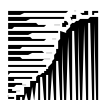


Lange-termijn effecten van herstelbeheer in heide en heischrale graslanden

Maaïke de Graaf (Grontmij)
Peter Verbeek (Natuurbalans - Limes divergens)
Sandra Robat (UU)
Roland Bobbink (UU)
Jan Roelofs (KUN)
Sandra de Goeij (Natuurbalans - Limes divergens)
Mirjam Scherpenisse (Natuurbalans - Limes divergens)



landbouw, natuur en
voedselkwaliteit

© 2004 Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit

Rapport EC-LNV nr. 2004/288-O
Ede, 2004

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij het Expertisecentrum LNV onder vermelding van code 2004/288-O en het aantal exemplaren.

Oplage	150 exemplaren
Samenstelling	Maaïke de Graaf (Grontmij), Peter Verbeek (Natuurbalans - Limes divergens), Sandra Robat (UU), Roland Bobbink (UU), Jan Roelofs (KUN), Sandra de Goeij (Natuurbalans - Limes divergens) en Mirjam Scherpenisse (Natuurbalans - Limes divergens)
Foto omslag	Raymond van der Wijngaart
Druk	Ministerie van LNV, directie IFA/Bedrijfsuitgeverij
Productie	Expertisecentrum LNV Bedrijfsvoering/Vormgeving en Presentatie Bezoekadres : Horapark, Bennekomseweg 41 Postadres : Postbus 482, 6710 BL Ede Telefoon : 0318 822500 Fax : 0318 822550 E-mail : Balie@minlnv.nl

Voorwoord

Het overlevingsplan Bos en Natuur (OBN) is in het leven geroepen om kwetsbare natuur in Nederland onder milieuomstandigheden van verdroging, verzuring en vermessing in stand te houden. Onder andere in heide en heischrale graslanden worden er sinds 1989 beheersmaatregelen uitgevoerd die de effecten van verzuring en vermessing tegen gaan. Onderzoek in de eerste jaren na uitvoering van de beheersmaatregelen heeft aangetoond dat als reactie op de maatregelen een duidelijk herstel van het oorspronkelijke ecosysteem volgde. De mate van herstel varieerde echter per terrein en per type. Soortenarme heide herstelde zich beter dan soortenrijke en natte heischrale ecosystemen kenden een vollediger herstel dan droge.

Hoe ontwikkelt de vegetatie zich op langere termijn en hoe lang houdt het effect van de genomen beheersmaatregelen aan?. Deze vragen vormden de aanleiding voor een hernieuwde monitoringsronde in 2001, in een groot aantal proefvelden waar in 1990/1991 effectgerichte maatregelen waren uitgevoerd.

De lange termijn monitoring naar de effecten van herstelbeheer in heide, heischrale graslanden en rivierduingraslanden is uitgevoerd door een combinatie van Grontmij Advies en Techniek, Natuurbalans – Limes divergens, de leerstoelgroep landschapsecologie van de Universiteit Utrecht en de afdeling Aquatische ecologie en milieubiologie van de Katholieke Universiteit Nijmegen. De begeleiding van het project was in handen van het OBN deskundigenteam Droge en vochtige schraallanden.

Een belangrijke conclusie uit het onderzoek is dat de positieve effecten van effectgerichte maatregelen 10 jaar later nog duidelijk waarneembaar zijn. Het geeft aan dat het geld besteed aan herstelmaatregelen in het kader van OBN ook op lange termijn nog steeds zijn vruchten afwerpt. Een tweede waardevol resultaat is dat het onderzoek aangeeft hoe sommige maatregelen in combinatie nog veel effectiever kunnen zijn. Dit geldt bijvoorbeeld voor het afplaggen van heide in combinatie met bekalking. De resultaten maken helaas ook duidelijk dat het volledige herstel van heischrale graslanden stopt door een gebrek aan beschikbaarheid van zaad van de zeldzamere doelsoorten. Dit onderstreept het belang om tijdig te starten met herstelbeheer en haast te maken met de uitvoering van het ontsnipperingsbeleid.

Naar verwachting zal dit rapport bijdragen aan het verdere herstel van onze waardevolle heiden en heischrale graslanden.

Ir. H. de Wilde
Waarnemend Directeur Expertisecentrum LNV

Inhoudsopgave

Deel 1: Synthese

1	Samenvatting	13
1.1	Algemeen	13
1.2	Belangrijke conclusies	13
1.3	Resultaten per ecosysteemtype	14
1.3.1	Natte heischrale graslanden	14
1.3.2	Droge heischrale graslanden	15
1.3.3	Droge en natte, zure, soortenarme heide	16
1.3.4	Rivierduingraslanden	16
1.4	Vuistregels voor het beheer	17
2	Inleiding	19
2.1	Lange termijn monitoring en onderzoeksdoel	19
2.1.1	Effectgerichte maatregelen en het Overlevingsplan Bos en Natuur	19
2.1.2	Effectgerichte maatregelen in heide en heischrale graslanden	19
2.1.3	Doel van het onderzoek	20
2.2	Heide, heischrale graslanden en rivierduingras-landen	20
2.3	Oorzaken van achteruitgang: verzuring, vermesting en verdroging	27
2.3.1	Verzuring	27
2.3.2	Vermesting	28
2.3.3	Verdroging	29
2.4	EGM-maatregelen	29
3	Natte heischrale graslanden	31
3.1	Algemeen	31
3.1.1	Effectgerichte maatregelen	31
3.2	Maatregelen tegen eutrofiëring: plaggen	32
3.2.1	Theorie en uitgangspunten	32
3.2.2	Resultaten van plaggen van natte heischrale graslanden	32
3.2.3	De terugkeer van karakteristieke soorten	34
3.2.4	Aanbevelingen voor het beheer m.b.t. hervestiging van soorten.	37
3.3	Maatregelen tegen verdroging en verzuring: ingrepen in de hydrologie	37
3.3.1	Theorie en uitgangspunten	37
3.3.2	Resultaten	37

3.4	Maatregelen tegen verzuring: aanbrengen leem	38
3.4.1	Theorie en uitgangspunten	38
3.4.2	Resultaten	38
3.5	Effectiviteit EGM in nat heischraal grasland: samenvattende tabel	40
4	Droge heischrale graslanden	41
4.1	Algemeen	41
4.1.1	Effectgerichte Maatregelen	41
4.2	Autonome ontwikkeling	41
4.3	Maatregelen tegen eutrofiëring: plaggen	42
4.3.1	Theorie en uitgangspunten	42
4.3.2	Resultaten van plaggen in droge heischrale graslanden	42
4.4	Maatregelen tegen verzuring: bekalking	45
4.4.1	Theorie en uitgangspunten	45
4.4.2	Resultaten met bekalking in ongeplagde terreinen	46
4.4.3	Resultaten van bekalking in combinatie met plaggen	47
4.5	Conclusies	49
4.6	Effectiviteit EGM in droog heischraal grasland: samenvattende tabel	50
5	Droge en natte soortenarme, zure heide	51
5.1	Algemeen	51
5.2	Autonome ontwikkeling	52
5.3	Maatregelen tegen eutrofiëring: plaggen	52
5.3.1	Theorie en uitgangspunten	52
5.3.2	Resultaten	52
5.4	Maatregelen om de buffercapaciteit te verhogen: bekalking	52
5.4.1	Resultaten	53
5.5	Conclusies	54
5.6	Effectiviteit EGM in zure, soortenarme heide: samenvattende tabel	54
6	Rivierduingraslanden	55
6.1	Algemeen	55
6.2	Autonome ontwikkeling	56
6.3	Maatregelen tegen eutrofiëring: plaggen	56
6.3.1	Theorie en uitgangspunten	56
6.3.2	Resultaten van plaggen in rivierduingraslanden	56
6.4	Effectiviteit van plaggen in rivierduingraslanden: samenvattende tabel	57

7	Conclusies en aanbevelingen	59
7.1	Conclusies	59
7.2	Vuistregels voor het beheer	61
7.3	Aanbevelingen voor het beleid	62
8	Literatuur	63

Deel 2: Uitwerking per terrein

9	Materiaal en methode	71
9.1	Bemonstering	71
9.1.1	Vegetatie	71
9.1.2	Bodem	71
9.1.3	Basisgegevens	72
9.2	Verwerking van de resultaten	72
9.2.1	Vegetatiekartering	72
9.2.2	Vegetatieopnamen volgens Tansley	72
9.2.3	Bodem	73
9.2.4	Statistische verwerking	74
10	Natte, heischrale systemen	75
10.1	Het Verbrande Bos (Staverden)	75
10.1.1	Gebiedsbeschrijving	75
10.1.2	Effectgerichte maatregelen en proefopzet	76
10.1.3	Vegetatieontwikkeling	78
10.1.4	Effecten op de bodem	84
10.1.5	Discussie en conclusies	89
10.2	Leemputten	89
10.2.1	Gebiedsbeschrijving	89
10.2.2	Proefopzet	90
10.2.3	Effecten op de bodem	93
10.2.4	Vegetatieontwikkeling	96
10.2.5	Conclusie	98
10.3	Breklenkampse veld	98
10.3.1	Gebiedsbeschrijving	98
10.3.2	Proefopzet	101
10.3.3	Effecten op de bodem	102
10.3.4	Effecten op de vegetatie	104
10.3.5	Conclusies	106
10.4	De Bieze	106
10.4.1	Gebiedsbeschrijving	106
10.4.2	Proefopzet	106
10.4.3	Effecten op de vegetatie	109
10.4.4	Effecten op de bodem	113
10.4.5	Conclusie	114
10.5	Havelterberg, Kleine startbaan	114

10.5.1	Gebiedsbeschrijving	114
10.5.2	Proefopzet	115
10.5.3	Effecten op de bodem	116
10.5.4	Effecten op de vegetatie	118
10.5.5	Conclusies	121
11	Droog heischraal grasland	123
11.1	Schaopedobbe (Arnicaveld, Grasland)	123
11.1.1	Gebiedsbeschrijving	123
11.1.2	Proefopzet	124
11.1.3	Autonome ontwikkeling	127
11.1.4	Effecten van bekalking	131
11.1.5	Effecten van plaggen	134
11.1.6	Combinatie bekalken en plaggen	138
11.2	Holther Zand	142
11.2.1	Gebiedsbeschrijving en proefopzet	142
11.2.2	Autonome ontwikkeling	144
11.2.3	Effecten van bekalking	148
11.2.4	Conclusies	149
11.3	Borkeld Arnicaveld	150
11.3.1	Gebiedsbeschrijving	150
11.3.2	Proefopzet	150
11.3.3	Autonome ontwikkeling	150
11.3.4	Effecten van bekalking	153
11.3.5	Conclusies	153
11.4	Havelte, Arnicaveld	154
11.4.1	Gebiedsbeschrijving	154
11.4.2	Proefopzet	154
11.4.3	Effecten van plaggen	156
11.4.4	Conclusie	160
11.5	Hunehuis	161
11.5.1	Terreinbeschrijving en proefopzet	161
11.5.2	Autonome ontwikkeling	162
11.5.3	Effecten van plaggen	165
11.5.4	Conclusies	166
11.6	Gasterse duinen	167
11.6.1	Terreinbeschrijving en proefopzet	167
11.6.2	Effecten van plaggen	168
11.6.3	Conclusies	170
12	Droge en natte soortenarme, zure heide	171
12.1	Schaopedobbe (heide)	171
12.1.1	Proefopzet	171
12.1.2	Autonome ontwikkeling	172
12.1.3	Effecten van bekalking	174
12.1.4	Plaggen	176
12.1.5	Combinatie plaggen en bekalken	178
12.1.6	Conclusies	181
12.2	Borkeld: Veld 1, geplagd veld	182
12.2.1	Proefopzet	182
12.2.2	Bodem	184

12.2.3	Vegetatie	185
12.2.4	Conclusies	187
12.3	Gasterse duinen hoog	187
12.3.1	Terreinbeschrijving en proefopzet	187
12.3.2	Effecten van plaggen	188
12.3.3	Conclusies	191
13	Rivierduingraslanden	193
13.1	Oeffelter Meent	193
13.1.1	Proefopzet	193
13.1.2	Effecten van plaggen	195
13.1.3	Conclusies	201
13.2	De Broekse Wielen	201
13.2.1	Gebiedsbeschrijving en proefopzet	201
13.2.2	Effect van plaggen	202
13.2.3	Conclusie	209
Bijlage 1	Indeling soorten volgens EKS	211
Bijlage 2	Soortverspreidingskaarten voor het Verbrande Bos te Staverden	215

Deel 1: Synthese

1 Samenvatting

1.1 Algemeen

Heischrale graslanden, heide en rivierduingraslanden zijn kwetsbare ecosystemen. Veel van deze ecosystemen zijn als gevolg van verzuring, vermesting en/of verdroging in kwaliteit achteruitgegaan. Om dit tij te keren zijn in een aantal terreinen in de periode 1989 – 1991 herstelmaatregelen uitgevoerd. Dit is gebeurd in het kader van de regeling Effectgerichte Maatregelen in natuurterreinen, die sinds 1995 is opgenomen in het Overlevingsplan Bos en Natuur. De ontwikkeling van vegetatie en bodem van deze zogeheten referentieprojecten is tot 1996 nauwlettend gevolgd. De vegetatieontwikkeling in deze ecosystemen verloopt echter traag. Daarom is in 2001 het onderzoek in bijna alle terreinen herhaald. Het doel hiervan was een vollediger inzicht te krijgen in de effectiviteit en duurzaamheid van de maatregelen. Hiervoor zijn, analoog aan de werkwijze van het onderzoek in de periode 1990 – 1996, de vegetatie en bodem onderzocht. In de bespreking van de resultaten van het onderzoek van 2001 zijn ook de resultaten uit eerdere jaren betrokken. Een evaluatie van de effecten van de maatregelen op de fauna valt buiten het bestek van dit rapport.

In totaal zijn twaalf referentieprojecten in 2001 opnieuw bezocht. De projecten zijn onderverdeeld in vier typen ecosystemen:

- Natte heischrale graslanden.
- Droge heischrale graslanden.
- Droge en natte, zure, soortenarme heide.
- Rivierduingraslanden.

Een aantal referentieprojecten bevat verschillende ecosystemen, bijvoorbeeld droge heischrale graslanden en droge, zure soortenarme heide.

De herstelmaatregelen (Effect Gerichte Maatregelen, EGM) die zijn genomen grijpen uitdrukkelijk aan op de oorzaak van achteruitgang. Dit heeft geleid tot de volgende maatregelen:

- Ter bestrijding van vermesting: plaggen.
- Ter bestrijding van verzuring: bekalken en het aanbrengen van leem.
- Ter bestrijding van verdroging: ingrepen in de lokale hydrologie die leiden tot het herstel van kwel en inundatie.

De maatregelen tegen verzuring en verdroging zijn bijna altijd uitgevoerd in combinatie met plaggen.

1.2 Belangrijke conclusies

De belangrijkste conclusie van dit onderzoek is dat de herstelmaatregelen zeer effectief zijn in het bestrijden van de oorzaak van de achteruitgang van de terreinen; na uitvoering zijn de terreinen niet meer verzuurd, vermist en/of verdroogd. Het positieve effect van de EGM-maatregelen duurt in 2001 nog steeds voort. Dit geldt zowel voor de vegetatie als voor de bodem. In vergelijking met niet behandelde terreindelen of met de uitgangssituatie, zijn de terreinen soortenrijker, herbergen ze

meer Rode lijstsoorten en zijn ze minder vergrast. Deze positieve effecten worden meestal snel na uitvoering van de maatregelen zichtbaar en consolideren zich tot 2001.

Het uitvoeren van de herstelmaatregelen heeft hoogst zelden tot gevolg dat aanwezige karakteristieke soorten uit een terrein verdwijnen. In tegendeel, na uitvoering van EGM vormen zich duurzame ecosystemen. Deze zijn echter meestal niet compleet: met name het volledige herstel van heischrale en rivierduingraslanden wordt ernstig beperkt door de beschikbaarheid van zaad. Door de bank genomen vestigen zich slechts die soorten die in de zaadvoorraad van het terrein aanwezig zijn of waarvan op korte afstand van het herstelde terrein nog (rest-)populaties aanwezig zijn. In de heischrale graslanden wordt pijnlijk duidelijk dat veel zeldzame soorten niet terugkeren doordat er geen vitaal zaad in het terrein aanwezig is. Deze soorten hebben een kortlevende zaadvoorraad, waardoor zij alleen korte perioden van ongunstige omstandigheden kunnen overbruggen. De meeste soorten hebben daarbij een beperkt verspreidingsvermogen, waardoor verspreiding van zaad over de grote afstanden tussen terreinen (versnippering) nauwelijks plaats vindt. Dit leidt ertoe dat herkolonisatie in de onderzochte terreinen nauwelijks voorkomt. De bottle neck bij het herstel van de heischrale graslanden wordt dan ook gevormd door de beschikbaarheid van zaad van met name de karakteristieke, zeldzame soorten. Het herstel wordt in mindere mate beperkt door het herstel van de abiotische randvoorwaarden.

Een belangrijke les die uit het voorgaande geleerd kan worden is dat herstelmaatregelen tijdig moeten worden uitgevoerd. Bij voorkeur in aanwezigheid van restpopulaties, die bij de uitvoering van de maatregelen worden gespaard. Deze restpopulaties kunnen vervolgens nog enige jaren fungeren als zaadbron. Dit is mede noodzakelijk omdat de herstelmaatregelen niet altijd meteen geschikte standplaatsen creëren. De eerste jaren na plaggen treedt er bijvoorbeeld in veel gebieden een piek in de ammoniumconcentratie in het bodemvocht op. Tijdens deze periode is het ammoniumgehalte van de bodem te hoog voor vestiging van de heischrale soorten. Een andere oplossing voor het volledig herstel van de ecosystemen wordt gevormd door de herintroductie van plantensoorten.

De lange termijn monitoring heeft het belang van aanvullend regulier beheer onomwonden aangetoond. Het uitblijven van een regulier beheer (maaien of begrazen) kan ertoe leiden dat het positieve effect van de EGM-ingrepen alsnog teniet wordt gedaan. Dit geldt met name in de (droge) heischrale graslanden. Vijf tot tien jaar na plaggen gaat Struikheide zo hard groeien dat zij de karakteristieke kruidachtige soorten van een zwakgebufferd milieu kan wegconcurreren. In de heischrale terreinen houdt dit een risico in, omdat de kenmerkende soorten van dit milieu slechts een zeer kortlevende zaadvoorraad vormen. Wanneer na EGM een groot deel van het zaad kiemt en vervolgens de planten verdwijnen door concurrentie voordat zij zaad zetten, kan dit leiden tot het verlies van de zaadvoorraad en daarmee van soorten.

Tenslotte tonen de resultaten het belang van behoud van kwetsbare ecosystemen aan. Dit zijn de haarden van waaruit de verspreiding van zaden (en dieren) over nieuw te ontwikkelen en te herstellen gebieden gestalte kan krijgen. Door het tijdig voeren van herstelbeheer, blijven deze bronnen in een zo optimaal mogelijke conditie behouden.

1.3 Resultaten per ecosysteemtype

In de volgende paragrafen worden de resultaten per type ecosysteem toegelicht.

1.3.1 Natte heischrale graslanden

Natte heischrale graslanden maken meestal deel uit van grotere gebieden, met een grote variatie in abiotische omstandigheden. In de referentieprojecten van dit type

komen overgangen naar drogere en/of zuurdere of juist meer gebufferde standplaatsen voor. In de vermestte situatie werd dit beeld vaak gemaskeerd door een sterke dominantie van grassen als Pijpenstrootje of Moerasstruisgras.

Plaggen leidt tot een drastische verlaging van de totaal stikstofgehaltes van de bodem. Dit heeft tot gevolg dat de dominantie van de grassen sterk is verminderd. Alleen op plaatsen waar te ondiep is geplagd, neemt de bedekking van deze grassen weer toe. Regulier beheer zal er op gericht moeten zijn om deze soorten zoveel mogelijk in toom te houden om daarmee te voorkomen dat het terrein vanuit deze haarden weer versneld vergrast.

De geplagde natte heischrale graslanden kenden in 2001 een afwisselende, diverse vegetatie, waarin de verschillen in abiotiek veel sterker tot uiting komen. In de natte heischrale graslanden waar alleen geplagd is kwamen in totaal 16 Rode lijst soorten terug, waarvan er zes karakteristiek zijn voor natte heischrale graslanden.

Als gevolg van plaggen kan het ammoniumgehalte in het bodemvocht tijdens de eerste twee jaar sterk stijgen, tot waarden waarvan de toxiciteit voor karakteristiek heischrale soorten is aangetoond. De vestiging van deze soorten kan hierdoor bemoeilijkt worden. Het onderzoek van 2001 toont aan dat de ammoniumpiek eenmalig is, en duidelijk samenhangt met plaggen. Na verloop van tijd dalen de ammoniumgehaltes in het bodemvocht weer tot voor de vegetatie gunstige waarden. De hoge ammoniumgehaltes tijdens de eerste jaren na plaggen hebben waarschijnlijk echter niet geleid tot het uitblijven van vestiging van heischrale soorten. Het is niet altijd duidelijk of de vestiging na plaggen plaatsvond vanuit de zaadvoorraad of via verspreiding van nabijgelegen populaties.

Het herstel van de lokale hydrologie in het Verbrande Bos in Staverden heeft geleid tot een duurzaam herstel van de buffering van het terrein. De verzuring is daarmee bestreden. Door de lokale verschillen in hydrologische omstandigheden is daarnaast de variatie in standplaatsen binnen het terrein vergroot. Dit resulteerde in een zeer diverse vegetatie, waarvan de vestiging van 21 Rode lijst soorten een fraaie exponent is. Veertien van die Rode lijst soorten zijn karakteristiek voor het natte heischrale milieu.

Het aanbrengen van een leemlaag ter bestrijding van de verzuring werkt in eerste instantie zeer positief in de Leemputten. Al snel vestigde zich een groot aantal karakteristieke en zeldzame soorten. Het effect van het aanbrengen van leem is echter tijdelijk en lokaal. Sinds 1995 neemt het effect op de basenverzadiging en pH af, hetgeen ook weerspiegelt wordt in de vegetatie. Soorten van zuurdere standplaatsen nemen sinds 1995 in bedekking toe. De oorzaak voor het tijdelijk effect ligt in de verspoeling en uitloging van het leem. Anders gezegd: de leemlaag wordt dunner en de buffercapaciteit van het leem neemt af.

In totaal zijn in de onderzochte natte heischrale referentieprojecten dertig Rode lijst soorten teruggekeerd na uitvoering van EGM.

1.3.2 Droge heischrale graslanden

Droge heischrale graslanden zijn gevoelig voor verzuring en eutrofiëring. Ter bestrijding hiervan zijn de referentieprojecten bekalkt en/of geplagd. Beide maatregelen zijn succesvol in het herstel van de terreinen, een effect dat ook tien jaar na uitvoering nog aanhoudt. Een belangrijke kanttekening bij het herstel is de afwezigheid van kiemkrachtig zaad van heischrale soorten in veel terreinen, waardoor het volledige herstel van de ecosystemen afhankelijk is van zaadverspreiding. Dit is een weg die door de zeldzaamheid van de heischrale graslanden en de versnippering van ons landschap in veel gevallen is afgesloten.

Het effect van plaggen van droge heischrale graslanden vertoont grote gelijkenis met dat in natte heischrale graslanden en in soortenarme heide: door het verminderen van de stikstofbeschikbaarheid wordt de vergrassing sterk teruggedrongen. Ook anno 2001 domineren de potentieel woekerende grassen niet. In de geplagde heischrale

terreinen hebben zich in totaal tien Rode lijst soorten gevestigd, waarvan er zeven karakteristiek zijn voor het heischrale milieu.

In droge heischrale graslanden moet bij plaggen echter ook rekening gehouden worden met de buffercapaciteit van de minerale ondergrond. Indien deze laag is, bestaat het risico op verzuring. Dit is aangetoond in de Schaopedobbe. Daarentegen had plaggen een positief effect op de pH van de bodem in het Hunehuis: hier kwam na plaggen minder uitgelooagd bodemmateriaal aan de oppervlakte, waardoor de pH van de toplaag van de bodem steeg.

Als gevolg van plaggen wordt ook in droge heischrale terreinen een ammoniumpiek gemeten. De hoge ammoniumconcentratie treedt op gedurende de eerste jaren na plaggen en neemt vervolgens gestaag af. In 2001 werd nauwelijks ammonium in het bodemvocht aangetroffen. De hoogte van de piek is mede afhankelijk van de zuurgraad van de bodem.

Bekalken bestrijdt de verzuring effectief: de basenverzadiging en pH worden verhoogd en de concentraties van toxische stoffen als aluminium en ammonium worden verlaagd. Het gevolg is dat de juiste abiotische omstandigheden voor heischrale plantensoorten worden geschapen. De bedekking van deze groep soorten neemt dan ook toe, zowel in ongeplagde als geplagde terreinen. Het effect van de bekalking op de pH en basenvoorziening duurt in ongeplagde terreinen onverminderd voort tot in 2001. In geplagde terreinen is er sinds 1995 een lichte daling in deze parameters opgetreden, maar liggen zowel de pH als het gehalte basische kationen nog aanmerkelijk hoger dan in de onbekalkte terreinen. In de vegetatie zijn hiervan nog geen effecten waarneembaar.

De terreinen zijn bekalkt met een lage dosering: 150 – 1000 kg/ha. Deze lage dosering werd gebruikt om het risico op een versnelde mineralisatie te minimaliseren en om doorschieten naar carbonaatbuffering te voorkomen. Het onderzoek toont aan dat geen van beide risico's bewaarheid is geworden; onderzoek in andere terreinen heeft inmiddels aangetoond dat ook bij een dosering van 2000 kg/ha veilig is. Wij bevelen dan ook aan om heischrale graslanden te bekalken met 1000 – 2000 kg/ha, bij voorkeur in combinatie met plaggen.

1.3.3 Droge en natte, zure, soortenarme heide

Deze ecosystemen lijden voornamelijk onder vermesting. Om deze te bestrijden zijn de terreinen geplagd. Daarnaast is in een aantal projecten een bekalking uitgevoerd. Dit is niet zozeer gebeurt ter bestrijding van de verzuring, als wel om nabijgelegen heischrale graslandvegetaties de mogelijkheid te bieden zich uit te breiden.

De resultaten van het plaggen zijn gunstig: door de vermindering van de hoeveelheid beschikbaar stikstof, vestigt zich een door dwergstruiken gedomineerde heide. Sporadisch zijn daarin Rode lijst soorten te vinden die kenmerkend zijn voor dit milieutype. De aanvullende bekalking slaagt er in juiste abiotische omstandigheden te creëren voor soorten van een droog heischraal grasland. Deze vestigen zich nauwelijks: de terreinen blijven vooral een zuur heidekarakter houden.

1.3.4 Rivierduingraslanden

De onderzochte rivierduingraslanden gaan in kwaliteit achteruit door vermesting en door inundatie met voedselrijk water. Verruiging is hiervan het gevolg. Om dit te bestrijden zijn twee terreinen geplagd.

De resultaten van plaggen zijn afhankelijk van de hoeveelheid voedingsstoffen die is verwijderd. Wanneer diep genoeg wordt geplagd, is plaggen een succesvolle maatregel in het verminderen van de effecten van eutrofiëring. Het effect van plaggen is dan ook tien jaar na uitvoering nog duidelijk waarneembaar. Op de plagstroken vestigt zich een soortenrijke vegetatie. Bij te ondiep plaggen is het effect minder duurzaam: deze terreinen groeien weer snel dicht met grassen die weinig ruimte laten voor de karakteristiek flora. In de twee terreinen zijn slechts twee Rode lijst soorten waargenomen: Kamgras en Wilde tijm.

1.4 Vuistregels voor het beheer

1. Effectgerichte maatregelen werken, dus gebruik ze. Dit rapport wijst uit dat het positieve effect van de herstelmaatregelen over een lange periode voortduurt. Negatieve bijwerkingen zijn nauwelijks geconstateerd.
2. Laat de herstelmaatregel aansluiten bij de oorzaak van achteruitgang: bestrijd verzuring met maatregelen die de buffering herstellen, eutrofiëring met maatregelen die het overtollig stikstof afvoeren en verdroging door de lokale hydrologie te herstellen (zie hoofdstuk 3 tot en met 6). Het lijkt een open deur maar is cruciaal voor herstel.
3. Neem de herstelmaatregelen zodra het terrein tekenen van achteruitgang vertoont. Dit geldt met name in terreinen die nog een soortenrijke flora kennen. De aanwezigheid van vitaal zaad in de zaadvoorraad of in de directe omgeving van het terrein zijn cruciaal voor de vestiging van veel plantensoorten (zie hoofdstuk 3 en 4).
4. Spaar restpopulaties, deze kunnen als zaadbron dienen. In droge terreinen: plag bij voorkeur ten noordoosten van de restpopulatie, in verband met de verspreiding van zaad met de zuidwesten winden.
5. Plag kleinschalig; dit is met name van belang voor de fauna.
6. Profielboringen veel duidelijkheid geven over de optimale plagdiepte:
 - Bepaal N- en P-gehalten om de dikte van de voedselrijke laag te bepalen;
 - In droge heischrale graslanden en soortenrijke heide: bepaal de CEC in verband met de kans op verzuring. De buffercapaciteit van sommige bodems is gering en plagen leidt dan, zonder bekalking, tot verzuring (hoofdstuk 4). Een CEC-bepaling kan tegelijkertijd worden uitgevoerd met een analyse voor zware metalen. Deze laatste wordt regelmatig uitgevoerd i.v.m. de afvoer van plagsel.
 - Wanneer er geen restpopulaties zijn kan een analyse van de zaadvoorraad zinvol zijn. Dit geeft tevens inzicht in bodemlagen met veel Pitrus. Aangeraden wordt om dieper te plagen dan de laag rijk aan Pitrus (hoofdstuk 4).
7. Verzuurde droge heischrale graslanden en soortenrijke heide kunnen worden hersteld door middel van bekalking. Wij adviseren tot 50% van de basenverzadiging te bekalken of 2000 kg/ha. Dolokal (calcium en magnesium bevattende kalk) of een mengsel van dolokal en mergel biedt het meeste perspectief. Een mengsel van fijn- en grofkorrelig materiaal heeft het voordeel van een snelle en maar ook langdurige werking (hoofdstuk 4 en hoofdstuk 12).
8. De combinatie van plagen en bekalken in droge heischrale graslanden ter bestrijding van de verzuring heeft met name tijdens de eerste jaren veel voordelen. Echter, er bestaat een reëel risico op herverzuring bij gebruik van een lage dosis (< 1000 kg/ha). Een regelmatige monitoring (ca. eens per 3 jaar vanaf 5 jaar na uitvoering) van de bodempH geeft hier inzicht in, zodat er tijdig opnieuw bekalkt kan worden (hoofdstuk 4).
9. Verzuurde natte heischrale graslanden met leemputten of leem aan de oppervlakte, hebben baat bij het opnieuw aanbrengen van een bufferende leemlaag. Gebruik leem uit het gebied of uit een nabij gelegen terrein in verband met het zaad dat in het leem zit (hoofdstuk 3).
10. Het herstel van de terreinen stopt niet bij het nemen van herstelmaatregelen. Regulier beheer blijft nodig, zeker in de graslanden. Zonder maai- of begrazingsbeheer kan ook heide de doelsoorten wegconcurreren (hoofdstuk 3 en 4).
11. Geëutrofiëerde rivierduingraslanden kunnen worden hersteld door te plagen (hoofdstuk 6). Plag zomerdijken en kaden echter niet dwars op de stroomrichting; de kaden kunnen door plagen zoveel verzwakken dat zij bij hoog water (gedeeltelijk) wegslaan.

2 Inleiding

2.1 Lange termijn monitoring en onderzoeksdoel

2.1.1 Effectgerichte maatregelen en het Overlevingsplan Bos en Natuur

Veranderingen in de abiotische omstandigheden, bijvoorbeeld als gevolg van verzuring, vermesting of verdroging, zijn vaak de oorzaak van de achteruitgang van de heide, heischrale graslanden en rivierduingraslanden. Voor het herstel zijn twee typen maatregelen nodig: brongerichte maatregelen en effectgerichte maatregelen. De brongerichte maatregelen grijpen aan op de oorzaken van de achteruitgang: zij beogen bijvoorbeeld een vermindering van de emissie van verzurende en eutrofiërende stoffen. Effectgerichte maatregelen bestrijden de negatieve effecten van de verzuring, vermesting en verdroging. In feite kunnen zij worden gezien als overbruggingsmaatregelen die bos en natuur helpen te overleven totdat de brongerichte maatregelen effect sorteren. Daarnaast geldt dat veel bossen en natuurterreinen op dat moment behoefte zullen hebben aan een ‘frisse start’, zijnde een gezonde uitgangssituatie waarbij opgehoopte, ongewenste stoffen uit het ecosysteem worden verwijderd. De effectgerichte maatregelen worden sinds 1989 gesubsidieerd via de Regeling effectgerichte maatregelen bos en natuur (Regeling EGM). Sinds december 1993 is het effectgericht beleid geïntensiveerd en verder uitgewerkt onder de naam ‘Overlevingsplan Bos en Natuur’. Het onderhavige onderzoek is uitgevoerd in het kader van het ponderdeel ‘kennis’ van deze regeling.

Het uitgangspunt voor het herstel van de natuurterreinen wordt gevormd door maatregelen te treffen die het herstel van de karakteristieke abiotische omstandigheden voor een bepaald systeem bewerkstelligen. Negatieve effecten van verzuring, vermesting en verdroging, bijvoorbeeld versnelde uitloging van bodems of accumulatie van nutriënten, worden hierbij tenietgedaan. Het doel is een volledig herstel van het ecosysteem. Vaak zal dit worden ingezet door een herstel van de vegetatie, gevolgd door herstel van de fauna.

2.1.2 Effectgerichte maatregelen in heide en heischrale graslanden

In het kader van de EGM-regeling is in 1990 een onderzoeksproject opgezet naar adequate beheersmaatregelen in de strijd tegen de verzuring, vermesting en verdroging in heide en heischrale graslanden. Dit hield in dat de effectiviteit van nieuwe en oude beheersmaatregelen in het veld in een experimentele opzet werd getoetst. De resultaten van de eerste, intensieve onderzoeksfase (1990 – 1993) zijn uitgebreid beschreven in het rapport “Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring van matig mineraalrijke heide en schraallanden” (De Graaf e.a. 1994). De monitoring is tot 1996 intensief voortgezet en beschreven door Bobbink e.a. in 1996 en 1998.

Veel, maar niet alle, maatregelen bleken succesvol en luidden een duidelijk herstel van de verschillende ecosystemen in. Nadelige effecten van de maatregelen als bijvoorbeeld een versnelde mineralisatie na bekalken, werden nauwelijks waargenomen. Dit heeft ertoe geleid dat de meeste van de destijds uitgeteste

maatregelen tegenwoordig de status 'reguliere maatregel' hebben (Van Ommering 2002).

2.1.3 Doel van het onderzoek

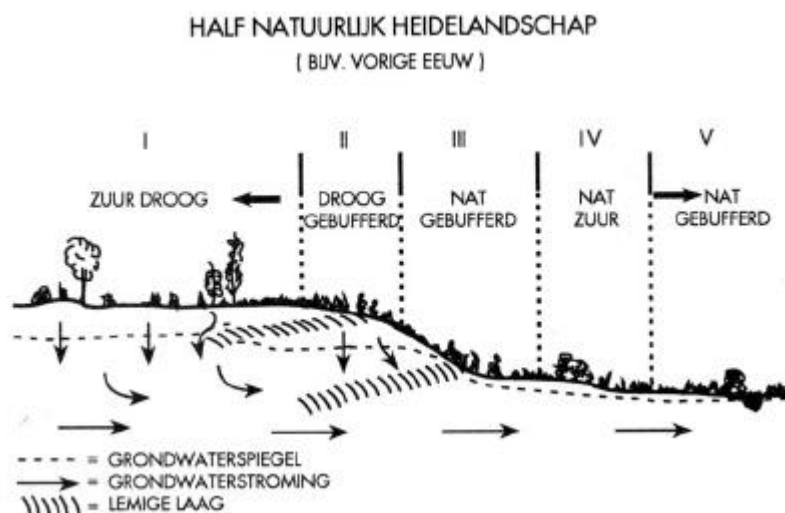
Heide, heischrale graslanden en rivierduingraslanden zijn (zeer) voedselarme ecosystemen: dit heeft tot gevolg dat de ontwikkelingen in de vegetatie traag gaan. Zes jaar na het uitvoeren van de experimentele EGM-maatregelen was de vegetatie op veel plaatsen nog niet volledig gesloten. Dit wierp de vraag op hoe de vegetatieontwikkeling verder zou verlopen. En hoe lang zou het effect van de genomen maatregelen aanhouden, zowel in de bodem als in de vegetatie? Het waren deze vragen die de aanleiding vormden voor een hernieuwde monitoringsronde in 2001 in een groot aantal van de proefvelden waar in de periode 1989 - 1990 EGM-maatregelen zijn uitgevoerd. Deze monitoringsronde richt zich expliciet op de lange termijn effecten van de uitgevoerde EGM-maatregelen.

Het doel van de lange termijn monitoring is dan ook het beschrijven van de vegetatie- en bodemchemische ontwikkeling ongeveer tien jaar na het nemen van effectgerichte maatregelen. Hierdoor wordt verder inzicht verkregen in de effectiviteit van de maatregelen en in de duurzaamheid er van. Tevens wordt bestudeerd of en in welke mate er eventuele negatieve neveneffecten optreden. Het uiteindelijke doel ligt in een beter toegesneden herstelbeheer voor de genoemde ecosystemen. Hoewel de maatregelen zonder twijfel grote impact hebben op de fauna, vormen zij in dit project geen onderdeel van studie.

2.2 Heide, heischrale graslanden en rivierduingraslanden

Het intensieve EGM-onderzoek in heide en heischrale graslanden heeft tijdens de eerste jaren een schat aan gegevens en inzichten opgeleverd. Vanzelfsprekend over de effecten van de maatregelen, maar ook over de sturende processen in het heidelandschap en in rivierduingraslanden. Deze processen bepalen de standplaatsfactoren voor verschillende typen heide en schraallanden. In het Nederlandse heidelandschap blijken hydrologie, zuurgraad en het voedingsstoffen aanbod de bepalende sturende factoren te zijn voor de vegetatiesamenstelling (figuur 2.1).

Figuur 2.1 Schematische weergave van het heidemilieu. Natte, heischrale graslanden komen voor in zone III en V, droge heischrale graslanden in zone II, droge, soortenarme heide in zone I en natte, zure soortenarme heide in zone IV (naar De Graaf e.a. 1994).



In het heidelandschap treden grote verschillen op in hydrologische omstandigheden, voedingsstoffengehalte en zuurgraad van de bodem (De Graaf e.a. 1994, Bobbink e.a. 1998, De Graaf 2000). De variëteit aan abiotische omstandigheden wordt weerspiegeld in het grote aantal van vegetatietypen dat in het heidelandschap wordt aangetroffen. Kenmerk van al deze vegetaties is dat ze voorkomen op voedselarme bodems, met een pH van maximaal 6.

De variatie in vegetatietypen is in dit onderzoek teruggebracht tot een viertal hoofdgroepen, te weten:

1. natte, heischrale graslanden;
2. droge heischrale graslanden;
3. droge en natte, soortenarme zure heide;
4. rivierduingraslanden

De heischrale graslanden zijn soortenrijke ecosystemen waarin een groot aantal zeldzame en bedreigde plantensoorten voorkomt. Vegetatiekundig worden ze gerekend tot de Klasse der heischrale graslanden (NARDETEA). Ofschoon het vegetatiekundig niet geheel juist is, worden in dit rapport ook de soortenrijke subassociaties van droge en natte heide-vegetaties behandeld bij de heischrale graslanden. De vegetatie van soortenrijke heide heeft namelijk een groot aantal karakteristieke soorten gemeen met de heischrale graslanden en kent ook gelijke oorzaken van achteruitgang. Aangezien het herstelbeheer in dit onderzoek is gericht op het herstellen van de juiste abiotische standplaatsfactoren van karakteristieke soorten, is het niet nodig een verder onderscheid te maken tussen heischrale graslanden en soortenrijke heidevegetaties.

Heischrale graslanden worden ook wel borstelgraslanden genoemd. Het zijn laagblijvende vegetaties met grasachtige soorten als Borstelgras (*Nardus stricta*), Tandjesgras (*Danthonia decumbens*) en Pilzegge (*Carex pilulifera*), waarin laagblijvende kruiden als Tormantil (*Potentilla erecta*), Stijve ogentroost (*Euphrasia stricta*) en Liggend walstro (*Galium saxatile*) voorkomen (Schaminée e.a. 1996). Dwergstruiken als Struikheide (*Calluna vulgaris*) en Gewone dophei (*Erica tetralix*) domineren in de heischrale graslanden gewoonlijk niet, maar dat kan in soortenrijke heidevegetaties wel het geval zijn.

Karakteristiek voor de natte heischrale graslanden zijn soorten als Heidekartelblad (*Pedicularis sylvatica*), Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpyllifolia*), Blauwe knoop (*Succisa pratensis*), Gevlekte orchis (*Dactylorhiza maculata*) en Welriekende nachtorchis (*Plantanthera bifolia*). Ook soorten als Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*) en Beenbreek (*Narthecium ossifragum*) behoren tot de karakteristieke vegetatie net als algemenere soorten als Gewoon biggekruid (*Hypochaeris radicata*), Blauwe zegge (*Carex panicea*), Pijpestrootje (*Molinia caerulea*) en Moerasstruisgras (*Agrostis canina*; Schaminée e.a. 1995).

Vegetatiekundig worden de natte heischrale graslanden gerekend tot de Associatie van Klokjesgentiaan en Borstelgras (GENTIANO PNEUMONANTHES – NARDETUM); de soortenrijke heide wordt vegetatiekundig omschreven als de orchideeënrijke subassociatie van de Associatie van Gewone dophei (ERICETUM TETRALICIS ORCHIETOSUM). De foto's 2.1 tot en met 2.3 geven een indruk van de vegetatie van natte heischrale graslanden en van soortenrijke natte heide.



Foto 2.1 Op de voorgrond een natte, heischrale vegetatie in de Leemputten (gemeente Ermelo).



Foto 2.2 Nat heischraal grasland (Leemputten)



Foto 2.3 Soortenrijke natte heide



Foto 2.4 Droog heischraal grasland.

Droge heischrale graslanden (zie foto 2.4) worden gekenmerkt door het voorkomen van Borstelgras (*Nardus stricta*), Valkruid (*Arnica montana*), Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpyllifolia*), Tandjesgras (*Danthonia decumbens*), Tormentil (*Potentilla erecta*), Liggend walstro (*Galium saxatile*), Hondsviooltje (*Viola canina*), Mannetjesereprijs (*Veronica officinalis*), Stijve ogentroost (*Euphrasia stricta*) en Maanvarentje (*Botrychium lunaria*; Schaminée e.a. 1996). De vegetatie van de droge heischrale graslanden behoort tot de Associatie van Liggend walstro en Schapegras (GALIO HERCYNICI – FESTUCO OVINAE) en tot de Associatie van Maanvaren en Liggende vleugeltjesbloem (BOTRYCHIO – POLYGALETUM). De soortenrijke heidevegetatie wordt gerekend tot de Associatie van Struikheide en Stekelbrem subass. met Tandjesgras (GENISTO ANGLICAE – CALLUNETUM DANTHONIETOSUM).

Kenmerkend voor de heischrale ecosystemen is dat de bodem waarop zij voorkomen zich bevindt in de kationuitwisselingsrange (pH tussen 4,5 en 6). Goed ontwikkelde heischrale graslanden hebben een lage aluminium-calcium-verhouding (Al/Ca-verhouding) in het bodemvocht, als gevolg van de kationbuffering (Roelofs e.a. 1996). Bij verzuring neemt het aluminiumgehalte in het bodemvocht toe en daalt de calciumconcentratie: het gevolg is dat de Al/Ca-ratio stijgt. Al/Ca-waaren boven 5 worden in goed ontwikkelde heischrale vegetaties niet aangetroffen. In soortenrijke heide kan de Al/Ca-ratio iets hoger zijn (zie tabel 2.1 en 2.2). De karakteristieke heischrale soorten van deze zwakgebufferde milieus zijn gevoelig ammonium (een vorm van stikstof), en prefereren in het algemeen nitraat of een mengsel van nitraat en ammonium als stikstofvoeding (Troelstra e.a. 1995, De Graaf e.a. 1998). Hoge ammoniumconcentraties in het bodemvocht, zeker in combinatie met een lage pH zijn vaak giftig voor deze plantensoorten (De Graaf 2000, Lucassen e.a. 2003, Dorland & Van den Berg in voorbereiding).

Het onderscheid tussen de droge en natte heischrale graslanden wordt gevormd door de hydrologie: de natte heischrale graslanden worden tenminste gedurende een periode van het jaar beïnvloed door (lokaal) grondwater of oppervlaktewater. De droge heischrale graslanden zijn inzigingsgebieden en voor hun buffering vooral afhankelijk van leemhoudend of minder verweerd bodemmateriaal.

Tabel 2.1 Standplaatsfactoren van natte heischrale graslanden. Voor Al/Ca-ratio en pH zijn de gemiddelde waarden weergegeven van 5 vegetatietypen, met tussen haakjes de minimum, en maximum waarde.

Nat heischraal grasland	
Vegetatietypen	orchideeënrijke subassociatie van de Associatie van Gewone dophei (ERICETUM TETRALICIS ORCHIETOSUM) Associatie van Klokjesgentiaan en Borstelgras (GENTIANO PNEUMONANTHES – NARDETUM)
Limiterend nutriënt	Stikstof en/of fosfaat
Buffermechanisme	Kationuitwisseling
pH-H ₂ O*	5,1 (4,5 – 6,4)
Al/Ca*	1,4 (0,1 – 19,1)
Hydrologie ²	Winter: plas-dras tot 10 cm boven maaiveld Zomer: tot 50 cm beneden maaiveld

* Naar tabel 1, De Graaf e.a. 1994

² (Schaminée e.a. 1995)

Tabel 2.2 Standplaatsfactoren van droge heischrale graslanden. Voor Al/Ca-ratio en pH zijn de gemiddelde waarden weergegeven (2 vegetatietypen) , met tussen haakjes de minimum, en maximum waarde.

Droog heischraal grasland en soortenrijke droge heide	
Vegetatietypen	Associatie van Liggend walstro en Schapegras Associatie van Maanvaren en Liggende vleugeltjesbloem Associatie van Struikheide en Stekelbrem subass. met Tandjesgras (soortenrijke droge heide)
Limiterend nutriënt	Meestal stikstof, soms fosfaat
Buffermechanisme	Kationuitwisseling
pH-H ₂ O*	4.4 (4.2 – 4.9 – 6.2)
Al/Ca*	9.4 (1.2 – 25.7)
Hydrologie	Droog; zomer en winter > 60 cm -mv

Naar tabel 1, De Graaf e.a. 1994

De soortenarme, zure heide worden gedomineerd door Struikheide (foto 2.5), Gewone dophei of in een enkel geval, Kraaiheide. Het zijn veelal de bekende uitgestrekte paarse heidevelden. Naast de dominante dwergstruiken, worden in de natte heide soorten als Trekrus (*Juncus squarosus*), Veenbies (*Scirpus cespitosus*), Ronde zonnedaauw (*Drosera rotundifolia*), Kleine zonnedaauw (*Drosera intermedia*), Bruine snavelbies (*Rhynchospora fusca*), Witte snavelbies (*Rhynchospora alba*) en Moeraswolfsklauw (*Lycopodiella inundatum*) aangetroffen (Schaminée e.a. 1995). Op de drogere standplaatsen wordt Struikheide vergezeld van soorten als Kruipbrem (*Genista pilosa*), Stekelbrem (*Genista anglica*), Grote wolfsklauw (*Lycopodium clavatum*) en Klein warkruid (*Cuscuta epithymum*) (Schaminée e.a. 1996).

Dit type heide komt meestal voor op bodem met een pH lager dan 4,5, waar zeer voedselarme condities heersen (tabel 2.3). Deze bodems verkeren in de aluminiumbufferrange, hetgeen speciale aanpassingen vraagt van de planten die er voorkomen. De soortenarme heide wordt vooral bedreigt door vermessing. Verzuuring speelt in deze toch zure ecosystemen geen rol; verdroging is alleen van belang in de natte soortenarme heide, maar wordt in dit rapport niet behandeld.

Tabel 2.3 Standplaatsfactoren van droge en natte, soortenarme heide Al/Ca-ratio en pH zijn de gemiddelde waarden weergegeven 3 vegetatietypen) , met tussen haakjes de minimum, en maximum waarde.

Droge en natte soortenarme, zure heide	
Vegetatietypen	Associatie van Moeraswolfsklauw en Snavelbies (LYCOPODIO – RHYNCHOSPORETUM) Associatie van Gewone dopheide (ERICETUM TETRALICIS) Associatie van Struikheide en Stekelbrem (GENISTO ANGLICAE – CALLUNETUM)
Limiterend nutriënt	Natte heide: voornamelijke stikstoflimitatie, ook stikstof- en fosfaat-limitatie Droge heide: voornamelijk stikstof-limitatie, soms fosfaatlimitatie
Buffermechanisme	Aluminiumbuffering
pH-H ₂ O*	4.1 (3.6 – 4.5)
Al/Ca*	10.6 (1.2 – 25.7)
Hydrologie ²	Natte heide: Winter: plas-dras tot 10 cm boven maaiveld, zomer: tot 50 cm beneden maaiveld. Droge heide: droog.

* Naar tabel 1, De Graaf e.a. 1994

² (Schaminée e.a. 1995)

Rivierduingraslanden zijn droge graslanden die worden aangetroffen op de zandige, voedselarme rivierduinen. Zij zijn vaak zeer soortenrijk, waarbij een deel van de vegetatie overeenkomsten vertoont met de droge heischrale graslanden. Karakteristiek is echter de stroomdalflora: plantensoorten die via het rivierwater zijn aangevoerd uit zuidelijkere landen. Deze stroomdalsoorten zijn dan ook vaak op de zuidhellingen te vinden.

Karakteristieke soorten zijn Wilde tijm (*Thymus serpyllum*), Grasklokje (*Campanula rotundifolia*), Steenanjer (*Dianthus deltoides*), Zandstruisgras (*Agrostis vinealis*), Geel walstro (*Galium verum*).

Het jonge rivierzand zorgt voor enige buffering: de bodems van deze graslanden bevinden zich meestal in de kationuitwisselingsbufferrange (pH 4,5 - 6,0) of zij worden gebufferd door carbonaten (pH > 6,5; tabel 2.4). Rivierduingraslanden lijden vooral onder vermesting, hoewel verzuring in theorie ook een bedreiging vormt.



Foto 2.5 Soortenarme, zure heide in de Borkeld



Foto 2.6 Voormalig rivierduimgrasland met o.a. Wilde tijm in de Broekse Wielen.

Tabel 2.4 Standplaatsfactoren van rivierduingraslanden. Voor Al/Ca-ratio en pH zijn de gemiddelde waarden weergegeven, met tussen haakjes de minimum, en maximum waarde.

Rivierduingrasland	
Vegetatietypen	Associatie van Schapegras en tijm (FESTUCO – THYMETUM SERPYLLI) Associatie van Vetkruid en Tijm (SEDO -THYMETUM PULEGIOIDES) Associatie van Sikkellklaver en Zachte haver (MEDICAGINI – AVENETUM PUBESCENTIS) Glanshaver-associatie, subassociatie met Sikkellklaver (ARRHENATHERETUM ELATIORIS, SUBASS. MEDICAGINETOSUM FALCATAE) Glanshaver-associatie, subassociatie met Gewone veldbies (ARRHENATHERETUM ELATIORIS, SUBASS. LUZULETOSUM CAMPESTRIS) Kamgrasweide, typische subassociatie (LOLIO – CYNOSURETUM SUBASS. TYPICUM) Kamgrasweide, subassociatie met Ruige weegbree (LOLIO – CYNOSURETUM SUBASS. PLANTAGINETOSUM MEDIAE)
Limiterend nutriënt	?
Buffermechanisme	Kationuitwisseling, soms carbonaatbuffering
pH-H ₂ O*	5.5 (4.8 – 6.2)
Al/Ca*	0.8 (0.5 – 1.2)
Hydrologie	Zomer: droog, Gemiddeld Laagste Grondwaterstand: 80 cm –mv ² . Winter: kortdurende inundatie met rivierwater.
*	Naar tabel 1, De Graaf e.a. 1994
2	Naar Bal e.a. 2001

2.3 Oorzaken van achteruitgang: verzuring, vermesting en verdroging

2.3.1 Verzuring

Verzuring is een belangrijke oorzaak van de achteruitgang van de droge en natte heischrale graslanden. De verzuring kent twee oorzaken: verzurende atmosferische depositie van stikstof en zwavel leidt in zowel droge als natte heischrale graslanden tot uitloging van de bodem. Daarnaast kan verdroging in natte heischrale graslanden eveneens leiden tot verzuring.

Verzuring van de heischrale graslanden heeft twee effecten:

1. Er treedt een verschuiving op van buffering door uitwisseling van basische kationen (voornamelijk calcium, magnesium, kalium en natrium; de zogeheten kationuitwisseling) aan het adsorptie complex naar buffering door aluminium (aluminiumbuffering). Het omslagpunt ligt ongeveer bij pH=4,5. Hierdoor verandert een groot aantal bodemkenmerken:
 - De basische kationen gaan in oplossing en spoelen uit naar diepere bodemlagen. Daarmee wordt de beschikbaarheid van voor de plant belangrijke voedingsstoffen als calcium, magnesium en kalium verlaagd.
 - De concentraties aluminium (Al³⁺), H⁺, mangaan en ijzer in het bodemvocht stijgen. Voor veel plantensoorten van heischrale graslanden zijn deze ionen toxisch (De Graaf e.a. 1997).
2. De mineralisatie- en nitrificatiesnelheid daalt. Dit leidt zowel tot een sterkere accumulatie van strooisel, als tot een verandering in het minerale stikstofaanbod. In het bodemvocht neemt de nitraatconcentratie af, terwijl de ammoniumgehalten stijgen. In zure heidebodems (pH<4,5) is ammonium dan ook de dominante stikstofvorm (Roelofs e.a. 1985, Troelstra e.a. 1990). Planten van zwakgebufferde bodems, zoals de karakteristieke soorten van een heischraal grasland, zijn niet bestand tegen hoge ammoniumconcentraties in het bodemvocht (De Graaf e.a. 1998). Een eenzijdig ammoniumaanbod in combinatie met een lage bodem-pH is voor soorten van natte heischrale graslanden, eveneens toxisch (De Graaf e.a. 1998, 2000).

Laboratoriumproeven (Gigon & Rorison 1972,) en correlatief veldonderzoek (Van Dam e.a. 1986, Fennema 1992, Houdijk e.a. 1993) hebben aangetoond dat deze veranderingen in bodemchemische condities verstrekende gevolgen kunnen hebben die de achteruitgang van de heischrale graslanden kunnen verklaren (Roelofs e.a. 1996, De Graaf 2000). Verzuring is tegenwoordig minder van belang in de achteruitgang van de zure, soortenarme heide. Immers, veel van de hogere planten van dit zure milieutype zijn aangepast aan de daar heersende omstandigheden, namelijk de bodemchemische condities die heersen in bodems die gebufferd worden door aluminium (Hackett 1965, Rorison 1985). De karakteristieke soorten van zure heide prefereren daarnaast ammonium over nitraat als stikstofbron en zijn niet gevoelig voor hoge ammoniumgehalten (Hackett 1965, Rorison 1985, Troelstra e.a. 1995, De Graaf e.a. 1998).

Verzuring speelt echter wel een belangrijke rol in de achteruitgang van korstmossen. Korstmossen reageren op luchtverontreiniging. Zij zijn zowel gevoelig voor zure depositie als voor hoge ammonia concentraties in de lucht Aptroot & Van Herk 1994, Aptroot e.a. 1997. In het kader van het onderhavige OBN-onderzoek is echter geen aandacht besteed aan korstmossen.

Verzuring van rivierduingraslanden treedt eveneens op. Verzuring wordt in dit ecosysteem veroorzaakt door een combinatie van atmosferische depositie en het uitblijven van inundatie door rivierwater (bijvoorbeeld door bekading van de uiterwaard of door normalisatie van de rivier). Er is nauwelijks onderzoek gedaan naar de respons van planten van dit ecosysteem op verzuring; de weinige experimenten die echter zijn uitgevoerd wijzen erop dat karakteristieke plantensoorten als Wilde tijm niet zijn aangepast aan zure bodems (Houdijk 1993). In de in het kader van dit project onderzochte graslanden is verzuring echter niet aan de orde, doordat de bodems van die proefvelden (nog) sterk gebufferd zijn.

2.3.2 Vermesting

De beschikbaarheid van voedingsstoffen is laag binnen alle heidetypen en heischrale graslanden. In het algemeen geldt dat de vegetaties van deze ecosystemen in hun groei worden beperkt door stikstof (Achermann & Bobbink 2003). Er zijn hierop echter enkele uitzonderingen. Zo wordt een klein deel van de droge, soortenarme, zure heide mogelijk gelimiteerd door fosfaat en is er een experiment in Denemarken dat kalium limitatie aantoonst (Riis-Nielsen 1997). In natte, zure heide is nutriëntlimitatie slecht onderzocht, maar de algehele opinie onder experts is dat stikstoflimitatie het belangrijkste is (Achermann & Bobbink 2003). Het weinige onderzoek dat is uitgevoerd toont een colimitatie van stikstof en fosfaat aan Aerts & Berendse 1988). In droge heischrale graslanden wordt naast N-limitatie ook P-limitatie gevonden. In natte heischrale graslanden is geen onderzoek verricht naar limiterende nutriënten; aangenomen wordt dat stikstof en/of fosfaat limiterend zijn.

De hoge stikstofdepositie van de afgelopen decennia heeft geleid tot een sterke toename in de beschikbaarheid van stikstof voor planten (zie Roelofs 1986, Berendse 1990, Van Vuuren 1992, Aerts & Heil 1993, Bobbink e.a. 1998, Lee & Caporn 1998). De toename van de N-beschikbaarheid heeft effect op vele facetten van de heide, zoals de groei van planten en hun reproductie, de gevoeligheid van planten voor vorst, droogte en plaggen, op de symbiose met mycorrhiza's de decompositie en mineralisatie en op de concurrentieverhoudingen met andere planten (Aerts & Heil 1993, Uren e.a. 1997, Power e.a. 1998, Carroll e.a. 1999). Uiteindelijk leidt dit in de soortenarme, zure heide tot vergrassing: de door dwergstruiken gedomineerde heide verandert in monotone graslanden. Onder droge omstandigheden worden deze graslanden gedomineerd door Bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*), nattere vergraste heiden veranderen in een monocultuur van Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*).

De heischrale graslanden lijden ook onder vermesting, maar het is onduidelijk in hoeverre eutrofiëring bijdraagt aan de achteruitgang van de heischrale graslanden. Dueck en Elderson concludeerden in 1992 dat de achteruitgang van droge heischrale graslanden van het Borstelgras-verbond waarschijnlijk primair te wijten was aan verzuring. Echter, vergrassing met Struisgras als gevolg van stikstof-eutrofiëring zou eveneens bijdragen aan de achteruitgang van dit type graslanden.

Onder invloed van de stikstofdepositie dreigen rivierduingraslanden te vervilten. Daarnaast zijn er aanwijzingen dat ook hier de concurrentie van grassen toeneemt ten nadele van kruiden als Wilde tijm (Cals & Roelofs 1990; Broekse wielen en Oeffelter Meent). Daarnaast worden rivierduingraslanden bedreigt door eutrofiëring als gevolg van inundatie met nutriëntenrijk rivierwater (Wolfert e.a. 2002).

2.3.3 Verdroging

In natte heischrale graslanden wordt de buffercapaciteit van de bodem vooral oppeil gehouden door regelmatige aanvoer van (zwak) gebufferd water. In de meeste gevallen gebeurt dat door kwel, maar inundatie met gebufferd oppervlaktewater is eveneens bekend. Verdroging leidt ertoe dat deze processen niet of in mindere mate plaatsvinden. Dit uit zich in verzuring.

Een tweede oorzaak van verzuring als gevolg van verdroging is gelegen in de verzuring van het (oppervlakkige) grondwater. Dit treedt op wanneer de bodem in de inzijgebieden is uitgeloozd. Het grondwater wordt daar niet meer aangerijkt met basen en verzuurd. Met name in gebieden die gevoed worden door oppervlakkig afstromend grondwater, kan dit proces leiden tot verzuring van de grondwatergevoede systemen. Voorbeelden hiervan zijn het ven in de Schaopedobbe en de lagere delen van de Bieze (Dorland e.a. in voorbereiding).

In heischrale graslanden leidt verdroging tot een accumulatie van strooisel. Immers, door de verzuring als gevolg van verdroging, neemt de afbraaksnelheid van het organisch stof af.

In de door ons onderzochte terreinen speelt verdroging alleen een rol in de natte heischrale graslanden.

2.4 EGM-maatregelen

Tabel 3.5 geeft een samenvatting van de belangrijkste oorzaken van achteruitgang in de verschillentypen heide en schraalgraslanden. Daarnaast wordt aangegeven welke EGM-maatregelen relevant zijn voor de ecosystemen. De maatregelen worden in hoofdstuk 3 tot en met 6 uitgebreid toegelicht.

Tabel 2.5 Oorzaken van achteruitgang en EGM-maatregelen per ecosysteemtype.

Huidig type	Type in rapportage 1994*	Oorzaak achteruitgang	Kenmerken achteruitgang	Maatregelen tegen verzuring	Maatregelen tegen eutrofiëring
Nat heischraal grasland	Type 1: Verdroogde en verzuurde, voorheen soortenrijke, natte heischrale milieus	verdroging, verzuring en eutrofiëring	Verzuring: verminderde biodiversiteit, verdwijnen van de karakteristieke zwakgebufferde soorten; eutrofiëring: verruiging en vergrassing	herstel lokale hydrologie aanbrengen leem	plaggen
Droog heischraal grasland	Type 2: Verzuurde, voorheen soortenrijke, droge heischrale milieus Type 3: geëutrofieerde, zwakzure of zure, voorheen soortenrijke milieus	verzuring en eutrofiëring	verzuring: verdwijnen van de karakteristieke zwakgebufferde soorten, toename in bedekking van Struikheide en andere soorten van zuurdere milieus Eutrofiëring: vergrassing	Bekalken (aanbrengen minerale bufferstoffen)	plaggen
Soortenarme heide	Type 4: zure, vergraste, voorheen reeds soortenarme, heischrale milieus	eutrofiëring	Vergrassing		plaggen
Rivierduingras-landen	Type 3: geëutrofieerde, zwakzure of zure, voorheen soortenrijke milieus	eutrofiëring	vergrassing		plaggen

* In de rapportage over de eerste monitoringsfase werd een andere indeling gehanteerd, namelijk naar oorzaak van achteruitgang. Feitelijk wijkt deze nauwelijks af van de huidige indeling, omdat ieder ecosysteemtype een andere oorzaak van achteruitgang kent.

3 Natte heischrale graslanden

3.1 Algemeen

Natte en vochtige heischrale graslanden vormen de overgang tussen soortenarme natte heide en de vaak soortenrijkere voedselarme natte graslanden. De natte heischrale graslanden komen voor in twee landschappen: in gradiëntsituaties in beekdalen, waar ze vaak liggen ingeklemd tussen de soortenarme vochtige heide en de natte (blauw-)graslanden. Een voorbeeld hiervan is het Breklenkampse Veld. Natte heischrale graslanden kunnen ook voorkomen in grote heidegebieden waar leem aan de oppervlakte komt die zorgt voor buffering. De Leemputten bij Staverden en de Kleine Startbaan in Havelte zijn voorbeelden van dit type nat heischraal grasland.

Vegetatiekundig worden de soortenrijke vegetaties van dit ecosysteem gerekend tot de orchideeënrijke subassociatie van de Associatie van Gewone dophei (*ERICETUM TETRALICIS SUBASS. ORCHIETOSUM*) of tot de Associatie van Klokjesgentiaan en Borstelgras (*GENTIANO PNEUMONANTHES – NARDETUM*; Schaminée e.a. 1995, 1996). De typische natte heischrale vegetaties nemen zelden veel ruimte in: letterlijk vormen zij vaak smalle overgangszones. In de bespreking van dit type ecosysteem worden de aan de heischrale vegetaties grenzende zones dan ook vaak meegenomen.

De natte heischrale ecosystemen kennen drie oorzaken van achteruitgang: verzuring, eutrofiëring en verdroging.

3.1.1 Effectgerichte maatregelen

In het kader van dit project zijn de volgende maatregelen getest:

- Plaggen ter bestrijding van de eutrofiëring;
- Lokale hydrologische ingrepen in combinatie met plaggen ter bestrijding van verzuring, vermesting en verdroging in een beekdalsysteem;
- Aanbrengen van leem in combinatie met plaggen ter bestrijding van verzuring en vermesting in natte heide.

In tabel 3.1 is aangegeven welke maatregel waar is toegepast.

Tabel 3.1 Maatregelen tegen verzuring, eutrofiëring en verdroging in natte heischrale ecosystemen.

Doel maatregel	Maatregel	Terrein van uitvoering
Herstel buffering	Herstel hydrologie in combinatie met plaggen	Verbrande Bos te Staverden
	Aanbrengen leem in combinatie met plaggen	Leemputten, Ermelo
Terugdringen eutrofiëring	Plaggen	Breklenkampse Veld De Bieze Kleine Startbaan te Havelte

De maatregelen tegen verzuring zijn steeds in combinatie met plaggen toegepast, omdat de verwachting was dat opheffen van de verzuring in natte ecosystemen gepaard zou gaan met sterke eutrofiëring (De Graaf e.a. 1994). Om dit risico te verkleinen is de organische toplaag van de bodem verwijderd, zodat er geen versnelde mineralisatie kon optreden. Daarnaast heeft het verwijderen van de vegetatie en organische toplaag het voordeel dat er gunstige omstandigheden voor kieming worden geschapen.

In alle natte heischrale ecosystemen waar EGM is uitgevoerd, zijn ook soortenarmere heidevegetaties en/of matig voedselrijke graslandvegetaties aanwezig. De effecten van de maatregelen op deze vegetaties worden besproken in de hoofdstukken 5, 11 en 13.

3.2 Maatregelen tegen eutrofiëring: plaggen

3.2.1 Theorie en uitgangspunten

Plaggen is een van oudsher bekende gebruiksvorm van heide, die tegenwoordig regelmatig wordt ingezet om het teveel aan stikstof te verwijderen. Deze beheersmaatregel is vooral bekend uit de soortenarme, struik- en dopheide gedomineerde heide. Over de effecten van plaggen op heischrale graslanden is veel minder bekend. De verwachting is dat plaggen van heischrale graslanden analoog aan plaggen van soortenarme heide leidt tot een vermindering van de beschikbare hoeveelheid stikstof, gevolgd door een afname van de vergrassing.

Plaggen leidt tot een verlaging van het maaiveld. In natte heischrale graslanden die door kwel of hoge grondwaterstanden worden gebufferd kan dit leiden tot een toename in de buffering van het terrein. In feite is plaggen daarmee niet alleen een maatregel tegen de eutrofiëring, maar kan zij in specifieke gevallen ook als anti-verdrogingsmaatregel worden ingezet.

Een risico van plaggen wordt gevormd door de sterke ammoniumophoping die het eerste jaar na plaggen optreedt (zie De Graaf e.a. 1994, De Graaf et al. 1998, Dorland e.a. 2003, Van de Berg e.a. subm.). Met name de soorten uit het heischrale milieu zijn gevoelig voor hoge ammoniumconcentraties (De Graaf 2000, Roelofs e.a. 1996, Troelstra e.a. 1995) en recent onderzoek heeft uitgewezen dat de ammoniumpiek de vestiging van deze groep soorten ernstig kan bemoeilijken (Dorland e.a. 2003). Daar staat tegenover dat veel plantensoorten veel beter kiemen op een kale bodem (Fennema 1990, Miles 1974); plaggen creëert deze gunstige omstandigheden voor kieming.

3.2.2 Resultaten van plaggen van natte heischrale graslanden

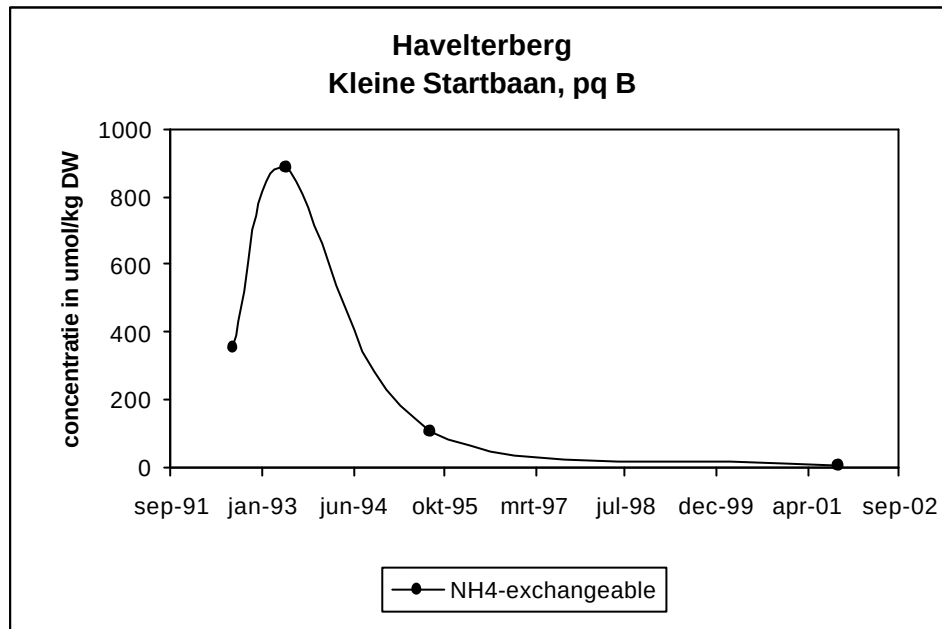
Plaggen blijkt in de natte heischrale graslanden zeer succesvol in het terugdringen van de vergrassing. Alle terreinen van dit type ecosysteem kenden in 2001 een afwisselende vegetatie, met overgangen tussen heidetypen van nat, vochtig en droog en van zuur tot (zwak) gebufferd. Dit leidt in alle gemonitoorde terreinen tot een grote biodiversiteit.

In alle geplagde terreinen is de dominantie van grassen als Pijpenstrootje en Moerasstruisgras verdwenen en, alhoewel de grassen zijn teruggekeerd in de terreinen, domineren ze het beeld tien à elf jaar na plaggen niet. Alleen zeer lokaal, op plaatsen waar ondieper is geplagd, kunnen de grassen wel dominant worden. Om te voorkomen dat de vergrassing zich vanaf deze plaatsen over het terrein uit zal breiden, is aanvullend beheer nodig. Dit beheer is overigens regulier voor dit type terreinen en kan bestaan uit maaien of begrazen.

Plaggen heeft de totale stikstofgehalten van de bodem drastisch verlaagd en ook in 2001 waren deze in de gemonitoorde terreinen nog laag. Mineraal stikstof werd in 2001 nauwelijks in de bodem aangetroffen (figuur 3.1). Dit wordt toegeschreven aan het feit dat de vegetatie zich in een fase van zeer snelle groei bevindt. In de heide

treedt deze exponentiële fase ongeveer 3 jaar na kieming en vestiging van de planten in en duurt 5 tot 15 jaar (Diemont & Oude Voshaar 1994). De fase wordt gekenmerkt door snelle groei van de net gevestigde planten. Als gevolg van deze snelle groei nemen de planten vrijwel alle beschikbare voedingsstoffen op.

Figuur 3.1 Ammoniumconcentratie op de Kleine Startbaan te Havelterberg. Het terrein is geplagd in het najaar van 1991.



Figuur 3.1 laat duidelijk zien dat de hoge ammoniumconcentraties die in de eerste twee jaar na plaggen optreden, slechts eenmalig zijn. Na deze piek dalen de ammoniumgehalten verder in de tijd. De hoogte van de ammoniumpiek kan variëren met de plagdiepte (Van den Berg e.a. submitted) en de pH van de bodem. Bodems met een hogere pH accumuleren nauwelijks ammonium (hoofdstuk 11, Dorland e.a. 2004).

De precieze oorzaak voor het optreden van een ammoniumpiek is onduidelijk, waarschijnlijk is er een combinatie van factoren voor verantwoordelijk (De Graaf e.a. 1994, De Graaf e.a. 1998b, Dorland e.a. 2004, Van den Berg, in druk e.a.):

- Tevens blijft er na plaggen altijd wat makkelijk afbreekbaar materiaal in de bodem achter, bijvoorbeeld wortels. Dit zorgt de eerste periode na plaggen voor een toename van de mineralisatie. De mineralisatiesnelheid is daarbij afhankelijk van de oorsprong van het organische materiaal: door grassen als Pijpestrootje gedomineerde heide heeft een lagere C/N-ratio dan door Struik- of Dopheide gedomineerde heide. Vergraste heide mineraliseert daardoor sneller, waardoor de ammoniumconcentratie stijgt. Ook de nitrificatie (omzetting van ammonium naar nitraat) blijkt in vergraste heide sneller te verlopen.
- Plaggen voert de nitrificerende bacteriën die zich in de toplaag van de bodem bevinden af. Deze bacteriën zijn verantwoordelijk voor de omzetting van ammonium naar nitraat. Het duurt enige tijd om de populatie weer op te bouwen. Tijdens deze periode verloopt de omzetting van ammonium naar nitraat langzaam.
- Plaggen creëert daarnaast ongunstige omstandigheden voor nitrificatie, o.a. door verlaging van het bodemvochtgehalte en de pH (Van den Berg, in druk).

Een combinatie van deze factoren vormen waarschijnlijk de hoofdoorzaak voor de ammoniumpiek. Daarnaast zijn nog van belang:

- Door plaggen stopt de opname van ammonium door planten.
- De ammoniumdepositie vanuit de lucht blijft gewoon doorgaan. Het ontbreken van nitrificeerders zorgt ervoor dat dit ammonium accumuleert.

Het gevaar met de ammoniumpiek de eerste jaren na plaggen is dat zij samenvalt met de kieming van zaad. De hoge ammoniumconcentraties zijn echter schadelijk voor karakteristieke soorten van heischrale graslanden. Het gevolg is dat vestiging en doorgroeien van de planten uitblijft en dat de gehele zaadvoorraad door het kiemen is verdwenen. Recent is duidelijk geworden dat dit nadelige scenario o.a. optreedt bij de kieming van Klokjesgentiaan in zure, geplagde terreinen (Roelofs, pers. mededeling). Laboratoriumexperimenten maken ook duidelijk dat hoge ammoniumgehalten de kieming van Blauwe knoop en Valkruid remmen (Dorland 2003, Van den Berg, pers. mededeling). Overigens treedt de ammoniumpiek niet alleen in natte heischrale graslanden op, maar is zij ook bekend van droge heischrale graslanden en van vergraste, soortenarme heide.

Recent onderzoek van Dorland en Van den Berg (Dorland e.a. 2003, Dorland e.a. 2004, Van den Berg e.a. submitted) heeft aangetoond dat de piekconcentraties van ammonium sterk afnemen wanneer het terrein direct na plaggen wordt bekalkt. Op deze manier worden veel gunstiger omstandigheden geschapen voor het herstel van natte en droge heischrale graslanden en heide (Dorland e.a. 2004). Bekalken bestrijdt niet alleen de hoge ammoniumconcentraties, maar verhoogt ook de pH en basenverzadiging en verlaagt de Al/Ca in het bodemvocht. Daarnaast is voor een aantal soorten, o.a. Spaanse ruiter, Blauwe knoop en Rozenkransje, aangetoond dat ammonium met name toxisch is bij een lage pH (De Graaf 2000, Lucassen e.a. 2003, Van den Berg in voorbereiding); bekalken na plaggen zal ook in dat opzicht de vestigingskansen van karakteristieke heischrale soorten verbeteren. Een andere methode om de ongunstige omstandigheden in het eerste jaar na plaggen te vermijden is het uitstrooien van strooisel. Hierdoor neemt de nitrificatiesnelheid toe, waardoor de ammoniumconcentratie daalt. Tevens wordt het microklimaat gunstiger (lees vochtiger) voor kieming. Ook een eenmalige nitraatgift in het voorjaar (tijdens de kiemingsperiode) kan de negatieve effecten van hoge ammoniumgehalten verminderen (pers. mededeling Van den Berg).

Effecten van plaggen op de zuurgraad

In de lagere zones van Breklenkamp werd duidelijk dat plaggen in natte terreinen gepaard kan gaan met een verhoging van de pH van de bodem: door de verlaging van het maaiveld komt het bufferend grondwater in toplaag van de bodem, waardoor de pH stijgt. In de hoger gelegen delen van Breklenkamp is geen stijging van de pH gemeten na plaggen: eerder onderzoek heeft al aangetoond dat het grondwater hier nauwelijks tot in het maaiveld komt (De Graaf e.a. 1994).

3.2.3 De terugkeer van karakteristieke soorten

De karakteristieke zwakgebufferde vegetatie van de natte heischrale graslanden heeft zich in alle terreinen goed gevestigd, waarbij zowel algemene als zeldzame soorten zich vestigden. Vrijwel alle soorten die binnen het terrein of op korte afstand van het onderzoeksterrein aanwezig waren, vestigden zich op de geplagde delen. De resultaten van het Verbrande Bos bij Staverden maken duidelijk dat ook soorten die al enkele jaren uit het terrein zijn verdwenen, maar nog wel in de buurt aanwezig zijn, het terrein opnieuw kunnen koloniseren. Onduidelijk is in hoeverre er sprake is van vestiging vanuit de zaadbank of van vestiging via verspreiding van nabij gelegen populaties.

Dat vestiging vanuit de zaadvoorraad niet altijd optreedt, blijkt uit het uitblijven van de vestiging van Beenbreek in de Bieze. Het is bekend dat deze soort daar vroeger wel heeft gestaan. Onduidelijk is echter hoe lang de soort uit het terrein verdwenen is. Het is echter zeer wel mogelijk dat de bodem geen kiemkrachtig zaad van Beenbreek meer bevatte; Klooker e.a. schatten dat zaad van Beenbreek minder dan 5 jaar overleeft in de zaadbank (Klooker e.a. 1999).

Sinds het uitvoeren van de EGM-maatregelen zijn in dit type terreinen dertig Rode lijst soorten aangetroffen (tabel 3.2). Alleen Maanvarentje heeft zich na EGM (nog) niet hergevestigd. De snelheid waarmee deze soorten terugkeerden blijkt echter te verschillen: typische pioniers als Kleine Zonnedauw en Wijdbloeiende rus werden al

een tot twee jaar na plaggen aangetroffen. Daarentegen duurde vier tot elf jaar voordat Blauwe knoop zich in de terreinen liet zien. Voor een aantal soorten, o.a. Heidekartelblad, Moeraswolfsklauw en Stekelbrem, geldt dat er grote verschillen zijn in de tijd dat het duurt voordat de soort na plaggen terugkeert. Hiervoor zijn twee mogelijke oorzaken aan te wijzen: de herkomst van het zaad bepaalt de vestigingssnelheid, namelijk vestiging vanuit de zaadbank (snel) of via verspreiding (langzame vestiging; zie ook Klooker e.a. 1999). Een tweede oorzaak kan zijn dat de abiotische omstandigheden niet overal meteen na plaggen optimaal zijn en dat daardoor de kieming wordt uitgesteld. Dit kan bijvoorbeeld het geval zijn bij een hoge ammoniumconcentratie in de bodem als gevolg van plaggen.

Een voorbeeld van het uitblijven kieming en vestiging onder ongunstige abiotische omstandigheden is het uitblijven van kieming en vestiging tijdens de hoge ammoniumconcentraties in het eerste jaar na plaggen (zie hiervoor ook de rapportage uit 1994, De Graaf e.a.). Laboratoriumexperimenten en hebben aangetoond dat dergelijk hoge ammoniumconcentraties (tot meer dan 500 $\mu\text{mol/kg}$ droge bodem) schadelijk zijn voor de kieming en vestiging van de karakteristieke soorten van natte heischrale graslanden als Blauwe knoop en Spaanse ruiter (De Graaf e.a. 1998, Dorland e.a. 2003). Heideplanten van zuurdere bodems, bijvoorbeeld Struikheide, hebben veel minder moeite met hoge ammoniumgehalten. Dit verklaart dan ook het feit dat Rode lijstsoorten van zure bodems zich gemiddeld ruim een jaar eerder vestigen dan soorten van zwak gebufferde omstandigheden (tabel 3.2). Deze laatste groep vestigt zich in het algemeen pas op het moment dat de ammoniumconcentratie in de bodem laag is. Een uitzondering hierop vormen de typische pioniers van dit type die zich al eerder vestigen.

Tabel 3.2 Tijd na EGM tot vestiging van Rode lijstsoorten in de gemonitoorde natte heischrale ecosystemen. N=aantal waarnemingen

	Per soort			Per groep	
	Eerste waarneming (na aantal jaar)	Gemiddeld aantal jaar tot verschijnen	N	Eerste waarneming (na aantal jaar)	Gemiddeld aantal jaar tot verschijnen
nat schraal zwakgebufferd – gebufferd					
Parnassia	1	1,5	2	2,6	3,4
Vlottende bies	1	1	1		
Blonde zegge	5	5	1		
Fraai hertshooi	1	1	1		
Wijdbloeiende rus	2	2	1		
Dubbelloof	3	3	1		
Kleinste egelskop	5	5	1		
Gevlekte orchis	5	5	1		
Stijve moerasweeg-bree	2	2	1		
Klokjesgentiaan	1	2,8	5		
Moeraswolfsklauw	2	5	4		
Blauwe knoop	4	6,3	3		
Grondsterretje	3	3	1		
Eenarig wollegras	3	3	1		
Wateraardbei	1	3	2		
Heidekartelblad	1	5,5	2		
Rietorchis	4	4	1		
Zuur en schraal					
Beenbreek	1	1,5	2	1,6	2,2
Witte snavelbies	2	2,5	4		
Bruine snavelbies	2	2,8	5		
Kleine zonnedauw	1	1,8	5		
Ronde zonnedauw	2	2,4	5		
Droog schraal zwakgebufferd					
Liggende vleugeltjesbloem	1	1	2	1,6	2,3
Stekelbrem	1	4	4		
Kruipbrem	1	1	1		
Stijve ogentroost	2	2	1		
Geelhartje	5	5	1		
Borstelgras	1	3	2		
Dwergviltkruid	1	1	1		
Hondsviooltje	1	1	1		

1 Naast de karakteristieke soorten van het natte heischrale milieu hebben zich ook soorten van zuurdere en drogere standplaatsen gevestigd. Deze zijn tevens in de tabel opgenomen.

Het zaad van de meeste karakteristieke soorten van natte heischrale graslanden overleeft slechts enkele jaren in de bodem; in het algemeen zelfs minder dan vijf jaar (Klooker e.a. 1999). Dit heeft grote gevolgen voor het herstel van de geplagde (en anderszins herstellende) heischrale graslanden: wanneer soorten eenmaal langer dan vijf jaar uit een terrein zijn verdwenen, is hervestiging op korte termijn niet te verwachten (zie ook Putwain & Gillham 1990). De soorten zijn dan namelijk aangewezen op vestiging vanuit andere terreinen. De resultaten van het onderzoek tonen echter duidelijk aan dat deze vestigingen alleen optreden wanneer er in de directe omgeving van het geplagde terrein populaties van de doelsoorten staan. Voor het natuurbeheer

geldt dan ook het advies niet te wachten met het uitvoeren van herstelmaatregelen tot de laatste soort uit het terrein is verdwenen, maar in te grijpen wanneer er nog restpopulaties staan.

3.2.4 Aanbevelingen voor het beheer m.b.t. hervestiging van soorten.

Concluderend kan worden gesteld dat de zeldzame doelsoorten zich na plaggen alleen vestigen wanneer deze soorten nog in de directe omgeving van het terrein staan of nog kort voor het uitvoeren van de maatregelen in het terrein werden aangetroffen. Het zaad van deze soorten bevindt zich voornamelijk in de bovenste 15 cm van de bodem (pers. mededeling R. Bekker); te diep plaggen houdt dan ook een risico in. Met het verwijderen van de zode kan in dat geval ook de nog resterende zaadvoorraad worden afgevoerd. Het verdient dan ook aanbeveling om bij plaggen:

1. Een restpopulatie te laten staan, liefst westelijk van het te plaggen terrein. Dit in verband met de overheersende westenwind, die voor verspreiding van het zaad kan zorgen;
2. Indien er geen restpopulaties zijn een diagnostisch onderzoek uit te voeren naar de zaadvoorraad. Hierbij wordt op enkele plaatsen in het terrein op meerdere dieptes een bodemonmonster genomen, waarin de aanwezigheid van kiemkrachtig zaad wordt bepaald. Op basis van de resultaten hiervan kan de plagdiepte worden bepaald. Bijkomend voordeel van een dergelijk onderzoek is dat ook de aanwezigheid van Pitrus-haarden (*Juncus effusus*) kan worden opgespoord, zodat ook daarmee bij het bepalen van de plagdiepte rekening kan worden gehouden. Indien er grote hoeveelheden Pitrus in de bodem zitten, wordt aanbevolen net even dieper te plaggen dan waar het Pitrus zaad zich bevindt.
3. Wanneer er geen onderzoek naar de zaadvoorraad kan worden uitgevoerd, kan het terrein wat slordig worden geplagd. Dat wil zeggen dat er op een aantal mogelijk kansrijke plaatsen een dunne organische laag wordt achtergelaten. Vanuit deze plaatsen kunnen doelsoorten zich over het terrein verspreiden. Er bestaat echter een spanningsveld tussen ondiep plaggen ten behoeve van de zaadvoorraad en wat dieper plaggen voor de verwijdering van nutriënten. Ondieper plaggen heeft tot gevolg dat er minder voedingsstoffen worden afgevoerd, waardoor een terrein sneller zal vergrassen. 'Slordig plaggen' moet dan ook alleen worden ingezet als er het vermoeden bestaat dat er nog zaad van doelsoorten aanwezig is in de bovenste bodemlaag.

3.3 Maatregelen tegen verdroging en verzuring: ingrepen in de hydrologie

3.3.1 Theorie en uitgangspunten

In natte heischrale graslanden leidt verdroging vaak tot verzuring: het kwel- en gebufferd grondwater dat van oudsher regelmatig tot in maaiveld kwam, bereikt deze bovenste bodemlagen niet meer. Of niet lang genoeg. Hierdoor stopt de basenaanvoer waardoor de bodem verzuurt. Daarnaast kan de bodem verzuren als gevolg van de aanvoer van verzuurd grondwater).

Het herstel van de oorspronkelijke grondwaterstromen is de meest optimale herstelmaatregel, maar is in feite een brongerichte maatregel. Effectgericht zijn de lokale ingrepen in de hydrologie, bijvoorbeeld het plaatsen van klein stuwen binnen het terrein, het dichten van greppels of het verbreden van watergangen. Belangrijke voorwaarde voor succes van deze maatregelen is dat ze basenrijk water tot in maaiveld brengen en niet het regenwater in het terrein vasthouden. In dat geval bestaat het risico op verzuring (zie ook Janssen 2000).

3.3.2 Resultaten

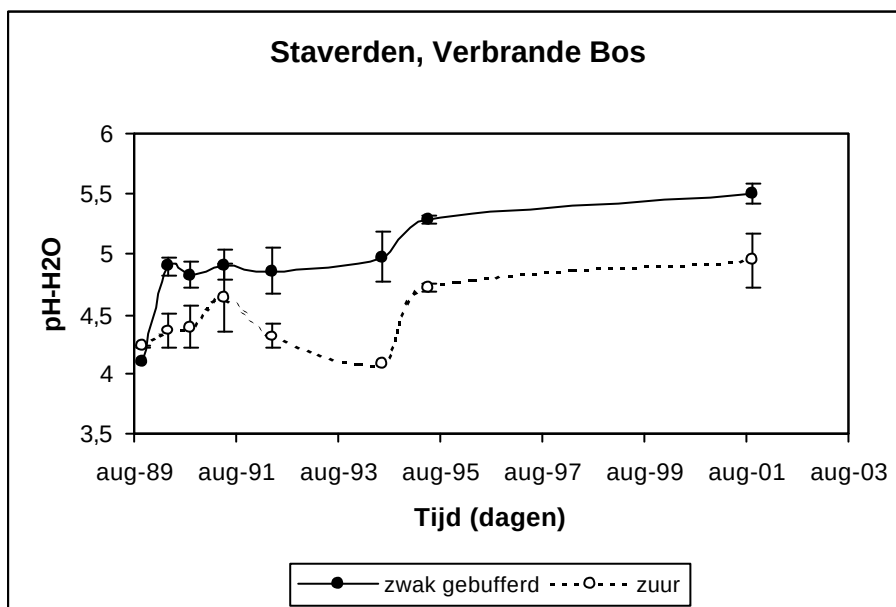
De resultaten van de combinatie plaggen en herstel van de lokale hydrologie in het Verbrande Bos te Staverden, maken duidelijk dat dit een zeer succesvolle combinatie van ingrepen is. In het Verbrande Bos is in de tien jaar na uitvoering een zeer diverse

vegetatie ontstaan, waarin de karakteristieke vegetatie van natte heischrale graslanden een groot aandeel heeft. Een groot aantal Rode lijst soorten van dit milieu heeft zich gevestigd, ook soorten die voor uitvoering van de maatregelen niet in het terrein werden aangetroffen.

De hydrologische ingrepen sorteerden snel effect in het bestrijden van de verzuring (De Graaf e.a. 1994): al het eerste jaar na uitvoering herstelde de buffering zich op plaatsen waar grondwater uittrad. In de periode 1995 – 2001 is het onderscheid tussen de hydrologische zones, dat in de eerste jaren na uitvoering zichtbaar was (te weten een kwel-, inundatie- en inzijszone) vervaagd. Er zijn nu nog slechts zwakzure (pH 4,5 – 5,7) en zure zones in het terrein te onderscheiden (figuur 3.2). De invloed van het kwelwater over het terrein is daarmee toegenomen. Bijna overal in het terrein is in de periode 1995-2003 de pH gestegen, met uitzondering van de meest zure plaatsen.

Negatieve effecten van de hydrologische ingrepen zijn niet waargenomen.

Figuur 3.2 Gemiddelde pH ($\pm$ SE) in het Verbrande Bos in de zure en zwak gebufferde zones.



3.4 Maatregelen tegen verzuring: aanbrengen leem

3.4.1 Theorie en uitgangspunten

In terreinen die van oudsher door leem gebufferd werden is het hernieuwd aanbrengen van een dunne leemlaag een mogelijkheid om de verzuring te bestrijden. Voorwaarde daarbij is dat het aangebrachte leem voldoende bufferend vermogen bezit. Bij het aanbrengen van een dunne leemlaag worden vaak ook zaden in het gebied gebracht; daarom is het van belang om leem te gebruiken met een lokale oorsprong.

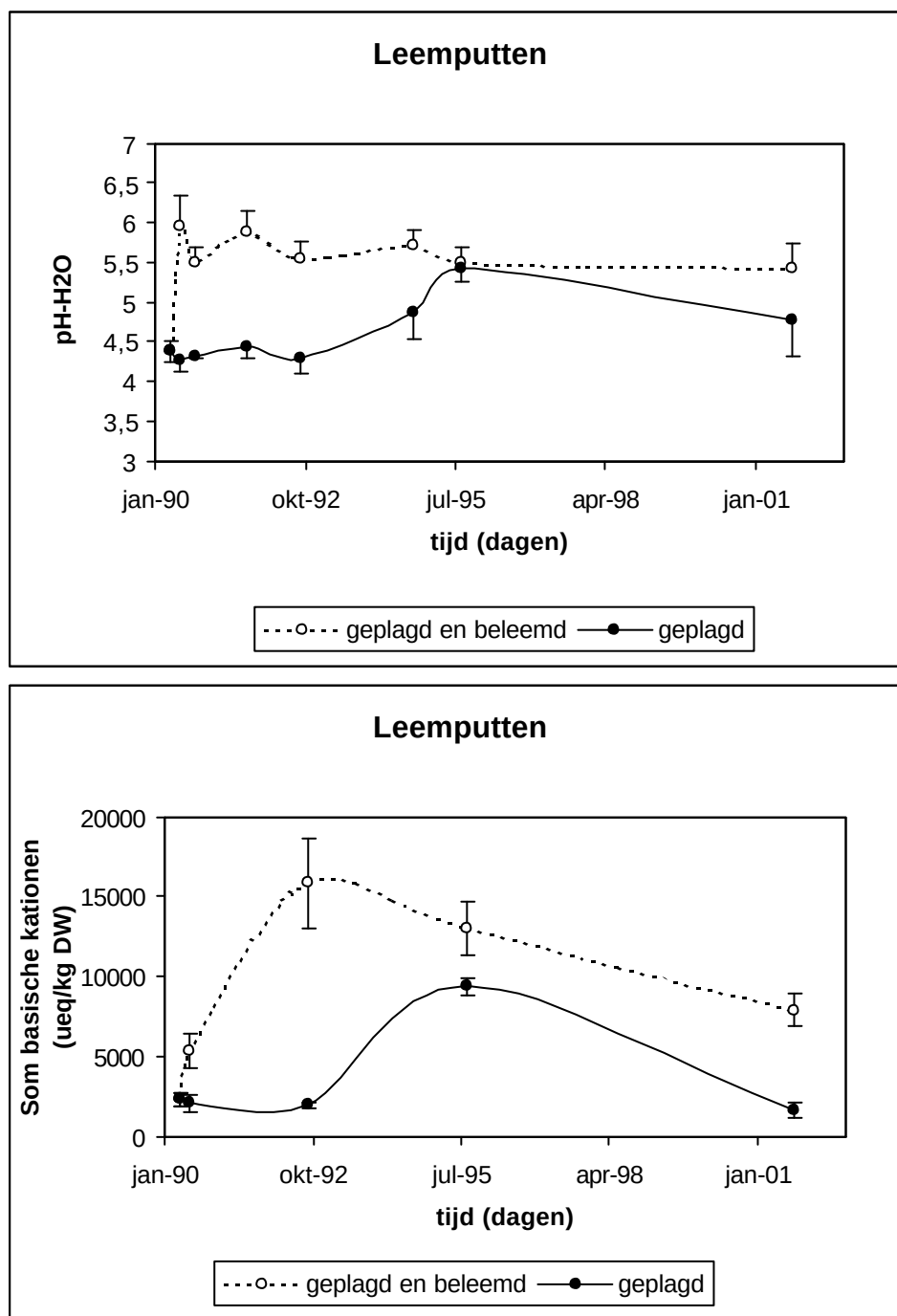
In het kader van het EGM-onderzoek is de maatregel gecombineerd met plaggen.

3.4.2 Resultaten

De combinatie van plaggen met het aanbrengen van leem op een deel van de plagstrook, is uitgevoerd in een terrein, de Leemputten in Ermelo. De maatregel heeft in de Leemputten geleid tot een divers abiotisch milieu. Zure plaatsen worden

afgewisseld met zwak gebufferde plaatsen; de laatste ter plekke van de aangebrachte leem. De diversiteit aan milieutypen heeft geleid tot de vestiging van een soortenrijke vegetatie. Hierin is plaats voor zowel soorten van een zwak gebufferd als een zuur milieu, met in totaal elf Rode lijstsoorten in de periode 1992 – 2001. Het hoogtepunt van de soortdiversiteit lag in 1995 (zie hoofdstuk 11). De oorzaak hiervoor is niet duidelijk, maar mogelijk wordt dit mede veroorzaakt door het feit dat ook de abiotische omstandigheden in 1995 gevarieerder waren dan in 2001.

Figuur 3.3 Effect van plaggen en belemen op de pH en de som van de basische kationen in de Leemputten (gemeente Ermelo)



Het effect van het aanbrengen van leem is tijdelijk: doordat de leemlaag door verspoeling dunner wordt en door uitloging van de bodem, raakt de bodem minder gebufferd en wordt het verschil tussen de beleemd en onbeleemde permanente proefvlakken minder groot (zie figuur 3.3). Anno 2003 is de bodem in de beleemde permanente proefvlakken nog voldoende gebufferd voor soorten van een zwak gebufferd milieu, maar met name de basische kationen concentratie daalt, hetgeen duidt op verzuring. Een herhaling van de behandeling zal in de komende jaren dan ook nodig zijn om de buffering op peil te houden.

Het aanbrengen van leem heeft geen aantoonbaar negatief effect op de stikstofhuishouding.

3.5 Effectiviteit EGM in nat heischraal grasland: samenvattende tabel

	Plaggen	Lokale hydrologische maatregelen	Aanbrengen leemlaag
Maatregel tegen	Eutrofiëring	Verdroging (verzuring)	Verzuring
Risico's	Te diep plaggen: zaadbank weg	Vernatting kan buiten de grenzen van natuurterrein tot ongewenste neveneffecten leiden (bijvoorbeeld in de landbouw)	Ongewenste introductie van zaad
Gebruikte dosis		-	Laag van ca. 1 cm dik
Frequentie	Eens per 20-30 jaar	Eenmalig	Eens per 10 - ? jaar. Afhankelijk van de eigenschappen van het leem en van de dikte van de aangebrachte laag
Effectiviteit abiotiek	Goed	Goed	Goed
Effectiviteit biotiek	Goed	Goed	Goed
Duurzaamheid	Goed, op termijn is aanvullend beheer nodig	Goed, mits aanvullend beheerd	Redelijk
Opmerking	Aanvullend beheer nodig om vergrassing te bestrijden	Onderhoud van stuwen is nodig	Frequente monitoring is nodig
Maatregel succesvol	ja	Ja	Ja

4 Droge heischrale graslanden

4.1 Algemeen

Droge heischrale graslanden vormen in het landschap vaak een overgang tussen de soortenarme, door dwergstruiken gedomineerde heiden en de vaak soortenrijkere zwakzure graslanden. Vegetatiekundig gezien behoren tot de droge heischrale graslanden de Associatie van Liggend walstro en Schapegras (*GALIO HERCYNICI-FESTUCETUM OVINAE*) en de Associatie van Maanvaren en Liggende vleugeltjesbloem (*BOTRYCHIO – POLYGALETUM*). De twee associaties worden gerekend tot het verbond der heischrale graslanden (*NARDO – GALION SAXATILIS*). De soortenrijke heidevegetatie, de soortenrijke variant van de Associatie van Struikheide en Stekelbrem, subassociatie met Tandjesgras (*GENISTO ANGLICAE – CALLUNETUM*, subass. *DANTHONIETOSUM*), behoort tot het Verbond van Struikhei en Kruipbrem (*CALLUNO – GENISTION PILOSAE*) (Schaminée e.a. 1996).

Deze droge heischrale vegetaties zijn vaak relatief rijk aan soorten; kenmerkend is het voorkomen van een aantal soorten dat voornamelijk wordt aangetroffen bij een bodem pH tussen 4,5 en 6 (kationuitwisselings-bufferrange; zie ook De Graaf 2000). Bodemverzuring is dan ook een belangrijke oorzaak van achteruitgang van dit type ecosysteem, naast eutrofiëring (Van Dam e.a. 1986, Tomassen e.a. 1999, Bobbink e.a. 2003).

4.1.1 Effectgerichte Maatregelen

In de onderzochte droge heischrale ecosystemen zijn twee typen effectgerichte maatregelen toegepast, te weten:

- Plaggen ter bestrijding van de eutrofiëring.
- Bekalken ter bestrijding van de verzuring.

Bekalken is meestal uitgevoerd in combinatie met plaggen. Wel of niet bekalken is afhankelijk van het feit of een terrein verzuurd was of niet, waarbij de verzuurde terreinen na plaggen aanvullend zijn bekalkt. De bekalking is niet altijd meteen na plaggen uitgevoerd. Zo zijn het Arnicaveld in de Borkeld en het Heideveld in het Holther zand een paar jaar voor bekalking geplagd. In de Schaopedobbe zijn de proefvelden direct na plaggen bekalkt. Plagexperimenten zonder aanvullende bekalking zijn uitgevoerd in het Hunehuis, op de Havelterberg, in delen van de proefvelden in de Schaopebodde en in het laaggelegen deel van de Gasterse Duinen. Alleen in de Schaopedobbe zijn daarnaast experimenten uitgevoerd waarin de effecten van bekalken zonder plaggen werden uitgevoerd. Een belangrijke reden daarvoor was de vraag of restpopulaties ook zonder plaggen vitaler worden als gevolg van bekalken.

4.2 Autonome ontwikkeling

Met de autonome ontwikkeling van een terrein wordt in dit kader de vegetatie- en bodemontwikkeling bedoeld zonder dat er ingrijpende EGM-maatregelen zijn genomen. Het is nodig inzicht te hebben in deze ontwikkeling, om iets over de effectiviteit van de EGM-maatregelen te kunnen zeggen. Immers, door de ontwikkeling van een terrein waar EGM-maatregelen zijn genomen te vergelijken met

de autonome ontwikkeling van datzelfde terrein, wordt het effect van de maatregelen duidelijk. Overigens is het door de gekozen opzet van het EGM-heide project niet altijd mogelijk een autonome ontwikkeling te onderscheiden, bijvoorbeeld doordat een ingreep een heel terrein betreft (zoals bijvoorbeeld bij hydrologische ingrepen in natte heischrale graslanden). Wanneer dit niet lukt zal de effectiviteit van de EGM-maatregelen worden afgeleid uit een vergelijking van de vegetatie en bodemchemie na EGM met de situatie daarvoor.

De autonome ontwikkeling van de onderzochte droge heischrale terreinen verloopt divers: de meeste terreinen kennen geen noemenswaardige tekenen van verzuring of eutrofiëring, noch in vegetatie, noch in de gemeten bodemchemische parameters. Echter, in het Hunehuis vertoont een aantal proefvlakken ook zonder EGM-maatregelen een vooruitgang, hetgeen zich vooral manifesteert in een duidelijke afname van de vergrassing. Deze vegetatieontwikkeling wordt ondersteund door een lichte verbetering van de abiotische omstandigheden, waarbij zowel de verzuring als het stikstofgehalte in de bodem zijn verminderd. De gewenste doelsoorten uit het heischrale milieu keren hier helaas niet terug, dit geldt zowel voor de groep zwakzure soorten als geheel als de Rode lijstsoorten die daarbij horen.

Daarentegen laten de heischrale graslanden van de Schaopedobbe wel een duidelijke achteruitgang zien: zowel de bodem als de vegetatie vertonen tekenen van verzuring. De dominante grassen in deze proefvelden weten zich daarnaast ook nog uit te breiden.

4.3 Maatregelen tegen eutrofiëring: plaggen

4.3.1 Theorie en uitgangspunten

Plaggen is in droge heischrale graslanden uitgetest als maatregel tegen eutrofiëring (zie ook hoofdstuk 3 over plaggen in natte heischrale graslanden). Echter, droge heischrale graslanden zijn veel gevoeliger voor verzuring dan soortenarme heide, het ecosysteem waarbinnen plaggen een van oudsher veel gebruikte beheersmaatregel is. Daarmee houdt plaggen in droge heischrale graslanden een risico in. Plaggen verwijdert namelijk het grootste deel van het organische stof uit de bodem, waardoor de zuurbufferende capaciteit van de bodem de eerste jaren na plaggen daalt. Immers, de buffercapaciteit van droge heischrale graslanden wordt voornamelijk gevormd doordat aan de organische fractie gebonden basische kationen worden uitgewisseld tegen zuurionen. Hoewel door plaggen ook veel in de bodem opgehoopte zuurionen worden verwijderd, bestaat het risico dat de bodem op termijn toch verzuurt.

Een tweede risico van plaggen wordt gevormd door de sterke ammoniumophoping die de eerste twee jaar na plaggen optreedt.

Daar staat tegenover dat veel plantensoorten veel beter kiemen op een kale bodem (Miles 1974, Fennema 1990); plaggen creëert deze gunstige omstandigheden.

4.3.2 Resultaten van plaggen in droge heischrale graslanden

De resultaten van de plagexperimenten in de droge heischrale graslanden stemmen vooral de eerste jaren gunstig: door de verwijdering van met name stikstof uit de bodem wordt de vergrassing sterk teruggedrongen. En hoewel er in het eerste jaar na plaggen de ammoniumconcentraties in alle geplagde bodems stijgen tot waarden die toxisch zijn voor soorten van het zwakzure milieu, vestigen deze zich later wel (zie figuur 4.1). Echter, alleen soorten waarvan restpopulaties in de directe omgeving van het geplagde terrein staan keren terug. Teken van bodemverzuring na plaggen zijn alleen in Schaopedobbe aangetoond; in het Hunehuis daarentegen steeg de bodem-pH doordat er in de ondiepe ondergrond gebufferd bodemmateriaal aanwezig is.

Het gunstige effect van plaggen op de vergrassing blijft ook in de tweede monitoringsperiode van vijf jaar aanwezig; in vergelijking met de uitgangssituatie is

de bedekking van dominante grassoorten als Pijpenstrootje en Bochtige smelevorm verminderd. Hierdoor treedt in deze proefvelden het heidekarakter veel meer op de voorgrond.

Echter, vijf tot tien jaar na plaggen treden ook enkele nadelen van plaggen van droge heischrale graslanden aan het licht. Ten eerste is er de kwestie van het ontbreken van kiemkrachtig zaad waardoor de biodiversiteit in deze droge heischrale graslanden nauwelijks meer toeneemt. Kenmerkende soorten van droge heischrale graslanden hebben een kortlevende zaadvoorraad, in het algemeen minder dan vijf jaar (Klooker e.a. 1999). Uitzonderingen hierop zijn Tormentil (*Potentilla erecta*), Pilzegge (*Carex pilulifera*), Struikheide (*Calluna vulgaris*), Veelbloemige veldbies (*Luzula multiflora*) en Gewone veldbies (*Luzula campestris*): van deze soorten is aangetoond dat het zaad langer vitaal blijft. Dit blijkt ook uit de resultaten van dit onderzoek: deze soorten vestigen zich makkelijk na plaggen. Soorten met een kortlevende zaadbank keerden in dit onderzoek slechts terug wanneer de soort nog in het terrein aanwezig was, of direct voor plaggen nog werd aangetroffen.

Een tweede punt is dat de onderzochte heischrale graslanden na plaggen geen regulier vervolgbeheer kenden. Dit was de eerste 5 jaar na plaggen geen probleem, maar later wel. Door het achterwege blijven van een frequent maaibeheer, dat wel werd uitgevoerd in de ongeplagde graslanden, worden de geplagde proefvlakken na tien jaar gedomineerd door Struikheide. Struikheide groeit de eerste jaren zeer langzaam, maar na ca. 5-8 jaar neemt de groei sterk toe. De planten groeien uit tot een ca. kniehoge vegetatie. (Gimingham 1972, Aerts & Heil 1993). De grote Struikheideplanten vormen nu en in de nabije toekomst een serieuze bedreiging voor de zwakzure, kruidachtige planten, die de concurrentie om licht dan waarschijnlijk niet meer aan zullen kunnen (foto 4.1). Dit heeft tot gevolg dat het heischrale grasland-karakter van de proefvelden verdwijnt en dat zich een soortenarme heidevegetatie zal vestigen. Het feit dat de abiotische omstandigheden in principe goed zijn voor een zwakzure heischrale vegetatie zijn in deze fase van de vegetatieontwikkeling onbelangrijk. Een probleem hierbij is dat het zaad van veel kenmerkende soorten van heischrale graslanden slechts korte tijd kiemkrachtig blijft (Thompson e.a. 1997, Bekker e.a. 2002): deze groep van soorten zal een periode van ca. 10 jaar afwezigheid door concurrentie van de Struikheide dan ook zeker niet kunnen overleven. Het gevolg is dat ook in de volgende fase van de vegetatieontwikkeling, waarbij er door het afsterven van de Struikheideplanten weer ruimte komt voor de kleinere, kruidachtige planten, de zwakzure planten zich niet zullen hervestigen vanuit de zaadbank. De soortenrijke heide verdwijnt daarmee van de betreffende locatie, wanneer er geen aanvoer van zaad van buitenaf optreedt. Dit toont de noodzaak aan van een regulier maaibeheer voor de overleving van heischrale graslanden en soortenrijke heidevegetatie, ook wanneer door plaggen en/of bekalken wordt voldaan aan de abiotische condities.

Een derde nadelig effect van plaggen kwam aan het licht in de Gasterse duinen. Dit terrein is weliswaar zwakgebufferd, maar tegelijk ook zeer voedselarm. Plaggen heeft hier tot gevolg gehad dat in eerste instantie de ontwikkeling van de zwakzure vegetatie goed verliep, maar dat in de tweede periode (5-10 jaar na plaggen) met name Wilde tijm sterk achteruitging. Van concurrentie met Struikheide is in dit proefveld geen sprake (in 2001 was nog 40% van het proefveld onbegroeid). Wellicht treedt na plaggen P-limitatie op, waardoor de heischrale vegetatie in zijn ontwikkeling wordt beperkt. P-limitatie is als oorzaak voor het verdwijnen van karakteristieke vegetaties in het heidelandschap o.a. bekend uit het Breklenkampse Veld, waar de achteruitgang van het dwergbiezen-verbond hieraan wordt toegeschreven (Brouwer e.a. 2001).

Figuur 4.1: Bedekking van en aantal Rode Lijstsoorten in geplagde en ongeplagde drogeheischrale terreinen. Gemiddelde en maximale waarden.

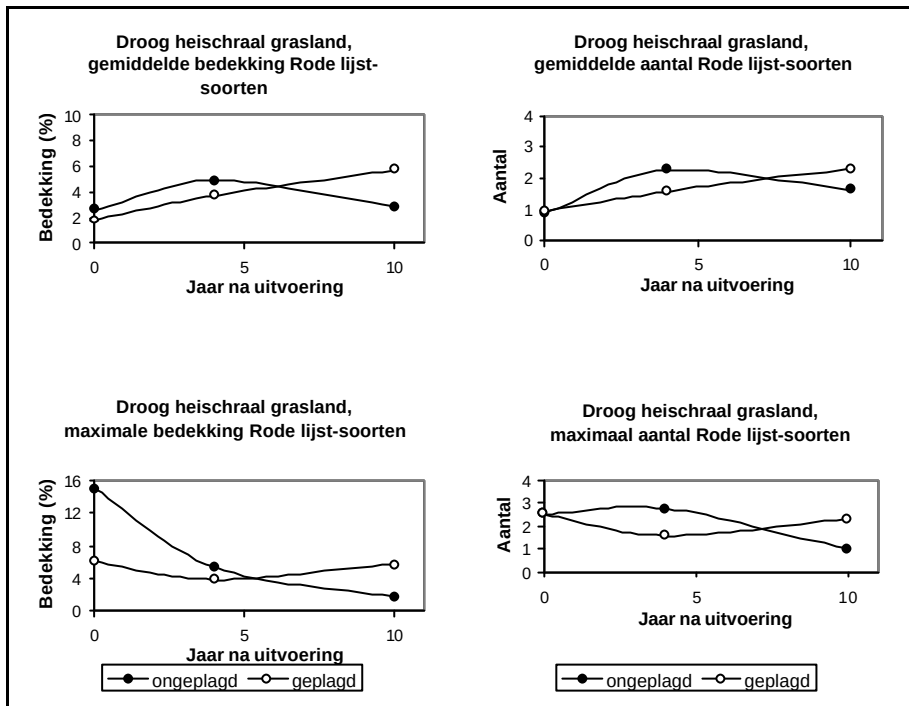


Foto 4.1 Op de voorgrond een door Struikheide overwoekerde Valkruidplant in de Schaopedobbe. De foto werd genomen op een heischraal grasland dat elf jaar geleden is geplagd en vervolgens niet meer gemaaid of begraasd.

Tenslotte wordt duidelijk uit de resultaten uit Havelte dat het plaggen van sterk gebufferde heischrale graslanden (pH=6,0), de vergrassing slechts korte tijd lijkt te belemmeren. Mogelijk is hier te ondiep geplagd, maar anderzijds is het ook mogelijk dat de vrij hoge pH de mineralisatie weer snel tot hoge snelheden aanzet. De hogere stikstofbeschikbaarheid die hier het gevolg van is, kan ertoe leiden dat een deel van het terrein al weer tien jaar na plaggen vergrast.

De hiergenoemde nadelige neveneffecten van plaggen in heischrale graslanden houden niet in dat dergelijke graslanden niet geplagd zouden moeten worden. De voordelen zijn veel groter dan de nadelen. Veel meer pleiten de neveneffecten voor het volgende:

- Plaggen van heischrale graslanden vraagt om een aansluitend maaibeheer, waar ca. 5-8 jaar na plaggen mee begonnen kan worden.
- Voor het behoud van de karakteristieke zwakzure heischrale vegetatie zou met de uitvoering van plaggen en EGM-maatregelen in het algemeen begonnen moeten worden op het moment dat er nog restpopulaties van doelsoorten in het terrein aanwezig zijn. Het is duidelijk aangetoond dat in heischrale graslanden na plaggen alleen soorten terugkeren die zich in de zaadbank bevonden of in de directe omgeving van het geplagde terrein. Door restpopulaties bij het plaggen uit te sparen, kunnen ze fungeren als zaadbron. Hierdoor kunnen de eerste jaren na plaggen, als de bodemcondities nog niet gunstig zijn, overbrugd worden. Wanneer er geen restpopulaties zijn wordt aanbevolen een diagnostisch zaadbankonderzoek uit te voeren, om de plagdiepte nader te bepalen.
- Om het risico op mislukking (bijvoorbeeld verzuring of afvoer van te veel of te weinig voedingsstoffen) te voorkomen, is het raadzaam om voor plaggen bodemonsters te nemen op een aantal dieptes (bijvoorbeeld 0-5 cm, 5-10 cm en 10-15 cm beneden maaiveld). De analyseresultaten van deze monsters geven een indicatie voor de ideale plagdiepte en voor de noodzaak van eventueel aanvullende maatregelen als bekalking.
- Een analyse van de zaadvoorraad kan eveneens meer helderheid verschaffen over de kans op succes.

4.4 Maatregelen tegen verzuring: bekalking

4.4.1 Theorie en uitgangspunten

Uitloging van de bodem is in het gematigde, regenrijke klimaat van Nederland een normaal verschijnsel. Door de uitloging verzuurt de bodem. De snelheid waarmee uitloging van bodems de laatste eeuw gebeurd is aanzienlijk toegenomen door de atmosferische depositie van verzurende stoffen. Droge heischrale graslanden kennen nauwelijks enige externe aanvoer van bufferstoffen en zullen dan ook in versneld tempo verzuren. Voor het herstel van de buffercapaciteit zijn deze ecosystemen aangewezen op menselijk ingrijpen: door het toedienen van minerale bufferstoffen als kalk en leem kan zij de buffercapaciteit van de bodem weer verhogen en daarmee de verzuring bestrijden.

Het toedienen van minerale bufferstoffen, kortweg bekalking genoemd, is een bekende landbouwkundige praktijk, die in de jaren zeventig – tachtig van de vorige eeuw ook in het natuurbeheer zijn intrede heeft gedaan. In eerste instantie werd de maatregel vooral toegepast voor het herstel van verzuurde bossen, heide en graslanden. Tegenwoordig wordt bekalking ook gebruikt voor het herstel van grotere landschappelijke eenheden, waarin bijvoorbeeld vennen en heide of meren en bossen behoren (catchment liming; zie Dorland e.a. 2003).

De positieve effecten van bekalken zijn voor verschillende ecosystemen aangetoond. Echter, bekalking kent twee risico's: ten eerste bestaat het risico van een overdosering, waardoor de bodem te sterk gebufferd wordt. Het voornaamste bufferingsproces in de bodem is dan niet uitwisseling van kationen (vindt plaats bij pH

4,5- 6,5), maar buffering door het in oplossing gaan van (bi-)carbonaat. Van nature worden heischrale graslanden niet op deze wijze gebufferd en onderzoek heeft aangetoond dat de karakteristieke soorten van het heischrale milieu zich niet goed ontwikkelen op bodems met een te sterke buffering (zie o.a Tyler 1992, Houdijk 1993).

Het tweede risico bestaat in het verhogen van de mineralisatiesnelheid. Onder sterker gebufferde omstandigheden kunnen afbraak- en omzettingsprocessen in de bodem sneller gaan verlopen, waardoor er meer voedingsstoffen beschikbaar komen voor planten. In een ecosysteem dat kenmerkend is voor voedselarme condities, kan een verhoogde beschikbaarheid van voedingsstoffen leiden tot veranderde concurrentie verhoudingen tussen planten en daarmee tot veranderingen in de vegetatie. Bekende voorbeelden hiervan zijn de vergrassing van soortenarme heide en van kalkgraslanden (Bobbink 1991). Theoretisch kan het risico op een verhoogde mineralisatie door bekalking worden gereduceerd door de bekalking toe te passen op geplagde bodems: doordat deze bodems nauwelijks organisch stof bevatten, kunnen er ook geen grote hoeveelheden voedingsstoffen vrijkomen als gevolg van afbraak van organisch materiaal.

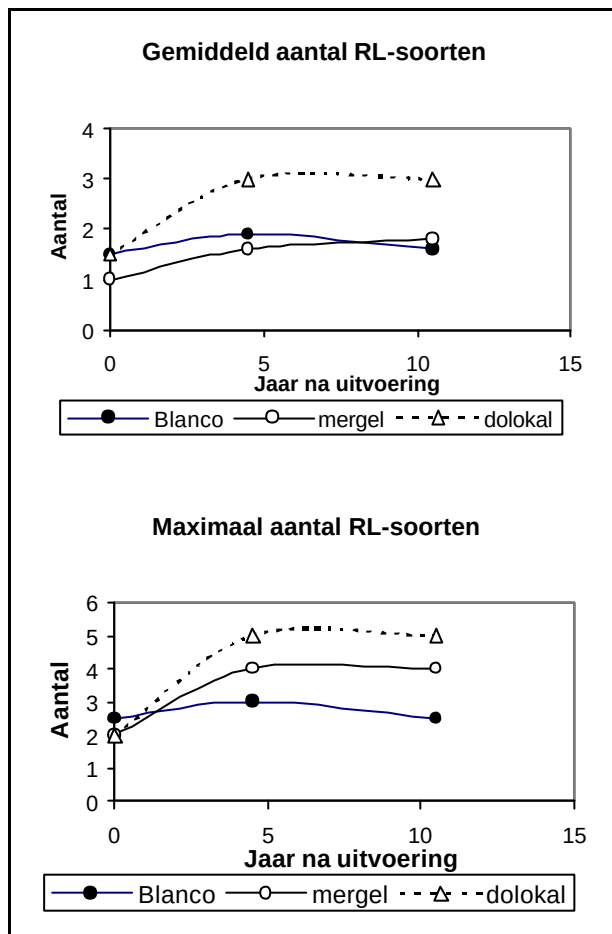
De genoemde risico's geven het belang van de dosering van minerale bufferstoffen in heischrale graslanden aan. Duidelijk is dat getracht moet worden de bodem in de kationuitwisselingsbufferrange te brengen cq. te houden. Daarbij kan als maat worden aangehouden dat de basenverzadiging ongeveer 80% moet zijn. Door het nemen van bodemonsters kan dit voor aanvang van de bekalking worden bepaald. Een te lage dosering heeft tot gevolg dat het effect van de bekalking gering zal zijn en slechts beperkte tijd zal duren. De ervaringen met een lage dosering minerale bufferstoffen (25-200 kg/ha) in de Schaopedobbe maken dit duidelijk: deze hadden nauwelijks enig effect (De Graaf e.a. 1994).

Als vuistregel kan worden aangehouden dat bekalking moet leiden tot een basenverzadiging in de toplaag van de bodem tussen 50-80%. Bij een basenverzadiging van minder dan 25% verdwijnen doelsoorten als Klokjesgentiaan uit de heischrale graslanden (waarneming Jan Roelofs).

4.4.2 Resultaten met bekalking in ongeplagde terreinen

De bekalking heeft er in alle proefvelden toe geleid dat de kenmerkende flora van het zwakzure milieu zich heeft kunnen uitbreiden. Dit proces blijkt ook na 10 jaar nog steeds door te gaan. De uitbreiding geldt zowel voor de algemene soorten als voor de Rode lijstsoorten (zie figuur 4.2). Daarbij moet een belangrijke kanttekening worden gemaakt: er hebben zich in geen van de terreinen nieuwe Rode lijstsoorten gevestigd die niet al in de directe nabijheid van de proefvelden aanwezig waren. Kennelijk vormt de beschikbaarheid van zaad, hetzij in de zaadvoorraad, hetzij door verspreiding, een bottle neck voor herstel (zie ook Bobbink e.a 1998, Bekker e.a. 2002).

Figuur 4.2 Gemiddeld en maximaal aantal Rode lijst soorten dat zich in de ongeplagde terreinen na bekalking heeft gevestigd.



Het toedienen van minerale bufferstoffen heeft in de Schaopedobbe geleid tot een relatieve afname in de bedekking van soorten van een zuurder heidemilieu, zoals bijvoorbeeld Struikheide. Ook leidt bekalking meestal tot een afname van de vergrassing, hetgeen er op duidt dat het gesignaleerde risico op een toegenomen mineralisatie niet optreedt. De bodemchemische gegevens bevestigen dit.

De bodemgegevens onderschrijven de in de vegetatie waargenomen ontwikkeling: bekalking gaat de verzuring tegen (zie o.a. figuur 4.3). In Schaopedobbe wordt de voortschrijdende verzuring die in de onbehandelde proefvelden optreedt verminderd (Arnicaveld) of zelfs omgebogen naar een duidelijke toename in de buffercapaciteit van de bodem.

4.4.3 Resultaten van bekalking in combinatie met plaggen

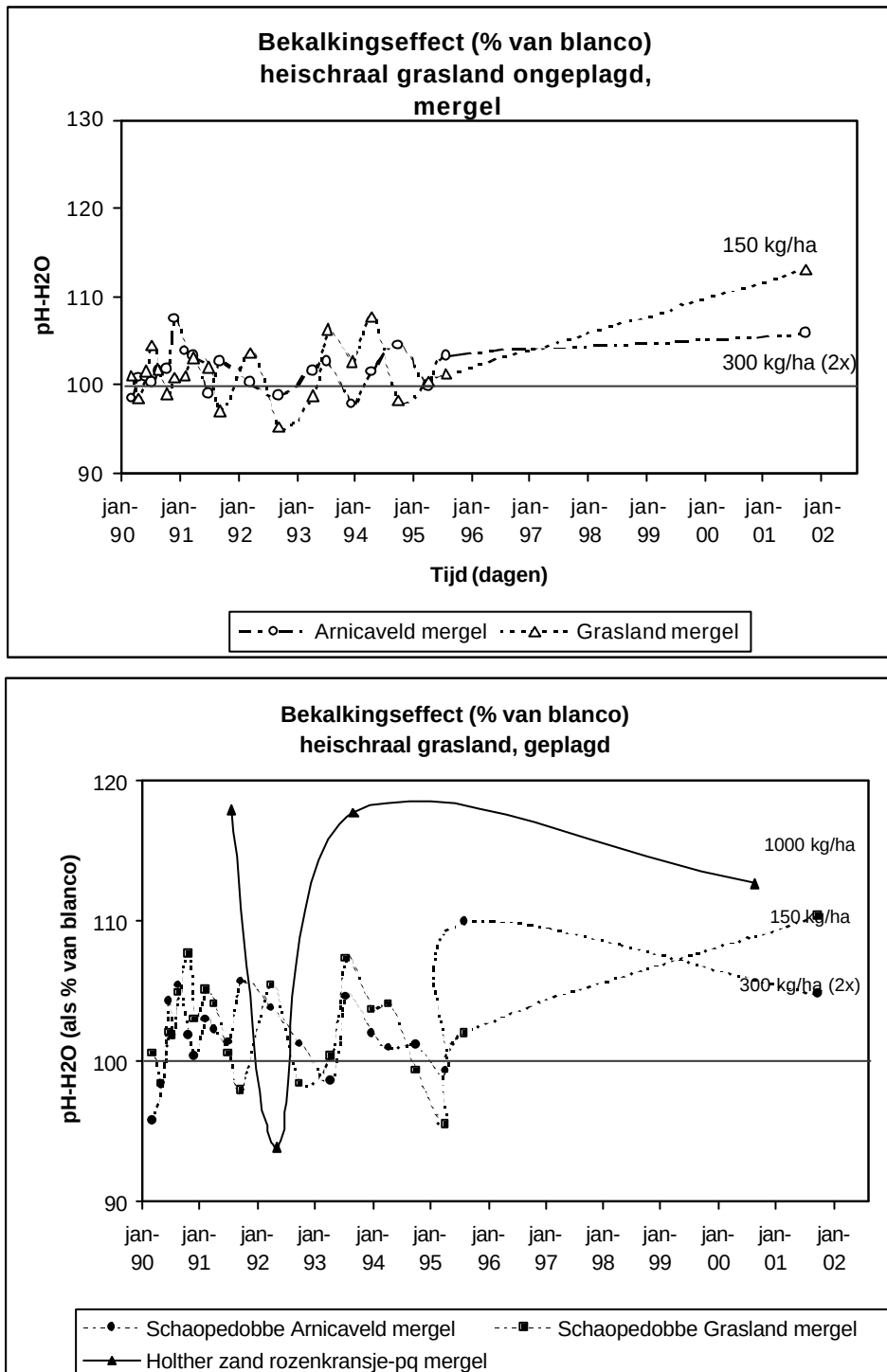
In het algemeen heeft bekalking van de geplagde proefvelden eenzelfde effect als in ongeplagde proefvelden: bekalking vormt een probaat middel tegen de verzuring, waardoor de bodemcondities weer geschikt worden voor de karakteristieke plantensoorten van het heischrale milieu. Evenals in de ongeplagde proefvelden, reageren deze soorten daarop met een toename in zowel het aantal soorten per proefveld als in de bedekking van de groep als geheel. De Rode Lijstsoorten volgen dit beeld.

Sterker nog dan in de ongeplagde proefvelden wordt de vergrassing teruggedrongen, doordat plaggen een groot deel van de stikstofvoorraad afvoert uit de bodem. Zoals verwacht zijn daarbij geen tekenen van een toegenomen mineralisatie waargenomen.

Anders dan in de ongeplagde proefvelden, neemt het effect van de bekalking de laatste jaren af (figuur 4.3). De proefvelden bleken echter niet zuurder te zijn dan de

proefvelden waar geen enkele EGM-maatregel was getroffen, dus in die zin hadden de maatregelen wel effect.

Figuur 4.3 *Bekalkingseffecten in droge, heischrale graslanden: de pH van de proefvelden uitgedrukt als percentage van de pH van de onbekalkte terreinen.*



Waarschijnlijk wordt de herverzuring van de geplagde, bekalkte proefvelden veroorzaakt doordat door plaggen het organisch stofgehalte in de bodem daalt, waardoor de bodem minder mogelijkheden heeft om de minerale bufferstoffen te binden. Een deel zal dan ook uitspoelen naar diepere lagen. Deze resultaten geven

aan dat bekalking van geplagde terreinen eerder herhaald moet worden dan bekalking in ongeplagde heischrale graslanden.

De effecten van de bekalking zijn in o.a. in het Arnicaveld in de Borkeld ook 10 jaar na bekalking nog waarneembaar in de vegetatie. Het lijkt er dan ook op dat de vegetatieontwikkeling de bodemchemie op enige afstand in de tijd volgt. De positieve effecten van bekalking treden eerder op in de bodem dan in de vegetatie, maar nemen ook weer eerder af.

We moeten echter opmerken dat de EGM-bekalkingsexperimenten in de heideterreinen in 1990 erg terughoudend zijn opgezet, in die zin dat er gebruik is gemaakt van zeer lage doses minerale bufferstoffen. De angst dat bekalking zou leiden tot verhoogde mineralisatie gevolgd door vergrassing speelde daarbij een grote rol. De resultaten van de experimenten (o.a. in het Holtherzand waar bekalkt is met 1000 kg/ha) wijzen echter uit dat deze angst ongegrond is. Ook in recente experimenten met catchment liming wijzen uit dat bij bekalking met 1000-2000 kg /ha kalk geen verhoogde mineralisatie wordt waargenomen in de heide (Dorland e.a. in prep.) Wanneer daarbij in aanmerking wordt genomen dat de zure depositie sinds het begin van de jaren negentig van de vorige eeuw is meer dan gehalveerd, wordt aannemelijk dat bekalken in combinatie met plaggen in droge heischrale terreinen een zeer kansrijke maatregel is tegen verzuring. Indien gebruik gemaakt wordt van een dosis van ca. 1000-2000 kg/ha zal de duurzaamheid van de maatregel onder de huidige depositie naar verwachting ca. twintig jaar bedragen.

Ten tweede heeft in de onderzochte terreinen nauwelijks enig vervolgbeheer plaatsgevonden, waardoor de Struikheide op veel locaties is gaan domineren. Dit gaat ten koste van de ontwikkeling van de zwakzure vegetatie. Het belang van een vervolgbeheer (maaïen of begrazen) is na plaggen dan ook cruciaal voor het behoud van de heischrale vegetatie.

4.5 Conclusies

De resultaten van tien tot twaalf jaar monitoring van de effecten van EGM-maatregelen in droge heischrale terreinen maken duidelijk dat zowel tegen eutrofiëring als tegen verzuring een effectief beheer kan worden gevoerd. Plaggen verminderd de vergrassing aanzienlijk en door bekalking kan de verzuring worden teruggedrongen. Recente resultaten van andere bekalkingsexperimenten wijzen uit dat voor bekalking gebruik kan worden gemaakt van een hogere dosis kalk dan in dit onderzoek is gebruikt.

De resultaten maken eveneens de kwetsbaarheid van dit type ecosysteem duidelijk: de karakteristieke soorten die zijn verdwenen uit het terrein keren niet terug. Dit is waarschijnlijk te wijten aan de combinatie van een kort levende zaadvoorraad van deze soorten met het feit dat verspreiding vanuit andere terreinen is door versnippering van het landschap niet optreedt. Hierdoor blijft een volledig, biotisch herstel in een aantal van de onderzochte terreinen uit. Eerder ingrijpen, op het moment dat terreinen achteruitgaan maar nog restpopulaties van karakteristieke soorten herbergen, verdient dan ook aanbeveling.

Het onderzoek van 2001 naar de effecten van plaggen in niet verzuurde heischrale graslanden toont aan dat deze maatregel weliswaar zeer effectief is in het terugdringen van de vergrassing, maar niet zonder een aansluitend maaibeheer kan. Zonder maaïen verworden de onderzochte proefvelden tot een door Struikheide gedomineerde heidevegetatie, waarin niet of nauwelijks plaats is voor karakteristieke soorten van het heischrale milieu.

4.6 Effectiviteit EGM in droog heischraal grasland: samenvattende tabel

	Bekalken en plaggen	Plaggen	Bekalken
Maatregel tegen	Eutrofiëring en verzuring	Eutrofiëring (en verzuring)	Verzuring
Risico's	Toename mineralisatie : vergrassing Te hoge pH: verdwijnen karakteristieke soorten Afvoer zaadbank bij te diep plaggen	Toename verzuring op uitgeloogde bodems en bodems met een klein adsorptiecomplex Afvoer zaadbank bij te diep plaggen	Toename mineralisatie: vergrassing Te hoge pH; verdwijnen karakteristieke soorten
Gebruikte dosis	150 – 1000 kg/ha ¹ Plaggen tot minerale bodem. Echter: hogere dosis (tot ca. 2000 kg) gewenst.	Plaggen tot minerale bodem	150 – 1000 kg/ha ¹
Frequentie	1 – 2x per 10 jaar	Eens per 20 – 30 jaar	1 – 2x per 10 jaar
Effectiviteit abiotiek	Verzuring op korte termijn opgeheven, na 10 jaar herverzuring Eutrofiëring opgeheven	Eutrofiëring opgeheven Soms toename verzuring	Verzuring opgeheven Geen negatieve bijeffecten
Effectiviteit biotiek	Karakteristieke soorten nemen toe in bedekking Afwezige rode lijst/doelsoorten keren niet terug Nog geen negatieve effecten herverzuring	Karakteristieke soorten nemen toe in bedekking Afwezige rode lijst/doelsoorten keren niet terug	Karakteristieke soorten nemen toe in bedekking Geen negatieve bijeffecten Afwezige rode lijst/doelsoorten keren niet terug
Duurzaamheid	Aangetoond: 5-10 jaar; bij hogere dosis en huidige zure depositie waarschijnlijk eens per 20 jaar.	> 10 jaar	> 10 jaar, afhankelijk van gebruikte dosis
Opmerking	Door afwezigheid langlevende zaadbank maatregel toepassen als doelsoorten nog aanwezig zijn Bodem-pH monitoren met frequentie 1x/3 jaar	Door afwezigheid langlevende zaadbank maatregel toepassen als doelsoorten nog aanwezig zijn. Vooronderzoek diepere bodem moet risico's op verzuring aantonen	Door afwezigheid langlevende zaadbank maatregel toepassen als doelsoorten nog aanwezig zijn
Maatregel geslaagd	? – ja	? – ja	? – ja

5 Droge en natte soortenarme, zure heide

5.1 Algemeen

Het kenmerk van dit type ecosysteem is dat er een vrij soortenarme, droge, vochtige of natte heidevegetatie groeit. Vegetatiekundig wordt de droge heide omschreven als de Associatie van Struikheide en Stekelbrem (*GENISTO ANGLICAE – CALLUNETUM*), behorend tot het Verbond van Struikheide en Kruipbrem (*CALLUNO – GENISTION PILOSAE*; Schaminée e.a. 1996). Deze associatie onderscheidt vier subassociaties, waarvan de soortenrijke subsassociatie met Tandjesgras in dit rapport met de droge heischrale graslanden wordt behandeld. De vegetatie van de natte, zure soortenarme heide wordt gerekend tot het Dopheide-verbond (*ERICION TETRALICIS*), specifiek tot de Associatie van Moeraswolfsklauw (*LYCOPODIO – RHYNCHOSPORETUM*) of tot de Associatie van Gewone dophei (*ERICETUM TETRALICIS*; Schaminée e.a. 1965).

De vegetatie is aangepast aan de zure, voedselarme omstandigheden die bij dit type horen. Daarmee heeft verzuring op dit type vegetatie nauwelijks invloed en is eutrofiëring voornaamste reden voor achteruitgang.

Anders dan in sommige heischrale terreinen, die bij aanvang van de experimenten soortgelijke vegetatie kenden, heeft op de proefvelden van het soortenarme type bij weten van de auteurs nooit een soortenrijkere, heischrale vegetatie gestaan.

Het is al jaren bekend dat plaggen een zeer effectieve beheersmaatregel vormt om de effecten van eutrofiëring in dit ecosysteemtype terug te dringen (Anoniem 1988). Andere beheersmethoden om de effecten van eutrofiëring te verminderen zijn maaien, branden en begrazen, maar deze vallen buiten het bestek van dit onderzoek. Het ontwikkelen van nieuwe beheersmethoden voor het bestrijden van eutrofiëring vormt dan ook niet de reden dat dit type ecosysteem in dit onderzoek is opgenomen. De proefvelden van het soortenarme type heide zijn in het onderzoek opgenomen om te bestuderen in hoeverre door het nemen van EGM-maatregelen het oppervlak dat geschikt is voor soortenrijkere heischrale vegetaties kan worden uitgebreid. Dit houdt in dat er, in tegenstelling tot in de andere typen heide, niet wordt gestreefd naar herstel van de oorspronkelijke vegetatie. Men zou dit een zeer milde vorm van natuurontwikkeling kunnen noemen of het herstel van een landschapstype. Feit is dat het doel van de beschreven EGM-maatregelen in dit type heide ligt in de uitbreiding van het areaal voor de meest kwetsbare heidevegetatie in een grootschalig heidelandschap.

De onderzochte proefvelden van dit type (het Heideveld in Schaopedobbe, Veld 1 en het Geplagde veld in de Borkeld en het hooggelegen proefveld in de Gasterse duinen), maken allen deel uit van gebieden waar ook soortenrijkere heischrale vegetaties voorkomen of voorkwamen, zij het niet ter plekke van de proefvelden van dit type. In feite kunnen ook delen van de Bieze, het Breklenkampse veld en van het Verbrande Bos in Staverden tot dit type worden gerekend, maar gezien de opzet van de experimenten is het moeilijk om uit de vegetatie- en bodemontwikkeling conclusies te trekken. De effecten van het herstelbeheer in die terreinen worden besproken in hoofdstuk 3 en hoofdstuk 11 (natte heischrale graslanden).

5.2 Autonome ontwikkeling

De terreindelen waar geen EGM-maatregelen zijn genomen ontwikkelen zich divers. De meeste proefvelden kennen een stabiele bodemcondities, waardoor ook de vegetatie stabiel blijft. Teken van eutrofiëring zijn er niet aangetroffen. Anders ligt dit in het Heideveld in de Schaopedobbe: hier schrijdt de vergrassing voort. Stikstofeutrofiëring is daar een belangrijke factor in, daarbij geholpen door het maaibeheer dat sinds 1990 plaatsvindt. De oorspronkelijke Kraaiheidevegetatie is hier niet tegen bestand en verdwijnt. De vrijgekomen plaatsen blijken snel opgevuld te worden door grassen als Pijpenstrootje. In dit proefveld gaan ook de weinige nog aanwezige heischrale soorten achteruit: dit wordt waarschijnlijk ook veroorzaakt door de vergrassing. Verzuring is in geen van de proefvelden waargenomen.

5.3 Maatregelen tegen eutrofiëring: plaggen

5.3.1 Theorie en uitgangspunten

Zoals gezegd maakt het plaggen van droge heide ten behoeve van het herstel van een Verbond van Struikheide en Kruipbrem geen deel uit van dit onderzoek. Wel zijn delen van dit type vegetatie in Schaopedobbe en de Gasterse duinen geplagd om te zien of dit leidt tot vestiging en uitbreiding van het areaal van zwakzure soorten. Theoretisch is dit mogelijk wanneer voldoende gebufferde bodems, behorend tot de kationuitwisselingsbufferrange, geplagd worden. Het voornaamste risico van plaggen met dit uitgangspunt is dan ook dat de ondergrond niet voldoende bufferend vermogen heeft en dat plaggen leidt tot verzuring (zie ook hoofdstuk 4).

5.3.2 Resultaten

In de geplagde proefgebieden heeft de maatregel nauwelijks uitbreiding van de zwakzure soorten tot gevolg. Deze groep van soorten vestigt zich slechts mondjesmaat in de proefvelden, ondanks het feit dat op enkele meters afstand van de proefvelden nog doelsoorten aanwezig waren. In Schaopedobbe is de oorzaak van het ontbreken van vestiging waarschijnlijk de verzuring: plaggen leidt hier tot nog zuurdere omstandigheden dan voorheen. In de Gasterse duinen is dit niet het geval, maar zijn er aanwijzingen dat plaggen leidt tot te voedselarme bodemcondities. In beide gevallen moet geconcludeerd worden dat alleen het plaggen van zure heide niet leidt tot uitbreiding van de zwakzure heischrale vegetatie. Het is dan ook raadzaam om, wanneer plaggen dit doel dient, voor plaggen op verschillende dieptes in de bodem de buffercapaciteit en voedingsstoffenvoorziening te bepalen. Daarnaast zullen de gewenste soorten vaak geherintroduceerd moeten worden, omdat spontane vestiging door gebrek aan kiemkrachtig zaad niet optreedt.

5.4 Maatregelen om de buffercapaciteit te verhogen: bekalking

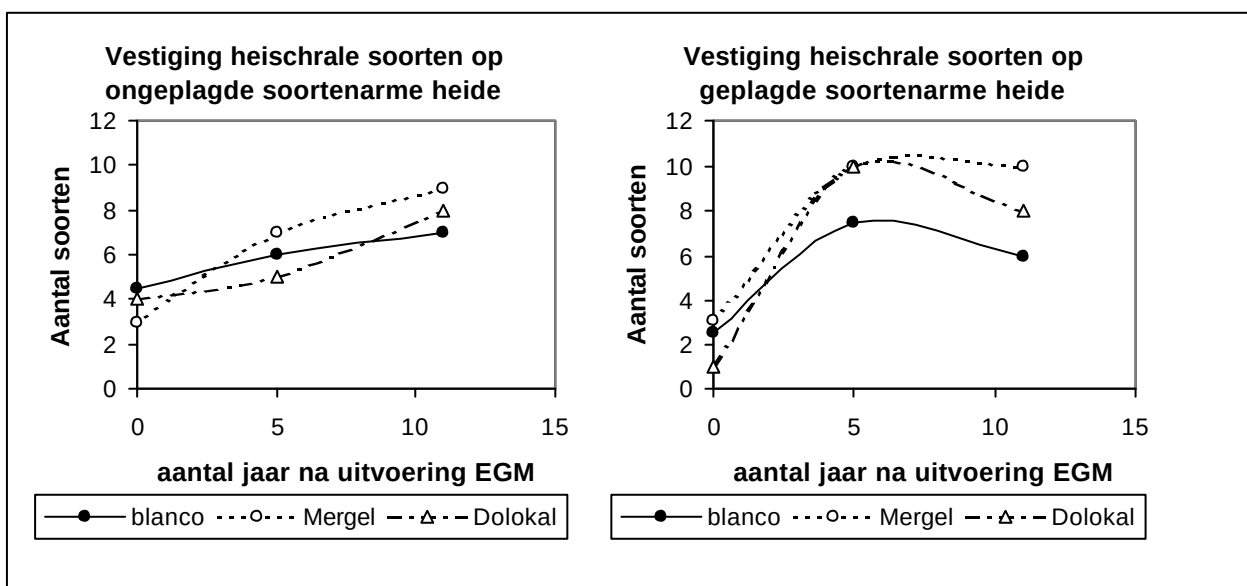
De onderzochte proefvelden van dit type heide bevinden zich op het omslagpunt van kationbuffering naar aluminiumbuffering. Dit houdt in dat de bodemchemische omstandigheden niet geschikt zijn voor vestiging en overleving van heischrale soorten of op vrij korte termijn ongeschikt zullen worden. De gemiddelde pH van deze proefvelden varieert van 4,0 – 4,5 en is daarmee aanmerkelijk lager dan van de heischrale proefvelden.

Om de omstandigheden voor vestiging van de heischrale soorten geschikt te maken zal de bodem dus minder zuur moeten worden. Bekalking is hiervoor in droge terreinen de enige methode. De theorie hierachter en de risico's die aan bekalking zijn verbonden zijn besproken in hoofdstuk 4.

5.4.1 Resultaten

Het bekalken van de ongeplagde heide zorgt ervoor dat kationuitwisseling het belangrijkste bufferende proces in de bodem wordt. Hierdoor worden omstandigheden geschapen waarbij ook soorten van een zwakzuurder heidemilieu zich zouden kunnen vestigen en handhaven. De uitbreiding van deze groep soorten wordt ook waargenomen, zij het in een traag tempo (figuur 5.1). Het gaat daarbij vooral om de vestiging van algemene soorten; Rode lijst soorten vestigen zich slechts mondjesmaat (voornamelijk Kruipbrem en Stekelbrem). Vestiging van zwakzure soorten die binnen het studiegebied niet voorkwamen, is tot op heden niet waargenomen. Kennelijk geldt ook hier dat het ontbreken van kiemkrachtig zaad, hetzij in de zaadvoorraad, hetzij via verspreiding, het succes van de EGM-maatregelen beperkt. In het Heideveld in de Schaopedobbe en in het Geplagde veld in de Borkeld zijn combinatie-experimenten van plagen met bekalken uitgevoerd. De resultaten hiervan zijn evenals in de ongeplagde heide gunstig voor zover het de abiotische omstandigheden betreft: de pH van de bodem stijgt en door het afvoeren van stikstof worden er voedselarmere omstandigheden gecreëerd. Anders dan in de geplagde en bekalkte proefvelden in de heischrale graslanden, houdt het effect van de bekalking gedurende de tien jaar monitoring aan. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de hogere doses minerale bufferstoffen die zijn gebruikt. Negatieve effecten van de bekalking in de vorm van overdosering of een sterkere stikstofmineralisatie zijn niet waargenomen.

Figuur 5.1 Aantal soorten van een zwakgebufferd heidemilieu dat zich ongeplagde en geplagde, voorheen soortenarme heide vestigt.



De vegetatie reageert de eerste jaren na uitvoering van EGM verschillend op de abiotische omstandigheden. In het Heideveld in de Schaopedobbe vestigen zich de soorten van het heischrale milieu vrij snel (figuur 5.1). Grassen als Pijpenstrootje en Bochtige smele keren slechts in lage bedekking terug. Dit geldt niet voor Struikheide: zij keert als dominante soort terug. Door het ontbreken van een vervolgbeheer in de vorm van maaien kan deze soort sterk gaan domineren, ten koste van de heischrale soorten (zie ook hoofdstuk 4). Het gevolg is dat na tien jaar het proefveld weer het karakter heeft van een soortenarme, door Struikheide gedomineerde heide. Voor een succesvolle uitbreiding van het oppervlak heischraal grasland is maaien na plagen en bekalken een voorwaarde.

De vestiging van heischrale soorten in de Borkeld op het Geplagde veld verloopt veel moeizamer. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het ontbreken van deze soorten in de directe omgeving van het proefveld en in de zaadbank.

5.5 Conclusies

In conclusie kan worden gesteld dat het mogelijk is de bodemchemische randvoorwaarden voor vestiging van soorten van een zwakgebufferd milieu in een zuurder heidetype te creëren. Dat lukt met name door het uitvoeren van een combinatie van plaggen en bekalken; door plaggen alleen wordt de bodem te zuur. De vegetatie volgt de abiotiek tot op zekere hoogte: voor zover de beoogde soorten in de directe omgeving van het bekalkte terrein aanwezig zijn, lijkt vestiging geen probleem. Anders is dit wanneer deze soorten ontbreken: dan vestigt zich slechts een zeer klein aantal van de doelsoorten. Voor de vegetatie blijkt de combinatie plaggen en bekalken in dit type heide een duidelijke meerwaarde te hebben: de soorten van het zwakzure milieu keren sneller en in grotere hoeveelheid terug. Voor het behoud van deze nieuwe zwakzure heide en de verdere ontwikkeling tot heischraal grasland is een vervolgbeheer in de vorm van maaien noodzakelijk.

5.6 Effectiviteit EGM in zure, soortenarme heide: samenvattende tabel

	Bekalken en plaggen	Plaggen	Bekalken
Maatregel tegen	Eutrofiëring en verzuring	Eutrofiëring (en verzuring)	Verzuring
Doel	Uitbreiding oppervlak droog heischraal grasland	Uitbreiding oppervlak droog heischraal grasland	Uitbreiding oppervlak droog heischraal grasland
Risico's	Toename mineralisatie: vergrassing Afvoer zaadbank bij te diep plaggen	Toename verzuring op uitgeloopte bodems en bodems met een klein adsorptiecomplex Afvoer zaadbank bij te diep plaggen	Toename mineralisatie: vergrassing Te hoge pH: verdwijnen karakteristieke soorten
Gebruikte dosis	300 – 600 kg/ha ⁻¹ Plaggen tot minerale bodem	Plaggen tot minerale bodem	300 – 600 kg/ha ⁻¹
Frequentie	1 – 2x per 10 jaar	Eens per 20 – 30 jaar	1 – 2x per 10 jaar
Effectiviteit abiotiek	Verzuring en eutrofiëring opgeheven	Eutrofiëring opgeheven, maar toename verzuring	Verzuring opgeheven Geen negatieve bijeffecten
Effectiviteit biotiek	Langzame vestiging zwakzure soorten van een heischraal milieu. Afwezige rode lijst/doelsoorten keren niet terug	Amper vestiging zwakzure soorten van een heischraal milieu. Vegetatie wordt weer droge, zure heide. Afwezige rode lijst/doelsoorten keren niet terug	Langzame vestiging zwakzure soorten van een heischraal milieu. Geen negatieve bijeffecten Afwezige rode lijst/doelsoorten keren niet terug
Duurzaamheid	> 10 jaar	> 10 jaar	> 10 jaar, afhankelijk van gebruikte dosis
Opmerking	Door afwezigheid langlevende zaadbank maatregel toepassen als doelsoorten nog aanwezig zijn. Maaien of begrazen als vervolgbeheer is nodig Bodem-pH monitoren met frequentie 1x/3 jaar	Vooronderzoek diepere bodem moet risico's op verzuring aantonen	Door afwezigheid langlevende zaadbank maatregel toepassen als doelsoorten nog aanwezig zijn. Maaien of begrazen als vervolgbeheer is nodig.
Maatregel geslaagd	? - ja	Nee	Nee

6 Rivierduingraslanden

6.1 Algemeen

Rivierduingraslanden zijn bloemrijke graslanden van kalkhoudende, lichte gronden in het rivierengebied. De graslanden ontwikkelen zich op droge, zonnige plaatsen; vaak zijn dit de zuidhellingen van rivierdijken of van oude oeverwallen. Hoewel vaak hooggelegen in de uiterwaard, werden de graslanden oorspronkelijk in de winter overstroomd. De rivierduingraslanden kennen grote diversiteit aan hogere planten: zo'n 7,5 % van de Nederlandse flora (ongeveer 100 soorten) komt voor op de stroomdalgraslanden in de het rivierengebied (Van Dijk e.a. 1984). De graslanden worden van oudsher extensief beweide (Bal e.a. 2001, Schaminée e.a. 1996, Blom 2003).

De vegetatie van de graslanden wordt gerekend tot de volgende planten gemeenschappen:

- Associatie van Schapegras en tijm (FESTUCO – THYMETUM SERPYLLI).
- Associatie van Vetkruid en Tijm (SEDO -THYMETUM PULEGIOIDES).
- Associatie van Sikkkelklaver en Zachte haver (MEDICAGINI – AVENETUM PUBESCENTIS).
- Glanshaver-associatie, subassociatie met Sikkkelklaver (ARRHENATHERETUM ELATIORIS, SUBASS. MEDICAGINETOSUM FALCATAE).
- Glanshaver-associatie, subassociatie met Gewone veldbies (ARRHENATHERETUM ELATIORIS, SUBASS. LUZULETOSUM CAMPESTRIS).
- Kamgrasweide, typische subassociatie (LOLIO – CYNOSURETUM SUBASS. TYPICUM).
- Kamgrasweide, subassociatie met Ruige weegbree (LOLIO – CYNOSURETUM SUBASS. PLANTAGINETOSUM MEDIAE).

In het kader van het Effectgerichte maatregelen-project is de effectiviteit van plagen als maatregelen tegen eutrofiëring uitgetest. Dit is gebeurd in twee terreinen: de Broekse Wielen en de Oeffelter Meent. De rivierduingraslandvegetatie van deze terreinen wordt gerekend tot de associatie van Schapegras en Tijm. De beschrijving van de effecten van de maatregelen op rivierduingraslanden beperkt zich daarmee tot de bovengenoemde vegetatietypen en is niet algemeen geldend voor rivierduingraslanden.

Rivierduingraslanden zijn veelal sterker gebufferd dan de heischrale graslanden; de voornaamste bufferprocessen zijn kationuitwisseling en buffering door carbonaten. In de onderzochte graslanden varieerde de pH van 4,4 tot 8. Dat daarbij grote verschillen kunnen optreden tussen de graslanden wordt treffend geïllustreerd door de onderzochte terreinen: in de Broekse Wielen was de pH gemiddeld anderhalve eenheid lager dan in de Oeffelter Meent (resp. 4,5 en 6).

De buffercapaciteit van de graslanden werd oorspronkelijk op peil gehouden door overstroming met kalkrijk rivierwater. Daarbij werd ook jong bodemmateriaal afgezet. Tegenwoordig treedt overstroming in een aantal graslanden niet of minder frequent op. De oorzaak hiervan is gelegen in de normalisatie van de rivieren en in de bedijking, waardoor oorspronkelijk buitendijks gelegen graslanden nu binnendijks liggen. Dit zal ertoe leiden dat deze graslanden op termijn zullen verzuren.

De graslanden zijn van oorsprong voedselarm; echter door overstroming met voedselrijk of sulfatrijk rivierwater (Verhoeven e.a. 1998) en door atmosferische

depositie van stikstof kan er eutrofiëring optreden. Hierdoor gaan de karakteristieke soorten van schrale omstandigheden achteruit, terwijl de abundantie van grassen en kruiden van een voedselrijker milieu toeneemt. Een dergelijke verandering in de vegetatiesamenstelling is waargenomen in de Associatie van Sikkelklaver en Zachte haver in de periode 1970-1990 (Schaminée e.a 2002).

6.2 Autonome ontwikkeling

In de ongeplagde delen van de onderzochte terreinen zijn in de periode 1990 – 2001 geen tekenen van verzuring waargenomen. Dit geldt zowel voor de bodem als voor de vegetatie. Wat betreft de eutrofiëring is het beeld minder eenduidig: in de bodem werd geen duidelijk trend waargenomen die duidde op vermesting door stikstof. Evenmin was er sprake van een afname van het aantal karakteristieke plantensoorten van schrale bodems. Daarentegen is er wel een toename geconstateerd in het aantal soorten van voedselrijkere milieus.

6.3 Maatregelen tegen eutrofiëring: plaggen

6.3.1 Theorie en uitgangspunten

Rivierduingraslanden werden van oudsher extensief begraasd. Echter, door de toegenomen stikstofdepositie, verruigen de terreinen ondanks de begrazing. Aanvullend beheer is dus noodzakelijk om de kwaliteiten van de terreinen te behouden. Omdat plaggen als maatregelen tegen de eutrofiëring zeer effectief is in andere terreinen werd deze maatregel uitgetest in rivierduingraslanden.

Plaggen heeft in rivierduingraslanden maar een beperkt risico: verzuring als gevolg van plaggen is minder opportuun, omdat de bodems vaak kalkhoudend zijn en daarmee sterker gebufferd zijn dan die van de heischrale graslanden. Plaggen van hellingen van oeverwallen en kaden kan echter leiden tot instabiliteit van de wal/kade. Hierdoor is tijdens een overstroming in de Oeffelter Meent een deel van de geplagde zomerkade weggeslagen.

6.3.2 Resultaten van plaggen in rivierduingraslanden

De resultaten van plaggen verschillen per terrein en lijken afhankelijk te zijn van de plagdiepte.

In de Oeffelter Meent zijn de resultaten zeer gunstig: door te plaggen is de bodem aanzienlijk verschaald. Als gevolg hiervan heeft zich op de plagplaatsen een diverse vegetatie gevestigd, waarin zowel het aantal als de bedekking van plantensoorten van een schraal milieu is toegenomen t.o.v. deze factoren op de ongeplagde delen. Daarentegen is het aantal en/of de bedekking van soorten van voedselrijke bodems op de plagplaatsen lager dan voorheen.

In de Broekse Wielen is te ondiep geplagd, waardoor de verwijdering van stikstof en fosfaat te gering was (zie ook De Graaf e.a. 1994). Hierdoor is anno 2001 een deel van de plagstroken weer vergrast en is de beoogde uitbreiding van soorten van zwakgebufferde, schrale bodems uitgebleven.

Met name de graslanden in de Oeffelter Meent zijn zeer rijk aan soorten. Plaggen heeft de soortenrijkdom van beide terreinen verhoogd, een effect dat ook in 2001 nog aan houdt. In beide terreinen zijn de meeste soorten na plaggen teruggekeerd. Dit geldt ook voor de Rode lijst soorten Kamgras (in de Oeffelter Meent) en Wilde tijm (in de Broekse Wielen). Daarnaast heeft zich op de plagstroken een aantal nieuwe soorten gevestigd. De soortenrijkdom van de terreinen was het hoogst in 1995 en is sindsdien iets teruggelopen. De oorzaak hiervan is gelegen in het feit dat de typische pioniervegetatie sinds 1995 met het dichtgroeien van de plagstroken is verdwenen.

In de Oeffelter Meent werd duidelijk dat plaggen tot vermindering van de verzuring kan leiden. Door het plaggen wordt de zure toplaag verwijderd en komt er minder verweert bodemmateriaal aan de oppervlakte.

Concluderend kan gesteld worden dat de resultaten van plaggen afhankelijk zijn van de hoeveelheid voedingsstoffen die is verwijderd. Wanneer diep genoeg wordt geplagd, is plaggen een succesvolle maatregel in het verminderen van de effecten van eutrofiëring. Plaggen heeft in de te ondiep geplagde Broekse Wielen niet geleid tot een verdere achteruitgang van de vegetatie. Andere negatieve neveneffecten van plaggen zijn evenmin waargenomen.

Hoewel twee terreinen te weinig zijn om algemene conclusies te kunnen trekken over de effectiviteit van plaggen in rivierduingraslanden, tonen de resultaten wel duidelijk aan dat de risico's van plaggen in rivierduingraslanden gering zijn. Dit vormt een belangrijke reden om plaggen als EGM-maatregel aan te bevelen in dit type ecosysteem. Wel verdient het sterke aanbeveling de maatregel voor meer typen rivierduingraslanden te onderzoeken en daarin ook de effecten van plaggen op de fauna, o.a. op de karakteristieke mieren en mierenbulten, mee te nemen.

6.4 Effectiviteit van plaggen in rivierduingraslanden: samenvattende tabel

	Plaggen
Maatregel tegen Risico's	Eutrofiëring Toename verzuring op uitgeloogde bodems en bodems met een klein adsorptiecomplex Afvoer zaadbank bij te diep plaggen
Gebruikte dosis	Plaggen tot minerale bodem
Frequentie	Onbekend
Effectiviteit abiotiek	Eutrofiëring opgeheven, daarnaast neemt de verzuring af
Effectiviteit biotiek	Positief, maar sterk afhankelijk van de diepte van plaggen. Soorten keren vrijwel allemaal terug, ook vestiging van nieuwe soorten.
Duurzaamheid	mits diep genoeg geplagd > 10 jaar
Opmerking	Onderzoek naar de effecten op de fauna (mieren) is gewenst
Maatregel geslaagd	Ja

7 Conclusies en aanbevelingen

7.1 Conclusies

In de periode 1989 tot 1991 zijn in een aantal heischrale graslanden, heiden en rivierduingraslanden nieuwe beheermaatregelen uitgevoerd ter bestrijding van de verzuring, vermesting en/of verdroging. Dit is gebeurd in in het kader van de regeling Effectgerichte Maatregelen in natuurterreinen, die sinds 1993 is opgenomen in het Overlevingsplan Bos en Natuur. De ontwikkeling van vegetatie en bodem van deze zogeheten referentieprojecten is tot 1996 nauwlettend gevolgd. Heide en heischrale graslanden zijn voedselarme ecosystemen waarin de vegetatieontwikkeling zeer langzaam verloopt. De ontwikkeling op de langere termijn geeft meer inzicht in de duurzaamheid en effectiviteit van de maatregelen. Daarom is in 2001 het onderzoek herhaald in bijna alle terreinen waar rond 1990 EGM-maatregelen zijn uitgevoerd. De wijze van monitoring van vegetatie en bodem is dezelfde als in destijds is gebruikt.

De terreinen of delen van terreinen zijn ingedeeld in vier groepen, te weten:

- Natte heischrale graslanden.
- Droge heischrale graslanden.
- Droge en natte, zure, soortenarme heide.
- Rivierduingraslanden.

De geteste EGM-maatregelen zijn:

- Ter bestrijding van de verzuring: bekalken, ingrepen in de lokale hydrologie en het aanbrengen van leem. Deze maatregelen zijn vrijwel steeds uitgevoerd in combinatie met plaggen.
- Ter bestrijding van de eutrofiëring: plaggen.
- Ter bestrijding van de verdroging: ingrepen in de lokale hydrologie.

De belangrijkste conclusie van het onderzoek in 2001 is dat de EGM-maatregelen in 2001 nog steeds een positief effect hebben. In vergelijking met niet behandelde terreindelen of met de uitgangssituatie, zijn de terreinen soortenrijker, herbergen ze meer Rode lijstsoorten en zijn ze minder vergrast. In de bodem is als gevolg van de maatregelen de buffercapaciteit gestegen en de voedselrijkdom, met name van stikstof, afgenomen. Vanzelfsprekend zijn de resultaten afhankelijk van de beginsituatie, de oorzaak en mate van achteruitgang en de gebruikte maatregelen. Duidelijk is echter dat de maatregelen zonder uitzondering hebben geleid tot het herstel van de abiotische omstandigheden waaronder zich de bijbehorende karakteristieke vegetatie zou moeten kunnen ontwikkelen. In veel gevallen is dit ook gebeurd.

Het onderzoek toont echter ook duidelijk aan dat het herstel van de abiotiek niet automatisch leidt tot het volledige herstel van de ecosystemen. Met name in de droge heischrale graslanden keren soorten, die al voor uitvoering van de maatregelen waren verdwenen, niet terug. Het knelpunt is de beschikbaarheid van kiemkrachtig zaad: veel van de doelsoorten vormt geen langlevende zaadvoorraad en heeft daarnaast een slecht verspreidingsvermogen. Deze combinatie van eigenschappen zorgt ervoor dat soorten die uit de terreinen zijn verdwenen niet van zelf terugkeren. Daarnaast kan het ontbreken van specifieke mycorrhiza's een probleem vormen voor het herstel

van de vegetaties in geplagde terreinen. Veel plantensoorten zijn afhankelijk van mycorrhiza's. Dit knelpunt is vooral van belang in het geplagde terreinen, waar mycorrhiza-afhankelijke plantensoorten zich moeilijk zullen vestigen (persoonlijke communicatie Leon van de Berg). Na enige tijd koloniseren de mycorrhiza's het terrein echter weer.

Ook in natte heischrale graslanden en rivierduingraslanden vestigen zich alleen karakteristieke (Rode lijst-)soorten die voor uitvoering in het terrein aanwezig waren of die in de directe omgeving van het terrein groeien. Echter, indien de abiotische omstandigheden goed zijn, volgt na vestiging een goede vegetatieontwikkeling. Het onderzoek uit 2001 maakt duidelijk dat vestiging van soorten soms lang (8 tot 10 jaar) op zich kan laten wachten.

Voor alle terreintypen geldt dat vrijwel alle plantensoorten die zich eenmaal gevestigd hebben daar tot 2001 blijven, met uitzondering van typische pioniers. Voor het behoud van soorten is dit een belangrijke conclusie; immers vestiging vanuit de zaadvoorraad gevolgd door het afsterven van planten zonder eerst nieuw zaad te zetten, leidt tot verlies aan soorten binnen het terrein. Dit is tot op heden niet opgetreden binnen de onderzochte terreinen.

De positieve effecten van maatregelen op de bodemchemie duren tot 2001 voort. Een belangrijke uitzondering hierop wordt gevormd door:

- De combinatie plaggen en bekalken: het effect van de bekalking op de pH en basenverzadiging is in de periode 1995 – 2001 duidelijk afgenomen. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat met plaggen een belangrijk deel van het adsorptiecomplex is verwijderd, waardoor kalk is uitgespoeld naar diepere lagen.
- Ook bij het aanbrengen van leem in natte heischrale graslanden moet een geregelde monitoring uitwijzen hoelang het effect van leem blijft standhouden. Door verspoeling en uitspoeling van het aangebrachte leem neemt het bufferend effect af, maar is het nog wel aanwezig. Dit blijkt uit de resultaten in de Leemputten.
- Plaggen in droge heischrale graslanden waarbij het adsorptiecomplex in de bodem in belangrijke mate wordt gevormd door organische stof. Hier treedt na een aantal jaar verzuring op, door gebrek aan een adsorptiecomplex.

Het onderzoek van 2001 toont aan dat het positieve effect van de EGM-maatregelen minstens tien jaar aanhoudt. Hoelang de maatregelen uiteindelijk effectief zijn kan op dit moment niet worden vastgesteld. Het is de verwachting dat, als gevolg van de afname van verzurende en eutrofiërende depositie, het effect van EGM in de toekomst langer zal aanhouden.

Aanvullend beheer

De lange termijn monitoring heeft het belang van aanvullend regulier beheer onomwonden aangetoond. Het uitblijven van een regulier beheer (maaïen of begrazen) kan ertoe leiden dat het positieve effect van de EGM-ingrepen alsnog teniet wordt gedaan. Dit geldt met name in de (droge) heischrale graslanden. Vijf tot tien jaar na plaggen gaat Struikheide zo hard groeien dat zij de karakteristieke kruidachtige soorten kan een zwakgebufferd milieu kan wegconcurreren. Met name in de heischrale terreinen houdt dit een groot risico in, omdat de kenmerkende soorten van dit milieu slechts een zeer kortlevende zaadvoorraad vormen (<5 jaar). Wanneer na EGM een groot deel van het zaad kiemt en vervolgens de planten verdwijnen door concurrentie voordat zij zaad zetten, kan dit leiden tot het verlies van de zaadvoorraad en daarmee van soorten.

In het Verbrande Bos te Staverden werd duidelijk dat er dilemma's kunnen optreden bij de vraag of en hoe het vervolgbeheer er uit zou moeten zien. Dit natte heischrale graslanden kent plaatsen met flinke hoogveenvorming. Het is de hypothese dat deze ontwikkeling zich voort zal zetten zonder aanvullend beheer. Wanneer het terrein gemaaid zou worden, zou er meer ruimte ontstaan voor kruidachtigen. De vegetatie

zal zich in dat geval waarschijnlijk ontwikkelen tot een zeer soortenrijk nat heischraal grasland of tot een blauwgrasland.

7.2 Vuistregels voor het beheer

1. Effectgerichte maatregelen werken, dus gebruik ze. Dit rapport wijst uit dat het positieve effect van de herstelmaatregelen over een lange periode voortduurt. Negatieve bijwerkingen zijn nauwelijks geconstateerd.
2. Laat de herstelmaatregel aansluiten bij de oorzaak van achteruitgang: bestrijd verzuring met maatregelen die de buffering herstellen, eutrofiering met maatregelen die het overtollig stikstof afvoeren en verdroging door de lokale hydrologie te herstellen (zie hoofdstuk 3 tot en met 6). Het lijkt een open deur maar is cruciaal voor herstel.
3. Neem de herstelmaatregelen zodra het terrein tekenen van achteruitgang vertoont. Dit geldt met name in terreinen die nog een soortenrijke flora kennen. De aanwezigheid van vitaal zaad in de zaadvoorraad of in de directe omgeving van het terrein zijn cruciaal voor de vestiging van veel plantensoorten (zie hoofdstuk 3 en 4).
4. Spaar restpopulaties, deze kunnen als zaadbron dienen. In droge terreinen: plag bij voorkeur ten noordoosten van de restpopulatie, in verband met de verspreiding van zaad met de zuidwesten winden.
5. Plag kleinschalig; dit is met name van belang voor de fauna.
6. Profielboringen veel duidelijkheid geven over de optimale plagdiepte:
 - Bepaal N- en P-gehalten om de dikte van de voedselrijke laag te bepalen;
 - In droge heischrale graslanden en soortenrijke heide: bepaal de CEC in verband met de kans op verzuring. De buffercapaciteit van sommige bodems is gering en plagen leidt dan, zonder bekalking, tot verzuring (hoofdstuk 4). Een CEC-bepaling kan tegelijkertijd worden uitgevoerd met een analyse voor zware metalen. Deze laatste wordt regelmatig uitgevoerd i.v.m. de afvoer van plagsel.
 - Wanneer er geen restpopulaties zijn kan een analyse van de zaadvoorraad zinvol zijn. Dit geeft tevens inzicht in bodemlagen met veel Pitrus. Aangeraden wordt om dieper te plagen dan de laag rijk aan Pitrus (hoofdstuk 4).
7. Verzuurde droge heischrale graslanden en soortenrijke heide kunnen worden hersteld door middel van bekalking. Wij adviseren tot 50% van de basenverzadiging te bekalken of 2000 kg/ha. Dolokal (calcium en magnesium bevattende kalk) of een mengsel van dolokal en mergel biedt het meeste perspectief. Een mengsel van fijn- en grofkorrelig materiaal heeft het voordeel van een snelle en maar ook langdurige werking (hoofdstuk 4 en hoofdstuk 11).
8. De combinatie van plagen en bekalken in droge heischrale graslanden ter bestrijding van de verzuring heeft met name tijdens de eerste jaren veel voordelen. Echter, er bestaat een reëel risico op herverzuring bij gebruik van een lage dosis (< 1000 kg/ha). Een regelmatige monitoring (ca. eens per 3 jaar vanaf 5 jaar na uitvoering) van de bodem-pH geeft hier inzicht in, zodat er tijdig opnieuw bekalkt kan worden (hoofdstuk 4).
9. Verzuurde natte heischrale graslanden met leemputten of leem aan de oppervlakte, hebben baat bij het opnieuw aanbrengen van een bufferende leemlaag. Gebruik leem uit het gebied of uit een nabij gelegen terrein in verband met het zaad dat in het leem zit (hoofdstuk 3).
10. Het herstel van de terreinen stopt niet bij het nemen van herstelmaatregelen. Regulier beheer blijft nodig, zeker in de graslanden. Zonder maaï- of begrazingsbeheer kan ook heide de doelsoorten wegconcurreren (hoofdstuk 3 en 4).
11. Geëutrofieerde rivierduingraslanden kunnen worden hersteld door te plagen (hoofdstuk 6). Plag zomerdijken en kaden echter niet dwars op de stroomrichting; de kaden kunnen door plagen zoveel verzwakken dat zij bij hoog water (gedeeltelijk) wegslaan.

7.3 Aanbevelingen voor het beleid

Dit project gaat over herstelbeheer; het toont duidelijk aan dat effectgerichte maatregelen zinvol zijn en er goed in slagen de juiste abiotische omstandigheden te creëren voor diverse typen heide en schraalgraslanden. De flora reageert daar goed op en in veel terreinen zijn waardevolle vegetatietypen hersteld. Echter, zeldzame karakteristieke plantensoorten die meer dan twee jaar voordat maatregelen genomen werden, uit de terreinen waren verdwenen en evenmin in de directe omgeving stonden, keerden niet in de herstelde gebieden terug. Daarmee toont dit rapport zeer duidelijk aan dat het behoud van waardevolle ecosystemen voorop moet staan.

Uitbreiding van het areaal heischraal grasland door aangrenzende, van oorsprong zure, soortenarme heide te bufferen, is moeilijk. De maatregelen slagen er in de goede abiotische omstandigheden te creëren maar door afwezigheid van zaad verloopt de vegetatieontwikkeling (nog) niet richting heischraal grasland. Het gebrek aan zaad van doelsoorten is hier waarschijnlijk de oorzaak van.

8 Literatuur

- Aerts, R. & Heil, G.W. (1993): *Hetahlands: patterns and processes in a changing environment*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Achermann, B. & Bobbink, R. (2003): *Empirical critical loads for nitrogen*. Proceedings, Expert workshop Berne, 11-13 november 2002.
- Atkinson, C.J. (1985): Nitrogen acquisition in four co-existing species from an upland acidic grassland. *Physiologia Plantarum* **63**: 375-387.
- Aptroot, A, Boom, van den P., Van dooven, H.F., Van Herh, C.M., Ketner-Oostra, R., Kooijman, A.M., Kortselius, M.J.H., Van Melick, H.M.H., Siebel, H., & Van Tooren, B.F. (1997): *Mossen en korstmossen*. In: Vereniging Flora en Fauna, 1997. Jaarboek Natuur 1997, De winst- en verliesrekening van de Nederlandse natuur. KNNV Uitgeverij, Utrecht/VOFF, Wageningen.
- Aptroot, A. & Van Herk, C., (1994.): *Veldgids korstmossen*. Uitgeverij KNNV, Utrecht.
- Bal, D., Beije, H.M., Fellingier, M., Haveman, R., van Opstal, A.J.F.M. & van Zadelhoff, F.J. (2001): *Handboek natuurdoeltypen. Tweede, geheel herziene versie*. Rapport Expertisecentrum LNV nr 2001/020, Wageningen.
- Bekker, R.M. & Lammerts, E.J. (2000): Naar een rode lijst met Groene Stip voor hogere planten in Nederland. Eindrapport 1^e en 2^e fase. Informatie- en KennisCentrum Natuurbeheer, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.
- Bekker, R.M., Strykstra, R.J., Schaminée, J.H.J., Henneskens, S.M. (2002): Zaadvoorraad en herintroductie: achtergronden, spectra van plantengemeenschappen en voorbeelden uit de praktijk. *Stratiotes* **24**: 27-48.
- Berendse, F. (1990): Organic matter accumulation and nitrogen mineralization during secondary succession in heathland ecosystems. *Journal of Ecology* **78**: 413-427.
- Blom, C. (2003): *Droge stroomdalgraslanden: ecologie, achteruitgang en beheer*. Scriptie, Vakgroep Landschapsecologie, Universiteit Utrecht.
- Bobbink, R. 1991. Effects of nutrient enrichment in Dutch chalk grasslands. *J. of Applied Ecology* **28**: 28-41.
- Bobbink, R., De Graaf, M.C.C., Roelofs, J.G.M. & Van der Ven, P.J.M. (1996): *Vervolgonderzoek naar de knelpunten bij effectgerichte maatregelen tegen verzuring en verdroging in droge en vochtige heischrale milieus*. Werkgroep Milieubiologie, Vakgroep Oecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen.
- Bobbink, R., De Graaf, M.C.C., Verheggen, G.M. & Roelofs, J.G.M. (1998): Heeft het heischrale milieu in Nederland nog toekomst? In: Bobbink, R, Roelofs, J.G.M. & Tomassen, H.B.M. (red.): *Effectgerichte maatregelen en behoud van biodiversiteit in Nederland*. Proc. Symp. K.U. Nijmegen.

- Bobbink, R., Hornung, M. & Roelofs, J.G.M. (1998): The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* **86**: 717-738.
- Bobbink, R., Ashmore, M., Braun, S., Flückiger, W. & I.J.J. Van den Wyngaert (2003): Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In Achermann, B. & Bobbink, R. *Empirical Critical loads for Nitrogen*. Proceedings Expert Workshop Berne, 11-13 november 2002. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL).
- Bokeloh, D.J. & Van Zanten, I. (1992): Valkruid in Drenthe. Inventarisatie – ecologie – beheer. LB&P, Beilen
- Boschloo, T. (1982): Bodem en grondwater in de Bergvennen. Stichting het Overijssels Landschap.
- Brouwer, E. (2002): *Handleiding NM-EKS veenweidegebieden*. IPTS en Vereniging Natuurmonumenten 's Gravehage.
- Brouwer, E., Backx, H. & Roelofs, J.G.M. (2001): Nutrient requirements of ephemeral plant species from wet, mesotrophic soils. *Journal of Vegetation Science* **12**: 319-326.
- Cals, M.J.R. & Roelofs, J.G.M. (1990): *Prae-advies effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in matig mineraalrijke heide- en schraallanden*. Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie, Katholieke Universiteit Nijmegen.
- Carroll, J.A., Caporn, S.J.M., Cowley, L., Read, D.J. & Lee, J.A. (1999): The effect of increased deposition of atmospheric nitrogen on *Calluna vulgaris* in upland Britain. *New Phytologist* **141**: 423-431.
- De Graaf, M.C.C., Verbeek, P.J.M., Cals, M.J.R. & Roelofs, J.G.M. (1994): Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring van matig mineraalrijke heide en schraallanden. Eindrapport monitoringsprogramma eerste fase. Vakgroep Oecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen.
- De Graaf, M.C.C., De Graaf, M.C.C., Bobbink, R., Verbeek, P.J.M., & Roelofs, J.G.M. (1997): Aluminium toxicity and tolerance in three heathland species. *Water Air and Soil Pollution* **98**: 228-239.
- De Graaf, M.C.C., Bobbink, R., Roelofs, J.G.M., & Verbeek, P.J.M (1998a): Differential effects of ammonium and nitrate on three heathland species. *Plant Ecology* **135**: 185-196.
- De Graaf, M.C.C., Verbeek, P.J.M., Bobbink, R. & Roelofs, J.G.M. (1998b): Restoration of species-rich dry heaths: the importance of appropriate soil conditions *Acta Botanica Neerlandica* **47**: 89 – 113.
- De Graaf, M.C.C. (2000): *Exploring the calcicole – calcifuge gradient in heathlands*. Proefschrift Katholieke Universiteit Nijmegen.
- Diemont, W.H. & Oude Voshaar, J.H. (1994): Effects of climate and management on the productivity of Dutch heathlands. *J. of appl. Ecol.* **31**:709-716.
- Dorland, E., Bobbink, R., Brouwer, E., Peters, C.J.H., Van der Ven, P.J.M., Vergeer, Ph., Verheggen, G.M. & Roelofs, J.G.M. (2000): *Herintroductie en bekalking in zijn gebied. Aanvulling bij effectgerichte maatregelen tegen eutrofiëring en verzuring in heischrale milieus*. Leerstoelgroep Landschapsecologie, Universiteit Utrecht en Afdeling Aquatische Oecologie en Milieubiologie, Katholieke Universiteit Nijmegen.

Dorland, E., Bobbink, R., Messelink, J.H. & Verhoeven, J.T.A. (2003): Soil ammonium accumulation after sod cutting hampers the restoration of degraded wet heathlands. *J. of Applied Ecology* **40**: 804-814.

Dorland, E., Van den Berg, L.J.L., Van de Berg, A.J., Vermeer, M.L., Roelofs, J.G.M. & Bobbink, R. (2004): The effects of sod cutting and additional liming on potential net nitrification in heathland soils. *Plant and Soil*.

Dorland, E., L.J.L. van den Berg, Brouwer, E., Roelofs, J.G.M. & Bobbink, R. (in voorbereiding): Catchment liming to restore degraded, acidified heathlands and moorland pools.

Dueck, T.A. & Elderson, J. (1992): Influence of NH_3 and SO_2 on the growth and competitive ability of *Arnica montana* L. and *Viola canina* L.. *New Phytologist* **122**: 507-514.

Falkengren-Grerup, U. (1995): Interspecies differences in the preference of ammonium and nitrate in vascular plants. *Oecologia* **102**:305-311.

Fennema, F. (1992): SO_2 and NH_3 deposition as possible causes for the extinction of *Arnica montana* L. *Water, air and soil pollution* **62**: 325-336.

Gigon, A. & Rorison, I.H. (1972): The response of some ecologically distinct plant species to nitrate- and to ammonium-nitrogen. *Journal of Ecology* **60**: 93-102.

Gimingham C.H. (1972): *Ecology of heathlands*. Chapman and Hall, London.

Hackett, C. (1965): Ecological aspects of the nutrition of *Deschampsia flexuosa*(L.) Trin. II. The effects of Al, Ca, Fe, K, Mn, P and pH on the growth of seedlings and established plants *Journal of Ecology* **35**: 299-314.

Houdijk, A.L.F.M. (1993): *Atmospheric ammonium deposition and the nutritional balance of terrestrial ecosystems*. Proefschrift Katholieke Universiteit Nijmegen.

Houdijk, A.L.F.M., Verbeek, P.J.M., Van Dijk, H.D.G. & Roelofs, J.G.M. (1993): Distribution and decline of endangered herbaceous heathland species in relation to the chemical composition of the soil. *Plant and Soil* **148**: 137-143.

Jansen, A.J.M., De Graaf, M.C.C. & Roelofs, J.G.M. (1996): The restoration of species-rich heathland communities in the Netherlands. *Vegetatio* **126**: 73-88.

Jansen, A.J.M. (2000): *Hydrology and restoration of wet heathland and fen meadow communities*. Proefschrift University Groningen, The Netherlands.

Klooker, J., Van Diggelen, R. & Bakker, J.P. (1999): *Natuurontwikkeling op minerale gronden. Ontgronden: nieuwe kansen voor bedreigde plantensoorten?* Rijksuniversiteit Groningen, Laboratorium voor Plantenoecologie.

Lee, J.A. & Caporn, S.J.M. (1998): Ecological effects of atmospheric reactive nitrogen deposition on semi-natural terrestrial ecosystems. *New Phytologist* **139**, 127-134.

Lucassen, E.C.H.E.T., Bobbink, R., Smolders, A.J.P., Van der Ven, P.J.M., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. (2003): Interactive effects of low pH and high ammonium levels responsible for the decline of *Cirsium dissectum* (L.) Hill. *Plant Ecology* **165**: 45-52.

Miles, J. (1974): Effects of experimental interference with stand structure on establishment of seedlings in Callunetum. *Journal of Ecology* **62**: 675-687.

Ommering, G. van (2002): *Handleiding Subsidie Effectgerichte Maatregelen 2003. Overlevingsplan Bos en Natuur Regeling effectgerichte maatregelen in bossen en*

natuurterreinen. Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. Rapport Ec-LNV nr 2002/160-O.

Power, S.A., Ashmore, M.R., Cousins, D.A. & Sheppard, L.J. (1998): Effects of nitrogen addition on the stress sensitivity of *Calluna vulgaris*. *New Phytologist* **138**: 663-673.

Putwain, P.D. & Gillham, D.A. (1990): The significance of the dormant viable seed bank in the restoration of heathlands. *Biological Conservation* **52**: 1-16.

Roelofs, J.G.M., Kempers, A.J., Houdijk, A.L.F.M. & Jansen, J. (1985): The effect of air-borne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in the Netherlands. *Plant and Soil* **84**: 45-56.

Roelofs, J.G.M. (1986): The effect of airborne sulphur and nitrogen deposition on aquatic and terrestrial heathland vegetation. *Experimentia* **42**: 372-377.

Roelofs, J.G.M., Bobbink, R., Brouwer, E. & De Graaf, M.C.C. (1996): Restoration ecology of aquatic and terrestrial vegetation on non-calcareous sandy soils in The Netherlands. *Acta Botanica Neerlandica* **45**, 517-541.

Rorison, I.H. (1985): Nitrogen source and the tolerance of *Deschampsia flexuosa*, *Holcus lanatus* and *Bromus erectus* to aluminium during seedling growth. *Journal of Ecology* **73**: 83-90.

Schaminée J.H.J., Weeda, E.J. & Westhoff, V. (1995): *De vegetatie van Nederland. Deel 2. Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden*. Opulus Press. Uppsala, Leiden.

Schaminée J.H.J., Stortelder, A.H.F. & Weeda, E.J. (1996): *De vegetatie van Nederland. Deel 3. Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden*. Opulus Press. Uppsala, Leiden.

Schaminée, J.H.J., J.E. van Kley & W.A. Ozinga (2002): The analysis of long-term changes in plant communities: case studies from the Netherlands. *Phytocoenologia* **32**: 317-335.

Strykstra, R.J., Pegtel, D.M. & Bergsma, A. (1998): Dispersal distance and achene quality of the rare anemochorous species *Arnica montana*: implications for conservation. *Acta Botanica Neerlandica* **47**: 45-56.

Thompson, K., Bakker, J.P., Bekker, R.M. (1997): *Soil seed banks of NW Europe: methodology, density and longevity*. Cambridge University Press.

Tomassen, H., Bobbink, R., Peters, R., Van der Ven, P. & Roelofs, J. (1999): *Kritische stikstofdepositie in heischrale graslanden, droge duingraslanden en hoogvenen: op weg naar meer zekerheid. Eindrapport in het kader van het Stikstof Onderzoek Programma (STOP)*. Werkgroep Milieubiologie, Leerstoelgroep Aquatische Oecologie en Milieubiologie, Katholieke Universiteit Nijmegen en Leerstoelgroep Landschapsecologie, Disciplinegroep Geobiologie, Universiteit Utrecht.

Troelstra, S.R., Wagenaar, R. & De Boer, W. (1990): Nitrification in Dutch heathland soils: I. General soil characteristics and nitrification in undisturbed soils. *Plant and Soil* **127**: 179-192.

Troelstra, S.R., Wagenaar, R. & Smant, W. (1995): Nitrogen utilization by plant species from acid heathland soils. I. Comparison between nitrate and ammonium nutrition at constant low pH. *Journal of Experimental Botany* **46**: 1103-1112.

Tyler, G. (1992): Inability to solubilize phosphate in limestone soils – key factor controlling calcifuge habit of plants. *Plant and Soil* **145**: 65 – 70.

Uren, S.C., Ainsworth, N., Power, S.A., Cousins, D.A., Huxedurp, L.M. & Ashmore, M.R. (1997): Long-term effects of ammonium sulphate on *Calluna vulgaris*. *Journal of Applied Ecology* **34**: 208-216.

Van Dam, H., Van Dobben, H.F., Ter Braak, C.F.J., & De Wit, T. (1986): Air pollution as a possible cause for the decline of some phanerogamic species in The Netherlands. *Vegetatio* **65**: 47-52

Van Dijk, H., Graatsma, B. & van Rooy, J. (1984): Droge stroomdalgraslanden langs de Maas. Hoogwoud, Wetenschappelijke mededeling van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging.

Van de Berg, L.J.L, Vergeer, Ph & Roelofs, J.G.M. (subm): refstoration of heathlands in the Netherlands: the effects of turf-cut depth, aluminium and dissolved organic carbon on the germination of *Arnica montana* L. Submitted to Applied Vegetation Science.

Van Vuuren, M., Aerts, R., Berendse, F. & de Visser, W. (1992): Nitrogen mineralization in heathland ecosystems dominated by different plant species. *Biogeochemistry* **16**: 151-166.

Verhoeven, J.T.A., Boogaards, H., Van Logtestijn, R.S.P. & Pink, A. (1998): Initial estimates of nutrient-related process rates in floodplains along modified rivers in The Netherlands. New concepts for sustainable management of rovier basisns, 229-240.

Deel 2: Uitwerking per terrein

9 Materiaal en methode

In dit onderzoek wordt ingegaan op de gebruikte methoden van onderzoek in 2001. Deze zijn zoveel mogelijk dezelfde als in de periode 1990 – 1996 (zie De Graaf e.a. 1994). In deze paragraaf wordt slechts ingegaan op de methode waar hij afwijkt van de eerder gebruikte werkwijze.

9.1 Bemonstering

9.1.1 Vegetatie

Afhankelijk van de ingrepen en te onderzoeken oppervlakte zijn in het veld drie opnamemethoden gebruikt:

- vegetatiekartering (grote gebieden): schaal Tansley;
- opnemen van permanente kwadraten met vaste oppervlakte: schaal Braun-Blanquet;
- opnemen van gehele behandelde vlakken: schaal Tansley.

In tabel 9.1 is vermeld welke methode van onderzoek in de referentieprojecten is gebruikt; in de volgende paragrafen wordt dieper ingegaan op de verschillende wijze van het maken van vegetatieopnamen.

Tabel 9.1 Methoden van vegetatieonderzoek in de referentieprojecten

Gebied	Werkwijze
Staverden – Verbrande bos	Vegetatiekartering
Leemputten	PQ's, Braun-Blanquet
Brecklenkamp	PQ's, Braun-Blanquet
De Bieze	Opnameraaien, Braun-Blanquet
Havelte, de kleine startbaan	Vegetatiekartering
Schaopedobbe	Proefvlakken, Tansley
Holtherzand	PQ's, Braun-Blanquet
Borkeld, Arnicaveld	PQ's, Braun-Blanquet
Havelte, Arnicaveld	Proefvlakken, Tansley
Hunehuis	Proefvlakken, Tansley
Gasterense duinen	Proefvlakken, Tansley
Oeffelter Meent	Proefvlakken, Tansley
Broekse Wielen	Vegetatiekartering

9.1.2 Bodem

De bodembemonstering heeft op dezelfde manier plaatsgevonden als in de periode 1990 – 1996. Dit houdt in dat de bovenste 10 cm van de bodems met een guts (doorsnede 3 cm) zijn bemonsterd. Acht tot tien steken met de guts vormen een mengmonster. Bij monsternamen zijn plantenresten en strooisel verwijderd.

De monsters werden in gesloten plastic zakken tot analyse bewaard bij 4°C.

9.1.3 Basisgegevens

De basisgegevens betreffende vegetatie en bodem zijn op CD-ROM gezet. Deze is op te vragen bij het Expertisecentrum van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit.

9.2 Verwerking van de resultaten

9.2.1 Vegetatiekartering

In het Verbrande bos, de Bieze en de Oeffelter Meent zijn afzonderlijke vegetatietypen gekarteerd. Per vegetatietype is bijgehouden welke soorten daarin voorkomen en welke abundantie deze soorten hebben (schaal van Tansley, tabel 9.2).

De kaarten uit verschillende jaren zijn met elkaar vergeleken om te zien welke ontwikkelingen in samenstelling en verspreiding van vegetatietypen hebben plaatsgevonden. De belangrijkste ontwikkelingen worden besproken in dit rapport.

9.2.2 Vegetatieopnamen volgens Tansley

In Havelte, Hunehuis, Gasterse duinen en Oeffelter Meent zijn van de plagplekken en eventuele ongeplagde referentiestukken opnamen gemaakt volgens de schaal van Tansley (tabel 9.2). De nieuwe gegevens zijn al in het veld gecontroleerd met de oude, zodat zo min mogelijk soorten gemist zijn. Bovendien kon ter plekke worden geconstateerd dat veranderingen in de bedekkingen ten opzichte van opnames van 1995 het gevolg zijn van daadwerkelijke veranderingen en niet door schattingsfouten zijn opgetreden.

De soorten zijn ingedeeld in ecologische groepen. Hierbij is gebruik gemaakt van het Ecologisch Kennis Systeem (EKS, Brouwer 2002). Voor een groot aantal soorten geeft het EKS een indeling voor de zuurgraad. Soorten die hier niet in voorkomen zijn op grond expert judgement ingedeeld: in bijlage 1 zijn is van alle aangetroffen soorten aangegeven tot welke ecologische groep zij worden gerekend.

Elke klasse in de opnameschaal correspondeert met een vast bedekkingswaarde (in procenten). Per soortgroep is deze bedekkingswaarde opgeteld en gerelateerd aan het totale bedekkingspercentage van de kruidlaag. Dit leidt tot het aandeel per soortgroep in de vegetatie.

Vegetatieopnamen volgens Braun-Blanquet

In het Verbrande Bos, Leemputten, de Borkeld en Breklenkamp zijn op representatieve locaties met een vaste oppervlakte van 2x2m vegetatieopnamen met opnameschaal Braun-Blanquet gemaakt. In het Verbrande Bos, de Leemputten en de Borkeld gaat het om permanente kwadraten, in Breklenkamp zijn raaien uitgezet die eenmalig zijn opgenomen. In de PQ's in het veld de gegevens vergeleken met de oude.

Voor een vergelijking in de tijd is een indeling in soortgroepen gemaakt. Het aandeel van een soortgroep is op vergelijkbare wijze als bij de Tansleyopnamen bepaald. De gebruikte bedekkingswaarde bij deze schaal staat in tabel 9.3.

In de Schaopedobbe, Borkeld en Holtherzand besloeg de opname het gehele proefvlak (groter dan 2x2 m). De soorten zijn volgens de indeling van EKS, aangevuld door eigen ervaring, ingedeeld tot ecologische groepen. Alle bedekkingswaarden van de soorten zijn opgeteld tot een totaal per soortgroep. Per locatie zijn de behandelingen met mergel en eventueel dolokal vergeleken met de blanco.

Van meerdere duplo-behandelingen is een gemiddelde per locatie genomen. De totale bedekking van een soortgroep in de eerdere onderzoeksjaren is afgetrokken van de bedekking in 2001. Dit levert een getal op dat de ijkwaarde vormt voor een ontwikkeling zonder aanvullende behandelingen. Dezelfde som is gemaakt voor de behandelingen met dolokal en mergel. Vervolgens is hiervan de ontwikkeling van de blanco (ijkwaarde) afgetrokken. Het overgebleven verschil is in theorie het effect van de behandeling.

Tabel 9.2 Opnameschaal volgens Tansley

Code	Betekenis	Bedekkingswaarde (%)
S	sporadic	1.0
R	rare	1.0
Lo	lokaal occasional	1.0
O	occasional	3.0
Lf	lokaal frequent	3.0
F	frequent	8.0
La	lokaal abundant	9.0
A	abundant	15.0
Lc	lokaal codominant	15.0
C	codominant	30.0
Ld	lokaal dominant	22.0
D	dominant	60.0

Tabel 9.3 Opnameschaal Braun-blanquet

Code	Betekenis	Bedekkingswaarde
R	1-2 exemplaren, <5%	1.0
+	3-20 exemplaren, <5%	2.0
1	20-100 exemplaren, <5%	3.0
2m	>100 exemplaren, <5%	4.0
2a	5-12,5 %	8.0
2b	12,5-25%	18.0
3	25-50%	38.0
4	50-75%	88.0
5	75-100%	68.0

9.2.3 Bodem

Analyse van de monsters

In tabel 9.4 is opgenomen welke bodemparameters in 2001 zijn bepaald.

Tabel 9.4 Geanalyseerde bodemparameters in 2001. Voor analyse methode: zie De Graaf e.a. 1994.

Parameter	Extractie met water	Extractie met 0,2 M NaCl
PH	X	X
Al	X	
Ca	X	X
Mg	X	X
SO ₄ ²⁻	X	
Cl	X	
NO ₃ ⁻	X	
NH ₄ ⁺	X	X
PO ₄ ³⁻	X	
Na	X	
K	x	x

Daarnaast zijn in 2001 de totale stikstof en koolstofgehalten van de bodem bepaald. Hiervoor is de carbonaatfractie uit de bodem verwijderd door 10 ml 1 M HCL toe te voegen aan 5 g goed gemengde, gedroogde bodem. Dit mengsel is verhit tot 105°C gedurende 12 uur. Nadat de monsters waren afgekoeld, zijn de bodems geanalyseerd op totaal N en totaal C met behulp van een CNS analyser type NA 1500 (Carlo Erban Instruments). Monsters zijn in duplo geanalyseerd.

Het organisch stofgehalte van de bodem is afgeleid van het totaal koolstofgehalte. Daarbij geldt dat: organisch stofgehalte (%) = $1,72 * C$ (%).

9.2.4 Statistische verwerking

De statistische verwerking van de resultaten is beperkt tot het bepalen van gemiddelde waarden en standaard fouten (SE).

Uitgebreidere statistische analyses zijn achterwege gebleven om de volgende redenen:

- de maatregelen zijn uitgevoerd op praktijkschaal in natuurterreinen die veelal nog in goede staat verkeerden. Dergelijke terreinen zijn zeldzaam. Omdat bij het inzetten van de experimenten niet kon worden uitgesloten dat de maatregelen ook negatieve effecten konden hebben, zijn veel maatregelen slechts in enkelvoud in een terrein uitgevoerd. Een grootschaliger proefopzet zou een groter oppervlak vragen dan maatschappelijk verantwoord was;
- de terreinen, ook binnen een ecosysteemtype, verschillen sterk in bodemchemie en vegetatiesamenstelling, waardoor een vergelijking van de effecten van de maatregelen moeilijk en niet altijd relevant is;
- hydrologische ingrepen ter bestrijding van de verdroging, zoals genomen in het Verbrande Bos in Staverden, beïnvloeden een heel terrein. Bij het ontbreken van uitgebreide, meerjarige gegevens over de situatie voor het uitvoeren van de maatregel (nulsituatie), is het niet mogelijk de effecten van de maatregelen statistisch te onderbouwen;
- binnen het beschikbare budget voor dit onderzoek was geen ruimte voor een ingewikkelde statistische bewerking en analyse van de resultaten.

10 Natte, heischrale systemen

Natte heischrale ecosystemen hebben te kampen met drie problemen, te weten verzuring, eutrofiëring en verdroging. Vaak zijn verzuring en eutrofiëring daarbij in meer of mindere mate een gevolg van een combinatie van verdroging en atmosferische depositie. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de effecten van maatregelen die tot doel hebben de buffering van het terrein te herstellen en/of de effecten van de eutrofiëring te beperken. Tabel 10.1 geeft aan waar welke maatregelen zijn uitgevoerd.

Tabel 10.1 Maatregelen tegen verzuring, eutrofiëring en verdroging in natte heischrale ecosystemen.

Doel maatregel	Maatregel	Terrein van uitvoering
Herstel buffering	Herstel hydrologie in combinatie met plaggen Aanbrengen leem in combinatie met plaggen	Verbrande Bos te Staverden Leemputten te Ermelo
Terugdringen eutrofiëring	Plaggen	Breklenkampse Veld De Bieze Kleine Startbaan te Havelte

10.1 Het Verbrande Bos (Staverden)

10.1.1 Gebiedsbeschrijving

Het Verbrande Bos maakt deel uit van het landgoed Staverden in de gemeente Ermelo. Dit 714 ha grote landgoed is in eigendom en beheer van de Stichting het Gelders Landschap. Het landgoed is gelegen aan de rand van het Veluwe massief, waardoor er vele beekjes in het gebied ontspringen. Op de topografische kaarten uit 1810 blijkt dat een groot deel van het landgoed destijds bestond uit moerassige weilanden. Het Verbrande Bos was een van die moerassige weilanden. Anno 2001 bestaat het landgoed uit bos en verspreid liggende matig voedselrijke graslandjes.

Voor de uitvoering van EGM in 1989 bestond de vegetatie van het Verbrande Bos grotendeels uit bos. Deels was dit bos aangeplant, deels spontaan opgeslagen. Groveden, Zomereik, Sitkaspar, Japanse lariks, Zwart els en Berk waren belangrijke boomsoorten in het gebied. De ondergroei bestond voornamelijk uit Pijpenstrootje, met her en der in het terrein soorten als Gewone dophei, Trekrus, Fraai hertshooi, Lage zegge, Biezenknoppen en Zonnedaauw.

De vegetatie in en langs de hoofdwatgangen van het gebied bestond in 1989 uit soorten als Duizendknoopfonteinkruid, Vlottende bies, Zwarte zegge, Zompzegge, Beenbreek, Liggende vleugeltjesbloem, Fraai hertshooi en Biezenknoppen. Deze soorten indiceren een goede waterkwaliteit en voedselarme omstandigheden. De goede waterkwaliteit wordt veroorzaakt door de afvoer van kwel (zie ook De Graaf e.a. 1994, Jansen e.a. 1996).

Voor de uitvoering van EGM was de invloed van het kwelwater beperkt tot de hoofdwatgangen en de oevers daarvan. De rest van het terrein was verdroogd, verzuurd en geëutrofiëerd als gevolg van de ontwatering en atmosferische depositie. Daarbij ontving het terrein ook geëutrofiëerd oppervlaktewater van een zuidelijk gelegen landbouwenclave.

10.1.2 Effectgerichte maatregelen en proefopzet

Eind 1989 is de vegetatie van het Verbrande Bos gehopperd, geklepeld en vervolgens afgevoerd. Daarna is het terrein geplagd. De ingrepen in het oppervlaktewatersysteem bestonden uit het omleiden van het eutrofiërende landbouwwater. Om de oorspronkelijke hydrologische situatie zoveel mogelijk na te bootsen zijn veel ontwateringsgreppels dichtgeschoven en zijn er drie stuwen geplaatst in de hoofdwatgang.

Het beheer van de meeste permanente proefvelden in de afgelopen tien jaar bestond uit niets doen. Een klein aantal is mogelijk een paar keer gemaaid.

Monitoring

In het kader van het onderzoek naar de lange termijneffecten van EGM zijn 26 van de in 1990 uitgelegde permanente proefvelden opnieuw in 2001 gemonitord. De overige twaalf permanente proefvelden konden niet worden teruggevonden. De permanente proefvelden die wel konden worden teruggevonden zijn vrij homogeen over het veld verdeeld. Tevens is een vlakdekkende vegetatieopname gemaakt van het terrein (met Tansley-schaal).

In de permanente proefvelden is een vegetatieopname volgens de methode van Braun-Blanquet gemaakt. Daarnaast zijn er bodemonsters genomen; er is geen lysimetervocht verzameld.

In 1995, 5 jaar na de uitvoering van de EGM-maatregelen, is van Staverden een gedetailleerde vegetatiekaart gemaakt waarbij de vlakken zijn opgenomen behulp van de Tansleyschaal. Vegetatiegrenzen van op het oog te onderscheiden vegetatietypen zijn ingetekend op grond van verandering in de soortensamenstelling of de abundantie van soorten. Het kleinste oppervlak dat is gekarteerd is 2 m². Van de onderscheiden vegetatietypen is per type een vegetatie-opname gemaakt met Tansleycode. De veenmossen zijn voor elke opname op naam gebracht.

In 2001 is de vegetatiekartering op vergelijkbare manier herhaald, alleen zijn de Veenmossen niet op naam gebracht.

Beschrijving van de resultaten

In het Verbrande Bos wordt de vegetatieontwikkeling sterk gestuurd door de hydrologie (zie o.a. De Graaf e.a. 1994, Janssen & De Graaf 1996, Bobbink e.a. 1998). In het verleden werden op basis hiervan drie zones in het terrein onderscheiden:

- een kwelzone; hierin is in meer of minder mate sprake van ondiepe kwel (Jansen & De Graaf 1996);
- een inzijgzone;
- een inundatie zone. Deze zone wordt regelmatig geïnundeerd met een mengtype water dat voornamelijk uit kwel bestaat en in mindere mate uit regen.

In 2001 wees een vegetatieclustering met behulp van Twinspan én met behulp van een indeling in ecotypen (zie hoofdstuk 10 en bijlage 1) met de gegevens uit de permanente proefvelden uit dat er in het Verbrande Bos zes vegetatietypen zijn te onderscheiden (zie paragraaf 11.1.3). Het onderscheid tussen de kwelzone en de inundatiezone bleek voor de vegetatie niet relevant te zijn. Daarom is besloten de resultaten van de monitoring te bespreken aan de hand van de vegetatieclustering, waarbij de leidende vraag is: hoe ontwikkelt de vegetatie zich na de combinatie van plaggen en hydrologische ingrepen. Anders dan bij de bespreking van de meeste terreinen wordt in Staverden eerst de vegetatieontwikkeling besproken, gevolgd door de resultaten van de bodemonitoring.



Foto 10.1 –10.3 Het Verbrande Bos voor (1989) en tijdens de uitvoering van Effectgerichte maatregelen (1990; onderste twee foto's).



Foto 10.4 Het Verbrande Bos in 1995.



Foto 10.5 Najaarsaspect van het Verbrande Bos in 2001.

10.1.3 Vegetatieontwikkeling

Ontwikkeling van het hele terrein

De in 2001 onderscheiden vegetatie-eenheden zijn ingedeeld in vegetatietypen die gebaseerd zijn op “De vegetatie van Nederland”.

In bijlage 2 zijn de vegetatiekaarten weergegeven van het Verbrande bos. Aan de zuidzijde van het terrein hebben zich uitgebreide hoogveenvegetaties ontwikkeld met o.a. Beenbreek en Ronde zonnedauw dankzij de aanwezig kwel.

In de lagere delen is voornamelijk een Dopheivegetatie aanwezig en uitgebreide vegetaties van Moeraswolfsklauw (*Lycopodiella inundatum*) en Kleine zonnedauw (*Drosera intermedia*). In de aanwezige wateren hebben zich fraaie vegetaties ontwikkeld van de Oeverkruidklasse (LITTORELLETEA) met o.a. Stijve moerasweegbree (*Echinodorus ranunculoides*), Vlottende bies (*Eleogiton fluitans*), Drijvende egelskop

(*Sparganium angustifolium*) en Duizendknoopfonteinkruid (*Potamogeton polygonifolius*). In lagere delen aan de noordzijde is vooral een uitgebreide vegetatie van Moeraswolfsklauw en Kleine zonnedaau aanwezig. Men name dit pionierstype blijkt zich goed te kunnen handhaven dankzij intensieve betreding van de aanwezig edelherten, die vrijwel dagelijks in gebied aanwezig zijn. Op de hoogste delen heeft zich een Struikheivegetatie ontwikkeld die ca. een kwart van de oppervlakte terrein beslaat.

Vergelijking vegetatie 1995-2001

Voor de vergelijking van de vegetatiekartering van 2001 met 1995 zijn de typen uit 1995 omgezet naar de typen van 2001. In tabel 10.2 is een vergelijking gemaakt tussen de vegetatiekarteringen van 1995 en 2001.

Tabel 10.2 Vegetatietypen in Staverden I in 1995 en 2001. Achter elk vegetatietype staat tussen haakjes de verwijzing naar het nummer van het vegetatietype volgens Schaminée e.a. 1995.

Type	Omschrijving	1995	2001	verandering
V1	Veenmosvegetatie (RG 11B/9B)	+	+	Gelijk
V2	Veenmosvegetatie met Veldrus (RG 11B/9B/16A)	+	+	Toename
V3	Veenmosvegetatie met Kale jonker en berken (RG 11B/9B/16A)		+	Toename
N1	Vochtige heide met Gewone dophei en Pijpenstrootje (RG 11Aa)	+	+	opp. gelijk, plekken niet
N2	Open, natte heide met Moeraswolfsklauw, Kleine zonnedaau en snavelbiezen (11Aa1)	+	+	flinke toename
N3	Natte heide met kleine zeggen (11Aa/9)	+	+	Afname
H1	Droge heide van Struikhei met Gewone Dophei en Pijpenstrootje (20Aa1)	+	+	Afname
L1	Vegetatie van Duizendknoopfonteinkruid (6RG2)	+	+	kleine afname
L2	Vegetatie met soorten van de Oeverkruid-klasse (RG 6)		+	Toename
L3	Vegetatie met soorten van de Oeverkruid-klasse en kleine zeggen (RG 6/9)		+	Toename
S1	Vegetatie van Pitrus en Veenmos (10DG1)	+	+	Gelijk
Type 4	Knolrus, Pijpenstrootje, Biezenknoppen, Veldrus (RG 6/16A)	+		Afname
Type 5	Knolrus en Pitrus (RG6)	+		Afname
overig	Vegetatie van Pijpenstrootje (RG11)		+	Toename
overig	Vegetatie van Riet en Grote lisdodde (8Bb4)		+	Toename
overig	Vegetatie van Veldrus (RG16A)		+	Toename

In 2001 is het oppervlak droge heide afgenomen. Een groot deel van dit type vegetatie was al in 1995 slecht ontwikkeld. De Veenmosvegetaties en natte heidetypen zijn toegenomen in bedekking, vooral het type met Moeraswolfsklauw, Kleine zonnedaau en snavelbiessoorten (*Rhynchospora species*). Dopheivegetaties met kleine zeggen zijn daarentegen afgenomen; in de zuidoosthoek van het terrein is dit type helemaal verdwenen en overgegaan in Veenmosvegetatie.

Als gevolg van de uitbreiding van Veenmossen zijn de Veenmosvegetaties in 2001 veel soortenarmer dan in 1995. In 2001 werden gemiddeld 13 soorten aangetroffen, waar dit er in 1995 28 waren. Bij de dominantie van Veenmos kunnen een aantal soorten zich niet lang handhaven.

Voor enkele soorten zijn duidelijke trends waarneembaar:

- Riet (*Phragmites australis*) neemt toe in bedekking in de zuidoosthoek en op enkele plekken in de wateren.
- Veldrus (*Juncus acutiflorus*) heeft zich in de Veenmosvegetaties uitgebreid.
- In 2001 is het aandeel van Knolrus (*Juncus bulbosus*) en Pitrus (*Juncus effusus*) afgenomen, Ronde zonnedaau (*Drosera rotundifolia*) en Zompzegge (*Carex curta*) zijn sterk achteruitgegaan. Biezenknoppen (*Juncus conglomeratus*) en Zwarte zegge (*Carex nigra*) lijken verdwenen te zijn.

Vegetatiemonitoring in de permanente quadraten: indeling in vegetatieclusters
Op grond van de vegetatieopnames uit 2001 is de vegetatie onderverdeeld in zes groepen (tabel 10.3). De indeling is gebaseerd op een verdeling van soorten in EKS-groepen en met behulp TWINSPAN.

Plantensoorten uit de zure groep vormen daarnaast een belangrijk aspect van de vegetatie in alle groepen. Het gaat dan met name om soorten als Kleine zonnedauw, Gewone dophei (*Erica tetralix*), Beenbreek (*Narthecium ossifragum*), Knolrus en Veenpluis (*Eriophorum angustifolium*). Deze kenmerkende natte heidesoorten zijn talrijk in het Verbrande Bos aanwezig.

Tabel 10.3 Indeling van de vegetatie in groepen. Per groep zijn de meest karakteristieke soorten vermeld. Zie ook figuur 10.1 en 10.2. Codering: +: komt frequent voor, ++ komt zeer veel voor, -: is afwezig.

Pq-Groep	Pq	Zwakzure soorten	Zure soorten	Veenmos	Gemeenschap	Beheer
1	20	+	+	++	Dopheide-verbond Klasse der Kleine zeggen	Niets doen
	22	Veldrus	Beenbreek (in hoge bedekking)			
	23	Tormentil				
	27					
2	21	+	+	++	Dopheide-verbond Klasse der Kleine zeggen	Niets doen
	26	Veldrus				
	38	Tormentil				
3	32	-	++	++	Dopheide-verbond	Sinds ca. 1995: maaïen en afvoeren
	35					
	36					
4	8	+	+	-	Dopheide-verbond Klasse der Kleine zeggen	Niets doen
	9	Sterzegge				
	10	Veldrus				
	17					
	24					
	34					
5	1	-	++	-	Dopheide-verbond	Niets doen
	3		Gewone dophei			
	6		Pijpenstrootje			
	16		(hoge bedekking)			
	33					
6	11	-	++	-	Dopheide-verbond	Niets doen
	12		Gewone dophei			
	19					
	29					
	31					

Ontwikkeling van de vegetatie

De vegetatie van het Verbrande Bos draagt kenmerken in zich van het Dopheide-verbond (ERICION-TETRALICIS) en van de Klasse der Kleine zeggen (PARVOCARICETEA). De vegetatieontwikkeling van de diverse pq-groepen is weergegeven in figuur 10.1 en 10.2.

In de permanente proefvelden die behoren tot groep 1 ontwikkelden zich de eerste jaren na EGM vooral de zwakzure soorten goed. Dit komt vooral tot uiting in een hoge bedekking van veldrus. Daarnaast zijn ook andere soorten van zwakzure omstandigheden, als Blauwe knoop (*Succisa pratensis*), Blauwe zegge (*Carex panicea*), Sterzegge (*Carex echinata*) en Moerasbasterd-wederik (*Epilobium palustre*) regelmatig aangetroffen in de permanente proefvelden.

Sinds 1995 neemt met name de bedekking van veldrus sterk af, hetgeen een vermindering van de bedekking van de zwakzure soortgroep als geheel tot gevolg heeft. Dit gaat gepaard met een toename van de Veenmossen en van soorten van zuurdere standplaatsen (o.a. Beenbreek). De Veenmossen vormen in deze permanente proefvelden bulten met een dikte van 30 cm of meer. De vorming van dergelijke

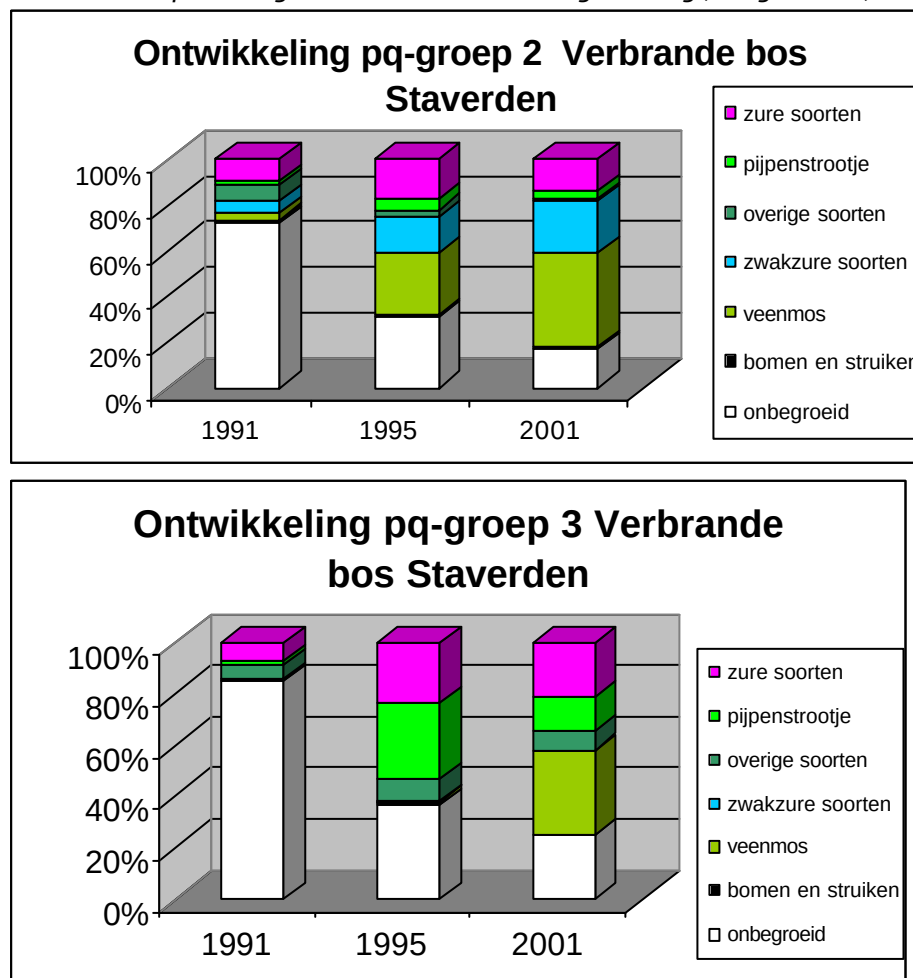
Veenmosbulten kan gebeuren wanneer er geen aanvullend (maai-)beheer plaatsvindt. De Veenmossen verstikken de russen. Door overwoekering zijn uit deze permanente proefvelden soorten als Blauwe knoop, *Parnassia (Parnassia palustris)* en Moeraswespenorchis (*Epipactis palustris*) verdwenen. Daarnaast creëren de Veenmossen een eigen, zuurder milieu; Beenbreek kan hiervan profiteren en weet zich wel te handhaven op de snelgroeïende Veenmosbulten.

De verwachting bestaat dat dit deel van het terrein zich onder een maaibeheer heel anders zou ontwikkelen. Dan zouden de zwakzure soorten waarschijnlijk overheersen en zou zich een soort blauwgraslandachtige vegetatie ontwikkelen.

De permanente proefvelden behorend tot groep 2 geven sinds 1991 een geleidelijke toename te zien van de zwakzure soorten en de Veenmossen. De toename van zwak zure soorten komt voornamelijk tot uiting in een toename in de bedekking van veldrus, Moeraswolfsklauw en duizendknoopfonteinkruid. De relatieve bedekking van soorten van een zuur milieu blijft gedurende de jaren vrij constant.

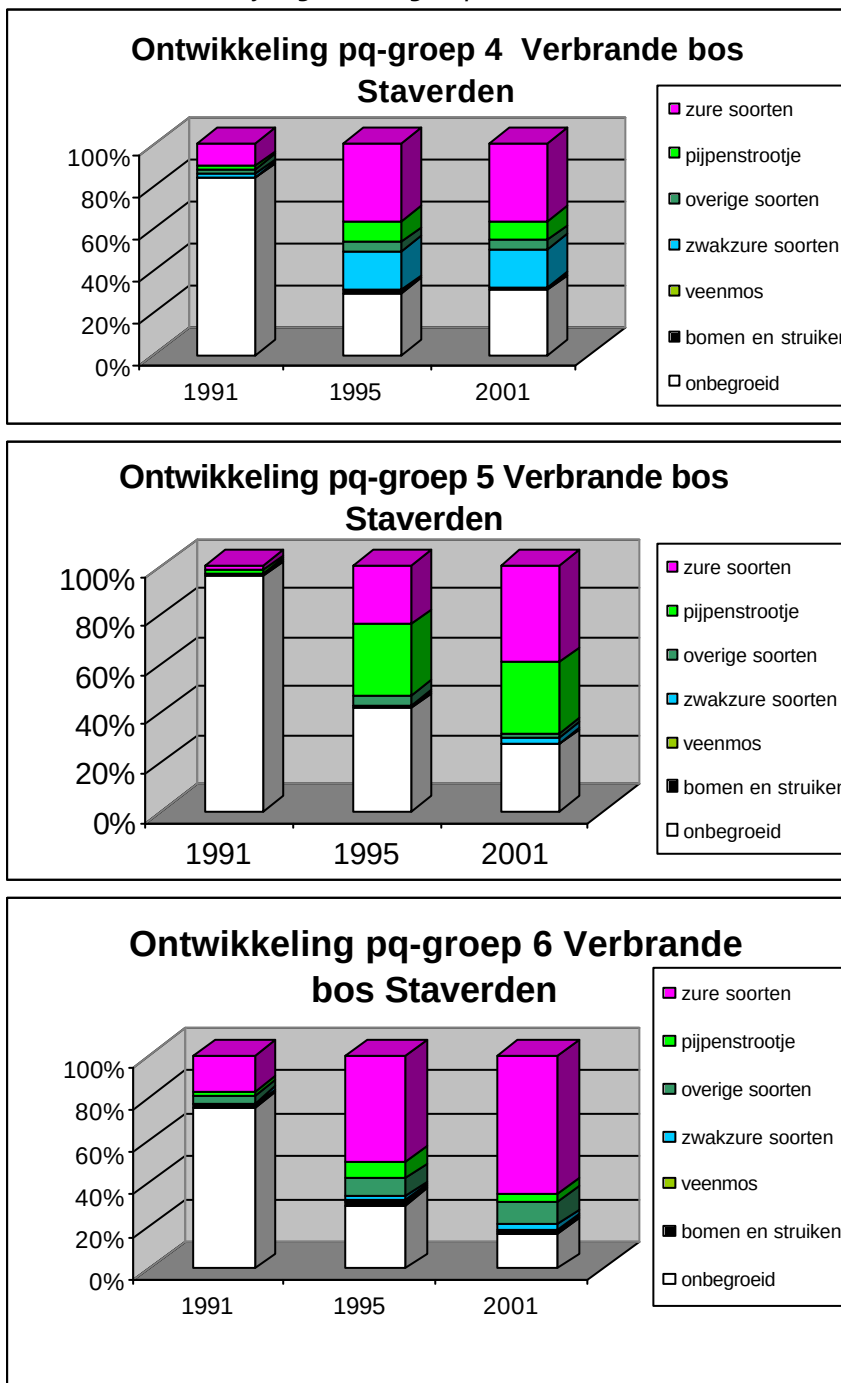
Groep 3: met name planten behorend tot de zure soortgroep (o.a. Knolrus) en Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) ontwikkelen zich tot 1995 goed. Sinds dat jaar is er echter een sterke afname te zien in de bedekking van Pijpenstrootje, terwijl de bedekking van Veenmossen toeneemt. In tegenstelling tot de voorafgaande groepen is hier geen bultvorming door Veenmos aanwezig. Door het jaarlijkse maaien kan het Veenmos hier ook geen sterke concurrent zijn voor aanwezige vaatplanten. Het is mogelijk dat de afname van Pijpenstrootje wordt bevorderd door het maaibeheer (zie ook Cissings 1995).

Figuur 10.1 Ontwikkeling van de vegetatie in de groepen 1 t/m 3 Zie voor beschrijving van de groepen tabel 10.1. Weergegeven zijn relatieve bedekkingspercentages. De absolute bedekking bedraagt, omgerekend, 90-130%.



Bij groep 4 is de eerste vijf jaar een ontwikkeling zichtbaar naar een relatief hoge bedekking van soorten uit de zure groep (met name veel Knolrus) en uit de zwakzure groep. Van deze laatste groep behalen o.a. Veldrus en Duizendknoopfonteinkruid een vrij hoge bedekking. De laatste vijf jaar is de verdeling tussen de groepen soorten van deze milieutypen vrijwel hetzelfde gebleven. Binnen de zwakzure groep hebben zich wel veranderingen voorgedaan: hier hebben zich ook bijzondere soorten als Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*) en Parnassia gevestigd, zij het in kleine aantallen. Veldrus heeft nog steeds een relatief hoge bedekking. De bedekking van Knolrus (zure groep) is afgenomen; daarentegen bedekken diverse andere zure soorten nu meer, waaronder Veelstengelige waterbies (*Eleocharis multicaulis*). Ook wordt in enkele permanente proefvelden van groep 4 een relatief hoge bedekking van Pijpenstrootje waargenomen.

Figuur 10.2 Ontwikkeling van de vegetatie in de groepen 4 t/m 6. Zie voor beschrijving van de groepen tabel 10.1.



In de permanente proefvelden behorend tot groep 5 neemt de bedekking van Pijpenstrootje en soorten van een zuur milieu de eerste jaren geleidelijk toe. In 1995 bestond de zure groep voornamelijk uit Knolrus, maar in 2001 is de bedekking van deze soort sterk afgenomen. In dat jaar vormt Gewone dophei het grootste aandeel van deze zure groep.

Het aandeel in de totale bedekking van Pijpenstrootje (ca. 30%) is in de periode 1995 – 2001 vrijwel gelijk gebleven.

De permanente proefvelden van groep 6 maken een soortgelijke ontwikkeling door als de permanente proefvelden behorend tot groep 5. Geleidelijk nemen de soorten van zure bodems toe in bedekking om in 2001 ongeveer 80% van de permanente proefvelden te bedekken. Het verschil met de vegetatieontwikkeling van de permanente proefvelden van groep 5 is dat Pijpenstrootje zich hier nauwelijks ontwikkelt; de soort bedekt in 2001 minder dan 5% van het oppervlak.

Rode lijstsoorten

In Staverden zijn sinds 1990 zestien Rode lijstsoorten aangetroffen (tabel 10.3). In de loop der jaren heeft er een verschuiving plaats gevonden in de soorten die in het terrein voorkomen. De typische soorten van de vroege successiestadia als Grondster (*Illecebrum verticillatum*), Wijdbloeiende rus (*Juncus tenegeia*) en Fraai hertshooi (*Hypericum pulchrum*) kwamen alleen in de eerste jaren na plaggen voor. Met het dichtgroeien van de vegetatie zijn zij weer verdwenen. Andere soorten dan Klokjesgentiaan en Witte snavelbies (*Rhynchospora alba*) vestigden zich pas later.

Tabel 10.3 Rode Lijstsoorten* in het Verbrande Bos in Staverden. *

Soort	1990	1991	1992	1993	1995	2001
Beenbreek	r	lf	f-la	f-a	f-a	f-a
Parnassia**	s		s	s		
Liggende vleugeltjes-bloem	s	r	r		r	o
Vlottende bies	s	s	r	r		ld
Blonde zegge					s	
Fraai hertshooi	r	r	r	r		
Wijdbloeiende rus		s				
Dubbelloof			o	o	o	o
Kleine zonnedauw		+	lf-f	lf-a	f-a	f-a
Ronde zonnedauw		+	la	o-f	o	o
Kleinste egelskop					r	la
Gevlekte orchis					r	o
Stijve moerasweegbree		r	r	r	r	lf
Klokjesgentiaan					s	s
Moeraswolfsklauw		s	o	f	f	f-a
Witte snavelbies				o	o	o
Bruine snavelbies				r	o	o
Blauwe knoop				s		
Grondsterretje			s	s		
Stekelbrem			s			
Eenarig wollegras			s	r		

Per saldo is het voor het natuurherstel zeer kwalijk indien er wel goede kiemingscondities worden geschapen door EGM, maar geen goede vestigingscondities. Immers, de zaadvoorraad uit de bodem gaat hierbij verloren (zie ook Bekker & Lammerts 2000). Toch lijkt het gevaar hiervoor in het Verbrande Bos wel mee te vallen: hoewel een aantal RL-soorten is gekiemd zonder zich vervolgens te vestigen, lijkt het er niet op dat de hele zaadbank is gekiemd. Althans: de planten waarom het gaat (Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpyllifolia*), Eenarig wollegras (*Eriophorum vaginatum*), Blauwe knoop en Stekelbrem (*Genista anglica*))

* Duizendknoopfonteinkruid stond voorheen op de Rode lijst, maar sinds 2000 niet meer. De soort komt echter sinds 1990 in het terrein in vrij grote aantallen voor.

** Parnassia is ingezaaid

zijn allemaal zeer mondjesmaat gekiemd. Dus kunnen er wat betreft de zaadbank drie dingen gelden:

1. er is slechts een klein deel van de zaadvoorraad gekiemd en er ligt in de bodem nog meer te wachten op betere tijden;
2. er was amper sprake van een zaadvoorraad en dat is nu gekiemd. Dit zou voor Stekelbrem en Liggende vleugeltjesbloem kunnen gelden, gezien de ervaringen in andere terreinen;
3. er is niet zozeer sprake van kieming vanuit de zaadbank, maar van nieuw aangevoerd zaad vanuit de Leemputten. Dit goed ontwikkelde natte heidelandschap grenst pal aan het Verbrande Bos en fungeert daarmee als zaadbron.

Recent onderzoek aan de Universiteit Utrecht heeft echter uitgewezen dat geen van deze soorten werd aangetroffen in de zaadvoorraad onder met Pijpenstrootje vergraste heischrale graslanden. Dit ondanks het feit dat deze soorten wel in de omgeving voorkwamen (mededeling R. Bobbink). Wij achten het dan ook onwaarschijnlijk dat deze soorten nog in de zaadbank van het Verbrande Bos aanwezig zijn.

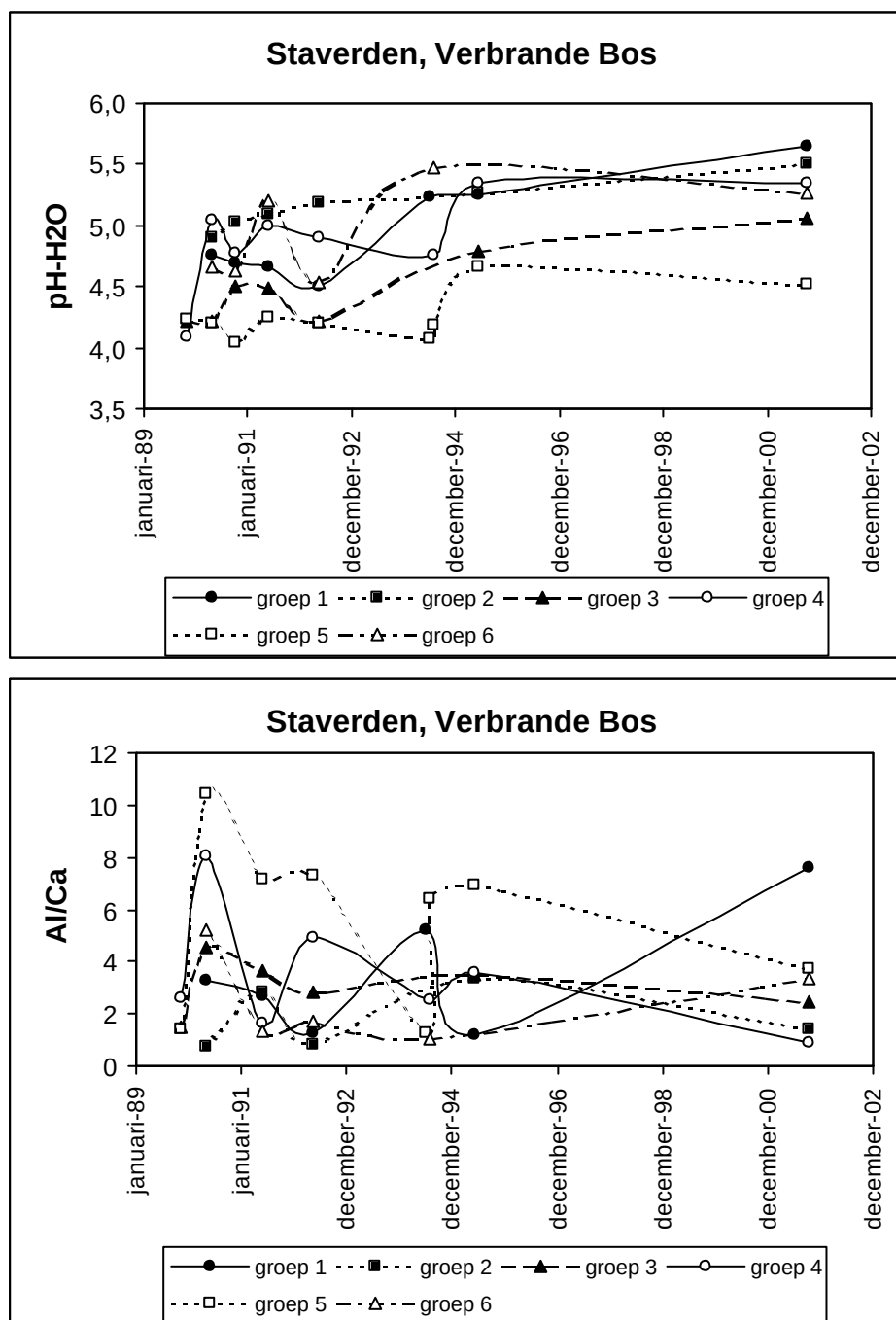
Conclusie

De EGM-maatregelen hebben geleid tot een zeer diverse natte heidevegetatie, waarin een groot aantal Rode lijstsoorten zich definitief heeft gevestigd. De ontwikkeling van de vegetatie loopt in verschillende richtingen: op de vochtige, zure plaatsen krijgen de soorten van soortenarme natte heide een standplaats, terwijl de nattere delen zich ontwikkelen richting Kleine zeggen vegetatie. Lokaal is hoogveenontwikkeling op gang gekomen. Op andere plaatsen neemt Pijpenstrootje nogal toe in bedekking; aanvullend beheer in de vorm van maaien of begrazen zou dit kunnen beperken. Maaien zou ook leiden tot een verminderde bedekking van Veldrus.

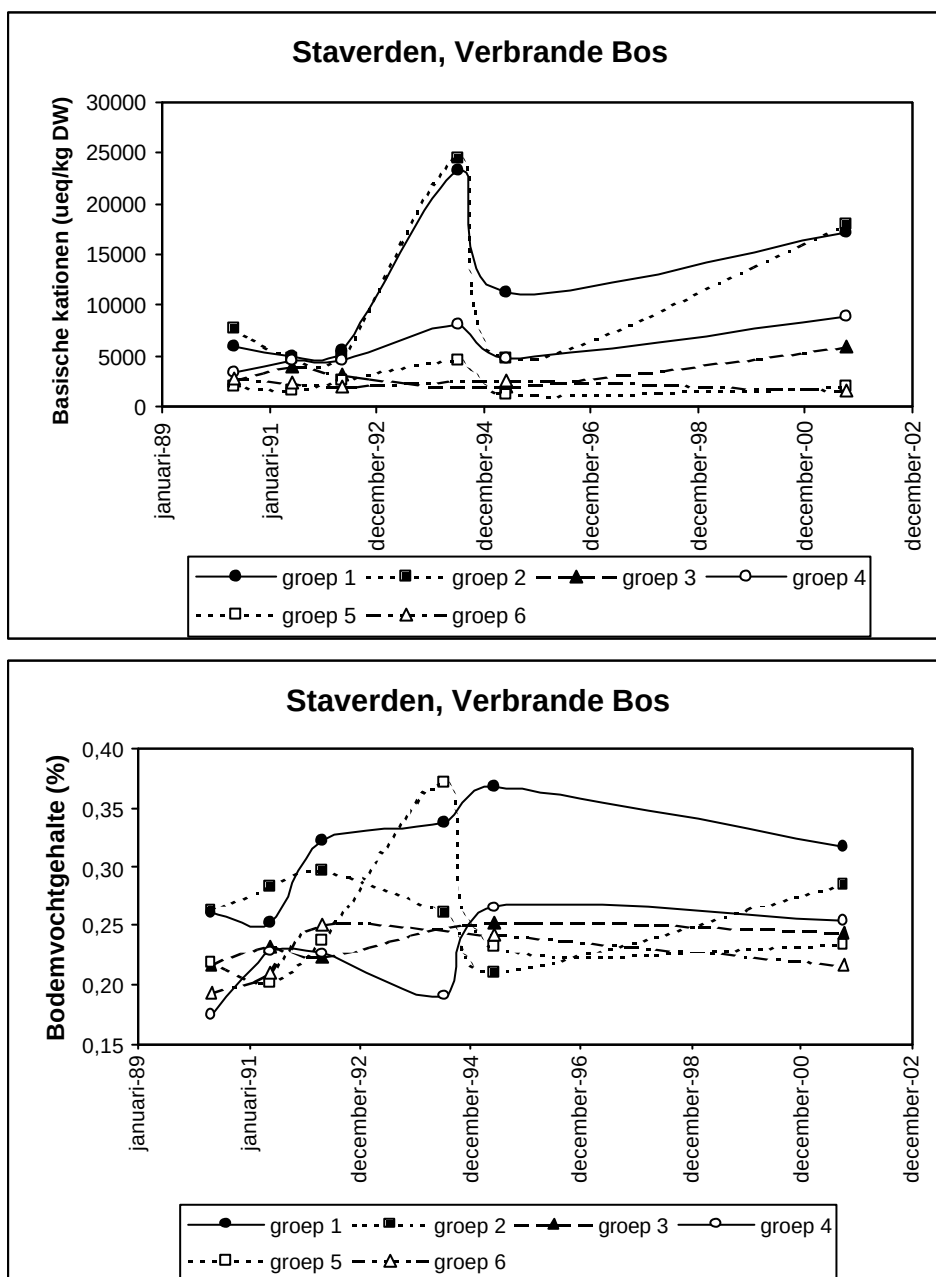
10.1.4 Effecten op de bodem

Ten grondslag aan de vegetatiediversiteit binnen het terrein ligt de verscheidenheid aan abiotische omstandigheden. In 1994 rapporteerden we uitgebreid over de toegenomen variatie in het terrein als gevolg van EGM. Deze variatie in abiotische condities is ook in de periode 1995-2001 blijven bestaan (zie figuur 10.3). De resultaten van de monitoring in 2001 zullen worden besproken aan de hand van de indeling in pq-groepen zoals is vermeld in de vorige paragraaf. Deze indeling berust dus op het voorkomen van verschillende vegetatietypen in 2001.

Figuur 10.3 Ontwikkeling van pH, Al/Ca-ratio, basische kationen concentratie en bodemvochtgehalte in de periode 1989 –2001. Voor de indeling in groepen zie tabel 10.2.



Vervolg figuur 10.3



Hydrologische zonering, zuurgraad en bodemvochtgehalte

De eerste jaren na uitvoering van de EGM-maatregelen leek het terrein op grond van de bodemchemische factoren in drie zones ingedeeld te kunnen worden, namelijk een zone met sterke kwel, een zone met voornamelijk inzijging en een zone waar inundatie met (kwel)water plaatsvindt (De Graaf e.a. 1994, Bobbink e.a. 1998). De zones verschillen niet alleen hydrologisch, maar ook in zuurgraad. In het Verbrande Bos blijkt beïnvloeding van de bodem door kwelwater namelijk sturend te zijn voor de pH en andere aan de zuurgraad gerelateerde factoren.

Dit beeld blijft in 2001, zij het in een iets complexere vorm, bestaan. De hydrologische zones zijn op het oog niet meer zo duidelijk te onderscheiden. Met name het verschil tussen de kwel- en inundatiezone is minder duidelijk, getuige de vegetatie van de permanente proefvelden uit de verschillende zones. Zo staan de permanente proefvelden van de groepen 1 en 2 voornamelijk onder invloed van gebufferd water,

het zij via kwel, het zij via inundatiezone. Zij zijn gelegen op de meest gebufferde plaatsen van het terrein en worden voornamelijk gebufferd door uitwisseling van basische kationen aan het adsorptiecomplex (zie figuur 10.3 voor pH en basische kationengehalten). Overigens lijkt de buffering van de permanente proefvelden nog steeds door te gaan en zowel de pH en als de som van de basische kationen sinds begin jaren 90 van de vorige eeuw nog licht te zijn toegenomen. Daarnaast blijkt er enige variatie in de pH en basische kationengehalten te zitten door de jaren heen; de trend is echter de genoemd lichte stijging.

Aan het andere eind van het spectrum liggen de meest zure permanente proefvelden uit groep 5 en in mindere mate groep 6. Deze pH van deze permanente proefvelden ligt een halve tot hele eenheid lager dan die van groep 1 en 2 en varieert van 4 tot 5. De pH van de permanente proefvelden van groep 6 vertoont nogal wat variatie; dit is veel minder het geval voor de basische kationengehalten, die permanent laag zijn (figuur 10.3). Het voornaamste buffermechanisme in deze zone is het in oplossing gaan van aluminium

(hydr-)oxiden. Vooral de permanente proefvelden behorend tot groep 5 kennen een duidelijk hogere Al/Ca-ratio dan de andere permanente proefvelden in het terrein. Onder dergelijk hoge Al/Ca-ratio is het voor soorten uit een zwakzuur milieu niet mogelijk zich te handhaven.

De permanente proefvelden van de groepen 5 liggen allen in het deel van het terrein waar inzigging plaatsvindt. De permanente proefvelden van groep 6 liggen verspreid over de drie de hydrologische zones. De permanente proefvelden van groep 3 en 4 nemen een tussenpositie in, waarbij pq-groep 4 minder zuur is. Hydrologisch gezien bevinden de permanente proefvelden van groep 4 zich onder invloed van kwel, inundatie en inzigging, terwijl de permanente proefvelden van groep 3 zich vooral in de inzigzone bevinden. Voor de permanente proefvelden van groep 3 en 4 geldt dat de pH na een eerste snelle stijging nog steeds langzaam doorstijgt. Dit geldt ook voor het gehalte aan basische kationen.

Het vochtgehalte van de bodem hangt nauw samen met het overheersend geohydrologisch proces. Het hele onderzoeksterrein is vochtig tot nat, maar blijkt in de loop der jaren ook qua vochtgehalte een ontwikkeling door te maken. De pq-groepen geven verschillenden hierbij de volgende tendensen te zien (figuur 10.3):

- groep 3 en 6 kennen gedurende de hele monitoringsperiode een vrij constant en laag bodemvochtgehalte. De permanente proefvelden van deze groepen liggen voor een groot deel in de inzigzone;
- de permanente proefvelden behorend tot groep 1 zijn de natste en lijken gedurende de monitoringsperiode steeds natter te worden. Dit kan een effect zijn van de veengroei. Immers bij bemonstering wordt steeds de bovenste 10 cm van de bodem meegenomen, ongeacht het feit of dit minerale bodem of Veenmos is. Deze permanente proefvelden vallen voornamelijk in de kwelzone;
- de overige permanente proefvelden (groep 2, 4 en 5) kennen veel variatie in het bodemvochtgehalte. Groep 2 kent meestal een vrij hoog bodemvochtgehalte, groep 4 en 5 een wat lager gehalte. De permanente proefvelden van groep 2 en 4 liggen verspreid over het terrein, maar vooral in de kwel- en inundatiezone. De permanente proefvelden van groep 5 liggen in de inundatiezone.

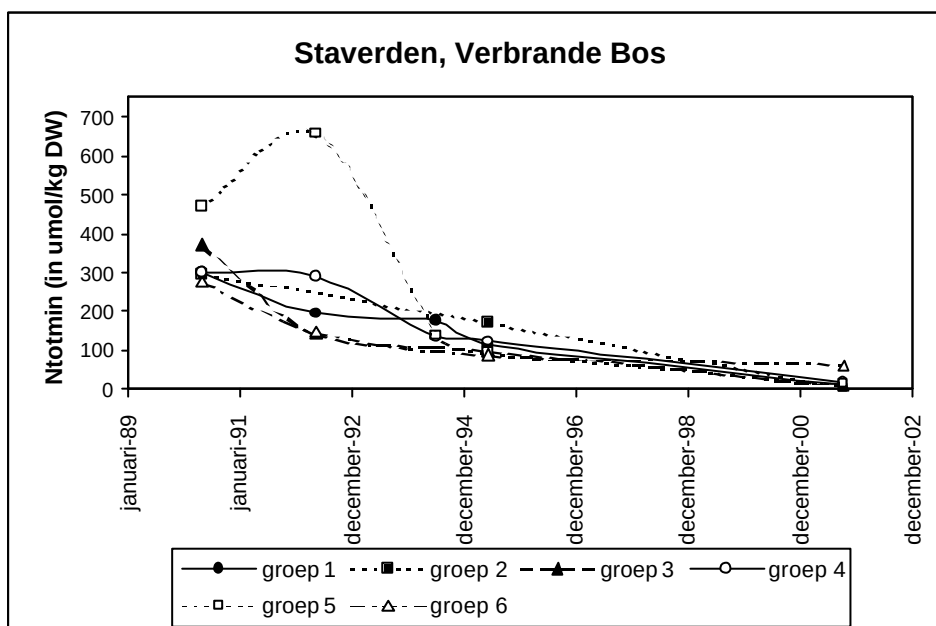
Stikstof

Tussen de verschillende pq-groepen bestaan duidelijke verschillen in het percentage C, N en in de C/N-ratio (tabel 10.5). Deze verschillen weerspiegelen de kwaliteit van het organisch materiaal op de bodem en daarmee de vegetatie. Ter plekke van vegetaties met een aandeel van Kleine zeggengemeenschappen (met name groep 1 en 2) wordt een hogere totaal stikstofgehalte in de bodem gemeten en een lagere C/N ratio dan daar waar de Dopheidevegetatie domineert (groep 5; zie tabel 10.5).

Tabel 10.5: Enkele bodemchemische kenmerken van de pq-groepen in het Verbrande Bos in 2001.

Pq-groep	C (%)	N (%)	C/N
1	3,43 ± 0,65	0,14 ± 0,03	25,47 ± 1,74
2	3,34 ± 1,49	0,12 ± 0,04	27,77 ± 2,50
3	2,22 ± 1,89	0,10 ± 0,01	23,37 ± 1,89
4	2,05 ± 2,94	0,07 ± 0,01	29,16 ± 2,94
5	2,76 ± 3,43	0,08 ± 0,01	35,14 ± 3,43
6	1,56 ± 0,62	0,05 ± 0,02	26,01 ± 3,15

Figuur 10.4 Verloop van het totaal mineraal stikstofgehalte in de pq-groepen in het Verbrande Bos te Staverden. Voor de indeling in pq-groepen zie tabel 10.2.



Gedurende de monitoringsperiode 1989 – 2001 neemt het voor de plant beschikbare minerale stikstofgehalte (ammonium + nitraat) in alle permanente proefvelden geleidelijk af. Een uitzondering hierop vormen de permanente proefvelden die tot groep 5 worden gerekend (vochtige, zure heide uit de inrijzone), waar tijdens de eerste jaren na plaggen een sterke ophoping van mineraal stikstof is opgetreden. Een dergelijke piek treedt vaak op na plaggen en wordt toegeschreven aan een combinatie van snelle afbraak van achtergebleven organisch materiaal, minder nitrificerende bacteriën in de bodem en het uitblijven van stikstofopname door planten (Dorland e.a. subm.).

Concluderend kan gesteld worden dat er van verzuring in het terrein geen sprake is; in tegendeel, de meeste permanente proefvelden lijken ook na 1991 steeds minder zuur te worden. De bodem van de meeste permanente proefvelden bevindt zich in de kationuitwisselingsbufferrange. De permanente proefvelden uit groep 5 vormen hierop een uitzondering, zij worden voornamelijk gebufferd door aluminium. Dit blijkt ook uit de hogere Al/Ca-ratio's.

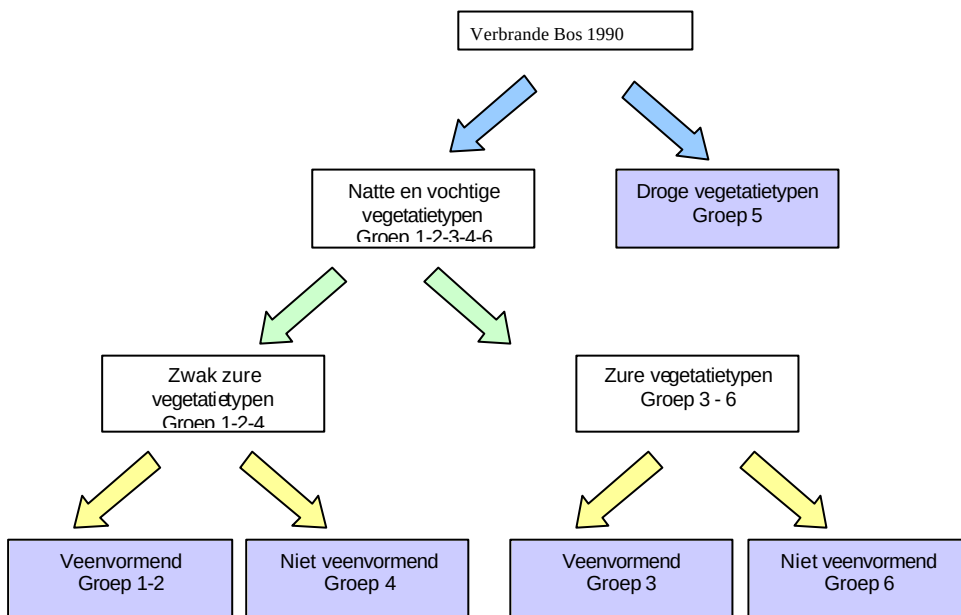
Tekenen van eutrofiëring zijn lokaal waargenomen in de vegetatie. Met name de permanente proefvelden behorend tot groep 5 kennen een hoge bedekking met Pijpenstrootje. Overigens zijn er in de bodem geen duidelijke tekenen van stikstof-eutrofiëring gemeten.

10.1.5 Discussie en conclusies

In het Verbrande Bos heeft zich twaalf jaar na uitvoering van de EGM-maatregelen een soortenrijke vegetatie van de natte heide gevestigd. In deze vegetatie zijn behalve de karakteristieke Dopheide-vegetatie ook soorten van de Klasse der Kleine zeggen gevestigd. De maatregelen hebben ertoe geleid dat sinds 1989 er zestien Rode lijst soorten in het terrein zijn aangetroffen, waarvan het merendeel zich blijvend heeft gevestigd.

In figuur 10.5 is schematisch de vegetatieontwikkeling van het terrein onder invloed van de abiotische omstandigheden schematisch weergegeven.

Figuur 10.5 Vegetatieontwikkeling in het Verbrande Bos in Staverden. Blauwe pijlen: hydrologie onderscheidend; groene pijlen: zuurgraad bepalend; gele pijlen: hydrologie en beheer bepalend.



Het zijn met name de hydrologische ingrepen die hebben geleid tot het succesvolle herstel van het Verbrande Bos. Hierdoor zijn in het terrein verschillen in vochtgehalte en zuurgraad ontstaan waardoor plantensoorten van verschillende milieutypen zich hebben kunnen vestigen en handhaven (zie ook De Graaf e.a. 1994 en Jansen & de Graaf 1996, Bobbink e.a. 1998).

Hoewel misschien minder spectaculair, maar niettemin onmisbaar is de bijdrage van plaggen aan het herstel. Hierdoor is er een voedselarme, open ondergrond is gecreëerd. Onder deze omstandigheden konden de karakteristieke natte heide soorten kiemen en zich vestigen. Het grote aantal Rode lijst soorten dat inmiddels in het terrein groeit vormt hier de beste getuige van. Daarbij dient opgemerkt te worden dat het gunstig is voor de vegetatieontwikkeling in het gebied dat er zoveel zaad beschikbaar is. Deels waarschijnlijk in de zaadvoorraad, en deels via verspreiding uit de naastgelegen Leemputten van Staverden. In de Leemputten groeien en bloeien nog veel van de karakteristieke soorten van natte heide.

10.2 Leemputten

10.2.1 Gebiedsbeschrijving

De Leemputten van Staverden is gelegen in de gemeente Ermelo, aan de rand van het Veluwe-massief. Hier komen plaatselijk leemlagen aan de oppervlakte in een

overigens zandig terrein. Op de plaatsen waar vroeger leem is gewonnen liggen nu poeltjes. Het terrein is in eigendom en beheer van de gemeente Ermelo. Sinds jaar en dag staat het gebied bekend om zijn grote soortenrijkdom. Vooral rondom de leemputten en op plaatsen waar leem is gemorst komt een fraaie, goed ontwikkelde heidevegetatie voor. Verschillende vegetatietypen vinden hier een standplaats:

- een soortenrijke dopheide-associatie, met soorten als Gewone dophei *Erica tetralix*, Beenbreek (*Narthecium ossifragum*), Heidekartelblad (*Pedicularis palustris*), Ronde zonnedauw (*Drosera rotundifolia*) en Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*);
- het Biezenknoppen-Pijpenstrootjes verbond met onder andere Parnassia (*Parnassia palustris*) en Gevlekte orchis (*Dactylorhiza maculata*);
- het dwergbiezen-verbond, waartoe soorten als Draadgentiaan (*Cicendia filiformis*) en Wijbloeiende rus (*Juncus tenegeia*) worden gerekend;
- de Klasse der Kleine zeggen, waarvan o.a. Vlozegge (*Carex pulicaris*) in het terrein wordt aangetroffen.

De minder soortenrijke delen van het terrein worden begroeid met een soortenarmere vegetatie, waarin Struikhei (*Calluna vulgaris*) en Gewone dophei domineren. Lokaal is er sprake van dominantie van Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*).

Het terrein wordt niet actief beheerd maar wordt voor een deel intensief betreden en waarschijnlijk deels ook begraasd door edelherten. Door dit gebruik is de vegetatie op de proefvlakken nog relatief open en komt vrijwel geen opslag struiken of bomen voor.

10.2.2 Proefopzet

Het doel van het experiment is het creëren van een gradiënt in zuurgraad op een net geplagd deel. De zeldzame plantensoorten van zwakzure milieus zouden zich hier kunnen vestigen.

Hiertoe is in 1990 een strook van ongeveer 10 meter breed geplagd (figuur 10.6). De plagstrook was gelegen in een soortenarme dopheide vegetatie, die aan twee zijden was begrensd door poelen. De poel die het hoogstgelegen was had een pH van 5,0; het water van de lagergelegen poel had een pH van 5,7. Bij hoge waterstanden stroomt het water van de hoogstgelegen poel over de plagstrook naar de lager gelegen poel.

Aan de buitenranden van de plagstrook is leem uit het gebied aangebracht. De combinatie van plaggen, plaatselijk belemen en tijdelijke overstroming met gebufferd poelwater moet de gewenste gradiënt in zuurgraad creëren. De aangebrachte leem bevatte zaad van planten uit het terrein.

Op de plagstrook zijn elf permanente quadraten aangebracht: negen aan de beleemde randen van de strook en twee in het midden. Bij de monitoringsronde van 2001 zijn daarvan zes permanente proefvelden teruggevonden, namelijk de twee onbeleemde permanente proefvelden en vier beleemde quadraten.

Zie verder de eerdere rapportage (o.a. De Graaf e.a. 1994) voor een uitgebreidere beschrijving van de proefopzet en de resultaten van de eerste jaren.



Foto 10.6: Deel van de plagstrook in de Leemputten in 1990.

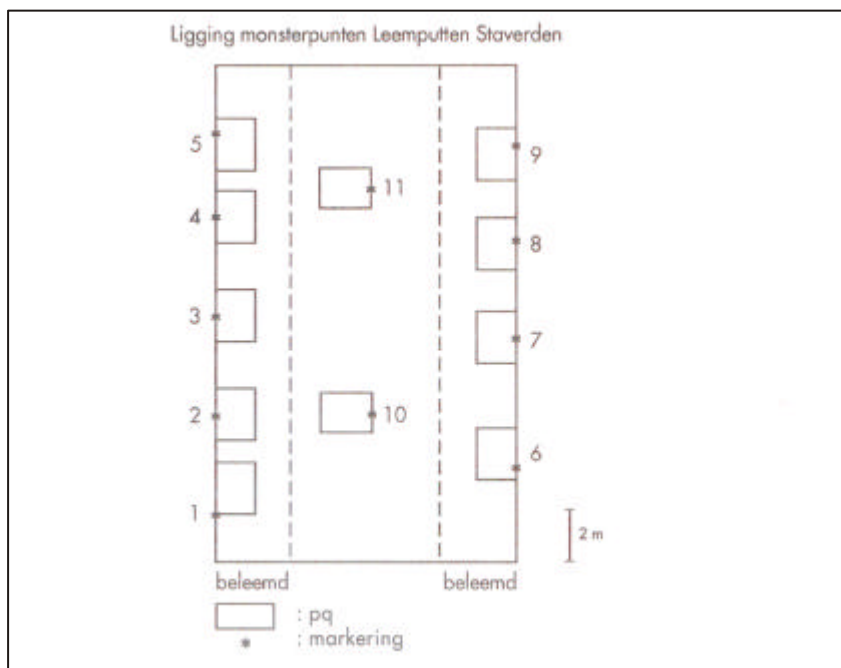


Foto 10.7: De plagstrook in de Leemputten in 1991.



Foto 10.8: De plagstrook in de Leemputten in 2001.

Figuur 10.6 Ligging beleemde en niet beleemde proefvelden in de Leemputten.

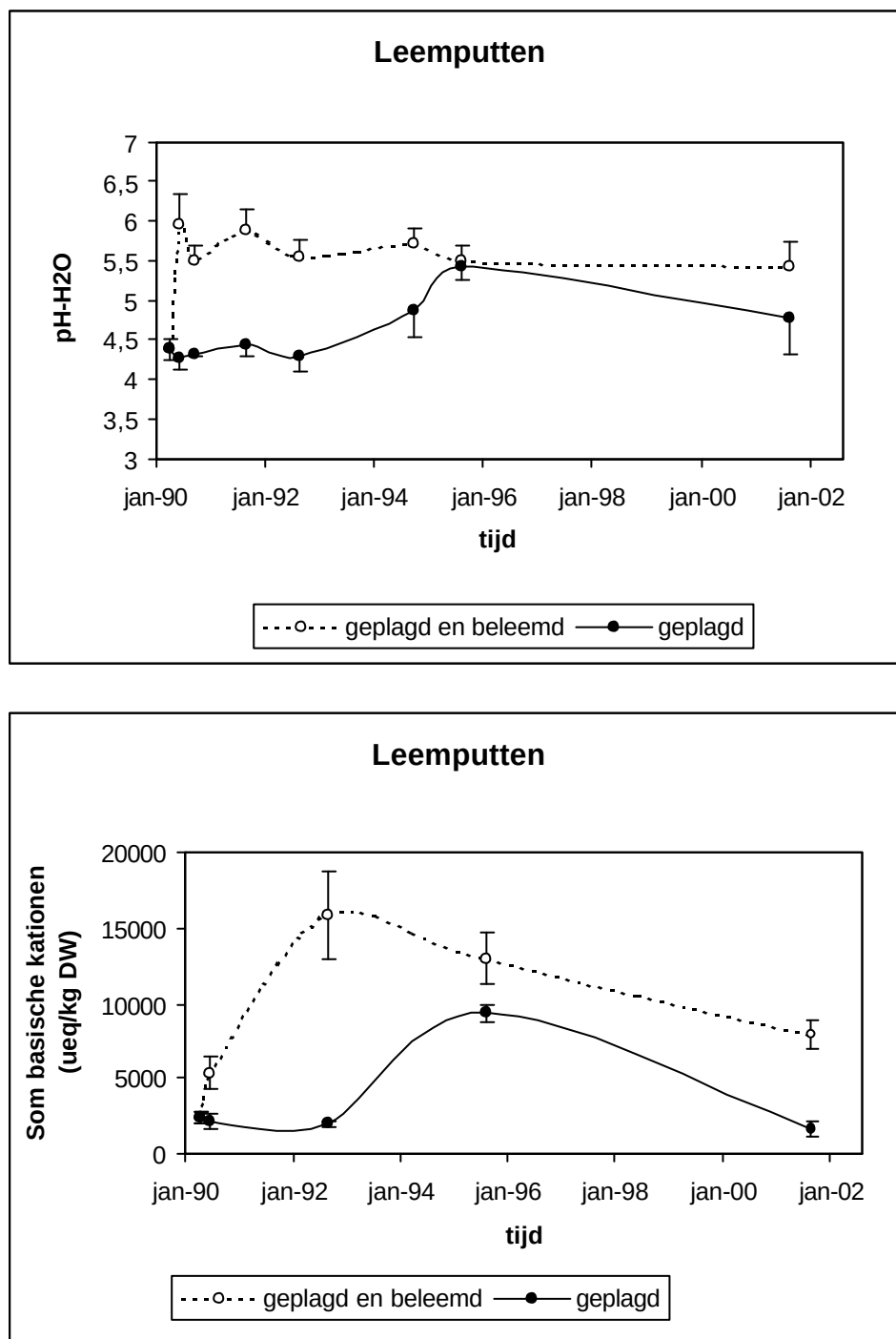


Monitoring

In 1990 is in mei de uitgangssituatie van de bodem vastgelegd. Na uitvoering van de EGM-maatregelen in de zomer van dat jaar, is in juli begonnen met de monitoring. In 1990, 1991, 1992, 1994, 1995 en 2001 is in de permanente proefvelden de vegetatie opgenomen in de nazomer of vroege herfst (volgens Braun-Blanquet). Tegelijkertijd zijn bodemonsters genomen, die zijn geanalyseerd volgens de standaardmethode (zie hoofdstuk 10). Daarnaast zijn in 2001 het totale koolstof en stikstofgehalte van de bodem bepaald.

10.2.3 Effecten op de bodem

Figuur 10.7 Verloop van pH (waterextract) en som van de basische kationen (NaCl-extract) in de Leemputten.



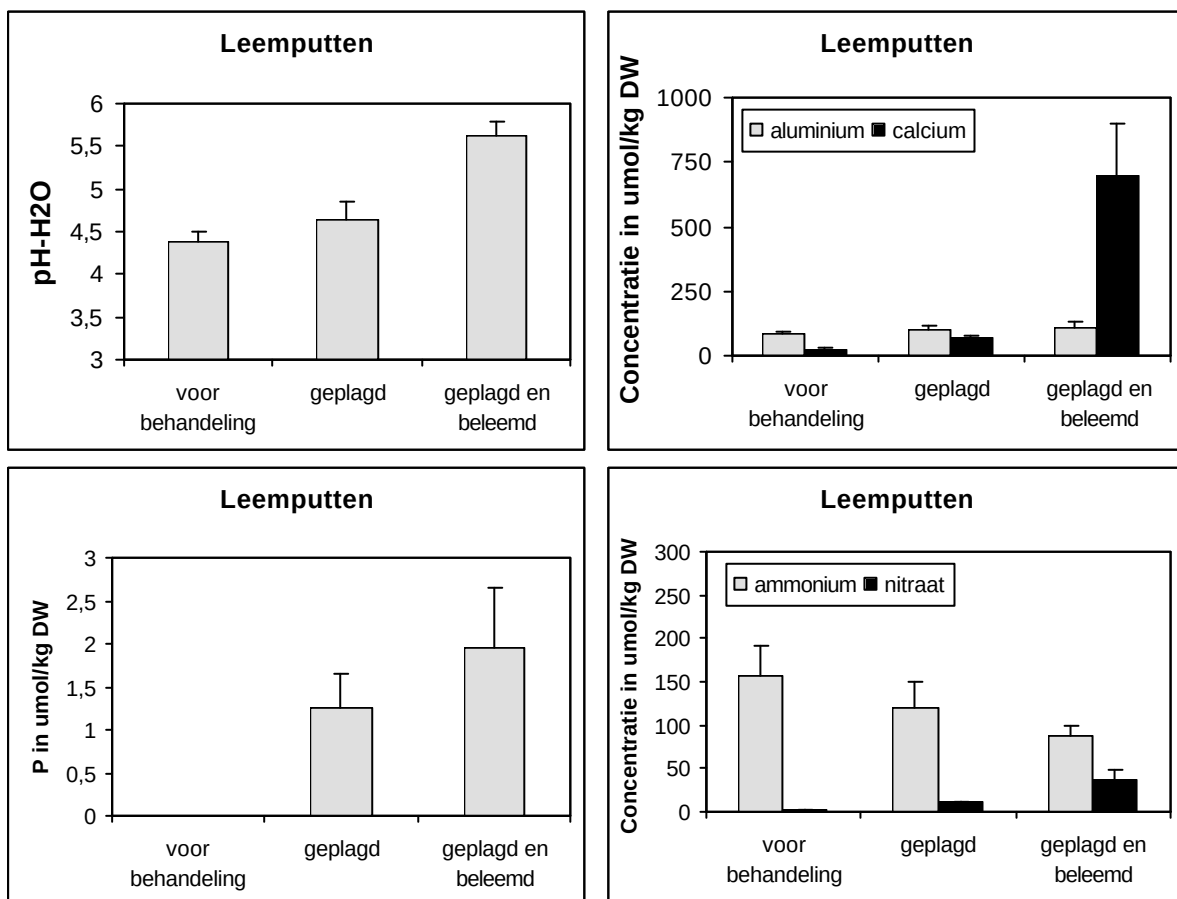
Zuurgraad

De geplagde en beleemde permanente proefvelden geven direct een toename van de buffercapaciteit te zien (Figuur 10.7). Dit komt tot uiting in sterk verhoogde gehalten aan basische kationen en een hogere pH (tot ca pH=5,7). De pH blijft gedurende het gehele experiment op dat niveau; het gehalte aan basische kationen daalt echter sinds 1992. Hiervoor zijn twee mogelijke oorzaken aan te wijzen:

- de leem verspreidt zich in de loop van de tijd verder over de geplagde strook, waardoor er overal een dunnere laag komt. Een aanwijzing hiervoor is de stijging van de pH en het basische kationengehalte in 1993 – 1996 op de onbeleemde delen van de plagstrook;
- er vindt uitloging plaats van basische kationen door o.a. verzuring als gevolg van atmosferische depositie. Een aanwijzing hiervoor is het feit dat ook op de onbeleemde delen van de plagstrook sinds 1996 het gehalte aan calcium, magnesium en kalium daalt.

Waarschijnlijk is er sprake van beide processen: nadat de leemlaag is aangebracht over een deel van de plagstrook, wordt zij door overstroming en uitspoeling verder verdeeld over de strook. Daarnaast verliest de toplaag van de bodem aan basische kationen door uitloging van de bodem. Desalniettemin hebbende combinatie van plaggen en belemen tot gevolg gehad dat er over de plagstrook pH-gradiënten zijn ontstaan, waarbij de pH varieert van 4,3 (permanente proefveld 11, niet beleemd) tot 5,8 (permanente proefveld 9, wel leem aangebracht). Gemiddeld is de pH op de hele strook gestegen (zie figuur 10.8).

Figuur 10.8 Gemiddelde pH-H₂O, en waterextraheerbare aluminium, calcium, fosfaat, ammonium en nitraatconcentraties ($\pm$ SE) voor en na EGM in de leemputten van Staverden.



Stikstof

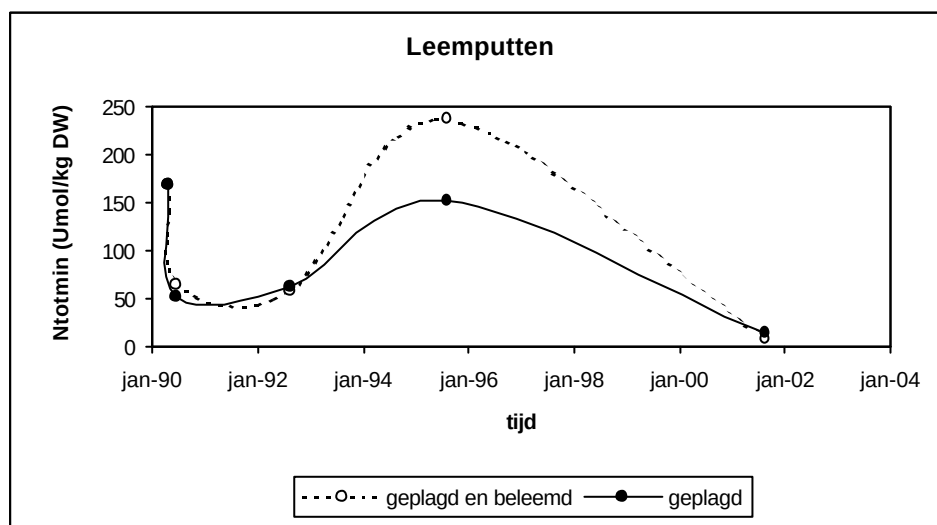
In tabel 10.6 staan organisch stofgehalte, de totale gehalten aan koolstof en stikstof en de C/N-ratio vermeld. De beleemde permanente proefvelden blijken zowel een hoger stikstof als een hoger koolstofgehalte te hebben dan de permanente proefvelden waar geen leem is aangebracht. Daarentegen is de C/N-ratio lager dan op de onbeleemde plaatsen (ca. 40).

Een dergelijk hoge C/N-ratio en een laag totaal stikstofgehalte is typerend voor heidebodems met een vrij soortenarme, zure vegetatie. De waarden zijn vergelijkbaar met die op de zuurdere delen van het naastgelegen Verbrande Bos van Staverden. Dit geldt ook voor de beleemde permanente proefvelden; de totaal stikstofgehalten die daar zijn gemeten liggen in dezelfde orde van grootte als de gehalten in de meer gebufferde delen van het Verbrande Bos.

Tabel 10.6 Bodemchemische kenmerken van de Leemputten (gemiddelden $\pm$ SE).

Behandeling	Jaar	Organisch stofgehalte (%)	N (%)	C (%)	C/N
Geplagd	2001	3.80 $\pm$ 0.69	0.04 $\pm$ 0.01	2.21 $\pm$ 0.40	40.23 $\pm$ 15.97
Geplagd en beleemd	2001	5.28 $\pm$ 1.93	0.12 $\pm$ 0.04	3.07 $\pm$ 1.12	25.89 $\pm$ 2.94

Figuur 10.9 Verloop van het totaal mineraal stikstofgehalte in de Leemputten



Er is weinig verschil tussen het verloop van het totaal mineraal stikstofgehalte van de beleemde en onbeleemde permanente proefvelden (Figuur 10.9). Alleen in de zomer van 1995 werd er duidelijk meer stikstof aangetroffen op de beleemde permanente proefvelden. In dat jaar lagen zowel de nitraat als de ammoniumconcentratie in de bodem hoger in de beleemde permanente proefvelden. In 2001 was er nauwelijks meer mineraal stikstof beschikbaar, waarschijnlijk doordat de dichte vegetatie al het beschikbare N heeft opgenomen.

In beide behandelingen is ammonium de dominante stikstofvorm. De NH_4/NO_3 -ratio was het hoogst in juli 1990 (110 op de beleemde permanente proefvelden, 130 op de onbeleemde permanente proefvelden), maar is sindsdien geleidelijk afgenomen. Vanaf 1992 lag de ratio lager dan 10, een waarde waarvan verondersteld wordt dat vestiging van soorten uit een zwakzuur heischraal milieu hieronder mogelijk is. In 1995 werd in de beleemde permanente proefvelden ongeveer evenveel ammonium als nitraat gemeten in de beleemde proefvelden; voor de permanente proefvelden

waar geen leem was aangebracht werd er vier maal zo veel ammonium dan nitraat gemeten. In 2001 lagen zowel de ammonium- als de nitraatconcentratie in de waterextracten onder de detectielimiet, zodat er geen uitspraak gedaan kan worden over de dominante minerale stikstofvorm.

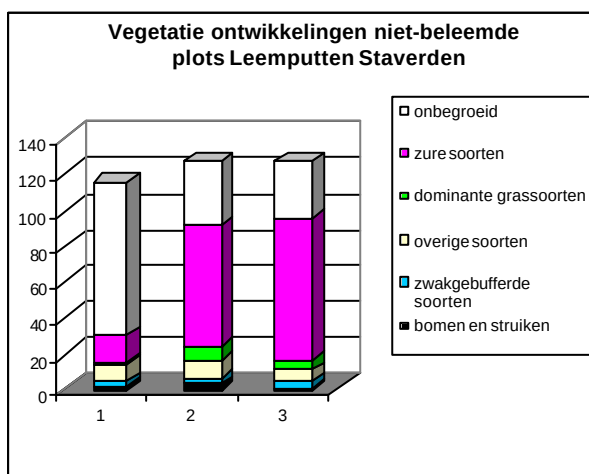
Deze gegevens maken duidelijk dat de omstandigheden voor vestiging van soorten uit een zwakzuur milieu vanaf 1992 qua stikstofvoorziening gunstig zijn en vervolgens steeds beter zijn geworden. Dit geldt voor beide behandelingen. Over de gehele periode genomen, schept de combinatie van plaggen met belemen echter betere abiotische omstandigheden voor soorten van een zwakzuur milieu (figuur 10.7). Tekenen van eutrofiëring zijn in de Leemputten in de bodem niet waargenomen.

10.2.4 Vegetatieontwikkeling

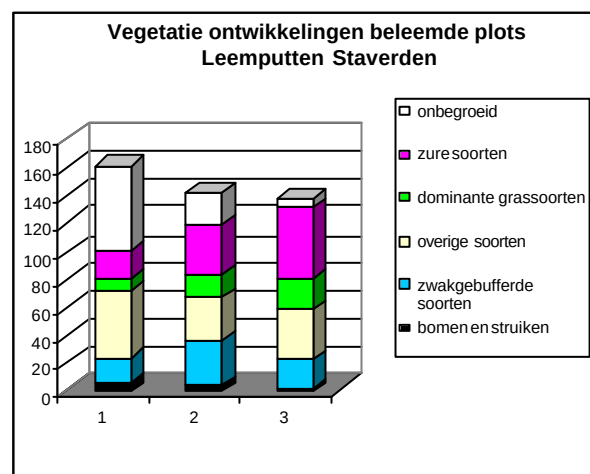
De vegetatie op de plagstrook in de Leemputten kan anno 2001 worden omschreven als een goed ontwikkelde natte heide vegetatie, waarin diverse soorten van een zwakzuur milieu voorkomen. Dit zijn onder andere Klokjesgentiaan, Parnassia en Tormentil (*Potentilla erecta*). Deze soorten worden vrijwel uitsluitend aangetroffen op de beleemde delen van de plagstrook; de delen waar geen leem is aangebracht worden gedomineerd door soorten van een zuurder milieu. Overigens is de totale bedekking van de niet beleemde delen van de plagstrook lager dan die van de beleemde delen, resp. 67 en 95%. Dit heeft onder meer te maken met feit dat het middendeel intensief wordt betreden door edelherten (wissel). Daarnaast kan het optreden van hoge ammoniumconcentraties (met name op het middengedeelte) er voor zorgen dat de vegetatiebedekking daar lager is. Hieronder wordt de vegetatieontwikkeling sinds 1990 nader toegelicht.

De niet beleemde proefvelden worden sterk gedomineerd door soorten van een zuur milieu (figuur 10.10). De dominante soort is Witte snavelbies (*Rhynchospora alba*); in permanente proefveld 11 bedekt hij sinds 1995 bijna 70% van het oppervlak. Slechts incidenteel zijn er soorten van een zwak zuur milieu aangetroffen: Zwarte zegge (*Carex nigra*) en Moeraswolfsklauw (*Lycopodiella inundata*) zijn hier voorbeelden van. De abundantie van deze soorten was zeer laag.

Figuur 10.10
Vegetatieontwikkeling op de onbeleemde per-manente proefveld in de Leemputten van Staverden. Op deze permanent-te proefvelden is geen leem aangebracht.



Figuur 10.11
Ontwikkeling van soortgroepen op de beleemde permanente proefvelden in de Leemputten in Staverden.



In de beleemde proefvlakken is na de eerste vijf jaar een toename te zien van het aantal zwakgebufferde soorten. Er zijn hier onder andere de Rode lijst soorten Parnassia, Stijve ogentroost (*Euphrasia stricta*), Geelhartje (*Linum catharticum*) en Klokjesgentiaan verschenen, zij het steeds in lage abundanties. Echter, na tien jaar is het aandeel van de zwakzure soorten weer aanzienlijk gedaald tot ca. 10 %. Hiermee

bedekken deze soorten nauwelijks meer dan in de permanente proefvelden die niet beleemd zijn (ca. 5%). Daarnaast is het aandeel zure soorten in de periode 1995 – 2001 sterk toegenomen in de beleemde permanente proefvelden, in een enkel geval zelfs tot 80%. Er bestaat wel een verschil in de dominante zure soort: in de beleemde proefvelden is dit Gewone dophei, in de niet beleemde proefvelden Witte snavelbies. De vegetatieontwikkeling op deze beleemde permanente proefvelden toont aan dat de effecten het grootst zijn in de eerste vijf jaar na toediening van het leem. Na tien jaar is effect veel minder groot.

Een uitzondering hierop wordt gevormd door het beleemde permanente proefveld 6. Hier is de bedekking van de soorten van een zwakgebufferd milieu na tien jaar opgelopen tot 48%. Dit wordt overigens grotendeels veroorzaakt door Blauwe zegge (*Carex panicea*). Echter, ook Parnassia en Dwergzegge (*Carex oederi ssp. oederi*) zijn in geringe bedekking aanwezig. Verder is de bedekking van zure soorten hier lager dan in de andere beleemde permanente proefvelden, namelijk zo'n 27 %. In dit permanente proefveld blijkt het effect van de leem dus langer stand te houden.

De achteruitgang van de zwakzure soorten wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het volgende mechanisme: in de permanente proefvelden is er afstroming van (zwak)zuur water. Hierdoor is het bufferend vermogen van het leem afgenomen en is er ook deel van de leem weggespoeld (zie bodemgegevens). De bodem verzuurt hierdoor. Door de ligging van permanent proefveld 6 is er waarschijnlijk minder water over dit permanente proefveld gestroomd waardoor dit proefveld nog steeds zwakgebufferd is.

Een andere reden voor de recente achteruitgang kan zijn dat door ontbreken van beheer in deze beleemde proefvelden de concurrentie van soorten dan Gewone dophei, Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) en Veenmos (*Sphagnum species*) zodanig is dat dit ten koste is gegaan van de zwakgebufferde soorten. De sterke toename in de bedekking van Gewone dophei in permanente proefveld 3 en 9 en van de dominante grassen in permanente proefveld 6 en 7 in de periode 1995 – 2001 is hier een aanwijzing voor. De veenmossen nemen vooral in bedekking toe in permanente proefveld 3. Een beheer waarbij afvoer plaatsvindt van de biomassa (zoals maaien en afvoeren) is waarschijnlijk essentieel voor instandhouding van zwakgebufferde vegetaties.

Ontwikkeling van de Rode lijstsoorten

In het terrein zijn in de periode 1995-2001 elf Rode lijstsoorten aangetroffen, zes van een zwak zuur milieu, en vijf van een zuur milieu (tabel 10.7). De soorten van het zure milieu hebben zich allen kunnen handhaven tot 2001; Witte snavelbies neemt zelfs sterk in bedekking toe. Van de karakteristieke soorten van het zwak gebufferde milieu hebben Geelhartje en Wataardbei (*Potentilla palustris*) zich niet kunnen handhaven en neemt de bedekking van Stijve ogentroost in de loop der jaren af. Daarnaast is het opvallend dat Moeraswolfsklauw zich niet op de beleemde plaatsen heeft kunnen vestigen, maar wel op de onbeleemde. Al eerder is opgemerkt dat deze soort zich ook in een zuur milieu op zijn plaats voelt.

Tabel 10.7 Gemiddelde bedekking (%) van de Rode lijstsoorten in de Leemputten.

	Geplagd			Geplagd en beleemd		
	1992	1995	2001	1992	1995	2001
Zwak gebufferde soorten						
Stijve ogentroost				3,3	1,3	1,0
Klokjesgentiaan					1	1
Geelhartje					2	
Moeraswolfsklauw		2	2		1	
Parnassia				2,5	2	2
Wataardbei					1	
Zure soorten						
Kleine zonnedauw	3	13	10,5	4,5	5,5	3
Ronde zonnedauw				1,8	2,0	2,3
Beenbreek		2	2,5	1	1,5	4,7
Witte snavelbies	3	38	53	2,5	10	4,3
Bruine snavelbies	1,5	4	8	2	4,7	4

10.2.5 Conclusie

De combinatie van EGM-maatregelen van plaggen met het aanbrengen van leem op een deel van de plagstrook, heeft in de Leemputten geleid tot een divers abiotisch milieu. Hierin zijn zure afgewisseld met minder zwak gebufferde plaatsen; de laatste ter plekke van de aangebrachte leem. De stikstofconcentratie is overal op de plagstrook laag. De diversiteit aan milieutypen heeft geleid tot de vestiging van een soortenrijke vegetatie. Hierin is plaats voor zowel soorten van een zwakgebufferd als een zuur milieu, met in totaal elf Rode lijstsoorten in de periode 1992 – 2001. Het hoogtepunt van de soorten diversiteit lag in 1995; sindsdien zijn zowel het aantal als de bedekking van de soorten van een zwak gebufferd milieu achteruitgegaan. Verder is een belangrijke achteruitgang in de groep overige soorten die in dit gebied grotendeels bestaat uit soorten van matig voedselrijke en voedselrijke bodems opgetreden. Dit lijkt deels veroorzaakt te worden door verzuring: doordat de leemlaag door verspoeling dunner wordt en door uitloging van de bodem, raakt de bodem minder gebufferd en wordt het verschil tussen de beleeemd en onbeleeemde permanente proefvelden minder groot. De bodemchemische monitoring geeft echter aan dat de bodem nog voldoende gebufferd is voor de vestiging van zwakzure soorten. Het is dan ook onduidelijk in hoeverre verzuring verantwoordelijk is voor de achteruitgang van de planten van een zwak gebufferde heide. Mogelijk speelt echter ook concurrentie met Pijpenstrootje of Veenmossen een rol in de achteruitgang van de zwakzure soorten: een beheer van maaien en afvoeren zou in dat geval de ontwikkeling van deze soorten bevorderen.

10.3 Breklenkampse veld

10.3.1 Gebiedsbeschrijving

Het Breklenkampse veld is gelegen in noord Twente. Het gebied maakt deel uit van het ca. 80 ha. grote reservaat de Bergvennen, dat in eigendom en beheer is van Landschap Overijssel. Het reservaat omvat, buiten de eigenlijke Bergvennen, een bosrijk gedeelte in het zuidoosten van het reservaat en een complex van schraalgraslanden en broekbossen in het noorden (het Breklenkampse Veld).

Het Breklenkampse veld is een geaccidenteerd terrein. Grote delen van het gebied zijn vochtig tot nat; in de winter staan zij lange tijd onder water. Alleen de hoogste delen zijn permanent droog. De vormgeving van het gebied stamt uit de Riss-ijstijd. Later hebben zich dekzanden afgezet in het gebied (Würm-ijstijd), waarbij de lagere delen tijdens het Holoceen zijn opgevuld door veenlagen en leemafzettingen. De huidige bodems worden geclassificeerd als vlietveengronden en broekeerdgronden. Op de hoogste delen van het terrein worden podzolgronden aangetroffen (Boschloo, 1982). Het Breklenkampse veld kent zeer diverse vegetatie als gevolg van de hoogteverschillen binnen het terrein. De hoogste delen worden gekenmerkt door een droge heide vegetatie van voornamelijk Struikhei. Enkele meters verderop, in de laagste delen, groeien soorten als Egelboterbloem (*Ranunculus flammula*) en Zwarte zegge (*Carex nigra*). Daartussen komt een smalle zone met een natte heischrale vegetatie voor, gekenmerkt door soorten als Gevlekte orchis (*Dactylorhiza maculata*), Heidekartelblad (*Pedicularis sylvatica*), Kleine valeriaan (*Valeriana officinalis*) en Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*). De geplagde delen van deze zone kennen een vegetatie die wordt gerekend tot het Dwergbiezenverbond (NANOCYPERION). Iets hoger, komt op de geplagde delen een vegetatie voor die werd gekenmerkt door zuurminnender soorten als Kleine zonnedaauw (*Drosera intermedia*), Ronde zonnedaauw (*D. rotundifolia*), Moeraswolfsklauw (*Lycopodiella inundatum*) en Witte snavelbies (*Rhynchospora alba*).

In het Breklenkampse veld waren tekenen van eutrofiëring waar te nemen. Hiertegen wordt een adequaat plagbeheer gevoerd door de beheerder. Het terrein dient vooral als leerobject. Omdat het echter een aantal plagstroken van verschillende data herbergt, kunnen de effecten van plaggen op de vegetatie en bodemchemie goed worden bestudeerd. Dit vormt de reden om het terrein in de lange termijn monitoring op te nemen.



Foto 10.9 Geplagde strook in het Breklenkampse Veld in 1990.



Foto 10.10 Juncus-zone in Breklenkamp (2001)



Foto 10.11: Detail van zone met Heidekartelblad in Breklenkamp in 2001.



Foto 10.12: Natte heide in Breklenkamp in 2001

10.3.2 Proefopzet

In 1990 zijn in het Breklenkampse veld vijf transecten uitgezet, haaks op de hoogtegradiënt van het terrein. Hierdoor liep ieder transect van laag naar hoog, met de bijbehorende vegetatietypen. De meeste transecten eindigen in de zure droge heide (Verbond van Struikhei en Kruipbrem, (CALLUNO-GENISTION PILOSAE)). Op ieder transect zijn een aantal permanente proefvelden (4 m²) aangelegd in verschillende vegetatietypen; destijds waren de grenzen tussen de typen zeer duidelijk. Een aantal van de transecten was in de voorgaande jaren geheel of gedeeltelijk geplagd (zie tabel 10.8). Omdat de transecten dicht bij elkaar lagen, een aantal vegetatietypen doorkruisten en in opvolgende jaren zijn geplagd, is het Breklenkampse Veld een ideaal studieobject voor het bestuderen van de effecten van plagen op natte heidevegetaties (zie ook De Graaf e.a. 1994).

Daarnaast is de eerste jaren van dit project veel aandacht besteed aan de relatie tussen de hydrologie en de vegetatie (zie De Graaf e.a. 1994).

Tabel 10.8 Teruggevonden transecten en permanente proefvelden in 2001 in het Breklenkampse Veld. In de laatste kolom is de groep aangegeven waartoe de vegetatie van het permanente proefveld behoort volgens de clustering van 2001 voor de ligging van de permanente proefvelden zie De Graaf e.a. 1994) .

Transect	Geplagd	Teruggevonden permanente proefvelden	Hoogteligging	Vegetatiegroep
1	Ongeplagd	2	Laag	3
1	Ongeplagd	3	Laag	3
1	Ongeplagd	4	Laag	3
1	Ongeplagd	5	Middel	2
1	Ongeplagd	6	Hoog	1
3	Geplagd (89-90)	11	Laag	3
3	Geplagd (89-90)	14	Laag	3
3	Geplagd (89-90)	17	Middel	2
3	Geplagd (89-90)	19	Hoog	1
3	Geplagd (89-90)	21	Hoog	1
4	Ongeplagd	22	Laag	3
4	Ongeplagd	23	Laag	3
4	Ongeplagd	24	Laag	3
4	Ongeplagd	25	Hoog	1

Monitoring

Bij aanvang van het experiment in 1990 was de bodem van dat transect nog helemaal kaal. In 2001 zijn drie transecten uitgezet op ongeveer dezelfde locaties als in 1990. De precieze locatie van de oorspronkelijke transecten kon niet worden achterhaald. Omdat de ligging van het transect uit 2001 niet exact overeen kwam met de ligging in 1990 konden ook de opnames niet op precies dezelfde plaats gemaakt worden. Echter, op basis van de vegetatiebeschrijving en de afstand tussen de permanente proefvelden is het mogelijk te herleiden wat welke permanente proefvelden ongeveer overeenkwamen met die in 1990. Onder de opnieuw uitgezette transecten bevindt zich ook transect 3 dat in de winter van 1989-1990 was geplagd (tabel 10.8). De onzekerheid omtrent de ligging van transect 2 en 5 was te groot om een goede monitoring te kunnen waarborgen. Binnen deze transecten zijn opnames gemaakt van homogene vegetaties. In totaal zijn op deze wijze 14 opnames gemaakt; daarnaast zijn bodemonsters genomen van deze permanente proefvelden. Het blijkt dat er voldoende permanente proefvelden in verschillende vegetatietypen en transecten zijn teruggevonden om uitspraak te doen over de effecten van plagen. De transecten zijn hetzelfde genummerd als in 1990.

In de jaren 1990, 1991 en 1992 zijn van alle permanente proefvelden in het Breklenkampse Veld vegetatieopnames gemaakt m.b.v. de Braun-Blanquet schaal. Tevens werd in ieder permanente proefveld een mengmonster van de bodem genomen, dat werd opgewerkt en geanalyseerd volgens de standaardprocedure (zie

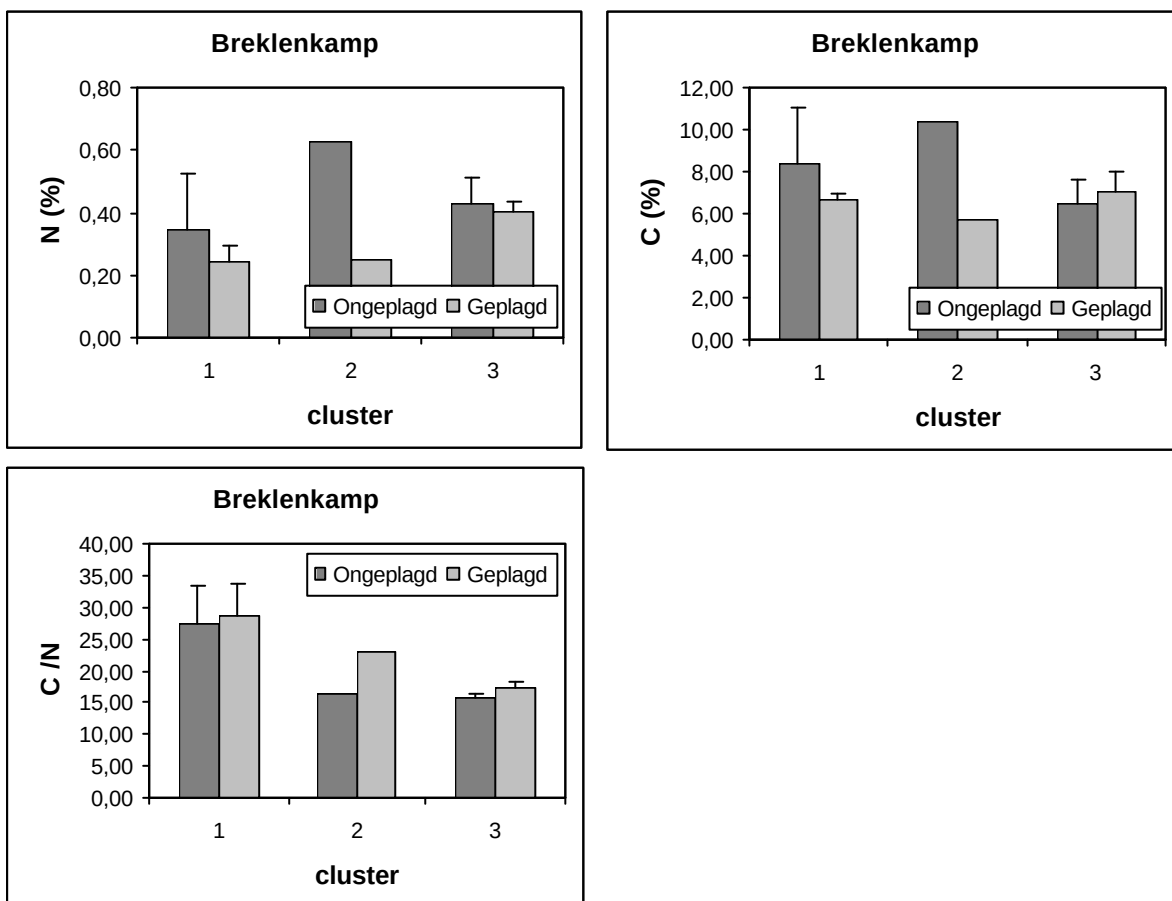
De Graaf e.a. 1994). In de permanente proefvelden die in 2001 zijn teruggevonden is de monitoring op dezelfde wijze voortgezet.

10.3.3 Effecten op de bodem

Voor het bespreken van de effecten van plagen op de bodemchemie, wordt gebruik gemaakt van de clusterindeling van de vegetatie in 2001. Hierbij zijn drie vegetatietypen onderscheiden, waarbij ieder vegetatiecluster zowel geplagde als ongeplagde permanente proefvelden kent. De bodemchemische parameters van deze worden met elkaar vergeleken.

Plaggen leidt tot een vermindering van het totaal stikstofgehalte in de bodem, dat ook twaalf jaar na plaggen nog duidelijk meetbaar is. Echter, er bestaan duidelijke verschillen in het totaal stikstofgehalte tussen de vegetatieclusters in 2001: in de middelste zone (vegetatiecluster 2) is het effect van plaggen het grootst. In de lage en hoge zone bestaat anno 2001 aanmerkelijk minder verschil tussen de stikstof- en koolstofgehalten van de geplagde en ongeplagde proefvlakken.

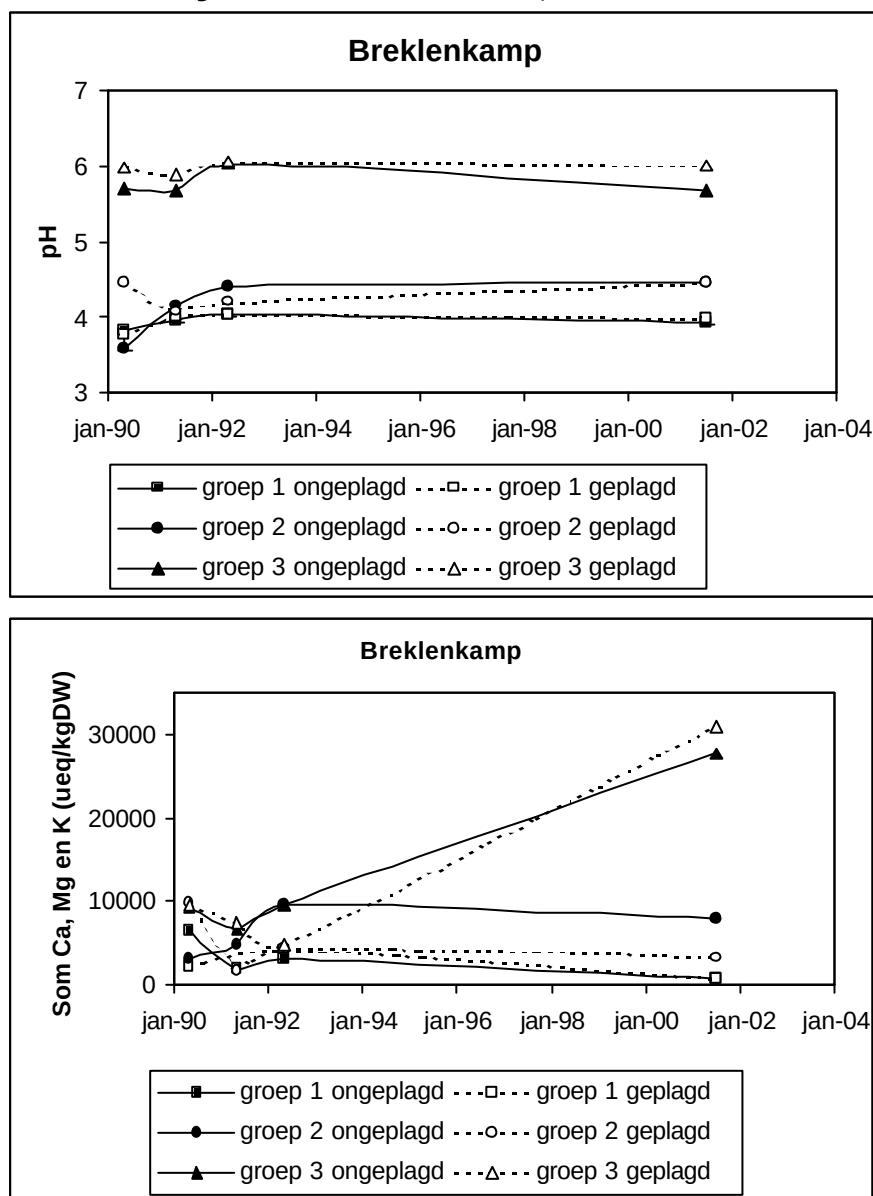
Figuur 10.12 Totaal N (%) en totaal C (%)gehalte in de geplagde en ongeplagde permanente proefvelden in het Breklenkampse Veld (voor vegetatieclusters zie tabel 10.6).



In de geplagde permanente proefvelden is het mineraal stikstofgehalte het hoogst in 1990 en neemt vervolgens geleidelijk af. Dit wordt toegeschreven aan twee zaken: ten eerste treedt er kort na plaggen altijd een piek op in de ammoniumconcentratie (zie ook De Graaf e.a. 1994, Dorland e.a. 2003). Deze wordt toegeschreven aan de sterke mineralisatie van makkelijk afbreekbaar materiaal dat na plaggen in de bodem achterblijft, aan het ontbreken van nitrificerende bacteriën en aan het gebrek aan

opname door planten. In de loop der tijd neemt met name de opname van stikstof door planten sterk toe, waardoor het totaal mineraal stikstofgehalte daalt. In alle ongeplagde permanente proefvelden is in 1992 een piek in het mineraal stikstofgehalte waarneembaar. Het is onduidelijk waar dit door wordt veroorzaakt. Overigens zijn er grote verschillen in mineraal stikstofgehalte waargenomen tussen transect 1 en 4, waarbij de stikstofgehalten in transect 4 gemiddeld hoger zijn dan in transect 1.

Figuur 10.13 Verloop van de pH (H₂O) en som van de basische kationen in de verschillende vegetatieclusters in Breklenkamp (voor vegetatieclusters zie tabel 10.6).



Plaggen beïnvloedt de pH in het Breklenkampse Veld nauwelijks (figuur 10.13): alleen in vegetatiecluster 3, de laagstgelegen, sterkst gebufferde permanente proefvelden leidt plaggen tot een lichte verhoging van de pH. Ook de som van de basische kationen is in 2001 hoger. De positieve effecten van plaggen op de buffering van de laaggelegen permanente proefvelden kunnen wellicht worden toegeschreven aan het feit dat plaggen het maaiveld verlaagd. In een terrein als het Breklenkampse veld, waar de buffering van de bodem vooral wordt bepaald door de aanvoer van basenrijk grondwater, kan dit leiden tot een sterke toename in het aantal dagen dat gebufferd

grondwater in de wortelzone komt. In de zone die in het midden van de hoogtegradiënt ligt en waar de meeste zeldzame soorten voorkomen van het heischrale milieu, is het gehalte aan basische kationen in de geplagde permanente proefvelden lager dan in de ongeplagde. De oorzaak hiervoor is onduidelijk; wellicht is door afvoer van de organische toplaag van de bodem een groot deel van het adsorptiecomplex afgevoerd, waardoor de buffercapaciteit van de bodem is verlaagd. Overigens is de gemiddelde pH van de geplagde en ongeplagde permanente proefvelden in deze zone resp. 4,3 en 4,15. Dat is vrij laag voor de karakteristieke soortenrijke heidevegetatie die er groeit. Plaggen heeft geen effect op de zuurgraad of het bufferend vermogen van de hoogstgelegen permanente proefvelden (cluster 1). De bodem van deze permanente proefvelden bevindt zich in de aluminiumbufferrange.

10.3.4 Effecten op de vegetatie

Er zijn in totaal 14 vegetatieopnamen gemaakt¹, verspreid over drie transecten. De opnamen zijn tot groepen geclusterd op grond van hun overeenkomst. De vegetatieopnamen uit 2001 zijn geclusterd, waarbij drie groepen onderscheiden zijn:

1. groep 1: hierin komen vooral soorten uit een zuur milieu voor als Struikhei (*Calluna vulgaris*) en Gewone dophei (*Erica tetralix*). In permanente proefveld 25 bedekt Trekrus (*Juncus squarrosus*) daarnaast een groot deel van het permanente proefveld. Dit zijn de hoogstgelegen permanente proefvelden;
2. groep 2: deze groep herbergt de permanente proefvelden waarin een combinatie van zwakzure en zure soorten voorkomt. Karakteristieke soorten in deze permanente proefvelden zijn, behalve Gewone dophei en Struikhei, Veldrus (*Juncus acutiformis*) en Heidekartelblad (*Pedicularis palustris*). De permanente proefvelden van groep 2 liggen op een gemiddelde hoogte;
3. groep 3: In de permanente proefvelden behorend tot deze groep worden zowel soorten van een zwak zuur milieu als van meer gebufferde omstandigheden (matig voedselrijk) aangetroffen. Aspectbepalend in deze permanente proefvelden zijn soorten als Veldrus, Moerasstruisgras (*Agrostis canina*), Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*) en Reukgras (*Anthoxanthum odoratum*). Daarnaast worden Tormetil (*Potentilla erecta*), Heidekartelblad en Blauwe zegge (*Carex panicea*) soms in redelijke bedekking aangetroffen. Deze permanente proefvelden liggen het laagst in het terrein.

Binnen ieder cluster zijn zowel permanente proefvelden uit de ongeplagde transecten als uit het geplagde transect aanwezig. Dit duidt erop dat elf jaar na plaggen de vegetatie in het Breklenkampse Veld sterker wordt beïnvloed door de hydrologie dan door het al dan niet geplagd zijn.

Verdere analyse van de vegetatie draait om de volgende vragen:

1. Neemt door plaggen de bedekking van de dominante grassen af?
2. Keren alle karakteristieke soorten terug na plaggen?

Tabel 10.9 Gemiddelde bedekking van de verschillende groepen soorten in de vegetatieclusters in Breklenkamp in 2001.

cluster	Geplagd	Bedekking totaal (%)	Bedekking kruidlaag (%)	Bedekking moslaag (%)	zwakzure schrале soorten	gebufferde matig voedselrijke soorten	Storing- soorten	dominante grassoorten	zure soorten	bomen en struiken
1	Geplagd	98	94	60	2	0	0	4	110	10,5
1	Ongeplagd	96,5	85	45	2,5	0	0	5	135	3,5
2	Geplagd	99	75	75	47	3	0	6	38	5
2	Ongeplagd	99	90	60	49	0	1	46	28	2
3	Geplagd	98	92,5	35	64	20,5	20	30,5	1	1
3	Ongeplagd	98	97,5	18,3	59,7	31,7	9,8	25,7	5,0	4,8

¹ Een vergelijking in de tijd is hier niet mogelijk, omdat de oude opnamelocaties niet terug gevonden zijn.

De gemiddelde bedekking van de soorten behorende tot een bepaald milieutype is weergegeven in tabel 10.9. Hieruit blijkt dat er elf jaar na plaggen nauwelijks verschil bestaat in de bedekking van dominante grassoorten in de clusters 1 en 3. In cluster 1, een zure soortenarme heidevegetatie, bedekt Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) in de geplagde en ongeplagde permanente proefvelden minder dan 5%. Anders is dit in de laaggelegen permanente proefvelden van cluster 3. In deze permanente proefvelden wordt Moerasstruisgras gezien als de voornaamste vergrasser. De soort bedekt in 2001 gemiddeld zo'n 28% van het oppervlak, ongeacht het feit of het permanente proefveld is geplagd of niet.

Duidelijke effecten van plaggen zijn wel waargenomen in de permanente proefvelden behorend tot cluster 2. Hier is de dekking van Pijpenstrootje en Moerasstruisgras sterk afgenomen.

De tweede vraag, naar de terugkeer van de oorspronkelijk in het terrein aanwezige soorten op de plagstrook kan met een simpel ja worden beantwoord (tabel 10.10). In het geplagde permanente proefveld van cluster 2 zijn in 2001 zelfs veel meer soorten aangetroffen dan in het naastgelegen ongeplagde permanente proefveld. Het zijn vooral soorten van een zwak zuur en zuur milieu die zich nieuw in dit permanente proefveld hebben gevestigd. Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*), Blauwe zegge en Witte snavelbies (*Rhynchospora alba*) zijn voorbeelden van soorten die niet op het ongeplagde permanente proefveld van cluster 2 zijn aangetroffen.

Tabel 10.10 Gemiddeld aantal soorten van de verschillende groepen soorten in de vegetatieclusters in Breklenkamp in 2001.

Cluster	geplagd	Totaal aantal soorten	zwakzure schrale soorten	Gebufferde matig voedselrijke soorten	Storing- soorten	dominante grassoorten	zure soorten	bomen en struiken
1	geplagd	7	1,5	0	0	0,5	3,5	1,5
1	ongeplagd	6,5	1	0	0	1	2,5	2
2	geplagd	22	7	2	0	2	7	4
2	ongeplagd	10	3	0	1	2	3	1
3	geplagd	19	6	8	2	2	0,5	0,5
3	ongeplagd	22,2	8,3	8,5	1,5	1,7	1,3	0,8

Opvallend is de goede vestiging van Rode lijstsoorten in de geplagde permanente proefvelden (tabel 10.11). In het Breklenkampse Veld zijn in 2001 acht Rode Lijstsoorten op de geplagde permanente proefvelden aangetroffen. Alleen Gevlekte orchis (*Dactylorhiza maculata*) en Kleine valeriaan (*Valeriana dioica*) zijn in 2001 niet aangetroffen in de opnames van 2001. Met name Heidekartelblad en Witte en Bruine snavelbies (*Rhynchospora fusca*) hebben in 2001 een behoorlijk hoge abundantie op de geplagde permanente proefvelden.

Tabel 10.11 Rode lijstsoorten in het Breklenkampse Veld in 2001.

PQ	2	3	4	5	6	11	14	17	19	21	22	23	24	25
Behandeling	ongeplagd							geplagd						
Klokjesgentiaan								+	r					
Moeraswolfsklauw									r					
Heidekartelblad	2a	+	2b	1			2a	2b						
Blauwe knoop			+				r					+	+	
Wateraardbei						r					1	+	+	
Kleine valeriaan													1	
Gevlekte orchis												+	+	
Witte snavelbies								2m	+					
Bruine snavelbies									2m					
Borstelgras								+						

10.3.5 Conclusies

Plaggen leidt in het Breklenkampse Veld tot een vermindering van de totale hoeveelheid stikstof in de bovenste laag van de bodem. Dit effect is in 2001 nog duidelijk merkbaar, met name in de permanente proefvelden die midden in het geplagde transect liggen. Daarnaast leidt plaggen ertoe dat de laaggelegen permanente proefvelden sterker worden gebufferd: dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het feit dat het maaiveld wordt verlaagd, waardoor de grondwaterinvloed in de wortelzone groter wordt. In de hoger gelegen permanente proefvelden is dit effect veel minder groot.

Het effect van plaggen op de vegetatie is zeer positief: plaggen leidt tot een vermindering van de bedekking van grassen als Pijpenstrootje en Moerasstruisgras, terwijl de bedekking van de karakteristieke heidesoorten toeneemt. Afhankelijk van de zuurgraad van de bodem zijn dit planten van een zuur of zwakzuur milieu. Daarnaast vestigen zich in de geplagde permanente proefvelden acht Rode lijst soorten. Al deze soorten kwamen al in het terrein voor.

10.4 De Bieze

10.4.1 Gebiedsbeschrijving

De Bieze is een nat heideterrein dat deel uit maakt van het Kroondomein het Loo. Het is een complex van natte heide waarin verschillende putjes en een ven voorkomen. De putjes zijn waarschijnlijk ontstaan doordat bomexplosies.

Het gebied ligt in een depressie in het terrein die wordt omgeven door dekzandruggen. Hoewel de precieze werking van het hydrologisch systeem niet duidelijk is, wordt verondersteld dat een lokaal systeem de verschillen in buffering in de bodem veroorzaakt (De Graaf e.a. 1994). Hierdoor zijn er globaal drie zones te onderscheiden: een droge zone boven op de dekzandruggen, waar regenwater infiltreert. Deze zone is het zuurst. Het geïnfilteerde water stroomt af naar de laagte en wordt onderweg aangerijkt met calcium. In de winter en in het vroege voorjaar treedt dit basenrijke water uit in de middelhoge zone, die hierdoor wordt gebufferd. De laagstgelegen delen van het terrein worden gekenmerkt door stagnatie van regen- en grondwater en nemen qua zuurgraad een intermediaire positie in (zie ook Jansen e.a. 1993; Dorland e.a. 2000).

De Bieze had sterk te lijden onder de atmosferische depositie van zuur en stikstof. Het gevolg was dat de oorspronkelijke soortenrijke natte heide vegetatie in 1990 vrijwel geheel was verdwenen ten koste van de expansie van Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*). Soorten als Gevlekte orchis (*Dactylorhiza maculata*) en Beenbreek (*Narthecium ossifragum*) waren uit het terrein verdwenen. Alleen in de directe omgeving van de putjes waren in 1990 nog enkele exemplaren van Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*) aan te treffen.

10.4.2 Proefopzet

Om de effecten van eutrofiëring terug te dringen is het terrein in het najaar van 1990 geplagd en zijn de putjes gebaggerd. Daarbij is een restpopulatie van Klokjesgentiaan gespaard, omdat het zeldzame Gentiaanblauwtje hier op vloog. Aanvullende maatregelen tegen verzuring zijn in 1990 niet genomen. Eind december 1997 is het inrijgebied op de dekzandruggen bekalkt (Dorland e.a. 2000). Hoewel dit buiten het bestek van de huidige monitoring valt, is al duidelijk dat de bekalking in een deel van het terrein de buffercapaciteit van de bodem heeft verhoogd (Dorland e.a. 2000 en in voorbereiding). Effecten op de vegetatie zijn, behoudens een achteruitgang in de bedekking van haarmos in het bekalkte proefvlak niet waargenomen. In de bespreking van de resultaten van de huidige lange-termijn monitoring zal worden alleen aandacht besteed worden aan de bekalking als de resultaten daar aanleiding toe geven. De nadruk zal liggen op de effecten van plaggen.

Monitoring

De uitgangssituatie voor plaggen is vastgelegd in een vegetatiekartering in de zomer van 1990. In 1992 en 2001 is deze kartering herhaald. In de vegetatievlakken zijn bodemonsters genomen die volgens de standaardprocedure zijn opgewerkt en geanalyseerd. Daarnaast is in 1990 en 1992 het totaal P-gehalte van de bodemonsters bepaald. In 2001 is het totaal N-gehalte bepaald.

Na plaggen is er een andere vegetatie gevestigd. Dit maakt de monitoring van de bodemchemie moeilijk. De bespreking van de resultaten richt zich dan ook vooral op de vegetatie.

De bodemchemie is gemonitord door van ieder vegetatietype bodemonsters te nemen en te analyseren.

Omdat de grenzen van de vegetatietypen voor en na plaggen niet dezelfde zijn en ook sinds 1992 nog zijn verschoven in de tijd, worden de bodemchemie besproken op basis van de vegetatietypen die in 2001 zijn onderscheiden.



Foto 10.13: Overzicht vergrast deel van de Bieze.



Foto 10.14 De Bieze in 1992, twee jaar na plaggen.

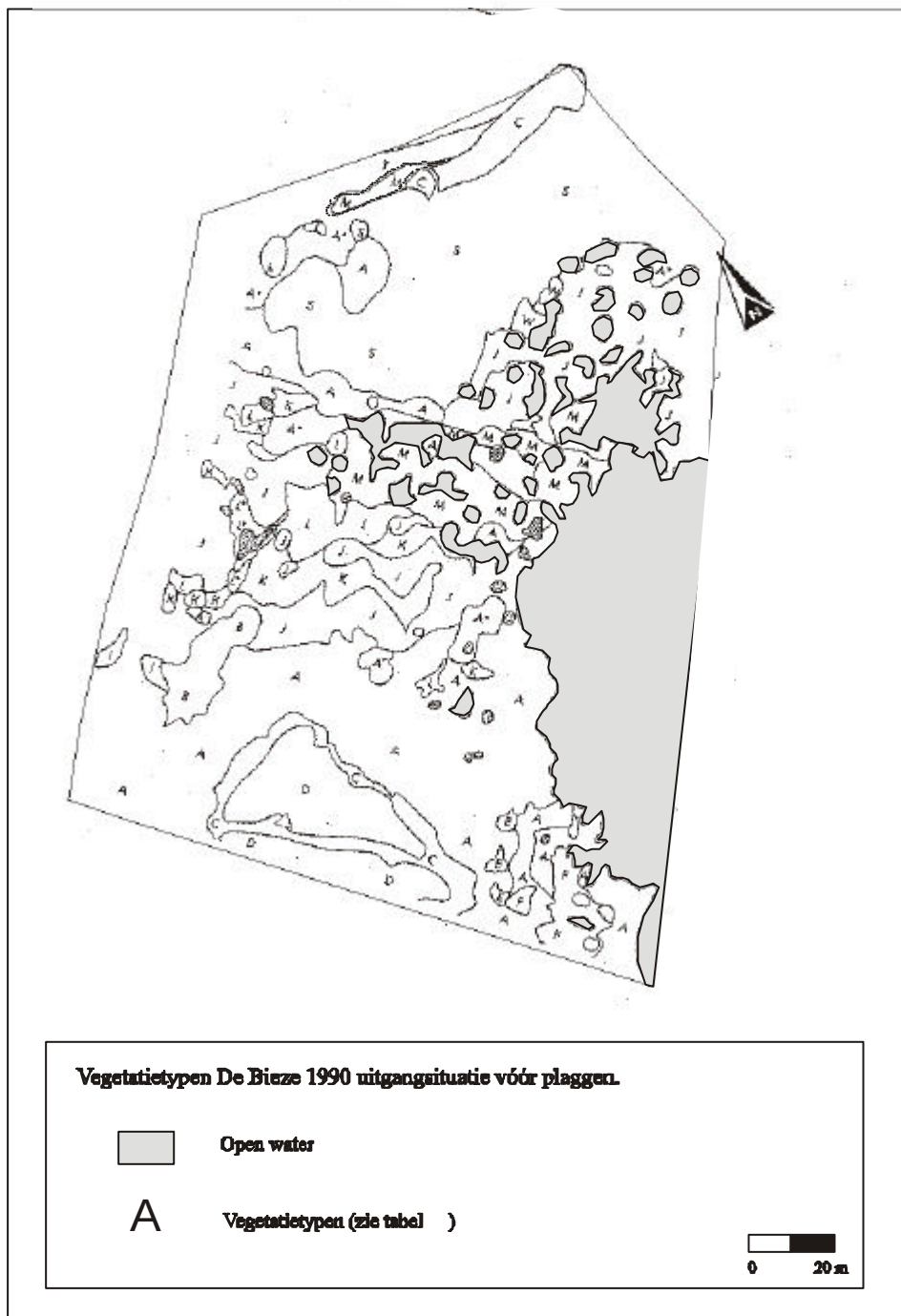


Foto 10.15 Overzicht van de Bieze in 2001, elf jaar na plaggen.

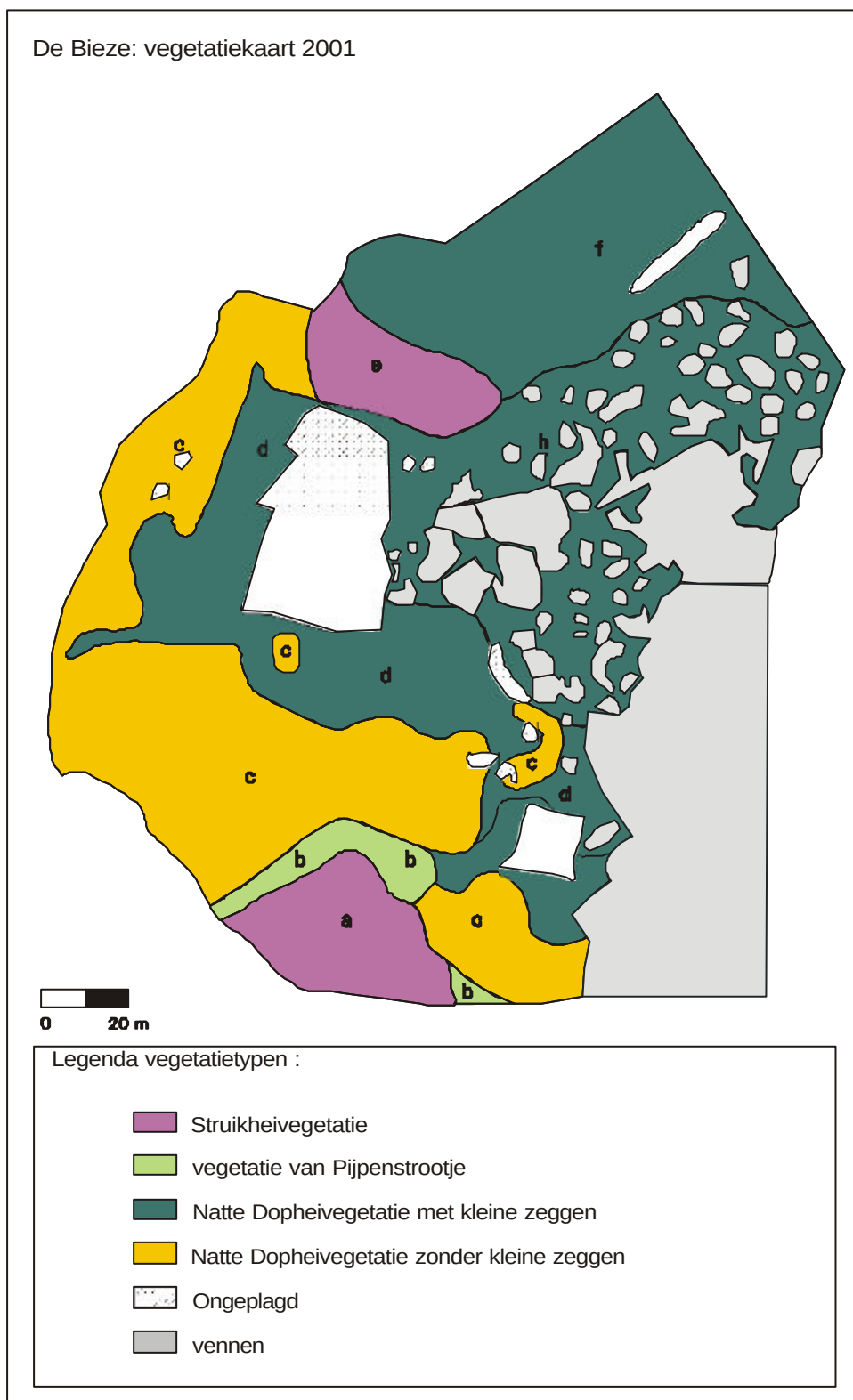
10.4.3 Effecten op de vegetatie

De vegetatiekarteringen zijn weergegeven in de figuren 10.14 en 10.15.

Figuur 10.14a Vegetatiekartering van de Bieze in 1990, voor uitvoering van plaggen.

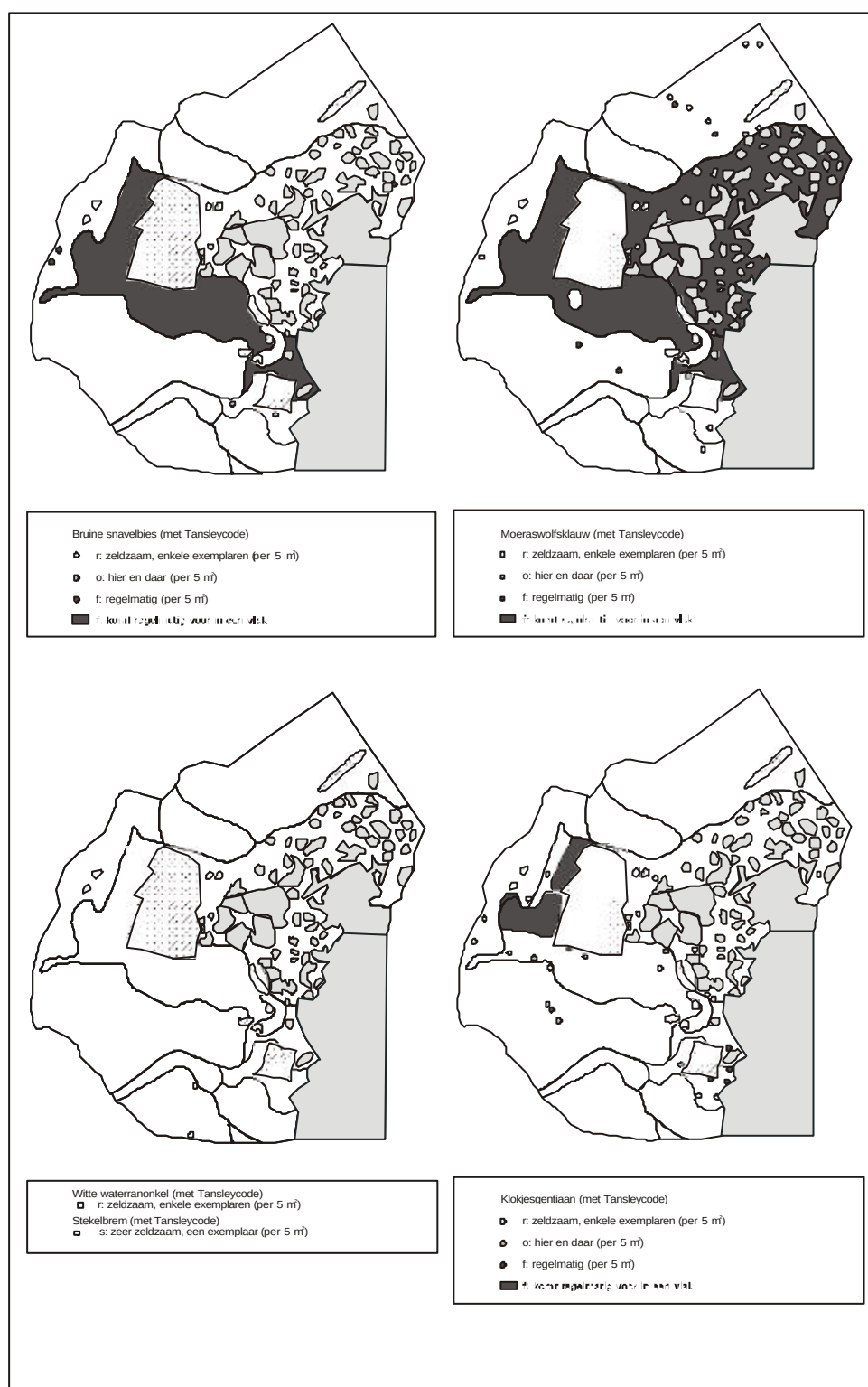


Figuur 10.14b Vegetatiekartering van de Bieze in 2001.



In de vegetatie zijn als gevolg van het plaggen veranderingen opgetreden. De voornaamste verschuivingen in vegetatietypen zijn vermeld in tabel 10.10 en worden hieronder toegelicht.

Figuur 10.15 Rode lijst soorten de Bieze in 2001.



De Struikhei-vegetatie (type D in 1990, type A en E in 2001) is tien jaar na plaggen vrijwel gelijk aan de Ausgangssituatie. Het gaat om een vegetatie die gedomineerd wordt door Struikhei (*Calluna vulgaris*), waarin Gewone dophei (*Erica tetralix*) en Tandjesgras (*Danthonia decumbens*) regelmatig voorkomen. Vergrassers als Pijpenstrootje en Bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*) zijn in 2001 en in 1990 wel aanwezig, maar domineren in vlak D niet. Pijpenstrootje is in vlak B dominant en in D en F co-dominant

De sterk vergraste heide van voornamelijk Pijpenstrootje in vlak A (1990) is na het plaggen overgegaan in een natte dopheidevegetatie (vlak C). Hierin komen onder andere Trekrus (*Juncus squarrosus*) en Witte snavelbies (*Rhynchospora alba*) voor. De dominantie van Pijpenstrootje (is verdwenen, evenals de soorten Blauwe en Rode bosbes (*Vaccinium myrtillus* en *V. Vitis-idae*) en Liggend walstro (*Galium saxatile*).

De vegetatie van Struikhei en Pijpenstrootje (type M in 1990) en van Gewone Dophei en Pijpenstrootje (type J in 1990) rondom de veenputjes is voor een aanzienlijk deel overgegaan in een natte Dopheivegetatie met Blauwe en Zwarte zegge (*Carex panicea* en *C. nigra*), Moeraswolfsklauw (*Lycopodiella inundatum*), Kleine zonnedaauw (*Drosera intermedia*) en Klokjesgentiaan. Zowel het aantal soorten uit de groep van soorten van zwakzure gebufferde bodems als van zure en schrale bodems is toegenomen.

De Pijpenstrootjesvegetatie waarin in 1990 veel Liggend walstro, Gewoon struisgras (*Agrostis capillaris*) en Pitrus (*Juncus effusus*) voorkwamen (vlak S), is gedeeltelijk veranderd in een Dophei-Struikheivegetatie in 2001. Deze kan zeer soortenarm zijn (vlak E in 2001), maar ook wat rijker, met soorten als Blauwe zegge, Kleine zonnedaauw en Trekrus (vlak F).

Tabel 10.12 Belangrijkste verschuivingen in vegetatie na plaggen. Voor de ligging van de vegetatietypen zie figuur 10.14 a en b.

Type in 1990	Karteervlak in 1990	Verhouding oppervlakte 2001 t.o.v. 1990	Karteervlak in 2001	Type in 2001
Struikheivegetatie	D	90 %	A	Struikheivegetatie
Pijpenstrootje-vegetatie	A	70%	C	Natte dopheivegetatie zonder kleine zeggen
Struikhei-	M	40%	H	Natte dopheivegetatie met kleine zeggen
Pijpenstrootjesvegetatie	J	80%	D + H	Natte dopheivegetatie met kleine zeggen
Pijpenstrootjesvegetatie	S	100%	E + F	Soortenarme dophei-
Pijpenstrootjesvegetatie met Liggend walstro en pitrus				Struikheivegetatie
				Soortenrijke Dophei-Struikheivegetatie

In het algemeen geldt dat plaggen heeft geleid tot een sterke achteruitgang in de bedekking van dominante grassen als Pijpenstrootje. De karakteristieke natte dopheidevegetatie is teruggekeerd, met daarin soms aspecten van een Kleine zeggenvegetatie (PARVOCARICETEA). In 2001 nemen de drogere vegetatietypen (m.n. Struikheivegetatie) een kleiner oppervlak in dan voor plaggen: dit kan worden toegeschreven aan het feit dat het maaiveld door plaggen wordt verlaagd, waardoor de bodem natter wordt. Ook het feit dat de laatste jaren van de twintigste eeuw nat waren, zal hebben bijgedragen tot de achteruitgang van de drogere vegetatietypen.

Beenbreek en Gevlekte orchis die in het verleden in het terrein groeiden maar in 1990 al waren verdwenen, zijn niet terug gekeerd. Dit kan te maken hebben met het ontbreken van kiemkrachtig zaad of met ongeschikte abiotische omstandigheden. Zaad van Beenbreek blijft ongeveer 2 tot 5 jaar kiemkrachtig in de bodem (mededeling R. Bekker).

Rode lijst soorten (exclusief de vennetjes)

Na plaggen zijn in 2001 alle Rode lijst-soorten teruggekeerd die in 1990 aanwezig waren (zie tabel 10.13; soortverspreidingskaarten van een aantal Rode lijstsoorten zijn opgenomen in figuur 10.15). Hierbij moet wel worden opgemerkt dat de vegetatiezone die in 1990 als enige bijzonder was door de aanwezigheid van veel Klokjesgentiaan gespaard is gebleven bij plaggen. Klokjesgentiaan, Moeraswolfsklauw, Kleine en Ronde zonnedaauw (*Drosera rotundifolia*), Witte en Bruine snavelbies (*Rhynchospora fusca*) zijn de soorten die sterk geprofiteerd hebben van plaggen. Dit zijn voornamelijk pionierssoorten van zure bodems. Klokjesgentiaan heeft zich bijna uitsluitend vanuit deze gespaarde zones uitgebreid, zoals duidelijk op

het verspreidingskaartje van deze soort is te zien (figuur 10.16). Verder is op één locatie is Borstelgras (*Nardus stricta*) aangetroffen.

Tabel 10.13 Rode lijst soorten in de Bieze voor een na plaggen. + : soort aanwezig.

Soort	1990	1992	1994/1995	2001
Stekelbrem	+		+	+
Kruipbrem	+		+	
Klokjesgentiaan	+	+	+	+
Moeraswolfsklauw			+	+
Kleine zonnedaauw	+	+	+	+
Ronde zonnedaauw	+	+	+	+
Borstelgras	+		+	+
Witte snavelbies	+	+	+	+
Bruine snavelbies	+	+	+	+

10.4.4 Effecten op de bodem

Plaggen leidt tot een lichte verhoging van de pH, die ook in 2001 nog standhoudt (zie De Graaf e.a. 1994 en tabel 10.12). De verhoging is het grootst ter plekke van vlak E en F (vlakken in 2001), waar voor plaggen een Pijpenstrootjesvegetatie met Liggend walstro stond (1990: vlak S). Dit is echter ook het deel van de Bieze dat in 1997 is bekalkt; het is dan ook waarschijnlijk dat deze pH-verhoging deels is toe te schrijven aan de bekalking. Op die plaats is ook de som van de basische kationen in de bodem het hoogst.

Tabel 10.14 pH, Al/Ca en som van de basische kationen in de Bieze in 1990 (voor plaggen) en 2001. In de tabel zijn alleen bodems met elkaar vergeleken van vegetatietypen die op dezelfde plaatsen voor en na plaggen zijn aangetroffen.

Vegetatietype	nr	Beheer	jaar	pH	Al/Ca	Som Basische kationen (in ueq/kg DW)
Struikheivegetatie	D	ongeplagd	1990	Nd	Nd	Nd
Struikheivegetatie	A	geplagd	2001	4,55	8,21	1134
Pijpenstrootjesvegetatie met Liggend walstro	S	ongeplagd	1990	4,33	4,64	Nd
Soortenarme Dophei-Struikhei-vegetatie	E	geplagd	2001	4,93	3,32	4561
Soortenrijke Dophei-Struikhei-vegetatie	F	geplagd	2001	5,22	1,27	5752
Pijpenstrootje vegetatie	A	ongeplagd	1990	4,59	0,45	Nd
Natte Dopheidevegetatie zonder Kleine zeggen	C	geplagd	2001	4,55	3,30	837
Struikhei-Pijpenstrootjevegetatie	M	ongeplagd	1990	3,85	11,06	Nd
Natte Dopheidevegetatie met Kleine zeggen	H	Geplagd	2001	4,46	52,02	557
Dopheide-Pijpenstrootje-vegetatie	J	Ongeplagd	1990	Nd	Nd	Nd
Natte Dopheivegetatie met Kleine zeggen	D	Geplagd	2001	4,96	8,76	447
Natte Dopheivegetatie met Kleine zeggen	H	geplagd	2001	4,46	52,02	557

Nd parameter niet bepaald

Het totaal stikstofgehalte in de Bieze varieert in 2001 van 0,03 tot 0,15% (zie tabel 10.15). De laagste gehalten N zijn gemeten in de Dopheidevegetaties; dit zijn ook voor heide vrij lage N-gehalten.

De C/N-ratio's in de bodem variëren van 17 tot 26, hetgeen vrij laag is voor heidebodems. De C/N-ratio is het laagst in de vegetatie met Pijpenstrootje (vlak B; hier is Pijpenstrootje dominant). Dit wordt vaker gemeten (Van Vuuren e.a 1992; Dorland e.a. 2003); immers het materiaal van Pijpenstrootje is makkelijker afbreekbaar.

Tabel 10.15 Totaal stikstof en koolstofgehalte in de diverse vegetatietypen in de Bieze in 2001

Vegetatietype 2001	Vlak	Nitrogen	Carbon	C/N	Organisch stofgehalte
Struikheivegetatie	A	0,15	4,05	26,91	6,97
Vegetatie met Pijpenstrootje	B	0,15	2,65	17,84	4,56
Natte Dopheivegetatie zonder Kleine zeggen	C	0,14	3,72	26,31	6,40
Natte Dopheivegetatie met Kleine zeggen	D	0,03	1,30	22,16	2,23
Soortenarme Dophei-Struikheivegetatie	E	0,11	2,18	20,22	3,74
Soortenrijke Dophei-Struikheivegetatie	F	0,06	1,33	22,90	2,28
Natte Dopheivegetatie met Kleine zeggen	H	0,08	1,97	24,31	3,40

Mogelijke invloed van bekalking van het inziggebied op de vegetatie

In het bekalkte gebied en het gebied daar stroomafwaarts van gelegen is, hebben zich een natte Dopheidevegetatie ontwikkeld met daarin een aantal karakteristieke soorten van een zwakgebufferd milieu (vlak F en H).

Dit zijn o.a. Sterzegge (*Carex echinata*), Blauwe en Zwarte zegge en de Rode lijstsoorten Klokjesgentiaan en Moeraswolfsklauw. In 1990 ontbraken de meeste van deze soorten, maar in 1992 had een aantal van hen zich al weer in het terrein gevestigd (o.a. Blauwe zegge en Moeraswolfsklauw; zie De Graaf e.a. 1994). Het is dus waarschijnlijk dat de vestiging van deze soorten op dit deel van de Bieze is toe te schrijven aan plaggen en niet of in mindere mate aan de bekalking van het inziggebied. In 1992 waren deze soort al flink in opmars voordat de bekalking had plaatsgevonden. Het is wel aannemelijk dat de bekalking van het inziggebied de uitbreiding van de soorten heeft versneld.

10.4.5 Conclusie

Het plaggen heeft gunstig effect gehad op de sterk vergraste vegetatie. Na plaggen zijn goed ontwikkelde heidevegetaties van zure bodem terugkomen. Het gaat hierbij zowel om natte als droge heidevegetaties. Op een aantal plaatsen in het terrein zijn ook soorten van zwakgebufferde bodems teruggekeerd. In 1990 ontbraken deze soorten vrijwel volledig. De meeste soorten van zwakgebufferde bodems keerden al vrij snel (voor 1992) terug en zijn sindsdien in bedekking toegenomen. Soorten die echter al uit het terrein verdwenen waren, zijn niet teruggekeerd.

10.5 Havelterberg, Kleine startbaan

10.5.1 Gebiedsbeschrijving

De Kleine startbaan is gelegen in de gemeente Havelte en maakt deel uit van een 1286 ha. groot heideterrein. Het gebied is in eigendom en beheer van het ministerie van Defensie. De Kleine startbaan is tijdens de Tweede Wereldoorlog aangelegd door de Duitse bezetter in een deel van het terrein waar ondiepe leempaketten in de bodem zitten. Het is daarnaast aannemelijk dat er bij de aanleg leem uit de ondergrond aan de oppervlakte is gebracht of dat er leem uit de omgeving is gebruikt. De bovengrond bestaat, naast leem, uit leemarm tot zwak lemig zand.

Het grootste deel van de vegetatie van de Kleine startbaan bestaat uit heischraal grasland, met een heterogene vegetatie. De vegetatie varieert van een Dopheideverbond, de Klasse der kleine zeggen tot het Borstelgrasverbond (NARDO-GALION SAXATILE). Plaatselijk zijn daarin overgangen naar een Struikhei-Kruipbrem-verbond (Bokeloh & Van Zanten, 1992). Kleine delen van het terrein worden gekenmerkt door een bijzonder rijke vegetatie, waarin soorten als Valkruid (*Arnica montana*), Rozenkransje (*Antennaria dioica*), Gelobde maanvaren (*Botrychium lunaria*), Addertong (*Ophioglossum vulgatum*), Klein wintergroen (*Pyrola rotundifolia*), Hondsviooltje (*Viola canina*) en enkele orchideeënsoorten worden aangetroffen.

De vegetatie werd bedreigd door vergrassing en opslag van wilgen en berken. In 1990 is daarom begonnen met het maaien van het terrein, waarna het maaisel werd afgevoerd. In 1991 werden aanvullend twee stroken in gradiënten geplagd in het kader van de EGM-regeling (naar De Graaf e.a. 1994).

10.5.2 Proefopzet

In Havelterberg zijn in het najaar van 1991 in het kader van het EGM-project twee terreindelen geplagd: een deel van de Kleine startbaan (in de Graaf e.a. 1994 'Veld 1' genaamd) en heischraal terrein aan de overkant van de weg (het Arnicaveld, in eerdere rapporten Veld 2 genoemd (de Graaf e.a. 1994).

De oorspronkelijke vegetatie van het proefveld was een natte heide vegetatie, waarin elementen van het Dopheide-verbond en van de Klasse der Kleine zeggen voorkwamen (o.a. Rietorchis (*Dactylorhiza majalis* ssp. *praetermissa*) en Blauwe knoop (*Succissa pratensis*). De drogere delen van deze plagstrook worden gerekend tot het Borstelgras-verbond.



Foto 10.16: Op de voorgrond het te plagen deel van de Kleine startbaan in Havelterberg. Het deel achter het paaltje is niet geplagd.



Foto 10.17 De Kleine startbaan in 2001; op de voorgrond een deel van de geplagde en gemaaide vegetatie, rechtsachter een deel dat in 1991 is geplagd, linksachter het deel dat niet is geplagd.

De Kleine startbaan is in het najaar van 1991 geplagd. De oppervlakte van de Kleine startbaan bedraagt ca. 0,4 ha.; de plagdiepte was 5-10 cm (tot op de minerale bodem). Een deel van het terrein kent daarbij een aanvullend maaibeheer; in tabel 10.14 is dit vermeld.

Tabel 10.16 Vervolgbeheer Kleine startbaan.

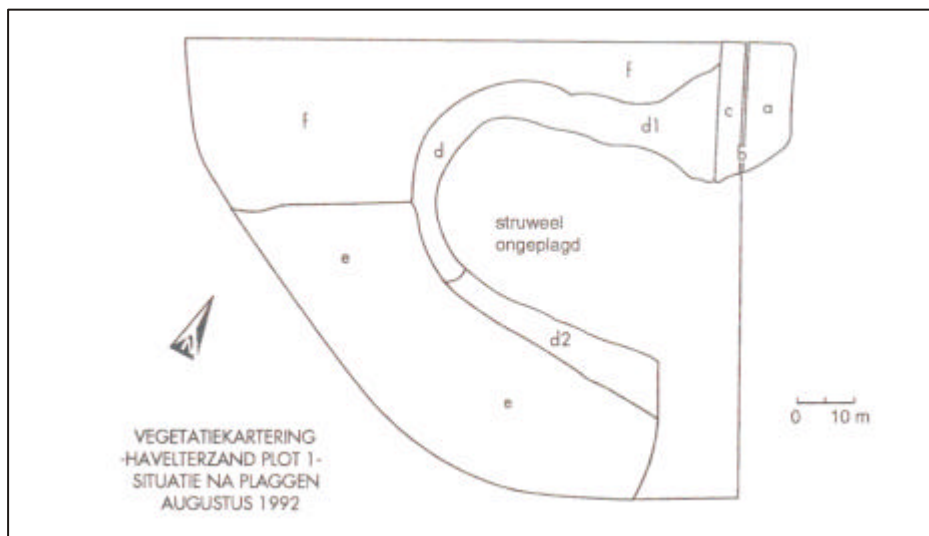
Proefvlak	Beheer	Ligging
A	Jaarlijks maaien	Op Kleine startbaan
C	Jaarlijks maaien	Naast Kleine startbaan
D	Deels om de paar jaar maaien	Naast Kleine startbaan
E	Deels om de paar jaar maaien	Naast Kleine startbaan
F	Geen actief beheer	Naast Kleine startbaan

Monitoring

De uitgangssituatie van de vegetatie is vastgelegd in juni 1991, middels een vegetatiekartering (Tansley). In 1992, 1995 en 2001 is de vegetatie op dezelfde manier opnieuw opgenomen. Het blijkt dat de grenzen van de verschillende vegetatietypen niet veel zijn verschoven in de tijd. Hierdoor krijgt de monitoring in feite het karakter van een monitoring van proefvlakken, omdat de grenzen van de vegetatietypen vrijwel vast liggen in de tijd. In figuur 10.16 is de ligging van de verschillende proefvlakken aangegeven.

In de nazomer van 1992, 1993, 1994, 1995 en 2001 zijn bodemon monsters genomen van de verschillende vegetatietypen. In 2003 is proefvlak B niet meegenomen, omdat dit sterk afwijkt van de rest van het terrein.

Figuur 10.16 Ligging van de vegetatievlakken op de Kleine Startbaan te Havelterberg



10.5.3 Effecten op de bodem

Buffering

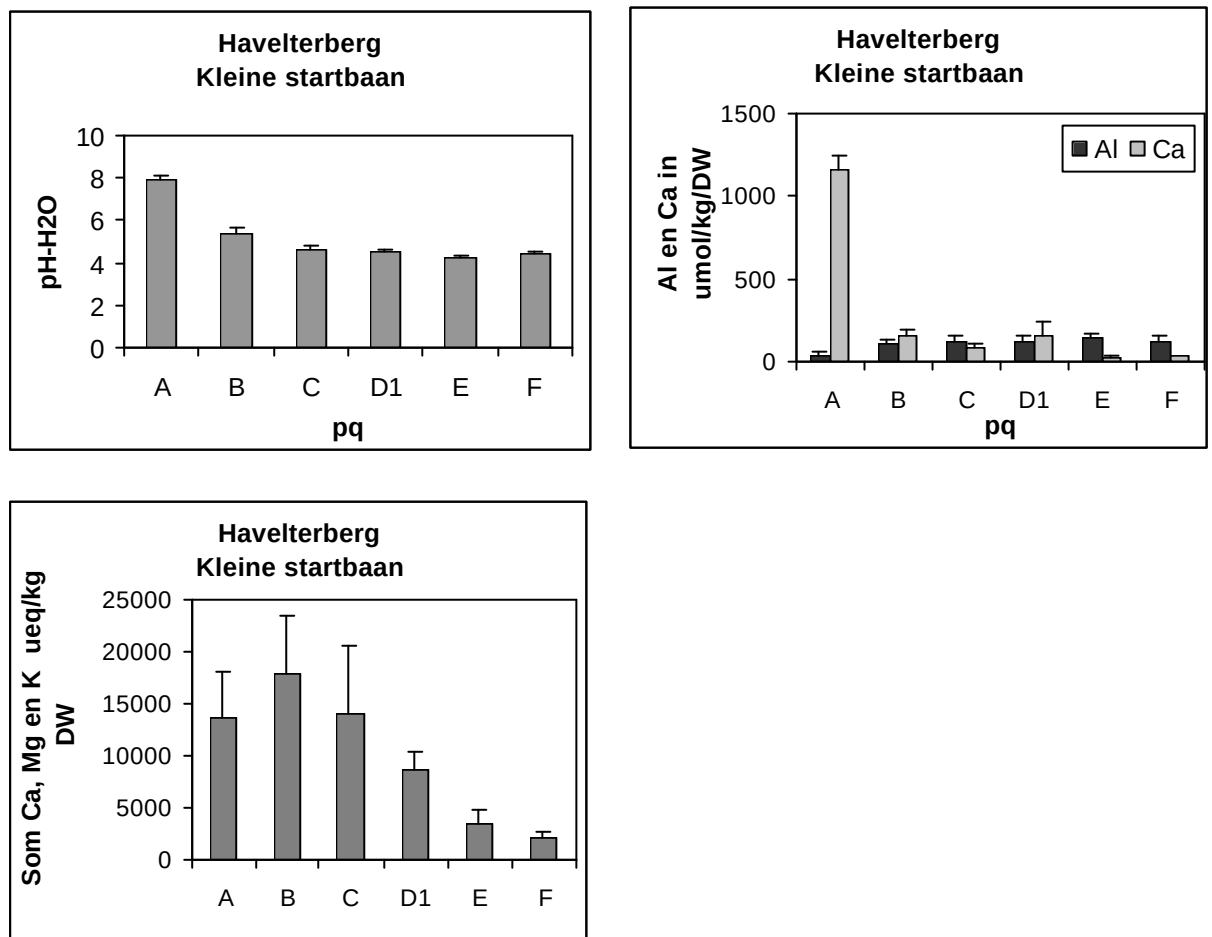
De bodem-pH varieert sterk in de verschillende vegetatievlakken, waarbij hij het hoogst is in vlak A (figuur 10.17). De pH schommelt hier om de 8, de Al/Ca-ratio ligt ver beneden 1. De omstandigheden in de toplaag van de bodem in dit proefvlak zijn niet karakteristiek voor een heidevegetatie, de bodem heeft daarvoor een te hoge pH. Desalniettemin worden Struikhei (*Calluna vulgaris*) en Gewone dophei wel in het proefvlak aangetroffen (figuur 10.18); soorten van een matig voedselrijk milieu komen in dit proefvlak echter ook in redelijke bedekking (ca. 22%) voor, evenals de soorten van een zwak gebufferd, schraal milieu (24% bedekking in 2003).

In de overige proefvlakken, waar de gemiddelde pH schommelt tussen 4,0 en 5,1 ontbreken de soorten van meer gebufferde, matig voedselrijke milieus vrijwel geheel (figuur 10.18). In geen van de proefvlakken overschrijdt de Al/Ca-ratio de kritische waarde van 10.

Er is geen duidelijke trend in de pH of Al/Ca-ratio in de tijd waar te nemen. In sommige vegetatietypen stijgt de pH gedurende de monitoringsperiode licht, in andere daalt hij. Er zijn in ieder geval geen aanwijzingen dat er verzuring optreedt. Dit blijkt ook niet uit de analyses van de aan het adsorptiecomplex geabsorbeerde kationen, hoewel de som van de basische kationen sterk varieert tussen de jaren. Gemiddeld is zij het hoogst in de vegetatievlakken A en C (figuur 10.17) en substantieel lager in D1, E en F.

Qua buffering kan dan ook worden geconcludeerd dat de omstandigheden in proefvlak A te sterk gebufferd zijn voor een typische heidevegetatie, maar dat zij in de andere proefvlakken voldoen.

Figuur 10.17: Gemiddelde pH-H₂O, ($\pm$ SE) aluminium- en calciumconcentratie en som van de basische kationen op de Kleine Startbaan in Havelterberg. Periode 1992 - 2001



De derde factor die voor het vestigen van een zwak gebufferde heidevegetatie van belang is, is een lage ammoniumconcentratie in het bodemvocht. Tijdens de eerste twee jaar na plaggen piekt de ammoniumconcentratie, zowel op de drogere als de nattere delen van het terrein. Daarbij worden waarden van 374 tot 530 $\mu\text{mol/kg}$ droge bodem gemeten (vlak E, waterextraheerbaar ammonium). Alleen in vlak A blijft de ammoniumconcentratie duidelijk lager, namelijk maximaal 145 $\mu\text{mol/kg}$ DW. In de daarop volgende jaren daalt het ammoniumgehalte in de bodem gestaag tot vrijwel 0. In 2001 kon alleen in vlak D1 ammonium worden gemeten. Deze lage ammoniumgehalten in 2001 worden toegeschreven aan de opname van ammonium

door de vegetatie; aan het einde van het groeiseizoen is al de minerale stikstof opgenomen.

De hoge ammoniumconcentratie in de eerste jaren na plaggen maken de omstandigheden ongunstig voor vestiging van plantensoorten uit een zwakgebufferd milieu (De Graaf e.a. 1998, Dorland e.a. 2003). Dit klopt met de waarneming dat in 1992 er nauwelijks soorten uit deze groep gevestigd zijn op de Kleine Startbaan, alleen Tormentil (*Potentilla erecta*) is hierop een uitzondering. Ter vergelijking: in dat jaar bevestigden Struikhei, Pilzegge (*Pilzegge*) en Schapezuring (*Rumex acetosa*) zich wel goed (figuur 10.18).

Concluderend kan worden gesteld dat voor de vestiging van een zwak gebufferde vegetatie de omstandigheden met name geschikt zijn in vlak B, C en D1. Vlak A is te sterk gebufferd voor een typische heidevegetatie, vlak E en F hebben de bodemkenmerken voor een soortenarme heidevegetatie.

Effecten van plaggen op de stikstofconcentratie

Plaggen verwijdert de organische bodemlaag tot op de minerale grond. Als gevolg daarvan neemt het organisch stofgehalte in de bodem sterk af en daarmee ook het totaal N-gehalte. In deze opzet is het plaggen op de Kleine Startbaan goed geslaagd; met name de totaal N-gehalten zijn laag (tabel 10.17), veel lager dan op het nabijgelegen Arnicaveld. Waarschijnlijk is er dieper geplagd op de Kleine Startbaan.

Doordat er ook veel organisch materiaal is afgevoerd, is het totaal C-gehalte ook sterk gedaald. Dit heeft gevolgen voor de C/N-ratio in de bodem: deze is in de proefvlakken van de Kleine Startbaan zeer laag voor heidevegetaties (meestal 20-40). Dit zou er op kunnen wijzen dat de afbraak van organisch stof en de mineralisatie in de bodems snel verloopt. Echter, dit is niet waarschijnlijk, gezien de lage totaal N-gehalten.

Tabel 10.17 Gehalten aan organisch stof, totaal C en totaal N en de C/N-ratio op de Kleine Startbaan te Havelterberg.

	Jaar	A	C	D1	E	F
Organisch stofgehalte (%)	1995	1,78	7,51	8,52	8,47	4,01
Organisch stofgehalte (%)	2001	5,10	4,68	8,21	7,11	6,76
Totaal C (%)*	2001	2,96	2,72	4,77	4,14	3,93
Totaal N (%)*	2001	0,06	0,11	0,11	0,10	0,10
C/N*	2001	7,41	6,81	11,93	10,34	9,82

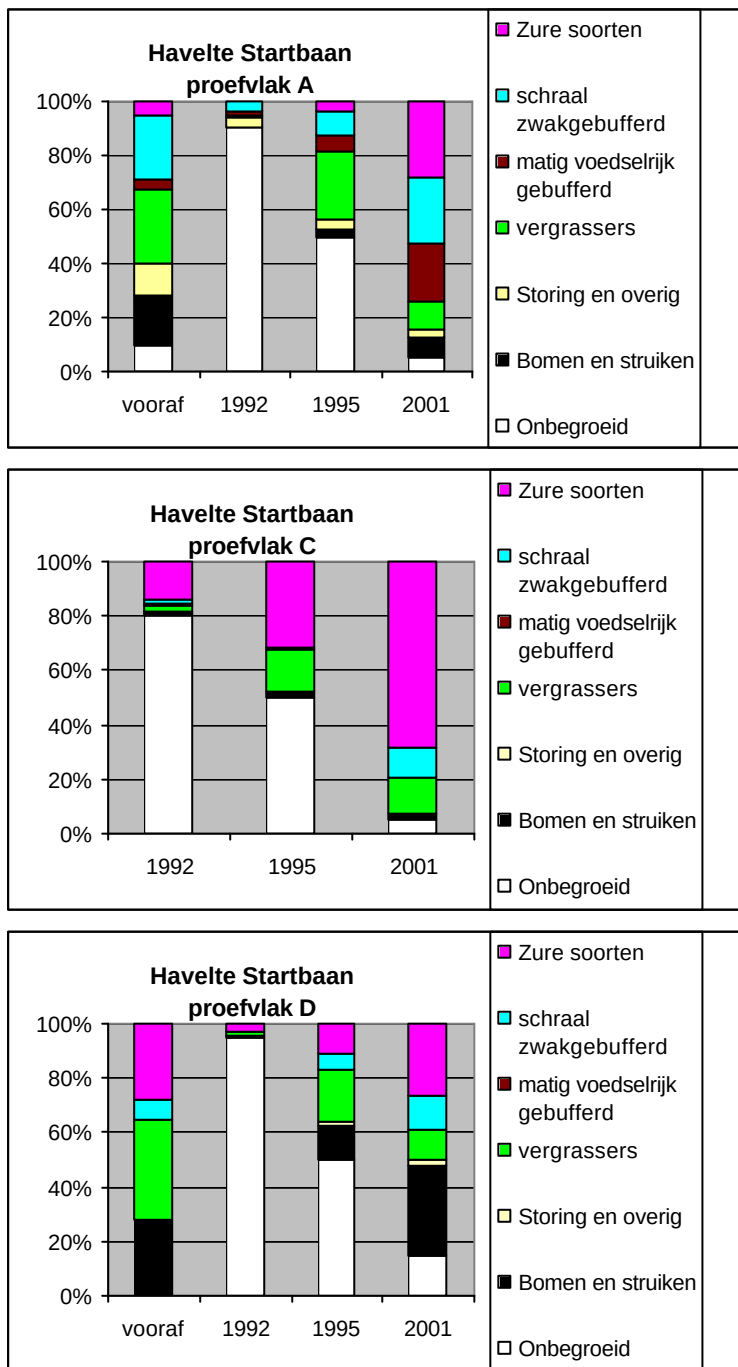
Het totaal C en totaal N-gehalte zijn alleen in 2001 bepaald.

10.5.4 Effecten op de vegetatie

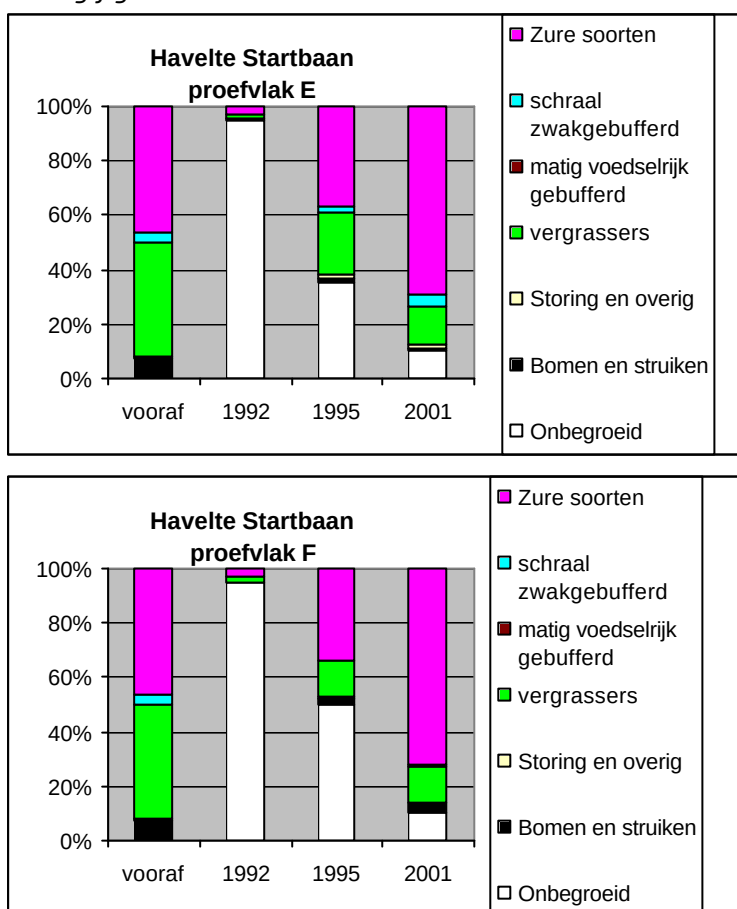
Algemeen

De ontwikkeling van de vegetatie verschilt per vlak. In het algemeen geldt dat vlak A een graslandkarakter heeft, C en D in natte heide liggen en vlak E en F in droge heide liggen. Vlak B is buiten beschouwing gelaten: dit ligt in een smal greppeltje en wijkt sterk af van de overige proefvlakken. In figuur 10.18 is de ontwikkeling van de vegetatie weergegeven.

Figuur 10.18 Vegetatieontwikkeling op de Kleine Startbaan in Havelterberg. Voor de soortgroepen zie bijlage 1.



Vervolg figuur 10.18



In vlak A blijkt in 2001 de groep van zure schrale soorten in bedekking te zijn toegenomen. Struikheide (voor plaggen niet aanwezig) en Gewone dopheide vormen de belangrijkste soorten van deze groep in dit vlak. De soorten van schrale, zwakgebufferde bodems blijven ongeveer hetzelfde aandeel in de vegetatiebedekking houden als voor het plaggen.

Ten opzichte van 1995 is het aantal soorten van deze groep iets teruggelopen: in 1995 werden veertien soorten aangetroffen, in 2001 elf. Enkele zijn verdwenen en nieuwe zijn er voor terug gekomen. Onder meer zijn Gewone rolklaver (*Lotus corniculatus*) en Veldbies (*Luzula multiflora*) verdwenen en Kleine leeuwetand (*Leontodon saxatilis*) en Fraai hertshooi (*Hypericum pulchrum*) zijn er voor teruggekomen. De groep van soorten van matig voedselrijke bodems is sinds 1995 in bedekking toegenomen. Dit is voornamelijk het gevolg van een toename van Gewone brunel (*Prunella vulgaris*) en Moerasrolklaver (*Lotus pedunculatus*). De bedekking van storingssoorten is sinds het eerste jaar na plaggen sterk afgenomen. In 2001 is geen van de grassoorten dominant, terwijl deze groep in 1995 sterk vertegenwoordigd was (Moerasstruisgras (*Agrostis canina*) en Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*)).

Vlak C heeft zich na plaggen ontwikkeld tot een vrijwel pure Struikheide-vegetatie. Dit ondanks het regelmatige maaibeheer. Incidenteel zijn er enkele soorten van zwakgebufferde bodems gevonden waaronder Blauwe knoop, Tormenti en Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpyllifolia*), maar deze breiden zich niet uit.

Proefvlak D was voor het plaggen een soortenarme vegetatie van voornamelijk Gewone dopheide, Pijpenstrootje en Kruipwilg (*Salix repens*). Na het plaggen heeft zich een relatief soortenrijke natte heide ontwikkeld met o.a. veel Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*) en Blauwe zegge (*Carex panicea*). Het aandeel Kruipwilg is in dit proefvlak de laatste vijf jaar weer sterk toegenomen. Dit zal bij het ontbreken van het beheer ten koste gaan van de overige soortgroepen. Een maaibeheer zou er in dit proefvlak voor kunnen zorgen dat soorten als Klokjesgentiaan en Blauwe zegge zich blijven handhaven.

De vlakken E en F tonen ongeveer dezelfde ontwikkeling. Ze bestonden beide voor plaggen voornamelijk uit een Dopheide-vegetatie met veel Pijpenstrootje. Na het plaggen heeft zich in vlak E een vegetatie ontwikkeld van voornamelijk Gewone dophei en, in een veel lagere bedekking, Pijpenstrootje. Verder zijn er incidenteel zwakzure soorten aanwezig als Klokjesgentiaan en Blauwe zegge. De bodem is te zuur (gemiddelde pH-H₂O: 4,25) voor de ontwikkeling van een nat heischraal grasland. In vlak F blijkt zich een vegetatie ontwikkeld te hebben die voornamelijk bestaat uit Struikhei. Gewone dophei komt in 2001 in een veel lagere bedekking dan voor plaggen het geval was. Na het plaggen is het aandeel van woekerende grassoorten aanzienlijk verminderd: zij bedekken in 2001 nog ca. 15% van het proefvlak, terwijl dit in 1991 90% was. De soorten van schrale zwakgebufferde situaties spelen zowel voor als na het plaggen nauwelijks een rol van betekenis in vlak F.

Rode lijst soorten

In 1991 werden voor het terrein werd geplagd zes Rode lijst soorten gevonden op de Kleine startbaan (tabel 10.18). Na plaggen is dit aantal toegenomen tot tien soorten. Hierbij moet de kanttekening gemaakt worden dat Maanvarentje (nog) niet is teruggekeerd en dat Dwergviltkruid (*Filago minima*) zich vooralsnog niet hebben gevestigd op de plagstrook. Echter deze soorten waren slechts met één (Maanvarentje (*Botrychium lunaria*) of enkele exemplaren (Dwergviltkruid) aanwezig. In de directe omgeving komen deze soorten nog steeds regelmatig voor.

Tabel 10.18 Rode lijst soorten op de Kleine Startbaan in Havelterberg 1991: voor plaggen, 1992-2001: na plaggen. + : soort aanwezig.

Soort	1991	1992	1995	2001
Maanvarentje	+			
Stekelbrem				+
Liggende vleugeltjesbloem	+	+	+	+
Dwergviltkruid		+		
Hondsviooltje	+	+	+	+
Blauwe knoop	+		+	+
Gewone veenbies	+			+
Heidekartelblad				+
Klokjesgentiaan	+	+	+	+
Kleine zonnedauw		+	+	+
Ronde zonnedauw			+	+
Bruine snavelbies			+	+

10.5.5 Conclusies

Plaggen heeft een gunstig effect gehad voor het herstel van de vergraste heischrale vegetaties op de Kleine Startbaan. Het regelmatige maaibeheer heeft daarbij zeker bijgedragen tot de blijvende vestiging van lage, kruidachtige soorten. Anno 2001 heeft het geplagde deel van de Kleine Startbaan zich dan ook ontwikkeld tot een diverse heide, waarin plaats is voor soortenrijke en soortenarme vegetaties van natte en droge standplaatsen. Een deel van het terrein (vlak A) heeft het karakter van een grasland. Het aantal Rode lijst soorten is eveneens toegenomen van vijf voor plaggen tot elf erna.

Plaggen heeft tot gevolg gehad dat de abiotische voorwaarden voor een divers heidelandschap zijn geschapen: het hele terrein is voedselarm en het grootste deel van het terrein wordt gebufferd door kationuitwisselingsprocessen. Sinds 1992 is het terrein niet verder verzuurd. Vlak A heeft een hogere pH (ongeveer 8). In Nederland kennen we geen typische heidevegetaties op zo'n sterk gebufferde bodems. Dat er zich hier toch karakteristieke heidesoorten als Struikhei en Gewone dophei hebben gevestigd, wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de zeer voedselarme bodem ter plekke. Naar verwachting zullen deze soorten in de toekomst langzaam verdwijnen bij het voedselrijker worden van de bodem; zij zullen de concurrentie met de soorten van matig voedselrijke bodems dan niet meer winnen.

11 Droog heischraal grasland

Droge heischrale ecosystemen hebben te leiden onder verzuring en eutrofiëring als gevolg van de atmosferische depositie. In het volgende hoofdstuk wordt ingegaan op twee groepen van maatregelen die tot doel hebben de buffering van een terrein te herstellen en/of de effecten van de eutrofiëring te beperken. Tabel 11.1 geeft aan waar welke maatregelen zijn uitgevoerd.

Tabel 11.1 Maatregelen tegen verzuring, eutrofiëring en verdroging in natte heischrale ecosystemen.

Doel maatregel	Maatregel	Terrein van uitvoering
Herstel buffering	Bekalken, al dan niet in combinatie met plaggen	Arnicaveld en Grasland in Schaopedobbe, Arnicaveld in de Borkeld, Holther zand
Terugdringen eutrofiëring	Plaggen	Arnicaveld, Havelterberg Hunehuis Gasterse duinen

11.1 Schaopedobbe (Arnicaveld, Grasland)

11.1.1 Gebiedsbeschrijving

Het 58 ha. grote natuurreservaat de Schaopedobbe is gelegen in de gemeente Ooststellingwerf (Friesland, Amersfoortcoördinaten 213, 552) en is in eigendom en beheer bij het Fryske Gea. Het bestaat uit natte en droge heide, schraalgraslanden, zandverstuivingen en vennen (zie ook Wesseling 1987, De Graaf e.a. 1994). De heide en schraalgraslanden kennen een fraai ontwikkelde vegetatie. In de heischrale graslanden komen een aantal kenmerkende soorten voor van de Associatie van Klokjesgentiaan en Borstelgras GENTIANO-PNEUMONANTHES-NARDETUM, zoals Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpyllifolia*), Valkruid (*Arnica montana*), Borstelgras (*Nardus stricta*), Tandjesgras (*Danthonia decumbens*), Tormantil (*Potentilla erecta*), Liggend walstro (*Galium saxatile*) en Mannetjesereprijs (*Veronica officinalis*). De droge heide wordt gedomineerd door Struikhei (*Calluna vulgaris*) en Kraaiheide (*Empetrum nigrum*), maar ook worden soorten als Stekelbrem (*Genista anglica*), Kruipbrem (*Genista pilosa*), Pilzegge (*Carex pilulifera*) en Gewone dophei (*Erica tetralix*) regelmatig aangetroffen.

De vegetatie van de Schaopedobbe gaat, als gevolg van de atmosferische depositie van stikstof en zwavel achteruit. Het meest in het oog springend zijn de eutrofiëringseffecten, die zich uiten in een lichte toename van de grassen ten opzichte van kruidachtigen (Cals en Roelofs, 1990). Daarnaast blijkt de basenverzadiging in een deel van het heischrale grasland laag te zijn voor een dergelijke vegetatie. Dit wordt toegeschreven aan voortschrijdende bodemverzuring, ten gevolge van de eerder genoemde atmosferische depositie. Dit heeft echter nog niet geleid tot achteruitgang van de vegetatie (De Graaf e.a. 1994, De Graaf e.a. 1998).

11.1.2 Proefopzet

Om de effecten van verzuring en eutrofiëring tegen te gaan, is in maart 1990 een gecombineerd bekalkings- en plagexperiment opgestart. Het experiment werd uitgevoerd in drie vegetatietypen, namelijk:

- een droge heide, gedomineerd door Kraaiheide, Struikhei en Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*). Voor aanvang van het experiment werden alleen de vergraste delen gemaaid, maar sinds 1990 wordt het hele proefveld jaarlijks gemaaid, om de condities zoveel mogelijk gelijk te houden. Dit proefveld wordt het Heideveld genoemd;
- een heischraal grasland, waarin zowel soorten voorkomen die kenmerkend zijn voor de Associatie van Klokjesgentiaan en Borstelgras, als plantensoorten die karakteristiek zijn voor zuurdere omstandigheden (Struikhei, Pilzegge, Kruipbrem). Het beheer van dit proefveld bestaat uit het jaarlijks maaien (in augustus) en afvoeren van het maaisel. Dit proefveld wordt Arnicaveld genoemd;
- een schraalgrasland dat bij aanvang zowel elementen uit het Verbond der heischrale graslanden (NARDO-GALION) zoals Borstelgras en Liggend walstro als uit het Zilverhaververbond (THERO-AIRION) zoals Muizenoor bevat. Inmiddels neemt droge heidevegetatie een belangrijk deel van de vegetatie in. Dit proefveld is gelegen op een voormalig akker en wordt al jaren verschaald door maaien en afvoeren. In het vervolg wordt dit proefveld Grasland genoemd.

Van ieder proefveld is de helft van de proefvelden geplagd in de winter van 1989/1990. Daarna werden de geplagde en ongeplagde velden in 10 proefvelden verdeeld, waarin verschillende mineralen werden toegediend, in verschillende concentraties (zie tabel 11.2 en De Graaf e.a. 1994 voor een volledige opzet van het experiment). Ter controle zijn in ieder proefveld twee proefvelden onbehandeld gebleven. De bekalking is herhaald in de geplagde delen van het Arnicaveld en in het Heideveld in juni 1991. In oktober van dat jaar zijn de ongeplagde proefvelden van die proefvelden opnieuw bekalkt.

Tabel 11.2 Dosering van de toegediende mineralen in Schaopedobbe Ieder proefveld is 100 m². In het arnicaveld en in het heideveld is de behandeling herhaald in 1991.

Proefveld	Plagbehandeling	Blanco	Mergel Kg/ha	Dolokal Kg/ha
Arnicaveld	Geplagd	0	2 maal 300	2 maal 300
Arnicaveld	Ongeplagd	0	2 maal 300	2 maal 300
Heideveld	Geplagd	0	2 maal 600	2 maal 600
Heideveld	Ongeplagd	0	2 maal 600	2 maal 600
Grasland	Geplagd	0	150	150
Grasland	Ongeplagd	0	150	150



Foto 11.1 Het geplagde en ongeplagde Arnicaveld (rechts) een jaar na uitvoering EGM.



Foto 11.2 Van links naar rechts: heideveld geplagd, grasland geplagd en grasland ongeplagd in 2001. De struikheideplanten zijn op het geplagde grasland-proefveld veel groter dan op het geplagde heideveld; dit wordt veroorzaakt door verschillen in voedselrijkdom en buffering in beide proefvelden. Het geplagde grasland is niet gemaaid in tegenstelling tot het ongeplagde deel van het proefveld. Dit laatste heeft dan ook een heischraal karakter.

Monitoring

De effecten van plagen en bekalken op de bodemchemie, vegetatieontwikkeling en vitaliteit van Liggende vleugeltjesbloem en Valkruid zijn in de jaren 1990-2001 periodiek bepaald. De frequentie van monitoring was het hoogst gedurende de eerste jaren van het experiment en werd gaandeweg minder (zie De Graaf e.a. 1994). In 2001 zijn alleen de proefvelden waaraan hoge doseringen dolok (80% CaCO_3 en 20% MgCO_3) en mergel (100% CaCO_3) en de blanco proefvelden gemonitord. Dit is zowel

in de geplagde als de ongeplagde proefvelden gedaan. De bemonstering van de bodem is in 2001 in duplo uitgevoerd. De effecten van de gips- en lavabehandeling op bodem- en vegetatieontwikkeling bleken gering te zijn (zie De Graaf e.a. 1994); daarom is besloten in 2001 de lava- en gipsproefvelden niet te monitoren. De gefreesde delen bleven in de monitoringsronde van 2001 eveneens buiten beschouwing.

Hoe de effecten van de behandelingen op de vegetatie bepaald zijn is beschreven in paragraaf 9.2.2.

Het uitgangspunt voor het experiment is het behoud en waar mogelijk het herstel van de typische droge, heischrale soorten in zowel het Arnicaveld als het Grasland. In dit rapport worden deze soorten ook wel 'zwakzure soorten' genoemd, de indeling van de soorten in soortgroepen is gebaseerd op de verspreidingsgegevens van deze soorten in Nederland over verschillende habitats (volgens EKS: zie hoofdstuk 10). Tabel 11.3 geeft aan welke soorten behorend tot deze groep in Schaopedobbe voorkomen in de periode 1990-2001. Voorts wordt aandacht besteed aan de ontwikkeling van de typische soorten van zuurdere heide, de 'zure soorten' (De Graaf 2000). En duidelijke toename van deze soortgroep wordt in het Arnicaveld en het Grasland in Schaopedobbe gezien als een mogelijk teken van verzuring.

Om de effecten van de eutrofiëring in beeld te brengen wordt daarnaast de ontwikkeling van grassen als Pijpenstrootje, Bochtige smele en Gestreepte witbol gevolgd: een toename van deze zogeheten 'dominante grassen' wordt beschouwd als een effect van stikstofeutrofiëring.

Tabel 11.3 Aangetroffen soorten in de periode 1990-2001 op de proefvelden in Schaopedobbe. Rode lijst soorten zijn gemerkt met een *.

Soortgroep		Arnica-veld		Grasland	
		Ongeplagd	Geplagd	Ongeplagd	Geplagd
Zwakzuur	Aira praecox				x
	Arnica montana*	x	x	x	x
	Carex panicea			x	
	Danthonia decumbens	x	x		x
	Euphrasia stricta*	x			
	Genista anglica*	x	x		x
	Genista pilosa*		x		x
	Gnaphalium sylvaticum*				x
	Hieracium laevigatum	x	x	x	x
	Hieracium pilosella	x	x	x	x
	Hieracium umbellatum	x	x	x	x
	Hieracium vulgatum				x
	Hypochaeris radicata	x	x	x	x
	Jasione montana	x			x
	Luzula multiflo s. conges	x	x	x	x
	Polygala serpyllifolia*	x		x	x
	Potentilla erecta	x	x	x	x
	Succisa pratensis*			x	x
	Veronica officinalis			x	x
Zuur	Calluna vulgaris	x	x	x	x
	Carex pilulifera	x	x	x	x
	Empetrum nigrum		x	x	x
	Erica tetralix	x		x	x
	Galium saxatile	x	x	x	x
	Juncus squarrosus			x	
	Nardus stricta*	x	x	x	x
	Rumex acetosella	x	x	x	x

(vervolg)

Soortgroep		Arnica-veld		Grasland	
		Ongeplagd	Geplagd	Ongeplagd	Geplagd
		Ongeplagd	Geplagd	Ongeplagd	Geplagd
Dominante grassen	<i>Agrostis canina</i>	x	x	x	x
	<i>Agrostis capillaris</i>	x	x	x	x
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	x		x	x
	<i>Holcus lanatus</i>		x	x	x
	<i>Holcus mollis</i>				x
	<i>Molinia caerulea</i>	x	x	x	x

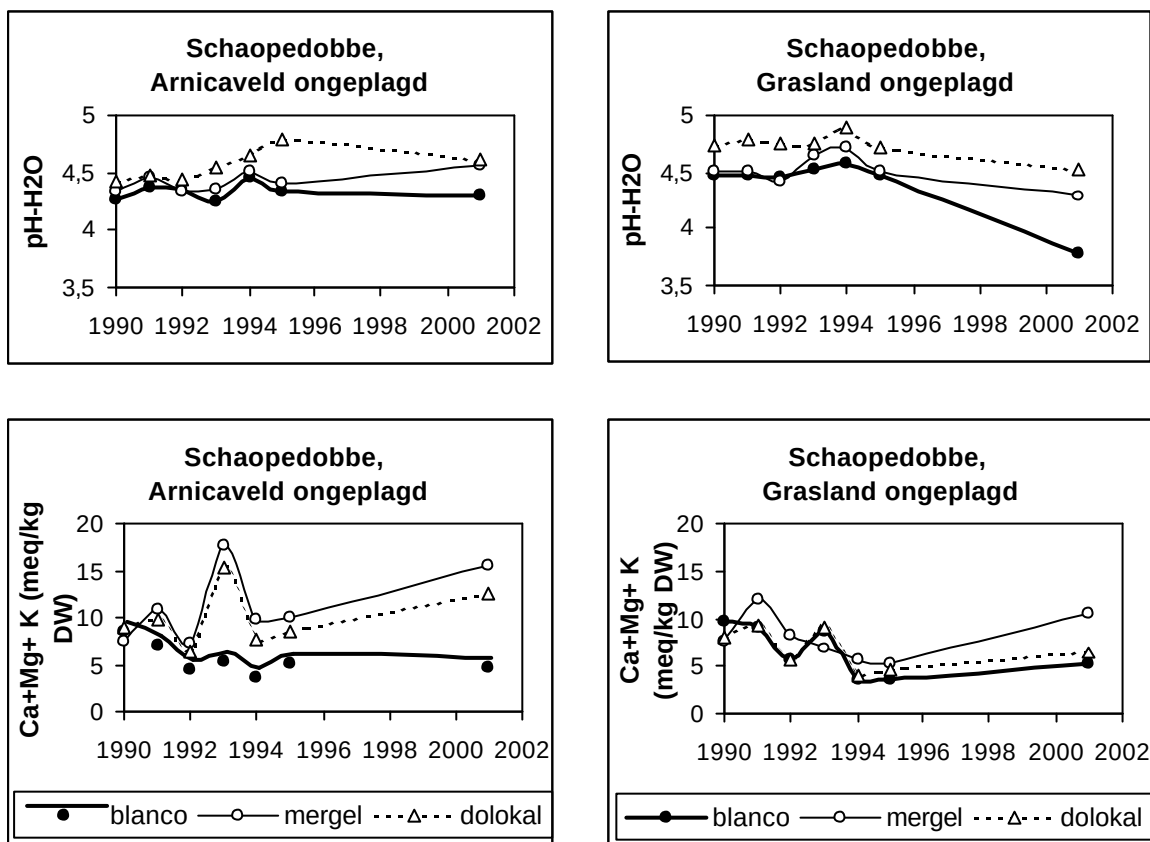
11.1.3 Autonome ontwikkeling

Bodemontwikkeling

Verzuring

In de controle proefvelden blijft de bodem-pH in de elf jaar die het experiment duurt gelijk of daalt licht (zie figuur 11.1). De gehalten aan basische kationen, die verantwoordelijk zijn voor de buffering van de bodem dalen eveneens licht: dit leidt tot de conclusie dat de bodem in zowel het Arnica-veld als in het Grasland zonder maatregelen enigszins verzuurt in de proefperiode. Echter, voor de typische plantensoorten van het zwakzure heischrale milieu zijn de pH en het gehalte aan basische kationen niet de kritische factoren. Veel meer lijden deze soorten onder te hoge concentraties aan vrij aluminium (Al^{3+}) of ammonium, ionen die onder invloed van verzuring sterk in concentratie kunnen stijgen (De Graaf 2000). Het is dan ook logisch om de concentraties van deze ionen in het bodemvocht als maat te nemen. Een vuistregel hierbij is dat de aluminiumconcentratie niet hoger mag worden dan 50-100 $\mu\text{mol/l}$, terwijl de verhouding tussen aluminium en calcium in het bodemvocht de 10 niet mag overschrijden. Voor ammonium geldt dat de concentratie in het bodemvocht lager moet blijven dan 100-500 $\mu\text{mol/l}$, en dat er daarnaast nitraat (NO_3^-) aanwezig moet zijn. In Schaopedobbe wordt in de ongeplagde controle proefvelden aan al deze voorwaarden voldaan: de aluminium- en ammoniumconcentraties blijven ruimschoots onder de daarvoor gestelde limieten, evenals de Al/Ca-verhouding. De lichte verzuring die in de bodem zichtbaar is, heeft dus nog niet geleid tot toxiciteit van aluminium en ammonium voor typische heischrale flora. Voor ammonium moet daarbij een kanttekening worden gemaakt: doordat er in 2001 in het groeiseizoen is bemonsterd, is het ammoniumgehalte in de bodem de resultante van de o.a. de opname van ammonium door planten en van ammoniumproducerende processen als afbraak van organisch materiaal en atmosferische depositie. Uit laboratoriumproeven is bekend dat Valkruid, ondanks het feit dat hoge ammoniumconcentraties giftig zijn voor de plant, het ammonium blijft opnemen. Daarnaast nemen andere heideplanten als Bochtige smeie, Schapegras, Struikhei, Pilzegge, Trekrus en Borstelgras (Atkinson 1985, Falkengren-Grerup 1995, Troelstra e.a 1995, De Graaf e.a 1998), eveneens ammonium als voedingsstof op. De lage ammoniumconcentraties in de zomer kunnen dus aanmerkelijk lager zijn dan in de winter en in het vroege voorjaar, wanneer de opname van ammonium door planten veel lager is. Het is niet uit te sluiten dat er in die seizoenen veel hogere gehalten aan ammonium in het bodemvocht worden aangetroffen.

Figuur 11.1 pH en basische kationengehalten in het bodemvocht in Schaopedobbe.



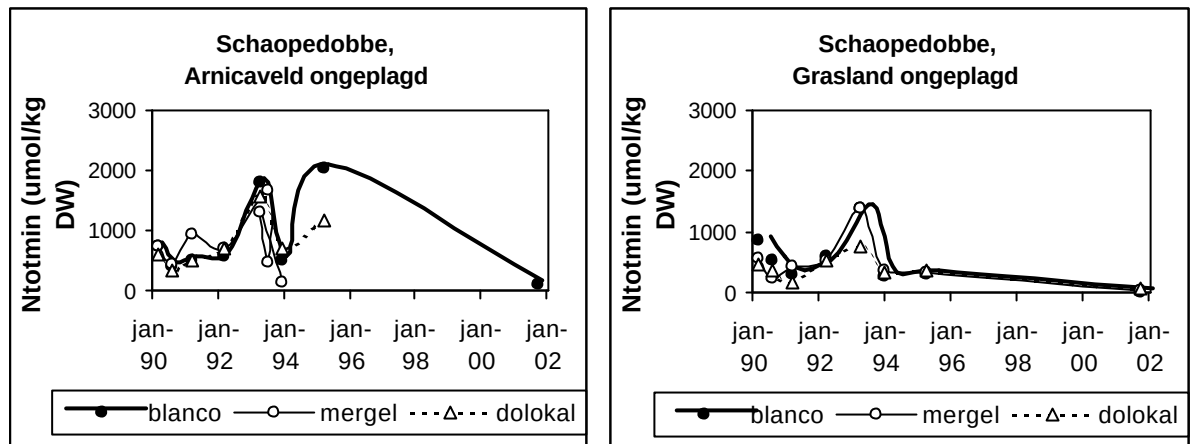
Tekenen van eutrofiëring

Naast de zuurgraad is de voedingsstoffentoestand van de bodem een belangrijke factor voor het voorkomen van heischrale soorten (o.a. De Graaf e.a. 1994). Met name te hoge stikstofconcentraties leiden tot achteruitgang van de kenmerkende heischrale kruidachtigen, waarschijnlijk omdat zij de concurrentie met grassen als Bochtige smele, Pijpenstrootje en Gestreepte witbol onder hoge voedingsstoffengehalten niet kunnen winnen.

In het heischrale grasland van de Schaopedobbe is het totale minerale stikstofgehalte het afgelopen decennium sterk gedaald (zie figuur 11.2). In 2001 bedroeg de stikstofconcentratie in het Grasland nog slechts 4,5% van de concentratie die werd aangetroffen in 190, terwijl dit in het Arnica veld nog ongeveer 15% was. De daling in de minerale stikstofgehalten wordt veroorzaakt door zowel een vermindering van de ammonium- als van de nitraatconcentratie. De verhouding tussen beide stikstofvormen blijft ongeveer gelijk.

Opvallend detail hierbij is dat het minerale stikstofgehalte in het Arnica veld halverwege de jaren negentig veel hoger was dan aan het begin en einde van het experiment. In die periode van hoge stikstofgehalten werd er een veel hogere concentratie stikstof aangetroffen in het Arnica veld dan in het Grasland, terwijl de gehalten in de periode 1990-1992 en in 2001 vergelijkbaar zijn in beide proefvelden.

Figuur 11.2 Totaal mineraal stikstofgehaltes in de heischrale graslanden in Schaopedobbe



Concluderend kan worden gesteld dat er in de bodemchemische ontwikkeling van de controle-proefvelden in het heischrale grasland geen tekenen van eutrofiëring zijn waargenomen.

Vegetatieontwikkeling

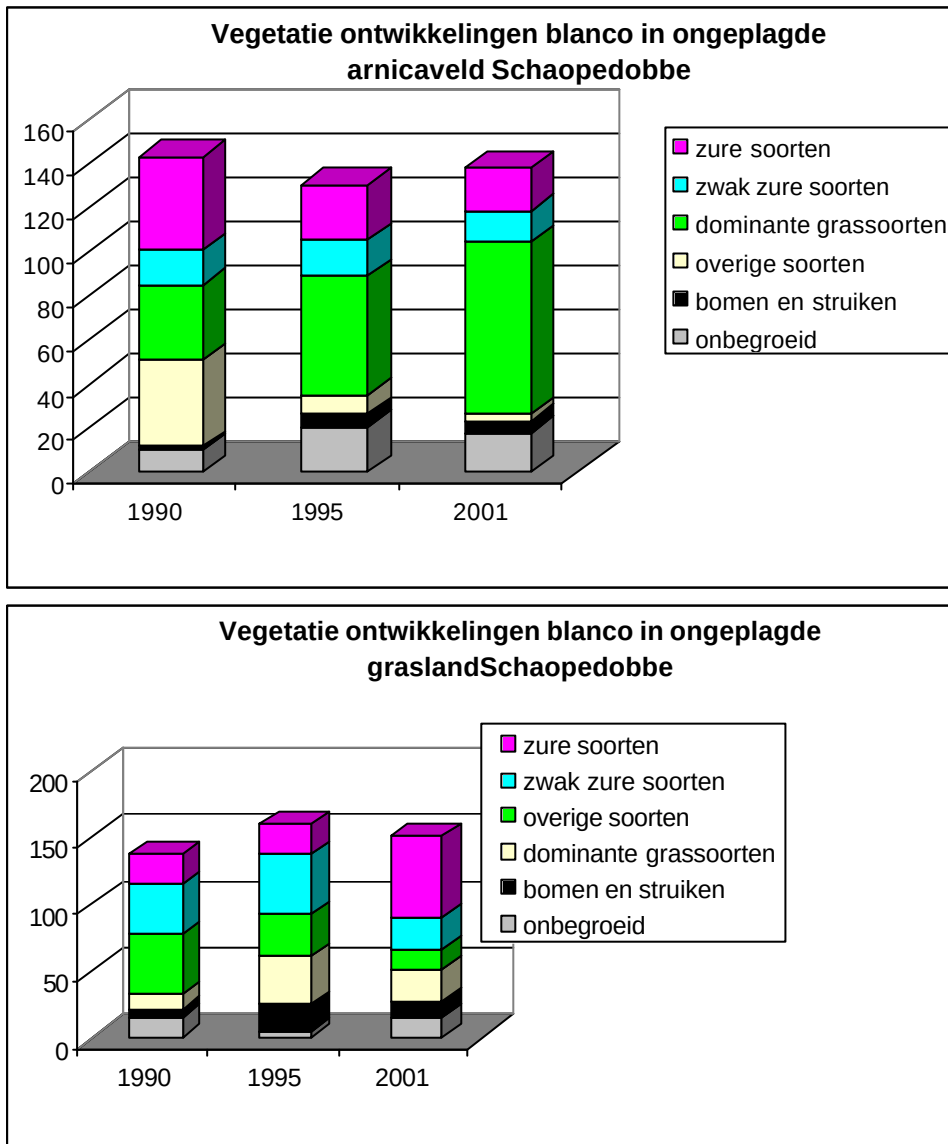
De ontwikkeling van de vegetatie is in figuur 11.3 grafisch weergegeven voor de jaren 1990, 1995 en 2001. De ontwikkeling van de vegetatie is sterk beïnvloed door maaibeheer: de gehele vegetatie in het Arnicaveld is jaarlijks gemaaid, terwijl het ongeplagde Grasland is de afgelopen jaren slechts voor tweederde is gemaaid. Een derde deel van dit proefveld is niet meer gemaaid.

Opvallend in de vegetatieontwikkeling van beide proefvelden is dat de dominante grassen in bedekking zijn toegenomen, ten koste van de overige soorten, zowel de kruidachtigen als de niet-dominante grassen. In het Arnicaveld is vooral de bedekking van Pijpenstrootje toegenomen ten koste van de bedekking van Schapegras (*Festuca filiformis*) (overige soorten). De bedekking van de zwakzure soortgroep is in dit proefveld door de jaren heen vrij constant (ca. 20%).

Dit is niet het geval in het Grasland, waar de bedekking van de zwakzure soorten na een aanvankelijke toename sinds 1995 met ongeveer 20% is verminderd. Over de gehele periode betekent dit een achteruitgang van deze groep met ongeveer 15%. Deze afname komt ten dele door de genoemde toename van dominante grassen als Pijpenstrootje en Moerasstruisgras (*Agrostis canina*). Daarnaast is er in het Grasland een toename te zien in de bedekking van de zure soorten, en dan voornamelijk van Struikhei. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het ontbreken van een jaarlijks maaibeheer, waardoor Struikhei kan profiteren.

In de controle proefvelden is een aantal rode lijst-soorten aangetroffen, deze zijn opgenomen in tabel 11.4. In deze tabel is ook de ontwikkeling van deze soorten weergegeven. Het blijkt dat in de periode 1990-2001 er geen duidelijke voor- of achteruitgang in abundantie van Rode lijst soorten optreedt.

Figuur 11.3 Vegetatieontwikkeling in de ongeplagde heischrale graslanden in Schaopedobbe. Voor een indeling van soorten in groepen zie bijlage 1.



Tabel 11.2 Gemiddelde bedekking (%) van de Rode lijst soorten die voorkomen op de heischrale, ongeplagde proefvelden in Schaopedobbe.

Soort	Arnicaveld			Grasland		
	1990	1995	2001	1990	1995	2001
Valkruid	3	3	2,5	2,5	2	2,5
Stekelbrem	2	2	1,5	0	1	0,5
Liggende vleugeltjesbloem				2	0,5	0,5
Blauwe knoop				0	0,5	0,5
Borstelgras	1	1	1	0	0,5	0

Conclusies ten aanzien van de autonome ontwikkeling

Zowel de ontwikkeling van de bodemchemie als van de vegetatie duidt op lichte verzuring in zowel het Arnica veld als in het Grasland. Dit komt met name tot uiting in de verminderde abundantie van de zwakzure soorten en in een daling van pH en basische kationen. Rode lijst-soorten uit deze groep vertonen geen noemenswaardige verschillen in bedekking. Daarnaast geeft de toename van de bedekking van de dominante grassen aan dat er mogelijk sprake is van eutrofiëring.

11.1.4 Effecten van bekalking

Bodemchemische ontwikkeling

Het toedienen van minerale bufferstoffen, kortweg bekalking genoemd, wordt uitgevoerd om de verzuring van de bodem tegen te gaan. In Schaopedobbe zijn hiervoor twee mineralen gebruikt, mergel en dolokal, in een dosering die afhing van de bodem-pH in 1990.

Verzuring

In de onbekalkte proefvelden blijft de bodem-pH in de elf jaar die het experiment duurt gelijk of daalt licht. Dit is niet het geval in de bekalkte proefvelden: vrijwel altijd is de pH na elf jaar hoger dan in de proefvelden die niet zijn bekalkt (zie figuur 11.1). Opvallend hierbij is dat het pH-verskil tussen de bekalkte en onbekalkte proefvelden in de periode 1995-2001 vrijwel in alle proefvelden gelijk is gebleven of is toegenomen. Met andere woorden, de lichte verzuring die in de onbekalkte proefvelden optreedt, treedt niet op in de bekalkte proefvelden. Hierop vormen de behandelingen in het ongeplagde Grasland een uitzondering: de verzuring die daar optreedt in de controle proefvelden treedt in veel mindere mate op in de bekalkte proefvelden.

Het gehalte aan basische kationen in de toplaag van de bodem geeft een soortgelijk beeld te zien (figuur 11.1). De basische kationen gehalten in de blanco's blijven gedurende de periode 1990-2001 ongeveer constant of dalen licht. Daarentegen is er in het Arnicaveld geen daling in de basische kationen concentraties te zien in de bekalkte proefvelden: meteen na het bekalken stijgen de calcium- en magnesiumconcentraties, om niet of nauwelijks meer te dalen gedurende de monitoringsperiode. In de proefvelden op het Grasland is de situatie iets anders: in de eerste 6 jaar van het experiment treedt ook in de bekalkte proefvelden een constante, lichte daling op in de basische kationen concentratie.

Deze daling is echter minder sterk dan in de controle proefvelden, zodat de BC in de bekalkte proefvelden altijd hoger is dan in de controles. Sinds 1995 is er in de bekalkte proefvelden een lichte toename in de BC, in tegenstelling tot de voortgaande verzuring van de controles.

De stijging in de basische kationen concentratie is sterker naarmate er meer dolokal of mergel is toegediend (zie tabel 11.5). Hierbij geldt dat na elf jaar de met mergel-behandelde proefvelden een duidelijker behandelingseffect laten zien dan de proefvelden waar dolokal is uitgestrooid. Dit is echter niet gedurende het hele experiment zo geweest: gedurende de eerste jaren na bekalking hadden beide mineralen ongeveer evenveel effect, of was het effect van dolokal zelfs groter (zie figuur 11.1).

Naast het effect van het gebruikte mineraal, blijkt het effect van de behandeling afhankelijk te zijn van de gebruikte dosis (tabel 11.5). Meer bufferstoffen toedienen leidt tot een groter effect op de pH en hoeveelheid basische kationen. De relatie is echter niet lineair.

Tabel 11.5 Verandering in de basische kationengehalten in de periode 1990-2001.

Veld	Behandeling	Toegediende dosis mineralen (kg/ha)	Basische kationen in 2001 als % van 1990
Arnica veld ongeplagd	Controle	0	54
	Mergel	600	208
	Dolokal	600	141
Grasland ongeplagd	Controle	0	53
	Mergel	150	138
	Dolokal	150	78

Eutrofiëring

Het totale minerale stikstofgehalte vertoont ongeveer hetzelfde verloop in de tijd als dat in de controle proefvelden (zie figuur 11.2). Desalniettemin zijn er wel verschillen tussen de controle en de bekalkte proefvelden.

Tabel 11.6 Verandering in de totaal mineraal stikstofgehalten (Ntotmin) in de periode 1990-2001.

Veld	Behandeling	Ntotmin op t=0 ($\mu\text{mol/kg}$)	Ntotmin gemid. na EGM ($\mu\text{mol/kg}$)	% gemid. Ntotmin tov Ntotmin t=0	Not % in 2001
Arnicaveld ongeplagd	Controle	737	846	115	$0,27 \pm 0,02$
	Mergel	729	806	111	$0,36 \pm 0,01$
	Dolokal	607	727	120	$0,31 \pm 0,04$
Grasland ongeplagd	Controle	843	482	57	$0,22 \pm 0,03$
	Mergel	573	471	82	$0,28 \pm 0,02$
	Dolokal	463	369	80	$0,25 \pm 0,02$

Ntotmin: totaal mineraal stikstofgehalte

Ntot: totaal stikstofgehalte (incl. de organische fractie)

Al bij aanvang van het experiment blijken er grote verschillen in de totaal minerale stikstofgehalten te zitten tussen de proefvelden. De gemiddelde toename in totaal mineraal stikstof in de bekalkte proefvelden is over de gehele periode in het Arnicaveld ongeveer gelijk aan die in de controle proefvelden (tabel 11.6). Echter, in absolute zin is er in de periode 1994-2001 meer mineraal stikstof in de bodem van de controle proefvelden van het Arnicaveld aangetroffen (figuur 11.2). Daarnaast hebben de bekalkte proefvelden een hoger totaal stikstofgehalte (inclusief de organische fractie). De toename in mineraal en organisch stikstof kan duiden dat de bekalking heeft geleid tot een verhoogde stikstofmineralisatie. Zekerheid kan hierover alleen worden verkregen door het uitvoeren van mineralisatieproeven. In de ongeplagde, onbekalkte Grasland proefvelden neemt het totaal mineraal stikstofgehalte in de bodem af. In 2001 wordt nog maar 57% van de hoeveelheid N aangetroffen die in 1990 werd gemeten. Deze afname kan wellicht worden toegeschreven aan het verschrallingsbeheer. In de bekalkte proefvelden neemt het totaal mineraal N-gehalte eveneens af, maar minder sterk (tabel 11.6). Er zijn geen duidelijke verschillen tussen de mergel- en dolokalbehandeling waargenomen, noch in het Arnicaveld, noch in het Grasland. Evenmin is duidelijk of en in hoeverre er een relatie bestaat tussen de gebruikte dosis en het effect op de stikstofhuishouding in de bodem; immers ook in de onbehandelde proefvelden in het Arnicaveld is er gedurende lange tijd meer mineraal stikstof in de bodem aanwezig dan bij aanvang van het experiment.

Vegetatieontwikkeling

Het meest opvallende effect van de bekalking op de vegetatie is de toename van de bedekking van de zwakzure soorten in alle behandelde proefvelden over de periode 1990-2001 (tabel 11.7). Waar de soorten van deze groep in de controle-proefvelden in dezelfde periode een achteruitgang lieten zien, neemt de bedekking van deze groep in de bekalkte proefvelden toe.

In het Arnicaveld is deze toename vooral toe te schrijven aan een toename in de bedekking van Muizeoortje en Liggende vleugeltjesbloem. In het met dolokal behandelde Grasland neemt Muizeoortje eveneens sterk toe (vooral sinds 1995); in het mergel-proefveld springt de toename in de bedekking van Tormentil in het oog. Deze soort neemt maar liefst 11% in bedekking toe.

De ontwikkeling van de kenmerkende soorten van de zure soortgroep verschilt over de proefvelden: in de bekalkte Grasland-proefvelden gaan deze soorten sinds 1995 sterk in bedekking achteruit (tot 30% in de mergelbehandeling). Deze afname wordt voornamelijk veroorzaakt door een teruggang in de bedekking van Struikhei.

Daarentegen neemt de bedekking van Pilzegge en Borstelgras in het met dolokal behandelde proefveld in het Arnicaveld sterk toe; over de periode 1990-2001 is de bedekking van de zure soorten in dit proefveld met 8% toegenomen. De mergelbehandeling in dit proefveld geeft eerst een daling in de abundantie van deze soorten te zien, gevolgd door een lichte toename: het netto-effect is dat de soorten uit de zure groep nauwelijks in bedekking zijn veranderd sinds 1990.

Dat geldt niet voor de bedekking van de kenmerkende soorten uit de dominante grassen-groep. Met name Pijpenstrootje gaat in vrijwel alle bekalkte proefvelden in bedekking achteruit (tot 40% in het Arnicaveld). Het met mergel behandelde Grasland-proefveld breekt met deze trend: door een toename in de bedekking van

Moerasstruisgras is deze groep als geheel met 9.5% in bedekking toegenomen in de periode 1990-2001.

Tabel 11.7 Verandering in de vegetatiebedekking in de ongeplagde heischrale proefvelden te Schaopedobbe.

Veld	soortgroep	controle			Mergel*			Dolokal*		
		90-95	95-01	95-01	90-95	95-01	95-01	90-95	95-01	95-01
Arnicaveld ongeplagd	zwakzuur	1	-2	-1	4	7	11	5	13	18
	zuur	-17	-6	-23	-9	5	-4	19,5	-28	-8,5
	dominante grassen	19,5	24	43,5	12,5	-33	-20,5	-9,5	9	-0,5
Grasland ongeplagd	zwakzuur	7,5	-21,5	-14	-10,5	21,5	11	9,5	7	16,5
	zuur	0	38	38	2	-30	-28	-14	16,5	2,5
	dominante grassen	24,5	-12	12,5	-10,5	20	9,5	-2,5	3	0,5

* veranderingen in de bedekking zijn uitgedrukt ten opzichte van de veranderingen in de controleproefvelden (zie hoofdstuk 11).

Ontwikkeling van de rode lijst soorten

In tabel 11.8 is de verandering in bedekking (1990-2001) van de rode lijst soorten in de bekalkte proefvelden weergegeven. Deze verandering in abundantie is uitgedrukt t.o.v. de ontwikkeling van de Rode lijst soorten in de controle proefvelden.

Tabel 11.8 Verandering in bedekking (%) van de Rode lijst soorten in de periode 1990-2001 in de ongeplagde proefvelden. De verandering in de bedekking is uitgedrukt t.o.v. veranderingen in bedekking in de controle proefvelden

Soort	Arnicaveld ongeplagd		Grasland ongeplagd	
	mergel	dolokal	mergel	dolokal
Valkruid	0	0	3	0
Stekelbrem	1	0	-0,5	0,5
Liggende vleugeltjesbloem	3	4	1,5	1,5
Blauwe knoop			-0,5	-0,5
Borstelgras	2	3	0	0
Stijve ogentroost		3*		

* nieuwe vestiging

De veranderingen in bedekking van de Rode lijst soorten als gevolg van de bekalking zijn gering (maximaal 4%). Opvallend is echter wel dat, zo er al sprake is van een verandering, de Rode Lijst soorten zich steeds beter ontwikkelen in de bekalkte proefvelden dan in de controles. Een uitzondering hierop is Blauwe knoop (*Succissa pratensis*), die in de periode 1990-2001 in de Grasland proefvelden heel licht achteruitging. In het met dolokal behandelde Arnicaveld valt de nieuwe vestiging van Stijve ogentroost (*Euphrasia stricta*) op. De soort wordt sinds 1995 in het proefveld aangetroffen.

Conclusies

Geconcludeerd kan worden dat bekalking van de bestaande heischrale vegetatie in Schaopedobbe een licht positief effect heeft. De verzuring die optreedt in de bodem van de onbehandelde proefvelden wordt verminderd of, in geval van een hogere dosis minerale bufferstoffen (Arnicaveld) omgebogen naar een duidelijke toename van de buffercapaciteit. Dit heeft ertoe geleid dat de kenmerkende soorten van de zwakzure soortgroep zich hebben kunnen uitbreiden in de bekalkte proefvelden.

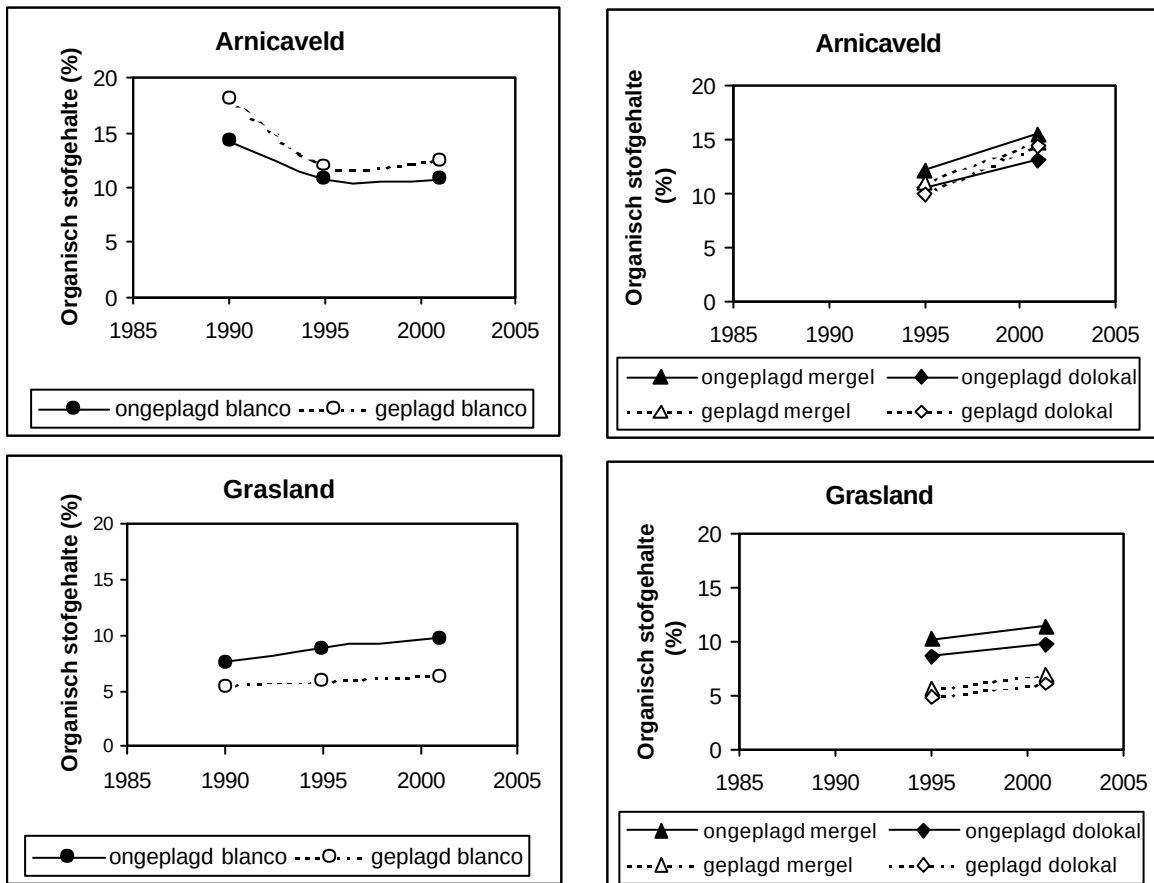
De bodemchemische gegevens geven geen uitsluitel over een risico op een verhoogde mineralisatie, gevolgd door een verhoogde stikstofbeschikbaarheid. Echter, daar in vrijwel alle bekalkte proefvelden de bedekking van de dominante grassen is afgenomen, is het onwaarschijnlijk dat de bekalking heeft geleid tot eutrofiëring.

11.1.5 Effecten van plaggen

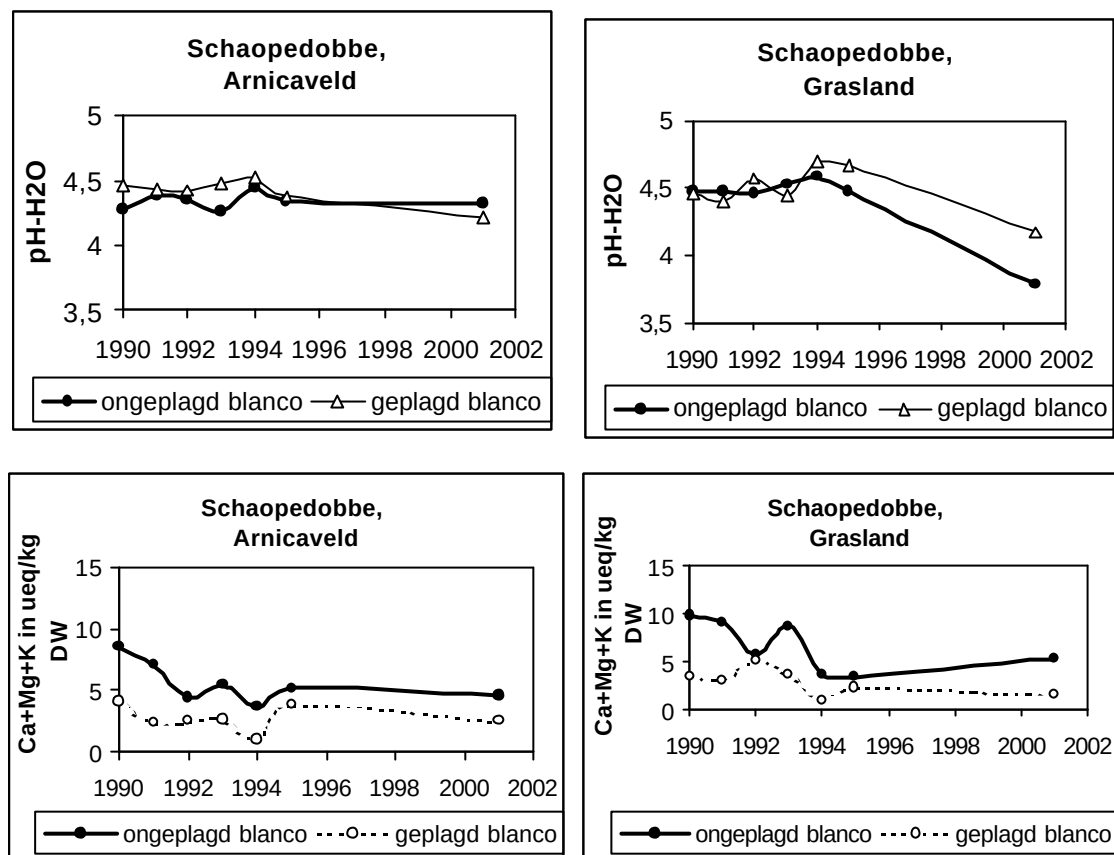
Bodemontwikkeling

Het organisch stofgehalte is als gevolg van plaggen in het Grasland licht gedaald (figuur 11.4). Het geplagde Arnicaveld heeft echter een iets lager organische stofgehalte dan het ongeplagde proefveld. In de loop der jaren geven beide heischrale proefvelden eveneens een tegengestelde ontwikkeling te zien: waar het organisch stofgehalte in zowel het geplagde als het ongeplagde Grasland stijgt, neemt het af in beide Arnicavelden.

Figuur 11.4 Organisch stofgehalten in de heischrale graslanden in Schaopedobbe: effecten van plaggen.



Figuur 11.5 pH en basische kationenontwikkeling in de geplagde heischrale graslanden in Schaopedobbe.



Plaggen leidt in beide heischrale proefvelden tot een duidelijke vermindering van de hoeveelheid basische kationen in de toplaag van de bodem (figuur 11.5). Deze vermindering heeft de eerste jaren na plaggen echter geen daling van de bodem-pH tot gevolg; pas in 2001 is de pH in de geplagde proefvelden in het Arnicaveld lager dan in de ongeplagde proefvelden (figuur 11.5). In de Grasland-proefvelden is dit echter niet het geval: daar ligt de pH van de geplagde velden sinds 1994 hoger dan in de ongeplagde velden. Opvallend is wel dat de basische kationen-gehalten in de tijd veel stabiel lijken in de geplagde dan in de ongeplagde proefvelden. Dit geldt zowel voor het Arnicaveld als voor het Grasland, en zou er op kunnen duiden dat de lichte verzuring die in de ongeplagde velden is waargenomen niet of veel minder optreedt na plaggen. Echter, een duidelijke conclusie ten aanzien van de kans op verzuring na plaggen is helaas niet mogelijk.

Na de kortstondig hoge ammoniumwaarden de eerste jaren na plaggen, neemt de concentratie mineraal stikstof gestaag af in de geplagde proefvelden (figuur 11.7). Gemiddeld over de hele onderzoeksperiode leidt plaggen dan ook tot een duidelijke verlaging van zowel het mineraal als het organisch gebonden stikstof (tabel 11.9). Dit effect duurt ook in 2001 nog voort.

Tabel 11.9 Gemiddelde mineraal en totaal stikstofgehalten in de heischrale proefvelden in Schaopedobbe.

Veld		Ntotmin gemid. (1990-2001)	Ntotmin 2001	Ntot (%)
Arnicaaveld	Ongeplagd	963	101	0,27
	Geplagd	583	10	0,24
Grasland	Ongeplagd	501	36	0,22
	Geplagd	319	0	0,18

Ntotmin Totaal mineraal stikstof, $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$, uitgedrukt in $\mu\text{mol/kg}$ droge grond.

Ntot Totaal stikstof (mineraal + organische fractie).

Vegetatieontwikkeling

Alle geplagde proefvelden worden in 2001 gedomineerd door een Struikhei vegetatie (figuur 11.7). Het aanzien van de geplagde proefvelden is anno 2001 dan ook totaal anders dan dat van de originele heischrale vegetatie (foto 11.2). De oorzaak hiervan is het achterwege blijven van een jaarlijks maaibeheer. Hierdoor hebben de Struikheiplanten zich langzaam maar zeker kunnen ontwikkelen tot een kniehoge vegetatie, waarin andere soorten het zichtbaar moeilijk hebben. Met name de kruidachtige soorten van de zwakzure groep als Valkruid en Liggende vleugeltjesbloem, kunnen de concurrentie om licht moeilijk aan. In 2001 hadden de Valkruidplanten zich ontwikkeld tot iele, slungelige (geëtioleerde) planten, die koste wat kost boven de heidevegetatie uit leken te willen groeien. De verwachting is echter dat dit de soort te veel energie kost en dat zij op den duur de concurrentie zal verliezen.

Naast de achteruitgang in zwakzure soorten in de geplagde velden, een achteruitgang die vooral sinds 1995 wordt waargenomen, is ook de abundantie van de dominante grassen in de geplagde velden sterk afgenomen. Dit geldt zowel ten opzichte van de ongeplagde proefvelden (figuur 11.3) als daarna in de tijd (figuur 11.6). De afname van de bedekking van de dominante grassen kan in eerste instantie worden toegeschreven aan de verminderde stikstofbeschikbaarheid. Voor de verdere afname in de tijd van deze groep wordt daarnaast waarschijnlijk mede veroorzaakt doordat de grassen bij lage N-gehaltes niet kunnen concurreren met de Struikheiplanten (Aerts & Heil 1993).

Wanneer op soortsniveau wordt gekeken naar de effecten van plagen, dan blijkt dat na plagen meer soorten zich vestigen dan er in de ongeplagde proefvelden aanwezig zijn (tabel 11.10). Overigens worden de verschillen in aantallen grotendeels veroorzaakt door verschillen in algemene soorten en kiemplanten van bomen. Het verschil in het aantal karakteristieke heischrale soorten tussen de geplagde en ongeplagde proefvelden is gering.

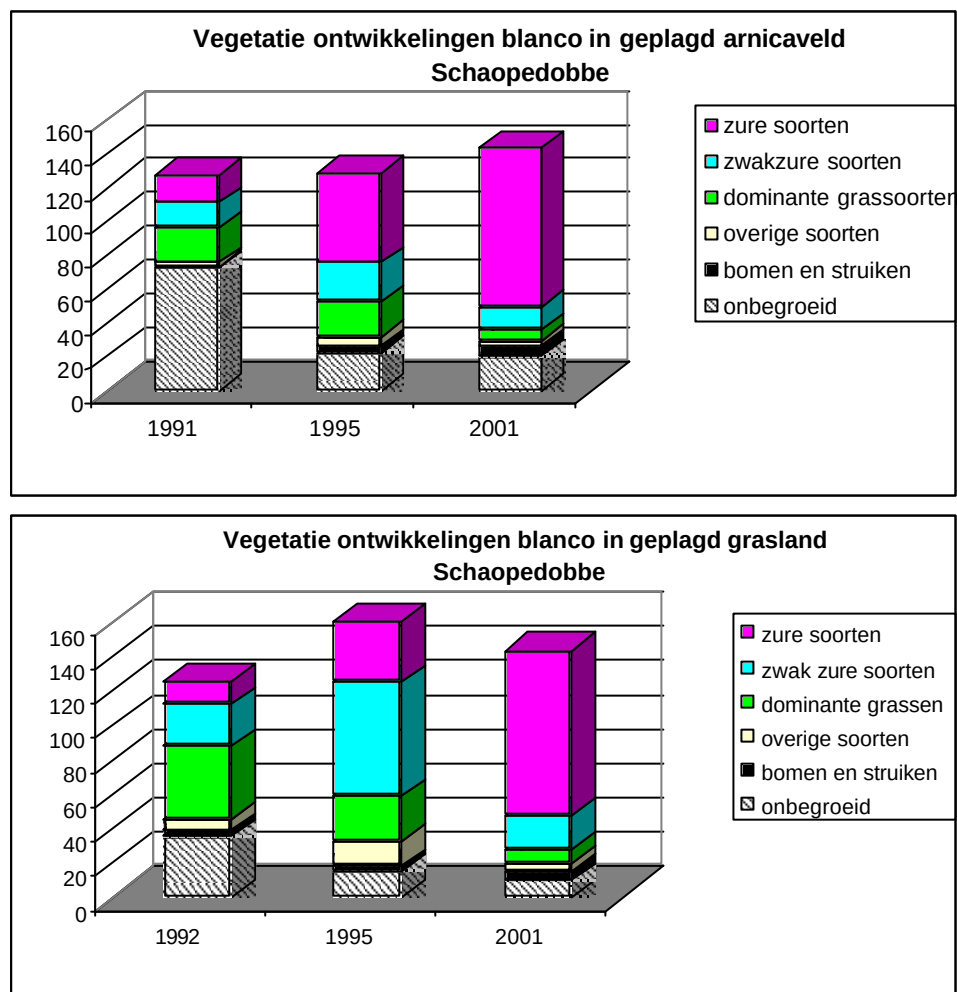
Tabel 11.10 Aantal soorten in de geplagde en ongeplagde heischrale graslanden in Schaopedobbe.

	Arnicaveld			Grasland		
	1990	1995	2001	1990	1995	2001
Ongeplagd	16	21	19	24	25	24
Geplagd	13	20	17	22	29	25

Tabel 11.11 Gemiddelde bedekking (%) van Rode lijst soorten in de geplagde en ongeplagde heischrale graslanden van Schaopedobbe.

	Arnicaveld						Grasland					
	Ongeplagd			Geplagd			Ongeplagd			Geplagd		
	1990	1995	2001	1990	1995	2001	1990	1995	2001	1990	1995	2001
Valkruid	3	3	2,5	0	0,5	1,5	2,5	2	2,5	2	2,5	5
Stekelbrem	2	2	1,5	3,5	3,5	3	0	1	0,5	1	1	1
Liggende vleugeltjesbloem	0	0	0	0,5	1	0	2	0,5	0,5	1	2,5	0,5
Blauwe knoop	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,5	0,5	0,5	1
Bosdroogbloem							0	0	0	1	1	0
Borstelgras	1	1	1	0	0,5	0	0	0,5	0	0	1	0
Gemiddelde bedekking	6	6	5	4	5,5	3,5	4,5	4,5	4	5	8,5	7,5
Totaal aantal soorten	3	3	3	2	4	2	2	5	4	5	6	4

Figuur 11.6 Vegetatieontwikkeling op de geplagde heischrale proefvelden in Schaopedobbe.



De in de ongeplagde proefvelden aanwezige Rode lijst soorten keren na plaggen allen terug (tabel 11.11). Daarnaast treden er nieuwe vestigingen op van Liggende vleugeltjesbloem (Arnicaveld) en Bosdroogbloem (Grasland) (*Gnaphalium sylvaticum*). De bedekking van de Rode lijst soorten kent in zowel het geplagde Arnicaveld als in het geplagde Grasland een hoogtepunt in 1995. Daarna neemt de bedekking van de Rode lijst soorten weer af, hetgeen waarschijnlijk wordt veroorzaakt door de sterke toename van Struikhei.

Valkruid heeft in 2001 in de geplagde, niet bekalkte Graslandproefvelden een bedekking van ca. 5%. De relatieve hoge aanwezigheid van Valkruid in het onbehandelde proefvlak heeft te maken met de aanwezigheid van een bestaande groeiplaats pal naast dit proefveld. Vestiging vindt duidelijk plaats vanuit de oude populatie, en schoof de jaren daarop geleidelijk verder het proefveld in. Dit geeft aan dat er waarschijnlijk geen sprake is van de vorming van een meerjarige zaadbank en dat nieuwe vestigingen kiemen uit zaad van dicht bijzijnde bloeiende planten. Onderzoek van Strykstra (1998) in windtunnels heeft uitgewezen dat het zaad van Valkruid zich maximaal 6 m. kan verspreiden; de waarnemingen in het geplagde grasland in de Schaopedobbe wijzen echter uit dat de meeste jonge planten zich vestigen op een geringere afstand van de bronpopulatie.

Conclusies

Gedurende de eerste tien elf jaar na plaggen zijn er in de heischrale graslanden van de Schaopedobbe nauwelijks negatieve effecten van de maatregel waargenomen.

Evenals in soortenarme heide heeft de vermindering van de hoeveelheid stikstof in de bodem tot gevolg dat de bedekking van dominante grassen als Pijpenstrootje, Moerasstruisgras, Gewoon struisgras en Bochtige smeleva (Deschampsia flexuosa) afneemt. De karakteristieke plantensoorten van het zwakzure milieu nemen daarentegen in enigszins in abundantie toe; dit geldt ook voor de Rode lijst soorten die in het terrein zijn aangetroffen.

De resultaten betreffende de bodemchemische ontwikkeling tonen niet duidelijk aan of en in hoeverre er een verhoogd risico bestaat op bodemverzuring na plaggen. Echter, het tegendeel kon evenmin worden aangetoond.

De resultaten tonen ook duidelijk het belang van een vervolgbeheer aan: in de periode 1995-2001 neemt de bedekking van de 'zwakzure soorten' in de geplagde proefvelden weer af, als gevolg van de sterk toegenomen dominantie van Struikheide. Dit kan voorkomen worden door de geplagde heischrale graslanden jaarlijks te maaien.

11.1.6 Combinatie bekalken en plaggen

Bodemchemische ontwikkeling

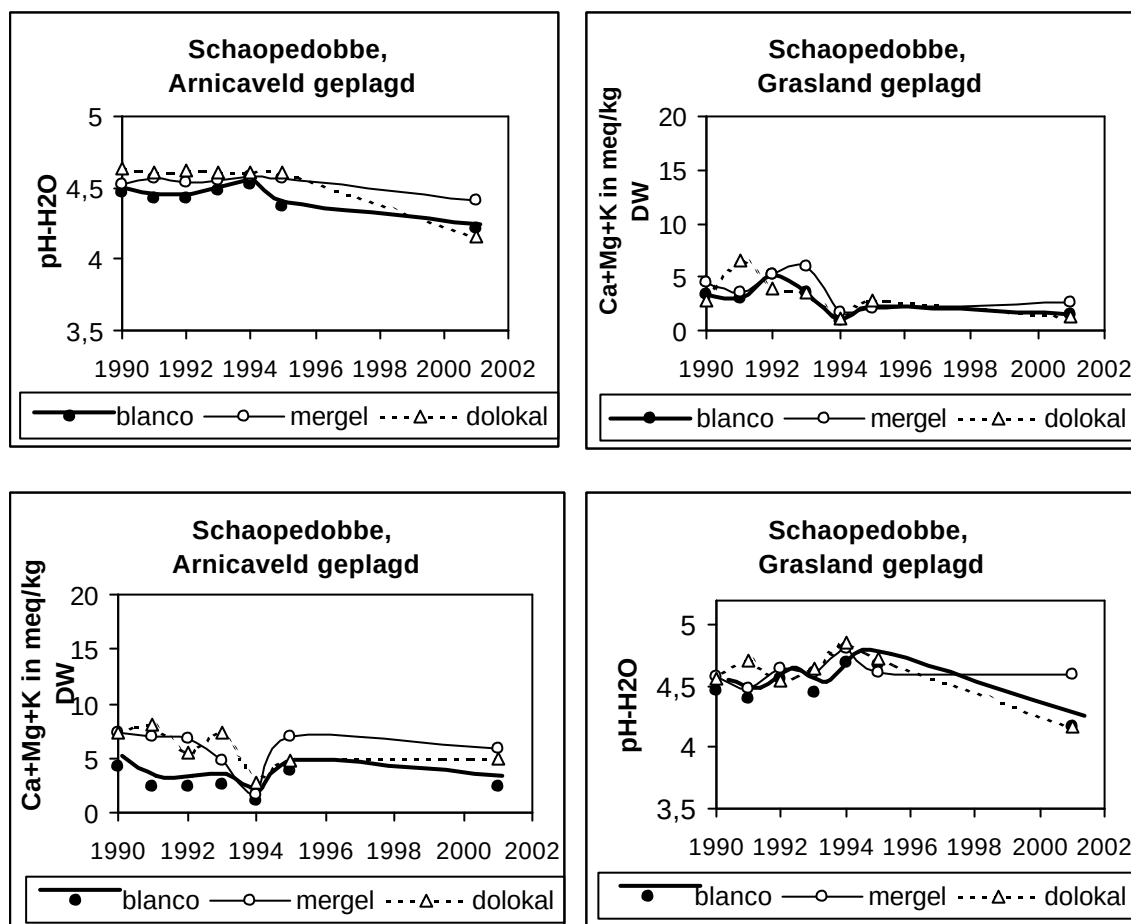
Verzuring

De pH van de toplaag van de bodem in de geplagde, onbekalkte proefvelden is vrij constant; pas in de periode 1995-2001 treedt er een lichte daling op (figuur 11.7). De gehalten aan basische kationen dalen in die proefvelden vrijwel gedurende de gehele periode. De combinatie van plaggen en bekalken kan deze lichte verzuring niet geheel teniet doen: het gehalte aan basische kationen in de toplaag van de bodem, dat de voornaamste rol speelt in de bepaling van de buffercapaciteit van zwakzure bodems, daalt ook in de bekalkte proefvelden (figuur 11.7, tabel 11.12). In 2001 zijn de gehalten aan basische kationen nog maar 50 – 80% van de gehalten die meteen na het uitstrooien van mergel en dolokal werden gemeten. Anders dan in de bekalkte, ongeplagde proefvelden, treedt er in deze proefvelden dus wel een lichte verzuring op.

Absoluut gezien ligt de pH in 2001 in de met mergel (Arnicaveld en Grasland) en dolokal (Grasland) bekalkte geplagde proefvelden echter wel hoger dan in de onbekalkte, ongeplagde proefvelden. Voor de basische kationengehalten geldt dit alleen voor het met mergel bekalkte Arnicaveld; in alle geplagde Grasland-proefvelden is de buffercapaciteit van de bodem minder dan in de onbekalkte en ongeplagde proefvelden.

In de periode 1990-1995 is het effect van dolokal op de pH en het gehalte aan basische kationen steeds groter dan dat van mergel. In de daaropvolgende periode is dit echter omgekeerd: in 2001 is er nog nauwelijks enig effect van dolokal waarneembaar. In de met mergel behandelde proefvelden lijkt de verzuring in de periode 1995-2001 daarentegen nauwelijks door te zetten. Waarschijnlijk kunnen deze verschillen worden toegeschreven aan het verschil in korrelgrootte van de gebruikte mergel en dolokal. Er is een poederachtige vorm van dolokal gebruikt in het experiment, terwijl de mergel veel grotere brokken bevatte (tot ca. 1,5 cm doorsnee). Hierdoor zal de mergel langzamer verwerken, waardoor de bufferende werking langer aanhoudt. Bij aanvang van het experiment bestond de verwachting dat een combinatie van plaggen en bekalken zou leiden tot een groter effect van bekalking dan in de ongeplagde proefvelden. Immers, door het ontbreken van vegetatie zouden alle uitgestrooide minerale bufferstoffen direct op de grond vallen en zo geheel ten goede komen aan het verhogen van de buffercapaciteit van de bodem (m.a.w. de vegetatie zou geen mineralen invangen). Zoals hier is beschreven blijkt na elf jaar dat de combinatie van plaggen en bekalken weliswaar leidt tot absoluut hogere pH en BC-waarden, maar dat het relatieve effect minder groot is.

Figuur 11.7 pH en basische kationengehalten in de geplagde heischrale graslanden in Schaopedobbe.



Tabel 11.12 Verandering van de basische kationengehalten in de geplagde proefvelden in de periode 1990-2001.

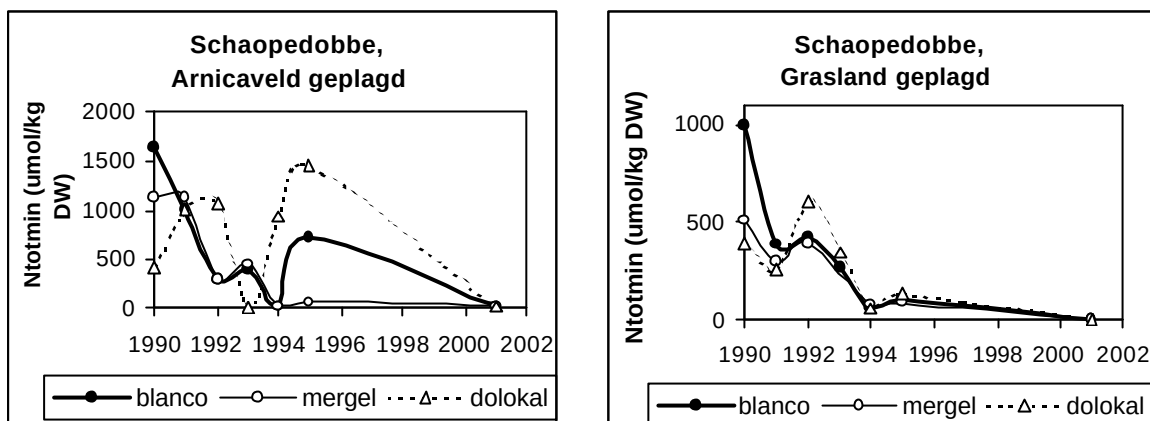
Veld	Behandeling	Toegediende dosis mineralen (kg/ha)	Basische kationen in 2001 als % van 1990
Arnica veld geplagd	Controle	0	59
	Mergel	600	79
	Dolokal	600	66
Grasland geplagd	Controle	0	43
	Mergel	150	57
	Dolokal	150	49

Eutrofiëring

Het verloop van de totale minerale stikstofconcentraties is weergegeven in figuur 11.10. In de graslandproefvelden kennen de ammonium en nitraatgehalten in de bekalkte proefvelden globaal hetzelfde, steeds verder dalende, verloop als in de controle proefvelden. Dit geldt eveneens voor de mergelbehandeling in het Arnica veld; de minerale stikstofgehaltes in het dolokal-proefveld kennen echter een veel grilliger verloop. In dit proefveld overstijgen zowel de ammonium als de nitraatgehalten regelmatig de waarden die in het controle-proefveld zijn gemeten. Gemiddeld kennen de bekalkte proefvelden in het Arnica veld een hoger mineraal en organisch stikstofgehalte dan de onbekalkte proefvelden (tabel 11.11). Dit kan duiden op een verhoging van de N-mineralisatie door bekalken en daarmee een risico voor vergassing inhouden. In het Grasland daarentegen leidt bekalking tot een lager mineraal stikstofgehalte in de bodem; het totale stikstofgehalte is eveneens lager.

De dalende beschikbaarheid van stikstof na plaggen wordt veroorzaakt door de steeds toenemende opname van N door planten in de jaren na plaggen.

Figuur 11.8 Totaal mineraal stikstofgehalte (NO_3^- en NH_4^+) in de geplagde heischrale graslanden in Schaopedobbe.



Tabel 11.13 Verandering in de totaal mineraal stikstofgehalten (Ntotmin) in de periode 1990-2001.

Veld	Behandeling	Ntotmin in 1990 ($\mu\text{mol/kg}$)	Ntotmin gemid. 91-01 ($\mu\text{mol/kg}$)	% gemid. Ntotmin tov Ntotmin 1990	Ntot %
Arnica veld ongeplagd	Controle	737	846	115	0,27
Arnica veld geplagd	Controle	652	852	131	0,24
	Mergel	297	726	244	0,28
	Dolokal	378	783	207	0,28
Grasland ongeplagd	Controle	843	482	57	0,22
Grasland -geplagd	Controle	349	398	114	0,18
	Mergel	328	237	72	0,20
	Dolokal	318	225	59	0,17

Vegetatieontwikkeling

Tabel 11.14 Verandering in de vegetatiebedekking in de geplagde heischrale proefvelden te Schaopedobbe.

Veld	soortgroep	controle			Mergel*			Dolokal*		
		90-95	95-01	90-01	90-95	95-01	90-01	90-95	95-01	90-01
Arnica veld geplagd	zwakzuur	10	-10	-1	9	8	17	5	13	18
	zuur	9	-10	-1	-1,5	3	1,5	19,5	-28	-8,5
	dominante grassen	-0,5	-14	-14,5	1,5	-4	-2,5	-9,5	9	-0,5
Grasland geplagd	zwakzuur	42	-46,5	-4,5	-18	21,5	3,5	-4	8,5	4,5
	zuur	21,5	60,5	82	19,5	-16,5	3	-16,5	-1,5	-18
	dominante grassen	-16	-17,5	-33,5	-14	9,5	-4,5	-4	-6,5	-10,5

* veranderingen in de bedekking zijn uitgedrukt ten opzichte van de veranderingen in de controleproefvelden.

Evenals de onbekalkte proefvelden worden alle bekalkte, geplagde proefvelden anno 2001 gedomineerd door Struikheide. Daarnaast nemen de karakteristieke plantensoorten uit het zwakzure milieu in alle bekalkte proefvelden sterker in bedekking toe dan in de onbekalkte proefvelden (tabel 11.14). Deze toename is groter in het Arnica veld dan in het Grasland. In het Arnica veld blijken vooral Tandjesgras, Stekelbrem en Tormentil voor de toename in bedekking verantwoordelijk te zijn. In het Grasland neemt met name Muizeoor (*Hieracium pilosella*) in bedekking toe. Opvallend was het verschil in reactie van de groepen soorten in de periodes 1991-

1995 en 1995-2001. Het aandeel van de zwakzure soorten neemt in de bekalkte Grasland-proefvelden met name in de tweede periode sterk toe, terwijl het aandeel van de zure soorten in de mergel behandelde proefvelden in die periode zelfs afneemt.

De veranderingen in de vegetatie gaan in zowel het Arnicaveld als het Grasland gepaard met een afname van de bedekking in de dominante grassen.

Tabel 11.15 Aantal soorten in de geplagde en ongeplagde heischrale graslanden in Schaopedobbe in 2001.

	Arnicaveld			Grasland		
	Controle	Mergel	Dolokal	Controle	Mergel	Dolokal
Ongeplagd	19	23	25	24	23	26
Geplagd	17	20	18	22	31	21

In het algemeen zorgt de combinatie van plaggen en bekalken voor een lichte stijging van het aantal plantensoorten in vergelijking tot het aantal in de ongeplagde, onbekalkte proefvelden (tabel 11.15).

De vestiging van de Rode lijst soorten verloopt voorspoedig: de combinatie van plaggen en bekalken leidt tot een toename in bedekking en aantal ten opzichte van de controle proefvelden in de geplagde en ongeplagde proefvelden (tabel 11.16). Daarnaast zijn beide aspecten beter ontwikkeld bij de Rode lijst soorten in de geplagde, bekalkte proefvelden dan in de bekalkte ongeplagde proefvelden. Echter, in het Arnicaveld valt de vergelijking met de bekalkte ongeplagde proefvelden minder gunstig uit; in de ongeplagde, bekalkte proefvelden liggen bedekking en aantallen soorten iets hoger.

Tabel 11.16 Gemiddelde bedekking (%) van Rode lijst soorten in de geplagde en ongeplagde heischrale graslanden van Schaopedobbe in 2001.
C= controle, M= mergel, D=dolokal.

	Arnicaveld						Grasland					
	Ongeplagd			Geplagd			Ongeplagd			Geplagd		
Behandeling	C	M	D	C	M	D	C	M	D	C	M	D
Valkruid	2,5	3	3	1,5	3	3	2,5	3		5	3	2
Stekelbrem	1,5	2	3	3	4	8	0,5		2	1	2	
Kruipbrem					1							
Liggende vleugeltjesbloem		3	4		1	2	0,5	2		0,5	2	
Blauwe knoop							0,5			1		
Stijve ogentroost			3									
Borstelgras	1	2	3									
Gemiddelde bedekking	5	10	16	3,5	9	13	4	5	2	7,5	7	2
Totaal aantal soorten	3	4	5	2	4	3	4	1	1	4	3	2

Conclusies

Bekalken is in de geplagde proefvelden een probaat middel tegen de verzuring. Echter, anders dan in de ongeplagde proefvelden is het effect van de bekalking op de bodemchemie na 11 jaar vrijwel verdwenen. Waarschijnlijk wordt dit veroorzaakt doordat door plaggen het organisch stofgehalte in de bodem verminderd, waardoor de buffercapaciteit van de bodem afneemt.

De combinatie van plaggen en bekalken werkt zoals verwacht verschrallend; bekalken zorgt daarna niet voor een stimulans van de N-mineralisatie. De kans op vergrassing blijft dan ook klein.

In de vegetatie zijn de effecten van de behandeling nog steeds duidelijk merkbaar: de kenmerkende soorten van het zwakzure milieu ontwikkelen zich beter dan in de controle-proefvelden. Dit geldt zowel voor de zeldzame als algemene plantensoorten. Echter, door het achterwege blijven van een frequent maaibeheer, worden de proefvlakken gedomineerd door Struikhei. Naar verwachting zouden de proefvelden bij een frequenter maaibeheer veel meer een heischraal karakter hebben gehad dan onder het huidige beheer. Vermoedelijk waren de effecten van de behandelingen dan ook veel beter zichtbaar zijn geweest.

11.2 Holther Zand

11.2.1 Gebiedsbeschrijving en proefopzet

Het Holther Zand in de gemeente Beilen (Drenthe) is een 36 ha. groot heidegebied. Tot de jaren 80 herbergde het gebied karakteristieke soorten van het heischrale grasland (NARDO-GALION SAXATILE), als Rozenkransje (*Antennaria dioica*) en Valkruid (*Arnica montana*). Men vermoedt dat het verdwijnen van deze soorten uit het terrein is veroorzaakt door uitloging van de bodem. De atmosferische depositie van verzurende stoffen heeft de uitloging van de bodem waarschijnlijk versneld (de Graaf e.a 1994).

Het Holther zand is deels particulier bezit en deels in bezit van de Stichting Het Drentse Landschap. Deze stichting beheert het terrein ook grotendeels. De schraalgraslanden werden gemaaid; sinds 1992 wordt het grootste deel van het gebied extensief begraasd door Schotse Hooglanders. Daarnaast wordt er kleinschalig geplagd. De Rozenkransjesproefvelden kennen sinds 1991 geen actief aanvullend beheer.

In 1991 zijn op twee locaties in het terrein series proefvelden uitgezet, een serie op de voormalige standplaats van Rozenkransje ('Rozenkransje pad' genoemd) en een serie in een geplagd deel van het terrein ('Heideveld', voorheen 'Groot veld' genoemd). De proefvelden varieerden in grootte; ca 10 m² per veld op de locatie Rozenkransje pad en 100 m² voor de proefvelden in het Heideveld. In beide series proefvelden is een veld bemergeld met grofkorrelige mergel (1000 kg ha⁻¹) en dient een onbemergeld proefveld als controle. Daarnaast is er op beide locaties een combinatie van bemergelen en omwoelen of frezen toegepast, maar deze proefvelden zijn niet in de monitoringsronde van 2001 betrokken. Het doel van de mergelgift is het verhogen van de buffercapaciteit van de bodem en daarmee het geschikt maken van de bodemchemie voor hervestiging van soorten uit het Nardo-Galion (bijv. de verdwenen Valkruid en Rozenkransje). Gedurende de eerste drie jaar van het experiment keerden deze soorten echter niet terug (De Graaf e.a. 1994).



Foto 11.3 Uitstrooien van kalk in het Heideveld in 1991.



Foto 11.4 Heideveld, 1995.



Foto 11.5 Het onbegaasde deel van het Heideveld in 1999.



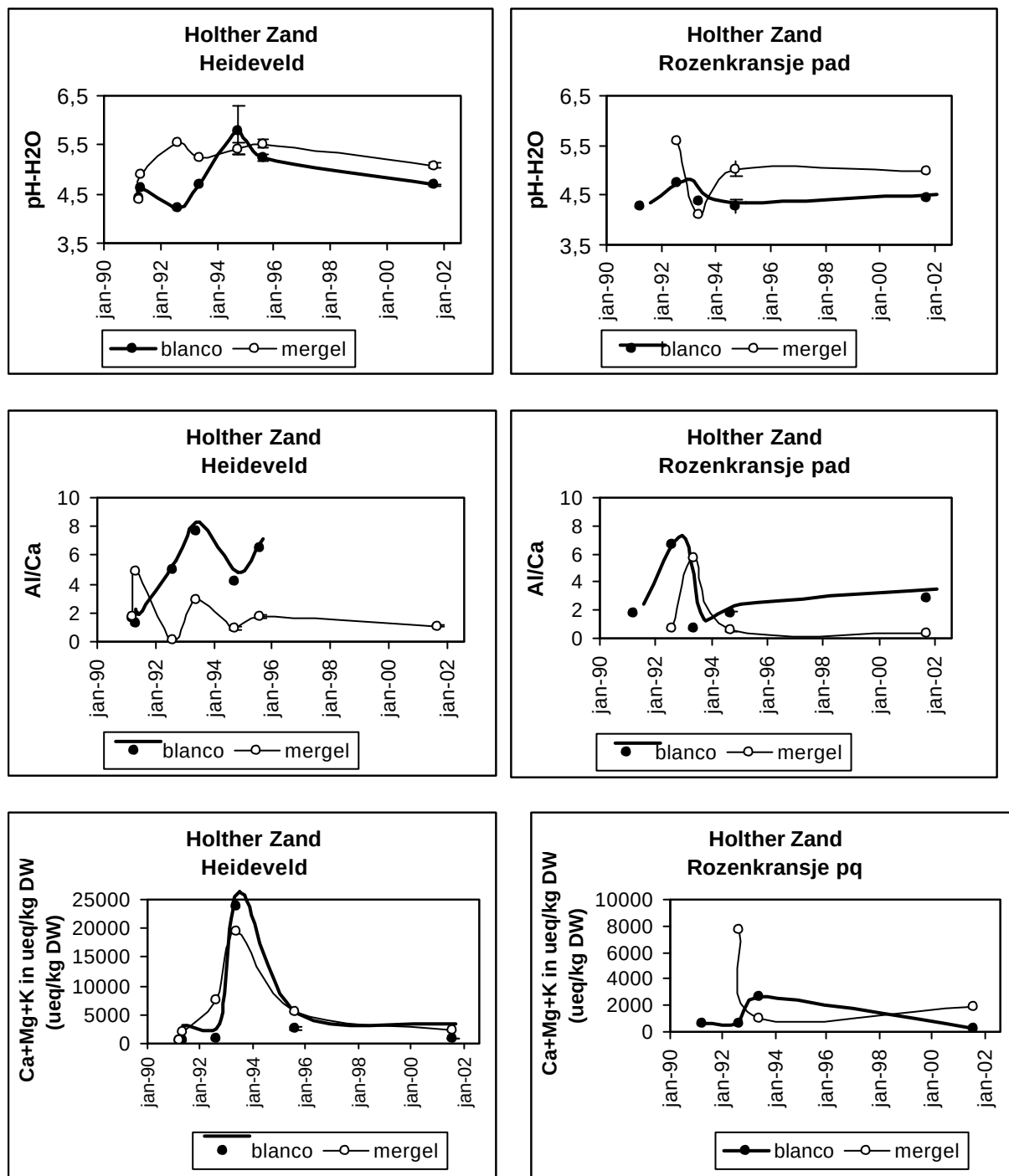
Foto 11.6 Het begraasde deel van het Heideveld.

11.2.2 Autonome ontwikkeling

Bodem

Gedurende de 10 jaar dat het experiment duurt, varieert de pH in de onbehandelde proefvelden van 4,2 tot 5,7 (Heideveld) en van 4,3 tot 4,8 (Rozenkransje pad; figuur 11.9). Evenmin treden er duidelijke verschuivingen op in het gehalte aan basische kationen. De Al/Ca-ratio geeft daarentegen een stijgende tendens te zien, en dit zou er op kunnen wijzen dat de uitloging van de bodem doorgaat (figuur 11.9). De Al^{3+} -concentratie in de bodem is echter vrijwel steeds lager dan $100 \mu\text{mol/kg}$ droge bodem, hetgeen aangeeft dat er van toxiciteit van aluminium nog geen sprake is.

Figuur 11.9 Verloop van de pH, Al/Ca en de basische kationenconcentraties in de toplaag van de bodem in het Holther Zand.

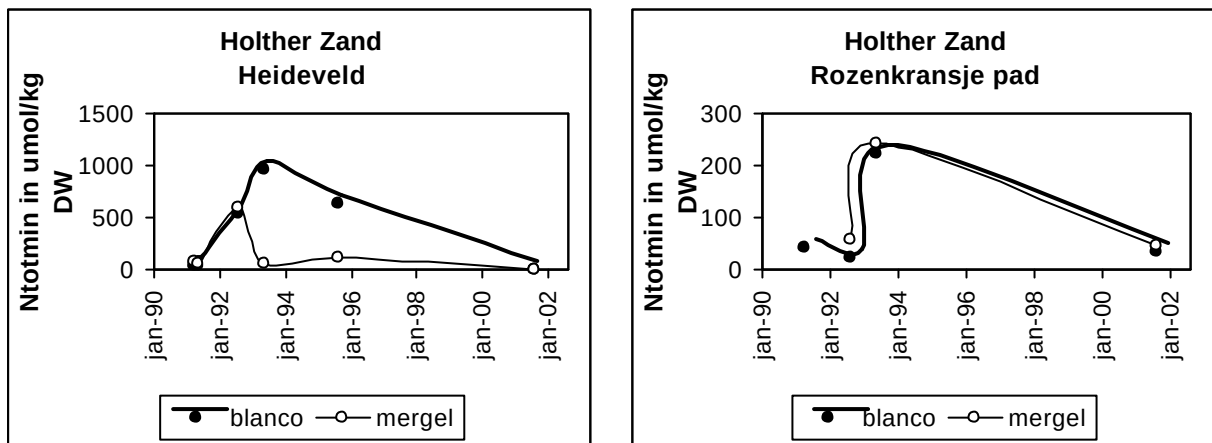


In het Holther Zand is het organisch stofgehalte laag (tabel 11.15); ook in vergelijking met andere heideterreinen wordt er in het Holther zand een laag organisch stofgehalte gemeten. Dit geldt ook voor de totaal stikstofgehalten, waarbij de totaal N-gehalten het laagst zijn in het Rozenkransje proefveld (ca. 0.04%) en in het Heideveld iets hoger liggen (0.07 %). Ondanks de lage totaal N-gehalten, is ook de C/N-ratio van de bodem laag voor droge heideterreinen (ca. 19).

Tabel 11.17 Algemeen bodemchemische kenmerken in het Holther Zand in 2001

		Nitrogen	Carbon	C/N	org. Stof%
Heideveld	blanco	0,06	1,23	19,49	2,11
Heideveld	mergel hoog	0,07	1,36	18,38	2,33
Rozenkransje pad	blanco	0,03	0,64	20,47	1,10
Rozenkransje pad	mergel hoog	0,04	0,74	19,08	1,27

Analoog aan het totale gehalte stikstof in de bodem, wordt er ook weinig mineraal N aangetroffen (figuur 11.10). Zowel de ammonium- als de nitraatconcentraties zijn steeds laag, met meestal een lichte dominantie van ammonium. Doordat de ammoniumconcentraties zo laag zijn, is er geen gevaar voor ammoniumtoxiciteit voor de karakteristieke soorten van het zwakzure milieu.



Figuur 11.10 Verloop van het totaal mineraal stikstofgehalte in de toplaag van de bodem in het Holther Zand.

Vegetatie

De vegetatie in de onbehandelde proefvelden heeft zich voornamelijk ontwikkeld tot een soortenarme maar structuurrijke heide met een dominantie van Struikhei (foto's 11.5 en 11.6). De overige soortgroepen zijn slechts marginaal aanwezig. De zwakzure soorten bedekken in 2001 in het Heideveld slechts 2%, de dominante grassen ca. 8%. Overigens neemt de relatieve bedekking van deze laatste groep gedurende de onderzoeksperiode steeds verder af (figuur 11.11).

In tabel 11.18 is het totaal aantal soorten en het aantal Rode-lijst soorten weergegeven, die in de proefvelden in het Holther zand zijn aangetroffen. Gedurende het experiment neemt het totaal aantal soorten in de onbehandelde proefvelden licht toe, analoog aan een lichte toename in de totale bedekking. Er treden in die proefvelden geen verschuivingen op in het aantal Rode-lijst soorten: in de onbehandelde proefvelden is alleen Borstelgras (*Nardus stricta*) aangetroffen.

Tabel 11.18 Totaal aantal soorten en aantal Rode lijst soorten in de proefvelden van het Holther zand.

	Rozenkransje pad			Heideveld		
	1992	1995	2001	1991	1995	2001
Totaal aantal soorten						
Blanco	6	7	8	12	12	14
Mergel	5	6	9	9	11	23
Aantal Rode lijst soorten						
Blanco	1 ¹	1 ¹	1 ¹	1 ¹	1 ¹	1 ¹
mergel	1 ¹	1 ¹	0	0	0	1 ²

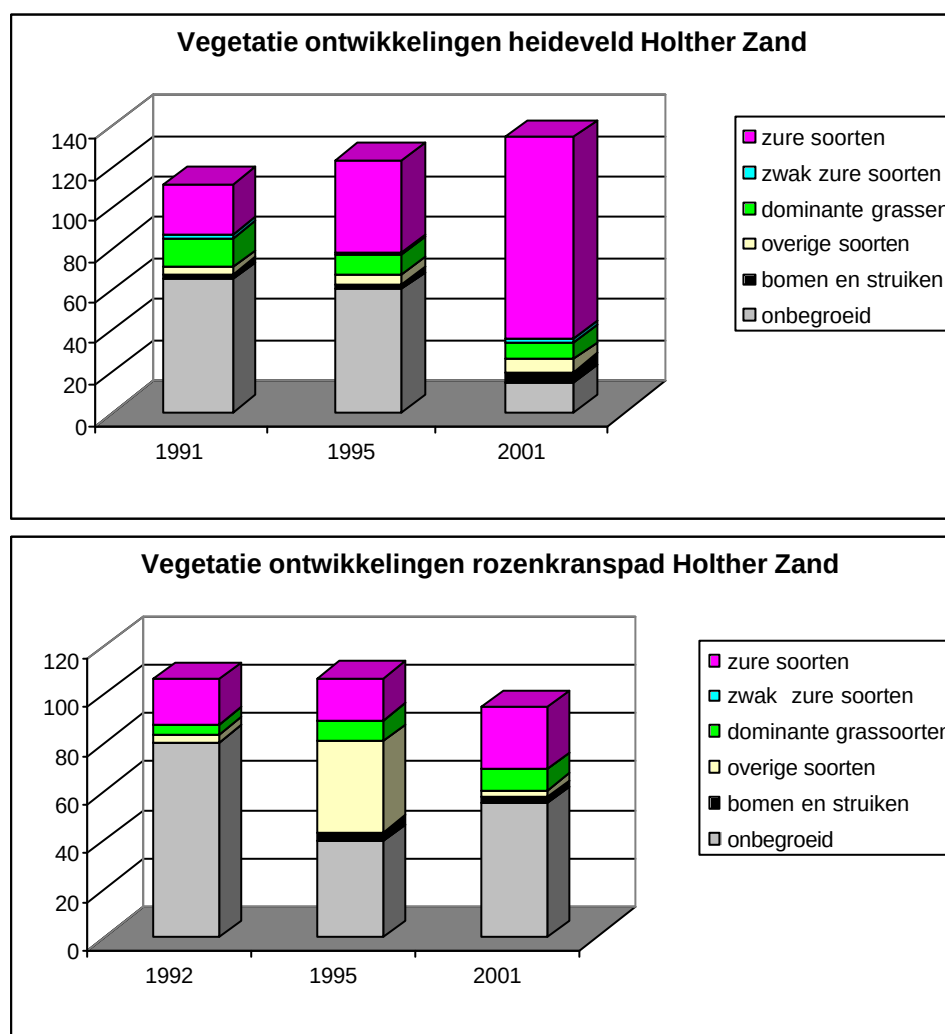
1 Borstelgras

2 Klokjesgentiaan

Het Rozenkransje-proefveld kent tot 1995 een sterke toename in de bedekking van Schapegras met bijna 35%. Deze soort wordt niet tot de dominante grassen gerekend, maar tot de categorie 'overige soorten'. In de vijf jaar daarna neemt de bedekking van Schapegras weer sterk af en bedekt in 2001 nog maar 3%. In de periode 1995-2001 is in dit proefvlak verder alleen de bedekking van de zure soorten toegenomen, voornamelijk het gevolg van een toename in de abundantie van Schapezuring met 8%.

Dit alles heeft tot gevolg dat de kruidlaag in 2001 slechts 45% van de bodem bedekt: deze grote openheid wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de zeer lage voedingsstoffenconcentraties. Daarnaast kan de bodem door het lage organische stofgehalte moeilijk vocht vasthouden; veel planten hebben moeite met de perioden van grote droogte die hierdoor kunnen ontstaan. Regelmatige betreding draagt mogelijk ook bij tot het open blijven van het vegetatiedek.

Figuur 11.11 Vegetatieontwikkeling in de controleproefvelden in het Holther zand.



Ofschoon het Holther zand in het verleden groeiplaats was van verscheidene Rode lijst soorten uit het heischrale milieu, wordt anno 1991-2001 alleen Borstelgras in het proefveld langs het Rozenkransjespad aangetroffen. De bedekking van Borstelgras is in de onderzoeksperiode niet veranderd (2%).

11.2.3 Effecten van bekalking

Bodem

De eenmalige mergelbehandeling (1000 kg ha⁻¹) heeft in beide proefveldseries geleid tot een stijging van de pH en basenverzadiging en een daling van de Al/Ca (zie figuur 11.10). Het effect van de behandeling is tien jaar na de mergelgift nog steeds zichtbaar in een hogere pH en concentratie basische kationen en een lagere Al/Ca. De bodemchemische omstandigheden zijn en blijven geschikt voor vestiging van soorten uit het zwakzure milieu.

Bemergeling leidt tot een lichte verhoging van zowel het totaal stikstofgehalte als van het organisch stofgehalte (tabel 11.17). In beide proefvelden gaat dit gepaard met een lichte daling in de C/N-ratio. In beide proefvelden is meer dan 99% van de stikstof gebonden aan een organische component. De minerale N-fractie is zeer klein.

In beide proefvelden leidt de mergelgift tot een lager mineraal N-gehalte van de bodem, hetgeen vooral wordt veroorzaakt door het feit dat de ammoniumgehalten in de bodem lager liggen (figuur 11.10). Er zijn echter ook verschillen tussen de proefvelden: in het Heideveld is ammonium gedurende het gehele experiment de dominante stikstofvorm. In het Rozenkransje proefveld is nitraat de dominante stikstofvorm, zowel in de onbehandelde als bemergelde proefvelden. Bemergeling leidt in geen van de proefvelden tot een duidelijke toename van de nitraatconcentratie in de bodem.

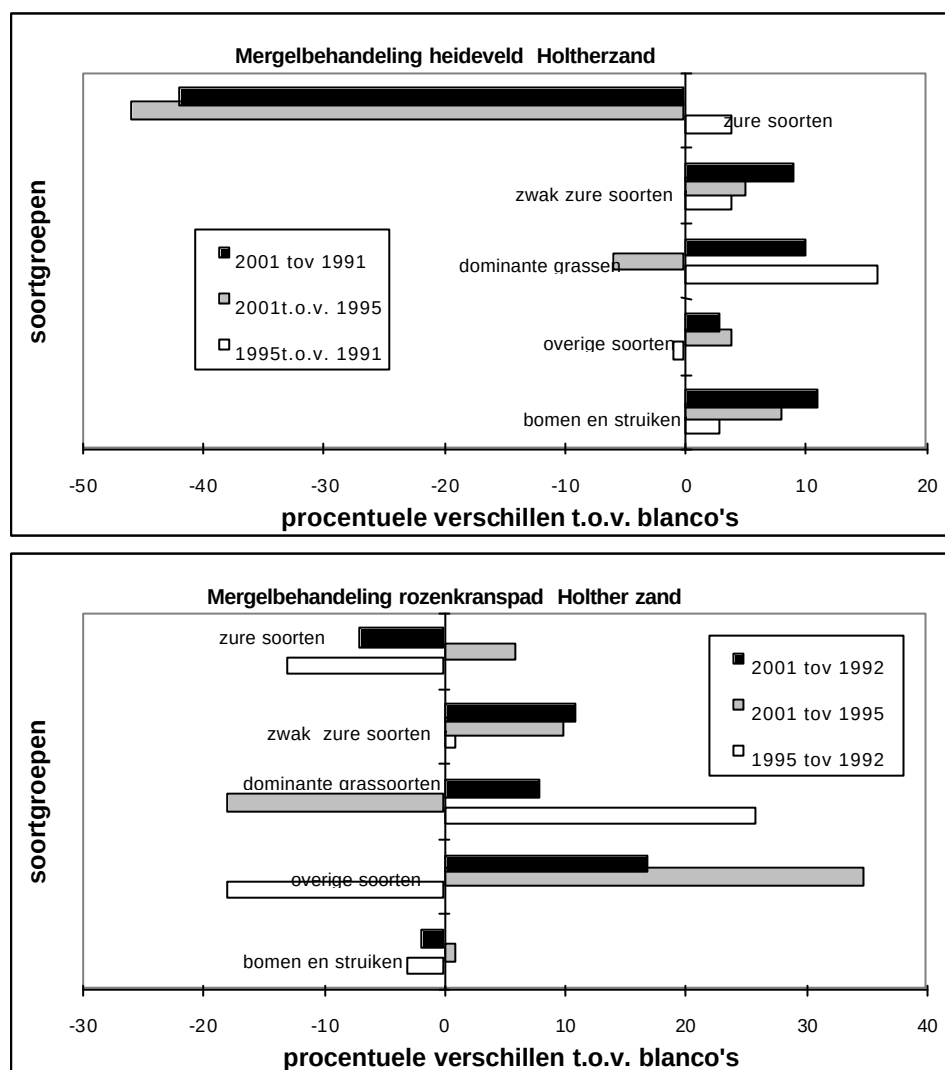
Zo de bemergeling al mocht leiden tot een verhoging van de netto stikstofmineralisatie, dan heeft dit vooralsnog niet geleid tot een overschot aan beschikbaar mineraal stikstof voor planten. Het risico van vergrassing als gevolg van eutrofiëring t.g.v. de mergelbehandeling is dan ook miniem.

Vegetatie

In de periode 1990-2001 is het aantal soorten in het Heideveld flink toegenomen. Deze toename wordt veroorzaakt door de bemergeling en door de begrazing (tabel 11.18). Op de mestplaatsen zijn lokaal triviale soorten aangetroffen als Vogelmuur (*Stellaria media*) en Paardebloem (*Taraxacum spec.*). Het aantal Rode-lijst soorten is vrij stabiel. Ondanks de toename in het totaal aantal soorten, is de bedekking van de karakteristieke zure soorten in 2001 aanmerkelijk lager dan in de controle proefvelden (figuur 11.12). Deze daling wordt voornamelijk veroorzaakt door een afname van de bedekking van Struikhei in het Heideveld en van Borstelgras en Schapezuring (*Rumex acetosella*) in het Rozenkransje-proefveld.

De kenmerkende soorten van het zwakzure milieu zijn daarentegen geleidelijk in bedekking toegenomen (toename ca. 10% in beide proefveldlocaties). Deze toename wordt in het Heideveld veroorzaakt door een hogere bedekking van Tandjesgras (*Danthonia decumbens*) en Blauwe zegge (*Carex panicea*) en nieuwe vestigingen in 2002 van Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*) en Gewoon biggekruid (*Hypochaeris radicata*) in het behandelde proefvlak. Klokjesgentiaan, een Rode lijst soort, bedekt in 2001 2 % van het bemergelde proefveld. In het Rozenkransje-proefveld zijn vroege haver en biggekruid de soorten uit de zwakzure groep die het meest van de mergelbehandeling profiteren. Rozenkransje is (nog) niet teruggekeerd. In beide bemergelde proefvelden zorgt een toename in de bedekking van Moerasstruisgras (*Agrostis canina*) van 10% voor een stijging in de bedekking van de groep 'dominante grassen'. Daarnaast kan in het Rozenkransje-proefveld een toename in de abundantie van de groep 'overige soorten' worden toegeschreven aan de toegenomen bedekking van Schapegras (*Festuca filiformis*). De opslag bomen en struiken in het Heideveld is waarschijnlijk het gevolg van toeval.

Figuur 11.12 Vegetatieontwikkeling in de met mergel behandelde proefvelden in het Holther zand. Weergegeven zijn de verschillen in vegetatiebedekking ten opzichte van de controle proefvelden (zie figuur 11.11).



11.2.4 Conclusies

Zonder EGM-maatregelen in de vorm van bekalking ontwikkelen de proefvelden in het Holther zand zich tot typische, deels structuurrijke heidevegetaties, zonder veel karakteristieke soorten van een zwakzuur milieu. Dit ondanks het feit dat er, gezien de bodemchemische kenmerken van de proefvelden, geen aanleiding is waarom de soorten uit deze groep zich niet zouden kunnen uitbreiden. De oorzaak van het ontbreken van een groter aan deel zwakzure soorten is dan ook waarschijnlijk niet gelegen in de abiotische omstandigheden.

Het uitstrooien van mergel in 1991 heeft echter wel effect gehad op de bodemchemie, in die zin dat de pH en buffercapaciteit werd verhoogd. Negatieve effecten, bijvoorbeeld het vrijkomen van grotere hoeveelheden stikstof, werden niet waargenomen. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat de bodems in het Holther zand slechts weinig organisch materiaal bevatten.

Bemergeling heeft wel geleid tot een toename in de bedekking van de zwakzure soorten en een afname van de kenmerkende zure soorten. In het bemergelde Heideveld vestigde zich Klokjesgentiaan.

Ondanks het ontbreken van aanwijzingen in de richting van een hogere stikstofbeschikbaarheid, heeft Moerasstruisgras zich in beide bemergelde proefvelden sterker uit kunnen breiden dan in de controle proefvelden.

11.3 Borkeld Arnicaveld

11.3.1 Gebiedsbeschrijving

Het natuurreservaat De Borkeld en het Elsenveld is gelegen in de gemeente Markelo in Overijssel. Het 400 ha. grote gebied is in eigendom en beheer van Staatsbosbeheer en maakt deel uit van het stuwwallencomplex dat zich uitstrekt van Hellendoorn tot Lochem. Het gebied bestaat voornamelijk uit bos, heide en veen.

Het gebied kreeg zijn vorm tijdens de voorlaatste ijstijd, het Saalien. Het door de ijstong opgestuwde materiaal hoopte zich op tot de Holterberg in het westen en de stuwwal van Rijssen in het oosten. Het materiaal dat met het ijs werd meegevoerd is later in het tussenliggende gebied afgezet als keileem en plaatselijk als grove, grindhoudende zanden. Later, tijdens de laatste ijstijd, zijn in het gebied dekzanden afgezet. In het Holoceen is in de lagere delen van het gebied veen gevormd.

De onderzochte delen van de Borkeld worden gerekend tot de droge heide. Voorheen stond hier een soortenrijke variant van dit vegetatietype, waarin tot eind van de jaren tachtig van de vorige eeuw Valkruid (*Arnica montana*) voorkwam. Daarnaast werd de vegetatie gekenmerkt door soorten als Borstelgras (*Nardus stricta*), Klein warkruid (*Cuscuta epithyllum*), Stekelbrem (*Genista anglica*), Kruipbrem (*Genista pilosa*) en Pilzegge (*Carex pilulifera*).

De eutrofiëring leidde ertoe dat de heide steeds sneller werd vergrast. Staatsbosbeheer voert dan ook een actief, kleinschalig plagbeheer om de vergrassing tegen te gaan.

11.3.2 Proefopzet

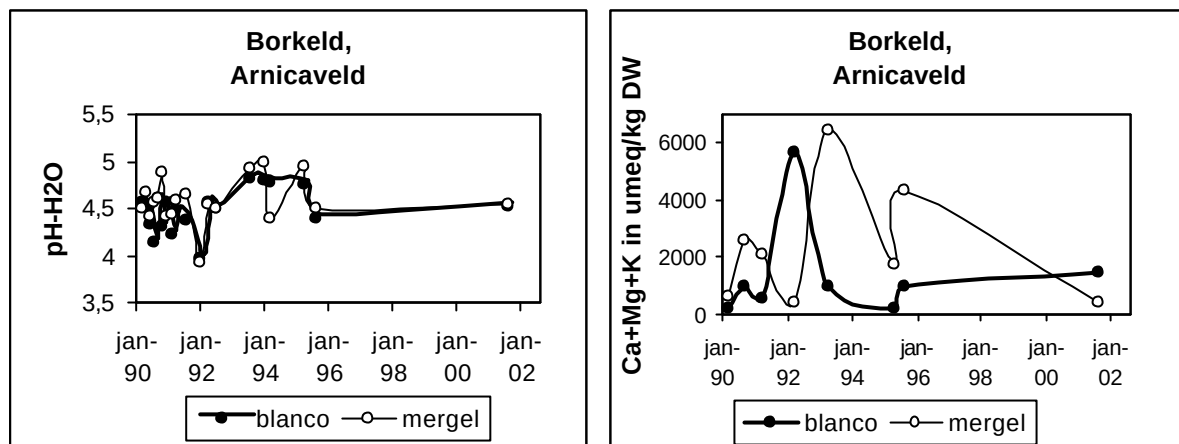
In de Borkeld is in 1990 een bekalkingsproef gestart vlak bij de plaats waar tot begin jaren tachtig van de vorige eeuw Valkruid werd aangetroffen. In de directe omgeving van het Arnicaveld werden in 1990 nog karakteristieke zwakzure soorten aangetroffen, zoals Hondsviooltje (*Viola canina*) en Veelbloemige veldbies (*Luzula multiflora*). Er is bekalkt met, 50 en 300 kg ha⁻¹ mergel, toegediend in april 1990. Enkele jaren voor het bekalkingsexperiment is het terrein geplagd; bij aanvang van het bekalkingsexperiment bedroeg de vegetatiebedekking 22%. Daarnaast is er in 1990 een laag hek rondom het proefveld geplaatst om vraat van konijnen tegen te gaan (De Graaf e.a. 1994). In de monitoring van 2001 zijn alleen het onbehandelde proefveld en het proefveld met de hoge dosering mergel gemonitord. Het Arnicaveld wordt niet gemaaid.

11.3.3 Autonome ontwikkeling

Bodem

Gedurende het experiment varieert de pH in het onbehandelde proefveld van 3,96 tot 4,80 met een gemiddelde waarde van 4,48 (zie figuur 11.13). De som van de basische kationen vertoont een grote toename in het voorjaar van 1992, maar schommelt de rest van de tijd rond de 700 ueq/kg droge grond (figuur 11.13). Zowel de Al/Ca-ratio als de absolute Al³⁺-concentratie zijn laag, resp. gemiddeld 6 en 56 µmol/kg droge grond. Alleen in 1995 nemen zowel de aluminiumconcentratie als de Al/Ca flink toe, maar over het algemeen kan gesteld worden dat er waarschijnlijk geen sprake is van aluminiumtoxiciteit voor zwakzure soorten. Er zijn geen aanwijzingen dat er in de onderzoeksperiode sprake is van voortgaande verzuring.

Figuur 11.13 Verloop van pH en som van de basische kationen in het Arnicaveld in de Borkeld.



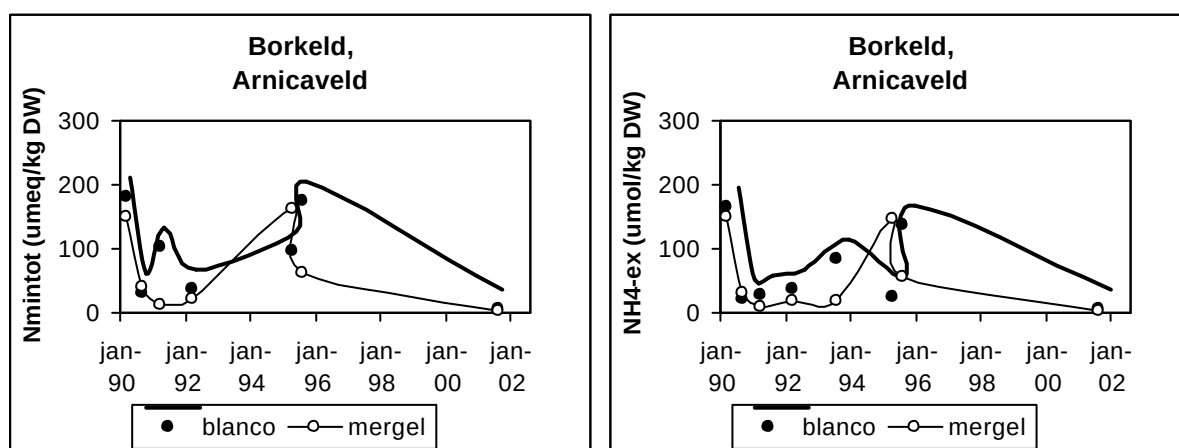
In het Arnicaveld in de Borkeld is het organisch stofgehalte laag, ca. 1,5% (tabel 11.19). Dit geldt ook voor het totaal stikstofgehalte; de C/N-ratio in het Arnicaveld is hoog (61; tabel 11.19).

Tabel 11.19 Gehalten aan organisch stof, totaal C en totaal N en C/N-ratio in de toplaag van de bodem van het Arnicaveld in de Borkeld in 2001.

	Jaar	Blanco	Mergel
Organisch stofgehalte (%)	2001	1,59	3,56
Totaal C (%) *	2001	0,92 $\pm$ 0,11	2,07 $\pm$ 0,22
Totaal N (%) *	2001	0,02 $\pm$ 0,003	0,05 $\pm$ 0,008
C/N *	2001	61,10 $\pm$ 4,12	38,73 $\pm$ 1,91

- Het totaal C- en totaal N-gehalte en de C/N-ratio zijn alleen in 2001 bepaald. D

Figuur 11.14 Verloop van het totaal mineraal stikstofgehalte in de toplaag van de bodem in het Arnicaveld in de Borkeld.



Het totale minerale stikstofgehalte is in dit proefveld extreem laag (maximaal 180 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ droge grond; figuur 11.14), waarbij afwisselend ammonium en nitraat de dominante stikstofvorm vormen. Omdat het ammoniumgehalte zo laag is bestaat er geen gevaar voor ammoniumtoxiciteit voor de karakteristieke zwakzure soorten van

het heischrale milieu. De C/N-ratio van de bodem is hoog; de waarden zijn kenmerkend voor door dwergstruiken gedomineerde heide. Tekenen van eutrofiëring in de zin van een toename van het totale minerale stikstofgehalte zijn in de onderzoeksperiode niet waargenomen.

Vegetatie

De vegetatie van het Arnicaveld bestaat voornamelijk uit Struikhei (figuur 11.15) en de relatieve bedekking van deze soort is sinds 1990 alleen maar toegenomen. Sinds 1995 neemt de bedekking van de zwakzure soorten iets toe, maar deze blijft erg laag (4%). De dominante grassen zijn in sinds 1990 iets in bedekking gedaald. Het aandeel bomen en struiken (10%) is vrij hoog en gedurende de onderzoeksperiode toegenomen. Dit wordt veroorzaakt doordat het proefveld tot 1997 is omheind, waardoor er geen vraat was op de jonge boompjes.

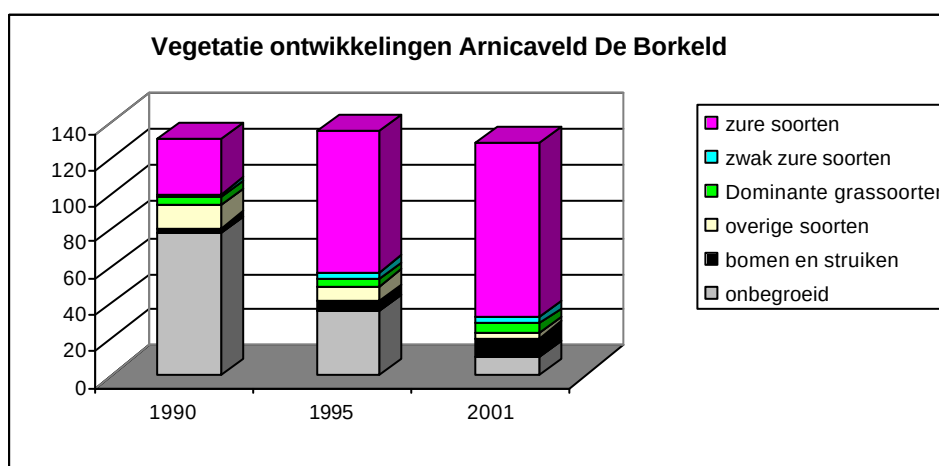
Het totaal aantal soorten varieert in de periode 1990-2001 van 14 tot 18. Ook de Rode lijst soorten vertonen door de jaren heen enige variatie; steeds werd Borstelgras (*Nardus stricta*) aangetroffen, in 1995 werd daarnaast Kruipbrem (*Genista pilosa*) waargenomen. In 2001 werden enkele Valkruidplanten (*Arnica montana*) aangetroffen; dit zijn planten die eind jaren 90 van de vorige eeuw zijn aangeplant in het kader van een herintroductie-experiment of nakomelingen daarvan (Dorland e.a. 2000).

Tabel 11.20 Totaal aantal soorten en aantal Rode lijst soorten in het Arnicaveld van de Borkeld.

	Arnicaveld		
	1990	1995	2001
Totaal aantal soorten			
blanco	14	18	15
mergel	12	16	18
Aantal Rode lijst soorten			
blanco	1	2	2 ¹
mergel	1	2	2 ¹

1 Waaronder Valkruid, die is uitgezet of uitgezaaid in het kader van een herintroductieexperiment in 1997 (Dorland e.a. 2000).

Figuur 11.15 Vegetatieontwikkeling in het controleproefveld in het Arnicaveld in de Borkeld.



11.3.4 Effecten van bekalking

Bodem

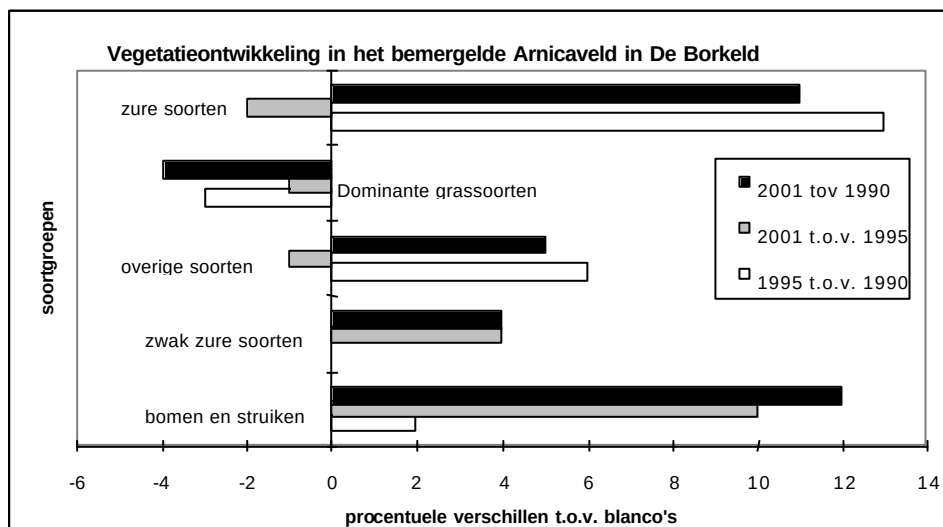
De mergelbehandeling heeft geleid tot een lichte stijging van de pH tot maximaal 0,6 pH-eenheid (november 1990). In 2001 is er echter geen verschil meer in pH tussen het bemergelde en blanco proefveld (zie figuur 11.13). Dit geldt eveneens voor de basenverzadiging; in 2001 ligt deze zelfs iets lager dan in het onbehandelde proefveld (figuur 11.13). Men kan dan ook concluderen dat de bufferende werking van de toegediende mergel anno 2001 is verdwenen.

Er zijn geen effecten van bekalking op de minerale stikstofconcentraties (waterextraheerbaar ammonium en nitraat, en/of NaCl-extraheerbaar ammonium) waargenomen. Deze blijven ook in het bekalkte proefveld zeer laag. Daarentegen is het totaal N-gehalte in het bekalkte proefveld vrijwel 3 maal zo hoog als in het onbehandelde proefveld. De C/N-ratio van het bemergelde proefveld was daarentegen lager na bekalking. Dit laatste kan erop duiden dat de stikstofmineralisatie na bekalking is toegenomen. Omdat de minerale stikstofconcentraties in het Arnicaveld echter zo laag zijn, kan de vegetatie het extra vrijgekomen stikstof allemaal opnemen en wordt er geen toename gezien in de minerale stikstofconcentraties (figuur 11.14).

Vegetatie

De mergelbehandeling heeft geleid tot een geleidelijke toename in het aantal soorten (van 12 soorten in 1990 tot 18 in 2001; zie tabel 11.20). Dit wordt vooral veroorzaakt doordat er meer bomen en struiken en zwakzure soorten in de het bemergelde proefveld worden aangetroffen. De bedekking van bomen en struiken neemt eveneens toe met ca. 10% (figuur 11.16). Daarnaast neemt de groep 'zure soorten' flink toe, als gevolg van een toename in de bedekking van Struikheide.

Figuur 11.16 Vegetatieontwikkeling in het met mergel behandelde proefveld in het Arnicaveld in de Borkeld. Weergegeven zijn de verschillen in vegetatiebedekking ten opzichte van de controle proefvelden).



De dominante grassoorten zijn sinds 1990 met ca. 4% afgenomen; dit kan vooral worden toegeschreven aan een afname in de bedekking van Moerasstruisgras (*Agrostis canina*). De zwakzure soorten zijn met 4% toegenomen, door een toename van Vogelpootje (*Ornithopus perpusillus*).

11.3.5 Conclusies

Zonder EGM-maatregelen zou het Arnicaveld in de Borkeld in de periode 1990-2001 zich gestaag hebben ontwikkeld tot een soortenarme, zure droge heide. Dit geldt

zowel voor de vegetatie als voor de bodemchemische ontwikkeling. In de onderzoeksperiode traden geen grote veranderingen op die kunnen worden toegeschreven aan verzuring en/of vermesting.

Het bemergelde proefveld ontwikkelt zich eveneens richting typische droge, zure heide. Wel is er een lichte verschuiving te zien in de vegetatieontwikkeling, richting een groter aantal en grotere bedekking van de karakteristieke soorten van het heischrale milieu. Deze toename is echter gering. De oorzaak hiervan is de verhoging van pH en basenverzadiging als gevolg van de bekalking. Dit trad vooral op in de periode 1990-1995; in 2001 zijn nauwelijks meer effecten van de bekalking op de bodemchemie waarneembaar.

Het lijkt erop dat de vegetatieontwikkeling de bodemchemie op enige afstand in de tijd volgt; positieve effecten van bekalking treden eerder op in de bodem dan in de vegetatie, maar nemen ook weer eerder af.

11.4 Havelte, Arnicaveld

11.4.1 Gebiedsbeschrijving

De Kleine startbaan is gelegen in de gemeente Havelte en maakt deel uit van een 1286 ha. groot heideterrein. Het gebied is in eigendom en beheer van het ministerie van Defensie. De Kleine startbaan is tijdens de Tweede Wereldoorlog aangelegd door de Duitse bezetter in een deel van het terrein waar ondiepe leempakketten in de bodem zitten. Het is daarnaast aannemelijk dat er bij de aanleg leem uit de ondergrond aan de oppervlakte is gebracht of dat er leem uit de omgeving is gebruikt. De bovengrond bestaat, naast leem, uit leemarm tot zwak lemig zand.

Het grootste deel van de vegetatie van de Kleine startbaan bestaat uit heischraal grasland, met een heterogene vegetatie. De vegetatie varieert van een Dopheideverbond (*ERICION TETRALICIS*), de Klasse der kleine zeggen (*PARVO-CARICETEA*) tot het Borstelgrasverbond (*NARDO-GALION SAXATILIS*). Plaatselijk zijn daarin overgangen naar een Struikhei-Kruipbrem-verbond (*CALLUNO-GENISTION PILOSAE*) (Bokeloh & Van Zanten, 1992). Kleine delen van het terrein worden gekenmerkt door een bijzonder rijke vegetatie, waarin soorten als Valkruid (*Arnica montana*), Rozenkransje (*Antennaria dioica*), Gelobde maanvaren (*Botrychium lunaria*), Addertong (*Ophioglossum vulgatum*), Klein wintergroen (*Pyrola rotundifolia*), Hondsviooltje (*Viola canina*) en enkele orchideeënsoorten worden aangetroffen.

De vegetatie werd bedreigd door vergrassing en opslag van wilgen en berken. In 1990 is daarom begonnen met het maaien van het terrein, waarna het maaisel werd afgevoerd. In 1991 werden aanvullend twee stroken in gradiënten geplagd in het kader van de EGM-regeling (naar De Graaf e.a. 1994).

11.4.2 Proefopzet

In Havelte zijn in het najaar van 1991 in het kader van het EGM-project twee terreindelen geplagd: een deel van de Kleine startbaan en een heischraal terrein aan de overkant van de weg (het Arnicaveld, in eerdere rapporten Veld 2 genoemd (de Graaf e.a. 1994)). Dit geplagde proefveld grenst aan een vrij grote Valkruid-populatie, met bloeiende en zaadzettende moederplanten. De oppervlakte van het Arnicaveld bedraagt ca. 0,8 ha.; de plagdiepte was 5-10 cm (tot op de minerale bodem). De oorspronkelijke vegetatie van dit proefveld werd gerekend tot het Borstelgrasverbond (*NARDO-GALION SAXATILIS*). Bij het plaggen is een deel van de oorspronkelijke vegetatie gespaard, zodat deze kon fungeren als zaadbron. Het gaat dan met name om Wilde tijm (*Thymus serpyllum*) en Valkruid (*Arnica montana*). In het Arnicaveld in Havelte zijn geen ongeplagde delen van het terrein ter controle gemonitord. Derhalve is het niet mogelijk een autonome ontwikkeling aan te geven.

De vegetatie van de geplagde delen van het Arnicaveld is in 1991 (voor uitvoering), 1992, 1993, 1994, 1995 en 2001 opgenomen (Tansley). Op basis van de kartering van 1992 zijn in het terrein 4 vegetatietypen onderscheiden. In deze vegetatietypen zijn

dat en de daaropvolgende jaren de bodemonsters genomen en vegetatieopnamen gemaakt (zie figuur 11.17 voor ligging proefvlakken).

Het ongeplagde Arnicaveld kent sinds 1990 een jaarlijks maaibeheer, waarbij het maaisel wordt afgevoerd. Na plaggen zijn de geplagde delen A en B incidenteel gemaaid, de proefvlakken C en D zijn nooit gemaaid.

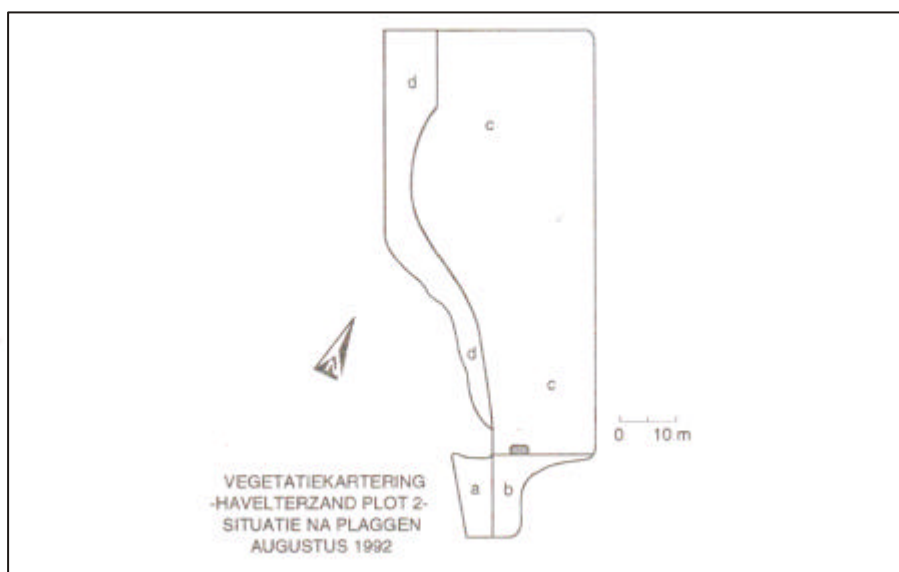


Foto 11.7 Links van de piketpaaltjes het te plaggen deel van het Arnicaveld in 1991. Het rechterdeel van het terrein is ongeplagd gebleven.



Foto 11.8 Het geplagde deel van het Arnicaveld in 1997. Rechts is nog een deel van het ongeplagde proefveld zichtbaar.

Figuur 11.17 Ligging van de proefvlakken in het Arnicaveld in Havelterberg.



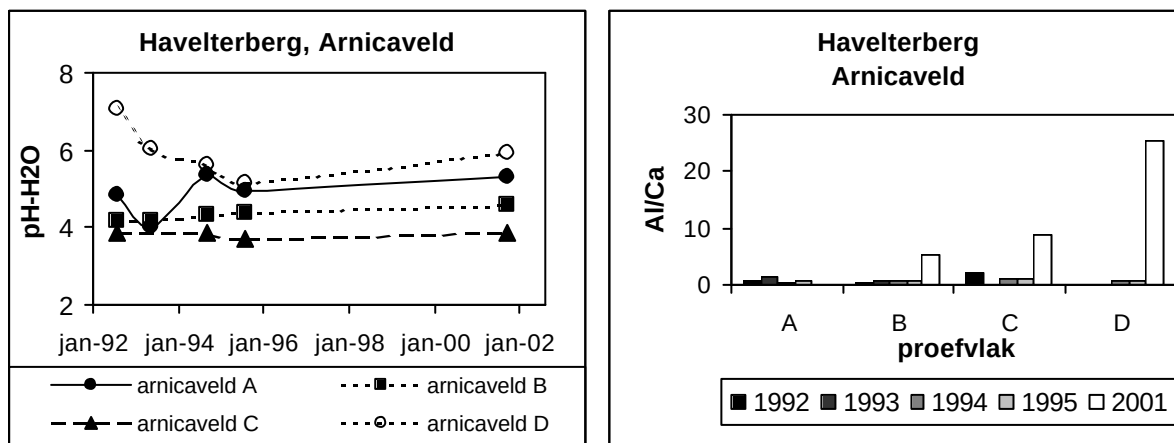
11.4.3 Effecten van plaggen

Bodem

De proefvlakken in het Arnicaveld variëren in gemiddelde pH van 3,8 (veld C) tot 6,0 (vlak D, zie figuur 11.18). De pH in veld B en C is vrij constant gedurende de 10 jaar van monitoring, maar in vlak A en D varieert deze aanzienlijk. Qua Al/Ca-ratio kan gesteld worden dat de bodem van de proefvlakken zich beneden de kritische waarde van 10 bevindt, met uitzondering van proefvlak 2 in 2001 (figuur 11.18). Overigens valt op dat de Al/Ca in 2001 in proefvlak B, C en D sterk is gestegen, hetgeen wordt veroorzaakt door lagere calciumgehalten in de bodem, i.p.v. hogere aluminiumgehalten. Dit duidt op uitloging van de bodem, echter vooralsnog zonder dat de concentraties aluminium zo hoog oplopen dat er sprake is van aluminiumtoxiciteit.

Concluderend kan worden gesteld dat de verzuringsgerelateerde parameters in de proefvlakken erop duiden dat de bodem geschikt is voor de vestiging van de kenmerkende soorten van heischrale milieu, ofschoon de gemiddelde pH in proefvlak C wat laag is.

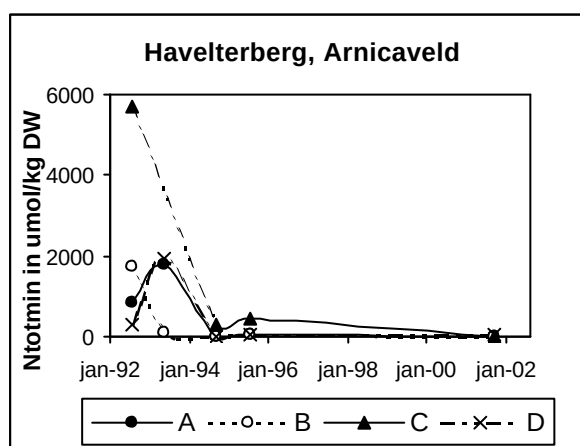
Figuur 11.18 pH en Al/Ca in de geplagde proefvlakken in het Arnicaveld te Havelterberg.



Effect van plaggen op de stikstofhuishouding

De eerste tijd na plaggen worden er hoge minerale stikstofconcentraties in de bodem aangetroffen (figuur 11.19). Het gaat hierbij met name om ammonium, maar ook de nitraatconcentraties zijn hoger dan in de daaropvolgende jaren. Deze periode duurt 1 tot 2 jaar (1992 en 1993). De piekwaarden in de ammoniumconcentratie (waterextraheerbaar) liggen zijn dermate hoog dat aangenomen kan worden dat ammonium de eerste jaren na plaggen toxisch is voor kenmerkende plantensoorten van het heischrale milieu. Vervolgens nemen de stikstofconcentraties in de bodem af; in 2001 werd er in de toplaag van de bodem nauwelijks mineraal stikstof aangetroffen. Dit wordt veroorzaakt door meerdere factoren: ten eerste een afname van de mineralisatie van in de bodem achtergebleven organisch materiaal, ten tweede doordat er na plaggen maar een gering aantal nitrificeerders in de bodem aanwezig is, en ten derde doordat de groeiende vegetatie het minerale stikstof op nemen als voedingsstof. Na verloop van jaren treedt er een verschuiving op in de bijdrage van deze processen aan de minerale stikstofhuishouding: in 2001 zal opname van N door planten de belangrijkste oorzaak zijn van de lage minerale stikstofgehalten.

Figuur 11.19 Verloop van het totale minerale stikstofgehalte in de geplagde proefvlakken in het Arnicaveld te Havelterberg.



Na plaggen is er in het Arnicaveld nog behoorlijk wat organisch materiaal achtergebleven, met name in proefvlak C (zie tabel 11.21). Het organisch stofgehalte varieert van 8 tot 45%. In vergelijking met de in 1995 gemeten gehalten organisch stof, vertonen de terreinen geen duidelijke trend. Wel is duidelijk dat er in het permanente proefveld C twee tot vier maal zoveel organisch materiaal in de bodem wordt aangetroffen dan in permanente proefveld A. De permanente proefvelden B en D nemen, qua organisch stofgehalte een intermediaire positie in.

Tabel 11.21 Gehalten aan organisch stof, totaal C en totaal N en C/N-ratio in de toplaag van de bodem van het Arnicaveld in Havelte.

	jaar	A	B	C	D
Organisch stofgehalte (%)	1995	8,86	17,32	-	8,48
Organisch stofgehalte (%)	2001	7,15	14,30	24,26	14,72
Totaal C (%) *	2001	4,16	8,31	14,10	8,56
Totaal N (%) *	2001	0,19	0,28	0,37	0,22
C/N *	2001	24,79	35,15	40,32	16,92

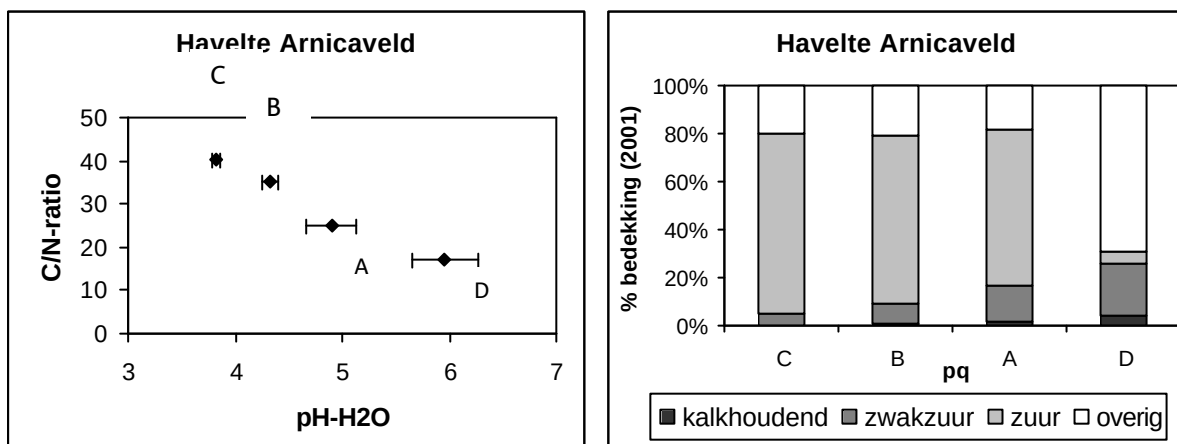
* Het totaal C- en totaal N-gehalte en de C/N-ratio zijn alleen in 2001 bepaald. Dit geldt ook voor het organisch stofgehalte van proefveld C.

De totaal N-gehalten zijn eveneens vrij hoog voor heideterreinen die vrij recent zijn geplagd. Dit heeft waarschijnlijk te maken met het achtergebleven organisch stof

door het ondiepe plaggen. Opmerkelijk is dat permanente proefveld C een twee maal zo hoog N-gehalte kent dan permanente proefveld A en D. De verhouding tussen C en N varieert eveneens tussen de permanente proefvelden; voor heideterreinen is de C/N-ratio in permanente proefveld A en D vrij laag.

Een indicatie voor de mineralisatiesnelheid in de bodem vormt de C/N-ratio: hoe hoger de ratio, des te lager de mineralisatiesnelheid (Jansen e.a. 1996; Dorland e.a. 2003). In het Arnicaveld in Havelte een duidelijk verband tussen de pH en de C/N-ratio van de bodem (zie figuur 11.20). Proefvlak D heeft daarbij de laagste C/N-ratio en daarmee waarschijnlijk de hoogste mineralisatie. Dit zou verklaren waarom in dit proefvlak vergrassing optreedt (zie volgende paragraaf), terwijl het organisch stofgehalte toch vrij laag is: immers het beschikbare organisch stof wordt in proefvlak D sneller afgebroken dan in de andere proefvlakken.

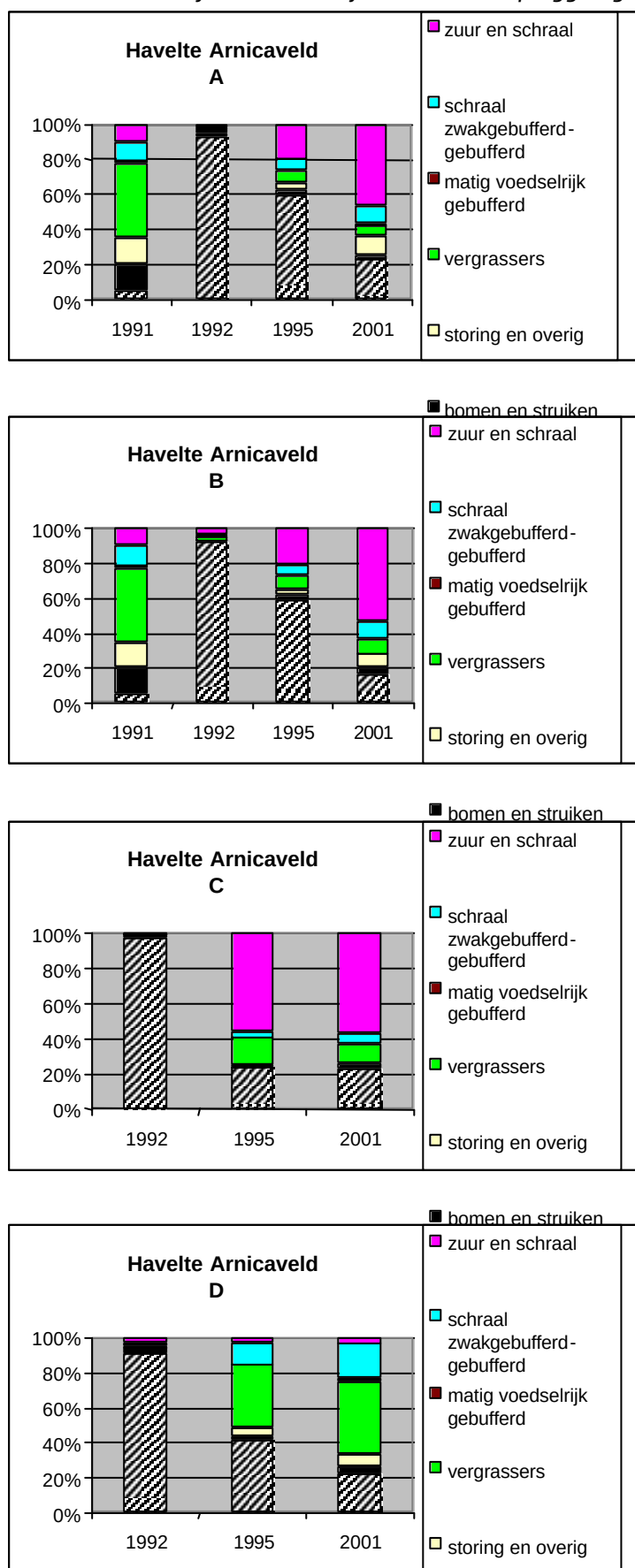
Figuur 11.20 A Correlatie tussen pH en C/N-ratio in de bodem, B: het voorkomen van karakteristieke plantensoorten van een bepaald milieu (indeling volgens EKS, zie bijlage 1).



Vegetatieontwikkeling

Tien jaar na plaggen zijn aanzienlijke veranderingen in de vegetatie opgetreden. De grootste verandering heeft plaatsgevonden in de groep van zure en schrale soorten, behalve in vlak D. In de proefvlakken A, B en C neemt vooral Struikhei (*Calluna vulgaris*) in bedekking toe; in vlak C neemt daarnaast ook de bedekking van Gewone dophei (*Erica tetralix*) toe (zie figuur 11.21).

Figuur 11.21 Vegetatieontwikkeling in het Arnicaveld in Havelterberg. Proefvlak A en B zijn in 1991 voor plaggen gemonitoord.



De bedekking van de groep zwakzure soorten loopt sinds de plagingreep terug in de vlakken A, B en C. Alleen in D neemt het aantal soorten en de bedekking ervan iets toe, hetgeen waarschijnlijk wordt veroorzaakt doordat dit proefvlak minder zuur is (zie figuur 11.18). In vlak B hebben zich grote aantallen Valkruid (*Arnica montana*) gevestigd; in 2001 waren deze planten nog steeds vitaal aanwezig. Ze lijken zich echter moeilijk te kunnen handhaven door zware concurrentie van Struikhei. Struikhei profiteert van het bijna volledig ontbreken van maaibeheer, waardoor hij snel in bedekking toe kan nemen.

De vergrassing is in de vlakken A, B en C door het plaggen aanzienlijk afgenomen ten opzichte van de situatie voor plaggen. Ook hier toont vlak D een eigen ontwikkeling. In dit vlak heeft een sterke toename plaatsgevonden van de grassen Moerasstruisgras (*Agrostis canina*) en Duinriet (*Calamagrostis epigeios*). In alle proefvlakken zijn de storingssoorten iets afgenomen, ook in vergelijking met de ongeplagde situatie in 1991.

Tabel 11.22: Aantal Rode lijst soorten in het Arnicaveld in Havelterberg

	1991	1992	1995	2001
	Aantal Rode lijst soorten			
A+B	1			
A		1	2	3
B		1	2	2
C		1	0	2
D		2	1	3

In de periode 1991 - 2001 is het aantal Rode lijst soorten toegenomen van één tot drie (te weten Valkruid, Wilde tijm en Stekelbrem (*Genista anglica*)). Voor plaggen werd alleen Valkruid direct naast deze vlakken aangetroffen. Wilde tijm werd op enige afstand van de geplagde proefvlakken aangetroffen.

De meeste soorten zijn aangetroffen in vlak D (40). In dit proefvlak is ook Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpyllifolia*) aangetroffen; Wilde tijm is hier een alom aanwezige soort en bedekt er tot 8%.

Proefvlak C geeft andere tendens te zien; hier werden direct na plaggen 20 soorten waargenomen, om vervolgens af te nemen tot 15 in 2001.

11.4.4 Conclusie

In eerste instantie heeft plaggen in dit niet verzuurde heischrale grasland (vlak A en B) geleid tot de vestiging van enkele karakteristieke soorten van een zwak gebufferd heischraal milieu. Hieronder bevond zich Valkruid, die zich in de eerste jaren na plaggen sterk kon uitbreiden. Echter, plaggen alleen is op deze locatie niet voldoende om de zwak gebufferde vegetatie in stand te houden of te doen uitbreiden, ondanks het feit dat de bodemchemie in vlak A, B en D voldoet aan de eisen die dit type vegetatie aan zijn milieu stelt.

Ofschoon de proefvlakken A en B af en toe gemaaid zijn, is de concurrentie van de Struikhei waarschijnlijk de hoofdoorzaak van het achterwege blijven van de uitbreiding van de karakteristieke zwakzure soorten in deze vlakken. Dit is tevens de oorzaak van de sterke verspreiding van de heide in de vlakken A, B en C. Een regelmatig maaibeheer in A en B is waarschijnlijk voldoende om de groep zwakzure soorten te laten uitbreiden. Veel soorten van deze groep zijn wel aanwezig in de proefvlakken, maar kunnen door sterke concurrentie van Struikhei zich niet verder ontwikkelen.

Ondanks de lage pH van de bodem (gemiddeld 3,8) komen in dit proefvlak toch Heidekartelblad (*Pedicularis palustris*) en Tormantil (*Potentilla erecta*) voor. Deze soorten zijn kenmerkend voor een zwakzuur milieu (gemiddelde pH van voorkomen is resp. 5,2 en 4,8 De Graaf, 2000). Andere, aan de pH-gerelateerde bodemparameters dan de Al^{3+} en NH_4^+ -concentratie en de verhouding Al/Ca voldoen wel aan de eisen van deze groep planten. Dit onderschrijft de hypothese dat het voorkomen van zwakzure soorten in het heischrale milieu niet zozeer wordt bepaald door de pH, als wel door de aan de pH gerelateerde factoren. Dit houdt tevens in dat het uitblijven van verdere verspreiding van de zwakzure soorten in dit proefvlak eveneens wordt

veroorzaakt door de sterke concurrentie van Struikhei. Ook proefvlak C zou gebaat zijn bij een frequent maaibeheer.

De buffering in proefvlak D is veel sterker dan van de andere proefvlakken (gemiddelde pH=6,0) en voldoet daarmee ruimschoots aan de voorwaarden voor vestiging die de zwakzure soorten stellen. Anderzijds, is de pH van de bodem hier dermate hoog dat zij de vestiging van karakteristiek zure soorten kan belemmeren (Houdijk, 1993). Een belangrijk probleem van dit proefvlak is echter de vergrassing, hetgeen uitbreiding van de karakteristieke vegetatie verhindert. Zoals eerder gezegd, is er mogelijk te ondiep geplagd, waardoor er nog te veel voedingsstoffen zijn achtergebleven. Daarnaast werkt de hogere pH een snellere omzetting van organisch materiaal (mineralisatie) in de hand, waardoor er meer voedingsstoffen beschikbaar komen.

11.5 Hunehuis

11.5.1 Terreinbeschrijving en proefopzet

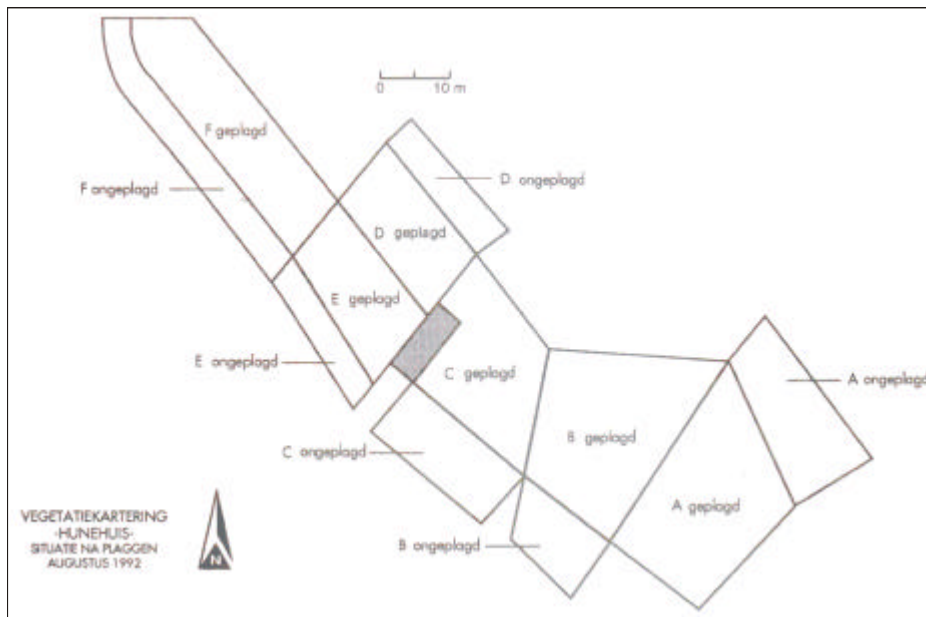
Het Hunehuis is een ca. 5 ha. groot heideterrein dat eveneens in de gemeente Havelte ligt. Het is gelegen op een van de hellingen van de Havelterberg en in eigendom en beheer van het Nederlands Instituut van Volksontwikkeling en Natuurvriendenwerk (NIVON). De bodem van het gebied bestaat uit zwak lemig en leemarm zand; in de ondiepe ondergrond wordt plaatselijk enigszins gebufferd zand aangetroffen. Daarnaast zijn de hogere delen van de helling wat vlakker en vochtiger: hier komt ondiep in de ondergrond een keileemlaag voor (De Graaf e.a. 1994). Het terrein werd de gehele periode door een schaapskudde begraasd. De hoogste delen (proefvlak A en B) zijn waarschijnlijk in 2000 gemaaid.

Bij aanvang van het plagexperiment in 1991 was het proefveld grotendeels begroeid met een soortenarme Struikhei-vegetatie. De hoogstgelegen vochtiger delen werden gekenmerkt door een vergraste vegetatie met voornamelijk Bochtige smelevaard (*Deschampsia flexuosa*) en Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) (Dopheide-verbond (ERICION TETRALICIS)). In dit deel van het terrein waren overgangen naar een vegetatie van het zwakzure milieu te vinden (Borstelgras-verbond (NARDO-GALION SAXATILIS) en kwamen o.a. Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpyllifolia*), Valkruid (*Arnica montana*), Echte guldenroede (*Solidago virgaurea*), Gevlekte orchis (*Dactylorhiza maculata*), Tandjesgras (*Danthonia decumbens*) en Schapegras (*Festuca filiformis*) voor (Cals e.a. 1991). Door het ontbreken van een adequaat beheer is de zwakzure vegetatie echter in kwaliteit achteruitgegaan en schrijdt de vergrassing voort.

In het najaar van 1991 is een deel van het terrein verdiept geplagd (tot ca. 10 cm). Andere terreindelen zijn ondieper geplagd. De gedachte hierachter was dat de variatie die dit in bodemchemische omstandigheden zou opleveren, weerspiegelt zou worden in een gevarieerde vegetatie. De effecten van het plaggen op de vegetatie en bodemchemie zijn in augustus 1992 voor het eerst in kaart gebracht (zie figuur 11.22). Daarbij zijn niet alleen de geplagde delen gekarteerd, maar ter controle ook de aangrenzende ongeplagde terreindelen. Deze eerste kartering resulteerde in een onderverdeling in proefvlakken die sindsdien is gehandhaafd. In de jaren 1993, 1994, 1995 en 2001 is de monitoring van de geplagde delen herhaald; monitoring van de ongeplagde delen heeft sindsdien alleen in 2001 plaatsgevonden.

In 2001 was het niet mogelijk onderscheid te maken tussen vlak D en vlak E; ze zijn daarom als één vlak opgenomen (vlak DE). De vegetatie van de vlakken D en E vertoonde ook bij eerdere opnamen grote gelijkenis.

Figuur 11.22 Indeling in proefvlakken in het Hunehuis (op basis van de kartering van 1992)



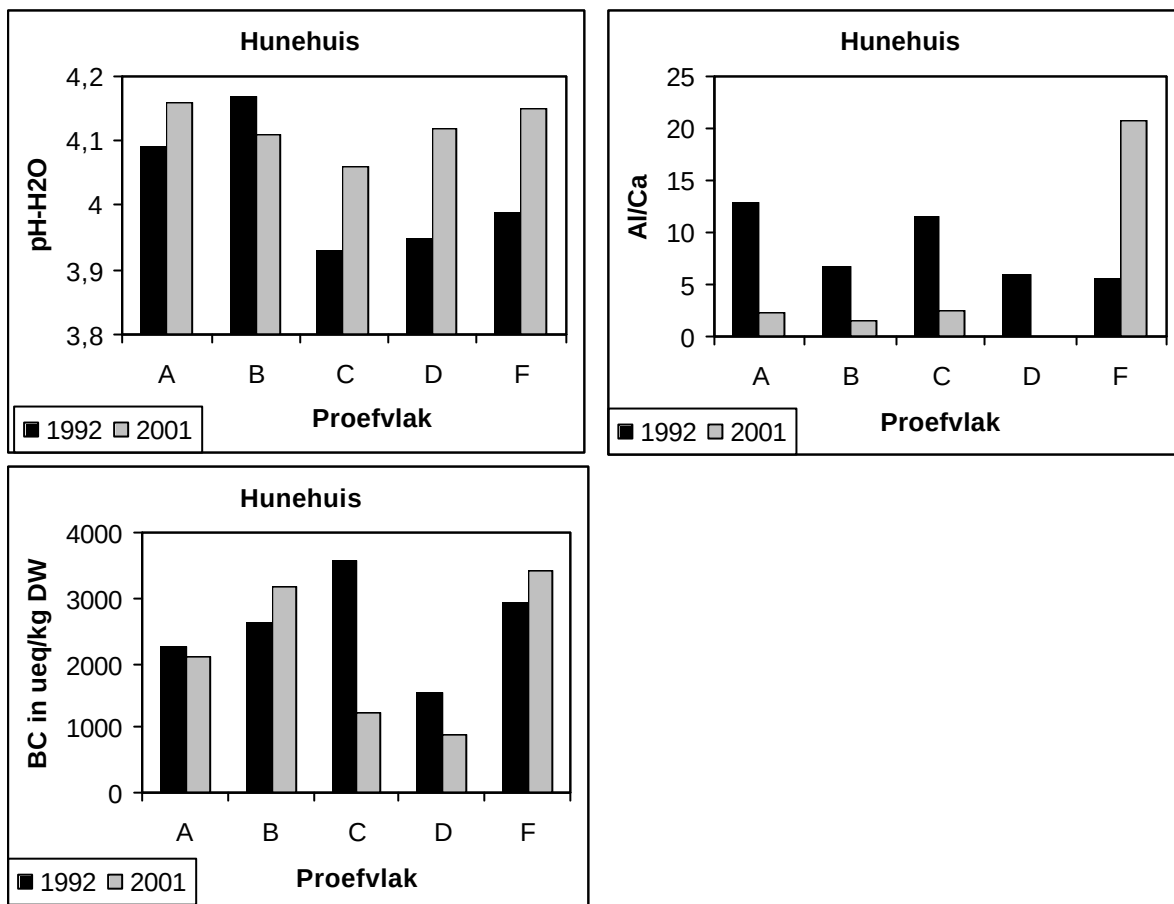
11.5.2 Autonome ontwikkeling

Effecten op de bodem

De ongeplagde proefvlakken laten in de periode 1992-2001 wat variatie zien in pH-ontwikkeling en daaraan gerelateerde parameters (figuur 11.23): in de meeste proefvlakken is geen sprake van voortgaande verzuring, getuige de iets hogere pH en wat lagere Al/Ca-ratio. Het gehalte aan basische kationen laten in de meeste proefvlakken weinig variatie zien of stijgen licht. Opmerkelijk is echter de halvering van het gehalte aan basische kationen in proefvlak C.

De bodem-pH varieert van 3,9 tot 4,15, hetgeen laag is voor de vestiging van zwakzure soorten. Zeker in 1992 was ook de Al/Ca-ratio in de proefvelden aan de hoge kant voor deze groep van soorten, hetgeen eveneens gold voor de ammoniumgehalten (200 – 250 $\mu\text{mol/kg DW}$). De conclusie is dan ook dat in 1992 de voorwaarden voor vestiging van deze soorten niet goed waren. In 2001 is dat aanmerkelijk verbeterd: zowel de Al/Ca als de ammoniumconcentratie in de bodem zijn afgenomen tot goede waarden. Dit wordt wellicht veroorzaakt door de verminderde atmosferische depositie van ammonium.

Figuur 11.23 pH, Al/Ca en basisch kationengehalte (BC) in de ongeplagde terreindelen van het Hunehuis in 1992 en 2001.

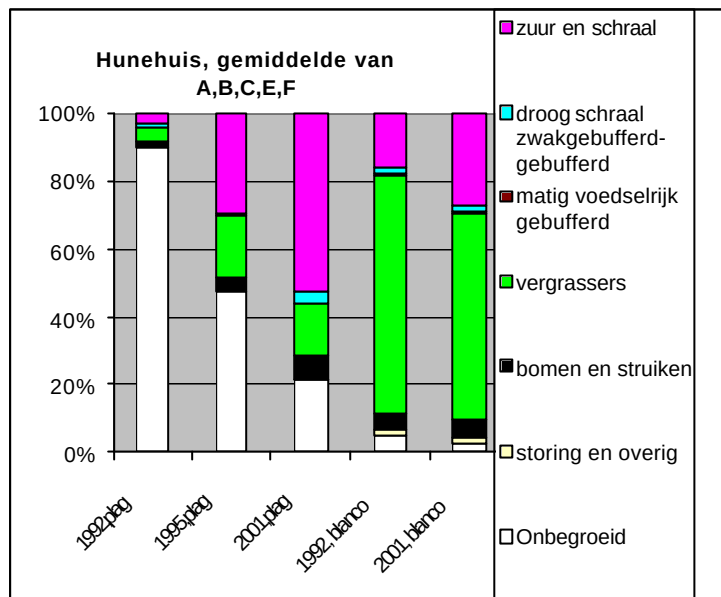


Effecten op de vegetatie

In de ongeplagde proefvlakken domineren grassen als Pijpenstrootje en Bochtige smele. Deze groep van soorten bedekte in 1992 70-85% van de proefvlakken. In 2001 was dit in proefvlak A en E aanmerkelijk minder: de bedekking van de dominante grassen was hier afgenomen tot resp. 49 en 69% (figuur 11.24). De overige vegetatie wordt voornamelijk gevormd door soorten uit de zure groep, waarbij met name Struikhei een groot aandeel heeft. De ruimte die vrijkomt door de afname van de bedekking van de grassen in de periode 1992-2001 wordt grotendeels ingenomen door Struikhei. Dit kan waarschijnlijk worden toegeschreven aan de begrazing.

Zwakzure soorten zijn in de ongeplagde situatie nauwelijks nog aanwezig. De soorten die er nog zijn, zijn voornamelijk in de hooggelegen vlakken (A en B) te vinden. Dit is ook de locatie waar meer dan 10 jaar geleden nog Valkruid groeide.

Figuur 11.24 Vegetatie-ontwikkeling in de geplagde en ongeplagde (blanco) proefvelden in het Hunehuis.



In de periode 1992-2001 is het totaal aantal soorten in de ongeplagde gedeeltes van de proefvlakken B, C en E gestegen, terwijl de proefvlakken A en F een daling van het totaal aantal soorten laten zien (tabel 11.23). Echter, ook in het Hunehuis worden de verschillen in het totaal aantal soorten per jaar vooral veroorzaakt door opslag van bomen en struiken en niet door schommelingen in het aantal karakteristieke soorten van heide of heischrale graslanden. In de onderzoeksperiode zijn in de ongeplagde proefvelden slechts twee Rode lijstsoorten aangetroffen: Stekelbrem (*Genista anglica*) (1992, vlak A) en Liggende vleugeltjesbloem (2001, vlak A en B). Beide soorten worden als kenmerkend voor een zwakzuur milieu beschouwt.

Tabel 11.23 Totaal aantal soorten en aantal Rode lijstsoorten in de geplagde en ongeplagde proefvlakken in het Hunehuis.

		Aantal soorten		Rode lijst soorten	
		geplagd	ong geplagd	geplagd	ong geplagd
A	1992	22	18	1	1
	1995	15		1	
	2001	19	13	2	2
B	1992	20	14	1	0
	1995	20		3	
	2001	21	16	2	1
C	1992	15	10	0	0
	1995	8		0	
	2001	16	16	1	0
E	1992	13	9	0	0
	1995	10		0	
	2001	21	11	2	0
F	1992	15	17	0	0
	1995	15		0	
	2001	19	14	0	0

11.5.3 Effecten van plaggen

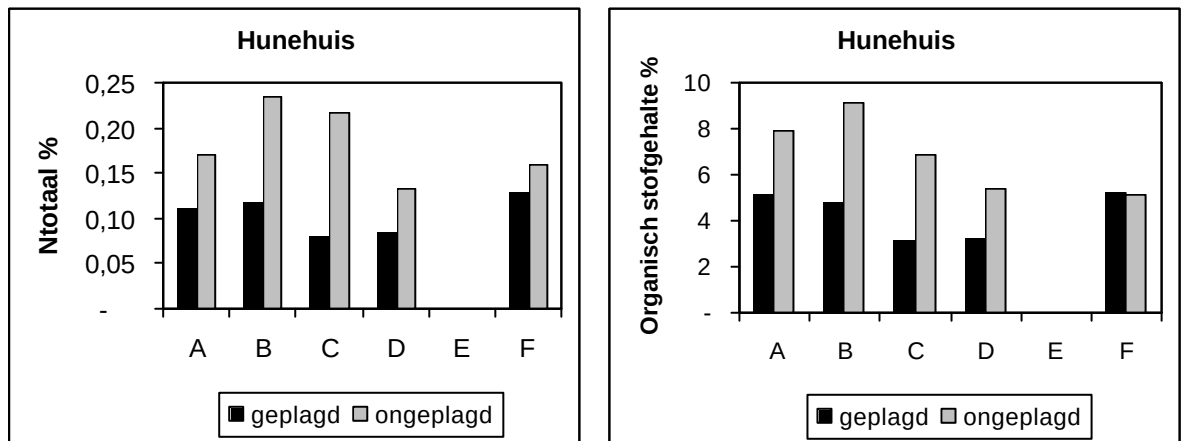
Effecten op de bodem

Plaggen leidt tot een duidelijke vermindering van de hoeveelheid organisch stof in de bodem, en daarmee tot een daling in het totaal stikstofgehalte (figuur 11.25).

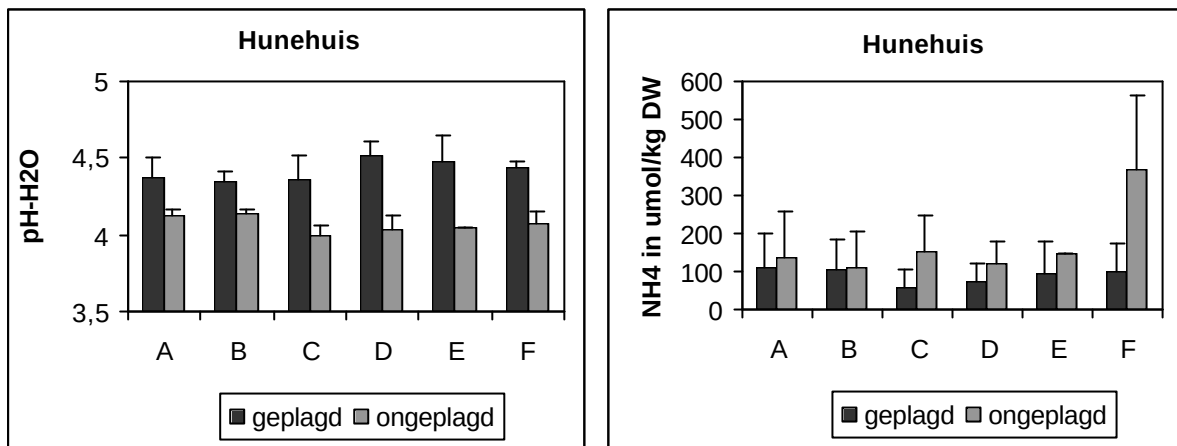
Daarnaast heeft plaggen in het Hunehuis een positief effect op de pH: deze stijgt (figuur 11.26). De stijging van de pH in het Hunehuis is voornamelijk een gevolg van het afvoeren van de zure toplaag: het gehalte aan basische kationen is, waarschijnlijk door een gebrek aan organisch stof waaraan deze kationen kunnen adsorberen, wel afgenomen. Daarmee is de totale buffercapaciteit van de bodem weliswaar gedaald, maar dit heeft niet tot gevolg gehad dat de bodem door plaggen verder verzuurde. In het Hunehuis zijn er in de gehele monitoringsperiode geen tekenen waargenomen van verdere of sterkere verzuring van de geplagde proefvlakken. Met de pH-stijging neemt ook het Al^{3+} -gehalte in de bodem af en stijgt de Al/Ca-ratio licht. Dit in tegenstelling tot de Schaopedobbe, waar plaggen wel leidde tot verzuring. De ammoniumconcentratie in het bodemvocht was in 1992 in de geplagde proefvlakken hoog (205 – 450 $\mu\text{mol/kg}$ droge bodem). Dergelijke hoge ammoniumwaarden worden in het eerste jaar na plaggen vaak waargenomen, maar zijn niet gunstig voor de vestiging van soorten uit het zwakzure milieu. Deze hoge ammoniumwaarden in de bodem zijn sindsdien flink gedaald: in 1993 bedroegen zij minder dan 100 $\mu\text{mol/kg}$ DW en in 2001 werd er nauwelijks meer vrij ammonium in de bodem gemeten.

Al met al kan gesteld worden dat plaggen in het Hunehuis een gunstig effect heeft op de bodemchemie, waardoor de voorwaarden zijn geschapen voor (her-)vestiging van soorten van het zwakzure milieu.

Figuur 11.25 Totaal stikstof- en organischstofgehalten in het Hunehuis (2001, geplagde en ongeplagde situatie).



Figuur 11.26 Gemiddelde pH en ammoniumconcentratie (waterextract) in de geplagde en ongeplagde proefvlakken in het Hunehuis (periode 1992-2001).



Effecten op de vegetatie

Plaggen heeft een sterk effect op de vergrassing gehad: in de geplagde proefvlakken is de bedekking van dominante grassen als Pijpenstrootje en Bochtige smeie flink teruggedrongen (figuur 11.24). Daar staat tegenover dat het aandeel van soorten van zure bodem in de geplagde proefvlakken veel hoger is dan in de ongeplagde proefvlakken: vooral Struikhei doet het goed na plaggen.

Ofschoon de bedekking van de groep zwakzure soorten in de geplagde proefvlakken iets hoger is dan in de ongeplagde vlakken, is de bedekking van deze ook in de geplagde vlakken marginaal (maximaal 12%). Daarnaast bestaat er een tendens dat de bedekking van de zwakzure soorten gedurende de monitoringsperiode daalt. De soorten die er zijn aangetroffen, zijn voornamelijk in de hooggelegen vlakken (A en B) te vinden. Dit is ook de locatie waar ca. 10 jaar geleden nog Valkruid groeide. Stekelbrem (Rode Lijstsoort) lijkt iets van het plaggen te profiteren.

Het totaal aantal soorten en het aantal Rode lijstsoorten dat zich in het Hunehuis op de geplagde delen heeft gevestigd ligt nauwelijks hoger dan op de ongeplagde delen (tabel 11.23). Wat betreft het totaal aantal soorten, is deze toename op de geplagde delen vooral toe te schrijven aan de opslag van bomen en struiken. De Rode lijst soorten Stekelbrem, Kruipbrem (*Genista pilosa*), Klein warkruid (*Cuscuta epithymum*) en Dwergviltkruid (*Filago minima*) hebben zich op de plagstroken gevestigd. Van deze soorten is alleen Stekelbrem ook op de ongeplagde proefvlakken aangetroffen. Liggende vleugeltjesbloem is wel op de ongeplagde, maar niet in de geplagde proefvlakken aangetroffen.

11.5.4 Conclusies

In de ongeplagde delen van het Hunehuis zijn in de periode 1992-2001 de abiotische omstandigheden voor de vestiging en ontwikkeling van een zwakzure vegetatie licht verbeterd. Deze ontwikkeling gaat deels gepaard met een positieve vegetatieontwikkeling. De vergrassing is in een aantal proefvlakken teruggedrongen en de diversiteit van de vegetatie is in de vlakken B, C en E vergroot. Echter, het beeld is niet eenduidig: de vergrassing is niet in alle vlakken afgenomen en de bedekking van de zwakzure soorten is nauwelijks veranderd. Ook vestigen zich geen nieuwe Rode lijst soorten van dit milieu zich in de ongeplagde delen van het Hunehuis. Het feit dat de vergrassing in de niet-geplagde locaties terugloopt ten gunste van de heide kan het gevolg zijn van het begrazingsbeheer, maar ook van de teruggelopen atmosferische depositie. De resultaten geven hier geen uitsluitsel over.

Plaggen verbetert de situatie voor de vegetatie slechts licht. Hoewel er tien jaar na plaggen wat meer soorten (ook de gewenste zwakzure soorten) in het terrein zijn aangetroffen, overheerst toch het beeld van een vrij soortenarme zure heide. Daar

plaggen de biotische en abiotische omstandigheden voor vestiging en ontwikkeling van soorten van het zwakzure milieu aanmerkelijk heeft verbeterd, is het waarschijnlijk dat het uitblijven van vestiging van deze soorten op grotere schaal wordt veroorzaakt door het ontbreken van zaad. Een soort als Valkruid, waarvan bekend is dat deze in het recente verleden nog in het Hunehuis aanwezig was (zelfs op de nu geplagde delen), is na plaggen niet teruggekeerd. Van deze soort is echter eveneens bekend dat het zaad slechts korte tijd kiemkrachtig blijft (enkele jaren). Waarschijnlijk geldt dit voor veel meer soorten van het heischrale milieu. Het ontbreken van kiemkrachtig zaad van plantensoorten uit het heischrale milieu blijkt in veel meer terreinen de bottleneck te zijn voor de vestiging ontwikkeling van soortenrijke vegetaties van deze milieus. Voor het Hunehuis hebben herintroductie-experimenten met Valkruid op de geplagde proefvlakken uitgewezen dat ook na plaggen de omstandigheden niet gunstig waren voor Valkruid (Bobbink e.a. 1996). Slechts 20% van de ingebrachte zaden kiemde; ter vergelijking: in Schaopedobbe kiemde op bekalste, geplagde proefvelden ca. 80% van de Valkruid zaden (De Graaf e.a. 1994, 1998). Vervolgens overleefde slechts 9% van de kiemplanten in het Hunehuis.

11.6 Gasterse duinen

11.6.1 Terreinbeschrijving en proefopzet

De Gasterse duinen zijn gelegen in de gemeente Anloo (Drenthe) en voornamelijk in particulier eigendom. Het beheer over het terrein is echter grotendeels in handen van de Stichting Landschapbeheer Drenthe. Het gebied wordt gekenmerkt door hoogteverschillen op korte afstand. De hogere terreindelen vormen met hun uitgeloopte en verzuurde bodem de habitat voor een droge soortenarme heide. De vegetatie wordt gekenmerkt door een hoog aandeel mossen. De lagere terreindelen zijn licht gebufferd door de aanwezigheid van leemhoudend; hier komen plantensoorten voor als Wilde tijm (*Thymus serpyllum*), Grasklokje (*Campanula rotundifolia*), Muizeoor (*Hieracium pilosella*) en Kruipbrem (*Genista pilosa*). In het verleden werd ook Rozenkransje (*Antennaria dioica*) aangetroffen in het gebied (tot 1988).

De Gasterse duinen worden bedreigd door vergrassing en vermossing, hetgeen mede veroorzaakt wordt door atmosferische depositie van zuur en stikstof. Om deze achteruitgang een halt toe te roepen is in 1991 in het kader van de EGM-regeling een plagstrook aangebracht (10, 5 x 5 m). Het laagstgelegen deel van deze strook (ca 3 x 5 m, 'laag' genoemd) bestond uit een soortenrijke heide. Het hoger gelegen deel (ca 7,5 x 5 m, 'hoog' genoemd) kende een soortenarme, droge heidevegetatie. Er zijn geen controle-proefvlakken in de ongeplagde terreindelen aangelegd. Het is dan ook niet mogelijk een autonome ontwikkeling aan te geven.

Voor uitvoering van de plagwerkzaamheden is de nulsituatie van de vegetatie en bodem vastgelegd. Daarna het terrein tot en met 1995 jaarlijks gemonitord en daarna in 2001.

In dit hoofdstuk wordt alleen ingegaan op de ontwikkeling van het laaggelegen proefvlak, omdat het doel van de plagmaatregel daar het herstel van een droge heischrale vegetatie is. De ontwikkeling van het hooggelegen deel wordt beschreven in paragraaf 12.3.



Foto 11.9 Het laaggelegen proefveld in de Gasterse duinen in 2001.



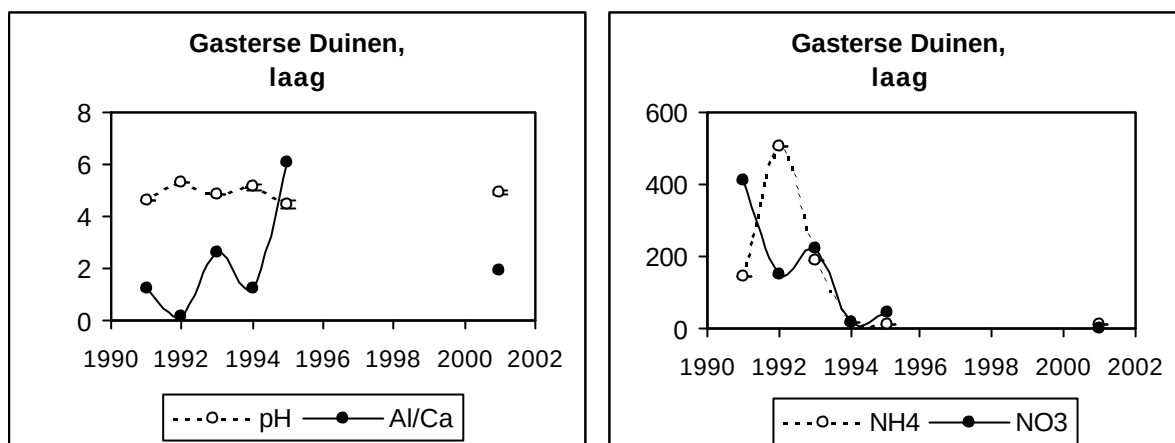
Foto 11.10 Detail van het laaggelegen proefveld in 2001.

11.6.2 Effecten van plaggen

Effecten op de bodem

De pH van de bodem varieert van 4,5 tot 5,3 en wordt niet door plaggen beïnvloed (figuur 11.27). Dit geldt eveneens voor het gehalte aan basische kationen, dat veel fluctuatie vertoont. Ook de Al/Ca-ratio laat geen duidelijk effect van plaggen zien, zodat de conclusie gerechtvaardigd is dat plaggen geen invloed heeft op de aan zuurgraad gerelateerde factoren.

Figuur 11.27 Bodemontwikkeling na plaggen ($t=0$: voor plaggen).



Anders is dit voor het stikstofgehalte van de bodem: het mineraal stikstofgehalte is (figuur 11.27) is na plaggen duidelijk gedaald. In 2001 is er vrijwel geen vrij ammonium of nitraat meer meetbaar in de bodem, waarschijnlijk doordat al het beschikbare N wordt opgenomen door de planten. Echter, ook het totaal N-gehalte is na plaggen erg laag, ook in vergelijking met andere heischrale terreinen (tabel 11.24). Dit geldt eveneens voor het organisch stofgehalte. Er kan dan ook geconcludeerd worden dat plaggen de juiste abiotische voorwaarden heeft geschapen voor de vestiging van karakteristieke soorten van het heischrale milieu.

Tabel 11.24 Gehalten aan organisch stof, totaal C en totaal N en C/N-ratio in de toplaag van de bodem van het laaggelegen proefvlak in de Gasterse duinen.

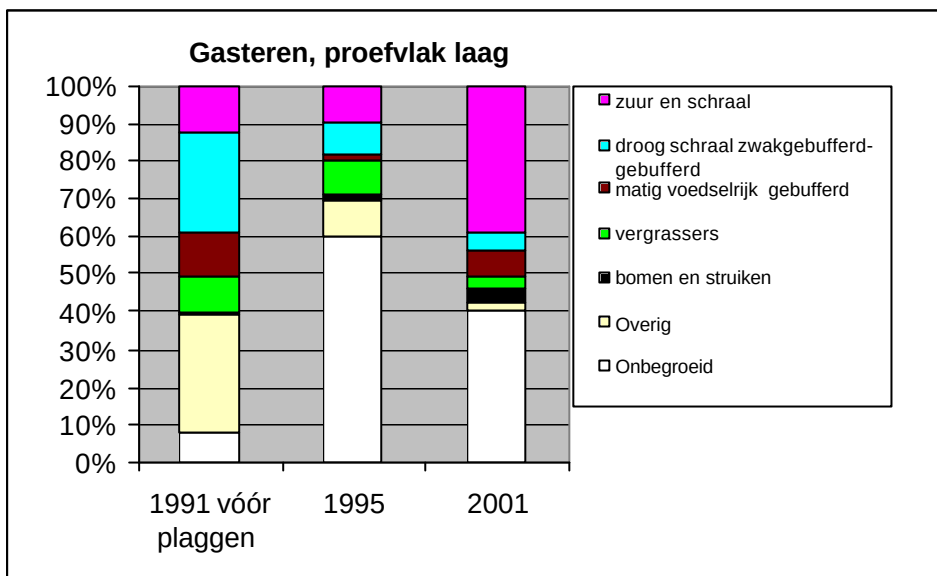
	Jaar	Laaggelegen pq
Organisch stofgehalte (%)	2001	3,12 ± 0,06
Totaal C (%) *	2001	1,81 ± 0,04
Totaal N (%) *	2001	0,09 ± 0,002
C/N *	2001	19,43 ± 0,02

* Het totaal C- en totaal N-gehalte en de C/N-ratio zijn alleen in 2001 bepaald.

Effecten op de vegetatie

Plaggen heeft in het laaggelegen proefvlak in de Gasterse duinen vooral tot resultaat dat de bedekking van stuikheide en andere karakteristieke zure heidesoorten is toegenomen. Deze ontwikkeling is vooral sinds 1995 goed zichtbaar. De uitbreiding van de zure soorten gaat ten koste van de bedekking van zwakzure soorten en van de dominante grassen (figuur 11.28). Daarbij moet worden opgemerkt dat wel alle zwakzure soorten die voor plaggen aanwezig waren terugkeerden en dat het aantal zich zelfs uitbreidde (tabel 11.25). Nieuwe vestigingen waren er o.a. van Zandblauwtje (*Jasione montana*) en Tandjesgras (*Danthonia decumbens*).

Figuur 11.28 Vegetatieontwikkeling in de Gasterse duinen, laaggelegen proefvlak.



Tabel 11.25 Totaal aantal soorten en aantal en bedekking van de Rode lijstsoorten in het laaggelegen proefvlak in de Gasterse duinen. 1991: voor plagen; 1995 en 2001: na plagen.

	Totaal aantal soorten	Aantal Rode lijstsoorten	Bedekking (%) Rode lijstsoorten
1991	27	1*	15
1995	28	1*	8
2001	27	1*	2

* Wilde tijd

De toename in de bedekking van de groep soorten van zure en schrale bodem komt bijna geheel voor rekening van Struikhei (*Calluna vulgaris*). Liggend walstro (*Galium saxatile*) en Schapezuring (*Rumex acetosella*) zijn na het plagen slechts in geringe mate teruggekomen.

11.6.3 Conclusies

Ofschoon de abiotische condities na plagen gunstig zijn voor de uitbreiding van karakteristieke soorten van het zwakzure heischrale milieu, is dit nauwelijks waargenomen. Alleen het aantal soorten dat tot deze groep behoort heeft zich uitgebreid, de bedekking ervan is sinds 1991 sterk afgenomen. Gezien de nog hoge mate van openheid van de vegetatie is de afname van de bedekking van deze soorten waarschijnlijk niet gevolg van het ontbreken van beheer, zoals in veel andere terreinen is waargenomen. Door het ontbreken van maa- of begrazingsbeheer kan Struikhei zich sterk uitbreiden. Het is onduidelijk wat de oorzaak is van de achteruitgang in de bedekking van deze soorten. Mogelijk is de bodem te schraal voor deze groep van soorten. De grote openheid van het pq in 2001 (ca. 40%) wijst eveneens in deze richting.

12 Droge en natte soortenarme, zure heide

12.1 Schaopedobbe (heide)

12.1.1 Proefopzet

Een terreinbeschrijving van de Schaopedobbe is gegeven in paragraaf 12.1.2.

Het doel van dit experiment is te bestuderen in hoeverre bekalking ertoe kan leiden dat een voorheen zure, soortenarme heide plaats kan bieden aan soorten van een zwakzuur milieu. In de Schaopedobbe komen deze soorten direct grenzend aan het Heideveld voor. Daarmee vormt het terrein een ideaal proefveld, omdat zaadbeschikbaarheid waarschijnlijk geen probleem is. Daarnaast wordt, om de effecten van eutrofiëring tegen te gaan, een deel van het terrein geplagd. In maart 1990 is dan ook een gecombineerd bekalkings- en plagexperiment opgestart in het Heideveld in Schaopedobbe, analoog aan de experimenten opgezet in twee nabijgelegen droge, heischrale graslanden (het zogeheten Arnicaveld en het Grasland; zie hoofdstuk 11). De doelstelling van de experimenten in de heischrale proefvelden is echter het behoud van de heischrale vegetatie (zie hoofdstuk 11).

De vegetatie van het Heideveld kan worden omschreven als een droge heide, gedomineerd door Kraaiheide, Struikhei (*Calluna vulgaris*) en Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*). Voor aanvang van het experiment werden alleen de vergraste delen gemaaid, maar sinds 1990 wordt het hele proefveld jaarlijks gemaaid, om de condities zoveel mogelijk gelijk te houden.

Van het proefveld is de helft geplagd in de winter van 1989/1990. Daarna werden de geplagde en ongeplagde velden in 10 proefvelden verdeeld, waarin verschillende mineralen werden toegediend, in verschillende concentraties (zie tabel 12.1 en De Graaf e.a. 1994 voor een volledige opzet van het experiment). Ter controle zijn in ieder proefveld twee proefvelden onbehandeld gebleven. De bekalking is herhaald in juni 1991.

Tabel 12.1 Dosering van de toegediende mineralen in Schaopedobbe. Ieder proefveld is 100 m². In het heideveld is de behandeling herhaald in 1991.

Proefveld	Plagbehandeling	Blanco	Mergel Kg/ha	Dolokal Kg/ha
Heideveld	Geplagd	0	2 maal 600	2 maal 600
Heideveld	Ongeplagd	0	2 maal 600	2 maal 600

Monitoring

De effecten van plagen en bekalken op de bodemchemie en vegetatieontwikkeling zijn in de jaren 1990-2001 periodiek bepaald. De frequentie van monitoring was het hoogst gedurende de eerste jaren van het experiment en werd gaandeweg minder (zie De Graaf e.a. 1994). In de monitoringsronde van 2001 zijn alleen de hoge doseringen van de mergel- en dolokalbehandelingen meegenomen. Dit is zowel in de geplagde als de ongeplagde proefvelden gedaan. De bemonstering van de bodem is in 2001 in duplo uitgevoerd.

Voor de methode van het bepalen van de effecten van de behandelingen op de vegetatie zie hoofdstuk 9.

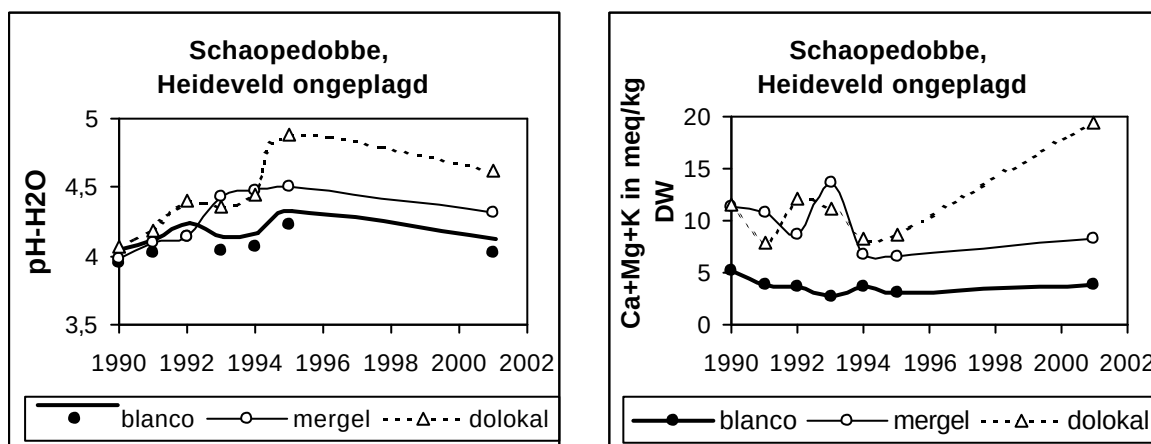
12.1.2 Autonome ontwikkeling

Bodemontwikkeling

Verzuring

De pH van het ongeplagde, onbekalkte Heideveld varieert in de monitoringsperiode van 3,9 tot 4,2 en is behoorlijk stabiel in die tijd (zie figuur 12.1). De concentratie aan basische kationen laat echter gedurende de eerste jaren van het experiment een licht dalende tendens zien (figuur 12.1): in 2001 werd nog 73% van het basische kationengehalte van 1990 aangetroffen. Dit zou kunnen duiden op uitloging van de bodem. Echter, andere aan de zuurgraad gerelateerde factoren dan de aluminium- en ammoniumconcentratie en de Al/Ca-ratio vertonen geen duidelijke verloop in de tijd, of zij vertonen vrij grote fluctuaties. In het algemeen geldt dat de Al/Ca vrijwel altijd lager ligt dan 5 (met uitschieters tot 20 en 37) bij een Al^{3+} -concentratie tussen 47 en 204 $\mu\text{mol/kg}$ droge bodem. Dit indiceert dat de bodem in het Heideveld mede wordt gebufferd door aluminium, hoewel waarschijnlijk ook nog sprake is van kationbuffering. De ammoniumconcentratie varieert in de bodem van 0 tot 324 $\mu\text{mol/kg}$ droge bodem, waarbij er evenmin sprake is van een duidelijk tijdseffect.

Figuur 12.1 pH en basische kationengehalten in de bodem van het ongeplagde Heideveld Schaopedobbe.



Tekenen van eutrofiëring

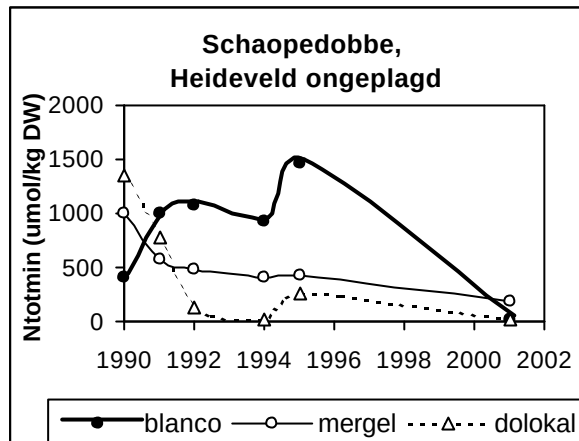
Het mineraal stikstofgehalte in de bodem van het Heideveld heeft de hoogste concentratie in het midden jaren negentig van de vorige eeuw (figuur 12.2). Sindsdien neemt het mineraal stikstofgehalte af.

De verhouding tussen ammonium en nitraat varieert daarbij nauwelijks; meestal is er in de bodem ca. drie maal zo veel ammonium dan nitraat vrij beschikbaar (waterextract).

Zowel de waterextraheerbare hoeveelheden ammonium en nitraat als de aan het adsorptiecomplex gebonden hoeveelheid ammonium zijn in dit proefveld erg hoog. Minerale stikstofwaarden van 1500 (als gemeten in 1994) worden in heideterrein slechts zelden gemeten.

In 2001 bedraagt het totale stikstofgehalte in dit proefveld 0,32% N, ook dit is voor een heideterrein vrij hoog. De C/N-ratio van het ongeplagde, onbekalkte Heideveld bedraagt in 2001 20,3 en is daarmee laag. Het organisch stofgehalte bedraagt 5,5%. De hoge minerale stikstofgehalten en lage C/N-ratio duiden op een hoge stikstofmineralisatie. Dit houdt een risico op vergrassing in, temeer daar er nog een behoorlijke hoeveelheid stikstof in de bodem aanwezig is in de vorm van organisch materiaal dat ook omgezet kan worden.

Figuur 12.2 Verloop van het totaal mineraal stikstofgehalte in de bodem van het ongeplagde Heideveld Schaopedobbe.

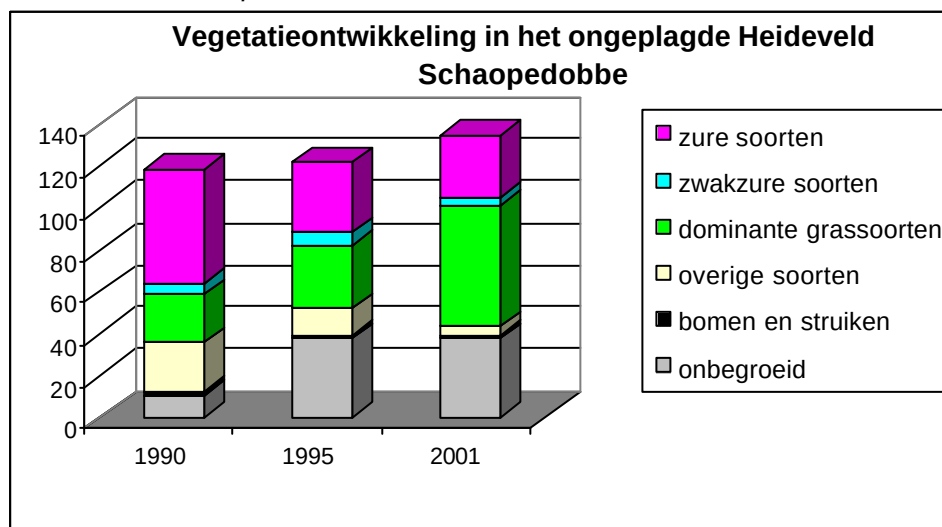


Effecten op de vegetatie

Het ongeplagde Heideveld is de laatste jaren regelmatig gemaaid waardoor het aandeel Struikhei en Kraaiheide (*Empetrum nigrum*) sterk is afgenomen. Kraaiheide is zelfs bijna geheel verdwenen. Het verdwijnen van de Kraaiheide wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het maaien; van deze soort is bekend dat zij slecht tegen regelmatig maaien kan. Het aandeel van Pijpenstrootje is daarentegen sterk toegenomen. Dit wordt hoofdzakelijk veroorzaakt door dat Pijpenstrootje kan profiteren van de bij het maaien vrijgekomen open plaatsen dan de heidesoorten. Daarbij zullen de hoge stikstofgehalten in de bodem de concurrentiepositie van Pijpenstrootje ten opzichte van Struik- en Kraaiheide hebben verbeterd en daarmee de snelle uitbreiding van Pijpenstrootje mede mogelijk hebben gemaakt.

Het aandeel van de overige soortgroepen is erg klein. In 1990 was het aandeel van de groep 'overige soorten' nog 23% als gevolg van relatief groot aandeel Schapegras (*Festuca filiformis*). Ook de bedekking van deze soort is anno 2001 sterk afgenomen. In een van de blanco's is in 2001 een Valkruidplant (*Arnica montana*) verschenen. Dit is ook tevens de enige plant van deze soort in dit veld. Grenzend aan het Heideveld staat echter een vitale Valkruidpopulatie.

Figuur 12.3 Vegetatieontwikkeling in het ongeplagde, niet bekalkte Heideveld in de Schaopedobbe.



Tabel 12.2 geeft het totaal aantal soorten dat in de ongeplagde controle proefvelden in het Heideveld is aangetroffen. In deze proefvelden zijn in totaal drie Rode lijst soorten aangetroffen, te weten Valkruid, Stekelbrem (*Genista anglica*) en Borstelgras (*Nardus stricta*).

Tabel 12.2 Totaal aantal soorten en gemiddelde bedekking (%) van de Rode lijst soorten die voorkomen op de ongeplagde permanente proefvelden in het Heideveld in Schaopedobbe.

	Blanco			Mergel			Dolokal		
	1990	1995	2001	1990	1995	2001	1990	1995	2001
Totaal aantal soorten	13,5	15	13	11	17	21	12	15	17
Valkruid	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0
Stekelbrem	1,5	1,5	2	0	1	1	0	0	0
Borstelgras	1,5	2,5	1	2	3	2	2	2	0

12.1.3 Effecten van bekalking

Bodemontwikkeling

Verzuring en eutrofiëring

Het bekalken van het ongeplagde Heideveld met dolokal en mergel is een effectieve methode om het bufferend vermogen van de bodem te verhogen tot in de kationuitwisselingsrange. De pH wordt namelijk verhoogd, evenals het gehalte aan basische kationen (zie figuur 12.1), een effect dat in 2001 nog steeds voortduurt. Gemiddeld bedraagt de pH in de periode 1990-2001 resp. 4,04, 4,22 en 4,32 voor de controles, mergel- en dolokalbehandeling. Het gehalte aan basische kationen wordt door de bekalking verhoogd tot waarden die ook in de heischrale graslanden in Schaopedobbe zijn gemeten (> 10 meq/kg droge bodem). Tegenover deze stijging in pH en basische kationen staat een daling van de gemiddelde aluminiumconcentratie in de bodem en van de Al/Ca-ratio. Deze laatste is in de bekalkte proefvelden steeds lager dan 5.

In de bekalkte proefvelden is het totaal mineraal stikstofgehalte ten opzichte van de controle duidelijk verlaagd (figuur 12.2). Dit geldt niet voor het totaal stikstofgehalte, dat in de mergelbehandeling weliswaar aanmerkelijk lager ligt dan in de controle, maar in het dolokal-proefveld is dit niet het geval (tabel 12.3). Echter, tekenen die kunnen duiden op stikstofeutrofiëring als gevolg van de bekalking zijn niet waargenomen (tabel 12.3).

Tabel 12.3 Algemene bodemchemische kenmerken van de ongeplagde proefvelden in het Heideveld in Schaopedobbe.

Behandeling	Organisch stof- gehalte in 1995 (%)	Organisch stof- gehalte in 2001 (%)	Totaal N (%)	Totaal C (%)	C/N
Controle	8,6	9,5	0,32	5,5	20,3
Mergel	8,1	8,0	0,24	4,7	18,2
Dolokal	9,5	11,6	0,32	6,7	21,2

Vegetatieontwikkeling

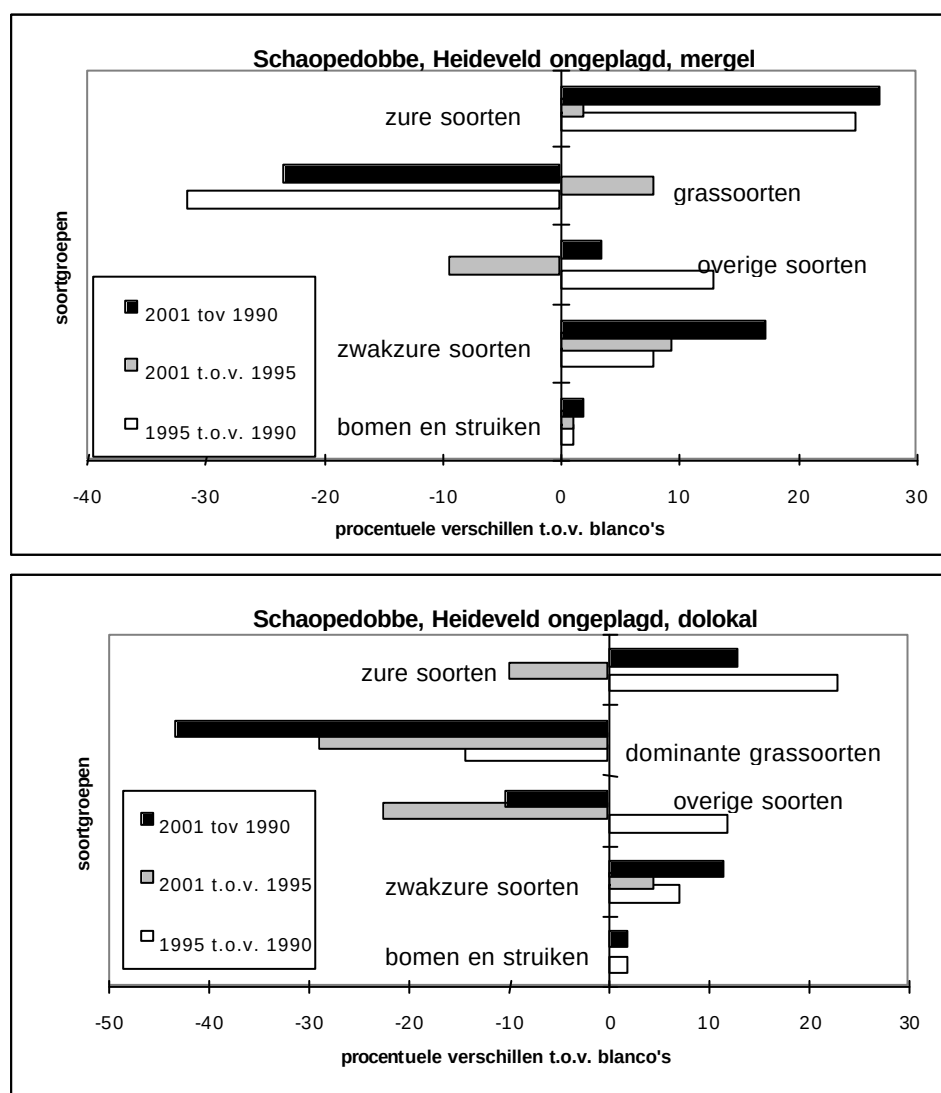
De periodieke ontwikkeling van de verschillende groepen vegetaties is weergegeven in figuur 12.4. Het meest opvallende verschil met de vegetatieontwikkeling in de onbekalkte proefvelden, is dat de bedekking van de dominante grassen in de bekalkte permanente proefvelden sterk afneemt. Deze afname springt het meest in het oog in de dolokalbehandeling, waar de bedekking van de grassen in 2001 slechts 43% bedraagt van de bedekking in 1990. Een afname in de bedekking van Pijpenstrootje is hier vooral verantwoordelijk voor. In de mergelbehandeling is de afname in de bedekking minder spectaculair, maar nog altijd aanzienlijk; zij wordt vooral

veroorzaakt door een teruggang in de bedekking van Bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*).

De met mergel behandelde proefvelden geven een soortgelijke ontwikkeling te zien als de dolokal-behandeling. Doordat de bedekking van Bochtige smele afneemt, ontstaat er ruimte die in tegenstelling tot het dolokalproefveld, wel volledig wordt opgevuld. Vooral de geleidelijke toename van de zwakzure soorten is hier verantwoordelijk voor. In 2001 wordt ca. 17% van het oppervlak bedekt door soorten uit deze groep. De stijging in de bedekking wordt voornamelijk veroorzaakt door uitbreiding van Muizeoor, Tandjesgras en Mannetjesereprijs (*Veronica officinalis*). De groep zure soorten neemt in bedekking licht toe; dit wordt veroorzaakt door een toename in de bedekking van Liggend walstro (*Galium saxatilis*).

Wat betreft het aantal aangetroffen soorten in het dolokal- en mergel proefveld: dit is in beide toegenomen in de periode 1990-2001 (zie tabel 12.2). Deze toename in soorten is vooral toe te schrijven aan de vestiging van algemene soorten. Van de Rode lijst soorten heeft alleen Stekelbrem zich in het mergel-proefveld gevestigd.

Figuur 12.4 Vegetatieontwikkeling in de ongeplagde, met mergel en dolokal bekalkte Heideveld- proefvelden in de Schaopedobbe. In de grafiek zijn verschillen t.o.v. de vegetatieontwikkeling in de controle proefvelden weergegeven (zie figuur 12.3).



Conclusies

Bekalken van het zure Heideterrein heeft ertoe geleid dat dit proefveld weer voornamelijk gebufferd wordt door het kationuitwisselingsmechanisme. Gekoppeld hieraan, zijn de bodemchemische omstandigheden dermate verbeterd, dat verwacht kan worden dat soorten uit het zwakzure, heischrale milieu zich kunnen vestigen en handhaven.

Dit blijkt ook in de praktijk te gebeuren. Mede door het toegepaste maaibeheer, waardoor er veel open plekken in de Kraaiheidevegetatie werden gecreëerd, heeft de groep zwakzure soorten zich kunnen uitbreiden. Het blijkt dat vooral de wat algemenere soorten zich vestigen en hun bedekking uitbreiden. Vestiging van Rode lijstsoorten uit deze groep is niet waargenomen; wel heeft Stekelbrem (zure soort) van de vrijgekomen plaatsen en de veranderde bodemomstandigheden kunnen profiteren.

12.1.4 Plaggen

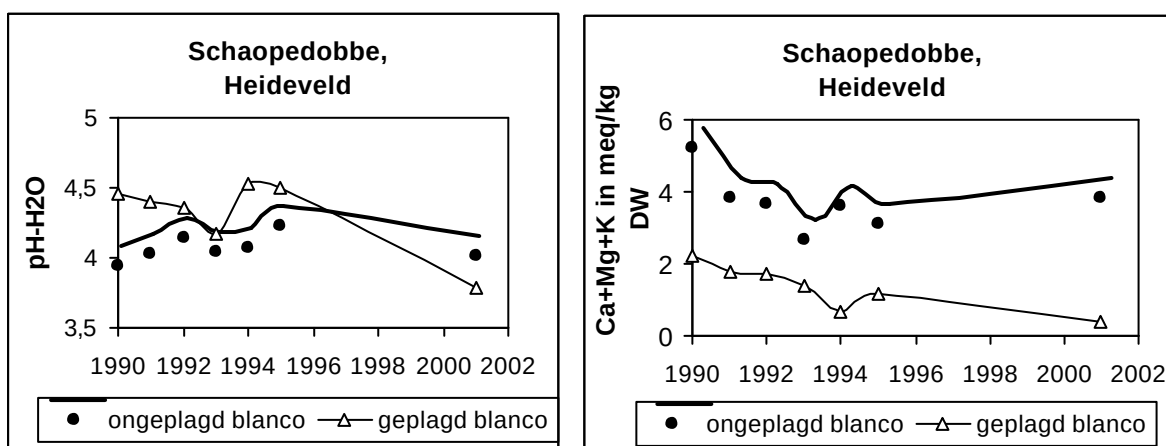
Bodemontwikkeling

Evenals in de heischrale graslanden van Schaopedobbe, veroorzaakt plaggen in het Heideveld een aanmerkelijke afname in het gehalte aan basische kationen in de bodem (figuur 12.5). Gemiddeld bedraagt het gehalte aan basische kationen in de geplagde bodem slechts 35% van het gehalte in de ongeplagde bodem. Deze daling wordt veroorzaakt door afvoer van organisch stof, de voornaamste component van het adsorptiecomplex in Schaopedobbe (tabel 12.3 en 12.4). Het plaggen van het Heideveld in Schaopedobbe zorgt er dus per saldo voor dat het bufferend vermogen van de bodem wordt verminderd.

In eerste instantie leidt dit echter niet tot verzuring (figuur 12.5): plaggen zorgt immers ook voor het afvoeren van zuur. Echter, in de periode 1995-2001 daalt de pH in de geplagde proefvelden tot waarden onder die in de ongeplagde proefvelden. Dit wordt veroorzaakt doordat zuur zich in de bodem ophoopt als gevolg van zure depositie en zuurproducerende processen als stikstofmineralisatie en de opname van ammonium door planten.

De voor planten van het zwakzure milieu belangrijke factor Al/Ca-ratio is als gevolg van het plaggen eveneens verhoogd (tot gemiddeld 9,5 over de hele periode), hetgeen vooral wordt veroorzaakt door een daling in de calciumconcentratie. De aluminium-concentratie fluctueert sterk tijdens de monitoringsperiode, maar blijft gemiddeld ongeveer gelijk aan die in de ongeplagde proefvelden.

Figuur 12.5 Verloop van pH en basische kationenconcentratie in het geplagde en ongeplagde Heideveld in Schaopedobbe.



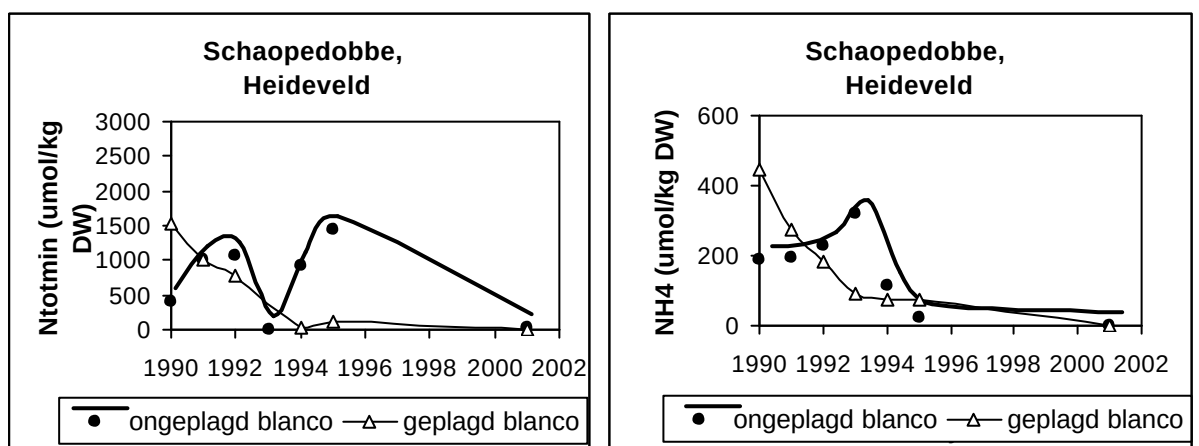
Tabel 12.4 Algemene bodemchemische kenmerken van de geplagde proefvelden in het Heideveld in Schaopedobbe.

Behandeling	Organisch stof- gehalte in 1995 (%)	Organisch stof- gehalte in 2001 (%)	Totaal N (%)	Totaal C (%)	C/N
Controle	4,20	7,27	0,16	4,23	25,99
Mergel	6,27	6,22	0,14	3,61	25,04
Dolokal	7,55	9,01	0,18	5,27	29,78

De afvoer van organisch stof door plaggen gaat gepaard met een halvering van het totaal stikstofgehalte van de bodem (vergelijk tabel 12.3 met 12.4). Het totaal mineraal stikstofgehalte neemt na plaggen in eerste instantie na plaggen toe (zie ook de Graaf e.a 1994) als gevolg van een toename in de mineralisatie van achtergebleven (wortel-)materiaal in de bodem.

Vooral de ammoniumconcentratie is in het eerste jaar na plaggen erg hoog (tot 700 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ droge bodem). Echter, na deze eerste piek daalt het mineraal stikstofgehalte al snel tot waarden die lager liggen dan in de ongeplagde proefvelden. In 2001 wordt er nog nauwelijks mineraal N in de proefvelden aangetroffen.

Figuur 12.6 Verloop van het totaal mineraal stikstofgehalte en van de ammonium concentratie (waterextraheerbaar) in het geplagde en ongeplagde Heideveld in Schaopedobbe.



Al met al blijkt plaggen een effectieve methode voor de het verwijderen van overtollige voedingsstoffen. Doordat met de verwijdering van het organisch materiaal echter ook een groot deel van het bufferend vermogen wordt afgevoerd, verzuren de geplagde proefvelden van het Heideveld in Schaopedobbe na vijf jaar. Voor de kenmerkende zure vegetatie is dit echter geen bedreiging; de planten van dit milieu zijn al aangepast aan deze zure omstandigheden en lijden meer onder eutrofiëring. Echter, de abiotische omstandigheden zijn niet gunstig voor vestiging van soorten uit het zwakzure heischrale milieu.

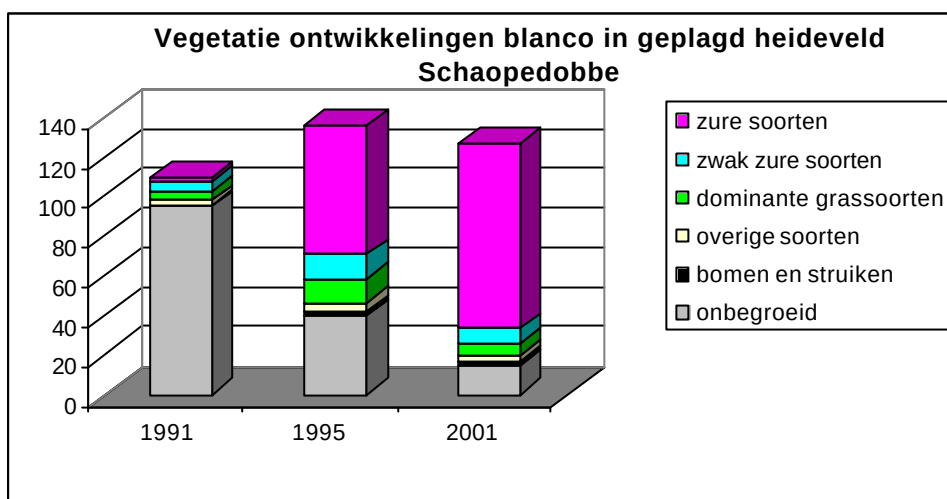
Vegetatieontwikkeling

In figuur 12.7 is de vegetatieontwikkeling in het geplagde Heideveld weergegeven. Het meest in het oogspringend is de sterke ontwikkeling van de Struikheivegetatie: zij bedekt in 2001 ongeveer 90% van de proefvelden. Het geplagde Heideveld is de afgelopen 10 jaar nog nooit gemaaid wat bevorderlijk is voor de ontwikkeling van Struikheide.

In tegenstelling tot het ongeplagde Heideveld, wordt Kraaiheide in 2001 niet aangetroffen (in 1990 en 1995 slechts in zeer lage bedekking). De overige soorten uit de zure groep bedekken anno 2001 ca. 5% van het oppervlak.

De bedekking van de dominante grassen is in de geplagde proefvelden gering: alleen Pijpenstrootje, Bochtige smele en Moerasstruisgras (*Agrostis canina*) worden in lage bedekking aangetroffen. Gezamenlijk bedekken zij in 2001 ca. 6% van het proefvlak. Ook het aandeel van de zwakzure soorten is laag (8%).

Figuur 12.7 Vegetatieontwikkeling van het geplagde Heideveld in Schaopedobbe.



Het totaal aantal soorten neemt flink toe na plaggen. Dit wordt echter voor een belangrijk deel veroorzaakt door de vestiging van de kiemplanten van een tiental bomen en struiken in lage bedekking. Belangrijker is dat de Rode lijst-soorten zich nauwelijks vestigen en dat de soorten die zich vestigen allen in de directe omgeving staan van het proefveld (hetzij in het ongeplagde deel van het Heideveld, hetzij in het naastgelegen heischrale Grasland).

Tabel 12.5 Totaal aantal soorten en gemiddelde bedekking (%) van de Rode lijst soorten die voorkomen op de geplagde permanente proefvelden in het Heideveld in Schaopedobbe.

	blanco			Mergel			Dolokal		
	1990	1995	2001	1990	1995	2001	1990	1995	2001
Totaal aantal soorten	7	19	14	11	24	20	6	21	16
Valkruid	0	1	1	0	2	3	0	1	3
Stekelbrem	1	1	1	1	0	1	0	0	0
Kruipbrem	0	1	1	0	2	1	0	1	0
Borstelgras	0	1	0.5	0	0	0	0	0	0

12.1.5 Combinatie plaggen en bekalken

Bodem

Theoretisch is een combinatie van plaggen en bekalken de manier om te zorgen voor uitbreiding van het oppervlak waarop zwakzure plantensoorten van het heischrale milieu zich kunnen vestigen. Immers, door bekalking worden de nadelen van plaggen, verzuring, tenietgedaan en wordt dit gecombineerd met de voordelen van plaggen (afvoer overtollig stikstof en het creëren van open plaatsen voor kieming van zaden).

Verzuring

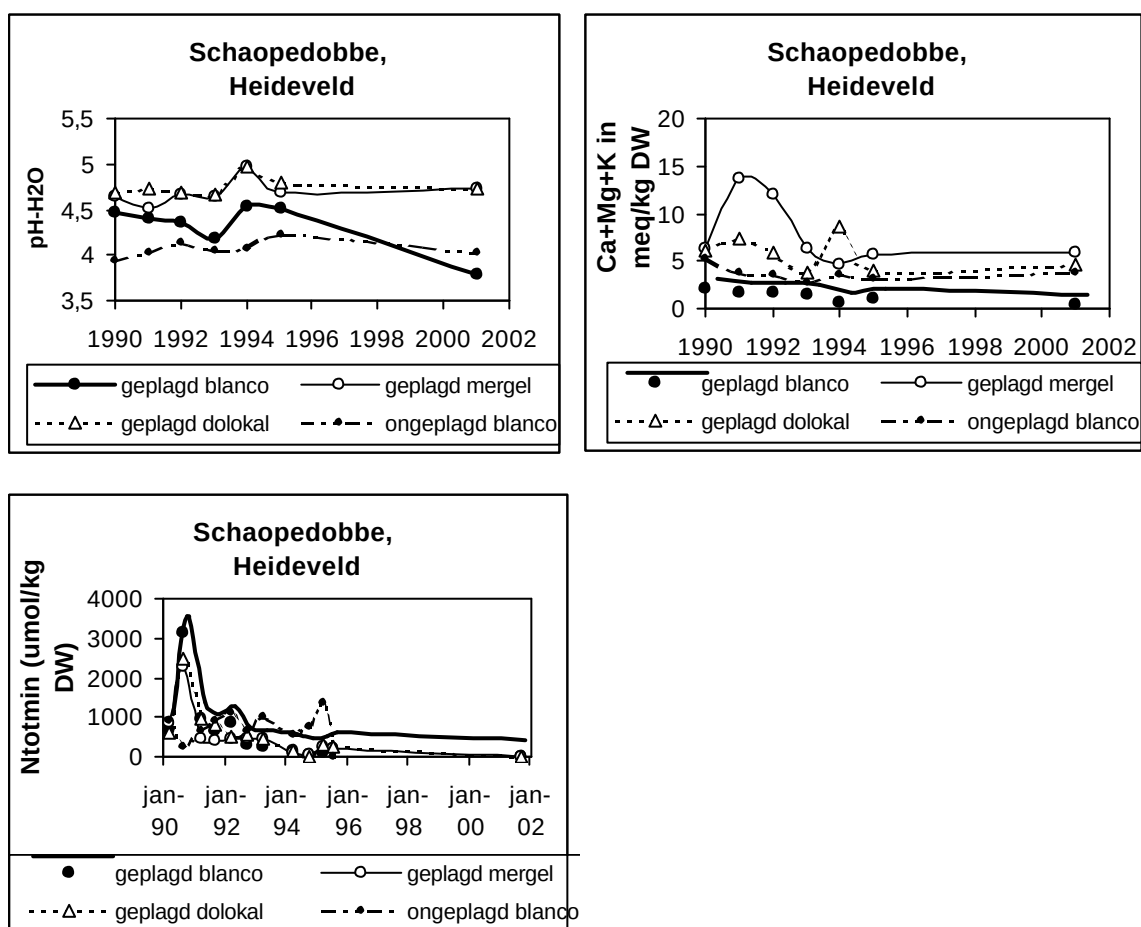
Als gevolg van de combinatie plaggen en bekalken stijgt de pH met enkele tienden tot ongeveer 4,7 (zie figuur 12.8). Dit effect houdt gedurende de hele onderzoeksperiode aan, zodat in 2001 de pH in de mergel en dolokal velden bijna een eenheid hoger ligt dan in de onbekalkte, geplagde velden. Ook zorgt de bekalking ervoor dat het gehalte basische kationen wordt verhoogd, zij het slechts kortstondig en alleen in de mergelbehandeling tot waarden die in de heischrale graslanden van de Schaopedobbe worden gemeten (ca. 10 meq/kg droge bodem). Echter, gedurende de

hele periode blijven de basische kationen gehalten duidelijk hoger dan in het ongeplagde, blanco proefveld.

De Al/Ca-ratio wordt door de combinatiebehandeling eveneens sterk verlaagd en ligt gemiddeld in beide behandelingen lager dan 5 (mergel: 2,2, dolokal 4,8). Uitschieters boven de vijf zijn zeldzaam en alleen waargenomen in de dolokalbehandeling (in 1990 en 1994 tot maximaal 10). De verschillen in Al/Ca-ratio met de blanco worden voornamelijk bepaald door de hogere calciumconcentraties; de aluminiumconcentraties blijven in dezelfde orde van grootte als in de blanco.

Het blijkt dan ook dat de combinatiebehandeling in het Heideveld de verzuring na plagen voorkomt.

Figuur 12.8 Verloop van pH, basische kationenconcentratie en totaal mineraal stikstofgehalte in het Heideveld in Schaopedobbe.



Eutrofiëring

Plagen in combinatie met bekalken leidt tot een vermindering van de in de bodem opgeslagen hoeveelheid stikstof (tabel 12.3 en 12.4). Tussen de bekalkingsbehandelingen treden weliswaar kleine verschillen op in het percentage totaal stikstof van de bodem maar het is onduidelijk in hoeverre deze worden veroorzaakt door de bekalking. Waarschijnlijker is het dat deze verschillen zijn terug te voeren op kleine verschillen in plagen, waardoor de hoeveelheid organisch stof in de bodem eveneens licht varieert. De C/N-ratio van de bodem is in vergelijking met de ongeplagde situatie verhoogd, hetgeen een aanwijzing kan zijn dat het organisch materiaal dat zich in de bodem bevindt minder makkelijk wordt afgebroken.

Anders gesteld, omdat de C/N-ratio van de geplagde, bekalkte bodems gelijk of hoger is aan dat van de blanco, is het onwaarschijnlijk dat er als gevolg van de bekalking versnelde mineralisatie en daarmee eutrofiëring optreedt. Dit wordt bevestigd door de waarnemingen aan het totaal mineraal stikstofgehalte: in de bekalkte, geplagde proefvelden ligt dit lager dan in de onbekalkte proefvelden (figuur 12.8). Een uitzondering daarop is het eerste jaar na plaggen, wanneer er hoge stikstofgehaltes worden gemeten.

Vegetatieontwikkeling

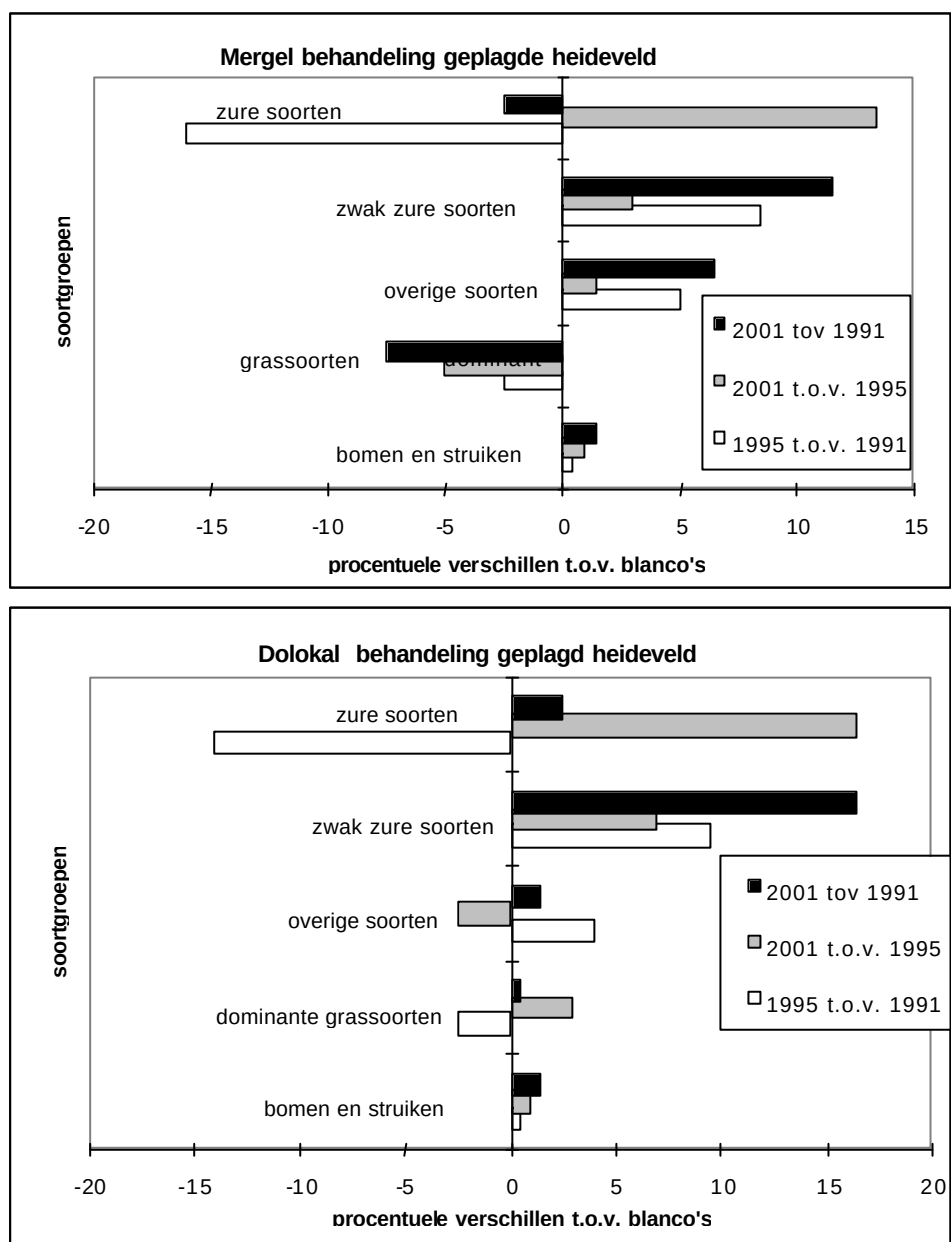
Ook in de bekalkte, geplagde permanente proefvelden van het Heideveld is Struikhei veruit dominant. Echter, de bekalking heeft er wel toe geleid dat de karakteristieke soorten van een zwakzuur milieu een hogere bedekking hebben dan in de ongeplagde proefvelden (figuur 12.9). In de dolokalbehandeling bedraagt deze toename in bedekking ca. 15%, in de mergelbehandeling 10%. De soorten die het na bekalking in beide behandelingen goed doen zijn Tandjesgras, Blauwe zegge (*Carex panicea*), Muizeoor en Valkruid. Daarnaast floreert Schermhavikskruid (*Hieracium umbellatum*) in het mergelproefveld en Stijf havikskruid (*Hieracium laevigatum*) in de dolokalbehandeling.

In de mergelbehandeling is daarnaast te zien dat de dominante grassen nog verder worden teruggedrongen dan in de blanco. Daar staat tegenover dat de bedekking van Schapegras (categorie 'overige soorten') iets in bedekking toeneemt. In het dolokalproefveld treden verder nauwelijks verschillen in vegetatieontwikkeling met de blanco op.

Opvallend is dat een combinatie van plaggen en bekalken in 1995 leidt tot het hoogste aantal soorten dat in het Heideveld wordt aangetroffen (tabellen 12.2 en 12.5). In 2001 zijn de aantallen soorten die zich hebben gevestigd in de bekalkte proefvelden vrijwel gelijk in de geplagde en ongeplagde situatie. De ontwikkeling van de soort aantallen is dan ook anders in de geplagde en ongeplagde velden: waar bekalken in de ongeplagde permanente proefvelden van het Heideveld leidt tot een langzame maar gestage toename in het aantal soorten, vestigen zich kort na plaggen in de geplagde, bekalkte permanente proefvelden veel soorten. Een deel hiervan weet zich echter in de periode daarna niet te handhaven, waarschijnlijk door de sterker wordende concurrentie van Struikhei. Wij verwachten dan ook dat het heischrale karakter van de geplagde, bekalkte proefvelden in de Schaopedobbe duidelijker zou zijn wanneer de geplagde, bekalkte proefvelden regelmatig gemaaid zouden worden. De effecten van de combinatiebehandeling zouden dan waarschijnlijk duidelijker tot uiting komen in de vegetatie.

Met het huidige beheer is te verwachten dat door niets doen vrijwel alle kruidensoorten van het zwakzure milieu op termijn zullen verdwijnen.

Figuur 12.9 Vegetatieontwikkeling in de geplagde, met mergel en dolokal bekalkte Heideveld- proefvelden in de Schaopedobbe. In de grafiek zijn verschillen t.o.v. de vegetatieontwikkeling in de controle proefvelden weergegeven (zie figuur 12.7).



12.1.6 Conclusies

In de controle proefvelden van het Heideveld te Schaopedobbe, waar bekalking noch plaggen heeft plaatsgevonden, is sprake van een voortschrijdende vergrassing. Deze wordt waarschijnlijk in de hand gewerkt door het jaarlijkse maaibeheer, waar Kraaiheide slecht tegen bestand is. Daarnaast duiden de bodemchemische gegevens op eutrofiëring. Verzuring is in de onderzoeksperiode niet opgetreden; de achteruitgang van de zwakzure soorten is eveneens te wijten aan vergrassing. Wel is duidelijk dat de bodem zich op het omslagpunt van buffering door kationuitwisseling naar aluminiumbuffering bevindt.

Plaggen is effectief in het verminderen van de vergrassing. De Struikheide keert massaal terug en domineert na elf jaar het proefvlak. De bodemchemische monitoring wijst daarnaast op verzuring in de periode 1995-2001.

Dit wordt veroorzaakt doordat de buffercapaciteit van de bodem is afgenomen door het afvoeren van het organische stof door plaggen. De vegetatie ondervindt echter nauwelijks aantoonbare gevolgen van deze verzuring, omdat de karakteristieke soorten van een dergelijke zure bodems aan deze omstandigheden zijn aangepast.

Het bekalken van de ongeplagde heide zorgt ervoor dat kationuitwisseling het belangrijkste bufferende proces in de bodem wordt. Hierdoor worden omstandigheden geschapen waarbij ook soorten van een zwakzuurder heidemilieu zich zouden kunnen vestigen en handhaven. Door het maaibeheer ontbreekt het evenmin aan open plekken in de vegetatie, zodat in principe de zwakzure vegetatie zich zou kunnen uitbreiden. Dit wordt ook waargenomen, zij het dat deze verandering zich langzaam verstrekt. Deze groep van soorten breidt zich langzaam maar gestaag uit, waarbij ook het totaal aantal soorten dat in deze proefvelden voorkomt toeneemt. Het gaat daarbij vooral om nieuwe vestigingen van algemene soorten die in de directe omgeving van het proefveld staan.

De combinatie van bekalken en plaggen werkt het best. Als gevolg van de bekalking worden de negatieve effecten van plaggen, nl. verzuring, opgeheven en beland de bodem in de kationuitwisselingsbufferrange. Dit resulteert in een snelle vestiging van een vrij groot aantal soorten, waaronder een aantal karakteristieke heischrale graslandsoorten. Echter, door het ontbreken van een aanvullend maaibeheer verdwijnt een aantal van deze soorten weer, ondanks het feit dat de abiotiek aan hun eisen voldoet. Concurrentie van Struikhei vormt dan ook de oorzaak van dit verdwijnen. Met de combinatie van plaggen en bekalken wordt ook de vergrassing effectief bestreden; in de periode 1990-2001 zijn er geen tekenen waargenomen die er op duiden dat deze groep van soorten weer zou gaan domineren.

12.2 Borkeld: Veld 1, geplagd veld

12.2.1 Proefopzet

De gebiedsbeschrijving is gegeven in paragraaf 11.3.

In de Borkeld zijn ten behoeve van de bekalkingsexperimenten twee proefvelden uitgezet in een soortenarme heide. Het doel van de experimenten was te onderzoeken of de buffercapaciteit van twee vrij soortenarme heideterreinen zodanig verhoogd kon worden dat de soorten van een meer gebufferd milieu zich zouden kunnen vestigen. Het gaat hierbij om soorten als Valkruid (*Arnica montana*) en Rozenkransje (*Antennaria dioica*), die vroeger in 1975 nog in de directe omgeving werden aangetroffen. In 1989 was geen van deze soorten meer in het terrein aanwezig. Daarnaast had de bekalking tot doel de vitaliteit en abundantie van o.a. Borstelgras (*Nardus stricta*), Kruip- en Stekelbrem (*Genista pilosa* en *G. anglica*) en Klein warkruid (*Cuscuta epithymum*) te verbeteren.

Het zogenoemde 'Veld 1' (60 x 20 m) werd bij aanvang van het experiment in 1990 gekarakteriseerd door een droge heide vegetatie (Struikhei-Kruipbrem verbond (CALLUNO-GENISTION PILOSAE)). Dit veld is een aantal jaar daarvoor geplagd (winter 1985-1986), en april 1990 is gestart met de bekalking. Op dat moment bedroeg de bedekking van de kruidlaag ongeveer 30%. In het proefveld zijn vijf verschillende mineralen uitgestrooid, ieder in twee concentraties (De Graaf e.a. 1994). Voor het onderhavige onderzoek naar de langetermijneffecten van de maatregelen zijn alleen hoge proefvlakken die zijn behandeld met een hoge dosering mergel (300 kg/ha) en dolokal (300 kg/ha) gemonitord. Daarnaast zijn de twee blanco proefvlakken eveneens de vegetatie en bodem gemonitord.

Het 'Geplagde veld' (30 x 10 m) is in de winter van 1990 geplagd, enkele maanden voor aanvang van de bekalking met mergel (300 kg/ha). Bij aanvang van de bekalkingsproef was het proefveld nauwelijks begroeid, maar de omringende,

ongeplagde omgeving van het proefveld bestond werd gekenmerkt door een droge heide vegetatie (Struikhei-Kruipbrem verbond).

Geen van beide proefvelden is in de elf jaar dat het experiment duurt verder beheerd.

In geen van beide proefvelden is een echt controle proefvlak bestaande uit ongeplagde vegetatie gemonitord. Derhalve is het niet mogelijk om een echte autonome ontwikkeling weer te geven. De experimenten in beide proefvelden worden beschouwd als combinatie-experimenten van plaggen en bekalken.



Foto 12.1 *Het Geplagde veld in 1990.*



Foto 12.2 *Geplagd veld (blanco) in 2001.*



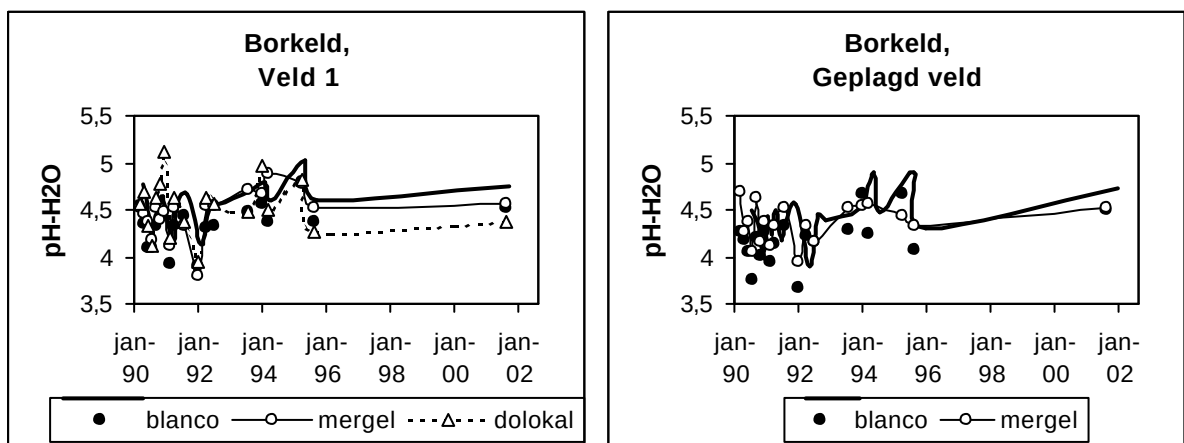
Foto 12.3 Overzicht van Veld 1 in de Borkeld in 2001.

12.2.2 Bodem

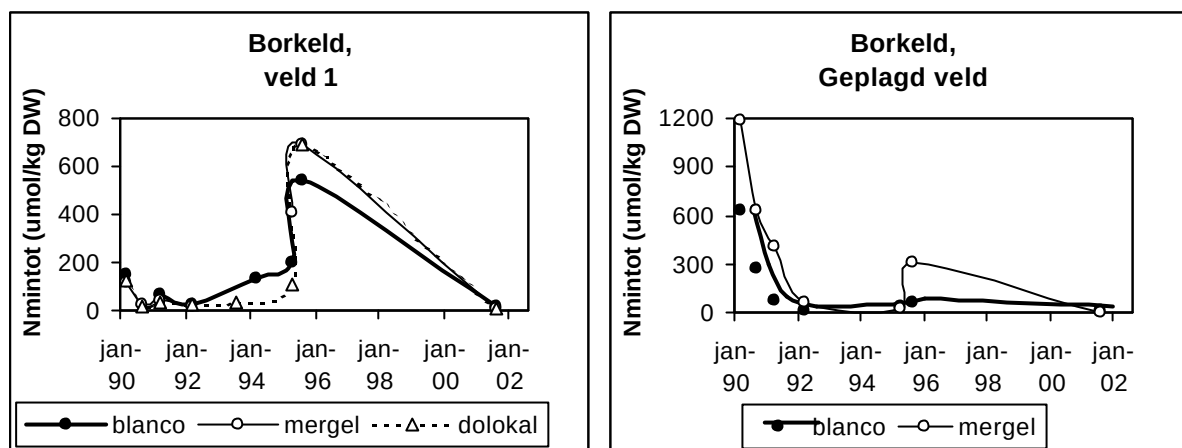
In zowel Veld 1 als in het geplagde veld is de bekalking effectief in het verhogen van de pH en het basisch kationen-gehalte van de bodem (zie figuur 12.10). In Veld 1 is de gemiddelde pH van de blanco 4,33 (variërend van 3,9 – 4,8), van de mergel- en dolokyalbehandelingen resp. 4,77 en 4,52. In het Geplagde veld liggen de gemiddelde pH's iets lager, resp. 4,19 en 4,34 voor de blanco en mergelproefvlakken. Ofschoon het effect van mergel en dolokyal het sterkst is in het eerste jaar na plaggen, wordt ook daarna nog een positie effect van de bekalking gemeten. De basische kationengehalten zijn 11 jaar na het toedienen van de mineralen nog steeds ongeveer twee maal zo hoog als in de onbekalkte proefvlakken.

Voor het overige kan worden gesteld dat zowel de waterextraheerbare ammonium- als aluminiumconcentraties in alle proefvelden laag zijn; er zijn geen waarden gemeten van een van deze ionen die toxisch zouden kunnen zijn voor planten uit een zwakzuur milieu. De Al/Ca-ratio is meestal eveneens laag, hoewel het beeld grillig is. Met name in 1995 is de Al/Ca-ratio vaak sterk verhoogd (tot maximaal 50), maar hier moet waarschijnlijk weinig waarde aan worden toegekend omdat deze waarden slechts eenmalig in een periode van tien jaar zo hoog zijn. Overigens wordt de Al/Ca-ratio door zowel dolokyal als mergel nog verder verlaagd.

Figuur 12.10 Verloop van de pH in Veld 1 en het Geplagde Veld in de Borkeld.



Figuur 12.11 Verloop van het totaal mineraal stikstofgehalte in Veld 1 en het Geplagde Veld in de Borkeld.



Opvallend is het ontbreken van een duidelijke ammoniumpiek in het eerste jaar na plaggen in het Geplagde veld (figuur 12.11). Mogelijk viel deze ongeveer gelijk met de eerste meting, aangezien deze ongeveer vijf maal zo hoog was dan de overige waarden. In Veld 1 werd in 1995 een duidelijke piek in het mineraal stikstofgehalte gemeten; het is onduidelijk waar deze door veroorzaakt wordt.

Ook in de proefvlakken van de Borkeld is in 2001 nauwelijks mineraal stikstof in de bodem aangetroffen; dit wordt toegeschreven aan de opname van stikstof door de vegetatie. Effecten van de bekalking op het totaal stikstofgehalte in de bodem zijn evenmin waargenomen (tabel 12.6). In Veld 1 is de C/N-ratio van de bodem hoog, ongeacht de behandeling van de proefvlakken. Een dergelijk hoge C/N-ratio is in droge heide normaal en vormt vaak een aanwijzing voor een zeer traag verlopende stikstofmineralisatie.

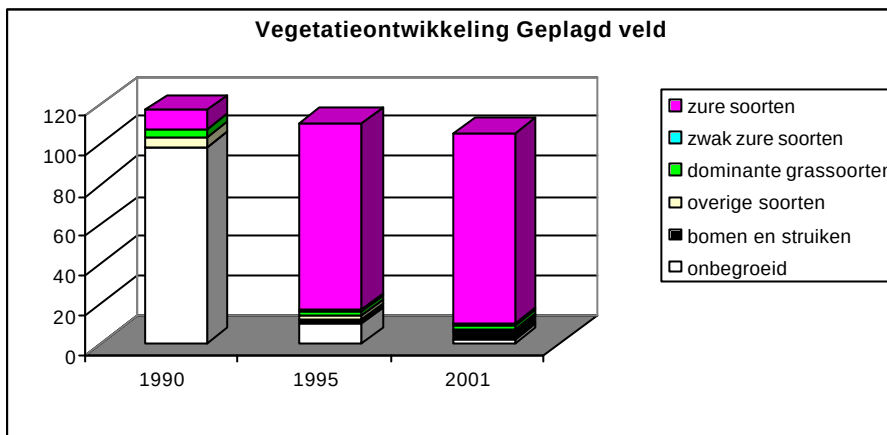
Tabel 12.6 Totaal stikstof en koolstof percentage, C/N-ratio en organisch stofgehalte in Veld 1 en het Geplagde veld in de Borkeld.

veld	Behandeling	Jaar	% N	% C	C/N	Organisch stof %
Veld 1	blanco	2001	0,04 ± 0,01	1,75 ± 0,18	42,80 ± 1,65	3,02
Veld 1	mergel	2001	0,05 ± 0,01	2,10 ± 0,08	39,49 ± 1,32	3,61
Veld 1	dolokal	2001	0,04 ± 0,01	1,92 ± 0,10	46,10 ± 4,70	3,30
Geplagd veld	blanco	2001	0,14 ± 0,01	4,03 ± 0,40	28,74 ± 0,08	6,93
Geplagd veld	mergel	2001	0,14 ± 0,04	4,51 ± 0,63	32,79 ± 3,86	7,75

12.2.3 Vegetatie

De vegetatieontwikkeling in de Borkeld van de onbehandelde velden (zowel Veld 1 als Geplagd veld; figuur 12.12) laat zien dat deze zich ontwikkelen tot een vegetatie die vrijwel uitsluitend uit Struikhei bestaat met een klein aandeel Gewone dophei. Verder komen er een tiental andere soorten in klein aantal voor.

Figuur 12.12 Vegetatieontwikkeling in de onbehandelde proefvlakken in Veld 1 en het Geplagde veld in de Borkeld



In zowel Veld 1 als in het Geplagde veld hadden de mergel- of dolokalbehandeling nauwelijks effect op de vegetatieontwikkeling: alle soortgroepen vertonen netto slechts zeer kleine verschillen met de blanco.

Kleine verschillen werden slechts waargenomen in Veld 1 in 1995, toen zichtbaar werd dat de bedekking Struikhei in de behandelde proefvelden sneller toenam dan in de blanco's. Uiteindelijk zijn alle proefvelden geheel bedekt met deze soort en zijn geen verschillen meer aanwezig. Daarnaast lijkt er sprake te zijn van een geringe toename (0,5%) ten opzichte van de blanco in de bedekking van Kruipbrem in de bekalkte proefvlakken van Veld 1.

De mergelbehandeling in het Geplagde veld laat ook hier nauwelijks effecten te zien. Er is alleen sprake van een geringe toename (5%) van de groep dominante grassoorten voornamelijk veroorzaakt door een toename van Moerasstruisgras en Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*).



Foto 12.4 Kruipbrem

In tabel 12.6 staat het totaal aantal soorten en het aantal Rode lijstsoorten per proefvlak weergegeven. Hierin treden nauwelijks verschillen op tussen de behandelingen of tussen de jaren. Van de Rode Lijstsoorten zijn alleen Kruipbrem in het gebied aangetroffen (in alle proefvlakken) en Stekelbrem in een controle proefvlak van Veld 1. Daarnaast is het vermeldenswaard dat er in de mergelbehandeling van het Geplagd veld in 2001 één Jeneverbes-kiemplant (*Juniperus communis*) is aangetroffen.

Tabel 12.6 Totaal aantal soorten en het aantal Rode Lijstsoorten dat is aangetroffen in Veld 1 en in het Geplagd veld.

Veld	Behandeling	Totaal aantal soorten			Aantal Rode lijstsoorten		
		1990	1995	2001	1990	1995	2001
Veld 1	Blanco*	11,5	14,5	13,5	1	1,5	1
	Mergel	12	16	12	1	1	1
	Dolokal	13	18	13	1	1	1
Geplagd veld	Blanco	7	7	9	0	1	1
	Mergel	7	10	9	0	1	1

* gemiddelde van 2 blanco-proefvlakken

12.2.4 Conclusies

Concluderend kan worden gesteld dat de bodem van de proefvelden in de Borkeld zich nog net in de kationuitwisselingsrange bevindt. Het toedienen van minerale bufferstoffen verbetert de situatie enigszins, maar niet spectaculair. Daar zijn de gebruikte doses (300 kg/ha) te laag voor. De bodemchemische factoren die voor de vestiging en ontwikkeling van planten van een zwakzuur milieu van belang zijn (de ammonium- en aluminiumconcentratie en Al/ Ca-ratio) voldoen aan de eisen die groep planten aan hun milieu stelt, zowel in de onbehandelde als bekalkte situatie. Verder is de bodem arm aan stikstof en zijn er geen aanwijzingen voor een verhoogde stikstofmineralisatie. De conclusie dat de abiotische omstandigheden geschikt zijn voor de vestiging van soorten uit een droog heischraal grasland is dan ook gerechtvaardigd.

Desondanks vestigen zich nauwelijks soorten van een zwakzuur milieu, noch Rode Lijstsoorten van een zuur milieu (met uitzondering van Kruip- en Stekelbrem). De vegetatie van beide proefvelden kan in 2001 worden omschreven als een typische, zure en droge heide, waarin Struikhei domineert. De bekalkingsbehandelingen hebben daar geen effect op gehad. Waarschijnlijk vormt ook in de Borkeld de afwezigheid van kiemkrachtig zaad een van de hoofdoorzaken van het ontbreken van een soortenrijkere vegetatie. Daarnaast is het mogelijk dat de afwezigheid van een aanvullend maaibeheer na plagen de vegetatieontwikkeling in de richting van een Struikhei vegetatie dwingt en minder naar een heischraal grasland. Echter, anders dan in bijvoorbeeld de Schaopedobbe, speelt het ontbreken van een maaibeheer na plagen hier geen rol in de afwezigheid van soorten van een zwak gebufferd milieu. Zoals gezegd, ligt de oorzaak daarvoor in het ontbreken van kiemkrachtig zaad.

12.3 Gasterse duinen hoog

12.3.1 Terreinbeschrijving en proefopzet

Een terreinbeschrijving van de Gasterse duinen wordt gegeven in paragraaf 11.6.1. Daarin wordt ook uitgebreid ingegaan op de proefopzet. In het kader van de EGM-regeling is in de Gasterse duinen in 1991 een strook geplagd, loodrecht gelegen op de hoogtegradiënt. Het hoogste deel van deze strook (ca 7,5 x 5 m, 'hoog' genoemd) werd gekenmerkt door een vergraste, soortenarme, zure droge heide, het lagergelegen deel kende een heischrale vegetatie.

Voor uitvoering van de plagwerkzaamheden is de nulsituatie van de vegetatie en bodem vastgelegd. Daarna het terrein tot en met 1995 jaarlijks gemonitord en

daarna in 2001. Omdat er geen ongeplagde controle proefvelden zijn aangelegd, kan geen autonome ontwikkeling worden beschreven.

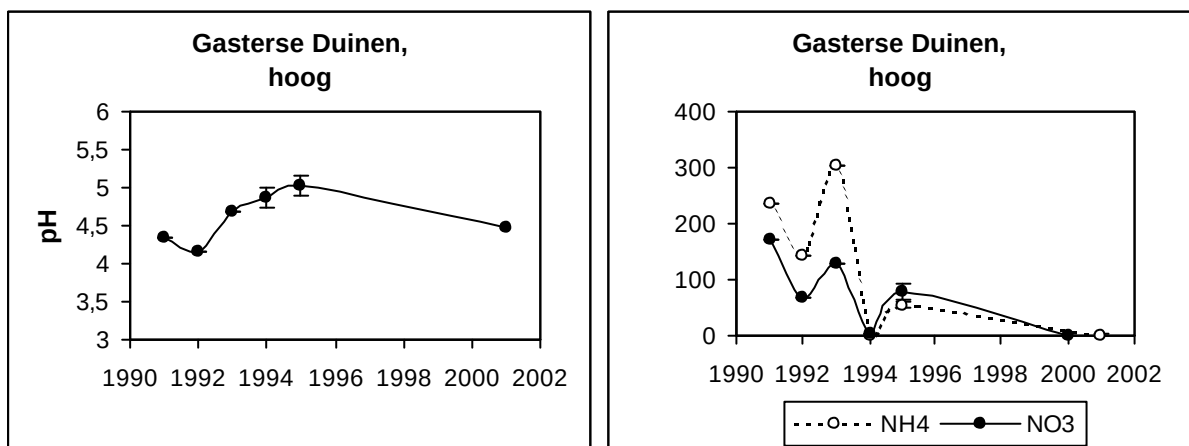
In dit hoofdstuk wordt alleen ingegaan op de ontwikkeling van het hooggelegen proefvlak, omdat het doel van de plagmaatregel daar het herstel van een zure heidevegetatie is. De ontwikkeling van het laaggelegen deel wordt beschreven in paragraaf 11.6.

12.3.2 Effecten van plaggen

Effecten op de bodem

Er zijn nauwelijks effecten van plaggen op de zuurgraad van de bodem en daaraan gerelateerde factoren. De pH fluctueert rond de uitgangswaarde van 4,5 (figuur 12.13) en ook in het basische kationengehalte (variërend van 230-6374 $\mu\text{mol/kg}$ droge bodem) is geen duidelijke tendens zichtbaar. Dit geldt eveneens voor de aluminium- en ammoniumconcentratie (resp. variërend van 11,4 – 241 $\mu\text{mol/kg}$ DW en 1,3 – 304 $\mu\text{mol/kg}$ DW) en de Al/Ca-ratio (1- 14,3). Voor al deze factoren geldt dat er vrij veel variatie in de gemeten waarden zit, zodat het moeilijk is harde conclusies te trekken. De bodemchemische gegevens geven in ieder geval aan dat plaggen niet leidt tot verzuring; in tegendeel, zo er al een tendens te onderscheiden is in de bodemgegevens dan is het dat de bodem minder zuur wordt.

Figuur 12.13 Verloop van pH, ammonium- en nitraatconcentratie in het hooggelegen proefvlak in de Gasterse duinen.



Plaggen van het hooggelegen proefveld in de Gasterse duinen heeft tot gevolg dat er een zeer voedselarme bodem ontstaat (tabel 12.7 en figuur 12.13). Het totale stikstofgehalte in de bodem, de hoeveelheid C en organisch materiaal zijn vergelijkbaar met die van de bodems van andere soortenarme heidevegetaties (bijvoorbeeld in de Borkeld of het Holtherzand (na plaggen)). In 2001 is ook de hoeveelheid mineraal stikstof gedaald tot zeer lage waarden onder invloed van de snel groeiende vegetatie.

Tabel 12.7: Gehalten aan organisch stof, totaal C en totaal N en C/N-ratio in de toplaag van de bodem van het hooggelegen proefvlak in de Gasterse duinen.

	jaar	Laaggelegen p q
Organisch stofgehalte (%)	2001	2,06 $\pm$ 0,17
Totaal C (%) *	2001	1,20 $\pm$ 0,10
Totaal N (%) *	2001	0,050 $\pm$ 0,005
C/N *	2001	25,02 $\pm$ 0,37

Het totaal C- en totaal N-gehalte en de C/N-ratio zijn alleen in 2001 bepaald.



Foto 12.5 *Gasterse duinen, hooggelegen deel van het proefvlak in 2001.*



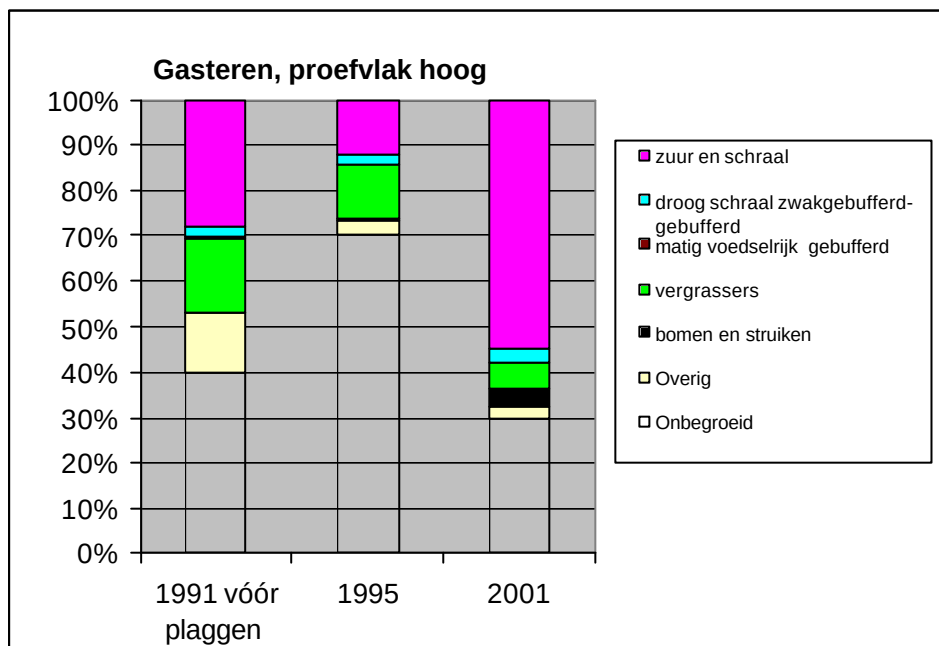
Foto 12.6 *Cladonia in het hooggelegen proefvlak in de Gasterse duinen (2001).*

Effecten op de vegetatie

De vegetatie van het hooggelegen proefveld in de Gasterse duinen ontwikkelt zich na plaggen zoals verwacht: de bedekking van de dominante grassen neemt af t.o.v. de situatie voor plaggen en de kenmerkende soorten van schrale en zure standplaatsen breiden zich uit (figuur 12.14). Deze uitbreiding komt vooral voor rekening van Struikheide.

In overeenstemming met de bodemchemische resultaten, worden soorten van een zwakzuur milieu nauwelijks door plaggen beïnvloed: het aandeel van hun bedekking blijft laag maar constant. Verder zijn er sinds het plaggen in geringe mate houtige soorten opgeslagen die daarvoor nauwelijks aanwezig waren. Het resultaat is dat plaggen in dit deel van de Gasterse duinen heeft geleid tot een zure, droge en soortenarme heide.

Figuur 12.14: Vegetatieontwikkeling in de Gasterse duinen, hooggelegen proefvlak.



In het hooggelegen proefveld heeft plaggen ertoe geleid dat het totaal aantal soorten gedurende de monitoringsperiode enigszins stijgt. Deze toename wordt echter niet veroorzaakt door een toename van typische heidesoorten, maar door de vestiging van Zomereik (*Quercus robur*), Lijsterbes (*Sorbus aucuparia*) en Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*). In vergelijking met de situatie voor plaggen worden er in 2001 40% meer soorten aangetroffen (tabel 12.8). Desondanks blijft het aantal soorten ver achter bij het aantal dat in het lager gelegen veld wordt aangetroffen (ca. 27; zie paragraaf 11.6).

In het hooggelegen proefveld zijn zowel de bedekking als het aantal Rode lijstsoorten toegenomen. Opvallend is dat geen van de drie Rode lijstsoorten (Stekelbrem (*Genista anglica*), Kruipbrem (*Genista pilosa*) en Borstelgras (*Nardus stricta*)) voor het plaggen in de proefvelden zijn aangetroffen. Het is onduidelijk in hoeverre deze soorten nu nog in de omgeving van de proefvelden voorkomen; van Kruipbrem is bekend dat zij in het recente verleden in de Gasterse duinen voorkwam (Cals e.a. 1991).

Tabel 12.8 Totaal aantal soorten en aantal en bedekking van de Rode lijstsoorten in het hooggelegen proefvlak in de Gasterse duinen.

	Totaal aantal soorten	Aantal Rode lijstsoorten	Bedekking (%) Rode lijstsoorten
1991	12	0	0
1995	13	2 ¹	4
2001	17	3 ²	5

1 Stekelbrem en Kruipbrem

2 Stekelbrem, Kruipbrem en Borstelgras

12.3.3 Conclusies

In het hooggelegen proefveld van de Gasterse duinen keert na plagen de oorspronkelijke vegetatie van zure droge heide terug. Hierbij komt ook een drietal Rode lijst soorten terug die voorheen niet in de proefvelden werden aangetroffen. Zwakzure soorten keren nauwelijks terug, maar het is onduidelijk in hoeverre de bodem hiervoor geschikt is.

Plagen heeft vooral geleid tot een verdere verschraling van de bodem. Hoewel het proefveld niet ernstig was vergrast in 1991 (40% van het veld bestond uit open grond), heeft plagen geleid voor een verdere vermindering van de bedekking van Bochtige smele.

13 Rivierduingraslanden

13.1 Oeffelter Meent

13.1.1 Proefopzet

De Oeffelter Meent is gelegen in de gemeente Grave (Noord-Brabant) en is in eigendom en beheer bij Staatsbosbeheer. Het terrein ligt in de uiterwaarden van de Maas; het is een vergraven rivierduincomplex. De door kleinschalige zandwinning ontstane kuilen, zijn deels opgevuld met puin. Door het gebied loopt een lage zomerdijk (zie figuur 13.1; de Graaf e.a. 1994).

De Oeffelter Meent bestaat grotendeels uit afzettingen van rivierzand, met op de lagere delen plaatselijk afzettingen van rivierklei. Deze zijn afgezet door de Maas en door de Oeffelter Raam. Om eutrofiëring via het sterk vervuilde rivierwater op het gebied te verminderen, heeft Staatsbosbeheer in de jaren zestig een dijk langs de Oeffelter Raam aangelegd. Desondanks wordt het gebied af en toe nog geïnundeerd met Maaswater.

Het gebied staat bekend als één van de fraaiste stroomdalgraslanden in de uiterwaarden van de Maas. Met name de zomerdijken kennen een goed ontwikkelde vegetatie, die wordt gerekend tot de Struisgras-orde TRIFOLIO-FESTUCETALIA OVINAE en tot het Verbond der droge stroomdalgraslanden (SEDO-CERASTION). Op de voedselrijkere, lagergelegen terreindelen worden soorten van het Glanshaver-verbond (ARRHENATHERION ELATIORIS) aangetroffen. De vegetatie op de laagste terreindelen van de puinstortplaats bestaat uit algemene soorten behorend tot het Zilver schoonverbond (Lolium-Potentillion anserinae) (o.a. *Pitrus* (*Juncus effusus*), *Zomprus* (*Juncus articulatus*) en Kruipende boterbloem (*Ranunculus repens*)). De Oeffelter Meent wordt bedreigd door atmosferische depositie van stikstof en door inundatie met verontreinigd Maaswater, hoewel de invloed van het Maaswater beperkt blijft tot de laagstgelegen delen van het gebied. Beiden leiden tot eutrofiëring. Het terrein wordt beheerd door extensieve seizoensbegrazing met koeien en paarden.

Het doel van de EGM-maatregelen in dit terrein is het terugdringen van de effecten van de eutrofiëring; daartoe zijn in 1991 drie stroken geplagd (zie figuur 13.1).

Monitoring

Een van die stroken (proefvlak 1), die loodrecht op de zomerdijk lag, is tijdens het hoogwater van 1994 deels weggeslagen. Van dit proefvlak is in 2001 derhalve alleen het laagstgelegen deel gemonitord.

Ook proefvlak 2 is loodrecht op de zomerdijk gelegen, maar niet weggeslagen door het Maaswater. Het derde proefvlak ('proefvlak 3') is gelegen op de puinstortplaats.

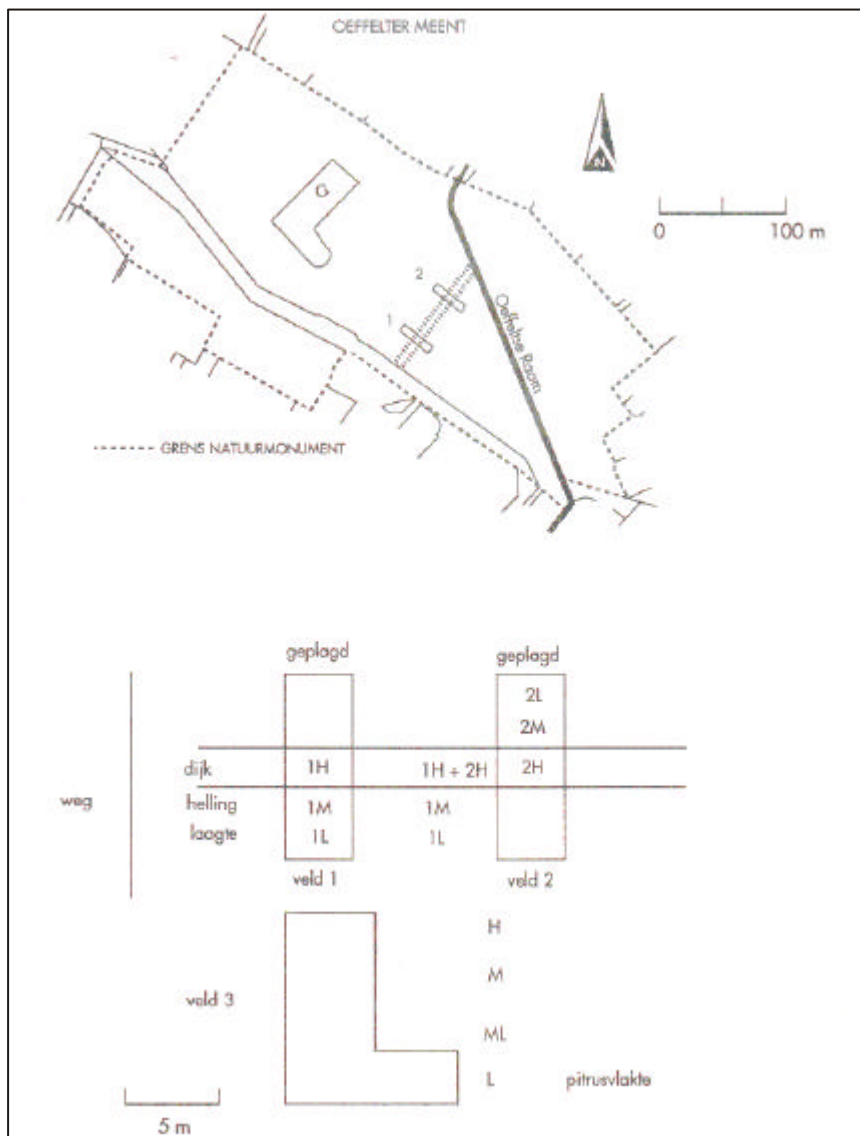
Alle drie de proefvlakken zijn op verschillende hoogtes gemonitord (H=hoog,, M=middelhoog, ML=middellaag, L=laag), waarbij naast de plagstroken ter controle een aantal ongeplagde delen op dezelfde hoogteligging zijn gekarteerd (met uitzondering van veld 3 en proefvlak 2L). Monitoring van de vegetatie vond plaats in 1991 (vastleggen uitgangssituatie) 1992, 1995 en 2001. In 2001 heeft in september de

vegetatieopname plaatsgevonden. Tegelijkertijd met het maken van de vegetatieopnamen zijn bodemonsters genomen.

De ontwikkeling van de vegetatie wordt besproken aan de hand van de ligging van de proefvlakken:

- op de zomerdijk: proefvlak 2H en 2M. In deze proefvlakken vindt nauwelijks tot geen afzetting van slib plaats;
- in de zandige tot zavelige laagte die regelmatig inundeert: proefvlak 1L en 2L. Afzetting van slib vindt in geringe mate plaats, gezien het zandige karakter van de bodem;
- proefvlakken op hogere gelegen zandig tot zavelige vlakte in Oeffelt: 3H, 3M en 3ML. Vlak 3H is vrij hoog gelegen vlak stuk echter niet zo hoog dan de zomerdijk waarop een van de vorige proefvlakken (2H) is gelegen. De vlakken 3M en 3ML zijn op een hellend vlak gelegen.

Figuur 13.1 Overzicht van De Oeffelter Meent (boven) en ligging en indeling van de proefvlakken (uit De Graaf e.a. 1994).



13.1.2 Effecten van plaggen

Bodem

Voor het bepalen van de effecten van plaggen op de bodemchemie zijn de abiotische gegevens uit 1992 vergeleken met die uit 2001. In proefvlak 1 en 2 kan er een vergelijking worden gemaakt tussen de geplagde en ongeplagde situatie; voor proefvlak 3 ontbreken gegevens over de ongeplagde situatie.

Plaggen leidt tot afvoer van organisch stof, en daarmee tot een verlaging van het totale stikstofgehalte van de bodem (tabel 13.1 en 13.2). In 2001 bedraagt het organisch stofgehalte in de geplagde proefvlakken ongeveer de helft van dat in de ongeplagde proefvlakken. Het totaal stikstofgehalte van de geplagde proefvlakken is relatief nog lager: in de geplagde proefvlakken is 50-75% van de totale hoeveelheid stikstof afgevoerd. Als gevolg van plaggen is in de meeste proefvlakken de C/N-ratio sterk verhoogd.

Plaggen heeft in de Oeffelter Meent eveneens tot gevolg dat de hoeveelheid totaal mineraal stikstof flink afneemt; dit is zowel direct na plaggen (1992) als in 2001 geconstateerd (tabellen 13.1, 13.2 en 13.3). Daarnaast daalt de hoeveelheid mineraal stikstof verder in de periode 1992 – 2001 in de geplagde proefvlakken, hetgeen wordt veroorzaakt doordat de vegetatie in 2001 veel meer N opneemt. In 1992 bedroeg de gemiddelde vegetatiebedekking van de geplagde proefvlakken ca. 30% ,in 2001 75%.

Tabel 13.1 Bodemchemische kenmerken in proefvlak 1L in de Oeffelter Meent.

	1992		2001	
	Geplagd	Ongeplagd	Geplagd	Ongeplagd
PH	6	6	6,2	6,03
Nmintot (µmol/kg droge bodem)	254	270	53	614
Ntot (%)			0,06	0,13
Ctot (%)			1,3	2,56
C/N			22,96	19,47
Organisch stof (%)			2,24	4,4

Tabel 13.2 Bodemchemische kenmerken in proefvlak 2 in de Oeffelter Meent.

	1992		2001	
	geplagd	Ongeplagd	geplagd	Ongeplagd
Hoog (2H)				
PH	7,04	5,56	6,5	6,06
Nmintot	193	1138	91	1354
Ntot			0,04	0,16
Ctot			1,3	2,28
C/N			30,97	12,66
Organisch stof			2,24	3,91
Middelhoog (2M)				
PH	5,7	5,43	6	5,64
Nmintot	208	446	59	63
Ntot			0,04	0,13
Ctot			1,17	2,66
C/N			30,19	20,26
Organisch stof			2,02	4,58
Laag (2L)				
PH	5,66		6,51	
Nmintot	235		56	
Ntot			0,01	
Ctot			0,71	
C/N			103,54	
Organisch stof			1,23	

Tabel 13.3 Bodemchemische kenmerken in proefvlak 3 in de Oeffelter Meent.

	Hoog (3H)		Middel (3M)		Middel laag (#ML)	
	1992 Geplagd	2001 Geplagd	1992 Geplagd	2001 Geplagd	1992 Geplagd	2001 Geplagd
pH	5,31	6,4	6,35	6,45	6,15	5,87
Nmintot	400	39	238	67	170	63
Ntot		0,09		0,06		0,08
Ctot		3,16		1,73		4,04
C/N		43,75		12,13		65,37
Organisch stof		5,44		2,98		6,95

Opvallend is dat het plagen in de Oeffelter Meent in meer of mindere mate leidt tot een verhoging van de bodem-pH en van de hoeveelheid basische kationen in de toplaag van de bodem. Dit komt doordat plagen ertoe leidt dat de ondergrond minder is uitgelopen dan de verzuurde toplaag van de bodem (zie figuur 13.2 ter illustratie).

Figuur 13.2 pH van een aantal geplagde en ongeplagde proefvlakken in de Oeffelter Meent.

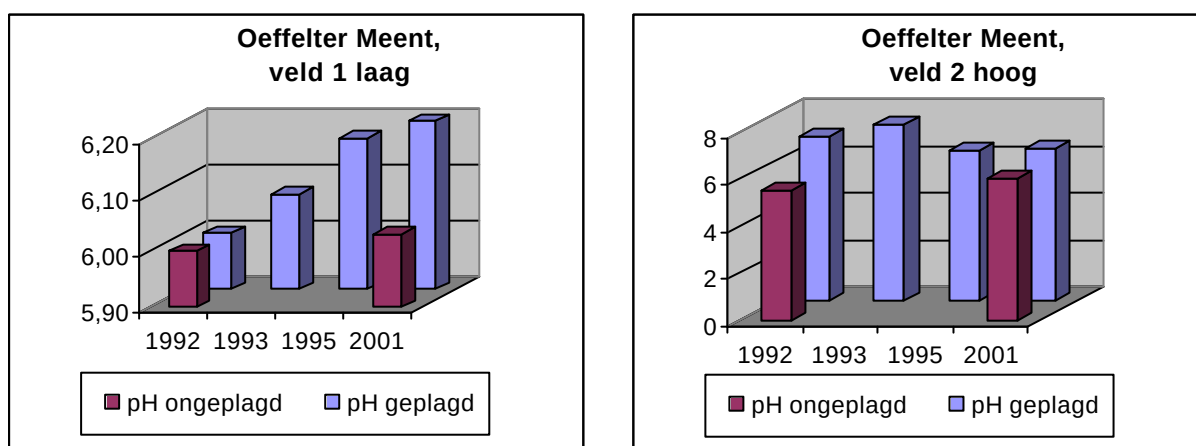


Foto 13.1 Oeffelter Meent met op de voorgrond proefvlak 1.



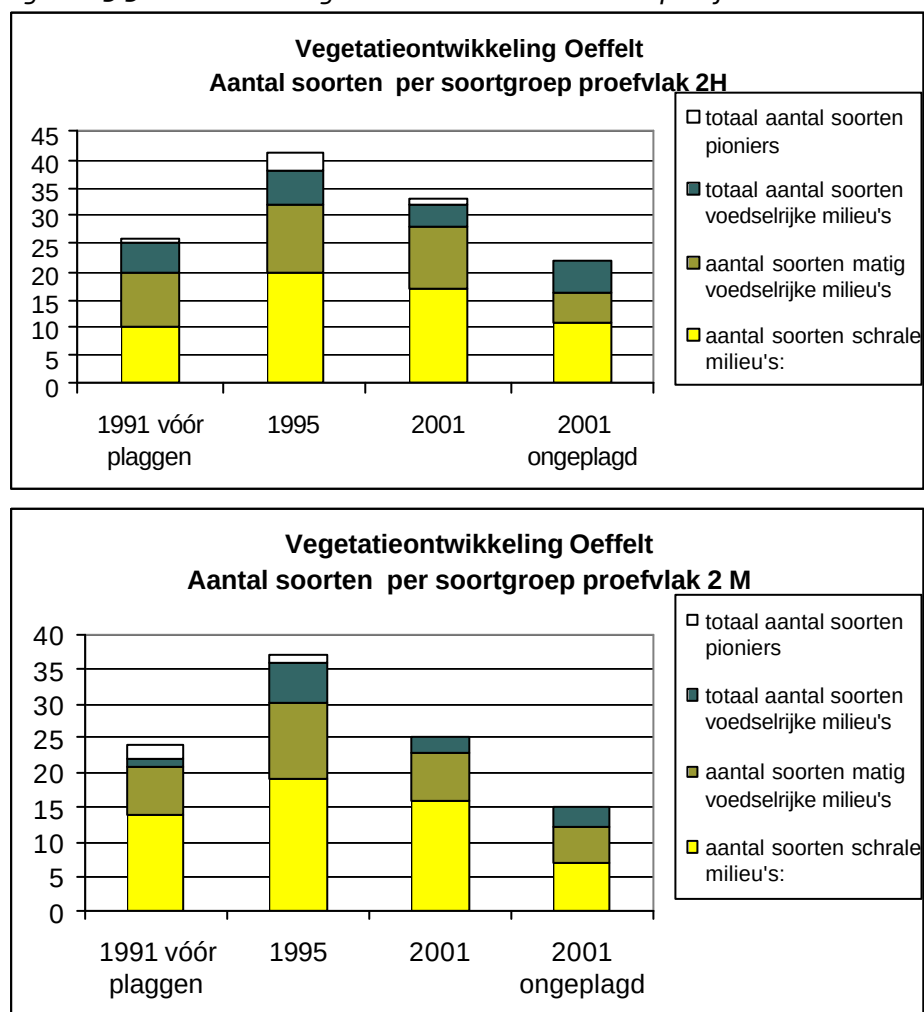
Vegetatie

De soorten die in de proefvlakken in de Oeffelter Meent zijn aangetroffen kunnen worden onderscheiden in vier categorieën, te weten 'schrale soorten', 'soorten van matig voedselrijke milieus', 'soorten van voedselrijke milieus' en 'pioniersoorten'. De beschrijving van de resultaten spitst zich toe op de ontwikkeling van aantallen en bedekking van de eerste drie categorieën. De indeling van de soorten in groepen is gebeurd met EKS (zie hoofdstuk 9) Merk op dat de soorten van schrale milieus niet dezelfde zijn als die van de groep zure en schrale milieus die in de andere ecosysteemttypen wordt onderscheiden (zie bijlage 1).

Proefvlakken op oude zomerdijk (2H en 2M)

Voor de twee proefvlakken die op het dijkje gelegen zijn (2 H en 2 M) is de volgende ontwikkeling zichtbaar. Het totaal aantal soorten is het hoogst in 1995; sindsdien is er een afname in het aantal soorten te zien. Dit wordt vooral veroorzaakt doordat er minder pioniersoorten en minder soorten van (matig) voedselrijke milieus worden aangetroffen (figuur 13.3). Zonder plaggen is het aantal schrale soorten in de periode 1991-2001 in proefvlak 2H min of meer gelijk gebleven, maar in proefvlak 2M flink afgenomen (figuur 13.2). Plaggen vergroot het aantal soorten van deze groep dat zich vestigt: vijf jaar na plaggen (1995; zie figuur 13.3) is het aantal soorten van schrale milieus het dubbele van de uitgangssituatie (1991, ongeplagd). In de volgende periode (1995-2001) daalt het aantal heischrale soorten weer, maar in 2001 worden nog steeds meer soorten van schrale milieus aangetroffen op de geplagde proefvlakken dan in de uitgangssituatie. In 2001 vormt de groep schrale soorten de grootste soortgroep die op de hellingen van het dijkje zijn aangetroffen.

Figuur 13.3 Ontwikkeling van het aantal soorten in proefvlak 2H en 2M.



Het aantal soorten van matig voedselrijke milieus ligt wat lager. Ofschoon er in 1995 op de geplagde proefvlakken wat meer soorten van deze groep groeiden, is de situatie in 2001 vergelijkbaar met de Ausgangssituatie. Echter, het aantal soorten van matig voedselrijke milieus ligt in de geplagde proefvlakken in 2001 hoger dan in de ongeplagde vlakken.

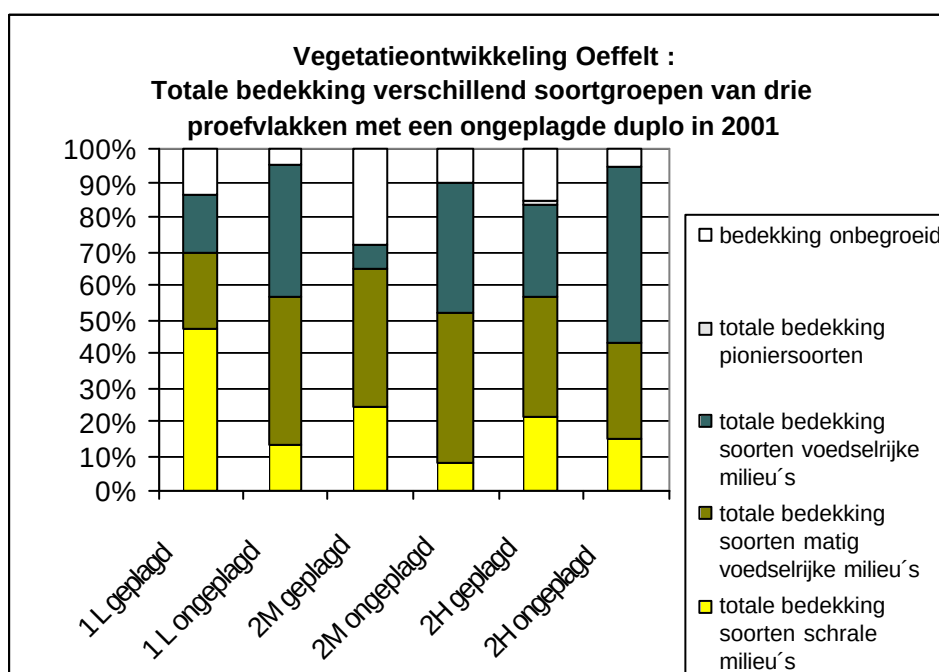
Het aantal soorten van voedselrijk milieus dat op de plagstroken is aangetroffen, ligt in 2001 lager dan dat op de ongeplagde proefvlakken. In vlak 2M is op de ongeplagde stroken het aantal soorten van een voedselrijk milieu sterk flink uitgebreid.

Echter, het aantal soorten vormt slechts een aspect van de vegetatieontwikkeling. Bedekking van de verschillende soortgroepen is iets anders. Figuur 13.4 laat de relatieve bedekking van de soortgroepen op proefstrook 1 en 2 zien in 2001. Het blijkt dat plaggen eveneens leidt tot een toename in de bedekking van de soorten van een schraal en/of matig voedselrijk milieu. De bedekking van soorten van een schraal milieu is in 2001 ca. twee maal zo hoog op de geplagde als op de ongeplagde stroken. De soorten van dit milieu bereiken per soort echter geen hoge bedekking. De bedekking van het soorten van voedselrijke milieus is in de geplagde varianten meer dan de helft minder dan in de ongeplagde situatie, hetgeen voornamelijk wordt veroorzaakt door verschillen in bedekking van de struisgrassen. Die is namelijk lager in de geplagde varianten. Met name in het proefvlak dat op de dijkelling ligt (2M) is de bedekking van het struisgras (*Agrostis species*) laag. De bedekking van soorten van een matig voedselrijk milieu blijft op de dijkellingen ongeveer gelijk of is verminderd.

In proefvlak 2H is Kamgras (*Cynosurus cristatus*) aangetroffen. Deze Rode lijst soort bedekt in 2001 in het ongeplagde controle-proefvlak 8%, en in het geplagde proefvlak 3%. Andere Rode lijst soorten zijn niet aangetroffen.

Concluderend kan gesteld worden dat door de hellingen van de kade te plaggen, zowel het aantal soorten van een schraal milieu is toegenomen als de bedekking daarvan. Daarentegen zijn bedekking en aantallen van soorten van een voedselrijk milieu afgenomen: het verschralende effect van plaggen dat is waargenomen in de bodemomstandigheden, wordt dus gevolgd door de vegetatie.

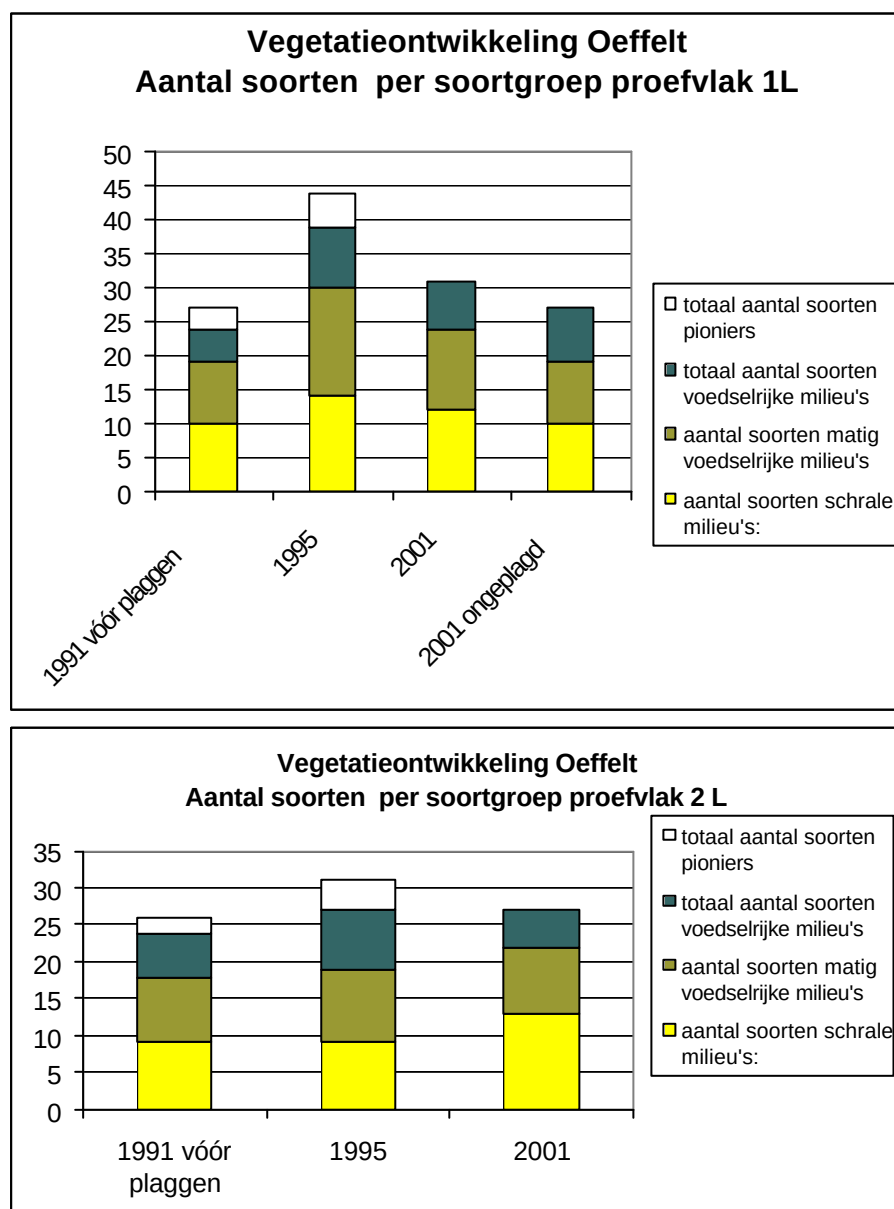
Figuur 13.4 Bedekking van soortgroepen in 2001 in geplagde en ongeplagde proefvlakken.



Proefvlakken in de regelmatig geïnundeerde laagte: 2 L en 1 L

Ook in deze proefvlakken leidt plaggen tot een toename van het aantal soorten van schrale milieus (zie figuur 13.5). In 2001 worden twee tot vijf soorten meer aangetroffen dan in 1991 of in de ongeplagde stroken in 2001. Daarentegen is het aantal soorten van een voedselrijk milieu door het plaggen vermindert (eveneens ca. 2-5 soorten minder dan in 1991 voor EGM). Het aantal soorten matig voedselrijke milieus is min of meer gelijk gebleven. Dit alles heeft ertoe geleid dat de biodiversiteit van deze proefvlakken, uitgezonderd de pioniersoorten, door plaggen is gestegen. Het hoogste aantal soorten werd aangetroffen in 1995.

Figuur 13.5 Ontwikkeling van het aantal soorten in proefvlak 1L en 2L.

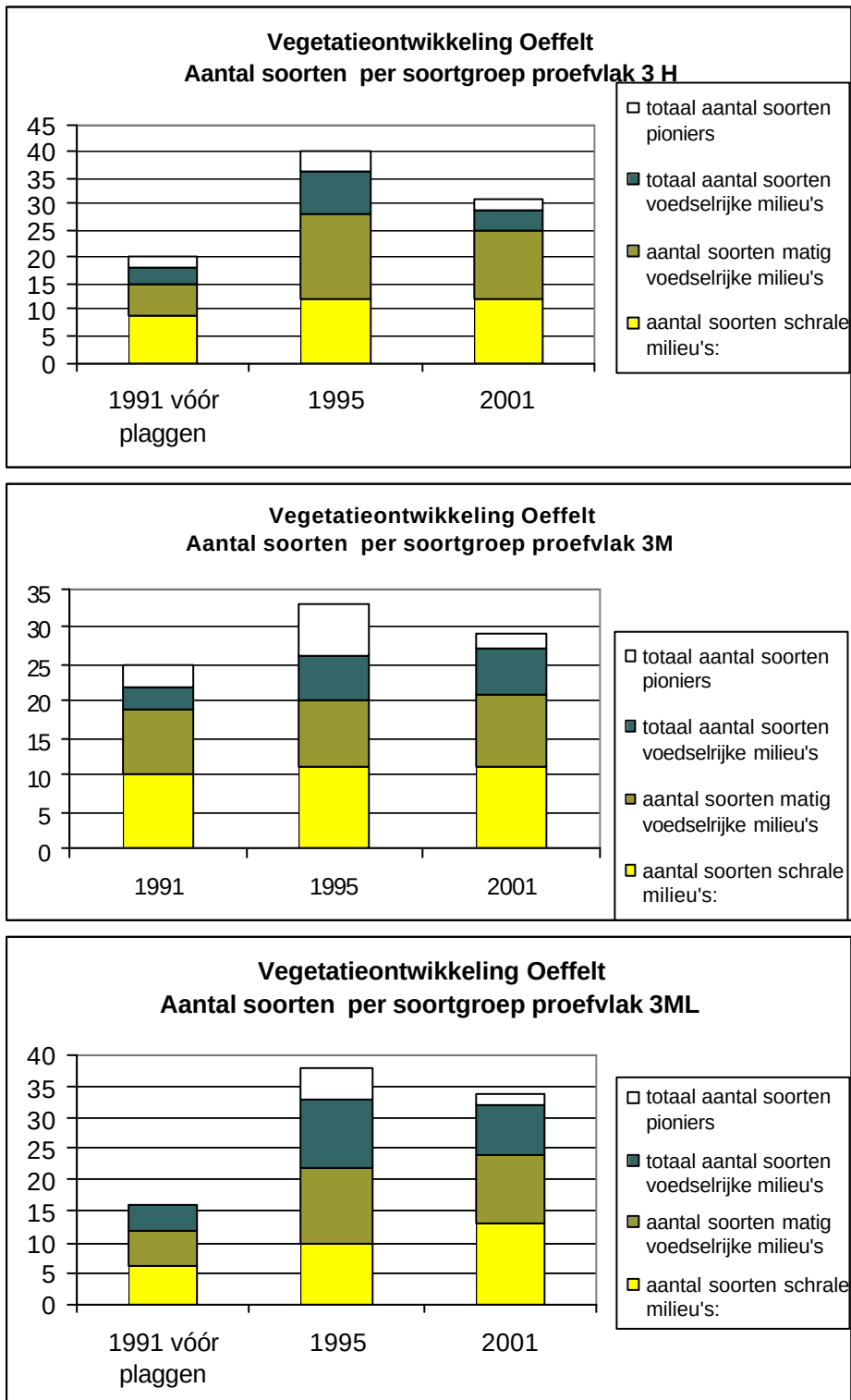


De relatieve bedekking van de soortgroepen wordt sterk beïnvloed door het plaggen. In proefvlak 1L is de bedekking van de schrale soorten in 2001 op de geplagde proefvlakken ongeveer vier maal zo hoog als op de ongeplagde (figuur 13.4). Verschuivingen in de bedekking van soorten als Kamgras, Geel walstro (*Galium verum*), Gewone rolklaver (*Lotus corniculatus*) en Knolboterbloem (*Ranunculus bulbosus*) zijn hier het meest verantwoordelijk voor. De bedekking van de matig voedselrijke en voedselrijke soorten is in de geplagde situatie ca. de helft lager dan in de ongeplagde situatie. Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door een hoge bedekking

van o.a. struisgrassen en Rood zwenkgras (*Festuca rubra*) in het ongeplagde proefvlak. Van vlak 2L is geen ongeplagde blanco opgenomen. Bij deze vlakken is daarom geen bedekkingsvergelijking gedaan.

In proefvlak 1L is in 2001 Kamgras voor het eerst aangetroffen, zowel op het geplagde als op het ongeplagde deel van het proefvlak. Op het geplagde deel van het proefvlak was de bedekking echter zo'n 30% hoger dan op het ongeplagde deel (tabel 13.4).

Figuur 13.6 Ontwikkeling van het aantal soorten in proefvlak 3.



Tabel 13.4 Bedekking van Rode lijstsoorten in de Oeffelter Meent in 2001. Alleen kamgras is aangetroffen.

	proefvlak 1 laag (1L)		proefvlak 2 hoog (2H)	
	ongeplagd	geplagd	ongeplagd	geplagd
Kamgras	8	38	8	3

Concluderend kan gesteld worden dat plaggen van de laagte in Oeffelt gunstig is voor de schrale vegetatie. Dit effect houdt ook tien jaar na plaggen nog steeds aan.

Proefvlakken op hogere gelegen zandig tot zavelige vlakte in Oeffelt: 3H, 3M en 3ML

Bij deze proefvlakken zijn geen ongeplagde controle-proefvlakken opgenomen in 2001 (figuur 13.6). De bespreking van de resultaten beperkt zich dan ook tot een vergelijking met de situatie voor plaggen in 1991.

Globaal gesproken ontwikkelt de vegetatie zich hetzelfde als in de andere proefvlakken. Het totaal aantal soorten neemt als gevolg van plaggen flink toe en is het hoogst in 1995. Sindsdien neemt het totaal aantal soorten wat af, hetgeen vooral wordt veroorzaakt door een afname van het aantal pionierssoorten. In 2001 worden echter aanmerkelijk meer soorten aangetroffen dan in 1991 (figuur 13.6).

Deze toename in de biodiversiteit wordt veroorzaakt door een toename van alle soortgroepen. Anders dan in de andere proefvlakken zijn het vooral de kenmerkende soorten van matig voedselrijke en voedselrijke milieus waarvan meer soorten zich hebben gevestigd. Het feit dat in 1995 de vegetatie nog steeds erg open is en concurrentie nog geen rol van betekenis speelt, zal bijdragen aan deze grote aantallen. In 2001 was de bedekking van de proefvlakken gemiddeld ca. 85% , waardoor de vegetatie meer in evenwicht is.

Echter, ook het aantal soorten van schralere milieutypen is door het plaggen gestegen, een situatie die in 2001 nog steeds voortduurt. In vlak 3ML is het aantal schrale soorten meer dan verdubbeld in vergelijking met de uitgangssituatie. Plaggen heeft na tien jaar nog steeds een positief effect op de vegetatie door een verhoging van het aantal soorten van schrale en matige voedselrijke milieu's.

13.1.3 Conclusies

Plaggen verschaalt de bodem, waarbij voornamelijk stikstof wordt afgevoerd. Dit heeft tot gevolg dat de C/N-ratio van de bodem in de meeste proefvlakken sterk wordt verhoogd. Daarnaast wordt de pH van de bodem door plaggen verhoogd.

De vegetatie reageert door deze verschuivingen in de abiotische omstandigheden met de vestiging van meer soorten van een schraal milieu, waaronder Kamgras (Rode lijst soort). Ook de bedekking van de schrale soorten neemt toe, in tegenstelling tot de bedekking van de soorten van een voedselrijk milieu. Op de meeste proefvlakken neemt deze groep van soorten zowel in aantal als in bedekking af. De effecten van het plaggen zijn in 1995 het duidelijkst, maar houden ook in 2001 nog aan.

13.2 De Broekse Wielen

13.2.1 Gebiedsbeschrijving en proefopzet

De Broekse Wielen liggen in de gemeente Grave (Amersfoortcoördinaten 181, 415) en beslaan ca. 14 ha. Het terrein is in eigendom en beheer van Staatsbosbeheer. Het gebied bestaat uit zeven wielen, waartussen schraalgraslanden en loofbos voorkomt.

De Broekse Wielen maken vermoedelijk deel uit van een oud rivierduinencomplex langs de Maas. Aan één zijde worden ze begrensd door de hoger gelegen pleistocene zandgronden van Noord-Brabant. Het gebied is vermoedelijk honderd tot honderdvijftig jaar geleden ontstaan door dijkdoorbraken van de Beerse Overlaat. Destijds werd de Beerse Overlaat gebruikt om de Maas te ontlasten bij extreem hoge waterstanden. Naast overstromingen met Maaswater, werd het gebied rondom de

Broekse Wielen ook geïnundeerd met water uit de Graafse Raam. De Graafse Raam had voedselarm water; dit in tegenstelling tot het voedselrijke water dat via de maas werd aangevoerd. In deze gradiënt van voedselrijk naar voedselarm heeft zich een bijzonder soortenrijke vegetatie ontwikkeld.

Zand, en plaatselijk rivierklei vormen de ondergrond van het gebied. Via de zandbodem staan de wielen in contact met het grondwater. Dit is afkomstig van de hoger gelegen zandgronden, waardoor het water in de wielen zacht en relatief kalkarm is.

De schraalgraslanden van de Broekse Wielen worden gerekend tot het Verbond van Gewoon struisgras (PLANTAGINI-FESTUCION) en tot het Struikhei-kruipbrem-verbond (CALLUNO-GENISTION PILOSAE). Kenmerkende soorten van het eerstgenoemde vegetatietype die in het gebied worden aangetroffen zijn Wilde tijm (*Thymus serpyllum*), Vogelpootje (*Ornithopus perpusillus*), Bochtige klaver (*Trifolium medium*) en Schapegras (*Festuca filiformis*). Van het Struikhei-kruipbrem-verbond kwamen o.a. Stekelbrem (*Genista anglica*), Kruipbrem (*Genista pilosa*) en Struikhei (*Calluna vulgaris*) voor. Echter, een zeer groot deel van de schraalgraslanden is vergrast, door atmosferische depositie van stikstof, of verbost door opslag met berken. Ten westen van Wiel 1 wordt echter nog wel een kenmerkende schraalgraslandvegetatie aangetroffen (Struisgrasvegetatie met Wilde tijm; vlak E in figuur 13.7). Deze heeft zich waarschijnlijk kunnen handhaven doordat door extensieve betreding van recreanten de schrale omstandigheden zijn blijven bestaan (Cals & Roelofs 1990, Cals e.a. 1990, 1991, De Graaf e.a. 1994).

In het kader van de EGM-regeling zijn in de herfst van 1991 delen van het terrein geplagd. Het doel van deze maatregel was de uitbreiding van de Schapegras-Tijm-associatie (zie De Graaf e.a. 1994). Voor uitvoering van de EGM-maatregelen werden de Broekse Wielen niet actief beheerd. Vanaf 1993 wordt het gedeelte van het terrein waar dit onderzoek heeft plaatsgevonden begraasd met enkele paarden in het groeiseizoen.

Monitoring

In 1992, 1994, 1995 en 2001 zijn bodem en vegetatie gemonitord. De ontwikkeling van de vegetatie op zowel geplagde als ongeplagde delen, is daarbij vastgelegd middels een vegetatiekartering. De ontwikkeling van de bodemchemische kenmerken is gevolgd in de onderscheiden vegetatietypen. Het blijkt dat de ligging van de onderscheiden vegetatietypen nauwelijks is veranderd in de tien jaar na plaggen. Omdat er in de Broekse wielen sprake is van een vegetatiekartering, wordt eerst de ontwikkeling van de vegetatie besproken, waarna wordt ingegaan op de ontwikkeling van de bodem.

In de Broekse Wielen zijn zowel geplagde als ongeplagde terreindelen gemonitord. Een directe vergelijking tussen beide is echter niet mogelijk, omdat er in 1991, voorafgaand aan het plaggen, sprake was van een verschillende Ausgangssituatie. Locatie E (ongeplagd) was de enige locatie waar nog veel heischrale soorten (o.a. Wilde tijm) voorkwamen. Deze plek is dan ook gespaard, mede om als bron voor de verspreiding van de doelsoorten te dienen. De rest van het gebied was volledig vergrast. Ook strook C is niet geplagd: het is een natte lage oeverstrook die niet geplagd kon worden vanwege ligging onder aan een steilrandje. Deze strook is niet vergelijkbaar met de veel drogere geplagde stroken.

13.2.2 Effect van plaggen

Vegetatie

Algemeen

De vegetatie op de ongeplagde terreindelen van de Broekse Wielen is over het algemeen vrij stabiel (tabel 13.5). In de periode 1992 – 2001 is het aantal soorten dat kenmerkend is voor de doelvegetatie, de soorten van een droog schraal en zwakgebufferd tot gebufferd milieu, ongeveer dertien. De soortensamenstelling varieert daarbij ook nauwelijks. De ongeplagde delen van het terrein kennen echter wel een duidelijke toename van soorten die kenmerkend zijn voor meer voedselrijke



Foto 13.2 Steilrand in de Broekse Wielen in 2001.



Foto 13.3 Vegetatie met Wilde tijm in de Broekse Wielen (2001).

omstandigheden. In deze groep vallen in de Broekse Wielen zowel typische grasland soorten als Gewoon duizendblad (*Achillea millefolium*), Smalle weegbree (*Plantago lanceolata*) en Veldzuring (*Rumex acetosa*), als soorten die een vochtigere standplaats nodig hebben (bijvoorbeeld Waterbies (*Eleocharis palustris*), Wolfspoot (*Lycopus europaeus*), Grote wederik (*Lysimachia vulgaris*) en Grote kattenstaart (*Lythrum salicaria*). Deze soorten komen overigens niet in grote aantallen voor.

Nadat een deel van het terrein in de herfst van 1991 is geplagd, is in tijdens het daarop volgende groeiseizoen al weer een groot deel van de vegetatie teruggekeerd. Echter, op de geplagde delen kwamen ook veel pioniers voor. In 1995, toen de vegetatieontwikkeling in rustiger vaarwater was gekomen was het aantal plantensoorten verminderd tot 33, hetgeen gelijk was aan het aantal dat op het ongeplagde deel werd aangetroffen. Daarbij was er ook geen verschil in soortenrijkdom van de doelgroepen: de soorten van een droog, schraal en (zwak-)gebufferd milieu. Dit bleef zo in 2001. In de periode 1995 - 2001 namen ook op de geplagde delen van het terrein de soorten van een voedselrijker milieu in aantal toe. Het zijn hier vooral de graslandsoorten die voor de toename zorgen. Verder neemt het aantal in bomen en struiken in deze periode toe, vooral in vlak I.

Tabel 13.5 Aantal soorten dat is aangetroffen op de geplagde en ongeplagde delen van de Broekse Wielen.

Jaar	1992	1995	2001
Ongeplagd			
droog schraal zwakgebufferd-gebufferd	12	13	14
Zuur en schraal	1	2	2
matig voedselrijk gebufferd	2	6	11
Vergrassers	1	1	3
Bomen en struiken	3	2	4
Overig + storing	2	9	3
Totaal	21	33	37
Geplagd			
droog schraal zwakgebufferd-gebufferd	16	13	15
Zuur en schraal	4	2	2
matig voedselrijk gebufferd	7	6	11
Vergrassers	1	1	3
Bomen en struiken	6	6	12
Overig + storing	7	5	6
Totaal	41	33	49

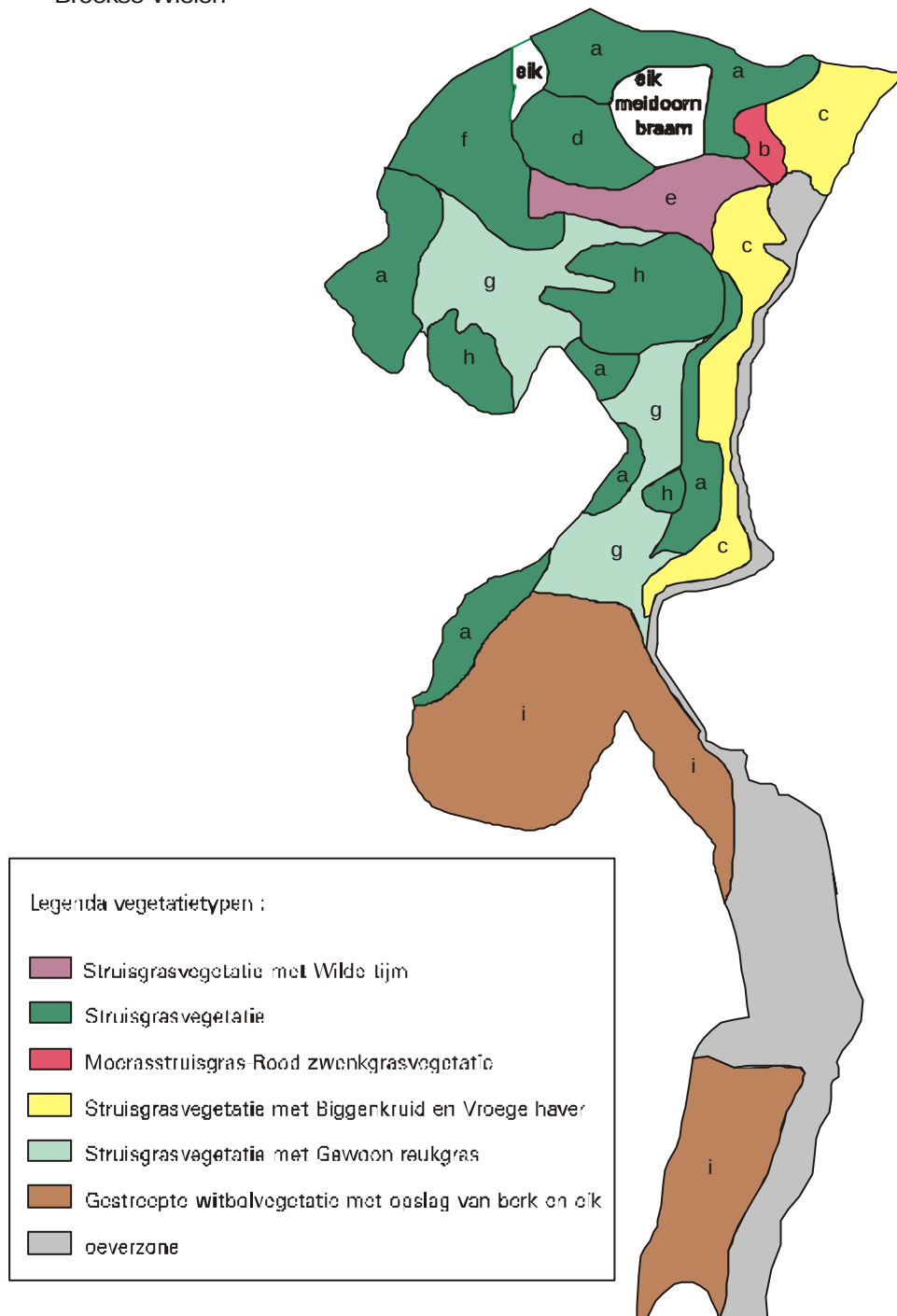
Bij de kartering van de Broekse Wielen in 2001 hebben de verschillende vegetatietypen zoveel mogelijk dezelfde lettercode gekregen als in 1992. De vegetatie van de vlakken van 2001 is vergeleken met de vegetatie in 1992. In tabel 13.6 zijn de overeenkomsten in vegetatie tussen 1992 en 2001 voor de vlakken weergegeven.

Tabel 13.6 Overeenkomsten in vegetatie in de onderscheiden vlakken in de Broekse Wielen in 1992 en 2001. Naarmate de overeenkomst tussen de vegetaties groter is, neemt het aantal kruisjes toe. In figuur 13.7 is de vegetatiekaart van 2001 weergegeven.

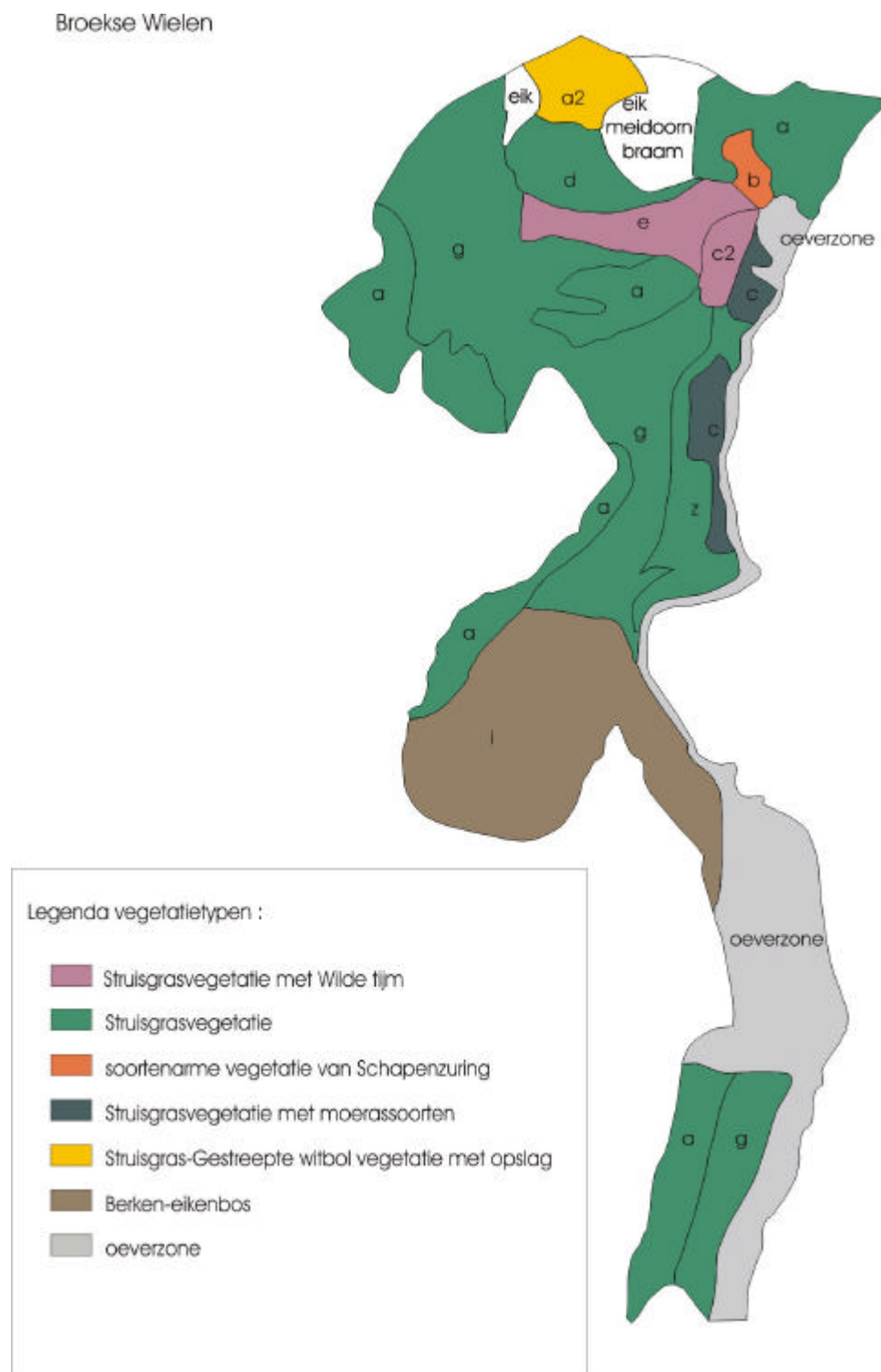
2001	1992	B	C	E	A	D	F	G	H	I
		Ongeplagd			Geplagd					
B	Ongeplagd	XXX								
C	Ongeplagd		XX							
C2	Ongeplagd		X							
E	Ongeplagd			XXX						
Z	Ongeplagd		XX							
A	Geplagd		X		XXX				XX	X
A2	Geplagd				X					
D	Geplagd					XXX				
F	Geplagd									
G	Geplagd				X		XXX	XXX	X	X
I	Geplagd									XXX
Eik, braam	Geplagd				X					

Figuur 13.7a Vegetatiekaart van de Broekse Wielen in 1992.

Broekse Wielen



Figuur 13.7b Vegetatiekaart van de Broekse Wielen in 2001.



Ongeplagde vlakken

Het best ontwikkelde type is de Struisgrasvegetatie met Wilde tijm. Dit type wordt gekenmerkt door het voorkomen van elementen uit de associatie van Schapengras en Tijm. Het type is beperkt tot vlak E. In E blijft de soortensamenstelling vrijwel ongewijzigd. De bedekking van de soorten verandert wel. Rood zwenkgras heeft zijn overheersende plaats afgestaan aan Fioringras (*Agrostis stolonifera*) en Gewoon struisgras (*Agrostis capillaris*). Andere karakteristieke soorten zoals Geel walstro (*Galium verum*), Vroege haver (*Aira praecox*) en Wilde tijm nemen iets in bedekking af.

Vlak C, waarin 1992 een droge Struisgrasvegetatie met veel Biggekruid (*Hypochaeris radicata*) en Vroege haver voorkwam, is tijdens de onderzoeksperiode opgesplitst in een vegetatie van het type Struisgrasvegetatie met Wilde tijm type (vlak C2), het type Struisgrasvegetatie met moerassoorten langs de oevers (C) en een wat voedselrijker type struisgrasvegetatie met veel kruiden (Z).

Geplagde situatie

De geplagde delen zijn al drie jaar na plagen weer geheel begroeid met een soortenarme Struisgrasvegetatie, een rompgemeenschap binnen het Verbond van Gewoon struisgras (PLANTAGINI-FESTUCION) (A, D, F, G en H). De kenmerkende soorten van zwakgebufferde bodems bedekken daarbij niet meer dan in de ongeplagde situatie. Dit beeld is in 2001 niet anders.

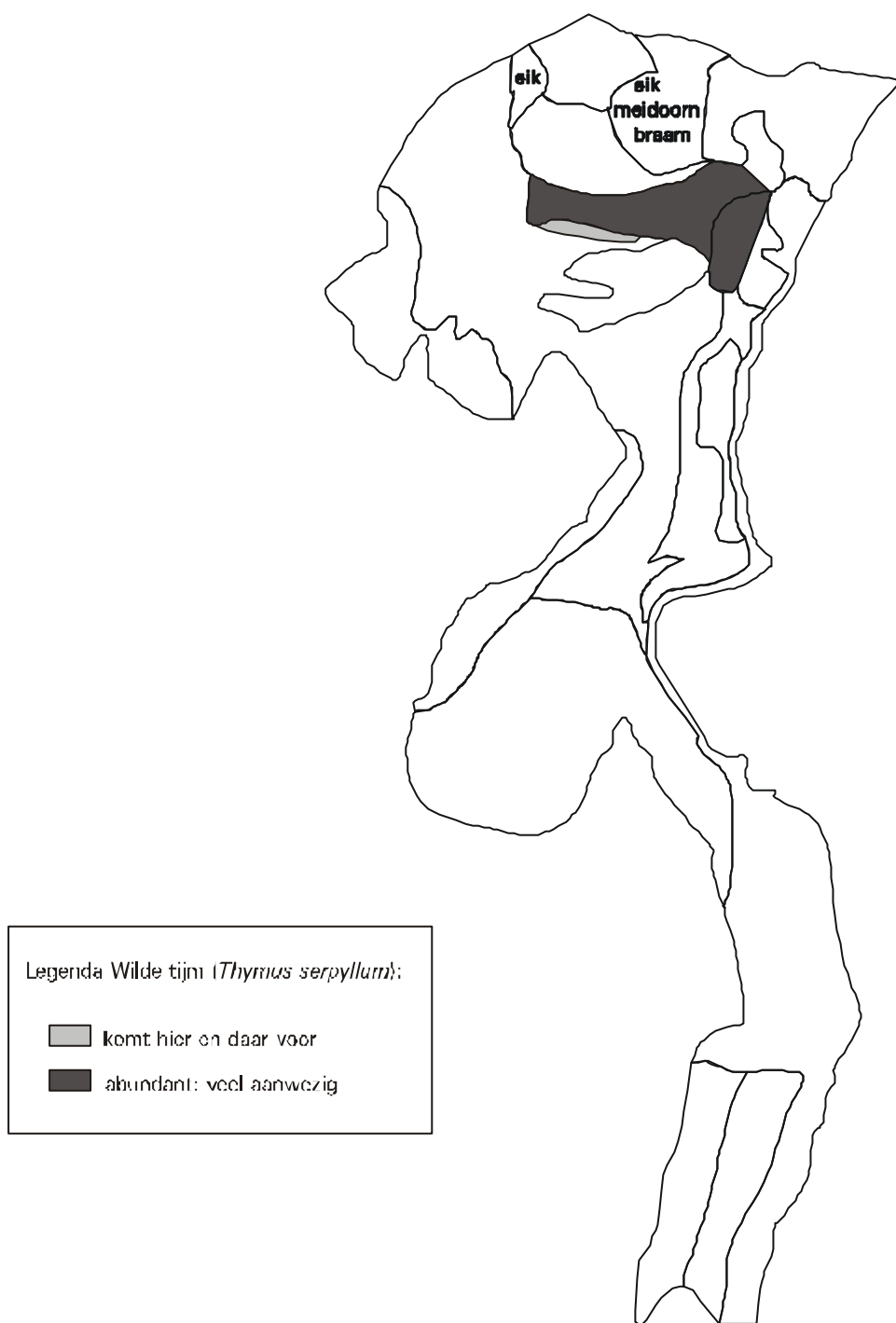
Ondanks de dominantie van struisgrassen blijkt de vestiging van Wilde tijm in de vlakken van C en G in 1995 ook in 2001 stand te hebben gehouden. De groeiplaats van Wilde tijm blijft echter beperkt tot een kleine, opengetrapte locatie naast de ongeplagde zone E (zie ook figuur 13.8 soortkaart Wilde tijm.).

De enige soort die flink is toegenomen is Gewoon biggekruid in vlak G. Biggekruid groeit echter niet alleen op droge schrale zwakgebufferde bodems maar kan ook onder rijkere omstandigheden voorkomen. Wat voedselrijkdom betreft is Biggekruid dan ook geen kritische soort. Voor de rest bestaat vlak G, dat ca. de helft van de geplagde oppervlakte inneemt, voornamelijk uit grassen.

Aanvankelijk verliep de vegetatieontwikkeling niet overal even ongunstig. De vlakken D en H werden in 1992 minder gedomineerd door grassen dan de rest de andere geplagde vlakken. In 2002 echter blijkt vlak H opgegaan te zijn in een struisgrasvegetatie (type G) en is vlak D sterk vergrast met Rood zwenkgras.

Vlak I, dat aanvankelijk sterk gedomineerd werd door Pitrus en Gestreepte witbol, heeft zich ontwikkeld tot Berken-Eikenbos (QUERCO-BETULETUM). Moerasstruisgras is nog steeds co-dominant. De soorten van zwakgebufferde situaties, zoals Vogelpootje en Geel walstro die vlak na het plagen nog aanwezig waren zijn in 2001 bijna verdwenen.

Figuur 13.8 Verspreiding Wilde tijm in 2001



Ontwikkeling van rode lijstsoorten

De schraalgraslanden van de Broekse Wielen herbergen één Rode Lijstsoort: Wilde tijm. Deze soort heeft zich gehandhaafd op de ongeplagde delen van het terrein en opnieuw gevestigd op enkele locaties van het geplagde deel van het terrein (vlakken F, G en H). Deze uitbreiding is gering, maar de planten weten zich wel te handhaven.

Bodem

Het effect van plaggen op de bodemchemische omstandigheden wordt bepaald door de ongeplagde terreindelen te vergelijken met de bodem van de geplagde delen, met uitzondering van deel I. In dit deel heeft in de periode 1995 –2001 veel opslag van

berk en eik plaatsgevonden, waardoor het niet meer te vergelijken is met andere delen van het terrein.

Tabel 13.7 Bodemchemische kenmerken in de geplagde en ongeplagde delen van de Broekse Wielen.

	1992	1995	2001 ¹
Ongeplagd			
pH	4,75 ± 0,10	4,55 ± 0,11	4,65 ± 0,24
Nmintot (µmol/kg droge bodem)	679 ± 74	481 ± 252	256 ± 131
Ntot (%)			0,128 ± 0,018
Ctot (%)			1,97 ± 0,99
C/N			15,3 ± 4,5
Organisch stof (%)			3,4 ± 1,5
Geplagd			
pH	4,69 ± 0,04	4,40 ± 0,37	5,03 ± 0,22
Nmintot (µmol/kg droge bodem)	186 ± 49	288 ± 60	411 ± 207
Ntot (%)			0,117 ± 0,01
Ctot (%)			2,14 ± 0,68
C/N			19,9 ± 5,4
Organisch stof (%)			3,68 ± 1,59

1 In 2001 is vlak I niet meegenomen vanwege de afwijkende vegetatie

De pH van de ongeplagde terreindelen varieert van 3,95 tot 5,37, met een gemiddelde waarde van 4,72. De pH van de geplagde delen van de Broekse Wielen wijkt daar nauwelijks van af (min. 3,90, max: 5,07, gemiddelde waarde (4,81). De bodems van dit terrein wordt dan ook voornamelijk gebufferd door uitwisseling van kationen aan het adsorptiecomplex. Dit is de kenmerkende buffering voor soorten van zwakgebufferde schraallanden.

Het totaal stikstofgehalte in de Broekse Wielen is ongeveer gemiddeld voor schraallanden. Echter, omdat de bodem een laag koolstofgehalte heeft, is de C/N-ratio is de ongeplagde delen van de Broekse laag, bijna net zo laag als in de Oeffelter Meent. Een lage C/N-ratio in de bodem –wordt over het algemeen gezien als een aanwijzing voor een snelle mineralisatie en dus voor snelle omzettingen van stikstof. In de Broekse Wielen is nitraat (NO₃⁻) vrijwel altijd de dominante stikstofvorm. Dit in tegenstelling tot de meeste heischrale graslanden, waar ammonium domineert. Het feit dat nitraat de dominante stikstofvorm is, duidt evenals de lage C/N-ratio op een hoge stikstofmineralisatie en nitrificatie.

De geplagde terreindelen van de Broekse Wielen bevatten in 2001 ongeveer evenveel organisch stof als de ongeplagde delen (tabel 13.7). In de geplagde delen van de Broekse Wielen liggen zowel het totale stikstofgehalte als de minerale stikstoffractie (Nmintot; zie tabel 13.7) veelal lager dan in de ongeplagde terreindelen. In die zin is plaggen geslaagd in de opzet van het verwijderen van stikstof. Echter, er is niet erg veel stikstof afgevoerd. In 2001 bedraagt de totale hoeveelheid stikstof in de geplagde delen twee tot drie keer zoveel als in de geplagde delen van de Oeffelter Meent. De vegetatieontwikkeling na plaggen in de Oeffelter Meent verloopt na plaggen gunstiger dan in de Broekse Wielen.

Voeg daarbij dat al in 1994 werd opgemerkt dat er in de Broekse Wielen weinig fosfor is afgevoerd (De Graaf e.a. 1994), dan wordt duidelijk dat de EGM-maatregelen in de Broekse wielen maar ten dele zijn geslaagd doordat er te weinig nutriënten zijn afgevoerd.

13.2.3 Conclusie

Plaggen heeft in de Broekse wielen niet het gewenste effect van forse uitbreiding van schrale vegetatie met diverse soorten zwakgebufferde bodems; het aantal soorten dat in 2001 is aangetroffen op de geplagde delen is vergelijkbaar met dat op de ongeplagde delen. In die zin heeft plaggen niet geleid tot negatieve effecten. Het

uitblijven van een positieve vegetatieontwikkeling is waarschijnlijk te wijten aan het feit dat er te ondiep is geplagd, waardoor de voedingsstoffenreductie niet voldoende is. Als gevolg hiervan zijn de geplagde delen weer snel begroeid met een vegetatie waarin de algemene grassen domineren.

Bijlage 1 Indeling soorten volgens EKS

Indeling op zuurgraad volgens Ecologisch Kennissysteem (Brouwer 2002):

a = <1% bedekking
b = 1-5% bedekking
c = 5-25% bedekking
d = 25-50% bedekking
e = 50-100% bedekking

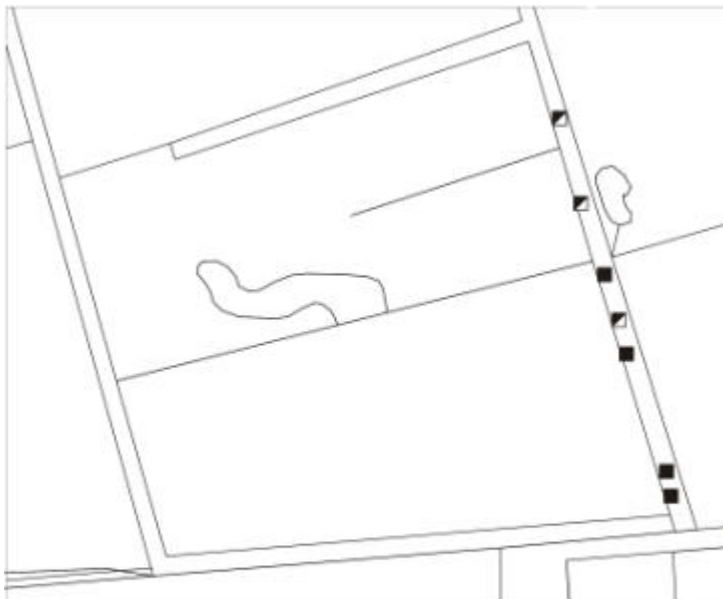
1 = zeer zuur
2 = matig zuur
3 = zwak zuur
4 = neutraal
5 = basisch

Soort	a	b	c	d	e	Soort	a	b	c	d	e
Droog schraal zwakgebufferd-gebufferd						Veronica officinalis	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3
Aira caryophyllea	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	Viola canina	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4
Aira praecox	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	Vicia lathyroides	3-4	3-4	3-4	3-4	3-4
Arnica montana	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	Nat schraal zwakgebufferd-gebufferd					
Campanula rotundifolia	3-5	3-5	3-5	3-5	3-5	Carex echinata	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3
Carex ovalis	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	Carex nigra	1-4	1-4	2-3	2-3	2-3
Danthonia decumbens	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	Carex oederi s.l.					
Erodium cicutarium ssp. dunense						Carex oederi ssp. oedocarpa					
Euphrasia stricta	3-5	3-5	3-5	3-5	3-5	Carex panicea	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3
Festuca rubra						Centaureum pulchellum					
Filago minima	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	Dactylorhiza maculata	3-4	3-4	3-4	3-4	3-4
Galium verum						Echinodorus ranunculoides	3-5	3-5	3-5	3-5	
Genista anglica	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	Epilobium palustre	3-4	3-4	3-4	3-4	3-4
Genista pilosa	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	Galium uliginosum	3-4	3-4	3-4	3-4	3-4
Hieracium laevigatum	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	Gentiana pneumonanthe	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3
Hieracium pilosella	3-5	3-5	3-5	3-5	3-5	Juncus acutiflorus	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4
Hieracium umbellatum	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	Juncus conglomeratus	1-3	1-3	1-3	2	2
Hieracium vulgatum	3-4	3-4	3-4	3-4	3-4	Lycopodium inundatum					
Hypericum perforatum	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	Parnassia palustris					
Hypochaeris radicata	2-4	2-4	2-3	2-3	2-3	Pedicularis sylvatica	2	2	2	2	2
Jasione montana	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	Potamogeton polygonifolius					
Leontodon saxatilis	3-4	3-4	3-4	3-4	3-4	Potentilla palustris	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3
Lotus corniculatus s.l.						Ranunculus flammula	2-4	2-4	2-3	2-3	2-3
Luzula campestris	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	Scirpus cespitosus	2-5	2-5	2-5	2-5	2-5
Luzula multiflora						Scirpus fluitans					
Luzula multiflora ssp. congesta						Sparganium natans					
Luzula species						Succisa pratensis	3	3	3	3	3
Ornithopus perpusillus	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	Valeriana dioica	3	3	3	3	3
Polygala serpyllifolia	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	Veronica scutellata	3-4	3-4	3-4	3-4	3-4
Potentilla argentea	3-4	3-4	3-4	3-4	3-4	Viola palustris	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3
Potentilla erecta	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	matig voedselrijk gebufferd					
Potentilla verna						Achillea millefolium					
Ranunculus bulbosus						Alisma plantago-aquatica					
Sedum sexangulare						Anthoxanthum odoratum					
Thymus serpyllum	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4	Aphanes inexpectata	*				
Trifolium striatum											

Soort	a	b	c	d	e	Soort	a	b	c	d	e
Bellis perennis						Carex rostrata	1-3	1-3	1-3	1-3	1-3
Cardamine pratensis						Corynephorus canescens	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2
Cerastium arvense	3-5	3-5	3-5	3-5	3-5	Cuscuta epithymum	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2
Cerastium fontanum s.l.						Drosera intermedia	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2
Cerastium fontanum ssp. vulgare						Drosera rotundifolia	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2
Cirsium palustre	3-4	3-4	3-4	3-4	3-4	Dryopteris carthusiana	1-3	1-3	1-3	1-3	1-3
Cynosurus cristatus	3-5	3-5	3-5	3-5	3-5	Dryopteris dilatata	1-3	1-3	1-3	1-3	1-3
Eleocharis palustris	2-5	2-5	2-5	2-4	2-4	Eleocharis multicaulis	1-2	1-2	1-2	1-2	
Equisetum fluviatile						Empetrum nigrum	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2
Equisetum palustre	3-5	3-5	3-5	3-5	3-5	Erica tetralix	1-3	1-3	1-2	1-2	1-2
Equisetum x litorale	3-4	3-4	3-4	3-4	3-4	Eriophorum angustifolium	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2
Erodium cicutarium ssp. cicutarium						Galium saxatile	1-3	1-3	1-3	1-2	1-2
Eryngium campestre						Hydrocotyle vulgaris	1-3	1-3	1-3	1-3	1
Galium mollugo						Juncus bulbosus	1-3	1-3	1-2	1-2	1-2
Galium palustre	3-5	3-5	3-5	3-5	3-5	Juncus squarrosus	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2
Geranium molle	3-5	3-5	3-5	3-5	3-5	Nardus stricta	1-3	1-3	1-3	1-3	1-3
Herniaria glabra						Narthecium ossifragum	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2
Hieracium species						Rhynchospora alba	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2
Juncus articulatus	2-5	2-5	2-5	2-5	2-5	Rhynchospora fusca	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2
Leontodon autumnalis						Rumex acetosella *	1-3	1-3	1-3	1-2	1-2
Lotus species						Utricularia minor	1-3	1-3	1-3	1-3	1-3
Lotus uliginosus						Vaccinium myrtillus	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2
Lychnis flos-cuculi	3-5	3-5	3-5	3-5	3-5	Storing					
Lycopus europaeus	2-5	2-5	3-4	3-4	3-4	Bromus hordeaceus ssp. hordeaceus					
Lysimachia vulgaris	3-5	3-5	3-5	3-5	3-5	Capsella bursa-pastoris					
Lythrum salicaria	3-5	3-5	3-5	3-5	3-5	Carex hirta					
Mentha aquatica	3-5	3-5	23	23	23	Chamerion angustifolium	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4
Mentha arvensis	3-4	3-4	3-4	3-4	3-4	Cirsium arvense					
Myosotis palustris						Cirsium vulgare					
Odontites vernus						Convolvulus arvensis					
Plantago lanceolata	3-5	3-5	3-5	3-5	3-5	Dactylis glomerata					
Plantago major						Elymus repens					
Poa pratensis						Epilobium tetragonum					
Potamogeton natans	3-4	3-4	3-4	3-4	3-4	Erigeron canadensis					
Prunella vulgaris	3-4	3-4	3-4	3-4	3-4	Eupatorium cannabinum	3-5	3-5	23	23	23
Ranunculus acris						Glyceria fluitans					
Ranunculus repens						Holcus lanatus					
Rumex acetosa						Holcus mollis	1-3	1-3	1-3	1-2	1-2
Sagina procumbens	3-5	3-5	3-5	3-5	3-5	Juncus effusus					
Senecio jacobaea	2-5	2-5	3-5	3-4	3-4	Lolium perenne					
Stellaria graminea	3-4	3-4	3-4	3-4	3-4	Phleum pratense ssp. bertolonii					
Trifolium dubium	3-5	3-5	3-5	3-5	3-5	Phragmites australis					
Trifolium repens						Poa annua					
Veronica chamaedrys						Polygonum aviculare *					
Vicia sativa						Potentilla anserina					
Zuur en schraal						Rumex crispus					
Calluna vulgaris	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	Stellaria media					
Carex curta	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	Tanacetum vulgare					
Carex pilulifera	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	Typha latifolia					

Soort	a	b	c	d	e	Soort	a	b	c	d	e
Vergrassers						Salix repens	2-5	2-5	2-5	2-5	2-5
Agrostis canina	1-3	1-3	1-3	1-3	1-2	Salix species					
Agrostis canina + vinealis						Salix x multinervis	1-3	1-3	1-3	1-3	
Agrostis capillaris						Sorbus aucuparia	1-3	1-3	1-3	1-3	1-3
Agrostis species						Lonicera periclymenum	1-4	1-4	1-4	1-4	
Calamagrostis canescens	2-4	2-4	2-4	2-3	3	Cytisus scoparius	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3
Calamagrostis epigejos	2-5	2-5	2-5	2-5	2-5						
Deschampsia flexuosa	1-2	1-2	1-2	1	1						
Molinia caerulea	1-3	1-3	1-2	1-2	1-2						
Overig											
Allium vineale											
Athyrium filix-femina	2-4	2-4	2-4	2-4	2-4						
Blechnum spicant											
Carex arenaria	1-4	1-4	1-3	1-3	2						
Carex riparia											
Festuca ovina											
Chara species											
Epilobium species											
Juncus tenuis	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3						
Polytrichum species											
Sphagnum species											
Taraxacum species											
Thelypteris palustris	3-4	3-4	3-4	3-4	3-4						
Bomen en struiken											
Alnus glutinosa											
Amelanchier lamarckii											
Betula pendula											
Betula pendula-b1											
Betula pubescens											
Betula species											
Crataegus monogyna											
Larix species											
Pinus sylvestris											
Populus tremula	2-5	2-5	2-5	2-5							
Prunus cerasus											
Prunus serotina											
Quercus robur											
Quercus robur-b1											
Rhamnus frangula	1-3	1-3	1-3	1-3	1-3						
Rhamnus frangula-s1											
Rosa species											
Rubus caesius											
Rubus fruticosus agg.											
Rubus species											
Salix aurita	1-3	1-3	1-3	1-3	1-3						
Salix cinerea	1-4	1-4	1-4	1-4	1-4						

Bijlage 2 Soortverspreidingskaarten voor het Verbrande Bos te Staverden



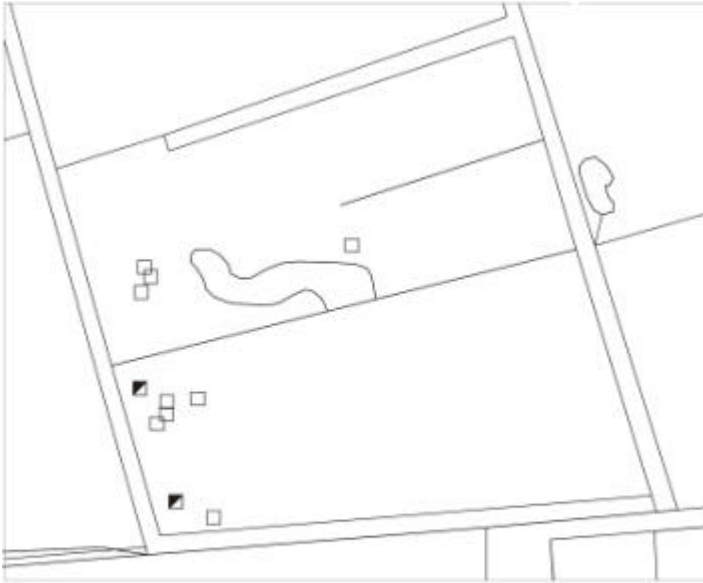
Legenda Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpyllifolia*)

- 3-10 exemplaren
- 11-100 exemplaren



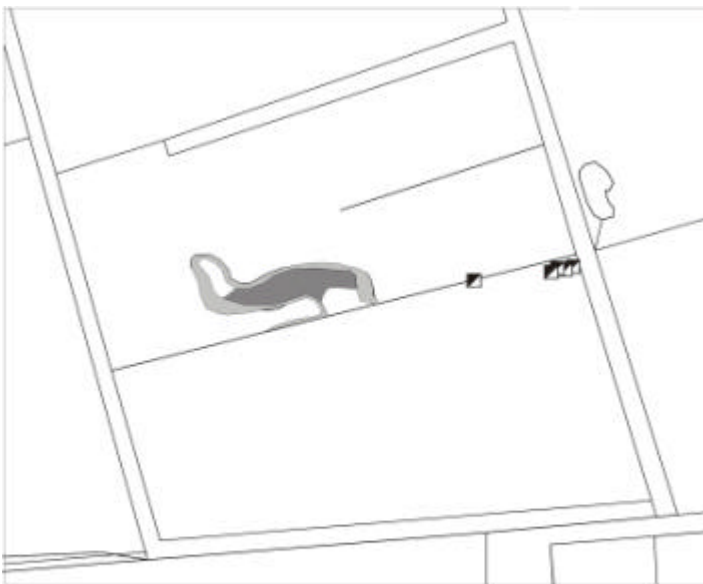
Legenda Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*)

- 1-2 exemplaren



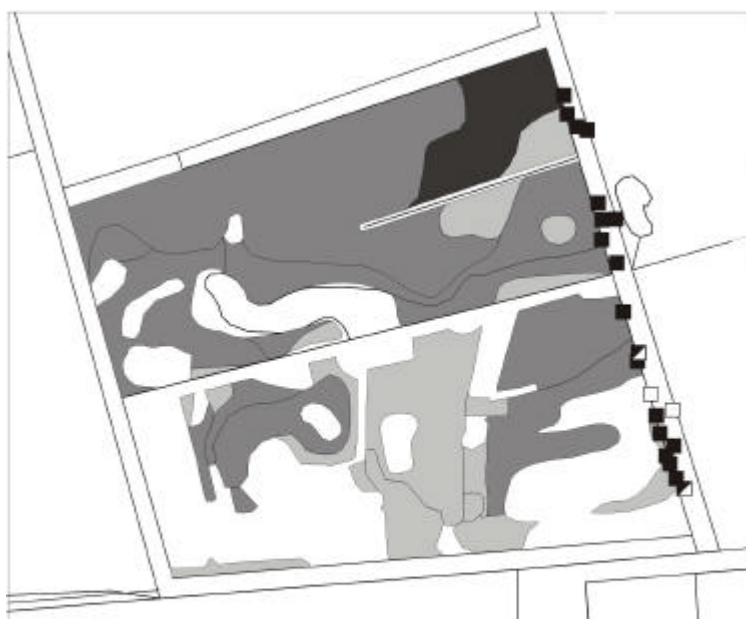
Legenda Gevlekte orchis (*Dactylorhiza maculata*)

- 1-2 exemplaren
- 3-10 exemplaren

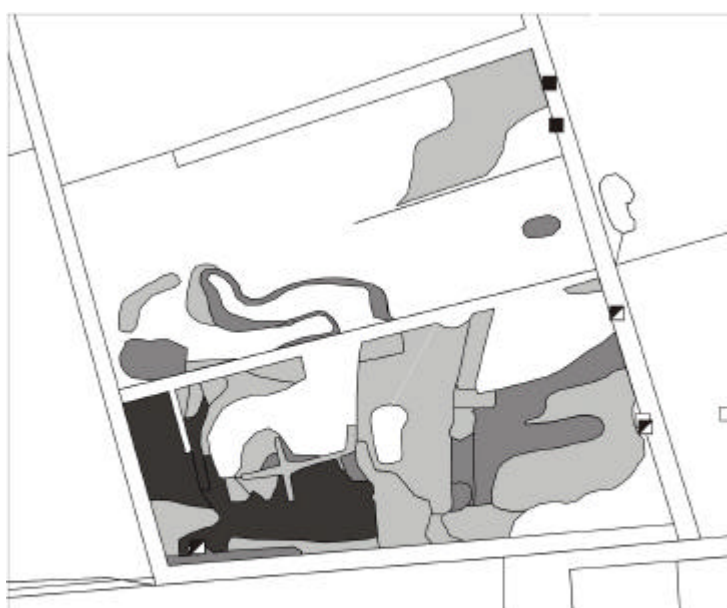


Legenda Stijve moerasweegbree (*Echinodorus ranunculoides*)

- 3-10 exemplaren
- 11-100 exemplaren
- 101-1000 exemplaren

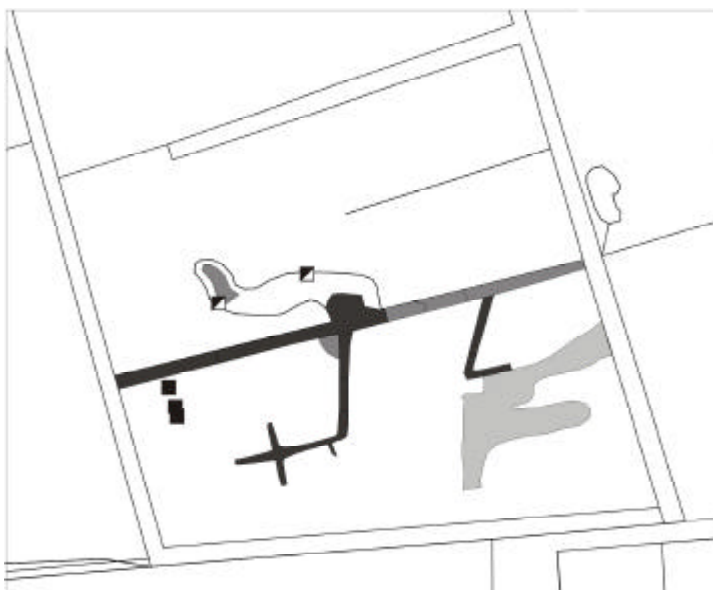


Legenda Moeraswolfsklauw (*Lycopodiella inundata*)



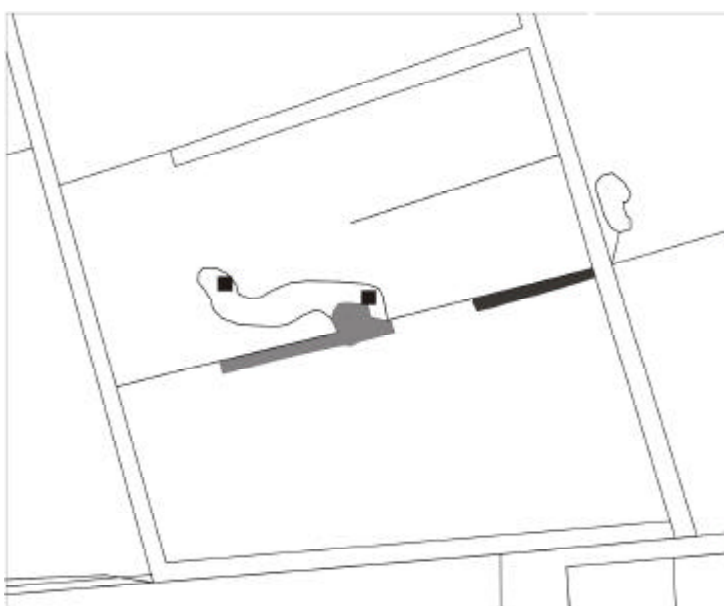
Legenda Beenbreek (*Narthecium ossifragum*)





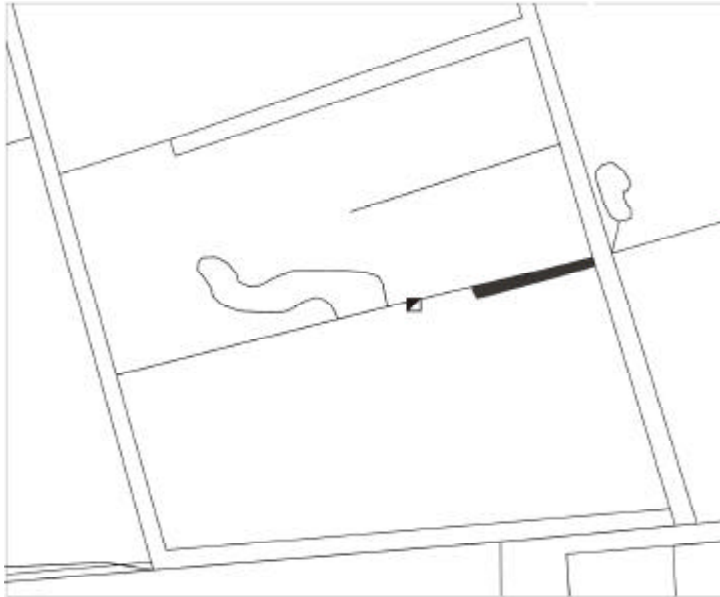
Legenda Duizendknoopfonteinkruid (*Potamogeton polygonifolius*)

- | | |
|---------------------|-----------------------|
| ■ 3-10 exemplaren | ■ 11-100 exemplaren |
| ■ 11-100 exemplaren | ■ 101-1000 exemplaren |
| | ■ >1000 exemplaren |



Legenda Vlottende bies (*Eleocharis fluitans*)

- | | |
|---------------------|-----------------------|
| ■ 11-100 exemplaren | ■ 101-1000 exemplaren |
| | ■ >1000 exemplaren |



Legenda Kleinste egelskop (*Sparganium natans*)

■ 3-10 exemplaren ■ > 1000 exemplaren



Legenda Tormentil (*Potentilla erecta*)

□ 1-2 exemplaren ■ 11-100 exemplaren
■ 3-10 exemplaren

