondervindt bij drainage naar de sloten. Deze drainage weerstand voor het perceel is berekend met behulp van de formule van Ernst (1954) en bedraagt 111 dagen. Wind (1986) geeft voor het veenweidegebied drainage weerstanden van 100–200 dagen. Voor de slootkant is deze weerstand, vanwege de korte afstand tot de sloot, lager ingesteld, en wel op 81 dagen. Hierbij zijn de eigen grondwaterstandsmetingen gebruikt voor ijking. Deze metingen hebben, evenals de grondwaterstandberekeningen, betrekking op het midden van het talud.



Figuur 3 • Schematische dwarsdoorsnede van het proefveld Reeuwijk (Z.H.). De onderzochte systemen zijn aangegeven.

Figure 3 • Cross-section of the research field in Reeuwijk (South Holland), showing the systems investigated.

Resultaat hydrologische modellering

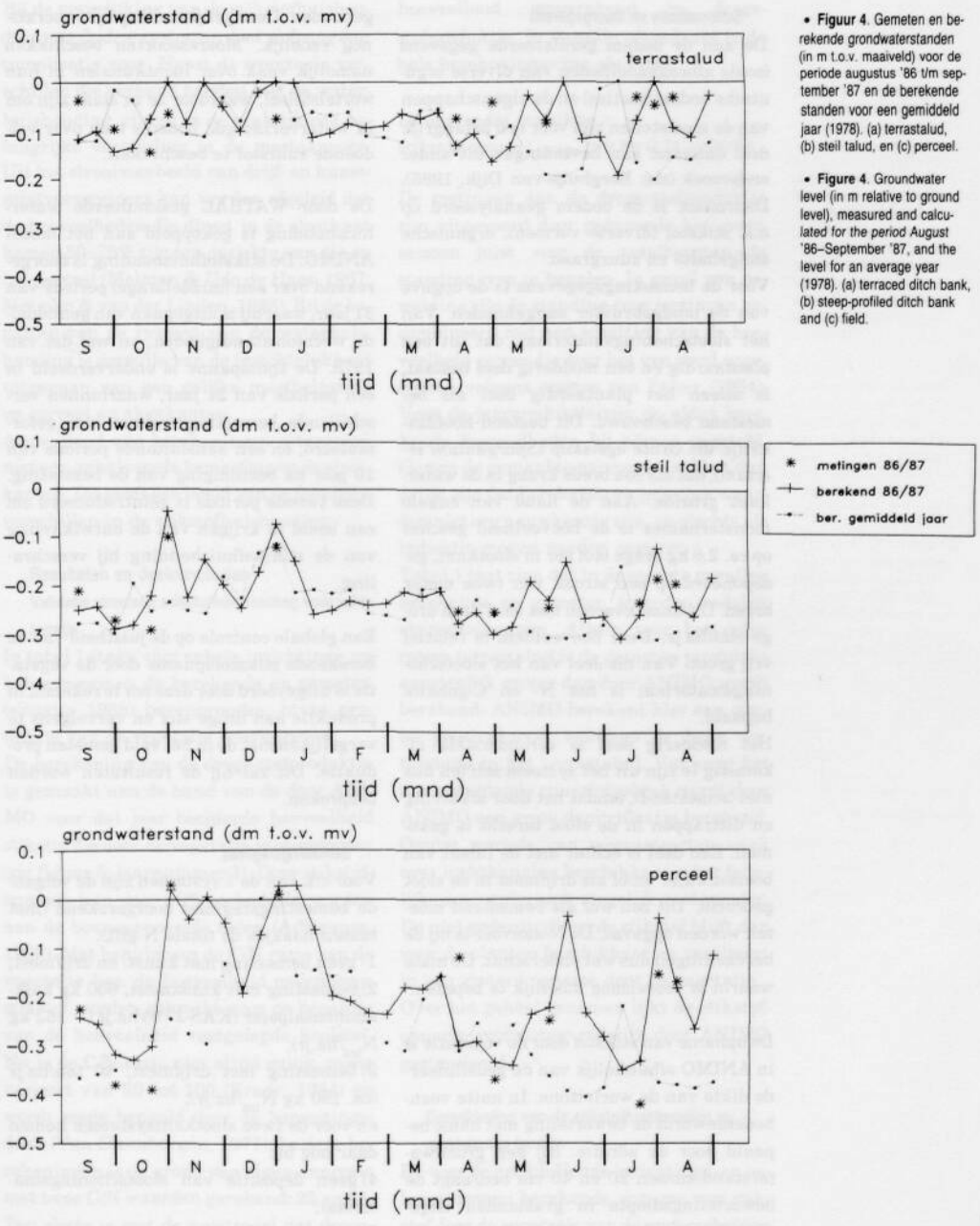
De voor de drie systemen berekende en gemeten grondwaterstanden zijn weergegeven in figuur 4. Merk op dat de wisselingen in de berekende grondwaterstanden in het terrastalud groter zijn dan dat waarnemingen aangeven. Voor het steile talud is de fitting beter geslaagd dan voor het terrastalud. Voor het perceel tenslotte (figuur 4c), blijken de berekende en gemeten waarden onderling goed overeen te stemmen. Om een meer algemeen geldend beeld te verkrijgen is bij de modelberekeningen uitgegaan van de weersomstandigheden van 1978, dat in dit opzicht als een gemiddeld jaar mag worden beschouwd.

Hoewel de waterstanden redelijk tot goed worden gesimuleerd, is het nog niet zeker dat de vochtgehaltes betrouwbaar worden voorspeld. Deze bepalen in hoge mate de aëratie/diffusie en de decompositie van het organisch materiaal. Controlemetingen hiervoor ontbreken. In dit geval lijkt dit echter niet cruciaal omdat de grondwaterstand zo hoog is, dat altijd nog een redelijk vochtig milieu aanwezig is.

Met deze resultaten, en de doelstelling om te beschikken over een globaal beeld van de waterhuishouding, lijkt de simulatie door WATBAL toereikend om berekeningen aan de stikstofhuishouding uit te voeren.

ANIMO

ANIMO (Agricultural NItrogen MOdel) (Berghuijs-van Dijk, 1985; Kroes, 1988) simuleert per tijdstap (decade) en per bodemlaag de omzettings- en transportprocessen van stikstof in de bodem. Het is een zogenaamd dynamisch, 1-dimensionaal model waarbij het bodemprofiel wordt onderverdeeld in een aantal horizontale lagen (Kemmers, 1986). Het model houdt bij simulatie van de stikstofhuishouding rekening met: 1) het bodemtype; 2) de weersomstandigheden; 3) het bodemgebruik; 4) de bemesting; 5) de gewashistorie en 6) de waterhuishouding (gesimuleerd door WATBAL).



• **Figuur 4**. Gemeten en berekende grondwaterstanden (in m t.o.v. maaiveld) voor de periode augustus '86 t/m september '87 en de berekende standen voor een gemiddeld jaar (1978). (a) terrastalud, (b) steil talud, en (c) perceel.

• **Figure 4**. Groundwater level (in m relative to ground level), measured and calculated for the period August '86–September '87, and the level for an average year (1978). (a) terraced ditch bank, (b) steep-profiled ditch bank and (c) field.

Schematisatie en stuurgegevens

De aan de bodem gerelateerde gegevens (zoals afbraaksnelheden van diverse organische bodemfracties) en de eigenschappen van de meststoffen zijn voor een belangrijk deel ontleend aan bevindingen uit ander onderzoek (zie: Berghuijs-van Dijk, 1985). Daarnaast is de bodem geanalyseerd op o.a. stikstof (diverse vormen), organische stofgehalte en zuurgraad.

Voor de bemestingsgegevens is de opgave van de landgebruiker aangehouden. Van het slootschoningsmateriaal, dat uit een plantaardig en een modderig deel bestaat, is alleen het plantaardig deel als bemestend beschouwd. Dit bestond hoofdzakelijk uit Grote egelskop (*Sparganium erectum*), dat als een brede kraag in de waterkant groeide. Aan de hand van enkele monsternames is de hoeveelheid geschat op ca. 2.6 kg droge stof per m slootkant, gedeponeerd op een strook van twee meter breed. Dit komt overeen met ca. 13 ton droge stof/ha.jr. Deze hoeveelheid is relatief vrij groot. Van dit deel van het slootschoningsmateriaal is het N- en C-gehalte bepaald.

Het modderig deel is verondersteld afkomstig te zijn uit het systeem zelf (en dus niet-bemestend), omdat het door afkalving en uittrappen in de sloot terecht is gekomen. Een deel is echter met de inlaat van boezemwater en/of als drijfmest in de sloot gebracht. Dit zou wèl als bemestend moeten worden opgevat. De N-aanvoer is bij de berekeningen dus wat onderschat. De mate waarin is vooralsnog moeilijk te bepalen.

De opname van stikstof door de vegetatie is in ANIMO afhankelijk van de gedefinieerde dikte van de wortelzone. In natte veenbodems wordt de beworteling met name bepaald door de aëratie. Bij een grondwaterstand tussen 20 en 40 cm bedraagt de bewortelingsdiepte in graslanden ongeveer 30 cm (Jansen, 1986). Deze bewortelingsdiepte is zowel voor de perceelvegetatie als voor de slootkantvegetatie aangehouden. Deze gelijkstelling lijkt vooralsnog redelijk. Moerassoorten beschikken namelijk vaak over luchtkanalen in hun wortelstelsel, waardoor ze in staat zijn om in waterverzadigde bodems toch over voldoende zuurstof te beschikken.

De door WATBAL gesimuleerde waterhuishouding is gekoppeld aan het model ANIMO. De stikstofhuishouding is doorgerekend over een (middellange) periode van 31 jaar, waarbij is uitgegaan van gemiddelde weersomstandigheden, en wel die van 1978. De tijdsspanne is onderverdeeld in een periode van 21 jaar, waarbinnen verschillende bemestingsregimes zijn geformuleerd, en een aansluitende periode van 10 jaar na beëindiging van de bemesting. Deze tweede periode is geïntroduceerd om een beeld te krijgen van de ontwikkeling van de stikstofhuishouding bij verschraling.

Een globale controle op de juistheid van de berekende stikstofopname door de vegetatie is uitgevoerd door deze om te rekenen in produktie aan droge stof en vervolgens te vergelijken met de in het veld gemeten produktie. Dit zal bij de resultaten worden besproken.

Bemestingsregimes

Voor elk van de 3 systemen zijn de volgende bemestingsregimes doorgerekend (met tussen haakjes de totale N-gift):

1) geen bemesting met kunst- en drijfmest;
2) bemesting met kunstmest, 600 kg kalkammonsalpeter (KAS-27%)/ha.jr (= 162 kg N_{tot}/ha.jr);
3) bemesting met drijfmest, 40 ton/ha.jr (ca. 190 kg N_{tot}/ha.jr);

en voor de twee slootkantsystemen komen daar nog bij:

4) geen depositie van slootschoningsmateriaal;
5) wel depositie van slootschoningsmateriaal (ca. 275 N_{tot}/ha.jr).

Bij de vergelijking van de stikstofhuishouding van de drie systemen doet zich nog een complicatie voor. Naast de eventuele verschillen die verband houden met de waterhuishouding, zijn er in de praktijk ook belangrijke verschillen in de mestaanvoer. Uit het strooivoorbeeld van drijf- en kunstmestverspreiders kan worden afgeleid dat de hoeveelheden die direct in de slootkant komen 50–75% zijn ten opzichte van die op het perceel (Melman & Udo de Haes, 1987; Melman & van der Linden, 1988). Bij de bepaling van de invloed van de waterhuishouding is omwille van de inzichtelijkheid uitgegaan van een gelijke mestbelasting op perceel en slootkanten.
Aanvullend zijn berekeningen uitgevoerd met een gehalveerde bemesting op de slootkanten. Dit geeft een beeld van de feitelijke verschillen in de stikstofhuishouding.

Resultaten en deelconclusies

Validatie simulatie stikstofhuishouding voor korte termijn

In tabel 1 staan voor enkele inrichtings- en beheersvormen de berekende en gemeten (situatie 1988) bovengrondse, bruto produktie van de vegetatie weergegeven.
De berekening van de droge-stofproduktie is gemaakt aan de hand van de door ANIMO voor dat jaar becijferde hoeveelheid stikstof die door de vegetatie is opgenomen (zie figuur 5; jaarnummer 3). Deze stikstofopname kan voor 80% toebedeeld worden aan de bovengenoemde delen (Adriaanse, 1988). Met behulp van de C/N ratio van de vegetatie kan de hoeveelheid opgenomen stikstof worden gebruikt voor de bepaling van de hoeveelheid vastgelegde koolstof. Nu is de C/N ratio niet altijd gelijk, maar varieert van 20 tot 100 (Brady, 1984) en wordt mede bepaald door de bemestingsdruk (Van Steenbergen, 1977). In deze berekeningen is op grond van eigen analyses met twee C/N waarden gerekend: 25 en 35. Ten slotte is met de vuistregel dat droog, organisch materiaal voor ongeveer 58% uit koolstof bestaat (Allen *et al.*, 1974), deze hoeveelheid omgerekend in droge-stofproduktie. In formule uitgedrukt is de hele berekeningswijze als volgt:

bovengrondse produktie =
stikstofopname $(_{ANIMO})\times 0.8\times C/N\times 100/58$.

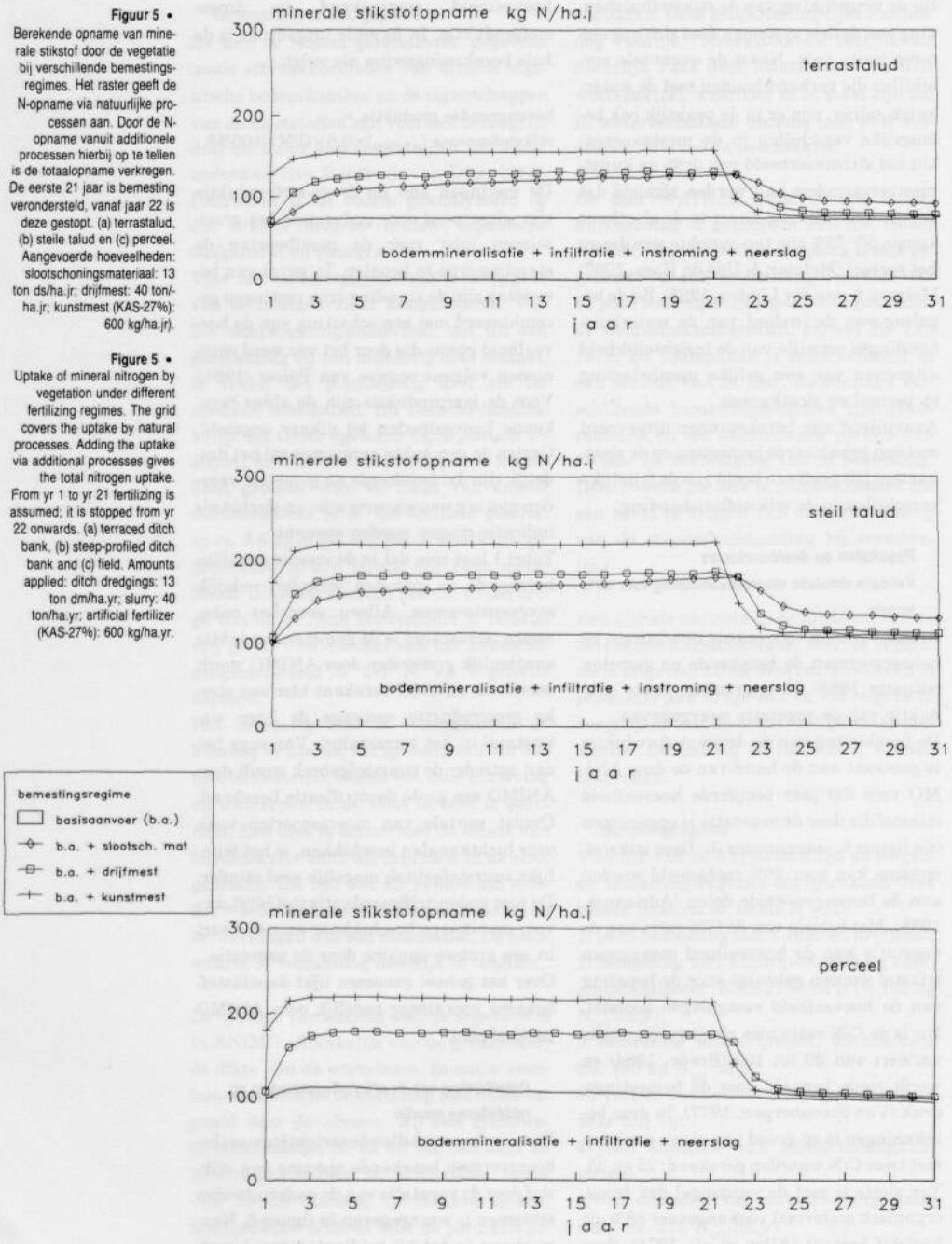
De metingen aan de droge-stofproduktie zijn uitgevoerd door gedurende het groeiseizoen juist voor de maaibeurten de standing-crop te bepalen. In geval van beweiding zijn de standing-crop metingen gecombineerd met een schatting van de hoeveelheid gewas die door het vee werd opgenomen volgens opgave van Pelser (1984). Voor de jaarproduktie zijn de aldus berekende hoeveelheden bij elkaar opgeteld. Gezien de gemaakte aannames zal het duidelijk zijn dat berekende en gemeten waarden niet erg nauwkeurig zijn, en slechts als indicatie mogen worden opgevat.
Tabel 1 laat zien dat in de meeste gevallen berekende en gemeten waarden redelijk overeenstemmen. Alleen voor het onbemeste terrastalud is de gemeten produktie aanzienlijk groter dan door ANIMO wordt berekend. ANIMO berekent hier een sterke groeireductie vanwege de hoge waterstand in het terrastalud. Vanwege het dan optredende zuurstofgebrek wordt door ANIMO een grote denitrificatie berekend. Omdat wortels van moerassoorten vaak over luchtkanalen beschikken, is het feitelijke zuurstofgebrek mogelijk veel minder. De niet gedenitrificeerde stikstof blijft dan voor de planten beschikbaar en resulteert in een grotere opname door de vegetatie.
Over het geheel genomen lijkt de stikstofopname vooralsnog redelijk door ANIMO gesimuleerd.

Ontwikkeling van de stikstofhuishouding op middellange termijn

De voor de verschillende inrichtings- en beheersvormen berekende opname van stikstof door de vegetatie van de onderscheiden systemen is weergegeven in figuur 5. Kenmerkend is dat bij toediening van kunst-

Figuur 5 • Berekende opname van minerale stikstof door de vegetatie bij verschillende bemestingsregimes. Het raster geeft de N-opname via natuurlijke processen aan. Door de N-opname vanuit additionele processen hierbij op te tellen is de totaalopname verkregen. De eerste 21 jaar is bemesting verondersteld, vanaf jaar 22 is deze gestopt. (a) terrastalud, (b) steile talud en (c) perceel. Aangevoerde hoeveelheden: slootschoningsmateriaal: 13 ton ds/ha.jr; drijfmest: 40 ton/ha.jr; kunstmest (KAS-27%): 600 kg/ha.jr).

Figure 5 • Uptake of mineral nitrogen by vegetation under different fertilizing regimes. The grid covers the uptake by natural processes. Adding the uptake via additional processes gives the total nitrogen uptake. From yr 1 to yr 21 fertilizing is assumed; it is stopped from yr 22 onwards. (a) terraced ditch bank, (b) steep-profiled ditch bank and (c) field. Amounts applied: ditch dredgings: 13 ton dm/ha.yr; slurry: 40 ton/ha.yr; artificial fertilizer (KAS-27%): 600 kg/ha.yr.



Inrichtings-/ beheersvorm	Produktie door de vegetatie (ton droge stof/ha.jr) gemeten	berekend C/N = 25	C/N = 35
onbemest			
terrastalud,			
zonder slootsch.mat.	5.3	1.9	2.6
steil talud			
zonder slootsch.mat.	4.0	3.2	4.5
bemest			
terrastalud,			
zonder slootsch.mat.	5.8	4.7	6.6
(300 kg KAS en 40 ton drijfmest)			
perceel	7.0	9.3	13.1
(600 kg KAS en 40 ton drijfmest)			
terrastalud,			
met slootsch.mat.	3.5	2.7	3.8
steil talud,			
met slootsch.mat.	4.0	4.6	6.4

• **Tabel 1**
Gemeten en berekende bovengrondse produktie (ton ds/ha.jr) van enkele inrichtings- en beheersvormen van percelen en slootkanten.

• **Table 1** •
Measured and calculated aboveground production (ton dm/ha.yr) of ditch bank and field vegetation under different conditions.

meststikstof de opname het snelst stabiel is (na één jaar), en bij depositie van slootschoningsmateriaal het minst snel. Voor slootschoningsmateriaal voltrekken de belangrijkste veranderingen zich in een periode van 3 à 5 jaar. Daarna is er nog sprake van een geringe maar kontinue stijging. Het vrijkomen van stikstof uit organisch materiaal is dus een relatief traag proces.

Wanneer de bemesting wordt beëindigd (jaar 21), treedt andermaal duidelijke differentiatie op bij de verschillende bemestingsregimes. Een snelle terugval van de stikstofopname door de vegetatie treedt op bij kunstmest. Na twee jaar is het effect van kunstmest vrijwel verdwenen. Bij organische bemesting is de afname geleidelijker. Voor het slootschoningsmateriaal treedt in de eerste drie à vijf jaar een halvering op, waarna een vrij lange periode nodig is (> 10 jaar) om helemaal op het onbemeste niveau terug te komen.

Het algemene beeld is dus dat bij verandering van het bemestingsregime de N-huishouding zich vrij snel in een nieuwe evenwichtssituatie instelt. Dat betekent dat de effecten daarvan zich vrij snel in de samenstelling van de vegetatie kunnen gaan manifesteren. Over welke periode deze veranderingen tot een nieuwe, stabiele samenstelling van de vegetatie leiden, doet het model geen uitspraken. Spitsen we het toe op een verschralingsbeheer dan spelen behalve stikstof (en andere nutriënten) ook tal van andere factoren een rol, zoals de zaadvoorraad en -aanvoer, de verandering in concurrentieverhouding tussen hoog- en laagproduktieve soorten, in het geval dat de eerste groep zich al gevestigd heeft, en het bovengrondse structuurbeheer.

Bespreking van de verschillende aanvoertermen

De verschillen tussen de inrichtings- en beheersvormen zullen hieronder wat uitgebreider worden besproken. Als vergelijkingspunt zal de situatie in jaar 21 worden aangehouden, wanneer voor alle bemestingsregimes een vrijwel constante situatie is bereikt. Er zij op gewezen dat het hier vooral om een *vergelijking* gaat. De resultaten, die in absolute grootheden worden gegeven, kunnen niet zonder meer buiten de hier geschetste context worden beschouwd.

a) Basisaanvoer: geen kunst-, drijfmest of slootschoningsmateriaal

De vergelijking van de aangevoerde hoeveelheden minerale stikstof zonder enige vorm van bemesting geeft een beeld van de basale verschillen tussen de systemen. In zo'n situatie resten er vier aanvoerbronnen: het vrijkomen van minerale stikstof uit het organische bodemmateriaal, aanvoer door infiltratie vanuit de sloot, en at-

Tabel 2 • Aanvoer en opname van N_m (kg/ha.jr) bij onbemeste systemen (= basisaanvoer).

Table 2 • Supply and uptake of N_m (kg/ha.yr) in unfertilized systems (= basic supply).

	terras	steil	perceel
aanvoer:			
mineralisatie	65	129	194
infiltratie	11	8	5
instroming	40	40	0
neerslag	50	50	50
totaal:	166	227	249
opname:			
fractie van aanvoer	0.45	0.48	0.41
absoluut	74	109	101

mosferische depositie (neerslag). De vierde aanvoerbron, instroming vanuit het perceel, is specifiek voor het slootkantmilieu. ANIMO, dat voor percelen is ontwikkeld, geeft hiervoor geen berekeningen. Met behulp van de wel door ANIMO berekende hoeveelheid N die uit het perceel spoelt is de instroming geschat (zie verder discussie).

De drie systemen blijken substantiële verschillen in de basisaanvoer te vertonen (tabel 2).

De aanvoer is voor terrastaluds het laagst (166 kg N/ha.jr) en voor het perceelsysteem het hoogst (249 kg N/ha.jr). Het steile talud komt met 227 kg N/ha.jr dicht bij het perceel. De bodemmineralisatie blijkt de belangrijkste aanvoerbron, en is in het perceel (ca. 250 kg/ha.jr) beduidend groter dan in de slootkanten (130–190 kg/ha.jr). Dit verschil wordt deels teniet gedaan door de instroming vanuit het perceel (40 kg N/ha.jr). De hoeveelheid die via infiltratie wordt aangevoerd is zeer gering (8 kg N/ha.jr).

Nu is de *aanvoer* van minerale stikstof nog niet het hele verhaal. Het gaat uiteindelijk om de hoeveelheden die door de vegetatie worden *opgenomen*. De opname bepaalt (mede) de concurrentie-verhouding tussen de soorten. De verschillen zijn niet groot. Voor het steile talud is de opgenomen fractie met 0.48 het grootst, en voor het perceel met 0.41 het kleinst (tabel 2). De berekeningen van ANIMO geven aan dat in het perceel de benutting wat lager is doordat een groot deel van de gemineraliseerde stikstof zich onder de wortelzone bevindt, en daardoor onbereikbaar is. Bij de terrassen (0.45) speelt anaërobie een rol (denitrificatie). Het (geringe) verschil in opgenomen fractie tussen steile kanten en terrassen vergroot het verschil tussen deze systemen.

Geconcludeerd kan worden dat positie en vormgeving van de systemen verschillen induceren in de stikstofhuishouding. De door de vegetatie opgenomen hoeveelheid stikstof verschilt het sterkst tussen terrastalud enerzijds en steil talud en perceel anderzijds.

b) Extra aanvoer met: kunst- en drijfmest

De met kunst- of drijfmest extra aangevoerde hoeveelheden minerale stikstof (N_m) zijn weergegeven in tabel 3a. Bij kunstmest bestaat de aanvoer uit de directe opworp van N_m. De kunstmest beïnvloedt door verandering van de C/N verhouding ook microbiële processen (bodemmineralisatie), met als gevolg wat additionele aanvoer van N_m. Dit verklaart de (kleine) verschillen tussen de systemen. Bij drijfmest bestaat stikstof ongeveer voor de helft uit N_m en voor de helft uit organisch gebonden stikstof (N_o). Deze laatste fractie komt eerst na mineralisatie vrij als N_m. Doordat de mineralisatiesnelheid bij het geterrasseerde talud lager is, blijft de aanvoer hier wat achter bij die van de andere twee systemen.

Door de lage benuttingsfractie in het terrastalud zijn de verschillen in opname door

	terras	steil	perceel
a: aangevoerde hoeveelheden			
kunstmest			
600 kg/ha.j	169	177	179
drijfmest			
40 ton/ha.j	157	170	170
b: opgenomen hoeveelheden			
kunstmest			
600 kg KAS/ha.jr			
fractie van aanvoer	0.49	0.61	0.62
absoluut	82	112	111
drijfmest			
40 ton/ha.jr			
fractie van aanvoer	0.35	0.45	0.43
absoluut	55	77	73

• **Tabel 3**
Extra aanvoer en opname van N_m (kg/ha.jr) door de vegetatie vanwege bemesting met kunst- of drijfmest

• **Table 3**
Additional supply and uptake of N_m (kg/ha.yr) by the vegetation, resulting from artificial fertilizer and liquid manure.

de vegetatie nog aanmerkelijk groter (vergelijk tabel 3a & 3b). De lage benuttingsfractie in het terrastalud vindt zijn oorzaak vooral in de aanzienlijke denitrificatie in dit vaak waterverzadigde systeem. De uitspoeling van de minerale stikstof naar de sloten is hier van mindere betekenis.

c) Extra aanvoer met: depositie van slootschoningsmateriaal

Zoals reeds vermeld hebben de berekeningen aan het slootschoningsmateriaal alleen betrekking op het plantaardige deel. Het modderige deel is buiten beschouwing gelaten. In het schoningsmateriaal is alle stikstof organisch gebonden, en komt eerst na mineralisatie vrij.

Tabel 4 laat zien dat de extra hoeveelheid minerale stikstof die uit slootschoningsmateriaal vrijkomt aanzienlijk is: 118 kg voor het terrastalud en 139 kg N/ha.jr bij het steile talud. De fractie hiervan die bij beide taludvormen wordt benut is bij het terras iets lager dan bij het steile talud. De extra opgenomen hoeveelheden stikstof is een substantiële hoeveelheid (50–70 kg N/ha.jr), en is van dezelfde grootte-orde als afkomstig van een drijfmestgift à 40 ton/ha.jr (zie tabel 3).

Het aandeel van de verschillende bemestingsvormen in de praktijk

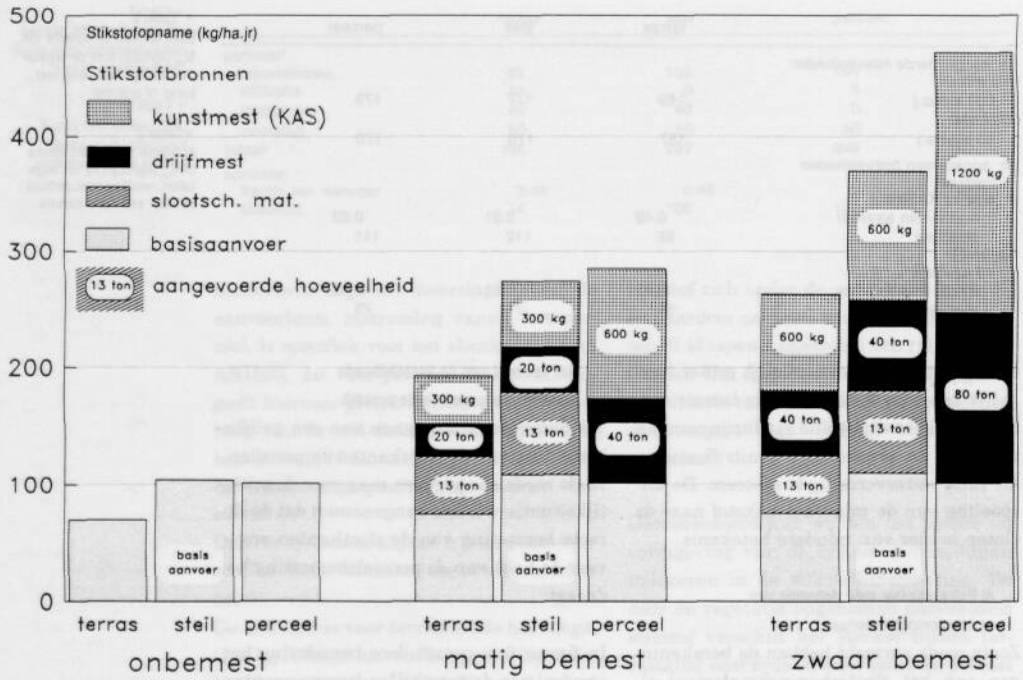
Tot dusverre is uitgegaan van een gelijke bemesting van de slootkanten en percelen. Zoals reeds aangegeven mag voor de praktijksituatie worden aangenomen dat de directe bemesting van de slootkanten ongeveer de helft van de perceelsbemesting bedraagt.

In figuur 6 is vanuit deze benadering het aandeel van de verschillende componenten weergegeven. Naast de bemesting zoals die op het onderzoeksperceel geldt (matig bemest), is ook een beeld gegeven van een onbemest perceel en voor een perceel waar een dubbele hoeveelheid mest wordt gebruikt. Dit laatste komt overigens beter met het regio-gemiddelde overeen (Terwan, 1988). De figuur laat zien dat bij matig bemestingsniveau de stikstofopname uit slootschoningsmateriaal en uit mest van gelijke grootte-orde zijn, waarbij wel zij benadrukt dat de hoeveelheid slootschoningsmateriaal hier vrij groot was. De opname van steil talud en perceel zijn praktisch aan elkaar gelijk. De gehalveerde aanvoer van drijf- en kunstmest wordt gecompenseerd door depositie van slootscho-

	terras	steil
aanvoer	118	139
opname		
fractie van aanvoer	0.47	0.50
absoluut	50	70

• **Tabel 4**
Extra aanvoer en opname N_m (kg/ha.jr) door de vegetatie, vanwege depositie van slootschoningsmateriaal.

• **Table 4**
Additional supply and uptake of N_m (kg/ha.yr) by the vegetation, caused by deposition of ditch dredgings.



Figuur 6 • Minerale stikstofopname door de vegetatie op het terrastalud, het steil talud en het perceel, onderverdeeld naar aanvoerbron. Berekeningen voor drie bemestingsnivo's. De aanvoer van drijf- en kunstmest in slootkanten is gesteld op de helft van die op het perceel; in de staven zijn de aangevoerde hoeveelheden weergegeven. De eenheden zijn: slootschoningsmateriaal: ton droge stof/ha.jr; drijfmest: ton versgewicht (= uitrijgewicht)/ha.jr; kunstmest: kg KalkAmmonSalpeter/ha.jr.

Figure 6 • Mineral nitrogen uptake by the vegetation of terraced banks, steep-profiled bank and field, broken down into sources. Calculations for three levels of fertilization. The amount of slurry and fertilizer applied is assumed to be half of that applied on the field; the amounts given are shown in the bars. The units are: ditch dredgings: ton dry matter/ha.yr; slurry: ton fresh-weight/ha.yr; fertilizer: kg calcium ammonium nitrate/ha.yr.

ningsmateriaal en instroming vanuit het perceel. Bij het zware bemestingsniveau overtreft de opname vanuit drijf- en kunstmest die vanuit het slootschoningsmateriaal ruimschoots.

Deze resultaten geven aan dat bij de stikstofverschraling van slootkanten alle onderscheiden manipuleerbare aanvoerbronnen van groot belang zijn. Bij zware bemesting kan door (i) het slootschoningsmateriaal niet op de kanten te deponeren en (ii) de kanten bij bemesting volledig te ontzien, de stikstofopname van de slootkantvegetatie met ca. 60% worden teruggebracht.

Discussie

Het gebruik van modellen

De resultaten zijn in hoofdzaak afkomstig uit simulatie-modellen en hebben als zodanig beperkte bewijskracht. Enkele vragen die hierbij kunnen worden gesteld zijn: 1) zijn de processen op de juiste wijze en in de juiste termen beschreven; 2) zijn de onderzochte systemen correct gesimuleerd en zijn reële waarden voor de invoer- en procesparameters gehanteerd?

Controle, calibratie en validatie zijn noodzakelijk om antwoorden op deze vragen te kunnen geven. Kroes (1988) heeft enige aandacht aan de calibratie van ANIMO besteed. Zoals reeds aangegeven, is in onderhavig onderzoek de controle van het model WATBAL en ANIMO slechts summier geweest; de systemen lijken vooralsnog redelijk te zijn beschreven. De voorspellingen die met de modellen zijn gemaakt hebben daarbij op zijn minst het karakter van best professional judgement, met als extra dat alle keuzes expliciet zijn gemaakt, en dat de procedure controleerbaar en herhaalbaar is. De modelresultaten dragen voorts bij tot de beeldvorming van de oorza-

ken van de verschillen tussen perceel- en slootkantsystemen: verschillen in de hydrologie geven hieraan een niet te verwaarlozen bijdrage.

De ecologische effecten laten zich echter niet geheel uit de verschillen in stikstofhuishouding beschrijven. De vochttoestand werkt ook zelfstandig als ecologische factor op de vegetatie: zo zal bij een door het model berekende gelijke stikstofopname van perceel- en slootkantvegetatie de floristische samenstelling van beide systemen niet dezelfde zijn. In de slootkant zullen meer "moerasspecialisten" staan en op het perceel soorten die aangepast zijn aan normaal-vochtige omstandigheden. Bij de interpretatie dient met deze beperking van het model rekening te worden gehouden.

Slootschoningsmateriaal

In de schematisatie is het slootschoningsmateriaal (en dan alleen het plantaardig deel) beschouwd als meststof, het enige waar ANIMO mee kan werken. De resultaten van ANIMO geven aan dat de N-aanvoer vanuit dit materiaal aanzienlijk is, zodat het logisch lijkt voor natuurgericht slootkantbeheer te adviseren zo min mogelijk materiaal in de slootkant te deponeren. Slootschoningsmateriaal is echter meer dan meststof. Bepaalde soorten die als schoningsmateriaal in de kant worden gedeponeerd, kunnen van daaruit doorgroeien (o.a. *Oenanthe fistulosa*, *Iris pseudacorus*, *Carex nigra*). Voor deze soorten zou het voortbestaan in de slootkanten wel eens bemoeilijkt kunnen worden als het schoningsmateriaal niet meer in de kanten wordt gedeponeerd, maar wordt afgevoerd. Hiertegenover staat dat met het deponeren van het modderig deel de aanwezige vegetatie met een planten-/modderlaag bedekt wordt. De vegetatie zal (deels) verstikken. De kale modderlaag is een ideaal milieu voor bepaalde pioniersoorten (o.a. *Polygonum hydropiper* en *Ranunculus sceleratus*). Dit zijn weinig bedreigde soorten waar het bij natuurgericht slootkantbeheer juist niet om gaat. Deze ecologisch zeer belangrijke processen blijven in de gehanteerde modellen buiten beschouwing.

Voordat de mechanische slootschoning zijn intrede deed, beperkte men zich bij het schonen van sloten tot verwijdering van de nieuw ingegroeide vegetatie, het plantaardige deel dus. De modder werd eens in de 5 à 10 jaar over het perceel verspreid en had een bemestende functie. Deze handelswijze lijkt nu ook het meest geschikt voor natuurgericht slootkantbeheer: een duidelijke scheiding tussen de activiteiten schonen en baggeren. Met de depositie van het plantaardige materiaal in de kant blijven de diasporen zoveel mogelijk op de plaats waar ze gewenst zijn, en met de verspreiding van de modder over het perceel wordt het verstikkings- en eutrofiëringseffect in de kanten geminimaliseerd. Overigens is bij het schonen voor een soort als de *Caltha palustris* ook van belang dat het talud zoveel mogelijk intact blijft (Melman & Melman, 1989). Met de huidige apparatuur is dit ook goed mogelijk: de maaikorf voor het schonen (nauwkeurig en geen bagger) en een zuigpers-pomp voor het uitbaggeren.

Afhankelijkheid instroming in slootkanten van perceelsbemesting

De schatting van de instroming van stikstof in de slootkanten is gemaakt aan de hand van de door ANIMO berekende uitspoeling. Tabel 5 geeft deze berekeningen voor drie bemestingsregimes.

Opmerkelijk is dat de berekende uitspoeling vrij bescheiden is, en vooral dat het verschil tussen een bemest en onbemest perceel uiterst gering is: ca. 15 kg N/ha.jr zonder bemesting, 25 kg N/ha.jr bij een N gift van 350 kg N/ha.jr en vrijwel geen verdere toename tot een bemesting van 700 kg N/ha.jr. Dit is voor natuurgericht slootkantbeheer een cruciale vaststelling. De

Tabel 5 • De hoeveelheid minerale stikstof (kg N/ha.jr) die uit een 1 m dikke bovenlaag van het perceelsysteem spoelt, voor enkele bemestingsregimes.

Table 5 • Leaching of N_m (kg/ha.yr) from a 1 m thick toplayer of the soil, for certain fertilizing regimes.

	uitspoeling N_m
onbemest perceel	14
bemest perceel	
(kunstmest (KAS) + drijfmest)	
600 kg/ha.j + 40 ton/ha.j	25
1200 kg/ha.j + 40 ton/ha.j	27

oorzaak van deze geringe uitspoeling moet worden gezocht in de reducerende eigenschappen van veenbodems, met als gevolg denitrificatie (anaërobe oxidatie m.b.v. NO_3): gedurende de passage van nitraat naar de ondergrond reduceren de microörganismen een groot deel tot N_2.

Deze op zich geringe hoeveelheid uitspoelende stikstof is niet irrelevant voor het externe milieu, omdat de gehele uitspoeling van het perceel wordt "geconcentreerd" in het sloot/slootkantensysteem. Het onderzochte perceel van 60 m breed watert af op een sloot/slootkantensysteem van 6 m breed. De belasting van het sloot/slootkantensysteem is dan: 60/6 × 25 = 250 kg N/ha.jr, hetgeen aanzienlijk is. Voor de slootkantvegetatie is dàt deel van de uitspoeling relevant dat door de wortelzone stroomt. Uit het stroomlijnenpatroon zoals dat voor dit type percelen geldt (figuur 7) kan worden afgeleid dat alleen de randstrook van het perceel, geschat op 1 tot 2 m breed, via het slootkanttalud afwatert. Aan de hand van deze overwegingen kan de instroming in de slootkant worden geschat op maximaal 15 à 30 kg N/ha.jr voor onbemeste percelen en 25 à 50 kg N/ha.jr voor bemeste percelen. Bemesting op het perceel leidt dus tot een *additionele aanvoer* van 10 à 20 kg N/ha.jr, wat bij een benuttingsfractie van 0.5 tot een *additionele opname* van 5 à 10 kg N/ha.jr. De differentiatie tussen terras- en steil talud lijkt op dit punt van geringe betekenis, al zal voor het dieper liggende terras een wat groter deel van de afstroming door de wortelzone gaan dan bij het steile talud.

Interflow en run-off

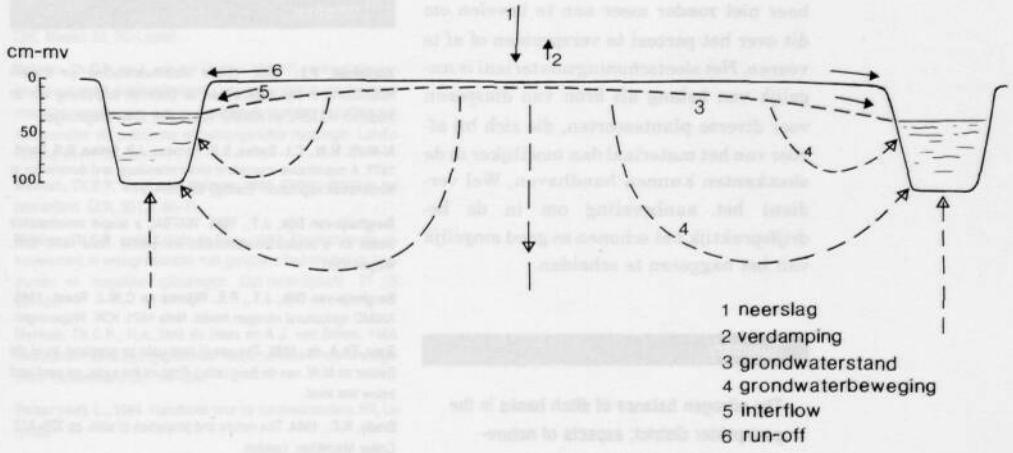
In plaats van drainage door de ondergrond kan er ook sprake zijn van interflow (horizontaal transport van neerslagwater onder maaiveldniveau door de onverzadigde zone) en/of run-off (afvoer van neerslagwater over het maaiveld) (figuur 7).

Voor de slootkanten is de belasting via interflow waarschijnlijk gering. Er zijn namelijk aanwijzingen dat interflow vooral via macroporiën (worme- en mollegangen) gaat (Steenvoorden, 1988), zodat het drainagewater, en dus de N_m, de slootkanten snel passeert en onbereikbaar is voor de daar wortelende planten. Het slootmilieu zal in dat geval evenwel juist extra worden belast.

Iets vergelijkbaars geldt voor de run-off. Zoals in figuur 2 is te zien, is het onderzochte perceel enigszins komvormig. De randen zijn ongeveer 20 cm hoger dan het middendeel van het perceel, en werken als dijkjes. Dat betekent dat run-off pas plaats kan vinden bij diepe plasvorming. In de praktijk laat men het niet zover komen; het perceel wordt begreppeld. Onder zulke omstandigheden worden slootkanten niet belast door run-off, omdat het water rechtstreeks in de sloot komt. Overigens blijkt uit eigen metingen dat venige percelen vrijwel allemaal meer of minder komvormig zijn, waarmee run-off in het algemeen voor slootkanten niet belangrijk lijkt, maar deste belangrijker voor de sloten.

Nauwkeurig meststrooien belangrijk houvast voor natuurgericht beheer

Besproken is dat in venige gebieden de uitspoeling van stikstof en run-off voor de slootkantvegetatie waarschijnlijk van geringe betekenis zijn. Dat betekent dat de nutriënthuishouding van slootkanten in principe in vrij sterke mate van die van het perceel kan worden gescheiden: een goed bemest perceel kan worden gecombineerd met een schrale slootkant. Het punt waar het vervolgens om draait is dat bij het be-



• **Figuur 7**
Schematische dwarsdoorsnede door perceel, waarin weergegeven de grondwaterstand en stroomlijnen die de waterbeweging weergeven.

• **Figure 7**
Cross-section of a field, with groundwater level and streamlines indicating the movement of water in the soil.

mesten van het perceel geen meststoffen in slootkant en sloot terecht komen. Men zou bij het kunstmest strooien verder van de kanten moeten blijven. Nu blijkt dat voor veel meststrooiers een grotere rijafstand tot de slootkant behalve voor natuur en milieu ook gunstig is voor de bedrijfsvoering (Melman & Van der Linden, 1988). Met behulp van strooiers die zijn uitgerust met voorzieningen, waarmee aan de slootkant een scherpe begrenzing van het strooibeeld kan worden verkregen, kan dit systeem verder worden geoptimaliseerd. Recent is een PC-programma ontwikkeld waarmee op eenvoudige wijze de milieu- en bedrijfsconsequenties van het kantstrooien kunnen worden doorgerekend (Melman & Huele, 1989).

Conclusies

(1) De verschillen in waterhuishouding tussen slootkanten en percelen op venige bodem leiden tot verschillen in stikstofhuishouding in de wortelzone van beide systemen. Deze verschillen in de stikstofopname door de vegetatie zijn afhankelijk van de vorm van de slootkant: bij geterrasseerde taluds is de hoeveelheid opgenomen stikstof aanzienlijk kleiner dan bij de meer gangbare, steile taluds. Terrastaluds bieden daarmee een beter perspectief voor het behoud en de ontwikkeling van de natuurwaarde van de vegetatie.

(2) De directe opworp van kunst- en drijfmest is in de praktijk de belangrijkste aanvoerbron van minerale stikstof voor slootkanten. Deze bedraagt ongeveer de helft van de perceelsbelasting, en komt bij de huidige bemestingspraktijk neer op ca 250 kg N/ha.jr. De vanuit het perceel instromende hoeveelheid is geschat op maximaal 50 kg/ha.jr, de infiltratie vanuit de sloot ca. 8 kg/ha.jr, terwijl in de venige, holle percelen runoff helemaal niet op lijkt te treden. De met het slootschoningsmateriaal aangevoerde hoeveelheid is relatief groot, ca. 120 kg N/ha.jr.

(3) De omstandigheid dat de in omvang belangrijke directe opworp van stikstof in principe goed manipuleerbaar is geeft goede perspectieven voor natuurgericht slootkantbeheer. Door bij het strooien van mest een grotere afstand tot de kant aan te houden of door het gebruik van precisie strooiers, kan een duidelijke scheiding van de stikstofhuishouding van perceel en slootkant worden verkregen.

(4) Hoewel slootschoningsmateriaal een aanzienlijke stikstofbron vertegenwoordigt, is het voor natuurgericht slootkantbe-

heer niet zonder meer aan te bevelen om dit over het perceel te verspreiden of af te voeren. Het slootschoningsmateriaal is mogelijk van belang als bron van diasporen voor diverse plantesoorten, die zich bij afvoer van het materiaal dan moeilijker in de slootkanten kunnen handhaven. Wel verdient het aanbeveling om in de bedrijfspraktijk het schonen zo goed mogelijk van het baggeren te scheiden.

Summary

The nitrogen balance of ditch banks in the peat-polder district; aspects of nature-oriented design and management

Models for simulating the hydrology and nitrogen regime were used to calculate the nitrogen balances of a field of grass and two types of ditch bank: steep profiled and terraced. The aim was to find out whether the nitrogen balances of these systems are mutually independent, or whether such independence is attainable. This is important because ditch banks have potential for nature conservation.

The hydrological properties of these systems affected the nitrogen balance: the banks differed from the field. The direct uptake from artificial fertilizer, manuring with slurry and deposits of ditch dredgings are likely to be much more important sources of nitrogen than leaching, infiltration and run-off. Therefore it is assumed that the nitrogen regimen of fields and ditch banks could be virtually separated. In farming practice this could be done by using manure distributors with a clearly limited strewing pattern that misses the sides of ditches. Not depositing ditch dredgings on ditch banks will cause the nitrogen level to fall, but might cause the diaspores of valuable species to disappear from these banks.

Literatuur

Adriaanse, P.I., 1988. Lokale waterhuishouding en stikstofhuishouding in een beekdal van de Dommel; toepassing van de modellen WATBAL en ANIMO. Nota 1874. ICW, Wageningen.

Al-Mufti, M.M., C.L. Sydes, S.B. Furness, J.P. Grime, S.R. Band, 1977. A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation. Ecology 65: 759–791.

Berghuijs-van Dijk, J.T., 1985. WATBAL a simple waterbalance model for a unsaturated/saturated soil profile. Nota 1670. ICW, Wageningen.

Berghuijs-van Dijk, J.T., P.E. Rijtema en C.W.J. Roest, 1985. ANIMO agricultural nitrogen model. Nota 1671. ICW, Wageningen.

Boer, Th.A. de, 1982. The use of peat soils for grasland. In: H. de Bakker en M.W. van de Berg (eds.): Proc. of the symp. on peat land below sea level.

Brady, N.C., 1984. The nature and properties of soils, pp 223–313. Collier MacMillan, London.

Clausman, P.H.M.A. en C.L.G. Groen, 1987. Veranderingen in het vegetatiedek van de Alblasserwaard en de Vijfheerenlande tussen 1977 en 1984. Provincie Zuid-Holland/dienst ruimte en groen. Den Haag.

Ernst, L.F., 1954. Het berekenen van stationaire grondwaterstromingen, welke door een vertikaal vlak afgebeeld kunnen worden. Rapport IV. Landb.knd.proefstat., Groningen.

Grime, J.P., 1973. Controle of species density in herbaceous vegetation. J. Envir. Manage. 1: 151–167.

Harmsen, G.W. en D.A. van Schreven, 1955. Mineralization of organic nitrogen in soils. Adv. Agron. 7: 299–398.

Jansen, P.C., 1986. De beworteling van (half-)natuurlijke vegetaties. Nota 1698. ICW, Wageningen.

Kemmers, R.H. en P.C. Jansen, 1985. Stikstof mineralisatie in onbemeste halfnatuurlijke graslanden. Rapport 14. ICW, Wageningen.

Kemmers, R.H., 1986. Perspectives in modeling of processes in the rootzone of spontaneous vegetation at wet and damp sites in relation to regional water management. In: J.C. Hooghart (ed.), Water management in relation to nature, forestry and landscape management. Verslagen en Mededelingen No. 34, pp 91–116. CHO, Den Haag.

Krajenbrink, G.J.W., 1982. Bemesting en grondwaterkwaliteit. Bodembescherming 12. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.

Kroes, J.G., 1988. ANIMO agricultural nitrogen model version 1 user's guide. Nota 1848. ICW, Wageningen.

Landinrichtingscommissie 'Driebruggen', 1986. Voorontwerpplan Herinrichting Driebruggen. Ministerie van Landbouw en Visserij, Bodegraven.

Lebbink, G. en J.J. Antonides, 1987. Bodembiologie. In: W.P. Locher en H. de Bakker (eds.), Bodemkunde van Nederland, pp 181–199. Malmberg, Den Bosch.

Meer, J. van der, 1986. Modellen en het beheer van ecosystemen. In: F.J.H. Saris en T. Aldenberg (eds.), Ecosysteemmodellen: mogelijkheden en beperkingen, pp 1–15. PUDOC, Wageningen.

Melman, Th.C.P. en R. Huele, 1989. Het kantstrooi adviessysteem. CML Meded. 53, RU-Leiden.

Melman, Th.C.P. en J. van der Linden, 1988. Kunstmest strooien en natuurgericht slootkantbeheer. Over de betekenis van het opnemen van voorwaarden over perceelsrandbemesting in beheerovereenkomsten als praktische en natuurgerichte maatregel. Landinrichting 28 (1): 37–43.

Melman, Th.C.P. en P.J.M. Melman, 1989. Dotter: parels in het boerenland. DLN, 90 (3): 66–71.

Melman, Th.C.P. en H.A. Udo de Haes, 1987. Slootkanten als natuurelement in veengraslanden met gangbare bedrijfsvoering knelpunten en mogelijke oplossingen. Cult.techn.tijdschr. 27 (2): 89–101.

Melman, Th.C.P., H.A. Udo de Haes en A.J. van Strien, 1986. Slootkanten: aanknopingspunt voor natuurbehoud in veenweidegebied? Landschap 3 (3): 190–202.

Pelser (red), L., 1984. Handboek voor de rundveehouderij. PR, Lelystad.

RIVM, 1988. Zorgen voor Morgen: nationale milieuverkenning 1985–2010. Samson H.D. Tjeenk Willink, Alphen aan den Rijn.

Steenbergen, T. van, 1977. Invloed van grondsoort en jaar op het effect van stikstofbemesting op de graslandopbrengst. Stikstof 85: 9–15.

Steenvoorden, J.H.A.M., 1988. Mond meded. Staring Centrum, Wageningen.

STIBOKA, 1969. De bodemkaart van Nederland 1:50000, kaartblad 31 West. Wageningen.

Stortenbeker, C.W. en F. Berendse, 1985. Het beheer van natuur en milieu. In: K. Bakker *et al.* (eds.). Inleiding tot de oecologie, pp 521–556. Bohn, Scheltema en Holkema, Utrecht/Antwerpen.

Strien, A.J. van, 1986. Effecten van slootonderhoud op de slootkantvegetatie. Landschap 3 (3): 203–212.

Terwan, P., 1988. Landbouw en natuur in veenweidegebieden. Perspectieven voor verweving. CLM, Utrecht.

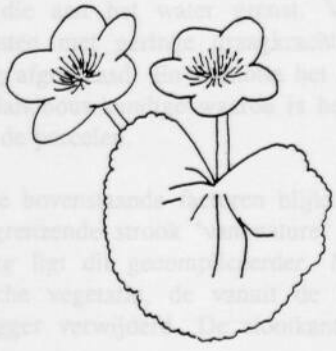
Vermeer, J.G. en F. Berendse, 1983. The relation between nutrient availability, shootbiomass and speciesrichness in grassland and wetland communities. Vegetatio 53: 121–126.

Wind, G.P., 1986. *Slootpeilverlaging en grondwaterstandsdaling in* veenweidegebieden. Cult.techn.tijdschr. 25 (5): 321–330.

Wösten, J.H.M., M.H. Bannink en J. Beuving, 1986. Waterretentie en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: De Staringreeks. Rapport 18. ICW, Wageningen.

5. SAMENVATTENDE BESCHOUWING EN DISCUSSIE OVER HET ECOLOGISCHE DEEL VAN HET ONDERZOEK

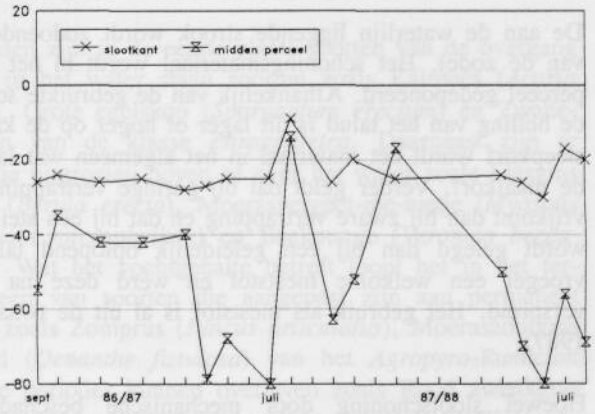
5.1 Nadere ecologische karakterisering van slootkanten 221
Abiotisch milieu 221
Slootkantvegetatie 222
5.2 Vergelijking onderzoeksresultaten met de literatuur 226
Resultaten paragraaf 3.2 226
Resultaten paragraaf 3.3/3.4 228



5.1 Nadere ecologische karakterisering van slootkanten

Abiotisch milieu

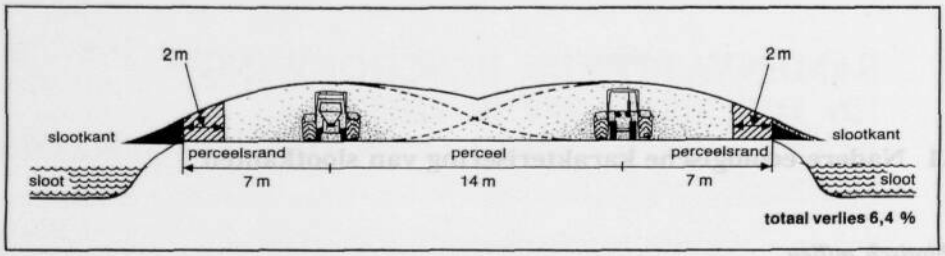
De slootkanten in het grasland van het veenweidegebied zijn in feite een zeer korte gradiënt (0.2 tot 1.5 m) tussen land en water, die door een aantal factoren wordt bepaald. In de eerste plaats is dat het *vochtgehalte*: over het jaar gemiddeld worden binnen de slootkanten het meest natte (waterlijn) èn het meest droge deel (insteek) van het grasland aangetroffen. Dat laatste lijkt misschien vreemd, maar is logisch als men bedenkt dat de insteek (het bovenste deel van de kanten) zich dicht bij het drainerend lichaam (sloot) ligt en tegelijk zich tot circa 70 cm boven het waterpeil bevindt en gemiddeld 3–10 cm hoger dan het midden van het perceel (zie figuur 3, paragraaf 3.5). Verder is kenmerkend dat de vochtsituatie door het jaar heen constant is, in tegenstelling tot de situatie in het midden van het perceel (figuur 1). De samenstelling van de vegetatie duidt overigens aan dat deze in het perceelsmidden eerder is aangepast aan de natte dan aan de droge perioden (Van Strien *et al.*, 1988).



Figuur 1. Het verloop van de grondwaterstand door het jaar voor slootkant en perceelsmidden.

In de tweede plaats vinden we er ook een *beheersgradient*. Dit komt tot uitdrukking in ten eerste de *bemesting:* voor zowel drijf- als kunstmest geldt in het algemeen dat bij de waterlijn het minste terecht komt (figuur 2) terwijl bij de insteek de perceelsgift wordt benaderd; verder vallen koeievlaaien zelden of nooit in de slootkant. Ten tweede is er de *vertrapping*. Doorgaans wordt het boven- en middendeel van de slootkanten (daar waar koeien met voorpoten staan om bij de sloot te kunnen drinken) sterker vertrapt dan de strook die aan het water grenst. Verder de *begrazing*; bij steile slootkanten en bij slootkanten met geringe draagkracht wordt de aan de waterlijn grenzende zone niet volledig afgegraasd. En tenslotte het *maairegime*: door de beperkte bereikbaarheid èn de lagere landbouwkundige waarde is het maairegime in de slootkanten meestal extensiever dan op de percelen.

Voor de bovenstaande factoren blijkt daarmee dat de slootkant en met name de aan het water grenzende strook 'van nature' het meest extensief gebruikt wordt. Voor de *slootschoning* ligt dit gecompliceerder. Met het jaarlijks terugkerende schonen worden de aquatische vegetatie, de vanuit de kanten ingegroeide vegetatie en een deel van de slootbagger verwijderd. De slootkanten worden hierbij 'aangesneden' of 'opgetrokken'.



Figuur 2. Bij het strooien van kunstmest valt op de perceelsrand een grotere hoeveelheid dan bij de waterrand. Daarom kunnen soorten van minder voedselrijke omstandigheden zich beter dicht bij de waterlijn handhaven dan hoger op de kant.

De aan de waterlijn liggende strook wordt zodoende het hardst aangepakt (beschadiging van de zode). Het schoningsmateriaal wordt in het algemeen op de kant en niet op het perceel gedeponeerd. Afhankelijk van de gebruikte schoningsapparatuur, de vertrapping en de helling van het talud is dit lager of hoger op de kant. Met de mechanische sloothaak of sleepkorf wordt het materiaal in het algemeen wat lager op de kant gedeponeerd dan met de maaikorf. Verder geldt dat bij geringe vertrapping van de kanten er minder materiaal vrijkomt dan bij zware vertrapping en dat bij een steil talud het materiaal hoger op de kant wordt gelegd dan bij een geleidelijk oplopend talud. Overigens was de slootmodder vroeger een welkome meststof en werd deze na enige omwerking over het perceel verspreid. Het gebruik als meststof is al uit de twaalfde eeuw bekend (Slicher van Bath, 1987).

Hoewel slootschoning door mechanische beschadiging en plaatselijke aanvoer van nutriënten sommige soorten negatief beïnvloedt, hoeft het vanuit het oogpunt van de natuur niet perse negatief te zijn. Sterker, voor sommige soorten is het zelfs een voorwaarde om zich te kunnen handhaven. Het regelmatig verwijderen van de nieuwgegroeide vegetatie in sloten betekent namelijk een hernieuwing van het verlandingsproces: de overgang tussen water en land wordt aangescherpt. Plantensoorten die op verlandingssituaties zijn aangewezen, kunnen juist in dergelijke omstandigheden in principe weer een plekje vinden.

Er zijn ook enkele factoren die niet zozeer met het gradiëntkarakter van slootkanten te maken hebben, maar die wel karakteristiek zijn. Dit betreft onder andere de *helling* en de *expositie*, die van belang zijn voor de instraling van de zon. Dit is al langer bekend van bijvoorbeeld duinhellingen en rivierdijken, waar de zuidhellingen een geheel andere begroeiing kunnen hebben dan de noordhellingen. Deze blijken ook een rol te spelen bij slootkanten (Van Strien *et al.*, 1989). Het gaat niet om spectaculaire verschillen, maar het is van betekenis bij een aantal soorten waaronder Koekoeksbloem (*Lychnis flos-cuculi*) en Reukgras (*Anthoxanthum odoratum*), die profiteren van de zonnewarmte op de zuidhellingen. De *zuurgraad* van de bodem tenslotte, kan ook van belang zijn. Met name kanten die door depositie van zwavelhoudende modder sterk zijn verzuurd, zijn in de regel weinig boeiend (Van Strien *et al.*, 1989; Parmentier, 1990).

Slootkantvegetatie

De plantensoorten die in de slootkanten worden aangetroffen zijn in meer of mindere mate aangepast aan de hierboven genoemde omstandigheden. Omdat het graslanden betreft zijn

het allemaal soorten die bestand zijn tegen tenminste éénmaal per jaar maaien en/of beweiden. Daarnaast zal uit bovenstaande beschrijving van het milieu kunnen worden afgeleid dat - afhankelijk van de aard en intensiteit van het beheer - in de slootkanten soorten van uiteenlopende ecologische voorkeur kunnen voorkomen (al of niet naast elkaar). Om voor alle mogelijke milieucondities van de slootkanten voorbeeldsoorten te geven zou een matrix ingevuld moeten worden waarbij alle mogelijke factorcombinaties worden opgenomen. Dit zou te ver voeren. Hieronder worden daarom enkele voorbeelden gegeven. Daar waar zich (fragmenten van) vegetatiekundige eenheden laten herkennen, zullen ter plaatsbepaling synecologische namen (Westhoff & Den Held, 1975) worden vermeld. De beschrijving is in de eerste plaats gebaseerd op eigen observaties en is aangevuld met gegevens uit de literatuur en gesprekken met vakgenoten.

Het meest karakteristiek voor slootkanten zijn in de eerste plaats soorten van de overgang tussen water en land. Min of meer in het water staan soorten zoals Kalmoes (*Acorus calamus*), Gele lis (*Iris pseudacorus*), Grote egelskop (*Sparganium erectum*) en Zwanebloem (*Butomus umbellatus*), soorten van de klasse *Phragmitetea*. Daarnaast zijn er soorten die wortelen in het talud en die uitgroeien boven of over het water zoals Liesgras (*Glycera maxima*), Kleine watereppe (*Berula erecta*), Moerasvergeet-me-nietje (*Myosotis palustris*), Slanke waterkers (*Nasturtium microphyllum*) en Beekpunge (*Veronica beccapunga*) van het *Glycerio-Sparganion*. Wat het vochtgehalte betreft loopt het in het terrestrisch gedeelte van de kanten uiteen van soorten die aangepast zijn aan permanent vochtige omstandigheden met soorten zoals Zomprus (*Juncus articulatus*), Moeraszoutgras (*Triglochin palustris*) en Pijptorkruid (*Oenanthe fistulosa*) van het *Agropyro-Rumicion crispi* tot soorten die vrij goed droge periodes kunnen overleven zoals Rood zwenkgras (*Festuca rubra subs. comm.*), Margriet (*Leucanthemum vulgare*) en Hondsdraf (*Glechoma hederacea*) van het *Arrhenatherion elatioris*. De voedselrijkdom van de kanten varieert tussen licht eutroof, met soorten als Reukgras (*Anthoxanthum odoratum*), Dotterbloem (*Caltha palustris*), Zwarte zegge (*Carex nigra*), Kale jonker (*Cirsium palustre*) en Echte koekoeksbloem (*Lychnis flos-cuculi*), vertegenwoordigers van het *Calthion palustris* en *Lolio-Cynosuretum*, en (hyper)eutroof waarin onder andere Moeraskers (*Rorippa amphibia*), Ridderzuring (*Rumex obtusifolius*) en Vogelmuur (*Stellaria media*) thuis zijn, soorten van het *Chenopodion fluviatile* en *Rumici-Alopecuretum geniculati*. Bij deze laatste soorten speelt verstoring van de bodem ook een rol. Bij een extensief maai- en beweidingsregime kunnen soorten als Kattestaart (*Lythrum salicaria*), Hazezegge (*Carex ovalis*), Melkeppe (*Peucedanum palustre*), Moeraswederik (*Lysimachia thyrsiflora*), Valeriaan (*Valeriana officinalis*) en dergelijke gedijen, soorten van het *Filupendulion*, terwijl bij een intensiever maai- en/of beweidingsbeheer soorten als Ruw beemdgras (*Poa trivialis*), Pijptorkruid (*Oenanthe fistulosa*) en Pinksterbloem (*Cardamine pratensis*; figuur 4) kunnen overblijven (soorten van het *Poo-Lolietum* / *Molinio-Arrhenatheretea*).

De soorten met een voorkeur voor licht eutrofe omstandigheden èn een extensief maaibeheer kunnen worden opgevat als restanten van vroegere hooilanden (bijv. Reukgras (*Anthoxanthum odoratum*), Dotterbloem (*Caltha palustris*; figuur 3), Echte koekoeksbloem (*Lychnis flos-cuculi*) en Hazezegge (*Carex ovalis*), (soorten van het *Lolio-Cynosuretum*) en zijn dus niet altijd slootkantspecifiek geweest. Ze hebben zich alleen in de slootkanten kunnen handhaven.

Als vertrapping vrijwel ontbreekt, zoals bij echte hooilanden (in reservaten nog voorkomend), dan kan de perceelsvegetatie vrijwel tot de sloot reiken om abrupt over te gaan in de slootkantvegetatie. De slootkantvegetatie omvat dan een smalle zone, vaak op een erg steil profiel. Op dergelijke steilkantjes kunnen de mossen een belangrijk deel van de vegetatie vormen (o.a. Knikkertjesmos (*Physcomitrium pyriforme*) en Pluisjesmos (*Dicranella heteromalla*)). Daarnaast kunnen er diverse kruiden van vochtige, weinig bemeste hooilanden worden aangetroffen zoals Tweerijige zegge (*Carex disticha*), Spaanse ruiter (*Cirsium dissectum*) en Blauwe zegge (*Carex panicea*). Soorten als Gele lis (*Iris pseudacorus*), Rietgras (*Phalaris arundinacea*) en dergelijke staan dan vaak los van de kant, en wortelen onder het wateroppervlak.

Figuur 3. De dotterbloem (*Caltha palustris*) is een vrij kritische slootkantsoort. Het maai- en beweidingsregime mag niet te intensief zijn. De slootschoning mag niet te ruw zijn.

Bij beweiding ontstaat er door vertrapping een overgangszone tussen het eigenlijke perceel en de slootkant, de perceelsrandvegetatie. De hellingshoek is vaak flauwer dan bij de hooilanden. Deze strook kan één tot twee meter breed worden. Dit geroerde milieu wordt in karakter versterkt door de depositie van voedselrijke modder (slootschoning). Op een dergelijke strook staan soorten als Brede weegbree (*Plantago major subsp. major*), Varkensgras (*Polygonum aviculare*), Waterpeper (*P. hydropiper*), Vogelmuur (*Stellaria media*) en Moerasmuur (*Stellaria uliginosa*), soorten van het *Lolio-Plantaginetum*. Als de vertrapping tot in de slootkant zelf reikt, kunnen ook soorten als Blaartrekkende boterbloem (*Ranunculus sceleratus*), Gevleugeld tandzaad (*Bidens tripartitus*) en Watergras (*Catabrosa aquatica*) zich sterk uitbreiden (vertegenwoordigers van het *Bidentetalia tripartiti* en *Polygono-Bidentetum*). Wanneer de vertrapping niet wordt hersteld door opvulling met bijvoorbeeld slootschoningsmateriaal, kan de situatie ontstaan dat de eigenlijke slootkant door het vee niet meer kan worden betreden, maar dat ze nog wel wordt afgegraasd. In deze situatie kunnen laagblijvende soorten die tegen afgrazen bestand zijn op de voorgrond treden, bijvoorbeeld Waternavel (*Hydrocotyle vulgaris*), Kruipganzerik (*Potentilla anglica*) en Penningkruid (*Lysimachia nummularia*) (vertegenwoordigers van het *Agropyro-Rumicion crispi*). Dit kan zich alleen voordoen wanneer het land niet al te zwaar wordt beweid.

Ook de wijze en intensiteit van de slootschoning manifesteert zich in de samenstelling van de slootkantvegetatie. Wordt er slechts licht geschoond dan kan zich, afhankelijk van de waterkwaliteit en de diepte van de sloot, op de overgang tussen water en land een ruigtevegetatie ontwikkelen met soorten als Grote waterweegbree (*Alisma plantago-aquatica*), Liesgras (*Glyceria maxima*) en Zwanebloem (*Butomus umbellatus*) (klasse *Phragmitetea*). Indien er zwaarder wordt geschoond en de grens van water en land scherp is, dan neemt het aandeel van deze soorten sterk af. Wanneer bij het schonen ook de kant zelf zwaar wordt opgetrokken, wat bij het mechanisch schonen nogal eens het geval is,

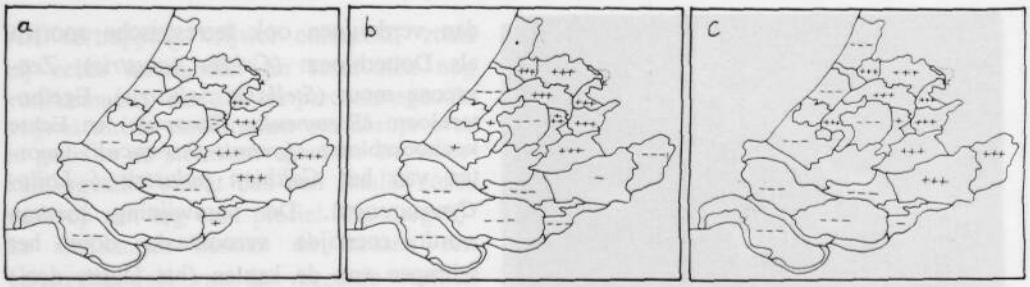
Figuur 4. De Pinksterbloem (*Cardamine pratensis*) is een niet-kritische slootkantsoort. Het belangrijkste is dat de vegetatie niet te dicht is.

dan verdwijnen ook terrestrische soorten als Dotterbloem (*Caltha palustris*), Zeegroene muur (*Stellaria palustris*), Egelboterbloem (*Ranunculus flammula*) en Echte koekoeksbloem (*Lychnis flos-cuculi*) (soorten van het *Calthion palustris* / *Lolio-Cynosuretum*). De verdwijning hiervan wordt enerzijds veroorzaakt door het schrapen van de kanten (het lagere deel) en anderzijds door de depositie van het schoningsmateriaal waardoor de vegetatie verstikt (met name het hogere deel van het slootkanttalud). Hiervoor komen soorten in de plaats als Waterpeper (*Poygonum hydropiper*), Knikkend tandzaad (*Bidens cernuus*), Gevleugeld tandzaad (*B. tripartitus*) en Fioringras (*Agrostis stolonifera*), dezelfde die goed gedijen bij zware vertrapping (*Bidentetalia tripartiti* / *Polygono-Bidentetum*).

Samenvattend kan worden gesteld dat de milieu-aspecten waaraan de slootkantvegetatie zijn huidige natuurbetekenis ontleent, met name het grenskarakter betreffen, de drassigheid en het (vroegere) agrarisch gebruik. De vegetatie van zulke slootkanten toont enerzijds verwantschap met die van moerassen, zoals die zich ooit langs plassen en stromen in het veengebied uitstrekten (*Phragmitetea*) en anderzijds met die van de vroegere vochtig-natte hooilanden (*Molinio-Arrhenatheretea*). De soorten van zwaar vertrapte en zwaar geschoonde kanten (*Bidentetea tripartiti*) leveren nauwelijks of geen bijdrage aan deze betekenis. Deze soorten zijn representanten van een zware cultuurdruk.

Ruimtelijke differentiatie in de slootkanten

De samenstelling van de slootkantvegetatie is niet overal in het veenweidegebied dezelfde, maar vertoont een regionale differentiatie. Beschouwd op soortniveau wordt bijvoorbeeld de Dotterbloem (*Caltha palustris*) vooral in het oostelijke gedeelte van het (westelijke) veenweidegebied aangetroffen (figuur 5a). Dit houdt mogelijk verband met de kwel die hier (nabijheid van de Utrechtse Heuvelrug) sterker is dan in het westelijke deel van het gebied. Kwelwater heeft een andere minerale samenstelling dan regen- of boezemwater en is minder zuur. Sloten in dergelijke overgangs- of gradiëntgebieden vallen algemeen op door een bijzondere botanische samenstelling, zoals onder meer wordt vermeld voor de Maarseveense plassen (water vanuit het Gooi) en Noordwest-Overijssel (water vanuit het Drents plateau) (Van Dijk, 1978; Grootjans, 1985; Wassen, 1990). Een tweede soort, het bescheiden ogende Moeraszoutgras (*Triglochin palustris*), die ook een vrij hoge natuurwaarde heeft, vinden we juist in het westelijke deel van het veenweidegebied (figuur 5b). Mogelijk houdt dit verband met het hogere chloridegehalte van het grondwater. Het Moerasvergeet-me-nietje (*Myosotis palustris*) tenslotte, heeft een meer gelijkmatige verdeling over het veenweidegebied (figuur 5c) en lijkt zich van kwel en chloride niet veel aan te trekken. Het chloridegehalte is overigens een belangrijke factor voor het verschijnsel dat de slootkanten in het Noordhollandse veenweidegebied gemiddeld soortenarmer zijn



Figuur 5. Enkele slootkantsoorten met opmerkelijke verschillen in hun verspreidingsgebied. a. Dotter (*Caltha palustris*) vooral in het oostelijk deel; b. Moeraszoutgras (*Triglochin palustris*), vooral in het westelijk deel; c. Moerasvergeet-me-nietje (*Myosotis palustris*), met gelijkmatige verspreiding. (Bron: Van Wijngaarden & Van Heerden, 1985) --- → +++ de soort is het gebied niet-goed → goed vertegenwoordigd

dan die van Zuid-Holland. Soorten als Dotter (*Caltha palustris*), Moeraswederik (*Lysimachia thyrsiflora*), Wolfspoot (*Lycopus europeus*), Zwanebloem (*Butomus umbellatus*) en Pijlkruid (*Sagittaria sagittifolia*) verdragen slechts weinig chloride (Wijngaarden & Van Heerden, 1984; Weeda *et al.*, 1985, 1988; Runhaar *et al.*, 1987). Behalve bovengenoemde voorbeelden is er nog een aanzienlijk aantal soorten dat door andere oorzaken geen gelijkmatige verspreiding heeft over het veenweidegebied. Naast de waterkwaliteit kunnen hier bodemsamenstelling (slibgehalte), ligging ten opzichte van de rivieren (aanvoer van zaden) en ontginningsgeschiedenis (ouderdom van het slotenstelsel) van belang zijn.

5.2 Vergelijking onderzoeksresultaten met de literatuur

Resultaten paragraaf 3.2 (analyse bestand Zuid-Holland)

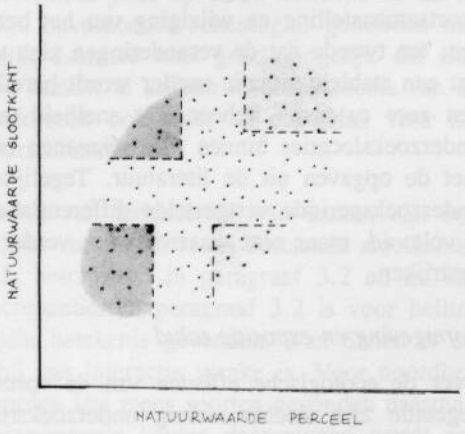
In paragraaf 3.2 zijn enkele analyses uitgevoerd gericht op factoren die het verschil in soortenrijkdom binnen de slootkanten bepalen. Er zijn weliswaar enkele significante factoren gevonden (afstand tot de bedrijfsgebouwen, slootpeil), maar de totaal verklaarde variantie was bescheiden (ca. 10%). Van Strien *et al.* (1989) vinden een aanzienlijk grotere verklaarde variantie (ca. 40%), deels doordat andere factoren in beschouwing zijn genomen (o.a. pH, N-gift) en deels wellicht als gevolg van meer precieze gegevens (slootpeil, gebruikswijze). Hun grotere verklaarde variantie is echter niet geheel ecologisch relevant, omdat in hun analyse ook effecten van waarneming en tijdstip van bemonstering zijn verdisconteerd. Op sommige punten zijn de resultaten van beide onderzoeken evenwel strijdig. Zo vonden Van Strien *et al.* een significante betekenis van expositie en helling, die in het door ons gebruikte materiaal niet is gevonden. Ook nadere analyses in dit provinciale materiaal, gericht op het ontrafelen van de interactie tussen helling en expositie, exact uitgevoerd volgens de opzet van Van Strien *et al.*, geven geen bevestiging van deze resultaten (Melman, ongepubliceerd), niet alleen wat statistische significantie betreft, maar ook wat trends betreft in de gemiddelden per klasse. De verklaring voor deze discrepantie is niet eenvoudig. Het eventuele verschil in meetnauwkeurigheid en het feit dat niet precies dezelfde factoren zijn onderzocht, zijn onwaarschijnlijke oorzaken; dan zouden toch dezelfde trends aanwezig moeten zijn. Een mogelijke oorzaak is een verschil in opnamebreedte. Van Strien *et al.* kozen een vaste breedte (0.7 m), ongeacht de

hellingshoek van het talud, terwijl deze in het door ons gebruikte materiaal afhankelijk is gesteld van de fysiognomie (homogeniteit) van de slootkantvegetatie (zie Den Held *et al.*, 1970). De vaste breedte bij Van Strien *et al.* impliceert dat niet altijd dezelfde vochtgradiënt is bemonsterd: bij vlakke taluds omvat de opname alleen een drassige strook, terwijl bij steile taluds ook een droger deel bemonsterd is. De bemonsterde vochtgradiënt is dan systematisch gekoppeld aan de hellingshoek, met mogelijk consequenties voor de samenstelling van de vegetatie. De invloed van de hellingshoek zou daarmee een artefact kunnen zijn. (Voor verdere discussie over de betekenis van de helling zie ook hierna in '*Vormgeving en expositie talud*').

Vertraagde reactie (naijling) van slootkantvegetatie

In paragraaf 3.2 is melding gemaakt van onderzoek naar de eventuele vertraagde reactie of naijling van de slootkantvegetatie op veranderingen in het perceelsbeheer. Dit houdt in dat de slootkantvegetatie mogelijk alleen maar rijker is dan de perceelvegetatie, omdat de intensivering de slootkant nog niet heeft bereikt en niet omdat het slootkantmilieu bij het huidige agrarisch gebruik duurzaam is. Een dergelijke naijling kon in het kader van voor onderhavig onderzoek uitgevoerde studies niet ondubbelzinnig worden aangetoond (Van Oudenaarden & Neuféglise, 1986; Twisk, 1987). Methodisch blijkt dergelijk onderzoek in de gangbare praktijksituatie moeilijk uitvoerbaar te zijn.

Dit wordt veroorzaakt door ten eerste onvoldoende nauwkeurigheid van de gegevens over de bedrijfsvoering om betrouwbaar vast te stellen dat zich sinds de eerste beschrijving van de vegetatie geen verandering in de bedrijfsvoering heeft voorgedaan, een vereiste voor het vaststellen van naijling. De bedrijfsexploitatie wordt zelden gedetailleerd vastgelegd en dat geldt nog meer voor de exploitatie van afzonderlijke percelen.
Een tweede oorzaak betreft de selectie van de te onderzoeken vegetaties. Bij het naijlingsonderzoek is geselecteerd op extremen in soortenrijkdom (figuur 6). Een dergelijke selectie lijkt weliswaar efficiënt wanneer het erom gaat om te achterhalen of veranderingen in de slootkantvegetatie afhankelijk zijn van de omstandigheden op het aangrenzende perceel, maar induceert het vinden van veranderingen bij het herhalingsonderzoek die los staan van naijling. Immers, selectie op soortenarme opnamen zal meer dan gemiddeld opnamen betreffen die destijds onder niet-optimale omstandigheden zijn gemaakt (pas-gemaaid, regen, boze boer, maandagochtend), terwijl voor soortenrijke opnamen het tegenovergestelde geldt. Bij herhalingsonderzoek zullen deze omstandigheden meer gelijkmatig verdeeld zijn, met als gevolg dat de scores van de soortenarme opnamen 'vanzelf' meer naar het gemiddelde zullen trekken. Voor soortenrijke opnamen kan eenzelfde gedachtengang worden toegepast.



Figuur 6. Het verband tussen de natuurwaarde (≈soortenrijkdom) van de perceel- en de slootkantvegetatie (schematisch weergegeven). Bij het naijlingsonderzoek zijn extreme situaties onderzocht (gerasterde delen); bijv. soortenarme percelen met soortenrijke slootkanten (links boven).

Degelijk naijlingsonderzoek is slechts mogelijk als er zekerheid bestaat over de continuïteit van het gevoerde beheer en wanneer de opnamen onder gelijke omstandigheden worden gemaakt. Het ondervangen van dergelijke tekortkomingen was overigens mede een stimulans voor het opzetten van het experimentele slootkantonderzoek.

Resultaten paragraaf 3.3/3.4 (experimenteel onderzoek en onderzoek bestaande locaties)

Snelheid van veranderingen

Bij aanvang van het experimentele deel van het onderzoek werd de geringe tijdsperiode die beschikbaar was als het belangrijkste knelpunt beschouwd. Onderzoeken die betrekking hebben op een (middel)lange periode, zoals in Engeland (Rothamsted (zie o.a. Anonymus, 1970; Van Dam, 1981)) en Nederland (Elberse *et al.* 1983; Bakker, 1989) geven aan dat het bereiken van een stabiele situatie in de regel veel tijd (decennia) kost. Toch waren er aanwijzingen dat vrij snel na de introductie van nieuw beheer informatie kan worden verkregen over de *richting* waarin de vegetatie zich ontwikkelt (o.a. Bosch *et al.*, 1963; Ennik, 1965). Ook Ellenberg (1986) beschrijft expliciet dat de ontwikkeling naar een andere vegetatiesamenstelling snel kan zijn (met zelfs een bijna-stabiele situatie na drie à vier jaar), met name als er regelmatig wordt gemaaid en als er wordt bemest (handhaving van de status quo voor wat betreft de nutriëntenvoorziening) en als de te vestigen soorten in de omgeving voorkomen. Klapp (1971) geeft aan dat een gewijzigd bemestingsregime tot zeer snelle veranderingen kan leiden, met name bij beweiding en minder sterk bij louter maaibeheer. Bakker (1989) vindt eveneens zeer sterke veranderingen in tijdsspannes van twee jaar. Ook het materiaal van Elberse *et al.* (1983) laat zien dat er vrijwel van het begin af aan een ontwikkeling in een bepaalde richting is (zie paragraaf 3.1). Zonderwijk (1990) heeft soortgelijke ervaringen bij beheersexperimenten op zandgrond waarvan de bovenlaag was verwijderd, onder meer geïllustreerd door de vestiging van *Dactylorhiza majalis* op een voorheen voedselrijke bodem.

Op grond van deze opgaven kan ten eerste worden geconcludeerd dat veranderingen in de soortsamenstelling na wijziging van het beheer zich over een lange periode uitkristalliseren, ten tweede dat de veranderingen zich van het begin af aan manifesteren en ten derde dat een stabiele situatie sneller wordt bereikt bij een beheer van zekere intensiteit dan bij een zeer extensief beheer. De snelheid van de veranderingen die in de experimentele onderzoekslocaties binnen drie seizoenen is vastgesteld, staat dus niet op gespannen voet met de opgaven uit de literatuur. Tegelijkertijd mag worden verondersteld dat de in de onderzoeksperiode vastgestelde differentiatie tussen de inrichtings/beheersvormen nog niet is voltooid, maar zeer waarschijnlijk verder zal gaan en een periode van 10 tot 25 jaar zal bestrijken.

Vormgeving en expositie talud

Over de ecologische effecten van de vorm van oeverzones op de samenstelling van de vegetatie zijn slechts weinig onderzoeksresultaten beschikbaar. In de praktijk van de natuurbouw worden echter vormgeving en inrichting van oevers al veel gemanipuleerd (meestal een verbreding van de overgang water-land), waarbij het meestal de oevers van grotere waterlopen, beken, meren en rivieren betreft (Heidemij, 1989; CUR, 1990). Voor dergelijke grote systemen zijn de eerste op de praktijk toegesneden richtlijnen beschikbaar of thans in ontwikkeling (CUR, 1990; Anonymus, 1990b). De vormgeving van oevers is daarbij overigens niet alleen gericht op het vegetatie-aspect, maar ook op landzoogdieren

(Bekker, 1990), waterzoogdieren (Hoeve & Van de Laar, 1988; Ringenaldus *et al.*, 1989) en vissen (Sessink, 1986). Het oeverontwerp wordt voorts gericht op het onschadelijk maken van ongwenste diersoorten zoals de Bisamrat (Sessink, 1986).

In Engeland (West-Essex) zijn positieve resultaten gevonden voor de vegetatie-ontwikkeling. Daar is het effect van de aanleg van een vloedstroombed onderzocht tot drie jaar na de ingreep (Raven, 1986a,b). Deze vloedberging heeft enige verwantschap met de in het experimentele onderzoek aangelegde terrassen, namelijk een vochtig-natte zone langs een waterloop. Raven stelt een positief natuurresultaat vast voor de vegetatie, waarin karakteristieke soorten van vochtige, voedselrijke omstandigheden en ruigtes een prominente plaats innemen (o.a. *Agrostis stolonifera, Elymus repens, Phalaris arundinacea*). Als opvallend verschil met de niet-geherprofileerde kanten noemt Raven het vrijwel ontbreken van *Urtica dioica*. De aanleg heeft kennelijk weinig aardige soorten opgeleverd. De vergelijkbaarheid met onderhavig onderzoek is echter beperkt door de volgende redenen. De vloedberging staat periodiek onder water; de drooglegging is groter (0.3 - 0.9 m boven de droog-weer waterstand); het agrarisch gebruik is zeer extensief (gedeeltelijke beweiding) en de vloedberging is met een gras-klaver mengsel ingezaaid.

Recent is het onderzoek van Learner *et al.* (1990) naar de betekenis van de helling van rivieroevers (in Groot-Brittannië) in natuurlijke omstandigheden. Zij vinden geen verband tussen helling en soortenrijkdom: elke oever is ecologisch gezien compleet, alleen de beschikbare ruimte voor de verschillende delen van het oevermilieu varieert. Wel vinden ze een zwak-positief verband tussen oeverbreedte en soortenrijkdom. Dit laatste wordt door hen als oppervlakte-effect herkend en kan niet als eigenschap van de oever als zodanig worden beschouwd. De resultaten lijken dus niet te corresponderen met de bevindingen van ons onderzoek. Er zijn echter enkele mogelijke verklaringen voor dit verschil te geven. Learner *et al.* geven aan dat de gebruikte evaluatieparameter (soortenrijkdom) niet volledig recht doet aan de natuurwaarde van de vegetatie en voegen daar aan toe dat een hooggewaardeerde soort als *Carex remota* juist op flauw-hellende oevers is aangetroffen. Voorts duiden ze aan dat mogelijk onvoldoende rekening is gehouden met het beheer op het aangrenzende land. Het lijkt daarmee heel goed mogelijk dat hun onderzoek te weinig subtiel is geweest om goed inzicht te krijgen in de betekenis van de oevervorm. Terzijde zij opgemerkt dat dit onderzoek ook weer de noodzaak voor het gebruik van oppervlakte-onafhankelijke parameters illustreert.

De in paragraaf 3.3 gevonden positieve betekenis van terrassering van kanten kan ook worden vergeleken met de betekenis van dergelijke vormen in reeds bestaande slootkanten (zonder dat sprake is van nieuw-aanleg), zoals beschreven in paragraaf 3.2 en in Van Strien *et al.*(1989). Er is op dit punt een discrepantie. In paragraaf 3.2 is voor helling noch breedte van de slootkanten een substantiële betekenis gevonden. Van Strien *et al.* vinden voor helling en expositie effecten waarbij van interactie sprake is. Voor noordhellingen vinden zij een zwakke samenhang: er worden iets meer soorten gevonden naarmate de hellingshoek kleiner is. Voor zuidelijk geëxponeerde kanten daarentegen wordt een hogere natuurwaarde gevonden naarmate de hellingshoek groter (steiler) is.

Voor deze discrepantie ten opzichte van paragraaf 3.2 is een verklaring mogelijk. Dat in het materiaal van de provinciale inventarisatie geen effect van helling en breedte is gevonden, hangt mogelijk samen met de omstandigheden waaronder geleidelijk aflopende,

brede kanten in de praktijk ontstaan: door jarenlange beweiding (en bijgevolg vertrapping). Het schoningsmateriaal wordt ten behoeve van het herstel juist op of in dergelijke kanten gedeponeerd (verstikking en nutriëntentoevoer, met negatieve effecten voor de waarde van de vegetatie). Het beheer van dergelijke slootkanten is daarmee tegengesteld aan natuurgericht beheer. Een eventueel positief effect van de bredere overgangszone land-water wordt door deze twee storende, tegenwerkende invloeden weer teniet gedaan. Komt er weinig schoningsmateriaal vrij, dan is de uitgetrapte vorm duurzaam. In de door beweiding kortgehouden vegetatie kunnen dan naast meer triviale soorten *Cardamine pratense*, *Oenanthe fistulosa* en *Berula erecta* in grote hoeveelheden voorkomen.

Voor het materiaal van Van Strien *et al.* (1989) is deze verklaring echter niet afdoende. Zij corrigeren namelijk voor andere factoren, weliswaar niet voor de vertrappingsintensiteit (niet door hen bepaald), maar wel voor gebruikswijze en mestgift op het aangrenzende perceel. Een mogelijke verklaring schuilt in de aard van de soorten die bij steilere zuidhellingen worden bevoordeeld. Zij geven namelijk aan dat op steile zuidhellingen met name warmtelievende soorten profiteren van zonnestraling. Het gaat dus niet om soorten van vochtig-drassige omstandigheden, die juist bij terrassering worden bevoordeeld. Daarmee is de strijdigheid voor een belangrijk deel verklaarbaar.

De positieve effecten van terrassering en van steile zuidhellingen kunnen overigens gemakkelijk met elkaar worden gecombineerd door bij de aanleg van terrassen te kiezen voor zuidelijk geëxponeerde kanten en door een steile overgang naar het perceel aan te leggen. Behalve dat dit ecologisch een positief effect heeft, betekent een steile aansluiting op het perceel ook een efficiënt ruimtegebruik.

Terrasseren als vorm van afplaggen

De herprofilering van slootkanten is ook een vorm van afplaggen. Een deel van de teeltlaag wordt verwijderd en daarmee de als mest en schoningsmateriaal opgebrachte nutriënten. Afplaggen als vorm van nutriëntafvoer en verwijdering van het vegetatiedek is als natuurgerichte maatregel met name onderzocht op zandgronden bij de restauratie van heidevegetaties (Anonymus, 1988; Bakker, 1989), bij duinvalleiën (Londo, 1971), bij wegbermbeheer (Zonderwijk, 1979) en kort geleden ook op kleine schaal in veengrasland (Slim & Van Os, 1990). Bij venige bodems is het effect van deze vorm van nutriëntafvoer mogelijk minder sterk dan bij zandgronden, omdat na afplaggen opnieuw een organische laag aan de oppervlakte komt, waaruit door mineralisatie nutriënten kunnen vrijkomen. Slim & Van Os (1990) vinden voor graslanden op veen na oppervlakkig afplaggen wel een hoger soortenaantal, maar geen verlaging van het trofieniveau zoals dat door de vegetatie wordt geïndiceerd[1]. De modelstudie naar de stikstofbalans (hoofdstuk 4) geeft op dit punt geen inzicht, omdat bij de herprofilering geen verschil in bodemsamenstelling is verondersteld; daar is alleen de betekenis van de veranderende vochthuishouding doorgerekend. Met afplaggen/herprofileren wordt behalve de bodem ook de boven- en ondergrondse vegetatiestructuur ingrijpend beïnvloed. De successie moet vrijwel van voren af aan beginnen. Voor een onderzoek als het onderhavige is dat echter niet zonder meer een nadeel. Het is denkbaar dat differentiatie bij de nieuwe condities zelfs minder tijd in

[1] Dat bij de Geerstrook (paragraaf 3.4.2) wel een sterke verlaging van het trofieniveau optrad, hangt wellicht samen met het feit dat een veel dikkere laag is verwijderd (40–60 cm vs. circa 5 cm).

beslag neemt dan bij een gevestigde vegetatie (Drury & Nisbet, 1973; Grime, 1979). Immers, het uitkristalliseren van de nieuwe concurrentieverhoudingen tussen soorten wordt overgeslagen. In overeenstemming hiermee is dat binnen de geherprofileerde kanten over het algemeen een sterkere differentiatie is gevonden dan binnen de niet-geherprofileerde kanten. Het is daarmee mogelijk dat bij vegetaties als de onderhavige (twee of drie snedes per jaar, toevoer van nutriënten) een stabiele eindsituatie eerder bij geherprofileerde dan bij niet-geherprofileerde taluds wordt bereikt. Zo verloopt de restauratie van heidevegetaties bij afplaggen en bij omploegen beduidend sneller dan bij ongestoorde vegetaties (Heijink, 1974; Bakker, 1989), al kunnen het trofie- en pioniereffect daar niet worden ontrafeld.

Bemesten

De relatie tussen bemesting en samenstelling van de vegetatie is door vele auteurs onderzocht. In het meso-eutrofe traject wordt algemeen een sterk negatief verband gevonden tussen voedselrijkdom en soortenrijkdom (Thurston, 1969; Klapp, 1971; Almufti *et al.*, 1977; Tilman, 1982; Vermeer, 1985; Melman *et al.* 1985; Ellenberg, 1986; Korevaar *et al.*, 1989; Bakker, 1989). De resultaten van het experimentele onderzoek zijn hiermee in overeenstemming, al zijn de verschillen tussen wel- en niet-meebemeste kanten (nog) niet erg groot. Voor deze vrij geringe differentiatie zijn enkele oorzaken aan te geven. In de eerste plaats is de in het onderzoek betrokken differentiatieperiode kort (drie seizoenen)[2]. In de tweede plaats was de meststrooiapparatuur die de betrokken ondernemers gebruikten niet voorzien van kantstrooivoorzieningen, waarmee een scherpe begrenzing van het strooibeeld kan worden verkregen (zie paragraaf 6.2). Daardoor is het verschil tussen wel- en niet-meebemesten niet volkomen geweest.

In paragraaf 3.2 is een zwak maar significant verband aangetoond tussen de trofieniveau-indicatie van de perceel- en die van de slootkantvegetatie. Van Strien *et al.* (1989) vonden dat de stikstofgift op het aangrenzende perceel één van de belangrijkste determinanten was van de natuurwaarde van de slootkantvegetatie. Daarbij kon niet worden aangegeven of dit verband tot stand kwam via directe opworp of via uit- en afspoeling vanuit het perceel. De resultaten van het experimentele onderzoek (paragraaf 3.3) geven aan dat althans een gedeelte van het effect via directe opworp tot stand komt en daarmee te manipuleren is.
Het in hoofdstuk 4 beschreven modelonderzoek geeft aanwijzingen dat de betekenis van uit- en afspoeling voor de slootkantvegetatie relatief gering is en dat de invloed van de direct opgeworpen meststoffen en de mineralisatie ter plekke van groter belang is. Voorts is gevonden dat het verschil in trofieniveau tussen perceel en slootkant verder wordt versterkt door de overgang tussen land en water: de mineralisatie wordt in de natte omstandigheden van de slootkant onderdrukt. Deze bevindingen vormen wellicht het meest cruciale deel van de resultaten, namelijk dat het mogelijk is om bij nauwkeurige bemesting

[2] Vermeld kan worden dat de differentiatie inderdaad verder doorgaat. In de twee seizoenen na de afsluiting van het veldonderzoek is bij wel-meebemesten het aandeel van de grassen verder toegenomen, terwijl bij niet-meebemesten het grassenaandeel varieerde afhankelijk van het overige beheer. Opvallend is dat het beeld bij wel-meebemesten vrij constant wordt en bij de verschillende locaties een grote overeenkomst vertoont (een toenemend aandeel van *Agrostis stolonifera, Poa trivialis* en *Glyceria fluitans*, en plaatselijk *Sparganium erectum*). Bij niet-meebemesten zijn de veranderingen en de ruimtelijke verschillen nog aanzienlijk. Op sommige locaties zijn *Holcus lanatus* en *Juncus subuliflorus* (tijdelijk) sterk toegenomen, op andere Trifolium repens en *Triglochin palustris*, terwijl *Lychnis flos-cuculi* bevorderd lijkt te worden wanneer het gewas vrij kort de winter ingaat (maaibeurt in september).

in de slootkanten een veel lagere trofiegraad te creëren dan op het aangrenzende perceel: een kleinschalige ruimtelijke differentiatie in trofiegraad in de agrarische praktijk lijkt duurzaam mogelijk te zijn[3].

Maaien

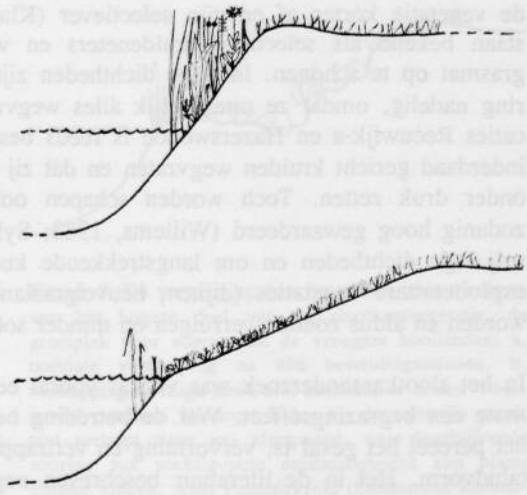
Maaien grijpt direct in op de structuur van de vegetatie. Met niet-gemaaide vegetaties als referentie is het belangrijkste effect dat de opslag van houtige gewassen wordt tegengegaan. Samen met beweiden is maaien daarmee essentieel voor het voortbestaan van grazige vegetaties. Het effect van maaien op de soortsamenstelling is gecompliceerder dan dat van bemesting. Het hangt onder meer samen met het tijdstip van het maaien (vooral van de eerste maaibeurt), de maaifrequentie en de hoogte waarop het gewas wordt gemaaid (Ellenberg, 1952; Klapp, 1971; Grime, 1979). Het effect van maaien op afzonderlijke soorten hangt af van de verdeling van het reservevoedsel over de wel en niet afgemaaide delen, van de groeivorm en van het groeistadium (wel of geen zaadzetting). Soorten met ondergrondse opslag van reservevoedsel, laagblijvende of laag uitstoelende soorten en snel-zaadzettende soorten zijn derhalve zeer maaibestendig (Klapp, 1971).
Met het maaien ontstaan er open plekken in de vegetatie die voor een aantal soorten van belang zijn voor regeneratie (Duffey *et al.*, 1974; Grubb, 1977). Vanuit het natuurgericht beheer wordt aan maaien, in combinatie met afvoer van het zwad, ook een belangrijke betekenis toegekend als verschraling van het systeem (Oomes, 1977; RIN, 1979; Oomes & Mooi, 1981; Bakker, 1989). Het effect op de voedselvoorraad in de bodem kan evenwel gering zijn, zeker in vergelijking met het effect van het afgraven van de voedselrijke bovenlaag (Van der Maarel (1980) geciteerd in Bakker (1989)).

In het onderhavige onderzoek ging het evenwel niet om deze basale effecten, maar om de betekenis van de maaidatum van de eerste snede. De veronderstelling dat een late maaidatum (na 1 juli) gunstig uitwerkt op de soorten- en bloemenrijkdom van de slootkanten (vanwege de mogelijkheid tot zaadzetting) is slechts gedeeltelijk uitgekomen. Dit gunstige effect werd alleen waargenomen wanneer de biomassa niet te groot was; bij een grote bovengrondse biomassa trad verstikking, afsterving en vervilting van de vegetatie op, wat vooral ten koste ging van laagblijvende soorten zoals *Hydrocotyle vulgaris* en *Lysimachia nummularia*. Eenzelfde fenomeen wordt vermeld door Klapp (1971), al legt hij niet zozeer een relatie met de zwaarte van het gewas, maar meer met het tijdstip van de eerste maaibeurt. Ook de mogelijkheid voor kieming wordt door een zwaar gewas sterk bemoeilijkt (Grubb, 1977).
In het onderhavige onderzoek is ook vastgesteld dat een eerste maaidatum van ongeveer 15 mei lang niet voor alle slootkantsoorten betekent dat ze niet tot bloei en zaadzetting komen. Door de helling en het reliëf van de kanten blijft een aantal individuen bij het maaien min of meer gespaard en kan alsnog tot bloei en zaadzetting komen (o.a. *Lychnis flos-cuculi*, *Lysimachia thyrsiflora*, *Carex spp.*).
Het effect van maaien op de regeneratie van soorten is in dit onderzoek eveneens naar voren gekomen. Het voorhanden zijn van open plekjes ten behoeve van kiemplanten lijkt in slootkanten met name in het winterseizoen een knelpunt te zijn: veel slootkanten gaan

[3] Het denken in een kleinschalige ruimtelijke differentiatie is overigens niet ongebruikelijk in de praktijk van het graslandonderzoek: proefveldjes met verschillende behandelingswijzen liggen vaak zeer dicht bij elkaar (zie o.a. Elberse et al., 1983; Klapp, 1971; Ellenberg, 1986).

nogal viltig de winter in. Een laatste maaibeurt in september lijkt in dit verband van groot belang voor de handhaving van de bloemen- en soortenrijkdom; anders gaan uitdijende en hoger-opgroeiende soorten als *Agrostis stolonifera*, *Holcus lanatus* en *Juncus effusus* sterk domineren. Vergelijkbare bevindingen zijn ook gerapporteerd door Grubb (1977), Bakker & De Vries (1985) en Oomes & Altena (1987).

Bij het effect van maaibeheer op de slootkantvegetatie spelen in de praktijk ook afmetingen en gebruikswijze van de maaiapparatuur een belangrijke rol: in veel gevallen is het fysiek lastig — vooral wanneer de kant stijl is — om de slootkant volledig mee te maaien en kan zich op de overgang van water en land een (overigens soortenarme) kraag van helofyten ontwikkelen (figuur 7). De relatief geringe voedingswaarde van de slootkantvegetatie kan er toe leiden dat men geneigd is de slootkanten minder grondig mee te maaien dan de rest van het perceel, waardoor het maairegime in de kanten in veel gevallen extensiever is dan dat op de percelen. Tijdens het onderzoek is de indruk ontstaan dat voor het maaien van de kanten twee motieven een belangrijke rol spelen: de percelen moeten er netjes bijliggen en de drenkfunctie van de sloten voor het vee moet optimaal zijn. Winning van ruwvoer uit de slootkanten is van secundaire betekenis.



Figuur 7. Bij het maaien wordt het gewas in de slootkant meestal minder grondig meegemaaid dan op het perceel; dit geldt vooral voor steile slootkanten, waar de machines niet gemakkelijk bij kunnen. Een mild maairegime is op zich positief voor de natuurwaarde, maar wanneer de vegetatie nooit kort afgemaaid treedt er te sterke verruiging op. Dit gaat vooral ten koste van het moerassige deel van de slootkantvegetatie.

Daarmee kan samenvattend worden gesteld dat er mogelijkheden zijn om het maaien van de slootkanten meer natuurgericht uit te voeren. De zwaarte van het gewas is hierbij maatgevend: bij een licht gewas (weinig produktief) heeft een late maaibeurt de voorkeur (eerste beurt overslaan) en zolang het gewas nog zwaar (produktief) is kan het het beste met de eerste maaibeurt worden meegemaaid.

Beweiden

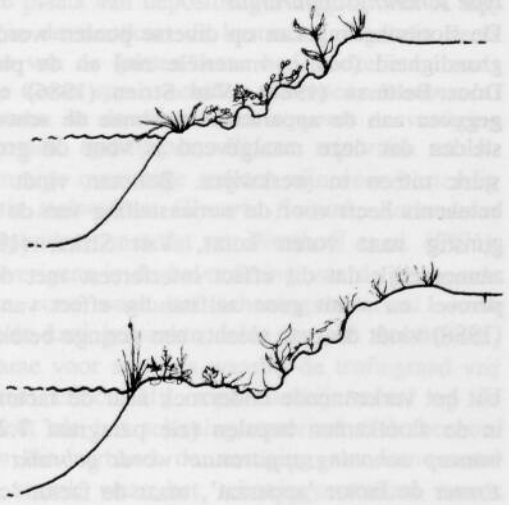
Net als maaien heeft beweiding invloed op de structuur van de vegetatie, maar op een aantal punten is er sprake van essentiële verschillen. Zo is er bij beweiding anders dan bij maaien vooral in het hogere deel van de kant sprake van verdichting en vertrapping van de bodem en beschadiging van de vegetatie (figuur 8a). Verder is de afvraat selectief en speelt de ingreep zich over een langere periode af. Door deze verschillen is de invloed op de samenstelling van de vegetatie afwijkend van die van maaien (Ellenberg, 1952, 1986; Klapp, 1971; Bakker, 1989). Beweiding bevordert de vorming van een dichte zode, doordat laag-uitstoelende soorten worden bevoordeeld (m.n. *Lolium perenne*, *Poa trivia-*

Klapp, 1971; Bakker, 1989). Beweiding bevordert de vorming van een dichte zode, doordat laag-uitstoelende soorten worden bevoordeeld (m.n. *Lolium perenne*, *Poa trivialis*). Door de tred en de regelmatige afvraat kan zich - bij de gangbare veedichtheden - slechts een zeer beperkt aantal kruiden handhaven. Eenzijdige en langdurige standbeweiding kan evenwel landbouwkundig gezien ook ongunstig werken en leiden tot sterke uitbreiding van minder eetbare soorten zoals *Cirsium spp*, *Urtica dioica* en *Juncus effusus*. Boerenvakmanschap uit zich voor dit aspect in een juiste afwisseling van maaien en beweiden; in de vakliteratuur wordt hieraan veel aandacht besteed (o.a. De Jong, 1988).
Ook het type grazers is van belang. In vergelijking met koeien grazen paarden en schapen de vegetatie korter af en zijn selectiever (Klapp, 1971; Sykora *et al.*, 1990). Schapen staan bekend als selectieve kruideneters en worden door boeren wel gebruikt om de grasmat op te schonen. In hoge dichtheden zijn schapen echter ook voor de bedrijfsvoering nadelig, omdat ze uiteindelijk álles wegvreten (Klapp, 1971). Bij de onderzoekslocaties Reeuwijk-a en Hazerswoude is reeds besproken dat het de indruk was dat schapen inderdaad gericht kruiden wegvraten en dat zij de natuurwaarde van de slootkantvegetatie onder druk zetten. Toch worden schapen ook voor natuurdoeleinden gebruikt en als zodanig hoog gewaardeerd (Willems, 1983; Sykora et al, 1990). Het gaat dan echter om vrij lage dichtheden en om langstrekkende kuddes. Overigens betreft het vaak moeilijk exploiteerbare vegetaties (dijken, heuvelgrasland, heide), die anders niet beweid zouden worden en aldus zouden verruigen en minder soortenrijk worden (Duffey *et al.*, 1974).

In het slootkantonderzoek was vooraf vooral een betredingseffect voorzien en in mindere mate een begrazingseffect. Wat de betreding betreft, bij slootkanten vindt sterker dan op het perceel het geval is, vervorming en vertrapping van de bodem plaats als gevolg van de taludvorm. Het in de literatuur beschreven negatieve effect van deze sterke vertrapping (Westhoff *et al.*, 1971; Clausman & Groen, 1987) is in het onderhavige onderzoek bevestigd; er treedt uitbreiding op van pioniers als *Polygonum hydropiper*, *Ranunculus sceleratus* en dergelijke. Dit geldt met name bij standbeweiding en bij beweiding met hoge veebezetting. Bij lichte beweiding en vooral wanneer dit later in het seizoen plaats vindt, is het effect minder negatief en kan zelfs positief zijn. Dit positieve effect schuilt enerzijds in het afgrazen, waardoor verruiging wordt tegengegaan ten voordele van minder concurrentiekrachtige, lager blijvende soorten en anderzijds in het feit dat door vertrapping kale (en vochtige) plekjes ontstaan die aan een aantal soorten kiemgelegenheid bieden. Het betredingseffect is later in het seizoen minder negatief, omdat de kanten dan droger zijn en daardoor minder vertrappingsgevoelig en omdat een aantal slootkantsoorten dan heeft gebloeid en minder betredingsgevoelig is. Parmentier (1990) vermeldt ook een licht positief beweidingseffect en schrijft dit toe aan de vertrapping.

Bij langdurige, intensieve betreding en beweiding ontstaat, wanneer dit bij schoning niet wordt hersteld, een geleidelijk aflopend slootkanttalud, waarbij de koeien het aan het water grenzende randje niet meer kunnen betreden maar wel afgrazen (figuur 8b). De aan het water grenzende strook is zeer drassig en heeft vanwege de begrazing een korte vegetatie waarin laagblijvende soorten als *Oenanthe fistulosa*, *Hydrocotyle vulgaris* en *Berula erecta* goed kunnen gedijen. De samenstelling van de direct daaraan grenzende, sterk vertrapte strook kan daar sterk van afwijken. Hierin staan met name soorten als *Polygonum spp.*, *Poa annua* en *Agrostis stolonifera*. Hooilandsoorten worden in dergelijke slootkanten niet aangetroffen. Het positieve effect van beweiding heeft daarmee met name

Wanneer de beweiding van slootkanten wordt uitgesloten door ze af te rasteren, hangt het effect op de samenstelling van de vegetatie sterk samen met de overige omstandigheden. Worden ze tweemaal per jaar meegemaaid (eind mei en eind augustus-september) en niet bemest, dan wordt het hooiland-karakter versterkt en zullen soorten als *Caltha palustris*, *Lychnis flos-cuculi*, *Ranunculus acris*, *Carex spp.* en *Anthoxanthum odoratum* meer kans krijgen. Bij een extensiever maairegime zal het ruigtekarakter op de voorgrond treden met soorten als *Angelica sylvestris*, *Phalaris arundinacea* en *Peucedanum palustre*. Het bemestingsregime is dan van minder belang. Learner *et al.* (1990) noemen het afgerasterd zijn van perceelskanten als een van de oorzaken van het zwakke verband tussen de vegetatie van rivieroevers en de aangrenzende graslanden.



Figuur 8. De vertrapping door beweiding gaat ten koste van het hogere deel van de slootkantvegetatie, de groeiplek voor soorten uit de vroegere hooilanden. a. normale vertrapping na één beweidingsseizoen. b. vertrapping is enige jaren niet hersteld; er is een 'voor-oever' ontstaan. De zone dichte bij de waterlijn wordt niet vertrapt maar wel afgegraasd, waar laagblijvende soorten van vochtig-natte omstandigheden een plaats kunnen vinden, zoals Penningkruid (*Lysimachia nummularia*) en Kruipganzerik (*Potentilla anglica*).

Uit bovenstaande kan worden geconcludeerd dat de gevonden resultaten zich goed met de bestaande inzichten laten verenigen. Opmerkelijk is dat de factor beweiden - evenals maaien - bij slootkantvegetatie een genuanceerde analyse vergt; er zijn verschillende vrijheidsgraden om het beweidingsregime vorm te geven en het effect wordt medebepaald door de overige omstandigheden. In het algemeen kan worden gesteld dat het vanuit natuuroogpunt gunstig is om te streven naar een niet-produktieve, vrij open ('transparante') vegetatie, waarbij het aantal en de zwaarte van de beheersmaatregelen zo klein en licht mogelijk zijn.

Slootschoning

Meer dan de andere factoren is de slootschoning een Nederlandse aangelegenheid. Buitenlandse literatuur hierover is, evenals het in het buitenland voorkomen van sloten, schaars. Bij slootschoning laten zich een aantal aspecten onderscheiden. Allereerst is dat het verwijderen van (een deel van) de sloot- en slootkantvegetatie, al of niet samen met een hoeveelheid slootmodder. In de tweede plaats is dat het deponeren van het materiaal in de slootkant. Daarbij wordt de vegetatie ter plekke verstikt en tegelijkertijd betekent het de aanvoer van een zekere hoeveelheid voedingsstoffen.

type schoningsapparatuur

De slootschoning kan op diverse punten worden gevarieerd: het tijdstip, de frequentie, de grondigheid (ook in materiële zin) en de plaats waar het materiaal wordt gedeponeerd. Door Beltman (1982), Van Strien (1986) en Van Strien *et al.* (in druk) is aandacht gegeven aan de apparatuur waarmee de schoning wordt uitgevoerd, waarbij zij veronderstelden dat deze maatgevend is voor de grondigheid: de verschillende apparaten lopen

type schoningsapparatuur

De slootschoning kan op diverse punten worden gevarieerd: het tijdstip, de frequentie, de grondigheid (ook in materiële zin) en de plaats waar het materiaal wordt gedeponeerd. Door Beltman (1982), Van Strien (1986) en Van Strien *et al.* (in druk) is aandacht gegeven aan de apparatuur waarmee de schoning wordt uitgevoerd, waarbij zij veronderstelden dat deze maatgevend is voor de grondigheid: de verschillende apparaten lopen sterk uiteen in werkwijze. Beltman vindt inderdaad dat het gebruikte type apparaat betekenis heeft voor de samenstelling van de vegetatie, waarbij de maaikorf als het meest gunstig naar voren komt. Van Strien (1986) maakt voor zijn onderzoeksmateriaal aannemelijk dat dit effect interfereert met de bemestingsintensiteit op het aangrenzende perceel en vindt geen zelfstandig effect van het type schoningsapparatuur. Ook Geerts (1988) vindt daarvan slechts een geringe betekenis.

Uit het verkennende onderzoek naar de factoren die de aanwezigheid van *Caltha palustris* in de slootkanten bepalen (zie paragraaf 7.2) komt naar voren dat met name de *wijze waarop schoningsapparatuur wordt gebruikt* een belangrijke factor kan zijn. Het is niet zozeer de factor 'apparaat', maar de factor 'chauffeur' die het effect bepaalt. Het effect is negatiever naarmate er meer modder op de kanten wordt gedeponeerd en naarmate een groter deel van het slootkanttalud zelf wordt opgetrokken (figuur 9). Wel is er aanleiding te veronderstellen dat de maaikorf meer dan de andere schoningsapparaten de mogelijkheid biedt om nauwkeurig en daarmee natuurvriendelijk te werken. De effecten van een nieuw type schoningsapparaat, de snel oprukkende maaitrommel, konden nog niet worden onderzocht. Een voorlopige indruk is dat de werking vergelijkbaar is met die van de maaikorf. Hier geldt eveneens dat de factor chauffeur van groot belang is. Voor natuurvriendelijk gebruik dient het slootkanttalud zelf zoveel mogelijk te worden ontzien en dient er zo min mogelijk modder te worden opgeworpen.

schoningsfrequentie

Van Strien (1986, 1991) vindt een effect van de slootschoningsfrequentie. Sloten die eenmaal per twee of drie jaar worden geschoond hebben soortenrijkere kanten dan jaarlijks geschoonde sloten. De verklaring hiervoor wordt gezocht in het feit dat het verlandingsproces langer ongestoord kan doorgaan. Ook uit onderzoek in Noord-Duitsland (Kundel, 1987) komt het belang van een lage schoningsfrequentie naar voren. Daarbij gaat het echter niet zozeer om de slootkantvegetatie maar met name om de aquatische slootvegetatie (*Stratiotes aloïdes*, *Potamogeton spp.* e.d.). Bij de smalle sloten (waterbreedte 1 à 1,5 m) wordt een schoningsfrequentie van eenmaal per vier jaar optimaal geacht: dan hebben genoemde soorten voldoende kansen om zich te herstellen[4].

Of verlaging van de schoningsfrequentie in het westelijke veenweidegebied daadwerkelijk tot soortenrijkere kanten zal leiden is echter onzeker. Het is denkbaar dat het eenmaal per twee jaar schonen een dermate zware ingreep is (veel schoningsmateriaal) dat het verstikkings- en beschadigingseffect sterker is dan bij jaarlijks schonen, met als gevolg dat soorten verdwijnen (Westhoff (1971) geciteerd in Bakker (1989)). Mogelijk is het verlagen van de schoningsfrequentie vooral effectief in combinatie met maatregelen die de vertrapping van slootkanten verminderen, bijvoorbeeld door de kanten af te rasteren.

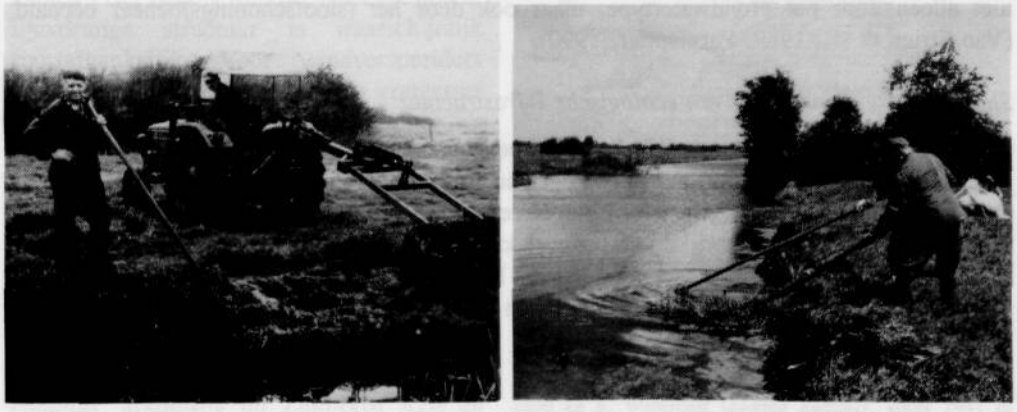
---

[4] Voor een juist begrip is het van belang te weten dat de smalle sloten bij de schoning vrijwel helemaal 'kaal' worden gemaakt en dat slechts zeer kleine vegetatiefragmenten resteren. In grote delen van het Nederlandse veenweidegebied ligt dit anders: de sloten zijn veel breder en van het 'kaal' schonen is hier niet zo gauw sprake.

In het onderhavige onderzoek is met name de plaats van depositie gevarieerd: wel of niet in de slootkant. Vastgesteld is dat depositie in de slootkant de bestaande vegetatie deels verstikt. Dit speelt vooral in de hogere zone van de kanten waar hooilandrelicten zoals *Lychnis flos-cuculi*, *Anthoxanthum odoratum*, *Carex spp.*, *Achillea ptarmica*, *Ranunculus acris* en *Lysimachia vulgaris* kunnen voorkomen. In de depositiezone wordt de vestiging van pioniersoorten bevorderd, zoals *Polygonum hydropiper*, *Bidens tripartita* en *B. cernua*, *Stellaria media* en *S. uliginosa*. Sommige overjarige soorten zijn zeer bestendig gebleken tegen depositie, onder meer *Agrostis stolonifera*, *Glyceria fluitans*, *Ranunculus repens* en *Rorippa amphibia*. Dit beeld correspondeert met dat van Westhoff *et al.* (1971), Den Held (1984) en Grime *et al.*, (1988). Overigens is de bevordering van de genoemde pioniersoorten niet alleen gebonden aan de zone waar het schoningsmateriaal wordt gedeponeerd, een aantal vestigt zich ook op de kaal gemaakte delen van de slootkanten. Ook Ellenberg (1986) geeft dit beeld, met name voor situaties waarbij de trofiegraad vrij hoog is. Klapp (1971) beschrijft een verwant effect. Hij wijst daarbij vooral op de verslechtering van de waterafvoer die optreedt als het schoningsmateriaal ('Grabenaushubs') niet wordt afgevoerd. Hij noemt in dit verband de vestiging van een aantal landbouwkundig ongewenste soorten in de strook waar het schoningsmateriaal wordt gedeponeerd en waar sprake is van wateroverlast (o.a. *Carex spp.*, *Juncus spp.* en *Phragmites australis* en soorten van voedselrijke omstandigheden als *Urtica dioica*, *Petasites hybridus* en *Glyceria maxima*). Klapp doelt daarmee kennelijk op voedselrijke situaties met een extensief maairegime. Van dergelijke overlast is in het veenweidegebied overigens zelden of nooit sprake.

Naast een negatieve werking kan de depositie van schoningsmateriaal in slootkanten ook een positief effect hebben: de diasporen blijven voor het slootkantmilieu behouden. Dit speelt met name voor soorten die vlak bij de waterlijn staan zoals *Rumex hydrolapathum*, *Iris pseudacorus*, *Butomus umbellatus* en *Sium erecta*. Bij afvoer van het materiaal zou het voortbestaan van deze soorten in de slootkanten in het gedrang kunnen komen.

Uit deze bevindingen ontstaat het beeld dat bij schonen van belang is het slootkanttalud zelf zoveel mogelijk intact te laten, zo min mogelijk modder op de kant te deponeren en het plantaardige materiaal wel in de kant te deponeren. Een dergelijke werkwijze maxima-



Figuur 9. De hoeveelheid schoningsmateriaal die op de slootkant komt hangt samen met de wijze waarop wordt geschoond. Met de hand (links) is de hoeveelheid modder meestal kleiner dan met de sleepkorf (rechts).

liseert de kans op voortbestaan van de moerassoorten èn de hooilandrelicten in de slootkanten.

Betekenis van overige factoren

Zoals hierboven beschreven wordt de samenstelling van de slootkantvegetatie beïnvloed door de inrichtings- en beheersfactoren. De reacties van de afzonderlijke plantensoorten kunnen goed beschreven en verklaard vanuit hun groeivorm en hun daarmee verbonden 'strategie' (zie o.a. Raunkiaer, 1937; Grime, 1979; Grime *et al.*, 1988). Naast deze factoren zijn er tal van andere operationele en conditionerende factoren, zoals klimaat, bodemsoort en -samenstelling, hydrologie en grondwatertype, die medebepalend zijn voor de samenstelling van de vegetatie. Vooral aan de betekenis van het watertype (eenwaardige kationen (K, Na) versus tweewaardige (Ca, Mg), bicarbonaat, sulfaat, zuurgraad) wordt tegenwoordig veel aandacht besteed (zie o.a. Etherington, 1975; Grootjans, 1985; Kemmers & Janssen, 1985; Barendrecht *et al.*, 1986; Koerselman, 1989; Wassen, 1990). In de analyses van het onderhavige onderzoek is hieraan weinig aandacht besteed.

De vraag of dit een groot hiaat is, moet worden bezien tegen de achtergrond waarvan het onderzoek wordt uitgevoerd. In beekdalsystemen van zand- en leemgebieden waar in de huidige situatie een belangrijk deel van de differentiatie in de samenstelling van de vegetatie bepaald wordt door het grondwatertype en waar door recente ingrepen in de waterhuishouding zich sterke veranderingen manifesteren (Kemmers, 1982; Grootjans, 1985), ligt het voor de hand om zich te concentreren op de betekenis van het grondwatertype. Maatregelen in het directe beheer van de vegetatie zijn dan niet zo adequaat, al kunnen ze misschien (een deel van) de invloed van het veranderde watertype ondervangen.

Ook in veengebieden speelt het watertype een belangrijke rol, met name in natuurgebieden (Beltman *et al.*, 1988; Koerselman, 1989; Barendregt *et al.*, 1990). In het agrarisch gebruikte veenweidegebied lijkt de differentatie in watertypen vooralsnog een minder geprononceerde betekenis op de huidige differentiatie in vegetatiesamenstelling te hebben: daar speelt veeleer het beheer een grote rol (Kruine *et al.*, 1967; Clausman, 1984). Om deze reden is het opportuun om aan het beheer veel aandacht te besteden, temeer omdat zich juist op dit vlak ingrijpende veranderingen hebben voorgedaan[5]. Overigens is een scheiding tussen grondwatertype- en beheersfactoren niet absoluut. Zo wordt de zuurgraad niet alleen door het grondwatertype, maar ook door het (slootschonings)beheer bepaald (Van Strien et al., 1989; Parmentier, 1990).

Slootkanten als onderdeel van ecologische infrastructuur

Geïnitieerd vanuit het natuurbeleid heeft het begrip ecologische infrastructuur de afgelopen jaren sterke opgang gemaakt in het ecologische onderzoek (o.a. Dekker & Knaapen, 1986; Opdam, 1990). Met dit begrip wordt gerefereerd aan de eilandentheorie van MacArthur & Wilson (1967), die soortenrijkdom, oppervlakte en isolatie met elkaar in verband brengt. In Nederland wordt op basis van deze theorie het belang van verbindende structuren tussen natuurgebieden onder de aandacht gebracht en kan als ondersteuning worden opgevat voor

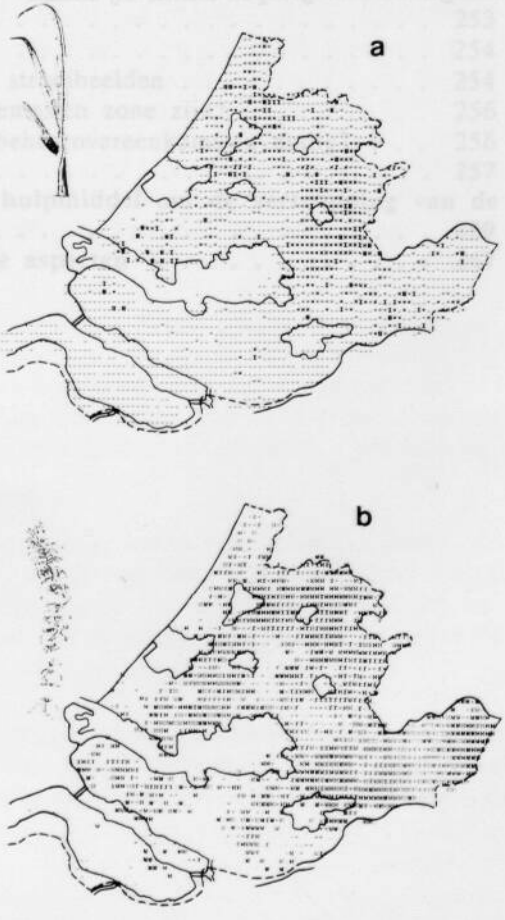
[5] Bij zijn onderzoek in de Krimpenerwaard vindt Baaijens toch aanwijzingen dat kwelbanen ook nu nog een grote betekenis hebben voor de differentiatie in de vegetatie (Baaijens, 1990).

de verweving van natuur en landbouw op gebiedsniveau (o.a. Brussaard & Van der Weijden, 1980).

Ook aan sloten en slootkanten in het veenweidegebied kan een functie als ecologische infrastructuur worden toegedacht. Hoewel bij het begrip ecologische infrastructuur de verbindende eigenschappen vaak centraal worden gesteld (zie o.a. Verkaar, 1988; Den Boer, 1990), kan het belang als habitat ook een rol spelen, zoals uiteen is gezet. Deze habitatfunctie geldt behalve voor tal van plantensoorten ook voor vissen, insecten (Van der Linden, 1986), amfibieën (Lenders, 1986), vogels (Buker *et al.*, 1983) en waterzoogdieren (Ringenaldus *et al.*, 1989).

Wat betreft de eigenschappen van slootkanten als verbindingsstructuur kunnen verschillende kwaliteiten worden onderscheiden. Allereerst als verbinding tussen sloot en perceel en vice versa. Een groot aantal soorten dat uit de percelen is verdwenen komt in de slootkanten nog voor (zie paragraaf 3.2). Slootkanten functioneren voor deze soorten als refugium, zoals ook Ruthsatz & Haber (1981) al opmerkten. Bij her-introductie van gunstig beheer kunnen deze soorten vanuit de slootkanten weer in de percelen terugkeren (Melman *et al.*, 1988; De Boer, 1990). Ook voor de soorten van de waterrand speelt deze verbindende eigenschap een rol: wanneer ze bij het schonen op de kant worden gedeponeerd kunnen ze van het talud de waterrand weer bereiken door middel van hun diasporen.

De tweede verbindingsrichting is parallel aan de sloten. Daarvoor geldt de vraag hoe krachtig de verbindende eigenschappen van deze lijnvormige structuur zijn: hoe snel migreren soorten langs de slootkanten? Het belang van de aaneengesloten, lijnvormige structuur is waarschijnlijk soortafhankelijk. Voor windverspreiders als *Cirsium palustre* en *Senecio congestus* is de lijnvormige structuur waarschijnlijk niet zo relevant, voor andere soorten zoals *Caltha Palustris*, *Lychnis flos-cuculi* en dergelijke, waarvan de zaden zich over betrekkelijk kleine afstand verspreiden, zal dit anders liggen. Voorbeelden van de verspreidingspotentie van het slootnetwerk kunnen worden gevonden bij de verspreiding van enkele neophyten, zoals *Acorus calamus*, afkomstig uit Zuid-oost Azië en vóór 1500 in Nederland ingeburgerd



Figuur 10. Verspreidingspatroon van twee neophyten in Zuid-Holland. a. Kalmoes (*Acorus calamus*), al voor 1500 en b. Waterpest (*Elodea nuttalii*), sinds 1941 in Nederland. Bij de uitbreiding is het slotennetwerk van grote betekenis geweest.

(Westhoff *et al.*, 1970). Onvruchtbaar blijvend in ons klimaat heeft de soort zich door fragmentatie van de wortelstokken (slootschoning en varkenswroeterij) over het hele Zuidhollandse veenweidegebied verspreid (figuur 10a). Meer spectaculair is nog de historie van de aquatische soort *Elodea nutallii*, die in 1941 in Nederland is geïntroduceerd (Westhoff *et al.*, 1970) en die nu in Zuid-Holland zeer algemeen is (figuur 10b).
Het gaat er nu om deze verbindende capaciteiten ook te benutten voor soorten met hoge natuurwaarden. Een adequaat beheer van de kanten en een goed kwantitatief en kwalitatief waterregime zullen hierbij randvoorwaarden zijn.

Wanneer een goed beheer van sloten en slootkanten daadwerkelijk resultaat oplevert, kunnen deze elementen een substantiële bijdrage geven aan het behoud en ontwikkeling van de natuur in het agrarisch gebruikte gebied. Ze bieden daarmee een oplossing voor de vaak scherpe tegenstelling tussen landbouwers en natuurbeschermers. Als zodanig kunnen slootkanten ook in overdrachtelijke zin als verbindingsstructuur worden aangemerkt: ze brengen de twee groepen dichter bij elkaar.

6. BEDRIJFSKUNDIG ONDERZOEK

6.1 Consequenties van natuurgerichte inrichting 243
6.2 Consequenties van natuurgericht beheer 244
Bemesting en slootkanten 244
Maairegime 245
Beweidingsregime 245
Slootschoning 248
6.3 Aspect-studie: kunstmest strooien en natuurgericht slootkantbeheer 251
De te behandelen vragen 251
Opzet strooier-onderzoek 251
De metingen 252
Resultaten 252
Gevoeligheid voor produkten 253
Natuurbehouds-aspecten 254
De dualiteit van scherp begrensde strooibeelden 254
Hoe breed moet de niet mee te bemesten zone zijn? 256
Bepalingen slootkantbemesting in beheerovereenkomsten nodig? . . . 256
Samenvatting 257
6.4 Aspect-studie: weidepompjes als hulpmiddel om de vertrapping van de slootkanten de verminderen 259
6.5 Conclusies over de bedrijfsmatige aspecten 267

6.1 Consequenties van natuurgerichte inrichting

Natuurgerichte inrichting van slootkanten heeft, zoals dat in onderhavig onderzoek is uitgewerkt, enerzijds betrekking op het maken van een geleidelijker overgang tussen water en land (terrasseren) en anderzijds op het versterken van het hooilandkarakter door middel van afrasteren. Hieronder zullen de bedrijfsmatige consequenties van het terrasseren worden besproken. De bedrijfsconsequenties van het afrasteren worden behandeld in paragraaf 6.2, waar de gevolgen van natuurgericht beheer aan de orde zijn.

Het terrasseren

breedte en localisatie

Het terrasseren van de kanten betekent een onttrekking van grond aan het optimaal bedrijfsmatig gebruik. De omvang van deze onttrekking hoeft geen belangrijk bezwaar te zijn, omdat deze naar keuze is in te stellen. Vanaf een breedte van één meter levert terrassering immers een positief natuureffect op: elke meter die wordt geterrasseerd is vanuit natuurbehoudsoogpunt meegenomen. Echter, zolang de slootkanten een functie hebben voor de drenking van het vee, lijkt terrassering niet zinvol: het risico bestaat dat ze door vertrapping en door slootschoning langzamerhand verdwijnen, zodat het natuureffect tijdelijk is. De terrassering van kopse einden over een breedte van drie meter (of meer) lijkt wel perspectief te hebben. Door afrastering is overlast voor de bedrijfsvoering tot een mininum terug te brengen. Omdat het de korte kant van het perceel betreft, is het verlies aan bedrijfsoppervlak beperkt.

Zowel voor de bedrijfsinpasbaarheid als voor de natuureffecten lijkt het aantrekkelijk om bijvoorbeeld langs hoofdwatergangen kopse einden te terrasseren. Zo'n hoofdwatergang met aangrenzende vochtige stroken kan als een ecologische slagader een gebied doorkruisen. De kopse einden kunnen als bron van diasporen werken voor de slootkanten van het aangrenzende perceel, waarvan het milieu door natuurgericht beheer geschikt geworden is.

aanlegkosten

Met het terrasseren zijn — in verhouding tot de overige kosten voor behoud en herstel van de natuurwaarde van de slootkantvegetatie — aanzienlijke kosten gemoeid. Deze kosten zijn afhankelijk van de bereikbaarheid, de draagkracht van de bodem en de wijze van verwerking van de vrijkomende specie. Binnen het onderhavige onderzoek bedroegen de directe terrasseringenskosten *f*2,- tot *f*15,- per m^2, alles inbegrepen.

Het is overigens niet reëel te verwachten dat terrassering door particulieren ter hand wordt genomen. Het ligt meer voor de hand om het op te nemen in de landinrichting (Van Herwaarden, 1988), vooral sinds multifuncionaliteit daarvan een belangrijk doel is geworden.

mogelijkheid tot beheer

Een goed beheer van geterrasseerde kanten is noodzaak. Het één à twee maal per jaar maaien van de slootkantvegetatie is van belang voor de natuurwaarde en is ook vanuit bedrijfsoptiek gewenst (anders dreigt verrommeling). De draagkracht van terrassen is onvoldoende voor de gangbare apparatuur. Bij gebruik van tractoren moet het maaien daarom vanaf het perceel plaatsvinden. Met de huidige maaiapparatuur kan tot ongeveer

twee meter naast de tractor worden gemaaid. Bij bredere terrassen, waarvan sprake kan zijn bij de kopse einden, zal het maaien derhalve met aangepaste apparatuur of met de hand moeten plaatsvinden. Het is niet vanzelfsprekend dat dit zonder meer binnen de gangbare agrarische bedrijven zal worden uitgevoerd. Beheersovereenkomsten kunnen hiervoor uitkomst bieden. Een andere mogelijkheid is om het maaien over te dragen aan semi-particuliere organisaties of aan vrijwilligersgroepen. In dat geval is de bereikbaarheid van de terrassen een belangrijk aandachtspunt (aanvoer van het materieel over het agrarisch gebruikte perceel is niet wenselijk) en zal bij de organisatorische inbedding zorgvuldig moeten worden uitgewerkt.

risico op leverbotbesmetting

De vochttoestand is één van de factoren die een rol speelt bij de besmetting van het vee met leverbot (Over, 1967). De leverbotslak (*Lymnaea truncatula*) die als tussengastheer van de parasiet optreedt, is namelijk gebonden aan vochtige omstandigheden. Terrassering geeft een toename van vochtig-drassig land, maar hoeft echter geen belangrijke verhoging van besmetting met leverbot met zich mee te brengen.

In de eerste plaats is het slootkantmilieu als biotoop voor de leverbotslak van beperkte betekenis. De greppels in het perceel, met hun onbegroeide zijkanten, vormen het zwaartepunt van zijn biotoop. Daarnaast kunnen ze ook in drainagebuizen massaal voorkomen, vooral wanneer deze als duiker tussen greppel en sloot worden gebruikt (Over, 1967). Voorts is de bodemtextuur een belangrijke component van het biotoop; deze moet een zekere hoeveelheid minerale bestanddelen bevatten (kleiig zijn) en niet te zuur zijn. In venige bodems (zoals in de locaties Reeuwijk en Berkenwoude) komt de slak dan ook niet voor.

In de tweede plaats is voor besmetting contact met (besmette) rundermest noodzakelijk. Ook in dit opzicht is de rol van slootkanten in vergelijking met greppels zeer beperkt. Verreweg de meeste mestflatten vallen namelijk buiten de slootkantzone, omdat koeien vrijwel nooit met de achterpoten in de slootkant staan. De eventueel in de slootkant aanwezige leverbotslakken zullen dus niet gauw met de parasiet zijn besmet. Afrastering van de geterrasseerde slootkanten — ook vanuit natuuroogpunt een positieve maatregel — kan het eventueel aanwezige besmettingsrisico verder verminderen.

In de derde plaats kan in meer algemene zin de kans op leverbotbesmetting worden verkleind door risicovolle percelen eerst te maaien en dan pas te beweiden. Bij late beweiding kan de levenscyclus van de parasiet niet meer worden voltooid en vindt geen besmetting plaats.

6.2 Consequenties van natuurgericht slootkantbeheer

Bemesting en slootkanten

Het zorgvuldiger omgaan met meststoffen in perceelsranden is een goede mogelijkheid voor natuurgericht slootkantbeheer. In de huidige bedrijfsvoering worden meststoffen verspild in sloot en slootkant. Bij het doormeten van de strooibeelden van een aantal veelgebruikte kunstmeststrooiers blijkt dat een beter *bedrijfsresultaat* wordt behaald als bij het strooien een wat grotere rijafstand tot de slootkant wordt aangehouden (er wordt minder kunstmest verspild in slootkant en sloot en in de randzone is er nauwelijks opbrengst-

verlies). Tegelijkertijd wordt de belasting van sloten en slootkanten verminderd. Bedrijfs- en natuurbelangen gaan hier dus hand in hand. Voor de resultaten van een onderzoek naar het kantstrooigedrag wordt verwezen naar de aspectstudie in paragraaf 6.3.

Hier ligt een belangrijke functie voor de voorlichting. In het kader van dit onderzoek is ten behoeve van voorlichting en onderwijs een computerprogramma ontwikkeld waarin een en ander wordt gevisualiseerd (zie bijlage 2). Het preciezer omgaan met meststoffen is overal relevant en toepasbaar. Voor de inpasbaarheid in de bedrijfsvoering zijn geen wezenlijke problemen te verwachten. Wel zal aandacht gegeven moeten worden aan het rijplan bij het strooien van de (kunst)mest; de werkgangen moeten goed op elkaar blijven aansluiten. Ook is te overwegen om het gebruik van meststoffen in de randzone van percelen door middel van algemene regelgeving te verminderen.

Maairegime

Het natuureffect van het niet-meemaaien is bij de eerste snede niet in alle gevallen positief (zie paragraaf 3.6). Wanneer het gewas zwaar is, ruimen verschillende soorten het veld. Bovendien is het niet goed inpasbaar wanneer de tweede snede wordt afgeweid; het leidt tot verbossing en vervilting van de vegetatie, die daarna nog maar lastig te maaien is. Bovendien strookt zo'n ruige kant niet met de aard van boeren: het ziet er te slordig uit. In het verleden is weleens geopperd om het gewas bij de eerste snede niet zo diep uit te maaien maar alleen te 'toppen' (Melman & Udo de Haes, 1987). Het natuureffect daarvan lijkt bij nader inzien echter dubieus: ook dan komt er te weinig licht op de bodem en delft een aantal laagblijvende soorten het onderspit.

Beter lijkt het om via het bemestingsregime tot een milder maairegime te komen: bij het consequent niet-meebemesten van de slootkanten worden ze vanzelf extensiever gemaaid. Dat lagere gewashoogte in de slootkanten vanzelf leidt tot een milder maairegime kon in het voorjaar van 1989 worden vastgesteld toen — waarschijnlijk door klimatologische omstandigheden — de gewasgroei in de slootkanten achterbleef bij die op de percelen. Veel slootkanten werden bij de eerste maaibeurt ongemoeid gelaten: 'Er viel toch niets te halen'. Van belang is verder dat sommige boeren de gewoonte hebben om bij het maaien van het perceel het laatste randje in de slootkant te laten staan, om het later, na de afvoer van het gewas, voor het gezicht te maaien. Het blijft dan vaak in de kant liggen; men wil het liever niet in de kuil hebben vanwege de lage voedingswaarde. Voor de natuurwaarde van de vegetatie zou het aan te bevelen zijn dit 'na-maaien' zeven tot veertien dagen uit te stellen. Verschillende slootkantsoorten kunnen de zaadvorming dan nog voltooien. Bedrijfsmatig hoeft dit geen knelpunt op te leveren, omdat het gras op het perceel nog niet zo gevoelig is voor platrijden. Het zwad dient bij voorkeur te worden afgevoerd, waar wel wat extra arbeid mee is gemoeid, maar het kan bijvoorbeeld als strooisel in de stal (jongvee) nuttig worden gebruikt.

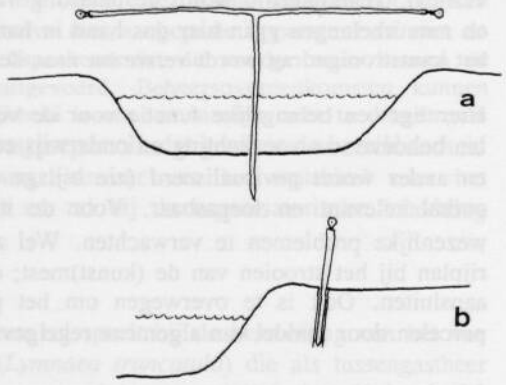
Beweidingsregime

Aanpassing van het beweidingsregime van de slootkanten ten behoeve van de natuurwaarde kan op verschillende wijzen worden bereikt: door de beweiding op het aangenzende perceel aan te passen; door de slootkanten af te rasteren en door weidepompjes te plaatsen, al of niet in combinatie met rasters.

Beweiding aangrenzende perceel

Aanpassing van het beweidingsregime op het perceel valt eigenlijk buiten het gebied van deze studie. Het beheer op het aangrenzende perceel zou immers niet beperkt worden. Toch worden er hier enkele opmerkingen gemaakt over zomerstalvoedering en nabeweiding.

Wanneer kantbemesting achterwege blijft, kan zomerstalvoedering voor de natuurwaarde van de slootkanten positief uitwerken, omdat geen vertrapping van de kanten optreedt. Was deze voedingswijze enkele jaren geleden in opmars, van een doorbraak lijkt geen sprake: het is arbeidsintensief en de zodekwaliteit gaat achteruit wanneer er alleen gemaaid wordt. Ook de natuurwaarde van de perceelvegetatie komt het niet ten goede (hoge maaifrequentie, eenvormige grasmat).



Figuur 1. De extra tijd die nodig is om afgerasterde slootkanten te maaien kan worden verminderd door (a) een systeem te gebruiken waarbij geen paaltjes in het talud staan of (b) paaltjes in kunststof kokers te plaatsen, zodat ze gemakkelijk verwijderd kunnen worden.

Wat betreft nabeweiding is besproken dat deze voor de natuurwaarde van de kanten minder negatief uitwerkt dan voorbeweiding (paragraaf 3.6). In principe kan nabeweiding goed worden ingepast, afhankelijk van de veebezetting op het bedrijf. Wanneer zich de mogelijkheid voordoet, kan men overwegen om in het graslandgebruiksplan bepaalde percelen consequent na te beweiden. Dit levert overigens ook voor de weidevogels positieve effecten op.

Afrasteren

Afrasteren van slootkanten gebeurt in het westelijke veenweidegebied slechts sporadisch, in het oostelijke veenweidegebied (bijv. rond Staphorst en Rouwveen) echter zeer frequent. Dit opmerkelijke verschil hangt vermoedelijk samen met de geringere veekerende werking van sloten in het oostelijk deel (draagkrachtiger slootbodem) maar ook met de bedrijfscultuur. Op zichzelf is het afrasteren van de kanten dus niet bedrijfsvreemd.

kosten materiaal en onderhoud

Het afrasteren van de slootkanten vergt materiaalkosten en extra arbeid voor het plaatsen ervan alsmede het onderhoud. De materiaalkosten zijn afhankelijk van de materiaalkeuze en variëren naar schatting tussen *f*0.25 en *f*0.50 per meter (bij enkeldraadsuitvoering, prijspeil 1989), af te schrijven over circa tien jaar. Voor schrikdraad komt daar nog *f*0.03 à *f*0.05/m.jr. aan exploitatiekosten bij (stroom). Als richtprijs kan voor de totale materiaalkosten daarmee *f*0.05 à *f*0.15 per meter per jaar (gemiddeld *f*0.10/m.jr) worden gerekend. Voor het onderhoud kan ongeveer twee tot vier uur/km.jr worden gerekend, wat bij een uurloon van *f*25.- overeenkomt met *f*0.05–0.10/m.jr. De totaalkosten voor plaatsen en onderhoud van rasters bedragen daarmee circa *f*0.15–0.20/m.jr.

extra arbeidstijd bij maaien

Rasters vergen extra arbeidstijd bij het maaien. Het raster zal tijdelijk moeten worden verwijderd door het bijvoorbeeld in de sloot te zetten of de kanten zullen in een aparte werkgang moeten worden gemaaid. De extra hoeveelheid tijd die dat kost is sterk afhankelijk van de aard van de afrastering (vast of verplaatsbaar raster). Als stelpost kan hiervoor per maaibeurt twee uur/km.jr worden gerekend. Uitgaande van twee maaisneden per seizoen kunnen de extra arbeidskosten bij het maaien van afgerasterde kanten daarmee op *f*0.10/m.jr worden gesteld[1]. Bij eendraadsuitvoering van het raster kan het gewas achter het draad bij beweiding grotendeels door het vee worden afgegraasd, zodat het geen extra tijd kost. Vanuit natuuroogpunt levert dit verder geen bezwaar op. In sommige gevallen zal een raster kunnen worden gebruikt waar onderdoor kan worden gemaaid zonder dat verplaatsing nodig is (figuur 1). Dit type kan met name bij smalle sloten met een relatief vaste bodem worden toegepast.

besparing op inspanning bij het slootschonen

Afgerasterde slootkanten worden niet vertrapt. Naast de positieve uitwerking die dit zal hebben op het perceel, zal ook de schoning van de sloten minder om het lijf hebben. Zolang de sloten ieder jaar moeten worden geschoond zal de besparing op de arbeidstijd marginaal zijn. Het is echter denkbaar dat bij afgerasterde sloten de schoningsfrequentie kan worden verlaagd. Dit zou dan wèl een aanzienlijke arbeidsbesparing opleveren. Een en ander zal geregeld moeten worden in overleg met de waterschappen, die op het schonen toezicht houden.

risico op verwaarlozing en verruiging van de kanten

Afrasteren van de slootkanten als natuurgerichte maatregel zal pas kans van slagen hebben als het vanuit de bedrijfsvoering wordt gedragen. Zo is goed toezicht op het functioneren van de rasters en het één à twee maal per jaar maaien van de kanten noodzakelijk voor een positief natuureffect. Als deze aspecten niet voldoende vanuit het bedrijf worden ondersteund, dan bestaat het risico dat de rasters en/of de kanten worden verwaarloosd en een positief natuureffect uitblijft. Een praktische uitwerking zou kunnen zijn dat boeren op kleine schaal met rasteren beginnen. Op die wijze kan inpassing in de bedrijfsvoering worden geoptimaliseerd.

Figuur 2. Wanneer op de perceelsrand door het deponeren van het schoningsmateriaal een 'rug' is ontstaan, kan deze met een wallenfrees over het perceel worden verspreid.

[1] In het Overijsselse veenweidegebied gebeurt het maaien van de slootkanten in veel gevallen door 'de vader' van de ondernemer, die met de zeis de slootkanten naloopt.

Weidepompjes

Ter vervanging van rasters is onderzoek gedaan naar het effect van de plaatsing van weidepompjes op de vertrapping van de slootkanten (paragraaf 6.4). Gebleken is dat koeien de pompjes veel gebruiken en dat deze in combinatie met rasters een goede vervanging zijn voor sloten. De pompjes worden ook veel gebruikt wanneer er in het geheel geen rasters staan. De vermindering van de vertrapping van de kanten is dan echter beperkt, omdat de kanten ook voor het grazen worden betreden.

Slootschoning

Bij de beschouwing van de bedrijfsmatige aspecten van het schoningsregime kunnen de volgende aandachtspunten worden onderscheiden: de schoningswijze, de apparatuur, het schoningstijdstip, het baggeren en de schoningsfrequentie.

schoningswijze

Vanuit natuuroogpunt bezien is het van groot belang dat met het schonen zo weinig mogelijk modder op de kanten wordt gedeponeerd, liefst niet meer dan voor het opvullen van de door vertrapping ontstane gaten nodig is. De hoeveelheid modder is niet alleen afhankelijk van het type schoningsapparatuur, maar ook van de wijze waarop de apparatuur wordt gebruikt: alleen de slootvegetatie en de ingegroeide slootkantvegetatie dienen te worden verwijderd. Het slootkanttalud moet zoveel mogelijk te worden ontzien. In de praktijk wordt nogal eens onnodig ruw geschoond, waarbij het talud wordt beschadigd. Overigens is dit behalve voor de natuurwaarde ook ongunstig voor de bedrijfsvoering (grotere vertrappingsgevoeligheid van de kant). Aandacht voor de wijze van schonen hoeft geen extra kosten met zich mee te brengen.

schoningsapparatuur

Ofschoon er met meerdere typen schoningsapparatuur natuurvriendelijk kan worden gewerkt, lijkt de maaikorf bij uitstek geschikt: met het vingermes worden de planten van de slootbodem en slootkant afgesneden waarbij het wortelstelsel intact kan blijven. Wordt de korf niet te diep ingezet dan kan de hoeveelheid modder tot een minimum worden beperkt. Verder is het met de maaikorf ook mogelijk om de sloot (met de meest gangbare uitvoering tot ongeveer 3 m breed) in één werkgang te schonen en om het (voedselrijke) schoningsmateriaal aan één zijde van de sloot te deponeren, bij voorkeur op de noordelijk geëxponeerde slootkant (Van Strien *et al.*, 1989). Hiermee wordt op de gevrijwaarde kant enige verschraling bereikt (natuurvoordeel) en neemt het schonen minder tijd in beslag (bedrijfsvoordeel). De voordelen van de maaikorf boven andere apparatuur staan of vallen echter met een goede werkinstructie aan de chauffeur (zie hoofdstuk 7.2).
Wanneer de hoeveelheid plantaardig materiaal groot is, verdient het de voorkeur dit op de perceelsrand te deponeren en het later met een wallenfrees over het perceel te verspreiden. Sterke eutrofiëring van de slootkant wordt hiermee voorkomen, terwijl de bemestende werking het perceel ten goede komt (figuur 2). Het risico op eliminatie van soorten uit de slootkant is in dergelijke omstandigheden waarschijnlijk gering. Aangepaste schoningsapparatuur kan extra kosten met zich meebrengen.

schoningstijdstip

Schoning dient bij voorkeur niet voor september plaats te vinden. In sommige gebieden lijkt de slootschoning de laatste jaren vervroegd te zijn. Zo wordt in de Alblasserwaard al

vanaf juli op grote schaal geschoond. Dit is mogelijk geworden doordat de grasoogst eerder binnen is dan vroeger en men vroeg de handen vrij heeft om te schonen. Vanuit de bedrijfsvoering is hier wat voor te zeggen, omdat de percelen in het zomerseizoen goed te berijden zijn. 'Het werk kan maar gebeurd zijn', zoals boeren dat uitdrukken. Schonen vanaf september hoeft niet tot hogere kosten te leiden, maar correspondeert niet met het bedrijfsdenken. Soms is men aan een vroege schouw gebonden (zomerschouw). Voor zulke gebieden verdient het aanbeveling de noodzaak hiervan te heroverwegen. De meeste sloten zijn niet zo smal dat de afvoercapaciteit van de sloten wezenlijk in het gedrang komt.

baggeren
Het uitbaggeren van de sloten dient vanuit natuuroogpunt in een aparte werkgang te gebeuren (eenmaal per 5 à 7 jaar). De vrijkomende bagger dient over het perceel te worden verspreid. Daarmee wordt verstikking en eutrofiëring van de slootkanten voorkomen. Bedrijfsmatig zit hier zowel een voor- als nadeel aan vast. Het voordeel is dat de holle vorm, waarnaar venige percelen van nature neigen en plasvorming met zich meebrengen, enigszins wordt tegengegaan. Nadeel is dat de grasmat door het opbrengen van de bagger enige groeivertraging kan oplopen. Bij juiste timing (vlak na maaien of beweiden) speelt dit nadeel echter niet of nauwelijks.

schoningsfrequentie
Met het schonen is jaarlijks een aanzienlijke hoeveelheid tijd gemoeid. Wanneer dit kan worden gehalveerd door de sloten om het jaar in plaats van elk jaar te schonen, resulteert het in verlichting van de bedrijfsvoering èn in natuurwinst (Van Strien, 1986). De inpasbaarheid (voor de natuureffecten: zie hierboven bij *'afrasteren'* en hoofdstuk 5) van de lagere frequentie is afhankelijk van de vertrappingssituatie, de slootbreedte en de plantengroei in de sloten. Naarmate de kanten zwaarder zijn vertrapt, de sloten smaller en ondieper zijn en de plantengroei in de sloten weelderiger is, is het lastiger om een jaar over te slaan. Voor de bedrijfsvoering speelt zowel het intact houden van het watervoerend vermogen van de sloten als het 'netjes' houden van het perceel een rol. Voor het natuureffect bestaat het risico dat na twee jaar een rigoreuze schoning noodzakelijk is, waarmee de natuurwinst (deels) verdwijnt. Mogelijk biedt een combinatie met het afrasteren van kanten hier perspectief.
Momenteel wordt nader onderzoek naar de inpasbaarheid van verlaging van de schoningsfrequentie uitgevoerd (Twisk & Ter Keurs, 1990).

Aspectstudie:

6.3 Kunstmest strooien en natuurgericht slootkantbeheer

Over de betekenis van het opnemen van voorwaarden over perceelsrandbemesting in beheersovereenkomsten als praktische en natuurgerichte maatregel.

Th.C.P. Melman en J. van der Linden

Verschenen in Landinrichting, 1 (1988), nr.1: 37-43.

In graslandreservaten en in gebieden met beheerovereenkomsten wordt veel aandacht besteed aan het beperken van het trofieniveau: een van de sleutelfactoren in het natuurgericht vegetatiebeheer. Zo is in de zogenaamde slootkantpakketten, die onderdeel kunnen uitmaken van beheerovereenkomsten, één van de bepalingen het niet meebemesten van een drie, vijf of tien meter brede zone langs sloot of perceelsscheiding. In dit artikel wordt ingegaan op enkele facetten van de inpasbaarheid van deze bepaling in de gangbare bedrijfsvoering en de kosten en baten die hiermee zijn gemoeid. We beperken ons daarbij tot de situatie van het westelijke veenweidegebied.

Het formuleren van de voorwaarden „niet meebemesten van een drie meter brede zone" is vrij eenvoudig. De naleving ervan door de boeren is echter heel wat lastiger. Bij drijf- en stalmest is met het blote oog nog wel te zien hoever de mest komt. Bij kunstmest, de belangrijkste bron van nutriëntenaanvoer is dit bijna niet mogelijk. Tijdens het strooien kan men niet zien of de aan de sloot grenzende strook meebemest wordt of niet; de korrels zijn niet te volgen. Daarbij zijn de meeste strooibeelden niet scherp begrensd (ze lijken op Gausskrommes, zie figuur 1), waardoor het strooibereik niet nauwkeurig is in te stellen. Weliswaar bestaan er enkele strooiers die eenzijdig kunnen strooien, maar deze zijn in de weidebouw niet algemeen en in de beheerpakketten zijn daar (nog) geen voorwaarden over opgenomen. Ook over de aan te houden rijafstanden tot de sloot(kant) zijn geen voorwaarden of richtlijnen in de beheerpakketten opgenomen. Men laat dit kennelijk over aan de inschatting van de boer.

De externe controle (bij beheerovereenkomsten door de overheid) op het niet meebemesten van de kantstrook is lastig: het uitstrooien van de kunstmest vindt in zeer korte tijd plaats (grootteorde één uur) en van de kunstmest is al na enkele dagen na het strooien praktisch niets meer terug te vinden. Wel mag na enige jaren een zichtbaar verschralingseffect in de randstrook worden verwacht, hetgeen als controlemogelijkheid achteraf kan worden beschouwd.

Dit alles maakt randbeheer als beheerovereenkomst lastig toepasbaar. Dit neemt niet weg dat natuurgericht slootkantbeheer een interessante potentie in zich lijkt te hebben voor het natuurbehoud in agrarisch geëxploiteerde gebieden. Voor vegetatie zou het wel eens een goed haalbare verwevingsvorm van landbouwbedrijfsvoering en natuurbehoud kunnen zijn (*Melman ea*, 1986, 1987, in druk; *van Strien*, 1986).

Ook vanuit de bedrijfsvoering gezien heeft het rand- en kantstrooien een aantal haken en ogen. Een kleine rijafstand tot de sloot betekent kunstmestverlies: er komt mest in het water terecht. Voorts heeft deze verspilde kunstmest een versnelde groei van de slootvegetatie tot gevolg, wat de waterafvoerende capaciteit vermindert. Hierdoor kan extra slootonderhoud nodig zijn, met alle daaraan verbonden kosten. Wordt er echter een grote rijafstand tot de sloot aangehouden dan wordt de produktiviteit van de randzone niet geheel benut. Het gaat erom de afstand te weten waarbij het totaal van beide verliezen minimaal is.

De twee belangrijkste facetten van de randstrooiproblematiek zijn hiermee geschetst: enerzijds complicaties bij de feitelijke uitvoering en controle van het niet meebemesten van perceelsranden als bepaling van beheerovereenkomsten, anderzijds onduidelijkheid inzake het agrarisch, bedrijfsmatig belang dat hiermee is gemoeid.

De te behandelen vragen

In dit artikel willen we daarom verder ingaan op de beantwoording van de volgende vragen:

- wat is de optimale rijafstand tot de slootkant uit het oogpunt van bedrijfsvoering;
- wat is de redelijk optimum rijafstand vanuit het oogpunt van natuurgericht slootkantbeheer[1];
- wat is de discrepantie tussen de beide genoemde beheervormen en hoe groot zou de vergoeding voor natuurgerichte perceelsrandbemesting moeten zijn en wat betekent dit voor de inhoud van de beheerovereenkomsten.

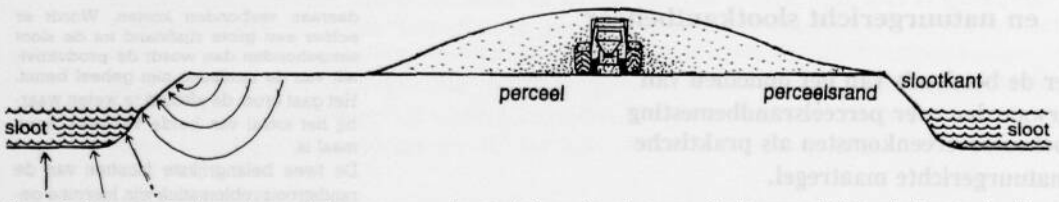
Om deze vragen te kunnen beantwoorden maken we gebruik van de gegevens die in een recent uitgevoerd strooier-onderzoek zijn verzameld.

Opzet strooier-onderzoek

Bij het experimentele slootkantonderzoek dat op het Centrum voor Milieukunde wordt uitgevoerd (*Melman* en *Udo de Haes*, 1987) is het niet-meebemesten van slootkanten een van de onderzochte factoren. In het kader van dit onderzoek is een drietal typen strooiers doorgemeten, waarbij de aandacht met name was gericht op de rand- of kant-

* de heren Melman en van der Linden zijn beide werkzaam als onderzoeker bij het Centrum voor Milieukunde Rijksuniversiteit Leiden

[1] De optimale rijafstand vanuit natuuroogpunt is natuurlijk die afstand waarbij de kunstmestinworp in de slootkant nul is. Gezien het karakter van de strooibeelden (Gauss-krommes) is op voorhand echter duidelijk dat deze situatie niet reëel is; daarom spreken we hier van een redelijk optimum als zijnde de mestbelasting waarbij in de randzone een relevante natuurwaarde van de vegetatie kan worden verwacht, zonder dat de bedrijfsvoering op het aangrenzende perceel geheel wordt gefrustreerd.



Figuur 1. Schematische dwarsdoorsnede door een perceel met enkele positionele termen. Op het perceel is het volvelds strooibeeld van een gangbare strooier geprojecteerd. De pijlen geven het theoretische ontwaterings/uitspoelingspatroon.

strooi-eigenschappen. Dit doormeten was noodzakelijk daar de machinespecificaties en de IMAG-testrapporten geen bruikbare informatie over de rand- en kantstrooikarakteristieken bevatten. De metingen waren mogelijk dankzij een subsidie van de Directie Beheer Landbouwgronden (DBL) en zijn uitgevoerd op de Vicon testbaan in Nieuw-Vennep (figuur 2) in samenwerking met DSM-meststoffen en een drietal fabrikanten van strooiers. De geteste typen worden in de praktijk zeer algemeen gebruikt: een pendelstrooier en twee typen tweeschijfstrooiers. Alle typen kunnen worden uitgerust met speciale kantstrooivoorzieningen. Met deze voorzieningen wordt een goede gift op de randen beoogd, zonder verliezen buiten de te bestrooien zone. Een nadere omschrijving van de strooiers en van een aantal met het strooien gelieerde, veel gebruikte begrippen, staan in de kaders op pagina 40 en 43.

DE METINGEN

De metingen zijn gedaan bij een strooiinstelling van 300 kg meststof per ha, bij een werkbreedte van 14 m. De gebruikte meststof is DSM-KAS (27% N), de geharde gecoate korrels die sinds enige jaren op de markt zijn. De strooi- en opbrengstverliezen hebben we berekend bij een totale kunstmestgift van 250 kg N/ha.jr. De produktieberekingen zijn gebaseerd op de gegevens van *Steenbergen* (1977) voorzover die betrekking hebben op normaal-vochtige veengrond. De kunstmest en ruwvoederprijzen zijn ontleent aan de Landbouwcijfers uit 1987 (*LEI-CBS*, 1988). De aangehouden kunstmestprijs is f 0,40 per kilo meststof (inclusief strooikosten). Voor de ruwvoerprijzen is (in overleg met DBL) een gemiddelde genomen van weidehooi en snijmais prijzen (à f 220,-/ ton), ervan uitgaande dat ter compensatie van de gederfde produktie beide componenten zullen worden aangekocht in de verhouding hooi: snijmais = 1:2. Opbrengstverliezen en daarmee samenhangende besparingen op kunstmest, zijn in de berekeningen opgenomen bij onderschreiding van 75% van de gemiddelde mestgift binnen de werkbreedte.

Resultaten

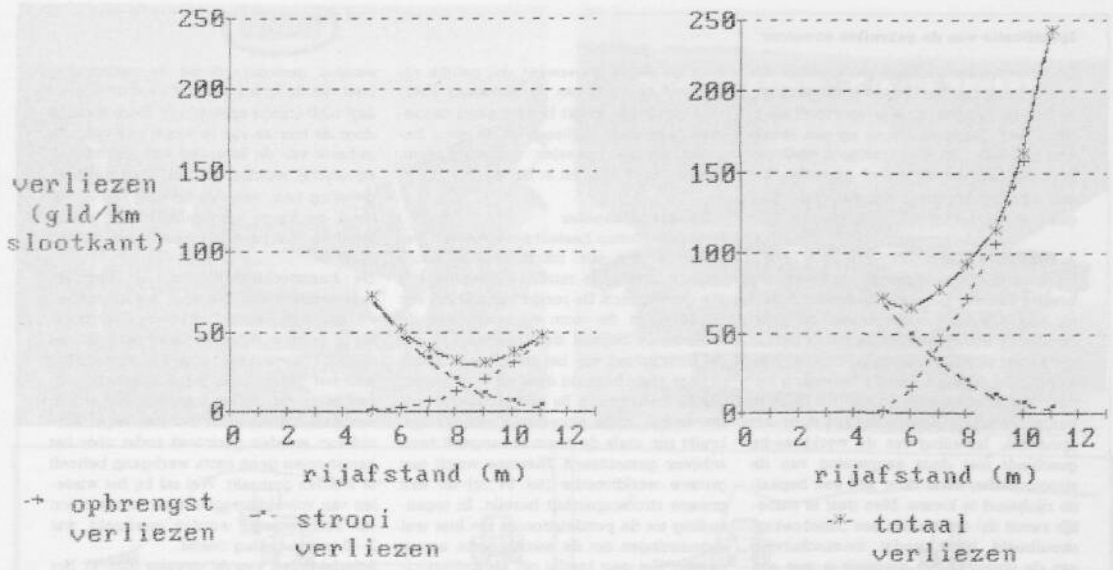
BEDRIJFSECONOMISCHE ASPECTEN

Omdat de kantstrooivoorzieningen in de praktijk nog weinig worden gebruikt gaan we eerst in op de situatie met de „normale" volvelds instelling om daarna na te gaan welke veranderingen kunnen optreden bij gebruik van de kantstrooivoorzieningen.

Bij het kantstrooien met een volveldsinstelling blijkt bij alle onderzochte strooiertypen dat een aanzienlijke hoeveelheid kunstmest buiten de werkbreedte valt, al is dit voor pendelstrooiers beduidend minder dan voor tweeschijfstrooiers (tabel 1a, kolom 2). Daarnaast is er ook sprake van opbrengstderving door onderbemesting van de rand die nog binnen de werkbreedte valt (bij de berekeningen als volwaardig grasland beschouwd). Naast opbrengstderving wordt bij onderbemesting ook kunstmest bespaard (de kunstmest die niet wordt gestrooid); deze is ook verdisconteerd. Het is opmerkelijk dat de onderbemeste rand bij de pendelstrooier smaller is dan bij de schijfstrooiers (tab 1a, kol. 3). Het totaal resultaat is dan ook dat de pendelstrooier de laagste kantverliezen te zien geeft (tab 1a, kol 6).

Door nu de verliezen te bepalen bij verschillende rijafstanden tot de kant, kan de afstand worden gevonden waarbij de economische kantverliezen minimaal zijn (figuur 3a). Voor alle strooiertypes geldt dat bij volvelds-kantstrooien de optimale rijafstand groter is dan de halve werkbreedte die men zou aanhouden bij raadpleging van de handleiding (vergelijk tab 1a, regel 1-3 met regel 3-6). Er zijn vanuit bedrijfsoogpunt besparingen op kantverliezen mogelijk door een wat

Figuur 2. Overzicht opstelling voor het meten van strooibeelden in de testhal in Nieuw-Vennep.



Figuur 3. Strooi- en opbrengstverliezen in perceelsrand en slootkant bij verschillende afstanden tot de slootkant. Berekening voor volvelds kantstrooien met pendelstrooier.
a. berekening voor ruwvoederprijs à f 220,-/ton
b. berekening voor ruwvoederprijs à f 400,-/ton
Kunstmestprijs in beide gevallen f 0,40/kg meststof.

grotere rijafstand tot de kanten aan te houden! Bij volveldsinstelling is een volle mestgift van de perceelsranden en slootkanten bedrijfseconomisch gezien dus niet rendabel: als de boer goed op zijn portemonnee let, bemest hij milieu- en natuurvriendelijker dan wanneer hij strikt volgens de handleiding strooit! Dit punt zou middels voorlichting onder de aandacht gebracht kunnen worden. Het aardige beeld komt hieruit naar voren dat de aanwezigheid van slootkantsoorten die een lage mestgift indiceren (bijvoorbeeld Koekoeksbloem, Dotters) door zowel de natuurbeschermers als boeren met vreugde worden begroet: door de natuurbeschermer omdat er nog enige natuurwaarde resteert en door de boer omdat hij daaraan af kan lezen dat hij geen meststoffen heeft verspeeld.

De onderzochte strooiertypen kunnen worden uitgerust met kantstrooivoorzieningen. Bij instelling volgens de handleiding blijken alle voorzieningen een aanzienlijk lager kantverlies te geven dan het volvelds-kantstrooien (tab 1a en 1b, kol 6; figuur 4). Wanneer we de basisgegevens bekijken (tab 1b, kol. 2, 4 en 5), dan wordt duidelijk dat dit betere bedrijfsresultaat voor het milieu niet altijd een verbetering inhoudt, de kantstrooischijf blijkt vooral de opbrengstderving effectief te verlagen, maar strooit ook erg veel buiten de werkbreedte. De andere kantstrooivoorzieningen geven wat dat betreft een evenwichtiger beeld. Vooral de ketsplaat blijkt erg effectief.

Ook voor de kantstrooivoorzieningen is nagegaan in hoeverre de economische verliezen verder kunnen worden beperkt door verandering van rijafstand tot de kant. Op dit punt blijken de verbeteringsmogelijkheden marginaal te zijn, uitgezonderd de kantstrooischijf. Door de rijafstand hier tot 9 m te vergroten kunnen de verliezen, met name die in het externe milieu, aanzienlijk worden beperkt.

GEVOELIGHEID VOOR PRODUKTPRIJZEN

Het zal duidelijk zijn dat de verkregen resultaten sterk afhankelijk zijn van de prijsverhouding tussen kunstmest en teeltprodukt. Hoe hoger de waarde van het teeltprodukt hoe minder het kunstmestverlies telt. Nu blijkt dat de kunstmest- en teeltproduktprijzen door de jaren heen (toevallig?) een gelijke trend te zien geven (*CBS/LEI*, 1988). Jaarschommelingen zullen dus niet al te belangrijk zijn. Er ligt echter wel een belangrijk keuzepunt in de vaststelling van de referentieprijs voor de opbrengst. In onze voorbeelden hebben we steeds gerekend met een prijs tussen die van weidehooi en snijmais in. Dit lijkt in dit verband redelijk, beide zijn immers hoogwaardige veevoeders. Daarbij volgt DBL dezelfde procedure. Wordt echter de prijs van weidehooi sec aangehouden (ca f400,-/ton), dan verandert het tot nu toe geschetste beeld drastisch. Voor de pendelstrooier is dat in figuur 3b weergegeven. Vanuit bedrijfseconomisch oogpunt gezien is het dan rendabel om zes in plaats van negen meter uit de kant te rijden. De toch aanzienlijke mestverliezen die dan optreden leggen relatief weinig gewicht in de schaal. In algemene zin kan dus worden opgemerkt dat naarmate de ruwvoerprijs hoger en de kunstmestprijs lager ligt, natuur- en milieuvriendelijk randbeheer als uitvloeisel van bedrijfseconomisch handelen onwaarschijnlijk wordt en in geval van beheerovereenkomsten een hogere compensatie noodzakelijk is. Bij de berekening van de vergoeding voor randbeheer in slootkantpakketten gaat men overigens uit van een volledig verlies van produktivi-

Specificatie van de gebruikte strooiers

De drie geteste strooiertypes worden alle in het moderne landbouwbedrijf veel gebruikt. Ze bestaan uit een voorraadbak of -kuip, een doseerinrichting en een strooiend gedeelte. De naamgeving is vaak gekoppeld aan het strooiend gedeelte, het hart van het apparaat. Op dat onderdeel gaan we verder in:

1. Pendelstrooier

Bij deze in de weidebouw zeer veel gebruikte strooier bestaat het strooiend deel uit een pijp met een speciaal gevormd spruitstuk. Bij het strooien wordt de pijp in zijwaartse richting snel heen en weer bewogen. De snelheid van de beweging bepaalt de strooibreedte en de gelijkmatige verdeling wordt bewerkstelligd door het spruitstuk. Instelling van de werkbreedte geschiedt niet door aanpassing van de strooibreedte, maar door zelf een bepaalde rijafstand te kiezen. Men gaat er namelijk vanuit dat de strooier een „driehoekig" strooibeeld heeft, zodat ineenschuiving van de strooigangen mogelijk is met een blijvend gelijkmatig strooibeeld. De maximale werkbreedte bedraagt 20 m.

Als kantstrooivoorziening is een zgn kantstrooipijp ontwikkeld (foto 1). Deze pijp werpt de mestkorrels slechts naar een zijde en is bedoeld om het kunstmesttekort in de randzone op te heffen. Dit tekort is het gevolg van ontbrekende overlap. Voor het kantstrooien met deze pijp is een extra werkgang noodzakelijk, hetgeen de rentabiliteit sterk negatief beïnvloedt. De optimale dosering voor graslandverzorging is 1/4 van de hoeveelheid die bij volvelds strooien wordt uitgereden (bij gelijke rijsnelheid en 10 m van de slootkant). Hiermee wordt het tekort bevredigend aangevuld, terwijl de verliezen in de sloot beperkt zijn. Het wisselen van strooipijpen neemt 1 tot 2 minuten in beslag.

2 Tweeschijfstrooier

Bij schijfstrooiers bestaat het strooiend gedeelte uit een snel ronddraaiende schijf, waarop opstaande randen („meenemers") zijn gemonteerd. De ronddraaisnelheid van de schijf en de vorm en lengte van de meenemers bepaalt de strooibreedte. De gelijkmatigheid van het strooibeeld wordt in hoge mate bepaald door de vormgeving van de meenemers. Bij tweeschijfstrooiers, die vooral in de akkerbouw worden gebruikt zijn zoals de naam al aangeeft twee schijven gemonteerd. Hiermee wordt een grotere werkbreedte (tot 24 m) en een grotere strooicapaciteit bereikt. In tegenstelling tot de pendelstrooier zijn hier wel voorzieningen om de werkbreedte aan te passen. Het gaat hierbij om afstandsspecifieke schijven (andere meenemers) of om een ander toerental van de schijven. Dit laatste wordt bereikt door montage van andere tandwielen in de aandrijving van de schijven.

De ontwikkeling van kantstrooivoorzieningen bij schijfstrooiers heeft dezelfde achtergrond als bij de pendelstrooier. In onze test hebben we drie typen kantstrooivoorzieningen doorgemeten.

De ketsplaat (foto 2). Met de ketsplaat worden korrels in hun baan onderschept. De plaat dient onder een zodanige hoek te worden gemonteerd dat de gelijkmatigheid van de kunstmestverspreiding behouden blijft (risico opstuwing). Deze stand is door de fabriek van te voren ingesteld. Bij gebruik van de ketsplaat kan slechts één strooischijf worden gebruikt (dus de halve dosering t.o.v. volvelds-strooien) en is een extra werkgang noodzakelijk. Dit laatste betekent dat het strooien extra arbeid vraagt.

De kantstrooischijf (foto 3). Dezelfde tweeschijfstrooier kan voor het kantstrooien ook met een zogenaamde kantstrooischijf worden uitgerust. Deze schijf is van speciale (korte) meenemers voorzien. Hoewel het strooibeeld minder scherp begrensd is dan bij de ketsplaat, is het een voordeel dat met twee schijven tegelijkertijd kan worden gestrooid zodat voor het kantstrooien geen extra werkgang behoeft te worden gemaakt. Wel zal bij het wisselen van volveldsstrooien naar kantstrooien van schijf moeten worden gewisseld, wat 2 - 5 min in beslag neemt.

Schuinstellen van de strooier (foto 4). Het tweede type tweeschijfstrooier dat getest is voorziet in de mogelijkheid tot kantstrooien middels het schuin stellen van de strooier. Naar de zijde waar de strooier omlaag gericht staat ontstaat een scherper begrensd en korter strooibeeld. Bij het kantstrooien kan met twee schijven, dus volle doseringen worden gewerkt. Er is dus geen sprake van een extra werkgang. Het schuinstellen gebeurt hydraulisch (vanaf de trekker); er moet alleen een borgpen worden ingebracht, wat circa 1 minuut kost.

teit van de in de overeenkomst betrokken randzone. De compensatie is op dit punt meer dan toereikend.

NATUURBEHOUDS ASPECTEN

Nu we de vanuit bedrijfsoogpunt meest gunstige rijafstand tot de kanten kennen, is de vraag welke afstand vanuit natuur- en milieuoogpunt het meest gewenst is.

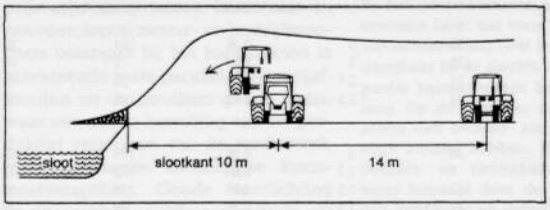
Optimaal is natuurlijk als er helemaal geen kunstmest in de beoogde randzone valt, maar dit is gezien de spreidingskarakteristieken van de strooiers niet reëel. Laten we daarom uitgaan van een belasting van (0-)10 tot 20% van de mestgift op het perceel zelf op de eerste meter van de beoogde randzone. In het geval van grasland betekent dit bij de huidige bedrijfsvoeringspraktijk een N-gift van (0-)25 tot 50 kg N/ha.jr. Uit de strooigegevens zijn de daarbij aan te houden rijafstanden af te leiden. Deze zijn weergegeven in tabel 2. Het verschil in rijafstand tussen een (0-)10 en 20% belasting is voor het volveldskantstrooien groter dan bij het werken met de kantstrooivoorzieningen (1.00 tot 1,75 m vs 0,75 tot 1,00 m), hetgeen illustreert dat deze laatste categorie zoals beoogd een scherpere begrenzing geeft.

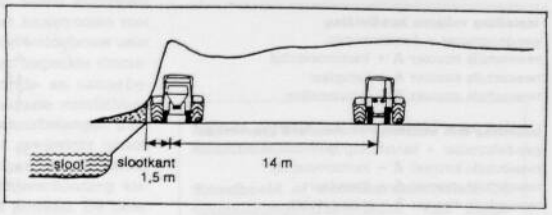
De dualiteit van scherp begrensde strooibeelden

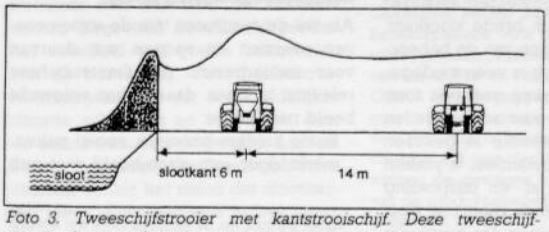
Eerder is opgemerkt dat in beheerovereenkomsten de compensatie voor produktderving in de beoogde randzone ruim is. Het blijft echter principieel een lastig punt dat de bepaling „geen mest in de randzone" bij het gangbare kantstrooien met een volveldsinstelling een volledige mestgift direct daarbuiten (dus richting perceelsmidden) onmogelijk maakt: de overeenkomst heeft dus gevolgen voor een zone waarop de afspraak geen betrekking heeft. Men kan een middenweg kiezen door een iets kortere rijafstand toe te staan, waardoor de „pijn" door beide partijen wordt gedragen. Een heldere oplossing is wellicht het gebruik van strooiers met een

Figuur 4. De strooibeelden zoals die met het gebruik van verschillende kantstrooivoorzieningen worden bereikt. De in de slootkant en sloot verpilde kunstmest is gepunteerd weergegeven. De ingetekende trekkers geven de werkgangen aan. Bij pendelstrooien moet bij het kantstrooien tweemaal hetzelfde rijspoor worden gevolgd.

Foto 1. (l.b.) Pendelstrooier met kantstrooipijp. De kantstrooipijp werpt de kunsmest slechts een kant uit. De pijp geeft een lichte verbetering van het kantstrooibeeld ten opzichte van de gangbare pijp. Foto 2. (r.b.) Tweeschijfstrooier met ketsplaat
De ketsplaat blijkt bijzonder effectief. Deze plaat levert het beste kantstrooibeeld op.







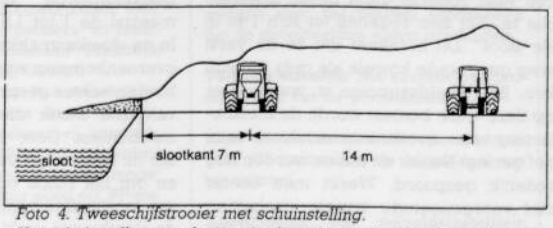


Foto 3. Tweeschijfstrooier met kantstrooischijf. Deze tweeschijfstrooier kan worden uitgerust met een speciale kantstrooischijf met kleiner meenemers (linker schijf). Bij het rijden volgens de gebruiksaanwijzing levert dit slechts een zeer matig kantstrooibeeld op.

Foto 4. Tweeschijfstrooier met schuinstelling.
Het schuinstellen van de strooier levert bij gebruik volgens de handleiding een redelijke verbetering van het kantstrooibeeld op. Aan de slootzijde wordt de machine lager gesteld dan aan de perceelszijde.

Tabel 1. Bedrijfsverliezen bij kantstrooien bij volveldinstelling en enkele kantstrooitechnieken. Berekeningen voor grasteelt, bij 250 kg N/jaar. Kunstmest (KAS-27) à *f* 0,40/kg, gras à *f* 220,—/ton ds. De hier weergegeven getallen zijn afgerond.

1a						
strooiertype	**kantstrooien bij volvelds instelling**					
	afstand tot slootkant	*kunstmest verlies*	*onderbemeste rand*			*totaal verlies*
		buiten werkbreedte	*breedte*	*opbrengst derving*	*bespaarde kunstmest*	
	(m)	*(kg/km kant)*	*(m)*	*(ton/km k)*	*(kg/km k)*	*(gld/km kant)*
instelling volgens handleiding						
pendelstrooier	7	80	2	0.20	88	41
tweeschijfs strooier A	7	230	4	0.36	166	104
tweeschijfs strooier B	7	176	4	0.28	136	79
instelling met minimaal economisch kantverlies						
pendelstrooier	9	25	4	0.48	218	29
tweeschijfs strooier A	11	79	8	0.87	392	64
tweeschijfs strooier B	11	20	8	0.80	352	34
1b	**kantstrooien met kantstrooivoorziening**					
instelling volgens handleiding						
pendelstrooier + kantstrooipijp	10	22	3	0.36	164	22
tweeschijfs strooier A + kantstrooischijf	6	172	0	0.00	0	69
tweeschijfs strooier A + ketsplaat	1.5	21	0.5	0.05	23	10
tweeschijfs strooier B + schuinstellen	7	24	2.5	0.32	145	24
instelling met minimaal economisch kantverlies						
pendelstrooier + kantstrooipijp	10	22	3	0.36	164	22
tweeschijfs strooier A + kantstrooischijf	9	7	1.7	0.23	102	12
tweeschijfs strooier A + ketsplaat	1.5	21	0.5	0.05	23	10
tweeschijfs strooier B + schuinstellen	6	41	1.5	0.15	69	22

zeer scherp strooibeeld, zodat tot de randzone goed bemest wordt, zonder inworp in de zone zelf. Tabel 1b laat zien dat de ketsplaat dit ideaal aardig benadert (nauwelijks ondermesting, weinig kunstmestverlies)[2]. Bieden scherp begrensde strooibeelden in principe goede mogelijkheden om bedrijfs- en milieu/natuurbelangen - met name in het geval van beheerovereenkomsten - goed te verenigen, buiten de sfeer van beheerovereenkomsten kan dit juist andersom uitpakken. In de huidige bedrijfsvoeringspraktijk binnen de veehouderij wordt namelijk niet strikt gewerkt volgens de handleiding maar speelt de visuele inschatting een belangrijke rol. Zo strooien graslandboeren vaak zodanig dicht bij de slootkant dat ze „het zien regenen tot zo'n 1 m in de sloot". Dit betekent dat ze de verst weg gestrooide korrels als gids gebruiken. Bij volveldsstrooien is, wanneer er op deze wijze bemest wordt, de mestbelasting voor slootkanten en sloten relatief gering. Natuur en milieu worden nog redelijk gespaard. Werkt men echter met voorgenoemde visuele inschatting met scherp begrensde strooibeelden dan kan dit een verslechtering van de situatie voor de slootkanten betekenen. Immers, wanneer dan de eerste korrels het water bereiken krijgt de slootkant de volle laag. In dit verband is het veelbetekend dat men bij de huidige melkquotering geneigd is de eigen ruwvoerproduktie te maximaliseren (*Van der Giessen*, 1987). Het werken met scherp begrensde strooibeelden zou tot gevolg kunnen hebben dat randen en slootkanten meer dan voorheen in het intensieve gebruik worden opgenomen. Dit zal ongetwijfeld een negatieve uitwerking hebben op de natuurwaarden.

Hoe breed moet de niet mee te bemesten zone zijn?

De zone waar floristische kwaliteiten worden aangetroffen is in agrarisch geëxploiteerde veenweidegraslanden meestal de 1 tot 1,5 m brede slootkant. In de slootkantpakketten van de beheerovereenkomsten wordt in veenweidegebieden echter gesproken over een zone van drie meter die niet mag worden meebemest. Deze breedte is gekozen om de zone meer substantieel te maken en om het risico op af- en uitspoeling van meststoffen vanuit de randzone naar de slootkant te verkleinen. De eventuele belasting van de slootkanten door uitspoeling moet op grond van theoretische overwegingen inderdaad vooral vanuit de aangrenzende zone worden verwacht. Naar het zich laat aanzien lijkt de uitspoeling ook geen groot probleem. De meeste kunstmest wordt immers in het voorjaar en zomerseizoen gestrooid, wanneer de grondwaterbeweging door het neerslagtekort doorgaans perceel-inwaarts is vanwege de holle grondwaterstand (*Rijtema et al*, 1982). Hevige regenbuien kunnen wel afspoeling van meststoffen in de slootkant en sloot tot gevolg hebben. Wellicht is een drie-meter strook hierdoor (in veenweidegebieden) inderdaad een redelijk optimum.

Bepalingen slootkantbemesting in beheerovereenkomsten nodig?

Als we de resultaten van de strooiproeven overzien en nagaan wat daarvan voor natuurgericht slootkantenbeheer relevant is komt daaruit het volgende beeld naar voren:

- Bij de huidige strooiers, veelal gekenmerkt door een strooibeeld met een

[2] Bij het gebruik van de ketsplaat moet wel worden bedacht dat een extra werkgang noodzakelijk kan zijn, hetgeen hoge strooikosten per kg kunstmest impliceert.

Tabel 2 Rijafstand tot de kant waarbij de eerste m buiten de werkbreedte 10, 15 resp 20% van de perceelsbemesting krijgt. Vergelijk deze afstanden met de vanuit bedrijfsoogpunt optimale afstand (tab. 1a en 1b)

strooiertype	*mestbelastingspercentage eerste meter buiten werkbreedte*		
	10%	15%	20%
kantstrooien met volveldsinstelling			
pendelstrooier	10,25	9,25	8,25
twee schijfs str A	14,25	13,75	12,50
twee schijfs str B	12,00	12,00	11,00
kantstrooier met kantstrooivoorzieningen			
pendelstr + pijp	11,00	10,50	10,25
twee schijfs str A+ sch	9,00	8,50	8,50
twee schijfs str A+ kpl	2,50	1,75	1,75
twee schijfs str B,schuin	8,00	7,50	7,00

vage begrenzing, en bij de huidige prijsverhouding tussen kunstmest en ruwvoer, lopen natuur- en bedrijfsvoerings belangen bij het kantstrooien in verrassende mate parallel. Kleine rijafstanden tot de slootkant geven weliswaar een goede benutting van het produktief vermogen van de randstrook, maar betekenen aanzienlijke kunstmestverspilling. Goede voorlichting op dit punt kan zowel voor bedrijfs- als natuurbelang positief zijn.

- De natuurwinst die met bemestingsbepalingen voor de randzone zoals opgenomen in de slootkantpakketten, kan worden behaald is gezien het bovenstaande beperkter dan men op het eerste gezicht zou vermoeden. De situatie is in het geval van beheerovereenkomsten natuurlijk wel stabieler, omdat men niet afhankelijk is van het subtiele evenwicht tussen produktprijzen. Verder moet bedacht worden dat slootkantpakketten buiten de bemesting ook andere zeer wezenlijke bepalingen omvattten, onder andere ten aanzien van het scheuren en doorzaaien (vormen van grasland verbetering) en de schoning. Deze aspecten vallen echter buiten het bestek van dit artikel.
- Strooiers met een naar de slootkant scherp begrensd strooibeeld bieden het voordeel van goede beheersing van de bemesting. Voor beheerovereenkomsten kan dit een duidelijker situatie scheppen en voordelen voor de natuurwaarde van de sloot bieden. Buiten beheerovereenkomstgebieden ontstaat echter het risico dat slootkanten meer dan voorheen in het intensieve graslandbeheer worden betrokken. Dit zal de natuurwaarden van de slootkanten verder onder druk zetten.

Samenvatting

Bij het doormeten van een aantal kunstmest strooiers blijkt dat voor het kantstrooien met volveldsinstelling (wat in de weidebouw zeer gangbaar is) er slechts een beperkte discrepantie bestaat tussen bedrijfs- en natuurbelang. Op dit punt kan adequate voorlichting zowel voor bedrijfs- als natuurbelangen gunstige invloed hebben. Het evenwicht tussen bedrijfs- en natuurbelangen wordt onder meer bepaald door de prijsverhouding tussen kunstmest en geteeld produkt. De betekenis van de bemestingsbepaling in slootkantpakketten van beheerovereenkomsten schuilt met name in het feit dat een stabiele situatie wordt gecreëerd en dat het risico op uit- en afspoeling van meststoffen wordt verkleind.

Het gebruik van kantstrooiers met een scherp begrensd strooibeeld (dit is het geval bij sommige kantstrooivoorzieningen) kan het kunstmestverlies in het slootmilieu beperken, maar brengt tegelijkertijd een intensiever gebruik van de kanten binnen bereik: een hogere bemesting van de randen en kanten wordt mogelijk zonder verspilling in de sloot. De natuurwaarde van de slootkanten in agrarische gebieden komt dan onder grote druk te staan. Het belang van de bemestingsbepalingen in de genoemde slootkantpakketten wordt daarmee groter.

Literatuur

Commissie Beheer Landbouwgronden. 1985. Beheersplannen voor de beheers- en reservaatsgebieden „Vijfheerenlanden". Ministerie van Landbouw en Visserij, Utrecht.

COBV. 1984. Begrippen en hun omschrijvingen; begeleidingssystemen Rundveebedrijven. Proefstation Rundveehouderij, Lelystad

Giessen, L.B. van der. 1987. Melkveehouderij vangen de gevolgen van de „eerste ronde" van de produktiebeperking goed op. PP-magazine, 17, no 3:15-17.

LEI-CBS. 1988. Landbouwcijfers 1988. LEI, Den Haag.

Melman, Th.C.P. en *H.A. Udo de Haes.* 1987. Slootkanten als natuurelement in veengras landen met gangbare bedrijfsvoering. Cultuurtechnisch Tijdschrift 27/2:89-103.

Melman, Th C.P., H.A. Udo de Haes en *A.J. Strien.* 1986. Slootkanten: aanknopingspunt voor natuurbehoud in het veenweidegebied? Landschap 3/3:190-202.

Melman Th.C.P., P.H.M.A. Clausman en *A.J. van Strien.* in druk. Ditch banks in the Western Netherlands as connectivity structure. Proc. IALE-congres, Münster, 1987.

Rijtema, P.E. et al. 1982. Bemesting, waterhuishouding, perceelscheiding en landbouw. Commetaar op een RIN-rapport.

Steenbergen, T. van. 1977. Invloed van grondsoort en jaar op het effect van stikstofbemesting op de graslandopbrengst. Stikstof, 85:9-15.

Strien, A.J. van. 1986. Effecten van slootonderhoud op de slootkantvegetatie. Landschap 3/3:203-212.

Enkele termen uit de wereld van het kunstmeststrooien

Strooibeeld of strooikarakteristiek: De verspreidingskarakteristiek van kunstmest van een bepaald strooiertype, weergegeven in de hoeveelheid kunstmest per oppervlakte-eenheid op regelmatige afstanden van de strooier bepaald.

Strooigang of werkgang: Een gang over het perceel begrensd door twee opeenvolgende keren wenden (overgenomen uit: *COBV*, 1984)

Strooibreedte: De breedte waarover de kunstmest wordt gestrooid.

Werkbreedte: De afstand tussen twee opeenvolgende werkgangen.

Overlappende strooibeelden: Het opelkaar projecteren of in elkaar schuiven van strooibeelden bij een bepaalde werkbreedte. Daar strooibeelden meestal een verloop te zien geven (minder mestopworp bij toenemende afstand tot de strooier), is het voor een gelijkmatige mestgift over het perceel noodzakelijk dat de strooibeelden elkaar overlappen.

Volvelds-strooien: Het strooien op (grote) afstand van de perceelsranden.

Kant- of randstrooien: Het strooien in de zone die grenst aan de (sloot)-kant van het perceel.

Kantstrooien met volveldsinstelling: Het strooien in de kant of randzone van een perceel met een (strooier)instelling alsof men in het volle veld strooit.

Aspectstudie:

6.4 Weidepompjes als hulpmiddel om de vertrapping van slootkanten te verminderen

(in samenwerking met Marcel Visser)

Inleiding

Een van de factoren die de natuurwaarde van de slootkanten bepaalt is de vertrapping door het grazende vee. In het vegetatieonderzoek van de provincie Zuid-Holland (Clausman & Groen, 1987) is de groeiende veebezetting en de daarmee samenhangende zwaardere vertrapping zelfs één van de belangrijkste oorzaken van de achteruitgang genoemd. Ook in het experimentele slootkantonderzoek is het negatieve effect van vertrapping vastgesteld (paragraaf 3.3).

In het experimentele onderzoek is om de beweiding uit te sluiten gewerkt met schrikdraad rasters. Omdat op sommige percelen slechts een geringe slootlengte voor de drenking van het vee resteerde (tot plm. 20%) zijn er weidepompjes geplaatst als aanvullende drenkmogelijkheid.

De pompjes werden van meet af aan veel gebruikt. Dit was niet alleen het geval wanneer de pompjes voor afgerasterde sloten stonden, maar ook wanneer de sloten bereikbaar waren. De hoeveelheid opgepompt water was zo groot (tot 15 l water per pink per dag;

De door ons gebruikte weidepompjes zijn gietijzeren zuigperspompen, voorzien van een drinkbakje, en via een slang verbonden met de watervoorraad (in ons geval de sloot). De werking is als volgt. Om bij het water in het bakje te komen, moet de koe de handle wegduwen, waarmee er water wordt opgepompt. Is het bakje leeg en trekt de koe de kop terug, dan valt de handle weer in de oude positie, het tweede deel van de pompslag; het bakje stroomt direct weer vol. Per volledige slag wordt er 0.4 - 0.5 l water opgepompt. Op de handles waren t.b.v. het onderzoek tellers gemonteerd waarmee het aantal slagen, en daarmee de opgepompte hoeveelheid water, kon worden bepaald.

De pompjes zijn met hun 25 kg vrij zwaar en mede door hun vorm niet gemakkelijk te tillen en te verplaatsen. Als regelmatige verplaatsing gewenst is, lost men dit in de praktijk op door één of meerdere pompjes op een onderstel op wielen te monteren. Dit geheel kan met de hand of met de tractor gemakkelijk worden verreden.

Weidepompjes worden in Nederland vrij veel gebruikt. Vooral in Oost-Nederland, waar het grondwater veelal meer dan 50 cm onder het maaiveld staat en sloten geen goede drenkmogelijkheid bieden, worden ze algemeen gebruikt. Ze hebben daar de vroegere drinkpoelen of waterbakken vervangen. Waar het de vervanging van drinkpoelen betreft, heeft het weidepompje de verdwijning van dit karakteristieke natuurelementen mede mogelijk gemaakt. Dergelijke poelen kunnen een rijke moerasflora en -fauna herbergen, waaronder diverse soorten salamanders en kikkers (Logemann & Schoorl, 1988). In de westelijke veenweidegebieden worden weidepompjes niet of nauwelijks gebruikt.

Melman & Udo de Haes, 1987), dat het interessant was om na te gaan of het plaatsen van weidepompjes ook *zonder de slootkanten af te rasteren* zou kunnen leiden tot een vermindering van de beweidingsdruk van de slootkanten. Op deze wijze zou het arbeidsintensieve plaatsen en onderhoud van rasters als natuurgerichte slootkantmaatregel achterwege kunnen blijven.

Daar het uittrappen van slootkanten ook vanuit de bedrijfsvoering als ongewenst wordt beschouwd, zou bij effectief gebruik van weidepompjes het mes aan twee kanten kunnen snijden: een hogere natuurwaarde van de kanten en minder (en dus goedkoper) slootkantonderhoud.

Vraagstelling

Bij het onderzoek zijn de volgende vragen onderscheiden:

- in hoeverre kan het plaatsen van weidepompjes leiden tot een vermindering van de vertrapping van de slootkanten;
- is de vermindering van de slootkantvertrapping als gevolg van het plaatsen van pompjes zodanig dat een hogere natuurwaarde van de slootkantvegetatie mag worden verwacht;
- gesteld dat plaatsing weidepompjes als natuurgerichte maatregel interessant is: is het inpasbaar (te maken) in de bedrijfsvoering in veenweidegebieden?

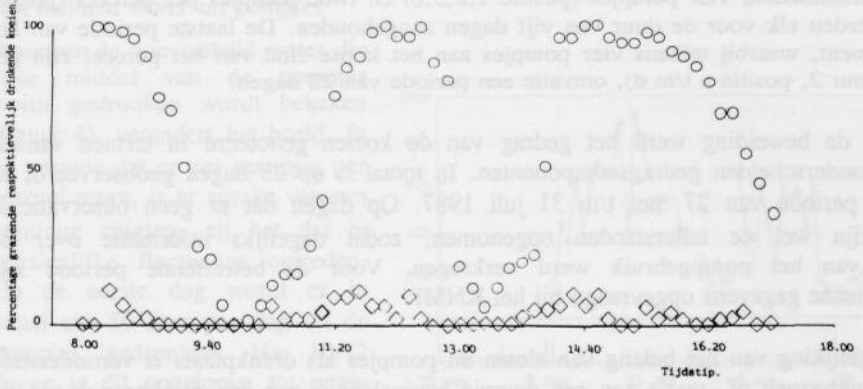
Materiaal en methoden

In het weideseizoen van 1987 zijn op een melkveehouderijbedrijf te Hazerswoude gedragsobservaties verricht aan een groep van ongeveer vijftig melkkoeien. Het betrof dagbeweiding: de koeien werden 's ochtend na het melken (ca. 8.00 u) tot het middagmelken (ca 17.00 u) geweid, en werden 's nachts op stal gehouden (waar ze vrij konden drinken). De kudde had vóór het onderzoek geen ervaring met het gebruik van weidepompjes. Wel zijn er voorafgaand aan het veldonderzoek in de stal twee pompjes geplaatst, zodat de koeien 's avonds de gelegenheid hadden om aan het apparaat te wennen.

De beweide percelen waren ruim 600 m lang en 25 tot 60 m breed. De sloten tussen de percelen waren niet afgerasterd en fungeerden normaliter als drenkplaats. Het aantal dagen dat een perceel werd beweid was afhankelijk van de hoeveelheid gras en varieerde tussen twee en zes dagen. Gedurende het onderzoek zijn de koeien op tien verschillende percelen geweid. De pompjes werden altijd geplaatst voordat de koeien in de wei kwamen, zodat van verstoring geen sprake was. Bij wijze van attractie waren bij de pompjes likstenen geplaatst. Dit zijn zoutblokken, waarmee de koeien door likken in hun zoutbehoefte kunnen voorzien. De sloten waren niet afgerasterd, de koeien hadden voor het drinken dus de vrije keuze tussen sloot of weidepompje.

vooronderzoek

Voorafgaand aan het experimentele onderzoek zijn gedurende vijf dagen gedragsobservaties gedaan, zonder pompjes in de percelen. Hiermee werd een indruk verkregen van het activiteitenpatroon van de kudde gedurende de dag. In figuur 1 wordt het activiteitenpatroon van één dag weergegeven. Opvallend is de synchronisatie van de handelingen, wat met recht kuddegedrag kan worden genoemd.



Figuur 1. Het activiteitenpatroon (grazen en drinken) van de kudde (47 koeien) gedurende een dag (1 juni 1987). ○ = %-age grazende en ◇ = %-age drinkende dieren.

Op basis van het vooronderzoek zijn de volgende gedragscomponenten onderscheiden:

- drinken uit het weidepompje;
- slootkant'bezoek', met onderscheid tussen drinken en grazen.

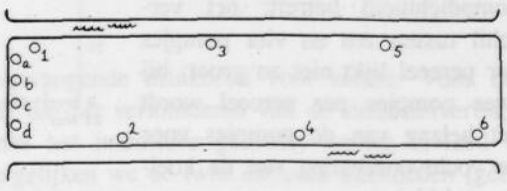
Daarnaast is ook bijgehouden

- het deel van de kudde dat graast;
- het deel van de kudde dat herkauwt.

Bij continu-observatie zijn de bezoeken aan weidepompjes en slootkant geteld. Bij pompgebruik werd het aantal pompslagen met de tellers geregistreerd. Bij het slootkantbezoek werd met behulp van kijker of telescoop bepaald of er sprake was van drinken en/of grazen. Grazen en herkauwen duren relatief lang ($\geq$ 15 min). Voor het vastleggen van deze beide activiteiten kon worden volstaan met één waarneming per 10 minuten waarbij de aantallen grazende en herkauwende beesten werden bepaald.

Opzet van het experiment

Omdat het een kudde betrof die nog niet eerder met weidepompjes was geconfronteerd, is er bij de opzet van het veldexperiment voor gekozen om eerst veel pompjes te plaatsen en dit aantal vervolgens geleidelijk te verlagen. De gedachte was dat de koeien door de intensieve kennismaking maximaal in de gelegenheid waren om pompjes te leren gebruiken, zodat bij de lagere pompdichtheid op een later tijdstip de keuze tussen pompje en sloot zo min mogelijk zou worden vertroebeld door onbekendheid met de pompjes. De pompjes zijn aanvankelijk gelijkmatig over de lengte van het perceel verspreid, dit om de koeien zoveel mogelijk 'tegemoet te komen'. In het laatste deel van het onderzoek zijn de pompjes aan het kopse eind van de percelen geplaatst, omdat dit voor de bedrijfsvoering het meest praktisch is.



Figuur 12 Situering van de pompjes op de percelen; over gehele perceel (1 t/m 6) en aan de korte kant (a t/m d).

De hoogste pompdichtheid, zes pompjes per perceel (figuur 2, positie 1 t/m 6), is gedurende veertien dagen aangehouden.

De lagere dichtheden, vier pompjes (positie 1,2,5,6) en twee pompjes per perceel (positie 1 & 2), werden elk voor de duur van vijf dagen aangehouden. De laatste periode van het veldexperiment, waarbij telkens vier pompjes aan het kopse eind van het perceel zijn geplaatst (figuur 2, positie a t/m d), omvatte een periode van 28 dagen.

Gedurende de beweiding werd het gedrag van de koeien genoteerd in termen van de hierboven onderscheiden gedragscomponenten. In totaal is op 28 dagen geobserveerd, en wel in de periode van 27 mei t/m 31 juli 1987. Op dagen dat er geen observatie is verricht, zijn wel de tellerstanden opgenomen, zodat dagelijks informatie over de intensiteit van het pompgebruik werd verkregen. Voor de betreffende periode zijn meteorologische gegevens opgevraagd bij het KNMI.

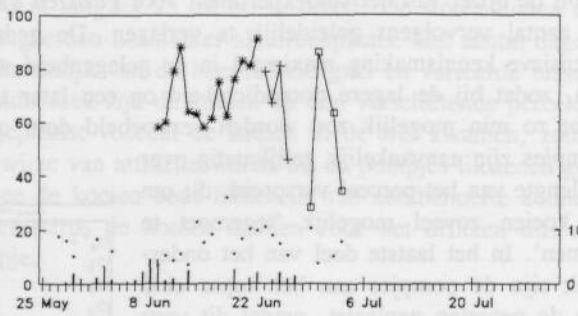
Bij de vergelijking van het belang van sloten en pompjes als drenkplaats is verondersteld dat een drinkbezoek of -sessie aan een pompje equivalent is aan een drinkbezoek aan de sloot; de tijdsduur van een drinksessie bij een weidepompje en aan de slootkant duurden ongeveer even lang. De hoeveelheden gedronken water konden niet worden vergeleken. De begrazing van de slootkanten is uitgedrukt als het aantal graasbezoeken van de kudde aan de slootkant over de dag gemiddeld.

Resultaten

Gebruik van weidepompjes

Het aanleren van het gebruik van de pompjes op het perceel leverde weinig 'problemen' op. Vanaf de eerste dag kregen de pompjes veel belangstelling en maakte een flink aantal koeien er gebruik van (figuur 3). Bij zes pompjes per perceel was het percentage van de drinksessies dat bij de pompjes plaatsvond vanaf het begin vrij hoog (ca 60%). Dit aandeel steeg later zelfs tot over de 90%. Wel traden er van dag tot dag behoorlijke fluctuaties op (figuur 3). Bij vier pompjes per perceel veranderde het aandeel van de pompjes over het geheel genomen niet sterk, al trad er op de vierde dag een forse daling op. Bij twee pompjes tenslotte, nam het belang van de pompjes wel duidelijk af, tot onder de 40%.

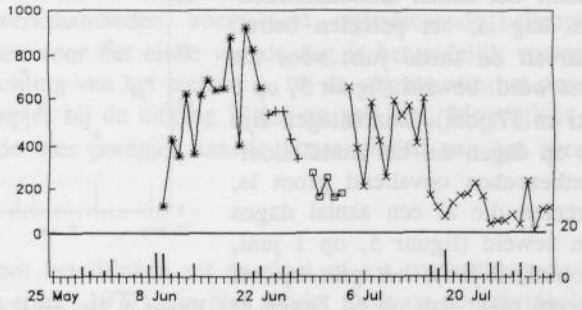
Uit bovenstaande blijkt dat voor het pompgebruik niet of nauwelijks een leerproces nodig is en dat het plaatsen van pompjes tot een substantiële vermindering van het gebruik van de slootkanten als drenkplaats kan leiden. Wat de pompdichtheid betreft: het verschil tussen zes en vier pompjes per perceel lijkt niet zo groot; bij twee pompjes per perceel wordt het belang van de pompjes voor de vochtvoorziening van de koeien veel kleiner.



Figuur 3. Het aantal drinksessies per uur (•) en het percentage dat daarvan via de weidepompjes wordt betrokken bij verschillende pompdichtheden (linker y-as). * = 6, + = 4 en □ = 2 pompjes per perceel. (ca. 50 koeien). De vertikale lijnen op de x-as geven de neerslagduur aan (uur/dag; rechter y-as).

Hoeveelheid water uit pompjes

Wanneer de hoeveelheid water die door middel van de pompjes wordt gedronken wordt bekeken (figuur 4), verandert het beeld. In de periode dat er zes pompjes per perceel staan, is er sprake van een continue stijging, zij het dat er aanzienlijke fluctuaties optreden. Op de eerste dag wordt er in totaal ca. 50 liter per dag uit de pompjes gedronken. Na 10-12 dagen is dit opgelopen tot ongeveer 450 liter per dag, overeenkomend met ca. 10 liter water per koe per dag. Bij vier en twee pompjes per perceel loopt de hoeveelheid uit de pompjes gedronken water terug naar successievelijk ca. 200 l/dag en 100 l/dag. Wanneer tenslotte vier pompjes aan het kopse einde van het perceel worden geplaatst, loopt de hoeveelheid water aanvankelijk op tot 150 à 300 l/dag, maar na tien dagen valt deze terug tot ca. 50 à 100 l/dag.



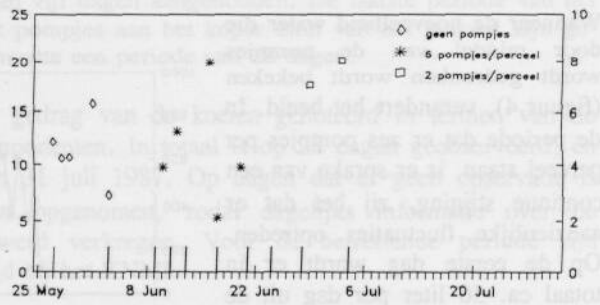
Figuur 4. De hoeveelheid water die door de kudde uit de weidepompjes wordt gedronken (l/dag; linker y-as). Pompdichtheden: 6 (*), 4 (+) en 2 (□) per perceel (pos. 1 t/m 6); en 4 pompjes (x) aan de korte kant (pos. a t/m d). De vertikale lijnen op de x-as geven de neerslagduur (uur/dag; rechter y-as).

Het lijkt er dus op dat de intensiteit van het pompgebruik wèl aan een leer- of gewenningsproces onderhevig is: bij een gelijke pompdichtheid (zes pompjes) neemt de hoeveelheid die dagelijks uit de pompjes wordt gedronken immers toe. De afname van het pompgebruik bij een lagere pompdichtheid zou toegeschreven kunnen worden aan de verminderde beschikbaarheid. Het gebruik van de vier pompjes aan het kopse einde van het perceel verdient nadere beschouwing. Aanvankelijk is het gebruik van deze dicht bij elkaar geplaatste pompjes even intensief als bij verspreide plaatsing over het perceel (figuur 4). De gelijkmatige verdeling over het perceel lijkt niet van belang. De afname die na twee weken optreedt zou er op kunnen wijzen dat voor de koeien 'het nieuwtje' eraf is, en dat ze weer net zo lief uit de sloot drinken. Waarschijnlijker is echter een verband met de weersomstandigheden: gedurende deze periode was het nogal koud en regende het vaak (figuur 4). De plasvorming op het perceel was soms zelfs zodanig dat de koeien uit de plassen op het perceel dronken!

Vertrapping van de slootkant

De weidepompjes zijn dus effectief als vervangende drinkbron voor sloten. Voor het natuurgericht slootkantbeheer gaat het echter om het verminderen van de slootkantvertrapping. Nu lijkt het aantal pompjes, ondanks het intensieve gebruik, weinig invloed te hebben op het aantal slootkantbezoeken: vergelijken we de twee extreme dichtheden (géén pompjes versus zes pompjes per perceel) dan liggen de gemiddelde aantallen slootkantbezoeken per uur dicht bij elkaar, waarbij een grote spreiding opvalt (figuur 5). De koeien komen dus ook in de slootkant als ze er niet drinken. Een beter aanknopingspunt voor de verklaring voor het aantal slootkantbezoeken lijkt gevonden te kunnen worden in de

hoeveelheid en/of versheid van het gras op het perceel. Opmerkelijk is namelijk dat op dagen waarin het aantal slootkantbezoeken laag is, het percelen betreft waarvan de snede juist voor het eerst wordt beweid (figuur 5, op 3 juni en 17 juni). Daarentegen zijn het op dagen dat het aantal slootkantbezoeken opvallend groot is, percelen die al een aantal dagen zijn beweid (figuur 5, op 1 juni, 16 juni, 3 juli); het gras op het perceel raakt dan op en liggen er veel vlaaien[1]. Het is dus denkbaar dat de koeien 'uit armoe' in de slootkant grazen.



Figuur 5. Het aantal slootkantbezoeken per uur (voor drinken en grazen) van de kudde bij verschillende pompdichtheden. De korte lijnen op de x-as geven de eerste beweidingsdag op een vers perceel aan.

Weidepompjes leiden dus nauwelijks tot vermindering van de slootkantbezoeken: als de koeien er niet komen drinken komen ze er wel om te grazen. Nu is de slootkantvertrapping bij een graasbezoek niet per definitie gelijk aan die bij een drinkbezoek: bij het grazen staat de koe meestal minder diep in de kant en blijft de vertrapping mogelijk beperkt. Het kan dus zijn dat met het gebruik van de pompjes niet het aantal slootkantbezoeken maar wel de vertrapping van de kanten vermindert.

Discussie

Er moet op worden gewezen dat het onderzoek van verkennend karakter is en geen toetsing bevat op de juistheid van hypothesen. Zo zijn de observaties slechts aan één kudde verricht en kon bij het variëren van dichtheid en plaatsingspatroon van de pompjes een aan- of afleerproces niet worden uitgesloten. In feite is bij de opzet van het experiment zelfs op de mogelijkheid van een leerproces geanticipeerd.

mogelijke waarnemingsfouten

Ondanks de grote inspanningen die bij de observaties zijn gedaan, zijn onnauwkeurigheden niet volledig uit te sluiten. Mogelijke foutenbronnen zijn: de grote waarnemingsafstand (tot 600 m wanneer de koeien achterin het perceel stonden)[2]; het grote aantal koeien waaraan tegelijkertijd aandacht moest worden gegeven (ca. vijftig) en de lange tijdsduur waarover de observatie zich uitstrekte (tot 9.5 uur per dag). De grootte van de eventuele onnauwkeurigheden is niet aan te geven. Vooralsnog lijkt het redelijk ervan uit te gaan dat de fouten niet systematisch zijn, maar alleen ruis veroorzaken.

---

[1] Uit de praktijk is bekend dat koeien niet graag in de buurt van vlaaien grazen.

[2] Het was soms lastig te bepalen of er bij slootkantbezoek sprake was van drinken of grazen. Beide handelingen kunnen gemakkelijk in elkaar over gaan. Aanwijzingen zijn verkregen uit de stand van de koe in de kant. Zekerheid omtrent drinken was dat er water uit de bek droop. Bij regenachtig weer, waar tijdens het onderzoek sprake van is geweest, verviel echter ook dit criterium.

kuddegedrag en spreiding van de pompjes over het perceel
Het kuddegedrag van de koeien treedt zowel in tijd als in ruimte op (figuur 2). Dit gedrag kan in principe worden gebruikt om de plaatsing van pompjes te optimaliseren door de pompjes daar neer te zetten waar de kudde drinkt. Het is echter gebleken dat relatief kleine externe verstoringen (veldwerkzaamheden, boer+hond, overvliegende helicopter) dit patroon kunnen vervagen. Alleen voor het einde van de dag is het redelijk voorspelbaar dat de koeien zich — in afwachting van het melken — bij de uitgang van het perceel bevinden. Het plaatsen van de pompjes bij de uitgang is dan zo gek niet. Mogelijk is dat ook de achtergrond geweest dat de vier pompjes aan de kopse einden van het perceel relatief veel werden gebruikt.

activiteitenstrategie bij koeien
Hoe bepalen koeien hun keuze voor het drinken uit de sloot of uit een weidepompjes? Optimal-foraging-strategieën (Pyke *et al.*; 1977) zijn niet zonder meer op de gebruikelijke wijze van toepassing, omdat water (en ook het voedsel) zonder beperking beschikbaar is. Het is dus van belang te weten of de koe bij de keuze van de drenkplaats zich laat leiden door efficiëntie-'overwegingen', of dat het verkrijgen van afleiding een drijfveer is. Iedereen die zich weleens in een weiland met koeien heeft begeven, kent de ervaring voor korte of langere tijd het middelpunt van de belangstelling te zijn. Mogelijk was het ook vanwege de afleiding dat de weidepompjes zoveel werden gebruikt. Het toenemend gebruik van de pompjes in de eerste periode (figuur 4, 9-22 juni) is echter een aanwijzing dat ze 'bevallen' en dat het dus niet alleen om een nieuwtje gaat. Op het oog lijkt het voor een koe ook heel wat comfortabeler uit een pomp te drinken dan uit de sloot, dat als een moeizame bezigheid oogt. Het is daarom zeker niet onwaarschijnlijk dat de resultaten zoals die zijn gevonden ook zullen gelden wanneer de pompjes voor de koeien 'gewoon' zijn geworden.

pompjes in de huidige praktijk
Zoals gezegd, worden pompjes in gebieden met diepere grondwaterstanden veel gebruikt. Echter ook in veenweidegebieden vinden pompjes toepassing. Dit betreft met name Noordwest Overijssel en incidenteel bedrijven in het westelijke veenweidegebied, onder meer in Gouderak (zie paragraaf 3.4.4). Vrijwel altijd zijn de slootkanten afgerasterd en zijn de koeien voor drenking geheel op de pompjes aangewezen. Bij navraag blijkt dat het rasteren in het veenweidegebied gebeurt om de veekerende werking van de sloten te versterken of om vertrapping van de kanten tegen te gaan.

Een ander aspect dat voor de bedrijfsvoering van belang kan zijn is het verschil in waterkwaliteit. Bij het drinken uit de slootkant woelt de koe in meer of mindere mate modder op (vertrapping) wat de smaak en reuk van het water niet ten goede komt; mogelijk wordt er daardoor minder gedronken. Bij het drinken uit de weidepompjes is hiervan geen sprake en wordt helderder water gedronken. Hoewel in het onderzoek hier geen aandacht aan is besteed, noemen veehouders dit aspect regelmatig als een mogelijk pluspunt van weidepompjes.

De verplaatsbaarheid van pompjes is een belangrijk aandachtspunt, daaraan valt door de fabrikanten nog wel het een en ander te verbeteren. In de praktijk heeft men hiervoor wel oplossingen bedacht, bijvoorbeeld door één of meerdere pompjes op een onderstel-met-wielen te monteren (zie ook kaderstukje).

versterking van het effect bij niet-meebemesten van de kanten
Bij de bespreking van de resultaten is naar voren gekomen dat bij het plaatsen van weidepompjes de slootkanten nog wel worden bezocht en dus vertrapt voor het grazen. Mogelijk zullen deze bezoeken afnemen wanneer de hoeveelheid gras in de slootkanten zo klein mogelijk wordt gehouden, zodat er niet veel is te halen. Dit kan worden bereikt door de slootkanten bij het bemesten van het perceel te ontzien. Het positieve effect hiervan snijdt dan aan meer kanten, zowel vanuit natuur- als bedrijfsoogpunt: het niet-bemesten van kanten heeft op zichzelf een positief natuureffect (paragraaf 3.5), er wordt bespaard op de kosten van kunstmest (paragraaf 6.2) en het leidt tot vermindering van de vertrapping.

Conclusie

Het plaatsen van pompjes zonder de sloten tegelijkertijd af te rasteren beïnvloedt het drinkgedrag van koeien aanzienlijk. Van de pompjes wordt vrijwel direct gebruik gemaakt; ze kunnen tot 90% van de drinkbezoeken aan de slootkant overnemen.

De mate waarin de pompjes de drenkfunctie van de sloten overnemen is afhankelijk van het aantal pompjes per perceel. Gelijkmatige verspreiding over het perceel lijkt het meest effectief. Plaatsing van een aantal pompjes aan het kopse eind van het perceel (de uitgang) is evenwel ook effectief en beter inpasbaar in de bedrijfsvoering.

De inpasbaarheid van weidepompjes in de bedrijfsvoering is afhankelijk van de bedrijfssituatie: de vertrappingsgevoeligheid van de kanten en de veedichtheid. De verplaatsbaarheid van de pompjes is een belangrijk aspect; er is arbeid en tijd mee gemoeid. De huidige technische mogelijkheden op dit punt hoeven echter geen knelpunt op te leveren.

Naast de drenkfunctie zijn slootkanten ook van belang voor het grazen. Er zijn geen aanwijzingen dat het aantal graasbezoeken in de slootkanten afneemt door het plaatsen van pompjes. Dit maakt het onzeker of het plaatsen van weidepompjes - zonder gelijktijdige afrastering - als natuurgerichte maatregel voor de slootkantvegetatie wel effectief is.

Om te bepalen of het onderscheid tussen vertrapping door grazen en vertrapping om te drinken relevant is, is nader onderzoek nodig. Een belangrijke vraag hierbij is of het aantal slootkantbezoeken afneemt als de gewasgroei in de slootkanten achterblijft bij die op het perceel. Dit is te realiseren door de slootkanten niet mee te bemesten.

6.5 Conclusies over de bedrijfsmatige aspecten

Natuurgerichte inrichting en natuurgericht beheer van slootkanten zijn inpasbaar in de bedrijfsvoering, maar er zijn meer of minder kosten aan verbonden. Er kunnen drie situaties worden onderscheiden: geen extra kosten of zelfs baten, eenmalige kosten, en jaarlijks terugkerende kosten.

De in het onderzoek beschouwde inrichtings- en beheersfactoren zijn niet eenduidig bij één van de drie situaties onder te brengen. Aan de ene kant is het onzeker of een bepaald slootkantbeheer financieel positief of negatief uitpakt. Aan de andere kant zijn de kosten afhankelijk van de bedrijfssituatie. In onderstaand schema is getracht één en ander weer te geven. Voor de volledigheid zijn ook inschattingen opgenomen over de mogelijkheid tot combineren met de bedrijfsvoering en van het natuureffect.

Tabel 1. Schets van de (bedrijfs)kosten die zijn gemoeid met natuurvriendelijke inrichtings- en beheersvormen van slootkanten. Toegevoegd is een score van de mogelijkheid tot combineren met de gangbare bedrijfsvoering en van het verwachte natuureffect.

	kosten-neutraal of baten	eenmalige kosten	jaarlijkse kosten	combin.bh gangbare bedr.voer.	natuur-effect
Terrassering lengte sloten (1 m breed)		xx	x	o	+++[1]
Terrassering kopse einden (≥ 3 m breed)		xx	xx	+/o	+++
Ontzien slootkanten bij bemesting	x	(x)	(x)	++	+++/++
Niet vroeg meemaaien van de kanten	(x)		(x)	+	++/o
Afrasteren van de kanten	(x)	x	(x)	+	++
Plaatsen weidepompjes	(x)	x			+/o
Slootschoning					
geen depositie schoningsmat. op de kanten	(x)		(x)	+	++
talud zo min mogelijk beschadigen	x			++	+++/++
schoning na 1 sept	x			+	++
schonen sloot (twee kanten) in één werkgang	x	(x)		+	++/o
baggeren van de sloten in aparte werkgang	(x)		(x)	+	++
schoning eenmaal per twee jaar	x			++	++[2]

[1] Hierbij is uitgegaan van een vanuit natuuroogpunt gunstig beheer

[2] Gebaseerd op onderzoek van Van Strien (1986) en — *et al.* (in druk)

legenda:

kosten:
- xx = is in sterke mate sprake van
- x = is sprake van
- (x) = is mogelijk sprake van

combineerbaarheid met bedrijfsvoering:
- ++ = zeer goed te doen, ook bedrijfsvoordeel
- + = in beginsel goed te doen
- o = niet eenvoudig te combineren

effectiviteit:
- +++ = sterk positief effect
- ++ = positief effect
- + = mogelijk positief effect
- o = verwaarloosbaar/onduidelijk effect

Met het terrasseren zijn relatief hoge kosten verbonden. De aanlegkosten zijn sterk afhankelijk van de omstandigheden, dat wil zeggen de bereikbaarheid, de draagkracht van de grond en de bestemming van de vrijkomende specie. In het onderhavige onderzoek liepen de kosten uiteen van *f*2,- tot *f*15,- per m^2 terras, inclusief voorrij- en verwerkingskosten. De terassering van lengtesloten past niet goed bij het huidige bedrijfsdenken

(landverlies) en zal door de grote lengte die ermee is gemoeid niet op grote schaal worden gewaardeerd. Terrassering van kopse einden ligt mogelijk minder problematisch, omdat een duidelijker scheiding met de rest van het bedrijf wordt aangehouden. Het beheer vergt dan wel meer organisatie.

Het niet-meebemesten van slootkanten is positief voor de bedrijfsvoering; verspilling wordt voorkomen. Wanneer men besluit tot aanschaf van speciale kantstrooivoorzieningen zijn er wel investeringskosten mee gemoeid, maar deze verdienen zichzelf terug. Wanneer een bredere rand dan de feitelijke slootkant niet wordt meebemest, is er sprake van bedrijfsverlies. Deze verdere bemestingsbeperking komt uiteraard de natuurwaarde ten goede. Binnen het kader van de Relatienota is voorzien in het niet-meebemesten van grotere randbreedtes (waarbij er kan worden gekozen voor een breedte van drie, vijf of tien m), waarvoor een compenserende vergoeding van *f*0,14 per m^2 wordt betaald (Anonymus, 1990d).

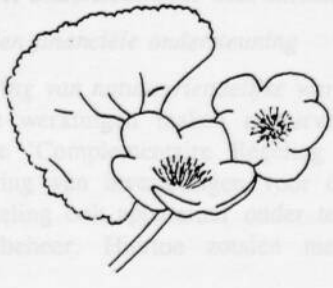
Het niet-vroeg-meemaaien van de kanten heeft als natuurmaatregel slechts zin als de gewasgroei (door lage bemesting) gering is. In die omstandigheid hoeven er geen extra kosten aan verbonden te zijn. Zolang de gewasgroei zodanig groot is dat tussentijds moet worden gemaaid, kan van extra arbeidstijd sprake zijn. De hoeveelheid tijd zal evenwel bescheiden zijn.

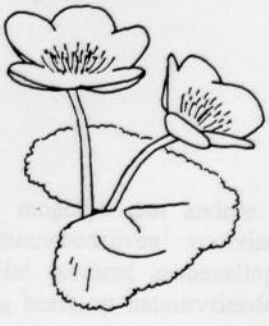
Het niet-meebeweiden van de kanten scoort op alle drie de kostentypen. De verminderde intrapping van de kanten betekent enige kostenbesparing, terwijl aanschaf en onderhoud van rasters en/of weidepompjes kosten met zich meebrengen. De plaatselijke omstandigheden bepalen in hoge mate de financiële resultante en daarmee het perspectief van deze maatregel.

Bij het slootschonen zijn verschillende aspecten te onderscheiden. Het ontzien van de kanten bij de depositie van schoningsmateriaal (met name van belang voor het modderig deel) brengt in beginsel geen kosten met zich mee. Wanneer de hoeveelheid groot is en het materiaal niet goed wordt verspreid, kan er op het perceel plaatselijk verstikking van het gewas optreden. De hiermee gemoeide kosten zijn naar verwachting beperkt. Het meeste perspectief biedt het zoveel mogelijk intact houden van het talud. Dit is alleen een kwestie van aandacht en kan een belangrijk positief effect hebben. Dit geldt ook voor het schonen na 1 september, al is het effect daarvan niet door onderzoek onderbouwd. Het schonen van sloten in één werkgang kan alleen met de maaikorf worden gedaan. Waar dit apparaat al regulier wordt gebruikt is deze werkwijze kostenbesparend of tenminste kostenneutraal. Wanneer een maaikorf moet worden aangeschaft of waar een loonwerker wordt ingeschakeld, kan er sprake zijn van extra kosten. Deze zullen beperkt zijn.
Het verminderen van de schoningsfrequentie levert een aanzienlijke tijdsbesparing op. In beginsel is hier ook een positief natuureffect van te verwachten (zie hoofdstuk 5). In combinatie met afrasteren geldt dit risico mogelijk in mindere mate.

7. REALISERINGSMOGELIJKHEDEN VOOR NATUURGERICHT SLOOTKANTBEHEER

7.1 Overzicht en beknopte uitwerking van enkele aandachtspunten . 269
Voorlichting 269
Financieel-ondersteunende instrumenten 269
Kaderstellende instrumenten; voorschrijvend beleid 271
7.2 Dotters: parels in het boerenland 279
(illustratie van voorlichting natuurgericht slootkantbeheer aan de hand van een voorbeeldsoort)





7.1 Overzicht en beknopte uitwerking van enkele aandachtspunten

Bij de realisering van natuurgericht slootkantbeheer kan ondersteunend beleid een belangrijke rol spelen. Beleidsinstrumenten kunnen op verschillende niveaus worden ingezet. Onderscheiden kunnen worden: voorlichting, financieel-ondersteunende instrumenten en kaderstellende instrumenten. Enkele mogelijke invullingen hiervan worden geschetst.

Voorlichting

voorlichting, gericht op de 'aardigheid' van natuur in het bedrijf
Zeker zo belangrijk als financiële regelingen en voorschriften waarmee het behoud van de slootkantvegetatie wordt beoogd, is dat boeren er plezier aan beleven om de natuur op hun bedrijven wat meer ruimte te geven. De resultaten van het onderhavige onderzoek geven immers aan dat een belangrijk deel van het natuurgericht beheer subtiele aanpassingen vergt en te maken heeft met 'groene vingers', die zich nu eenmaal niet gemakkelijk in regelingen laten vatten. Het geven van gerichte en praktische voorlichting via de agrarische vakbladen kan in deze een belangrijke stimulans betekenen.

natuurbelang parallel aan eigen belang: voorlichting toereikend
Op enkele punten loopt natuurgericht slootkantbeheer parallel aan het bedrijfsbelang, of leidt het tenminste niet tot extra kosten. Met name het preciezer omgaan met meststoffen in de slootkanten, het minder rigoreus en minder frequent schonen (Van Strien, 1991) van de sloten bieden op dit vlak goede perspectieven. In sommige gevallen geldt dit ook voor het afrasteren van slootkanten. Financiële ondersteuning voor zulke zaken is in principe overbodig, voorlichting kan toereikend zijn. Het kan wel doelmatig zijn om de aanschaf van natuurvriendelijke apparatuur met subsidiëring aan te moedigen. Hiermee komen we tot de tweede categorie.

Financieel-ondersteunende instrumenten

Bescheiden financiële ondersteuning

subsidiëring van natuurvriendelijke werktuigen
Bepaalde werktuigen maken natuurvriendelijk werken beter mogelijk dan andere. De bestaande 'Complementaire Regeling Investeringen in Landbouwbedrijven' voorziet in subsidiëring van investeringen voor dergelijke apparatuur. Het verdient aanbeveling in deze regeling ook apparatuur onder te brengen die betrekking heeft op natuurvriendelijk slootkantbeheer. Hiertoe zouden meststrooiers met kantstrooivoorzieningen gerekend

kunnen worden en de maaikorf om het slootkanttalud bij het schonen beter te kunnen ontzien[1].
Om de aanschaf en het gebruik van dergelijke apparatuur te ondersteunen, kan demonstratie op proefbedrijven stimulerend werken. Niets is zo overtuigend als met eigen ogen kunnen zien wat er aan de hand is. De regionale onderzoeks-centra kunnen daarbij een belangrijke functie vervullen (demonstratiedagen). Hiervoor komen in aanmerking het niet-bemesten, slootschonen en afrasteren van slootkanten. Ideaal zou zijn als het gebruik van zulke apparatuur plaats vindt in het kader van onderzoek. Hierin zouden zowel de bedrijfseconomische als de natuuraspecten moeten worden betrokken. Boeren kunnen dan worden overtuigd van de inpasbaarheid en de betekenis van natuurgericht slootkantbeheer. Het voornemen om op het Regionaal Onderzoekscentrum Zegveld 'nieuwe-stijl' aan slootkantbeheer meer aandacht te schenken (Vellinga, 1990) is dan ook van grote betekenis.
Hier gaat financiële ondersteuning dus hand in hand met voorlichting.

Intensieve financiële ondersteuning

beheersovereenkomsten ex Regeling beheersovereenkomsten (RBO-88)
Financiële ondersteuning van natuurgericht slootkantbeheer is reeds onderdeel van de Regeling beheersovereenkomsten (RBO-88). Het niet-bemesten van de perceelsrand is hiervan het belangrijkste onderdeel. Financiële vergoeding is hier op zijn plaats, omdat de niet mee te bemesten rand breder is dan de slootkant zelf, namelijk drie, vijf of tien meter. De basis voor de betaling is een compensatie voor het verlies aan inkomsten. Voor 1990 bedroeg de vergoeding $f0{,}14/m^2.jr$. Er wordt zodoende in wezen betaald voor condities, niet voor de aanwezigheid van natuur.
Een wezenlijke beperking van deze regeling is dat het areaal maximaal 200.000 ha blijvend agrarisch gebied omvat. De meeste veenweidegebieden vallen buiten de regeling. Een recente, interessante suggestie is om in bepaalde gebieden alleen de randen onder de regeling te brengen, zodat met de beschikbare hectares een veel groter gebied kan worden gedekt (Anonymus, 1990f). De krapte aan hectares zou daarmee sterk worden verminderd. Dit geldt eens temeer wanneer deze wijze van begrenzing juist buiten de zogenaamde Ecologische hoofdstructuur wordt uitgevoerd.

op elkaar aansluitende regelingen van verschillende ruimtelijke schaal
Het belangrijkste element van het perceelsrandenbeheer ex RBO-88 is het niet-bemesten van de randstrook. Daarnaast is echter ook aandacht voor de andere beheersfactoren belangrijk, zoals het maaibeheer, afrasteren en de wijze van slootschoning. Voorwaarden daarvoor laten zich echter moeilijk in de landelijke RBO-88 opnemen. Het detailnivo van dergelijke beheerszaken is te fijn voor een afdoende begeleiding en controle op landelijk niveau. Voor meer kleinschalige, regionaal werkende regelingen liggen dergelijke zaken mogelijk eerder binnen bereik. Overwogen zou kunnen worden om aansluitend op de RBO-88 provinciale of regionale regelingen op te zetten die met natuurgericht slootkantbeheer verder gaan waar de RBO-88 ophoudt.

---

[1] Het is van groot belang zekerheid te hebben over de doelmatigheid van de te subsidiëren apparatuur; strooiers met scherp begrensde strooibeelden brengen immers ook het risico met zich mee dat de randen zwaarder worden bemest dan in de 'normale' situatie (zie paragraaf 6.2); effectief gebruik van de maaikorf vereist wel een goede attitude van de chauffeur (zie paragraaf 7.2).

beloning naar rato van de 'geproduceerde' natuur
Wordt in de RBO-88 voor condities betaald (niet-bemeste rand), van verschillende kanten zijn suggesties gedaan voor de zogenaamde natuurproduktiebetaling (Huppes, 1988; Van Strien *et al.*, 1988), waarbij de boer betaald wordt voor de op zijn bedrijf 'geproduceerde' natuur[2]. Als belangrijkste voordeel wordt genoemd dat de boer als ondernemer wordt aangesproken en meer dan bij de RBO-88 wordt geprikkeld om zijn vakmanschap in te zetten. De inspanning die nodig is voor de controle op detailbeheer zoals de hierboven genoemde bemesting, slootschoning en afrastering, wordt dan aanmerkelijk verlicht. De uitwerking van een dergelijk systeem geeft echter veel andere praktische problemen. Momenteel wordt naar de uitvoerbaarheid van natuurproduktiebetaling onderzoek verricht (Milieubiologie, RU-Leiden, CLM-Utrecht).

markt voor natuurvriendelijk geproduceerde produkten
Een heel andere mogelijkheid, tenslotte, is het opzetten van een markt van natuurvriendelijk geproduceerde zuivel en vlees (Clausman, 1989). De consument kan dan zijn waardering voor natuurvriendelijk produceren direct in koopgedrag tot uiting brengen. Een dergelijk gezochte handelswijze is op te vatten als een intensieve vorm van financiële ondersteuning. Dergelijke produkten zijn echter niet vergelijkbaar met die van het bestaande alternatieve circuit: het kopen ervan betekent geen rechtstreekse ondersteuning van de lichamelijke gezondheid van de consument (Meulenberg, 1990). Natuurgericht slootkantbeheer kan van zo'n produktiewijze een onderdeel zijn. Het verdient daarom de voorkeur te streven naar een produktiewijze die zowel milieu- als natuurvriendelijk en daarmee ook een ondersteuning betekent voor de eigen gezondheid. Bij zo'n benadering zou kunnen worden aangesloten op bijvoorbeeld de zogenaamde EKO-producten.

Kaderstellende instrumenten; voorschrijvend beleid

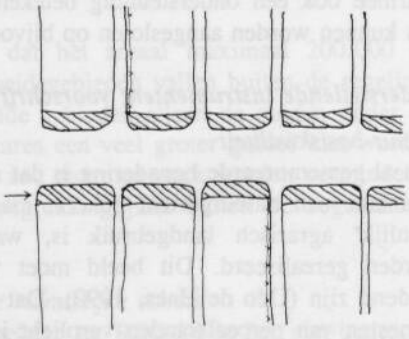
natuur-basiskwaliteit
Een al gememoreerde benadering is dat niet alleen wordt gesteund op de vrijwilligheid van deelname aan natuurgericht beheer, maar dat een beeld wordt ontwikkeld van wat 'fatsoenlijk' agrarisch landgebruik is, waarmee condities voor een natuur-basiskwaliteit worden gerealiseerd. Dit beeld moet voor de betrokkenen acceptabel, maar dan ook bindend zijn (Udo de Haes, 1990). Dat zou onder meer kunnen inhouden dat men bij het bemesten van perceelsranden verplicht is gebruik te maken van kantstrooiapparatuur. Los van de problemen die de controle hiervan met zich meebrengt is natuurlijk alleen geloofwaardig als de verbetering van de waterkwaliteit ook op de andere fronten voortvarend ter hand wordt genomen.
Een ander element van de basiskwaliteit kan zijn dat een maximum wordt gesteld aan de breedte van percelen en daarmee een minimum aan slootlengte per ha. Behalve aan de (potentiële) natuurwaarde wordt hiermee ook een bijdrage gegeven aan het behoud van een van de meest karakteristieke elementen van het veenweidelandschap.
Hoewel natuur-basiskwaliteit aantrekkelijke kanten heeft, zal de uitwerking ervan moeilijk zijn. Vragen die daarbij aan de orde komen zijn onder meer: wordt de kwaliteit gedefinieerd in aktiviteiten, in condities of in daadwerkelijk aanwezige natuur; hoe wordt de

[2] Beter is het de term natuurproduktiebetaling te vervangen door natuurbetaling. Hiermee wordt meer geappelleerd aan het spontane karakter van natuur wat m.i. de essentie ervan is. De boer geeft door zijn werkwijze de natuur op zijn bedrijf de ruimte.

controle vorm gegeven en wie moet er worden aangesproken in gebieden waar de normen zijn overschreden (polders, gemeente, provincie)? Een andere complicerende factor in dit verband is dat de aanwezigheid van flora en fauna van vele factoren afhankelijk is en niet alleen van het agrarisch gebruik (denk aan kwaliteit (regen)water; vogeltrek naar Afrika).

compensatieregeling natuur bij landbouwkundige verbeteringen

Een voor de landbouw gewenste ingreep als peilverlaging of slootdemping kan worden gekoppeld aan het uitvoeren van compensatie-werken ten aanzien van de natuurwaarden die hierbij in het geding zijn. Wat slootkanten betreft zou het kunnen inhouden dat slootkanten en/of kopse einden worden geterrasseerd, zodat de vochtgebonden soorten zich in het gebied kunnen handhaven (figuur 1ab). Wanneer de kopse einden van naast elkaar gelegen percelen worden geterrasseerd (figuur 1c) wordt de moerassige infrastructuur in een polder versterkt. Vanuit dergelijke 'bruggehoofden' kunnen de moerassoorten zich langs natuurvriendelijk beheerde slootkanten (weer) dieper in het gebied verspreiden. De aanleg van dergelijke stroken zou in het kader van landinrichting kunnen worden uitgevoerd. Deze benadering laat zich goed inpassen in het multifunctionele karakter dat bij landinrichting steeds nadrukkelijker wordt nagestreefd. Het aantrekkelijke van een compensatieregeling is dat geen star sjabloon wordt gehanteerd dat elke mogelijkheid voor bedrijfsmatige ontwikkeling uitsluit; er wordt een beroep gedaan op de betrokkenen om



Figuur 1. Een mogelijkheid voor de compensatie van verlies aan natuurwaarden door ontwatering zou kunnen zijn het aanleggen van 'kopse einden'. Hiermee is een relatief kleine oppervlakte gemoeid en kan een grote natuurwinst worden behaald. Linksboven: aanleg (maart 1986). L.onder: situatie mei 1989; een soortenrijke vegetatie is ontstaan met o.a. *Lychnis flos-cuculi* (Echte koekoeksbloem), *Trofolium pratense* (Rode klaver), *Vicia cracca* (Vogelwikke), *Holcus lanatus* (Gestreepte witbol) en *Poa trivialis* (Ruw beemdgras).
R.boven: terrassering van een reeks van percelen langs een watergang kan een versterking opleveren van de natte ecologische infrastructuur. De kopse einden kunnen als soortenreservoir fungeren voor de rest van het agrarische gebied.

compensatieregeling is dat geen star sjabloon wordt gehanteerd dat elke mogelijkheid voor bedrijfsmatige ontwikkeling uitsluit; er wordt een beroep gedaan op de betrokkenen om ongewenste ecologische gevolgen die voortvloeien uit agrarisch gewenste ingrepen creatief op te vangen.
Een dergelijke compensatieregeling zou een onderdeel kunnen zijn van de bovengenoemde natuur-basiskwaliteit. Als onderdeel van de landinrichting kan een taakverdeling tussen de verschillende overheden en de boeren worden vastgelegd.

natuurbeleid combineren met milieuhygiënisch beleid
De voorstellen voor het mestbeleid, die gericht zijn op vermindering van de ammoniak-uitstoot, lijken ook voor slootkanten gunstig te kunnen uitwerken (in tegenstelling tot voor de weidevogels). Zo zal het voorgestelde uitrijverbod van dierlijke mest en de verplichting tot onderwerken tot vermindering van de afspoeling leiden en daarmee tot een lagere nutriëntenbelasting van de slootkanten. Deze liften dus mee met het milieubeleid. Denkbaar is dat vanuit een gecombineerde milieu-natuur-doelstelling de richtlijnen voor het gebruik van meststoffen in de directe nabijheid van watergangen, sloten en greppels verder worden verscherpt. Dergelijke richtlijnen kunnen ook voor het gebruik van bestrijdingsmiddelen worden opgesteld, al zal dit vooral in de akkerbouw een rol spelen.

Figuur 2. Natuur in bedrijf, ze hoeven elkaar niet uit te sluiten. Met aandacht en goede wil kunnen beide duurzaam met elkaar worden gecombineerd.

7.2 Dotters: parels in het boerenland

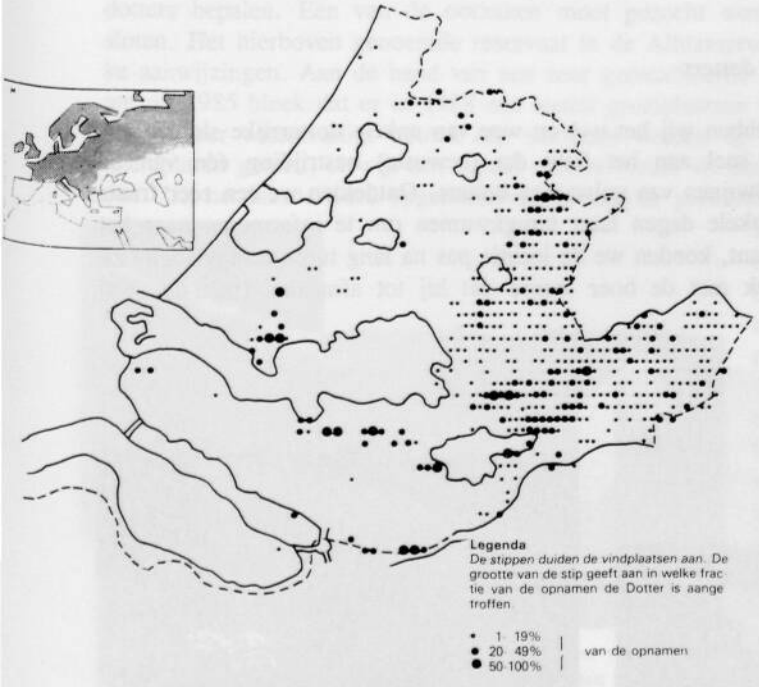
-illustratie van voorlichting natuurgericht slootkant-beheer aan de hand van een voorbeeld-soort-

Th.C.P. Melman en P.J.M. Melman.

Verschenen in De Levende Natuur, 90 (1989), nr.3: 66–71.

In het polderland van laag-Nederland zijn dotters sterk achteruitgegaan, maar nog niet helemaal verdwenen. Vooral in slootkanten kunnen ze nog in redelijke aantallen voorkomen. De schoonheid van de soort en de betekenis voor de natuurwaarde maken het waard nader te bekijken of het met een gericht beheer mogelijk is dit kleinood voor het polderland te bewaren.

De Dotter (*Caltha palustris*) is een soort met brede verspreiding; zijn Europese areaal beslaat de gematigde en koude klimaatzones. Het is een soort van vochtige omstandigheden. In het bergland staat hij langs beekjes, in het lagere land ook in moerasbossen vooral in brongebieden. Voorts staat de Dotter langs onze grote rivieren in de uiterwaarden, en tenslotte in de vochtig-natte hooilanden van het laag-Nederlandse poldergebied. Dit sieraad van het Hollandse polderland heeft het moeilijk. Het proces is bekend: met de ontwatering en het intensievere gebruik van de graslanden heeft de soort veel velden moeten ruimen. De laatste jaren wordt in verband met het behoud van de Dotter (en andere soorten) in toenemende mate gewezen op het belang van de goede waterkwaliteit (o.a. Grootjans, 1985). Het verhaal is hiermee echter niet af: met name in boerenland is het beheer een factor die niet verontachtzaamd mag worden. Een verkenning in Zuid-Holland.



Figuur 1. De verspreiding van de Dotter in Zuid-Holland (bron: provinciale vegetatiekartering Zuid-Holland). Inzet: verspreiding in Europa (uit: Van Wijngaarden & Van Heerden, 1985).

Hoe staat de Dotter ervoor?

Het provinciale vegetatie-onderzoek in Zuid-Holland (van Wijngaarden & van Heerden, 1985) laat zien dat de Dotter vooral in het veenweidegebied goed vertegenwoordigd is, met name in het oostelijk deel (fig. 1). De soort wordt thans vooral

Foto 1. Een nat hooiland (in de Kaag, ZH), waar de Dotter nog in grote aantallen op het perceel voorkomt.

gevonden in greppels en slootkanten. Alleen daar waar moerassige hooilanden gespaard zijn gebleven wordt hij nog op de percelen zelf aangetroffen (foto 1).

Ook in de slootkanten gaat het niet goed met de Dotter. Weliswaar heeft de soort zich in het gebied van Bodegravenoord weten te handhaven, maar in de Vijfheerenlanden en de Alblasserwaard is hij in de periode 1976-1984 zowel in aantal vindplaatsen (-63%) als in gemiddelde bedekking per vindplaats (-29%) sterk achteruitgegaan (Clausman & Groen, 1987). Opvallend is dat in de Alblasserwaard de soort ook plaatselijk uit de slootkanten van reservaten verdwijnt, terwijl het beheer nu juist op de bevordering van dotters is gericht!

We kunnen twee vragen stellen die opheldering vereisen om iets te kunnen zeggen over de mogelijkheden om de Dotter in de slootkanten van het polderland te behouden, zowel in het agrarisch gebruikte grasland als in reservaten. Ten eerste: wat is de oorzaak van het verdwijnen van volwassen dotters uit de slootkanten? En ten tweede: onder welke omstandigheden treedt er verjonging op?

De verdwijning van volwassen dotters

Gedurende een aantal jaren hebben wij het wel en wee van enkele dotterrijke slootkanten gevolgd en daarbij kwam al snel aan het licht dat (bewuste) bestrijding één van de oorzaken kan zijn van het verdwijnen van volwassen dotters. Ontdekten we een zeer fraaie slootkant (foto 2), toen we enkele dagen later terugkwamen om te informeren naar het beheer en onderhoud van de kant, konden we de locatie pas na lang turen terugvinden. Ze waren afgemaaid. Een gesprek met de boer leerde dat hij tot afmaaien (met de zeis)

Foto 2. Een slootkant waar de Dotter goed vertegenwoordigd is (april 1986).

Foto 3. Dezelfde slootkant in april 1988. Het gaat niet goed met de Dotter.

besloten had, omdat hij vreesde dat de soort zich als onkruid vanuit de kanten over het perceel zou uitbreiden. Dat goede verzorging van het perceel zelf toereikend zou zijn om dit te voorkomen, meende hij van niet. Nu stond er op het perceel hier en daar speenkruid; mogelijk zag hij die aan voor oprukkende dotters. De jaren daarna hebben we kunnen vaststellen dat de dotters langs de bewuste slootkant aanzienlijk zijn afgenomen (foto 3). Met vroeg maaien (april-mei) worden dotters dus effectief bestreden. Ook op andere plaatsen hebben we kunnen vaststellen dat dotters in de slootkant gericht worden bestreden, o.a. in de Lopikerwaard, waar een herbicide werd gebruikt (foto 4). Betere voorlichting hierover èn maatschappelijke waardering voor dotters in de slootkant, in welke vorm dan ook (positieve aandacht, beheersovereenkomsten, natuurbetaling), zouden voor het behoud van de Dotters in de kanten uitkomst kunnen bieden.

Foto 4. Door landgebruikers wordt de soort soms als onkruid beschouwd en met herbiciden bestreden. Met duidelijke maatschappelijke waardering en voorlichting over het ecologisch gedrag van de Dotter kan de soort in het Hollandse polderland een betere overlevingskans worden geboden.

Hoe illustratief het bovenstaande ook is, er zijn meer oorzaken die de verdwijning van dotters bepalen. Eén van de oorzaken moet gezocht worden in het onderhoud van de sloten. Het hierboven genoemde reservaat in de Alblasserwaard leverde hiervoor duidelijke aanwijzingen. Aan de hand van een zeer gedetailleerde kartering van individuele planten uit 1985 bleek dat er in 1988 een aantal groeiplaatsen was verdwenen. Het beeld was echter zeer wisselvallig: binnen één slootkant werden op de ene plek grote, meerjarige exemplaren gemist, terwijl een tiental meters verder de dotters er nog zeer vitaal bijstonden. Uit het laatste werd opgemaakt dat er met de groeiomstandigheden cq. de waterkwaliteit/hydrologische condities niets mis kon zijn. Nu wordt de schoning in het reservaat met de natuurvriendelijk verondersteld maaikorf uitgevoerd. Onderzoek in het schoningsmateriaal van 'vorig seizoen' leverde een paar kwarrende, volwassen dotters op. Ze bleken met het schonen uit de slootkant gerooid te zijn en op de perceelsrand gedeponeerd. Dit verschijnsel kon op een aantal plekken, ook elders in Zuid-Holland (foto 5) worden vastgesteld; de invloed op volwassen dotters kan dus

Foto 5. Een slootkant in Wilnis met een langerekt snoer van dotters in de slootkant (april 1988). Het rooieffect van het schonen is goed waar te nemen: daar waar het slootschoningsmateriaal is gedeponeerd, zijn kleine ouderejaars dotters te zien. Inzet: een dotter die met het schonen in gerooid, en die nu op de perceelsrand een kwarrend bestaan leidt.

substantieel zijn. Het zal duidelijk zijn dat de dotters op de perceelsranden zelf weinig kans hebben; het perceel wordt veelal intensief bemest, gemaaid en/of begraasd, een beheer waar dotters niet tegen kunnen.
Slootschoning kan dus funest zijn voor dotters in de kanten, zelfs met de natuurvriendelijk veronderstelde maaikorf. Schoning is echter wel noodzakelijk. Betekent dit het eind van de Dotter? Naar onze mening hoeft dat niet.
De oplossing schuilt echter niet alleen in de keuze van het schootschoningsmaterieel. Zo vond Van Strien (1986) geen statistisch significant verband tussen gebruikte schoningsapparatuur en floristische rijkdom van slootkanten. Volgens onze waarnemingen gaat het vooral om de wijze van gebruik van de schoningsapparatuur. Met de maaikorf kan in principe bij uitstek subtiel, netjes èn snel worden gewerkt. De praktijk is echter te ruw. Dit komt waarschijnlijk doordat loonwerkers graag grondig werk afleveren; je moet kunnen zien dat ze geweest zijn. Voor schonen betekent dat, dat ze de kanten meer optrekken dan voor het veiligstellen van het watervoerend vermogen van de sloten noodzakelijk is. Daarbij rooien ze 'en passant' de dotters op. Door de loonwerkers goed te instrueren moet het mogelijk zijn de dotters te ontzien. Dit geldt hoogstwaarschijnlijk niet alleen voor de opvallende dotters maar ook voor andere, relatief forse soorten uit de slootkant die op de grens van water en land balanceren, o.a. Gele lis (*Iris pseudacorus*), Kalmoes (*Acorus calamus*), Grote waterweegbree (*Alisma plantago-aquatica*), Grote watereppe (*Sium latifolium*), Zwanebloem (*Butomus umbellatus*) en Slangewortel (*Calla palustris*).
Een ander probleem van het schonen is dat met de komst van de zware, mechanische apparatuur het verschil tussen slootschonen en -baggeren is vervaagd. Met de krachtige machines wordt met het schonen in veel gevallen meer of minder bagger op de kant gezet. Deze bagger heeft een verstikkende en eutrofiërende uitwerking op de vegetatie en leidt tot verdwijning van een aantal soorten van hoge natuurwaarde. Vroeger was dat niet of nauwelijks het geval. Het jaarlijkse schonen (met handkracht) omvatte alleen het verwijderen van de vegetatie van de sloot en het vanuit de kant komende ingroeisel. Daarnaast werd eens per 5 à 8 jaar de sloot uitgebaggerd. Deze bagger was niet zoals tegenwoordig een afvalstof, maar was na enige bewerking een welkome meststof voor het perceel. Het eigendomsrecht van de bagger was soms zelfs aanleiding tot burenruzie!
Om nu verstikking en eutrofiëring van de kanten tegen te gaan, verdient het aanbeveling om baggeren en schonen weer duidelijker te scheiden. Zo'n scheiding zal bovendien het schonen minder zwaar en vernielend maken. Als er gebaggerd wordt, dan kan de vrijkomende specie over het perceel worden verspreid. Hiervoor is goede apparatuur voorhanden (zuig-pers machines). Ook minder frequent schonen zou soelaas kunnen bieden (van Strien, 1986); dit wordt momenteel aan de RU Leiden verder onderzocht.

Kiemomstandigheden voor dotters

De verklaring van de verdwijning van de volwassen dotters is slechts het halve verhaal. De vraag, die zich opdringt, is waarom de dotters zich zó slecht verjongen, dat daar waar oude exemplaren zijn verdwenen vestiging van nieuwe exemplaren veelal uitblijft (foto 6). Zaadgebrek of zaadonvruchtbaarheid lijken als verklaring niet aannemelijk. Rijping vindt vrij vroeg plaats (eerste week van juni), zodat de zaden al rijp zijn voordat de sloten worden geschoond (augustus-oktober). Een plant van normale grootte produceert naar schatting 500 tot 2000 zaden, waarvan onder vochtige omstandigheden 10 - 50 % kan

Foto 6. Een vitale, maar alleenstaande dotter in de slootkant: de verjonging in zwaar begroeide slootkanten loopt vaak moeizaam.

Tabel 1. Het aantal kiemplanten rond ouderjaars dotters in een vlak van 50 x 50 cm bij verschillende dichtheden van het omringende gewas.

bedekking vegetatie	gemiddeld aantal kiemplanten	range aantal kiemplanten	aantal waarn. met 1 of meer kiempl.	aantal waarn. met 0 kiempl.
<80% (n=12)	16	0 - >120	10	2
>80% (n=10)	1	0 - 4	4	6

kiemen (in de periode juni-februari), zo blijkt uit eigen kiemproeven. Mogelijk schort er iets aan de kiem- of opgroeiomstandigheden in de slootkanten.

Om hierin inzicht te krijgen hebben we april-mei 1988 op enkele plaatsen tellingen gedaan naar kiemplanten (die de winter en het vroege voorjaar doorgekomen zijn) rond oude exemplaren in een oppervlak van 50 x 50 cm. We hebben daarbij onderscheid gemaakt tussen plaatsen waar de bodembedekking door de vegetatie groot (door ons gesteld op > 80%) en minder groot (≤80%) was. Nu blijkt dat daar waar sprake is van dichte vegetatie er vrijwel geen kiemplanten aangetroffen worden, terwijl in open vegetatie waar licht op de bodem doordringt het aantal kiemplanten groot kan zijn (tot vele tientallen) (tabel 1). Verder bleek bij onze waarnemingen dat jonge planten onder zwaar gewas (donkere omstandigheden) slecht uitgroeien, weinig steunweefsel maken en zeer waarschijnlijk vroegtijdig afsterven. Voor verjonging lijkt dus een groeiplaats nodig te zijn waar voldoende licht tot op de bodem komt.

Hoe kan in de slootkant een geschikt kiemmilieu worden gerealiseerd?

De vraag is nu op welke wijze het beheer kan bijdragen tot een open vegetatiestructuur in de slootkanten, waar dotters goed kunnen kiemen. Hierbij komen ten minste drie factoren in aanmerking: 1) de bemesting van slootkanten; 2) het maairegime en 3) de slootschoning.

Bij een laag bemestingsniveau (in de slootkant) zal een relatief ijle, open gewasstructuur ontstaan, waarbij licht tot op de bodem kan doordringen. Bij bemesting is het van belang dat de randzone zoveel mogelijk wordt ontzien. Het aardige is nu dat dit behalve voor de kwaliteit van het natuurlijk milieu in slootkant (en sloot) óók voor de bedrijfsvoering voordelig kan zijn. Door een wat grotere rijafstand tot de sloot aan te houden dan men gewend is (1 à 2 meter verder uit de kant), of door met speciale kantstrooivoorzieningen te werken, worden minder meststoffen verspild in sloot en slootkant, terwijl de oogstder-

ving in de randzone van het perceel beperkt is (Melman & Van der Linden, 1988). In dit geval gaan natuur- èn bedrijfsdoelen samen op. Een verminderde mestinworp in het oppervlaktewater zal ook de milieuhygiënische kwaliteit ten goede komen.

Ook het maaien speelt bij het creëren van een open vegetatiestructuur in de kanten een belangrijke rol. Daarbij gaat het erom het juiste maairegime te hanteren. In de eerste plaats moet er in verband met de zaadrijping van de Dotter niet te vroeg worden gemaaid; de eerste maaibeurt niet voor de eerste week in juni (in de regel zijn dotterzaden dan rijp). Na deze datum is maaien wel essentieel en moet er niet te lang worden gewacht. In donkere, vochtige, warme omstandigheden verliest het zaad snel zijn kiemkracht. Ideaal is als er in het verdere groeiseizoen één à twee maal wordt gemaaid. In combinatie met een lage kantbemesting, en dus lage produktie, behoeft dit in de bedrijfsvoering geen problemen te geven. Het is dus zeker niet de bedoeling om de kanten te laten verruigen, wat boeren nog al eens denken.

Men zou denken dat het flink schonen ook tot geschikte kiemomstandigheden zou leiden; er ontstaat immers een strook kale grond. Dit is op zich wel waar, maar het leidt niet tot een toename van het aantal volwassen dotters, waar het uiteindelijk om te doen is. Dit leiden we af uit een waarneming die we in de Lopikerwaard hebben gedaan. Daar wordt bij het schonen van sloten met het oog op de natuurkwaliteit één kant bewust ontzien, terwijl de andere zijde wat zwaarder wordt aangepakt (foto 7). In de kant die ontzien wordt, blijken dotters inderdaad in redelijk aantal voor te komen. Het betreft onbemeste kanten, de vegetatie is niet zwaar, en we konden redelijke verjonging vaststellen. Aan de andere, fors aangepakte zijde blijken nauwelijks of geen ouderejaars dotters voor te komen. Bij nauwkeurige beschouwing van de fors aangepakte zijde, konden we echter dicht bij de waterlijn hier en daar een dotterkiemplant vinden. Ze stonden er dus wel, maar ze konden het niet of zeer moeilijk tot volwassenheid brengen. Het zaad was waarschijnlijk van de overzijde afkomstig. De verklaring van dit alles ligt voor de hand. Met het schonen wordt vlak langs de waterlijn een open, kiemingsgeschikte zone gecreëerd, maar tegelijkertijd worden dan eerstejaars dotters gerooid. Fors geschoonde sloten/slootkanten zijn dus wel kiemingsgeschikt, maar leiden niet tot zaadvormende, volwassen planten. Hoe een slootkant kán zijn als er bij het schonen zorgvuldig wordt gewerkt, is te zien op foto 8. De boer schoont de sloot elk jaar op zorgvuldige wijze met de hand, waarbij hij de wortelzone van het talud zoveel mogelijk ontziet. Hij krijgt hiervoor een tegemoetkoming.

Foto 7. De sloot wordt (m.b.v. de maaikorf) in één werkgang geschoond. Bij het schonen wordt de ene zijde ontzien, terwijl de andere zijde, waar ook het schoningsmateriaal wordt gedeponeerd, juist fors wordt aangepakt omwille van het behoud van het watervoerend vermogen van de sloot.

Conclusies

In het Zuidhollandse veenweidegebied vormen de slootkanten één van de belangrijkste groeiplaatsen van de Dotter. Ze gaan hier evenwel achteruit, zowel in agrarische gebieden als in reservaten. Er zijn duidelijke aanwijzingen dat het beheer hierbij een belangrijke

Foto 8. Zo kan een slootkant eruit zien als het schonen met aandacht gebeurt. Deze wordt jaarlijks met de hand geschoond, waarbij de boer zo min mogelijk de doorwortelde zone beschadigt.

rol speelt, en niet alleen de veranderende hydrologische condities.

Door optimalisatie van het slootkantenbeheer zijn er goede mogelijkheden aanwezig om dotters, en wellicht ook andere ecologisch verwante soorten, te behouden. Deze optimalisatie lijkt goed inpasbaar in de gangbare bedrijfsvoering. Ook in reservaten kan het slootkantbeheer op dit punt verder geoptimaliseerd worden.

Bij dottervriendelijk slootkantbeheer verdienen de volgende aspecten aandacht:

- Voor zover dotters als perceelonkruid worden bestempeld, zal met voorlichting duidelijk moeten worden gemaakt dat dit beeld ongegrond is. Maatschappelijke waardering voor dotterrijke kanten kan voor het wegnemen van Dotter-'aversie' een belangrijke, stimulerende rol spelen.
- De slootkanten dienen bij het jaarlijkse schonen niet al te zwaar te worden aangepakt: alleen de nieuwgegroeide vegetatie moet er worden uitgehaald. Voor een dergelijk beheer is de maaikorf waarschijnlijk het meest geschikte werktuig, maar een goede instructie aan de chauffeur is noodzakelijk. Ook met het gebruik van de open bak, in combinatie met het voorsnijden van de kanten, kunnen wellicht goede resultaten worden verkregen.
- Het schonen van sloten dient goed gescheiden te worden van het uitbaggeren. Dit leidt tot minder zware baggerranden op de kant, die verstikkend en eutrofiërend kunnen werken. Bij het baggeren van de sloten kan de vrijkomende 'specie' over het perceel worden verspreid. Zeer geschikte technieken zijn hier voorhanden.
- Bij de bemesting van het perceel moeten de slootkanten (en de sloten) worden ontzien. Dit komt ook de milieuhygiënische kwaliteit van het oppervlaktewater ten goede. Het ontzien van de kanten levert bovendien ook economisch voordeel voor de bedrijfsvoering op.
- De slootkantvegetatie dient regelmatig, dat wil zeggen één à twee maal per jaar gemaaid te worden en niet te verruigen. De eerste maaibeurt moet niet te vroeg zijn, liefst na 10 juni. Dit wat mildere, extensievere maairegime zal beter inpasbaar zijn naarmate de slootkanten bij de bemesting zorgvuldiger worden ontzien.

Samenvatting

Het veenweidegebied lijkt goede mogelijkheden te bieden om een moderne agrarische exploitatie te combineren met duurzaam aanwezige natuurwaarden. Wat betreft de botanische waarden gaat het daarbij met name om de sloot- en slootkantvegetatie. De smalle, een halve tot één meter brede, slootkanten, die in dit onderzoek centraal staan, herbergen soorten uit twee verschillende milieutypen: enerzijds soorten van moerassige omstandigheden, waarvan Gele lis, Watermunt, Dotter, Beekpunge en Egelboterboem kleurige voorbeelden zijn, en anderzijds soorten van de vroegere hooilanden, zoals Echte koekoeksbloem, Scherpe boterbloem en Veldzuring. Deze soorten staan nu in vegetaties die hun bestaan te danken hebben aan een bepaalde vorm van agrarisch gebruik, maar hebben hun wortels in het veenmoeras, waar Holland uit bestond voordat het werd ontgonnen (hoofdstuk 1).

Het duurzaam samengaan van bedrijfsvoering en natuurbehoud op de micrograd iënt die de slootkanten vormen, is echter niet vanzelfsprekend. De natuurwaarden in de slootkanten gaan achteruit en het is de vraag hoe dit proces gekeerd kan worden. De beantwoording van deze vraag is het doel van dit onderzoek. In de eerste plaats is onderzocht welke ecologische winst kan worden behaald met inrichting- en beheersmaatregelen van de slootkanten. In de tweede plaats is nagegaan in hoeverre deze maatregelen in de bedrijfsvoering kunnen worden ingepast. En in de derde plaats is verkend in hoeverre beleidsmatige ondersteuning nodig is en zo ja, of het bestaande instrumentarium daarvoor toereikend is.

Ecologisch onderzoek

De belangrijkste vraag van dit onderzoeksgedeelte is onder welke fysieke omstandigheden waardevolle slootkantvegetaties kunnen blijven voortbestaan. Zijn daarvoor ingrijpende veranderingen in de exploitatie van het perceel nodig of kunnen er ook goede resultaten worden bereikt wanneer alleen de slootkanten zèlf anders worden behandeld?

Begonnen wordt met enkele methodische studies aan de bruikbaarheid van parameters, afgeleid uit de samenstelling van de vegetatie. Het gaat zowel om ecologische-factorparameters, dat wil zeggen variabelen die een indicatie geven over de abiotische standplaatsfactoren, als om waarderingsparameters, variabelen die getalsmatig de natuurwaarde van een vegetatie beschrijven (hoofdstuk 2). De samenstelling van graslandvegetatie blijkt een goede indicatie te kunnen geven over de produktie (en de stikstofgift). Voorts is gebleken dat ecologische-factorparameters ongevoelig zijn voor de grootte van het onderzochte oppervlak. Waarderingsparameters zijn dat vaak wel, maar er kon een oppervlakteonafhankelijke waarderingsparameter worden opgesteld.

Daarna is de aandacht toegespitst op het eigenlijke object, de slootkanten. Om vast te stellen in hoeverre de slootkantvegetatie afhankelijk is van de omstandigheden in beide aangrenzende milieus, te weten de exploitatie van de percelen en de kwaliteit van het slootwater, heeft een analyse plaatsgehad van het bestand van de provinciale milieukartering van Zuid-Holland (paragraaf 3.2). De nadruk is daarbij gelegd op de betekenis van de factor bemesting. Uit deze analyse van 4500 opnamen in het veenweidegebied is naar

voren gekomen dat de vegetatie van de slootkanten slechts in zeer beperkte mate afhankelijk is van de perceelsexpoitatie (r=0.24), terwijl met de kwaliteit van het slootwater in het geheel geen verband kon worden aangetoond (r=-0.004). Deze geringe afhankelijkheid vormt een eerste indicatie dat het mogelijk is om de aanwezigheid van biologisch waardevolle slootkanten te combineren met een intensief agrarisch perceelsgebruik. De zeggingskracht van deze analyse is echter beperkt, omdat de berekeningen alleen zijn gebaseerd op vegetatiegegevens en enkele fysische parameters en niet op feitelijke gegevens over de exploitatie. Er was daarom behoefte aan een toetsing, waarbij nadere aandacht aan specifiek op de slootkant gericht beheer zou worden gegeven.

Hiertoe is een experimenteel onderzoek opgezet (paragraaf 3.3), waarin met betrekking tot de slootkanten een aantal inrichtings- en beheersfactoren is gevarieerd. De inrichting betrof de vormgeving van het slootkanttalud en het beheer de 'agrarische' factoren bemesten, maaien, beweiden en slootschonen. Er zijn acht locaties opgenomen, verspreid over de provincies Zuid-Holland, Noord-Holland en Utrecht, met een totale slootkantlengte van ongeveer acht kilometer. Hiervan is de helft geherprofileerd. Er zijn veertien verschillende beheersvormen onderzocht, verdeeld over vijf verschillende taludvormen. De vegetatieontwikkeling van de inrichtings- en beheerscombinaties is gevolgd over een periode van drie seizoenen. Naast het experimentele onderzoek zijn vier locaties onderzocht met van de normale situatie afwijkende, al bestaande inrichtings- en beheersvormen (paragraaf 3.4). De gedachte was dat door de langere periode waarin de betreffende condities heersen, meer zicht op de eindsituatie kon worden verkregen. De resultaten uit het ecologisch onderzoek geven verdere aanwijzingen over de betekenis van de diverse factoren voor de samenstelling van de slootkantvegetatie. Er is gestreefd om op hoofdpunten tot nadere bewijsvoering te komen. In beschrijvende zin is meer gedetailleerd ingegaan op de werking van de factoren afzonderlijk. Ook hun onderlinge beïnvloeding, zoals die in de praktijk plaatsvindt, is daarin betrokken.

Het aanleggen van terrastaluds, een slootkantvorm waarbij een meer geleidelijke overgang van één meter breed tussen de sloot en de perceelvegetatie ontstaat, bevordert de soorten van natte en drassige omstandigheden (o.a. Grote waterweegbree, Zwanebloem, Pitrus, Egelboterbloem, Moeraszoutgras en Echte koekoeksbloem). Soorten van de vroegere hooilanden, die vooral op het hogere, drogere deel van de slootkanten staan (o.a. Veldzuring, Scherpe boterbloem en Grote vossestaart), lopen door de terrassering echter wel enig risico te verdwijnen. Per saldo blijkt het effect op de natuurwaarde van de vegetatie echter duidelijk positief en is sterker als bemesting wordt vermeden (paragraaf 3.3; zie hieronder). Terrassering over een grotere breedte dan één meter geeft hetzelfde soort effect, maar er is meer sprake van een 'eigen wereld' met een grotere kans op duurzaam positieve effecten. Deze effecten manifesteren zich direct vanaf de aanleg (paragraaf 3.3.1; 3.4.2). Belangrijk is te vermelden dat de percelen aangrenzend aan de slootkanten op normaal-agrarische wijze werden geëxploiteerd. Een extreme inrichtingsvorm is de verlaging van grote delen van of zelfs gehele percelen. Ook dit heeft een positief natuureffect, dat over eeuwen blijkt te kunnen voortbestaan (paragraaf 3.4.3).

Het ontzien van de slootkanten bij bemesting (over een één à twee meter brede zone vanaf de waterlijn) kan een belangrijke bijdrage geven aan de natuurwaarde van de vegetatie. Op de onderzochte venige percelen is hiervoor geen vermindering van de bemesting op het perceel zelf noodzakelijk. Het niet-meebemesten geeft meer kansen aan kruiden, zegges en

minder-produktieve grassen (zoals Echte koekoeksbloem, Moeraswederik, Rode klaver, Moerasrolklaver, Tweerijige zegge en Reukgras) (paragraaf 3.3 en hoofdstuk 5).

Maaien en beweiden grijpen in op de vegetatiestructuur en zijn noodzakelijk voor het voortbestaan van een grassen/kruiden-vegetatie. De produktiviteit van de slootkant en de frequentie en intensiteit van de maatregelen blijken bepalend te zijn voor het effect op de samenstelling van de vegetatie. Uit de resultaten blijkt dat een minimalisering van deze ingrepen niet altijd het beste natuureffect oplevert. Een belangrijk aspect is namelijk dat verruiging en vervilting van de vegetatie wordt voorkomen. Dat vergroot de kansen voor laagblijvende soorten en voor uitgroei van kiemende zaden. Wat het maaien betreft betekent dit dat een uitstel van de eerste snede meer zin heeft voor een laag-produktieve dan voor een hoog-produktieve vegetatie en voor de laatstgenoemde zelfs negatief kan uitwerken. Met betrekking tot beweiding geldt iets soortgelijks. Deze dient ook zodanig plaats te vinden dat de bloei en zaadvorming kansen krijgen zonder dat verruiging en vervilting optreedt. Naast overeenkomsten zijn er tussen maaien en beweiden ook verschillen. Maaien (mits niet te intensief) versterkt het hooilandkarakter van de kanten versterkt, maar kan — vooral wanneer de kanten steil en diep zijn, waardoor het gewas voor de apparatuur niet bereikbaar is — in het moerassige deel leiden tot te sterke verruiging. Bij beweiding worden de kanten doorgaans volledig vrij kort afgegraasd. Het onderste, moerassige deel krijgt een wat opener structuur en daardoor — mits de beweiding niet te intensief is — een hogere natuurwaarde. De met beweiding gepaard gaande vertrapping van het hogere deel van de kanten ondermijnt komt het hooilandkarakter van de vegetatie (paragraaf 3.3 en 3.4.4). Vanuit natuurbehoudsoogpunt lijkt daarmee een combinatie van beide maatregelen het meest gunstig, waarbij in het begin van het seizoen beter kan worden gemaaid, terwijl later beweiding de voorkeur heeft.

Bij het schonen van de sloten kunnen verschillende aspecten worden onderscheiden. Een eerste aspect betreft, evenals bij maaien en beweiden, een ingreep in de vegetatiestructuur. Door het schonen wordt de overgang tussen water en land in stand gehouden en daarmee de verlandingsvegetatie. De wijze waarop wordt geschoond ('ruw' of 'mild') blijkt daarbij van grote betekenis. Het is van belang dat bij het schonen het slootkanttalud zelf zoveel mogelijk intact wordt gelaten, omdat een aantal soorten slecht tegen 'uitrooien' bestand is (m.n. de Dotterbloem) (paragraaf 7.2). Verdere aspecten betreffen de hoeveelheid schoningsmateriaal en de plaats waarop dit wordt gedeponeerd. Wanneer de hoeveelheid klein is en hoofdzakelijk uit plantaardig materiaal bestaat, kan het deponeren in de kanten geen kwaad. Het kan zelfs positief zijn, omdat zich in het schoningsmateriaal soorten bevinden die dan alsnog kunnen doorgroeien, waarmee verdwijning uit de kanten wordt voorkomen (paragraaf 3.3.2). Is de hoeveelheid echter groot en bevat het veel modder, dan verstikt de vegetatie op en worden er veel voedingsstoffen aangevoerd. De effecten hiervan zijn negatief (paragraaf 3.3, m.n. 3.3.1 en 3.3.4; zie ook hierboven). In dergelijke gevallen dient het materiaal bij voorkeur over de percelen te worden verspreid.

Het experimentele onderzoek heeft zich slechts over een betrekkelijk korte periode kunnen uitstrekken. Daarom is in een modelonderzoek de betekenis van de profielvorm en de bemesting voor de stikstofhuishouding over een twintigjarige periode gesimuleerd (hoofdstuk 4). Hoewel de bewijskracht van de simulatie beperkingen heeft, vormen de resultaten een ondersteuning van de bevindingen van het veldonderzoek: de terrassering van de randstroken leidt volgens de berekeningen tot een duurzaam kleinere hoeveelheid voor de

planten beschikbare stikstof, doordat de hoge waterstand denitrificatie bevordert en de mineralisatie remt. Voorts is de berekende stikstofaanvoer vanuit het perceel beperkt en die vanuit de sloten verwaarloosbaar. Dit houdt in dat het gericht niet-bemesten van slootkanten een ecologisch effectieve maatregel is. Van belang is hierbij overigens dat venige percelen een enigszins holle vorm hebben, waardoor de belasting van slootkanten door afspoeling beperkt blijft. Dit betekent wel een extra belasting voor de kwaliteit van het slootwater.

Over het empirisch ecologisch onderzoek kan tenslotte worden opgemerkt dat de resultaten van het experimentele onderzoek en het onderzoek aan bestaande locaties elkaar aanvullen. Het gedetailleerd volgen van de ontwikkelingen van de nieuw-gecreëerde situaties, waarbij veel factoren zijn gevarieerd, geeft een gedetailleerd inzicht in de ecologische betekenis van deze factoren. Dit inzicht geeft een ondersteuning bij de interpretatie van de al langer bestaande situaties.

Bedrijfskundig onderzoek

Tevens is aandacht besteed aan de inpasbaarheid in de bedrijfsvoering van de natuurgerichte inrichtings- en beheersvormen (hoofdstuk 6). Hiervoor blijken goede mogelijkheden te zijn, sommige zonder en andere met financiële gevolgen. Met name door aangepaste bemesting, maar ook door beweiding en slootschoning kunnen belangrijke verbeteringen voor de slootkantvegetatie bereikt worden zonder kosten of zelfs met enig bedrijfsvoordeel. Een aangepast maairegime kan beperkte kosten en/of inspanningen met zich meebrengen. Een nadere uiteenzetting van financieel-neutrale mogelijkheden van verbeteringen van het beheer volgt hieronder.

Vanuit natuurbehoudsoogpunt is het van belang dat er zo min mogelijk mest in de sloot en op de slootkanten terecht komt. Ook bedrijfsmatig is minimalisering van dit verlies gewenst. Bij metingen aan veelgebruikte typen kunstmeststrooiers is evenwel gebleken dat bij een normaal gebruik een niet onaanzienlijke hoeveelheid mest onbedoeld in de slootkanten en sloten terecht komt: de kunstmestopworp op de kanten bedraagt 30–35% van de perceelsgift (paragraaf 6.3). Door één of twee meter verder van de slootkanten verwijderd te blijven dan gebruikelijk, vermindert deze belasting tot 15–25%, terwijl er per saldo geen bedrijfsschade en soms zelfs bedrijfswinst optreedt. Het natuur- en bedrijfsbelang blijken op dit punt dus hand in hand te gaan. Het is daarom van groot belang om stooiers te gebruiken waarmee het goed mogelijk is de slootkanten te ontzien. Voor sommige strooiers zijn reeds kantstrooivoorzieningen beschikbaar, maar verdere verbeteringen van deze apparatuur zijn mogelijk. Het opstellen en naleven van nauwkeurige handleidingen voor gebruik verdient hierbij specifieke aandacht; bij onzorgvuldig gebruik van precisie-strooiapparatuur bestaat namelijk het risico dat de kwaliteit van het sloot- en slootkantmilieu niet verbetert maar juist verslechtert.
Door de slootkanten bij bemesting te ontzien komt overigens ook een extensiever maairegime binnen bereik. De slootkanten worden geleidelijk aan minder produktief, waardoor op termijn de eerste maaibeurt van de kanten kan worden overgeslagen.

Vanuit natuurbehoudsoogpunt gaat het er bij de beweiding om, de vertrapping van de kanten te verminderen. In beginsel kan dit zonder veel problemen worden bereikt door

binnen het bedrijf de percelen waarvan de slootkanten hoge natuurwaarden hebben niet vroeg te beweiden, maar zoveel mogelijk consequent te gebruiken voor nabeweiding. Daarnaast kan worden overwogen om bepaalde slootkanten af te rasteren. De inpasbaarheid daarvan is echter bedrijfsafhankelijk; deze is groter naarmate de veedichtheid hoger is en de kanten vertrappingsgevoeliger (paragraaf 6.2; 3.4.4). Ook kan het gebruik van weidepompjes een bijdrage leveren aan het verminderen van de vertrapping van de slootkanten en daarmee zowel voor natuur als bedijfsvoering positieve resultaten geven (paragraaf 6.4).

Bij het schonen van de sloten is het vanuit natuuroogpunt van belang dat het modderig materiaal zo min mogelijk in de kanten zelf wordt gedeponeerd. Dit kan worden gerealiseerd door het schonen en baggeren van de sloten zoveel mogelijk te scheiden, wat ook gebruikelijk was voordat de kunstmest op grote schaal werd gebruikt (bagger=meststof); het schonen vond elk jaar plaats en het baggeren eenmaal per zeven à negen jaar. Is het bedrijfsmatig toch gewenst om beide handelingen in één werkgang uit te voeren, dan dient de modder zoveel mogelijk over het perceel te worden verspreid. De hierboven reeds gedane aanbevelingen om het plantaardig materiaal, zeker als dat niet veel is, in de kanten te deponeren en om bij het schonen het talud zelf zoveel mogelijk intact te laten, hoeft voor de bedrijfsvoering geen extra kosten op te leveren.

Alle besproken maatregelen kunnen worden uitgevoerd op een wijze die de natuurwaarde van de slootkanten nog minder zal belasten dan hierboven beschreven is en die nog meer ruimte geeft voor ontwikkeling van natuurwaarden. Dan zullen er echter wel kosten aan verbonden zijn. Een financiële ondersteuning wordt dan onmisbaar. Dit geldt ook voor natuurgerichte inrichtingsvormen (terrassen) en voor het beheer daarvan.

Beleidsmaatregelen

Bij het realiseren van natuurgerichte vormen van inrichting en beheer van slootkanten kan de overheid een belangrijke rol spelen. In de eerste plaats betreft dit voorlichting, in de tweede plaats financiële ondersteuning en in de derde plaats het formuleren van kaderstellend beleid (hoofdstuk 7).

Voorlichting kan met name van betekenis zijn voor het bij de boeren bekend en herkenbaar maken van de aanwezige natuurwaarden in slootkanten en sloten. Aandacht voor de 'aardigheid' van natuurwaarden op het bedrijf mag hierbij niet ontbreken. Een speciale plaats verdient de voorlichting over die onderdelen van de bedrijfsvoering, waarbij het boeken van bedrijfs- en natuurwinst gelijk op gaan. Deze onderdelen zijn hierboven besproken.

Financiële ondersteuning is onmisbaar bij verdergaande natuurgerichte maatregelen voor de slootkanten. Dit kan betrekking hebben op beheers- en inrichtingsmaatregelen die duidelijke inkomstenderving met zich meebrengen (bijv. het ontzien van een brede strook bij de bemesting, aanleg van terrassen of het afrasteren van de kanten, wanneer dat uit bedrijfsoogpunt geen voordeel biedt). Elementen hiervan zijn reeds opgenomen in het instrument van de Relatienota. Een lastige keuze is of financiële tegemoetkoming gekoppeld dient te zijn aan het creëren van condities, ofwel aan een daadwerkelijke aanwezig-

heid of bevordering van de natuurwaarden. Mogelijk kan met een combinatie van beide het beste resultaat worden behaald. Reeds bestaande subsidieregelingen voor de aanschaf van natuurvriendelijke werktuigen kunnen meer dan thans het geval is aan slootkantbeheer dienstbaar worden gemaakt.
Financiering van natuurgerichte inrichting van slootkanten lijkt vooral perspectief te hebben als onderdeel van landinrichtingswerken. Met name het verlagen van kopse einden van percelen langs grotere watergangen lijkt aantrekkelijk.

Kaderstellend beleid kan vorm krijgen door het formuleren van een zogenaamde natuurbasiskwaliteit, waarmee een grenswaarde wordt aangegeven voor de biologische kwaliteit die minimaal aanwezig moet zijn. Het ligt voor de hand een dergelijke basiskwaliteit gebiedsgericht uit te werken. Voor het veenweidegebied zullen de sloten en slootkanten dan zeker een belangrijk onderdeel zijn. Hoewel het concept van een natuurbasiskwaliteit aantrekkelijk is, zullen voor de praktische vormgeving ervan nog veel vragen beantwoord moeten worden. Voorstelbaar is dat de realisering ervan een gezamenlijke verantwoordelijkheid zal zijn van zowel agrarische ondernemers als overheid. Wat de inbreng van agrariërs betreft kunnen er voor de slootkanten aanknopingspunten worden gevonden door het stellen van normen ten aanzien van de bemesting van slootkanten, het gebruik van schoningsapparatuur en niet in de laatste plaats door zorg te dragen voor het voortbestaan van het slotenstelsel. De gemeentelijke en provinciale overheden zouden bijvoorbeeld een verantwoordelijkheid kunnen hebben bij de aanleg en het onderhoud van terrassen.

Slotwoord

Een moderne agrarische bedrijfsvoering en een biologische goede kwaliteit ter plekke hoeven onderling minder op gespannen voet te staan dan vaak wordt gedacht. Dat is het belangrijkste inzicht dat deze studie heeft opgeleverd. Zeker in het slotenrijke veenweidegebied lijken er goede mogelijkheden te zijn om een moderne produktiewijze op de percelen te combineren met een waardevolle en kleurrijke vegetatie in de slootkanten en waarschijnlijk ook in de sloten. Met aandacht en een goede wil zijn al positieve resultaten te bereiken. Financiële ondersteuning voor verdere verbetering is van belang, hetzij als vergoeding voor gemaakte kosten, hetzij als beloning voor gebleken resultaat. Met deze ondersteuning wordt tevens blijk gegeven van het maatschappelijk draagvlak voor dit streven naar meer natuur binnen het bedrijf.
Ook is naar voren gekomen dat weliswaar niet binnen het bedrijfsareaal maar wel pal er tegen aan een belangrijke natuurwinst kan worden geboekt door het verlagen (terrasseren) van delen van percelen. Er zijn daarmee effectieve vormen van natuurontwikkeling mogelijk zonder omvangrijke oppervlakten aan het agrarisch gebied te onttrekken.

Summary

The peat polder region appears to offer good potential for combining modern agricultural operations with a permanence of ecological values. In terms of botanical value, it is the vegetation of ditches and ditch banks that are of prime importance in this region. The 0.5-1 m wide ditch banks focussed on in the present study provide a habitat for species of two different types of environment: on the one hand, species of boggy soils such as Yellow Iris, Water Mint, Marsh Marigold, Brooklime and Lesser Spearwort, and on the other, species of former hayfields such as Ragged Robin, Meadow Buttercup and Common Sorrel. Today, these species are to be found in vegetation types dependent upon a specific mode of agricultural management, but they have their roots in the peat bogs that made up much of Holland before the land was drained (Chapter 1).

Sustainable symbiosis between agricultural management and nature conservation on the microgradient formed by ditch banks is by no means self-evident, however. The ecological value of the ditch banks is in decline and it may be wondered how this process is to be reversed. The present study aims to answer this question. In the first place, the ecological impact of ditch-bank design and management methods was studied. Secondly, the ease with which beneficial methods can be integrated into modern farming practice was investigated. Thirdly, the need for policy support required was considered and whether existing instruments are adequate for the purpose.

Ecological study

In this part of the study, the key question is: under what physical conditions can valuable ditch-bank vegetation be preserved? Does their preservation imply drastic changes in farmland management, or can positive results be achieved merely by adopting a different approach to the management of the ditch banks themselves?

First, several methodical studies are presented concerning the reliability and usefulness of parameters based on floristic composition. Parameters relating to ecological factors as well as evaluative parameters are discussed, the former describing abiotic habitat factors, the latter assigning a numerical 'conservation value' to a particular vegetation (Chapter 2). The composition of the vegetation appears to be a good indicator of dry matter production (and N-input). Secondly, the indication of ecological factors appear to be independent of the area surveyed. Evaluation parameters are generally dependent on the area surveyed, however, a size independent parameter has been constructed.

In the next chapter, the focus shifts to the main object of study: the ditch banks. In order to establish the dependence of ditch-bank vegetation on circumstances in the two bordering environments, i.e. on management of the adjacent farmland and ditch-water quality, an analysis has been made using the South Holland environmental database, focussing mainly on the significance of fertilizer regimes (Section 3.2). This analysis, covering data from 4500 relevees in the peat polder region, indicates that ditch banks are influenced only marginally by agricultural regimes ($r=0.24$), while ditch-water quality is of no significance at all ($r=-0.004$). This marginal dependence provides a first indication that preservati-

on of biologically valuable ditch banks can be combined with intensive agriculture in adjacent fields. The solidity of these conclusions is limited, however, because calculations are based solely on vegetation data and a few physical parameters, with no data on actual farm management. There was therefore a need for validation, involving a closer investigation of actual ditch-bank maintenance practice.

To this end, an experimental field study was carried out (Section 3.3), in which a number of factors relating to the design and management of ditch banks were varied. 'Design' relates to the physical shape of the bank, while 'management' is characterized by the 'agricultural' factors of nutrient loading, mowing, grazing and ditch cleaning. This field study covered eight locations in the provinces of South Holland, North Holland and Utrecht, representing a total ditch length of about eight kilometres. Half of this was reprofiled. Fourteen different management regimes were studied on five different bank profiles. Floristic development under the various design/management regimes was followed for three seasons. In addition to the experimental study, four additional locations were studied where current design and management regimes were considered to be of particular interest (Section 3.4). Because the prevailing conditions were well-established here, it was anticipated that these locations would yield a better understanding of the resultant situation.
The results of the ecological study provide further evidence for the impact of various factors on the floristic composition of ditch banks. In this study, the main aim was to establish causal relationships only for the main processes involved, with a more descriptive approach being followed with respect to the detailed effect of the individual factors and the interrelationships occurring in practice.

The construction of terraced banks, involving a gradual, 1-metre transition between the ditch and the field crop, is beneficial for species of wet and boggy environments (e.g. Common Water-plantain, Flowering Rush, Soft Rush, Lesser Spearwort, Marsh Arrow-grass and Ragged Robin). In contrast, species of former hayfields, which are usually found on the upper, drier part of the banks (e.g. Common Sorrel, Meadow Buttercup and Meadow Fox-tail) run a risk of being lost under a terraced-bank regime. On balance, however, terraced banks were found to have a distinctly beneficial effect on the conservation value of the vegetation; the effect is even greater if manuring and fertilizing of the banks is avoided (Section 3.3; see below). Similar results were achieved with terraced banks broader than 1 m, but the ensuing environment was more of 'a world of its own', with better prospects for lasting ecological improvement. When banks were terraced, beneficial effects were already apparent in the same season (Sections 3.3.1, 3.4.2). It should be noted that the farmland adjacent to these ditch banks was managed in a normal fashion.
An extreme form of pro-active management is to lower the level of major parts of fields, or even entire fields. This also has a beneficial ecological effect, which may persist for centuries (Section 3.4.3).

Keeping ditch banks free of fertilizer and manure input (in a 1-2 m zone along the water's edge) can greatly benefit their floristic value. At the peatland sites studied, this did not entail any reduction of nutrient loading on the field itself. Reduced nutrient input provides a more congenial environment for wildflowers, sedges and less productive grasses, e.g.

Ragged Robin, Tufted Loosestrife, Red Clover, Greater Birdsfoot Trefoil, Brown Sedge and Sweet Vernal-grass (Section 3.3 and Chapter 5).

Mowing and grazing have a distinct impact on vegetation structure and are essential for the survival of wildflower and grass communities. The production of the standing crop and the frequency and intensity of mowing and grazing are found to be of crucial importance for floristic composition. The study indicates that minimizing the frequency of these operations does not always lead to the best results in terms of conservation. Ditch banks should not be allowed to become overgrown, nor should the vegetation become matted; this increases the survival chances of low-growing species and germinating seeds. With respect to mowing, this implies that postponing the first cut is more relevant for vegetation with a low biomass production than for that with a high productivity; in the latter case, postponement may even be detrimental. The situation is similar with respect to grazing. Grazing schedules should be aimed at allowing unimpeded flowering and seeding while avoiding overgrowth and matting.
Besides similarities, there are also differences between mowing and grazing as forms of ditch-bank management. Mowing, provided it is not too frequent, reinforces the hayfield character of the banks. However, particularly when the banks and high and steep, keeping the plants out of reach of mowing equipment, excessive overgrowth may occur in the marshy zone. In the case of grazing, the vegetation is usually kept fairly short over the entire width of the bank. Provided grazing is not too intensive, the marshy zone may develop a more open structure, thus increasing its floristic value. In the upper part of the banks trampling may put considerable pressure on the hayfield character of the banks. (Sections 3.3, 3.4). From the point of view of conservation, therefore, a combination of the two forms of management would appear to be the best option, with a preference for mowing early in the season and grazing later in the year.

Several aspects of ditch maintenance, or cleaning, can be distinguished. As is the case with mowing and grazing, cleaning has a direct impact on vegetation structure: it maintains the transitional zone between land and water and, with it, the characteristic marsh vegetation. In this context, the cleaning method employed ('rough' or 'mild') is of major influence. It is important that the ditch bank itself be left as intact as possible during cleaning operations, as a number of species occurring in this zone - the Marsh Marigold, especially - are sensitive to 'grubbing up' (Section 7.2). The other main effects of ditch cleaning relate to the quantity of spoil removed and where this is deposited. If there is little spoil and it consists mainly of plant material, there is no harm in dumping it on the banks. This may even be beneficial, in fact, as the spoil may contain species that continue to grow, preventing their loss from the bank environment (Section 3.3.2). However, if the quantity involved is large and there is a lot of bottom mud included, the ditch-bank vegetation is suffocated; in addition, large quantities of nutrients are transferred to the banks. This has an adverse effect on floristic quality (Section 3.3, particularly 3.3.1, 3.3.4; see also above). In such cases, it is preferable to spread the spoil on the fields.

There was only a relatively limited period of time available for the experimental study. A model simulation study was therefore performed to investigate the influence of the bank profile and nutrient input on the nitrogen balance over a twenty-year period (Chapter 4). Although the validity of this simulation is limited, the results support the conclusions of

the field study: the calculations indicate that in ditch banks with a terraced structure the amount of nitrogen available to wild plants is permanently reduced, while the elevated water table results in greater denitrification and a slower rate of mineralization. In addition, the calculated nitrogen input from the field is found to be limited, while input from the ditch is negligible. This implies that deliberately non-fertilizing ditch banks constitutes an ecologically effective measure. In this context, the slightly concave form of peatland meadows is also of influence, as this limits the loading of ditch banks from nutrient run-off. However, this does imply a deterioration of ditch-water quality.
Within the empirical ecological study, the results obtained at experimental sites and at existing locations complemented one another well. Detailed monitoring of developments in newly created environments, with many factors being varied, enabled a nuanced picture of the ecological significance of these factors to be formed. This picture was helpful in understanding more well-established environments.

Study of agricultural practice

In addition to vegetation effects, the practicability of integrating conservation-orientated ditch-bank design and management regimes into farming practice was also studied (Chapter 6). There were found to be promising perspectives some with, and some without financial consequence. With respect to fertilization, especially, but also in terms of grazing and cleaning practice, major benefits to ditch-bank vegetation can be accrued at no extra expense; in some cases, there may even be some financial advantage. An adaptation of mowing schedules may involve some small extra cost and/or effort. There follows a summary of financially neutral options for improving ditch-bank management.

From the point of view of conservation, it is important that the input of fertilizer and manure to the ditch and its banks be kept as low as possible. In terms of business efficiency, too, it is desirable to minimize such losses. However, practical measurements on a number of commonly used fertilizer and manure distributors have shown that under normal operating conditions a substantial quantity ends up in ditches and on banks: the amount falling along the field edges is 30-35% of that applied to the field (Section 6.3). By keeping 1-2 m further away from ditches, ditch-bank loading is reduced to 15–25%, without incurring any financial loss, and sometimes even achieving financial gain. Here, the interests of nature coincide with those of the farmer. It is therefore extremely important to use distributors that allow for straightforward exclusion of ditch banks. Edge-control provisions are now available on some distributors, but there is still scope for further improvement. In this context, particular care should be taken in the design and use of precisely-worded manuals, since careless use of high-precision distribution machines may have a higher rather than lower impact on the ditch-bank environment.
Non-fertilization of ditch banks also opens up the perspective of a less intensive mowing regime. Gradually, the banks will become less productive and with time, therefore, the initial cut of the season can be omitted.

From the conservation point of view, the most important aim in grazing is to reduce trampling of ditch banks, particularly those with a high conservation value. In principle, this objective can be achieved fairly readily by preventing grazing on such banks too early in the season, scheduling these areas for late grazing whenever possible. In addition, there

is the option of fencing off particular ditch margins. The compatibility of such an approach with efficient agricultural practice varies with the situation, however, and will be greater when livestock density is higher and if banks are more vulnerable to trampling (Sections 6,2, 6.3.4). The use of small pump-driven drinkers can also help reduce the effects of ditch-bank trampling, thus accruing benefits for nature as well for business efficiency (Section 6.4).

With respect to ditch cleaning, conservation considerations indicate that the amount of mud deposited on the banks should be kept to a minimum. This can be achieved by performing cleaning and dredging as separate operations as far as possible, as was the rule before widespread use of artificial fertilizers (ditch mud is a source of nutrients); formerly, ditch cleaning took place once a year and dredging every 7-9 years. If business considerations make it preferable to combine the two operations, the mud should be spread on the field wherever possible. The earlier recommendation - to deposit the cut vegetation on the banks, especially if quantities are small, and to leave the bank slope as intact as possible during cleaning operations - need not result in any financial disadvantage.

All the measures discussed can be implemented in such a way as to achieve even less damage to the conservation value of the ditch banks than described above; there will then also be a better chance of the value even increasing with time. In this case, however, there will be additional expense. Financial support from government will then be indispensable. This also holds true for the construction and management of ditch designs that are specifically conservation-orientated (terraced ditches).

Policy measures

There is an important role to be played by government authorities in stimulating conservation-orientated forms of ditch-bank design and management: firstly in terms of information campaigns, secondly by providing financial support, and thirdly by drawing up a suitable policy framework (Chapter 7).

Information campaigns are essential for drawing farmers' attention to, and helping them to recognize, the present conservation value of ditches and their banks. Such campaigns should also dwell on the sheer attractiveness of such value on their farms. Particular attention should be drawn to those aspects of farm management in which both nature and business can profit from due action. These aspects have been discussed above.

If more sweeping measures are being considered for conserving ditch banks, financial aid becomes indispensable. Such is the case, for instance, if ditch bank construction and management programmes lead to appreciable financial loss (e.g. leaving wide margins unfertilized, or creating terraced or fenced-off banks, when this is without business advantage). Elements of such a policy have already been instrumentalized in the government's policy document on Agriculture and Nature Conservation (the so-called 'Relatienota'). There are difficulties involved in deciding whether financial aid should be linked to the creation of beneficial conditions or to the actual presence or promotion of nature values. A combination of the two might prove to be the optimum approach. Existing

subsidy programmes for the purchase of 'nature-friendly' farm machinery might be targeted, more than is presently the case, to the benefit of ditch-bank management.
Financial support for conservation-orientated ditch-bank design would appear to offer the best prospects when such work is integrated in land development programmes. In particular, the lowering of the narrow ends of fields along larger watercourses might be an attractive option.

A suitable policy framework might be shaped by formulating the terms of a so-called 'basic' ecological quality (analogous to the 'basic' category of water quality already in widespread use), providing an objective standard for minimum biological quality. The obvious course of action would seem to be to elaborate this for the various different ecological regions. In the peat grassland region, ditches and ditch banks will certainly constitute an important element. Although the concept of basic environmental quality has its attractions, many problems still remain to be solved before it can be formulated in practical terms.
It is conceivable that responsibility for this kind of policy approach could be borne jointly by farmers and government authorities. The contribution of farmers might by operationalized by establishing standards for nutrient input to ditch banks and use of ditch maintenance machinery and, not in the last place, preservation of the ditch system. Tasks performed under the responsibility of municipal and provincial authorities might include the construction and management of terraced ditch banks.

Conclusions

There are fewer contradictions between modern farming practice and satisfactory environmental quality than is often supposed. This is the major conclusion of the present study. Particularly in the peat grassland region, with its extensive system of ditches, there appears to be ample scope for combining modern agricultural production methods with valuable and colourful vegetation along ditch banks, and possibly in the ditches themselves, too. A measure of thoughtfulness and goodwill is all that is required to achieve positive results. For more extensive improvement, financial support is essential, either in the form of reimbursement of expenses incurred or as a reward for results achieved. Such support is also an expression of public support for the objective of nature conservation within the context of farming operations.
Another conclusion of the study is that, not within actual farmed acreage but immediately adjacent, major conservation results can be achieved by lowering (terracing) parts of fields. In this way, effective forms of nature development are feasible without substantial areas being taken out of production.

Literatuur

Aart, P.J.M. van der, R. Aerts, R. Bobbink, H.F.G. van Dijk & W. Koerselman, 1988.
De inlvoed van vermesting op terrastrische ecosystemen. Landschap 5, 4: 253–269.

Adriaanse, P.I., 1988.
Lokale waterhuishouding en stikstofhuishouding in een beekdal van de Dommel; toepassing van de modellen WATBAL en ANIMO. Nota 1874. ICW, Wageningen.

Al-Mufti, M.M., C.L. Sydes, S.B. Furness, J.P. Grime & S.R. Band, 1977.
A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation. J. Ecol. 65: 759–791.

Allen, S.E., Grimshaw, H.M., Parkinson, J.A. & Quarmby, C. 1974.
Chemical analysis of ecological materials. Blackwell, Oxford, 565 pp.

Anonymus, 1970.
Details of the classical and long-term experiments up to 1967. Rothamsted Experimental Station, Harpenden.

Anonymus, 1975.
Nota betreffende de relatie landbouw en natuur- en landschapsbehoud (Relatienota). Tweede kamer, 13285, SDU, Den Haag.

Anonymus, 1976.
Hydrologie en waterkwaliteit van midden west-Nederland. Regionale studies 9, ICW, Wageningen.

Anonymys, 1983.
Beheersplan Donkse Laagten voor de periode 1984–1994. Staatsbosbeheer, Utrecht.

Anonymus, 1985.
Milieu-inventarisatie. Flora en fauna van het Staphorsterveld en Zwarte water. Basisrapport. Provinciaal planologische dienst, Overijssel, Zwolle.

Anonymus, 1985b.
Vegetatiekartering Krimpenerwaard, ten behoeve van het landinrichtingsproject. Heidemij, proj. no. 630/3094.

Anonymus, 1988.
De heide heeft toekomst! Advies voor het toekomstige natuur en landschapsbeleid voor de heide. Wergroep Heidebehoud en Heidebeheer.

Anonymus, 1990a.
Rapport werkgroep diepe veenweiden. Min. LNV, Utrecht/Den Haag.

Anonymus, 1990b.
Natuurbeleidsplan; regeringsbeslissing. Tweede Kamer der Staten Generaal, zit. 90/91, 21149, nr 2–3, SDU, Den Haag.

Anonymus, 1990c.
Peilverlaging en duurzaam landbouwkundig gebruik in diepe veenweidegebieden. Meded. 191, Landinrichtingsdienst, Utrecht.

Anonymus, 1990d.
Regeling Beheersovereenkomsten, 1988. Uitgave 1990. DBL, Min. LNV, Utrecht/Den Haag.

Anonymus, 1990e.
Jaarverslag 1989. Bureau Beheer Landbouwgronden. Min. LNV, Utrecht/Den Haag.

Anonymus, 1990f (in press).
Meerjarenplan Natuur en Landschap. Min. LNV, Den Haag.

Arrhenius, O., 1921.
Species and Area. J. Ecol. 9: 95–99.

Baaijens, G., 1990.
Mondelinge mededeling over onderzoek Krimpenerwaard, in prep. RIN-Leersum.

Baerselman, F. & F.W.M. Vera, 1989.
Natuurontwikkeling; een verkennende studie. Achtergrondreeks Natuurbeleidsplan 6, Min. LNV, SDU, Den Haag.

Baerselman, F. & F. Vera, 1990.
De natuur is dood, leve het milieu! NRC-Handelsblad, 17 apr 1990.

Bakker, J.P., 1989.
Nature management by grazing and cutting. Disser., RU-Groningen; Kluwer, Dordrecht.

Bakker, J.P, & Y. De Vries, 1985.
Ueber die Wiederherstellung artenreicher Wiesengesellschaften unter verschiedenen Mahdsystemen in den Niederlanden. Natur und Landschaft, 60, 7/8: 292–296.

Barendregt, A., M.J. Wassen, J.T. de Smidt & E. Lippe, 1986.
Ingreep-effect voorspelling voor waterbeheer. Landschap 3, 1: 40–55.

Barendregt, A., M.J. Wassen & A. van Leerdam, 1990.
Nivellering van de verlanding; een gevolg van veranderingen in hydrologie en beheer. Landschap 7, 1: 17–32.

Barendrecht, G., & G. Kruseman, 1938.
De glorie van ons polderland. Boot, 's-Gravenhage.

Barkman, J.J., 1984.
Biologische minimumarealen en de eilandentheorie. Vakbl. Biol. 64, 9: 162–67.

Barneveld, A. van, 1987.
Mondelinge mededeling. SBB, Brandwijk.

Bekker, G.J., 1990.
Het gebruik van fauna-uitstapplaatsen in kanalen. De Levende Natuur 91, 2: 34–39.

Beltman, B., 1982.
Effecten van het schonen op flora en fauna. Cult. techn. tijdschr. 22, 3: 167–176.

Beltman, B., H. Duel, M. van der Bie, E. Otten & G. Rouwenhorst, 1988.
Ecohydrologie in polders: het Noorderpark. Landschap 5, 3: 152–169.

Berendsen, H.J.A., 1982.
De genese van het landschap in het zuiden van de provincie Zuid-Holland. Utrechtse geografische studies 25. Geogr. inst. RU-Utrecht.

Berghuijs - van Dijk, J.T. (1985). WATBAL a simple waterbalance model for a unsaturated/saturated soil profile. nota 1670. ICW, Wageningen.

Berghuijs - van Dijk, J.T., P.E. Rijtema en C.W.J. Roest (1985). ANIMO agricultural nitrogen model. Nota 1671. ICW, Wageningen.

Best, E.P.H. & Haeck, J. 1984 (eds).
Ecologische indicatoren voor de kwaliteitsbeoordeling van lucht, water, bodem en ecosystemen. Pudoc, Wageningen, 239 pp.

Bijhouwer, J.T.P., 1977.
Het Nederlandse Landschap. Kosmos, Amsterdam.

Böcker, R., Kowarik, I. & Bornkamm, R. 1983.
Untersuchungen zur Anwendung der Zeigerwerte nach Ellenberg. Verh. Ges. Ökol. 11: 35–56.

Boeker, P. 1954.
Bodenreaktion, Nährstoffversorgung und Erträge von Grünlandgesellschaften des Rheinlandes. Z. Pfl. Ernähr. Düng. Bodenkde 66: 54–64.

Boer, P. den, 1990.
Isolatie en uitsterfkans. De gevolgen van isolatie voor de overleving van populaties van arthropoden geïllustreerd aan loopkevers. Landschap, 7, 2: 101–121.

Boer, P.B. de, 1990.
Aangepaste landbouw. Ecologische en landbouwkundige effecten op weidebedrijven. COAL-publ. 52. NRLO/LEI, Den Haag.

Boer, T.F. de, 1977.
Eindrapport floristisch onderzoek naar de effecten van menselijk ingrijpen op de hogere plantenvegetaties in het groene hart van Holland. Verkenningen van het IvM, serie B, biologische aspecten 6. VU-Amsterdam.

Boer, Th.A. de, 1982
The use of peat soils for grasland. In: H. de Bakker en M.W. van de Berg (eds): Proc. of the symp. on peat land below sea level.

Boer, Th.A. de & H.H. de Gooijer, 1979.
Kartering van korte vegetaties van het kultuurlandschap. Karteringsverslag 185. CABO, Wageningen, 27 pp.

Boersema, J.J., J.W. Copius Peereboom & W.T. de Groot (reds.), 1984.
Basisboek milieukunde. Boom, Meppel.

Bornkamm, R. & Hennig, U. 1982.
Experimentell-ökologische Untersuchungen zur Sukzession von ruderalen Pflanzengesellschaften auf unterschiedlichen Böden. Flora 172: 267–316.

Bosch, S., Oostendorp, D. & Harmsen, H.E. 1963.
Stikstofbemesting en gebruikswijze van grasland. PAW meded. 88, Wageningen.

Braak, C.J.F. ter & N.J.N. Gremmen, 1986.
Ecological amplitudes of plant species and the internal consistency of Ellenberg's indicator values for moisture. Vegetatio 69: 79–87.

Brady, N.C., 1984.
The nature and properties of soils: 223–313. Collier Macmillan, Londen.

Brinkkemper J. & O. Moedt, 1988.
Kijken naar weidevogels; hun gedrag, leefgebied en bescherming. Ned. ver. besch. vogels; Gwendo, Arnhem.

Brown, G.H. 1979.
An optimalization criterion for linear inverse estimation. Technometrics 21: 575–579.

Bruin, D. de, D. Hamhuis, L. van Nieuwenhuize, W. Overmans, D. Sijmons & F. Vera, 1986.
Ooievaar. De toekomst van het rivierengebied. Arnhem.

Brussaard, L. & W. Van der Weijden, 1980.
Biogeografie van eilanden. Intermediair 16, 18: 9–17 en 16, 19: 49–55.

Burggraaf, M., L. van Deijl, G. Laeijendecker, H.A. Meester-Broertjes & A.H.P. Stumpel, 1979.
Milieukartering. methoden, toepassing en perspectief. Pudoc, Wageningen.

Chapman, S.B., 1976.
Methods in Plant Ecology. Blackwell, Oxford, 536 pp.

Clausman, P.H.M.A., 1980.
Ecologische interpretatie van vegetatie opnamen m.b.v. een computer. WLO meded. jrg.7, no.4.

Clausman, P.H.M.A., 1984.
Graslanden. In: J.T. de Smidt (red), Elseviers veldgids: 109–135. Elsevier, Amsterdam.

Clausman, J., 1989.
De drassige kansen van de veenweiden. Natuurbehoud 20, 3: 73–75.

Clausman, P.H.M.A., 1990.
De toekomst van het veenweidegebied. In: J. Clausman, B. Denneman & G. Smits (reds), het veenweidegebied, Perspectieven. Versl. symp. 8 sept 1989 te Alphen a/d Rijn.

Clausman, P.H.M.A. & A.J. Den Held, 1984.
Het vegetatie-onderzoek van de provincie Zuid-Holland. Algemeen rapport, Provincie Zuid-Holland, Den Haag.

Clausman, P.H.M.A. & C.L.G. Groen, 1987.
Veranderingen in het vegetatiedek van de Alblasserwaard en de Vijfheerenlanden tussen 1977 en 1984. Provincie Zuid-Holland, Dienst Ruimte en Groen, Den Haag.

Clausman, P.H.M.A. & Th.C.P. Melman, 1990.
Instruments for combining intensive dairy farming and nature conservation in the Netherlands. In: M. Marchand & H.A. Udo de Haes (eds), the people's role in wetland management. Proc. int. conf. on wetlands, june 1989, Leiden.

Clausman P.H.M.A., B. Denneman & G. Smits (reds.), 1990.
Het veenweidegebied, perspectieven. Verslag symp. sept 1989, Alphen a/d Rijn. St. Veenweiden, ver. beh. Nat. mon., st. Nat. & Mil. Gouda.

Clausman, P.H.M.A., A.J. Den Held, L.M. Jalink, & J. Runhaar, 1987.
Milieu-indicatie van vegetaties. Het vegetatie-onderzoek van de provincie Zuid-Holland. Deelrapport II. Provinciaal bestuur van Zuid-Holland, Den Haag.

Clausman P.H.M.A., W. Heijligers & N. van Heijst (reds.), 1986.
De toekomst van het veenweidegebied. Verslag studiedag, 7 maart 1986, Alphen a/d Rijn. Zuidhollandse natuurbesch. org., Gouda.

Clausman, P.H.M.A. en W. van Wijngaarden, 1984.
Verspreiding en ecologie van wilde planten in Zuid-Holland. Deel 1a: waarderingsparameters. PPD-ZH, Den Haag.

Commissie beheer landbouwgronden, 1985.
Beheersplan voor de beheers- en reservaatsgebieden "Vijfheerenlanden". Min van Landbouw, Utrecht.

Commissie Beheer Landbouwgronden, div. jaren.
Beheersplan Vijfheerenlanden (1985). Beheersplan polder Mijzen (1986). Beheersplan Lopikerwaard (1987). Ministerie L&V, Utrecht.

CUR (Civieltechnisch Centrum Uitvoering Research en Regelgeving), 1990.
Milieuvriendelijke oevers. Voorlopige leidraad voor een integrale benadering van ontwerp, aanleg en beheer van oevers. Rap. 90-4. Gouda.

Dam, D. van, 1981.
Een analyse van de diversiteit van de Rothamsted Park Grass plots. R.I.N.-rap. 81-3, Arnhem.

Davy, A.J., & K. Taylor, 1974
Seasonal patterns of nitrogen availability in contrasting soils on de Chiltern Hills. J. Ecol. 62: 793-803.

Dekker, J. & J. Knaapen, 1986.
Dynamiek in de ecologische infrastructuur. Over de politieke carriere van ecologische concepten. Landschap 3, 4: 282-294.

Dekker, J.M.N. & T.E.M. van Leeuwen, 1982.
De natuur is achterhaald; de beperkte natuuropvatting van de tradionele natuurbescherming. WLO-meded. 9, 3/4: 114-125.

Dekker, J.N.M., 1976.
Milieukartering: een geschikte strategie voor natuurbehoud? Natuur en Landschap 30, 3/4: 99-106.

Dijk G. van, 1978.
De betekenis van het behoud van sloten. Cult. techn. tijdschr. 17, 6: 317-333.

Dijk, H.W.J. van 1984.
Invloeden van oppervlakte-infiltratie ten behoeve van duinwaterwinning op kruidachtige oevervegetaties. Disser. LH-Wageningen.

Dixon, W.J. & F. Massey, 1969.
Introduction to statistical analysis. McGraw-Hill Kokakusha ltd, Tokyo.

Drijver, C.A. & Th.C.P. Melman, 1983.
Voorspelling en beoordeling van de effecten op de plantengroei van de in het IODZH te onderzoeken waterwinningsprojecten. Rapport Stuurgroep Integraal Onderzoek Drinkwatervoorziening Zuid-Holland, no.19.

Drury, W.H. & I.C.T. Nisbet, 1973.
Succession. J. Arnold Arboretum, Harvard Univ. 54: 331-368.

Duffey, E., M.G. Morris, J. Sheail, L.K. Ward, D.A. Wells & T.C.A. Wells, 1974. Grassland Ecology and Wildlife Management. Chapman & Hall, London.

Durwen, K.J. 1982.
Zur Nutzung van Zeigerwerten und artspezifischen Merkmalen der Gefässpflanzen Mitteleuropas für Zwecke der Landschaftsökologie und -planung mit Hilfe der EDV-Voraussetzungen, Instrumentarien, Methoden und Möglichkeiten. Arbeitsber. Lehrst. Landschaftsökol. Münster 5: 1-138.

Eck, W. van, & H. Prins, 1990.
Perspectieven voor extensieve melkvee- en zoogkoeienhouderij op natte veengronden. LEI-meded. 421. Den Haag.

Elberse, W.Th. 1966.
Invloed van gebruik en bemesting op botanische samenstelling en produktie van verwaarloosd grasland (Verslag proefveld ALG/IBS 72, 1957-1962) IBS Verslag 40, Wageningen, 12 pp.

Elberse, W.Th., van der Berg, J. & Dirven, J.P.G. 1983.
Effects of use and mineral supply on the botanical composition of old grassland on heavy river-clay soil. Neth. J. Agric. Sci. 31: 63-88.

Ellenberg, H., 1952.
Wiesen und Weiden und ihre standörtliche Bewertung. Ulmer, Stuttgart.

Ellenberg, H. 1958.
Bodenreaktion (einschliesslich Kalkfrage). In: Ruhland W. (ed.), encyclopedia of plant physiology; IV. Mineral nutrition of plants: 638-708. Springer, Berlin.

Ellenberg, H. 1979.
Zeigerwerte der Gefasspflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobot. 9, Göttingen.

Ellenberg, H., 1986.
Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer, Stuttgart.

Ennik, G.C. 1965.
The influence of management and nitrogen application on the botanical composition of grassland. Neth. J. agric. Sci. 13: 222-237.

Ernst, L.F., 1954.
Het berekenen van stationaire grondwaterstromingen, welke door een vertikaal vlak afgebeeld kunnen worden. Rapport IV. Landb.knd.proefstat, Groningen.

Etherington, J.R., 1975.
Environment and Plant Ecology. Wiley, London.

Floate, M.J.S. 1970.
Mineralization of nitrogen and phosphorus from organic materials of plant and animal origin and its significance in the nutrient cycle in grazed uplands and hill soils. J. Br. Grassl. Soc. 25: 295–302.

Geerts, R. 1988.
Effect van diverse methoden van slootbeheer op de soortensamenstelling van oever-en slootvegetatie en de ontwikkleling van graslandvegetatie bij een bepaald beheersplan. CABO-versl. 82, Wageningen.

Gemeren, J. van, 1987.
Mens en Natuur in het Reeuwijkse Plassengebied. Uitg eig.beh., Reeuwijk.

Giessen, L.B. van der, 1987.
Melkveehouders vatten de gevolgen van de "eerste ronde" van de produktie-beperking goed op. PP-magazine, 17, 3: 15–17.

Gooijer, H. de, 1983.
Onderzoek naar de relatie tussen oever- en slootbeheer en de samenstelling van de oever- en slootvegetaties enz. Interne CABO-notitie 1982.

Gool, C.R. van, C.L.G. Groen, J. Runhaar & A.R. van Amstel, 1990.
Verdroging van natuur in Nederland. Landschap 6, 3: 145–163.

Gorter, H.P., 1986.
Ruimte voor natuur. Vereninging tot behoud van Natuurmonumenten. 's Graveland.

Grime, J.P., 1973.
Controle of species density in herbaceous vegetation. J.Envir.Manage.1: 151–167.

Grime, J.P., 1979.
Plant strategies and vegetation processes. Wiley, London.

Grime, J.P., J.G. Hogson & R. Hunt, 1988.
Comparative plant ecology. Hyman, Londen.

Grootjans, A.P., 1985.
Changes of groundwater regime in wet meadows. Diss. RU-Groningen.

Grubb, P., 1977.
The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. Biol. Rev. 52: 107–145.

Gupta P.L. & I.H. Rorison, 1975
Seasonal differences in the availability of nutrients down a podzolic profile. J. Ecol. 63, 2: 521-534.

Haartsen, A.J., A.P. de Herk & J.A.J. Vervloet, 1989.
Levend verleden. Een verkenning van de cultuurhistorische betekenis van het Nederlandse landschap. Achtergrondreeks Natuurbeleidsplan nr 3. Min. LNV, SDU, Den Haag.

Harmsen, G.W. & D.A. van Schreven, 1955.
Mineralization of organic nitrogen in soils. Adv.Agron. 7: 299–398.

Harper, J.L., 1961.
Approaches to the study of plant competition. In: F.L. Milthotpe (ed.), Mechanisms in biological competition: 1–39. Symp. no. 15 Soc f. exp. biology. Cambridge Univ. Press, Cambridge.

Harrison, A.F. 1978.
Phosphorous cycles of forest and upland grassland ecosystems and some effects of land management practices. In: Potter, R. & Fitzsimon, D.W. (eds.). Phosphorous in the environment: its chemistry and biochemistry: 175–199. Elsevier, Amsterdam.

Heidemij, 1985.
Vegetatiekartering Krimpenerwaard, ten behoeve van het landinrichtingsproject. Proj.no. 630/3094.

Heidemij, 1989.
Natuurontwikkleingsproject "Duursche Waarden". Rapport 634-4.3566, Heidemij, Dalfsen.

Heijink, J., 1974.
Heideontwikkeling op voormalige cultuurgronden. Rapp. 1162, Stiboka, Wageningen.

Held, A.J. den, 1978
Veenvegetaties in het brakke milieu van Noord-Holland ten noorden van het IJ, in het bijzonder de verlandingsvegetaties. Contactbl. v. oecol. 14, 1.

Held, A.J. den, 1984.
Voedselrijke moerassen en oevers. In: J.T. Smidt (red.), Elseviers Veldgids: 150–188. Elsevier, Amsterdam.

Held, A.J. den, P.H.M.A. Clausman & J.W.M. Kuipers, 1979.
Handleiding veldwerk vegetatiekartering. PPD Zuid-Holland, Den Haag.

Held, J.J. den & A.J. den Held, 1976.
Het Nieuwkoopse plassengebied. Thieme, Zutphen.

Hendrikx, J.A., 1989.
De ontginning van Nederland. Beschrijving van het ontstaan van de agrarische cultuurlandschappen in Nederland. Stud. rks. Bouwen aan een levend landschap, no. 11. BLB, Utrecht.

Herwaarden, G.J. van, 1988
Natuurtechnische mogelijkheden voor landinrichtingsprojecten. Deel 5 sloten en vaarten. Mededelingen Landinrichtingsdienst 186. 92 pp.

Hill, M.O. 1973.
Reciprocal averaging: an eigenvector method of ordination. J. Ecol. 61: 237–249.

Hoeve & Van de Laar, 1988.
Landinrichting en waterbeheer voor de Otter. Ervarigen van een vakreis naar Groot-Brittanië. Landinrichting 28, 1: 6–13.

Hoppenbrouwers, P.C.M., Cl. Lesger, J.Joor, J.L. van Zanden & R. Peys, 1986.
Agrarische geschiedenis van Nederland. Van prehistorie tot heden. Staatsuitgeverij, Den Haag.

Hulkenberg, A.M., 1975.
Keukenhof. Hollandse studiën 7. Hist. Ver. Holland, Dordrecht.

Huppes, 1988.
Natuurbetaling. ESB 73, 3670: 786–788.

Jansen, P.C., 1986.
De beworteling van (half-)natuurlijke vegetaties. Nota 1698. ICW, Wageningen.

Janssen, M.P.J.M. en C. de Heer, 1983.
Veranderingen binnen de graslandvegetaties van de Alblasserwaard tussen 1949 en 1980. WLO-meded. 10, 2.

Jelgersma, S., 1961.
Holocene sea level changes in the Netherlands. Meded. Geol Sticht., C-6-7.

Jong, H. de, 1980.
Landbouw en natuur: integratie of compromis. WLO-meded. 7, 3: 67–71.

Jong J.A. de, 1988.
Modern graslandgebruik. Uitgeg. in eig. beh., Drachten.

Jongh, P.E. de, 1980.
Verweving van landbouw met natuur; over illusies en mogelijkheden. WLO-meded. 7, 3: 71–77.

Jongsma, J.M., 1980.
Ander onderzoek hard nodig. In: H. Klomp *et al.* (reds.). Weidevogels in de verdrukking. Ned. Ver. tot Besch. van Vogels, Zeist.

Jonkers, 1986.
Onderlinge afstemming van landbouw en andere functies bij landinrichting. Cult. techn. tijdschr. 25, 4: 299–317.

Kalkhoven, J.T.R., A.H.P. Stumpel & S.E. Stumpel-Rienks, 1977.
Landelijke Milieukartering – Een landschapsecologische kartering van het natuurlijke milieu in Nederland ten behoeve van de ruimtelijke planning op nationaal niveau. Staatsuitgeverij, Den Haag, + bijlagen.

Kemmers R.H., 1986
Perspectives in modeling of processes in the rootzone of spontaneous vegetation at wet and damp sites in relation to regional water management. In: J.C. Hooghart (red), Water management in relation to nature, forestry and landscape management. Verslagen en Mededelingen 34: 91–116. CHO, Den Haag.

Kemmers R.H. & P.C. Janssen, 1985
Hydrologie in relatie tot de beschikbaarheid van vocht en voedingsstoffen voor natuurlijke begroeiingen. Cult. techn. tijdschr. 24, 4: 195–211.

Kemmers, R.H. en P.C. Jansen, 1985
Stikstof mineralisatie in onbemeste halfnatuurlijke graslanden. Rapport 14. ICW, Wageningen.

Keurs, W.J. ter, 1984.
Naar een meer maatschappelijke natuurbescherming. In: K. van Koppen et. al. (red.). Natuur en mens: 132–141. Pudoc, Wageningen.

Klapp, E., 1971.
Wiesen und Weiden. Parey, Berlin.

Klundert, A.F. van de & G. van Huis, 1984.
Verweving van landbouw en natuur, een visie vanuit de Rijksplanologische dienst. Landschap 1, 2: 142–156.

Koerselman, W. 1989.
Hydrology and nutrient budgets of fens in an agricultural landscape. Diss. RU-Utrecht.

Koppen, K. van, D. van der Hoek, A.M. Leemeijer, C.W. Stortenbeker & W. Bongers (reds), 1984.
Natuur en mens. Visies op natuurbeheer vanuit levensbeschouwing, wetenschap en politiek. Pudoc, Wageningen.

Korevaar, H., M.J.M. Oomes & J.H. van Vliet, 1989.
Bodem, vegetatie, produktie en graskwaliteit van grasland met beheersbeperkingen. COAL-publ. 46. Wageningen.

Krajenbrink, G.J.W., 1982
Bemesting en grondwaterkwaliteit.
Bodembescherming 12. Staatsuitgeverij, 's Gravenhage.

Kroes, J.G., 1988
ANIMO agricultural nitrogen model version 1 user's guide. Nota 1848. ICW, Wageningen.

Kroon, G.H.J. de, 1976.
Bedreigde flora; de Alblasserwaard. In: Weidema *et al.* (reds.), Waarden van Zuid-Holland. Zuidhollands Landschap, Rotterdam.

Kruijne, A.A., D.M. de Vries en H. Mooi, 1967.
Bijdrage tot de oecologie van de Nederlandse graslandplanten, Versl. landbk. ond. 696, Pudoc, Wageningen.

Kundel, W. mond. meded., 1987.
Landsch. ökol. Forsch. Stelle Bremen. Excursie omgeving Bremen.

Lambert, A.M., 1971.
The making of the Dutch landscape, a historical geography of the Netherlands. Seminar press, Londen.

Landinrichtingscommissie 'Driebruggen', 1986
Voorontwerp-plan Herinrichting Driebruggen. Ministerie van Landbouw en Visserij, Bodegraven.

Landwehr, J., 1966.
Atlas van de Nederlandse bladmossen. KNNV, uitg. 15.

Landwehr, J., 1980.
Atlas Nederlandse levermossen. KNNV, uitg. 27.

Lans, H. van der & G. Poortinga, 1986.
Natuurbos in Nederland. IVN, Amsterdam.

Lantinga, E.A., Keuning, J.A., Groenwold, J. & Deenen, P.J.A.G. 1987.
Distribution of excreted nitrogen by grazing cattle and its effects on sward quality, herbage production and utilization. In: van der Meer, H.G. et al. (eds.). Animal manure on grassland and fodder crops: 104–117. Nijhoff, Dordrecht.

Learner, M.A., D.W. Bowker & J. Halewood, 1990.
An assessment of bank slope as a predictor of conservation status in river corridors. Biological Conservation, 54: 1–13.

Lebbink G. & J.J. Antonides, 1987
Bodembiologie. In: W.P. Locher en H. de Bakker (eds.), Bodemkunde van Nederland. pp. 181–199. Malmberg, Den Bosch.

LEI-CBS 1988.
Landbouwcijfers 1988. LEI, Den Haag.

Leonard, H., 1932.
Ueber die Genauigkeit und Zuverlässigkeit der quantitativ-botanischen Untersuchung bei Wiesenversuchen, Arch. für Pflanzenbau 8: 650–682.

Logemann, D. & E.F. Schoorl, 1988.
Verbindingswegen voor plant en dier. Reeks Nat. & Mil. 23. Natuur & Milieu, Utrecht.

Londo, G., 1971.
Patroon en proces in duinvalleivegetaties langs een gegraven meer in de Kennemerduinen. Disser., KU-Nijmegen.

Loopstra, I.L. & van der Maarel, E. 1984.
Toetsing van de ecologische soortengroepen in de Nederlandse flora aan het systeem van indicatiewaarden volgens Ellenberg. Rapport 381, Dorschkamp, Wageningen.

Louwe Looijmans, L.P., 1985.
Sporen in het land. De Nederlandse delta in de prehistorie. Meulenhoff, Amsterdam.

Lubbers, R.F.M. & E.H.T.H. Nijpels, 1988.
Vierde nota over de ruimtelijke ordening. Op weg naar 2015. SDU, Den Haag.

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

Maarel, E. van der, 1980.
Vegetation development in a former orchard under different treatments. A preliminary report. Vegetatio 43: 95–102.

MacArthur, R.H. & E.O. Wilson, 1967.
The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press, Princeton.

Margadant, W.D. & H. During, 1982.
Beknopte flora van Nederlandse Blad- en Levermossen. KNNV, uitg. nr. 28, Thieme, Zutphen.

Meelis, E. & W.J. ter Keurs, 1979.
Milieukarteren: een wetenschappelijke activiteit? Natuur & Landschap 30, 3/4: 85–98.

Meer, J van der, 1986
Modellen en het beheer van ecosystemen. In: F.J.H. Saris en T. Aldenberg (eds.), Ecosysteemmodellen: mogelijkheden en beperkingen, pp. 1–15. Pudoc, Wageningen.

Meijden, E.J. van, Weeda, F.A.C.B. Adema & G.J. de Joncheere, 1983.
Flora van Nederland. Twintigste druk, Wolters-Noordhoff, Groningen.

Melman, Th.C.P., 1990.
Slootkanten in Veenweidegebieden. Mogelijkheden voor natuurgerichte inrichting en beheer. CML-meded. no. 64. RU-Leiden.

Melman, Th.C.P., P.H.M.A. Clausman en H.A. Udo de Haes, 1985.
Voedselrijkdom-indicatie van graslanden. Vergelijking en toetsing van drie methoden voor het bepalen van de voedselrijkdom-indicatie van graslandvegetaties. CML meded. 19.

Melman, Th.C.P., P.H.M.A. Clausman & H.A. Udo de Haes, 1988.
The Testing of Three Indicator Systems for Trophic State in Grasslands. Vegetatio 75: 143–152.

Melman, Th.C.P., P.H.M.A. Clausman & A.J.van Strien, 1988.
Ditch banks in the Western Netherlands as connectivity structure. In: K.F. Schreiber (Ed.): Connectivity in Landscape Ecology: 157–161. Proc 2nd Int Sem IALE. Münstersche Geogr. Arb. 29, Münster.

Melman, Th.C.P. & R. Huele, 1989
Het Kantstrooi Advies Systeem. CML meded. 53, RU-Leiden.

Melman, Th.C.P. en J. van der Linden, 1988.
Kunstmest strooien en natuurgericht slootkantbeheer. Over de betekenis van het opnemen van voorwaarden over perceelsrandbemesting in beheerovereenkomsten als praktische en natuurgerichte maatregel. Landinrichting 28, 1: 37–43.

Melman, Th.C.P. & P.J.M. Melman, 1989
Dotter: parels in het boerenland. De Levende Natuur 90, 3: 66–71.

Melman, Th.C.P. & H.A. Udo de Haes, 1983.
Floristische rijkdom en slootpeil van graslanden in agrarisch gebruik. WLO-meded. 10, 2: 63–68.

Melman, Th.C.P. & H.A. Udo de Haes, 1987.
Slootkanten als natuurelement in veengraslanden met gangbare bedrijfsvoering. Cult. techn. tijdschr. 27, 2: 89–103.

Melman, Th.C.P., H.A. Udo de Haes & A.J. van Strien, 1986.
Slootkanten: aanknopingspunt voor naturbehoud in het veenweidegebied? Landschap 3, 3: 190–202.

Meulenberg, 1990.
De marketing van de veenweidegebieden. In: J. Clausman, B.Denneman & G. Smits (reds.), Het veenweidegebied, Perspectieven. Studiedag 8 sept 1989, Alphen a/d Rijn. Gouda.

Molenaar, J.G. de, 1980.
Bemesting, waterhuishouding, intensivering in de landbouw en het natuurlijk milieu. RIN, Leersum.

Moore, P.D. & D.J. Bellamy, 1974.
Peatlands. Elek Science, Londen.

Mueller-Dombois, D. & H. Ellenberg, 1974.
Aims and Methods of Vegetation Ecology. Wiley, New York.

Nie, N.H., C. Hull, J. Jenkins & D. Bent, 1975.
Statistical package for the social sciences. Mcgraw-Hill, New York.

Nielen, G.Chr.F.F. & J.P.G. Dirven, 1950.
De nauwkeurigheid van de plantsociologische 1/4 dm^2 frequentie methode. Versl. Landbk. Onderz. no 56.13, Wageningen.

Oomes, M.J.M, 1977.
Cutting regime experiments on intensively used grasslands. Acta Bot. Neerl. 26: 265–266.

Oomes, M.J.M., 1983.
De invloed van lage bemestingsgiften op de botanische samenstelling van grasland onder gebruiksbeperkingen. Bosbouwvoorl. jrg.22, 6: 5–8.

Oomes, M.J.M., & H.J. Altena, 1980.
Vegetatie en productie van enkele graslanden in het benedenstroomse gebied van de Drenthse Aa. CABO misc. pap. 268, Wageningen.

Oomes, M.J.M. & H.J. Altena, 1987.
Changes in the vegetation of extensively used agricultural grasslands caused by cutting date and cutting frequnency. In: W. Hilbig (ed.), Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen, Teil 2: 152–162. Martin-Luther Univ., Halle.

Oomes, M.J.M. & H. Mooi, 1981.
The effect of cutting and fertilizing on the floristic composition and production of an Arrhenatherion eliatoris grassland. Vegetatio 47: 233–239.

Opdam, P., 1990.
En verbonden zal er worden! Ecologische infrastructuur in de overgang. Landschap 6, extra nr.: 97–99.

Oudenaarden, H. van en W. Neuféglise, 1986.
Onderzoek naar de stabilteit van de rijkdom van slootkantvegetatie in het veenweidegebied van Zuid-Holland. Doct.versl. CML, RU Leiden.

Over, H.J., 1967.
Ecological biogeography of Lymnaea truncatula in the Netherlands. Diss. RU-Utrecht.

Parmentier, F., 1990.
Bloemrijke slootkanten in Waterland. Samenwerkingsverband Waterland.

Pelser (red), L., 1984.
Handboek voor de rundveehouderij. PR, Lelystad.

Persson, S. 1981.
Ecological indicator values as an aid in the interpretation of ordination diagrams. J. Ecol. 69: 71–84.

Pielou, E.C., 1975.
Ecological diversity. Wiley, New York.

Pons, L.J., 1987.
Bodem, land, landschap. Afscheidscollege, LU-Wageningen.

Pons, L.J., S. Jelgersma, A.J. Wiggers & J.D. de Jong, 1963.
Evolution of the netherlands coastal area during the Holocene. Verh. kon. ned. geol. mijnb.k. gen. Geol. serie, dl 21-1: 197–208.

Pot, H. & J.M. Roels, 1983.
Verzouting van zeekleigronden te Anjum (Friesland); enkele bodemfysische en -chemische aspecten. Doct. versl. vakgr. Bodemkunde en Plantevoeding, LU-Wageningen.

Provincie Noord Holland, 1987.
Wilde planten in Noord-Holland. Prov. N.-Holland/Natuurmon./Nutssp.bnk.

Provincie Utrecht, 1984.
Wilde planten van Utrecht. Prov. Utrecht/Natuurmon./KNNV.

Pyke, G.H., H.R. Pulliam & E.L. Charnov, 1977.
Optimal foraging: a selective review of theory and tests. The quarterly review of biology 52, 2: 137–154.

Raunkiaer, C., 1937.
Plant fife forms. Clarendon, Oxford.

Raven, P.J., 1986a.
Changes in waterside vegetation following two-stage channel construction om a small rural clay river. J. Appl. Ecol. 23: 989–1000.

Raven, P.J., 1986b.
Vegetation changes within the flood relief stage of two-stage channels excavated along a small rural clay river. J. Appl. Ecol. 23: 1001–1011.

Rijtema, P.E. et al., 1982.
Bemesting, waterhuishouding, perceelscheidingen en landbouw. Commentaar op een RIN-rapport. ICW, Wageningen.

RIN, 1979.
Natuurbeheer in Nederland; Levensgemeenschappen. Pudoc, Wageningen.

Ringenaldus, F., D. Wansink & C. Zoon, 1989.
Herstel van otterleefgebieden in Noord-Holland ten noorden van het Noordzeekanaal. Rapp. st. otterstation Nederland; Groningen.

RIVM, 1988.
Zorgen voor Morgen: nationale milieuverkening 1985 - 2010. Samson Tjeenk Willink, Alphen a/d Rijn.

Roorda van Eysinga, N.P.H.J., 1988.
De geboorte van het Hoogheemraadschap van Delfland. Ontginning en bedijking in de vroege middeleeuwen. Canaletto, Alphen a/d Rijn.

Runhaar, J., 1989.
Toetsing ecotopensysteem: relatie tussen vochtindicatie van de vegetatie en grondwaterstanden. Landschap 6, 2: 129–146.

Runhaar, J., Groen, C.L.G., van der Meijden, R. & Stevers, R.A.M. 1987.
Een nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. Gorteria 13: 277–359.

Ruthsatz, B. and W. Haber, 1981.
Refuges for endangered plant species. Proc. Int. Congr. Soc. Land-scape Ecol., Veldhoven, 1981, Wageningen.

Schothorst, C.J., 1977.
Subsidence of low moor peat soils in the western Netherlands. Geoderma 17: 265–291.

Schroevers, P., 1980.
Scheiding en verweving, onscheidbare begrippen. WLO-meded. 7, 3: 62–67.

Sessink, J.T.M., 1986.
Blokkenmatten contra muskusratten in Zuidelijk Flevoland. Land & water-nu 11: 33–35.

Siegel, S., 1956.
Nonparametric statistics for the behavioral sciences. McGrwaw Hill, Kogakusha ltd, Tokyo.

Slicher van Bath, B.H., 1987.
De agrarische geschiedenis van West-Europa 500–1850. Aula paperback 156.

Slim, P.A., en L.J. Van Os, 1990.
Effecten van natuurbeheer op de vegetatie in het veenweidegebied van de Donksche Laagten (Alblasserwaard). RIN-rapp. 90/13, Leersum.

Smith, A.J.E, 1978.
The moss flora of Britain & Ireland. University press, Cambridge.

Steenbergen, T. van, 1976a.
Het effekt van stikstofbemesting op de gewasopbrengst van grasland bij diverse ontwateringstoestanden en grondsoorten. Deel II (1964–1973). CABO, Wageningen, 23 pp.

Steenbergen, T. van, 1976b.
De invloed van weersgesteldheid en de stikstofbemesting op de jaaropbrengst van grasland. CABO, Wageningen, 25 pp.

Steenbergen, T. van, 1977.
Invloed van grondsoort en jaar op het effekt van stikstofbemesting op de graslandopbrengst. Stikstof 85: 9–15.

Steenvoorden, J.H.A.M, 1988.
Mond meded. Staring Centrum, Wageningen.

STIBOKA, 1969.
De bodemkaart van Nederland 1:50000, kaartblad 31 West. Wageningen.

Stortenbeker C.W. & F. Berendse, 1985.
Het beheer van natuur en milieu. In: K. Bakker et al (eds.), Inleiding tot de oecologie: 521–556. Bohn, Scheltema en Holkema, Utrecht/Antwerpen.

Strien, A.J. van, 1986.
Effecten van slootonderhoud op de slootkantvegetatie. Landschap 3, 3: 203–212.

Strien, A.J. van, 1991.
Maintenance of plant species diversity on dairy farms. Diss. RU Leiden.

Strien, A.J. van, T. van den Burg, W.J.Rip & R.C.W. Strucker, in druk.
Effects of mechanical ditch management on the vegetation of ditch banks in dutch peat areas. J. Appl. Ecol. 28.

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

Strien, A.J. van, J. van der Linden, Th.C.P. Melman & M.A.W. Noordervliet, 1989.
Factors affecting the vegetation of ditch banks in peat areas in the western Netherlands. J. Appl. Ecol. 26: 989–1004.

Strien, A.J. van, & Melman, Th.C.P. 1987.
Effects of drainage on the botanical richness of peat grassland. Neth. J. Agric. Sci. 35: 103–111.

Strien A.J. van, Th.C.P. Melman & J.L.H. de Heiden, 1988.
Extensification of dairy farming and floristic richness of peat grassland. Neth. J. Agr. Sci. 36: 339–355.

Sykora, K.V., G. van der Krogt & J. Rademakers, 1990.
Vegetation change on embankments in the southern-western part of the Netherlands under the influence of different management practices (in particular sheep grazing). Biol.cons. 52: 49–81.

Teixeira, R.M., 1979.
Atlas van de Nederlandse Broedvogels. Vereniging to behoud van natuurmonumenten, 's Graveland.

Terwan, P., 1988.
Landbouw en natuur in veenweidegebieden. Perspectieven voor verweving. CLM, Utrecht.

Thijs, H.M.E., 1990.
Resultaten van het bedrijfsmodellen-onderzoek Krimpenerwaard. Meded. 195, Landinrichtingsdienst, Utrecht.

Thurston, J.M., 1969.
The effects of liming and fertilizers on the botanical composition of permanent grassland, and on the yield of hay. In: I.H. Rorison (ed.), Ecological aspects of the mineral nutrition of plants. Blackwell, Oxford.

Tilman, D., 1982.
Resource competition and community structure. Univ. Press, Princeton, New Yersey.

Tüxen, R. 1979.
Soziologische Veränderungen in zwei Dauerquadraten einer Weser-Wiese bei Stolzenau (Krs. Nienburg) von 1945–1978. In: Tüxen, R. (ed.). Gesellschaftsentwicklung (Syndynamik): 339–359. Cramer, Vaduz.

Twisk, W., 1987.
Onderzoek naar de stabiliteit van de rijkdom van de slootkantvegetatie in het veenweidegebied. Doct. versl. milieubiol., RU-Leiden.

Twisk, W. & W.J. ter Keurs, 1990.
Anders schonen voor b(l)oeiende slootkanten. Milieu Aktief 2: 15.

Udo de Haes, H.A., 1984.
Milieukunde, begripsbepaling en afbakening. In: J.J. Boersema, J.W. Copius Peereboom, W.T. de Groot (reds.). Basisboek milieukunde: 17–30. Boom, Meppel.

Udo de Haes, H.A., 1986.
Ecologische sleutelfactoren en beïnvloedingsprocessen. In: Clausman et al. (reds), de toekomst van het veenweidegebied. Verslag studiedag Alphen a/d Rijn, 1986.

Udo de Haes, H.A. de, 1989.
Basiskwaliteit van het veenweidegebied. Veenweide 2, 2: 28–29.

Udo de Haes, H.A. de, 1990.
Basiskwaliteit in het veenweidegebied. In: Clausman et al. (reds), het veenweidegebied, Perspectieven. Verslag studiedag Alphen a/d Rijn, 1989.

Veen, H.E. van de, 1989.
Natuurbeleidsplan: te weinig kiezen en te veel verliezen. Landschap 6, 4: 335–337.

Vellinga, Th., 1990.
Mondelinge mededeling. Proefstation voor de Rundveehouderij, Lelystad.

Verkaar, H.J.P.A., 1988.
Wegbermen en rivierdijken als mogelijke migratiebanen voor planten. Landschap 5, 2: 72–82.

Vermeer, J.G., 1985.
Effects of nutrient availabilityand ground water level on shoot biomass and species composition of mesotrophic plant communities. Diss. RU-Utrecht.

Vermeer, J.G. en F. Berendse, 1983.
The relation between nutrient availability, shoot-biomass and speciesrichness in grassland and wetland communities. Vegetatio 53: 121–126.

Vermeulen, F.H.B., 1954.
Invloed van de afstand tot de boerderij op de vruchtbaarheid der graslanden. Landbouwvoorlichting 11: 424–426.

Verstrael, T.J., 1987.
Weidevogelonderzoek in Nederland. Een overzicht van het Nederlandse weidevogelonderzoek 1970–1985. Cont. cie. Weidevogelonderz. v.d. NRLO.

Vogelwerkgroep Avifauna West-Nederland, 1981.
Randstad en Broedvogels, Tilburg.

Voo, E.E. van der, 1965.
Tussen Lek en ronde venen. 60 pp. Wet. med. KNNV no. 60.

Voo, E.E. van der, 1978.
Vergeet het polderland niet. Sticht. tot beh. v.h. landg, Linschoten.

Vries, D.M. de, 1929.
Het plantendek van de Krimpenerwaard III. Ned. kruidk. arch. 39, afl.2: 145–403, Amsterdam.

Vries, D.M. de, 1937.
Methods of determining the botanical composition of hay fields and pastures. Rep. 4th Intern. Grassl. Congr., Aberystwyth: 474–480.

Vries, D.M. de, 1953.
Ons grasland en zijn geschiedenis. De Levende Natuur 56, 1: 5–12, 56, 2: 24–31, 56, 11: 207–212 en 56, 12: 235–239.

Vries, D.M., de, 1976.
Van angstaanjagend broekbos tot glanzend groen grasland. In: Weidema et al. (reds.), Waarden van Zuid-Holland. Zuidhollands Landschap, Rotterdam.

Wassen, M.J., 1990.
Water flow as a major landscape ecological factor in fen development. Disser., RU-Utrecht.

Weeda, E.J., R. Westra, Ch. Westra en T. Westra, 1985.
Nederlandse oecologische flora; wilde planten en hun relaties 1. IVN, Amsterdam.

Weeda, E.J., R. Westra, Ch. Westra en T. Westra, 1987.
Nederlandse oecologische flora; wilde planten en hun relaties 2. IVN, Amsterdam.

Weijden, W.J. van der, 1989.
Natuurbeleidsplan: verfrissend maar eenzijdig. Landschap 6, 3: 261–262.

Westhoff, V., 1971.
The dynamic structure of plant communities in relation to the objects of conservation. In: E.Duffey & A.S. Watt (eds.), The scientific management of animal and plant communities for conservation: 3–14. Blackwell, Oxford.

Westhoff, V., P.A. Bakker, C.G. van Leeuwen & E.E. van der Voo, 1970.
Wilde planten; flora en vegetatie in onze natuurgebieden I. Natuurmonumenten.

Westhoff, V., P.A. Bakker, C.G. van Leeuwen & E.E. van der Voo, 1971.
Wilde planten; flora en vegetatie in onze natuurgebieden II. Natuurmonumenten.

Westhoff V., & A.J. den Held, 1975.
Plantengemeenschappen in Nederland. Thieme, Zutphen.

Westhoff, V. & E. van der Maarel, 1978.
The Braun-Blanquet Approach. In: Classification of Plant Communities. 2nd, edn, ed. R.H. Whittaker. Junk, The Hague: 287–399.

Westhoff, V. & E. Weeda, 1984.
De achteruitgang van de Nederlandse flora sinds het begin van deze eeuw. Natuur & milieu 8, 7–8: 8–17.

Wijngaarden W. van & A. van Heerden, 1985.
Het vegetatie-onderzoek van de provincie Zuid-Holland. Deelrap. I. Verspreiding en ecologie van wilde planten in Zuid-Holland. Deel B. Meest algemene soorten. Bijlage E, overzicht per plantesoort. Provincie Zuid-Holland. Den Haag.

Wijngaarden, W. van & A.J. den Held, 1982.
Veldflora voor het Zuidhollandse duingebied. Deel 1, hogere planten (en kranswieren). PPD, Den Haag (intern rapport).

Willems, J.H., 1983.
Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management. Vegetatio 52: 171–180.

Wind, G.P., 1986.
Slootpeilverlaging en grondwaterstandsdaling in veenweidegebieden. Cult.techn.tijdschr. 25, 5: 321–330.

Windt, H.J. van der, J.N.M. Dekker & E.C. Brand, 1989.
Ingrijpen of niet, het continue dilemma van de natuurbescherming. Landschap 6: 3–18.

Wirdum, G. van, 1986.
Water related impacts on nature protection sites. In: J.C. Hooghart (red), Water management in relation to nature, forestry and landscape management. Verslagen en Mededelingen 34: 27–57. CHO, Den Haag.

WLO-meded, 1980, no 3.

Wolff, W.J. (red.), 1989.
De internationale betekenis van de Nederlandse natur; een verkenning. Achtergrondreeks Natuurbeleidsplan nr 1. Min. LNV, SDU, Den Haag.

Wösten, J.H.M., M.H. Bannink en J. Beuving, 1986.
Waterretentie en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in land: De Staringreeks. Rapport 18. ICW, Wageningen.

Zeeuw, D. de, & W.G. Albrecht, 1990.
Manifest over het duurzaam samengaan van landbouw, natuur en milieu. Uitg. eig. beh., Amsterdam.

Zonderwijk. P., 1979.
De bonte berm, De rijke flora en fauna langs onze wegen. Zomer & Keunig, Ede.

Zonderwijk, P., 1990.
Mondelinge mededeling. Adviesgroep vegetatiebeheer, Wageningen.

Zonneveld, J.I.S., 1980.
Tussen de bergen en de zee. Bohn Scheltema & Holkema, Utrecht.

Zonneveld, J.I.S., 1985.
Levend Land; de geografie van het Nederlandse landschap. Bohn, Scheltema & Holkema, Utrecht.

Bijlage 1

Overzicht van de soorten die in de locaties van het experimentele onderzoek (paragraaf 3.3.1 t.m 3.3.8) en in de Geerstrook (paragraaf 3.4.2) zijn aangetroffen.

Bijlage 1. Overzicht van de in de onderzochte locaties aangetroffen plantesoorten. In de laatste kolom ('nat wrd') de natuurwaarde-index vgs Clausman & Van Wijngaarden (1984).
* = storingssoort (Drijver & Melman, 1983) # = soort met blauwgrasland-zode aangevoerd (Berkenwoude)

nr	Latijnse naam	Berken-woude N= 108 %pr	Gbd%	Reeuwijk (a & b) N= 74 %pr	Gbd%	Donkse laagten N= 84 %pr	Gbd%	Broek- & Blokland N= 27 %pr	Gbd%	Kruis-kade N= 10 %pr	Gbd%	Hazers-woude N= 60 %pr	Gbd%	Boskoop N= 34 %pr	Gbd%	Zuider-woude N= 12 %pr	Gbd%	Donks lgt lng & krt N= 56 %pr	Gbd%	Uit-stekken N= 89 %pr	Gbd%	Geer-strook 1983-1989 Gbd%	Nederlandse naam	nat wrd
5	Achillea ptarmica	.		.		.		.		.		23.	0.	9.	1.	.		.		.		.	Bertram, Wilde	42
7	Acorus calamus	44.	0.	3.	0.	.		.		10.	0.	.		.		.		.		.		0.4	Kalmoes	33
1544	Agrostis canina ssp.cani	1.	3.#	.		10.	5.	.		.		.		47.	3.	.		4.	5.	27.	11.	.	Struisgras, Kruipend	39
18	Agrostis stolonifera	100.	18.	100.	21.	99.	18.	93.	4.	100.	13.	97.	7.	68.	9.	100.	53.	100.	42.	80.	9.	2.6	Fioringras	18
19	Agrostis tenuis	1.	0.	.		5.	16.	48.	1.	30.	1.	43.	3.	100.	30.	.		4.	0.	7.	4.	.	Struisgras, Gewoon	29
26	Alisma gramineum	.		.		2.	0.	.		.		.		.		.		.		.		0.4	Waterweegbree, Smalbladig	50
28	Alisma plantago-aquatica	12.	0.	36.	0.	46.	1.	7.	0.	10.	0.	87.	0.	41.	0.	.		13.	0.	7.	0.	1.1	Waterweegbree, Grote	29
36	Alnus glutinosa	4.	0.	4.	0.	7.	0.	.		.		2.	0.	12.	0.	.		4.	0.	.		0.2	Els, Zwarte	26
38	Alopecurus aequalis *	.		.		18.	1.	.		.		.		.		.		7.	0.	2.	0.	0.7	Vossestaart, Rosse	46
40	Alopecurus geniculatus	89.	2.	96.	3.	20.	0.	33.	1.	50.	1.	10.	0.	15.	1.	100.	10.	16.	1.	52.	10.	0.3	Vossestaart, Geknikte	23
42	Alopecurus pratensis	55.	1.	1.	1.	50.	4.	81.	2.	100.	2.	93.	2.	44.	0.	17.	0.	55.	1.	36.	2.	0.4	Vossestaart, Grote	21
2511	Amblystegium humile	1.	0.	1.	1.	4.	0.	4.	1.	.		7.	1.	.		.		4.	2.	.		.		
2512	Amblystegium riparium	.		.		.		.		.		.		.		.		7.	1.	.		.		
2519	Amblystegium varium	.		.		.		4.	1.	.		.		.		.		.		.		.		
48	Ambrosia artemisiifolia	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		5.1	Alsemambrosia	
59	Angelica archangelica	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.0	Engelwortel, Grote	42
60	Angelica sylvestris	5.	0.	1.	0.	6.	0.	.		.		52.	0.	3.	0.	.		.		2.	0.	0.4	Engelwortel, Gewone	29
2527	Anisothecium vaginale	.		3.	3.	.		4.	3.	.		.		.		.		.		.		.		
66	Anthoxanthum odoratum	11.	0.	.		60.	2.	26.	0.	.		98.	6.	100.	5.	8.	0.	34.	2.	63.	5.	1.4	Reukgras	27
70	Anthriscus sylvestris	.		.		2.	0.	.		.		2.	0.	.		.		.		.		0.6	Fluitekruid	24
74	Aphanes arvensis	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.5		
76	Apium graveolens	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.1	Selderij	50
78	Apium nodiflorum	.		8.	0.	.		.		.		2.	0.	3.	0.	.		.		.		3.0	Moerasscherm, Groot	36
81	Arabidopsis thaliana	.		.		4.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.	Zandraket	39
96	Arrhenatherum elatius	.		.		6.	1.	.		.		.		.		.		.		3.	1.	.	Raaigras, Frans	30
97	Artemisia absinthium	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.1	Absint-alsem	55
98	Artemisia campestris	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.7	Averuit, Wilde	56
99	Artemisia lloydii	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.6	Duinaveruit	46
100	Artemisia maritima	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.6	Zee-alsem	53
101	Artemisia vulgaris	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.7	Bijvoet	25
4058	Artemisia	.		1.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.		.		
114	Aster lanceolatus	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.0		
116	Aster tradescantii	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.3		
117	Aster tripolium	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.1	Zeeaster (Zulte)	40
119	Athyrium filix-femina	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.5	Wijfjesvaren	40
2539	Atrichum undulatum	.		.		.		.		.		.		18.	1.	.		.		.		.		35
121	Atriplex hastata	2.	0.	5.	0.	26.	2.	33.	0.	10.	0.	17.	2.	.		.		.		2.	0.	0.1	Spiesmelde	27
124	Atriplex laciniata	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.0	Melde, Gelobde	76
123	Atriplex patula	.		.		1.	0.	4.	0.	.		.		.		.		.		.		0.3	Melde, Uitstaande	26
2544	Aulacomnium palustre	.		.		.		.		.		.		50.	2.	.		.		.		.		41
128	Azolla filiculoides	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.3	Kroosvaren, Grote	27
2555	Barbula unguiculata	.		.		.		4.	3.	.		.		.		.		.		.		.		
135	Bellis perennis	6.	0.	.		10.	0.	59.	2.	.		.		.		.		.		11.	0.	0.3	Madeliefje	23
136	Berberis vulgaris	.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.	0.	.	Zuurbes	58
1215	Berula erecta	15.	0.	53.	1.	.		4.	0.	60.	2.	30.	0.	62.	0.	.		.		4.	0.	.	Watereppe, Kleine	30

nr	Latijnse naam	Berken-woude N= 108 %pr	Gbd%	Oukoop (a & b) N= 74 %pr	Gbd%	Donkse laagten N= 84 %pr	Gbd%	Broek en Blokland N= 27 %pr	Gbd%	Kruis-kade N= 10 %pr	Gbd%	Hazers-woude N= 60 %pr	Gbd%	Boskoop N= 34 %pr	Gbd%	Zuider-woude N= 12 %pr	Gbd%	Donks lgt lng & krt N= 56 %pr	Gbd%	Uit-stekken N= 89 %pr	Gbd%	Geer-strook 1983-1989 Gbd%	Nederlandse naam	nat wrd
4077	Betula	.		.		1.	0.	.		.		.		9.	0.	8.	0.	.		.		.		
141	Bidens cernua *	72.	3.	81.	1.	82.	7.	26.	0.	70.	1.	15.	1.	38.	1.	67.	2.	50.	15.	37.	3.	9.7	Tandzaad, Knikkend	31
142	Bidens connata *	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		4.8	Tandzaad, Vergroeidbladig	35
143	Bidens frondosa *	1.	0.	1.	3.	12.	0.	.		.		.		.		.		7.	0.	.		0.4	Tandzaad, Zwart	27
144	Bidens tripartita *	19.	1.	74.	1.	77.	3.	7.	0.	70.	5.	70.	1.	97.	3.	17.	3.	50.	6.	30.	3.	1.6	Tandzaad, Driedelig	31
4078	Bidens *	2.	1.	.		.		.		.		8.	0.	.		.		.		.		.		46
2567	Brachythecium rutabulum	23.	1.	3.	1.	12.	1.	26.	1.	.		47.	2.	18.	1.	.		30.	1.	6.	2.	.		
4084	Brassica	.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.	0.	.		
156	Bromus commutatus	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.4	Velddravik	66
161	Bromus mollis	1.	0.	.		5.	0.	48.	1.	.		2.	0.	.		.		7.	0.	8.	0.	0.5	Dravik, Zacht	21
4086	Bromus	.		.		.		.		.		.		.		.		2.	0.	.		.		
2577	Bryum argenteum	1.	3.	.		1.	0.	11.	2.	.		2.	1.	3.	0.	.		.		.		.		
3101	Bryum radiculosum agg.	1.	0.	.		.		15.	2.	.		.		.		.		.		.		.		
2607	Bryum rubens	4.	1.	.		2.	2.	4.	3.	.		2.	1.	.		.		2.	3.	.		.		
2574	Bryum	9.	2.	1.	0.	11.	1.	11.	1.	.		8.	1.	6.	0.	.		4.	2.	.		.		
171	Butomus umbellatus	32.	0.	20.	0.	.		19.	0.	20.	0.	73.	0.	.		.		5.	0.	2.	0.	0.6	Zwanebloem	42
173	Calamagrostis canescens	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		2.2	Hennegras	44
178	Calla palustris	.		.		.		.		.		.		3.	0.	.		.		.		.	Slangewortel	63
2619	Calliergon cordifolium	.		.		.		4.	0.	.		2.	0.	.		.		.		.		.		41
2620	Calliergonella cuspidata	.		.		.		4.	1.	.		10.	2.	88.	2.	.		.		.		.		
184	Callitriche platycarpa	.		.		1.	1.	.		.		.		.		.		.		1.	0.	0.7	Sterrekroos, Gewoon	40
4097	Callitriche	.		.		2.	0.	.		.		.		.		.		4.	1.	12.	1.	.	Sterrekroos	31
187	Caltha palustris var.pal.	2.	0.#	.		1.	0.	4.	0.	.		2.	0.	.		.		11.	0.	28.	1.	0.3	Dotterbloem	36
3321	Calypogeia fissa	.		.		.		.		.		.		82.	1.	.		.		.		.		0
188	Calystegia sepium	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.0	Haagwinde	21
192	Campanula latifolia	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.5	Klokje, Breedbladig	
200	Capsella bursa-pastoris	33.	0.	5.	0.	18.	0.	37.	0.	.		.		.		.		.		34.	0.	1.5	Herderstasje	16
201	Cardamine amara	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.0	Veldkers, Bittere	40
202	Cardamine flexuosa	44.	1.	.		11.	0.	.		.		.		.		.		.		2.	0.	.	Bosveldkers	50
203	Cardamine hirsuta	2.	0.	.		5.	0.	7.	0.	.		.		.		.		5.	3.	2.	0.	0.6	Veldkers, Kleine	34
1462	Cardamine prat. ssp.prat.	.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.	1.	.	Pinksterbloem	25
205	Cardamine pratensis s.l.	87.	1.	92.	1.	46.	0.	44.	0.	100.	1.	98.	1.	100.	1.	100.	1.	91.	1.	69.	1.	0.8	Pinksterbloem	22
208	Carduus crispus	.		.		1.	0.	.		.		.		.		.		.		.		1.0	Kruldistel	34
2211	Carex acuta/aqu./nigra	.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.	0.	.		
211	Carex acuta	11.	0.#	.		43.	1.	44.	6.	.		33.	1.	18.	0.	.		66.	2.	42.	1.	0.3	Zegge, Scherpe	34
212	Carex acutiformis	.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.	0.	0.1	Moeraszegge	39
215	Carex arenaria	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.7	Zandzegge	46
216	Carex brizoides	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.3	Trilgraszegge	73
218	Carex caryophyllea	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.5	Voorjaarszegge	67
220	Carex demissa	.		.		.		.		.		.		.		.		.		2.	0.	0.4	Zegge, Late	58
223	Carex dioica	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.1		
224	Carex distans var.distans	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.2	Zegge, Zilte	53
225	Carex disticha	1.	0.	.		.		81.	11.	.		67.	2.	62.	3.	.		18.	2.	13.	1.	0.1	Zegge, Tweerijige	43
228	Carex echinata	.		.		.		.		.		.		6.	0.	.		.		4.	1.	.	Sterzegge	53
231	Carex extensa	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.2	Kwelderzegge	60
235	Carex hirta	2.	0.	5.	0.	.		74.	1.	60.	0.	70.	1.	38.	0.	.		2.	0.	.		0.1	Zegge, Ruige	28

Bijlage 1, vervolg (pag. 311)

nr	Latijnse naam	Berken-woude N= 108 %pr	Gbd%	Oukoop (a & b) N= 74 %pr	Gbd%	Donkse laagten N= 84 %pr	Gbd%	Broek en Blokland N= 27 %pr	Gbd%	Kruis-kade N= 10 %pr	Gbd%	Hazers-woude N= 60 %pr	Gbd%	Boskoop N= 34 %pr	Gbd%	Zuider-woude N= 12 %pr	Gbd%	Donks lgt lng & krt N= 56 %pr	Gbd%	Uit-stekken N= 89 %pr	Gbd%	Geer-strook 1983-1989 ==Gbd%	Nederlandse naam	nat wrd
244	Carex nigra	3.	0.#	3.	0.	7.	1.	4.	0.	.		65.	1.	100.	11.	8.	0.	11.	1.	13.	1.	1.0	Zegge, Gewone	45
245	Carex otrubae	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		4.8	Voszegge, Valse	38
246	Carex ovalis	.		.		.		.		.		2.	0.	76.	1.	.		.		2.	0.	.	Hazezegge	43
248	Carex panicea	.		.		.		.		.		.		91.	3.	.		.		13.	1.	0.4	Zegge, Blauwe	50
249	Carex paniculata	1.	0.	.		.		.		.		.		9.	0.	.		.		1.	0.	.	Pluimzegge	44
250	Carex pendula	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.0		
254	Carex pseudocyperus	1.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.3	Cyperzegge	50
259	Carex riparia	4.	0.	.		1.	0.	4.	0.	.		5.	1.	59.	6.	.		.		1.	0.	0.4	Oeverzegge	36
260	Carex rostrata	.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.	0.	0.2	Snavelzegge	44
267	Carex vesicaria	.		.		.		.		.		.		.		.		.		7.	1.	0.4	Blaaszegge	52
274	Catabrosa aquatica	3.	0.	14.	0.	37.	0.	.		20.	0.	.		.		50.	1.	13.	0.	20.	1.	5.5	Watergras	33
281	Centaurea jacea	.		.		.		.		.		.		.		.		.		6.	0.	.	Knoopkruid, Echt	35
3326	Cephalozia	.		.		.		.		.		2.	3.	.		.		.		.		.		
3335	Cephaloziella divaricata	.		.		.		.		.		.		9.	2.	.		2.	0.	.		.		
3336	Cephaloziella elachista	.		.		.		.		.		2.	1.	.		.		.		.		.		58
3334	Cephaloziella	.		.		.		.		.		.		6.	2.	.		.		.		.		
296	Cerastium fontanum ssp.tr	94.	1.	27.	0.	44.	1.	96.	1.	90.	0.	97.	1.	59.	0.	8.	0.	77.	1.	57.	0.	1.1	Hoornbloem, Gewone	21
2642	Ceratodon purpureus	4.	2.	16.	2.	21.	3.	7.	2.	.		47.	4.	9.	2.	.		32.	3.	2.	3.	.		
299	Ceratophyllum demersum	.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.	0.	0.4	Hoornblad, Gedoornd	26
450	Chamaenerion angustifoli	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.0	Wilgeroosje	28
306	Chenopodium album	2.	0.	.		4.	0.	4.	0.	.		.		.		.		.		2.	0.	0.5	Melganzevoet	18
310	Chenopodium ficifolium	8.	0.	1.	0.	4.	0.	7.	0.	.		.		.		.		.		.		.	Stippelganzevoet	24
311	Chenopodium foliosum	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.4	Aardbeispinazie, Rode	
312	Chenopodium glaucum	3.	0.	.		.		7.	0.	.		.		.		.		.		.		.	Ganzevoet, Zeegroene	36
315	Chenopodium polyspermum	8.	0.	.		6.	0.	33.	1.	.		.		.		.		.		1.	0.	.	Korrelganzevoet	32
316	Chenopodium rubrum	1.	0.	.		.		7.	0.	.		.		.		.		.		.		0.2	Ganzevoet, Rode	29
319	Chrysanthemum leucanth.	.		.		.		7.	2.	.		.		.		.		.		1.	0.	.	Margriet	39
321	Chrysanthemum segetum	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.4	Ganzebloem, Gele	
326	Cicuta virosa	.		19.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.		.	Waterscheerling	45
331	Cirsium arvense	35.	0.	5.	0.	14.	0.	100.	12.	20.	0.	3.	0.	.		.		20.	0.	2.	0.	0.6	Akkerdistel	18
332	Cirsium dissectum	.		.		.		.		.		.		.		.		.		7.	0.	.	Ruiter, Spaanse	57
335	Cirsium palustre	47.	0.	3.	0.	7.	0.	.		.		3.	0.	91.	0.	.		13.	0.	17.	0.	0.4	Jonker, Kale	37
336	Cirsium vulgare	.		1.	0.	.		.		10.	0.	.		.		.		.		.		0.1	Speerdistel	21
2653	Climacium dendroides	.		.		.		.		.		.		3.	0.	.		.		1.	0.	.		
350	Convolvulus arvensis	2.	0.	.		.		7.	0.	.		.		.		.		.		.		.	Akkerwinde	29
369	Crataegus monogyna	.		.		2.	0.	.		.		.		.		.		.		.		1.0	Meidoorn, Eenstijlige	29
371	Crepis biennis	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.1	Streepzaad, Groot	44
386	Cynosurus cristatus	.		.		.		4.	0.	.		.		.		.		.		1.	0.	.	Kamgras	34
390	Dactylis glomerata	3.	2.	3.	0.	5.	1.	4.	0.	50.	0.	8.	1.	12.	0.	.		2.	0.	1.	1.	0.3	Kropaar	18
397	Deschampsia cespitosa	.		1.	0.	2.	1.	22.	0.	.		10.	4.	79.	3.	.		20.	1.	36.	5.	0.1	Smele, Ruwe	27
2666	Dicranella cerviculata	.		.		.		.		.		.		62.	2.	.		.		.		.		
2667	Dicranella heteromalla	1.	1.	.		14.	2.	4.	3.	.		28.	2.	47.	3.	.		16.	5.	3.	1.	.		
2679	Dicranum scoparium	.		.		.		.		.		.		.		.		4.	2.	.		.		
2551	Didymodon fallax	.		.		.		4.	1.	.		.		.		.		.		.		.		
2701	Drepanocladus aduncus	.		.		4.	1.	.		.		.		.		.		.		.		.		
437	Eleocharis pal. ssp.pal.	6.	0.	41.	1.	.		4.	0.	.		68.	3.	3.	0.	50.	1.	9.	0.	2.	2.	.	Waterbies, Gewone	29

Bijlage 1, vervolg (pag. 312)

nr	Latijnse naam	Berken-woude N= 108 %pr	Gbd%	Oukoop (a & b) N= 74 %pr	Gbd%	Donkse laagten N= 84 %pr	Gbd%	Broek en Blokland N= 27 %pr	Gbd%	Kruis-kade N= 10 %pr	Gbd%	Hazers-woude N= 60 %pr	Gbd%	Boskoop N= 34 %pr	Gbd%	Zuider-woude N= 12 %pr	Gbd%	Donks lgt lng & krt N= 56 %pr	Gbd%	Uit-stekken N= 89 %pr	Gbd%	Geer-strook 1983-1989	Nederlandse naam	nat wrd
442	Elodea nuttallii	.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.	0.	0.3	Waterpest, Smalle	25
446	Elymus repens *	22.	5.	14.	5.	20.	0.	48.	6.	20.	1.	3.	0.	3.	0.	92.	2.	5.	0.	4.	3.	0.3	Kweek	10
448	Epilobium adenocaulon	2.	0.	.		.		.		.		.		3.	0.	.		.		.		.	Basterdwed.,Beklierde	33
451	Epilobium hirsutum	23.	0.	1.	0.	11.	0.	.		.		.		3.	0.	.		5.	0.	10.	0.	2.2	Wilgeroosje, Harig	23
456	Epilobium palustre	3.	0.	.		.		.		.		.		47.	0.	.		4.	0.	1.	0.	0.3	Moerasbasterdwederik	47
457	Epilobium parviflorum	10.	0.	1.	0.	1.	0.	7.	0.	.		.		3.	0.	.		5.	0.	9.	0.	0.1	Basterdwed.,Kleinbloemige	27
1916	*Epilobium tetragon. s.l.*	.		.		.		.		.		.		.		.		.		3.	0.	.	Basterdwederik	33
1642	Epilobium tetragonum	55.	1.	9.	0.	11.	0.	7.	0.	.		3.	0.	3.	0.	.		2.	0.	.		.		
4192	Epilobium	.		.		2.	0.	.		.		.		.		.		.		3.	0.	.		
462	Equisetum arvense	3.	0.	.		17.	0.	.		50.	0.	38.	0.	38.	4.	.		5.	0.	6.	0.	0.3	Heermoes	17
463	Equisetum fluviatile	6.	0.	.		7.	0.	100.	1.	20.	2.	.		.		.		21.	1.	12.	0.	0.4	Holpijp	36
466	Equisetum palustre	1.	0.	.		2.	1.	100.	5.	.		2.	0.	3.	0.	.		.		2.	0.	0.2	Lidrus	25
465	Equisetum x litorale	2.	1.	.		8.	0.	.		10.	0.	20.	0.	9.	0.	.		13.	0.	1.	0.	.	Bastaardpaardestaart	48
475	Erigeron canadensis	.		.		.		.		.		.		.		.		2.	0.	.		1.0	Fijnstraal, Canadese	30
476	Eriophorum angustifolium	2.	0.#	.		.		.		.		.		47.	5.	.		.		10.	1.	.	Veenpluis	45
490	Eupatorium cannabinum	.		1.	0.	.		.		.		.		.		.		.		4.	0.	0.6	Koninginnekruid	31
2729	Eurhynchium praelongum	2.	0.	1.	1.	6.	2.	.		.		20.	1.	9.	0.	.		7.	1.	7.	1.	.		
519	Festuca pratensis	32.	1.	.		2.	0.	19.	1.	.		5.	1.	9.	1.	.		11.	0.	38.	5.	1.0	Beemdlangbloem	25
520	Festuca rubra ssp rubra	26.	3.	3.	2.	15.	6.	.		30.	2.	87.	6.	29.	2.	.		45.	7.	18.	4.	0.3	Zwenkgras, Rood	22
4211	Festuca	1.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		
521	Festulolium loliaceum X	.		.		.		.		.		.		.		.		.		3.	0.	.	Trosraaigras	47
1047	*Ficaria verna*	2.	0.	.		.		.		.		23.	0.	.		.		.		.		.	Speenkruid	31
526	Filipendula ulmaria	.		.		.		.		.		.		3.	0.	.		.		1.	0.	.	Moerasspirea	31
530	Frangula alnus	1.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.	Vuilboom (Sporkehout)	32
531	Fraxinus excelsior	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.7	Es, Gewone	31
4218	Fraxinus	.		.		1.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.		
533	Fumaria officinalis	.		.		.		4.	0.	.		.		.		.		.		.		1.5	Duivekervel, Gewone	43
2753	Funaria hygrometrica	1.	1.	.		.		33.	3.	.		.		.		.		.		.		.		
544	Galinsoga ciliata	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.3	Knopkruid, Harig	31
546	Galium aparine	.		.		.		11.	0.	.		.		.		.		.		1.	0.	1.0	Kleefkruid	19
2376	Galium palustre s.L.	88.	1.	49.	0.	52.	2.	74.	0.	80.	4.	80.	1.	85.	1.	.		84.	2.	30.	1.	.	Moeraswalstro	35
1479	Galium palustre ssp.palu	.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.	0.	.	Moeraswalstro	37
556	Galium uliginosum	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.3	Walstro, Ruw	52
570	Geranium dissectum	.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.	0.	.	Ooievaarsbek, Slipbladig	38
582	Glechoma hederacea	75.	1.	18.	0.	56.	0.	96.	10.	20.	1.	50.	1.	18.	0.	.		88.	1.	26.	1.	0.4	Hondsdraf	19
584	Glyceria fluitans	98.	5.	89.	1.	85.	2.	67.	1.	100.	15.	80.	3.	76.	2.	100.	6.	95.	7.	79.	8.	7.5	Mannagras	24
585	*Glyceria maxima*	89.	1.	19.	1.	86.	4.	44.	1.	100.	18.	25.	1.	44.	5.	.		100.	12.	75.	3.	13.4	Liesgras	22
587	Gnaphalium luteo-album	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.0	Droogbloem, Bleekgele	52
589	Gnaphalium uliginosum	1.	0.	1.	0.	1.	0.	.		.		.		6.	0.	.		4.	0.	.		0.2	Moerasdroogbloem	37
607	Heracleum sphondylium	.		.		4.	0.	.		.		.		.		.		.		1.	0.	.	Bereklauw	32
631	Holcus lanatus	97.	7.	81.	3.	100.	14.	100.	3.	100.	11.	100.	22.	100.	7.	50.	2.	98.	16.	94.	9.	10.4	Witbol, Echte	17
632	Holcus mollis	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		3.0	Witbol, Gladde	35
636	Hordeum murinum	.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.	0.	.	Kruipertje	26
640	Hydrocharis morsus-ranae	.		5.	0.	1.	0.	.		.		3.	0.	.		.		.		1.	0.	1.1	Kikkerbeet	42
641	Hydrocotyle vulgaris	1.	0.	14.	1.	7.	7.	.		.		87.	1.	62.	2.	42.	0.	21.	5.	31.	1.	0.6	Waternavel	40
665	Iris pseudacorus	14.	0.	7.	0.	6.	0.	4.	0.	20.	0.	13.	0.	41.	0.	.		11.	0.	7.	0.	1.1	Lis, Gele	40

Bijlage 1, vervolg (pag. 313)

nr	Latijnse naam	Berken-woude N= 108 %pr	Gbd%	Oukoop (a & b) N= 74 %pr	Gbd%	Donkse laagten N= 84 %pr	Gbd%	Broek en Blokland N= 27 %pr	Gbd%	Kruis-kade N= 10 %pr	Gbd%	Hazers-woude N= 60 %pr	Gbd%	Boskoop N= 34 %pr	Gbd%	Zuider-woude N= 12 %pr	Gbd%	Donks lgt lng & krt N= 56 %pr	Gbd%	Uit-stekken N= 89 %pr	Gbd%	Geer-strook 1983-1989 Gbd%	Nederlandse naam	nat wrd
673	Juncus articulatus	80.	2.	85.	2.	81.	8.	70.	1.	80.	1.	48.	1.	88.	3.	92.	1.	95.	4.	37.	1.	11.7	Zomprus	30
675	Juncus bufonius ssp.bufo	23.	1.	43.	2.	37.	2.	41.	1.	20.	2.	13.	1.	18.	1.	75.	1.	13.	1.	10.	0.	2.2	Greppelrus	31
676	Juncus bulbosus ssp.bulb	2.	0.	.		1.	0.	.		.		.		.		.		5.	1.	.		.	Knolrus	44
680	Juncus effusus	83.	2.	47.	1.	77.	6.	56.	5.	30.	0.	98.	4.	100.	4.	.		86.	2.	49.	2.	17.5	Pitrus	24
688	Juncus subnodulosus	.		.		.		.		.		3.	2.	3.	1.	.		.		.		.	Padderus	45
679	Juncus subuliflorus	56.	14.	12.	3.	56.	8.	33.	1.	.		.		76.	4.	.		7.	1.	8.	0.	16.1	Biezeknoppen	44
4279	Juncus	2.	1.	8.	16.	.		.		.		.		.		.		.		.		.		
700	Lamium album	1.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.1	Dovenetel, Witte	20
706	Lamium purpureum	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.2	Dovenetel, Paarse	24
715	Lathyrus pratensis	.		.		.		7.	0.	.		.		.		.		.		.		.	Veldlathyrus	32
722	Lemna gibba	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.3	Bultkroos	25
724	Lemna trisulca	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.2	Puntkroos	27
725	Leontodon autumnalis	.		.		.		7.	0.	.		.		.		.		2.	0.	.		4.0	Herfstleeuwetand	25
727	Leontodon taraxacoides	.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.	0.	.	Thrincia	40
2802	Leptobryum pyriforme	34.	2.	32.	2.	42.	2.	4.	0.	.		18.	1.	9.	1.	17.	1.	41.	3.	6.	2.	.		
2803	Leptodon	.		.		1.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.		
745	Linaria vulgaris	.		.		1.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.	Vlasleeuwebek	28
756	Lolium perenne *	31.	1.	45.	1.	8.	1.	30.	0.	60.	1.	58.	1.	24.	0.	.		36.	1.	53.	14.	0.3	Raaigras, Engels	12
762	Lotus tenuis	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.3	Rolklaver,Smalbladige	44
763	Lotus uliginosus	44.	1.	7.	0.	5.	0.	41.	4.	80.	3.	48.	0.	71.	2.	.		9.	0.	4.	0.	0.4	Moerasrolklaver	40
766	Luzula campestris	.		.		.		.		.		.		.		.		2.	0.	1.	0.	.	Veldbies, Gewone	35
768	Luzula multiflora ssp.mu	2.	0.	.		6.	0.	.		.		.		32.	0.	.		.		2.	0.	0.3	Veldbies,Veelbloemige	39
772	Lychnis flos-cuculi	96.	3.	1.	0.	79.	1.	93.	0.	.		87.	1.	100.	0.	.		43.	0.	35.	0.	3.1	Koekoeksbloem, Echte	44
780	Lycopus europaeus	23.	0.	20.	0.	35.	1.	41.	2.	60.	0.	23.	0.	85.	0.	.		4.	0.	6.	0.	0.8	Wolfspoot	29
782	Lysimachia nummularia	14.	0.	.		2.	0.	.		10.	0.	2.	0.	3.	0.	.		43.	1.	3.	0.	0.4	Penningkruid	36
783	Lysimachia thyrsiflora	1.	0.	36.	1.	1.	0.	15.	0.	.		90.	1.	100.	3.	.		9.	2.	2.	0.	0.9	Moeraswederik	45
784	Lysimachia vulgaris	.		.		6.	0.	7.	0.	.		22.	0.	.		.		13.	1.	17.	1.	0.1	Wederik, Gewone	32
785	Lythrum salicaria	15.	0.	4.	0.	36.	0.	19.	0.	.		.		44.	0.	.		16.	0.	30.	0.	0.2	Kattestaart, Gewone	31
4327	Malus	.		.		.		.		.		.		9.	0.	.		.		.		.		
3403	Marchantia polymorpha	.		.		.		.		.		5.	1.	.		.		.		.		.		38
795	Matricaria maritima ssp.i	1.	0.	1.	0.	12.	0.	.		.		.		.		.		.		1.	0.	0.3	Kamille, Reukloze	29
796	Matricaria matricar.ssp i	10.	0.	3.	0.	5.	0.	15.	0.	.		.		.		.		.		2.	0.	0.3	Schijfkamille	16
794	Matricaria recutita	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.1	Kamille, Echte	24
802	Medicago sativa ssp. va.	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.6	Bastaardluzerne	60
807	Melandrium rubrum	.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.	0.	.	Dagkoekoeksbloem	37
813	Mentha aquatica	6.	0.	32.	0.	2.	0.	96.	3.	.		57.	0.	79.	0.	.		2.	0.	4.	0.	1.9	Watermunt	31
814	Mentha arvensis	8.	0.	7.	0.	1.	0.	37.	3.	.		2.	0.	.		.		20.	0.	2.	0.	1.0	Akkermunt	37
820	Mentha x verticillata	.		.		.		.		.		.		.		.		.		2.	0.	.	Kransmunt	45
821	Menyanthes trifoliata	1.	0.#	.		.		.		.		.		.		.		.		7.	0.	.	Waterdrieblad	53
2820	Mnium hornum	.		3.	1.	.		4.	1.	.		.		18.	1.	.		.		.		.		31
2819	Mnium	.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.	3.	.		
832	Molinia caerulea	.		.		.		.		.		.		.		.		.		4.	24.	.	Pijpestrootje	34
1936	Montia fontana s.l.	.		.		4.	0.	.		.		.		.		.		.		2.	0.	.		
842	Myosotis discolor	15.	0.	.		15.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.	Vergeet.m.n.,Veelkleurig	50
1922	Myosotis laxa/palustris	6.	0.	8.	0.	6.	0.	7.	0.	10.	1.	80.	0.	3.	0.	8.	0.	98.	2.	.		.	Zomp-/Moerasverg.m.n.	28
841	Myosotis laxa	1.	0.	.		.		11.	0.	.		.		.		.		.		.		0.5	Zompvergeet-mij-nietje	43

Bijlage 1, vervolg (pag. 314)

nr	Latijnse naam	Berken-woude N= 108 %pr	Gbd%	Oukoop (a & b) N= 74 %pr	Gbd%	Donkse laagten N= 84 %pr	Gbd%	Broek en Blokland N= 27 %pr	Gbd%	Kruis-kade N= 10 %pr	Gbd%	Hazers-woude N= 60 %pr	Gbd%	Boskoop N= 34 %pr	Gbd%	Zuider-woude N= 12 %pr	Gbd%	Donks lgt lng & krt N= 56 %pr	Gbd%	Uit-stekken N= 89 %pr	Gbd%	Geer-strook 1983-1989 Gbd%	Nederlandse naam	nat wrd
844	Myosotis palustris ssp.pa	88.	1.	85.	1.	65.	1.	93.	3.	60.	1.	3.	0.	74.	0.	.		7.	0.	38.	0.	1.3	Moerasvergeet.m.n.	29
847	Myosoton aquaticum	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		0.1	Watermuur	44
859	Nasturtium microphyllum	13.	0.	16.	0.	.		.		.		7.	0.	21.	0.	.		.		.		0.4	Waterkers, Slanke	40
4362	Nasturtium	.		1.	0.	.		4.	0.	.		.		.		.		.		.		.	Waterkers, Witte	29
865	Nuphar lutea	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.0	Plomp, Gele	35
867	Nymphoides peltata	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.6	Watergentiaan	43
868	Oenanthe aquatica	3.	0.	.		63.	1.	26.	0.	10.	0.	.		15.	0.	.		75.	1.	47.	1.	0.8	Watertorkruid	37
869	Oenanthe fistulosa	29.	0.	80.	2.	.		15.	0.	100.	11.	100.	1.	59.	0.	.		66.	2.	4.	0.	2.0	Pijptorkruid	37
886	Orchis majalis	.		.		.		.		.		.		3.	0.	.		.		.		.	Orchis, Breedbladige	59
923	Pedicularis palustris	.		.		.		4.	0.	.		.		.		.		.		.		1.0	Moeraskartelblad	60
3430	Pellia endiviifolia	.		.		.		.		.		.		50.	1.	.		.		.		.		51
3431	Pellia epiphylla	.		.		.		4.	0.	.		.		21.	1.	.		2.	0.	.		.		
3429	Pellia	.		.		.		.		.		.		21.	0.	.		.		.		.		
929	Peucedanum palustre	18.	0.	4.	0.	.		.		.		.		41.	0.	.		2.	0.	2.	0.	.	Melkeppe	38
930	Phalaris arundinacea	38.	2.	7.	0.	80.	7.	44.	1.	100.	7.	57.	1.	12.	0.	.		77.	6.	65.	9.	4.4	Rietgras	20
2865	Philonotis caespitosa	.		.		1.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.		
2863	Philonotis	.		.		2.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.		
932	Phleum pratense *	5.	0.	.		12.	1.	78.	1.	70.	0.	7.	0.	6.	0.	.		7.	0.	8.	4.	0.4	Timotheegras	19
933	Phragmites australis	5.	1.	.		.		.		.		.		68.	5.	.		.		.		0.6	Riet	18
2872	Physcomitrium pyriforme	46.	2.	3.	1.	33.	2.	30.	1.	.		3.	1.	.		.		48.	3.	3.	1.	.		
946	Plantago lanceolata	4.	0.	.		2.	0.	4.	0.	.		.		15.	0.	.		5.	0.	18.	0.	0.6	Weegbree, Smalle	23
947	Plantago major ssp.major	40.	1.	12.	0.	8.	0.	100.	4.	.		.		12.	0.	.		11.	0.	8.	0.	0.5	Weegbree, Grote	18
945	*Plantago major ssp.pleio*	3.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.		4.	0.	.	*Weegbree, Grote*	37
952	Poa annua *	43.	1.	32.	1.	21.	1.	37.	1.	.		23.	1.	26.	0.	58.	0.	4.	0.	35.	5.	1.2	Straatgras	10
957	Poa palustris	.		.		.		.		.		.		.		.		2.	0.	.		.	Moerasbeemdgras	44
958	Poa pratensis ssp.praten	15.	3.	12.	0.	25.	1.	37.	1.	.		67.	2.	.		8.	1.	46.	3.	17.	2.	0.1	Veldbeemdgras	20
959	Poa trivialis *	100.	16.	100.	30.	87.	4.	100.	3.	100.	8.	100.	30.	47.	1.	100.	22.	91.	8.	72.	9.	1.0	Beemdgras, Ruw	12
2920	Pohlia nutans	.		.		.		.		.		.		44.	2.	.		.		.		.		
967	Polygonum amphibium	16.	0.	8.	0.	81.	3.	96.	2.	70.	0.	93.	0.	32.	1.	17.	0.	80.	1.	26.	2.	1.5	Veenwortel	22
968	Polygonum aviculare s.l.	43.	0.	51.	1.	26.	1.	59.	0.	20.	0.	5.	0.	6.	0.	8.	0.	25.	0.	42.	1.	1.6	Varkensgras	16
972	Polygonum hydropiper *	80.	7.	93.	26.	87.	12.	67.	4.	80.	3.	32.	1.	24.	0.	.		100.	8.	84.	13.	1.9	Waterpeper	27
973	Polygonum lapathif. s.l.	3.	0.	.		10.	2.	15.	0.	.		.		.		.		.		3.	0.	0.3	Duizendknoop, Knopige	20
975	Polygonum minus	1.	0.	.		32.	1.	11.	0.	.		.		.		.		4.	0.	6.	0.	0.8	Duizendknoop, Kleine	42
976	Polygonum mite *	.		.		10.	2.	.		.		.		.		.		38.	0.	33.	4.	0.5	Duizendknoop, Zachte	39
977	Polygonum persicaria sl.*	16.	0.	9.	1.	19.	4.	48.	0.	10.	0.	.		3.	0.	.		2.	0.	12.	0.	2.0	Perzikkruid	18
2923	Polytrichum commune	.		.		.		.		.		.		9.	1.	.		.		.		.		35
3151	Polytrichum juniperinum	.		.		.		.		.		.		.		.		2.	0.	.		.		44
2926	Polytrichum longisetum	.		.		.		.		.		.		3.	0.	.		.		.		.		47
1005	Potentilla anglica	.		.		.		.		.		.		97.	3.	.		11.	0.	9.	0.	.	Kruipganzerik	58
1006	Potentilla anserina	.		7.	0.	5.	0.	15.	0.	.		.		.		17.	0.	2.	0.	7.	0.	.	Zilverschoon	21
1008	Potentilla erecta	.		.		.		.		.		.		.		.		.		3.	0.	.	Tormentil	43
346	Potentilla palustris	2.	0.#	.		.		.		.		.		.		.		.		7.	0.	.	Wateraardbei	41
1017	Prunella vulgaris	1.	0.	.		.		.		.		.		65.	0.	.		2.	0.	2.	0.	.	Brunel, Gewone	31
2938	Pseudephemerum nitidum	.		.		33.	3.	4.	3.	.		.		.		.		57.	3.	.		.		
2942	Pseudoscleropodium purum	.		.		.		.		.		.		50.	0.	.		.		2.	0.	.		38
1040	Ranunculus acris	9.	0.	.		2.	0.	93.	0.	20.	0.	12.	0.	35.	0.	.		13.	0.	42.	0.	.	Boterbloem, Scherpe	22

Bijlage 1, vervolg (pag. 315)

nr	Latijnse naam	Berken-woude N= 108 %pr	Gbd%	Oukoop (a & b) N= 74 %pr	Gbd%	Donkse laagten N= 84 %pr	Gbd%	Broek en Blokland N= 27 %pr	Gbd%	Kruis-kade N= 10 %pr	Gbd%	Hazers-woude N= 60 %pr	Gbd%	Boskoop N= 34 %pr	Gbd%	Zuider-woude N= 12 %pr	Gbd%	Donks lgt lng & krt N= 56 %pr	Gbd%	Uit-stekken N= 89 %pr	Gbd%	Geer-strook 1983-1989 Gbd%	Nederlandse naam	nat wrd
1046	Ranunculus circinatus	.		.		.		7.	0.	.		.		.		.		.		.		.	Waterranonkel, Stijve	38
1048	Ranunculus flammula	47.	0.	46.	0.	88.	1.	26.	0.	.		77.	0.	100.	4.	.		98.	1.	73.	1.	.	Egelboterboem	43
1056	Ranunculus repens	100.	23.	89.	8.	99.	8.	100.	10.	100.	24.	100.	3.	97.	3.	100.	10.	98.	8.	93.	10.	.	Boterbloem, Kruipende	14
1058	Ranunculus sceleratus *	74.	10.	99.	5.	61.	9.	30.	0.	40.	25.	78.	1.	26.	0.	100.	6.	46.	2.	21.	0.	.	Boterbloem, Blaartr. ekke	27
2976	Rhytidiadelphus squarrosu	1.	0.	.		.		.		.		.		38.	1.	.		2.	0.	4.	7.	.		
1074	Rorippa amphibia	68.	1.	62.	0.	70.	1.	.		30.	0.	67.	1.	.		.		96.	3.	43.	2.	.	Waterkers, Gele	32
1076	Rorippa palustris *	47.	1.	27.	0.	11.	1.	33.	0.	10.	0.	.		.		25.	0.	.		9.	0.	.	Moeraskers	28
1078	Rorippa sylvestris *	.		.		.		.		.		.		.		.		.		2.	0.	.	Akkerkers	30
1077	Rorippa x anceps	.		.		1.	0.	.		.		.		.		.		.		4.	0.	.		
1089	Rubus caesius	.		.		.		.		.		.		3.	0.	.		.		.		.	Dauwbraam	27
4452	Rubus	.		.		.		.		.		.		35.	0.	.		.		.		.		37
1093	Rumex acetosa	92.	2.	50.	0.	99.	3.	96.	1.	60.	0.	100.	13.	100.	2.	50.	0.	88.	3.	92.	5.	.	Veldzuring	23
1097	Rumex conglomeratus	.		.		.		19.	0.	.		.		.		.		5.	0.	1.	0.	.	Kluwenzuring	34
1098	Rumex crispus *	10.	0.	.		5.	0.	30.	0.	.		.		.		33.	0.	11.	0.	7.	0.	.	Krulzuring	19
1099	Rumex hydrolapathum	17.	0.	36.	0.	5.	0.	.		70.	0.	80.	0.	68.	0.	.		4.	0.	8.	0.	.	Waterzuring	36
1100	Rumex maritimus	.		.		6.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.	Zeezuring	40
1101	Rumex obtusifolius obt. *	46.	1.	.		4.	0.	7.	0.	.		.		.		.		4.	0.	2.	0.	.	Ridderzuring	26
1102	Rumex palustris	.		3.	0.	.		.		10.	0.	.		.		25.	0.	.		.		.	Moeraszuring	48
1112	Sagina procumbens	71.	5.	5.	0.	60.	2.	.		.		17.	1.	38.	1.	17.	0.	61.	3.	22.	1.	.	Vetmuur, Liggend	23
1114	Sagittaria sagittifolia	5.	0.	.		.		4.	0.	.		.		.		.		13.	0.	.		.	Pijlkruid	41
1118	Salix caprea	7.	0.	.		.		4.	0.	.		.		.		.		.		.		.	Boswilg	39
1119	Salix cinerea	3.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.		1.	9.	.	Wilg, Grauwe	30
1883	Salix eleagnos	1.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.	Wilg, Grijze	
1121	Salix fragilis	2.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.	Kraakwilg	44
1126	Salix viminalis	.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.	0.	.	Katwilg	35
4459	Salix	10.	0.	.		1.	0.	30.	0.	.		.		.		.		.		.		.	Wilg	
1949	Scirpus lacustris s.l.	2.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.		48
1156	Scirpus maritimus	.		28.	3.	.		.		.		15.	0.	.		.		2.	0.	.		.	Zeebies	34
1173	Scutellaria galericulata	19.	0.	47.	1.	26.	1.	74.	1.	20.	1.	90.	1.	100.	2.	.		34.	1.	26.	2.	.	Glidkruid, Blauw	34
1184	Senecio congestus	1.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.	Moerasandijvie	46
1191	Senecio viscosus	.		.		.		.		.		.		.		.		2.	0.	.		.	Kruiskruid, Kleverig	36
1192	Senecio vulgaris	2.	0.	1.	0.	4.	0.	15.	0.	.		.		.		.		.		8.	0.	.	Kruiskruid, Klein	17
1216	Sium latifolium	.		.		.		7.	0.	.		25.	0.	21.	0.	.		.		3.	0.	.	Watereppe, Grote	36
1218	Solanum dulcamara	6.	0.	4.	0.	5.	0.	.		.		.		12.	0.	.		.		.		.	Bitterzoet	23
2323	Solanum nigrum s.l.	.		.		.		4.	0.	.		2.	0.	3.	0.	.		.		.		.	Nachtschade, Zwarte	23
1219	Solanum nigrum ssp.nigra	.		.		.		.		.		.		.		.		.		1.	0.	.	Nachtschade, Zwarte	33
1223	Sonchus arvensis var.arv.	.		.		5.	0.	7.	0.	.		.		.		.		.		.		.	Akkermelkdistel	34
1224	Sonchus asper	2.	0.	.		.		.		.		.		.		.		2.	0.	8.	0.	.	Melkdistel, Brosse	23
1225	Sonchus oleraceus	.		1.	0.	2.	0.	7.	0.	.		.		.		.		.		7.	0.	.	Melkdistel, Gewone	20
1227	Sorbus aucuparia	.		3.	0.	1.	0.	.		.		.		12.	0.	.		.		.		.	Lijsterbes, Wilde	33
1231	Sparganium emersum	.		.		4.	0.	.		.		.		.		.		30.	0.	1.	0.	.	Egelskop, Kleine	43
1533	Sparganium erectum ssp.er	56.	1.	100.	17.	38.	0.	74.	0.	20.	4.	85.	0.	35.	0.	.		13.	0.	26.	1.	.	Egelskop, Grote	28
3006	Sphagnum fimbriatum	.		.		.		.		.		.		65.	4.	.		.		.		.		40
3023	Sphagnum squarrosum	.		.		.		.		.		.		82.	10.	.		.		.		.		44
3024	Sphagnum subnitens	.		.		.		.		.		.		29.	11.	.		.		.		.		46
2995	Sphagnum	.		.		.		.		.		.		6.	4.	.		.		.		.		39

Bijlage 1, vervolg (pag. 316)

nr	Latijnse naam	Berken-woude N= 108 %pr	Gbd%	Oukoop (a & b) N= 74 %pr	Gbd%	Donkse laagten N= 84 %pr	Gbd%	Broek en Blokland N= 27 %pr	Gbd%	Kruis-kade N= 10 %pr	Gbd%	Hazers-woude N= 60 %pr	Gbd%	Boskoop N= 34 %pr	Gbd%	Zuider-woude N= 12 %pr	Gbd%	Donks lgt lng & krt N= 56 %pr	Gbd%	Uit-stekken N= 89 %pr	Gbd%	Geer-strook 1983-1989 Gbd%	Nederlandse naam	nat wrd
1245	Stachys palustris	4.	0.	3.	0.	.		30.	0.	20.	0.	3.	0.	.		.		.		.		.	Moerasandoorn	30
1247	Stellaria alsine	30.	1.	91.	4.	33.	0.	.		40.	1.	33.	1.	.		.		57.	1.	40.	2.	.	Moerasmuur	36
1250	Stellaria media *	79.	3.	70.	1.	48.	3.	48.	1.	10.	0.	72.	1.	.		83.	1.	54.	0.	61.	2.	.	Vogelmuur	11
1254	Stellaria palustris	2.	0.	7.	0.	4.	1.	4.	0.	.		15.	0.	.		.		4.	1.	7.	0.	.	Muur, Zeegroene	48
1259	Symphytum officinale	.		.		24.	0.	.		.		.		.		.		9.	0.	6.	0.	.	Smeerwortel	31
1264	Taraxacum sect.vulgaria *	72.	0.	43.	0.	45.	0.	85.	0.	30.	0.	52.	0.	47.	0.	67.	0.	75.	0.	60.	1.	.	Paardebloem	12
1275	Thalictrum flavum	1.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.		.		.	Poelruit	48
1299	Trifolium dubium	6.	0.	.		1.	0.	26.	0.	.		.		.		.		.		2.	0.	.	Klaver, Kleine	28
1305	Trifolium pratense	70.	1.	7.	0.	8.	0.	56.	0.	.		2.	0.	18.	0.	8.	0.	5.	0.	9.	0.	.	Klaver, Rode	22
1306	Trifolium repens	89.	3.	72.	4.	54.	0.	96.	2.	80.	0.	65.	1.	35.	0.	58.	0.	59.	2.	58.	1.	.	Klaver, Witte	13
1311	Triglochin palustris	21.	1.	26.	2.	.		.		20.	1.	70.	1.	91.	4.	17.	0.	14.	1.	6.	0.	.	Moeraszoutgras	37
1316	Tussilago farfara	4.	0.	.		1.	0.	7.	0.	.		.		.		.		2.	0.	1.	0.	.	Hoefblad, Klein	19
1318	Typha latifolia	6.	0.	.		2.	0.	.		.		2.	0.	15.	4.	.		.		.		.	Lisdodde, Grote	27
2373	Typha x glauca	.		.		2.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.		39
1321	Urtica dioica	26.	0.	19.	0.	13.	0.	37.	0.	.		.		.		.		.		7.	0.	.	Brandnetel, Grote	17
1333	Valeriana officinalis	.		.		.		.		.		.		.		.		4.	0.	2.	0.	.	Valeriaan, Echte	30
1349	Veronica beccabunga	.		7.	0.	.		4.	0.	.		.		.		.		.		.		.	Beekpunge	39
1362	Veronica scutellata	.		.		.		4.	0.	.		.		.		.		.		.		.	Schildereprijs	54
1363	Veronica serpyllifolia	.		.		4.	0.	7.	0.	.		.		.		.		.		.		.	Tijmereprijs	40
4551	Veronica	.		1.	0.	.		.		.		.		.		.		.		.		.		
1369	Vicia cracca	5.	0.	.		.		7.	4.	.		2.	0.	6.	0.	.		.		.		.	Vogelwikke	25
1385	Viola palustris	.		.		.		.		.		.		.		.		2.	0.	11.	1.	.	Moerasvioltje	52

Bijlage 1, vervolg (pag. 317)

Bijlage 2.

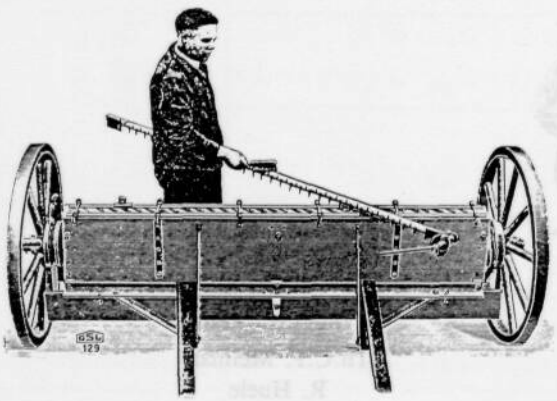
HET KANTSTROOI ADVIES SYSTEEM

Th.C.P. Melman
R. Huele

(gedeelte uit de gelijknamige CML-mededeling nr. 53, 1989)

De bijbehorende floppy-disc is te bestellen bij het Centrum voor Milieukunde te Leiden. Er zij op gewezen dat sinds het uitbrengen van de floppy de ontwikkelingen in de software inmiddels zo ver zijn voortgeschreden dat het programma enigszins gedateerd is.

HANDLEIDING



Handleiding

Inhoud van het schijfje

Het schijfje bevat de volgende bestanden:

- KAS.EXE het programma
- DATA.BIN het bestand met strooibeelden
- *.HLP de teksten van de helpschermen
- KAS.DOC de tekst van deze handleiding.

Als u het programma op een harde schijf zet dan dient in ieder geval het bestand DATA.BIN aanwezig te zijn in de directory van waaruit u KAS opstart. Maakt u vooral een backup van het originele schijfje.

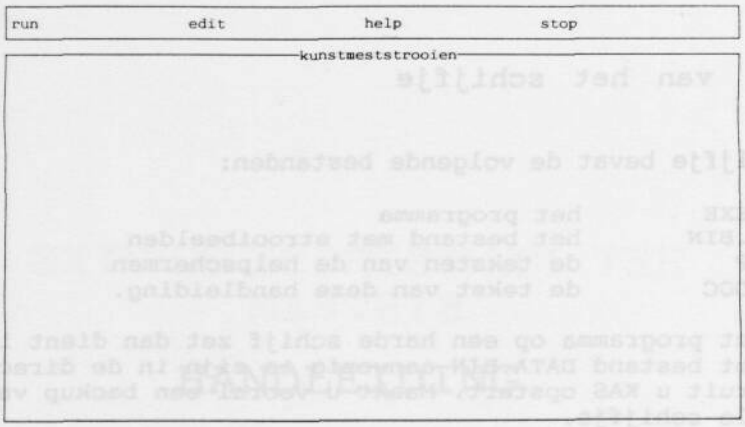
Kas in het kort

Start het programma op door te typen:

KAS <return>.

Het programma laat een opstartscherm zien.

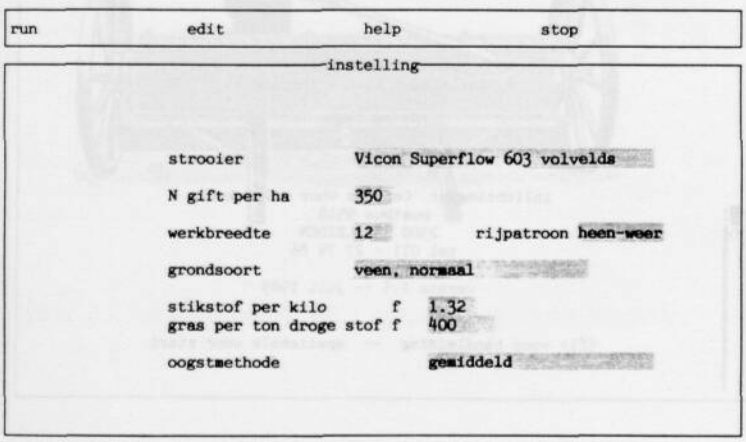
Hierna verschijnt er een menu:



kies met cursor en bevestig met <return>

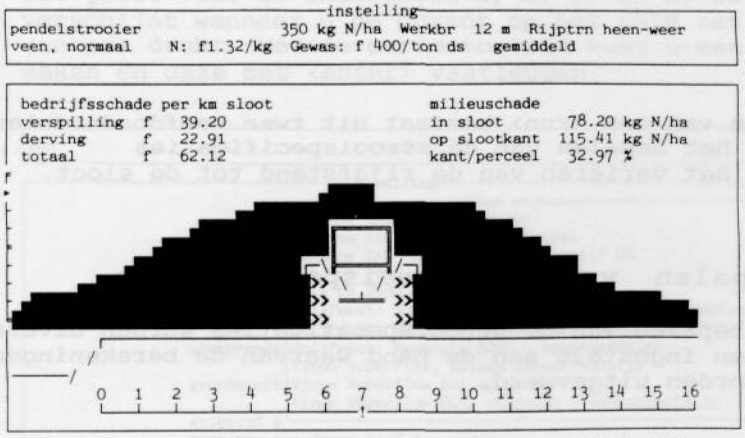
Kiezen geschiedt, zoals bij de meeste moderne programma's, door het aanwijzen van de keuze met de cursor en het bevestigen met <return>.

De keuze van <run> roept een invulscherm op, waarin de gekozen strooier, de rijbreedte, de prijzen van stikstof en gewas en de oogstmethode kunnen worden vastgelegd. Courante gegevens zijn te vinden in de bijlagen.



<enter> en kies uit menu -- run : <f10> -- herstel : <esc>)

Als het scherm geheel is ingevuld leidt de toets <f10> naar het volgende scherm, dat een doorsnede van een perceel en de achteraanblik van een trekker met strooier biedt. Op dit scherm kan worden geëxperimenteerd met diverse rijafstanden tot de slootkant.



Het scherm toont een trekker met een strooibeeld. Bovenaan het scherm ziet u een kort overzicht van de instelling, daaronder de uitkomsten van de berekeningen. Links de bedrijfsschade in guldens per kilometer sloot, rechts de milieuschade in kilogrammen stikstof per hektare. De bedrijfsschade in uitgesplitst in schade als gevolg van verspilling en in schade als gevolg van oogstderving. De milieuschade is onderverdeeld in de belasting op de slootkant en de belasting in de sloot. Bovendien wordt de belasting op de slootkant weergegeven als een percentage van de belasting midden op het perceel. De afstand van het midden tot de trekker tot de insteek van de sloot is af te lezen op de liniaal onderin het beeld.

In alle onderdelen van het programma betekent <esc> (als toets of als keuze in een menu): "ga terug en verander niets". In het hoofdmenu leidt <esc> tot beëindiging van het programma. De toets <f10> betekent over het algemeen: "ga verder met de huidige instelling".

De toets <f1> brengt een scherm met hulpteksten naar voren. Deze hulpteksten zijn 'context sensitive', hetgeen inhoudt dat ze uitleg geven over onderdeel van het programma dat aktief was toen de hulp werd gevraagd.

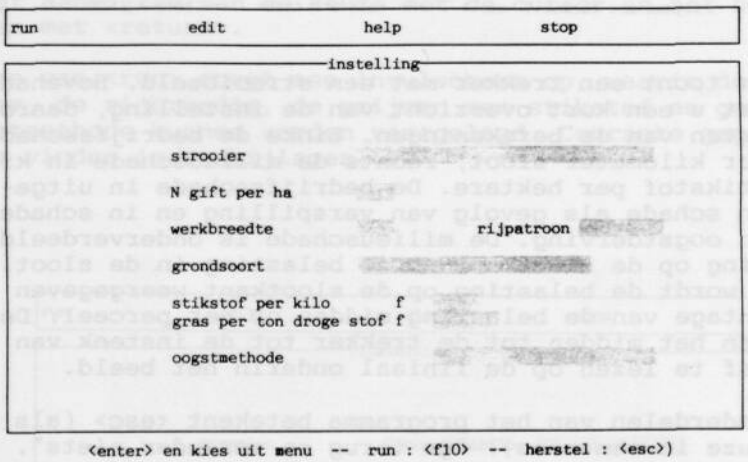
In de volgende pagina's van de handleiding worden de mogelijkheden van <run>, <edit>, <help> en <stop> afzonderlijk besproken.

Het maken van een <run> bestaat uit twee hoofdonderdelen:

1. het bepalen van de strooispecificaties
2. het variëren van de rijafstand tot de sloot.

Het bepalen van de strooispecificaties

Met het bepalen van de strooispecificaties worden diverse variabelen ingesteld aan de hand waarvan de berekeningen zullen worden uitgevoerd.



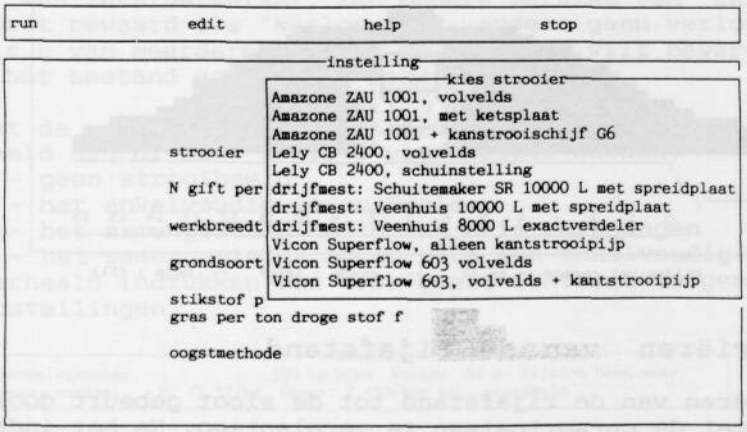
De specificaties omvatten de volgende onderdelen.

a. het strooiertype of merk, eventueel met kantvoorzieningen
b. de gewenste hoeveelheid stikstof per jaar per ha
c. de werkbreedte
d. het rijpatroon
e. de grondsoort
f. de prijs van de meststoffen, per kg N
g. de prijs van het te oogsten gras, per ton droge stof
h. de oogst- en conserveringswijze van het gras.

Bij het bepalen van de specificaties dient u:

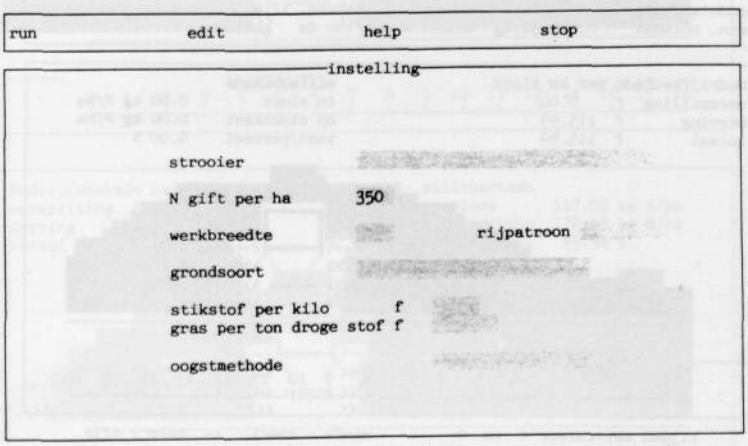
- ofwel een keuze te maken uit een aanbod van mogelijkheden (menu)

  Dit geldt voor de onderdelen a, d, e, en h. Het menu verschijnt wanneer u de cursor op het veld zet en op <enter> drukt. Met de cursortoetsen kunt u een keus maken en deze met <enter> vastleggen.

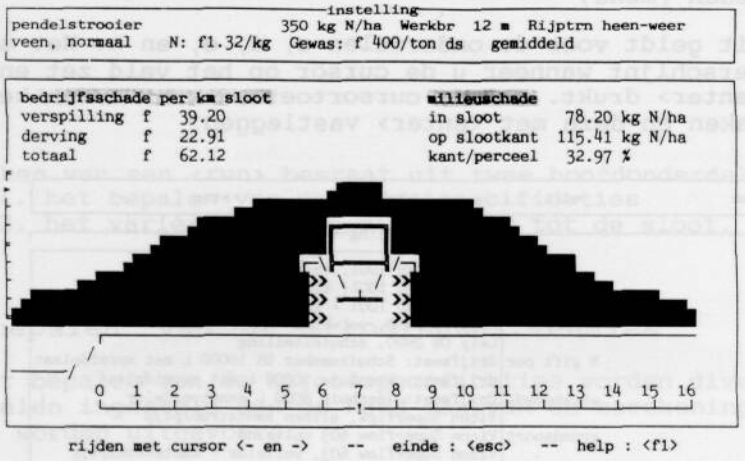


- ofwel een door uzelf te bepalen getal in te voeren,

  Dit geldt voor de onderdelen b, c, f en g.

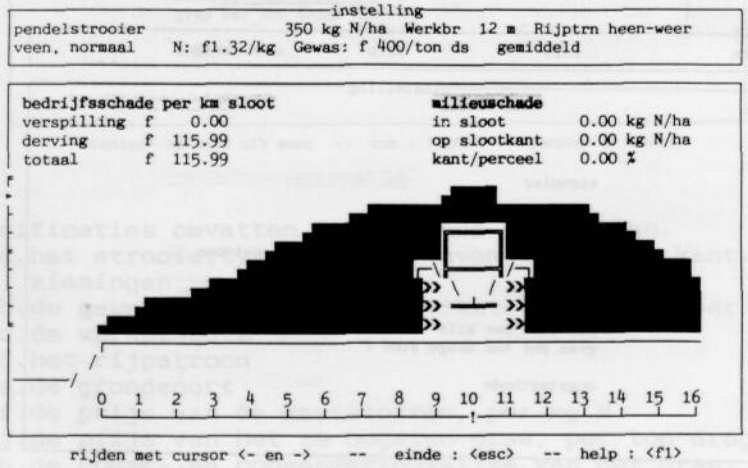


Het invullen van het scherm beëindigt u met <f10>, waarna na enkele seconden het volgende scherm verschijnt.



Het variëren van de rijafstand

Het variëren van de rijafstand tot de sloot gebeurt door de trekker met de cursortoetsen te verplaatsen. Na het indrukken van een toets verschijnt het door u gekozen strooibeeld op het scherm en worden de milieu- en bedrijfsgevolgen berekend. Bij iedere volgende verplaatsing worden de gevolgen voor het milieu en het bedrijf opnieuw berekend.



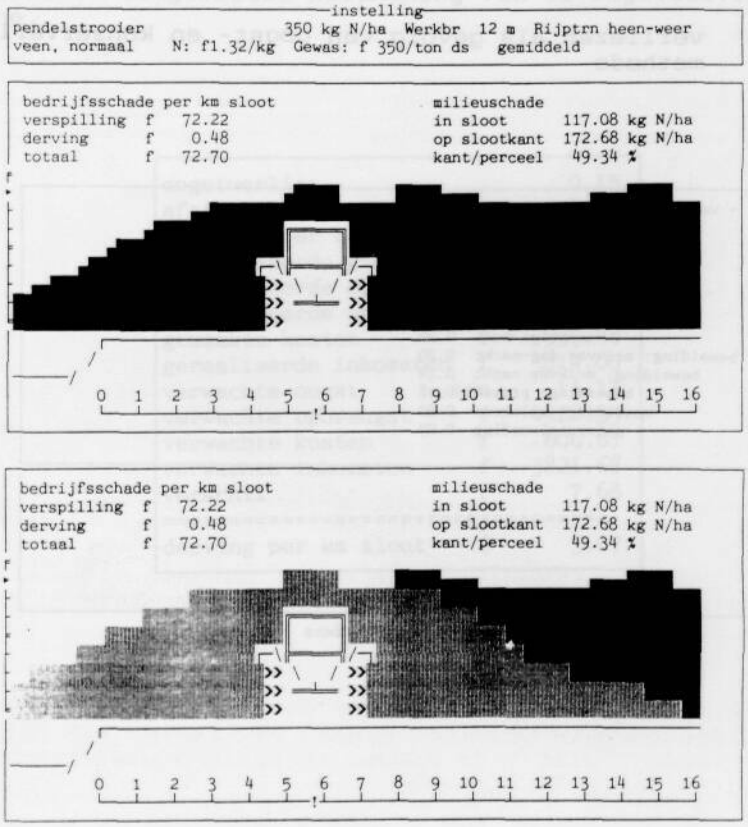
Extra toetsen

Voor de standaard berekeningen zijn de bovenstaande aanwijzingen voldoende. Het programma biedt daarnaast nog een aantal extra faciliteiten, die toegankelijk zijn met de toetsen <f2>, <f3>, <f4> en <f6>.

<f2> Opent een bestand waarin alle berekeningen worden vastgelegd. Het bestand heet "kas.log" en staat in de default directory, het kan gelezen worden met een editor of een tekstverwerker. Eén oudere versies van "kas.log" wordt bewaard als "kaslog.bak", andere gaan verloren. Als u van meerdere sessies de gegevens wilt bewaren kunt u het bestand een andere naam geven.

<f3> Zet de weergave van het enkele of gecombineerde strooibeeld aan of uit. Er zijn vier mogelijkheden:
- geen strooibeeld
- het enkelvoudig strooibeeld
- het samengesteld beeld van drie werkgangen
- het samengestelde beeld plus een enkelvoudig beeld.

Herhaald indrukken van <f3> geeft achtereenvolgens alle instellingen.



<f5> Toont de tabellen die ten grondslag liggen aan de berekeningen, te weten:

- opbrengst als funktie van grondsoort en stikstofgift per ha per jaar

- opbrengst in 100 kg droge stof naar stikstofgift en grondsoort -

	0	50	100	150	200	250	300	350	400
veen, normaal	10.10	10.70	11.35	12.00	12.45	12.90	13.25	13.60	13.75
veen, nat	7.90	8.70	9.55	10.40	11.00	11.60	11.95	12.30	12.40
klei op veen, normaal	8.30	9.00	9.75	10.50	11.05	11.60	12.20	12.80	12.90
klei op veen, nat	7.80	8.60	9.40	10.20	10.75	11.30	11.70	12.10	12.25
zand, droog	6.20	7.10	8.00	8.90	9.45	10.00	10.65	11.30	11.45
zand, normaal	7.40	8.30	9.20	10.10	10.70	11.30	12.05	12.80	12.80
zand, nat	7.40	8.10	8.85	9.60	10.25	10.90	11.60	12.30	12.30
gemiddeld Nederland	8.00	8.80	9.60	10.40	10.95	11.50	12.05	12.60	12.65

- verliezen als gevolg van oogst- en konserveringsmethode

- verliezen naar oogstmethode -

gemiddeld	0.18
schuurhooi	0.10
ventilatiehooi	0.15
opper- en baalhooi	0.20
voordroogkuil	0.15
vochtige kuil	0.20
beweiding: melkvee dag-nacht	0.20
beweiding: melkvee nacht	0.14
beweiding: pinken	0.18
beweiding: kalveren	0.20
zomerstalvoeding	0.07

druk op een toets

- marginale opbrengst van toegevoegde stikstof bij gegeven prijzen van stikstof en gewas.

marginale opbrengst van stikstof

winningsmethode: gemiddeld
stikstofprijs: f 1.32; grasprijs: f 350.00

norm	veen nat	veen kl/v nor	kl/v nat	kl/v dr nor	zand nat	zand	gemidd
0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
50	106.20	163.60	134.90	163.60	192.30	192.30	134.90	163.60
100	226.75	341.55	284.15	327.20	384.60	384.60	284.15	327.20
150	347.30	519.50	433.40	490.80	576.90	576.90	433.40	490.80
200	410.45	625.70	525.25	582.65	668.75	683.10	553.95	582.65
250	473.60	731.90	617.10	674.50	760.60	789.30	674.50	674.50
300	508.05	766.35	723.30	723.30	881.15	938.55	809.40	766.35
350	542.50	800.80	829.50	772.10	1001.70	1087.80	944.30	858.20
400	519.55	763.50	792.20	749.15	978.75	1021.80	878.30	806.55
450	496.60	726.20	754.90	726.20	955.80	955.80	812.30	754.90
500	488.00	746.30	717.60	688.90	961.55	975.90	803.70	746.30

druk op een toets

<f6> Toont de uitgebreide berekening van de oogstderving in de randzone.

oogstverlies		0.15
afstand tot rand		4.25
-------- per hektare.jaar		--------
gerealiseerde gift	kg	320.47
gerealiseerde oogst	ton	10.98
gerealiseerde opbrengst	f	4369.48
gemaakte kosten	f	555.48
gerealiserde inkomsten	f	3814.00
verwachte oogst	ton	11.13
verwachte opbrengst	f	4428.35
verwachte kosten	f	606.67
verwachte inkomsten	f	3821.68
verschil	f	7.68
==========		==========
derving per km sloot	f	3.07

run	edit	help	stop

Met <edit> kan een nieuwe strooibeeld worden ingevoerd, of kan de verdeling van een al ingevoerde strooier worden veranderd. De standaard bijgeleverde strooibeelden zijn verkregen in professionele meetopstellingen onder gekontroleerde omstandigheden. Ook deze kunnen worden aangepast.

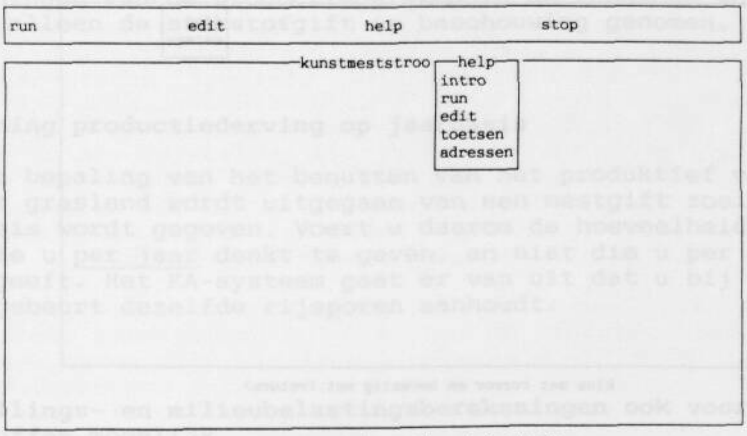
Het invoeren van een nieuwe strooibeeld bestaat uit het invoeren van een naam en de meetgegevens. Er is uitgegaan van een meetopstelling die gebruik maakt van bakken van 50 cm breed. Er worden twee rijen bakken onderscheiden: de eerste loopt van het trekkermiddden naar links, en de tweede loopt van het trekkermidden naar rechts.

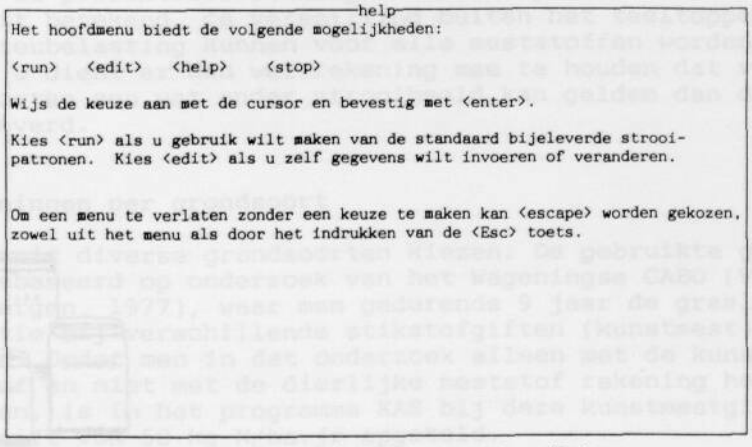
Na het kiezen van <edit> wordt eerst een menu aangeboden waarmee gekozen kan worden tussen de invoer van nieuwe strooibeelden en het veranderen van bestaande.

Vervolgens wordt een invulscherm getoond. Niet ingevulde vakjes worden door KAS op 0 gesteld.

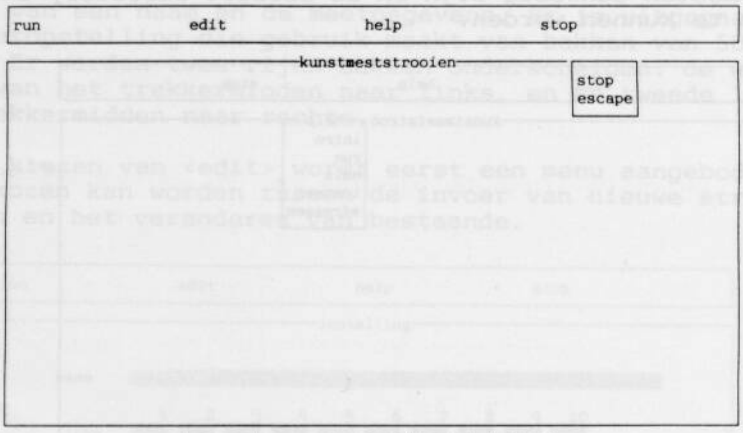
Na het beëindigen van <edit> kunnen de nieuwe gegevens op schijf worden bewaard door het kiezen van <save> uit het aangeboden menu. Wilt u de nieuwe instelling niet bewaren dan kunt u <edit> verlaten via <esc>.

Na de keuze van <help> worden allerlei schermen met tekst en uitleg getoond. Met de cursortoetsen en de toetsen <PgUp> en <PgDn> kan door de tekst worden gebladerd. De helpschermen worden weer verwijderd door de <Esc> toets in te drukken. De schermen met tekst staan in de bestanden met de extensie "hlp", deze zijn eventueel te veranderen met een editor. De bestanden moeten aanwezig zijn in de default directory om opgeroepen te kunnen worden.





Met <stop> wordt het programma na een bevestiging van de keuze beëindigd. Alle veranderingen die zijn ingevoerd onder <edit> zijn bewaard in het bestand "data.bin".



Wenken bij het gebruik

In dit hoofdstuk volgen enige aanwijzingen voor het zinvol gebruik van het programma.

Berekening productiederving alleen aan de hand van de stikstofgift

Voor de bemesting van gras zijn drie elementen van zeer groot belang: stikstof (N), fosfor (P) en Kalium (K). Voor en voorspoedige groei moeten deze alle in voldoende hoeveelheid aanwezig zijn. In de Nederlandse praktijk draait het echter vooral om de stikstofgift, omdat de twee andere elementen meestal "vanzelf" in voldoende mate aanwezig zijn. In het KA-systeem wordt ook van deze vooronderstelling uitgegaan: voor berekeningen van de productiederving in de randzone wordt daarom alleen de stikstofgift in beschouwing genomen.

Berekening productiederving op jaarbasis

Voor de bepaling van het benutten van het produktief vermogen van het grasland wordt uitgegaan van een mestgift zoals die op jaarbasis wordt gegeven. Voert u daarom de hoeveelheid stikstof die u per jaar denkt te geven, en niet die u per mestbeurt geeft. Het KA-systeem gaat er van uit dat u bij elke bemestingsbeurt dezelfde rijsporen aanhoudt.

Verspillings- en milieubelastingsberekeningen ook voor andere meststoffen mogelijk

Worden de produktieberekeningen alleen op basis van de stikstofgift berekend, de verspilling buiten het teeltoppervlak en de milieubelasting kunnen voor alle meststoffen worden bepaald. U dient er dan wel rekening mee te houden dat voor deze mestsoorten een wat ander strooibeeld kan gelden dan dat is meegeleverd.

Berekeningen per grondsoort

U kunt uit diverse grondsoorten kiezen. De gebruikte gegevens zijn gebaseerd op onderzoek van het Wageningse CABO (Van Steenbergen, 1977), waar men gedurende 9 jaar de graslandproduktie bij verschillende stikstofgiften (kunstmest) heeft gevolgd. Omdat men in dat onderzoek alleen met de kunstmeststikstof en niet met de dierlijke meststof rekening heeft gehouden, is in het programma KAS bij deze kunstmestgift een extra gift van 50 kg N/ha.jr opgeteld.

Het KA-systeem houdt rekening met de wijze van oogst en conservering van het gras

In het hierboven genoemde Wageningse onderzoek heeft men de drogestofproduktie zeer nauwkeurig bepaald, waarbij men de oogst- en conserveringsverliezen heeft kunnen uitsluiten. In de praktische bedrijfsvoering is dit niet haalbaar. Afhankelijk van de oogst en droogwijze gaat een deel van het verloren. Het handboek voor de rundveehouderij geeft hiervoor gegevens (Pelser, 1984). Deze gegevens zijn in KAS opgenomen, zodat u de voor uw situatie relevante berekeningen kunt maken. Omdat een perceel gedurende het jaar vaak op verschillende wijzen wordt gebruikt, is er ook een gemiddelde oogstderving opgenomen, welke is gesteld op 18%.

Hanteer de juiste getallen en prijzen

Zie de bijlage voor een overzicht van gegevens. De uitkomsten die KAS oplevert zijn sterk afhankelijk van de prijzen. Zorgt u er daarom voor dat u reële prijzen hanteert, anders deugt er van de uitkomsten niets. Omdat u misschien niet alle prijzen bij de hand hebt, hebben wij gegevens hieronder weergegeven, die een beeld geven van het landelijk gemiddelde van de afgelopen jaren. Men hanteert voor wat betreft gewasprijzen in de praktijk vaak het gemiddelde tussen de prijs van weidehooi (duur) en snijmaïs (goedkoop), omdat deze bij ruwvoertekort meestal in gelijke hoeveelheden worden aangekocht.

Bij het invoeren van de bemestinggegevens wordt gevraagd naar de hoeveelheid stikstof en niet naar de hoeveelheid meststof. Als u de bijbehorende hoeveelheid meststof wilt weten, zult u zelf moeten omrekenen. Het stikstofpercentage van de kunstmest geeft dit aan (voor kalkammonsalpeter meestal 26%). Voor drijfmest kunt u uitgaan van een werkzaam stikstofgehalte van 0.29%.

Denkt u er aan dat de stikstofprijs wordt gevraagd per kilo N en niet per kilo meststof, en dat de grasprijzen gaan per ton drogestof en niet per ton gewas. Als u uw eigen gewasgegevens wilt invoeren zult u een schatting moeten maken van het drogestofgehalte om een en ander te kunnen omrekenen.

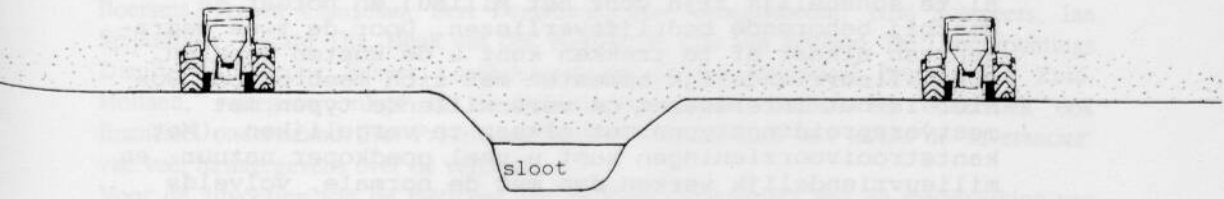
Milieubelasting voor slootkant en sloot afzonderlijk

Omdat de wereld van de slootkant zo sterk verschilt van die van de sloot, is de milieubelasting in twee getallen weergegeven. Bij de berekeningen is uitgegaan van een slootkant van 50 cm breed en een sloot van 2 m breed. Als uw situatie hier belangrijk van afwijkt dient u bij het gebruik van deze cijfers wat op te letten. Als een sloot breder is, dan zal de belasting met kunstmest wat geringer zijn dan dat KAS aangeeft.

De getallen geven een belasting per ha aan. Voor water wordt vaak gerekend met een concentratie. Omdat sloten in breedte en diepte sterk kunnen verschillen, is in KAS geen concentratie berekend.

Milieubelasting zal in veel gevallen moeten worden verdubbeld

KAS geeft berekeningen voor de belasting van het milieu vanaf één perceel. In (zeer) veel gevallen wordt een sloot echter aan twee zijden begrensd door een perceel, en zal de sloot twee maal met kunstmest worden belast. Voor de bepaling van de belasting van het milieu zullen de cijfers zoals die door het KA-systeem worden berekend, moeten worden verdubbeld.



Probeer KAS goed uit om een beeld te krijgen van de bemesting van perceelsranden en het milieuprobleem

Het bemesten is een ingewikkeld zaak. Voor kantstrooien geldt dit in het bijzonder. Dat was tenminste onze ervaring bij het ontwikkelen van het KA-systeem.
Om een goed begrip te krijgen van kantbemesten is het verstandig om veel met KAS te oefenen. Het aardigst is het om een aantal opdrachten uit te werken. We geven enkele voorbeelden.

1. De bepaling van het verschil in de economisch optimale rijafstand tot de kanten bij verschillende prijzen van kunstmest en gewas voor een bepaalde strooier: wat is de beste afstand wanneer de stikstofmest duur is (bijv *f*2.00/kg N), in vergelijking met goedkope mest (bijv *f*1.00 /kg N).

2. De bepaling van het verschil in bedrijfsverliezen bij het kantstrooien bij een volveldsstrooibeeld en bij het gebruik van kantstrooivoorzieningen. Hoe snel betalen zulke voorzieningen zich terug?

Natuur- en milieuvriendelijk werken

De belangrijkste reden dat het programma KAS is gemaakt is om snel inzicht te kunnen krijgen hoeveel milieubelasting de wijze van kantbemesten met zich meebrengt, en hoeveel bedrijfskosten ermee gemoeid zijn om milieu- en natuurgericht te werken. Ter illustratie hiervan geven we tot slot een laatste, wat uitgebreider voorbeeld om met KAS te werken. De vraag is dan:

3. U kunt met KAS eenvoudig bepalen hoeveel het kost om milieu- en natuurvriendelijk te werken. Bepaal eerst de economisch optimale afstand en noteer de dan nog resterende bedrijfsverliezen plus bijbehorende milieulast. Breng de trekker dan zover van de slootkant af dat er in de kant niet meer dan bijv 25 kg N/ha.jr valt, of in de sloot niet meer dan 12 kg N (hoeveelheden die nog niet al te schadelijk zijn voor het milieu) en noteer de daarbij behorende bedrijfsverliezen. Door de twee bedragen van elkaar af te trekken kunt u de kosten bepalen, die milieuvriendelijk bemesten met zich meebrengen. Ook hier is het interessant om verschillende typen met mestverspreidingstypen met elkaar te vergelijken. (Met kantstrooivoorzieningen kunt u veel goedkoper natuur- en milieuvriendelijk werken dan met de normale, volvelds strooiers).

Naar de bedrijfspraktijk

We hebben nu van alles met KAS berekend, en gezien op welke wijze het best het kantstrooien uitgevoerd kan worden. Daarbij zijn we er nog niet. Het gaat er om de lessen in de praktijk te brengen. Neemt u de rijafstand tot de slootkant over, die voor uw omstandigheden de meest geschikte is. Uit het werken met het programma KAS zult u misschien hebben gemerkt dat de juiste afstand nauw luistert. Meet u daarom in het veld eens precies uit waar het rijspoor moet komen te liggen, en plaats u daar een markering zodat u het bij de volgende keer gemakkelijk terug kunt vinden. Voor de volledigheid zij vermeld dat de afstand tot de slootkant die in het programma KAS wordt berekent geldt tot de insteek van de sloot en niet tot de waterrand!

Nawoord

Dit proefschrift kon tot stand komen door de medewerking van een groot aantal personen en instanties. In de eerste plaats betreft dat de boeren en beheerders die het onderzoek op hun land toestonden, gedurende drie jaar gedetailleerde informatie over hun bedrijfsvoering hebben gegeven en het experimentele slootkantbeheer hebben uitgevoerd: Andries van Barneveld, Gebr. Cornelis & Wouter van de Bunt, Arie van Eijk, Jaap Honingh, Johan de Jong, Jan Manten, Jan (sr.) & Jaap (jr.) Verburg, Jerry Wind, en Piet Bakhuizen, Sjoerd Dijkstra, G. Bregman, P. Schep, SBB-Utrecht, SBB-Zuid-Holland, BBL-Zuid-Holland en de Stichting het Zuidhollands Landschap. De loonwerkersbedrijven Marinus van Dijk en Jan Graveland gaven hierbij ondersteuning.
Ook studenten hebben door hun studie een belangrijke bijdrage geleverd: Hans van Oudenaarden, Wim Neuféglise, Wim Twisk, Hans Schouffoer, Joop de Leeuw, Marcel Visser en in het bijzonder Lauran van Oers; daarnaast leverden stagiaires gewaardeerde ondersteuning in de vorm van veldassistentie en het uitvoeren van chemische analyses: Marijke Ross, Marianne de Wit, Arno Bertens, Sonja Abspoel, Edward Hasekamp, Michel Kuppens, Alfred Verboom, Petra Vermeulen en Rudy Offereins. De coördinatie van de chemische analyses berustte bij Arie Booman. Bloemendrogerij Ben Lamboo maakte drogestof-bepalingen mogelijk.
Een grote inspanning bij de uitvoering van het veldwerk is geleverd door Jaap van de Linden. Vrijwilligersorganisaties die bij het beheer dienstbaar zijn geweest, zijn de Stichting Vrijwillig Natuur & Landschapsbeheer uit Gouda en de Stichting Ander Werk uit Rotterdam.
De leden van de begeleidingscommissie, die vooral in de eerste fase van het onderzoek een belangrijk gespreksplatvorm was, zijn: Ab Albers, Elly Best, Tjebbe de Boer, Auke Boersma, Jeroen Clausman, Bert Denneman, Bert Groenenboom, Wim Schippers, Jan Spijkerboer, Gerard Tijs, Henk van der Weijden en Erik van Wijland. De Landinrichtings Dienst, de Directie Beheer Landbouwgronden en het Povinciaal Bestuur van Zuid-Holland, vertegenwoordigd in de beleidingscommissie, hebben het onderzoek ook financieel ondersteund. Het Provinciaal Bestuur Zuid Holland was tevens de 'leverancier' van veel basisgegevens over de vegetatie.
Voor de uitvoering van de metingen aan de kunstmeststrooiers was de medewerking van DSM-agro, de landbouwwerktuigenbedrijven Vicon, Lely en Amazone onmisbaar. Ook het Nederlandse Meststoffen Instituut is hierbij behulpzaam geweest.
Bij het cameraklaar maken van het manuscript zijn Lieke Berkenbosch, Doke, Peter en Tom Melman en Ruud Stevers behulpzaam geweest. Nigel Harle verzorgde de vertaling van de samenvatting in het Engels.
De promotores waren gedurende het gehele onderzoek een belangrijke steun- en inspiratiebron en leverden daarbij in de laatste fase, samen met de referenten en Marjolijn Wesselo, opbouwend commentaar op het manuscript.

Curriculum vitae

Dick Melman werd op 15 juni 1954 te Sassenheim geboren. Hij deed in 1972 eindexamen gymnasium-ß aan het diocesaan college Leeuwenhorst te Noordwijkerhout. In dit jaar begon hij zijn studie biologie aan de Rijksuniversiteit te Leiden. In 1975 deed hij het kandidaatsexamen B1 (algemene biologie). De hoofdonderwerpen uit de doctoraalfase betroffen plantenfysiologie en milieubiologie. In augustus 1979 werd het doctoraalexamen afgelegd. In de periode 1975-77 en 1979-80 gaf hij biologie-onderwijs op het college Leeuwenhorst te Noordwijkerhout. In de periode 1980-1989 werkte hij op het Centrum voor Milieukunde van de Rijksuniversiteit te Leiden, onder leiding van prof. dr. Helias Udo de Haes. Hij verrichtte daar onderzoek aan de effecten van drinkwaterwinning op het natuurlijk milieu, aan de kwestie van de kustafslag van Texel en aan de problematiek van natuurbehoud in agrarisch gebruikte gebieden. Sinds november 1989 is hij als hoofd van de afdeling Beheersregelingen werkzaam bij de Directie Beheer Landbouwgronden van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.