

Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in open droge duinen

Eindrapport fase 2

A.M. Kooijman
M. Besse
R. Haak



landbouw, natuur en
voedselkwaliteit

© 2005 Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit

Rapport DK nr. 2005/dk008-O
Ede, 2005

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij de directie Kennis onder vermelding van code 2005/dk008-O en het aantal exemplaren.

Oplage	200 exemplaren
Auteurs	A.M. Kooijman; M. Besse, R. Haak
Medeauteurs	J.H. van Boxtel, H. Esselink, C. ten Haaf, M. Nijssen, M. van Til C. van Turnhout
Foto omslag	Gerrit Min / Fotostudio Fix, IJmuiden Grootschalige herstelmaatregelen in het Noordhollands Duinreservaat: Reactiveren van het vastgelegde paraboolduin de Bruid van Haarlem, het plaggen van valleien en het herstellen van het Vogelmeer
Druk	Ministerie van LNV, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij
Productie	Expertisecentrum LNV Bedrijfsvoering/Publicatiezaken Bezoekadres : Horapark, Bennekomseweg 41 Postadres : Postbus 482, 6710 BL Ede Telefoon : 0318 822500 Fax : 0318 822550 E-mail : DKinfobalie@minlnv.nl

Voorwoord

Deze rapportage omvat de tweede fase van het project 'Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in open droge duinen', kortweg aangeduid als EGM-2 droge duinen. Het is het vervolg op de eerste fase (van der Meulen et al. 1996). Deze twee delen vormen het eindrapport over het gehele project.

Verhoogde atmosferische depositie van verzurende en vermestende stoffen heeft in de afgelopen decennia geleid tot grote veranderingen in natuurgebieden en vooral ook tot verlies aan biodiversiteit. Doel van dit onderzoek was het verzamelen van kennis en het opzetten van een monitoring van referentieprojecten ten behoeve van de onderbouwing en uitvoering van effectgerichte maatregelen gericht op herstel en behoud van de Nederlandse duinen.

Het onderzoek richt zich met name op bodem en vegetatie van duingraslanden, en het omvat zowel een analyse van de verzuring- en vermestingsproblematiek (met name vergrassing) in verschillende duinzones, als onderzoek naar het effect van beheersmaatregelen als maaien, plaggen, begrazing en grootschalige verstuiving. De resultaten van de bureaustudie over fauna in de duinen (Van Turnhout et al. 2003) is verwerkt in de beheersadviezen.

Afgelopen zomer zijn de adviezen ten aanzien van de uitvoering van herstelmaatregelen en het effect hiervan op bodem, vegetatie en fauna voorgelegd aan een team van duindeskundigen (beheerders als onderzoekers). Op systeemniveau zijn duidelijke vorderingen gemaakt wat betreft het begrip waarom atmosferische depositie een probleem is in de duinen.

Dankzij de intensieve samenwerking tussen onderzoek en praktijk is er met dit onderzoek meer duidelijkheid gekomen over de effectiviteit van beheersmaatregelen.

Dr. J.A. Hoekstra
DIRECTEUR DIRECTIE KENNIS

Dankwoord

Een meerjarig, grootschalig project van de omvang van EGM droge duinen kan alleen worden uitgevoerd met de enthousiaste hulp van velen. Zonder volledig te willen en kunnen zijn noemen wij een aantal mensen en instanties.

Het onderzoek is uitgevoerd aan de Universiteit van Amsterdam, Fysische Geografie. Frank van der Meulen is de initiator geweest en zonder hem was het hele project niet uitgevoerd. Jan Sevink vormde een inhoudelijk klankbord. Maaïke Veer heeft in een eerdere fase veel werk verricht. Het laboratorium zorgde voor de vele analyses via Jan Dopheide, Leo Hoitinga, Ingrid Takken, Koos Verstraten, Irma van Voorthuysen, Piet Warthenberg, Joke Westerveld, en Ton van Wijk. Albert Bolt was de grote steun bij het veldwerk. Daarnaast kwam er hulp van John van Boxel, Bas van Dalen, Greet Kooijman, Tinus Kooijman, Victor Mensing en Annemieke Smit. Een deel van de resultaten zijn verzameld door Bureau Bakker en Ten Haaf en door de GemeenteWaterleidingen Amsterdam.

De resultaten van de integratieslag tussen abiotiek, vegetatie en fauna zijn in september 2004 tijdens een werkbijeenkomst voorgelegd aan een groep duinbeheerders en -onderzoekers. Wij danken de deelnemers voor hun bijdrage tijdens en na de werkbijeenkomst: Dick Bal (EC-LNV, dagvoorzitter), Nico Bos (EC-LNV), Dries Bonte (Universiteit van Gent), Antje Ehrenburg (Waterleidingbedrijf Amsterdam), Marijke v/d Heiden (Natuurmonumenten), Ido Borkent (Stichting de Marke), Michel Riksen (Wageningen Universiteit), Jan Holtland (Staatsbosbeheer), Henk Siepel (Alterra), Frits Bink en Rita Ketner-Oostra. Harm Piek (Natuurmonumenten) gaf schriftelijk commentaar op conceptteksten. Henk Siepel heeft tevens de conceptteksten voor de eindrapportage van commentaar voorzien. De financiële steun kwam van het ministerie van LNV, via het expertisecentrum EC-LNV, maar Mariette Klein, Rob Hendriks en Nico Bos zijn ook inhoudelijk tot steun geweest. Het deskundigenteam droge duinen (en stuifzanden) en de begeleidingscommissie Kennis zorgde voor de kwaliteitsbewaking. De GemeenteWaterleidingen Amsterdam gaf een extra bijdrage, naast de toestemming het terrein te gebruiken, de hulp bij vele zaken en de inhoudelijke bijdragen. Ook Natuurmonumenten, Staatsbosbeheer, de Waterleidingmaatschappijen langs vrijwel de hele kust en de provinciale landschappen stelden terreinen ter beschikking en leverden zeer gewaardeerde inhoudelijke bijdragen. Ik hoop dat we met de resultaten van dit onderzoek iets terug hebben kunnen doen.

Inhoudsopgave

1	Algemene Inleiding	9
	<i>A.M. Kooijman</i>	
1.1	Inleiding	9
1.1.1	OBN-kader	9
1.1.2	Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in de droge duinen	9
1.1.3	Einddoel EGM droge duinen	11
1.2	Probleemstelling	11
1.2.1	Atmosferische depositie	11
1.2.2	Verzuring	11
1.2.3	Vermesting	13
1.2.4	De Nederlandse kustduinen: districten en zonering	13
1.2.5	Rol van de vergrasser zelf	14
1.3	Vraagstelling	14
1.4	Algemene aanpak en onderzoekslocaties	15
1.4.1	Functionele verschillen in nutriëntbeschikbaarheid in duingraslanden in verschillende duingebieden	15
1.4.2	Kleinschalige maatregelen	15
1.4.3	Begrazing	16
1.4.4	Verstuiving	16
1.5	Waaraan geen aandacht is besteed	17
2	Nutriëntbeschikbaarheid in duingraslanden	19
	<i>A.M. Kooijman en M. Besse</i>	
2.1	Samenvatting	19
2.2	De invloed van de P-beschikbaarheid op nutriëntlimitaties in verschillende duinzones	19
2.2.1	Inleiding	19
2.2.2	Methoden	21
2.2.3	Resultaten en discussie	23
2.3	Primaire productie, strooiselafbraak en N- en P-mineralisatie in verschillende duinzones	26
2.3.1	Inleiding	26
2.3.2	Methoden	27
2.3.3	Resultaten en discussie	28
2.4	Nutriëntbeschikbaarheid in het Renodunaal en Waddendistrict	37
2.4.1	De sleutelrol van P in het Renodunaal district	37
2.4.2	Het 'succes' van helm in het Waddendistrict	37

3	Kleinschalige maatregelen	39
	<i>A.M. Kooijman en R. Haak</i>	
3.1	Samenvatting	39
3.2	Inleiding	39
3.3	Locaties en Methoden	40
3.4	Resultaten en discussie	41
3.4.1	Effecten op soortensamenstelling	41
3.4.2	Effecten op biomassa en lichtbeschikbaarheid	47
3.4.3	Effecten op nutriëntbeschikbaarheid	47
3.5	Conclusies: welke maatregel?	52
4	Begrazing	59
	<i>A.M. Kooijman, M. Besse en C. ten Haaf</i>	
4.1	Samenvatting	59
4.2	Inleiding	59
4.3	Locaties en methoden	61
4.4	Resultaten en discussie	63
4.4.1	Effect van begrazing op soortensamenstelling en vegetatie-structuur	63
4.4.2	Effect van begrazing op biomassa en lichtbeschikbaarheid	66
4.4.3	Effect van begrazing op nutriëntbeschikbaarheid	67
4.4.4	Type begrazer, graasdruk en begrazingsduur	72
4.4.5	De rol van konijnen	73
4.5	Conclusies	75
4.5.1	Verarming door begrazing alleen in Wadden district	75
4.5.2	Mogelijke oorzaken van het verschil in respons op begrazing	76
4.5.3	Facilitatie door vee wellicht beperkt	77
5	Verstuiving	85
	<i>A.M. Kooijman, R. Haak, M. van Til en J.H. van Boxel</i>	
5.1	Samenvatting	85
5.2	Inleiding	85
5.2.1	Vraagstelling	86
5.3	Onderzoekslocaties	86
5.4	Reactivatie van stuifkuilen in Eldorado en Huttenvlak	87
5.4.1	Gebiedsbeschrijving	87
5.4.2	Uitvoering van de maatregel	88
5.4.3	Methoden	88
5.4.4	Resultaten	88
5.5	De Blink: vegetatieontwikkeling onder invloed van verstuiving	92
5.5.1	Gebiedsbeschrijving	92
5.5.2	Methoden	93

5.5.3	Resultaten	94
5.6	Vegetatiesuccessie in de Noorderpan	97
5.6.1	Gebiedsbeschrijving	97
5.6.2	Vraagstelling	98
5.6.3	Methoden	98
5.6.4	Resultaten	98
5.7	De invloed van verstuiving op de beschikbaarheid van nutriënten	100
5.7.1	Inleiding	100
5.7.2	Onderzoekslocaties	101
5.7.3	Methoden	101
5.7.4	Resultaten	102
5.8	Discussie en conclusies	104
5.8.1	Blijven de verstuivingen actief?	104
5.8.2	Leidt verstuiving tot meer duingraslanden?	105
5.8.3	Is verstuiving een goede maatregel tegen de 'ver'-thema's?	106
5.8.4	Is verstuiving goed voor (bestaande) duingraslanden?	106
6	Effecten van aantasting en herstelbeheer op duinfauna <i>C. van Turnhout, M. Nijssen, H. Esselink en A.M. Kooijman</i>	109
6.1	Inleiding	109
6.2	Karakteristieke dieren van open droge duinen	110
6.3	Effecten van verzuring en vermesting op de fauna	111
6.3.1	Algemene analyse van problemen voor faunasoorten	111
6.3.2	Afname van open zand en lage, ijle vegetaties	113
6.3.3	Afname variatie in vegetatiestructuur	114
6.3.4	Afname plantenkwantiteit en -diversiteit	115
6.3.5	Afname en verschuiving in de tijd van voedselkwaliteit van planten	116
6.3.6	Afname verstuiving	117
6.3.7	Afname prooiaanbod voor predatoren	118
6.4	Effecten van herstelmaatregelen op de fauna	119
6.4.1	Maaien	119
6.4.2	Plaggen en frezen	120
6.4.3	Begrazing	121
6.4.4	Stimuleren verstuiven	122
6.4.5	Dunnen en opslag verwijderen	122
6.4.6	Branden	123
6.5	Discussie	123
7	Samenvatting en aanbevelingen voor het beheer <i>A.M. Kooijman, H. Esselink, M. Nijssen en C. van Turnhout</i>	127
7.1	Inleiding	127
7.2	Bedreigingen duingrasland	127
7.3	Aanpak en vraagstelling onderzoek	128
7.4	Verschillen in nutriëntbeschikbaarheid in duingraslanden in Wadden en Renodunaal district	129

7.5	Beheersmaatregelen: algemene aanbevelingen	130
7.6	Maaien	131
7.7	Plaggen	133
7.8	Begrazing	134
7.9	Verstuiving	136
7.10	Branden	137
7.11	conclusies	138
8	Literatuur	141
	Bijlage: Faunarichtlijnen voor uitvoeren van herstelmaatregelen in open droge duinen	149

1 Algemene Inleiding

1.1 Inleiding

1.1.1 OBN-kader

De verhoogde atmosferische depositie van verzurende en vermestende stoffen in de afgelopen decennia heeft geleid tot grote veranderingen in natuurgebieden, en vooral tot een verlies aan biodiversiteit. Eind jaren 80 is door het ministerie van Landbouw, Natuur en Visserij een start gemaakt met de instelling van deskundigenteams en de uitvoering van monitoringsprojecten. Doel was het verzamelen van kennis en het opzetten van een monitoring van referentie-projecten ten behoeve van de onderbouwing en uitvoering van effectgerichte maatregelen in Nederlandse natuurterreinen. Zolang brongerichte maatregelen als emissiebeperking nog onvoldoende zijn, zijn effectgerichte maatregelen gericht op het herstel en behoud van natuurterreinen nodig.

1.1.2 Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in de droge duinen

Deze rapportage omvat de tweede fase van het project 'Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in open droge duinen', kortweg aangeduid als EGM-2 droge duinen. Het is het vervolg op de rapportage over de eerste fase uit 1996 (van der Meulen et al. 1996), kortweg aangeduid als EGM-1 droge duinen. Tezamen vormen deze twee delen het eindrapport over het gehele project. De inleiding van het voor u liggende tweede deel is derhalve kort gehouden en wat betreft algemene aspecten wordt verwezen naar het eerste deel.

In het eerste deel is uitgebreid ingegaan op de aanleiding tot het onderzoek: de verhoogde atmosferische depositie van zuur en stikstof en de vermoedelijk hiermee samenhangende vergrassing in het duingebied. Ook zijn de algemene aanpak en de afzonderlijke maatregelen tegen vergrassing besproken: maaien, plagen, begrazen en verstuiven.

Geconcludeerd werd dat begrazing en verstuiven geschikte, natuurlijke maatregelen zijn, wanneer sturing op landschappelijke schaal gewenst is. Bij begrazing werd een afname van de vergrassing geconstateerd en een toename van de biodiversiteit in de richting van kruidenrijke duingraslanden. Verstuiving gaat de vergrassing als zodanig niet direct tegen, maar doet de landschappelijke variatie toenemen en zorgt voor de ontwikkeling van pioniermilieus waardoor de successie opnieuw kan beginnen. Wanneer sturing op lokaal niveau gewenst is, bleken plagen en jaarlijks maaien geschikte maatregelen om de vergrassing terug te dringen.

Voor alle maatregelen geldt dat het onderzoek zich in de eerste fase vooral toegespitst heeft op 'of het werkt' en in mindere mate op 'hoe het werkt'. Dit laatste is belangrijk om de kansrijkdom van de maatregel en de ontwikkeling van het ecosysteem na de ingreep beter in te kunnen schatten. In dit verband is het ook van belang het langere termijneffect van maatregelen te kennen, waarvoor in de eerste fase de tijd te kort bleek. Daarnaast werd duidelijk dat de droge open duinen niet een en hetzelfde type ecosysteem vormen, maar bestaan uit een aantal fundamenteel verschillende gebieden. Hierbij is vooral de splitsing in Wadden en Renodunaal district en in vooral het laatste gebied de zonering van kalkhoudende naar diep-ontkalkte

bodems van belang. Deze gebieden vertonen mogelijk een verschillende respons op atmosferische depositie en de uitgevoerde maatregelen tegen vergrassing. Kennis hierover is nodig om 'beheer op maat' te kunnen voeren.

Tabel 1.1 Onderzoekslocaties in EGM-droge duinen fase 1 en fase 2

Maatregel of onderzoek	locaties EGM-1 (1991-1995)	locaties EGM-2 (1996-1999)
Kleinschalig	Rita's duin, Terschelling Ligustervlak, Wijk aan Zee Zuidervlak, IJmuiden Kraansvlak, Zandvoort Tilanuspad, Vogelenzang Middelduinen, Goeree	niet vervolgd wegens brand niet vervolgd wegens vermossing Voortgezet Voortgezet Voortgezet Voortgezet
Begrazing	Zeepeduinen, Schouwen Zwanenwater-Zijperzeedijk Zwanenwater-Slahoek Duin en Kruidberg, IJmuiden	niet vervolgd; geen controle Voortgezet Voortgezet Voortgezet AWD-Zeeduinen Noord AWD-Eiland van Rolvers AWD-Sasbergen
Begrazing: alleen incidenteel		AWD-Zeeduinen Zuid Meijendel, Den Haag PWN, Bakkum Oranjezon, Walcheren Vallei van het Veen, Vlieland Landerumerheide, Terschelling Grafelijkheidsduinen, Den Helder
Verstuiving	Schiermonnikoog De Blink, Noordwijk Eldorado, Terschelling Huttenvlak, IJmuiden	niet vervolgd; meer behoefte aan locatie in Renodunaal district Voortgezet Voortgezet Voortgezet Noorderpan, Meijendel
N en P- beschikbaarheid		Rita's duin, Terschelling Zwanenwater-Zijperzeedijk Schoorlse Duinen PWN, Bakkum Zuidervlak, IJmuiden, Kraansvlak, Zandvoort AWD-Zeeduinen AWD-Eiland van Rolvers AWD-Sasbergen Meijendel-Voorduinen Meijendel-Bierlap

In het voor u liggende tweede deel is daarom het accent verschoven naar onderzoek in de richting van 'hoe het werkt'. Er is onderzoek uitgevoerd naar hoe verschillend de duingebieden zijn wat betreft nutriëntenhuishouding en gevoeligheid voor verhoogde atmosferische depositie van stikstof en zuur. Het onderzoek naar de effectiviteit van begrazing en in mindere mate verstuiving is ook uitgevoerd binnen dit kader van fundamenteel verschillende duingebieden. Voor de maatregelen maaien en plaggen was gebruik van dit kader niet goed mogelijk, omdat alleen locaties in het Renodunaal district waren overgebleven, waarvan de meeste met kalkhoudende bodem. Hier werd alleen het langtermijn effect van de maatregelen onderzocht. Bij de vraag 'hoe het werkt' heeft centraal gestaan of een maatregel waarbij verwijdering van biomassa beoogd wordt, zoals begrazing, vooral effect heeft via een vergroting van de hoeveelheid licht op de bodem, of dat ook verarming van het ecosysteem aan nutriënten een rol speelt. Dit laatste zou een versterking van het effect betekenen, zodat mogelijk ook een langere termijn zonder beheer overbrugd

kan worden. Ook is onderzocht of hierin verschillen bestaan tussen de verschillende duinzones.

Daarnaast is, hoewel hier geen onderzoek aan verricht is, een hoofdstuk opgenomen over de bedreigingen voor de duinfauna, en het mogelijke effect van herstelmaatregelen hierop (van Turnhout et al. 2003).

1.1.3 Einddoel EGM droge duinen

Het einddoel van het EGM-project in de open droge duinen is de opstelling en onderbouwing van beheersadviezen ten aanzien van herstel en behoud van duingraslanden. Het is onze overtuiging dat, terwijl er al zolang zoveel onderzoek in de Nederlandse kustduinen heeft plaatsgevonden, we erin geslaagd zijn een aantal nieuwe gezichtspunten met betrekking tot het functioneren en herstel van duingraslanden te bieden. De rol van fosfor blijkt veel groter dan gedacht en mede het effect van verhoogde N-depositie te bepalen. Een wijidverbreide opvatting dat een snelle afbraak van organische stof ook een hoge beschikbaarheid van nutriënten betekent wordt ter discussie gesteld. Er is minder goed nieuws, zoals dat atmosferische depositie inderdaad een grote rol speelt m.b.t. de vergrassing in droge duinen, maar ook goed nieuws omdat dit eigenlijk voornamelijk in het Waddendistrict het geval is. Het Renodunaal district heeft van nature een sterke neiging tot verzuuring in zich, die ten dele wordt onderdrukt door konijnen. Er is minder goed nieuws, omdat afvoer van biomassa niet altijd leidt tot verarming, maar het goede nieuws is dat de verarming en daarmee de zelfredzaamheid groter lijkt naarmate het meer nodig is: in het Waddendistrict. Er is minder goed nieuws, omdat verstuiwing maar heel moeizaam aan de gang blijft, maar ook goed nieuws omdat er daarom geen angst hoeft te heersen dat het uit de hand loopt en er op grotere schaal mee geëxperimenteerd kan worden. Met wat slagen om de arm, met de aanvullingen wat betreft fauna en met het aangeven van waar nu nog kennislacunes zitten vormt dit rapport een goede uitgangssituatie voor de advisering ten behoeve van het beheer.

1.2 Probleemstelling

1.2.1 Atmosferische depositie

Sinds 1935 is er een continue toename van de atmosferische depositie van verzurende en vermestende stoffen. In 1994 bedroeg de depositie van zuur in de kustduinen 3200-3800 mol/ha.jr en de depositie van N 1900-2100 mol/ha.jr ofwel 27-30 kg N/ha.jr (Dopheide en Verstraten 1995, ten Harkel 1998). Er zijn in de periode van EGM-2 geen metingen aan atmosferische depositie in de duinen verricht, maar gezien de landelijke trend zal met name de N-depositie op een iets lager niveau liggen.

1.2.2 Verzuring

Verzurende stoffen leiden tot bodemverzuring, maar dit hoeft niet altijd of onmiddellijk een daling van de pH te betekenen. In de Nederlandse kustduinen zijn diverse zuurbuffermechanismen actief (Tabel 1.2), waarvan de oplossing van calciumcarbonaat de belangrijkste is, gevolgd door uitwisseling van base-kationen en aluminium/ijzer. De carbonaatbuffer wordt gevormd door calciumcarbonaat (kalk) in de bodem, die in oplossing gaat bij de aanvoer van zuur. De zuurneutraliserende capaciteit hiervan is afhankelijk van de hoeveelheid kalk die aanwezig is, dus van het primaire kalkgehalte, maar ook van het stadium van ontkalking waarin de bodem zich bevindt. De buffer werkt van pH 8.3-6.2; beneden deze waarde is alle kalk opgelost. In het traject tot pH 4.2 speelt de binding van protonen aan het bodemadsorptiecomplex, tegen uitwisseling van base-kationen als Ca, Mg, Na en K, een rol. Bij nog lagere pH en groter aanbod van protonen gaan ijzer en aluminium(hydr)oxiden in oplossing. De verwerking van verweerbare mineralen in het zand gaat zo langzaam dat het nauwelijks een rol speelt.



Foto 1: Met name op oude aardappelakkertjes in de kalkrijke en ondiep-ontkalkte duinen kan Duinriet sterk gaan domineren, zoals hier in het Kraansvlak. (foto: Marijn Nijssen / Stichting Bargerveen

Tabel 1.2 Buffermechanismen in de bodem

Buffermechanisme	pH traject	Chemische verandering in de bodem
Carbonaatbuffer	$6.2 < \text{pH} < 8.3$	calciumcarbonaat in oplossing
Silicaatbuffer	gehele pH-traject	verwerking, vorming kleimineralen
Kationen-uitwisseling	$4.2 < \text{pH} < 5.0$	afname basenverzadiging
Aluminiumbuffer	$\text{pH} < 4.2$	Al^{3+} in oplossing
Aluminium/ijzerbuffer	$\text{pH} < 3.8$	Al^{3+} en organische Fe-complexen in oplossing
Ijzerbuffer	$\text{pH} < 3.2$	Fe^{3+} in oplossing

De primair kalkhoudende bodems van het Renodunale district hebben een grote buffercapaciteit in de vorm van de carbonaatbuffer. Het kan enige honderden jaren duren voordat de bovenste bodemlagen zijn ontkalkt, hoewel dit wel versneld wordt door de verhoogde zuurdepositie. Er zijn min of meer drie zones van belang: de tot boven in het profiel kalkhoudende bodems, de ondiep-ontkalkte bodems waar binnen ca 25 cm (de wortelzone) nog kalk aanwezig is en diep-ontkalkte bodems waarin geen kalk binnen de wortelzone meer wordt aangetroffen.

De kalkarme bodems van het Waddendistrict hebben, aangezien het primair kalkgehalte laag is, in jonge stadia vooral te maken met kationuitwisseling. De buffercapaciteit hiervan is echter niet zo groot, zodat deze bodems evenals de kalkhoudende slechts sporadisch voorkomen. De meeste bodems zijn zuur en bevinden zich in het aluminium/ijzerbuffertraject.

De vergrassing van open, soortenrijke duingraslanden bleek in EGM-1 weinig relatie met bodemverzuring te vertonen, noch sterk door bekalking te worden beïnvloed, zodat hier in EGM-2 weinig aandacht aan is besteed. Zoals later zal blijken is dit vermoedelijk ten onrechte, omdat bijvoorbeeld de oplossing van calciumfosfaat versneld wordt door de verhoogde zuurdepositie, waarmee mogelijk ook versnelde successie op gang gebracht wordt.

1.2.3 Vermesting

Het onderzoek in EGM-fase 1 bood geen uitsluitsel over of atmosferische depositie van N de oorzaak van de vergrassing was. Het was daar in feite ook niet op gericht. Een hogere depositie van N heeft in principe een vermestend effect, ook in de droge duinen (Willis 1963), en kan leiden tot vergrassing. Stikstof is een essentiële voedingsstof voor de plant en een groter aanbod aan N kan leiden tot een hogere groeisnelheid. Dat het dit niet altijd doet heeft te maken met het feit dat ook andere factoren beperkend kunnen zijn, zoals P, die eveneens een essentiële voedingsstof is. Bij verhoogde N-depositie kan ook in de loop van de tijd N-verzadiging optreden, als de beschikbaarheid van P (te) laag wordt om een verhoogde groeisnelheid vol te houden. De beschikbaarheid van P wordt echter sterk beïnvloed door de chemische condities in de bodem zoals de pH en de hoeveelheid calcium en ijzer/aluminium, die variëren tussen de verschillende districten en duinzones. Hierdoor zijn er mogelijk verschillen in respons op atmosferische depositie.

1.2.4 De Nederlandse kustduinen: districten en zonering

Het Nederlandse duingebied wordt onderverdeeld in twee delen: het Waddendistrict ten noorden van Bergen/Egmond en het Renodunaal district ten zuiden hiervan. Er is reeds genoemd dat ze verschillen in primair kalkgehalte. Dit bedraagt 2-10% in het Renodunale en 0.5-2% in het Waddendistrict. De reden hiervan is dat het Waddengebied relatief lang een lagunegebied is geweest waarvan de kustlijn verder in zee lag, waardoor de aanvoer van schelpen zeer gering was (Eisma 1968). Het Renodunale district lag echter wel direct aan de kust en verkeerde in een opbouwphase. Hierdoor was de aanvoer van schelpen in het Renodunaal district veel hoger. Zoals eerder genoemd zijn er binnen een district drie hoofdzones te onderscheiden: tot bovenin het profiel kalkhoudende bodems, ondiep ontkalkte bodems waarin zich binnen de wortelzone nog kalk bevindt en diep-ontkalkte bodems. Deze zonering komt globaal overeen met de zonering in het belang van geomorfologische versus biologische processen als aangegeven door Jungerius en van der Meulen (1989). De zonering is vooral in het Renodunaal district duidelijk aanwezig; in het Waddendistrict is het primaire kalkgehalte veelal te laag om kalkhoudende en ondiep ontkalkte bodems voor langere tijd te handhaven.



Foto 2: In de kalkrijke duinen komen plaatselijk zeer soortenrijke duingraslanden voor die tot het zeedorpenlandschap behoren. Hier o.a. Steenanjer, Wilde Tijn, Geel Walstro, Wilde Peen en Hazepootje. (foto: Marijn Nijssen / Stichting Bargerveen).

Behalve een verschil in kalkrijkdom is er ook een verschil in de mineralogische samenstelling van het zand. Het Waddendistrict is arm aan ijzer en aluminium, maar het Renodunaal district is ijzer- en aluminiumrijk. Deze verschillen hebben te maken met verschillende herkomstgebieden en -tijden. Het Waddendistrict heeft vooral zand dat naar Nederland is getransporteerd vanuit mineralogisch arme NO-Europese gebieden. Behalve via de Vecht werd in het tijdperk voor de een-na-laatste ijstijd zand aangevoerd via de Rijn, maar ook dit was relatief arm. Op het moment dat het rivierstelsel van de Rijn ijzerrijke afzettingen aansneed zoals de Buntsandstein in Zuid-West Duitsland, was het Waddengebied grotendeels afgesneden van Rijnaanvoer door de vorming van de stuwwallen. Het ijzerrijke Rijnzand kwam echter wel in het Renodunale (de naam zegt het al) district terecht.

Deze verschillen in kalk- en ijzerrijkdom hebben consequenties voor de vorm waarin P zich in de bodem bevindt. De oplosbaarheid van fosfaat wordt beïnvloed door de pH, door het kalkgehalte en door ijzer en aluminium, zoals in hoofdstuk 2 nader zal worden toegelicht. De verschillen in bodemchemische samenstelling bepalen daardoor mogelijke verschillen in beschikbaarheid van P voor de vegetatie en mogelijk ook de eventuele stimulering van vergrassing door verhoogde N-depositie.

1.2.5 Rol van de vergrasser zelf

Hoewel het zoals boven is aangegeven na EGM-1 niet bekend was hoe de vergrassing werd veroorzaakt, werd wel duidelijk dat als deze eenmaal op gang gekomen is, de vegetatie zelf een belangrijke rol speelt, door de afname van de lichtbeschikbaarheid op de bodem. Hierdoor wordt de concurrentiepositie van kleine kruiden, mossen en korstmossen nadelig beïnvloed. Dit geldt voor alle soorten vergrassers, zoals helm (*Ammophila arenaria*) in het Wadden district, en duinriet (*Calamagrostis epigejos*) en strandkweek (*Elymus athericus*) in het Renodunaal district. Uit aanvullend onderzoek (Veer en Kooijman 1997) werd duidelijk dat deze beïnvloeding verder gaat dan alleen die via licht. Door de hoge wortelbiomassa van de vergrasser is de opnamecapaciteit voor nutriënten en water veel groter dan die voor kleine kruiden. Door de hoge bovengrondse biomassa kan extra droge N-depositie worden ingevangen. De hoge biomassa leidt ook tot een hogere input van strooisel en nutriënten in de bodem. Dit leidt mogelijk tot de geconstateerde hogere mineralisatie van N in vergraste vegetaties. Daarnaast is het zo dat konijnen wel kleine kruiden eten, maar in de eenmaal vergraste vegetatie niets te zoeken hebben. Deze keten van zichzelf versterkende mechanismen leidt tot een gunstige concurrentiepositie voor de vergrasser, maar een bijzonder ongunstige voor de kleine kruiden, mossen en korstmossen. En het betekent ook: als de vegetatie eenmaal vergrast is, zie het dan maar eens weg te krijgen.

1.3 Vraagstelling

De vraagstelling van EGM Droge duinen fase 2 komt voort uit en wordt deels al aangegeven in de rapportage over EGM fase 1. Belangrijk in EGM-2 was een opschaling van onderzoek en maatregelen en inpassing hiervan in een landschapsecologisch kader. Voor dit laatste is vooral het verschil tussen districten en duinzones van belang. Ook wat betreft het effect van de uitgevoerde maatregelen zijn er mogelijk verschillen tussen de duingebieden. Dit alles is nodig om 'beheer op maat' te kunnen voeren. Aangezien hier echter nog weinig onderzoek naar gedaan was, en al helemaal niet gericht op de samenhang tussen landschap, bodem en vegetatie en de rol van nutriënten in dit alles, is hier speciaal aandacht aan besteed. Ook was nog niet duidelijk hoe de vergrassing nu was veroorzaakt, terwijl inzicht hierin wel noodzakelijk is om verder dan een black box stadium te komen, ook wat betreft de maatregelen. Daarom is deel 1 van de vraagstelling als volgt geformuleerd:

- welke sturende processen en limiterende factoren spelen een rol bij vergrassing in de verschillende gebieden:
 - is de beschikbaarheid van N en P verschillend in verschillende duingebieden?
 - hoe worden deze gestuurd door bodemchemische factoren?

- hoe worden deze gestuurd door afbraak van organische stof en mineralisatie van nutriënten?
- beïnvloedt dit de mogelijke effecten van verhoogde N-depositie?

De belangrijkste vraag in OBN-verband betreft natuurlijk de effectiviteit van de maatregelen. Het onderzoek is gericht op de langere-termijn effecten en de onderliggende mechanismen. Hierdoor wordt ook duidelijk of het beheer een kwestie is van continu ingrijpen, of dat met een eenmalige ingreep een fundamenteel andere richting van ecosysteemontwikkeling kan worden ingeslagen. Er wordt onderscheid gemaakt tussen maatregelen die meer gericht zijn op het herstel en behoud van duingraslanden (maaien en begrazen) en maatregelen die het creëren van nieuwe kansen (pioniersituaties) beogen. Ook dit wordt ingepast in een landschapsecologisch kader. Het tweede deel van de vraagstelling luidt als volgt:

- vindt herstel van duingrasland door maatregelen met afvoer van biomassa (maaien of begrazing) alleen of vooral plaats via een vergroting van de lichtbeschikbaarheid of ook via verarming aan nutriënten, waardoor het effect wordt versterkt en mogelijk langer aanhoudt?
- is dit in alle duinzones hetzelfde en waarom wel of niet?
- leiden maatregelen met vers zand aan het oppervlak tot (voedselarme) pioniersituaties?
- en vervolgens tot duingraslanden?
- is dit overal hetzelfde en waarom wel of niet?
- zijn verstuingen blijvend actief en breiden ze zich uit? Is dit in alle duinzones hetzelfde en waarom wel of niet?

1.4 Algemene aanpak en onderzoekslocaties

Het onderzoek in EGM-2 is verdeeld in vier onderdelen: (1) functionele verschillen tussen duingebieden wat betreft de beschikbaarheid van nutriënten in duingraslanden en de mogelijke rol van atmosferische depositie, (2) langere-termijneffecten van de kleinschalige maatregelen maaien en plaggen, (3) de effectiviteit en onderliggende mechanismen van begrazing als maatregel tegen vergrassing en (4) de effectiviteit en zelfredzaamheid van verstuing als maatregel om successie opnieuw op gang te brengen. De verschillende onderzoekslocaties worden genoemd in Tabel 1.1.

1.4.1 Functionele verschillen in nutriëntbeschikbaarheid in duingraslanden in verschillende duingebieden

Dit onderzoek is uitgevoerd in twee gedeelten. Het eerste deel bestond uit een bemonstering in negen locaties langs de Nederlandse kust, waarvan drie in het Waddendistrict, drie in de kalkhoudende delen van het Renodunaal district en drie ondiep-ontkalkte locaties in het Renodunaal district. In dit onderzoek stond de beschikbaarheid van P en de invloed hiervan op die van N centraal. Een uitvoerige beschrijving hiervan is gegeven in Kooijman et al. (1996, 1998), maar de belangrijkste zaken worden in dit rapport vermeld.

Het tweede deel vond plaats in 1998 in vier locaties die representatief zijn voor de vier fundamenteel verschillende duinzones: het Zwanenwater in het Waddendistrict en drie locaties in de Amsterdamse Waterleidingduinen: de Zeeduinen als kalkhoudende locatie, het Eiland van Rolvers als ondiep-ontkalkte locatie en Sasbergen als diep-ontkalkte locatie. Dit onderzoek richtte zich op de productiviteit van de vegetatie, de afbraak van organische stof en de beschikbaarheid van nutriënten via mineralisatie. Het werd uitgevoerd in niet (door vee) begraasde gebieden, maar waar nodig in exclusies om vraat door konijnen uit te sluiten. Over dit onderzoek is tevens gerapporteerd in Kooijman en Besse (2002).

1.4.2 Kleinschalige maatregelen

De kleinschalige maatregelen vormen een gedeeltelijke voortzetting van het programma in EGM-1. Van de zes locaties waar het onderzoek in 1991 is gestart zijn er

vier verder gevolgd: (1) Tilanuspad in de Amsterdamse Waterleidingduinen, (2) Zuidervlak bij Santpoort, (3) Kraansvlak bij Zandvoort en (4) Middelduinen op Goeree. Deze locaties liggen alle in het Renodunaal district en vormen op zich een zonerings van kalkhoudend naar diep-ontkalkte bodems, maar het is wel zo dat de locatie Middelduinen van oudsher (en tot 1972) begraasd en bemest is en vermoedelijk als gevolg hiervan erg rijk aan fosfaat. De vijfde Renodunale locatie Wijk aan Zee viel af omdat hier vermosing was opgetreden en het vervolgonderzoek zich vooral richt op vergrassing. De enige locatie in het Waddendistrict, Terschelling, was al eerder afgefallen vanwege brand in een van de eerste jaren. Alleen de maatregelen eenmalig maaien, jaarlijks maaien en plaggen (uitgevoerd in 1991) zijn vervolgd en vergeleken met een vergraste controlesituatie. Kalk- en zandstrooien, in combinatie met plaggen en maaien, bleken geen effect te hebben en zijn in EGM-2 niet meer toegepast.

1.4.3 Begrazing

Het onderzoek naar het effect van begrazing valt uiteen in drie delen. Het eerste deel is, voortbordurend op EGM-1, een onderzoek naar de langere-termijn effecten van begrazing in twee locaties, waar in 1991 in EGM-kader begrazingsprojecten zijn opgestart: het Zwanenwater in het Waddendistrict en Duin en Kruidberg in het Renodunaal district. Op kleine schaal is gekeken naar veranderingen in soortensamenstelling in permanente kwadraten en op terreinschaal zijn veranderingen in vegetatiestructuur in kaart gebracht.

Het tweede deel bestaat uit een inventarisatie van verschil in vegetatie(structuur) van twaalf begrazingsprojecten langs de hele Nederlandse kust. Hierin is ook aandacht besteed aan het voorkomen van konijnen in begraasde en niet-begraasde gebieden. Het derde deel omvat een meer fundamenteel onderzoek naar de mechanismen die mogelijk verantwoordelijk zijn voor de afname van vergrassing en de toename van kleine planten door begrazing in de verschillende duinzones. Dit onderzoek is uitgevoerd in vier locaties: een in het Wadden district (Zwanenwater) en drie in het Renodunaal district (Amsterdamse Waterleidingduinen). In dit laatste gebied zijn de Zeeduin geselecteerd als kalkhoudende locatie, het Eiland van Rolvers als ondiep-ontkalkte locatie en Sasbergen als diep-ontkalkte locatie. Het onderzoek richtte zich op de productiviteit van de vegetatie, afbraak van organische stof en beschikbaarheid van nutriënten via mineralisatie. Het werd uitgevoerd in niet (door vee) begraasde delen die dienden als controle situatie, en in de begraasde delen van het gebied. Er werd in beide situaties gebruik gemaakt van exclusies, om vee, maar ook konijnen uit te sluiten.

1.4.4 Verstuiving

Het onderzoek naar verstuiving bestaat uit vier onderdelen. Ten eerste zijn de in het kader van EGM-1 in 1991 gereactiveerde stuifkuilen op Terschelling en Duin en Kruidberg verder gevolgd met het oog op het actief blijven van een eenmaal ingezette verstuiving. De vraag was of het actieve oppervlak toenam of op zijn minst in stand bleef. Daarnaast is aandacht besteed aan wat de verstuiving heeft opgeleverd voor de vegetatie.

Ten tweede zijn de lange-termijn ontwikkelingen in de Blink, een duingebied waar vanaf de jaren zeventig geen vastleggingsmaatregelen meer uitgevoerd zijn, verder gevolgd, in samenwerking met de AWD. In het kader van EGM-1 is hiervan al eerder een studie gemaakt. Hieruit bleek dat het oppervlak aan pionierstadia toenam, maar dat duingraslanden achteruitgingen. Een van de vragen in de nieuwe evaluatie was of er een successie vanuit pionierstadia naar duingraslanden op gang komt of niet.

Het derde onderdeel van het verstuivingsonderzoek sluit hierop aan en omvat een studie in Meijndel (de Noorderpan) naar de vegetatieontwikkeling rond stuifkuilen. Een van de vragen hierbij was hoe lang het duurt voordat duingraslanden uit pionierstadia zijn ontstaan.

Ten vierde is gekeken naar de potentiële effecten van verstuiving op de beschikbaarheid van nutriënten in verschillende duingebieden. Verstuiving leidt tot de aanvoer van vers zand. Aangezien dit zand meestal meer kalkhoudend is c.q. een hogere pH heeft dan de stabiele bodem, kan dit positieve of negatieve gevolgen hebben, vooral op de beschikbaarheid van P. Ook is het verse zand arm aan

organische stof en heeft daarmee potentieel invloed op de beschikbaarheid van N. Het onderzoek is uitgevoerd in het Wadden district (Terschelling) en in het Renodunaal district, in Meijndel (kalkhoudend en ontkalkt) en Duin en Kruidberg (ondiep ontkalkt).

1.5 Waaraan geen aandacht is besteed

Ieder onderzoek kent beperkingen, mede veroorzaakt door de beschikbare tijd en middelen en de hierdoor gedwongen prioriteitstelling. Het uiteindelijke doel van de effectgerichte maatregelen tegen verzuring en vermesting, binnen het kader van Overlevingsplan Bos en Natuur, is het behoud en herstel van de karakteristieke natuurwaarden. Dit betekent dat in veel onderzoek naar de effecten van maatregelen prioriteit werd/wordt gegeven aan voorkomende of verdwenen soorten van de Rode Lijst voor hogere planten. Hoewel er in een aantal deelonderzoeken wel aandacht aan besteed is, is voor de droge duinen niet gekozen voor het centraal staan van de Rode Lijstsoorten of van de soortensamenstelling in het algemeen. Het in dit rapport weergegeven onderzoek heeft zich met name gericht op de functionele relaties in het proces van vergrassing, de werking van de maatregelen hiertegen en de rol van de bodem in dit alles, en minder op het gedrag van individuele doelsoorten. Daarnaast is het zo dat het duingebied een dermate grote gradiënt van standplaatsen kent dat er niet een of enkele karakteristieke Rode Lijstsoort is/zijn waar de aandacht zich op zou moeten concentreren. Bovendien komen er op zure, ontkalkte bodems betrekkelijk weinig Rode Lijstsoorten voor, terwijl de problemen van vergrassing hier relatief groot zijn, met name in het kalkarme Waddendistrict.

In de lijn van het bovenstaande is ook geen aandacht besteed aan eventuele verspreidingsproblemen die soorten kunnen hebben. Hoewel dit bij langlevende soorten zeker een rol kan spelen in de achteruitgang, komen in de droge duinen ook veel soorten met een pionierkarakter voor, die wat betreft de zaadverspreiding over het algemeen succesvol zijn.

De rol van concurrentie in het vergrassingsproces en het herstel van de duingraslandvegetatie is in dit onderzoek niet expliciet onderzocht. Bij concurrentie spelen twee zaken een rol: ten eerste de standplaatsfactoren (licht en nutriënten) waar om geconcentreerd wordt en ten tweede de eigenschappen van de planten die in het proces zijn betrokken. In dit onderzoek is concurrentie vooral indirect belicht via de veranderingen in licht en nutriëntbeschikbaarheid, gebruik makend van de kennis over eigenschappen van de vergrassers, kleine kruiden, mossen en korstmossen. Ook is geen aandacht besteed aan de rol van bodemorganismen als nematoden e.d., die het functioneren van helm (*Ammophila arenaria*) mogelijk negatief beïnvloeden. In de kalkhoudende duinen, waar veel bodempathogen van helm worden aangetroffen, speelt dit zeker een rol (van der Putten et al. 1993). In de ontkalkte duinen van het Waddendistrict, waar helm de grote vergrasser is, is dit mogelijk veel minder belangrijk, omdat de bodem een andere samenstelling heeft.

Er is in dit onderzoek geen aandacht besteed aan de mogelijke achteruitgang van de fauna als gevolg van vergrassing, noch aan de effecten van de onderzochte maatregelen hierop. Wel is een hoofdstuk toegevoegd over potentiële bedreigingen en effecten van herstelmaatregelen (van Turnhout et al. 2003). Het is goed mogelijk dat wat gunstig is voor (de soorten-samenstelling van) de vegetatie, ongunstige effecten heeft voor een aantal faunasoorten. En net als bij de vegetatie gaat het hier niet alleen om het lot van individuele soorten, maar vooral om de functionele rol die dieren in het ecosysteem spelen.

Het onderzoek heeft zich vooral gericht op de vergrassing in relatie tot atmosferische depositie. Hierdoor is het onderzoek naar vermossing, de sterke uitbreiding van 'tankmos' (*Campylopus introflexus* of grijs kronkelsteeltje) in ontkalkte bodems, blijven liggen. Het komt slechts zijdelings aan de orde in het hoofdstuk verstuiwing. Ook aan de dominantie van *Carex arenaria* op bepaalde ontkalkte bodems en vergrassing van duinheides is (te) weinig aandacht besteed.

Op het gebied van oorzaken van de problemen is in dit onderzoek weinig aandacht besteed aan versnelde verzuring als gevolg van atmosferische depositie van verzurende en vermestende stoffen, mede omdat in EGM-1 het effect van de maatregel bekalking op de vergrassing betrekkelijk gering bleek te zijn. Zoals het er nu naar uit ziet is versnelde successie mogelijk echter een van de belangrijkste bedreigingen van het droge duinecosysteem, met name die met (deels) kalkhoudende bodems. Dit betreft misschien minder de vergrassing zelf, als wel het versneld verlies aan soorten van (deels) kalkhoudende bodem, die een belangrijk deel van de natuurwaarden uitmaken in de droge duinen.

Op het gebied van maatregelen is in dit onderzoek geen aandacht besteed aan branden. Het veelbelovende herstel na de brand in de locatie Rita's Duin op Terschelling, waar het onderzoek in EGM-1 als gevolg hiervan afgebroken werd, leidde tot het verzoek om in de tweede fase van het project deze maatregel alsnog op te nemen. Hieraan werd echter geen gehoor gegeven. Op dit moment wordt onderzoek naar brand als beheersmaatregel wel uitgevoerd, maar hier is nog weinig van bekend.



Foto 3: Dit onderzoek richtte zich met name op vergrassing, waardoor de problematiek rondom vermossing door Grijs Kronkelsteeltje is blijven liggen. (foto: Marijn Nijssen / Stichting Bargerveen).

2 Nutriëntbeschikbaarheid in duingraslanden

2.1 Samenvatting

Er zijn in de Nederlandse kustduinen duidelijke verschillen in bodemchemische samenstelling, die met name de beschikbaarheid van P beïnvloeden.

In het kalk- en ijzerarme Waddendistrict is de P-beschikbaarheid relatief hoog, door het ontbreken van P-fixatie als ijzer- en aluminiumfosfaat bij lage pH. Als gevolg hiervan is het gebied N-gelimiteerd en heeft atmosferische N-depositie een duidelijke, stimulerende rol gehad in de vergrassing met helm. Dit wordt versterkt door de hoge netto N-mineralisatie in dit gebied, die vermoedelijk wordt veroorzaakt door de geremde strooiselafbraak en daardoor geringe N-behoefte van micro-organismen. Dit leidt tot verdere verhoging van N-beschikbaarheid voor de vegetatie en een sterke expansie van helm.

In het ijzerrijke en van oorsprong kalkrijke Renodunaal district lijkt de P-beschikbaarheid de sleutelfactor voor de productiviteit van de vegetatie (en vergrassing) te zijn, terwijl N deze vooral volgt. In kalkhoudende bodems is de P-beschikbaarheid laag door de vastlegging hiervan in calciumfosfaat. De productie van de vegetatie en de strooiselininput worden hierdoor geremd. De N-mineralisatie wordt hierdoor ook geremd, en daarnaast vermoedelijk extra door de hoge biologische activiteit en N-behoefte van micro-organismen. In ondiep ontkalkte bodems is calciumfosfaat opgelost, waardoor de P-beschikbaarheid en productiviteit toenemen. De N-mineralisatie vertoont eveneens een optimum. In diep ontkalkte bodems wordt P voor een deel weer vastgelegd in ijzer- en aluminiumfosfaat, waardoor de P-beschikbaarheid afneemt, evenals de biomassa-productie en N-mineralisatie. De rol van atmosferische depositie in het Renodunaal district bestaat vooral uit het versnellen van de van nature aanwezige neiging tot verzuuring in (deels) kalkhoudende bodems. Door verzuuring wordt de P-beschikbaarheid vergroot, vermesting vergroot de N-beschikbaarheid, terwijl de hogere productie op zichzelf weer tot verdere verzuuring en hogere P-beschikbaarheid leidt.

2.2 De invloed van de P-beschikbaarheid op nutriëntlimitaties in verschillende duinzones

2.2.1 Inleiding

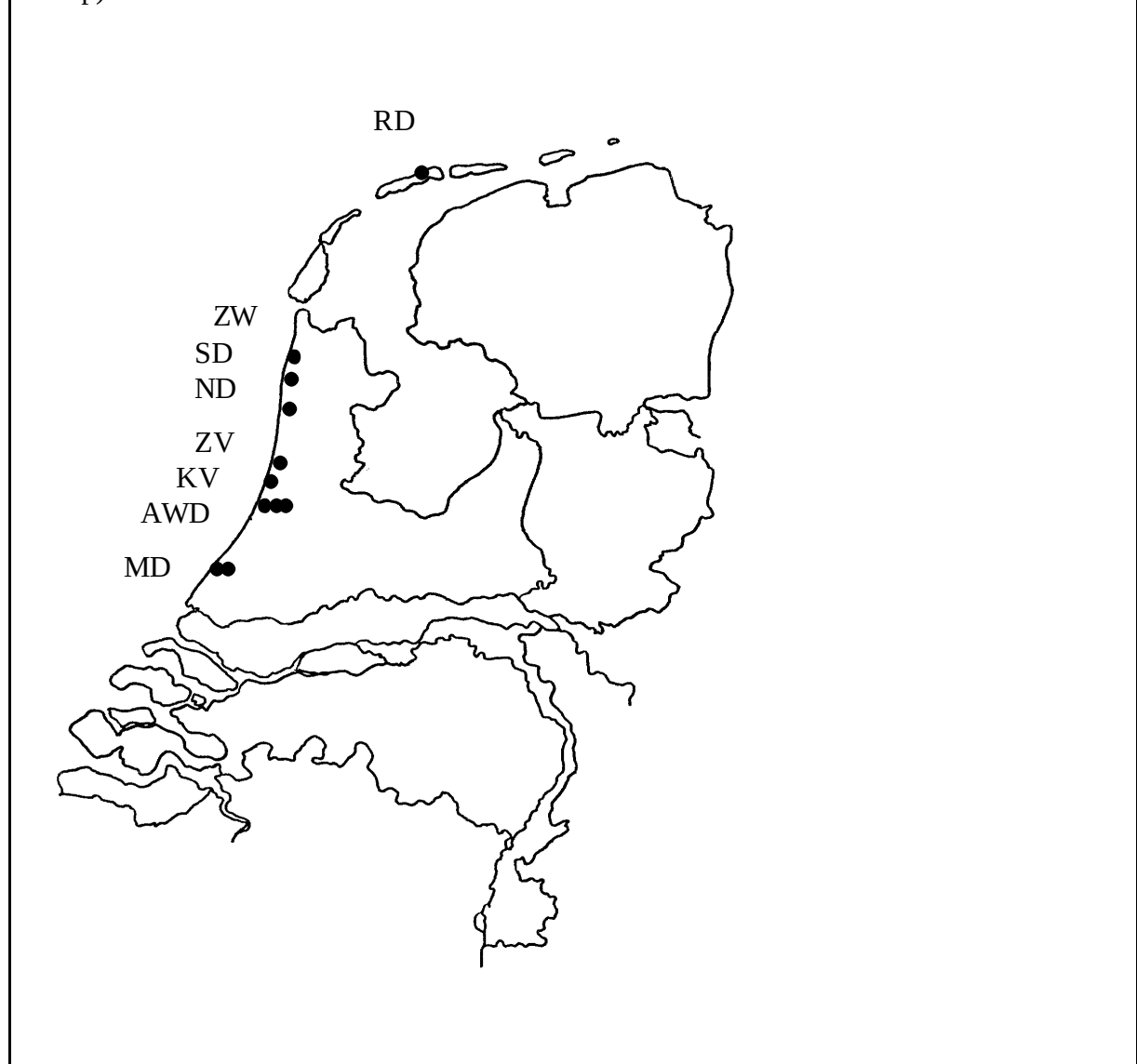
Na de afronding van EGM-I was de vraag hoe de 'vergrassing' van de duingraslanden was veroorzaakt nog niet geheel beantwoord, hetgeen overigens ook geen doel was. Het was inmiddels wel duidelijk dat de vegetatie zelf, met name de vergrasser, een grote rol speelt in een zichzelf versterkend proces als eenmaal de eerste aanzet tot vergrassing is gegeven.

Om een beter begrip te krijgen van het functioneren van duinecosystemen en de mogelijke rol die atmosferische depositie van zuur en stikstof speelt c.q. gespeeld heeft bij de vergrassing, is een studie uitgevoerd in negen locaties langs de Nederlandse kust (Figuur 2.1). Drie van deze locaties liggen in het Waddendistrict, drie locaties in kalkhoudende delen van het Renodunaaldistrict en drie in gedeeltelijk

ontkalkte locaties binnen dit district. De dominante vergrasser is in het Waddendistrict steeds helm (*Ammophila arenaria*), terwijl in het Renodunaal district duinriet (*Calamagrostis epigejos*) en strandkweek (*Elymus athericus*) het grootste aandeel in de (vergraste) vegetatie hebben.

Het doel van deze studie was te onderzoeken of er tussen en binnen beide districten fundamentele verschillen zijn met betrekking tot de hoeveelheid en vormen waarin fosfor in de bodem voorkomt. Hoewel bij vergrassing primair gedacht wordt/werd aan een toename van de N-beschikbaarheid door atmosferische depositie, kan dit niet losgezien worden van de beschikbaarheid van P. Beide nutriënten moeten in een bepaalde verhouding beschikbaar zijn voor de vegetatie. Als er (te) weinig P beschikbaar is, wordt daardoor niet alleen de vegetatie in de groei geremd, maar is deze tevens niet in staat om gebruik te maken van een eventuele extra hoeveelheid N die binnenkomt via atmosferische depositie. Omgekeerd kan in een bodem waar de beschikbaarheid van P hoog is en N de groeibeperkende factor vormt, een extra hoeveelheid N een stimulans voor de groei van de vegetatie zijn.

Figuur 2.1. Onderzoeklocaties naar nutriëntbeschikbaarheid in de droge duinen. RD = Rita's duin; ZW = Zwanenwater; SD = Schoorlse duinen; ND = Noordhollands Duinreservaat; ZV = Zuidervlak; KV = Kraansvlak; AWD = Amsterdamse Waterleidingduinen (3 locaties: Zeeduinen, Eiland van Rolvers en Sasbergen); MD = Meijendel (2 locaties: voorduinen en Bierlap).



De beschikbaarheid van P wordt gereguleerd door de pH in de bodem, in combinatie met de hoeveelheid kalk (calcium), ijzer en aluminium die aanwezig is. Bij hoge pH en aanwezigheid van kalk in de bodem, zoals in de kalkhoudende delen van het Renodunaal district, zal P voor een groot deel worden vastgelegd als calciumfosfaat en is dan niet beschikbaar voor de vegetatie. Bij intermediaire pH gaan kalk en calciumfosfaat in oplossing, wat een verhoging van de P-beschikbaarheid met zich mee brengt. Bij lage pH en aanwezigheid van ijzer en aluminiumoxiden wordt P vastgelegd in ijzer- en aluminiumfosfaten. Deze zijn bij lage pH slecht oplosbaar en daardoor slecht beschikbaar voor de vegetatie.

Zoals aangegeven is dit deel van het onderzoek gericht op de vraag welke sturende processen en limiterende factoren een rol spelen bij de vergrassing in de verschillende duinzones en -districten. De meer specifieke vraagstelling luidt (1) of de beschikbaarheid van N en met name P verschillend is in verschillende duingebieden, (2) in hoeverre dit beïnvloed wordt door bodemchemische factoren en (3) in hoeverre dit de mogelijke effecten van verhoogde N-depositie beïnvloedt.



Foto 4: In de ondiep ontkalkte delen van het Renodunaal district is een hoge beschikbaarheid van zowel P als N, wat leidt tot sterke verruiging. Hier dominantie van Duinriet in het Middenduin bij Overveen. (foto: Marijn Nijssen / Stichting Bargerveen)

2.2.2 Methoden

De gedetailleerde methoden zijn vermeld in Kooijman et al. (1996, 1998). In ieder gebied zijn in juni-juli 1995 zeven proefvlakken van 1x1 m in open duingrasland en zeven in vergraste vegetatie random gekozen. Hierin zijn vegetatieopnamen gemaakt; de resultaten hiervan worden verder niet in dit rapport besproken. De bovengrondse biomassa werd geoogst in 25 x 25 cm proefvlakjes in het midden van het grotere vlak. Deze werd gescheiden in levende biomassa, dood aan de plant en mossen plus korstmossen. Ook werd het strooisel verzameld. De wortels werden bemonsterd tot 30 cm diepte met een humushapper (oppervlakte ca 45 cm²; Wardenaar 1987) in het nu kale proefvlak. Op ca 5 cm afstand hiervan werd een bodemonmonster gestoken met hetzelfde apparaat. Het bodemonmonster werd gescheiden in de Ah (soms AC) en de C

tot 25 cm diepte. Tevens werd met de boor een monster van de C onder de wortelzone gestoken, meestal op ca 70 cm diepte, maar onder helm tot 90-100 cm diepte.

Na drogen bij 70 °C zijn de drooggewichten bepaald van levende bovengrondse biomassa, dood aan de plant en strooisel. De wortelmonsters zijn gedroogd bij 30 °C, gezeefd (0.85 mm) om zand te verwijderen, gewassen over een 0.42 mm zeef en gedroogd bij 70 °C. Nutriënt concentraties (N en P) zijn bepaald via destructie met zwavelzuur en waterstofperoxide en meting via een autoanalyzer. Organische stofgehalten van plantmateriaal en strooisel zijn bepaald via gloeiverlies bij 550 °C; deze lieten zien dat vervuiling met mineraal materiaal niet was opgetreden en worden verder buiten beschouwing gelaten.

De bodemonsters zijn gedroogd bij 25 °C en gezeefd over 2 mm. De pH werd gemeten in 0.01 M CaCl₂ met een 1:2.5 gewicht/volume verhouding. De monsters zijn gedroogd (105 °C), gemalen en het organische stofgehalte is bepaald via het gloeiverlies bij 550 °C. Voor de twee (van de zeven) monsters met het hoogste en laagste organische stofgehalte per situatie zijn N en P concentraties bepaald via destructie met zwavelzuur en waterstofperoxide en meting via een autoanalyzer. Van de overige vijf zijn de N en P-concentraties geschat via lineaire regressie met organische stofgehalte en pH; deze waarden zijn alleen gebruikt voor correlatie-analyses. Op de twee geselecteerde monsters per situatie zijn selectieve extracties van P toegepast. Totaal P (via extractie) werd bepaald via verhitting bij 500 °C (voor de verwijdering van organische stof) en extractie met 0.5 M H₂SO₄. Mineraal P (voornamelijk calciumfosfaat) werd via dezelfde extractie bepaald, maar dan met onverhitte monsters. Organisch-P is het verschil tussen totaal-P en mineraal-P. Fosfor gebonden aan amorf ijzer-organische stofcomplexen en/of ijzer/aluminium(hydr)oxiden werd bepaald met ammonium-oxalaat extracties. Geadsorbeerde P werd bepaald via Olsen-extracties met 0.5 M NaHCO₃. Behalve aan P werd ook aandacht aan ijzer en aluminium besteed. Totaal Fe en Al werd in de oxalaat-extracten gemeten. In extracties met pyrofosfaat werden organisch gebonden Fe en Al bepaald. Het verschil hiertussen wordt gevormd door de amorf minerale ijzer en aluminium(hydr)oxiden.

De zeven of twee gemeten waarden per parameter zijn gemiddeld om een invoerwaarde per situatie te krijgen. Verschillen tussen gebieden en vegetatietypen werden statistisch geanalyseerd met tweeweg-variantieanalyse en least square means toetsen. Om de respons van vegetatie op bodemparameters te toetsen zijn correlatieanalyses uitgevoerd.

Tabel 2.1 Vegetatieparameters in verschillende duinzones in open duingrasland en vergraste vegetaties. Vetgedrukte parameters en waarden (met verschillende letters) geven significante verschillen aan tussen duinzones binnen het betreffende vegetatietype

	Vegetatietype	Wadden district	Renodunaal district: kalkhoudende bodems	Renodunaal district: ondiep ontkalkte bodems
levende biomassa (g/m²)	open duingrasland vergraste vegetatie	128 (33) a 467 (86) b	91 (30) a 261 (67) a	103 (101) a 187 (41) a
dood aan de plant (g/m²)	open duingrasland vergraste vegetatie	- 954 (360) b	- 417 (170) a	- 261 (138) a
Wortelbiomassa (g/m ²)	open duingrasland vergraste vegetatie	222 (91) a 422 (24) a	255 (76) a 361 (49) a	198 (148) a 559 (178) a
N-conc. Levend (mg/g)	open duingrasland vergraste vegetatie	11.2 (0.9) a 11.4 (1.7) a	16.3 (1.4) b 13.0 (1.4) ab	14.5 (1.9) ab 15.4 (2.3) b
P-conc. Levend (mg/g)	open duingrasland vergraste vegetatie	1.0 (0.1) a 1.1 (0.1) a	1.3 (0.1) a 1.0 (0.1) a	1.0 (0.1) a 1.1 (0.1) a
N/P ratio levend	open duingrasland vergraste vegetatie	11.4 (1.6) a 10.9 (2.0) a	13.1 (0.4) ab 13.9 (2.2) b	14.1 (1.2) b 14.1 (1.2) b
N-conc. Dood P-conc. Dood	vergraste vegetatie vergraste vegetatie	9.9 (1.7) a 0.6 (0.1) a	9.4 (1.4) a 0.5 (0.2) a	12.3 (1.8) a 0.7 (0.1) a

2.2.3 Resultaten en discussie

Waddendistrict

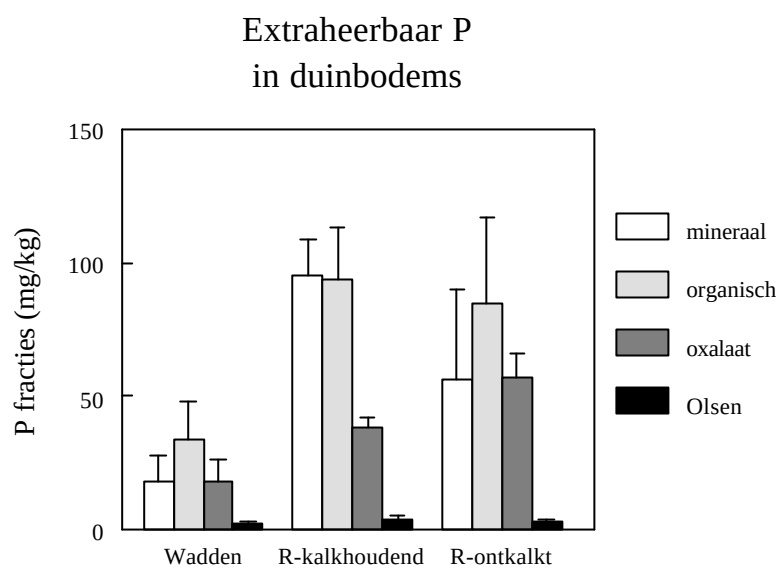
Het blijkt dat er inderdaad fundamentele verschillen zijn tussen en binnen districten. In het Waddendistrict, waar helm de vergrasser vormt, is de biomassa tweemaal zo hoog, maar zijn de nutriëntconcentraties in de vegetatie lager en is de N/P ratio zo laag dat gedacht moet worden aan N-limitatie (Tabel 2.1). De nutriëntvoorraad in de bodem is veel kleiner dan in het Renodunale district (Tabel 2.2). Dit geldt ook voor de verschillende vormen van P, met uitzondering van de geadsorbeerde fractie, die een maat is voor de 'beschikbaarheid' (Figuur 2.2). Belangrijker echter is dat ijzer en aluminium niet aanwezig zijn in minerale vorm als vrije oxiden, maar in organische stofcomplexen (Figuur 2.3). Bij lage pH en hoge gehalten aan mineraal ijzer en aluminium wordt P min of meer geïmmobiliseerd door de vorming van onoplosbare ijzer- en aluminiumfosfaten. In het Wadden district, echter, zijn ijzer en organische stof vrijwel alleen in organische vorm aanwezig. Dit leidt tot een min of meer reversibele binding van P aan ijzer-organische stofcomplexen en een hogere beschikbaarheid. Dit kan een verklaring zijn voor de N-limitatie van het Waddendistrict, en daarmee de gevoeligheid voor atmosferische depositie van N.

Tabel 2.2 Bodemparameters in verschillende duinzones in open duingrasland en vergraste vegetaties. Vetgedrukte parameters en waarden (met verschillende letters) geven significante verschillen aan tussen duinzones binnen het betreffende vegetatietype

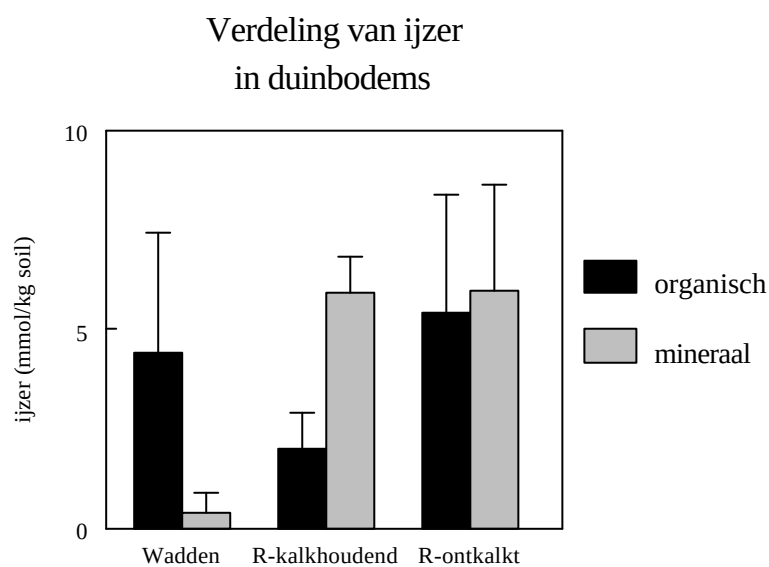
	Vegetatietype	Wadden district	Renodunaal district: kalkhoudende bodems	Renodunaal district: ondiep ontkalkte bodems
pH-Ah	alle typen	3.5 (0.3) a	6.5 (0.6) c	4.6 (1.2) b
pH-C 25 cm diepte	alle typen	3.8 (0.2) a	7.3 (0.1) c	5.5 (1.4) b
pH-C 80 cm diepte	alle typen	4.9 (1.1) a	7.7 (0.1) b	7.6 (0.1) b
organische stof Ah (% gloeiverlies)	open duingrasland vergraste vegetatie	4.7 (3.3) a 5.1 (5.4) a	3.7 (1.7) a 5.8 (0.5) a	4.2 (2.0) a 6.9 (3.3) a
organische stof C25 organische stof C80	alle typen alle typen	0.5 (0.2) a 0.2 (0.0) a	0.8 (0.2) a 0.5 (0.1) b	0.8 (0.3) a 0.4 (0.2) b
N-concentratie Ah (mg/g)	open duingrasland vergraste vegetatie	1.3 (1.1) a 1.3 (1.4) a	1.5 (0.6) a 2.8 (0.4) a	1.5 (0.5) a 2.3 (0.5) a
C/N ratio Ah	open duingrasland vergraste vegetatie	19 (3) b 20 (5) b	13 (0) a 12 (3) a	15 (2) ab 14 (2) a
P-concentratie Ah (mg/g)	open duingrasland vergraste vegetatie	0.1 (0.0) a 0.1 (0.1) a	0.2 (0.0) b 0.2 (0.0) b	0.2 (0.1) ab 0.2 (0.1) b
C/P ratio Ah	open duingrasland vergraste vegetatie	277 (111) b 260 (88) b	103 (39) a 127 (33) a	145 (80) a 187 (82) a
N-voorraad Ah (g/m ²)	open duingrasland vergraste vegetatie	37 (26) a 41 (25) a	76 (34) a 120 (33) b	76 (11) a 122 (10) b
P-voorraad Ah (g/m ²)	alle typen	2.9 (1.5) a	9.7 (3.0) b	9.8 (4.2) b

Er is ook binnen het Waddendistrict min of meer een zonering in pH, zij het een kleinere dan in het Renodunale district. Met deze pH-gradiënt veranderen ook een aantal andere zaken. De N/P ratio in de vegetatie, die op zich laag is en op N-limitatie wijst (Koerselman en Meuleman 1996), heeft vooral lage waarden op relatief jonge bodems met een relatief hoge pH-CaCl₂ van 4.0 (Figuur 2.4). Hetzelfde geldt voor de N-concentratie in het blad. Het is verder opvallend dat de P-concentraties in de vegetatie een positieve correlatie vertonen met de pH, dus hoger zijn in jonge bodems, maar een negatieve correlatie hebben met de P-concentraties in de bodem, die juist hoger zijn in oudere bodems (Tabel 2.3). Dit wijst erop dat P relatief goed beschikbaar is in de niet al te zure, jonge bodems, maar dat er in zuurdere, oudere bodems een afname van de P-beschikbaarheid plaats vindt en een toename van de N-beschikbaarheid.

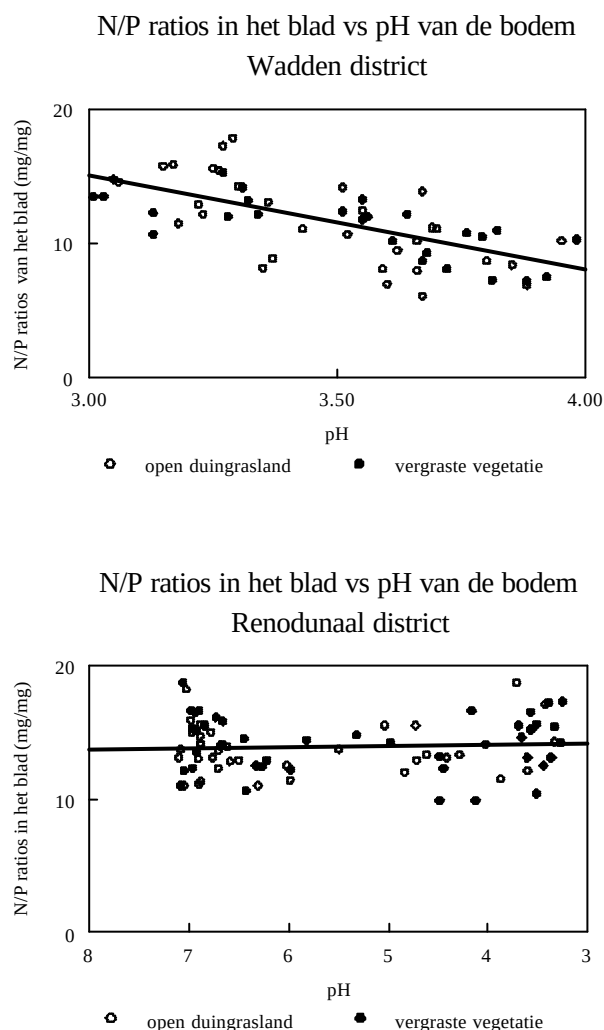
Figuur 2.2. Verschillende vormen van P in verschillende duinzones.



Figuur 2.3. Verdeling van ijzer over organische en minerale vormen in verschillende duinzones.



Figuur 2.4. Veranderingen in N/P ratios in het blad met pH in verschillende duinzones.



Renodunaal district

In het Renodunaal district veranderen verschillende P-fracties en daarmee de beschikbaarheid van P langs de pH-gradiënt die loopt van kalkhoudende bodems vlak bij zee tot de ontkalkte bodems in de binnenduinen. Mineraal P (vooral calciumfosfaat) is een belangrijke fractie bij hoge pH, maar neemt sterk af bij pH-verlaging (Figuur 2.2.). Organisch-P blijkt niet te variëren met de pH, maar P gebonden aan ijzer en aluminium neemt toe bij verzuring. De hoeveelheid ijzer- en aluminiumoxiden is hoog in het Renodunaal district (Figuur 2.3), maar neemt op zich niet toe bij verzuring. Wel is het zo dat de binding van P bij lagere pH steeds sterker wordt en uiteindelijk zal resulteren in de vorming van bij lage pH onoplosbare ijzer- en aluminiumfosfaten.

Voor de kalkhoudende bodems vlak aan zee betekent dit dat P voornamelijk als calciumfosfaat aanwezig is. Dit is bij hoge pH onoplosbaar, maar gaat bij pH-verlaging in oplossing. Dit verklaart ook de negatieve correlatie tussen de pH en plant parameters als biomassa en nutriëntconcentraties (Tabel 2.3). Bij hoge pH is de vastlegging van P in calciumfosfaat dus een rem op de productie. Verrassend is dat de N/P ratios aangeven dat P echter geen beperkende factor is, maar dat er eerder sprake lijkt van co-limitatie van N en P samen. Het zou kunnen dat N eveneens beperkend is, doordat er nog weinig accumulatie van organische stof in de bodem heeft plaatsgevonden, waardoor de N-mineralisatie beperkt is (Gerlach et al. 1994). De voorraad organische stof en N in de bodem zijn echter niet verschillend tussen kalkhoudende en ondiep ontkalkte duinen (Tabel 2.2). Ook is het zo dat de positieve

correlatie tussen pH en N/P ratio aangeeft dat de P-beperking bij hoge pH sterker is en P daarmee vermoedelijk belangrijker dan N.

In de deels ontkalkte bodems is de beschikbaarheid van P in principe hoog, door de oplossing van calciumfosfaten, maar neemt af bij verdere verzuring door het vastleggen van P in ijzer- en aluminiumfosfaten. Dit komt overeen met de positieve correlaties tussen plantparameters en pH (Tabel 2.3). Het is ook hier verrassend dat N/P ratios aangeven dat N en P co-limiterend, of liever gezegd in balans zijn. De beschikbaarheid van P is hoog en die van N kennelijk ook.

Tabel 2.3 Positieve (+) en negatieve (-) correlaties tussen plant- en bodemparameters in verschillende duinzones. Alleen significante correlaties zijn weergegeven. Tekens links in een vakje zijn voor open duingrasland, tekens rechts voor vergraste vegetaties

Waddendistrict	pH-Ah	pH-C	Or-Ah	Or-C	N-Ah	P-Ah
biomassa						
N-concentratie blad	- -	-				
N-voorraad blad			+		+	+
P-concentratie blad	+	+	-		-	-
P-voorraad blad		+				
N/P ratio	- -	- -	+	+	+	+
Renodunaal: kalkhoudend	pH-Ah	pH-C	Or-Ah	Or-C	N-Ah	P-Ah
biomassa		-	+		+	+
N-concentratie blad		-	+			+
N-voorraad blad		-	+		+	+
P-concentratie blad	-	- -	+		+	
P-voorraad blad		-	+		+	+
N/P ratio	+	+		+		+
Renodunaal: ondiep ontkalkt	pH-Ah	pH-C	Or-Ah	Or-C	N-Ah	P-Ah
biomassa	+	+	+		+	
N-concentratie blad				+		
N-voorraad blad	+	+	+		+	+
P-concentratie blad						+
P-voorraad blad	+	+	+		+	+
N/P ratio			-		-	-

Door dit alles lijkt de rol van atmosferische depositie in het Renodunaal district kleiner dan in het Waddendistrict. De input van zuur versnelt het oplossen van calciumfosfaat en het vrijkomen van P en de input van N draagt bij aan de verhoging van de N-beschikbaarheid. Dit verandert echter de richting van het proces van toenemende nutriëntbeschikbaarheid bij afname van de pH niet wezenlijk. Er vindt door atmosferische depositie alleen een versnelling plaats.

In diep-ontkalkte locaties zijn geen metingen verricht. Het ligt echter in de lijn der verwachting dat de beschikbaarheid van P hier beperkt zal zijn door de (gedeeltelijke) vastlegging in ijzer- en aluminiumfosfaten. Of dit leidt tot hoge N/P ratios is de vraag, omdat ook N beperkend zou kunnen blijven.

2.3 Primaire productie, strooiselafbraak en N- en P-mineralisatie in verschillende duinzones

2.3.1 Inleiding

In het kader van EGM-II is nader onderzoek uitgevoerd naar de afbraak van organische stof en het vrijkomen van N en P door mineralisatie. De doelstelling hiervan was tweeledig: (1) verzamelen van informatie over nutriënthuishouding in

duingraslanden, in aanvulling van wat uit de eerste inventarisatie bekend was en (2) toetsen in hoeverre begrazing leidt tot verarming van het ecosysteem. De tweede doelstelling wordt bij het hoofdstuk begrazing besproken.

Het onderzoek is uitgevoerd in vier locaties, waarvan een in het Zwanenwater in het Waddendistrict en drie in het Renodunaal district, in de Amsterdamse Waterleidingduinen, in een serie van kalkhoudend (Zeeduinen), ondiep ontkalkt (Eiland van Rolvers) naar diep ontkalkt (Sasbergen). In het Zwanenwater is helm de dominante vergrasser, in de Zeeduinen strandkweek en in zowel Eiland van Rolvers en Sasbergen heeft duinriet het grootste aandeel in de (vergraste) vegetatie. In alle locaties is onderzoek uitgevoerd in niet-begraasde controle-gebieden (naast in begraasde, waar in hoofdstuk 3 verder op zal worden ingegaan). Voor het meten van productiviteit, strooiselafbraak en mineralisatie is in de AWD gebruik gemaakt van exclusures die konijnen buiten hielden. In het Zwanenwater werd dit niet nodig geacht vanwege de lage konijnenactiviteit; bovendien waren de plekken met open duingrasland, waar konijnen zich vooral ophouden, erg klein voor exclusures. Het onderzoek is net als in het eerste deel van dit hoofdstuk gericht op sturende processen en limiterende factoren bij vergrassing en op de vraag of (1) de nutriëntbeschikbaarheid verschillend is tussen duingebieden, maar nu met nadruk op (2) hoe deze wordt gestuurd door afbraak van organische stof en mineralisatie van nutriënten.

2.3.2 Methoden

De gedetailleerde methoden zijn vermeld in Kooijman en Besse (2002). In elk van de vier locaties zijn vier proefvlakken random geselecteerd in open duingrasland en vier in vergraste vegetatie. In de drie AWD-locaties zijn in januari-februari 1998 in ieder proefvlak exclusures gebouwd van 1.5 x 1.5 m met behulp van palen en kippengaas, ingegraven tot 20 cm diepte om konijnen buiten te houden (dat is gelukt). Uiteraard werd de binnenkant van de exclusures zoveel mogelijk ontzien, omdat hier later de productiviteit van de vegetatie bepaald zou worden.

In ieder proefvlak werden de levende bovengrondse biomassa, dood aan de plant en strooisel in random gekozen proefvlakjes van 25 x 25 cm geoogst in februari (winter), mei (voorjaar), juli (zomer) en oktober (najaar), binnen en buiten de exclusures. Ook zijn tijdens deze bemonsteringen lichtmetingen uitgevoerd met een staaftmeter die in de vegetatie gestoken kon worden. Er is gemeten op de bodem, op 10 cm hoogte in en net boven de vegetatie, om het percentage daglicht dat op verschillende hoogtes doordringt te bepalen. De metingen zijn steeds in duplo gedaan, zoveel mogelijk rond het middaguur en onder zo stabiel mogelijke weersomstandigheden. In Juli 1998 zijn wortelmonsters en bodemonsters in alle proefvlakken, binnen en buiten exclusures genomen met behulp van een humushapper (Wardenaar 1987). De bodemonsters zijn gescheiden in een 'ectorganische' horizont, die evenwel gemiddeld ca 70% minerale delen bleek te bevatten, dus eigenlijk geen echte ectorganische laag is, en de Ah. De monsters zijn gedroogd, gewogen en geanalyseerd. Voor biomassafracties betrof dit de bepaling van N en P (en voor levend blad ook K) concentraties via destructie met zwavelzuur. Voor bodemonsters werden pH (CaCl_2), gloeiverlies (bij 550 °C) en N en P concentraties (via destructie met zwavelzuur en waterstofperoxide) bepaald.

In alle exclusures, en in het Zwanenwater in de vier proefvlakken per vegetatietype, werd de strooiselafbraak gemeten via litterbags. Deze werden gevuld met het dode materiaal van de vergrasser dat ter plekke was verzameld; ook litterbags in open duingrasland zijn gevuld met materiaal van de vergrasser, om te toetsen of er verschil in afbraak was in relatief open en gesloten vegetatie. Dit bleek niet het geval te zijn. In iedere exclusure of proefvlak zijn vijf litterbags neergelegd in februari 1998; deze werden opgehaald na 1, 2, 4, 6 en 12 maanden en vergeleken met de beginsituatie. Na 12 maanden bleken er twee litterbags weg te zijn (in de Zeeduinen en het Zwanenwater, allebei in open duingrasland). Een van de 12-maands litterbags in de vergraste vegetatie van het Zwanenwater bleek een exceptioneel hoog gewichtsverlies te hebben, terwijl deze in de andere maanden het normale patroon vertoonde; deze is weggelaten uit de verdere analyses. De litterbags (inclusief de beginsituatie) zijn gedroogd, gewogen en geanalyseerd op N en P gehalte via destructie met zwavelzuur en waterstofperoxide.

De mineralisatie van N en P is in situ gemeten in de exclosures (of in het Zwanenwater in de proefvlakken) van april tot oktober 1998, in twee perioden van drie maanden. Dit werd geacht representatief te zijn voor ca driekwart van het jaarlijks vrijkomen van nutriënten via mineralisatie in de duinen (Veer 1997). Er is gebruik gemaakt van 20 cm lange PVC-buisjes met een diameter van 6.5 cm. Hiermee werd een ongestoord bodemonmonster van 15 cm diepte gestoken. Aan de onderkant van de buis was een zakje met ionenwisselaarkorrels bevestigd, om vrijkomende en uitlekkende nutriënten op te vangen (Kjönaas 1999). In het gat werd voor terugplaatsing van de buis een laag van 1 cm, met zoutzuur en demi-water gespoeld, kwartszand gestort, om uitwisseling met de onderliggende bodem te voorkomen. Aan de bovenkant waren de buizen open om gaswisseling toe te laten. Verse en geïncubeerde monsters en ionenwisselaarszakjes zijn geëxtraheerd met 1 M KCL; nitraat, ammonium en fosfaat in de extracten zijn gemeten met een autoanalyzer. Het verschil tussen geïncubeerde monsters plus zakjes en verse monsters is de hoeveelheid die is vrijgekomen over de betreffende periode. Het effect van duinzones en vegetatietypes op nutriëntbeschikbaarheid zijn statistisch geanalyseerd met (tweeweg)-variantieanalyse en ls-means toetsen voor bodem en plantparameters. De relaties tussen N-mineralisatie, strooiselafbraak en diverse plant- en bodemparameters zijn geanalyseerd met eerste of tweede orde regressies.

2.3.3 Resultaten en discussie

Waddendistrict: hoge N-beschikbaarheid

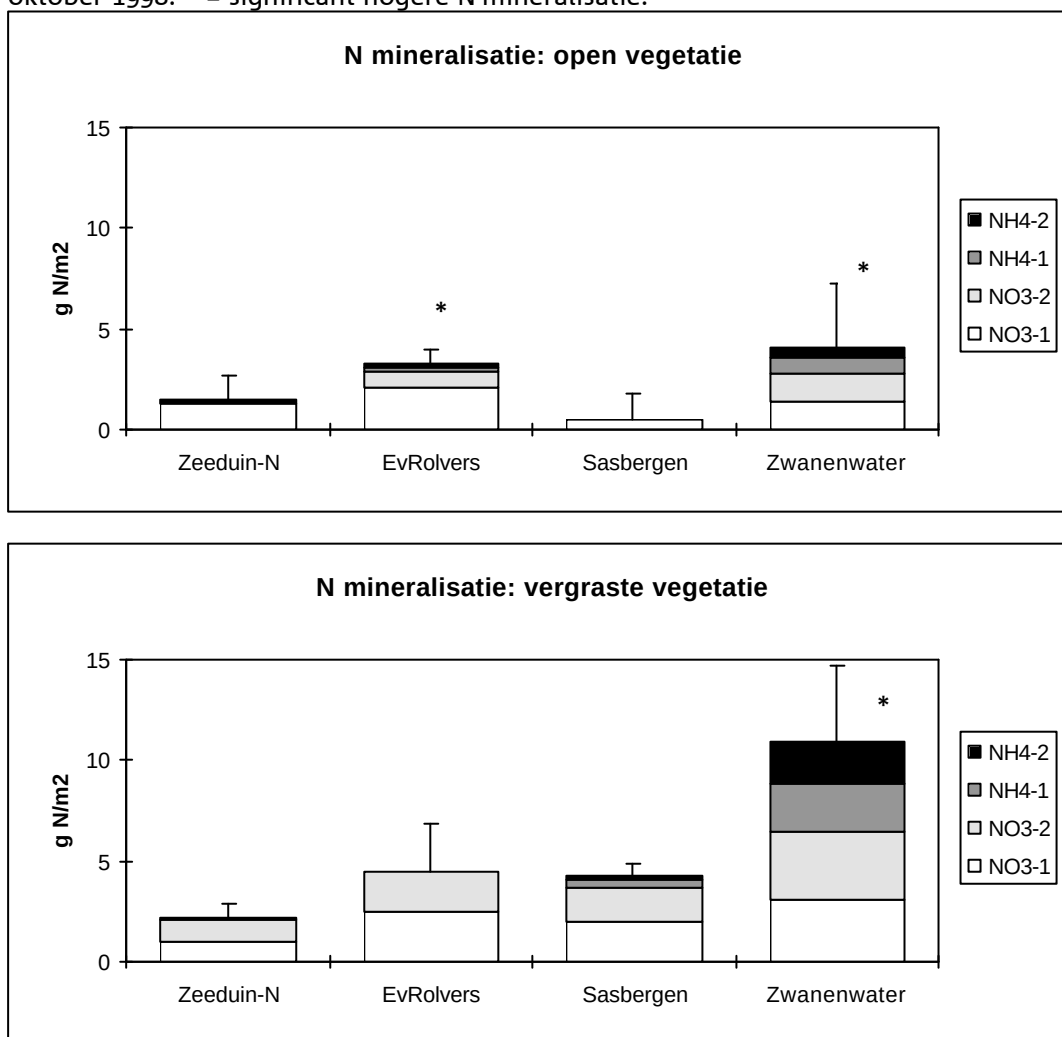
In de voorgaande secties is de sterke uitbreiding van helm in het Waddendistrict en de hoge productiviteit verklaard door atmosferische depositie van N, die de N-limitatie van dit ecosysteem zou verminderen. Deze N-limitatie zou het gevolg zijn van de relatief goed beschikbare vorm van P gebonden aan ijzer-organische stofcomplexen. Ook is in eerder onderzoek (Veer en Kooijman 1997) gewezen op de versterkende factor die de vergrasser zelf is als deze zich eenmaal heeft gevestigd: de hoge biomassa betekent een hogere invang van droge N-depositie, een hogere strooiselproductie, hogere mineralisatiesnelheden, een hogere N-beschikbaarheid, veel wortels en dus een hogere opnamecapaciteit, dit alles leidend tot een nog hogere biomassaproductie en het wegvangen van licht voor kleine soorten. Voor de hogere productie van helm ten opzichte van de vergrassers in het Renodunale district was echter geen directe verklaring, zeker gezien de lagere voorraden nutriënten in de bodem.

Tabel 2.4 Vegetatieparameters in verschillende duinzones in open duingrasland en vergraste vegetaties. Gemiddelden en standaarddeviaties van waarden in de zomer; biomassa is bepaald binnen exclosures (n=4) en nutriëntconcentraties binnen en buiten exclosures (n=8). Vetgedrukte parameters en waarden (met verschillende letters) geven significante verschillen aan binnen het betreffende vegetatietype

	Vegetatie-type	Zeeduinen	Eiland van Rolvers	Sasbergen	Zwanenwater
levend blad (g/m ²)	open	183 (123) a	236 (68) a	95 (21) a	195 (34) a
	vergrast	254 (115) a	193 (61) a	142 (65) a	397 (130) b
dood blad (g/m ²)	open	15 (27) a	62 (11) a	25 (4) a	192 (71) a
	vergrast	350 (295) a	140 (85) a	89 (48) a	1504 (1086) b
N blad (mg/g)	open	17 (3) c	11 (4) a	13 (2) b	11 (1) a
	vergrast	15 (1) b	13 (2) a	14 (2) b	11 (1) a
P blad (mg/g)	open	1.0 (0.2) a	0.9 (0.1) a	0.9 (0.1) a	1.0 (0.1) a
	vergrast	1.0 (0.1) b	1.2 (0.2) c	0.9 (0.1) b	0.8 (0.1) a
K blad (mg/g)	open	14 (6) a	13 (3) a	14 (3) a	11 (2) a
	vergrast	19 (6) b	11 (4) a	13 (2) a	10 (2) a
N/P ratio	open	17 (3) c	12 (4) a	14 (2) b	11 (1) a
	vergrast	15 (1) b	11 (3) a	16 (1) b	15 (2) b

De biomassa van het Zwanenwater is inderdaad, evenals in het eerder uitgevoerde onderzoek fors hoger dan in het Renodunaal district (Tabel 2.4). Hetzelfde geldt voor de productiviteit. Eveneens conform de voorgaande studie zijn de nutriëntconcentraties in het blad lager, maar de totale hoeveelheid (of opname van) nutriënten niet. Deze hoge productiviteit lijkt samen te hangen met de verrassend hoge N-mineralisatie die in dit gebied wordt gevonden (Figuur 2.5).

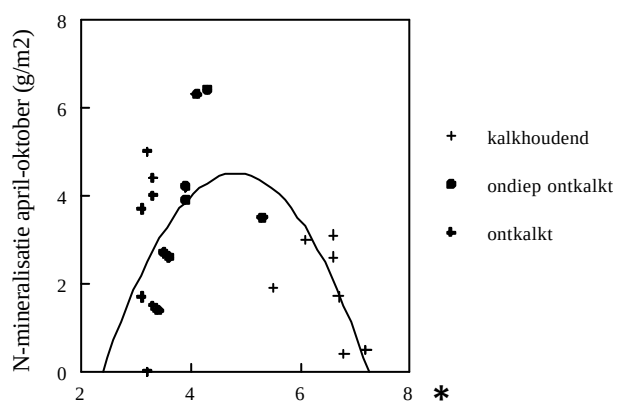
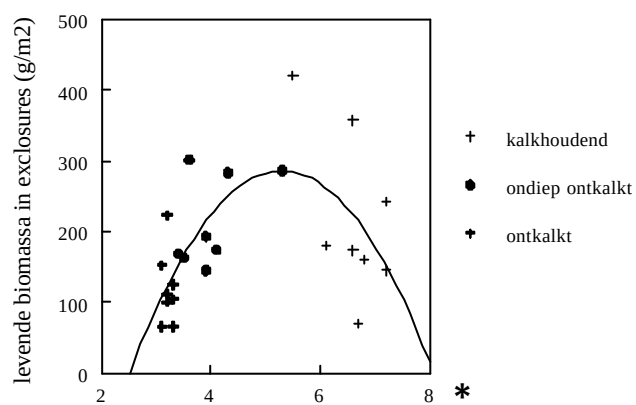
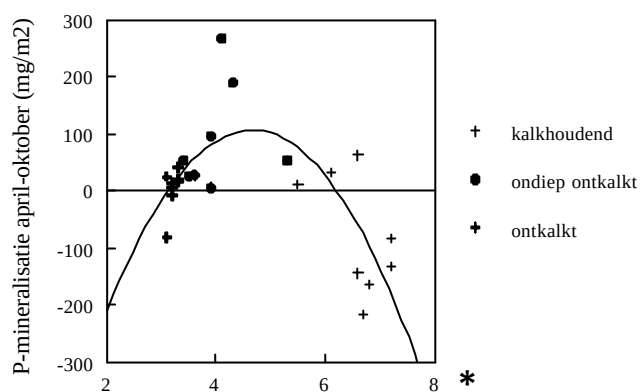
Figuur 2.5. Netto N-mineralisatie over de periode april-oktober 1998 in verschillende duinzones in open duingrasland en vergraste vegetatie. Serie 1: april-juli; serie 2: juli-oktober 1998. * = significant hogere N-mineralisatie.



Renodunaal District: pH-optimum van primaire productie

In het Renodunale district zou de verschillende beschikbaarheid van P in kalkhoudende en (deels) ontkalkte duinzones moeten leiden tot een optimumcurve van de productiviteit. In kalkhoudende bodems zou deze laag zijn door de vastlegging van P in calciumfosfaat; de productiviteit zou toenemen bij lagere pH door de oplossing van calciumfosfaat en bij verdere verzuring zou de productiviteit weer dalen door de afname van de P-beschikbaarheid door vastlegging in ijzer- en aluminiumfosfaat. De beschikbaarheid van N zou min of meer dezelfde lijnen volgen: een lage N-beschikbaarheid in de kalkhoudende bodems door de lage voorraden organische stof en daardoor lage mineralisatie, een hoge N-beschikbaarheid door een hoger aanbod van organische stof en nog steeds hoge afbraaksnelheden in de ondiep-ontkalkte bodems en een lage N-beschikbaarheid in diep-ontkalkte bodems door de lage afbraaksnelheden.

Figuur 2.6. Optimumcurves in P-beschikbaarheid, productiviteit en N-beschikbaarheid met pH in het Renodunaal district. * = significante correlatie.



Deze optimumcurve van productiviteit versus pH lijkt inderdaad aanwezig te zijn (Figuur 2.6). De productiviteitspiek ligt rond pH 5 en bedraagt daar zo'n 300 g/m²; bij pH 3 en pH 7 is deze afgenomen tot ca 100 g/m². Wat verder opvalt (hoewel in deze figuur niet te zien) is dat de verschillen tussen vergraste en open, kruidenrijke duingraslanden in productiviteit niet zo groot zijn. Het verschil in standing crop, dat veel groter is, wordt vooral bepaald door de dode bladen die in de vergraste vegetaties aan de plant blijven zitten. De netto P-mineralisatie is een resultante van de hoeveelheid P die vrijgekomen is bij afbraak van organische stof en de hoeveelheid weer opgenomen door micro-organismen, maar ook van de chemische vastleggings-oplossingsreacties. Deze vertoont een vergelijkbare curve als de productiviteit, met een optimum rond pH 5 waar netto P vrijkomt, en een vastlegging van P bij pH 7 (calciumfosfaat) en -in mindere mate- bij pH 3 (ijzer- en aluminiumfosfaat). Het is wel zo dat de hoeveelheid P die vrijkomt niet voldoende is voor het levende blad, zeker niet in de Zeeduin. De N-mineralisatie, de resultante van het vrijkomen van N bij afbraak en de immobilisatie door micro-organismen, vertoont een vergelijkbare optimumcurve. Hier is bodemchemisch gezien echter geen reden voor.

N-mineralisatie: gekoppeld aan productiviteit

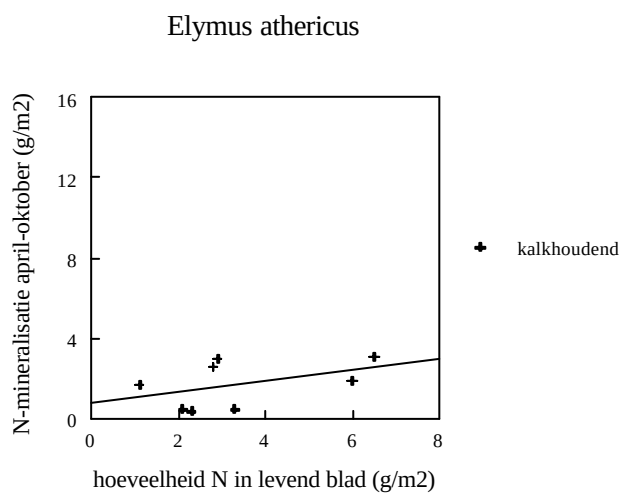
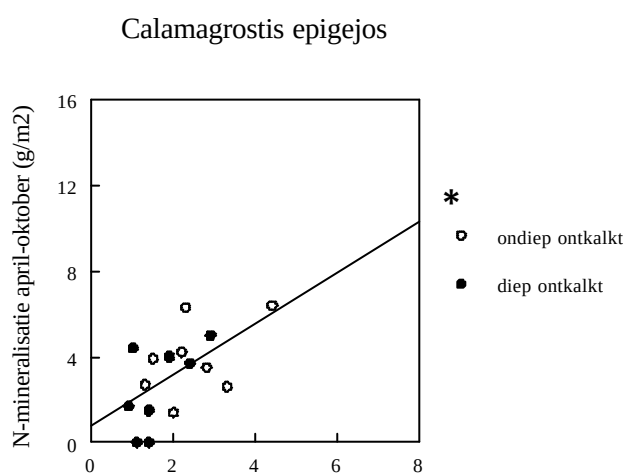
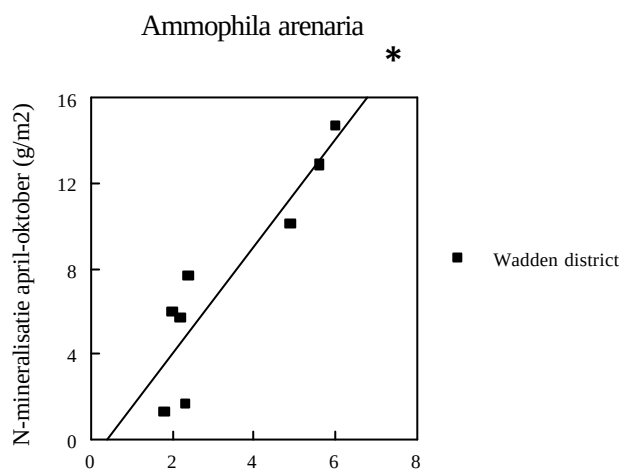
Met deze optimumcurves lijkt het zonneklaar dat de productiviteit in het Renodunale district afhankelijk is van de beschikbaarheid van N en P. De beschikbaarheid van P is hierbij waarschijnlijk sturend, door de bodemchemische regulatie en het optimum bij pH 5. Ook in het Waddendistrict hangt de hoge biomassa-productie samen met een hoge P-mineralisatie, die ca 1.5 keer zo hoog is als het optimum in het Renodunaal district. Het lijkt er verder op dat de N-beschikbaarheid een respons is op de biomassa-productie en daarmee de strooiselininput.

Een dergelijke koppeling tussen biomassa-productie, strooiselininput en N-mineralisatie is echter niet het hele verhaal. Als gekeken wordt naar de relatie tussen de N-mineralisatie over de periode april-oktober, een indicatie voor driekwart van de jaarlijkse hoeveelheid vrijgekomen N, en de hoeveelheid N in het levende blad in de zomer, die een maat is voor de productiviteit van de vegetatie, blijkt het toch wat ingewikkelder. Er is geen significant verband, tenzij locaties en/of soorten apart worden beschouwd. Voor helm (Zwanenwater) en in mindere mate voor duinriet (Eiland van Rolvers en Sasbergen) zijn de correlaties tussen N-mineralisatie en voorraad in het blad significant (Figuur 2.7). Met name voor helm is er een sterke koppeling tussen productiviteit en N-mineralisatie. De relatie tussen N-mineralisatie en N in het blad in de kalkhoudende Zeeduin met kweek als dominante grassoort ligt echter op een veel lager niveau en is niet meer significant. De mineralisatie is laag, maar de biomassa is dat niet altijd.

N-mineralisatie: gekoppeld aan afbraaksnelheid

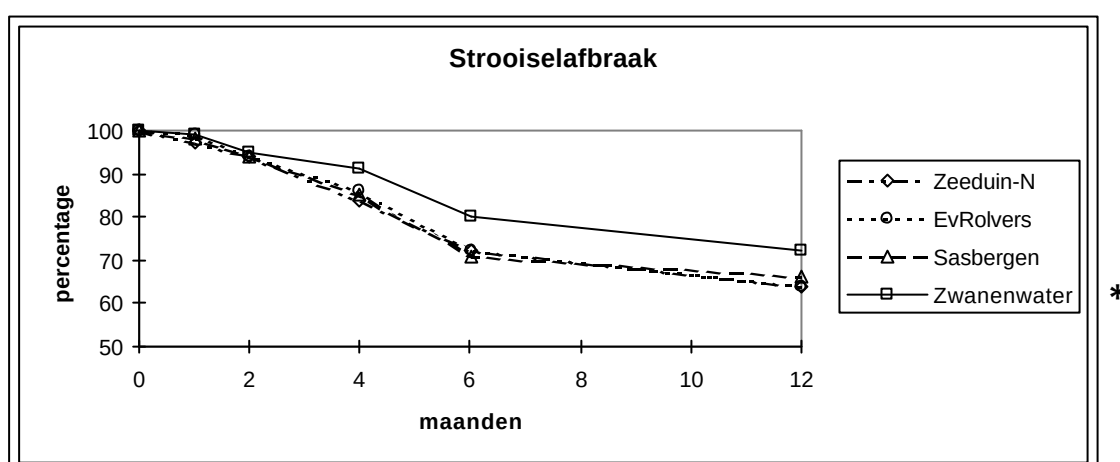
De traditionele gedachte is dat de mineralisatiesnelheid direct gekoppeld is aan de afbraaksnelheid van organische stof (Swift et al. 1979). Een hoge afbraaksnelheid wordt algemeen als synoniem beschouwd met een hoge mineralisatiesnelheid, door de hoge biologische activiteit (Lambers, Chapin en Pons 1998). Ook heeft goed afbreekbaar strooisel over het algemeen een hoge N-concentratie en lage C/N ratio, waardoor het verschil met de lagere microbiële C/N kleiner is, de N-immobilisatie lager is en de netto N-mineralisatie eerder optreedt (Swift et al. 1979). In de Nederlandse kustduinen lijkt dit echter anders uit te pakken.

Figuur 2.7. De relaties tussen N-mineralisatie en de hoeveelheid N in de plant (als maat voor de productiviteit van de vegetatie en de strooiselinput) voor verschillende soorten in verschillende duinzones. * = significante correlaties.



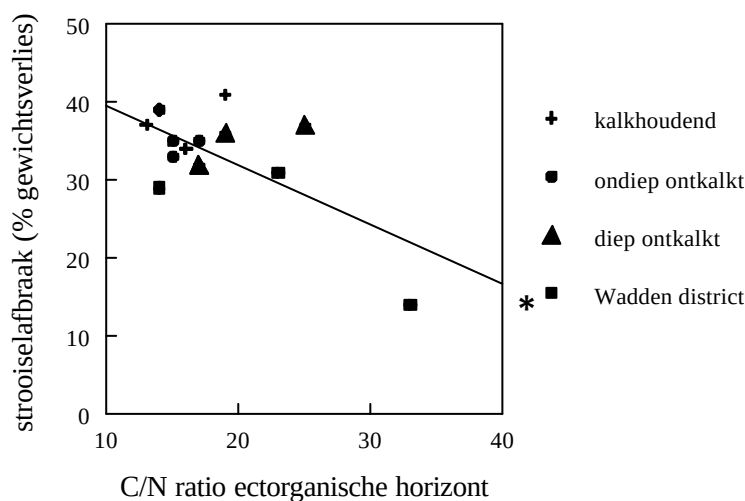
Afbraaksnelheden zijn in het algemeen hoger bij hoge pH, zoals in de kalkhoudende Zeeduin en lager onder zure condities zoals in het Zwanenwater en de AWD. Ook de afbreekbaarheid van het blad speelt een rol. In het Zwanenwater, is de afbraak van dood blad van helm significant lager dan in de drie AWD locaties (Figuur 2.8). Ook is de strooiselafbraak negatief gecorreleerd met de C/N ratio van de bodem: hoe hoger de C/N, hoe lager de afbraaksnelheid (Figuur 2.9). Binnen de AWD zijn de verschillen kleiner: het verschil in afbraak in de litterbags tussen de kalkhoudende Zeeduin en het zure Sasbergen na een jaar bedraagt maar een paar procent. De lagere afbraaksnelheid in het Zwanenwater en de geringe verschillen binnen de AWD worden verder geïllustreerd door zowel de twee keer zo grote hoeveelheid dood blad die bij helm aan de plant blijft zitten, als de twee keer zo grote hoeveelheid strooisel ten opzichte van de levende biomassa, wat duidt op een lagere turnoversnelheid (Tabel 2.5).

Figuur 2.8. Strooiselafbraak in verschillende duinzones. * = significant lagere strooiselafbraak.



Figuur 2.9. De relatie tussen strooiselafbraak en C/N ratio van de bodem. * = significante correlatie.

strooiselafbraak vs C/N ratio van de bodem



Tabel 2.5 Turnoversnelheden van dood blad, strooisel en stikstof in verschillende duinzones in open duingrasland en vergraste vegetaties. ZD = Zeeduin; EvR = Eiland van Rolvers; SB = Sasbergen; ZW = Zwanenwater. Gemiddelde waarden en standaarddeviaties in percentage; waarden gebaseerd op zomerbemonstering binnen exclusures. Vetgedrukte waarden zijn significant hoger voor het betreffende vegetatietype in de betreffende duinzone

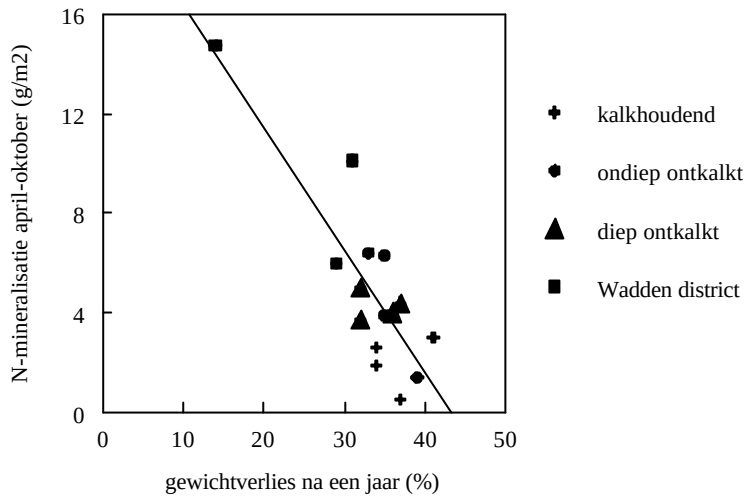
Vegetatie	gebied	Dood blad t.o.v. levende biomassa		L-materiaal t.o.v. strooiselinput (= levende biomassa)		N-mineralisatie t.o.v. de totale N-voorraad in de bodem		N-mineralisatie t.o.v. de voorraad N in 'FH' en Ah	
open	ZD	6	(6) a	0	(0) a	2	(2) a	2	(2) a
	EvR	25	(12) a	42	(69) a	5	(1) a	5	(1) a
	SB	25	(11) a	25	(39) a	1	(2) a	1	(2) a
	ZW	96	(18) b	0	(0) a	3	(2) a	3	(2) a
vergrast	ZD	96	(47) b	102	(44) a	3	(0) a	3	(1) a
	EvR	67	(30) a	121	(72) a	4	(2) a	4	(2) a
	SB	53	(35) a	114	(69) a	5	(1) a	5	(1) a
	ZW	208	(21) c	240	(186) b	18	(17) b	25	(21) b

Als een hoge afbraaksnelheid automatisch een hogere N-mineralisatie met zich meebracht, zou in de kalkhoudende Zeeduin de N-mineralisatie hoger moeten zijn dan in het zure Zwanenwater. Dit is niet het geval, zelfs niet als de productiviteit vergelijkbaar is. Het verband tussen strooiselafbraak en N-mineralisatie blijkt op grond van de vier bestudeerde locaties een inverse relatie te zijn: hoe hoger de strooiselafbraak, hoe lager de N-mineralisatie en vice versa (Figuur 2.10). De 'algemene gedachte' dat een hoge afbraaksnelheid synoniem is met een hoge N-beschikbaarheid (bijv. Lambers et al. 1998) en een lage afbraak een lage nutriëntbeschikbaarheid tot gevolg heeft (Aerts en Chapin 2000) lijkt dus niet geheel te kloppen.

De vraag is nu waar deze inverse relatie tussen afbraak en N-mineralisatie vandaan komt, en of dit aan de afbraakcondities in de bodem ligt, dan wel aan de kwaliteit van het strooisel. Dat is niet bekend, maar beide factoren kunnen een rol spelen. Een kalkrijke bodem bevat waarschijnlijk andere micro-organismen (meer bacteriën) dan een zure bodem, waar schimmels belangrijker zijn. De biologische activiteit (afbraaksnelheid) is in kalkrijke bodems hoger dan in zure. Mogelijk betekent een hogere biologische activiteit juist dat ook de microbiële N-behoefte groter is, waardoor er netto minder voor de vegetatie overblijft. Hoewel de microbiële opgeslagen N natuurlijk gedeeltelijk weer wordt hergebruikt, komt er toch een deel hiervan in de stabiele organische stof van de bodem terecht (Sjöberg en Persson 1998). In ieder geval is een duidelijk hogere netto N-mineralisatie ook geconstateerd in zure t.o.v. basenrijke venen (Verhoeven et al. 1988, 1990) en loofbossen (Davy en Taylor 1979). Ook bleek bij langjarige bemestingsexperimenten in graslanden dat de uitspoeling van N in kalkrijke bodem ongeveer twee keer lager was dan in zure bodem, maar de accumulatie van N ruim twee keer zo hoog (Phoenix et al. 2003). In kalkrijke bodem werd 89% van de toegediende N op de een of andere manier opgeslagen in de bodem, maar in zure bodem slechts 38%. Ook de kwaliteit van het strooisel speelt waarschijnlijk een rol. Op zich kan een hoog N-gehalte in vers strooisel voor een hoge netto N-mineralisatie zorgen (Scheu 1997), maar slecht afbreekbaar strooisel met een laag N-gehalte hoeft niet per definitie tot een lage N-mineralisatie te leiden. Het hangt allemaal samen met de vraag welke factor limiterend is voor de micro-organismen: C of N. De afbraak van vers materiaal verloopt in eerste instantie snel door de aanwezigheid van goed afbreekbare koolhydraten, en alle N die vrijgemaakt wordt uit de organische stof wordt opgenomen door micro-organismen. Op een bepaald moment zijn de gemakkelijk afbreekbare stoffen echter op, wordt C een beperkende factor en gaat de afbraak langzamer verlopen. Vanaf dit moment hebben de micro-organismen minder N nodig, waardoor de netto N-mineralisatie op gang komt (Swift et al. 1979). In deze periode kunnen eiwitten als energiebron worden gebruikt om bijvoorbeeld de slecht afbreekbare lignine aan te pakken (Barnes et al. 1997).

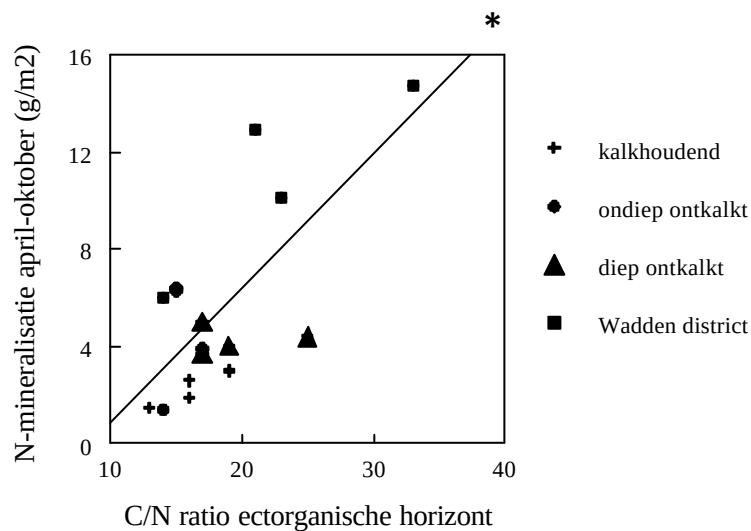
Figuur 2.10. N-mineralisatie versus strooiselafbraak in verschillende duinzones.* = significante correlatie.

N-mineralisatie vs strooiselafbraak



Figuur 2.11. Relatie tussen N-mineralisatie en C/N ratio van de bodem in verschillende duinzones. * = significante correlatie.

N-mineralisatie vs C/N ratio van de bodem



Het moment waarop C een beperkende factor wordt en N beschikbaar komt voor de vegetatie is echter niet voor elk strooiseltype hetzelfde. In goed afbreekbaar strooisel kan de afbraak een tijdje doorgaan voordat er een tekort aan C ontstaat. In slecht afbreekbaar strooisel, daarentegen, wordt de afbraak relatief snel geremd door de slecht afbreekbare verbindingen. De kritische C/N ratio, waarbij het strooisel netto N begint vrij te geven, ligt voor slecht afbreekbaar strooisel dan ook op een hoger niveau (Berg and Ekbohm 1983, Berg and McClaugherty 1987, Tietema 1992). Slecht afbreekbaar dennenstrooisel begint al met netto N-mineralisatie bij een C/N van 30, maar goed afbreekbaar haagbeukstrooisel pas bij C/N 19 (Tietema 1992).

De netto N-mineralisatie bleek ook hoger te zijn bij een hogere C/N ratio in de bodem (Figuur 2.11). Ook dit is niet in overeenstemming met de 'algemene theorie', die er vanuit gaat dat N-mineralisatie juist hoog is bij lage C/N en relatief hoge N-gehalten. Een hoge atmosferische N-depositie leidt op vergelijkbare (zure, zandige) bodems en (naaldboom) vegetaties wel tot een lagere C/N en hogere N-gehalten en uitspoeling (Gundersen et al. 1998), maar het lijkt erop dat dit verhaal niet op gaat als het om duidelijk verschillende bodems gaat. In het duinonderzoek was in basenrijke bodem de N-concentratie in de bodem hoog, maar C/N ratio en N-mineralisatie laag, terwijl dit in de zure Zwanenwater locatie het omgekeerde was (Tabel 2.6). Ook in Zweedse bossen is de N-concentratie in de bodem hoger bij hoge basenbezetting, hoewel de reden hiervoor onbekend is (Tamm 1991).

De lage C/N ratio in basenrijke bodem is natuurlijk ten dele het gevolg van de hoge afbraaksnelheid (waardoor er meer C verdwijnt), maar mogelijk ook ontstaan door verhoogde microbiële vastlegging van N in de bodem. In (zure) bodems met slechte strooiselafbraak blijft er relatief gezien meer C in de bodem achter, maar wordt er mogelijk minder N microbiëel vastgelegd (en juist meer in de richting van de vegetatie gesluisd). Dit alles betekent dus dat een bodem met een grote voorraad nutriënten *niet* per definitie een hoge beschikbaarheid voor de vegetatie op hoeft te leveren. Het kan ook betekenen dat wat vastgelegd is in de bodem, niet ten goede komt aan de vegetatie.

Tabel 2.6 Stikstofconcentraties en C/N ratios in ectorganische horizont (zonder L) en Ah in verschillende duinzones; open duingrasland en vergraste vegetaties zijn gecombineerd. Gemiddelde waarden (n=8) en standaarddeviaties. Vetgedrukte waarden (met andere letter) zijn significant hoger voor de betreffende duinzone

	N-concentratie ectorganisch	C/N ratio Ectorganisch	N-concentratie Ah	C/N ratio Ah
Zeeduinen	6.4 (1.0) b	14 (2) a	1.2 (0.5) a	18 (3) a
Eiland van Rolvers	5.8 (1.7) b	16 (2) a	1.0 (0.3) a	21 (4) b
Sasbergen	5.8 (1.7) b	20 (3) b	1.2 (0.3) a	19 (4) ab
Zwanenwater	4.0 (1.4) a	21 (3) b	0.8 (0.3) a	28 (4) c

N-mineralisatie: strooiselinput *en* strooiselafbraak

Het lijkt er dus op dat behalve de hoeveelheid strooisel ook de afbraak hiervan een rol speelt in de N-mineralisatie, alleen in iets andere zin dan algemeen wordt aangenomen. Voor iedere soort en/of locatie is er een positieve relatie tussen strooiselproductie en N-mineralisatie, maar deze kan per soort of locatie verschillen, afhankelijk van de afbreekbaarheid en afbraakcondities. Dit komt tot uiting in een hogere of lagere N-mineralisatie per eenheid N in de strooiselinput, ofwel de efficiëntie van de N-mineralisatie. Deze heeft lagere waarden voor strandkweek in de kalkhoudende bodems van het Renodunaal district dan helm in de ontkalkte bodems van het Waddendistrict (Tabel 2.7).

Tabel 2.7 Ruwe schattingen van de jaarlijkse N in strooisel input en N-mineralisatie per eenheid (N in) strooisel. *1. Gebaseerd op bovengrondse productie, wortelbiomassa en N-concentraties is dood blad en wortels

Duinzone	Soort	pH	C/N ratio Ah	N in strooisel Input (g/m ²)	strooisel afbraak (%)	Nmin per m ² per jaar (g/m ²)	Nmin per N in strooisel input
R-kalkhoudend	<i>Elymus athericus</i>	6.2	18	7.6 *1	36	2.9	0.4
R-ondiep ontkalkt	<i>Calamagrostis epigejos</i>	4.5	21	6.3	36	6.0	1.0
R-diep ontkalkt	<i>Calamagrostis epigejos</i>	4.0	19	6.3	34	5.7	0.9
Wadden district	<i>Ammophila arenaria</i>	3.9	28	7.5	26	14.5	1.9

Het is in dit stadium niet goed mogelijk de effecten van strooiselinput en -afbraak te scheiden, en hetzelfde geldt voor het onderscheid tussen het effect van de afbreekbaarheid van het strooisel en de afbraakcondities. Wel is echter duidelijk dat de hoeveelheid strooisel en de afbraak hiervan elkaar in het ene geval versterken, en in het andere geval verzwakken. Bij helm in het Waddendistrict wordt het positieve effect van de hoge productie versterkt door de relatief slechte afbraak en geringe N-immobilisatie door micro-organismen. Het gevolg hiervan is een sterke koppeling tussen N-mineralisatie, productiviteit en strooiselinput, zoals weergegeven in Figuur 2.7. In de kalkhoudende bodems met strandkweek wordt een eventueel positief effect van een hogere strooiselinput versluierd door het negatieve effect van de hoge afbraaksnelheid en vermoedelijk hoge N-behoefte van de micro-organismen. Dit zou een verklaring kunnen zijn voor de zwakke koppeling tussen productie en N-mineralisatie zoals aangetroffen in deze situatie.

2.4 Nutriëntbeschikbaarheid in het Renodunaal en Waddendistrict

2.4.1 De sleutelrol van P in het Renodunaal district

De resultaten ondersteunen de hypothese dat in het Renodunaal district de productiviteit van de vegetatie wordt gereguleerd door de beschikbaarheid van P. In de kalkhoudende duinen wordt deze geremd door de vastlegging van P in calciumfosfaat. De beschikbaarheid van N is eveneens laag. Dit is deels het gevolg van de lage productiviteit als gevolg van de beperkte P-beschikbaarheid. Daarnaast speelt waarschijnlijk ook de hoge biologische activiteit in de bodem een rol, waardoor de immobilisatie van N door micro-organismen hoog is, maar de beschikbaarheid voor de vegetatie laag. Dit proces kan leiden tot een relatief hoge voorraad N in de bodem, die echter niet onmiddellijk voor de vegetatie beschikbaar is.

In de deels ontcalciteerde duinen is de remming op de productie door P opgeheven, doordat calciumfosfaten in oplossing gaan. Door de productieverhoging wordt de N-mineralisatie opgeschoefd, waardoor er extra N beschikbaar komt, de productie verder omhoog kan etc. Dit effect wordt versterkt doordat de immobilisatie van N door micro-organismen afneemt en er per eenheid strooisel meer N vrijkomt. In de diep-ontcalciteerde bodems wordt de productie weer geremd door immobilisatie van P in ijzer- en aluminiumfosfaten. De N-cyclus gaat door de lagere productie mee naar beneden. De remming is echter niet zo groot als verondersteld werd, omdat de verwachte lage N-mineralisatie als gevolg van lage afbraaksnelheden in werkelijkheid een hogere blijkt te zijn.

2.4.2 Het 'succes' van helm in het Waddendistrict

De resultaten geven een verdere onderbouwing van de grote uitbreiding van helm in het Waddendistrict. De waarden voor P-mineralisatie van het Zwanenwater zijn weliswaar niet voldoende om de P-opname in de plant te verklaren, maar laten wel zien dat de P-beschikbaarheid hier hoger is dan in het even zure Sasbergen, als gevolg van het vrijwel ontbreken van ijzer- en aluminiumoxiden die zorgen voor immobilisatie van P bij lage pH. De N-limitatie die van nature voorkomt in dit ecosysteem lijkt te zijn opgeheven of op zijn minst verzacht door de atmosferische depositie. Dit effect wordt versterkt door de hoge snelheid waarmee N in het systeem wordt rondgepompt en de rol die helm zelf hierin speelt.

Het succes van helm in het Waddendistrict is voor een deel afhankelijk van de eigenschappen van de soort zelf. De mogelijkheid om bij lage nutriëntconcentraties in het blad toch goed te functioneren (Pavlik 1983) zorgt ervoor dat er per eenheid N (en P) meer biomassa geproduceerd kan worden. Dit betekent dat eventuele concurrentie om licht in het voordeel van helm uitvalt. Aangezien de plant ook nog behoorlijk droogteresistent is, zijn de mogelijkheden om te fotosynthetiseren groot. Dit betekent dat er meer secundaire koolhydraten aangemaakt worden en, samen met de lage nutriëntconcentraties in het blad, dat de afbreekbaarheid van het blad slecht is. Dit zorgt er weer voor dat het dode blad lang aan de plant blijft zitten en daarmee het

lichtklimaat voor de buren nadelig beïnvloedt. Ook wordt er, mede door de zure bodem, een dikke strooisellaag geproduceerd die de kieming van andere soorten remt. De slechte afbraak heeft bovendien nog als voordeel dat er relatief gezien meer N vrijkomt bij mineralisatie. De turnoversnelheid van N via mineralisatie is 18% ten opzichte van de totale voorraad in de bodem en 25% als de L, waar nog geen mineralisatie optreedt, niet wordt meegerekend, terwijl dit in de AWD-locaties hooguit een paar procent bedraagt (Tabel 2.5). Dus door de lage nutriëntbehoefte van het blad in combinatie met de lage strooiselafbraak en de mogelijk daardoor hoge N-mineralisatie wordt op een bijzonder efficiënte manier een hoge productiviteit behaald.

Tabel 2.8 Nutriëntbeschikbaarheid in verschillende duinzones: samenvattend overzicht

	P-beschikbaarheid	N-beschikbaarheid	biomassa-productie	gevoeligheid voor atmosferische depositie
Renodunaal district				
kalkhoudende bodems	laag door vastlegging P in calciumfosfaat	laag door lage strooiselinput en hoge microbiële N-behoefte	laag door colimitatie van N en P	versnelde successie: meer P door verzuring, meer N door N-depositie
ondiep ontkalkte bodems	hoog door opgeloste calciumfosfaat	hoog door toename strooiselinput	hoog door hoge beschikbaarheid van N en P; neiging tot verruiging	nog hogere nutriëntbeschikbaarheid en successiesnelheid
diep ontkalkte bodems	laag door vastlegging P in ijzer- en aluminiumfosfaat	laag door afname strooiselinput	laag door lage P-beschikbaarheid	geen effect; P wordt alleen maar sterker vastgelegd
Wadden district				
ontkalkte bodems	relatief hoog door lage Fe-en Al-gehalten	extra verhoogd door N-depositie en efficiënte recycling	van nature laag door N-limitatie; bij hoge N-depositie hoog door hoge N en P-beschikbaarheid	zeer gevoelig voor N-depositie; sterke vergrassing

3 Kleinschalige maatregelen

3.1 Samenvatting

De kleinschalige maatregelen eenmalig maaien (en afvoeren), jaarlijks maaien en plaggen zijn vanaf 1991 gevolgd en vergeleken met 'niets doen' en met het gewenste referentie duingrasland. Eenmalig maaien heeft weinig zin, mede gezien de lage konijnenstand.

Jaarlijks maaien leidt tot een significante verbetering in soortensamenstelling, waarbij het aantal soorten 65-85% van de referentie bedraagt, zij het vaak in lagere bedekking en frequentie. De grote daling in de totale biomassa van ca 1000 g/m² naar ca 250 g/m² vond al plaats in de eerste twee jaar; over de laatste vijf jaar neemt de biomassa verder af tot ca 200 g/m². De bedekking van de vergrasser neemt gestaag af en is na zeven jaar nog een paar procent. De lichtbeschikbaarheid neemt over het algemeen toe. In de kalkhoudende duinen nemen zowel N als P-concentraties in het blad toe en zijn er geen aanwijzingen dat de nutriënt-beschikbaarheid sterk afneemt. De daling in biomassa zou mede veroorzaakt kunnen zijn door vraat door konijnen in de voor hen aantrekkelijker vegetatie. In de Middelduinen, oud bouwland op ont kalkte bodem, is de afname in biomassa vermoedelijk het gevolg van de sterke N-limitatie die zich heeft ontwikkeld. Jaarlijks maaien heeft een vertragend effect op de daling van de pH als gevolg van bodemverzuring in (deels) kalkhoudende bodems.

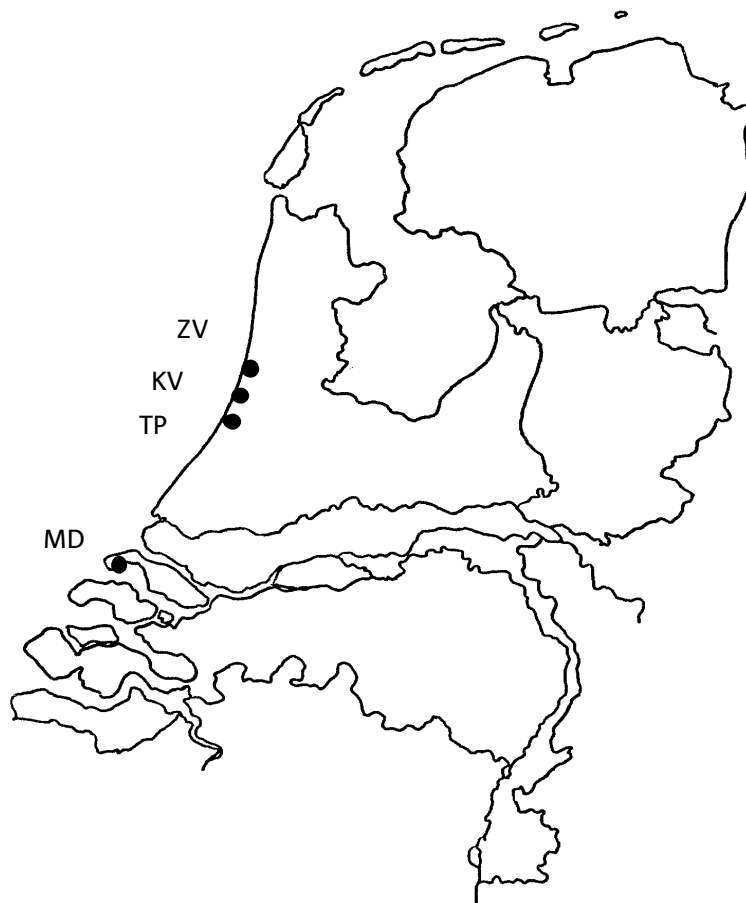
Plaggen leidt na zeven jaar vooral in de Middelduinen, oud bouwland op ont kalkte bodem, tot een hoger aantal en meer gewenste soorten dan bij niets doen. In de (deels) kalkhoudende locaties is het aantal soorten min of meer gelijk aan de blanco, maar twee locaties hebben zich wel van een aanvankelijke dip hersteld. De vestiging betreft in het algemeen gewenste soorten van open duingrasland, maar in kalkhoudende bodems is de opslag van duindoorn mogelijk een probleem, en in de ondiep ont kalkte locatie de vestiging van soorten van zuurdere standplaatsen, waardoor soorten van kalkhoudende bodems mogelijk versneld verdwijnen. Na zeven jaar is de biomassa in drie locaties toegenomen tot ongeveer het niveau van jaarlijks maaien. Bij afwezigheid van vraat (konijnen) zal dit verder omhoog gaan. In (een van) de kalkhoudende locaties neemt met name de N-concentratie in het blad toe en geeft de N/P ratio aan dat P-limitatie een rol kan spelen. Dit is mogelijk het gevolg van de hogere pH en sterkere P-vastlegging, maar de opslag van de N-binder duindoorn zal ook een rol spelen. De (ondiep) ont kalkte locaties krijgen door de verwijdering van organische stof door plaggen juist te maken met sterke N-limitatie.

3.2 Inleiding

In de eerste fase van EGM open droge duinen zijn de kleinschalige maatregelen eenmalig maaien, jaarlijks maaien, plaggen, kalkstrooien en zandstrooien onderzocht. Na drie-vijf jaar bleek dat eenmalig maaien en kalk- en zandstrooien geen of nauwelijks effect hadden, maar dat jaarlijks maaien en plaggen veelbelovend waren. Omdat de termijn waarover geëvalueerd kon worden vrij kort was en alleen voor de soortensamenstelling langer dan drie jaar was, is besloten deze proef in EGM-2 te vervolgen. Kalk- en zandstrooien werden niet meer toegepast; jaarlijks maaien en afvoeren is in de betreffende proefvlakken wel voortgezet.

Het onderzoek binnen EGM-2 richt zich op de langere termijn-effecten van de maatregelen en op de vraag hoe het werkt, zoals of herstel van duingrasland via beheersmaatregelen met afvoer van biomassa vooral plaatsvindt via de vergroting van de lichtbeschikbaarheid of ook via verarming aan nutriënten, waardoor het effect wordt verstrekt. Deze vragen kunnen worden geconcretiseerd in: (1) leiden de maatregelen tot een verbetering in soortensamenstelling van de vegetatie; (2) leiden de maatregelen tot een verbetering van het lichtklimaat en (3) leiden de maatregelen tot verarming aan nutriënten?

Figuur 3.1. Locaties van kleinschalige maatregelen



3.3 Locaties en Methoden

Het onderzoek is een voortzetting van EGM-1 in vier locaties in het Renodunale district (Figuur 3.1): 1. De kalkhoudende locatie Tilanuspad in de Amsterdamse Waterleidingduinen nabij Vogelenzang; de vergrasser is strandkweek (*Elymus athericus*); deze locatie dient als controlesituatie voor begrazing in de Zeeduinen en heet daarom in hoofdstuk 2 en 4 'Zeeduinen'. 2. De kalkhoudende noordhelling Zuidervlak in Duin en Kruidberg nabij Velzen; de vergrassers zijn helm (*Ammophila arenaria*) en duinriet (*Calamagrostis epigejos*). 3. De ondiep ontkalkte locatie het Kraansvlak nabij Zandvoort met de vergrasser duinriet en 4. De 90 cm diep ontkalkte, van oudsher (en tot 1972) begraasde en bemeste locatie Middelduinen op Goeree met de 'vergrasser' zandzegge (*Carex arenaria*). In het Waddendistrict zijn helaas geen locaties, vanwege het stopzetten van het onderzoek na brand in 1993.

In iedere locatie zijn in 1991 in de vergraste vegetatie negen proefvlakken van 4x4 m ingesteld, onderverdeeld in vier kwadranten van 4 m². Voorafgaand aan de invoering van de maatregelen zijn vegetatieopnamen gemaakt van de vergraste uitgangssituatie en de niet-vergraste duingrasland-vegetatie (vijf proefvlakken) die als doelsituatie dient: de referentie. Ook zijn in 1991 de biomassa (levend en dood samen) en strooisellaag van de vergraste uitgangssituatie, alsmede de chemische samenstelling hiervan, bepaald in zes proefvlakken van 25 x 25 cm. In iedere locatie zijn verder twee bulkmonsters van de bodem genomen, ieder bestaande uit vijf steken van de humushapper (Wardenaar 1987), en is de chemische samenstelling bepaald. De biomassa en bodem van de referentievegetatie zijn bemonsterd in 1994.

Bemonstering van vegetatie en bodem heeft verder plaatsgevonden in 1993 en voor een deel in 1996. Voor verdere details over de beginsituatie en bepalingen in EGM-1, zie van der Meulen et al. (1996).

De maatregelen zijn verdeeld over de negen proefvlakken per situatie en bestaan uit: 1. niets doen (twee proefvlakken), 2. eenmalig maaien en afvoeren, uitgevoerd in 1991 (een proefvlak), 3. jaarlijks maaien en afvoeren, uitgevoerd sinds 1991 (drie proefvlakken) en 4. plaggen en afvoeren, uitgevoerd in 1991 (drie proefvlakken). In EGM-1 zijn in combinatie hiermee tevens toegepast: zandstrooien (in een van de jaarlijks maaien-proefvlakken), kalkstrooien (in een van de jaarlijks maaien-proefvlakken en een van de plag-proefvlakken) en grondroeren (in een van de plag-proefvlakken). Gezien het geringe effect worden deze maatregelen niet meer uitgevoerd en/of niet meer apart gevolgd. Alleen bij de interpretatie van veranderingen in de pH door de maatregelen is hiermee rekening gehouden.

In 1998 zijn de proefvlakken opnieuw bemonsterd. In ieder kwadrant van ieder proefvlak zijn vegetatieopnamen gemaakt en is de bovengrondse biomassa geoogst op een oppervlakte van 25 x 25 cm. Deze is verdeeld in levende biomassa, dood aan de plant, strooisel en (korst)mossen. Vervolgens zijn op het kaalgeknipte stuk met een humushapper wortelmonsters en bodemonsters gestoken. De bodemonsters zijn gescheiden in ectorganisch en Ah.

De verschillende fracties zijn gedroogd (organisch materiaal: 70 °C; mineraal materiaal: 105 °C) en gewogen. Van de bodemonsters is (aan het verse materiaal) de pH bepaald in demi-water en in 0.01 M CaCl₂ en zijn gloeiverliezen bepaald bij 550 °C. Van alle fracties zijn N en P concentraties bepaald via destructie met zwavelzuur en waterstofperoxide.

Statistische analyse van de effecten van maatregelen en duinzones zijn uitgevoerd via tweeweg-variantieanalyse en ls-means toetsen.

3.4 Resultaten en discussie

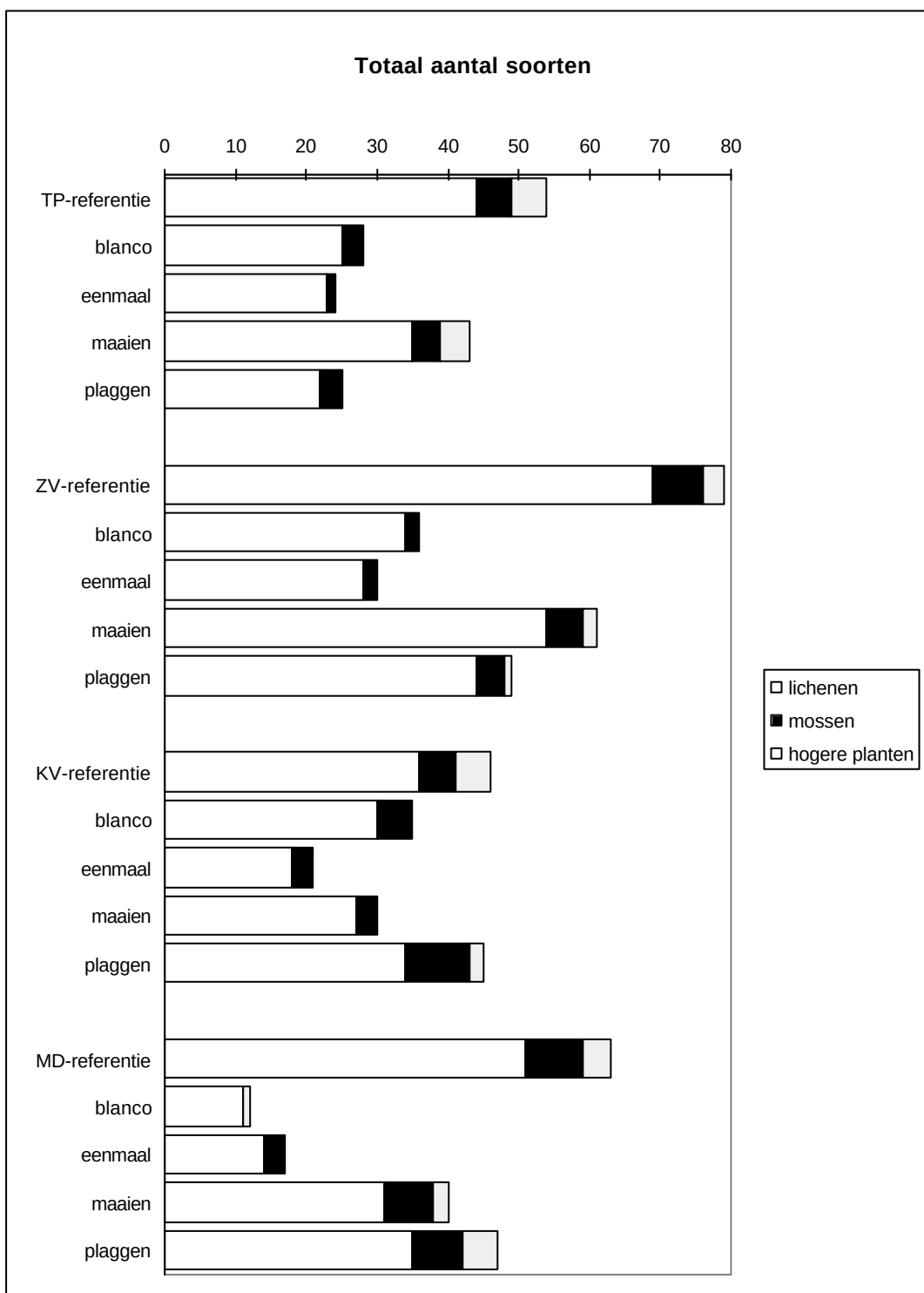
3.4.1 Effecten op soortensamenstelling

In alle locaties, behalve het Kraansvlak, is het aantal soorten in de referentie-vegetatie fors hoger dan de vergraste vegetatie onder het beheer van 'niets doen' (Figuur 3.2., 3.3.). Dit geldt voor zowel hogere planten als mossen en lichenen. In het algemeen is het aantal soorten het hoogst in de kalkhoudende noordhelling van het Zuidervlak en laagst in het diep ontkalkte oude bouwland van de Middelduinen.

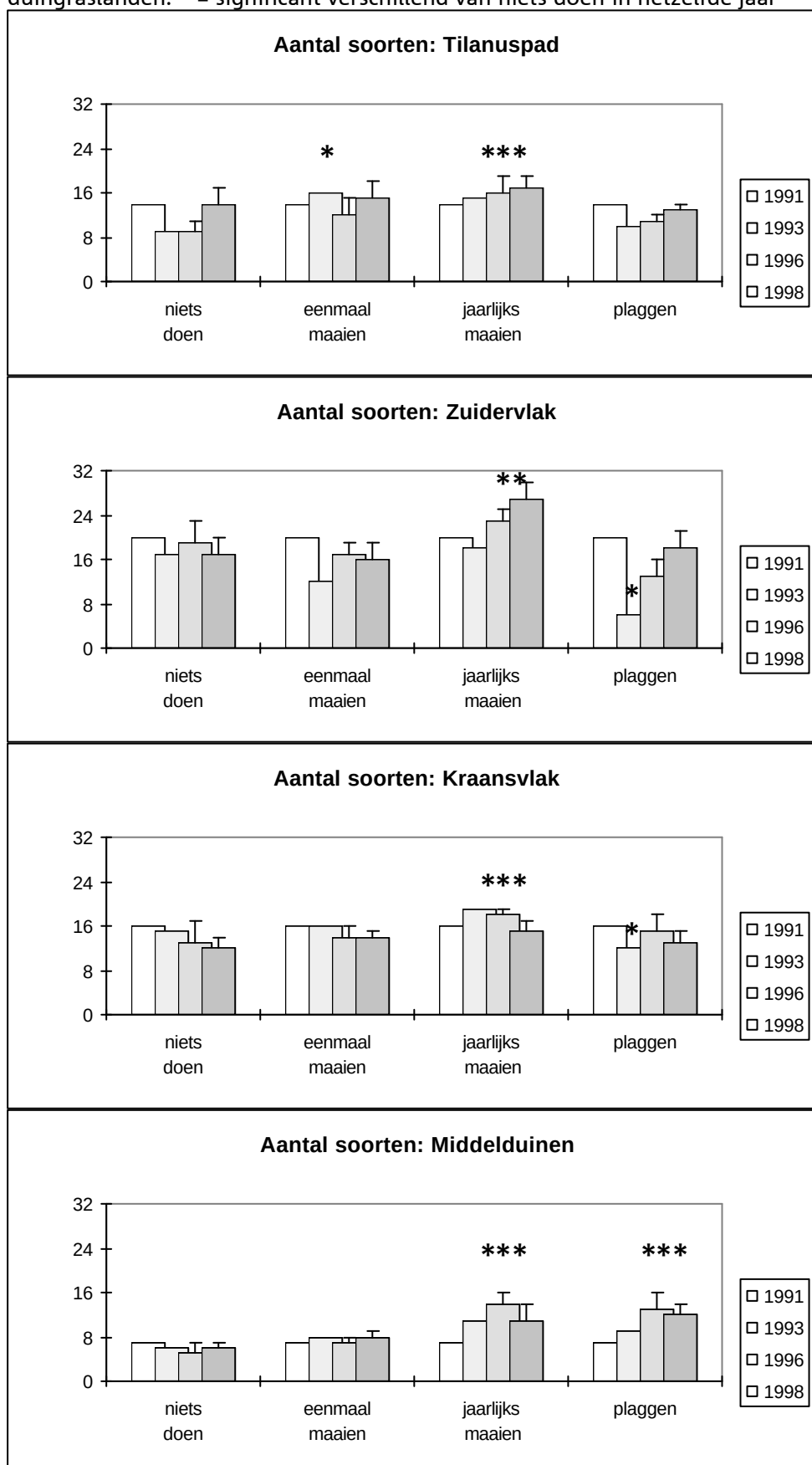
Eenmaal maaien in 1991, mede uitgevoerd ter facilitatie van konijnen, heeft geen blijvend effect op het aantal soorten en heeft in 1998 nergens geleid tot een significant hoger aantal dan bij 'niets doen' (Figuur 3.2, 3.3). Jaarlijks maaien leidde echter in de meeste gevallen al na twee jaar tot een hoger gemiddeld soortenaantal en dit bleef zo in latere jaren. Na 7 jaar maaien was het totale aantal soorten in de kalkrijke locaties ca 80% van dat in de referentievegetaties, en in de locaties met verzuurde bovengrond ca 65%. In het Zuidervlak bleef het soortenaantal bij maaien toenemen; in de andere locaties fluctueerde het aantal enigszins. Plaggen in 1991 leidde in eerste instantie tot een lager soortenaantal in het Zuidervlak en het Kraansvlak, maar dit werd daarna beter. Alleen in de Middelduinen heeft plaggen echter tot een significant hoger aantal soorten geleid. Het totale aantal soorten in de meeste gevallen bij jaarlijks maaien hoger dan bij de andere maatregelen. Na

zeven jaar is echter, behalve in het Kraansvlak, nog niet het aantal soorten bereikt van de referentievegetaties. Jaarlijks maaien is goed voor het aantal mossoorten lichenen. Plaggen heeft vooral in de (deels) ontkalkte locaties een positief effect op het aantal mos- en lichensoorten. De soortdiversiteit, waarin ook de bedekking van soorten is verwerkt, geeft geen eenduidige verbetering te zien door de beheersmaatregelen en is daarom verder weggelaten.

Figuur 3.2. Totaal aantal soorten per maatregel in verschillende locaties



Figuur 3.3. Gemiddeld aantal soorten per m² als gevolg van beheersmaatregelen in duingraslanden. * = significant verschillend van niets doen in hetzelfde jaar



De bedekking van de ‘vergrasser’ neemt bij niets doen af met de tijd (Figuur 3.4). Dit wordt mogelijk voor een deel veroorzaakt doordat de schattingen van de bedekking in 1998 door een andere persoon zijn gemaakt, maar hetzelfde beeld is te zien bij de biomassa, waar schattingen geen rol spelen. De bedekking van de vergrasser neemt na eenmaal maaïen af ten opzichte van niets doen in alle locaties behalve Tilanuspad en is ook na zeven jaar nog significant lager. Jaarlijks maaïen en plaggen leiden in alle locaties tot een sterk verlaagde bedekking van de vergrasser.

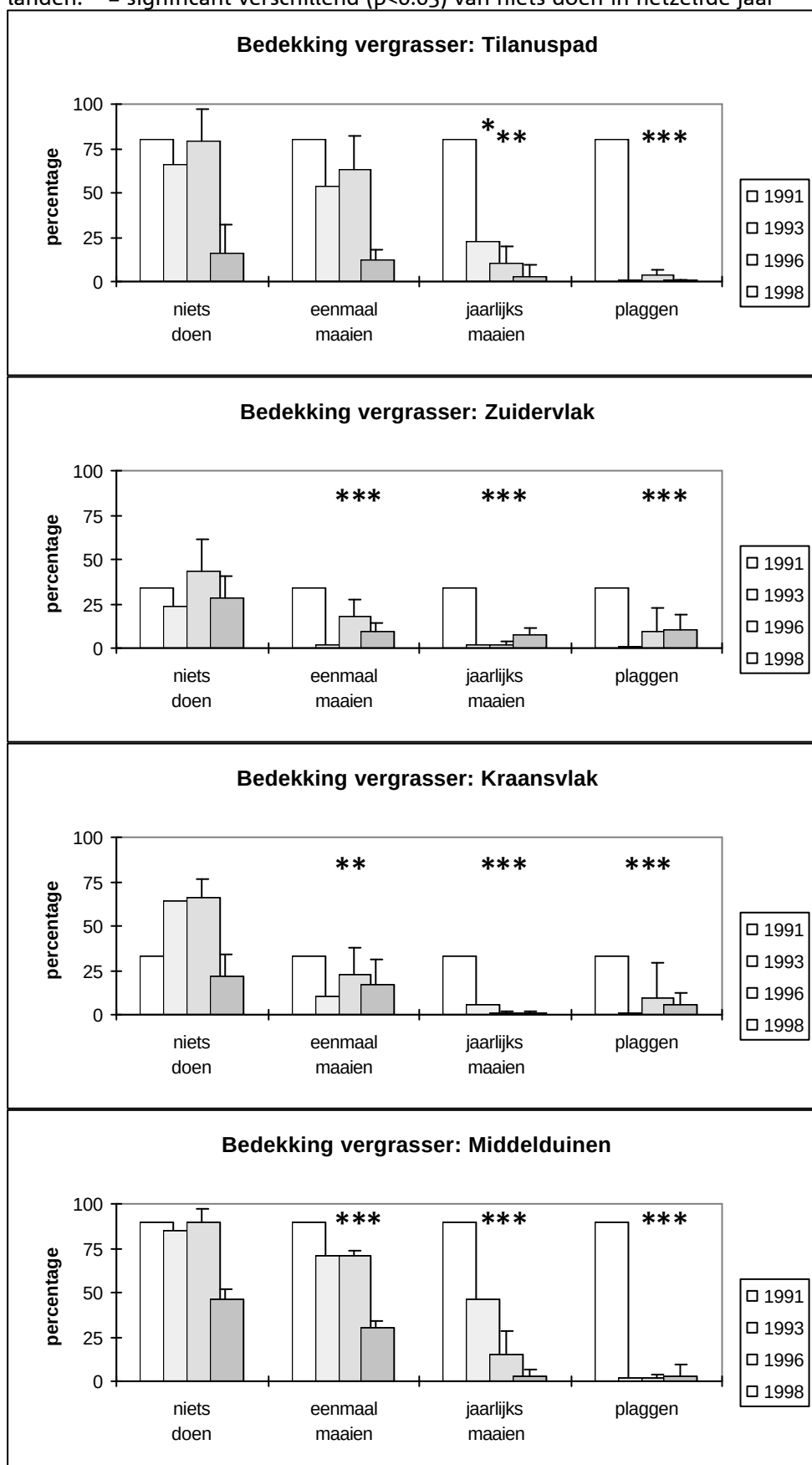
De veranderingen in het voorkomen van specifieke soorten staan vermeld in Bijlage 3.1. achterin dit hoofdstuk. Terwijl de bedekking van de vergrassers fors af nam bij vrijwel alle maatregelen, wil dit niet zeggen dat de frequentie waarmee ze voorkomen in dezelfde mate afneemt. In Tilanuspad komt strandkweek (*Elymus athericus*) voor in 40-60% van de gevallen bij maaïen en plaggen, tegen 80-100% bij niets doen of eenmaal maaïen. In het Kraansvlak neemt duinriet (*Calamagrostis epigejos*) af bij maaïen en in mindere mate bij plaggen. In het Zuidervlak is er echter nauwelijks verandering in de frequentie van helm (*Ammophila arenaria*) en duinriet door beheersmaatregelen. Ook in de Middelduinen verandert er niets in de frequentie van zandzegge (*Carex arenaria*).

In vrijwel alle gevallen zijn de soorten die bevoordeeld worden door de beheersmaatregelen kenmerkend voor open duingraslandvegetaties, zoals zandhoornbloem (*Cerastium semidecandrum*), schapegras (*Festuca ovina*), gewone veldbies (*Luzula campestris*), zanddoddegras (*Phleum arenarium*), muurpeper (*Sedum acre*), grote wilde tijm (*Thymus pulegioides*), duinsterretje (*Tortula ruraliformis*), duinkronkelbladmos (*Tortella flavovirens*) en duinviooltje (*Viola curtisii*). Het betreft niet alleen soorten die nadrukkelijk in de referentie aanwezig waren, maar ook soorten die nog (bijna) niet in de proefvlakken waren aangetroffen. In de meeste gevallen komt 65-85% van de soorten die typerend zijn voor de referentie terug door maatregelen, zij het niet altijd met eenzelfde hoge frequentie. In de Middelduinen bedraagt dit echter slechts 40%, waarschijnlijk vooral omdat de referentie een groot aantal soorten bevat die bij een hogere pH voorkomen. Gezien de ontkalkingsdiepte van 90 cm op de locatie van de maatregelen is het echter niet te verwachten dat deze soorten zich alsnog in grote getale zullen vestigen.

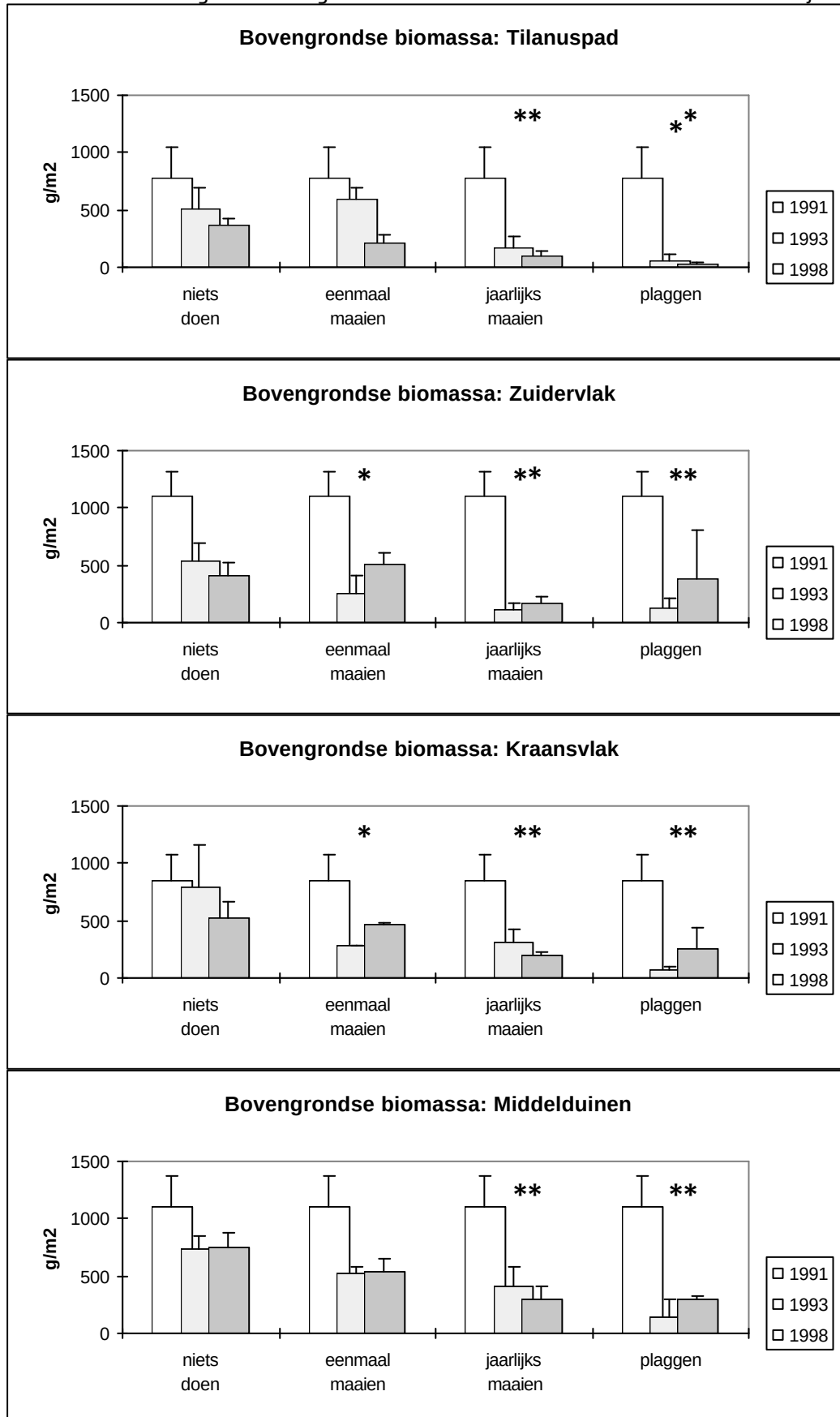
De doel- en rode lijstsoorten worden meestal positief en soms niet beïnvloed, maar vrijwel niet negatief. Het maanvarentje (*Botrychium lunaria*) in het Zuidervlak is hierop een uitzondering, aangezien deze in de plots van het niets doen meer voorkomt dan bij maaïen en plaggen.

Bij plaggen vestigen zich min of meer dezelfde soorten van open duingrasland die bij maaïen voorkomen. Wel is het zo dat in de kalkhoudende locaties Tilanuspad en Zuidervlak de opslag van duindoorn vooral in de geplagde plots voorkomt. In de ondiep ontkalkte locatie Kraansvlak vindt in de geplagde plots vestiging van soorten die kenmerkend zijn voor zuurdere bodem plaats, zoals vroege haver (*Aira praecox*), gewoon gaffeltandmos (*Dicranum scoparium*) en grijs kronkelsteeltje of ‘tankmos’ (*Campylopus introflexus*), die nog vrijwel ontbreken in de andere proefvlakken. In de Middelduinen lijkt plaggen gunstig te zijn voor de vestiging van lichenen.

Figuur 3.4. Bedekking vergrasser als gevolg van beheersmaatregelen in duingraslanden. * = significant verschillend ($p < 0.05$) van niets doen in hetzelfde jaar



Figuur 3.5. Veranderingen in bovengrondse biomassa (levend plus dood) als gevolg van beheersmaatregelen. * = significant verschillend van niets doen in hetzelfde jaar

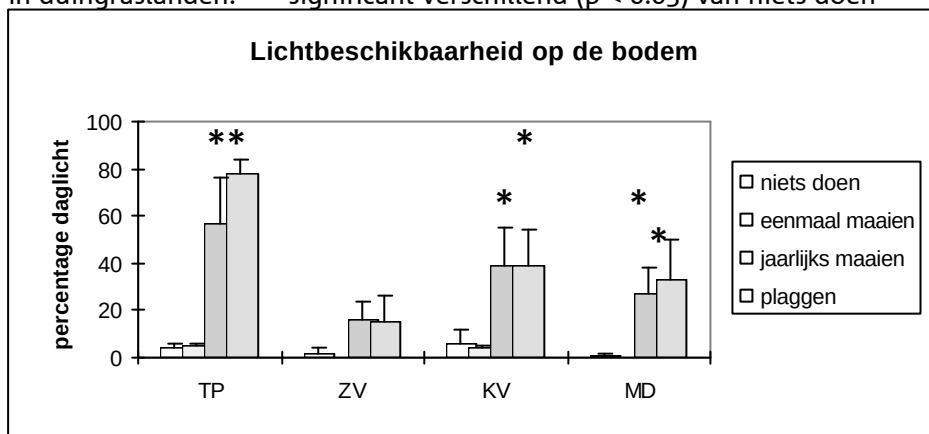


3.4.2 Effecten op biomassa en lichtbeschikbaarheid

De bovengrondse biomassa (levend plus dood) neemt bij niets doen af met de tijd (Figuur 3.5), mogelijk als gevolg van klimaatsschommelingen. Eenmaal maaïen heeft ten opzichte van niets doen alleen in de eerste jaren effect, maar is na zeven jaar niet verschillend. Jaarlijks maaïen leidt tot een duidelijke afname van de bovengrondse biomassa in alle locaties. Na plaggen is de biomassa in eerste instantie erg laag en neemt toe met de tijd, maar heeft na zeven jaar alleen in het Zuidervlak het niveau van niets doen bereikt. In de andere locaties is de biomassa nog steeds significant lager.

De lichtbeschikbaarheid op de bodem is bij niets doen en eenmaal maaïen met een paar procent van het daglicht erg laag (Figuur 3.6). Jaarlijks maaïen en plaggen leiden in de meeste locaties tot een sterke verhoging van de lichtbeschikbaarheid. Alleen in het Zuidervlak zijn de verschillen niet significant, wat samenhangt met de relatief geringe verschillen in biomassa tussen niets doen en beheersmaatregelen.

Figuur 3.6. Lichtbeschikbaarheid op de bodem als gevolg van beheersmaatregelen in duingraslanden. * = significant verschillend ($p < 0.05$) van niets doen



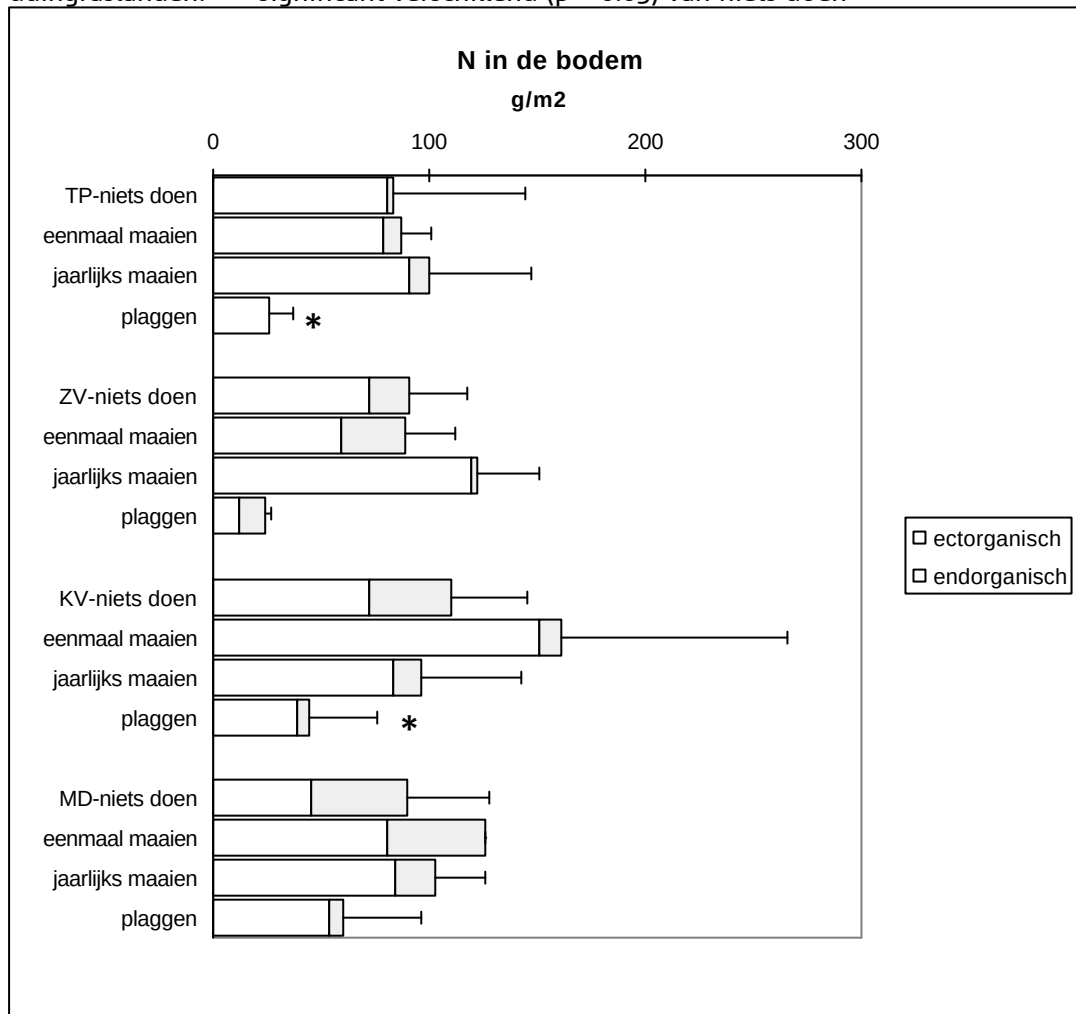
3.4.3 Effecten op nutriëntbeschikbaarheid

Een van de doelen van EGM-2 is meer inzicht te verkrijgen in 'hoe het werkt' in plaats van 'of het werkt'. Belangrijk hierbij is de vraag of de maatregelen waarbij afvoer van biomassa beoogd wordt alleen werken via de lichtbeschikbaarheid, of dat op termijn verarming aan nutriënten mede een rol speelt.

Bodemparameters

De hoeveelheid organische stof in de bodem is voor de beheersmaatregelen eenmaal en jaarlijks maaïen niet significant verschillend van niets doen. Dit is niet verrassend, aangezien deze parameter een zo grote ruimtelijke variabiliteit vertoont en de voorraad zo groot is, dat eventuele veranderingen in een paar jaar niet meetbaar zijn (Smit 2000). Alleen bij plaggen is een significant verschil aantoonbaar in alle locaties, door de verwijdering van een groot deel van de organische stof. Min of meer hetzelfde geldt voor de voorraad N en P in de bodem. Alleen bij plaggen is de voorraad stikstof in de bodem significant lager, en dit nog niet eens in de Middelduinen (Figuur 3.7.). De voorraad fosfor in de bodem is bij plaggen alleen in het Zuidervlak significant lager.

Figuur 3.8. Voorraad N in de bodem als gevolg van beheersmaatregelen in duingrasslanden. * = significant verschillend ($p < 0.05$) van niets doen



Een aspect waar vooral zijdelings aandacht aan is besteed is de verzuring van de bodem. Dit vormt onderdeel van de natuurlijke successie in het duingebied, en wordt gestuurd door de oplossing van de kalkbuffer als gevolg van (zure) regen en interne zuurproductie. De pH van de bodem is uiteraard hoger in de kalkhoudende locaties Tilanuspad en Zuidervlak dan in de ondiep en diep ontkalkte locaties Kraansvlak en Middelduinen (Tabel 3.1.). In de zeven jaar van het onderzoek is in de (deels) kalkhoudende bodems een afnemende trend zichtbaar, die leidt tot een pH-verlaging van 0.4 bij niets doen in Tilanuspad en 1.1 in het ondiep-ontkalkte Kraansvlak. Door het toepassen van beheersmaatregelen lijkt deze bodemverzuring te worden tegengegaan of vertraagd. Dit is natuurlijk het geval bij plaggen, waar de zuurdere bovengrond is verwijderd, hoewel ook hier de afname over zeven jaar een aantal tiende pH-eenheden bedraagt. In dit verband is het belangrijk dat de plots die een hogere pH hadden als gevolg van kalkstrooien in het verleden buiten deze analyse zijn gelaten. Verrassend echter is dat ook maaien kan leiden tot een vertraging van de verzuring in de (deels) kalkhoudende locaties. Dit heeft vermoedelijk te maken met zowel een lagere biomassa-productie, waardoor minder kationen hoeven worden opgenomen en zuur uitgescheiden, als met de lagere strooiselininput, waarvan de afbraak voor een forse bijdrage aan organische zuren zorgt.

Tabel 3.1 pH (H₂O) waarden in duingraslanden. De 1998 waarden voor plots waar in het verleden kalkstrooien was toegepast zijn weggelaten.
* = significante verschillen (p < 0.05) ten opzichte van niets doen, gemeten in hetzelfde jaar

	voor ingrepen in 1991	1993	1998	
Tilanuspad				
niets doen	7.1	7.1	6.7 (0.6)	
eenmaal maaïen	7.1	-	7.1 (0.0)	
jaarlijks maaïen	7.1	7.1	7.3 (0.1)	*
plaggen	7.1	7.6	7.2 (0.0)	
Zuidervlak				
niets doen	7.0	7.1	7.0 (0.1)	
eenmaal maaïen	7.0	-	6.9 (0.1)	
jaarlijks maaïen	7.0	7.2	7.3 (1.0)	
plaggen	7.0	7.8 *	7.6 (0.1)	*
Kraansvlak				
niets doen	6.8	6.6	5.7 (1.0)	
eenmaal maaïen	6.8	-	6.5 (0.1)	*
jaarlijks maaïen	6.8	6.9	6.7 (0.4)	*
plaggen	6.8	7.1	6.4 (0.3)	*
Middelduinen				
niets doen	3.9	4.0	4.1 (0.1)	
eenmaal maaïen	3.9	-	4.0 (0.0)	
jaarlijks maaïen	3.9	4.2 *	4.4 (0.3)	
plaggen	3.9	4.1	4.5 (0.1)	

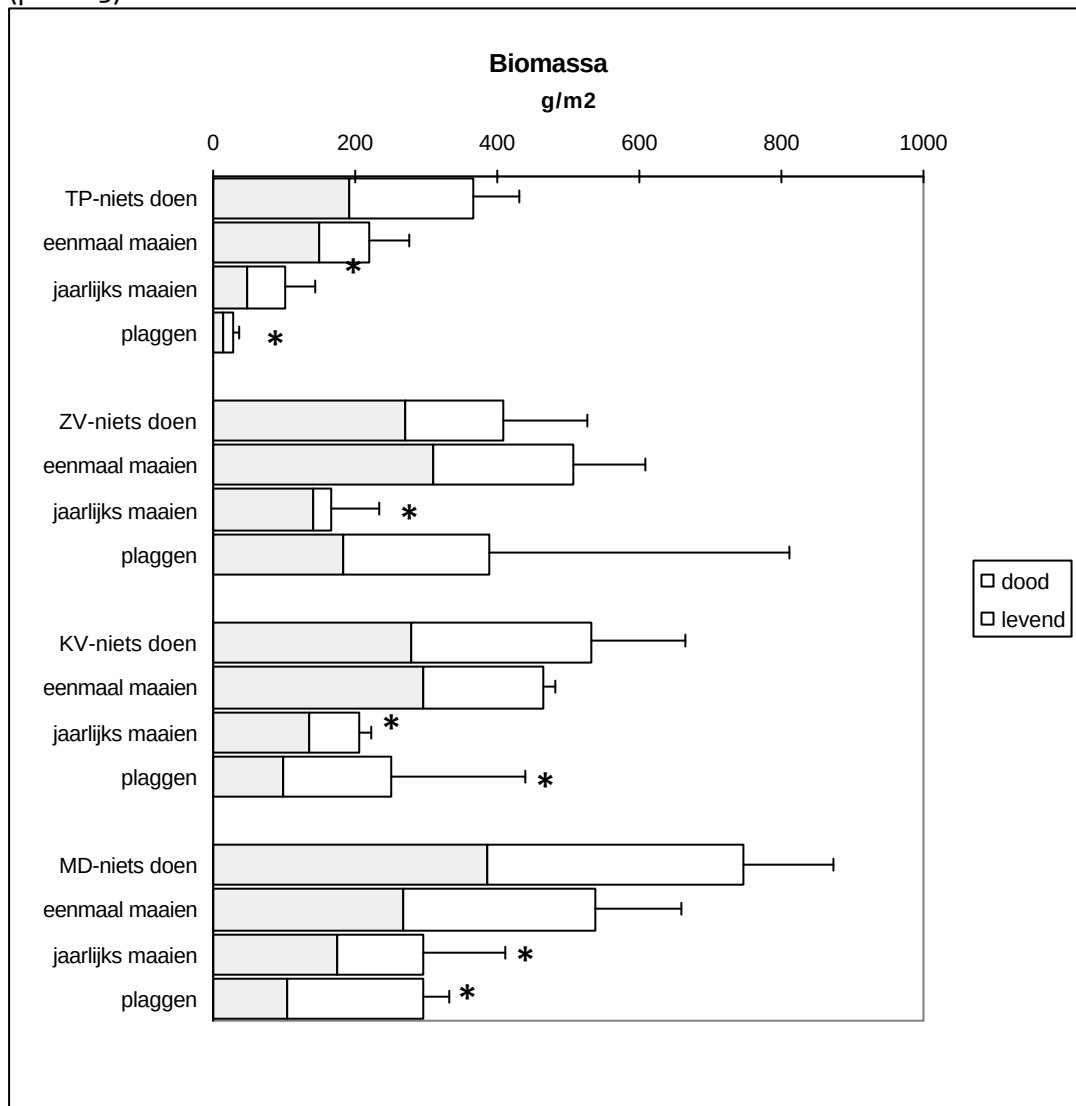
Plantparameters

Biomassa

De bovengrondse biomassa nam af door de beheersmaatregelen jaarlijks maaïen en plaggen, maar het is de vraag of dit alleen komt doordat de hoeveelheid dood materiaal dat aan de plant blijft zitten kleiner is door het steeds verwijderen van biomassa, of dat ook de levende biomassa afneemt. Ook is het de vraag of de wortels reageren op het (steeds) verwijderen van materiaal. Een eventueel lagere bovengrondse biomassa is mogelijk niet in staat de totale wortelbiomassa te onderhouden (Schuster 1964, Smit en Kooijman 2001).

Eenmaal maaïen heeft alleen effect op de levende biomassa in de Middelduinen, die hier na zeven jaar nog steeds lager is dan bij niets doen (Figuur 3.9). Bij jaarlijks maaïen en plaggen neemt in alle locaties de levende biomassa significant af, maar of dit een echte productieverlaging betekent is niet duidelijk, aangezien een deel opgegeten kan worden door konijnen. De hoeveelheid dood materiaal neemt in veel gevallen af, maar niet in alle gevallen significant. De wortelbiomassa neemt bij jaarlijks maaïen nergens af; in de Middelduinen leidt maaïen juist tot een verhoging van de wortelbiomassa. Bij plaggen is de wortelbiomassa na zeven jaar alleen nog lager in Tilanuspad.

Figuur 3. 9. Levende biomassa en dood aan de plant onder verschillende beheersmaatregelen in duingraslanden * = significant verschillende levende biomassa ($p < 0.05$) t.o.v. niets doen.



Nutriënten

De lagere levende biomassa bij jaarlijks maaien en plaggen zijn mogelijk (mede) het gevolg van een lagere beschikbaarheid aan nutriënten, ontstaan door verwijdering van materiaal en daardoor een lagere strooiselinput en minder terugtrekking van nutriënten uit afstervend blad. Daarnaast is het, gezien de fundamentele verschillen tussen kalkhoudende, ondiep en diep ontkalkte bodems, mogelijk dat N en P een andere respons vertonen op de afvoer van materiaal. Hierbij moet in het achterhoofd worden gehouden dat de diep ontkalkte locatie in dit geval vermoedelijk geen P-limitatie kent vanwege bemesting in het verleden.

In de kalkhoudende duinen nemen zowel de N als P-concentraties in het blad (al dan niet significant) toe bij jaarlijks maaien (Tabel 3.2.). De N/P ratios veranderen hierdoor niet en blijven in het traject van gebalanceerde condities rond 14-16 (Koerselman en Meuleman 1996). Dit betekent mogelijk dat de vegetatie wel in de groei geremd wordt (hoewel ook vraat door konijnen voor een afname in biomassa kan zorgen), maar niet door nutriënten. De N-retranslocatie vermeerdert sterk, wat wel een aanwijzing kan zijn voor nutriënt-tekorten, maar ook een compensatie-mechanisme vormt, waardoor de tekorten wat minder zwaar worden. Bij plaggen treedt de toename in N en P-concentraties in Tilanuspad tot op zekere hoogte ook op, maar belangrijker is de relatieve verschuiving hierin. Deze leidt tot een N/P ratio van 20 en

tot P-beperking. De vraag is wel in hoeverre dit een absolute P-beperking is, als gevolg van de hogere pH in de afgeplagde bodem en daardoor sterkere P-vastlegging in calciumfosfaat, of een relatieve, als gevolg van de vestiging van de stikstofbinder duindoorn (*Hippophae rhamnoides*) en de daardoor hogere N-beschikbaarheid in de bodem. Ook is niet duidelijk of deze P-beperking tot een daling van de productiviteit leidt, omdat juist in Tilanuspad de konijnen een deel van de levende biomassa op kunnen eten.

Tabel 3.2 Nutriëntparameters in de levende biomassa als gevolg van beheersmaatregelen in duingraslanden. * = significant verschillend ($p < 0.05$) van niets doen

	Niets doen	eenmaal maaïen	jaarlijks maaïen	plaggen
N in levende biomassa (mg/g)				
Tilanuspad	10.5 (0.8)	13.9 (2.8)	17.0 (2.7) *	19.0 (3.8) *
Zuidervlak	11.8 (0.6)	11.6 (1.1)	14.3 (0.9)	11.8 (1.4)
Kraansvlak	13.4 (1.8)	12.7 (1.6)	12.3 (1.1)	13.6 (2.8)
Middelduinen	18.1 (1.4)	13.9 (1.6) *	12.5 (1.8) *	11.9 (1.2) *
P in levende biomassa (mg/g)				
Tilanuspad	0.7 (0.1)	0.9 (0.0)	1.0 (0.1) *	0.9 (0.2) *
Zuidervlak	0.7 (0.1)	0.9 (0.1)	1.0 (0.1) *	0.7 (0.1)
Kraansvlak	0.9 (0.1)	1.3 (0.2) *	1.0 (0.1)	1.5 (0.2) *
Middelduinen	1.4 (0.1)	1.4 (0.2)	1.9 (0.3) *	1.7 (0.2) *
N/P ratio van levende biomassa				
Tilanuspad	15.0 (3.6)	16.0 (2.8)	16.5 (3.7)	20.2 (2.8) *
Zuidervlak	16.3 (1.5)	13.5 (2.1)	14.3 (1.6)	17.3 (1.5)
Kraansvlak	14.5 (0.6)	9.5 (0.7) *	11.8 (1.6)	9.0 (2.4) *
Middelduinen	12.8 (1.0)	10.1 (2.8)	6.8 (1.2) *	7.0 (1.1) *
N-retranslocatie (%)				
Tilanuspad	10 (8)	40 (4) *	50 (12) *	52 (12) *
Zuidervlak	20 (20)	11 (20)	40 (13) *	34 (8)
Kraansvlak	17 (5)	15 (1)	40 (5) *	44 (8) *
Middelduinen	28 (10)	8 (6) *	32 (12)	20 (14)
P-retranslocatie (%)				
Tilanuspad	41 (10)	49 (0)	47 (20)	41 (16)
Zuidervlak	35 (23)	17 (29)	46 (16)	50 (3)
Kraansvlak	32 (3)	33 (5)	36 (8)	56 (6) *
Middelduinen	35 (4)	28 (12)	44 (9)	44 (14)

In de ondiep- en diep-ontkalkte locaties Kraansvlak en Middelduinen neemt de N-concentratie af of blijft gelijk bij jaarlijks maaïen en plaggen, maar neemt de P-concentratie over het algemeen toe. Dit wordt vermoedelijk veroorzaakt door de relatief hoge P-beschikbaarheid in beide locaties: de ondiep ontkalkte locatie door de gunstige pH waarbij de oplosbaarheid van zowel calcium- als ijzerfosfaat hoog is, en de diep ontkalkte locatie omdat deze in het verleden bemest is geweest. Bij niets doen wijzen de N/P ratios op min of meer gebalanceerde condities. In de Middelduinen is dit waarschijnlijk het gevolg van de hoge N-mineralisatie bij niets doen (Veer 1997). Maaïen en/of plaggen leidt echter tot een significante verlaging van de N/P ratio; deze duidt in alle gevallen op N-beperking. De N-retranslocatie neemt toe in het Kraansvlak en kan hier voor gedeeltelijke compensatie zorgen, maar in de Middelduinen blijft deze gelijk ten opzichte van niets doen. Uit hoofdstuk 2 werd duidelijk dat met name in zure bodems de N-mineralisatie sterk gekoppeld is aan de strooiselininput. Het kan dan ook haast niet anders, dan dat de verlaagde strooiselininput leidt tot een verder onder druk zetten van de (ten opzichte van P) toch al lage N-beschikbaarheid en een verlaging van de biomassa productie.



Foto 5: Machinaal kleinschalig plagwerk in de Amsterdamse Waterleiding Duinen.
(foto Mark van Til / WLB Amsterdam)

3.5 Conclusies: welke maatregel?

Het uiteindelijke doel van het onderzoek naar kleinschalige maatregelen is te evalueren of het werkt, hoe het werkt en op grond van de behaalde resultaten te komen tot beheersadviezen. Een samenvatting van de resultaten is te zien in Tabel 3.4. Eenmalig maaien wordt niet aanbevolen. De effecten blijven hoofdzakelijk beperkt tot een al dan niet tijdelijke verlaging in bedekking van de vergrasser, die evenals bij niets doen echter niet leidt tot een verhoging van het aantal soorten. Alleen in de Middelduinen heeft zandzegge (*Carex arenaria*) een lagere levende bovengrondse biomassa. Mogelijk is deze soort gevoeliger voor een eenmalige ingreep dan de andere dominante soorten. Ook hier leidt dit echter niet tot een verbetering van de biodiversiteit.

Jaarlijks maaien kan, wat de vegetatiestructuur betreft, algemeen aanbevolen worden. Uiteraard is het wel van belang het tijdstip van maaien af te stemmen op de bloei en zaadzetting van de gewenste plantensoorten. Jaarlijks maaien leidt tot een duidelijke verbetering ten opzichte van niets doen. De bedekking en biomassa van de vergrasser neemt overal fors af. Hoewel de vegetatie (nog) niet geheel gelijk is aan de referentievegetatie, is het aantal soorten is bij jaarlijks maaien overal hoger dan bij niets doen en betreft het vooral karakteristieke soorten van open duingrasland. Van de doel- en rode lijstsoorten worden zanddoddegras (*Phleum arenarium*), gewone vleugeltjesbloem (*Polygala vulgaris*), sierlijke vetmuur (*Sagina nodosa*), ruig viooltje (*Viola hirta*) en duinviooltje (*V. curtisii*), indien zij voorkomen, in de kalkhoudende en ondiep-ontkalkte locaties door maaien bevorderd. In de (deels) ontkalkte locaties leidt jaarlijks maaien tot een substantiële verlaging van de N-beschikbaarheid.

Met plaggen moet nog voorzichtig worden omgegaan en mede omdat de resultaten per duinzone lijken te verschillen. Plaggen leidt in alle gevallen tot een verbetering ten opzichte van niets doen, hoewel minder dan bij jaarlijks maaien. De bedekking van de vergrasser bedraagt overal niet meer dan een paar procent. Het aantal soorten

neemt alleen in de Middelduinen significant toe, maar het zijn wel dezelfde gewenste soorten als bij jaarlijks maaien die opkomen.

Het is echter de vraag of de lange termijn-ontwikkelingen ook altijd gunstig zijn. De bovengrondse biomassa is na zeven jaar nog steeds laag, maar neemt wel toe en heeft in het Zuidervlak al het niveau van niets doen bereikt. Belangrijker echter is misschien de opslag van duindoorn in de kalkhoudende locaties. De bedekking hiervan is nu al gemiddeld 4-5 %, en als dit doorzet betekent dit een ontwikkeling in de richting van duindoornstruwelen in plaats van duingrasland.

In de ondiep ontcalcite locatie vestigen zich soorten van zure bodems, hetgeen zou kunnen leiden tot een versneld verliezen van soorten die bij een hogere pH voorkomen. Deze bodem is erg gevoelig voor pH-daling, door het verdwijnen van kalk en het terechtgekomen in het kation-bufferingstraject. De pH-daling in de zeven jaar van het onderzoek wordt wel vertraagd door het plaggen, maar niet volledig gecompenseerd.

Alleen in de reeds zure Middelduinen leidt plaggen tot ontwikkelingen die ook op de lange termijn gunstig lijken. Met name de vestiging van lichenen, die in zure duingraslanden een steeds belangrijker aspect van de biodiversiteit vormen, wordt bevorderd door plaggen. Wel is het de vraag of en op welke termijn *Carex arenaria* weer de overhand krijgt.

Tabel 3.4 Samenvatting van de effecten van kleinschalige beheersmaatregelen op duingraslandparameter

	Eenmalig maaien	jaarlijks maaien	plaggen
aantal soorten	geen effect	overall hoger	hoger in MD
hogere planten	geen effect	hoger, behalve in KV	geen effect
mossen	geen effect	hoger in MD	hoger in KV en MD
lichenen	geen effect	hoger in TP en ZV	hoger in MD
bedekking vergrasser	lager, behalve in TP	overall lager	overall lager
bovengrondse biomassa	geen effect	overall lager	lager, behalve in ZV
Levende biomassa	lager in MD	overall lager	overall lager
dode biomassa	geen effect	lager in KV en MD	lager in TP en MD
Wortels	hoger in MD	hoger in MD	lager in TP
lichtbeschikbaarheid	geen effect	overall hoger	overall hoger
organische stof bodem	geen effect	geen effect	overall lager
N-voorraad bodem	geen effect	geen effect	lager behalve in MD
P-voorraad bodem	geen effect	hoger in TP	lager in ZV
pH minerale bodem	hoger in KV	hoger in TP en KV	hoger in ZV en KV
N-concentratie levend	lager in MD	hoger TP, lager MD	hoger TP, lager MD
P-concentratie levend	hoger in KV	hoger behalve in KV	hoger behalve in ZV
N/P ratio levend	lager in KV	lager in MD	hoger in TP, lager in KV en MD
N-retranslocatie	hoger TP, lager MD	hoger behalve in MD	hoger in TP en KV
P-retranslocatie	geen effect	geen effect	hoger in KV

Het effect van beheersmaatregelen op de soortensamenstelling van droge duingraslanden. De frequentie van voorkomende soorten in 1998 in de (vergraste) blanco (n=8), éénmalig gemaaid (n=4), jaarlijks gemaaid (n=12) en in geplagde plots (n=12) en in 1991 in de referentievegetatie (n= 5). I = aanwezig in 1-20% van de plots; II = 21-40%; III = 41-60%; IV = 61-80%; V = 81-100%. Weinig voorkomende soorten zijn weggelaten, tenzij het een rode lijst- en of doelsoort betreft. Rode lijst- en/of doelsoorten zijn vetgedrukt.

Tilanuspad	referentie 1991 plaggen	blanco	maaïen (1)	maaïen	
1. Eventuele afname van soorten van vergraste vegetaties die (bijna) niet in de referenties voorkomen door beheersmaatregelen.					
<i>Elymus athericus</i>	II	V	V	III	III
<i>Festuca rubra</i>	III	V	IV	II	V
<i>Taraxacum spec.</i>	III	V	V	IV	I
<i>Carex arenaria</i>	II	V	V	IV	III
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	II	V	-	IV	V
<i>Galium mollugo</i>	II	V	V	V	IV
2. Eventuele toename van soorten uit referentievegetaties die (bijna) niet voorkomen in vergraste vegetaties door beheersmaatregelen.					
<i>Sedum acre</i>	IV	II	III	V	V
Galium verum	IV	I	II	-	-
<i>Senecio sylvaticus</i>	III	I	II	I	-
<i>Cardamine hirsuta</i>	II	-	-	I	-
<i>Cladonia pyxidata</i>	II	-	-	I	-
<i>Luzula campestris</i>	II	-	-	I	-
<i>Tortula ruralis</i>	IV	-	-	V	V
Ononis repens	IV	-	-	II	II
<i>Poa pratensis</i>	IV	II	-	I	I
<i>Stellaria media</i>	III	-	-	-	-
<i>Festuca ovina</i>	III	-	-	-	-
<i>Cladonia furcata</i>	III	-	-	-	-
<i>Geranium molle</i>	II	-	-	-	-
3. Soorten die (bijna) niet in referentie en vergraste vegetaties voorkomen, maar toenemen door beheersmaatregelen.					
Cynoglossum officinale	I	I	III	II	I
<i>Hippophae rhamnoides</i>	I	II	II	I	IV
<i>Leontodon saxatilis</i>	-	-	II	-	-
<i>Veronica officinalis</i>	-	-	II	-	-
<i>Verbascum thapsus</i>	-	-	II	-	-
<i>Oenothera spec.</i>	-	-	II	-	-
<i>Linaria vulgaris</i>	I	-	V	I	-
<i>Erigeron canadensis</i>	-	-	III	I	-
<i>Ceratodon purpureus</i>	I	I	-	III	-
<i>Cladonia rangiformis</i>	-	-	-	IV	-
Phleum arenarium	III	II	-	V	V
<i>Tortella flavovirens</i>	I	I	-	IV	III
4. Soorten die voorkomen in zowel referentie en vergraste vegetaties, en niet duidelijk beïnvloed worden door beheersmaatregelen.					
<i>Cerastium semidecandrum</i>	V	IV	IV	V	V
<i>Koeleria macrantha</i>	IV	IV	IV	V	V
<i>Rubus caesius</i>	IV	V	V	V	V
<i>Hypnum cupressiforme</i>	V	IV	IV	V	II
Viola curtisii	V	IV	V	III	V
<i>Avenula pubescens</i>	III	IV	V	III	-
<i>Calamagrostis epigejos</i>	IV	III	-	I	-
Vicia lathyroides	III	II	-	I	-
Polygonatum odoratum	I	I	-	-	II

Zuidervlak	referentie 1991 plaggen	blanco	maaïen (1)	maaïen	
1. Eventuele afname van soorten van vergraste vegetaties die (bijna) niet in de referenties voorkomen door beheersmaatregelen.					
Ammophila arenaria	II	V	II	V	IV
Cynoglossum officinale	I	IV	II	V	IV
<i>Sonchus arvensis</i>	-	IV	II	III	V
<i>Elymus repens</i>	-	III	V	I	-
<i>Ranunculus repens</i>	-	III	V	II	I
<i>Brachythecium rutabulum</i>	-	IV	IV	V	III
<i>Festuca rubra</i>	III	V	V	V	V
Botrychium lunaria	-	II	-	I	-
<i>Polypodium vulgare</i>	I	II	-	-	-

Zuidervlak	referentie 1991 plaggen	blanco	maaien (1)	maaien	
2. Eventuele toename van soorten uit referentievegetaties die (bijna) niet voorkomen in vergraste vegetaties door beheersmaatregelen.					
<i>Taraxacum spec.</i>	IV	II	IV	V	II
<i>Veronica officinalis</i>	IV	II	IV	IV	II
<i>Luzula campestris</i>	IV	II	II	V	III
<i>Viola riviniana</i>	III	I	II	V	III
<i>Luzula campestris</i>	IV	II	II	V	III
<i>Poa pratensis</i>	IV	II	II	IV	I
<i>Veronica arvensis</i>	II	-	II	-	-
<i>Cerastium semidecandrum</i>	IV	-	-	IV	III
<i>Lotus corniculatus</i>	III	-	-	III	I
<i>Ononis repens</i>	IV	I	-	III	II
<i>Polygala vulgaris</i>	IV	II	-	III	I
<i>Sagina nodosa</i>	III	-	-	III	I
<i>Viola curtissii</i>	IV	-	-	II	II
<i>Avenula pubescens</i>	II	-	-	II	I
<i>Ceratodon purpureus</i>	II	-	-	IV	-
<i>Veronica chamaedrys</i>	IV	-	-	III	-
<i>Phleum arenarium</i>	II	-	-	II	-
<i>Koeleria macrantha</i>	III	-	-	/	-
<i>Vicia lathyroides</i>	II	-	-	I	-
<i>Tortula ruralis</i>	III	-	-	I	-
<i>Hypnum cupressiforme</i>	IV	-	-	-	I
<i>Agrostis capillaris</i>	III	-	-	-	-
<i>Geranium molle</i>	IV	-	-	-	-
Orobanche caryophyllacea	I	-	-	-	-
<i>Prunella vulgaris</i>	II	-	-	-	-
<i>Sedum acre</i>	II	-	-	-	-
<i>Silene nutans</i>	II	-	-	-	-
<i>Stellaria pallida</i>	III	-	-	-	-
<i>Urtica dioica</i>	II	-	-	-	-
<i>Lophocolea bidentata</i>	II	-	-	-	-
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	II	-	-	-	-
<i>Cladonia furcata</i>	II	-	-	-	-
<i>Peltigera polydactyla</i>	II	-	-	-	-
3. Soorten die (bijna) niet in referentie en vergraste vegetaties voorkomen, maar toenemen door beheersmaatregelen.					
<i>Viola hirta</i>	I	II	IV	III	III
<i>Cirsium arvensis</i>	II	II	IV	III	II
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	-	-	-	IV	IV
<i>Tortella flavovirens</i>	-	-	-	IV	IV
<i>Erigeron canadensis</i>	I	-	-	IV	III
<i>Bromus hordeaceus</i>	-	I	-	III	I
<i>Hippophae rhamnoides</i>	-	I	-	II	V
<i>Myosotis ramossissima</i>	-	-	-	I	II
<i>Cladonia pyxidata</i>	I	-	-	III	-
<i>Thymus pulegioides</i>	-	-	-	II	-
4. Soorten die voorkomen in zowel referentie en vergraste vegetaties, en niet duidelijk beïnvloed worden door beheersmaatregelen.					
<i>Calamagrostis epigejos</i>	V	V	V	V	V
<i>Holcus lanatus</i>	V	V	V	V	V
<i>Rubus caesius</i>	V	V	V	V	V
<i>Sanguisorbia minor</i>	V	IV	IV	V	V
<i>Picris hieracioides</i>	IV	IV	IV	V	V
<i>Cerastium fontanum</i>	III	II	II	III	III
<i>Senecio jacobaea</i>	II	II	II	III	III
<i>Carex arenaria</i>	III	II	III	I	II
<i>Polygonatum odoratum</i>	I	II	II	II	I
<i>Plagiomnium affine</i>	II	I	II	I	I
<i>Ligustrum vulgare</i>	V	IV	-	II	II
<i>Fragaria vesca</i>	IV	V	V	IV	II
<i>Galium verum</i>	IV	V	III	IV	I

Kraansvlak	referentie 1991 plaggen	blanco	maaien (1)	maaien	
1. Eventuele afname van soorten van vergraste vegetaties die (bijna) niet in de referenties voorkomen door beheersmaatregelen.					
<i>Festuca rubra</i>	I	IV	-	III	V
<i>Elymus repens</i>	I	II	-	-	-
<i>Euonymus europaeus</i>	-	IV	V	IV	-
<i>Picris hieracioides</i>	-	II	V	IV	I
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	-	II	III	I	I
<i>Plagiomnium affine</i>	-	III	IV	-	I
<i>Myosotis arvensis</i>	-	II	III	-	-
<i>Crepis capillaris</i>	-	II	-	V	I
<i>Erigeron canadensis</i>	-	II	-	IV	II
<i>Brachythecium rutabulum</i>	-	II	-	V	V
Galium verum	I	III	-	II	V
2. Eventuele toename van soorten uit referentievegetaties die (bijna) niet voorkomen in vergraste vegetaties door beheersmaatregelen.					
<i>Koeleria macrantha</i>	IV	I	IV	V	V
<i>Carex arenaria</i>	IV	II	V	III	V
<i>Vicia sativa nigra</i>	II	-	II	II	II
<i>Cerastium semidecandrum</i>	II	-	-	III	V
<i>Luzula campestris</i>	IV	I	-	V	II
Phleum arenarium	III	-	-	III	-
<i>Senecio jacobaea</i>	II	-	-	I	-
Viola curtisii	III	-	-	-	III
<i>Tortula ruralis</i>	IV	-	-	-	II
<i>Cladonia foliacea</i>	III	-	-	-	I
<i>Cladonia pyxidata</i>	II	-	-	-	I
<i>Tortella flavovirens</i>	II	-	-	-	-
Cynoglossum officinale	I	-	-	-	-
3. Soorten die (bijna) niet in referentie en vergraste vegetaties voorkomen, maar toenemen door beheersmaatregelen.					
<i>Avenula pubescens</i>	I	II	V	V	IV
<i>Taraxacum spec.</i>	II	II	IV	V	II
<i>Holcus lanatus</i>	-	I	V	I	-
<i>Geranium molle</i>	II	II	IV	I	-
<i>Polygonum convulvus</i>	-	I	III	-	-
<i>Thymus pulegioides</i>	II	I	-	V	-
<i>Galium mollugo</i>	-	I	-	II	I
<i>Aira praecox</i>	-	-	-	I	III
<i>Dicranum scoparium</i>	-	-	-	I	II
<i>Ceratodon purpureus</i>	-	-	-	-	V
<i>Campylopus introflexus</i>	I	-	-	-	II
<i>Bromus hordeaceus</i>	-	-	-	-	II
4. Soorten die voorkomen in referentie en vergraste vegetaties, maar niet duidelijk beïnvloed worden door beheersmaatregelen.					
<i>Rosa pimpinellifolia</i>	IV	V	V	V	V
<i>Calamagrostis epigejos</i>	IV	V	V	III	IV
<i>Hypnum cupressiforme</i>	V	V	IV	-	I
<i>Poa pratensis</i>	III	IV	V	III	I
<i>Senecio sylvaticus</i>	III	II	-	-	I
<i>Polytrichum juniperinum</i>	I	I	-	-	II

Middelduinen	referentie 1991 plaggen	blanco	maaïen (1)	maaïen	
1. Eventuele afname van soorten van vergraste vegetaties die (bijna) niet in de referenties voorkomen door beheersmaatregelen.					
<i>Holcus lanatus</i>	-	III	V	II	I
<i>Senecio sylvaticus</i>	II	IV	-	I	I
<i>Sorbus aucuparia</i>	-	II	-	-	-
2. Eventuele toename van soorten uit referentievegetaties die (bijna) niet voorkomen in vergraste vegetaties door beheersmaatregelen.					
<i>Festuca rubra</i>	V	I	V	I	I
<i>Festuca ovina</i>	IV	-	IV	V	V
<i>Luzula campestris</i>	II	-	II	V	V
<i>Dicranum scoparium</i>	IV	-	II	IV	III
<i>Ceratodon purpureus</i>	II	-	II	III	V
<i>Aira praecox</i>	IV	-	II	III	IV
Danthonia decumbens	II	-	II	I	I
<i>Hypnum cupressiforme</i>	IV	-	-	III	I
<i>Polytrichum juniperum</i>	IV	-	-	I	IV
<i>Cladonia portentosa</i>	II	I	-	I	III
<i>Poa pratensis</i>	III	-	-	I	I
<i>Senecio jacobaea</i>	III	I	-	I	-
<i>Trifolium dubium</i>	II	-	-	I	-
<i>Cirsium vulgare</i>	II	-	-	I	-
<i>Crepis capillaris</i>	II	-	-	I	-
Galium verum	III	-	-	I	-
<i>Cladonia glauca</i>	III	-	-	I	-
<i>Cladonia foliacea</i>	II	-	-	-	II
<i>Cerastium semidecandrum</i>	V	-	-	-	-
<i>Koeleria macrantha</i>	IV	-	-	-	-
<i>Cerastium arvense</i>	III	-	-	-	-
<i>Lotus corniculatus</i>	III	-	-	-	-
Phleum arenarium	III	-	-	-	-
<i>Plantago lanceolata</i>	III	-	-	-	-
<i>Poa annua</i>	III	-	-	-	-
Polygala vulgaris	III	-	-	-	-
<i>Taraxacum spec.</i>	III	-	-	-	-
<i>Trifolium repens</i>	III	-	-	-	-
Vicia lathyroides	III	-	-	-	-
<i>Rhynchospora squarrosa</i>	III	-	-	-	-
Carex caryophylla	II	-	-	-	-
<i>Craetagus monogyna</i>	II	-	-	-	-
<i>Jasione montana</i>	II	-	-	-	-
<i>Sagina procumbens</i>	II	-	-	-	-
<i>Sedum acre</i>	II	-	-	-	-
<i>Thymus pulegioides</i>	II	-	-	-	-
<i>Trifolium arvense</i>	II	-	-	-	-
<i>Trifolium campestre</i>	II	-	-	-	-
<i>Veronica arvensis</i>	II	-	-	-	-
Viola curtisii	II	-	-	-	-
<i>Brachythecium albicans</i>	II	-	-	-	-
<i>Hypnum jutlandicum</i>	II	-	-	-	-
<i>Tortula ruralis</i>	II	-	-	-	-
<i>Cladonia rangiformis</i>	II	-	-	-	-
3. Soorten die (bijna) niet in referentie en vergraste vegetaties voorkomen, maar toenemen door beheersmaatregelen.					
<i>Hypochaeris radicata</i>	-	-	II	III	V
<i>Campylopus introflexus</i>	-	-	II	II	II
<i>Brachythecium rutabulum</i>	-	-	-	III	I
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	-	-	-	II	-
<i>Cladonia pyxidata</i>	-	-	-	-	IV
<i>Cladonia furcata</i>	-	-	-	-	II
<i>Cladonia baccilaris</i>	-	-	-	-	II
4. Soorten die voorkomen in zowel referentie en vergraste vegetaties, en niet duidelijk beïnvloed worden door beheersmaatregelen.					
<i>Carex arenaria</i>	V	V	V	V	V
<i>Rumex acetosella</i>	V	V	V	V	V
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	IV	V	IV	IV	V
<i>Agrostis capillaris</i>	V	V	IV	III	III

4 Begrazing

4.1 Samenvatting

Het effect van begrazing als maatregel tegen vergrassing in de droge duinen is onderzocht in drie deelprojecten: (1) voortzetting van in 1991 ingezette begrazing, waarbij de ontwikkelingen in de vegetatie gevolgd zijn, (2) eenmalige inventarisatie van vegetatie en bodem in diverse begrazingsprojecten langs de kust en (3) fundamenteel onderzoek naar de rol van nutriëntbeschikbaarheid bij begrazing in vier verschillende duinzones.

Begrazing leidt in zowel open duingrasland, vergraste vegetaties als duinheide tot afname van hoge grassen (bedekking, hoogte en biomassa) en strooisel en tot een toename van de moslaag en de lichtbeschikbaarheid. Een toename van het aantal soorten vindt echter vrijwel alleen plaats in de vergraste vegetaties. Het maakt hierbij uit in welke duinzone begrazing plaats vindt. In de Waddendistrict-locatie Zwanenwater leidt begrazing tot toename van het aantal (gewenste) soorten en hier is begrazing tevens in staat de vergrassing tegen te gaan en voor uitbreiding van de oppervlakte aan open duingrasland te zorgen. In de ondiep ontkalkte Renodunaal district locatie Duin en Kruidberg leidt begrazing echter niet tot een hoger aantal soorten per proefvlak en is begrazing ook niet in staat de verruiging (in dit geval vooral verstruweling) tegen te gaan.

De verschillende regulatie van nutriëntbeschikbaarheid in verschillende duinzones leidt tot een verschillende respons op begrazing. In de zure bodems van het Wadden district is er een sterke koppeling tussen biomassa productie en N-mineralisatie, vermoedelijk door een relatief hoge beschikbaarheid voor de vegetatie en betrekkelijk lage N-vastlegging door micro-organismen. Hierdoor leidt afname van de strooiselininput door begrazing tot een forse reductie van zowel N-mineralisatie en biomassa productie. In de (deels) kalkhoudende bodems van het Renodunaal district is de koppeling tussen biomassa productie en N-mineralisatie zwak, vermoedelijk door een relatief hoge N-vastlegging in micro-organismen en lage N-beschikbaarheid voor de vegetatie. Begrazing leidt hier niet tot een verlaging van N-mineralisatie en biomassa productie. Bij lagere strooiselininput als gevolg van begrazing neemt de activiteit van micro-organismen vermoedelijk af, waardoor een deel van de oorspronkelijke microbieel vastgelegde N mogelijk alsnog beschikbaar kan komen voor de vegetatie, als een soort 'nalevering'.

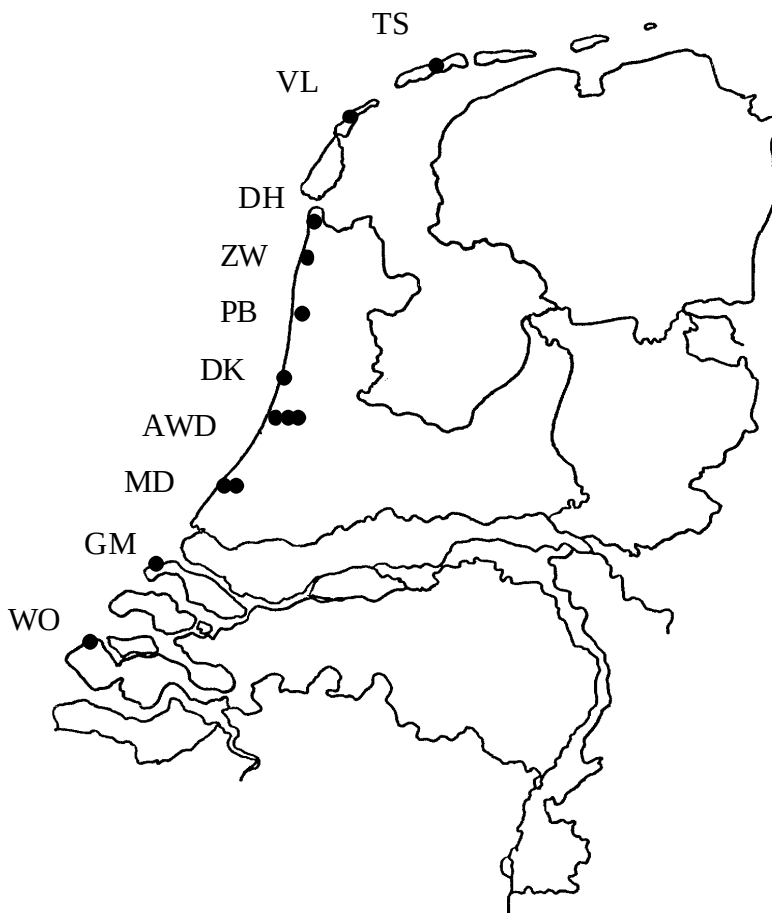
Begrazing wordt, gezien het gunstige effect op de lichtbeschikbaarheid en het terugdringen van de vergrasser, aanbevolen als beheersmaatregel, maar de effectiviteit van begrazing kan per duinzone verschillen.

4.2 Inleiding

Begrazing was tot aan het begin van de 20^e eeuw een algemeen gebruik in de duinen (RIN 1984). In de twee laatste decennia heeft begrazing een opvallende come-back gemaakt, nu als beheersmaatregel o.a. tegen vergrassing. Uit EGM-1 bleek dat begrazing in het algemeen een positief effect had op het herstel van vergraste duingraslanden: minder vergrassing en meer open duingraslandsoorten en -vegetaties. In EGM-2 heeft het onderzoek zich meer gericht op veranderingen in vegetatiestructuur en beschikbaarheid van nutriënten. Door begrazing wordt een

omslag verwacht van concurrentie om licht (in de vergraste vegetatie) naar concurrentie om nutriënten (Olff en Ritchie 1998). De centrale vraag van dit onderzoek is of deze omslag alleen een relatieve is, d.w.z. alleen via een verhoging van de lichtbeschikbaarheid op de bodem door de vraat van bovengrondse biomassa, of een absolute, waarbij verarming aan nutriënten en daarmee een lagere productiviteit optreedt. Dit is van belang omdat daarmee niet alleen de hoeveelheid licht op de bodem extra wordt verhoogd, maar het betekent ook een lage biomassa productie (en dus meer licht) als er tijdelijk niet begraasd wordt. Gegeven de fundamentele verschillen in regulatie van de nutriëntschikbaarheid tussen duinzones en districten (hoofdstuk 2), is het van belang of begrazing overal tot dezelfde respons leidt wat betreft verarming en productiviteit. Daarnaast is gekeken naar de rol van konijnen, die kunnen zorgen voor een eigen aandeel in begrazing, en dat mogelijk vooral doen als de vergraste vegetatie al is bewerkt door vee: facilitatie. Verder hadden we graag onderscheid gemaakt tussen het type begrazer, de graasdruk en de begrazingsduur, maar dit bleek, mede gezien de grote terreinvariatie, alleen voor het laatste mogelijk te zijn.

Figuur 4.1. Onderzoekslocaties begrazing.



4.3 Locaties en methoden

De onderzoekslocaties zijn weergegeven in Figuur 4.1. Het onderzoek viel uiteen in drie delen. Het eerste is een voortzetting van in 1991 in EGM-1 verband ingezette begrazingsprojecten in het Zwanenwater (ZW) en in Duin en Kruidberg (DK). Hier zijn de ontwikkeling van de soortensamenstelling in 28 permanente proefvlakken van 2x2 m en ontwikkelingen in vegetatiestructuur in een gedeelte van het terrein gevolgd (ten Haaf en Bakker 1992-1999). Uit de verschillende deelrapporten zijn de ontwikkelingen over de gehele periode 1991-1998 gedestilleerd, alsmede die per vegetatietype; deze resultaten geven ten dele een ander beeld dan de afzonderlijke rapporten.

Tabel 4.1 Inventarisatie begrazingsprojecten in de Nederlandse kustduinen in het kader van EGM-2. Graasdruk in aantal 'koeien' (of equivalent daarvan) per ha per jaar. n = aantal proefvlakken zowel binnen als buiten het hek

Locatie	code	zone	vegetatie- type	type begrazer	duur	Graas- druk	n
Renodunaal district							
AWD-Zeeveld-Zuid	ZZ	kalkhoudend	open	rund	2	0.09	5
			vergrast				5
Meijendel-Helmduinen	MH	kalkhoudend	open	rund	7	0.05	5
			vergrast				5
AWD-Zeeveld-Noord	ZN	kalkhoudend	open	rund	10	0.08	4
			vergrast				4
PWN-Bakkum	PB	ondiep ontkalkt	open	rund	2	0.18	3
			vergrast				3
AWD-Eiland Rolvers	ER	ondiep ontkalkt	open	rund	13	0.13	4
			vergrast				4
AWD-Sasbergen	SB	diep ontkalkt	open	schaap	6	0.91	4
			vergrast				4
			heide				5
Walcheren-Oranjezon	WO	diep ontkalkt	vergrast	rund	7	0.17	3
			vergrast				3
Goeree-Middelduinen	GM	diep ontkalkt	vergrast	rund	7	0.10	5
Wadden district							
Vlieland	VL	diep ontkalkt	open	rund	4	0.05	3
			vergrast				3
Terschelling	TS	diep ontkalkt	vergrast	rund+paard +geit	9	0.65	3
			heide				3
Den Helder	DH	diep ontkalkt	vergrast	rund	12	0.12	3
Zwanenwater	ZW	diep ontkalkt	open	rund+paard	14	0.07	4
			vergrast				4

Ten tweede is er in najaar 1997 en 1998 een inventarisatie van twaalf begrazingsprojecten langs de Nederlandse kust geweest (Tabel 4.1). Hiervan lagen acht locaties in het Renodunale district, verdeeld over kalkhoudende, ondiep ontkalkte en diep ontkalkte bodems, en vier in het Waddendistrict. De begrazingsduur varieerde van twee tot veertien jaar. Er is gekeken naar het mogelijke effect van begrazing op zich en de begrazingsduur op soortensamenstelling, bovengrondse biomassa en wortels, licht en de aanwezigheid van konijnen. De invloed van het type begrazer bleek niet meetbaar, omdat vrijwel overal rundvee wordt ingezet als begrazer, al dan niet in combinatie met paarden en geiten. De invloed van begrazingsdichtheid bleek ook niet meetbaar, omdat deze overal min of meer hetzelfde is, maar vaak wel door de jaren heen gevarieerd heeft. Ook is gelet op de aanwezigheid van mieren, die in de Middelduinen op Goeree mogelijk zorgen voor het omhoog brengen van kalkhoudend zand in de begraasde vegetatie. Dit verschijnsel werd echter in de andere locaties niet geconstateerd en wordt verder niet besproken. Er is wat betreft vegetatietypen onderscheid gemaakt tussen open duingraslandvegetaties, vergraste vegetaties en duinheiden.

Voor het derde deelonderzoek zijn er van deze twaalf locaties vier geselecteerd voor detailonderzoek naar de beschikbaarheid van nutriënten: drie in de Amsterdamse Waterleidingduinen (AWD) in het Renodunale district in een serie van kalkhoudende bodems (Zeeduinen), ondiep ontkalkte (Eiland van Rolvers) naar diep ontkalkte bodems (Sasbergen), en een in het Zwanenwater in het Waddendistrict. De begrazingsduur varieerde van zes tot veertien jaar. In de AWD-locaties zijn zowel in het begraasde als het niet-begraasde controlegebied en in zowel open duingrasland als vergraste vegetatie vier exclosures van 1.5 x 1.5 m gebouwd van palen, 20 cm diep ingegraven gaas en (prikkel)draad om vee en/of konijnen buiten te sluiten. In het Zwanenwater zijn in het begraasde gebied vier exclosures van 4 x 4 m gebouwd, met daarin zowel open als vergraste vegetatie. In de niet-begraasde zone zijn geen exclosures gebruikt, omdat de activiteit van konijnen hier erg laag was en de open vegetaties wat oppervlak betreft te klein. Binnen de exclosures (en in het niet-begraasde Zwanenwater binnen vier random gekozen proefvlakken) werd de biomassa-productie van de vegetatie gemeten, alsook de N en P-concentratie in het blad, de afbraak van strooisel en de mineralisatie van N en P in de bodem. Daarnaast is de lichtbeschikbaarheid gemeten en de bodem bemonsterd voor de analyse van wortelbiomassa, pH, organische stof- en nutriënt-voorraden. Om het netto effect van begrazing van biomassaconsumptie en eventueel verlaagde productiviteit te bepalen zijn ook buiten de exclosures lichtmetingen gedaan en zijn biomassa en bodem bemonsterd. De onderzoeksmethoden zijn in verder toegelicht in hoofdstuk 2.

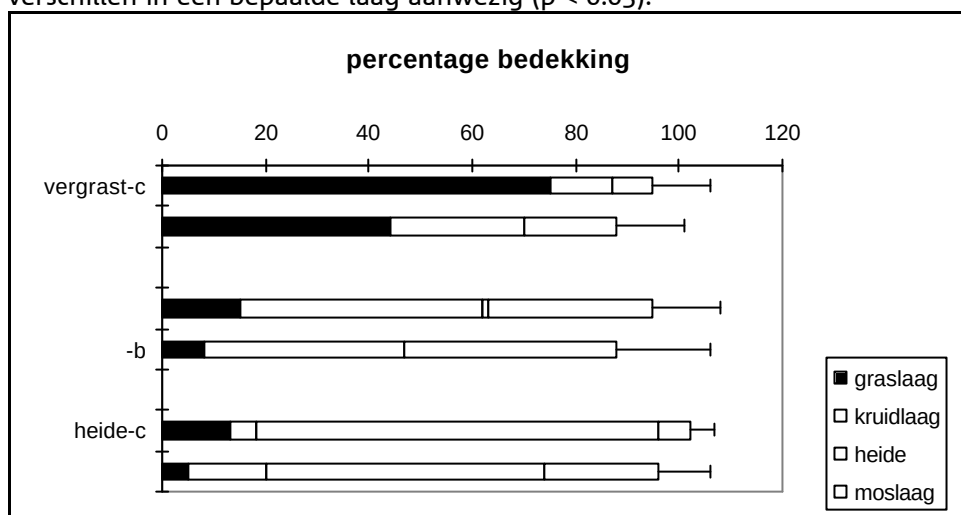


Foto 6: Extensieve jaarrond begrazing met 'harde' soorten als Schotse Hooglanders en Soayschappen lijkt tot nu toe niet in staat om de verruiging terug te dringen. (foto: Marijn Nijssen / Stichting Bargerveen).

4.4 Resultaten en discussie

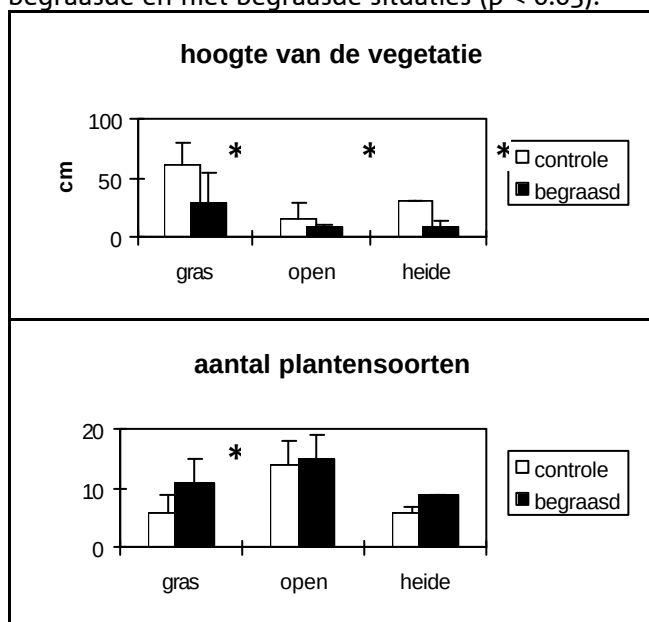
4.4.1 Effect van begrazing op soortensamenstelling en vegetatiestructuur

Figuur 4.2. De invloed van begrazing op de bedekking van afzonderlijke lagen in verschillende vegetatietypen. c = controle plots; b = begraasde plots. * = significante verschillen in een bepaalde laag aanwezig ($p < 0.05$).



De serie van twaalf begrazingsprojecten laat zien dat begrazing effect heeft op de vegetatie (Figuur 4.2.). De bedekking van hoge grassen neemt significant af in de vergraste vegetaties, terwijl in duinheiden de bedekking van struikheide afneemt en in open duingrasland de bedekking van de moslaag toe. De hoogte van de vegetatie neemt in alle drie vegetatietypen significant af (Figuur 4.3). Dit alles leidt echter alleen tot verhoging van het aantal soorten in de vergraste vegetaties, hoofdzakelijk door een toename van het aantal mos- en korstmossoorten. In de duinheiden is dit laatste ook het geval, maar wordt het totale aantal soorten niet beïnvloed. In de open vegetatie is er geen effect van begrazing op het aantal soorten.

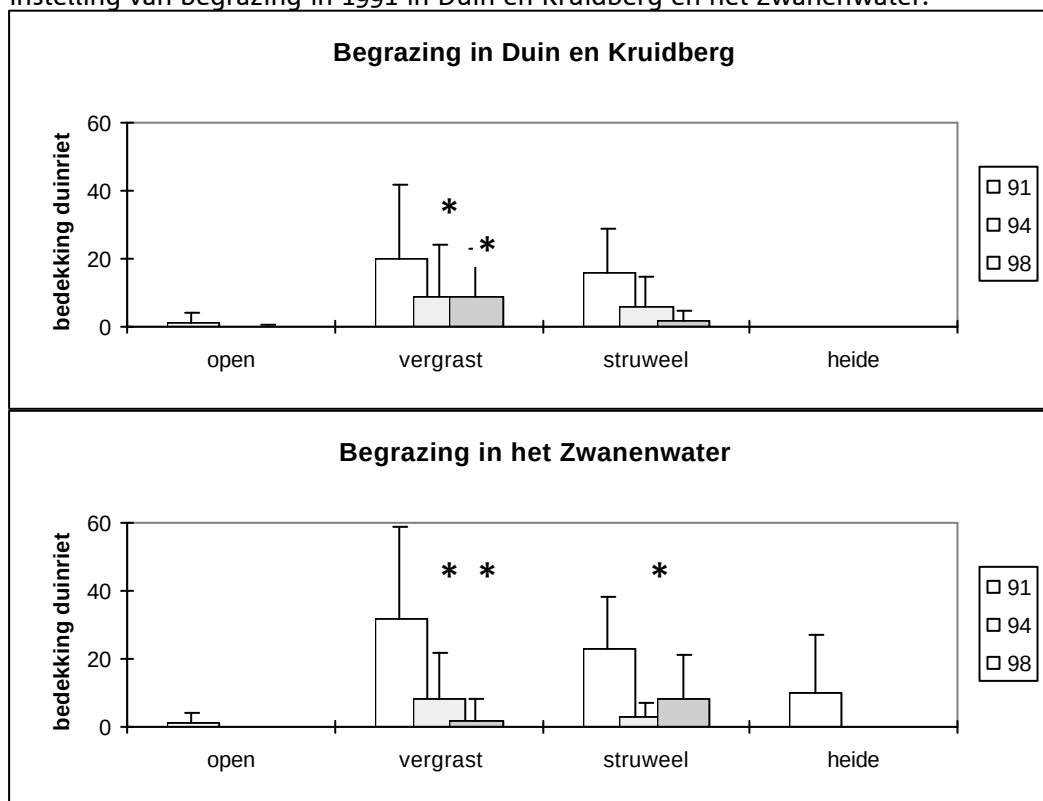
Figuur 4.3. De invloed van begrazing op de hoogte van de vegetatie (a) en het aantal plantensoorten (b) in verschillende vegetatietypen. * = significante verschillen tussen begraasde en niet-begraasde situaties ($p < 0.05$).



In Duin en Kruidberg en het Zwanenwater zijn de ontwikkelingen in de 28 permanente proefvlakken gevolgd van 1991, voor de inzet van grote grazers, tot en met 1998. In beide terreinen neemt in de vergraste vegetatie de bedekking van de hoge kruidlaag (waar de grote grassen toe behoren) significant af, terwijl die van de lage kruidlaag toeneemt. De bedekking van duinriet neemt ook af (Figuur 4.4). Een significante toename van het aantal soorten treedt echter alleen op in het Zwanenwater, in de vergraste vegetaties en de duinheiden (Figuur 4.5). In dit gebied zijn veranderingen in de open duingrasland- en struweelvegetaties echter niet significant.

In de van oorsprong kalkhoudende locatie Duin en Kruidberg leidt de afname van de vergrasser en de opener structuur helemaal niet tot een hoger aantal soorten. Wel zijn er soorten in Duin en Kruidberg die profiteren van begrazing, zoals algemene duingraslandsoorten als rood zwenkgras (*Festuca rubra*), veldbeemdgras (*Poa pratensis*) en duinpaardebloem (*Taraxacum officinale*), maar ook Rode lijst- en doelsoorten als hondstong (*Cynoglossum officinale*), echt walstro (*Galium verum*), zanddoddegras (*Phleum arenarium*), ruig viooltje (*Viola hirta*), gewone vleugeltjesbloem (*Polygala vulgaris*) en ruw vergeet-me-nietje (*Myosotis ramossissima*) (Bijlage 4.1; achterin dit hoofdstuk). Ook kleverige reigersbek (*Erodium glutinosum*) neemt toe, maar dit is waarschijnlijk eerder te wijten aan de toename van verstuiwing rondom bepaalde plots als gevolg van stimuleringsmaatregelen in die omgeving dan aan begrazing. In de moslaag profiteert vooral duinsterretje (*Tortula ruralis*; Bijlage 4.2.), maar ook hier is het de vraag of overstuiwing niet belangrijker is dan begrazing. Soorten die negatief worden beïnvloed zijn de vergrassers zandzegge (*Carex arenaria*) en duinriet (*Calamagrostis epigejos*), maar ook duingraslandsoorten als muurpeper (*Sedum acre*), gewone hoornbloem (*Cerastium fontanum*), jacobskruiskruid (*Senecio jacobea*) en vooral korstmossen als *Cladonia furcata*, *C. foliacea* en *C. rangiformis* nemen af. Deze afname trad vooral op tijdens de eerste jaren van begrazing, maar een duidelijk herstel bleef uit.

Figuur 4.4. Afname van bedekking van de vergrasser *Calamagrostis epigejos* na instelling van begrazing in 1991 in Duin en Kruidberg en het Zwanenwater.



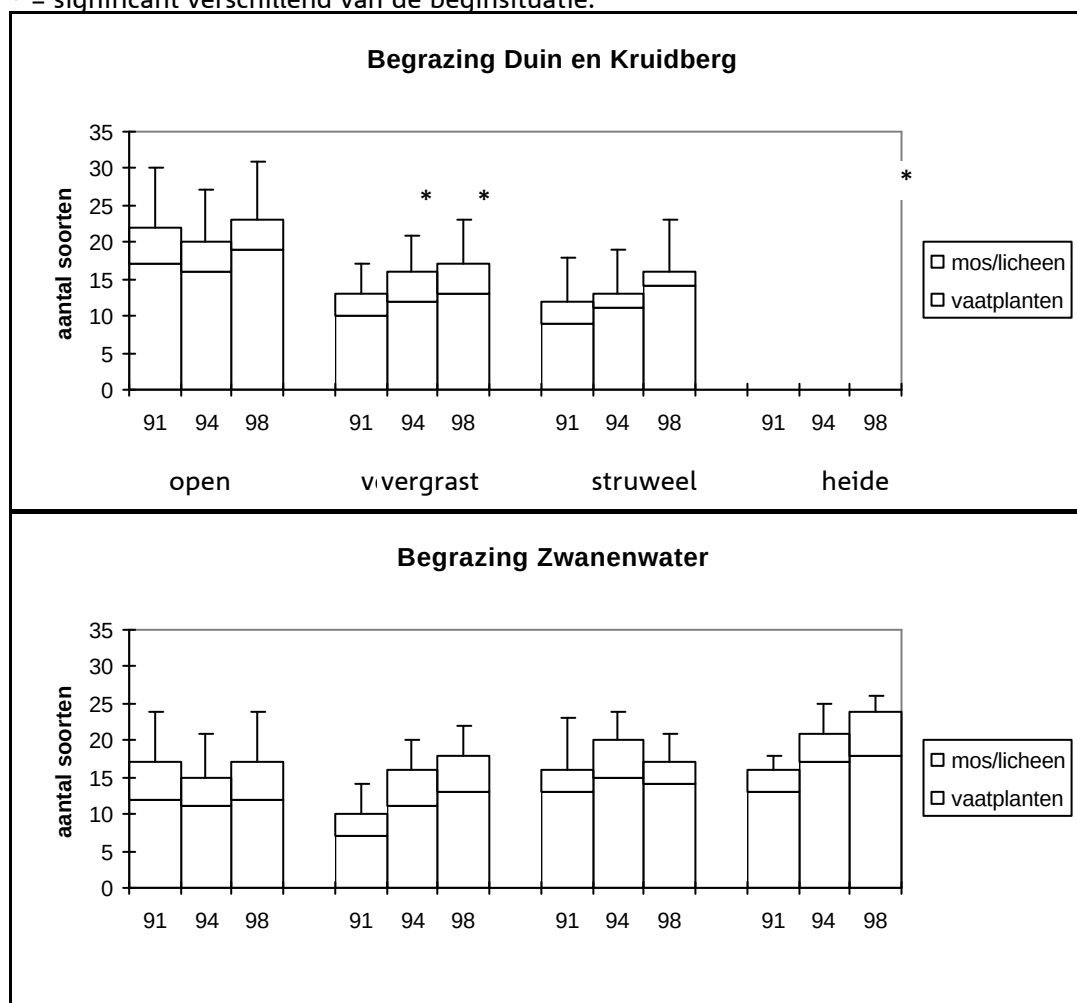
In het Zwanenwater, waar het aantal soorten door begrazing toeneemt, zijn soorten die profiteren algemene duingraslandsoorten als gewone veldbies (*Luzula*

campestris), schapegras (*Festuca ovina*), mannetjesereprijs (*Veronica officinalis*), veldbeemdgras (*Poa pratensis*) en schapezuring (*Rumex acetosella*), maar ook de aandachtsoorten hondsviooltje (*Viola canina*) en echt walstro (*Galium verum*) (Bijlage 4.3., achterin dit hoofdstuk). Mossen en korstmossen nemen over het algemeen ook toe, met name soorten als *Cladonia portentosa* en heideklauwtjesmos (*Hypnum cupressiforme*; bijlage 4.4.). Soorten die negatief beïnvloed worden zijn de vergrassers zandzegge (*Carex arenaria*) en met name duinriet (*Calamagrostis epigejos*) en onder de mossen purpersteeltje (*Ceratodon purpureus*) en duin-snavelmos (*Rhynchostegium megapolitanum*), beide soorten van pioniersituaties in (kalkhoudend) zand.

Doordat de verschillende vegetatiestructuurkaarten van het hele gebied van 1991, 1994 en 1998 (ten Haaf 1992-1999) een andere basisvorm bleken te hebben, was een kwantitatieve vergelijking niet zinvol. De grote lijnen wat betreft de ontwikkeling in vegetatiestructuur zijn echter wel zichtbaar. Er is een duidelijk verschil tussen Duin en Kruidberg en het Zwanenwater, die aansluiten op de ontwikkeling in soortenaantallen. In het Zwanenwater zijn de ontwikkelingen positief en er is zowel een duidelijke afname van het oppervlak aan verruigd duingrasland als een toename aan soortenrijk duingrasland te zien. In Duin en Kruidberg is er wel verruigd duingrasland verdwenen, maar dit heeft zich voor een groot deel tot struweel ontwikkeld en er is, in tegenstelling tot het Zwanenwater, nieuw verruigd duingrasland bijgekomen. Het soortenrijk duingrasland is weliswaar niet achteruit gegaan, maar ook niet verbeterd.

Figuur 4.5. Ontwikkeling aantal soorten vaatplanten en mossen/korstmossen na het instellen van begrazing in 1991 in Duin en Kruidberg en het Zwanenwater.

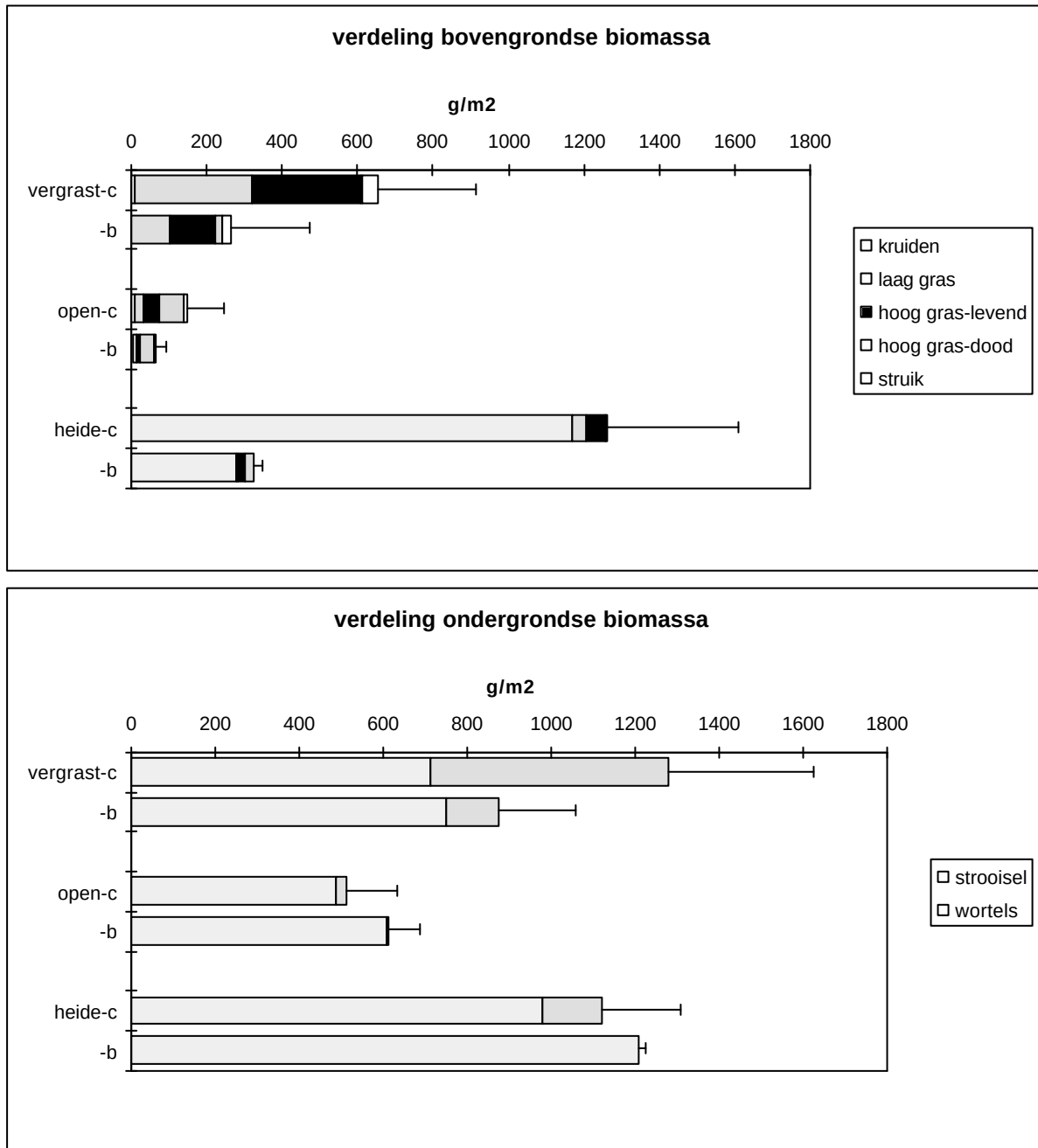
* = significant verschillend van de beginsituatie.



4.4.2 Effect van begrazing op biomassa en lichtbeschikbaarheid

De bovengrondse biomassa is significant lager in de begraasde gebieden (Figuur 4.6). De afname in biomassa is vooral te vinden bij hoog gras en (voor heidevegetaties) de dwergstruikbiomassa. Kruiden en laag gras worden veel minder beïnvloed; de biomassa aan kruiden is in de vergraste vegetaties zelfs hoger dan in de open duingraslandvegetaties. Hoewel de verwachting was dat een lagere bovengrondse biomassa ook tot minder wortels zou leiden (Smit en Kooijman 2001), is dit niet het geval. Wel is de hoeveelheid strooisel significant lager in begraasde gebieden.

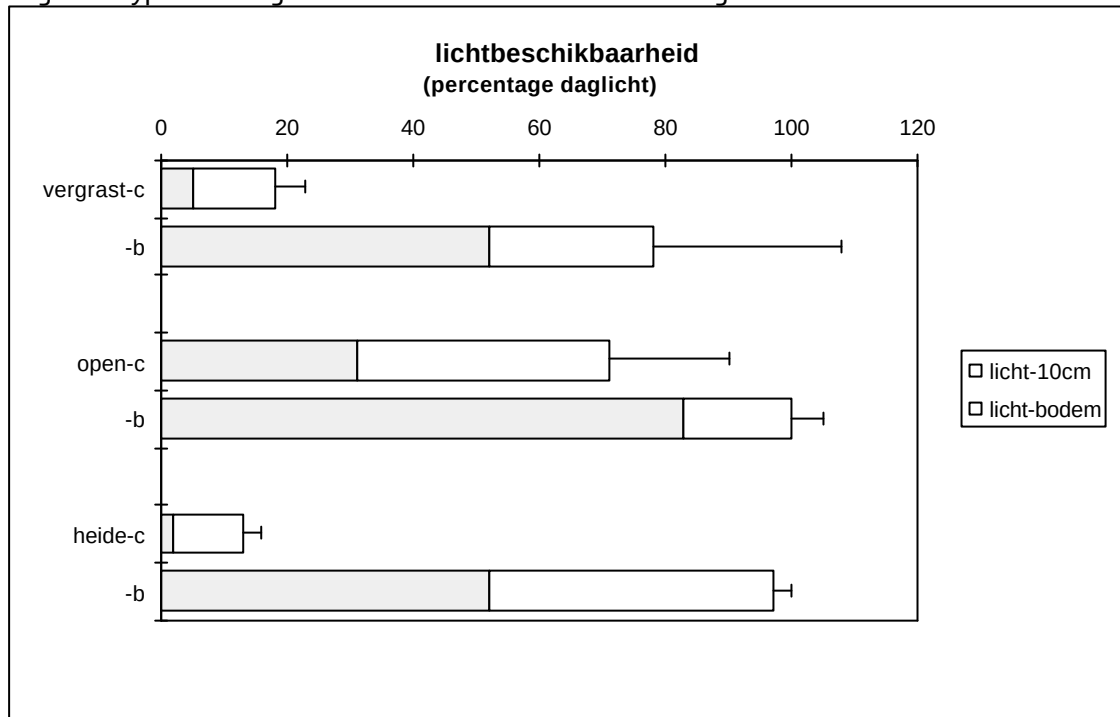
Figuur 4.6. Het effect van begrazing op de verdeling van biomassa over verschillende fracties in vergraste vegetaties, open duingrasland en duinheide. * = significante verschillend van niet-begraasde situatie.



De levende biomassa van de vergraste vegetaties vertoont de normale seizoensdynamiek. In het algemeen is de levende biomassa zeer laag in de winter en vertoont een piek in de zomer. Dit patroon is ook te zien in het Zwanenwater, maar de levende biomassa is hier ook in de winter relatief hoog. Doordat de hoeveelheid

dood blad echter een omgekeerd patroon volgt, is er in de totale hoeveelheid bovengrondse biomassa nauwelijks verschil tussen de seizoenen. Als gevolg hiervan zijn ook seizoensveranderingen in het *percentage* daglicht dat doordringt op de bodem niet groot en kunnen waarden van verschillende meetperiodes gecombineerd worden (Figuur 4.7).

Figuur 4.7. Het effect van begrazing op de lichtbeschikbaarheid in verschillende vegetatietypen. * = significant verschillend van de niet-begraasde situatie.



De beschikbaarheid van licht op de bodem bedraagt in vergraste en heidevegetaties slechts een paar procent van het daglicht. Dit wordt door begrazing opgevoerd tot meer dan 50%. Ook op 10 cm hoogte is er nog weinig licht in de vergraste vegetaties, maar dit loopt op tot 80-100% bij begrazing. In de open vegetaties zijn de effecten minder groot, omdat in de onbegaasde situatie de lichtbeschikbaarheid op de bodem al 30% bedraagt. Dit loopt bij begrazing op naar 80%; op 10 cm hoogte neemt de lichtbeschikbaarheid toe van 70% naar 100%.

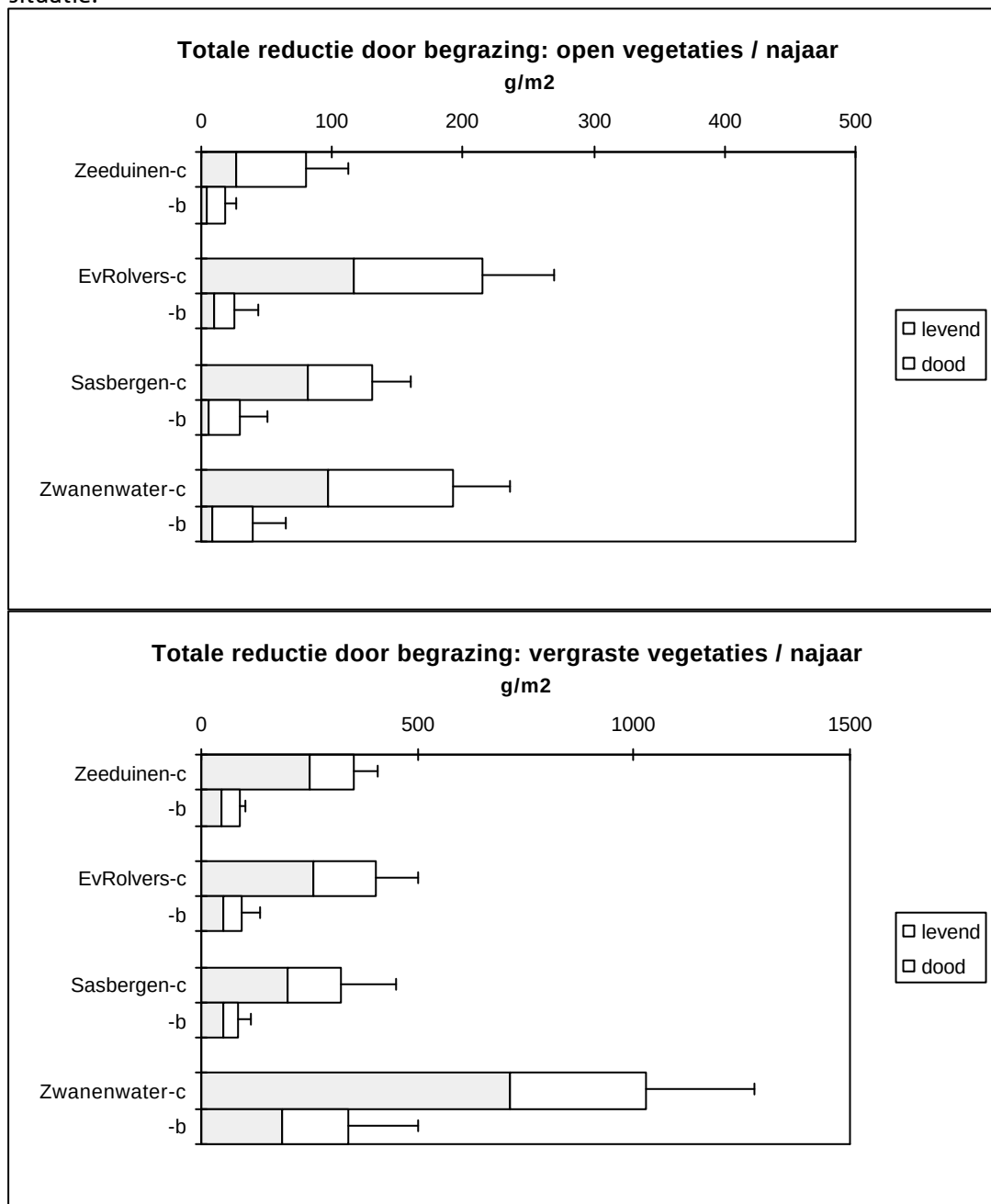
4.4.3 Effect van begrazing op nutriëntbeschikbaarheid

Lagere strooiselinput

De lagere biomassa bij begrazing leidt behalve tot een hogere beschikbaarheid van licht tot een lagere input van strooisel, waarmee een reeks van processen in werking wordt gezet die uiteindelijk kan leiden tot een lagere beschikbaarheid van nutriënten. De strooiselininput is niet direct gemeten, maar de verschillen in biomassa tussen de begraasde en niet-begraasde situaties (als gevolg van vraat *en* een eventuele productieverlaging) geven aan dat de verschillen in strooiselininput aanzienlijk kunnen zijn (Figuur 4.8).

De input van nutriënten naar de strooisellaag neemt ook af als de strooiselininput lager is, maar een extra reductie kan optreden als de nutriëntconcentraties in het dode blad lager zijn als gevolg van begrazing. Dit is het geval voor N in de open vegetatie in Sasbergen en de vergraste vegetatie in het Zwanenwater, en voor P in de vergraste vegetatie in het Eiland van Rolvers.

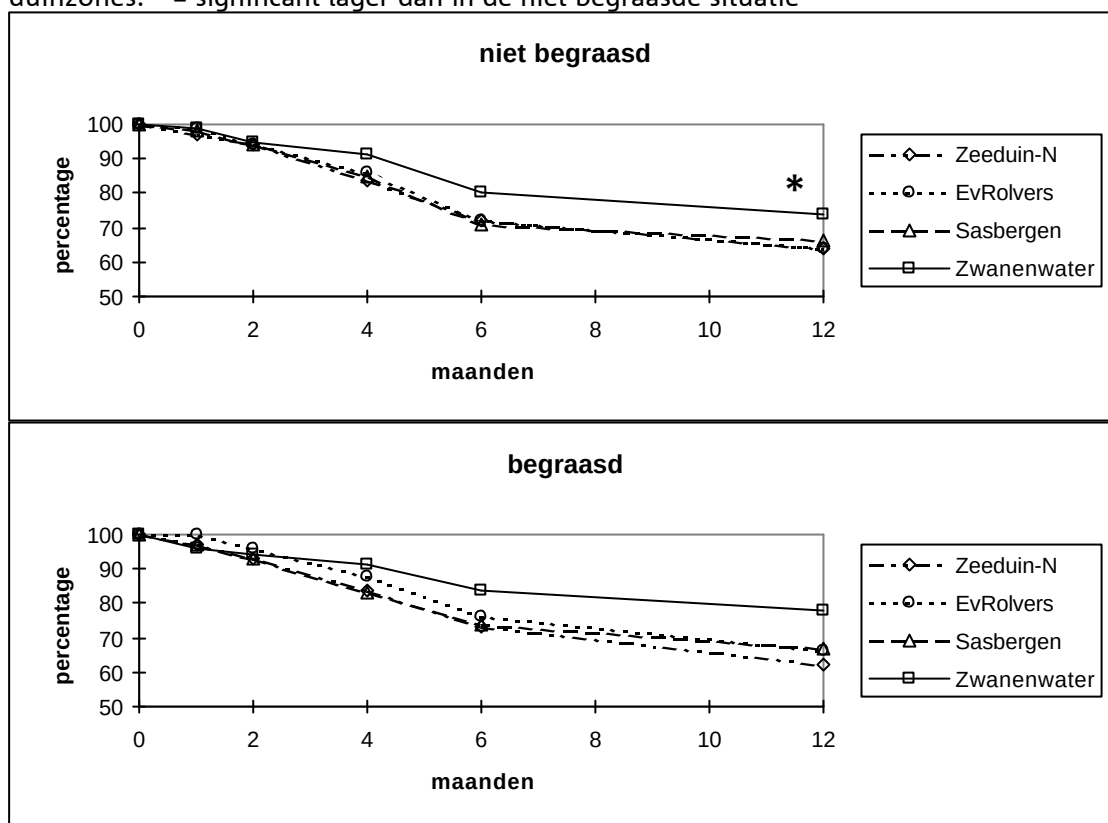
Figuur 4.8. Reductie van levende en dode biomassa in duingraslanden door begrazing. Najaarsbemonstering. C = niet-begraasde controle (binnen exclosure); b = begraasd, in begraasde gebied, buiten exclosure. * = significant verschillende van niet-begraasde situatie.



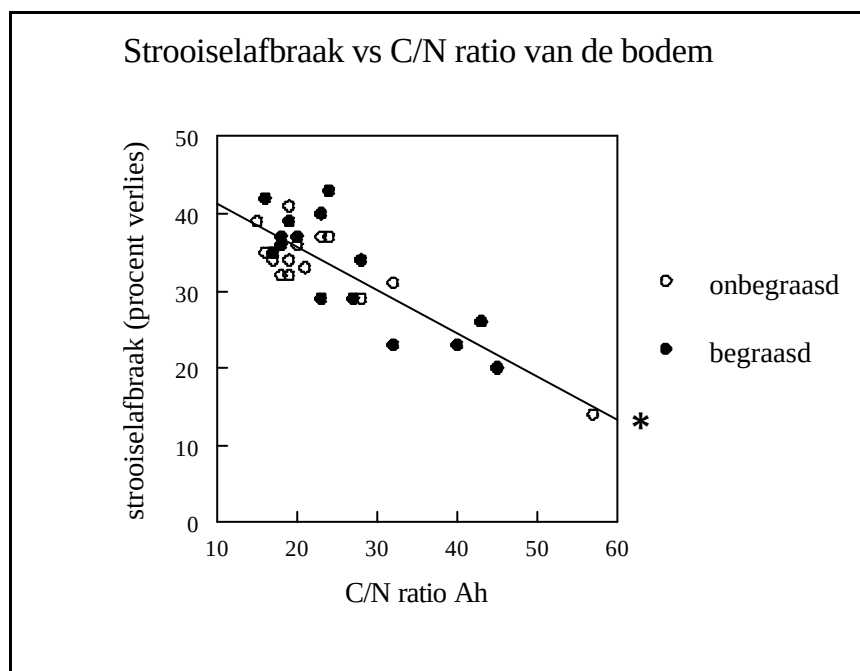
Veranderingen in afbraaksnelheid

Begrazing kan de afbraaksnelheid van strooisel op twee manieren beïnvloeden: via veranderingen in strooiselkwaliteit (nutriëntsaamenstelling) en via afbraakcondities als temperatuur en vocht die beïnvloed worden door de verandering in de er boven staande biomassa. De afbraak van het dode blad van de vergrasser bleek hetzelfde te zijn in vergraste en open vegetaties, zodat een verandering in afbraakcondities van geen belang lijkt. Dit wordt mogelijk veroorzaakt door tegengestelde effecten op temperatuur en bodemvocht. De grotere instraling in begraasde vegetaties zorgt voor een verhoging van temperatuur, maar mogelijk voor een verlaging van de hoeveelheid bodemvocht door een grotere verdamping.

Figuur 4.9. De invloed van begrazing op de strooiselafbraak in verschillende duinzones. * = significant lager dan in de niet-begraasde situatie



Figuur 4.10. De relatie tussen strooiselafbraak en C/N ratio van de bodem onder begraasde en niet-begraasde condities. * = significante correlatie.



In hoofdstuk 2 is aangegeven dat de afbraak van strooisel langzamer verloopt in het Zwanenwater dan in de Amsterdamse Waterleidingduinen. Onder een begrazingsregime verloopt de afbraak van dood blad hier echter nog langzamer: na 12 maanden is in de controle situatie 26% en in de begraasde slechts 22% verdwenen (Figuur 4.9). In de Amsterdamse Waterleidingduinen wordt de strooiselafbraak niet door begrazing beïnvloed en de hoeveelheid verdwenen strooisel is na 12 maanden ca 36%.

De hoeveelheid N en P die initieel per gram dood blad in de litterbags aanwezig zijn verandert niet gedurende de 12 maanden van het experiment, waardoor de N en P concentraties per saldo toenemen (door het verdwijnen van organische stof) en de C/N ratios af. In de niet-begraasde situatie is er een significant negatieve relatie tussen de strooiselafbraak en C/N ratios in de bodem. Deze relatie blijft onder een begrazingsregime hetzelfde (Figuur 4.10). Dit suggereert dat de strooiselafbraak op eenzelfde manier wordt gereguleerd als onder niet-begraasde condities.

Voorraad organische stof en nutriënten in de bodem

De lagere input van strooisel onder begraasde condities zou in theorie kunnen leiden tot een verlaging van de voorraad aan organische stof in de bodem. De voorraad organische stof blijkt echter een bijzonder moeilijke parameter te zijn die een enorme ruimtelijke variabiliteit vertoont, maar ook zeer robuust is omdat in het algemeen de voorraad groot is ten opzichte van veranderingen in input en afbraaksnelheid (Smit 2000). De voorraad nutriënten in de bodem is sterk gekoppeld aan de hoeveelheid organische stof en geeft derhalve vergelijkbare resultaten. Alleen voor het Zwanenwater is het aannemelijk dat de voorraad organische stoffen en nutriënten in de begraasde gebieden werkelijk lager is, maar niet eens vanwege een verlaging in strooiselinput in de begraasde gebieden, als wel het uitblijven van een verhoging in de niet-begraasde gebieden. Het gebied was in het begin van de jaren tachtig nog grotendeels bedekt met open pioniervegetatie en de bodem bevatte vermoedelijk nog relatief weinig organische stof (Kooijman en de Haan 1995). Daarna is in het niet-begraasde gebied de vegetatie snel vergrast en is de strooiselproductie snel opgelopen. In het sinds 1982 begraasde gebied is de vegetatie echter relatief open gebleven en daarmee de strooiselinput laag.

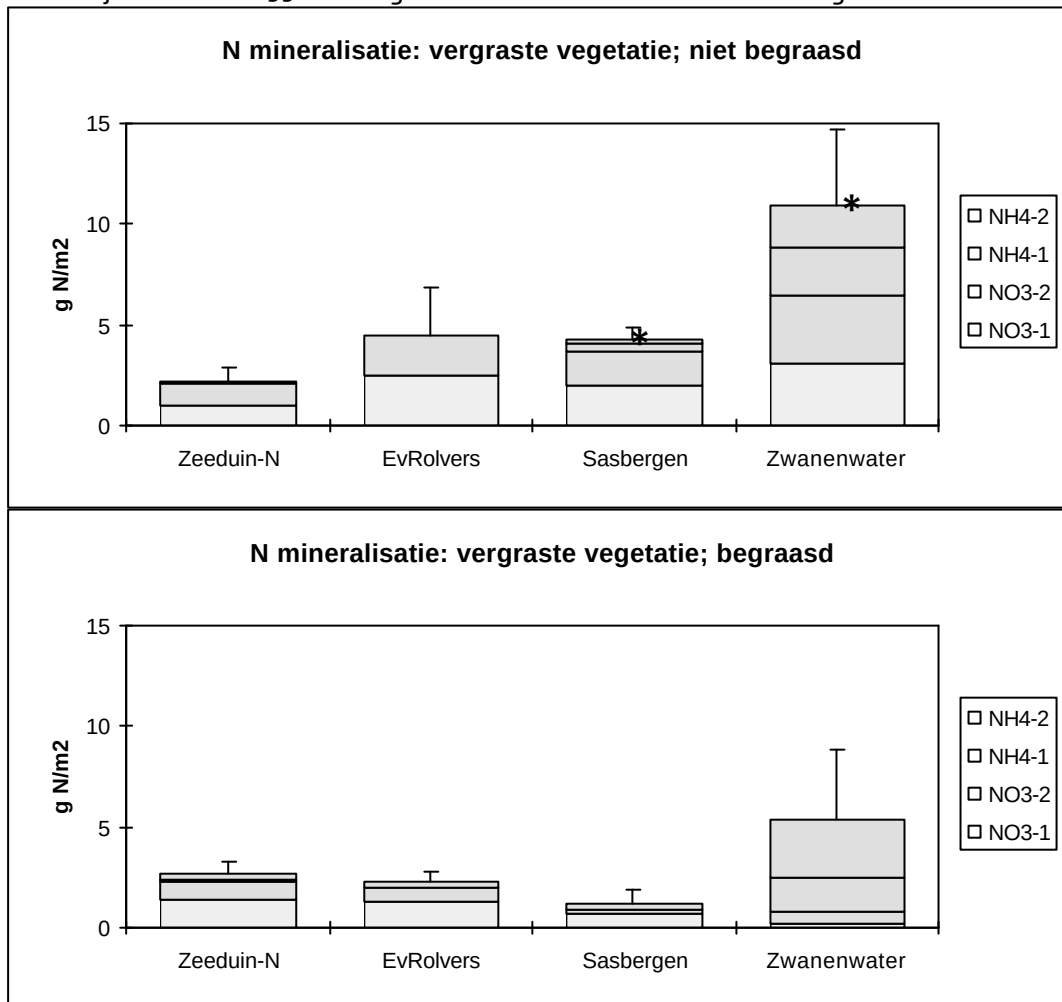
Tabel 4. 2 Veranderingen in pH en C/N ratios van de bodem bij begrazing in duingraslanden. * = significant verschillend van de niet-begraasde situatie

	PH-H ₂ O	C/N ect niet-begraasd	C/N ect begraasd	C/N Ah niet-begraasd	C/N Ah begraasd
open vegetaties					
Zeeduinen	7.4 (0.3)	13 (1)	13 (2)	16 (2)	16 (3)
Eiland van Rolvers	5.0 (0.5)	17 (2)	15 (2)	22 (4)	19 (2) *
Sasbergen	4.1 (0.1)	20 (3)	18 (3)	18 (1)	20 (3)
Zwanenwater	4.3 (0.2)	22 (1)	22 (3)	25 (2)	31 (1) *
vergraste vegetaties					
Zeeduinen	6.8 (0.6)	15 (2)	13 (1)	19 (2)	17 (1)
Eiland van Rolvers	4.7 (0.3)	15 (2)	16 (3)	20 (3)	24 (5)
Sasbergen	4.0 (0.3)	19 (3)	19 (3)	21 (2)	23 (3)
Zwanenwater	4.2 (0.3)	19 (4)	23 (4) *	32 (3)	35 (10)

De C/N ratios van de bodem zijn in het Zwanenwater significant hoger onder begraasde condities (Tabel 4.2.). Dit heeft vermoedelijk te maken met de slechtere afbraak van strooisel bij begrazing, en mogelijk ook met de lagere N-concentraties in het strooisel. De pH van de bodem is (uiteraard) verschillend tussen de locaties, maar er is geen effect van begrazing. De vertraging van de bodemverzuring die onder een maaieregime optreedt (hoofdstuk 3) is bij begrazing kennelijk niet aanwezig.

Lagere N-mineralisatie?

Figuur 4.11. Het effect van begrazing op de N-mineralisatie over de periode april-oktober 1998 in verschillende duinzones in vergraste vegetaties. Serie 1: april-juli; serie 2: juli-oktober 1998. * = significant verschillend van de niet-begraasde situatie.



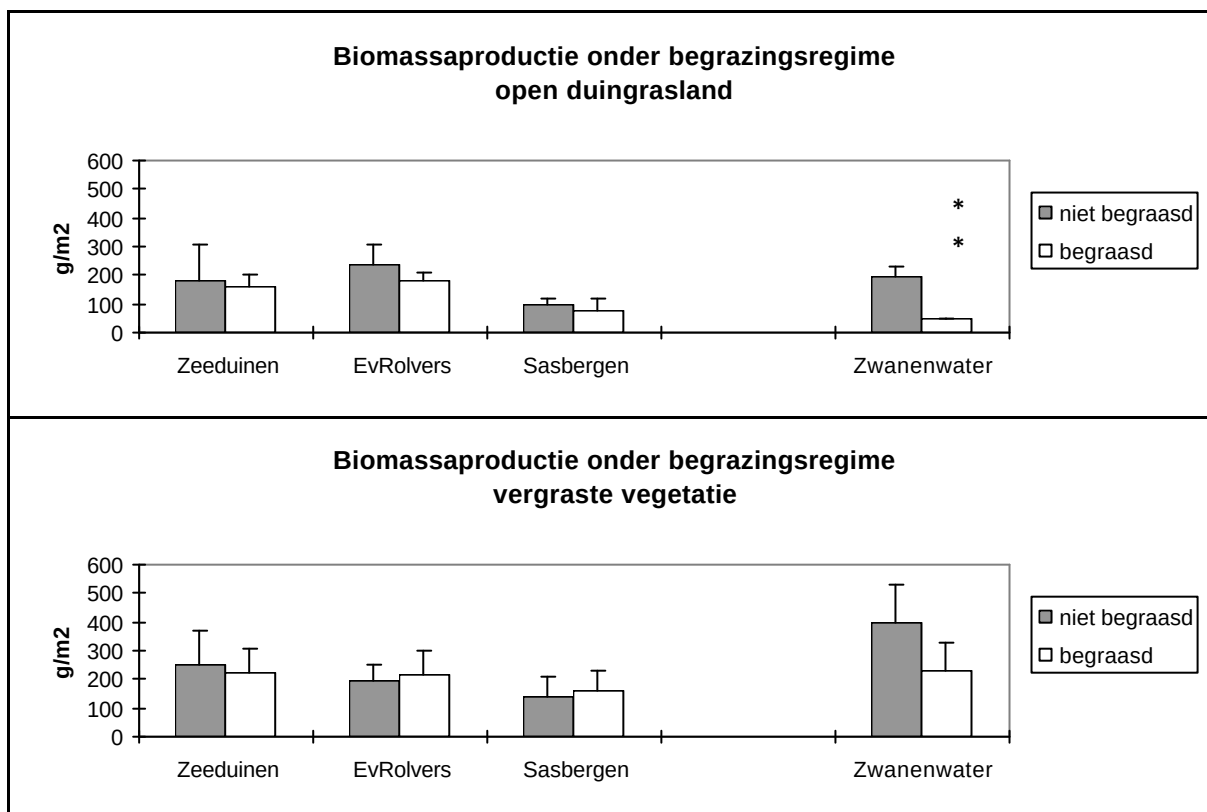
Wat betreft het effect van begrazing op de beschikbaarheid van nutriënten is het beter om, in plaats van naar de totale voorraad nutriënten, te kijken naar werkelijk beschikbare vormen zoals ammonium, nitraat en fosfaat die vrijkomen bij mineralisatie. De lagere input van nutriënten in strooisel bij begrazing zou in theorie kunnen leiden tot een verlaagde mineralisatie en daarmee beschikbaarheid (Smit et al. in press).

De mineralisatie van P wordt niet beïnvloed door begrazing. Dat is niet zo vreemd, aangezien de P-beschikbaarheid vooral bodemchemisch gereguleerd wordt. De N-mineralisatie reageert wel op begrazing, maar alleen in de diep ontkalkte locaties Zwanenwater en Sasbergen en alleen in de vergraste vegetaties (Figuur 4.11). De N-mineralisatie over het zomerhalfjaar wordt significant gereduceerd. Opvallend is dat dit in beide locaties vooral de nitrificatie betreft, de omzetting van ammonium naar nitraat. Het is sowieso verrassend dat dit proces in de zure bodems van het Zwanenwater en Sasbergen zo'n prominente rol speelt, aangezien dit meestal vooral in neutrale bodems optreedt. In de (deels) kalkhoudende locaties Zeeduin en Eiland van Rolvers wordt de N-mineralisatie niet significant beïnvloed door begrazing, ondanks de aanzienlijke reductie in strooiselininput en nutriënten daarin.

Lagere biomassa productie en opname nutriënten?

In theorie zal een lagere beschikbaarheid van nutriënten als gevolg van begrazing leiden tot een lagere opname hiervan door de vegetatie. Ook is bij verwijdering van een deel van de levende biomassa de retranslocatie van nutriënten lager, hetgeen ervoor zorgt dat de voorraad voor het komende jaar lager is en een eventuele nutriëntenstress verder wordt vergroot. Dit zou kunnen leiden tot een lagere productie van biomassa.

Figuur 4.12. Biomassaproductie (gemeten in exclosures) in open duingrasland en vergraste vegetaties onder niet-begraasde en begraasde condities. * = significant verschillend van niet-begraasde situatie.



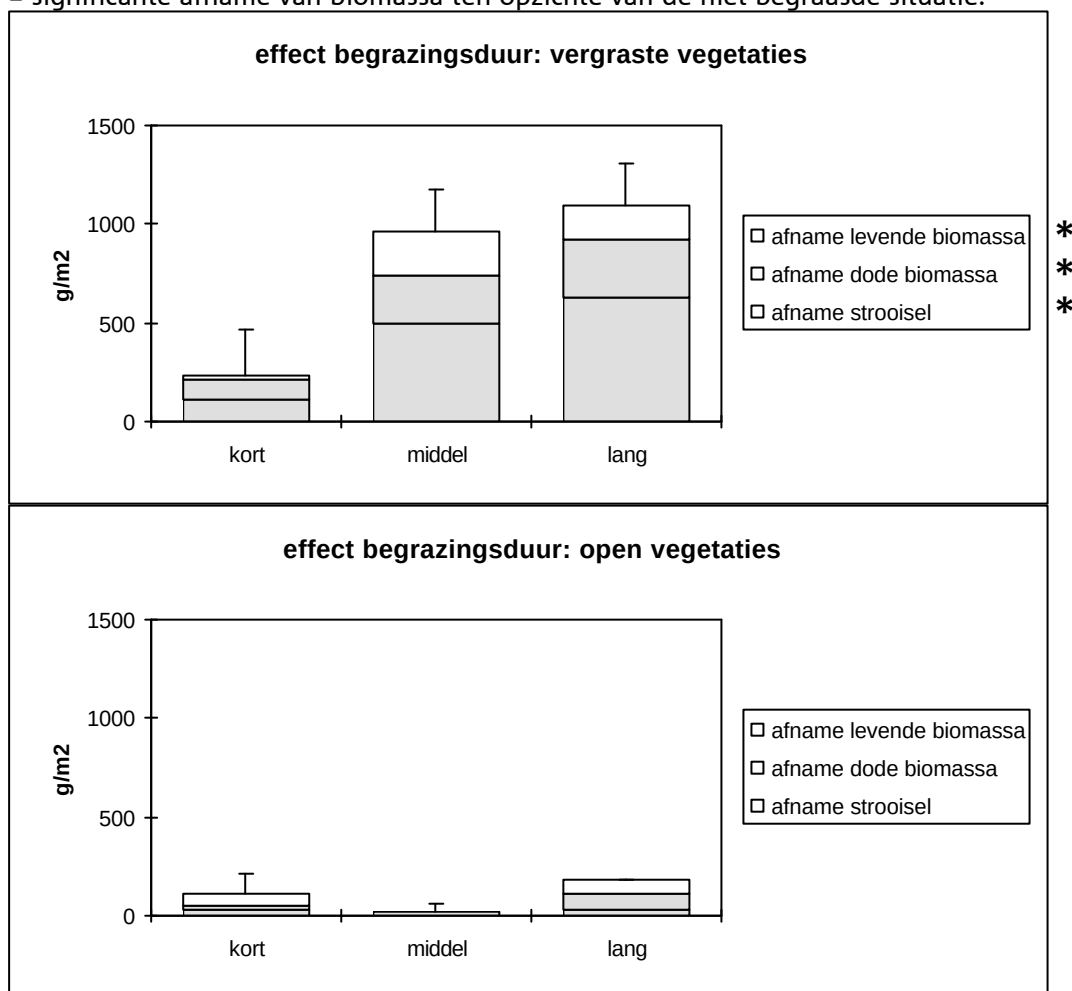
In de praktijk pakt dit echter anders uit. In het Zwanenwater klopt het beeld nog wel. Hier is er zowel in de open als vergraste vegetatie sprake van een significante reductie van de productiviteit door begrazing (Figuur 4.12). In de exclosures neemt de levende bovengrondse zomerbiomassa in de open vegetatie af van ca 200 naar 50 g/m² en in de vergraste vegetatie van 400 naar 200 g/m². In de Amsterdamse Waterleidingduinen vindt er echter in geen enkele locatie en vegetatietype een significante reductie van de productiviteit plaats. Wat betreft de hoeveelheid nutriënten in de levende bovengrondse biomassa, een maat voor de nutriëntopname plus opslag in reserves, ontstaat eenzelfde beeld. In het Zwanenwater is de hoeveelheid N en P significant lager onder begraasde condities in zowel open als vergraste vegetaties, hoewel de nutriëntconcentraties in het blad niet zijn veranderd. In de Amsterdamse Waterleidingduinen is er in Eiland van Rolvers en Sasbergen echter sprake van verhoogde N en/of P concentraties in het blad in open en/of vergraste vegetaties, maar dit leidt niet tot significante veranderingen in de hoeveelheid opgenomen nutriënten, laat staan tot een verlaging hiervan

4.4.4 Type begrazer, graasdruk en begrazingsduur

Het effect van begrazingsduur blijkt significant te zijn in de vergraste vegetaties (Figuur 4.13). In de eerste 2-4 jaar na de start van begrazing is er nog nauwelijks een afname van biomassa ten opzichte van de niet-begraasde situatie te meten, maar na 5-10 jaar is de afname van levende en dode biomassa en van strooisel duidelijk

zichtbaar (en significant) en bedraagt deze in totaal zo'n 1000 g/m². Na 10-15 jaar lijkt er niet veel meer te veranderen in de afname. In de open duingraslandvegetaties treedt er ook na langere tijd geen significante afname op in biomassa. Vermoedelijk zorgen konijnen er voor dat de biomassa laag blijft, ook in de door vee onbegraasde situatie.

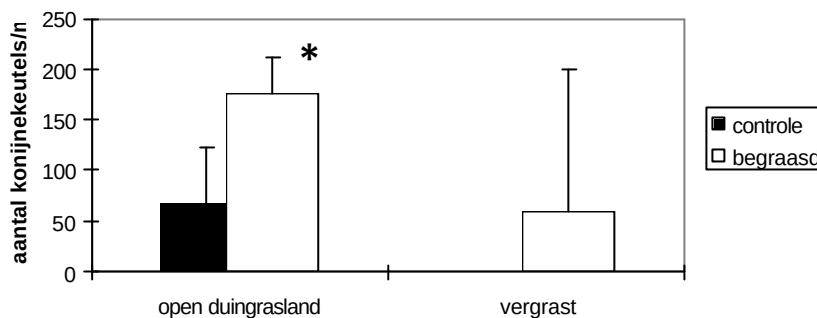
Figuur 4.13. Het effect van begrazingsduur op bovengrondse biomassa en strooisel. * = significante afname van biomassa ten opzichte van de niet begraasde situatie.



4.4.5 De rol van konijnen

In de inventarisatie van begrazingsprojecten langs de Nederlandse kust (Tabel 4.1) is enige aandacht besteed aan het voorkomen van konijnen door het tellen van het aantal konijnenkeutels in de proefvlakken. Begrazing lijkt vooral tot facilitatie te leiden in de open vegetaties (figuur 4.14). In de vergraste vegetaties komen vrijwel geen konijnenkeutels voor, ook niet onder begraasde condities. Dit wordt ook gevonden door Everts et al. (2000). Een uitzondering hierop is wellicht te vinden in de kalkhoudende duinen, waar een significant hoger aantal keutels bij begrazing door vee gevonden wordt.

Figuur 4.14. Het effect van begrazing op de aanwezigheid van konijnen in open duingrasland en vergraste vegetaties. * = significant hoger dan in niet-begraasde situatie.

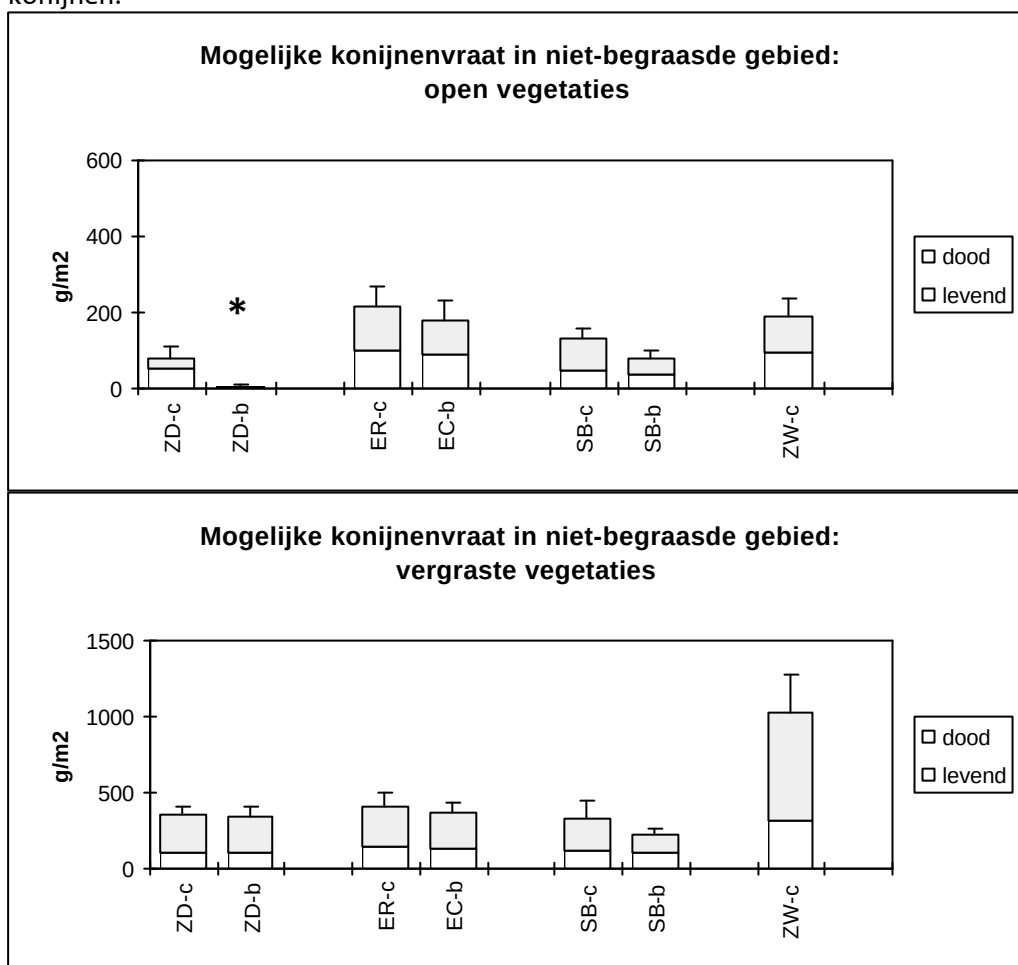


De proefopzet met de exclusies in het onderzoek naar nutriëntbeschikbaarheid maakte het niet mogelijk meer aandacht te besteden aan facilitatie, maar wel is gekeken of konijnen überhaupt een rol spelen, gelet op hun vraat in de 'onbegaasde' situaties. Dit is alleen uitgevoerd in de Amsterdamse Waterleidingduinen; in het Zwanenwater waren weinig sporen van konijnenactiviteit en bovendien waren de nog resterende plekken open vegetatie te klein om er exclusies neer te zetten. In de open vegetaties is het effect op biomassa van konijnenvraat alleen significant voor de kalkhoudende Zeeduinen (Figuur 4.15). Van de levende zomerbiomassa, die in de Zeeduinen binnen de exclusies ca 200 g/m² bedraagt, is buiten de exclusies in juli de helft al opgegeten; in oktober is er bijna niets meer over. In de vergraste vegetaties is er nergens een significant effect van begrazing door konijnen. Of konijnen een rol spelen in de door vee begraasde gebieden is, zoals gezegd, niet onderzocht, omdat begrazing zowel door vee als door konijnen plaats kan vinden. Wel is het zo dat vijf maanden na de instelling van de exclusies er al significante verschillen in biomassa zijn tussen 'binnen' en 'buiten' in de open vegetaties van de Zeeduinen en Eiland van Rolvers, maar nog geen enkele in de vergraste vegetaties. Het is mogelijk dat het vee een voorkeur heeft voor de open vegetaties en pas later aan de vergraste stukken begint. De afname van biomassa in de Zeeduinen is in het begraasde gebied echter van een vergelijkbare grootte als de afname in het 'onbegaasde' gebied, waar deze is toegeschreven aan konijnen. Het kan dus best zo zijn dat niet het vee, maar de konijnen verantwoordelijk zijn voor de afname van biomassa in de open vegetatie van de Zeeduinen.



Foto 7: Begrazing kan leiden tot een gevarieerde vegetatiestructuur, waarin veel planten en diersoorten kunnen voorkomen, zoals hier in de kalkarme duinen bij Wassenaar (foto: Frits Bink).

Figuur 4.15. De rol van konijnen in het niet-door-vee begraasde gebied. * = significant lagere biomassa (in het najaar) buiten de exclusures als gevolg van vraat door konijnen.



4.5 Conclusies

4.5.1 Verarming door begrazing alleen in Wadden district

Begrazing leidt in alle districten, zones, gebieden en vegetatietypen tot een verlaging van de bovengrondse biomassa en de lichtbeschikbaarheid, behalve daar waar begrazing net gestart is. De verlaging betreft vooral de biomassa en bedekking van de vergrasser. Toename van het aantal soorten vindt echter vooral in vergraste vegetaties plaats, en niet in open vegetaties. Ook neemt de bedekking van de lage kruidlaag toe in vergraste vegetaties en heide, maar niet in open vegetaties. Dit geeft aan dat verbetering van het lichtklimaat een belangrijke factor is in vergraste vegetaties. In open vegetaties is het lichtklimaat echter wellicht al optimaal en er is wat betreft het aantal soorten niet zoveel meer te verbeteren.

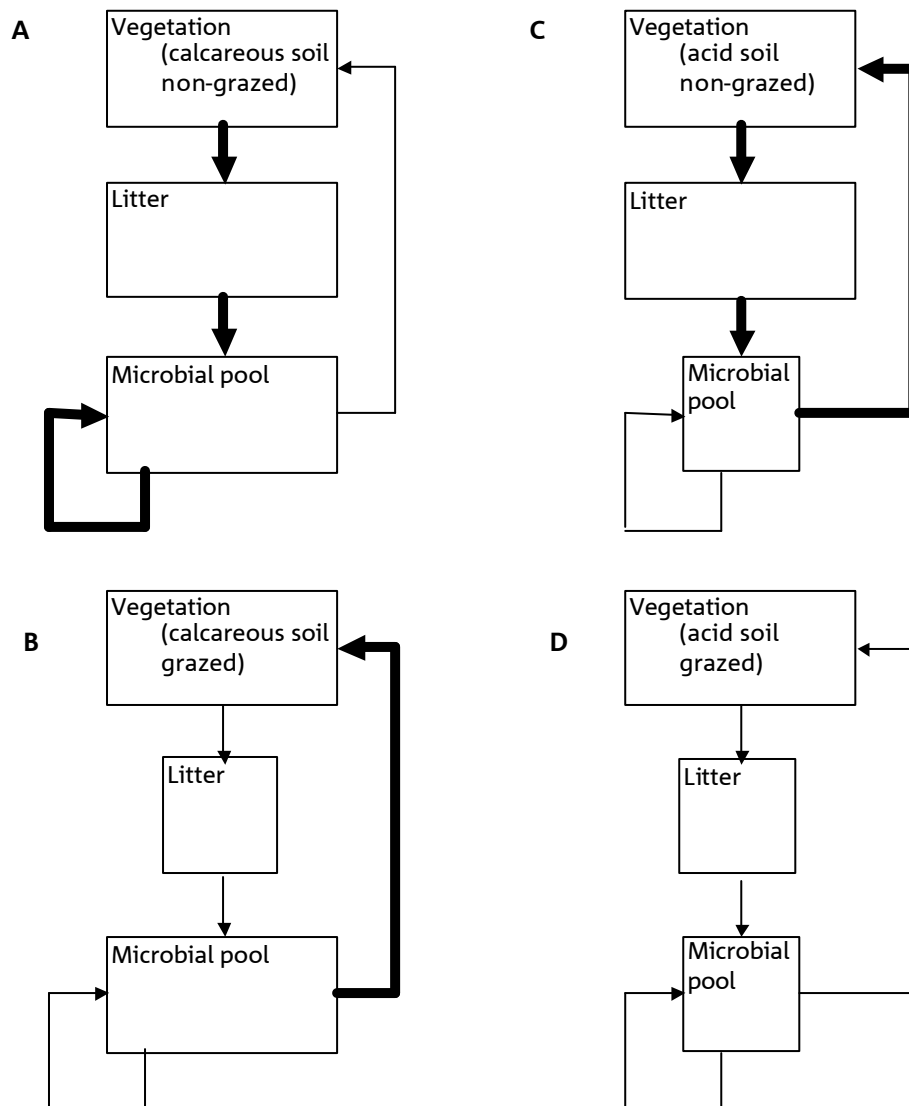
De hoofdvraag van het onderzoek naar het effect van begrazing was of, naast verhoging van de lichtbeschikbaarheid, ook een verlaging van de beschikbaarheid van nutriënten een rol speelt. Het lijkt er op dat in de ontkalkte duinen, met name in het Waddendistrict, verarming aan N een duidelijke bijdrage levert aan het terugdringen van de vergrasser en de verbetering van de lichtcondities van kleine soorten. In de (deels) kalkhoudende duinen van het Renodunaal district wordt de nutriëntbeschikbaarheid teruggebracht. Dat wil niet zeggen dat begrazing hier geen positief effect heeft, maar het ligt op een lager en vermoedelijk meer lokaal niveau. In het ondiep-ontkalkte Duin en Kruidberg (met een hoge nutriëntbeschikbaarheid) is begrazing zelfs niet in staat de verrijking tegen te gaan, ondanks de dichtheid die

vergelijkbaar is met de andere gebieden. Dit wordt ook geconstateerd voor het Eiland van Rolvers, waar ondanks de begrazing de verdere verstruweling doorgaat.

4.5.2 Mogelijke oorzaken van het verschil in respons op begrazing

De resultaten suggereren dat er fundamentele verschillen tussen kalkrijke en zure duingebieden (met goede en geremde strooiselafbraak) bestaan in de respons op begrazing. In het Zwanenwater nemen de beschikbaarheid van N en de biomassaproductie bij begrazing duidelijk af. Dit wordt ondersteund door de substantiële verlaging van de graasdichtheid die de beheerder sinds 1998 heeft toegepast (W. Klomp, mondelinge mededeling). In de (deels) kalkhoudende duinen van de AWD vindt echter geen reductie plaats van N-mineralisatie en biomassaproductie.

Figuur 4. 16. Hypothetisch model voor de kringloop van N in kalkrijke en zure bodem, onder niet begraasde en begraasde condities. Kalkrijke bodems: (A) niet begraasd; sterke microbiële vastlegging en (B) begraasd; mogelijke nalevering van N door afname van de microbiële pool bij lagere strooiselinput. Zure bodems: (C) niet begraasd; lage microbiële N-behoefte en hoge beschikbaarheid voor vegetatie; (D) begraasd; sterke afname (N in) strooiselinput.



Ook elders leidt begrazing in zure bodems vaak wel tot een lagere N-mineralisatie (Marrs et al. 1989, Pastor et al. 1983, Kooijman and Smit 2001), maar in kalkhoudende niet. Hier wordt vaak zelfs een toename in N-mineralisatie gevonden (Marrs et al. 1989, Holland and Detling 1990, Frank and Evans 1997, Tracy and Frank 1998). Dit verschil tussen kalkhoudende en zure bodem wordt mogelijk veroorzaakt door een combinatie van lagere strooiselininput en opslag van N in micro-organismen anderzijds (Figuur 4.16). In de zure bodems van het Zwanenwater was de N-mineralisatie hoog, deels door de waarschijnlijk lage microbiële N-behoefte, waardoor er relatief veel N voor de vegetatie beschikbaar is. Omdat er van elke nieuwe toevoer van strooisel zo'n groot deel naar de vegetatie gaat, is de relatie tussen biomassaproductie en N-mineralisatie tamelijk sterk: meer N leidt tot meer biomassa en strooisel, wat leidt tot hogere N-mineralisatie, wat leidt tot meer biomassa en strooisel etc. De keerzijde van dit model is echter dat het systeem ook sterk zal reageren op een verlaging van strooiselininput (door begrazing). Een lagere strooiselininput leidt dan tot een lagere N-mineralisatie en lagere biomassaproductie. In de kalkrijke bodems van de Amsterdamse Waterleidingduinen echter, was de relatie tussen N-mineralisatie en biomassaproductie zeer zwak, mogelijk als gevolg van de hogere microbiële N-behoefte. Een lagere strooiselininput zal hier op zichzelf niet leiden tot een lagere N-mineralisatie. Wat mogelijk wel belangrijk is, is dat de microbiële activiteit (en populatie) zal afnemen door een gebrek aan vers strooisel. In dat geval neemt ook de microbiële N-behoefte af, en wordt mogelijk een deel van de populatie gekannibaliseerd, waarbij N die voorheen was opgeslagen in de microbiële pool, nu kan vrijkomen.

Om meer inzicht te krijgen of deze nalevering inderdaad optreedt en of ecosystemen waar slechte strooiselafbraak optreedt in zijn algemeenheid gevoeliger zijn voor wijzigingen in strooiselininput is uiteraard meer onderzoek nodig. Het zou echter kunnen betekenen dat ecosystemen met slechte strooiselafbraak gevoeliger zijn voor verstoringen en dat een goede strooiselafbraak tot een groter weerstandsvermogen leidt. Dat zijn voor het beheer belangrijke vraagstukken.

4.5.3 Facilitatie door vee wellicht beperkt

Voor facilitatie van konijnen zijn een aantal aanwijzingen, maar dit lijkt vooral in open vegetaties te spelen, waar de behoefte aan nog meer konijnen misschien niet zo groot is. Konijnen zijn in de kalkhoudende duinen in staat om de open vegetaties te reduceren tot eenzelfde niveau als de reductie in de door vee begraasde gebieden. Het is de vraag of vee er überhaupt aan te pas komt, ook al gezien de 'facilitatie' die nog meer konijnen het gebied in trekt.

Voor de vergraste vegetaties lijkt het effect van facilitatie beperkt te zijn tot de kalkhoudende duinen, hoewel de gegevens te beperkt zijn om daar echt uitspraken over te kunnen doen. Hoe dan ook blijven konijnen, volgens verwachting, af van eenmaal vergraste vegetaties. Om van de vergraste vegetaties af te komen lijkt vee toch noodzakelijk.

Bijlage 4.1. Verandering in soortensamenstelling sinds de instelling van begrazing in 1991 in Duin en Kruidberg. De waarden zijn het aantal vestigingen, toenamen in de bedekking, verdwijningen en afnamen in de bedekking van de betreffende soort in de 28 proefvlakken. Als indicatie van de totale veranderingen zijn de positieve ontwikkelingen (vestiging en toename) afgezet tegen de negatieve (verdwijnen en afname). Rode lijst-, aandachts- en IKC-doelsoorten zijn vetgedrukt.

Duin en Kruidberg	Vestiging		toename bedekking		verdwijnen		afname bedekking		netto
	94	98	94	98	94	98	94	98	
Festuca rubra	10	4	4	8	-	2	3	2	19
Poa pratensis	10	5	1	4	2	-	2	2	14
Erodium glutinosum	4	2	-	6	1	-	-	-	11
Cynoglossum officinale	11	3	-	-	-	4	-	-	10
Galium verum	2	2	7	6	1	1	1	4	10
Taraxacum officinale	5	6	1	-	1	2	-	-	9
Phleum arenarium	3	2	2	2	-	-	-	-	9
Viola hirta	4	-	2	2	-	1	1	-	6
Agrostis capillaris	3	3	-	2	-	2	-	-	6
Polygala vulgaris	2	4	-	1	1	-	-	-	6
Myosotis ramossissima	3	2	-	-	-	-	-	-	5
Erigeron canadensis	1	4	-	-	-	-	-	-	5
Arenaria serpyllifolia	2	3	-	-	-	1	-	-	4
Picris hieracioides	2	1	2	2	-	-	2	1	4
Leontodon saxatilis	1	4	-	-	-	1	-	-	4
Hippophae rhamnoides	-	1	3	1	-	-	-	1	4
Plantago lanceolata	-	1	2	2	-	-	-	1	4
Lotus corniculatus	1	3	-	1	1	-	-	-	4
Veronica officinalis	4	1	1	-	1	-	2	-	3
Holcus lanatus	2	1	-	2	-	1	-	1	3
Luzula campestris	2	3	3	-	1	2	-	2	3
Rumex acetosella	1	2	-	-	-	-	-	-	3
Festuca ovina	1	-	9	3	1	3	3	3	3
Aira praecox	2	1	1	-	1	-	-	-	2
Anchusa arvensis	1	2	-	-	-	1	-	-	2
Rubus caesius	1	-	6	4	-	1	3	5	2
Ononis repens	1	-	1	1	1	-	-	-	2
Crataegus monogyna	-	-	2	1	1	-	-	-	2
Carex flacca	-	-	-	2	-	-	-	-	2
Ammophila arenaria	2	1	-	1	-	1	2	-	1
Ligustrum vulgare	2	2	-	-	1	2	-	-	1
Agrostis gigantea	1	-	-	-	-	-	-	-	1
Cirsium vulgare	1	-	-	-	-	-	-	-	1
Euonymus europaeus	1	-	1	-	-	1	-	-	1
Moehringia trinerva	1	-	-	-	-	-	-	-	1
Polygonatum odoratum	1	1	-	-	-	1	-	-	1
Polypodium vulgare	1	1	-	-	-	1	-	-	1
Senecio sylvatica	1	1	1	-	-	1	1	-	1
Botrychium lunaria	-	1	-	-	-	-	-	-	1
Bromus hordeaceus	-	1	-	-	-	-	-	-	1
Erophila verna	-	1	-	-	-	-	-	-	1
Galium aparine	-	1	-	-	-	-	-	-	1
Ranunculus bulbosus	-	1	1	-	-	-	-	1	1
Rumex acetosa	-	1	-	-	-	-	-	-	1
Saxifraga tridactylites	-	1	-	-	-	-	-	-	1
Senecio vulgaris	-	1	-	-	-	-	-	-	1
Symphytum officinale	-	1	-	-	-	-	-	-	1
Vicia lathyroides	-	1	-	-	-	-	-	-	1
Hypochaeris radicata	-	-	1	-	1	1	-	-	1
Fragaria vesca	-	-	1	2	-	1	1	-	1
Thymus pulegioides	-	-	-	3	-	1	1	-	1
Agrostis canina	-	-	1	-	-	-	-	-	1

Euphrasia stricta	1	-	-	-	-	1	-	-	0
Pimpinella saxifraga	1	-	-	-	-	1	-	-	0
Poa annua	1	-	-	-	1	-	-	-	0
Geranium molle	-	1	-	-	1	-	-	-	0
Viola canina	-	1	-	-	1	-	-	-	0
Agrostis vinealis	-	-	1	-	-	1	-	-	0
Hieracium umbellatum	-	-	1	-	-	1	-	-	0
Sanguisorba minor	1	-	1	2	-	2	3	-	-1
Cerastium semidecandrum	1	2	3	1	3	1	2	2	-1
Viola curtisii	1	3	-	-	3	2	-	-	-1
Elymus athericus	-	-	-	-	1	-	-	-	-1
Linaria vulgaris	-	-	-	-	1	-	-	-	-1
Luzula multiflora	-	-	-	-	1	-	-	-	-1
Sagina procumbens	-	-	-	-	1	-	-	-	-1
Vicia sativa nigra	-	-	-	-	1	-	-	-	-1
Avenula pubescens	-	-	-	2	-	1	2	-	-1
Potentilla reptans	-	-	-	-	-	1	-	-	-1
Rosa pimpinellifolia	-	-	1	-	-	-	1	1	-1
Veronica chamaedrys	2	-	-	-	-	1	3	-	-2
Arabidopsis hirsuta	-	-	-	-	2	-	-	-	-2
Urtica dioica	-	-	1	-	1	-	1	1	-2
Koeleria macrantha	2	2	2	-	4	1	3	-	-2
Veronica arvensis	1	1	1	-	4	1	-	-	-2
Salix repens	-	-	1	1	1	-	2	2	-3
Sedum acre	-	2	-	-	6	-	-	-	-4
Cerastium fontanum	-	1	-	-	2	2	2	-	-5
Carex arenaria	5	2	-	2	3	5	6	1	-6
Senecio jacobea dunensis	1	7	-	-	14	2	-	-	-8
Calamagrostis epigejos	1	1	2	8	1	4	16	4	-13

Bijlage 4.2. Vestiging en verdwijning van mossen en korstmossen na de instelling van begrazing in 1991 in Duin en Kruidberg. De waarden zijn het aantal vestigingen en verdwijningen van de betreffende soort in de 28 proefvlakken. Als indicatie van de totale veranderingen is de vestiging afgezet tegen het verdwijnen. Rode lijst-, aandachts- en IKC-doelsoorten zijn vetgedrukt.

Duin en Kruidberg	vestiging		verdwijnen		netto
	1994	1998	1994	1998	
<i>Tortula ruralis</i>	1	5	1	1	4
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	3	1	-	2	2
<i>Peltigera rufescens</i>	1	1	-	-	2
<i>Polytrichum juniperinum</i>	1	2	-	1	2
<i>Hypnum cupressiforme</i>	4	2	2	2	2
<i>Homalothecium lutescens</i>	1	2	1	-	2
<i>Cladonia</i> sp.	-	2	-	-	2
<i>Brachythecium salebrosum</i>	1	-	-	-	1
<i>Cladonia portentosa</i>	1	1	-	1	1
<i>Ditrichum flexicaule</i>	1	-	-	-	1
<i>Hypnum jutlandicum</i>	1	-	-	-	1
<i>Plagiomnium affine</i>	1	2	-	2	1
<i>Cladonia pityrea</i>	-	2	1	-	1
<i>Dicranum scoparium</i>	1	-	-	1	0
<i>Bryum</i> sp.	-	1	1	-	0
<i>Campylopus introflexus</i>	-	1	1	-	0
<i>Cladonia pyxidata/chlorophaea</i>	-	1	1	-	0
<i>Polytrichum piliferum</i>	-	1	1	-	0
<i>Brachythecium rutabulum</i>	3	1	1	3	0
<i>Tortula calcicolens</i>	2	-	1	1	0
<i>Tortella flavovirens</i>	1	-	-	2	-1
<i>Rhynchostegium megapolitanum</i>	-	1	2	-	-1
<i>Barbula convoluta</i>	-	-	1	-	-1
<i>Plagiomnium undulatum</i>	-	-	1	-	-1
<i>Bryum capillare</i>	1	-	1	1	-1
<i>Lophocolea heterophylla</i>	-	-	-	1	-1
<i>Cephaloziella divaricata</i>	-	-	2	-	-2
<i>Cornicularia aculeata</i>	-	-	2	-	-2
<i>Ceratodon purpureus</i>	1	-	2	1	-2
<i>Lophocolea bidentata</i>	1	-	2	1	-2
<i>Calliergonella cuspidata</i>	-	-	3	-	-3
<i>Cladonia furcata</i>	1	-	4	1	-4
<i>Cladonia foliacea</i>	1	2	5	2	-4
<i>Cladonia rangiformis</i>	1	1	6	1	-5

Bijlage 4.3. Verandering in soortensamenstelling sinds de instelling van begrazing in 1991 in Zwanenwater, Slahoeek. De waarden zijn het aantal vestigingen, toenamen in de bedekking, verdwijningen en afnamen in de bedekking van de betreffende soort in de 28 proefvlakken. Als indicatie van de totale veranderingen zijn de positieve ontwikkelingen (vestiging en toename) afgezet tegen de negatieve (verdwijnen en afname). Rode lijst-, aandachts- en IKC-doelsoorten zijn vetgedrukt.

Zwanenwater	vestiging		toename bedekking		verdwijnen		afname bedekking		netto
	94	98	94	98	94	98	94	98	
Luzula campestris	9	2	12	10	1	2	1		29
Festuca ovina	4	2	13	11		1	1		28
Veronica officinalis	8	3	2	6	1	1	1	2	14
Poa pratensis	8		4	2				1	13
Rumex acetosella	2	4	2	4				1	11
Viola canina	3	5	3	4	2	1		1	11
Aira praecox	13	3	5	1	1	7		5	9
Galium verum	2	1	5	6		3	2		9
Festuca rubra	6	3	3	2		1	1	4	8
Holcus lanatus	4	3	1	2			1	1	8
Koeleria macrantha	1	3	3	2	1	1			7
Taraxacum officinale	3	6			1	1			7
Anthoxanthum odoratum	9	1	3	1		1		8	5
Cerastium	6	2	3			3	1	2	5
semidecandrum									
Lotus corniculatus	1	1	1	1					4
Teesdalia nudicaulis	3	2			1				4
Agrostis capillaris	2	2	3	1		3	1	1	3
Arenaria serpyllifolia	1	3				1			3
Cirsium vulgare	2	2			1				3
Corynephorus canescens			2	2			1		3
Danthonia decumbens	1	4	1			3			3
Rumex acetosa	3		1			1			3
Sedum acre		1	5	2		4		1	3
Senecio jacobea dunensis		4			1				3
Agrostis canina	1			1					2
Calluna vulgaris	1		1	1				1	2
Erodium glutinosum		1	4	1	1			3	2
Geranium molle		2							2
Hypochaeris radicata	1	1							2
Prunella vulgaris		2							2
Viola curtisii		4			2				2
Ammophila arenaria	1	1	3	2		1	2	3	1
Bromus hordeaceus		1							1
Carex flacca		1							1
Epipactis helleborine	1								1
Erodium cicutarium		1							1
Erophila verna	1		1			1			1
Euphrasia stricta		1							1
Glechoma hederacea			1						1
Lychnis flos-cuculi		1							1
Phleum arenarium	1	1				1			1
Poa annua		3				2			1
Polygonum aviculare		1							1
Polypodium vulgare		1							1
Rubus caesius	1		2	3	1	1	1	2	1
Rubus fruticosus		1							1
Rumex crispus		1							1
Sagina procumbens		1							1
Sonchus asper		1							1
Urtica dioica				1					1
Vicia sativa		2			1				1
Carex nigra	2					2			0

Cerastium arvense		1						1	0
Myosotis ramossisima	2					2			0
Solanum dulcamara	1					1			0
Veronica arvensis	3					3			0
Vicia lathyroides		2			2				0
Agrostis stolonifera	1					2			-1
Arabidopsis thaliana		1			2				-1
Carex trinervis						1			-1
Cirsium arvense					1				-1
Cochlearia danica					1				-1
Galium aparine					1				-1
Hieracium pilosella						1			-1
Hieracium umbellatum					1				-1
Polygala vulgaris					1				-1
Potentilla erecta						1			-1
Rosa pimpinellifolia			2				1	2	-1
Stellaria pallida		1			2				-1
Vicia cracca	1				2				-1
Cerastium fontanum	4	3	1	1	3	5		3	-2
Stellaria media					1	1			-2
Empetrum nigrum						2		1	-3
Senecio sylvatica	2	5	2		9	3			-3
Salix repens		1	1	4	2		5	3	-4
Carex arenaria	1	1	6	8		2	10	10	-6
Calamagrostis epigejos		2		3	4	5	16	6	-26

Bijlage 4.4. Vestiging en verdwijning van mossen en korstmossen na de instelling van begrazing in 1991 in het Zwanenwater, Slahoeck. De waarden zijn het aantal vestigingen en verdwijningen van de betreffende soort in de 28 proefvlakken. Als indicatie van de totale veranderingen is de vestiging afgezet tegen het verdwijnen. Rode lijst-, aandachts- en IKC-doelsoorten zijn vetgedrukt.

Zwanenwater	Vestiging		verdwijnen		netto
	1994	1998	1994	1998	
Cladonia portentosa	3	7	2	-	8
Hypnum cupressiforme	3	6	2	1	6
Eurhynchium praelongum	-	6	1	-	5
Hypnum jutlandicum	2	5	-	2	5
Polytrichum juniperinum	3	3	-	1	5
Campylopus introflexus	3	1	1	-	3
Cladonia foliacea	1	5	2	1	3
Cladonia ramulosa	-	3	-	-	3
Dicranum scoparium	4	1	-	2	3
Cladonia humulis	-	2	-	-	2
Cornicularia aculeata	1	2	1	-	2
Brachythecium velutinum	1	1	1	-	1
Cladonia furcata	1	3	1	2	1
Cladonia merochlorophaea	1	2	1	1	1
Cladonia rangiformis	-	4	3	-	1
Cladonia sp.	1	-	-	-	1
Pseudoscleropodium purum	3	1	1	2	1
Brachythecium albicans	3	-	-	3	0
Brachythecium rutabulum	5	1	1	5	0
Bryum argenteum	1	-	-	1	0
Bryum rubens	1	-	-	1	0
Bryum sp.	2	1	1	2	0
Calliergonella cuspidata	1	-	-	1	0
Cladonia chlorophaea	1	-	-	1	0
Cladonia pityrea	2	-	-	2	0
Dicranella heteromalla	1	-	-	1	0
Lophocolea heterophylla	1	1	-	2	0
Pohlia nutans	1	-	-	1	0
Tortula ruralis	2	1	2	1	0
Amblystegium serpens	-	-	1	-	-1
Bryum capillare	4	-	-	5	-1
Campylium polygamum	-	-	1	-	-1
Cladonia fimbriata	-	-	1	-	-1
Cladonia floerkeana	1	-	1	1	-1
Cladonia gracilis	1	-	-	2	-1
Cladonia subulata	-	-	1	-	-1
Lophocolea bidentata	-	-	1	-	-1
Tortula calcicolens	-	-	1	-	-1
Cephaloziella divaricata	1	-	2	1	-2
Cladonia glauca	-	-	2	-	-2
Lecidea uliginosa	-	-	2	-	-2
Cladonia arbuscula	1	-	3	1	-3
Ceratodon purpureus	2	-	2	4	-4
Rhynchostegium megapolitanum	1	-	3	2	-4

5 Verstuiving

5.1 Samenvatting

De activiteit van stuifkuilen en het succes van verstuiving als maatregel tegen verzuring en eutrofiëring voor de vegetatie zijn gevolgd in een viertal gebieden, een in het Wadden district en drie in het Renodunaal district.

De stuifkuilen blijven min of meer actief, maar breiden zich op de schaal van het landschap ook in ca twintig jaar nauwelijks uit. De vastlegging van stuivend zand wordt vermoedelijk versterkt door de huidige N-depositie, vooral in het Wadden district, waardoor de kans op het uit de hand lopen van verstuivingen kleiner is dan vroeger. De activiteit van stuifkuilen is (nog) niet precies te voorspellen, maar lijkt zowel afhankelijk van de vorm van de kuilen en de ligging in het landschap, als van het weer, waarbij natte jaren mogelijk tot extra vastligging leiden en hoge stormactiviteit tot extra verstuiving.

Verstuiving heeft zowel positieve als negatieve effecten voor de vegetatie. Door de vorming van een nieuwe uitgangssituatie worden pioniervegetaties gestimuleerd. In het Renodunaal district zet de ontwikkeling naar duingrasland wel in, maar leidt op een termijn van twintig jaar echter niet tot soortenrijke duingraslanden, mede door de continue aanvoer van zand. Verstuiving leidt verder tot een afname van duingrasland door de omvorming in pioniersituaties en voortschrijdende vergrassing en verstruweling. Lichte overstuiving heeft door het tegengaan van verzuring weer wel een positief effect op in de buurt liggende, reeds aanwezige duingraslanden wat betreft het handhaven van soorten van kalkhoudende bodems en het tegengaan van versnelde successie. Ook in het Wadden district leidt verstuiving tot tegengaan van verzuring en meer kleine kruiden. Een mogelijk nadeel van verstuiving in het Wadden district is echter dat dit een stimulering van helm, de grote vergrasser, tot gevolg kan hebben. In hoeverre dit werkelijk een probleem is moet nader onderzocht worden.

5.2 Inleiding

Een duinlandschap bestaat niet zonder verstuiving. Toch is het toelaten en stimuleren van verstuiving is een betrekkelijk recent verschijnsel in de kustduinen. Verstuiving werd gezien als een begreiking van de zeewerende functie van de duinen, en strookte ook niet met andere functies als recreatie en waterwinning. Uit ervaringen in het verleden en onbekendheid met het proces als zodanig bestond bij veel beheerders de vrees dat het uit de hand zou lopen. Uit onderzoek in de tachtiger jaren in de Blink en Meijendel (Jungerius et al. 1981 en Jungerius & van der Meulen, 1989) bleek evenwel dat stuifkuilen niet ongelimiteerd groeien en dat spontane stabilisatie door algengroei voorkwam. Mede hierdoor is er een toenemende neiging verstuiving zijn gang te laten gaan, of in sommige gevallen (weer) op gang te brengen. Uit EGM-1 is bekend dat dit positieve gevolgen kan hebben voor de natuurwaarden:

- Verstuiving leidt tot verjonging van het landschap, de eolische dynamiek neemt toe, evenals de landschappelijke verscheidenheid. Er ontstaan gradiënten van onbegroeide, relatief kalkrijke plekken naar stabiele, begroeide en oppervlakkig ontkalkte plekken.
- Door verstuiving komt relatief kalkrijk, voedselarm zand aan het oppervlak, de dikte van de opgestoven laag varieert van enkele millimeters tot een halve meter per jaar.

Hierdoor kunnen de effecten van bodemverzuring en eutrofiëring worden tegengegaan.

- Er treedt een verjonging van de vegetatie op. Op de accumulatiezones van stuifkuilen kunnen zich pioniervegetaties vestigen. Welke soorten dit zijn is afhankelijk van de gradiënt in de zandaccumulatie. Bij een relatief hoge accumulatie is dit vooral Helm, bij een geringe accumulatie zijn het kleine pioniersoorten uit de Duinsterretjes-associatie, zoals zanddoddegras (*Phleum arenarium*), duinsterretje (*Tortula ruraliformis*), zandhoornbloem (*Cerastium semidecandrum*) en ruw Vergeet-mij-nietje (*Myosotis ramosissima*). Deze pioniervegetaties zijn het startpunt van een nieuwe vegetatiesuccessie.

Verstuiving brengt echter ook een aantal risico's en bezwaren met zich mee:

- Verstuiving is een proces dat zich niet makkelijk laat sturen. Ook als het niet uit de hand loopt kan het om overstuiving van wegen, paden, waterwinplassen etc. te voorkomen noodzakelijk zijn hier en daar het zand toch vast te leggen.
- Verstuiving is a-selectief. Ook de vanuit natuurbeheersoogpunt waardevolle vegetaties kunnen onder een laag zand bedolven worden.
- Het is nog onduidelijk of de vegetatiesuccessie op de accumulatiezones zich na verloop van tijd inderdaad voortzet in de richting van de gewenste kruidenrijke graslanden van het open duin.

5.2.1 Vraagstelling

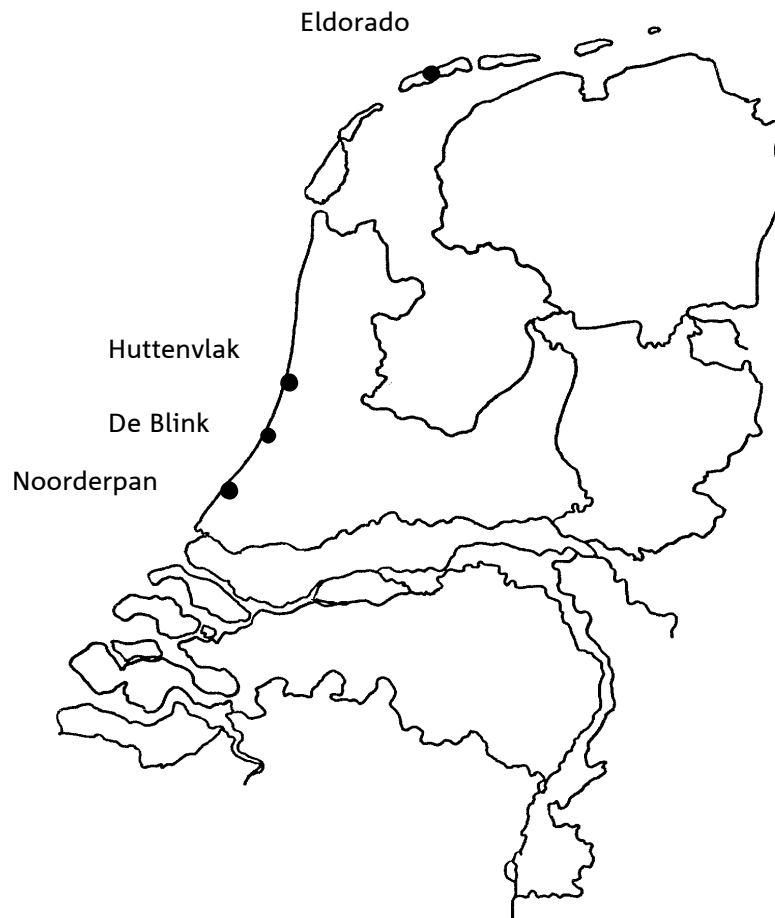
Het onderzoek is opgezet rond vragen die een beheerder zal stellen voordat deze aan de slag gaat met verstuiving:

1. Wat zijn de risico's van verstuiving? Nemen de verstuivingen ongelimiteerd in grootte toe, of treedt op een bepaald moment stabilisatie van het verstuivingsareaal op en is de situatie beheersbaar? Blijft een in verstuiving gebracht gebied spontaan in verstuiving of zijn aanvullende maatregelen nodig?.
2. Wat zijn de gevolgen van verstuiving voor de vegetatie? Welke soorten komen voor op de accumulatiezones? Gaat de successie na een pionierfase door in de richting van de kruidenrijke duingraslanden?
3. In hoeverre is verstuiving geschikt om verzuring en eutrofiëring tegen te gaan? Is verstuiving geschikt om de vergrassing tegen te gaan? Wat zijn de effecten van verstuiving op de nutriëntbeschikbaarheid? Welke rol speelt de bewortelingsstrategie bij dit alles?

5.3 Onderzoekslocaties

Het verstuivingsonderzoek bestaat uit de evaluatie van een aantal lopende projecten en omvat vier delen. In het eerste deel wordt de ontwikkeling van in 1991 in het kader van EGM-1 geactiveerde stuifkuilen in Eldorado op Terschelling en het Huttenvlak in Duin en Kruidberg verder gevolgd. In het tweede deel worden de langere-termijn ontwikkelingen in de Blink nabij Noordwijk, waar sinds 1979 verstuiving is toegestaan, nader onder de loep genomen. In het derde deel is onderzoek uitgevoerd naar de ontwikkeling van de soortensamenstelling na verstuiving in de Noorderpan, Meijendel. De vraag hoe lang het duurt voordat het soortenrijke duingrasland ontstaat vanuit een pioniersituatie stond hierbij centraal. Het vierde deel richt zich op veranderingen in nutriëntbeschikbaarheid als gevolg van verstuiving. Dit is uitgevoerd in vier locaties in verschillende duinzones. Naast Eldorado in het kalkarme Waddendistrict zijn drie locaties in het Renodunaal district onderzocht: de kalkrijke Helmduinen in Meijendel, het ondiep ontkalkte Huttenvlak in Duin en Kruidberg en de Noorderpan in Meijendel die eveneens tot de ondiep-diep ontkalkte zone van het duingebied behoort. De onderzoekslocaties zijn aangegeven in Figuur 5.1.

Figuur 5.1. Onderzoekslocaties verstuiving.



5.4 Reactivatie van stuifkuilen in Eldorado en Huttenvlak

5.4.1 Gebiedsbeschrijving

De monitoring van de in 1991 gereactiveerde stuifkuilen in Eldorado op Terschelling en Huttenvlak in Duin en Kruidberg is een voortzetting van EGM-I. Eldorado (ca 80 ha) is gelegen op 500 m afstand van zee. Eldorado behoorde in 1881 nog tot de zeereep, maar is na de verhelung van de Noordsvaarder met Terschelling gescheiden van de huidige zeereep door een grote strandvlakte. Deze strandvlakte is in de jaren dertig gekoloniseerd door de aanleg van een reeks stuifdijken. Eldorado is nu een tot 20 m hoge rug in het landschap, pokdalig door het grote aantal fossiele stuifkuilen. Aan de zijde van de stuifkuilen hebben zich steile waaiduinen gevormd. Het gebied is tot 1945 zeer sterk in verstuiving geweest. Sinds die tijd is de huidige morfologie nauwelijks veranderd, maar het landschap is tussen 1945 en 1990 geleidelijk veranderd van een actief stuivend gebied in een gefossiliseerd duingebied, waarbij tot 1980 een stringent vastleggingsbeleid is gevoerd. Het gebied is sterk vergrast met helm, die zich gevestigd heeft ten tijde van de verstuivingen en zich heeft gehandhaafd c.q. uitgebreid door de atmosferische depositie van N.

Het Huttenvlak bevindt zich in het Renodunaal district in het gebied Duin en Kruidberg, op ca 1400 m afstand van zee. Het terrein is in te delen in drie delen: 1. vlak terrein, bestaande uit oude landbouwpercelen, 2. licht glooiend terrein met hoogteverschillen van enkele meters en 3. een oost-west verlopende duinrug die ca 5 m hoger ligt dan de rest van het terrein en begroeid is met duindoornstruweel. Een aantal stuifkuilen is actief geweest tot in de jaren zeventig. Het grootste probleem in dit gebied bestaat niet uit vergrassing, maar uit vermossing door grijs kronkelsteeltje (*Campylopus introflexus*) en verstruweling door duindoorn (*Hippophae rhamnoides*).

5.4.2 Uitvoering van de maatregel

Op grond van luchtfoto-interpretatie en veldbezoeken zijn stuifkuilen geselecteerd die recentelijk nog actief waren. Bij het reactiveren van de stuifkuilen zijn zowel de vegetatie als de bovenste, organische stofrijke bodemlagen verwijderd. Het grijze zand, waar nog organisch materiaal in aanwezig is, stuift namelijk niet. Om het blonde zand aan de oppervlakte te krijgen moest tot 30 a 50 cm diep worden afgegraven. Dit is in november 1991 uitgevoerd. In Eldorado zijn in 1993 en 1994 reactivaties uitgevoerd, omdat de verstuiwing al snel minder actief werd door de opslag van helm uit achtergebleven stukken wortelstok.

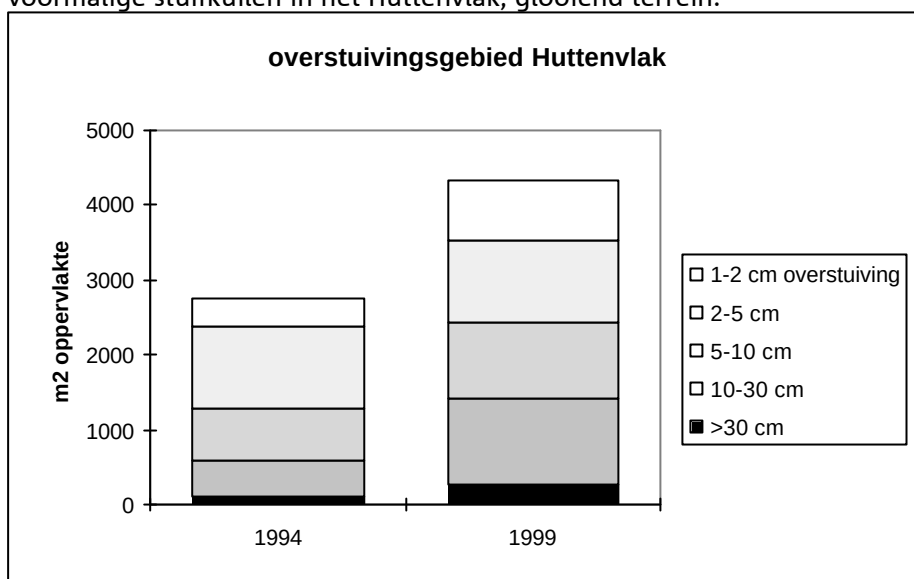
5.4.3 Methoden

In het Huttenvlak zijn door de jaren heen metingen verricht van de grootte van de stuifkuilen in de vlakke en lichtglooiende terreindelen met een tachymeter. De diepte van de stuifkuilen werd ten opzichte van de rand gemeten. Monitoring van de verstuiwing vond in Eldorado plaats via veldbezoeken en visuele schatting van het deel van het behandeld oppervlak dat actief was, waarbij onderscheid werd gemaakt tussen deflatie en accumulatiezones. In 1998-1999 zijn in beide terreinen, in aanvulling op gegevens uit 1994, metingen verricht van de uitbreiding en dikte van accumulatiezones rond een beperkt aantal stuifkuilen. In beide terreinen zijn in de voorkomende vegetatietypes, inclusief referenties in stabiele zones, 3-7 opnamen gemaakt van de soortensamenstelling volgens Braun-Blanquet. In deze proefvlakken is tevens de dikte van de nieuwe zandlaag gemeten en is de pH (H₂O) van de bovenste 2-3 cm bepaald.

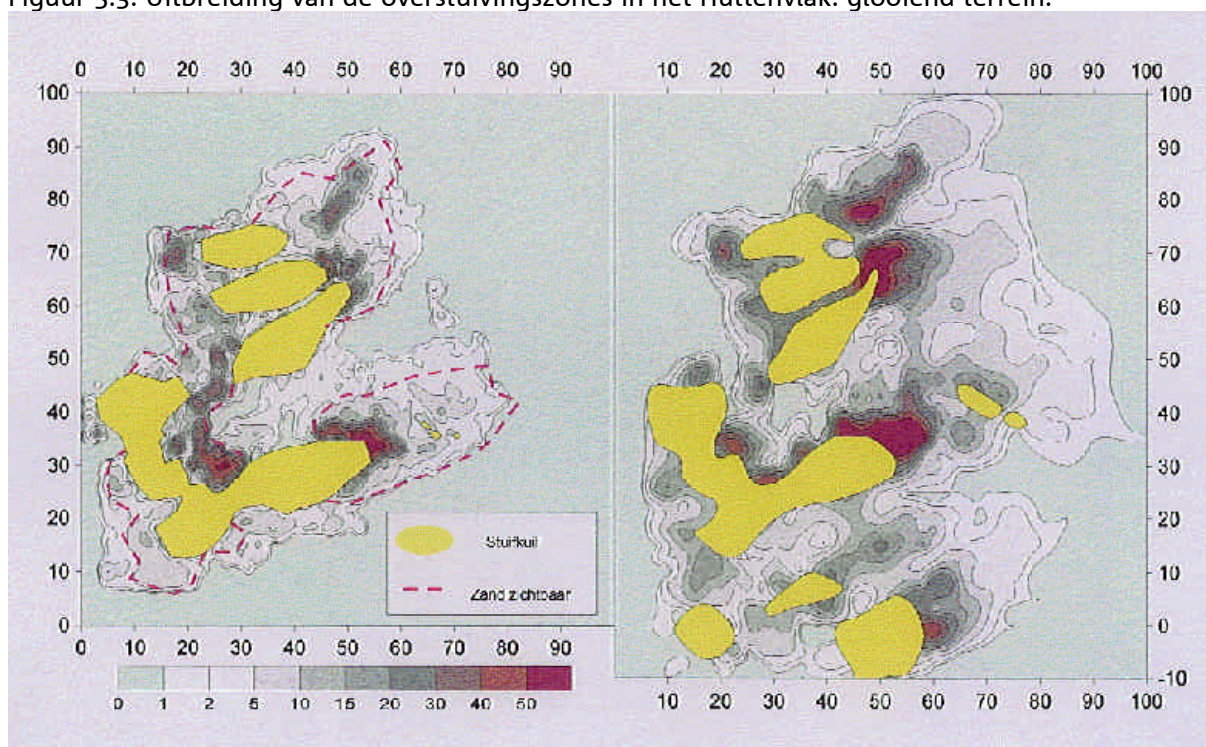
5.4.4 Resultaten

De strooizones rondom de stuifkuilen in het glooiende deel van het Huttenvlak zijn in 1999 groter en dikker dan in 1994 (Figuur 5.2, 5.3.). Dit duidt erop dat de kuilen hier nog actief zijn. De oppervlakte van de kuilen neemt zowel in het glooiende als vlakke terreindeel nog steeds licht toe, wanneer een enkele al vroeg gestabiliseerde kuil aan de rand van het terrein buiten beschouwing wordt gelaten (Figuur 5.4). Deze laatste kuil had een goed ontwikkeld, dik organisch bodemprofiel, waardoor de verstuiwing werd belemmerd. De diepte van de kuilen vertoont in het glooiende deel in de meeste kuilen een lichte toename, behalve daar waar een tussenwand is weggewaaid. In het vlakke deel verandert de diepte van de kuilen niet veel, behalve waar een nieuwe actieve lob is ontstaan, waardoor de morfologie van de totale kuil is veranderd. Dit alles duidt erop dat de kuilen in de glooiende en vlakke delen van het terrein nog steeds actief zijn, en zich, hoewel niet sterk, uitbreiden. De kuilen in het duindoornstruweel waren in 1994 al nauwelijks actief meer en zijn niet verder onderzocht.

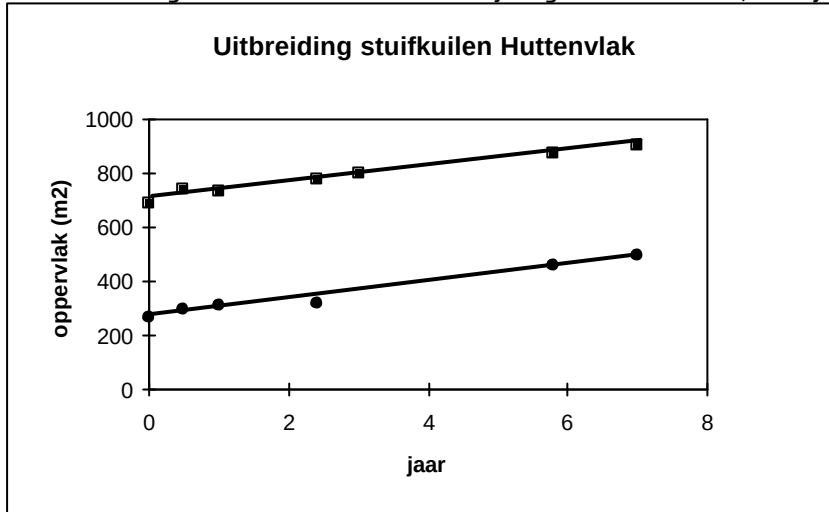
Figuur 5.2. Toename van de overstuivingszone drie en acht jaar na de reactivatie van voormalige stuifkuilen in het Huttenvlak, glooiend terrein.



Figuur 5.3. Uitbreiding van de overstuivingszones in het Huttenvlak: glooiend terrein.

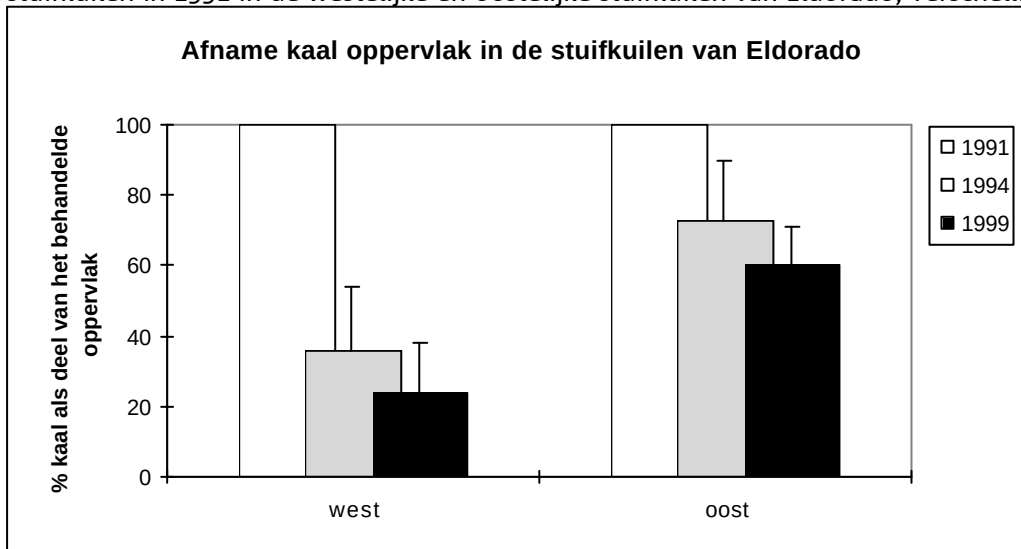


Figuur 5.4. Toename van de stuifkuil-oppervlakte in het Huttenvlak sinds de reactivatie van voormalige stuifkuilen in 1991. Blokjes: glooiend terrein; rondjes: vlak terrein.

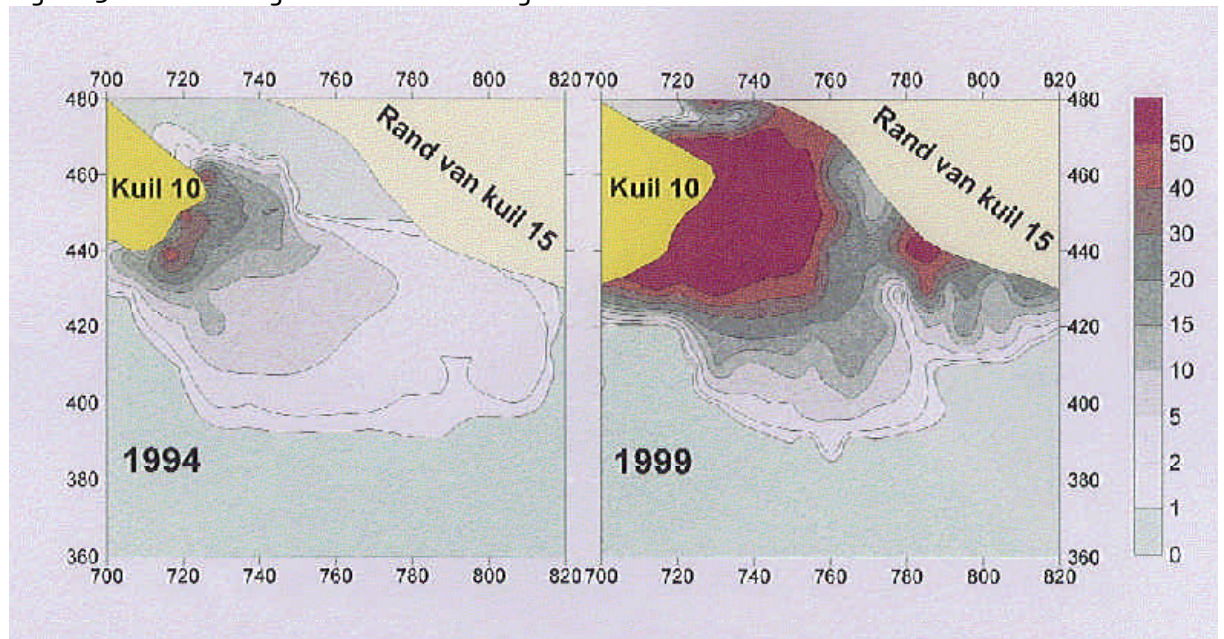


In Eldorado verloopt het verstuiwingsproces minder rooskleurig. In vrijwel alle kuilen is er sprake van een forse en sinds 1994 verdergaande vermindering van het actieve oppervlak (Figuur 5.5). Alleen daar waar opnieuw is ingegrepen, zijn de actieve oppervlakken nu groter. Overigens geeft ook het feit dat de beheerder regelmatig opnieuw heeft ingegrepen en/of tussentijds nieuwe stuifkuilen heeft laten graven aan dat het verstuiwingsproces niet erg soepel verloopt. Er is in Eldorado wat betreft het actief blijven verschil tussen de westelijke en oostelijke stuifkuilen. Het is in dit stadium niet aan te geven waar dit precies door wordt veroorzaakt, maar vermoedelijk speelt mee dat de omvang van de westelijke stuifkuilen kleiner is en de vorm minder langgerekt. Ook liggen ze iets verder van de rand van de oude zeereep, en daardoor meer beschermt. Hoewel de verstuiwingsactiviteit als zodanig afneemt, gaat de uitbreiding en toename van de dikte van strooizones wel door, met name in de oostelijke kuilen (Figuur 5.6).

Figuur 5.5. Afname van het oppervlak aan kaal zand sinds de (re)activatie van stuifkuilen in 1991 in de westelijke en oostelijke stuifkuilen van Eldorado, Terschelling.



Figuur 5.6. Uitbreiding van de overstuivingszones in Eldorado.



Tabel 5.1 Standplaatsparameters en plantensoorten in verschillende vegetatiestadia in het Huttenvlak. Alleen soorten die in minstens 40% van de opnamen van een bepaald vegetatietype voorkomen zijn weergegeven. Rode lijst- en doelsoorten zijn vetgedrukt.

Huttenvlak, Duin en Kruidberg	helm in actieve accumulatie-zones	stabiliserende helmvegetatie	lage vegetatie in actieve accumulatie-zones	referentie in stabiele zones
pH-H ₂ O in de bovenste 2-3 cm	8.1 (0.1)	8.0 (0.1)	7.8 (0.1)	7.2 (0.8)
overstuiving per jaar (cm)	7.4 (1.3)	5.9 (2.5)	1.6 (0.5)	0 (0)
aantal soorten per opname	6.5 (2.5)	5.7 (1.2)	8.9 (2.3)	10.6 (1.5)
<i>Rubus caesius</i> <i>Ammophila arenaria</i> <i>Festuca rubra</i> <i>Galium verum</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Carex arenaria</i> <i>Cynoglossum officinale</i> <i>Koeleria macranta</i> <i>Erigeron canadense</i> <i>Erodium glutinosum</i> <i>Phleum arenarium</i> <i>Sedum acre</i> <i>Tortula ruraliformis</i> <i>Cerastium semidecandrum</i> <i>Hypnum cupressiforme</i> <i>Cladonia furcata</i> <i>Taraxacum sp.</i>				

De accumulatie van zand en de ontwikkeling van strooizones leidt tot veranderingen in de soortensamenstelling in de vegetatie. In de meest actieve zones in het Huttenvlak verdwijnen kleine kruiden als duinpaardebloem (*Taraxacum sp.*) en (korst)mossen als heideklauwtjesmos (*Hypnum cupressiforme*) en *Cladonia furcata* door overstuiving (Tabel 5.1). Grotere kruiden en grassen kunnen beter tegen overstuiving, hetgeen blijkt uit de dominantie van helm (*Ammophila arenaria*) bij forse zandaccumulatie, maar ook de aanwezigheid van duinriet (*Calamagrostis*

epigejos) en hondstong (*Cynoglossum officinale*). Bij lichte overstuiving krijgen kleine pioniers als kleverige reigersbek (*Erodium glutinosum*), zanddoddegras (*Phleum arenarium*), muurpeper (*Sedum acre*) en duinsterretje (*Tortula ruraliformis*) een kans. Wel is het aantal soorten iets lager dan in de referentievegetatie. Hoewel dit gebied in de ondiep ontkalkte zone van het Renodunaal district ligt, is het stuifzand kalkrijk en de pH ook in de referentie-vegetatie relatief hoog. Voor de reactivering in 1991 bestond de moslaag in grote delen van het gebied uit de 'vermosser' grijs kronkelsteeltje (*Campylopus introflexus*). Deze soort is nu alleen op grotere afstand van de kuilen te vinden en is verder verdwenen. Het lijkt erop dat zeer lichte en niet meetbare overstuiving met kalkrijk zand in ieder geval mede een rol speelt. Ook in Eldorado leidt verstuiving tot veranderingen in de vegetatie (Tabel 5.2). De sterk actieve zones met helm zijn relatief soortenarm, maar de licht-overstoven vegetatie is relatief soortenrijk en bevat soorten als zandblauwtje (*Jasione montana*) en zandhoornbloem (*Cerastium semidecandrum*). De referentie-vegetatie in stabiele zones is ook soortenrijk en heeft een voor het Waddendistrict nog steeds hoge pH.

Tabel 5.2 Standplaatsparameters en plantensoorten in verschillende vegetatiestadia in Eldorado. Alleen soorten die in minstens 40% van de opnamen van een bepaald vegetatietype voorkomen zijn weergegeven. Rode lijst- en doelsoorten zijn vetgedrukt.

Eldorado, Terschelling	helm in actieve accumulatie-zones	stabiliserende helmvegetatie	lage vegetatie in actieve accumulatie-zones	referentie in stabiele zones
pH-H ₂ O in de bovenste 2-3 cm	8.3 (0.4)	7.5 (0.4)	7.3 (0.4)	6.6 (1.2)
overstuiving per jaar (cm)	9.4 (0)	5.1 (2.6)	1.6 (0.4)	0 (0)
aantal soorten per opname	2.6 (1.3)	6.8 (1.3)	10.0 (1.2)	11.8 (4.0)
<i>Sonchus arvensis</i> <i>Ammophila arenaria</i> <i>Carex arenaria</i> <i>Festuca rubra</i> <i>Hieracium umbellatum</i> <i>Hypochaeris radicata</i> <i>Cerastium semidecandrum</i> <i>Jasione montana</i> <i>Taraxacum</i> sp. <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Hypnum cupressiforme</i> <i>Luzula campestre</i> <i>Veronica arvensis</i> <i>Polypodium vulgare</i> <i>Viola curtisii</i>				

5.5 De Blink: vegetatieontwikkeling onder invloed van verstuiving

5.5.1 Gebiedsbeschrijving

De Blink ligt direct ten zuiden van de Amsterdamse Waterleidingduinen en valt onder Gemeentewaterleidingen, Staatsbosbeheer en Stichting Zuid-Hollands Landschap. Het ca. 100 hectare grote duingebied is gelegen in de buitenduinen, heeft derhalve in ieder geval deels kalkhoudende bodems en behoort grotendeels tot het Dauwbraamlandschap (cf. Doing, 1988). De Blink strekt zich over een gebied dat 500 tot 2000 meter van de zee ligt en is opgebouwd uit droge duinen met een hoogte tussen 5 en 25 meter boven NAP. De vegetatie bestaat uit struweel (met name Wilde liguster), verschillende typen grasland en actieve stuifkuilen (van der Meulen et al., 1996).

In de Blink wordt geen actief beheer gevoerd. Door de verstuiwingsdynamiek geheel vrij te laten wordt ernaar gestreefd de verscheidenheid aan levensgemeenschappen te handhaven en zo mogelijk nog verder te vergroten. Doordat in het gebied de verstuiwingen sinds 1980 worden vrijgelaten leent De Blink zich voor retrospectief onderzoek naar de effecten van verstuiwing.

5.5.2. Vraagstelling

Naar aanleiding van onderzoek in het kader van EGM-1 is vastgesteld dat verstuiwing in de Blink leidt tot verjonging van het duinlandschap en vergroting van de landschappelijke diversiteit. Ook treedt verjonging van de vegetatie op, doordat nieuwe pionierstadia ontstaan. Vergraste vegetatie en struweel lijken zich desondanks verder uit te breiden.

De volgende vragen zijn gesteld:

1. blijft verjonging enerzijds en veroudering van het duin anderzijds toenemen, ten koste van graslanden?
2. leidt het ontstaan van pionierstadia op termijn ook tot nieuwe ontwikkeling van kruidenrijke graslanden?

5.5.2 Methoden

De ontwikkeling van stuifkuilen en van de vegetatie is onderzocht aan de hand van sequentiële analyse van false colour luchtfoto's met schaal 1: 5000 (archief Gemeentewaterleidingen). Hiervoor wordt gebruik gemaakt van een semi-automatische classificatie van luchtfoto's (Assendorp & van der Meulen, 1994; Drogen et al., 1995; Drogen, 1999). Een dergelijke consistente beeldverwerkingsmethode verdient in gradiëntrijke landschappen de voorkeur boven kartering op basis van handmatige foto-interpretatie. De geautomatiseerde verwerking van false colour luchtfoto's bestaat uit verschillende stappen.

Allereerst worden de originelen (diapositieven) gescand (1). Kleurafwijkingen worden verwijderd met een radiometrische correctie (2). Er is sprake van hoekafhankelijke kleurverschillen binnen luchtfoto's en kleurverschillen tussen afzonderlijke stroken. Vervolgens worden de afzonderlijke beelden met behulp van paspunten en een digitaal hoogtemodel van het gebied geometrisch gecorrigeerd (3). Ze worden samengevoegd tot een digitale orthofoto met pixels van 50 bij 50 cm (terrein). Van ieder pixel zijn de RD-coördinaten bekend.

Aan de hand van beeldinterpretatie (retrospectief voor 1979 en 1990) worden de foto's door een ervaren ecoloog geclassificeerd (4). Voor de huidige situatie (1997) wordt de classificatie mede uitgevoerd aan de hand van veldschattingen van graslanden. Hiervoor zijn 500 punten met een doorsnede van 2 meter bezocht rond het tijdstip dat de luchtfoto's zijn gemaakt. Om een betrouwbare slag van veldsituatie naar beeld te kunnen maken, zijn de punten nauwkeurig ingemeten met dGPS. Uit onderzoek in Meijndel is gebleken dat de resultaten van veld- en beeldclassificatie een hoge correlatie vertonen (Grontmij, 1996).

Op basis van kleurkenmerken worden drie hoofdstructuurtypen onderscheiden: zand, grasland en struweel. Het zand betreft zowel deflatie-oppervlak als onbegroeid accumulatie-gebied. De hoofdtypen worden crisp (hard) geclassificeerd. Ieder pixel bestaat uit één type.

In de hoofdgroep struweel zijn twee verschillende begroeiingstypen vertegenwoordigd, die verschillen in dominantie vertonen, namelijk

Duindoornstruweel en overig struweel (Wilde liguster en Kruipwilg). Aangezien geen onderscheid kan worden gemaakt aan de hand van beeldclassificatie op basis van kleurkenmerken, worden zij handmatig geclassificeerd (5). In tegenstelling tot EGM-1 is gewerkt met twee struweelklassen: duindoornstruweel en overig struweel. De in 1979 en 1990 nog in zeer geringe oppervlakte voorkomende klasse duindoornstruweel is destijds weggefallen, waardoor de getallen voor de oppervlakteverdeling van 1979 en 1990 niet geheel overeenkomen met eerder opgegeven waarden (van der Meulen et al., 1996).

Binnen de hoofdgroep grasland is veelal sprake van geleidelijke overgangen in de vegetatie. Verschillende graslandtypen komen op korte afstand van elkaar en in complex met elkaar voor. Dit komt tot uiting in de classificatie. De graslanden worden

daarom fuzzy geclassificeerd (6). Binnen een pixel kunnen verschillende typen grasland vertegenwoordigd zijn. Dit wordt uitgedrukt in een kansverdeling. Er worden vijf typen grasland onderscheiden (overeenkomend met plantengemeenschappen volgens Schaminée et al., 1996):

- (pionier)vegetatie in de accumulatiezone van stuifkuilen, bestaande uit vooral Helm, Duinzwenkgras en Duindoorn: overstuiving;
- ijle mosvegetatie op kalkhoudende bodem met grijs zand (*Phleo-Tortuletum ruraliformis*): lichte overstuiving, watererosie;
- dichte mosvegetatie met kruiden op (oppervlakkig) ontkalkte bodem (*Violo-Corynephorum*, *DG Campylopus introflexus*-[*Koelerio-Corynephoretea*]): (geringe) konijnenbegrazing;
- kruiden- en mosrijk duingrasland (*Taraxaco-Galietum veri* en *Festuco-Galietum veri*): (veel) konijnenbegrazing.
- hooggrazige vegetatie met veel strooisel (*RG Calamagrostis epigejos*- en *DG Elymus spec./Ammophila arenaria*-[*Koelerio-Corynephoretea*]): vergrassing;

De betrouwbaarheid van de beeldinterpretatie wordt bepaald door het onderscheid dat gemaakt kan worden op basis van verschillen in de reflectiewaarden in het nabij-infrarode en rode deel van het spectrum (Droesen, 1999). Dit onderscheid hangt sterk af van de hoedanigheid van de vegetatie op het tijdstip dat de luchtfoto's worden gemaakt. Voor 1979 en 1990 kon een goede beeldclassificatie worden uitgevoerd. In 1997 wordt binnen de graslandklassen de betrouwbaarheid van de classificatie beperkt door een grote overlap. Deze beperking is veroorzaakt door het late vliegtijdstip, waarbij de gras/kruidencomponent binnen de graslanden al afgestorven was (Grontmij, 1998). De geschetste ontwikkeling van de graslandklassen moet dan ook met enige terughoudendheid worden behandeld. Op het niveau van hoofd-structuurtypen wordt echter een betrouwbaar beeld geschetst, waardoor wel een goede indruk wordt gekregen over de oppervlakteverdeling van de klassen struweel, grasland en zand. Om beter inzicht te kunnen krijgen in het onderscheidend vermogen binnen de graslanden zijn in 1999 veldmetingen gedaan gedurende het groeiseizoen. Aan de hand van deze metingen en structuurkenmerken van de graslanden kan een optimaal vliegtijdstip worden bepaald.

De oorspronkelijke pixels worden geaggregeerd tot suprapixels van 5 bij 5 meter (7). Deze suprapixels bestaan uit een mengsel van graslandtypen, blond zand en struweel. Ook voor deze suprapixels wordt een (fuzzy) kansverdeling gegeven op het voorkomen van de verschillende structuurtypen. Door overlaying in een geografisch informatiesysteem wordt de vegetatieontwikkeling tussen 1979, 1990 en 1997 bestudeerd (8). De veranderingen worden weergegeven in overgangsmatrices. Veranderingen in het landschap kunnen niet alleen optreden in de oppervlakteverdeling van structuurtypen, maar ook in de configuratie van de verschillende eenheden. Daarom zijn de nabuurschapsrelaties tussen de verschillende typen onderzocht. Onder nabuurschap wordt de overgang tussen een pixel en zijn aangrenzende pixels verstaan. De mate waarin een pixel grenst aan pixels van hetzelfde type, dan wel aan pixels van een ander type geeft een indruk van de variatie binnen een terrein. Hoe minder pixels van dezelfde soort aan elkaar grenzen, des te groter wordt de variatie in een gebied; dit is een indicatie voor versnippering. Een toename van het mozaïekkarakter - en daarmee van de structuurvariatie - kan gunstig zijn voor kritische doelsoorten, zoals de Zandhagedis (Hom et al., 1996).

5.5.3 Resultaten

Veranderingen in de oppervlakteverdeling

De oppervlakteverdeling van de hoofd-structuurklassen is weergegeven in Tabel 5.3. Tussen 1979 en 1990 was sprake van een verdubbeling van het oppervlak zand, maar deze verandering wordt weer tenietgedaan tussen 1990 en 1997. De uitbreiding van zand ging ten koste van grasland. Grasland heeft tussen 1990 en 1997 in geringe mate kunnen profiteren van de drastische afname van zand. De uitbreiding van struweel zet gedurende de gehele periode door.

Tabel 5.3 Oppervlakteverdeling van hoofd-structuurtypen in het centrale deel van de Blink in de periode 1979-1997.

Hoofd-structuurtype	1979	1990	1997
Zand	6,8	12,1	5,7
Grasland	66,6	55,7	57,1
Struweel	26,6	32,2	37,2
Totaal	100	100	100

Indien de hoofd-structuurtypen grasland en struweel verder worden onderverdeeld, kunnen de veranderingen binnen de graslanden en struwelen in meer detail worden bekeken (Tabel 5.4, Figuur 5.7). Binnen de graslanden treden grote verschuivingen op. In de periode 1979-1990 nam onder invloed van verstuiwing de overstoven vegetatie sterk toe. Daarnaast was sprake van een toename van hooggrazige (vergraste) vegetatie. Dichte mosvegetatie (met kruiden) en kruidenrijk duingrasland vertoonden een grote afname in oppervlakte. Binnen de struwelen neemt overig struweel (vooral Liguster) toe. Vergroting van de verstuiwingsdynamiek leidt tot toename van pionierstadia en latere stadia in de vegetatiesuccessie en gaat samen met een afname van de tussenliggende soortenrijke graslandtypen.

Tussen 1990 en 1997 neemt het aandeel kaal zand weer sterk af, terwijl de oppervlakte overstoven vegetatie vrijwel gelijk blijft. De uitbreiding van vergraste vegetatie en struweel (nu met name Duindoorn) zet door. Dichte mosvegetatie loopt verder terug in oppervlakte, maar in duingrasland treedt een licht herstel op. De afnemende verstuiwingsdynamiek heeft nog niet geleid tot een vermindering van het aandeel van pionierstadia: kaal zand raakt begroeid en ontwikkelt zich tot overstoven vegetatie en ijle mosvegetatie. Er treedt geen daadwerkelijk herstel op van de soortenrijke graslandtypen. De latere stadia in de successie lijken zich nog steeds verder uit te breiden.



Foto 8: Helm kan sterk profiteren van overstuiving bij het reactiveren van stuifkuilen. In de kalkarme duinen kunnen deze vitale pollen echter als bron dienen van waaruit Helm als vergrasser kan optreden zodra de dynamiek weer wegvalt. (foto: Marijn Nijssen / Stichting Bargerveen)

Tabel 5.4 Oppervlakteverdeling van alle structuurtypen in het centrale deel van De Blink in de periode 1979-1997, verkregen uit sequentiële analyse van geclassificeerde digitale luchtfoto's.

Structuurtype	1979	1990	1997
Zand	6,8	12,1	5,7
Overstoven vegetatie	2,4	10,3	10,0
Ille mosvegetatie	13,9	15,2	15,7
Dichte mosvegetatie	22,3	12,3	7,3
Kruidenrijk duingrasland	24,9	8,7	11,8
Hooggrazige vegetatie	3,1	9,2	12,3
Duindoornstruweel	0,8	1,1	5,6
Overig struweel	25,8	31,2	31,6
Totaal	100	100	100

Mozaïekstructuur van het landschap

In tabel 5.5. zijn de kansen op ruimtelijke overgangen weergegeven. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in het aan zichzelf (1) en het aan een ander type (2) grenzen van de verschillende structuurtypen.

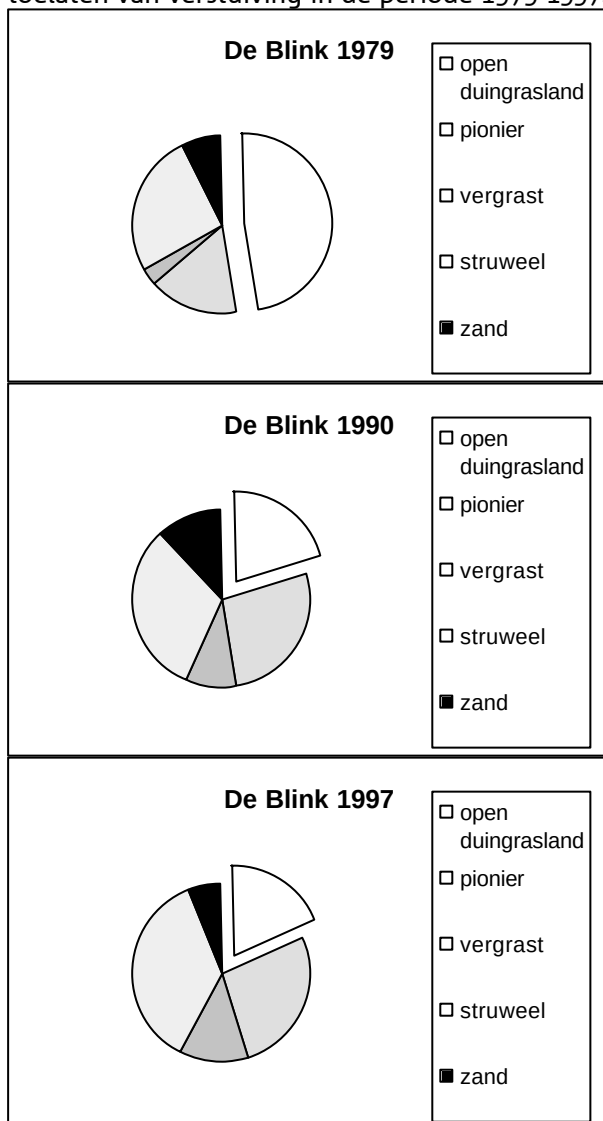
Tabel 5.5 Kans op ruimtelijke overgangen (nabuuersch)ap) tussen de verschillende structuurtypen in 1979, 1990 en 1997. 1 = grenst aan zelfde type; 2 = grenst aan een ander type.

Structuurtype	Jaar	1979		1990		1997	
		1	2	1	2	1	2
Zand		4,1	0,1	8,8	9,0	4,6	3,8
Overstoven vegetatie		0,3	5,4	4,0	5,7	2,9	2,4
Ille mosvegetatie		4,9	3,8	5,1	7,5	5,6	8,4
Dichte mosvegetatie		11,0	7,7	4,4	10,0	1,2	10,6
Kruidenrijk duingrasland		12,7	16,3	1,8	10,3	2,7	11,0
Hooggrazige vegetatie		0,3	12,0	2,8	11,6	3,0	13,6
Duindoornstruweel		0,0	6,3	0,1	3,7	5,5	5,5
Overig struweel		20,0	17,1	24,5	20,8	28,4	17,5
Totaal		53,3	68,6	51,5	78,5	54,1	72,9

Tussen 1979 en 1990 is sprake van een toename van het mozaïekkarakter van het landschap, wat zich uit in een lichte daling van de hoeveelheid overgangen met hetzelfde type (totaal 1) en een stijging van de ruimtelijke overgangen tussen verschillende structuurtypen (totaal 2). Vlakken met zand, overstoven vegetatie, en overig struweel worden groter. Het aantal overgangen van zand en overig struweel met andere typen neemt toe. Dit betekent dat er ook kleine vlakjes van deze typen zijn bijgekomen. Hooggrazige vegetatie neemt vooral toe door uitbreiding van bestaande vlakken. De vlakken met kruidenrijk duingrasland en dichte mosvegetatie worden veel kleiner.

In de periode 1990-1997 neemt het mozaïekkarakter van de vegetatie in De Blink weer enigszins af. Vooral zand en overstoven vegetatie nemen af, zowel het percentage grenzen aan zichzelf als het percentage grenzen aan een ander type. Hooggrazige vegetatie breidt zich verder uit in overgang met andere typen; de afzonderlijke vlakken worden niet veel groter. In ille mosvegetatie en kruidenrijk duingrasland treedt een licht herstel op. Binnen het struweel nemen de vlakken duindoorn- en overig struweel in grootte toe.

Figuur 5.7. Veranderingen in het oppervlak van vegetatietypen in De Blink na het toelaten van verstuing in de periode 1979-1997.



5.6 Vegetatiesuccessie in de Noorderpan

5.6.1 Gebiedsbeschrijving

De Noorderpan is ongeveer 40 hectare groot en ligt ongeveer 2 kilometer van zee. Het gebied ligt bij Wassenaar in het noorden van het duingebied Meijendel, in de hoge binnenduinen: een geleidelijk naar de binnenduinstrand oplopende, brede loopduinrug, soms met paraboolvormen en met kleine valleien. Het gebied is geaccidenteerd en heeft een gemiddelde hoogteligging van 10 tot 20 meter boven NAP. De laagste valleien, inclusief de Noorderpan zelf, liggen op 8 tot 10 meter, de hoogste toppen op 25 tot 30 meter (Jungerius en van der Meulen, 1985). Het grondwater ligt in de valleien nog 1 tot 2 meter onder het maaiveld. De begroeiing in het gebied bestaat uit (korst)mosrijke duingraslanden, dwergstruweel en kleine bosjes. De bodem is oppervlakkig ontkaalkt. Het kalkgehalte van het oorspronkelijk substraat wordt geschat op 1 tot 2 procent vrij CaCO_3 .

Tot 1978 werden stuifkuilen in het gebied gemiddeld om de vijf jaar vastgelegd vanwege slecht aanslaande helm (*Ammophila arenaria*) en konijnenvraat. In 1983 is

echter gestopt met dit vastleggingsbeheer. Aanvankelijk bestond de vrees dat de verstuivingen uit de hand zouden lopen, maar dit bleek ongegrond.

5.6.2 Vraagstelling

- Wat zijn de ontwikkelingen van het verstuivingsareaal sinds 1975 en met name na 1990?
- Welke vegetatiesuccessie heeft sinds 1978 plaatsgevonden in de accumulatie- en deflatiezones van stabiliserende stuifkuilen?
- Leidt de vegetatiesuccessie binnen de onderzochte termijn tot de ontwikkeling van soortenrijke duingraslanden?

5.6.3 Methoden

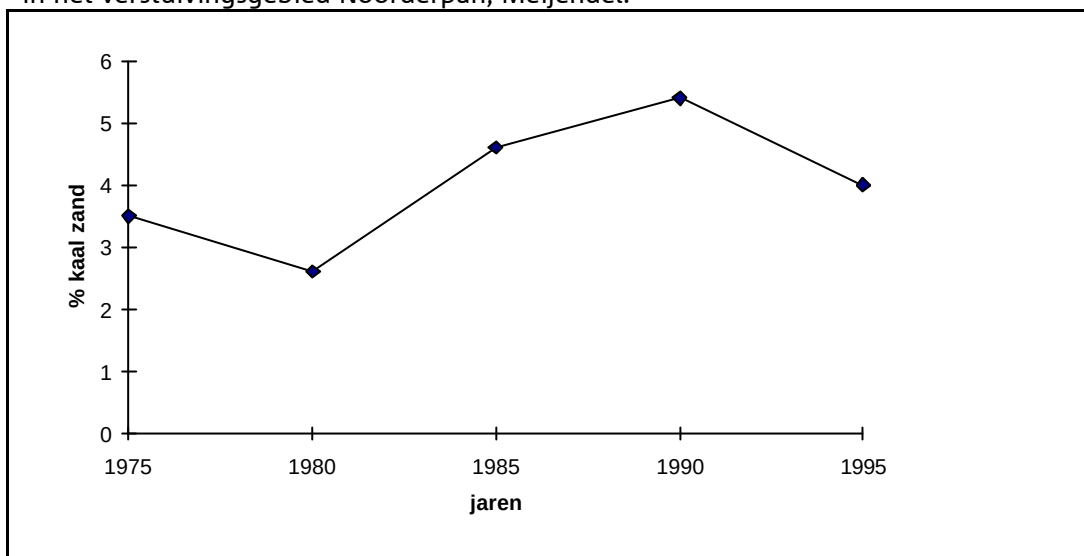
Van het gebied is een reeks infrarood-luchtfoto's beschikbaar (1975 t/m 1995 met intervallen van 5 jaar, schaal 1:2500). De luchtfoto's zijn gescand en vervolgens geclassificeerd met het beeldverwerkings-programma IDRISI met een 'supervised classification'. Als klassen zijn 'kaal' (dus deflatie plus onbegroeide accumulatie) en 'overig' onderscheiden. Per IDRISI-image is van iedere klasse het totaal aantal gridcellen bepaald om het totale bedekkingspercentage kaal zand t.o.v. het totale oppervlak van de foto te bepalen.

In 1996 zijn in/rond de stuifkuilen 123 vegetatie-opnamen gemaakt volgens de Braun-Blanquet methode op plekken waarvan aan de hand van luchtfoto's kon worden bepaald wanneer deze voor het laatst onbegroeid waren. Verder zijn er 10 referenties opgenomen, vegetaties waarvan mag worden verondersteld dat ze de laatste 30 jaar (of langer) niet onder invloed van verstuiving hebben gestaan. De plaats van de vegetatie-opnamen is nauwkeurig bepaald op de luchtfoto's. De 'ouderdom' van een vegetatie wordt gedefinieerd als het gemiddelde van de tijd die is verstreken sinds een plek voor het laatst onbegroeid was en de tijd verstreken sinds de plek voor het eerst begroeid was. De vegetatieopnamen zijn bewerkt met Twinspan.

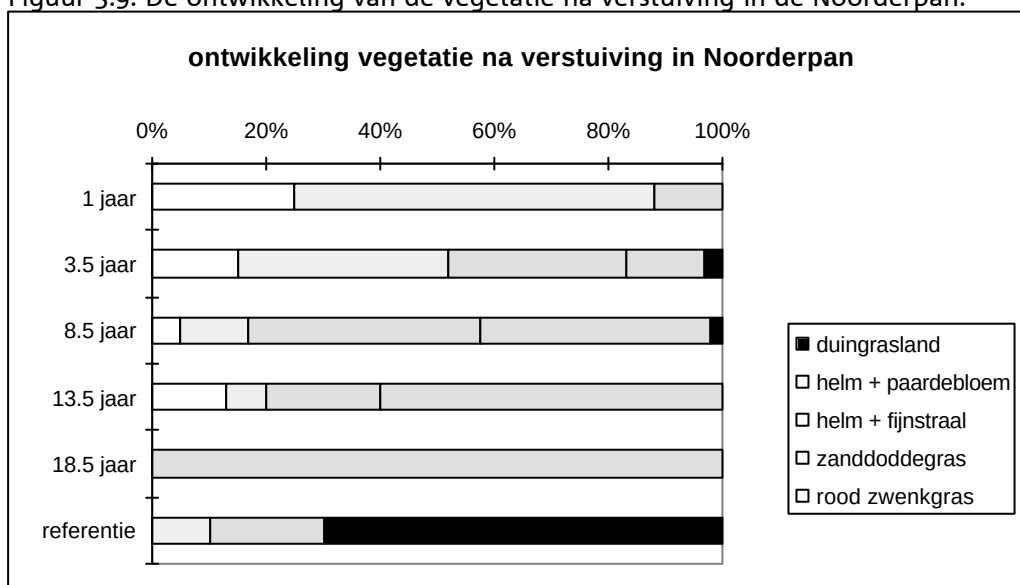
5.6.4 Resultaten

Analoog aan de situatie in de Blink nam tot 1990 het areaal kaal zand toe (Figuur 5.8); de afname in 1980 hangt waarschijnlijk samen met fouten in de classificatie door de slechte kwaliteit van de foto. Evenals in de Blink is er na 1990 sprake van een trendbreuk en neemt het areaal kaal zand weer af. Kleine stuifkuilen, die eind jaren 80 waren ontstaan, beginnen nu dicht te groeien. Daarnaast groeien grotere kuilen vanaf de randen dicht. Het areaal kaal zand is daardoor tussen 1975 en 1995 per saldo slechts met 12% gegroeid. Twintig jaar niet vastleggen heeft in de Noorderpan derhalve niet geleid tot het uit de hand lopen van de verstuivingen. De komende jaren zal duidelijk worden of deze stabilisatie doorzet of dat er sprake is van een tijdelijke onderbreking van een trend.

Figuur 5.8. Ontwikkeling van het oppervlak kaal zand gedurende de jaren 1975-1995 in het verstuivingsgebied Noorderpan, Meijendel.



Figuur 5.9. De ontwikkeling van de vegetatie na verstuiving in de Noorderpan.



Tabel 5.6 De ontwikkeling van de vegetatie na verstuiving in de Noorderpan, Meijendel. Vegetatietypen zijn ingedeeld volgens Twinspan. Alleen soorten die in minimaal 40% van de opnamen van een bepaald vegetatietype voorkomen zijn weergegeven. Rode lijst en doelsoorten zijn vetgedrukt.

Noorderpan, Meijendel	rood zwenkgras	zanddodde -gras	helm + fijnstraal	helm + paarde- bloem	soortenrijk duingras- land
aantal opnames	15	33	38	37	10
pH van de bovenste 2-3 cm	8.4 (0.3)	8.5 (0.2)	8.5 (0.2)	8.3 (0.2)	7.8 (0.3)
aantal soorten	4 (2)	6 (3)	7 (4)	11 (3)	15 (4)
<i>Festuca rubra</i> <i>Carex arenaria</i> <i>Phleum arenarium</i> <i>Erodium glutinosum</i> <i>Corynephorus canescens</i> <i>Ononis repens</i> <i>Erigeron canadense</i> <i>Ammophila arenaria</i> <i>Leontodon saxatilis</i> <i>Picris hieracioides</i> <i>Tortula ruraliformis</i> <i>Taraxacum</i> sp. <i>Hypnum cupressiforme</i> <i>Galium verum</i> <i>Hieracium pilosella</i> <i>Veronica officinalis</i> <i>Luzula campestre</i> <i>Dicranum scoparium</i> <i>Lotus corniculatus</i> <i>Polygala vulgaris</i> <i>Rubus caesius</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Senecio jacobea</i>					

De 133 vegetatieopnamen zijn geclusterd tot 5 typen, vier typen die samenhangen met het stadium van successie en een type die de stabiele referentie-vegetatie bevat (Tabel 5.6). De verdeling van de vegetatietypen over de leeftijdsklassen is weergegeven in Figuur 5.9. Na een jaar worden vooral het soortenarme rood zwenkgras-type en het iets soortenrijkere zanddoddegras-type aangetroffen. Deze twee typen nemen in latere jaren in betekenis af. Het helm + fijnstraaltype ontwikkelt zich iets later, maar vertoont na 13,5 jaar eveneens een afname. Het soortenrijkere helm + paardebloemtype lijkt een optimum te hebben na 18,5 jaar, maar dit is gebaseerd op een zeer beperkt aantal opnamen. Dit type begint overeenkomsten te vertonen met de duingraslanden van de stabiele zones, maar een groot aantal soorten als *Galium verum*, *Veronica officinalis*, *Luzula campestre*, *Lotus corniculatus* etc. ontbreken nog grotendeels. De ontwikkeling naar duingrasland lijkt derhalve niet plaats te vinden binnen een periode van ca 20 jaar.

5.7 De invloed van verstuiving op de beschikbaarheid van nutriënten

5.7.1 Inleiding

Zoals aangegeven in hoofdstuk 2, zijn er fundamentele verschillen in de regulatie van de beschikbaarheid van N en P tussen het Waddendistrict en het Renodunaal district, en binnen het laatste gebied tussen verschillende duinzones. Verstuiving verandert de

nutriënt-beschikbaarheid, ten dele omdat vers zand nauwelijks organische stof (en N) bevat en ten dele doordat veranderingen in de pH en het kalkgehalte doorwerken in de P-beschikbaarheid. Mogelijk leidt verstuiving tot een verlaging van de P-beschikbaarheid in kalkhoudende en ondiep-ontkalkte bodems en tot een verhoging in de zure bodems. Ook de strooiselafbraak kan worden beïnvloed door veranderingen in de pH. De veranderingen in nutriënt-beschikbaarheid door overstuiving leiden mogelijk ook tot een andere exploitatie van de bodem.

5.7.2. Vraagstelling

De in dit onderzoek te beantwoorden vragen luiden:

- Leidt verstuiving tot de verwachte verhoging van de pH?
- Zijn er verschillen tussen de duingebieden in mogelijke limitaties van N en/of P en (derhalve) in de productie van biomassa?
- Zijn er verschillen in bewortelingspatronen en derhalve exploitatie van oude bodem versus nieuw zand? Verschillen deze tussen Renodunaal en Waddendistrict?

5.7.2 Onderzoekslocaties

Het onderzoek naar pH en nutriëntbeschikbaarheid is verricht op een viertal locaties: Helmduinen (Renodunaal district, niet ontkalkt), en Noorderpan (Renodunaal district, ontkalkt) beiden in het beheersgebied van het Duinwaterbedrijf Zuid Holland, het Huttenvlak (Renodunaal district, intermediair) in Duin en Kruidberg (beheerd door Natuurmonumenten) en Eldorado (Waddendistrict) op Terschelling, beheerd door Staatsbosbeheer. Het onderzoek naar bewortelingspatronen is uitgevoerd in het Huttenvlak (Renodunaal district) en Eldorado (Waddendistrict).



Foto 9: In de Noord-Hollandse duinen wordt geëxperimenteerd met het reactiveren van vastgelegde paraboolduinen. Hier de Bruid van Haarlem in het Noordhollands Duinreservaat (foto Gerrit Min / Fotostudio Fix, IJmuiden)

5.7.3 Methoden

Van iedere locatie is de vegetatie op de accumulatie-zones ingedeeld in vegetatietypen. Van ieder type zijn vervolgens in het veld ongeveer 5 plekken bemonsterd. In een proefvlak van 25 bij 25 cm is alle bovengrondse biomassa afgeknipt en gescheiden in levend en dood. Ook is uit ieder proefvlak een bodemonmonster van de bovenste paar centimeters meegenomen. In het Huttenvlak en

Eldorado zijn met een humushapper bodemonsters genomen ter bepaling van de wortelbiomassa. De monsters zijn gescheiden in oude bodem en vers zand. De biomassamonsters zijn in het laboratorium gedroogd bij 70 °C gedurende 48 uur en gewogen. Vervolgens zijn de N- en P-gehalten van de levende biomassa bepaald via zwavelzuur/waterstofperoxide-destructie. De bodemonsters zijn aan de lucht gedroogd, waarna de pH-CaCl₂ en de pH-H₂O van de bodemoplossing bepaald zijn. De wortelmonsters zijn uitgezocht, gedroogd en gewogen.

Tabel 5.7 Diverse standplaats- en vegetatieparameters in verschillende vegetatietypen in verstuivingsgebieden. * = significante verschillen ten opzichte van de referentie binnen hetzelfde verstuivingsgebied. Gemiddelde waarden en standaarddeviaties (n = 5).

		Helm-vegetaties		open vegetaties	referenties in verstuivingsgebieden	referenties in vergelijkbare duinzone
pH-H ₂ O	Helmduinen	8.4 (0.3) *		8.1 (0.2)	7.8 (0.1)	7.4 (0.3)
	Huttenvlak	8.0 (0.1) *		7.8 (0.2)	7.5 (0.8)	5.0 (0.5)
	Noorderpan	8.4 (0.2) *		8.4 (0.3) *	7.8 (0.3)	4.1 (0.1)
	Eldorado	7.9 (0.6) *		7.3 (0.4) *	6.6 (1.2)	4.2 (0.3)
aantal soorten	Helmduinen	6 (4)		9 (2)	6 (0)	8-15
	Huttenvlak	6 (2) *		9 (2)	11 (1)	8-18
	Noorderpan	8 (3) *		5 (3) *	15 (1)	6-8
	Eldorado	5 (3) *		10 (1)	12 (4)	4-12
levende biomassa (g/m ²)	Helmduinen	259 (130)		60 (22) *	236 (116)	200-250
	Huttenvlak	250 (143)		49 (25) *	189 (95)	200-240
	Noorderpan	232 (145)		78 (24) *	186 (87)	100-150
	Eldorado	416 (248) *		120 (50)	245 (99)	200-400
N-conc. blad (mg/g)	Helmduinen	9.5 (1.6) *		15.8 (7.0)	14.0 (2.0)	15-17
	Huttenvlak	11.2 (1.5)		14.9 (2.9)	13.0 (2.3)	11-13
	Noorderpan	9.0 (2.3) *		9.7 (2.8) *	15.4 (2.8)	13-14
	Eldorado	9.1 (1.6)		11.6 (2.4)	9.7 (2.8)	11-11
P-conc. blad (mg/g)	Helmduinen	0.97 (0.21)		1.64 (0.98) *	1.01 (0.08)	1.0-1.0
	Huttenvlak	0.93 (0.04)		1.54 (0.51) *	0.88 (0.23)	0.9-1.2
	Noorderpan	0.88 (0.15)		1.07 (0.31)	1.00 (0.17)	0.9-0.9
	Eldorado	1.04 (0.23)		1.22 (0.21)	1.36 (0.32)	1.0-0.8
N/P ratio blad	Helmduinen	10.1 (2.1) *		11.0 (4.1) *	13.8 (1.7)	17-15
	Huttenvlak	12.1 (1.5) *		10.2 (2.4) *	15.8 (5.7)	12-11
	Noorderpan	10.2 (1.9) *		9.7 (3.5) *	15.4 (1.5)	14-16
	Eldorado	9.1 (2.4)		9.6 (1.3)	7.4 (1.6)	11-15

Voor de statistische analyses zijn de vegetaties geclusterd tot 1. helmvegetaties (zowel sterk overstoven 'actieve' als licht-overstoven stabiliserende), 2. open, lage vegetaties in accumulatiezones en 3. referentie-vegetaties in stabiele zones. Het effect van overstuiving is getoetst via tweeweg-variantieanalyse met duingebied en vegetatietype als onafhankelijke factoren en pH, levende biomassa, N- en P-concentraties alsmede N/P ratios in het blad, wortelbiomassa en -verdeling over oude en nieuwe bodem als responsvariabelen. Verschillen binnen een duingebied tussen helm- en open vegetaties ten opzichte van de referenties zijn getoetst met lsmeans-toetsen. Ter vergelijking met 'referenties' in niet door verstuiving beïnvloede gebieden zijn de waarden voor vergelijkbare duinzones in de tabel opgenomen.

5.7.4 Resultaten

Overstuiving leidt duidelijk tot een verhoging van de pH (Tabel 5.7). In alle vier locaties ligt de pH van de bovenste 2-3 cm in helmvegetaties rond de 8 en in open vegetaties boven de 7. De pH van de 'stabiele' referentievegetaties is echter ook hoog en in alle gevallen aanzienlijk hoger dan gebruikelijk is voor stabiele vegetaties in de

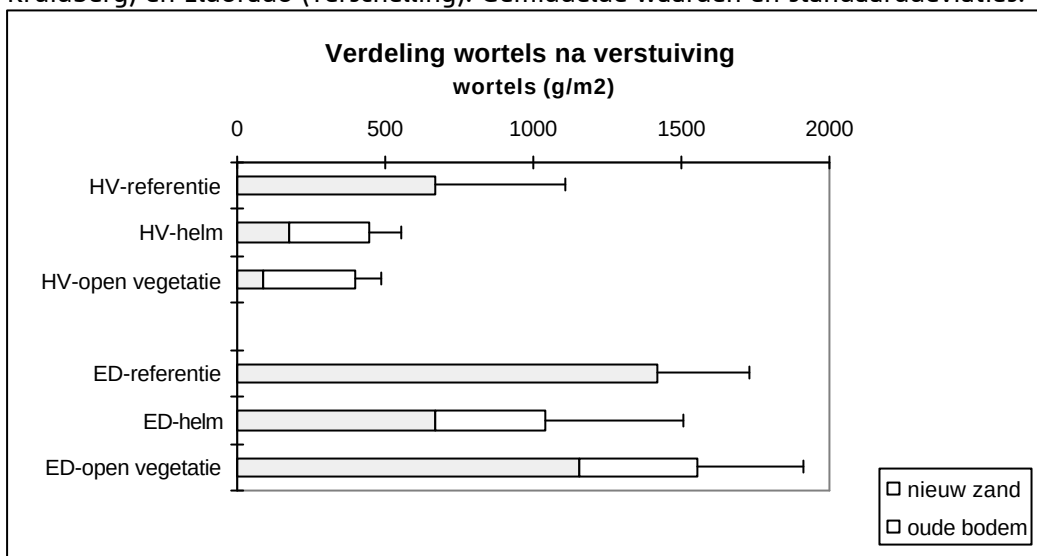
betreffende duinzone. Voor de meeste locaties zijn geen exacte gegevens beschikbaar over de leeftijd van de referentievegetaties, maar voor de Noorderpan is deze geschat op 30-50 jaar. Bij een zuurdepositie die in het recente verleden gebruikelijk was (5000 mol/ha yr) en een 'interne' verzuring door de vegetatie zelf en door de dissociatie van CO₂ bij hoge pH in de bodem (12.000 mol/ha yr; Vertegaal et al. 1991), zou 30-50 jaar tot een verlies van ruim twee-drie procent CaCO₃ in de bodem moeten hebben geleid. Aangezien het kalkgehalte in de Noorderpan geschat werd op 1-2%, zou bij een echt stabiele situatie de kalkbuffer volledig uitgeput zijn en de pH (veel) lager dan 6.5 hebben moeten liggen. Voor Eldorado is een soortgelijk verhaal te houden. De ouderdom van de referentie-vegetatie is niet precies bekend, maar ligt tussen de 10 en 55 jaar. Gezien het lage initiële kalkgehalte is ook dit voldoende voor uitputting van de kalkbuffer en forse verlaging van de pH. De hoge pH waarden voor alle locaties suggereren dan ook dat ook de 'stabiele' vegetatie af en toe een veeg kalkhoudend zand over zich heen krijgt. Dit vergroot de effectiviteit van verstuiving ten aanzien van het 'ver-thema' verzuring tot ver buiten de grenzen van de stuifkuil of de zones met zichtbare zandaccumulatie.

De levende biomassa van de referentie-vegetatie past overal min of meer binnen wat voor de betreffende duinzone gebruikelijk is, maar laat geen significante verschillen zien tussen locaties. De biomassa van zowel helm als de open vegetatie is in het Waddendistrict echter fors hoger dan in de locaties van het Renodunaal district, zoals ook het geval was in de eerdere hoofdstukken. Hoewel niet in alle gevallen significant, zijn de N-concentraties in het blad voor helm lager dan die voor de referentie-vegetaties, terwijl die voor de open vegetatie in de strooigebieden in de meeste gevallen wel vergelijkbaar zijn met de referentie. De productie van biomassa door helm is echter beduidend hoger dan die van de open vegetatie. Kennelijk is helm in staat efficiënter met N om te springen. De P-concentraties in het blad wijken voor helm niet af van de referenties, maar zijn voor de open vegetaties in Helmduinen en Huttenvlak significant hoger dan de referenties; dit zijn vegetaties die ook een hoge N-concentratie in het blad hebben.

Belangrijker echter zijn de veranderingen in N/P ratio. In de referentie-vegetaties van de Renodunaal districtlocaties geven deze aan dat de beschikbaarheid van N en P in balans is (Koerselman en Meuleman 1996). In de verstuivingszones zijn de N/P ratios voor zowel helm als open vegetatie echter significant lager en geven aan dat N de belangrijkste limiterende factor is. De hoge pH en het hoge kalkgehalte lijken op zich al garant staan voor een forse beperking van de P-beschikbaarheid van nutriënten, maar de lage N-beschikbaarheid lijkt nog belangrijker. De voorraad aan organische stof (en N) in vers zand is gering. De lage N-beschikbaarheid wordt vermoedelijk extra geremd door de lage aanvoer van strooisel en door de hoge immobilisatie van N door micro-organismen bij de door de hogere pH gestimuleerde afbraaksnelheid. In de Waddenlocatie Eldorado wijzen de N/P ratios in de verstuivingszones er ook op dat N-limitatie optreedt, maar dit is ook in de referentie-vegetatie al het geval, evenals in het grootste deel van het Waddendistrict (zie hoofdstuk 2).

De wortelbiomassa in het Huttenvlak in het Renodunaal district blijkt significant lager te zijn voor zowel helm, open vegetatie als de referentie-vegetatie ten opzichte van Eldorado in het Waddendistrict (Figuur 5.10). Dit sluit aan bij de eveneens lagere bovengrondse biomassa in het Huttenvlak. Een tweede verschil is dat de vegetatie in de overstoven zones in het Huttenvlak vooral de nieuwe bodem exploiteert. In Eldorado wortelen zowel helm als open vegetatie echter grotendeels in de oude bodem, terwijl de overstuiving hier hoger is (helm) of gelijk aan het Huttenvlak (open vegetatie). Beworteling in oude bodems met doorgaande afbraak van organische stof en vrijkomen van N lijkt, gezien de sterke N-limitatie, een voordeel. Voor helm is de voorkeur voor het verse zand in het Renodunaal district echter mogelijk te verklaren doordat bodempathogenen in oude bodems de wortels aantasten, terwijl beworteling in het verse zand een ontsnapping hieraan is (van der Putten et al. 1993). In hoeverre dit voor het Waddendistrict ook geldt is niet bekend, maar er zijn aanwijzingen dat de schadelijke bodempathogenen op een stabiele locatie in Terschelling niet aanwezig zijn. De open vegetatie bestaat in het Huttenvlak voor een groot deel uit kleine annuëllen, die vermoedelijk een ondiepe bewortelingsstrategie hebben en daardoor vooral in de nieuwe bodem wortelen.

Figuur 5.10. Verdeling van de wortelbiomassa over de oude bodem en nieuw zand in verschillende vegetatietypen in de verstuivingsgebieden Huttenvlak (Duin en Kruidberg) en Eldorado (Terschelling). Gemiddelde waarden en standaarddeviaties.



5.8 Discussie en conclusies

5.8.1 Blijven de verstuivingen actief?

De eerste vraag richt zich op de beheersbaarheid van het verstuivingsproces. Bij verstuiving moet rekening gehouden worden met de ligging van het gebied in het landschap en de grootte van het gebied. De wind moet voldoende vat op het zand kunnen krijgen (erosiviteit). Dit gebeurt in de praktijk pas bij een windkracht van 6 Beaufort in het terrein. Deze wordt eerder bereikt als de stuifkuilen dichter bij zee of hoger liggen en het aanloopgebied groter, vlakker en kaler is, waardoor de strijklengte voor de wind wordt vergroot. Dit komt in dit onderzoek naar voren in de hogere activiteit in Eldorado in de grote, langgerekte kuilen vlak bij de oude zeereep ten opzichte van de kleinere kuilen verder van de zeereep vandaan. Daarnaast is van belang hoe gemakkelijk het zand in verstuiving komt (erodibiliteit). Een bedekking van vegetatie of algen (Pluis 1993) is een remmende factor, evenals het nat zijn van het zand (Jungerius et al. 1981). De relatief natte jaren 1992-1994 zijn vermoedelijk van invloed geweest op de afname van kaal zand na 1990 in zowel De Blink als Noorderpan. Ook de voorgeschiedenis van het terrein is van belang, met name waar het de bodemontwikkeling en de aanwezigheid van wortelstokken van planten betreft. Een goed ontwikkeld organisch bodemprofiel komt niet in verstuiving. Ook resten van wortels en wortelstokken remmen het stuiven van het zand, terwijl ze daarnaast voor nieuwe opslag van de vegetatie kunnen zorgen. Voor het in verstuiving krijgen van het zand zullen derhalve bepaalde drempelwaarden nodig zijn. Als deze drempelwaarden overschreden zijn kan er een keten van zichzelf versterkende mechanismen optreden, zoals het steeds kaler, vlakker en groter worden van het aanloopgebied, waardoor een landschap uiteindelijk op grote schaal in verstuiving kan gaan. Dit is in het verleden op diverse plaatsen in de kustduinen gebeurd en is de aanleiding geweest voor stabiliseringsmaatregelen als de aanplant van helm of dennenbossen in het begin van de vorige eeuw.

De grote vraag is nu of een dergelijk grootschalig proces weer op kan treden bij het vrijlaten van verstuiving. Er zijn een aantal aanwijzingen dat het zo'n vaart niet meer zal lopen. Het huidige onderzoek laat zien dat de verstuiving in Eldorado in het Waddendistrict maar moeizaam op gang gehouden wordt en er herhaaldelijk door de beheerder werd ingegrepen. In het Renodunaal district breiden de stuifkuilen in het Huttenvlak zich licht uit, maar bleek de verstuivingsactiviteit in de Blink en de Noorderpan, na een toename in de periode 1975-1990, af te nemen ten opzichte van

1990. De uitbreiding tot 1990 kan ten dele worden toegeschreven aan een aantal forse stormen. De afname na 1990 wordt vermoedelijk veroorzaakt door een aantal natte jaren, met name in het begin van de jaren negentig. In een vochtige bodem gaat zand minder gemakkelijk in verstuiving en wordt de algengroei, die betrokken is bij de eerste vastlegging van het zand (Pluis 1993) bevorderd. Ook de hogere planten profiteren van meer vocht in de bodem. Het is nu natter dan aan het begin van de vorige eeuw (van Boxel en Cammeraat 1999). Bij voortzetting van deze vernattingstrend zal het steeds moeilijker worden om verstuivingen actief te houden, hoewel er in een enkel droog en/of stormachtig jaar een hoop kan gebeuren. Een tweede factor van belang is de constatering dat de jonge bodems een sterke N-limitatie vertonen. De algengroei, die de eerste fase van vastlegging initieert (Pluis 1993), wordt door de verhoogde atmosferische depositie van N in de gelegenheid gesteld meer biomassa te produceren en zal derhalve meer zand vastleggen. Als het zand eenmaal is vastgelegd zal ook de verdere ontwikkeling van de vegetatie profiteren van de verhoogde beschikbaarheid van N. Een voortzetting van een hoge N-depositie zal ook een grotere algengroei en derhalve stabilisering van het zand in de hand werken.

In het Waddendistrict zal dit effect mogelijk sterker zijn dan in het Renodunaal district. In het laatste gebied is de beschikbaarheid van P in kalkhoudende bodems sterk geremd. De door verstuiving ontstane jonge bodems zijn weliswaar N-gelimiteerd, maar de sterke P-beperking zorgt ervoor dat de biomassaproductie zelfs bij een hoog N-aanbod beperkt blijft. In het Waddendistrict is de vastlegging van P minder en is de beschikbaarheid van P hoger. De atmosferische depositie van N kan dan ook beter benut worden, met name door helm, die daar toch al zeer effectief mee om gaat. Dit impliceert dat de vastlegging van stuivend zand in het Waddendistrict effectiever verloopt, en de verstuivingen moeilijker op gang te houden zijn.

Ongerustheid over het uit de hand lopen van verstuivingen lijkt op een schaal van enkele (Huttenvlak en Noorderpan) tot een paar honderd meter (Eldorado en de Blink) lijkt derhalve niet nodig. Het is echter niet goed bekend wat de precieze voorwaarden zijn voor het in verstuiving gaan van het zand, zowel op kleine als op grote schaal. Voordat maatregelen ter bevordering van verstuiving op een grootschalige manier worden ingezet, moet hier meer duidelijkheid over komen om te voorkomen dat het alsnog uit de hand loopt.

5.8.2 Leidt verstuiving tot meer duingraslanden?

De tweede vraag heeft betrekking op wat verstuiving oplevert voor de vegetatie c.q. aan biodiversiteit en in het bijzonder aan nieuwe duingraslanden. Door verstuiving vindt er een duidelijke uitbreiding plaats van pionierstadia. De zones met sterke overstuiving zijn wat biodiversiteit betreft minder interessant, maar deze blijven beperkt tot een klein gebied direct naast de stuifkuil. In de lichtere strooizones die zich tot tientallen meters van de kuil uitbreiden ontwikkelen zich echter soortenrijke pioniervegetaties.

De ontwikkeling tot duingrasland zet echter niet door. Er zijn in de twintig jaar van het onderzoek zowel in de Blink als in de Noorderpan geen nieuwe duingraslanden tot ontwikkeling gekomen. In plaats daarvan neemt in de Blink het areaal aan soortenrijke duingraslanden af, ten dele door overstuiving waardoor het duingrasland verandert in een pioniervegetatie, en ten dele door voortgaande vergrassing en verstruweling. In de Noorderpan bevat de vegetatie na twintig jaar al wel soorten uit het duingrasland, maar een heleboel soorten ontbreken nog. De pH in de bodem lijkt daarbij van geen belang, aangezien deze in het duingrasland wel iets lager is, maar nog steeds hoog. De ontwikkeling tot duingrasland vanuit pionierstadia wordt mogelijk geremd door de voortdurende aanvoer van vers zand. Zodra deze stopt verloopt de ontwikkeling tot duingrasland wellicht sneller, maar hier zijn geen gegevens over. Hoe dan ook is de conclusie dat, zolang het gebied eolisch actief is, er op een termijn van twintig jaar geen nieuwe duingraslanden verwacht hoeven te worden.

5.8.3 Is verstuiving een goede maatregel tegen de 'ver'-thema's?

Verstuiving is een effectieve maatregel tegen verzuring. De pH is aanzienlijk hoger dan gebruikelijk voor stabiele vegetaties in de betreffende duinzones, niet alleen in de zichtbare strooizones, maar ook in de 'stabiele' referentievegetaties. Eerder is aangegeven dat bij een echt stabiele situatie de pH van de referentievegetaties beduidend lager zou moeten liggen en dat dit wijst op overstuiving met kalkhoudend zand, ook in situaties die verder van de kuilen liggen. De vraag is hoever dit effect reikt, zowel in ruimte als tijd. Een van de zaken waar in het EGM-onderzoek betrekkelijk weinig aandacht aan is besteed, maar die voor het lange-termijn beheer van de duinen van groot belang is, is de versnelde verzuring en successie als gevolg van atmosferische depositie, en het daarmee versneld kwijtraken van bepaalde vegetatietypen. Het is in dit kader belangrijk om meer onderzoek te doen naar de vergroting van de zuurbuffering door lichte overstuiving.

Verstuiving leidt ook tot een verarming aan nutriënten, met name in het Renodunaal district. Alle overstoven vegetaties vertonen N-limitatie, terwijl de beschikbaarheid van P ook sterk geremd moet zijn door de hoge pH en hoge kalkgehalten. In het Waddendistrict zijn er echter aanwijzingen dat de beschikbaarheid van nutriënten niet afneemt en misschien zelfs toeneemt. De vegetatie in de overstuivingsgebieden is N-gelimiteerd, maar dat is ook in de stabiele zones het geval. De P-beschikbaarheid is door de hogere pH echter hoger in de overstuivingszones dan in de stabiele gebieden. Bovendien vindt beworteling vooral plaats in het oude, organische stofrijke bodemprofiel. Daarnaast is helm een zeer efficiënte N-gebruiker, die met weinig N veel biomassa kan produceren. De biomassaproductie is dan ook net zo hoog als in de stabiele vegetatie, en beduidend hoger dan in de helmvegetaties van het Renodunaal district.

5.8.4 Is verstuiving goed voor (bestaande) duingraslanden?

Verstuiving werkt goed tegen vermossing, de dominantie van grijs kronkelsteeltje (*Campylopus introflexus*). Hoewel hier in EGM-2 geen onderzoek naar gedaan is, werd bij de verstuiving in het Huttenvlak duidelijk dat deze soort bij zelfs een geringe overstuiving met kalkhoudend zand verdwijnt. Helaas is dit niet goed gedocumenteerd, omdat de beginsituatie niet is vastgelegd. Ook bleek uit EGM-1 dat grijs kronkelsteeltje de depositie van (kalkhoudend) zand als kleinschalige maatregel niet overleeft.

De vraag of verstuiving ook goed is als maatregel tegen vergrassing van duingraslanden en derhalve gunstig voor de handhaving hiervan is echter lastiger te beantwoorden. Er zijn positieve zowel als negatieve aspecten. In het Renodunaal district blijkt verstuiving in de Blink te leiden tot een forse afname van het areaal aan soortenrijke duingraslanden, deels door overstuiving waardoor de vegetatie het karakter van een pionierstadium kreeg en deels door verdergaande vergrassing en verstruweling. Verstuiving lijkt derhalve niet in staat de vergrassing of de verstruweling tegen te gaan, hoewel de nutriëntbeschikbaarheid wel wordt verlaagd. Wat betreft de verstruweling lijkt er verschil te zijn tussen de wilde liguster, die zich lijkt uit te breiden in actieve periodes, en duindoorn, die in bedekking toeneemt bij stabilisatie van het landschap. Dit is ook gevonden in de duinen van Voorne (Sloet van Oldruitenborgh 1976) en de Amsterdamse Waterleidingduinen (van Til en van Mourik 1999) en heeft mogelijk te maken met een afname van de pH en de toename van de P-beschikbaarheid, waar de N-binder duindoorn vermoedelijk meer behoefte aan heeft. Hoewel verstuiving de vergrassing en verstruweling niet lijkt tegen te gaan, heeft verstuiving toch ook positieve betekenis voor de handhaving van duingraslanden, als maatregel tegen verzuring, ook verder van de kuilen weg. Dit lijkt met name belangrijk op de langere termijn, wanneer het voortbestaan van duingraslanden van (deels) kalkhoudende bodems met de meeste Rode Lijstsoorten bedreigd wordt door verzuring.

In het Waddendistrict leidt verstuiving tot een hogere pH en een hogere soortendiversiteit. Met name de zones met lichte overstuiving en hoge pH laten een hoge soortendiversiteit zien en bevatten soorten als zandblauwtje (*Jasione montana*). In EGM-1 is beschreven dat ook soorten als duinsterretje (*Tortula ruraliformis*),

vroegeling (*Erophila verna*), zanddoddegras (*Phleum arenarium*) en kandelaartje (*Saxifraga tridactylites*) lokaal voor kunnen komen.

Niettemin kan verstuiving in theorie ook tot problemen leiden, met name wanneer helm, de grote vergrasser in het Waddendistrict, wordt gestimuleerd. Er zijn aanwijzingen dat de sterke uitbreiding van helm door atmosferische depositie in de meer stabiele delen van het Waddendistrict vooral daar plaats heeft kunnen vinden, waar er nog restanten helm van vroegere overstuivingsfasen aanwezig waren. Zowel Vlieland als Terschelling, de eilanden met de grootste vergrassingsproblemen (Westhoff en van Oosten 1991), waren tot in de jaren veertig nog vrijwel volledig in verstuiving.

Op plaatsen waar helm niet (meer) aanwezig was, is de vergrassing door helm echter mogelijk veel minder sterk geweest. Op Spiekeroog, een Duits Waddeneiland dat sinds het begin van deze eeuw vrij van konijnen is (Iserman en Cordes 1992), waar verstuiving in de oude duinkern nihil is, maar waar wel een hoge atmosferische N-depositie plaats vindt, blijft de uitbreiding van helm beperkt tot de jongere randzones. De beschikbaarheid van P is echter in de oude duinkern niet lager en in de buntgrasvegetatie zelfs hoger dan in de randzone (Wiersma 2000), zodat een eventuele afname van de nutriëntbeschikbaarheid geen rol speelt.

Een uitbreiding van de verstuivingen in het Waddendistrict en een daarmee gepaard gaande uitbreiding van helm, betekent op termijn vergrassing, in ieder geval zolang de atmosferische depositie van N niet sterk is verminderd. De stimulatie van helm lijkt echter vooral bij sterke overstuiving op te treden. Ook zijn de biomassa van helm en de N-mineralisatie in stabiele, maar nog kalkhoudende bodem lager dan in ontkalkte bodem (Tonneijck 2000), wat een groeiremming lijkt in te houden. Het is mogelijk dat bij lichte overstuiving, vooral in de meer kalkhoudende delen van het Wadden district zoals Schiermonnikoog, alleen de positieve aspecten van verstuiving optreden: verhoging van de pH en bevordering van pioniersoorten. De huidige kennis schiet echter tekort om met enige zekerheid uitspraken over de langere termijn te doen.

6 Effecten van aantasting en herstelbeheer op duinfauna

6.1 Inleiding

De informatie in dit hoofdstuk is grotendeels gebaseerd op de resultaten van het project 'Inhaalslag OBN-Fauna' (van Turnhout *et al.* 2003), aangevuld met de resultaten van recent onderzoek aan duinfauna.

De 'Inhaalslag OBN-Fauna' was een van de eerste onderzoeken in het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur dat zich richtte op de fauna en vormde de aanzet om de kennisachterstand ten opzichte van de vegetatie in te lopen. Het project was een bureaustudie en omvat geen nieuw onderzoek, dit in tegenstelling tot de in dit rapport gepresenteerde resultaten met betrekking tot bodem en vegetatie. De centrale doelstelling van het project was het beschrijven van de aanwezige kennis en het expliciteren van de aanwezige kennislacunes met betrekking tot de effecten van verzuring, vermessing en verdroging op de fauna van het duin- en heidelandschap enerzijds, en van bestaande effectgerichte maatregelen tegen deze aantastende factoren anderzijds. Hiertoe is gebruik gemaakt van wetenschappelijke en grijze literatuur en van expert judgement. Deskundigen zijn geraadpleegd middels enquêtes en brainstorm-sessies, om zodoende kennis aan te boren die (nog) niet gepubliceerd of slecht toegankelijk is. De nadruk in de Inhaalslag ligt op de volgende diergroepen: watermacrofauna, libellen, sprinkhanen, bijen, mieren, loopkevers, dagvlinders, amfibieën, reptielen, broedvogels en zoogdieren.

In dit hoofdstuk komt alleen de fauna van open droge duinen aan bod; een beperking, omdat veel dieren juist afhankelijk zijn van een combinatie met andere biotopen of gradiënten daartussen (bv. natte duinvalleien, zwakgebufferde wateren, etc.) om in al hun levensbehoeften te kunnen voorzien (voortplanten, foerageren, schuilen, etc.). Diergroepen verschillen daarbij sterk in de manier waarop ze van de beschikbare ruimte gebruik maken. Afhankelijk van de actieradius van de diersoorten kan dat beperkt zijn tot enkele meters bij o.a. kleinere bodembewonende soorten tot kilometers bij grote, mobiele soorten. Niet alleen de kwantiteit (oppervlakte), maar ook de kwaliteit (vegetatiestructuur, terreinheterogeniteit) van de biotopen is daarbij van belang. Bij faunasoorten met een (zeer) klein ruimtegebruik zullen oorzaak-gevolg relaties met procesvariabelen, abiotiek en vegetatie over het algemeen veel beter aan te geven zijn dan bij faunasoorten met een groot ruimtegebruik, voor welke zowel lokale veranderingen als veranderingen op grote schaal een rol spelen. Dit is één van de belangrijkste verschillen met de vegetatie. Bovendien is het aantal diersoorten vele malen groter dan het aantal plantensoorten, waardoor het lastiger is een overzicht van de effecten op 'de' fauna te geven. In het verleden ging men ervan uit dat herstel van flora vanzelf zou leiden tot herstel van fauna. Inmiddels is gebleken dat dit geenszins het geval hoeft te zijn; maatregelen die gunstig zijn voor de karakteristieke flora, zijn dat niet perse voor de karakteristieke fauna.

Achtereenvolgens zal een beknopt overzicht worden gegeven van enkele karakteristieke faunasoorten van open droge duinen, een overzicht van de effecten van verzuring en vermessing op deze faunasoorten en tenslotte de effecten van herstelmaatregelen.

6.2 Karakteristieke dieren van open droge duinen

Onder karakteristieke soorten van open droge duinen worden hier soorten verstaan die tijdens (een deel van) hun levenscyclus gebonden zijn aan één of meer biotopen in open droge duinen. Vaak zijn deze soorten daarnaast nog gebonden aan andere biotopen in of grenzend aan het duingebied. Daarnaast zijn soorten opgenomen die een belangrijke rol in het ecosysteem van open droge duinen spelen, zoals het Konijn en de Vos.

Karakteristieke faunasoorten van open droge duinen moeten in staat zijn hun levenscyclus te voltooien in een milieu dat wordt gekarakteriseerd door een sterke geomorfologische dynamiek (onder invloed van wind en water), extreme temperatuursverschillen, droogte en voedselarmoede. Kijkend naar de eigenschappen van deze diersoorten zal vanaf de zeereep (dynamisch, op korte termijn onvoorspelbaar, sterk fluctuerend milieu) richting de binnenduinen (vastgelegd, voorspelbaar, langzame processen) het belang van mobiliteit (vliegen, lopen, drijven, graven) afnemen, terwijl aanpassingen ter instandhouding (nestbouw, overwinteren als ei) belangrijker worden (Smit *et al.* 1981).

De Nederlandse duinen zijn op te splitsen in het kalk- en ijzerarme Wadden district en het van origine kalk- en ijzerrijke Renodunaal district. Voor de vegetatie is deze opsplitsing zeer belangrijk, aangezien de verschillen in substraat in sterke mate de samenstelling en structuur van de vegetatie bepalen, alsmede de invloed van verzuring en vermesting (hoofdstuk 2). Omdat de meeste diersoorten niet op regionale verschillen in kalk, mineralen en beschikbaarheid van nutriënten reageren, is deze opsplitsing in districten voor de fauna niet zinvol. Aangezien de plantengeografische indeling wel relevant is voor verschillen in de effecten van beheersmaatregelen, wordt verwacht dat ook de effecten van beheer op de fauna tussen de vier duinregio's die in dit rapport gehanteerd worden, zullen verschillen. In tabel 1 worden enkele faunasoorten genoemd die karakteristiek zijn voor open droge duinen, wanneer die 'in een goede staat' zijn. Deze opsomming is deels afhankelijkheid van de gekozen referentieperiode. Vrijwel vanaf het ontstaan van de hedendaagse kustduinen zijn deze sterk door de mens beïnvloed en de duinen hebben in die tijd grote gedaantewisselingen ondergaan. Het duinlandschap is geologisch gezien betrekkelijk jong. In de Amsterdamse Waterleidingduinen zijn de verzuurde binnenduinen bijvoorbeeld ca 800-1000 jaar oud, de ondiep-ontkalkte middenduinen ca 500 jaar en de kalkrijke zeeduinen slechts 200 jaar (Van Til en Mourik 1999). Van de 14^e tot de 16^e eeuw leidden grootschalig kappen, plaggen en beweiding tot totale ontbossing, waardoor grootschalige verstuivingen bevorderd werden. De laatste eeuw richtte men zich vooral op het behoud van de duinen als waterkering, met het tegengaan van verstuiving door het planten van Helm, een verbod op beweiding en het bestrijden van Konijnen (Klapwijk, 1996; Arens *et al.*, 2000). De laatste decennia heeft de verhoogde atmosferische depositie van verzurende en vermestende stoffen voor extra vastlegging gezorgd. De samenstelling van de duinfauna en de aantalsverhoudingen waarin de verschillende soorten voorkwamen, zullen gedurende de verschillende perioden zeker zijn veranderd.

Tabel 1 Selectie van karakteristieke diersoorten van open droge duinen.

Zoogdieren	Konijn, Vos
Broedvogels	Bergeend, Blauwe kiekendief, Boomleeuwerik, Grauwe klauwier, Grauwe Kiekendief, Griel, Nachtzwaluw, Paapje, Tapuit, Velduil, Wulp, Patrijs, Steenuil, Veldleeuwerik, Boompieper
Reptielen	Zandhagedis
Amfibieën	Rugstreeppad
Sprinkhanen	Blauwvleugelsprinkhaan, Bruine sprinkhaan, Duinsabelsprinkhaan, Knopsrietje, Veldkrekel, Wrattenbijter
Dagvlinders	Aardbeivlinder, Bruin blauwtje, Bruine eikenpage, Bruine vuurvlinder, Duinparelmoervlinder, Duingentiaanblauwtje, Grote parelmoervlinder, Heideblauwtje, Heivlinder, Hooibeestje, Kleine parelmoervlinder, Kleine vuurvlinder, Kommavlinder, Rode vuurvlinder, Veldparelmoervlinder
Loopkevers	Amara curta, A. lucida, A. lunicollis, A. tibialis, Bradycellus distinctus, Calathus mollis, C. ambiguus, Cicindela maritima, C. hybrida hybrida, Cymindis macularis, C. axillaris, Demetrias monostigma, Harpalus melancholicus, H. servus, H. xanthopus, H. anxius, H. neglectus, H. smaragdinus, H. attenuatus, H. serripes, H. pumilus, Masoreus wetterhali, Notiophilus germinyi, Ophonus cordatus, Philorhizus notatus
Bijen	Waddenmetselbij, Ijszijdebij, Schorzijdebij, Donkere wilgenzandbij, Zilveren zandbij, Kleine wolbij, Grote zijdebij, Donkere zijdebij, Duingroefbij, Ruige behangersbij, Zilveren fluitje, Kustbehangersbij, Gouden Slakkenhuisbij, Gedoornde slakkenhuisbij, Duinmaskerbij.
Mieren	Stengelslankmier, Duinsteekmier, Duinrenmier, Satermier, Gele veldmier, Buntgrasmier.

6.3 Effecten van verzuring en vermesting op de fauna

In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van de directe en indirecte effecten van verzuring en vermesting op de fauna van open droge duinen. Om concrete problemen voor de fauna aan te kunnen geven, is het belangrijk om eerst de kluwen van veranderingen die de laatste decennia optreedt in het duinlandschap te ontrafelen. Daarna wordt aan de hand van enkele soorten beschreven welke knelpunten in de levenscyclus van diersoorten optreden als gevolg van recente veranderingen in het duinlandschap.

6.3.1 Algemene analyse van problemen voor faunasoorten

Ontkalking van de bodem en daling van de pH zijn natuurlijke processen in het duinlandschap. Samen met een verschil in het kalkgehalte van het moedermateriaal heeft dit in de loop van de tijd geleid tot kalkarme bodems in het Wadden district en oudere delen van het Renodunaal district. In deze regio's is de soortensamenstelling van de vegetatie anders dan die van meer kalkhoudende duinen. Bij verzuring als gevolg van verhoogde depositie van met name stikstof en (in het verleden) zwavelverbindingen treedt een versnelde en sterkere uitspoeling van kalk op, met een zeer lage pH en buffercapaciteit van de bodem tot gevolg. Een belangrijk direct gevolg van verzuring is het verdwijnen van plantensoorten van zwakgebufferde milieus. De jongere zeeduinen van het Renodunaal district zijn nog geheel of gedeeltelijk kalkhoudend en de pH en buffercapaciteit van de bodem zijn betrekkelijk hoog. Verzuring leidt hier echter tot versnelde successie, doordat aan calcium gebonden P beschikbaar wordt voor planten door de versnelde ontkalking van de bodem; een voorbeeld van 'interne vermesting'. Directe effecten van verzuring op fauna lijken gering en aanwijzingen voor kalkgebrek en bio-accumulatie van zware metalen bij vogels in de duinen zijn er niet.



Foto 10: Zandblauwtje en andere kruiden uit droge duingslanden vormen belangrijke nectarbronnen voor bloembezoekende insecten, hier een Duinprelmoervlinder. (foto: Marijn Nijssen / Stichting Bargerveen).

Vermesting heeft sterke vergrassing, verstruweling en vermossing tot gevolg en is een veel groter probleem voor veel diersoorten dan verzuring. Daar komt bij dat in grote delen van het duingebied de vegetatiesuccessie werd geremd door konijnen, maar de laatste decennia zijn veel konijnenpopulaties door de ziektes myxomatose en VHS gedecimeerd. Karakteristieke duinsoorten zijn vaak (tijdelijk) afhankelijk van open stukken zand of ijle vegetaties voor opwarming, ei-afzet of om voedsel te zoeken. Deze soorten worden direct getroffen door vergrassing, verstruweling of vermossing. Daarnaast worden kruidachtigen en smalbladige grassen die fungeren als belangrijke waard- als nectarplanten voor insecten verdrongen en kan de voedselkwaliteit van de vegetatie veranderen. Verder verdwijnen (kleinschalige) mozaïekstructuren en een gevarieerde vegetatiestructuur. Dit is voor veel dieren ongunstig, omdat ze zowel open als begroeide plekken nodig hebben om te overleven (o.a. thermoregulatie, schuilmogelijkheden), maar ook om zich te kunnen oriënteren in het landschap. Bij het dichtgroeien van de vegetatie wordt in het algemeen een verschuiving waargenomen van grote naar kleine insectensoorten (Siepel 1990). Ongewervelde soorten met een korte generatietijd, die in staat zijn snel op veranderingen in te spelen, lijken het beste bestand tegen vergrassing (Hornman 1996). Voor gewervelde predatoren blijkt het scala aan veranderingen te kunnen leiden tot een afname in hoeveelheid en grootte van prooidieren (Van Duinen et al., 2004).

Mossen kunnen een belangrijke component van de vegetatie vormen in open duingraslanden, zowel in kalkhoudende als kalkarme bodems. Op zure bodems treedt de laatste twee decennia echter een onnatuurlijke dominantie op van de exotische soort Grijs kronkelsteeltje. Waarschijnlijk geholpen door een hoge N-depositie ontwikkelt Grijs kronkelsteeltje zich zeer snel op open zand en in oude en jonge Buntgrasvegetaties, waardoor karakteristieke plantensoorten en korstmossen verdwijnen of geen kans krijgen zich te vestigen. Deze vermossing heeft grote gevolgen voor de karakteristieke duinfauna, denk bijvoorbeeld aan de veranderingen van het microklimaat en het verdwijnen van waardplanten. Onderzoek ontbreekt echter grotendeels.

Met name de toegenomen atmosferische depositie heeft geleid tot verruiging van duinvegetaties, maar ook de achteruitgang van het Konijn heeft hierin een belangrijke rol gespeeld. Door graas- en graafactiviteiten spelen Konijnen een sleutelrol in het

behoud van diversiteit in vegetatiestructuren en zeldzame plantensoorten, en het in gang zetten van verstuiwing (Pluis 1986, Wallage-Drees 1988, Ten Harkel & Van der Meulen 1996, Olff & Boersma 1998, Drees & Olff 2001, Everts *et al.* 2000). Sinds de uitbraak van myxomatose in 1953 is de Konijnenstand nooit meer op hetzelfde niveau teruggekomen. De nieuwe virusziekte VHS wordt beschouwd als de belangrijkste oorzaak van de afname sinds 1990. Daarnaast heeft de toename van predatie door de zich uitbreidende Vos in de vastelandsduinen hieraan bijgedragen. Vergrassing en verruiging die optreedt door een tijdelijke achteruitgang in de Konijnenpopulatie kan na herstel van de populatie vaak niet meer worden teruggezet. De vegetatie is dan inmiddels te hoog geworden voor begrazing. Op deze manier werkt vergrassing dus een verdere achteruitgang van het Konijn in de hand (Wallage-Drees 1988). Als gevolg van een verminderde graasactiviteit van Konijnen wordt de strooisellaag dikker, het vegetatiedek raakt geslotener en het aantal plekken met open zand neemt af (Pluis 1986). Door de toename van biomassa vindt er een hogere invang van stikstofdepositie plaats en nemen turnover en mineralisatie toe, welke weer leiden tot een hogere biomassaproductie. Deze positieve feedbacks dragen bij tot de instandhouding en versterking van de vergrassing (Ten Harkel & Van der Meulen 1996).

In de volgende paragrafen zullen de consequenties voor de fauna worden besproken van veranderingen in de eigenschappen van het duinlandschap als gevolg van vergrassing, verstruweling en vermossing, toename van algengroei, verminderde verstuiwing en afname van de konijnenstand. Tenslotte worden de consequenties van deze veranderingen voor het functioneren van het voedselweb besproken.

6.3.2 Afname van open zand en lage, ijle vegetaties

Door vergrassing, verstruweling en vermossing van de vegetatie verdwijnen open zandige plekken en lage, ijle vegetatietypen met een dunne humus- en strooisellaag. De belangrijkste eigenschappen van deze biotopen voor de fauna zijn de goede toegankelijkheid van de bodem, de snelle en hoge opwarming door veel zoninstraling, het open zichtsveld en de geringe fysieke weerstand tijdens de voortbeweging. Open zand is voor veel karakteristieke dieren van het droge duin dan ook belangrijk voor bijvoorbeeld ei-afzet, nestbouw, ontwikkeling van eieren en larven, thermoregulatie van juveniele en adulte dieren, jagen, schuilen (ingraven), balts en overwintering.

Vrijwel alle bijen die karakteristiek zijn voor de duinen, graven hun nesten in zand (Westrich 1989). De afname van de oppervlakte aan kaal zand kan daarmee direct leiden tot een afname van individuen. Vergrassing leidt tevens tot een afname van de nestdichtheid van thermofiele mierensoorten van droog duingrasland en duinheide. Voor de Zandhagedis zorgen vergrassing en verstruweling voor het dichtgroeien van potentiële eiafzetplekken in de vorm van kleine open zandplekken, bij voorkeur gelegen op een zuidhelling in de beschutting van struweel. De vangtrechters van de mierenleeuw *Myrmeleon formicarius* bevinden zich op kale zandige plekken gelegen tussen mosvegetaties of strooisel ter bescherming tegen instorting of overstuiving (Boer 1999). Ook voor deze soort is de afname van open zandige plekken direct van invloed op de populatiegrootte.

Met een verdichting van de vegetatiestructuur verandert ook het microklimaat. Doordat vegetaties dichter en hoger worden en de humus- en strooisellagen dikker worden, vermindert de zoninstraling op de bodem sterk. Er ontstaat een koel, vochtig milieu, waarin extremen in temperatuur en vochtigheid worden gedempt. Veel karakteristieke duinsoorten hebben een hoge temperatuursom (hoge temperaturen gedurende langere tijd) in en op de bodem nodig voor de ontwikkeling van eieren en larven. Bij een demping van het microklimaat zal de benodigde temperatuursom niet worden gehaald. Bij sprinkhanen is vastgesteld dat een lagere gemiddelde temperatuur de ontwikkelingstijd van de eieren verlengt. De soorten van open biotopen, die een hoge temperatuursom behoeven, komen in verruigde vegetaties te laat in het seizoen uit het ei en hebben niet meer genoeg tijd om hun levenscyclus te voltooien voor de winter (Van Wingerden *et al.* 1991). Bij loopkeversoorten van het open droge duin (met name de genera *Amara*, *Cicindela*, *Cymindis*, *Harpalus*) is met name de temperatuur in het larvale stadium bepalend voor de ontwikkelingsduur en

daarmee sterk bepalend voor de uiteindelijke lichaamsgrootte en de daaraan gekoppelde vruchtbaarheid van de adulten (Van Dijk 1994, Ernsting & Huyer 1984). Om in het open droge duin te overleven zijn veel van deze loopkeversoorten droogteresistent. Door de afname van 'droogteperiodes' op microklimaatniveau is deze eigenschap niet meer van doorslaggevend belang en moeten deze karakteristieke soorten in concurrentie met eurytope soorten van drogere zandgronden zien te overleven. Nijssen et al (2001b) stelden vast dat in verruigde duingraslanden lagere dichtheden en minder soorten van karakteristieke, droogteresistente loopkevers voorkomen dan in open duingraslanden. Deze afname van karakteristieke loopkeversoorten was sterker in met Duinriet verruigde vegetaties dan in met Helm verruigde vegetaties, zeer waarschijnlijk gerelateerd aan de dichtere structuur van de Duinriet vegetaties.

Bladsprietkevers (o.a. mestkevers, meikevers) spelen een belangrijke rol in de duinecosystemen (zie § 6.3.7). Tegenwoordig worden met name Julikevers nauwelijks meer aangetroffen in de duinen. De ontwikkelingsduur van deze soorten kan variëren van één tot enkele jaren, en is o.a. afhankelijk van de omgevingstemperatuur. Vervuiling van de grasmat leidt tot een lagere omgevingstemperatuur in de wortelzone van de grassen, waardoor de ontwikkeling wordt vertraagd en uiteindelijk ook de mate van overleving. Ook de meeste mierensoorten zijn sterk afhankelijk van de stralingswarmte van de zon. Als open plekken dichtgroeien verdwijnen de meeste mierensoorten: nestpopulaties verhuizen naar zonnigere plekken of sterven uit (Dean et al. 1997).

Ook adulten van karakteristieke duinfauna hebben zonnewarmte nodig. Voor vlinders zoals de aardbeivlinder en voor de Zandhagedis is een warm microklimaat essentieel ter opwarming teneinde actief te kunnen zijn. Daarnaast is een extreem microklimaat van belang voor vlindersoorten die overwinteren in het rupsstadium in de mos- of kruidlaag (bv. Heivlinder), wat het risico voor aantasting door pathogenen (met name schimmels) vermindert. Waarschijnlijk geldt hetzelfde voor bijen en andere soorten die in een immobiel stadium overwinteren in de bodem of strooisel. Bij sprinkhanen is onlangs vastgesteld dat adulte individuen met een schimmelinfectie vaker en langer in de felle zon zitten dan normaal en daarmee kunnen genezen van hun infectie (Ouedraogo et al 2004).

Bij spinnen vindt een soortverschuiving plaats als gevolg van de afname van open plekken kaal zand. Soorten van de meest open biotopen nemen af (bv. de Grote duinkrabspin en de Zandspringspin), terwijl soorten van beboste biotopen of van dichte kruidvegetaties toenemen (Noordam 1996). Voor de karakteristieke spinnensoorten van open duinen lijkt met name de mogelijkheid tot voortbewegen worden beperkt. Ook de karakteristieke sprinkhaansoorten Knopsprietje en Blauwvleugelsprinkhaan kunnen moeilijk voortbewegen en baltsen in dichte vegetaties (Kleukers et al. 1997). Voor de Bastaardzandloopkever is met name het open zicht van belang bij het jagen.

Ook voor veel karakteristieke broedvogels van het duin lijkt vergrassing de belangrijkste bottleneck te vormen. Vogelsoorten van vegetaties gekarakteriseerd door open zand, mos en korte grassen hebben het zeer moeilijk in de Nederlandse duinen, zoals Nachtzwaluw, Patrijs, Wulp, Steenuil, Veldleeuwerik, Boomleeuwerik, Boompieper en Tapuit. In vergraste vegetaties is onvoldoende voedsel aanwezig of ze kunnen niet goed uit de voeten om het voedsel te bemachtigen (bv. Tapuit). Voor vogelsoorten die niet aan open duinen zijn gebonden, zoals Grasmus, Nachtegaal, Roodborsttapuit, Tjiftjaf en Zwarte kraai, werkt verstruweling juist positief (Verstrael & van Dijk 1997, Oosterbaan & Baeyens 1998).

6.3.3 Afname variatie in vegetatiestructuur

Door vergrassing en verstruweling van de vegetatie verdwijnen open zandige plekken en lage, ijle vegetatietypen, waardoor een vervlakking optreedt van de variatie in vegetatiestructuur. Ook bij grootschalige vermossing neemt de variatie in vegetatiestructuur sterk af. Belangrijkste eigenschap van gevarieerde vegetatiestructuur voor de fauna is de mogelijkheid om alle noodzakelijke activiteiten die verschillende omstandigheden vereisen (o.a. opwarmen, afkoelen, schuilen tegen predatoren, foerageren, baltsen) uit te kunnen voeren binnen één gebied. De grootte van dit gebied en de mate van de benodigde structuurvariatie verschilt per soort en is

bijvoorbeeld afhankelijk van de mate van mobiliteit van de soort. Daarnaast kunnen dieren zich op basis van vegetatiestructuren oriënteren in het landschap, bijvoorbeeld voor het vinden van soortgenoten of voedselbronnen.

De afname in vegetatiestructuur heeft een vervlakking van de variatie in microklimaat tot gevolg, wat problemen oplevert voor de thermoregulatie van koudbloedige faunasoorten. Voor de Zandhagedis is mogelijk de afname voor de gelegenheid tot thermoregulatie een belangrijkere bottle-neck dan de mogelijkheid tot ei-afzet. De vegetatiestructuur en het daaraan gekoppelde microklimaat behoort tot de belangrijkste factoren die de verdeling van sprinkhanen binnen het duingebied bepalen. Over het algemeen verplaatsen de dieren zich van een open vegetatie in de lente naar een dichtere vegetatie in de zomer. Voor de ovipositie is open terrein nodig, maar er moeten dichtbij ook mogelijkheden zijn om in de schaduw te zitten of te schuilen tegen predatoren. In grote stukken die geschikt zijn voor ovipositie, maar geen mogelijkheid bieden tot schaduw, komen geen adulte sprinkhanen voor (Lensink 1963). De voorkeur voor een bepaald vegetatietype is soortsaafhankelijk. Bij het dichtgroeien van vegetaties vinden dan ook soortverschuivingen plaats. Zo werd in verruigde duingraslanden van Ameland alleen de Kustsprinkhaan aangetroffen, terwijl het Knosprietje en Bruine sprinkhaan karakteristieke soorten van de oorspronkelijke open duingraslanden zijn (Nijssen et al. 2001).

Veel thermofiele mierensoorten verkiezen warme zuidranden van begroeiingen voor de bouw van hun nest. Deze ligging biedt naast een warm microklimaat een gunstige uitgangspositie voor het verzamelen van voedsel: de mieren kunnen enerzijds profiteren van de bladluizen die op de planten voorkomen en anderzijds van de prooien die in het open zand zijn te vinden.

Vergrassing leidt tot een dichte, monotone grasmat met weinig structuur waarin de hagedissen niet meer kunnen verplaatsen, voedselzoeken en thermoreguleren (Overleg Duinhagedis 1999). Op Ameland zijn in vermoste vegetaties van duingraslanden vrijwel alleen nachttactieve loopkever- en spinnensoorten gevonden (Vogels 2004). Sprinkhanen werden zelfs nauwelijks aangetroffen in sterk vermoste duingraslanden, wat in verband wordt gebracht met een gebrek aan voedsel, schuilplaats tegen hitte en predatoren en het ontbreken van kale bodem om eitjes in te leggen (Nijssen et al. 2001).

Een soort die gebruik maakt van zoomvegetaties tussen hoog en laag gras is de Duinparelmoervlinder. Deze soort zoekt zijn waardplanten (viooltjes) langs deze gradiënten. Indien de waardplanten in een dichte danwel een zeer open vegetatie staan is de kans klein dat deze door de Duinparelmoervlinder worden gevonden.

6.3.4 Afname plantenkwantiteit en -diversiteit

Door verzuring en vermesting vindt vaak een afname plaats in de soortenrijkdom van de vegetatie. Door verzuring verdwijnen plantensoorten van gebufferde en zwakgebufferde standplaatsen. Bij vergrassing en verstruweling verdwijnen lage grassen, kruiden en korstmossen als gevolg van lichtconcurrentie met de hogere vegetatie. Bij vermossing worden veel één- en tweejarige plantensoorten verdrongen, waarschijnlijk door het gebrek aan geschikte kiemingsplaatsen. Veel plantensoorten die verdwijnen zijn belangrijke voedselplanten voor faunasoorten, zoals Buntgras, Schapezuring, viooltjes en Zandblauwtje.

Voor sommige faunasoorten zijn ook korstmossen een belangrijke voedselbron, bijvoorbeeld voor een aantal soorten mijten en rupsen van enkele beervlinders (Seaward 1977).

Het verdwijnen van kruidenrijke droge duingraslanden gaat gepaard met een vermindering van de beschikbaarheid van nectar en stuifmeel. Dit heeft voor bloembezoekende insecten als vlinders, hommels, bijen, wespen en zweefvliegen belangrijke negatieve effecten op hun voedselaanbod. Deze effecten zijn het grootst wanneer het soorten betreft die gespecialiseerd zijn op één of enkele plantensoorten en bij soorten die gedurende een lange periode afhankelijk zijn van voldoende nectar en pollen, zoals hommels die in de loop van enkele maanden een kolonie moeten opbouwen. Ook de meeste duinvlinders zijn afhankelijk van nectar en pollen van kruiden voor het ontplooiën van activiteiten (energie) en de ontwikkeling van eieren (bouwstoffen), zoals Aardbeivlinder, Bruin blauwtje, Kommavlinder, Zilveren Maan, Duinparelmoervlinder en Grote parelmoervlinder (Bink 1992). Deze soorten zoeken

tegenwoordig vaak hun toevlucht tot storingsvegetaties met Slangekruid of distels, vaak aanwezig langs paden. Hoewel de meeste bijen in de duinen polylectisch (voedselgeneralisten) zijn, kunnen ook deze dieren beperkt worden door de hoeveelheid beschikbaar voedsel. Veel soorten die afhankelijk zijn van bloemrijke schraalgraslanden, worden bedreigd (Westrich 1989). Door een afname van planten als rolklavers, Muizenootje, Grote tijm en Zandblauwtje wordt het moeilijker voedsel te verzamelen voor de productie van nageslacht.

Voor sommige dagvlindersoorten fungeren de bedreigde plantensoorten als voedselplant voor de rupsen (waardplant), en het verdwijnen hiervan vormt voor die vlinders vaak de belangrijkste bottle-neck (Bink 1992). Zo wordt het verdwijnen van Kruisbladgentiaan als belangrijkste oorzaak gezien voor het verdwijnen van het Duingentiaanblauwtje (Veling & Van Swaay 1994). Ook de achteruitgang van de parelmoervlinders heeft waarschijnlijk te maken met hun afhankelijkheid van viooltjes. De Heivlinder gaat achteruit doordat smalbladige grassoorten als Buntgras en Schapegras, die het hele seizoen door de traag groeiende rupsen worden gegeten, worden verdrongen door hogere, breedbladige grassen (Nijssen *et al.* 2000).



Foto 11: Bij verruiging van open duingraslanden verdwijnt het Duinviooltje en daarmee de waardplant van de Kleine Parelmoervlinder. (foto: Marijn Nijssen / Stichting Bargerveen)

6.3.5 Afname en verschuiving in de tijd van voedselkwaliteit van planten

De voedselkwaliteit van planten hangt sterk af van standplaatscondities als de hoeveelheid vocht, nutriënten, mineralen, licht en mate van overstuiving. De voedselkwaliteit van verschillende individuen van één soort kan daarom sterk verschillen, zowel tussen het Renodunaal district en het Waddendistrict als binnen deze regio's en zelfs binnen één duingebied. Jonge plantendelen zijn doorgaans voedzamer dan oude delen en bevatten minder antivraatstoffen. De eetbaarheid van (delen van) planten verandert daarom vaak gedurende het jaar, met name van planten die jaarlijks slechts een korte groeiperiode kennen. Faunasoorten die voor hun voedsel afhankelijk zijn van plantaardig materiaal hebben een levenscyclus die gesynchroniseerd is met de verschuiving in voedselkwaliteit. Deze synchronisatie is strikter wanneer dieren gespecialiseerd zijn op één of enkele plantensoorten. Als gevolg van verzuring en vermeting kunnen er onnatuurlijke verschuivingen optreden in de mate van voedselkwaliteit en de verschuivingen daarvan gedurende het jaar, wat tot problemen kan leiden bij de herbivore fauna. Door een onbalans van

stoffen wordt de plant bovendien kwetsbaarder voor andere stressfactoren, waardoor plantensoorten eerder kunnen verdwijnen.

Bij een toename van de stikstofdepositie zal het eiwitgehalte in de plant in eerste instantie stijgen. Hierdoor treedt versnelde groei op, echter gevolgd door een versnelde daling van de voedingswaarde. Rupsen van vlindersoorten die gedurende korte tijd in het voorjaar foerageren, zullen hierdoor voordeel ondervinden (bv. Kommavlinder). Rupsen die in het late voorjaar of de zomer foerageren (bv. Heivlinder) worden benadeeld. Hoewel er weinig onderzoek naar is verricht, wordt voor karakteristieke vlinders van het duinlandschap een afname van de kwaliteit van de voedselplant door deskundigen als een belangrijke bottle-neck beschouwd (Van Turnhout et al. 2003). Bij de Argusvlinder is aangetoond dat de kwaliteit van de voedselplant invloed heeft op het verloop van de levenscyclus. Daarnaast zijn er aanwijzingen dat de timing van de diapauze in de ontwikkeling en het gewicht van de poppen mede door het stikstofgehalte van de plant geïnduceerd worden (Bink & Siepel 1996). Sommige soorten foerageren selectief op planten met een goede voedselkwaliteit. Zo verkiest het Bruin blauwtje weelderig groeiende, beschutte waardplanten (Zonneroosje), waarvan het organisch stikstofgehalte en de dikte van het mesofyl hoger zijn dan van andere exemplaren van deze plantensoort (Bourn & Thomas 1993). Een verslechtering van de voedselkwaliteit zal dus ongunstig zijn voor het Bruin blauwtje. De kwaliteit van voedselplanten is ook een sturende factor in het ontstaan van plagen. Zo worden uitbarstingen van de Bastaardsatijnvlinder waarschijnlijk voor een belangrijk deel bepaald door de voedselkwaliteit van de waardplant (met name Duindoorn). Bij een uitbarsting is er zoveel vraat dat de waardplanten compleet ontbladerd worden (Smit *et al.* 1981).

6.3.6 Afname verstuiving

Verstuiving speelt van oorsprong een belangrijke landschapsvormende rol in de dynamische duinen. Een afnemende invloed van verstuiving werd in eerste instantie veroorzaakt door actieve vastlegging door de mens (Helm- en dennenaanplant, opbrengen organisch materiaal). Tegenwoordig speelt ook de hogere N-depositie een rol. Een versnelde ontwikkeling van algenmatten op kaal zand, vergrassing, vermossing, strooiselophoping en opslag van struiken en bomen remmen de invloed van water en wind op het zand. Door een afname in dynamiek kan de vegetatiesuccessie nog sneller plaatsvinden en stagneert het ontstaan van open zandige plekken en nieuwe successiestadia.

Het is nog nauwelijks bekend in hoeverre een afname in verstuiving doorwerkt op de fauna. Uiteraard verdwijnen open zandige plekken en pioniervegetaties die voor veel soorten van groot belang zijn (zie 6.3.2 en 6.3.3). Overstuiving leidt tot een andere groeistrategie van planten, doordat planten continu boven het zand uit moeten groeien om te overleven (direct achter de zeereep en stuifkuilen) en doordat verstuiving van vers zand een verrijkende invloed heeft op de buffercapaciteit van de bodem (invloed tientallen tot honderden meters van de zeereep of stuifkuil). Bij sterke overstuiving is een versnelde groei te zien van grassen als Helm en Zandhaver, zowel bovengronds als in de wortelzone. Van de toename van voedsaam wortelmateriaal profiteren wortelvretende insectenlarven, zoals larven van de Kleine Junikever (Van Duinen *et al.*, 2005). Een mogelijke verklaring voor de achteruitgang van deze kevers is dat door gebrek aan verstuiving te weinig vitale, voedselrijke graswortels aanwezig zijn voor een grote populatie. Plantensoorten van gebufferde en zwakgebufferde standplaatsen kunnen profiteren van de toename van de buffercapaciteit van de bodem bij lichte overstuiving met kalkrijk zand. Een voorbeeld daarvan is het Zandblauwtje, een belangrijke nectarplant voor bloembezoekende insecten en de waardplant voor de Duin-bollenzwever. Deze zweefvlieg was vroeger algemeen in het gehele Nederlandse duingebied, maar is hier momenteel vrijwel uitgestorven. In Noord-Denemarken, waar nog veel vitale groeiplaatsen van Zandblauwtje werden gevonden achter kleine stuifkuilen, bleek deze soort nog zeer algemeen (Beusink *et al.* 2003).

De vestiging van algen (blauw- en groenwieren) is een natuurlijk proces bij de vastlegging van stuifzanden. Echter, zowel in kalkrijke als kalkarme duinen is kaal zand N-gelimiteerd, waardoor verrijking met stikstof een versnelde ontwikkeling van de algenmat stimuleert. Mogelijk dat door vermesting deze algenlagen bovendien

dikker zijn geworden. Algen vormen een korst van enkele millimeters in de bovenste zandlaag en stabiliseren zo het open zand (verkitting). Uit labexperimenten blijkt dat zonder algenkorst 75x meer zand wordt verwaaid dan met een dunne algenkorst, en 300x meer dan met een dikke algenkorst (Van den Ancker & de Winder 1985). Algen groei resulteert in stabilisatie, een hoger vochtbergend vermogen en een toename van het gehalte aan organische stof en nutriënten. Hierdoor kunnen hogere planten, mossen en korstmossen zich vervolgens sneller vestigen. Dit heeft een verdere afname van verstuiving en van open zandige plekken tot gevolg. Mogelijk verhindert een dikke algenlaag dat sommige ongewervelden in het zand kunnen graven (voor bijvoorbeeld nestbouw of schuilen) of verandert het microklimaat op en in de bodem zodanig (koeler en vochtiger) dat dit problemen oplevert voor de ontwikkeling van eieren en larven.

6.3.7 Afname prooiaanbod voor predatoren

Zoals uit bovenstaande paragrafen blijkt hebben vermesting en verzuring een sterk effect op het voorkomen van de fauna. Met name grote insectensoorten met een lange ontwikkelingstijd hebben waarschijnlijk te leiden onder de verruiging van het duin (Siepel 1990). Vermoed wordt dat een afname van grote insectensoorten een belangrijk knelpunt vormt voor het overleven van grotere insecteneters, zoals vleermuizen, egels, spitsmuizen, Grauwe klauwier, Grauwe Kiekendief, Nachtzwaluw en (kuikens van) Patrijs. Deze afname van het voedselaanbod wordt waarschijnlijk zowel veroorzaakt door een verschuiving van grote naar kleine insectensoorten, het niet meer massaal verschijnen van sommige voorheen algemene soorten (in de landbouw vaak plaaginsecten) en de afgenomen beschikbaarheid van de nog aanwezige prooidieren door het beperkte zicht en toegankelijkheid van de dichte vegetatie.

Bij een vergelijking van het laatste broedpaar Grauwe klauwieren in de Nederlandse kustduinen (Ameland, 1997 en 1998) met groeiende en stabiele populaties van dezelfde soort in Noord-Denemarken, Duitsland en het Bargerveen, bleek de gemiddelde prooigrootte in het dieet van zowel adulten als nestjongen op Ameland kleiner te zijn. Ook in 1987 en 1988, toen de populatie op Ameland nog zo'n 15 paar omvatte, maar al wel achteruit ging bleek de gemiddelde prooigrootte reeds kleiner dan in stabiele en groeiende populaties. Ook het prooiaanbod in het veld, uitgedrukt in aantal soorten, aantal individuen en totale biomassa bleek op Ameland kleiner dan in het Bargerveen (Nijssen *et al.* 2001a, Beusink *et al.* 2003, Van Duinen *et al.* 2004). In het dieet van het laatste paar Nederlandse 'duinklauwieren' ontbraken met name bladsprietkevers, een soortgroep die in vrijwel alle andere onderzoeken een belangrijk deel van het dieet uitmaakt. Bladsprietkevers (*Scarabaeidae*) vormden ook vroeger een belangrijke voedselbron voor insectivore toppredatoren, vanwege hun massale voorkomen (pieken in sommige perioden van het jaar) en hun relatief hoge individuele biomassa. Voor de Kleine junikever kon worden aangetoond dat het ontbreken van sterk overstuivende Helmvegetaties een grote bottleneck vormt (zie § 6.3.6), met name door het ontbreken van voedingsrijk wortelmateriaal (van Duinen *et al.* 2005). Naast bladsprietkevers zijn ook andere soorten die stapelvoedsel vormden, zoals de Zandhagedis en Wrattenbijter, sterk afgenomen als gevolg van vermesting. Voor de Zandhagedis zelf speelt wellicht ook een lage beschikbaarheid van prooidieren in dichte vegetaties een belangrijkere rol, naast de geringe mogelijkheid tot thermoregulatie en ei-afzet.

Bij verstruweling gaan zowel aanbod als bereikbaarheid van muizen voor dagjagers achteruit, wat een bottle-neck kan zijn voor soorten als Blauwe en Grauwe kiekendief en Velduil. Gedurende vegetatiesuccessie komen verschillende muizensoorten in verschillende dichtheden voor. In geheel open vegetaties zijn niet of nauwelijks muizen aanwezig, in vergraste vegetaties bereiken Veldmuizen de hoogste dichtheden en in struikvegetaties zijn de dichtheden van Bosmuizen hoog. Bosmuizen zijn echter nachtactief in tegenstelling tot Veldmuizen, en zijn dus niet beschikbaar voor soorten die overdag jagen.



Foto 12: Voor sommige predatoren, zoals de Tapuit en de Rugstreeppad, kan een dichte vegetatiestructuur de bewegingsvrijheid tijdens het foerageren beperken, waardoor de bereikbaarheid van prooidieren sterk afneemt. (foto: Marijn Nijssen / Stichting Bargerveen)

6.4 Effecten van herstelmaatregelen op de fauna

In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van de directe en indirecte effecten van herstelmaatregelen op de duinfauna. Effectgerichte maatregelen kunnen ingrijpen op verschillende plaatsen in de reactieketen: er zijn directe effecten op de fauna, maar ook indirecte effecten die een gevolg zijn van effecten op sturende processen, de resulterende abiotiek en/of vegetatie. Maatregelen worden uitgevoerd om de effecten van verzuring en vermessing (en verdroging) op te heffen of om de natuurlijke vegetatiesuccessie tegen te gaan. Daarnaast kunnen eventuele nieuwe bottlenecks die voor dieren ontstaan door de manier waarop maatregelen worden uitgevoerd besproken.

6.4.1 Maaïen

Bij maaïen gaat het om het afzetten, verwijderen en afvoeren van het bovengrondse deel van de vegetatie. Maaïen en afvoeren remt de vegetatiesuccessie en vertraagt de vorming van een strooisellaag. Door maaïen ontstaan vlakken met een homogene vegetatiestructuur, maar geen plekken met kale zandige bodem. Als neveneffect kan het microreliëf van de bodem genivelleerd worden door de wieldruk bij het gebruik van zware machines.

Het directe effect van maaïen en afvoeren is dat het grootste deel van het dierenleven in de vegetatie wordt verwijderd. Maaïen is - anders dan begrazing - een maatregel die plotseling ingrijpt in vegetatie- en landschapsstructuur en het aanbod van (belangrijke delen van) voedselplanten voor faunasoorten. Het is voor de fauna daarom van belang om het tijdstip van uitvoering juist te kiezen. Bij grootschalig maaibeheer ontstaat er een zeer homogene vegetatiestructuur, wat over het algemeen ongunstig is voor veel faunasoorten van open droge duinen (zie § 6.3.3). In de Zuid- en Noord-Hollandse duinen bleven positieve effecten voor dagvlinders uit nadat graslanden in juli integraal gemaaid werden (Wallis de Vries 2001). In deze periode worden waard- of nectarplanten verwijderd, of de eieren of larven van de

vlinders. In integraal gemaaide duingraslanden bleken zeldzame, hygrofiele spinnensoorten plaats gemaakt te hebben voor eurytope soorten (Anonymous 1997). Mierensoorten die een nestkoepel bouwen ondervinden nadeel doordat de nestkoepel wordt geëgaliseerd.

Pleksgewijs maaien kan de structuurdiversiteit van grasland verhogen, waardoor de habitatkwaliteit voor kenmerkende duingraslandsoorten zal toenemen. Daarbij bieden deze gevarieerde plekken zowel biotopen om te foerageren als mogelijkheden tot dekking tegen predatie (bv. muizen) en verhoogt het de herkoloniseatiekansen voor minder mobiele soorten (slakken; Anonymous 2000b). Ook Wallis de Vries & Knotters (2000) vonden dat gefaseerd maaien van schraalgraslanden een goede optie is om bepaalde nadelen van integraal maaien te omzeilen. Voorlopige experimenten lijken uit te wijzen dat veel groepen hier positief op reageren (o.a. mieren, kortschildkevers, snuitkevers en hooiwagens). Gefaseerd maaibeheer is vooral zinvol als de totale oppervlakte te beheren terrein groot genoeg is. Met name voor diersoorten die zijn gespecialiseerd op één of enkele plantensoorten is het van belang dat het overblijvende bloemaanbod een levensvatbare populatie van voedsel kan voorzien (Peeters *et al.* 2001).

6.4.2 Plaggen en frezen

Doel van plaggen is het volledig terugzetten van de vegetatiesuccessie en het afvoeren van nutriënten. Het is de meest rigoureuze vorm van verwijderen van de vegetatie en de humeuze toplaag. Vrijwel alle voedingsstoffen die zich in de loop der jaren in een systeem hebben verzameld worden afgevoerd. Bij plaggen wordt het gehele organische deel van het bodemprofiel tot op de minerale bodem verwijderd. Er ontstaan homogene vlakken, tenzij er rommelig wordt gewerkt of bewust reliëf wordt gecreëerd. Ook plaggen heeft als nadeel dat het microreliëf van de bodem genivelleerd kan worden door de wioldruk bij het gebruik van zware machines. Het directe effect van plaggen op de fauna is de afvoer van vrijwel al het dierenleven (uitgezonderd soorten die op dat tijdstip zeer mobiel zijn) in vegetatie, strooisel, humus en bovenste bodemlaag. Desondanks kan de maatregel in een aantal situaties gunstig uitpakken voor fauna, afhankelijk van de uitgangssituatie en de schaal waarmee het wordt uitgevoerd. Veel typische duinsoorten zijn gebonden aan open stukjes zand, met name thermofiele soorten als de Blauwvleugelsprinkhaan en de loopkevers *Cicindela hybrida* en *Harpalus smaragdinus*. Deze soorten blijken te profiteren van open plekjes die ontstaan na kleinschalig plaggen (Kerkhof 1999, Anonymous 2000b). Het plaggen van duinheiden in het kalkarme district resulteerde in herstel van Dopheide en Struikheide, waardoor het bloemaanbod toenam. Door de zeer geringe pH en buffercapaciteit van de bodem was van herstel van een soortenrijke heidevegetatie echter geen sprake. Het hoge, maar soortenarme bloemaanbod trekt hoge aantallen hommels aan, maar slechts van twee soorten. Ook bij de spinnenfauna gaat de ontwikkeling langzaam. Tot 9 jaar na plaggen van vochtige duinheiden is de gemeenschap nog duidelijk in een pioniersstadium, gekenmerkt door een hoge activiteit van dwergspinnen. De diversiteit van de fauna zal waarschijnlijk toenemen wanneer de vegetatie zich weer verder heeft kunnen ontwikkelen (Nijssen *et al.* 2000).

Grootschalig plaggen is over het algemeen nadelig, tenzij dit wordt gedaan in een gebied met lage natuurwaarden teneinde verstuing op gang te brengen. Grootschalig machinaal plaggen resulteert in het vernietigen van het microreliëf in de bodem en in homogene vegetaties van één leeftijd. Regelmatig kleinschalig plaggen, waarbij men zorgt dat het microreliëf van de bodem behouden blijft, kan aan de meeste bezwaren van grootschalig plaggen tegemoet komen. De plekjes open zand die ontstaan, in een kleinschalig mozaïek van verschillende successiestadia, bieden veel karakteristieke soorten van het open duin de mogelijkheid om bijvoorbeeld hun eieren af te zetten of naar voedsel te zoeken.

Met het 'frezen' van de bodem wordt de toplaag alleen omgewoeld, en niet afgevoerd zoals bij plaggen. Het is geen geschikte maatregel om te verschrallen, maar met name in het kalkrijke duin kan het resulteren in bloemrijke storingsvegetaties, wat van groot belang is voor bloembezoekende insecten, zoals parelmoervlinders. Het frezen van 0,75-1 meter brede stroken langs paden of van voormalige bouwlanden

heeft in het Noordhollands Duinreservaat geresulteerd in o.a. vegetaties van de Slangenkruid-associatie, met veel kaal zand, distels, Kromhals en Slangenkruid.

6.4.3 Begrazing

Het doel van begrazen is het terugdringen van ruige gras- en struweelvegetaties, het instandhouden of herstellen van open duinvegetaties, het tegengaan van bosopslag en het laten ontstaan van structuur in de vegetatie. Begrazing kan in extensieve vorm verhoging van de variatie in vegetatiestructuur bewerkstelligen, bij hoge dichtheden van grazers leidt begrazing al snel tot een uniforme vegetatie. Daarbij moet een lagere begrazingintensiteit worden aangehouden in laag-productieve terreinen dan in delen die een hogere productie hebben. Verschillende soorten grazers hebben verschillende graasstrategieën en verschillen in voedselvoorkeur. Het type grazer – of de combinatie van verschillende grazers – bepaalt daarmee sterk de effecten op de vegetatie. Bij het opzetten van een begrazingsproject moet daarom rekening worden gehouden met de Ausgangssituatie van het terrein (productie van het terrein en variatie daarin) en het uiteindelijke beheersdoel.

De werking van begrazing op de fauna is complex en mede daardoor zijn er nog steeds grote kennislacunes over de effecten van begrazing op fauna. De effecten hangen sterk af van de periode en de intensiteit van begrazing. Tussen facilitatie aan de ene kant en competitie of repressie aan de andere kant kan een 'trade-off' relatie bestaan, bijvoorbeeld het door vee creëren van open plekken geschikt voor eileg enerzijds en het vertrappen van de eieren van insecten, hagedissen en vogels anderzijds (de Molenaar 1995). Van Wingerden *et al.* (1997) geven een overzicht van studies naar de invloed van begrazing op fauna. Helaas ontbreken situaties vrijwel geheel waarin met zeer extensieve begrazing, winterbegrazing en begrazing van grote oppervlakten is gewerkt. Ook zijn de effecten van begrazing op de lange termijn nauwelijks onderzocht. De meeste begrazing is gericht op herstelbeheer, het tegengaan van vergrassing. Hiervoor is een dermate hoge veedichtheid nodig dat de effecten op fauna vaak negatief zijn. Ook over de effecten van duinbegrazing op dieren waren geen betrouwbare onderzoeksresultaten beschikbaar.

Intensieve begrazing is ongunstig voor de meeste karakteristieke duinfauna. Kleine bodembewoners, zoals graafwespen, zandbijen en mierenleeuwen ondervinden directe schade door vertrapping (Boer 1999, Struijk 1996). Voor vlinders leidt vertrapping van vegetatie tot sterfte van eieren, rupsen en poppen, en daarnaast het verdwijnen van vitale waard- en nectarplanten. Overbegrazing kan voorts leiden tot de verdwijning van belangrijke vegetatiestructuren (Wallis de Vries 1997). Over het algemeen lijkt extensieve begrazing in de (kalkrijke) duinen gunstige effecten te hebben voor dagvlinders (Wallis de Vries 1997, Anonymous 2000b, Van der Hagen 1996), met name voor een aantal soorten van het open duin: Kleine vuurvinder, Kleine parelmoervlinder, Duinparelmoervlinder, Bruin blauwtje, Kommavlinder en Heivlinder. Bij spinnen verdwijnen als gevolg van begrazing met name de soorten die een web maken of jagen vanuit de vegetatie. In Vlaamse duingraslanden constateerden Bonte *et al.* (2000) dat de hoogste soortendiversiteit aan spinnen voorkomt in de overgang van begraasde naar niet-begraasde delen.

Begrazing lijkt nadelig te werken voor veel broedvogels, met name voor de grondbroeders. Het risico op vertrapping van de legsels is groot. Wulpenkuikens worden minder beschermd tegen predatoren (in korte vegetaties verdwijnt dekking), en het voedselaanbod (spinnetjes en andere bodemdieren) is verlaagd als gevolg van begrazing. Aantalsontwikkelingen van enkele karakteristieke broedvogels van open duin op enkele Waddeneilanden wijzen uit dat de soorten in ieder geval niet toenemen als gevolg van begrazing. De meest gedegen evaluatie van de effecten van begrazing op gewervelde duinfauna is uitgevoerd door Van der Niet (2001), en heeft betrekking op de broedvogels van Meijndel. Het vooraf gestelde doel van de jaarrond begrazing met Noorse Fjordenpaarden en Galloways (graasdruk 8 GVE/100 ha) was een toename van het aantal vogelsoorten. Deze doelstelling blijkt na tien jaar begrazen niet te zijn gehaald: het aantal vogelsoorten nam in het begraasde gebied juist af, zij het niet significant. Trends van soorten die in lage aantallen voorkomen bleken moeilijk te analyseren, maar vermoed wordt dat Boomleeuwerik, Boompieper en uilen achteruitgegaan zijn als gevolg van de ingestelde begrazing. Het verdwijnen van hogere vegetaties is ook nadelig voor de stand van prooidieren zoals muizen.

Volgens Van der Vliet (1994) is het effect van begrazing vooral goed te meten aan het aantal Bosmuizen en Rosse woelmuizen: deze zijn verdwenen in kort gegraasde vegetaties, licht afgenomen in extensief begraasde delen en niet afgenomen in niet begraasde delen.

Een belangrijk effect van begrazing is dat het Konijn gefaciliteerd kan worden. Uit onderzoek blijkt dat wanneer konijnenpopulaties instorten als gevolg van myxomatose of VHS de terreinen dichtgroeien en daarmee ongeschikt worden voor konijnen. Verwacht mag worden dat Konijnen profiteren van het feit dat grasvegetaties onder begrazingsbeheer korter worden, en dat grasvegetaties van samenstelling veranderen. De waarnemingen zijn over dit effect echter niet eenduidig. Zo lijkt begrazing in de kalkrijke delen van het Noord-Hollands Duinreservaat inderdaad faciliterend te zijn voor het Konijn, terwijl facilitatie in de kalkarme delen uitblijft. Mogelijk komt dit doordat het soort vergrasser per gebied verschilt. Konijnen eten wel Duinriet (vergrasser van kalkrijke duinen), maar (bijna) geen Helm (vergrasser kalkarme duinen). Ook de overheersende effecten van VHS of predatie door Vos en Havik kunnen ervoor zorgen dat facilitatie niet werkt, omdat de Konijndichtheden te laag zijn voor herkolonisatie van verlaten gebieden.

6.4.4 Stimuleren verstuiven

Het doel van verstuiwingsmaatregelen is om wind weer grip te laten krijgen op kaal zand, zodat er duurzaam verstuiwing op kan treden. Hiertoe wordt de vegetatie, de organische bovenlaag van de bodem en een klein deel van het moedermateriaal daaronder verwijderd, zodanig dat wortels van vergrassers niet opnieuw kunnen uitlopen. Daarnaast kan bos- of struweelopslag worden verwijderd om de strijklengte van de wind te vergroten. Voor duurzame herverstuiving is het vaak nodig om een relatief groot terrein in één keer aan te pakken, teneinde genoeg verstuifbaar zand beschikbaar te maken. Bij verstuiwingsprojecten wordt al het dierenleven dan ook over een groot oppervlak verwijderd.

Hoewel lokaal populaties kunnen uitsterven als gevolg van het grootschalig vrijmaken van de bodem, zullen verstuivingen op de langere termijn bijdragen aan het in stand houden van pioniervegetaties die van belang zijn als habitat voor thermofiele faunasoorten. Dit is zeker het geval wanneer de maatregelen worden uitgevoerd in sterk vervuilde terreinen die op grote schaal ongeschikt zijn als habitat voor de fauna van open droge duinen. Daarnaast kan overstuiwing van planten zorgen voor een verhoging van eiwitrijk plantenmateriaal voor herbivoren. Voor veel karakteristieke duinsoorten van het droge duin is verstuiwing daarom waarschijnlijk gunstig, maar onderzoek ontbreekt vrijwel volledig. Wel moet worden bekeken of er nog geschikte leefgebieden met relictpopulaties van karakteristieke duinfauna aanwezig zijn en hoe deze kunnen worden ontzien bij het uitvoeren van de maatregel, zowel ten aanzien van het in verstuiwing gebrachte deel als delen die overstoven worden. Het is nog onbekend hoeveel verstuiwing (totaal oppervlak en/of aantal stuivende plekken) op gang gebracht moet worden om levensvatbare populaties van faunasoorten die aan deze habitats zijn gebonden te faciliteren.

6.4.5 Dunnen en opslag verwijderen

Het dunnen en verwijderen van bossen, boomopslag en struweel als beheersmaatregel is niet in het vegetatie- en abiotiekonderzoek opgenomen, maar wordt hier toch kort beschreven. Dunnen of het verwijderen van opslag wordt uitgevoerd om de successie van duin naar struweel en bos tegen te gaan of terug te zetten. Het verwijderen van opslag in duinterreinen heeft positieve effecten op soorten van warme droge biotopen (bv. Veldkrekelt) en soorten die afhankelijk zijn van een grote openheid van het terrein (bv. Wulp). Het verwijderen van opslag brengt echter ook risico's met zich mee. Er moet rekening mee worden gehouden dat veel dieren (strooisel van) struiken of bomen benutten ter oriëntatie, beschutting (vlinders, libellen), broedgelegenheid, zang- of uitkijkpost (vogels) en overwintering (bijv. kevers). Voor veel ongewervelden varieert de voorkeur voor vegetatietype gedurende de levenscyclus (bv. sprinkhanen, spinnen). Zo verblijven juvenielen van karakteristieke duinspinnen in het strooisel van Kruipwilg totdat ze volwassen zijn. Eenmaal volwassen, migreren de adulten van de grotere soorten naar het Buntgrasduin. De aanwezigheid van struweel, in dit geval Kruipwilg, is dus essentieel

voor 'stenotopie' spinnensoorten van open duingraslanden (Bonte *et al.* 2000). Bij het dunnen en verwijderen van opslag zal het hier en daar ontzien van struweel of enkele boomgroepjes waarschijnlijk tot een rijkere fauna leiden, waaronder typische soorten van duingraslanden.



Foto 13: Het dunnen of verwijderen van bos en struweel creëert nieuwe mogelijkheden voor de vegetatie en fauna van open duinen. In de Amsterdamse Waterleidingduinen wordt geëxperimenteerd met aanvullende beheersmaatregelen, zoals het wegharken van de strooisellaag en het volledig verwijderen van de organische bodem. (foto Mark van Til / WLB Amsterdam).

6.4.6 Branden

Branden wordt uitgevoerd om de vegetatiesuccessie terug te zetten en een deel van de nutriënten (met name N) uit het systeem te verwijderen. Hoewel in het verleden (met name in het buitenland) veel onderzoek is uitgevoerd naar de effecten van brand op de vegetatie, abiotiek en (in mindere mate) fauna van heide en bossen (o.a. Boerwinkel *et al.* 2004, Swengel *et al.*, 2001) is er nauwelijks wat bekend over de effecten van brand in duingebieden, zeker niet wanneer deze zwaar zijn verruigd. Aangezien de effecten van brand afhankelijk zijn van een groot aantal randvoorwaarden, is het zeer lastig om de huidige kennis te vertalen naar de mogelijkheden voor herstelmaatregelen of regulier beheer in duinen. Uit het weinig onderzoek dat is uitgevoerd blijkt wel dat intensief gebrand moet worden (dit kan vrijwel alleen gedurende de zomer) en dat vervolgbeheer noodzakelijk is om de sterke hergroei van grassen in de eerste jaren na brand te onderdrukken (Nijssen *et al.* 2004). Voor de fauna zijn de directe effecten van brand negatief (sterven van individuen, ongeschikt raken van habitat na brand). Lange termijn effecten zijn zowel voor vegetatie als voor fauna nog niet of nauwelijks bekend. Vanwege de directe negatieve effecten moet vóórdat brandbeheer wordt toegepast een uitgebreide inventarisatie plaatsvinden van kwetsbare vegetaties of populaties van karakteristieke diersoorten.

6.5 Discussie

Verzuring en vermesting kunnen in de open droge duinen leiden tot een groot scala van knelpunten voor karakteristieke diersoorten. De in paragraaf 6.3 beschreven processen vormen een moeilijk te ontrafelen kluwen van oorzaak-gevolg relaties, die

op elkaar ingrijpen en elkaar versterken. Het blijkt dan ook erg moeilijk om aan te geven welke processen in welke fase van de levenscyclus de grootste effecten op dieren hebben. Het probleem bij het aanduiden van bottlenecks is voorts dat er nog weinig (wetenschappelijk) is vastgelegd. Desondanks kan worden gesteld dat in droge duinen de afname van de oppervlakte kaal zand en de nivellering van de vegetatiestructuur en de daaraan gekoppelde afvlakking van extremen in het microklimaat waarschijnlijk de belangrijkste knelpunten zijn voor de karakteristieke faunasoorten van open droge duinen. Daarnaast zijn het verdwijnen van karakteristieke plantensoorten van schrale zwakgebufferde bodems en veranderingen in de voedselkwaliteit van planten belangrijke problemen.

Ook onderzoek naar de effecten van beheersmaatregelen op fauna is schaars en begint pas de laatste jaren op gang te komen. Veel publicaties zijn gebaseerd op 'professional judgement' en veldervaringen en in mindere mate op correlatief veldonderzoek. Goed opgezette (veld)experimenten volgens BACI-normen (Before/After/Control/Impact, dus het vastleggen van de uitgangssituatie, monitoren effecten en monitoren controle) ontbreken nagenoeg geheel. Bijkomend probleem is dat uitvoeringsaspecten van beheersmaatregelen (bv. intensiteit en periode van begrazing, omvang van plagstroken, frequentie van maaien) slechts zelden gekwantificeerd worden en dat vaak niet wordt ingegaan op de relatie met terreintype, productieniveau en beheersgeschiedenis. Conclusies hebben dan ook meestal geen algemene geldigheid. Vaak zijn - zowel in het heden als in het verleden - verschillende ingrepen tegelijkertijd uitgevoerd, waardoor het moeilijk is de afzonderlijke effecten te beoordelen (bv. begrazing en vernatting). Een degelijke beheersevaluatie voor de fauna is vaak lastig doordat dieren gebruik maken van meerdere onderdelen van het landschap, terwijl beheer zich over het algemeen op afzonderlijke terreinonderdelen richt. Tot slot is evaluatie van effecten van beheersmaatregelen op karakteristieke duinsoorten moeilijk, omdat deze soorten vaak zeldzaam zijn (geworden), en verbanden tussen populatietrends en beheer dus zelden statistisch hard zijn te maken. Niettemin zijn er een aantal potentiële beheers- en herstelmaatregelen die zeker onderzocht moeten worden: zeer extensieve (winter)begrazing (van grote oppervlakten), kortstondige intensieve begrazing (drukbegrazing), kleinschalig plaggen, grootschalig verstuiven en intensief branden in combinatie met vervolgbeheer.

De meningen van fauna-deskundigen over de effecten van herstelmaatregelen in het duinlandschap zijn over het algemeen positiever dan ten aanzien van het heidelandschap (Stuijfsand *et al.* 2004). Hoewel de duinen vanwege hun hogere productieniveau in vergelijking met de heide een intensiever beheer moeten kunnen 'verdragen', blijkt dat het beheer vaak juist extensiever en kleinschaliger wordt uitgevoerd. Dit hangt deels samen met het feit dat de effecten van atmosferische depositie (verzuring en vermessing) in de duinen (zeker de kalkrijke) over het algemeen minder ernstig zijn dan op de heide, zodat rigoureus ingrijpen ook vanuit vegetatie-oogpunt minder noodzakelijk is. Bovendien zorgen de terreinomstandigheden in de duinen (veel reliëf) dat sommige maatregelen niet of nauwelijks grootschalig uitgevoerd kunnen worden (bv. maaien, plaggen). Daarnaast speelt versnippering in de duinen een minder belangrijke rol dan op de heide, waardoor herkolonisatie van dieren wellicht makkelijker plaatsvindt. Ook het feit dat een aantal karakteristieke duinsoorten meer zijn aangepast aan hoogdynamische omstandigheden maakt dat ze minder gevoelig zijn voor verstoring als gevolg van herstelmaatregelen dan veel karakteristieke heidesoorten. Op de achtergrond zou mee kunnen spelen dat het duinlandschap de afgelopen eeuwen door menselijk ingrijpen al zo sterk is veranderd, dat veel karakteristieke dieren van ongestoorde duinsystemen al lang geleden zijn verdwenen. Veel positieve ontwikkelingen van de laatste tijd worden daardoor afgezet tegen een 'referentie'situatie die al (sterk) aangetast was en een duidelijk referentiebeeld van een intacte situatie is niet voorhanden.

Maatregelen als plaggen, in verstuiving brengen en branden elimineert op de plek van toepassing het merendeel van de aanwezige fauna en creëert daarmee mogelijkheden voor pioniersoorten. Elke maatregel heeft een eigen herstelsucces na toepassing en het hangt af van de kwaliteit van de nieuwe biotoop, het oppervlak dat ze beslaat en de configuratie in het landschap, of de fauna uiteindelijk positief

reageert op de maatregel. Door hun relatief korte generatietijd (vaak één jaar of minder) reageren veel faunasoorten snel op negatieve effecten bij de uitvoering van de maatregel. Een positieve respons daarentegen is meestal pas na jaren te verwachten, mede afhankelijk van de dispersie-capaciteit van soorten en de aanwezigheid van relictpopulaties die als bron moeten fungeren. Hier ligt ook de directe relatie met de schaal van de ingreep: de toepassing van de maatregel in tijd en ruimte behoeft een nauwkeurige afstemming op eigenschappen van het terrein. Cruciaal is het onderkennen van de terreindelen waar de maatregel in geen geval uitgevoerd kan worden, wil men geen risico's nemen ten aanzien van het verlies van relict-populaties van kwetsbare en karakteristieke faunasoorten. In het algemeen zijn maatregelen die leiden tot een eenvormige vegetatiestructuur ongunstig. Aangezien veel dieren afhankelijk zijn van kleinschalige variaties in vegetatiestructuur, wordt van kleinschalig en gefaseerd beheer verwacht dat deze positief zijn voor veel faunasoorten. Echter, in grootschalig verruigde duinterreinen is een meer grootschalig en intensief beheer wellicht noodzakelijk. Dit kan vaak ook, aangezien er op deze locaties nauwelijks meer karakteristieke faunasoorten voor zullen komen. Op lange termijn valt voor het gehele duingebied het meest te verwachten van het herstel van geomorfologische (verstuiving) en hydrologische (vernatting) processen. Voor een duurzaam effect is een grootschalige aanpak van verstuiving vereist. Vernatting moet zeer geleidelijk worden gerealiseerd. Begeleidend onderzoek ten aanzien van deze ingrepen is dringend gewenst.

7 Samenvatting en aanbevelingen voor het beheer

7.1 Inleiding

Deze rapportage omvat de tweede fase van het project 'Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in open droge duinen' en is het vervolg op van der Meulen et al. (1996). Dit project heeft zich vooral op de gevolgen voor bodem en vegetatie gericht. Echter, omdat tijdens de afronding hiervan de 'OBN inhaalslag fauna' voor de duinen begon (Van Turnhout et al. 2003), bevat dit rapport tevens een hoofdstuk over de belangrijkste bedreigingen in het (droge) duinlandschap voor karakteristieke diersoorten. Daarnaast is bij de aanbevelingen t.a.v. het beheer nadrukkelijk rekening gehouden met de fauna. De conclusies en aanbevelingen zijn tijdens een recente workshop aan de beheerders voorgelegd en waar wenselijk aangepast.

Het bodem- en vegetatieonderzoek heeft zich in de eerste fase meer toegespitst op 'of het werkt', in de tweede fase lag het accent vooral op 'hoe het werkt'. Dit laatste is belangrijk om de kansrijkdom van de maatregel en de mate waarin een eenmalige ingreep voldoende is dan wel herhalingen nodig zijn, beter in te kunnen schatten. In dit verband is het ook van belang het langere termijn-effect van maatregelen te kennen, waarvoor in de eerste fase de tijd te kort bleek. Daarnaast werd duidelijk dat de droge open duinen niet een en hetzelfde type ecosysteem vormen, maar bestaan uit een aantal fundamenteel verschillende gebieden. Hierbij is met name de splitsing in het van oorsprong kalk- en ijzerarme Wadden en het van oorsprong kalk- en ijzerrijke Renodunaal district van belang. In het laatste gebied speelt ook de zonering van kalkhoudende naar ondiep- en diep-ontkalkte bodems een rol.

7.2 Bedreigingen duingrasland

De grootste (korte-termijn) bedreiging van het droge duinecosysteem in het Nederlandse kustgebied wordt gevormd door vergrassing van de soortenrijke duingraslanden: de sterke toename in dominantie van enkele hoogopgaande gras- of zeggesoorten. Dit leidt tot een lagere lichtbeschikbaarheid voor en de achteruitgang van kleine planten (kruiden, mossen en korstmossen), maar ook tot het verdwijnen van voedselplanten en open standplaatsen die van belang zijn voor veel diersoorten (vlinders, insectenlarven, zandhagedis), die op hun beurt weer het voedsel vormen voor grotere diersoorten. Zo leidt vergrassing in de duinen tot een forse achteruitgang in biodiversiteit van zowel planten als dieren. Ook 'vermossing' door de neofiet grijs kronkelsteeltje of 'tankmos' (*Campylopus introflexus*) wordt als een probleem gezien en is deels behandeld in Van der Meulen et al. (1996), maar hier is verder geen onderzoek naar uitgevoerd. Vergrassing (en vermossing) werd verondersteld te zijn veroorzaakt door de verhoogde atmosferische depositie die sinds een aantal decennia ook in de kustduinen optreedt. Zowel de verhoogde input van verzurende als van vermestende stoffen (stikstof) spelen hierbij een rol, maar uit de eerste projectfase werd niet duidelijk in hoeverre dit het geval was, of in welke mate fundamentele verschillen tussen duindistricten en -zones van belang waren. Wel was echter duidelijk dat de vergrasser, als deze zich eenmaal heeft gevestigd, zelf een

actieve rol speelt in het vergrassingsproces door de verbetering van de beschikbaarheid van licht en nutriënten voor zichzelf, en de verslechtering van deze condities voor de kleine soorten.

7.3 Aanpak en vraagstelling onderzoek

Het onderzoek in dit rapport is, na de inleiding (hoofdstuk 1), verdeeld in vier onderdelen: functionele verschillen tussen duingebieden wat betreft de beschikbaarheid van nutriënten in duingraslanden en de mogelijke rol van atmosferische depositie (hoofdstuk 2), langere termijn-effecten van de kleinschalige maatregelen maaien en plaggen (hoofdstuk 3), de effectiviteit en onderliggende mechanismen van begrazing als maatregel tegen vergrassing (hoofdstuk 4) en de activiteit en effectiviteit van verstuiwing als maatregel voor de handhaving en het herstel van duingraslanden (hoofdstuk 5). Daarnaast is, zoals aangegeven, een hoofdstuk over de bedreigingen en mogelijke bottlenecks voor diersoorten opgenomen (hoofdstuk 6).

In hoofdstuk 2 wordt nader onderzocht hoe de regulatie van de beschikbaarheid van N en P verloopt in de verschillende duindistricten en -zones, en daarmee onder andere ook de gevoeligheid voor de atmosferische depositie van de verschillende duinecosystemen. De vraag die hierbij centraal staat is welke sturende processen en limiterende factoren een rol spelen bij vergrassing in de verschillende gebieden. De andere onderzoeksdelen betreffen de effectiviteit van de maatregelen met betrekking tot het tegengaan van vergrassing en het vergroten van de diversiteit in de vegetatie van duingraslanden. De kleinschalige maatregelen maaien en plaggen die in hoofdstuk 3 behandeld worden vormen een voortzetting van het in 1991 gestarte onderzoek. Deze maatregelen worden op hun effectiviteit in vier verschillende locaties in het Renodunaal district beoordeeld. Het onderzoek in de locatie in het Waddendistrict moest voortijdig in 1993 worden opgegeven als gevolg van brand in het gebied. De vraag die in het onderzoek centraal staat is: leidt maaien en/of plaggen tot herstel van vergrast duingrasland? Gebeurt dit door een vergroting van de lichtbeschikbaarheid of ook via verarming aan nutriënten, waardoor de kwetsbaarheid wordt verlaagd? Zijn er verschillen tussen de duinzones in het Renodunaal district, waardoor de effectiviteit van maaien en/of plaggen wordt beïnvloed?

De grootschalige maatregel begrazen met vee (hoofdstuk 4) is deels een voortzetting van in 1991 gestarte projecten. Deels zijn er nieuwe locaties, waar al langer begraaasd werd, in het onderzoek betrokken. De vraag in dit onderzoek is of herstel van duingrasland door begrazing plaats vindt via een vergroting van de lichtbeschikbaarheid alleen of ook via verarming aan nutriënten, waardoor de kwetsbaarheid wordt verlaagd. Daarnaast wordt onderzocht of er verschillen zijn tussen de verschillende duindistricten en -zones, waardoor de effectiviteit van begrazing wordt beïnvloed.

In hoofdstuk 5 wordt de effectiviteit van de grootschalige maatregel verstuiwing onderzocht in vijf locaties, waaronder drie die ook bij de eerste fase van het onderzoek betrokken waren. De vragen die in dit onderzoek centraal stonden zijn: blijven verstuiwingen na een eenmalige ingreep en/of op de langere termijn actief? Ontwikkelen de pionierssituaties die bij verstuiwing ontstaan zich tot soortenrijke duingraslanden? Zijn er fundamentele verschillen in de beschikbaarheid van nutriënten tussen duindistricten en -zones, die daarmee de effectiviteit van verstuiwing (kunnen) beïnvloeden?

In Hoofdstuk 6 worden de mogelijke effecten van vermessing en verzuring voor de karakteristieke fauna van open droge duinen op een rij gezet aan de hand van literatuurstudie en ervaring van deskundigen op het gebied van specifieke diergroepen (van Turnhout et al. 2003). Er wordt speciale aandacht besteed aan de eisen die faunasoorten stellen wat betreft waardplanten, nectarplanten, thermoregulatie, eiafzet, microklimaat en rustplaatsen. Om aan deze eisen te voldoen, moeten vaak meerdere standplaatstypen op korte afstand van elkaar aanwezig zijn. Ook de consequenties van vermessing en verzuring voor de voedselketen, zoals de

afname van prooien, worden besproken. Daarnaast worden de gevaren en kansen van herstelmaatregelen - die vaak gericht zijn op vegetatie - voor fauna besproken.

7.4 Verschillen in nutriëntbeschikbaarheid in duingraslanden in Wadden en Renodunaal district

Er zijn in de Nederlandse kustduinen duidelijke verschillen in bodemchemische samenstelling die met name de beschikbaarheid van P (en daarmee de gevoeligheid voor verhoogde N-depositie) beïnvloeden.

Het Waddendistrict blijkt het meest gevoelig te zijn voor atmosferische depositie en heeft sterk te leiden gehad van de uitbreiding van helm. Na een aanvankelijke stimulatie door stikstofdepositie is helm in de stabiele, verzuurde zones in staat gebleken een efficiënte nutriëntcirculatie voor eigen gebruik te creëren, waardoor de plant zich kon uitbreiden tot andere factoren (licht) beperkend werden. Er zijn aanwijzingen dat helm zich echter vooral heeft uitgebreid waar de plant nog als restant van vroegere stuifactiviteiten aanwezig was. In oudere delen van het gebied speelt zandzegge mogelijk een belangrijke rol.

Tabel 7.1 Verschillen tussen duinzones in nutriëntbeschikbaarheid en gevoeligheid voor atmosferische depositie

Duingebied	beschikbaarheid van P	Beschikbaarheid van N	biomassa productie	gevoeligheid voor atmosferische N-depositie
Wadden district	hoog, door het ontbreken van P-fixatie in ijzerfosfaat	hoog, door sterke recycling van N en hoge strooiselininput	hoog, door hoge beschikbaarheid van N en P	hoog, doordat N de limiterende factor is.
Renodunaal				
kalkhoudende bodems	laag, door P-fixatie in calciumfosfaat	laag, door lage strooiselininput en hoge microbiële N-behoefte	laag, door lage beschikbaarheid van N en P	laag, zolang bodem kalkhoudend is; wel gevoelig voor versnelde successie
ondiep ontkalkt	hoog, door oplossen calciumfosfaat bij lagere pH	hoog, door hogere strooiselininput	hoog, van nature verrijking door hoge N en P beschikbaarheid	hoog, nog hogere beschikbaarheid van zowel P als N; versnelde successie
diep ontkalkt	laag, door P-fixatie in ijzerfosfaat	laag, door lage strooiselininput	laag, door lage beschikbaarheid van P	laag, door lage beschikbaarheid van P

In het kalk- en ijzerarme Waddendistrict is de P-beschikbaarheid relatief hoog, door het ontbreken van P-fixatie in ijzer- en aluminiumfosfaat bij lage pH. Als gevolg hiervan is het gebied N-gelimiteerd en heeft atmosferische depositie een duidelijke, stimulerende rol gehad in de vergrassing. Het effect van verhoogde atmosferische N-depositie wordt versterkt door de slechte afbraak van helmstrooisel en efficiënte recycling van nutriënten. De microbiële N-behoefte is vermoedelijk gering, waardoor de N-beschikbaarheid voor de vegetatie hoog kan zijn. Dit laatste leidt tot een sterke koppeling tussen biomassa, strooiselininput en N-mineralisatie en daarmee tot verdere groeistimulatie en dominantie.

Dit betekent dat grote delen van het Wadden district zijn vergrast en maatregelen noodzakelijk. De sterke koppeling tussen biomassa en N-mineralisatie betekent echter ook dat vergraste vegetaties (door de lagere strooiselininput) sterk kunnen reageren op herstelmaatregelen, in ieder geval waar het om terugdringen van vergrassing gaat.

In het ijzerrijke en van oorsprong kalkrijke Renodunaal district is de P-beschikbaarheid een sleutelfactor voor de productiviteit van de vegetatie (vergrassing), terwijl de N-beschikbaarheid vooral gekoppeld lijkt aan de (door de P-beschikbaarheid bepaalde) biomassaproduktie en strooiselininput.

In kalkhoudende bodems is de P-beschikbaarheid laag door de vastlegging in calciumfosfaat. De biomassaproductie van de vegetatie en de strooiselininput worden hierdoor geremd. Hierdoor is ook de N-mineralisatie lager, maar deze wordt vermoedelijk extra geremd door de hoge microbiële activiteit en N-behoefte. In de kalkhoudende delen van het Renodunaal district hebben soortenrijke duingraslanden waarschijnlijk nog een goede kans, gezien de geringe productiviteit en de natuurlijke begrazing door konijnen. Vergrassing treedt vooral op waar de bodem licht ontkalkt begint te raken, maar de biomassa is over het algemeen relatief laag, en de lichtbeschikbaarheid en het aantal plantensoorten nog betrekkelijk hoog. Beheersmaatregelen zijn echter al wel nodig waar de productiviteit in licht ontkalkte bodems omhoog gaat.

In ondiep ontkalkte bodems is calciumfosfaat opgelost, waardoor de P-beschikbaarheid en biomassaproductie toenemen. De N-mineralisatie vertoont hierdoor eveneens een optimum. De ondiep ontkalkte bodems van het Renodunaal district zijn derhalve hoogproductief en kennen een sterke neiging tot verruiging: vergrassing en verstruweling. Soortenrijke duingraslanden zijn zeldzaam en vermoedelijk beperkt tot stukjes die door konijnen worden opengehouden en/of restanten van vroegere stuifzones die in ontwikkeling wat achter lopen. Als hier geen maatregelen tegen vergrassing (verruiging) worden genomen, zal het gebied geheel dichtgroeien.

In diep ontkalkte bodems wordt P voor een deel vastgelegd in ijzer- en aluminiumfosfaat, waardoor de P-beschikbaarheid hier laag is, evenals de biomassaproductie en N-mineralisatie. De biomassaproductie is hier vrij laag en licht is nog nauwelijks een beperkende factor. Het is derhalve de vraag of maatregelen tegen vergrassing hier nodig zijn. Er zijn echter ook gebieden, zoals de langdurig begraasde en bemeste Middelduinen, waar de P-beschikbaarheid hoog is en vergrassing met zandzegge een probleem vormt. Hier zijn wel maatregelen noodzakelijk om iets van de voorheen soortenrijke duingraslanden te handhaven. De rol van atmosferische depositie in het Renodunaal district bestaat vooral uit het versnellen van de van nature aanwezige neiging tot verruiging in (deels) kalkhoudende bodems. Door verzuring wordt de P-beschikbaarheid vergroot, vermesting vergroot vervolgens de N-beschikbaarheid, terwijl de hierdoor verhoogde biomassaproductie ook zelf weer tot verdere verzuring, een hogere P-beschikbaarheid en hogere N-mineralisatie leidt. Hoe groot deze versnelling is, moet echter nader worden onderzocht.

7.5 Beheersmaatregelen: algemene aanbevelingen

Het einddoel van het EGM-project in de open droge duinen is de opstelling en onderbouwing van beheersadviezen ten aanzien van herstel en behoud van duingraslanden. Echter, op basis van de fundamentele verschillen in nutriëntbeschikbaarheid en daarmee samenhangende verschillen in gevoeligheid voor atmosferische depositie tussen de duindistricten en zones, verschilt ook de effectiviteit van beheers- en herstelmaatregelen tussen de verschillende gebieden. Bij het vertalen van de resultaten naar aanbevelingen voor het beheer moet dus elke maatregel beschouwd worden in relatie tot de lokale abiotische situatie.

Wanneer sturing op lokaal niveau gewenst is, zijn jaarlijks maaien en plaggen geschikte maatregelen om de vergrassing terug te dringen. Wanneer sturing op landschappelijke schaal gewenst is, zijn verstuiven en in mindere mate begrazing momenteel de meest geschikte, min of meer natuurlijke maatregelen. Bij begrazing werd een afname van de vergrassing geconstateerd en een lichte toename van de biodiversiteit in de richting van kruidenrijke duingraslanden. Over de effecten van begrazing op individuele plantensoorten en op de fauna blijkt echter nog veel onduidelijk te zijn. Verstuiving gaat de vergrassing als zodanig niet direct tegen, maar doet de landschappelijke variatie toenemen en zorgt voor de ontwikkeling van pioniermilieus waardoor de successie opnieuw kan beginnen.

De herstelmaatregelen richtten zich tot nu toe vooral op vegetatie en bodem. Hoewel het beheer natuurlijk ook wordt uitgevoerd ten behoeve van herstel van duinfauna, brengen de wijze waarop, en de schaal en intensiteit waarmee maatregelen worden

uitgevoerd mogelijk nieuwe problemen voor de fauna met zich mee. Planten kunnen zich ten dele herstellen vanuit ter plekke achtergebleven plantendelen, ondergrondse uitlopers of zaad en sporen, maar dieren moeten vaak van verder weg komen, omdat de aanwezige individuen de beheersmaatregel niet overleven. Het is derhalve belangrijk om kwetsbare restpopulaties bij de maatregelen te ontzien. Deels kan dit door minder schadelijke apparatuur te gebruiken, deels door bepaalde terreindelen helemaal te ontzien. In alle gevallen is het belangrijk te weten of en waar (relict)populaties van karakteristieke dier- en plantensoorten in het terrein aanwezig zijn, mede ook om achteraf het succes van de maatregel te kunnen toetsen. Daarnaast is het vanwege het complexe landgebruik door de meeste diersoorten vaak niet voldoende om één bepaald standplaatstype te herstellen, maar zijn kleinschalige mozaïeken van meerdere standplaatstypen nodig. Deze mozaïeken moeten binnen het terrein een zekere verbinding met elkaar hebben, vanwege de fragmentatie en kwetsbaarheid van (genetisch) geïsoleerde populaties. Herstelmaatregelen moeten zich derhalve niet alleen richten op het probleem van vergrassing, maar vooral ook op herstel van een heterogeen landschap. Voor veel soorten betekend dit dat maatregelen zoveel mogelijk gefaseerd (in ruimte *en* tijd) en bij voorkeur niet al te netjes moeten worden uitgevoerd. Indien terreinen op grote schaal zijn verruigd en relictpopulaties van karakteristieke dieren- en plantensoorten zijn niet meer aanwezig dan kan uiteraard veel grootschaliger en intensiever worden ingegrepen. Daarnaast helpt het als er enige dynamiek in het terrein aanwezig is, hetzij van nature (verstuiwing) hetzij kunstmatig (ruiterpaden, wandelpaden). Ook is het belangrijk dat de duinen een netwerk van vergelijkbare standplaatsen omvatten, om de uitwisseling tussen populaties te verbeteren. In tabel 7.2 worden algemene richtlijnen voor het uitvoeren van herstelmaatregelen gegeven, in bijlage 1 worden deze per maatregel nader uitgewerkt en gekwantificeerd.

Tabel 7.2 Algemene aanbevelingen voor het beheer. In bijlage 1 worden deze per maatregel nader uitgewerkt.

1	Bepalen uitgangssituatie voorkomen van bijzondere planten- en diersoorten: - indien geen bijzondere soorten meer aanwezig: grootschalig of intensief herstelbeheer (verwijderen van biomassa en nutriënten, herstellen van dynamiek) geen probleem, mits het vervolgbeheer aan de volgende richtlijnen voldoet, teneinde de terreinheterogeniteit te herstellen of vergroten. - indien wel populaties van bijzondere soorten aanwezig zijn:
2	Maatregel niet overal uitvoeren (i.i.g. relictpopulaties ontzien).
3	Maatregel indien mogelijk kleinschalig uitvoeren, verspreid in het terrein.
4	Maatregel gefaseerd uitvoeren, verspreid over een aantal jaren.
5	Maatregel uitvoeren op een voor vegetatie <i>en</i> fauna zo gunstig mogelijk tijdstip.
6	Zorg voor een netwerk van geschikte standplaatsen door het hele duingebied heen Om de terreinheterogeniteit verder te vergroten:
7	Werk niet altijd even netjes
8	Voer niet in elk terrein dezelfde maatregelen (op dezelfde manier) uit

7.6 Maaïen

De effecten van de maatregelen eenmalig en jaarlijks maaïen (en afvoeren) op vegetatie en bodem zijn van 1991-1998 gevolgd in vier sterk vergraste duingraslanden. De maatregelen zijn vergeleken met 'niets doen' en met de meest intacte nog aanwezige referentievegetatie. Daarnaast worden de maatregelen besproken aan de hand van ervaringen elders en verwachte effecten op fauna. Eenmalig maaïen werd mede uitgevoerd om daarna begrazing door konijnen te faciliteren. In de vier uitgevoerde projecten bleek dit echter weinig zin te hebben. Ook in de meest konijnenrijke locatie bleek eenmalig maaïen niet tot lagere biomassa en/of begrazing door konijnen te leiden. Positieve ervaringen zijn ook elders in de

Nederlandse kustduinen niet bekend. Deze maatregel wordt derhalve niet zinvol geacht zolang de konijnenstand zich niet hersteld heeft.

Periodiek maaien en afvoeren wordt uitgevoerd om vergrassing tegen te gaan, en leidt in principe tot een lage, dichte vegetatie met meer plantensoorten. Jaarlijks maaien leidde tot een duidelijke afname van bovengrondse biomassa en afname van het aandeel van de vergrasser tot een paar procent. De soortensamenstelling heeft wat langer nodig voor herstel, maar ook deze verbeterde significant, waarbij het aantal soorten in de twee kalkrijke locaties toenam tot ca 80% van de referentie bedroeg en in de (deels) ontkalkte ca 65%, zij het vaak in lagere bedekking en frequentie. In de (deels) kalkhoudende duinen zijn er geen aanwijzingen dat de nutriëntbeschikbaarheid afneemt, maar jaarlijks maaien heeft een vertragend effect op de bodemverzuring. In het ontkalkte gebied is de bodem reeds verzuurd, maar er is bij jaarlijks maaien wel duidelijk sprake van N-limitatie.

Tabel 7.3 Effecten van en aanbevelingen voor periodiek maaien. Eenmalig maaien wordt gezien de resultaten momenteel niet zinvol geacht.

Periodiek maaien	
bodem en nutriënten	■ lagere N-beschikbaarheid in zure bodem, maar niet in (deels) kalkhoudende bodems ■ vertraging bodemverzuring in (deels) kalkhoudende locaties
vegetatie	■ lagere bovengrondse biomassa ■ afname aandeel vergrasser ■ verbetering soortensamenstelling, maar (nog) geen volledig herstel
fauna	■ de verwachting is positief, mits: ■ de algemene aanbevelingen (Tabel 7.2) gevolgd worden ■ niet met zwaar materieel, liefst handmatig gemaaid wordt ■ vegetatie niet te kort wordt afgesneden in Bijlage 1 zijn deze richtlijnen verder uitgewerkt

Hoewel duinfauna over het algemeen meer gebaat is bij open zandige plekjes, wordt ook maaien gezien als een potentieel gunstige maatregel, vanwege de afname van de vergrassing en de verbetering van de soortensamenstelling van de vegetatie. Met maaien (en afvoeren) wordt echter een deel van het dierenleven in de vegetatie verwijderd. Dit kan verergerd worden door de keuze van het materieel. Zware machines nivelleren het microreliëf en drukken de bodem dicht, terwijl brede banden (om dit te voorkomen) juist een groter deel van de dierpopulaties vernietigen, dus het is beter om het handmatig te doen. De vegetatie moet sowieso van binnen naar buiten gemaaid worden en mag niet korter dan 10 cm worden afgesneden, om zoveel mogelijk dieren te laten overleven. Verder is het zaak te maaien op een moment dat de levenscyclus zo min mogelijk wordt verstoord. Voor de keuze van het maaitijdstip kan bijvoorbeeld gebruik worden gemaakt van het programma 'Vlinderexpert' (Siepel et al. 1996); voor veel dagvlinders (maar ook andere diergroepen) is september een gunstige tijd. Nog beter is het om maaien gefaseerd uit te voeren: een aantal stroken of vlakken binnen hetzelfde gebied vroeg in het jaar (maar dan ook altijd vroeg) en de rest later (maar dan ook altijd laat). Door het maaisel een paar dagen te laten liggen kunnen dieren hieruit nog ontsnappen. Maaien is in de droge duinen misschien niet elk jaar nodig, maar kan ook eens in de 2-3 jaar gedaan worden. Een klein deel niet maaien zorgt voor meer variatie in vegetatiestructuur, waardoor bijvoorbeeld schuilplaatsen voor faunasoorten ontstaan. Het zal verder duidelijk zijn dat, wanneer er bijzondere diersoorten in het te maaien gebied zitten, er sowieso bekeken moet worden of dit wel een goede keuze is.

7.7 Plaggen

Kleinschalig plaggen wordt uitgevoerd in sterk vergraste vegetaties om zoveel mogelijk nutriënten af te voeren en nieuwe pioniersituaties (open zand) te creëren. Grootschalige verwijdering van vegetatie en bovengrond wordt uitgevoerd om grootschalige verstuiwingen te (re)activeren, en wordt verderop besproken. In de vier onderzochte locaties was zeven jaar na plaggen de bovengrondse biomassa toegenomen tot ongeveer het niveau van jaarlijks maaien. In de (deels) kalkhoudende locaties was het aantal plantensoorten na zeven jaar min of meer gelijk aan de uitgangssituatie, maar het betrof in het algemeen wel (gewenste) soorten van open duingrasland. In de kalkhoudende bodems trad echter ook opslag van duindoorn op, terwijl zich in de ondiep ontkalkte locatie vooral soorten van zuurdere standplaatsen vestigden, en niet de gewenste kalkminnende soorten. Deze kunnen bij plaggen dus mogelijk zelfs versneld verdwijnen. In de ontkalkte locatie Middelduinen (langdurig begraasd en bemest) was plaggen echter voornamelijk positief. Het aantal (gewenste) soorten was duidelijk hoger dan de uitgangssituatie. Ook zijn er aanwijzingen dat de N-beschikbaarheid hier sterk af nam.

Tabel 7.4 Effecten van en aanbevelingen voor kleinschalig plaggen.

Kleinschalig plaggen	
bodem en nutriënten	■ verwijdering organische stof en voorraad nutriënten ■ afname N-beschikbaarheid in zure bodem
vegetatie	■ toename gewenste duingraslandsoorten ■ in kalkrijke bodem echter ook vestiging van duindoorn ■ in ondiep ontkalkte bodem geen hervestiging van kalkminnende soorten
fauna	■ kleinschalige plagplekjes (open zand) vermoedelijk positief, mits: ■ de algemene aanbevelingen voor beheer gevolgd worden (tabel 7.2) ■ per jaar slechts een klein deel van het terrein geplagd wordt ■ een graafmachine wordt gebruikt in plaats van een plagmachine

Bij (kleinschalig) plaggen wordt het gehele organische profiel tot op de minerale bodem verwijderd, en daarmee (praktisch) ook al het dierenleven. Plaggen van vergraste vegetaties kan echter ook gunstig zijn voor warmte- en droogteminnende diersoorten en o.a. leiden tot een toename van nestgelegenheid in open zand. Veel van de karakteristieke duinsoorten hebben naast de open zandige plekjes echter ook beschermende vegetatie en voedsel nodig, dus het is zaak om net als bij maaien niet al te rigouzeus, maar juist kleinschalig te werk te gaan. Dat betekent dat er niet een groot gebied geplagd gaat worden (tenzij voor het op gang brengen van verstuiwing; zie verderop), maar slechts hier en daar een strook of een vlak (maximaal 5% van het terrein). Let op dat er delen overblijven die nooit geplagd worden en dat plagplekken van verschillende ouderdom verspreid in het terrein liggen. Ook af en toe wat 'slordig' plaggen, waardoor pleksgewijs diepere en ondiepere delen ontstaan, kan bijdragen aan de terreinheterogeniteit. Wat dat betreft kan plaggen beter met een graaf- dan met een plagmachine worden uitgevoerd, ook omdat deze het reliëf beter kan volgen. Laat ook een klein deel van het plagsel (tijdelijk) in het terrein liggen, zodat dieren hieruit kunnen ontsnappen. Dit zorgt mogelijk voor locale verruiging, maar ruderaal plantensoorten zoals distels zijn aantrekkelijk als nectarplanten. Plaggen in oktober lijkt voor veel soorten een goed tijdstip, omdat de voortplantingsfase van veel soorten dan achter de rug is, terwijl ze nog niet in overwintering zijn. Voor reptielen is het voorjaar beter, omdat in het najaar de jongen ter wereld komen. Na het plaggen moet het gebied uiteraard een tijd met rust gelaten worden, zodat het dierenleven zich kan

ontwikkelen en ten opzichte van de vergraste vegetatie herstellen. Voor het plaggen moet gekeken worden of in het te behandelen terrein belangrijke soorten dieren of planten, waaronder waard- en nectarplanten voor de fauna.

7.8 Begrazing

De discussie over begrazing is nog lang niet afgelopen, en gezien de enorme variatie in terreingesteldheid, bodem en vegetatie, type begrazer, begrazingsdichtheid en duur, jaarrond of seizoensbegrazing, voedselpreferentie etc. kan deze studie niet meer dan een beperkte bijdrage hieraan leveren. Niettemin is het effect van begrazing als maatregel tegen vergrassing in de droge duinen onderzocht in drie deelprojecten: (1) voortzetting van in 1991 ingezette begrazing in het Zwanenwater en Duin en Kruidberg, waarbij de ontwikkelingen in de vegetatie over zeven jaar gevolgd zijn, (2) eenmalige inventarisatie van vegetatie en bodem in twaalf begrazingsprojecten verspreid langs de kust en (3) onderzoek naar veranderingen bij begrazing in de biomassaproductie en beschikbaarheid van N en P in kalkrijke-kalkarme duinzones. Begrazing leidde in de onderzochte locaties in het algemeen tot een afname van hoge grassen en strooisel, en een toename van het aantal plantensoorten in de vergraste vegetaties. Dit was ook het geval in het Zwanenwater (Wadden district), terwijl hier ook uitbreiding van het oppervlak aan open duingrasland plaats vond ten koste van vergraste vegetaties. In de ondiep ontkalkte locatie Duin en Kruidberg (Renodunaal district) bleken typische duingraslandsoorten zich ook uit te breiden, maar dit leidde niet een hoger aantal soorten per proefvlak. Ook bleek bij de aanwezige – vrij extensieve - begrazingsdruk de verruiging (vooral verstruweling) door te gaan. Dit laatste wordt ondersteund door ervaringen in vergelijkbare duinzones in de Amsterdamse Waterleidingduinen.

De verschillen in nutriëntbeschikbaarheid tussen duinzones (zie 7.2) bleken ook gevolgen te hebben voor de respons op de verwijdering van vegetatie door begrazing (het effect van recente bemesting is niet onderzocht). In het Wadden district leidde de afname van de strooiselininput door begrazing tot een forse reductie van zowel N-mineralisatie en biomassaproductie, mogelijk als gevolg van de sterke koppeling tussen strooiselininput en N-mineralisatie. Hierdoor kan begrazing als maatregel tegen vergrassing in het Wadden district erg effectief zijn. In het Renodunaal district is de koppeling tussen biomassa productie en N-mineralisatie veel zwakker, vermoedelijk als gevolg van een grotere microbiële N-behoefte. Begrazing leidt hier dan ook niet tot een verlaging van N-mineralisatie en biomassaproductie. Het is mogelijk dat nalevering van N vanuit de microbiële pool (die bij lagere strooiselininput minder te doen heeft), met name in kalkhoudende bodems een rol speelt. Ook is P een belangrijke regulerende factor, en omdat deze sterker door bodemchemische condities wordt beïnvloed dan door begrazing, zal de biomassaproductie van de vegetatie niet snel veranderen.

Tabel 7.5 Effecten van en aanbevelingen voor begrazing.

Begrazing	
bodem en nutriënten	■ lagere N-mineralisatie in zure bodems, maar niet in (deels) kalkhoudende bodems ■ P-beschikbaarheid niet beïnvloed door begrazing ■ invloed bemesting niet onderzocht, maar kan bij integrale begrazing leiden tot eutrofiëring van natte duinvalleien
vegetatie	■ algemene afname aandeel vergrasser en uitbreiding typische duingraslandsoorten ■ afname biomassaproductie alleen in Wadden district ■ extensieve begrazing houdt verstruweling in hoogproductieve zones niet tegen, maar aanwezig duingrasland wel in stand
fauna	■ nog veel onbekend; zowel positieve (dagvlinders) als negatieve gevolgen (spinnen, vogels, zoogdieren) gemeld ■ intensieve begrazing is zeker schadelijk; dit alleen korte tijd toepassen om vergraste vegetatie fors te reduceren op plaatsen waar geen populaties van belangrijkste dier- of plantensoorten meer voorkomen. ■ extensieve begrazing kan mogelijk positief zijn, mits: ■ de algemene aanbevelingen voor beheer (tabel 7.2) gevolgd worden ■ geen ontwormingsmiddelen gebruikt worden ■ winterbegrazing niet leidt tot massaal afgrazen van overstaande vegetatie waarin faunasoorten overwinteren in Bijlage 1 zijn deze richtlijnen verder uitgewerkt

Hoewel begrazing dus niet altijd leidt tot verarming en lagere biomassaproductie, was het effect op de soortensamenstelling van de vegetatie meestal gunstig, vanwege de hogere lichtbeschikbaarheid en het terugdringen van de vergrasser. Ook elders zijn de resultaten waar het terugdringen van vergrassing betreft in de droge duinen veelal gunstig, hoewel verbetering van de soortensamenstelling van de vegetatie aanmerkelijk langer kan duren en ten dele misschien uitblijft. Er zijn echter nog veel zaken niet goed bekend, die voor optimalisering van het beheer wel nodig zijn. Vertrapping, gunstig voor het creëren van open zandige plekjes, lijkt bijvoorbeeld vooral op te treden op steilere delen in kalkrijke duinen met een dunne bodem, maar treedt bij een hoogproductieve vegetatie en dikke bodem ook bij grotere dichtheden nauwelijks op. Om struweel terug te dringen zijn vermoedelijk grotere veedichtheden en/of robuustere rassen nodig dan wanneer het gaat om het tegengaan van vergrassing, maar hoe precies is niet goed bekend. Drukbegrazing, waarbij gedurende korte tijd een deel van het terrein met behulp van een herder of een mobiel raster intensief begraasd wordt om vergrassing terug te dringen, is mogelijk een gunstiger alternatief voor de duinfauna dan jaarrond begrazing, maar het is niet bekend of de concentratie van uitwerpselen in ruimte en tijd een eventueel positief effect weer ten dele te niet doet. Het is ook niet bekend in welke mate langdurige begrazing (en bemesting) de ontwikkeling van bodem en nutriëntbeschikbaarheid beïnvloedt, maar het is mogelijk dat een deel van de zandzegge-problematiek in zure bodems hier mee te maken heeft. Bij integraal begrazen van duinterreinen inclusief natte valleien lijkt de kans groot dat de valleien overbegraasd (en overbemest) worden, en de droge duinen onderbegraasd. Er zijn dus nog vele vragen, die enerzijds pleiten voor nader onderzoek, en anderzijds aangeven dat begrazing met de nodige terughoudendheid moet worden toegepast. Dit geldt zeker als ook de dierenwereld in ogenschouw wordt genomen.

Van de effecten op fauna is weinig bekend. Diersoorten kunnen in principe profiteren van de opener en soortenrijker vegetatie, en (vooral in kalkrijke duinen met dunnere bodems) van open zandige plekjes als gevolg van vertrapping, maar er zijn (bij lage graasdruk) zowel positieve effecten (dagvlinders) als negatieve effecten (spinnen, vogels, zoogdieren) bekend. Een hoge graasdruk heeft vrijwel zeker vooral een negatief effect door vernietiging van eieren, larven en nesten en een afname van de

variatie in vegetatiestructuur (kortgeschoren vegetatie), wat een verlies aan schuil- en overwinteringsplaatsen kan betekenen. Een hoge graasdruk lijkt voor diersoorten dan ook alleen zinvol om sterke vergrassing terug te dringen, maar dan zo kort mogelijk, via een mobiel raster. Extensieve begrazing is voor de fauna vermoedelijk aanmerkelijk beter, maar ook dat moet met de nodige voorzichtigheid worden toegepast, bijvoorbeeld bij winterbegrazing waarbij overwinteringsstadia kunnen worden weggegraasd. Als er minder dan 25% van de vegetatie overstaand de winter doorkomt, is de begrazing te intensief. Een punt is echter onomstreden: ontwormingsmiddelen die in de mest terechtkomen moeten worden vermeden. Dit leidt tot de dood van mestverwerkende insecten (met name vliegen en mestkevers) en zorgt ervoor dat de mest nauwelijks worden opgeruimd en omgezet.

7.9 Verstuiving

Het doel van verstuiving is om dynamische processen weer op gang te brengen: het duin verjongt en de vegetatiesuccessie kan pleksgevijs opnieuw beginnen. Hierdoor en door het ontstaan en/of veranderen van het reliëf kan verstuiving leiden tot een zeer heterogeen landschap. Dit onderzoek bleef beperkt tot verstuiving in droge duinen, maar verstuiving tot op het grondwater kan weer tot nieuwe natte duinvalleien leiden, met de daarbij behorende watervegetatie en fauna. De activiteit van stuifkuilen en het succes als maatregel tegen verzuring en eutrofiëring zijn gevolgd in een viertal gebieden, een in het Wadden district en drie in het Renodunaal district.

De stuifkuilen blijven min of meer actief, maar breiden zich op de schaal van het landschap ook in ca twintig jaar nauwelijks uit. Aangezien N in kaal zand een limiterende factor is, wordt door de huidige N-depositie de vastlegging van verstuivingen door algen en hogere planten vermoedelijk versterkt. Dit speelt des te sterker in het Wadden district dat gevoeliger is voor N-depositie. Met dit alles is de kans op het uit de hand lopen van verstuivingen kleiner dan vroeger. De activiteit van stuifkuilen is (nog) niet precies te voorspellen, maar lijkt zowel afhankelijk van de vorm van de kuilen en de ligging in het landschap, als van het weer, waarbij natte jaren mogelijk tot extra vastligging leiden en hoge stormactiviteit tot extra verstuiving.

Verstuiving heeft zowel positieve als negatieve effecten voor de vegetatie. Door de vorming van een nieuwe uitgangssituatie worden pioniervegetaties gestimuleerd. In het Renodunaal district zet de ontwikkeling naar duingrasland wel in, maar op een termijn van twintig jaar leidt dit nog niet tot typische duingraslandvegetaties. Grootschalige verstuiving leidt verder tot een afname van duingrasland door de omvorming in pioniersituaties. Lichte overstuiving heeft door het tegengaan van verzuring weer wel een positief effect op in de buurt liggende, reeds aanwezige duingraslanden wat betreft het handhaven van soorten van kalkhoudende bodems en het tegengaan van versnelde successie. Ook in het Wadden district leidt verstuiving tot tegengaan van verzuring en meer kleine kruiden. Een mogelijk nadeel van verstuiving in het Wadden district is dat dit een stimulering van helm tot gevolg heeft, die tevens de grote vergrasser in dit gebied is. De na overstuiving gegroeide scheuten en wortels zijn echter zeer voedzaam en worden door veel gewervelde en ongewervelde herbivoren geprefereerd boven niet-overstoven grasvegetaties. Verstuiving is daarnaast gunstig voor het creëren van open zandige plekken, die noodzakelijk zijn voor thermoregulatie en nestgelegenheid van karakteristieke duinsoorten. Verstuiving tot op het grondwater is in principe ook zeer gunstig. Voor soorten van stabiele milieus – die vaak beperkte verspreidingsmogelijkheden hebben – is het optreden van verstuiving echter funest, aangezien het terrein in korte tijd volledig van karakter verandert. Ook bij verstuiving dient dan daarom rekening gehouden te worden met de aanwezigheid van relictpopulaties van belangrijke soorten.

Tabel 7.6. Effecten van en aanbevelingen voor stimuleren van verstuiving

Verstuiven	
bodem en nutriënten	■ toename oppervlakte open zandige standplaatsen ■ verstuivingen breiden zich niet grootschalig uit ■ activiteit verstuiving mede afhankelijk van het weer (natte jaren) ■ N is een limiterende factor in jonge successiestadia, door hoge N-depositie treedt versnelde stabilisatie op ■ forse toename pH, ook in strooizones in bestaande vegetatie
vegetatie	■ uitbreiding van pioniervegetaties ■ ontwikkeling van pioniervegetatie naar duingrasland niet binnen 20 jaar te verwachten ■ netto verlies aan duingrasland door overstuiving en voortgaande vergrassing en verstruweling ■ in Wadden district stimulatie van de belangrijkste vergrasser (helm)
fauna	■ hogere voedselkwaliteit boven- en ondergrondse vegetatie ■ meer open zandige standplaatsen ■ verstuiving kan in potentie positief zijn, mits: ■ de algemene aanbevelingen (tabel 7.2.) voor beheer worden gevolgd in Bijlage 1 zijn deze richtlijnen verder uitgewerkt

Er is nog weinig bekend over de schaal waarop maatregelen moeten worden genomen. De reactivatie van stuifkuilen is een relatief beperkte ingreep, waardoor de schade aan vegetatie en fauna gering blijft. De successie na reactivatie is mede afhankelijk van het weer. In droge jaren kan het flink stuiven, maar in natte jaren heeft de vegetatieontwikkeling de overhand. Dit pleit ervoor de reactivatie gefaseerd uit te voeren, wat ook gunstig is voor overleving en herstel van dierpopulaties. Spontane of gereactiveerde stuifkuilen lijken zich echter niet grootschalig uit te breiden, en voor echte verjonging van het duinlandschap zijn waarschijnlijk (zeer) zware ingrepen nodig, zoals het reactiveren van begroeide paraboolduinen. Hiermee wordt op dit moment geëxperimenteerd in de Noord-Hollandse duinen. Dit is voor de dierenwereld in eerste instantie uiteraard nadelig, maar als de landschapsverjonging echt op gang komt en/of verstuivingen actief blijven, kan een netwerk van grootschalige verstuivingen langs de hele kust uiteindelijk grote kansen bieden voor vegetatie *en* fauna.

7.10 Branden

Branden is als herstelmaatregel niet in EGM-verband onderzocht, mede omdat er destijds geen draagvlak onder de beheerders voor was, maar worden hier toch kort vermeld. Branden is een maatregel waarbij in korte tijd op een vrij eenvoudige wijze een verruigde vegetatie verwijderd kan worden. Nadeel is wel dat bij brand weliswaar een deel van de N in de lucht verdwijnt, maar de algemene beschikbaarheid van nutriënten na brand juist is toegenomen (o.a. Vestergaard & Alstrup 1996). Hierdoor en doordat wortelstelsels vaak niet door brand wordt aangetast treedt snelle hergroei van de vegetatie op. Brand lijkt vooral effectief als ook de mos- en strooisellaag verbrandt en in combinatie met vervolfbeheer zoals begrazing (Nijssen et al. 2004), maar hiervoor is nader onderzoek nodig. Ook over het effect van branden op vegetatie en fauna is nog nauwelijks iets bekend.



Foto 14: Intensieve brand, zoals hier in een duindoornstruweel, kan veel biomassa en een deel van de aanwezige N verwijderen. Geschiktheid van brand als beheersmaatregel –eventueel gevolgd door begrazing – moet nog verder worden onderzocht. (foto PWN)

7.11 conclusies

Het duinlandschap is te heterogeen en complex om ook na negen jaar EGM-onderzoek en het werk van vele beheerders alle knelpunten te benoemen en op te lossen. Er zijn duidelijke vorderingen gemaakt op systeemniveau wat betreft het begrip waarom atmosferische depositie een probleem is in de duinen. De grootste bedreiging van verhoogde atmosferische depositie - ook nu deze wat is afgenomen - lijkt de versnelde successie, de daarmee gepaard gaande verzuring en verzuiging en daarmee het verlies van typische duinsoorten.

Welke beheersmaatregelen zijn zinvol om toe te passen tegen verzuring en vermessing, met name tegen vergrassing? Op lokaal niveau zijn periodiek maaien en kleinschalig plaggen zinvolle maatregelen, mits ze kleinschalig en met begrip voor het belang van terreinheterogeniteit worden toegepast. Op landschappelijke schaal is begrazing een redelijk effectieve maatregel om vergrassing terug te dringen en duingraslanden te behouden en lijkt het een beter alternatief dan niets doen. De effecten van begrazing op individuele plant- en diersoorten zijn echter niet onomstreden en het is sterk de vraag in welke mate de soortendiversiteit van duingraslanden door begrazing hersteld kunnen worden. Doordat er veel factoren in het spel zijn (verschillende terreincondities, graasdruk, type begrazer met verschillende voedselvoorkeuren en patronen van bemesting, tijdstip van begrazing etc.) is voor optimalisatie van de beheersmaatregel veel meer onderzoek nodig. Reactivering van stuifkuilen is in potentie een goede maatregel om de negatieve effecten van verzuiging lokaal te gaan, vooral omdat de maatregel relatief kleinschalig kan worden uitgevoerd en ook een lichte overstuiving de biodiversiteit al flink verhoogt. Op dit moment worden diverse grootschalige verstuivingsexperimenten uitgevoerd. Hoewel het nog te vroeg is om te concluderen wat dit type beheer gaat opleveren, lijkt het de beste oplossing te zijn voor grootschalige verjonging van het landschap. Indien het duinterrein op grote schaal is verruigd en relictpopulaties van

karacteristieke planten en dieren zijn afwezig dan zijn er geen bezwaren tegen een grootschalige aanpak. Behalve antwoorden, heeft het onderzoek ook vele nieuwe vragen opgeleverd, o.a. over aanverwante problemen als vermossing en verstruweling, en het juiste beheer van duinheides. Daarnaast is weinig of geen aandacht besteed aan de achteruitgang, bottlenecks en kansen voor herstel van karakteristieke plantensoorten in relatie tot de rol van zaadbank en bronpopulaties bij vestiging, groei, bloei en reproductie en eventuele (genetische) versnippering van populaties. Daarbij is het niet alleen belangrijk dat een bepaalde soort weer terugkomt, maar – zeker indien het een belangrijke voedselplant betreft - ook in welke mate en met welke kwaliteit. Op het gebied van de achteruitgang, mogelijke bottlenecks en herstel van duinfauna moet het onderzoek grotendeels nog beginnen. Ook is het belangrijk dat over onderzoek en beheer op een hoger schaalniveau, het duinlandschap als geheel, nagedacht wordt. Dit is niet alleen belangrijk voor dieren, die een meervoudig gebruik maken van het landschap, maar ook voor planten en dieren met versnipperde populaties, voor landschapsprocessen als grootschalige verjonging, of vernatting als gevolg van verminderde drinkwateronttrekking en voor het beheer bij integrale maatregelen zoals begrazing.

8 Literatuur

Anonymous (1997) The ecology and conservation of European dunes. García Novo F, Crawford RMM & Díaz Barradas M (Eds.). Proceedings of the Symposium on Conservation of the littoral zone, Sevilla, 1989. Universidad de Sevilla, Sevilla, 375 pp..

Anonymous (2000) Kansen voor fauna in de duinen. Technische bijlage: analyse gegevens veldonderzoek. Rapport Natuurbalans / Limes Divergens. KIWA, Nieuwegein.

Ancker JAM, Van den & B. De Winder (1985) De rol van algen bij de stabiliteit van duinterreinen. Duin 8: 18-20.

Assendorp, D. & F. van der Meulen (1994). Habitat classification of dry coastal ecosystems, the integration of image and field sample. EARSeL Workshop on Remote Sensing and GIS for *Coastal Zone Management*, 24-26 Oct. 1994, Delft: 16-26.

Aerts, M.A.P.A. & Chapin III, F.S. (2000) The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of process and patterns. *Advances in ecological research* 30, 1-67.

Arens B, Jorritsma J & Nieuwenhuizen F (2000) Schoorl: 100 jaar omgaan met dynamiek. Aarde & Mens 3: 28-32.

Barnes, B.V., Zak, D.R., Denton, S.R. & Spurr, S.H. (1997) *Forest Ecology* 4th edition. John Wiley & Sons Inc., New York.

Berg, B. & Ekbohm, G. (1983) Nitrogen immobilisation in decomposing needle litter at variable carbon:nitrogen ratios. *Ecology* 64, 63-67.

Berg, B. & McClaugherty, C. (1987) Nitrogen release from litter in relation to the disappearance of lignin. *Biogeochemistry* 4, 219-224.

Beusink, P., M. Nijssen, G.J. van Duinen & H. Esselink (2003). Broed- en voedsel生态学 van Grauwe Klauwieren in intacte kustduinen bij Skagen, Denemarken. Rapport Stichting Bargerveen, Afdeling Dierecologie, KUN.

Bink FA (1992) Ecologische Atlas van de Dagvlinders van Noordwest-Europa. Schuyt & Co, Haarlem, 511 pp..

Bink FA, Siepel H (1996) Nitrogen and phosphorus in *Molinia caerulea* (Gramineae) and its impact on the larval development in the butterfly-species *Lasiommata megera* (Lepidoptera: Satyridae). *Entomol. Gener.* 20: 271-280.

Boer P (1999) Mierenleeuwarven (Neuroptera: Myrmeleontidae) in de kalkarme en kalkrijke Noord-Hollandse duinen. *Ent. Ber., Amst.* 59(4): 45-52.

Bonte D, Maelfait JP, Hoffmann M (2000) Seasonal and diurnal migration patterns of the spider (Araneae) fauna of coastal grey dunes. *Ekológia (Bratislava)* 19(4): 5-16.

Bourn NAD & Thomas JA (1993) The ecology and conservation of the Brown Argus Butterfly *Aricia agestis* in Britain. *Biol. Conserv.* 63: 67-74.

Boxel, J. van en Cammeraat, E. (1999). Wordt Nederland steeds natter? Een analyse van de neerslag in deze eeuw. *Meteorologica* 1-99: 11-15.

Davy, A.J. and Taylor, K. (1974). Seasonal patterns of nitrogen availability in contrasting soils in the chiltern hills. *Journal of Ecology* 62: 793-807.

Dean WRJ, Milton SJ & Klotz S (1997) The role of ant nest-mounds in maintaining small-scale patchiness in dry grasslands in Central Germany. *Biodiv. Conserv.* 6: 1293-1307.

Dijk, Th.S. van (1994). On the relationship between food, reproduction and survival of two carabid beetles: *Calathus melanocephalus* and *Pterostichus versicolor*. *Ecological Entomology* 19, pp. 263-270.

Doing, H., 1988. *Landschapsecologie van de Nederlandse kust*. Stichting Duinbehoud en Stichting Publikatiefonds Duinen, Leiden.

Dopheide, J.C.R. and Verstraten, J.M. (1995) The impact of atmospheric deposition on the soil and soil water composition of the coastal dry dunes. *Report Laboratory of Physical Geography and Soil Science*, University of Amsterdam, 54.

Drees M & Olff H (2001) Rabbit grazing and rabbit counting. In: Coastal Dune Management. Shared Experience of European Conservation Practice, Houston JA et al. (Eds.) Liverpool University Press, pp. 86-94.

Droesen W.J., M. van Til & D. Assendorp (1995). Spatio-temporal modelling of the vegetation structure in the Amsterdam water works dunes using digital false colour orthophotos. *EARSel Advances in Remote Sensing* 4 (1): 106-114.

Droesen, W.J. (1999). *Spatial modelling and monitoring of natural landscapes, with cases in the Amsterdam Waterworks Dunes*. Thesis Landbouwniversiteit, Wageningen.

Duinen, G.A. van, P. Beusink, M. Nijssen & H. Esselink, 2005 (in press). Larval development of *Anomala dubia* (Scarabaeidae) in coastal dunes: Effects of sand-spray and *Ammophila arenaria* root biomass. In: *Proceedings Experimental and Applied Entomology* (NEV) 16

Duinen, G.A. van, P. Beusink, M. Nijssen & H. Esselink, 2004. Broed- en voedseleecologie van Grauwe Klauwieren in intacte kustduinen – De Kleine Junikever als schakel in het voedselweb – “Referentieonderzoek voor optimalisatie van beheers- en herstelmaatregelen voor fauna in Nederlandse duinen”. Rapport Stichting Bargerveen, Nijmegen. 63 pag. + bijlagen.

Eisma, D. (1968). *Composition, origin and distribution of Dutch coastal sands between Hoek van Holland and the island of Vlieland*. Thesis Rijksuniversiteit Groningen.

Ernsting G, Huyer FA (1984) A laboratory study on temperature relations of egg production and development in two related species of carabid beetle. *Oecologia* 62: 361-367.

Everts, F.H., Fresco, L.M.F., Pranger, D.P., Berg, G.J. en Til, M. van (2000). *Beweiding op het Eiland van Rolvers; analyse permanente kwadraten 1983-1999*. Rapport Everts & de Vries e.a., ecologisch advies en onderzoek. EV 00/17.

Frank, D.A. and Evans, R.D. (1997). Effects of native grazers on grassland N cycling in Yellowstone National Park. *Ecology* 78: 2238-2248.

Gerlach, A., Albers, E.A. & Broedlin, W. (1994) Development of the nitrogen cycle in the soils of a coastal dune succession. *Acta Botanica Neerlandica* 43, 189-203.

Grontmij Geogroep (1996). *Interpretatie en analyse van digitale kleur-infrarode orthofoto's van de gebieden Helmduinen en Kijfhoek/Bierlap*.

Grontmij Geogroep (1998). *Monitoringsysteem AWD/Meijendel. Test van fotoschalen en validatie fuzzy graslandkartering*.

Gundersen, P., Callesen, I. and Vries, W. de (1998). Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution* 102: 403-407.

Haaf, C. ten en Bakker, T.W.M. (1992). *Zuidervlak; Vegetatiekartering in het kader van de monitoring van Effect Gerichte Maatregelen (EGM) tegen verzuring en eutrofiering in open droge duinen*. Ten Haaf en Bakker ecologisch en hydrologisch adviesbureau, Alkmaar.

Haaf, C. ten en Bakker, T.W.M. (1992). *De Slahoeck; Vegetatiekartering in het kader van de monitoring van Effect Gerichte Maatregelen (EGM) tegen verzuring en eutrofiering in open droge duinen*. Ten Haaf en Bakker ecologisch en hydrologisch adviesbureau, Alkmaar.

Haaf, C. ten en Bakker, T.W.M. (1994). *Duin en Kruidberg Zuidervlak 1994; Monitoring van effectgerichte maatregelen tegen verzuring in open droge duinen. Referentie projekt begrazing*. Ten Haaf en Bakker ecologisch en hydrologisch adviesbureau, Alkmaar.

Haaf, C. ten en Bakker, T.W.M. (1994). *Zwanenwater Slahoeck 1994; Monitoring van effectgerichte maatregelen tegen verzuring in open droge duinen. Referentie projekt begrazing*. Ten Haaf en Bakker ecologisch en hydrologisch adviesbureau, Alkmaar.

Haaf, C. ten en Bakker, T.W.M. (1999). *Duin en Kruidberg Zuidervlak 1998-1999; Monitoring van effectgerichte maatregelen tegen verzuring in open droge duinen. Referentie projekt begrazing*. Ten Haaf en Bakker ecologisch en hydrologisch adviesbureau, Alkmaar.

Haaf, C. ten en Bakker, T.W.M. (1999). *Zwanenwater Slahoeck 1998-1999; Monitoring van effectgerichte maatregelen tegen verzuring in open droge duinen. Referentie projekt begrazing*. Ten Haaf en Bakker ecologisch en hydrologisch adviesbureau, Alkmaar.

Van der Hagen HGJM (1996) Paarden en koeien in Meijendel. Een evaluatie van vijf jaar begrazing in Kijfhoek/Bierlap en Helmduinen. Rapport N.V. Duinwaterbedrijf Zuid-Holland, 48 pp..

Harkel, M.J. ten (1998). *Nutrient pools and fluxes in dry coastal dune grasslands*. Thesis University of Amsterdam.

Holland, E.A. and Detling, J.K. (1990). Plant response to herbivory and belowground nitrogen cycling. *Ecology* 71: 1040-1049.

Hom, C.C., P.H.C. Lina, G. van Ommering, R.C.M. Creemers & H.J.R. Lenders (1996). *Bedreigde en kwetsbare reptielen en amfibieën in Nederland*. Toelichting op de Rode Lijst. IKC Natuurbeheer, Wageningen.

Hornman M (1996) De effecten van verzuring en eutrofiëring door atmosferische stikstof- en zwavelverbindingen op terrestrische fauna. Scriptie no. 193, Aquatische Oecologie en Milieubiologie, KUN, Nijmegen, 29 pp..

Isermann, M. & Cordes, H., (1992). Changes in dune vegetation on Spiekeroog (East Friesian islands) over a 30 year period. In: *Coastal Dunes*, Carter, Curtis & Sheehy-Skeffington (eds), pp. 201-209.

- Jungerius, P.D., Verheggen, A.J.T. & Wiggers, A.J.W. (1981). The development of blowouts in "De Blink", a coastal area near Noordwijkerhout, The Netherlands. *Earth Surface Processes and Land Forms* 6: 375-396.
- Jungerius, P.D. & F. van der Meulen (1985). De ontwikkeling van stuifkuilen in het duinterrein Meijendel. *Landschap* 1985 (2): 143-151.
- Jungerius, P.D. & Meulen, F. van der (1989). The development of dune blowouts, as measured with erosion pins and sequential air photos. *Catena* 16: 369-376.
- Klapwijk GJ (1996) Een schets van het duinbeheer tot de 18e eeuw. Meijendel Med. 30: 1-12.
- Kleukers RMJC, Van Nieuwkerken EJ, Odé B, Willemse LPM & Van Wingerden WKRE (1997) De sprinkhanen en krekels van Nederland (Orthoptera). KNNV, Utrecht, en EIS, Leiden, 416 pp..
- Koerselman, W. & Meuleman, A.F.M. (1996) The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology* 33, 1441-1450.
- Kjönaas, O.J. (1999) In situ efficiency of ion exchange resins in studies of nitrogen transformation. *Soil Science Society America Journal* 63, 399-409.
- Kooijman, A.M. (2004). Environmental problems and restoration measures in coastal dunes in the Netherlands. In: Martinez, M.L and Psuty, N.P (eds). Coastal dunes, Ecology and Conservation. *Ecological Studies* 171: 243-258. Springer Verlag:
- Kooijman, A.M. & de Haan, M.W.A. 1995. Grazing as a measure against grass-encroachment in Dutch dry dune grasslands: effects on vegetation and soil. *Journal of Coastal Conservation* 1, 127-134.
- Kooijman, A.M., Takken, I., Dopheide, J.C.R., Sevink, J. & Verstraten, J.M. (1996). *De rol van fosfor bij de vergrassing van de Nederlandse kustduinen*. Intern rapport Fysisch Geografisch Bodemkundig Laboratorium, Universiteit van Amsterdam.
- Kooijman, A.M., Dopheide, J., Sevink, J., Takken, I. & Verstraten, J.M. (1998). Nutrient limitation and their implications on the effects of atmospheric deposition in coastal dunes: lime-poor and lime-rich sites in the Netherlands. *Journal of Ecology* 86: 511-526
- Kooijman, A.M. and Smit, A. (2001). Grazing as a measure to reduce nutrient availability and plant productivity in acid dune grasslands and pine forests in The Netherlands. *Ecological Engineering* 17: 63-77.
- Kooijman, A.M. and Besse, M. (2002). On the higher availability of N and P in lime-poor than in lime-rich coastal dunes in the Netherlands. *Journal of Ecology* 90: 394-403.
- Lambers, H., Chapin III, F.S. & Pons, T.L. (1998) *Plant Physiological Ecology*. Springer-Verlag, New York.
- Lensink BM (1963) Distributional ecology of some Acrididae (Orthoptera) in the dunes of Voorne, Netherlands. Proefschrift, Leiden, 443 pp..
- Marrs, R.H., Rizand, A. and Harrison, A.F. (1989). The effects of removing sheep grazing on soil chemistry, above-ground nutrient distribution, and selected aspects of soil fertility in long-term experiments at Moor House National Nature Reserve. *Journal of Applied Ecology* 26: 647-661.

Meulen, F. van der, A.M. Kooijman, M.A.C. Veer & J.H. van Boxel (1996). *Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in open droge duinen; eindrapport fase 1*. Fysisch Geografisch en Bodemkundig Laboratorium, Universiteit van Amsterdam.

Molenaar JG., de (1995). Functioneren en beheren van heide. Basisrapport heide 4. IBN-DLO, Wageningen, 44 p..

Van der Niet, T (2001). Begrazing en Broedvogels in Meijndel. "De verschillen in de ontwikkeling van het aantal broedvogelterritoria gedurende 10 jaar begrazing tussen een begraasd en onbegraasd gebied van Meijndel". Duinwaterbedrijf Zuid-Holland, Katwijk, 24 pp..

Nijssen M, Esselink H, Van Duinen GJ, Geertsma M, Jansen J, Kuper J (2001a) Gevolgen van vermessing, verzuring en verdroging en van beheersmaatregelen op de fauna, vegetatie en abiotiek van duingebieden op Ameland en Terschelling. Rapport Stichting Bargerveen, Nijmegen.

Nijssen, M., K. Alders, N. van der Smissen & H. Esselink (2001b). Effects of grass-encroachment and grazing management on carabid communities of dry dune grasslands. *Proceedings Experimental and Applied Entomology (NEV)* 12: 113-120.

Noordam AP (1996) Spinnen in Meijndel. Bewerking van het '1953-1960-materiaal'. Meijndel Med. 29: 1-24.

Olff H & Boersma SF (1998) Langetermijn veranderingen in de konijnenstand van Nederlandse duingebieden: oorzaken, en gevolgen voor de vegetatie. Landbouwwuniversiteit Wageningen, 90 pp..

Olff, H. and M.E. Ritchie (1998) Effects of herbivores on grassland plant diversity. *TREE*, 13: 261-265.

Ommering, G. van; Verstraël, T. (1987). Vogels van Berkheide, 10 jaar vogelpopulatie-onderzoek in het duingebied Berkheide. Werkgroep Berkheide Stichting Publikatiefonds Duinen.

Oosterbaan BWJ & Baeyens G (1998) Fauna in het noordwestelijke deel van de Amsterdamse Waterleidingduinen. Een beschrijving en waardering van de huidige situatie en de potentiële effecten van enkele vernattingsscenario's. Rapport Gemeentewaterleidingen Amsterdam, 115 pp..

Ouedraogo, R.M., Goettel, M.S. & Brodeur, J., 2004. Behavioral thermoregulation in the migratory locust: a therapy to overcome fungal infection. *Oecologia* 138-2: pp. 312-319.

Overleg Duinhagedis (1999) De Duinhagedis voor de toekomst behouden. Over duinbeheer, versnippering en monitoring. Verslagen en Technische Gegevens 79: Instituut voor Systematiek en Populatiebiologie, Universiteit van Amsterdam.

Pastor, J., Dewey, B., Naiman, R.J., McInnes, P.F. and Cohen, Y. (1993). Moose browsing and soil fertility in the boreal forests of Isle Royale National Park. *Ecology* 74: 467-480.

Pavlik, B.M. (1983) Nutrient and productivity relations of the dune grasses *Ammophila arenaria* and *Elymus mollis* L. Blade photosynthesis and nitrogen use efficiency in the laboratory and field. *Oecologia* 57, 227-232.

Peeters, T.M.J.; Nijssen, M.E.; Esselink, H (2001). Bijen in Nederlandse heidelandschappen. De Levende Natuur 102-4, 159-165.

Phoenix, G.K., Booth, R.E., Leake, J.R., Read, D.J., Grime, J.P and Lee, J.A. (2003). Effects of enhanced nitrogen deposition and phosphorus limitation on nitrogen budgets of semi-natural grasslands. *Global Change Biology* 9: 1309-1321.

Pluis JLA (1986) Landschapsecologisch onderzoek van het wilde konijn, *Oryctolagus cuniculus* (L.) in Meijndel. Rapport Universiteit van Amsterdam.

Pluis, J.L.A. (1993). *The role of algae in the spontaneous stabilization of blow-outs*. Thesis University of Amsterdam.

Putten, W. van der, Dijk, C. van and Peters, C. (1993) Plant-specific soil-borne diseases contribute to succession in foredune vegetation. *Nature* 362: 53-55.

RIN (1984). *Levensgemeenschappen*. Pudoc, Wageningen.

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

Scheu, S. (1997). Effects of litter (beech and stinging nettle) and earthworms (*Octolasion lacteum*) on carbon and nutrient cycling in beech forests on a basalt-limestone gradient: A laboratory experiment. *Biology and Fertility of Soils* 24: 384-393.

Sjöberg, R.M. and Persson, T. (1998). Turnover of carbon and nitrogen in coniferous forest soils of different N-status and under different $^{15}\text{NH}_4\text{-N}$ application rate. *Environmental Pollution* 102: 385-393.

Schuster, J.L. (1964) Root development of native plants under three grazing intensities. *Ecology* ,45: 63-70.

Seaward, M.R.D. (ed) (1977). *Lichen Ecology*, Academic Press, London, New York, San Francisco.

Siepel H (1990) The influence of management on food size in the menu of insectivorous animals. *Proceedings of Experimental & Applied Entomology* 1: 69-74.

Sloet van Oldruitenborgh, C.J.M. (1976). Duinstruwelen in het Deltagebied. Dissertatie Landbouwhogeschool Wageningen. *Mededelingen Landbouwhogeschool Wageningen* 76-8.

Smit CJ, Den Hollander J, Van Wingerden WKRE & Wolff WJ (1981) Terrestrial and freshwater fauna of the Wadden Sea area. Final report of the section 'Terrestrial Fauna' of the Wadden Sea Working Group. Stichting Veth tot steun aan Waddenonderzoek, Leiden, 275 pp..

Smit, A. (2000) *Impact of grazing on carbon and nutrient cycling in a grass-encroached Scots pine forest*. Thesis University of Amsterdam.

Smit, A. and Kooijman, A.M. (2001) Impact of grazing on the input of organic matter and nutrients to the soil in a grass-encroached Scots pine forest. *Forest Ecology and Management*, in press.

Smit, A., Kooijman, A.M. and Sevink (in press). Impact of grazing on litter decomposition and nutrient availability in a grass-encroached Scots pine forest. *Forest Ecology and Management*.

Struijk R (1996) Mierenleeuwen in de duinen van Walcheren. *De Levende Natuur* 97(4): 155-159.

Stuijfzand SC, Van Turnhout CAM & Esselink H (2004) Gevolgen van verzuring, vermessing en verdroging en de invloed van beheer op heidefauna. 2. Basisdocument. Studie in opdracht van EC-LNV door Stichting Bargerveen, SOVON, VOFF en Alterra. Uitgave EC-LNV, Ede. 270 pp.

Swift, M.J., Heal, O.W. & Anderson, J.M. (1979) *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Tamm, C.O. (1991) *Nitrogen in terrestrial ecosystems*. Ecological Studies, Volume 81, Springer-Verlag, Berlin.

Ten Harkel MJ & Van der Meulen F (1996) Impact of grazing and atmospheric nitrogen deposition on the vegetation of dry coastal dune grasslands. *J. Veg. Sci.* 7(3): 445-452.

Tietema, A. (1992) Nitrogen cycling and soil acidification in forest ecosystems in the Netherlands. PhD thesis University of Amsterdam.

Til, M. van & J. Mourik (1999). Hiëroglfen van het zand. Vegetatie en landschap van de Amsterdamse Waterleidingduinen. Gemeentewaterleidingen Amsterdam.

Tonneijck, F.H. (2000). The effect of soil organic matter quality and quantity and soil pH on decomposition and net nitrogen mineralisation rates. Masters thesis University of Amsterdam.

Tracy, B.F. and Frank, D.A. (1998). Herbivore influence on soil microbial biomass and nitrogen mineralization in a northern grasslands ecosystem: Yellowstone National Park. *Oecologia* 114: 556-562.

Turnhout, Ch. van, S. Stuijfzand, M. Nijssen & H. Esselink, 2003. Gevolgen van verzuring, vermessing en verdroging en invloed van herstelbeheer op duinfauna. Basisdocument Inhaalslag OBN-Fauna Duinen. Studie in opdracht van EC-LNV door Stichting Bargerveen, SOVON, VOFF en Alterra. Uitgave EC-LNV, Ede. 270 pp.

Veer, M.A.C. (1997) Nitrogen availability in relation to vegetation changes resulting from grass-encroachment in Dutch dry dunes. *Journal of coastal conservation* 3, 41-48.

Veer, M.A.C. and Kooijman, A.M. (1997) Effects of grass-encroachment on vegetation and soil in Dutch dry dune grasslands. *Plant and Soil* 192, 119-128.

Veling K & Van Swaay C (1994) De duinen; nog steeds een vlinderparadijs. *Vlinders* 6-9.

Verhoeven, J.T.A., Kooijman, A.M. & van Wirdum, G. (1988) Mineralization of N and P along a trophic gradient in a freshwater mire. *Biogeochemistry* 6, 31-43.

Verhoeven, J.T.A., Maltby, E. & Schmitz, M.B. (1990) Nitrogen and phosphorus mineralization in fens and bogs. *Journal of Ecology* 78, 713-726.

Verstrael T & Van Dijk AJ (1998) Foxes of grasses? Breeding birds of Dutch coastal dunes since 1984. *Limosa* 70(4): 163-178.

Vertegaal, C.T.M., Louman, E.G.M., Bakker, T.W.M., Klijn, J.A. en Meulen, F. van der (1991). *Monitoring van effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiering in open droge duinen: prae-advies*. Bureau Duin en Kust.

Vestergaard, P. & V. Alstrup (1996). Loss of organic matter and nutrients from a coastal dune heath in northwest Denmark caused by fire. *Journal of Coastal Conservation* 2: 33-40.

- Vliet, F van der & G. Baeyens (1995). Voedsel van vossen in de duinen: variatie in ruimte en tijd. Rapport Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, Utrecht, 91 pp..
- Vogels, J. (2004). Effecten van vermossing door *Campylopus introflexus* op de bodem-entomofauna van droge duingraslanden (*Viola-corynephoretum*): Een pilot-studie.. Stageverslag Stichting Bargerveen / Afd Dierecologie Radboud Universiteit Nijmegen
- Wallage-Drees JM (1988) Rabbits in the coastal sand dunes; weighed and counted. Proefschrift, 150 pp..
- Wallis de Vries MF, Knotters JC (2000) Effecten van gefaseerd maaibeheer op de ongewervelde fauna van graslanden. *De Levende Natuur* 101: 37-41.
- Wallis de Vries MF (2001) Does extensive grazing benefit butterflies in coastal dunes? *Restoration Ecology*,
- Wardenaar, E.C.P. (1987) A new hand tool for cutting soil monoliths. *Canadian Journal of Soil Science* 67, 405-407.
- Westhoff, V.W. en Oosten, M.F., van (1991). De Plantengroei van de Waddeneilanden. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging.
- Westrich P (1989) Die Wildbienen Baden-Württembergs. Allgemeiner Teil: Lebensräume, Verhalten, Ökologie und Schutz. Ulmer, Stuttgart.; Westrich P (1989) Die Wildbienen Baden-Württembergs. Spezieller Teil: Die Gattungen und Arten. Ulmer, Stuttgart.
- Wiersma, R. (2000). Vergrassing in relatie tot de beschikbaarheid van fosfor in de droge duinen; een onderzoek op het Duitse Waddeneiland Spiekeroog. Masters thesis University of Amsterdam.
- Willis, A.J. (1963) Braunton Burrows: the effects on the vegetation of the addition of mineral nutrients to the dune soils. *Journal of Ecology* 51: 353-374.
- Wingerden, W.K.R.E. van, Musters, J.C.M, Maaskamp, F.I.M, 1991. The influence of temperature on the duration of egg development in West European grasshoppers (Orthoptera: Acrididae). *Oecologia* 87, pp. 417-423.
- Wingerden W.K.R.E. van, Bink F.A., Jonkers D.A., Niewold F.J.J., Wijnhoven A.L.J. (1997) Gedomesticeerde grote grazers in natuurterreinen en bossen: een bureaustudie. II. De effecten van begrazing. Rapport IBN-DLO no. 258, Wageningen, 128 pp..

Bijlage: Faunarichtlijnen voor uitvoeren van herstelmaatregelen in open droge duinen

B1.1 Richtlijnen voor uitvoering van herstelmaatregelen

In hoofdstuk 6 worden de belangrijkste problemen besproken waar de duinfauna op het moment mee geconfronteerd wordt als gevolg van verzuring, vermessing en verdroging. In principe moeten herstelmaatregelen er op gericht zijn deze problemen op te heffen of te verzachten. In paragraaf 6.4 wordt echter duidelijk dat maatregelen ook nieuwe problemen kunnen opwerpen voor de fauna, in eerste instantie omdat bij de uitvoering vaak alleen met de abiotiek en vegetatie rekening wordt gehouden. Het is niet zozeer dat de maatregelen als zodanig ongeschikt zijn, maar het is vaak de wijze, schaal en intensiteit waarmee ze worden uitgevoerd die voor dieren negatieve gevolgen hebben.

Beheer moet gericht zijn op het in stand houden of scheppen van de levenswaarden voor organismen die wij als karakteristiek voor het duinlandschap beschouwen. Om dit duurzaam te garanderen, biedt het herstellen van natuurlijke processen waarschijnlijk het meeste perspectief, omdat de meeste karakteristieke open duinsoorten zijn aangepast aan het leven in een dynamische omgeving, waarbij primaire successiestadia steeds opnieuw ontstaan. Patroonbeheer komt daarom pas op de tweede plaats, in tegenstelling tot op de heide, waar de invloed van natuurlijke dynamiek van oudsher veel kleiner is. Ook in de duinen zal aanvullend patroonbeheer echter nodig blijken, zeker zolang de invloed van natuurlijke dynamiek beperkt is en de invloed van atmosferische depositie groot. In de laagdynamische binnenduintrand zal patroonbeheer altijd belangrijk blijven (wat van oudsher al zo was). Uitgangspunt moet daarom zijn dat het beheer gericht is op het herstellen van oorspronkelijk aanwezige natuurlijke processen zowel geomorfologisch (bv. verstuing en ontstaan natte duinvalleien) als hydrologisch (bv. invloed grondwater). Daarnaast kan gedacht worden aan herstel van het vroegere agrarische gebruik van zeedorpen en vroongraslanden, begrazing van duingraslanden, maaien van duinvalleien en kleinschalig plaggen. Ook waar natuurlijke processen niet meer op gang kunnen worden gebracht, moet worden ingegrepen met patroonbeheer met behulp van OBN-maatregelen. Vegetatie en fauna moeten in kaart worden gebracht om te voorkomen dat met (grootschalige) maatregelen (bv. regeneratie natte duinvalleien) zeldzame soorten verloren gaan.

B.1.2 Heterogene duinlandschappen

Sleutelbegrip voor het voor kunnen komen van veel karakteristieke diindieren is in principe een landschap met een grote ruimtelijke afwisseling in milieutypen (terreinheterogeniteit). Hierbij gaat het onder andere om de volgende elementen:

- alle vegetatietypen die karakteristiek zijn voor de aanwezige milieus (droog of nat, kalkarm of -rijk, hoog of laag dynamisch, voedselarm of -rijk, noord- of zuidhelling), met de plantensoorten die daarin thuishoren;
- grote leeftijds- en hoogteverschillen in de vegetatie;
- grote verschillen in open en dicht begroeide plekken;
- plekken met kaal zand in het horizontale, hellende en verticale vlak (met name in het droge duin). Zowel grote stuifkuilen als kleinere plekken van 1-10 m², vooral op het zuid(west)en georiënteerd. Het zand moet droog en humusarm zijn;
- veel reliëf in de bodem op micro-, meso- en macroschaal;
- grote verschillen in de dikte van organische lagen;
- een groot en divers bloemaanbod;

- plaatselijk oude gras- en mospollen;
- terreindelen met verspreide opslag van struiken, bomen en boomgroepen;
- terreindelen zonder opslag en
- (gedeeltelijk) droogvallende wateren met pioniersvegetaties en vegetaties van verdere successiestadia

Deze elementen komen voor in kleinschalige mozaïekpatronen, met zowel geleidelijke als scherpe overgangen tussen vegetaties en naar andere landschappen (bos, extensief cultuurland in binnenduin, kwelders). Het plaatselijk voorkomen van storingsvegetaties, verruigde vegetaties (braamstruwelen, wilgen, distels) en kleinschalig afwijkende, rommelige of ruderaal plekken (zoals maaiseldepots, mest- en puinhopen, dood hout) heeft ook een verrijkende invloed op de diversiteit.

B.1.3 Hoe maatregelen uit te voeren: algemene vuistregels

Enkele algemene richtlijnen t.a.v. uitvoeringsaspecten zijn van toepassing op alle maatregelen die voor patroonbeheer worden uitgevoerd. Het zijn richtlijnen in kwalitatieve termen. Belangrijk is dat deze gedachtegang meer gemeengoed wordt in de huidige beheerpraktijk. Deze algemene richtlijnen leveren zeer waarschijnlijk veel extra's voor de fauna op.

- Voer de maatregelen zo kleinschalig mogelijk uit ('patch-work');
- Faseer de maatregelen zo veel mogelijk in tijd en ruimte;
- Voer de maatregelen niet te 'eenvormig' en 'netjes' uit, breng variatie aan op kleine schaal;
- Streef met het te voeren beheer naar zo groot mogelijke variatie in (systeemkarakteristieke) vegetatie(structuur) in het terrein als geheel;
- Zorg dat er enige vorm van 'kunstmatige' dynamiek in het terrein aanwezig is als de natuurlijke dynamiek gering is; zelfs het op kleine schaal toestaan van recreatie (bv. ruitpaden, wandelpaden) kan hier een bijdrage aan leveren, evenals graafactiviteiten t.b.v. waterwinning.
- Laat de intensiteit en de frequentie van maatregelen afhangen van de kwetsbaarheid van het terrein. Als vuistregel geldt dat terreinen met een hoge productie (natte/vochtige duinen, zeedorpenlandschappen) een hogere beheersintensiteit kunnen verdragen dan terreinen met een lage productie (droge duinen).

B.1.4 Vastleggen van uitgangssituatie

Leg altijd de uitgangs- of nulsituatie van de vegetatie en fauna vast voordat de maatregelen worden uitgevoerd. Dit is met name belangrijk bij grootschalig (proces)beheer. Pas als bekend is welke diersoorten (en hun eventuele voedselplanten) waar aanwezig zijn, kan hiermee optimaal rekening worden gehouden bij de uitvoering. Immers, iedere soort is voor zijn voortbestaan afhankelijk van bepaalde levensomstandigheden (en keuzes moeten dan ook gemaakt en geëxpliciteerd worden). De aanwezigheid van bepaalde zeldzame of kwetsbare soorten kan bovendien maken dat aanvullend maatwerk nodig is of dat van een bepaalde maatregel moet worden afgezien. Daar staat tegenover dat als in de uitgangssituatie alleen nog maar algemeen en overal voorkomende soorten of mobiele soorten aanwezig zijn, er dan soepeler met de richtlijnen kan worden omgegaan (ten aanzien van tijdstip, intensiteit en omvang). Een andere belangrijke reden om de uitgangssituatie vast te leggen is dat de effectiviteit van een bepaalde maatregel pas geëvalueerd kan worden als de uitgangssituatie bekend is.

B.2 Begeleidende teksten en faunarichtlijnen bij de confrontatietabellen

(1) Niets doen

De tabellen zijn opgesteld voor vegetaties die zodanig onder druk staan van verzuring en vermessing dat herstelbeheer noodzakelijk is vanwege verruiging of vermossing en de daarmee samenhangende verarming aan planten en diersoorten. Wanneer geen ingrepen worden gedaan zullen plant- en diersoorten van open droge duinen verdwijnen.

(2) Maaïen en afvoeren

Bij de maatregel maaïen en afvoeren gaat het om het afzetten, verwijderen en afvoeren van het bovengrondse deel van de vegetatie (tegengaan van effecten van vermessing). Maaïen kan het Konijn faciliteren, waardoor deze kleine grazer het terugdringen van vergrassing over kan nemen. Hiervoor moet echter eerst de konijnstand herstellen van de dip die de ziekten myxomatose en VHS hebben veroorzaakt. Maaïen vertraagt weliswaar de vorming van een dikke strooisellaag, maar heeft als nadeel dat er vrij homogene vlakken kunnen ontstaan wat betreft vegetatiestructuur. Op kleine schaal biedt maaïen echter goede perspectieven voor een gevarieerde vegetatiestructuur. Voorts levert maaïen een lage, dichte vegetatie op in plaats van plekken met een kale, zandige bodem en wordt bij gebruik van zware machines het microreliëf van de bodem genivelleerd door de wioldruk. Met maaïen en afvoeren wordt het grootste deel van het dierenleven in de vegetatie verwijderd. Vanwege de geringere afvoer van nutriënten bij maaïen dan bij plaggen zal de frequentie van maaïen groter moeten zijn. Jaarlijks maaïen en afvoeren kan positieve effecten hebben op sommige diersoorten, mits de maatregel wordt uitgevoerd op een tijdstip dat de levenscyclus van deze soorten niet wordt verstoord (bijv. eieren in de grond, rupsen/poppen in strooisellaag, adulten op andere locaties actief).

Richtlijnen:

Maatregel niet uitvoeren of minstens heroverwegen indien:

- Er voor het ter plaatse voorkomende bodemtype geen adequate maaï- en afvoerapparatuur beschikbaar is. Brede banden zullen weliswaar het microreliëf beter intact laten, maar kunnen een groot deel van de aanwezige dieren vernietigen, omdat een groter oppervlak wordt bestreken.
- De productie van de vegetatie te gering is om doelmatig te kunnen maaïen en hooien (biomassa van het gewas ter plekke minder dan ongeveer 2 ton/ha in hoogzomer).
- Er bijzondere diersoorten voorkomen waarvoor het effect van de maatregel niet is in te schatten.
- Er overwegend heidevegetatie staat. Vanwege het slechte regeneratievermogen vochtige Kraaiheidevegetaties niet maaïen.
- *Wijze van uitvoeren*
- De uitgangssituatie dient te worden vastgelegd, zodat met bedreigde en karakteristieke soorten rekening kan worden gehouden. Bovendien voor karakteristieke soorten geschikte terreindelen opsporen, om deze zo gericht te kunnen sparen.
- Maaïen dient gefaseerd uitgevoerd te worden. Hierbij dient minimaal 10-30%, afwisselend strook- en vlakvormig, te blijven staan voor een volgende maaibeurt datzelfde jaar. Het is van belang om temporeel consequent te zijn: delen die gemaaid worden, moeten óf altijd vroeg, óf altijd laat gemaaid worden. Sommige delen mogen nooit gemaaid worden (bv. de randen).
- De frequentie van maaïen is per terrein verschillend, maar mag nooit hoger zijn dan eens per jaar. Voor het beheren van zomen mag niet elk jaar worden gemaaid. Graslanden en valleien kunnen om de 2-5 jaar gemaaid, kwelplassen en rietzomen maximaal eens in de vier jaar. Helmvergrassing wordt een keer in de 2

- à 3 jaar gemaaid. Vochtige of natte delen kunnen vaker (jaarlijks) gemaaid worden dan droge delen (twee- of driejaarlijks).
- De vegetatie niet te kort afmaaien; de onderste 10 cm laten staan (t.b.v. sparen dierenleven).
- Berijding van terrein met machines zoveel mogelijk beperken.
- Van binnen naar buiten maaien zodat fauna aan de randen kan ontsnappen (gebruik ook wildredder!)
- Niet alle jonge bomen en aanwezig struweel in een terrein voorafgaand aan of tijdens het maaien verwijderen.
- Deel van het maaisel voor afvoer enkele dagen laten liggen of schudden zodat de aanwezige fauna de mogelijkheid wordt geboden om te ontsnappen.

Tijdstip van maaien

Met behulp van het programma 'Vlinderexpert' (Siepel *et al.*, 1996) is de keuze van het maaitijdstip voor dagvlinders voor een bepaald terrein nauwkeuriger te bepalen in afhankelijkheid van de aanwezige soorten (vaststellen in uitgangssituatie!) en terreinsituatie. Een richtlijn voor schrale vegetaties is dat een maaitijdstip in de maand september met betrekking tot dagvlinders gunstig is. Voor andere diergroepen geldt over het algemeen dat zo laat mogelijk maaien de voorkeur heeft.

(3) Plaggen

Doel van plaggen is het afvoeren van nutriënten (tegengaan van vermessing). Het is de meest rigoureuze vorm van verwijderen van de vegetatie en de humeuze toplaag. Vrijwel alle voedingsstoffen die zich in de loop der jaren in een systeem hebben verzameld worden afgevoerd. Bij plaggen wordt het gehele organische deel van het bodemprofiel tot op de minerale bodem verwijderd, en daarmee (praktisch) ook al het dierenleven.

Het plaggen van open droge duinen kan tot een toename leiden van warmte- en droogteminnende faunasoorten en tot een toename van nestgelegenheid in open zand (m.n. bijen en wespen). De direct effecten op de fauna zijn echter altijd negatief (vernietiging individuen en/of habitat) en veel soorten hebben naast open plekken ook beschermende vegetatie en voedsel nodig. Voor grootschalig plaggen om verstuiving te reactiveren zie punt (4).

Richtlijnen:

Maatregel niet uitvoeren of minstens heroverwegen indien:

- Het gaat om terreindelen waar de vegetatie wordt afgewisseld met open plekken, overgangszones, zuidhellingen en delen met veel microreliëf.
- Het beoogde terrein verdroogd is, omdat de kans op verzuring (m.n. vrijkomen aluminium) dan vrij groot is (geldt met name voor het kalkarme district). In dit geval eerst hydrologische maatregelen nemen alvorens te plaggen.
- Het gaat om heidevegetaties met enkel ijle begroeiing van grassen (bedekking lager dan 50%).
- Er bijzondere diersoorten voorkomen waarvoor het effect van de maatregel niet is in te schatten.
- Er overwinteringsplaatsen van karakteristieke diersoorten (bv. Zandhagedissen) aanwezig zijn.

Wijze van uitvoeren

- Per jaar maximaal 4-5% van het vergraste deel bewerken, in een totale omlooptijd van 20-25 jaar. In kleine terreinen maximaal 25%. Selecteer de plekken met de minste structuurvariatie om te plaggen. Daarbij moeten ook delen ongemoeid blijven (bv. horsten Pijpenstrootje), opdat hier een dikke humuslaag kan ontwikkelen.
- Na de plagwerkzaamheden een lange periode van rust in acht nemen (15-30 jaar, afhankelijk van de successiesnelheid).
- Kleinschalig plaggen in stroken in oppervlaktes van 10 – 100 m², met telkens een tussenruimte van 5-10m. Plaggen mag alleen grootschalig uitgevoerd worden om dynamische processen (verstuiving) weer op gang te brengen.

- ‘Slordig’ plaggen; het is goed als er af en toe wat strooisel achterblijft door bijvoorbeeld de plagmachine even “op te tillen” (reliëf aanbrengen d.m.v. het creëren van geleidelijke overgangen van verschillende plagdieptes: warme, droge zuidhellinkjes en koele noordhellinkjes).
- Geen plagstroken van opeenvolgende leeftijden naast elkaar leggen. Dus zoveel mogelijk variatie proberen aan te brengen in de leeftijdsstructuur van de te plaggen delen.
- Plag pleksgewijs dieper tot op het gele zand waarmee kleine open zandige plekken met steilrandjes in het terrein worden gecreëerd (steilrandjes maken die door erosiewerking afkalven).
- Plaggen kan over het algemeen beter worden uitgevoerd met een graafmachine dan met een plagmachine. Deze machines bieden de mogelijkheid om reliëfvolgend en nauwkeuriger te plaggen, vooral ook omdat ze zijdelings kunnen kantelen. De reguliere plagmachines die hier meestal voor worden gebruikt zijn niet in staat reliëfvolgend te werken en nemen alles mee wat ze tegenkomen. Het beste is natuurlijk om handmatig te plaggen.
- Altijd een deel (10%) van het plagsel in hopen aan de rand van het terrein laten liggen.
- De uitgangssituatie dient te worden vastgelegd, zodat met bedreigde en karakteristieke soorten rekening kan worden gehouden. Bovendien voor karakteristieke soorten geschikte terreindelen opsporen (bv. concentraties Zandhagedissen, nectarplantenbloembezoekers zoals Kartelblad, orchideeën, Ratelaar), om deze zo gericht te kunnen sparen of juist aangrenzende delen uit te kiezen als plaglocatie.

Tijdstip van uitvoeren

De directe gevolgen van plaggen voor de fauna ter plekke zijn altijd negatief en een echt gunstig tijdstip is dus niet te geven. Over het algemeen lijkt oktober de beste maand om te plaggen. De meeste groepen hebben dan hun voortplantingsfase achter de rug en zijn nog niet in overwintering. Voor reptielen geldt het voorjaar (april-juli) echter als beste periode (in augustus-november worden jongen geboren en in winter bevinden ze zich ondergronds).

Plaggen uitvoeren bij droog weer. Dan is er minder kans op bodemverdichting en het af te voeren materiaal is lichter.

(4) Verstuiven

Het doel van verstuiving is om dynamische processen weer op gang te brengen: het duin verjongt en de vegetatiesuccessie kan pleksgewijs opnieuw beginnen. Verstuiving creëert open zandige plekken en een sterke groei van enkele grassoorten, zoals Helm, Duinriet en Zandzegge. De nieuw gegroeide plantendelen (boven- en ondergrondse biomassa) zijn voedzaam en worden geprefereerd door grazers boven niet overstoven grasvegetaties. Ook een aantal insectensoorten (zoals larven van bladsprietkevers) profiteren van dit hoge voedselaanbod. Daarnaast kunnen soorten profiteren die nestelen in open, los-zandige bodem zoals roofvliegen en Zandhagedis. Bij verstuiving tot aan het grondwater kunnen nieuwe duinplassen ontstaan, met de daarbij behorende watervegetatie en fauna. Voor dier- en plantsoorten van stabiele milieus is overstuiving funest, aangezien het terreindeel in korte tijd volledig van karakter verandert. Indien grootschalige verstuiving niet mogelijk is kunnen kleinschalige maatregelen worden overwogen, zoals het verwijderen van vegetatie en organische bodemlaag op duintoppen of zuid-geëxponeerde hellingen. Deze kleinschalige maatregelen moeten waarschijnlijk wel om de paar jaar worden herhaald en missen waarschijnlijk de ‘motor’-werking die grootschalige overstuiving op de vegetatie en herbivore fauna heeft.

Richtlijnen:

Er is nog weinig bekend over de schaal waarop de maatregelen t.b.v. grootschalige primaire verstuiving moeten worden uitgevoerd. Het afplaggen van een te klein oppervlak is vaak niet effectief, een te groot oppervlak is bedreigend voor de leefgebieden van veel soorten (zowel op de plek van afplaggen als op plekken die ondergestoven zullen worden) en op veel locaties onacceptabel voor de

kustverdediging. Verder bestaat er een lastig dilemma: verstuiwing wordt getolereerd aan de zeezijde, maar aan de (bewoonde) binnenduinrand kan overstuiving tot overlast leiden.

Maatregel niet uitvoeren of minstens heroverwegen indien:

- Essentiële elementen niet ontzien kunnen worden, zoals geschikte leefgebieden van zeldzame soorten en kwetsbare vochtige duinvalleien.

Wijze van uitvoeren

- De uitgangssituatie dient te worden vastgelegd, zodat met bedreigde en karakteristieke soorten rekening kan worden gehouden.
- Voor kleinschalige ('secundaire') verstuiwingen wordt per locatie over een oppervlakte van enige aren de bodem afgeplagd tot op het minerale zand. Een deel van de plaggen aan de benedenwindse zijde deponeren. Bij overstuiving van dit organische materiaal kunnen zich distelveldjes ontwikkelen die als rijke nectarbronnen fungeren. Zo worden twee vliegen in één klap geslagen: ontwikkeling van pioniervegetatie en vestiging van nectarbronnen in de nabijheid.
- Vorming van paraboolduinen weer op gang brengen door stoppen met onderhoudsbeheer aan de zeereep (waar het kan). Dit is een passief proces. Paraboolduinen kunnen ook actief worden gemaakt. Hiertoe dient een groot oppervlakte (waarschijnlijk >10 ha) kaal te worden gemaakt. Het vrijmaken van een dergelijk grote oppervlakte is nodig om de verstuiwing aan de gang te krijgen. Belangrijk is om dit soort grootschalige projecten alleen uit te voeren in een gebied met weinig natuurwaarden.

(5) Begrazing

Het doel van begrazen is het instandhouden of herstellen van karakteristieke duinvegetaties en hun fauna, onder andere door het terugdringen van vergraste vegetaties en het creëren van meer variatie in vegetatiestructuur. In vergelijking met maaien leidt begrazing tot meer differentiatie in de vegetatie, maar er worden minder nutriënten afgevoerd. Er zijn drie typen te onderscheiden: jaarrondbegrazing binnen een raster, kort durende (seizoens)begrazing binnen een raster en zwerfbeweiding. De eerste twee typen kunnen intensief of extensief worden uitgevoerd, zwerfbeweiding is per definitie intensief. Welke graasdruk, soort grazer en type begrazing effectief is, hangt sterk af van de (variatie in) terreincondities, met name de biomassa-productie (consumptie/productie-ratio). Hoewel op veel plaatsen begrazing wordt ingezet is over de effecten van begrazing op de fauna weinig bekend. Een hoge graasdruk heeft vrijwel zeker een sterk direct negatief effect door betreding (vernietiging eieren, larven en nesten) en afname in variatie van de vegetatiestructuur (verlies schuil en overwinteringsplaatsen). Van lage graasdruk zijn zowel positieve effecten (dagvlinders) als negatieve effecten (spinnen, vogels, zoogdieren) bekend. Wanneer intensieve begrazing (plaatselijk) nodig is kan deze het best worden uitgevoerd met zwerfbeweiding, waarbij met een mobiel raster gefaseerd in de tijd kleine delen intensief worden begraasd. Naast het verwijderen van biomassa wordt bij intensieve begrazing door vertrapping een opener zode gecreëerd, wat met name op zuidhellingen tot water- en winderosie kan leiden. Dit kan gunstig zijn voor xero-thermofiele diersoorten, mits deze plek niet zeer regelmatig wordt betreden. Het toedienen van ontwormingsmiddelen en andere medicijnen moet vermeden worden, aangezien dit een sterk negatief effect kan hebben op de lokale mestfauna.

Richtlijnen:

Algemene voorwaarden voor uitvoering

- Om schaduwplekken te hebben voor het welzijn van de grazers moeten een paar boomgroepen of struwelen in de begrazingsseenheid zijn opgenomen. De ligging hiervan is sturend voor begrazingspatronen. Om ziekten te voorkomen moeten er naast natte ook enkele droge terreindelen aanwezig zijn, en er moeten in ieder geval (evt. kunstmatige) drinkplekken zijn.

- De uitgangssituatie dient te worden vastgelegd, zodat met bedreigde en karakteristieke soorten rekening kan worden gehouden. Bovendien voor karakteristieke soorten geschikte terreindelen opsporen, om deze zo gericht te kunnen sparen en relictpopulaties te behouden (utrasteren en eventueel aanvullend beheer).
- Begrazing alleen uitvoeren in terreinen die groter zijn dan 40 ha of eventueel in korte rotatie op kleinere terreinen.

Maatregel niet uitvoeren of minstens heroverwegen indien:

- Het gaat om terreinen die worden gekenmerkt door een grote variatie op kleine schaal.
- Het gaat om terreindelen waar de vegetatie wordt afgewisseld met open plekken, overgangszones, zuidhellingen en delen met veel microreliëf.
- Er bijzondere diersoorten voorkomen waarvoor het effect van de maatregel mogelijk negatief is.

Intensieve (herstel)begrazing

Wijze van uitvoeren

- Wordt begrazing ingezet om vergrassing tegen te gaan, en is dus een hoge graasdruk nodig, dan alleen het betreffende deel van het terrein intensief laten begrazen.
- Herstelbegrazing dient te worden gedaan in kleine uitgerasterde delen van het terrein die achtereenvolgens, en dus niet tegelijk, in begrazing worden genomen ('zwerfbegrazing'). Met zwerfbegrazing wordt een klein deel van het terrein (maximaal 2 ha) m.b.v. een flexinet omrasterd en voor korte tijd intensief begraasd, waarna het begraasde deel minimaal 2 tot 3 jaar met rust gelaten wordt.
- Het integraal begrazen van grote terreinoppervlakten waarvan delen sterk verschillen in nutriëntenstatus (terreinen met schrale bodems in combinatie met voedselrijke terreinen), levert niet altijd goede resultaten op, bijvoorbeeld wanneer meer dan de helft van het gebied voedselrijk is. Bij integrale begrazing van droog duin en vochtige duinvalleien is de kans groot dat duinvalleien overbegraasd worden, en droge duinen onderbegraasd. Om dit probleem te omzeilen kan men compartimentering toepassen: utrasteren van een deel van de duinvallei en/of beperken van de begrazing in de duinvallei tot de periode juni-oktober, oudere duinvalleien met duinheide van augustus-oktober.
- In natte, voedselrijke terreinen lijkt (jaarrond- of) zomerbegrazing de voorkeur te hebben, in droge voedselarme terreinen winterbegrazing. Winterbegrazing moet zeer extensief zijn, zodat delen waar gevoelige overwintersstadia van dieren zich bevinden, onbegraasd blijven.
- Kwetsbare gedeelten (oude structuurrijke duinheide, zoomvegetaties, intacte kruidenrijke duingraslanden, vrijstaande struiken, bomen, delen waar kwetsbare dieren voorkomen) dienen tijdelijk uitgerasterd te worden, totdat geschikte habitat van betreffende diersoorten is uitgebreid als gevolg van de maatregel.
- Fluctuaties in de begrazingsdichtheden zijn gunstig: perioden met kleinschalige overbegrazing afwisselen met perioden van lichte onderbegrazing. Monitoring van de vegetatie kan aangeven of intensivering of extensivering gewenst is.
- Runderen kunnen de aanwezige duinplassen bemesten. Zwakgebufferde wateren kunnen beter uitgerasterd worden, tenzij meerdere wateren aanwezig zijn (het vee gebruikt één of enkele plassen om te waden. Deze raakt daardoor bemest, en deze voedselrijke plas kan voor het terrein als geheel een meerwaarde hebben). Paarden vormen in terrestrische delen latrines, waardoor de kans op eutrofiëring van wateren door overbemesting kleiner is. Met paarden en runderen loopt men echter het risico dat de gehele rietgordel verdwijnt, dus dan is utrastering nodig.
- Betreding door grote grazers kan gunstig uitpakken doordat lokaal verstuiwing op gang kan worden gebracht. Indien er echter al open hellingen zijn waar kwetsbare diersoorten voorkomen, is het beter met schapen te begrazen. Deze hebben vaste gewoonten en zullen niet gauw door deze plekken lopen.

- Bij het toedienen van ontwormingsmiddelen aan grazers bestaat het risico dat bepaalde diergroepen juist daardoor in gebieden ontbreken. De uitscheidingsduur en concentratie in mest hangen af van de wijze van toediening. De langste uitscheiding treedt op bij slow release bolussen. De toxiciteit voor onder andere vliegen en mestkevers is in het laboratorium en in het veld aangetoond voor ivermectine. Over de toxische effecten van de andere middelen bestaat nog erg weinig documentatie.

Extensieve begrazing

Wijze van uitvoeren

- Altijd starten met een zeer lage begrazingsintensiteit in een deel van het terrein gedurende een deel van het jaar, en deze later eventueel opvoeren en uitbreiden op basis van gegevens over de ontwikkeling van de vegetatiestructuur.
- Aan te houden begrazingsintensiteit (aantal grootvee-eenheden per 100 ha):
 - Jaarrondbegrazing $\leq 3 - (5)$
 - Zomerbegrazing ≤ 8
 - Winterbegrazing $(1) - 2$
- In de natte/vochtige duingebieden mag de intensiteit hoger zijn dan in de droge duinen (vanwege een hogere productie). Belangrijk is echter wel deze graaseenheden te scheiden! (zie onderstaand punt) Mogelijk is een combinatie met een andere maatregel nodig om de effecten van vergrassing tegen te gaan.
- Het integraal begrazen van grote terreinoppervlakten waarvan delen sterk verschillen in nutriëntenstatus (terreinen met schrale bodems in combinatie met voedselrijke terreinen), levert vaak geen goede resultaten op. Bij integrale begrazing van droog duin en vochtige duinvalleien is de kans groot dat duinvalleien overbegraasd worden, en droge duinen onderbegraasd. Om dit probleem te omzeilen kan men compartimentering toepassen: uitrasteren van een deel van de duinvallei en/of beperken van de begrazing in de duinvallei tot de periode juni-oktober. Indien toch integraal begraasd wordt, dan de intensiteit afstemmen op het meest kwetsbare ecosysteemtype (droge duinen).
- Begrazingsdruk continu blijven afstemmen (aantal grazers variëren) op de productie en de ontwikkelingen in de vegetatiestructuren. Minimaal 1/3 tot 1/4 van de vegetatie moet overstaand de winter doorkomen, anders is de begrazing te intensief.
- Runderen kunnen de aanwezige duinplassen bemesten. Zwakgebufferde wateren kunnen beter uitgerasterd worden, tenzij meerdere wateren aanwezig zijn (het vee gebruikt één of enkele plassen om te waden. Deze raakt daardoor bemest, en deze voedselrijke plas kan voor het terrein als geheel een meerwaarde hebben). Paarden vormen in terrestrische delen latrines, waardoor de kans op eutrofiëring van wateren door overbemesting kleiner is. Met paarden loopt men echter het risico dat de gehele rietgordel verdwijnt, dus dan is uitrastering nodig.
- In natte, voedselrijke terreinen lijkt jaarrond- of zomerbegrazing de voorkeur te hebben, terwijl winterbegrazing in droge voedselarme terreinen gunstig lijkt. Winterbegrazing moet zeer extensief zijn, zodat delen waar gevoelige overwintersstadia van dieren zich bevinden, onbegraasd blijven.
- Kwetsbare gedeelten (oude structuurrijke duinheide, zoomvegetaties, intacte kruidenrijke duingraslanden, vrijstaande struiken, bomen, delen waar kwetsbare dieren voorkomen) dienen uitgerasterd te worden.
- Bij het toedienen van ontwormingsmiddelen aan grazers bestaat het risico dat bepaalde diergroepen juist daardoor in gebieden ontbreken. De uitscheidingsduur en concentratie in mest hangen af van de wijze van toediening. De langste uitscheiding treedt op bij slow release bolussen. De toxiciteit voor onder andere vliegen en mestkevers is in het laboratorium en in het veld aangetoond voor ivermectine. Over de toxische effecten van de andere middelen bestaat nog erg weinig documentatie.
- Likstenen met zout vormen vermoedelijk geen probleem voor het terrein en kunnen indien nodig worden benut om het terreingebruik van het vee te sturen, weg van kwetsbare delen naar onderbegraasde delen.

(6) Frezen van de bovenste bodemlaag

Ook het 'fresen' van de bodem kan worden overwogen. Hierbij wordt de toplaag van de bodem alleen omgewoeld, en niet afgevoerd zoals bij plaggen. Het is geen geschikte maatregel om te verschrallen, maar kan wel resulteren in bloemrijke storingsvegetaties, van belang voor o.a. bloembezoekende insecten. Het fresen van 0,75-1 meter brede stroken langs paden of van voormalige bouwlanden kan resulteren in o.a. vegetaties van de Slangenkruid-associatie, met veel kaal zand, distels, Kromhals, Slangenkruid, etc..

Richtlijnen:

Wijze van uitvoeren

- De te behandelen locaties niet jaarlijks, maar om de 2 à 3 jaar frezen i.v.m. overleving meerjarige plantensoorten (o.a. Ossetong, Slangekruid) en diersoorten die nestelen in het opengewoelde zand.

(7) Opslag verwijderen

Over de verwijdering van bosopslag op de abiotiek, vegetatie en fauna is vrijwel niets bekend. Waarschijnlijk werkt de maatregel positief voor de karakteristieke vegetatie en fauna van open droge duinen, aangezien de lichtbeschikbaarheid wordt vergroot en de kansen op wind- en watererosie (kleinschalige dynamiek) toenemen. Hiervoor moet naast de bomen ook de strooisellaag en wellicht de organische bovenste laag van de bodem moeten worden verwijderd. Over de schaal waarop deze maatregel uitgevoerd moet worden is niets bekend.

Richtlijnen:

Maatregel niet uitvoeren of minstens heroverwegen indien:

- Er bijzondere dier-, plant- of paddestoelsoorten voorkomen, waarvoor het effect van de maatregel niet is in te schatten.
- De opslag dient als overwinteringsplaats van karakteristieke diersoorten (bv. Zandhagedis).

Wijze van uitvoeren:

- Het versnipperen of verbranden van de opslag in het terrein kan plaatselijk leiden tot bloemrijke vegetaties, maar is een vorm van vermesting en moet daarom slechts op zeer kleine schaal worden toegestaan. Voor de fauna is het waarschijnlijk gunstig wanneer kleine delen bosopslag worden gespaard, met name i.v.m. schuilmogelijkheden en luwtewerking.

Tijdstip van uitvoeren:

Opslag dient buiten het vogelbroedseizoen verwijderd te worden, waarschijnlijk het beste in het najaar wanneer er nog geen diersoorten een overwinteringsplek hebben gezocht.

(8) Branden

Over de effecten van brand als herstelmaatregel op de abiotiek, vegetatie en fauna van verruigde droge duinen is nog nauwelijks wat bekend. Duidelijk is dat intensief gebrand moet worden en dat vervolgbeheer noodzakelijk is om de sterke hergroei van grassen in de eerste jaren na brand te onderdrukken, bijvoorbeeld door begrazing. Voor de fauna zijn de directe effecten van brand negatief (sterven van individuen, ongeschikt raken van habitat na brand). Lange-termijn effecten zijn zowel voor vegetatie als voor fauna nog niet of nauwelijks bekend. Vanwege de directe negatieve effecten moet vóórdat brandbeheer wordt toegepast een uitgebreide inventarisatie plaatsvinden van kwetsbare vegetaties of populaties van karakteristieke diersoorten. Daarnaast moet door specialisten een plan worden opgesteld over hoe de vegetatie het beste (meest intensief) kan worden gebrand.

Richtlijnen:

Maatregel niet uitvoeren of minstens heroverwegen indien:

Er bijzondere diersoorten in het terrein voorkomen (vooronderzoek!)

- De vegetatie (met name de strooisel- en moslaag) zeer vochtig of bevroren zijn.

Wijze van uitvoeren:

- Branden vrij kleinschalig en gefaseerd uitvoeren (maximaal 1 ha per keer), tenzij uit het vooronderzoek blijkt dat er geen karakteristieke duinsoorten in het terrein voorkomen.
- Branden dient altijd gevolgd te worden door vervolgbeheer – bijvoorbeeld begrazing - om de sterke hergroei van de vegetatie (met name grassen) onder controle te houden.
- Een eenmaal gebrande vegetatie kan pas opnieuw worden gebrand indien er voldoende hergroei is opgetreden en er dus voldoende makkelijk brandbaar materiaal aanwezig is.

Tijdstip van uitvoeren

De directe gevolgen van plagen voor de fauna ter plekke zijn altijd negatief en een echt gunstig tijdstip is dus voor de fauna niet te geven. In het geval van sterk verruigde vegetaties moet in het late voorjaar of in de zomer worden gebrand, aangezien het vuur in de winter waarschijnlijk niet de gewenste intensiteit bereikt.