

Preadvies Stuifzanden

Theo Bakker
Henk Everts
Pim Jungerius
Rita Ketner-Oostra
Annemieke Kooijman
Chris van Turnhout
Hans Esselink



landbouw, natuur en
voedselkwaliteit

© 2003 Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit

Rapport EC-LNV nr. 2003/228-O
Ede/Wageningen, 2003

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij het Expertisecentrum LNV onder vermelding van code 2003/228-O en het aantal exemplaren.

Oplage	300 exemplaren
Samenstelling	Theo Bakker (Bureau Ten Haaf & Bakker) Henk Everts (Bureau Everts & De Vries) Pim Jungerius (Bureau Geomorfologie & Landschap) Rita Ketner – Oostra (freelance vegetatiekundige) Annemieke Kooijman (IBED-Universiteit van Amsterdam) Chris van Turnhout (Stichting Bargerveen/SOVON Vogelonderzoek Nederland) Hans Esselink (Stichting Bargerveen)
Eindredactie	Annemieke Kooijman, Pim Jungerius
Foto omslag	Kootwijkerzand (Pim Jungerius)
Illustraties	Tenzij anders vermeld, Pim Jungerius
Druk	Ministerie van LNV, directie IFA/Bedrijfsuitgeverij
Productie	Expertisecentrum LNV Bedrijfsvoering/Vormgeving en Presentatie Bezoekadres : Horapark, Bennekomseweg 41 Postadres : Postbus 482, 6710 BL Ede Telefoon : 0318 822500 Fax : 0318 822550 E-mail : balie@eclnv.agro.nl

Voorwoord

Het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN) is in het leven geroepen om kwetsbare natuur in Nederland onder milieumomstandigheden van verdroging, verzuring en vermessing in stand te houden. Het OBN netwerk blijkt steeds weer zeer vruchtbaar te zijn en goed toegesneden, bruikbare producten op te leveren voor zowel het terreinbeheer, het natuurbeleid als voor het fundamentele begrip van het functioneren van ecosystemen en de ecologie van individuele soorten. Dit pre advies stuifzanden is hier opnieuw een voorbeeld van.

Behalve de concrete producten en adviezen die het OBN netwerk voortbrengt, vormt de samenwerking met terreinbeheerders en onderzoekers binnen de OBN deskundigenteams voor het EC-LNV een directe bron van kennisonderhoud en inspiratie die zij door laat werken in haar bijdrage aan het natuurbeleid. Voor LNV is het OBN netwerk daarom van groot belang.

Stuifzand is een voor Europa schaars geworden habitattypen dat vrijwel alleen in Nederland nog voorkomt. Nederland draagt er daarom in internationaal verband grote verantwoordelijkheid voor.

Het preadvies stuifzanden zet de huidige stand van kennis en kennislacunes op een rij. Daarnaast formuleert dit preadvies de vraagstellingen voor een onderzoeksprogramma. Dit onderzoeksprogramma is er op gericht de kennislacunes in te vullen die het ontwerpen van effectgerichte maatregelen ter bestrijding van negatieve invloeden van verzuring en vermessing op stuifzanden in de weg staan. In het kader van dit preadvies is al veel werk verzet in het ordenen en integreren van verspreide abiotische, biotische en beheerskennis van stuifzanden en daaraan gelieerde soorten en gemeenschappen. Toch is het tekenend voor het bestaande niveau van kennis van het stuifzandecosysteem dat een typerende vogelsoort als de Duinpieper in Nederland dreigt uit te sterven zonder dat we exact begrijpen waarom, of weten hoe we het tij voor deze soort het beste kunnen keren.

Dit preadvies stuifzanden heeft een lange voorgeschiedenis, het deskundigenteam droge duinen en stuifzanden heeft er mee geworsteld en het is verheugend dat het nu gereed is.

Naar verwachting zal de kennisontwikkeling op basis van de aanbevelingen in dit preadvies een belangrijke bijdrage gaan leveren aan het behoud van het stuifzandsysteem en de bijbehorende soorten.

Drs. R.P. van Brouwershaven
Directeur Expertisecentrum LNV

Inhoudsopgave

Inleiding	9
1 Historie en begrippen	11
1.1 Inleiding	11
1.2 Definitie van het begrip stuifzand	11
1.3 De landschapsvormen van een stuifzandgebied	11
1.4 Aardkundige achtergrond	12
1.5 Ecologische achtergrond	13
1.6 Cultuurhistorische achtergrond	14
1.7 De omgevingsfactoren van verstuiving	16
1.8 Dynamiek in relatie tot de stadia van natuurlijke successie	18
1.9 Achteruitgang van de stuifzanden	19
2 Belangrijke abiotische processen	21
2.1 Inleiding	21
2.2 Eolische processen	21
2.2.1 Opname van zand door de wind: erosiviteit en erodibiliteit	21
2.2.2 Transport	23
2.2.3 Sedimentatie	24
2.2.4 Ecologische respons	24
2.3 Pluviale processen	24
2.4 Vastleggen van zand door algen	25
2.5 Pedologische processen	27
2.6 Effecten van atmosferische depositie	27
3 Flora en vegetatie	29
3.1 Inleiding	29
3.2 Plantengemeenschappen in stuifzanden	29
3.3 Successiereeksen	37

3.4	Botanische natuurwaarden en bedreiging	40
3.5	Perifere plantengemeenschappen	42
4	Fauna	45
4.1	Inleiding	45
4.2	Diersoorten in stuifzanden	47
4.3	Bedreigingen door verzuring en vermesting en mogelijke bottlenecks	54
4.4	Versnippering en recreatie	57
5	Voorkomen van stuifzanden anno 2000	61
5.1	Inventarisatie van actieve stuifzanden	61
5.1.1	Stuifzanden naar grootte	61
5.1.2	De verdeling per provincie	64
5.1.3	De verdeling per beheerder	65
5.1.4	Stuifzandgebieden volgens de enquête onder de beheerders	65
5.2	Analyse van historische kaarten en raadpleging van historische bronnen	66
6	Evaluatie van maatregelen	67
6.1	Inleiding	67
6.2	Effectgerichte Maatregelen	68
6.3	Overzicht van in het verleden genomen maatregelen, hun doel en hun effecten	69
6.3.1	Grootschalig kappen	71
6.3.2	Kleinschalig kappen (verwijderen boomopslag)	72
6.3.3	Mechanisch openhouden (vergelijkbaar met OBN-maatregel plaggen)	74
6.3.4	Branden (vergelijkbaar met OBN-maatregel branden)	75
6.3.5	Begrazen (vergelijkbaar met OBN-maatregel geschikt maken voor begrazing)	76
6.3.6	Militaire oefeningen	78
6.3.7	Intensieve recreatie (o.a. maneges)	78
6.3.8	Grootschalige archeologische opgravingen	79
6.4	Evaluatie	79
6.5	Status van de EGM maatregelen	80
7	Nadere uitwerking gewenst onderzoek	83
7.1	Inleiding	83
7.2	Thema 1: het stimuleren van verstuiving onder condities van verhoogde atmosferische depositie en de erosieprocessen die daarbij betrokken zijn	84
7.2.1	Kennislacunes	84

7.2.2	Vraagstelling	85
7.2.3	Mogelijke aanpak	86
7.3	Thema 2: versnelde en mogelijk wezenlijk andere successie van bodem en vegetatie door verhoogde atmosferische depositie	86
7.3.1	Kennislacunes	86
7.3.2	Vraagstelling	87
7.3.3	Mogelijke aanpak	87
7.4	Thema 3: de gevolgen van veranderingen in de ruimtelijke verdeling en kwaliteit van microhabitats voor de stuifzandlevensgemeenschappen	87
7.4.1	Kennislacunes	87
7.4.2	Vraagstelling	88
7.4.3	Mogelijke aanpak	88
7.5	Thema 4: de voorspelling van de mate van verstuiwing, het verloop van de successie en de kansen voor levensgemeenschappen in het stuifzandecosysteem als gevolg van een bepaalde ingreep	88
7.5.1	Kennislacunes	88
7.5.2	Vraagstelling	89
7.5.3	Mogelijke aanpak	89
7.6	Prioriteitstelling door het deskundigenteam Droge duinen en stuifzanden	89
8	Samenvatting	91
9	Literatuur	95
Bijlage 1	Actieve stuifzandgebieden volgens de enquête gehouden onder beheerders	103
Bijlage 2	Habitat-eisen en voorkomen van overige stuifzanddieren	107
Bijlage 3	Populatie-ontwikkelingen van karakteristieke stuifzanddieren	111

Inleiding

Omdat de natuur onvoldoende herstelt, zelfs met het in de jaren zeventig en tachtig ingezette natuur- en milieubeleid, is in 1989 het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN) opgesteld. Zolang het milieu nog niet de gewenste kwaliteit heeft zullen extra maatregelen nodig zijn om de natuur niet nog verder achteruit te laten gaan en liefst natuurlijk om natuurwinst te boeken.

Inmiddels zijn voor tal van landschapstypen zogenaamde preadviezen uitgebracht. Hierin wordt voor het onderhavige landschap aangegeven welk beheer dan wel welke ingrepen verricht dienen te worden om de omstandigheden voor karakteristieke planten en dieren te verbeteren.

Voor één van de meest bijzondere landschappen van Nederland, de stuifzanden, is tot op heden nog geen preadvies uitgekomen. Weliswaar verscheen in 1996 een rapport met die naam (Emmer & Sevink, 1996) doch dit document bevatte onvoldoende aanknopingspunten om te komen tot het voeren van een adequaat beheer. Het gaat thans als het pre-preadvies stuifzanden door het leven.

Het is in dit verband goed om ons te realiseren dat het actieve stuifzandlandschap zoals dat op beperkte schaal in Nederland nog te vinden is, een nationaal en internationaal gezien bijzonder zeldzaam landschap is. In het Natuurbeleidsplan (LNV, 1990) wordt aangegeven dat Nederland een zeer grote verantwoordelijkheid heeft om dit landschapstype in stand te houden. Van de oorspronkelijke, midden 19^e eeuw aanwezige 80.000 hectare levend stuifzand is thans nog geen 1500 hectare over (Figuur 0.1).



Figuur 0.1 Het Kootwijkerzand in 1911 (uit: Staatsbosbeheer, 1926). Deze zandverstuiving is nog steeds actief.

In februari 2000 kregen wij opdracht tot het schrijven van het definitieve preadvies stuifzanden. Drie aspecten stonden centraal bij ons onderzoek:

1. Het geven van een overzicht van de huidige stand van kennis van sleutelprocessen en het beschrijven van kennislacunes.
2. Het geven van een overzicht van maatregelen die tot dusverre door terreinbeheerders zijn uitgevoerd en het doen van voorstellen voor nader praktijkonderzoek.
3. Het beschrijven van de gevolgen van de zogenaamde 'ver'-thema's op de flora en fauna van stuifzanden.

Het voorliggende rapport is een verslag van onze bevindingen. Het is vooral bedoeld om inzicht te geven in het functioneren van stuifzandlandschappen. In onze opvatting is de rol van beheerders bij het komen tot herstel van natuurwaarden van stuifzandlandschappen van essentiële betekenis. Bij het schrijven hebben we hen steeds voor ogen gehad.

Het rapport is tot stand gekomen in nauw overleg met het deskundigenteam Droge duinen en stuifzanden. Bij deze willen wij de leden van dit team onze dank zeggen. Mariëtte Klein, programmacoördinator OBN kennis, verdient onze bijzondere dank vanwege haar grote betrokkenheid bij dit project en de inbreng die zij had bij het tot stand komen van de definitieve teksten. Cor ten Haaf heeft het concept van commentaar voorzien.

De volgende personen hebben direct of indirect (via de deskundigenenquête gehouden in het kader van de Inhaalslag OBN-Fauna, van Turnhout & Stuijfzand, 2000) mondelinge of schriftelijke informatie geleverd of een conceptversie van dit rapport van commentaar voorzien: H. Sierdsema, A. van Dijk, R. Vogel (SOVON Vogelonderzoek Nederland; vogels), H. Strijbosch (herpetofauna), J. van Delft, R. Creemers (RAVON; herpetofauna), C. van Swaay (De Vlinderstichting; dagvlinders), F. Bink (dagvlinders), R. Kleukers, B. Odé (EIS-Nederland; sprinkhanen), H. Siepel (Alterra; loopkevers), T. Peeters (Stichting Bargerveen; vliesvleugeligen), A. Noordam (spinnen), P. Boer (mieren), W. Geraedts, M. Hornman, S. Stuijfzand, M. Nijssen en C. van de Bund. Nico Bos en Alex Beets hebben geadviseerd bij de inventarisatie van actieve zandverstuivingen. Ido Borkent en Gerard Koopmans hebben de beheersmaatregelen aangevuld. E.A. Koster en K.V. Sykora hebben gezorgd voor archieffoto's. Figuur 5.1 is geproduceerd door Bart Looise. Theo Verstrael heeft de conceptteksten van de faunabijdrage zodanig geredigeerd dat deze beter aansluiten bij de opzet van de rest van het rapport.

1 Historie en begrippen

1.1 Inleiding

In dit hoofdstuk komen aan de orde: omschrijving en afgrenzing van het begrip stuifzand, de historische achtergrond van stuifzandlandschappen, hun karakterisering, de omgevingsfactoren die tot hun vorming hebben geleid en de huidige achteruitgang van stuifzanden. Tevens wordt beschreven hoe stuifzanden zijn ingepast in het grotere landschap. Aangegeven wordt welke omgevingsfactoren functionele betekenis hebben voor de processen die tot de vorming van stuifzandlandschappen en hun rijk gevarieerde botanische en faunistische soortensamenstelling hebben geleid.

De onderwerpen die in dit hoofdstuk worden behandeld, zijn in talrijke publicaties aan de orde gekomen. Voor dit preadvies is vooral gebruik gemaakt van Schimmel (1975), Koster (1978), Masselink (1994) en Emmer & Sevink (1996).

1.2 Definitie van het begrip stuifzand

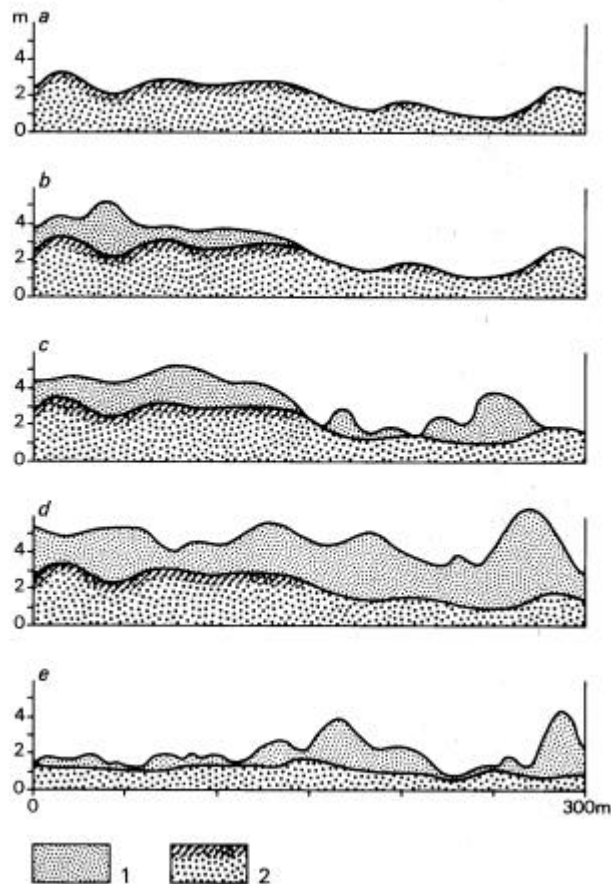
Onder stuifzand als geologisch/geomorfologisch fenomeen verstaan we, met Koster (1978), zandige windafzettingen die gekenmerkt worden door een overwegend licht geelgrijze kleur, een losse pakking en de aanwezigheid van humushoudende laagjes. De korrelgrootte is doorgaans < 0,5 mm. Van de op deze wijze gedefinieerde stuifzanden staat vast, dat het merendeel dateert van na het begin van de Middeleeuwen. Op de geologische kaart van Nederland (schaal 1:600.000) worden zij tot de Formatie van Kootwijk gerekend. Stuifzanden zijn niet altijd eenvoudig te onderscheiden van de dekzanden waaruit zij meestal zijn ontstaan. Dekzanden zijn door eolisch transport reeds sterk gesorteerd en afgerond. Stuifzanden hebben deze eigenschappen geërfd. Dekzanden en stuifzanden zijn kalkloos en arm aan zeer fijne (leem) en grove (grind) bestanddelen. Dekzanden hebben een minder losse pakking dan stuifzanden en een diep ontwikkeld bodemprofiel.

1.3 De landschapsvormen van een stuifzandgebied

In een stuifzandlandschap kan men grofweg twee delen onderscheiden. Het ene deel is vrij vlak. Dit is het brongebied waar de bovenste lagen van het dekzand zijn afgeblazen. Koster (1978) noemt dit *uitgestoven* terrein. Het andere deel heeft meestal meer reliëf. Het zijn de heuvels waar het weggeblazen dekzand als stuifzand in vegetatie is ingevangen. Koster (1978) onderscheidt hierin *overgestoven* terreinen waar het oorspronkelijke oppervlak is bedekt door stuifzand en *opgestoven* terreinen waar het oorspronkelijke oppervlak is verdwenen door uitstuiving en vervolgens lokaal stuifzand is afgezet. (Figuur 1.1; de termen *ondergestoven* en *doorgestoven* terreinen worden minder gebruikt).

Figuur 1.2 geeft inzicht in de relaties tussen geomorfologisch bepaalde facetten zoals reliëf en sedimenteigenschappen, door bodemvorming bepaalde facetten als aan- of

afwezigheid van een al dan niet begraven bodemprofiel en humusgehalte, en de vegetatie-ontwikkeling (Castel et al., 1983). Naast geïsoleerde stuifzandheuvelds kunnen ook erosierestanten van het vroegere dekzandlandschap als heuvels overblijven, plateaurestduinen of fortgen genoemd (Schelling, 1955; de Gans, 1974; Koster, 1978). Omdat het meestal om de laagste delen van het vroegere landschap gaat, spreekt men wel van reliëfinversie (Figuur 1.2). De oorspronkelijke bodem die het vroegere oppervlak markeert, is meestal met stuifzand bedekt. Voor de ecologische betekenis van fortgen, zie 3.5.



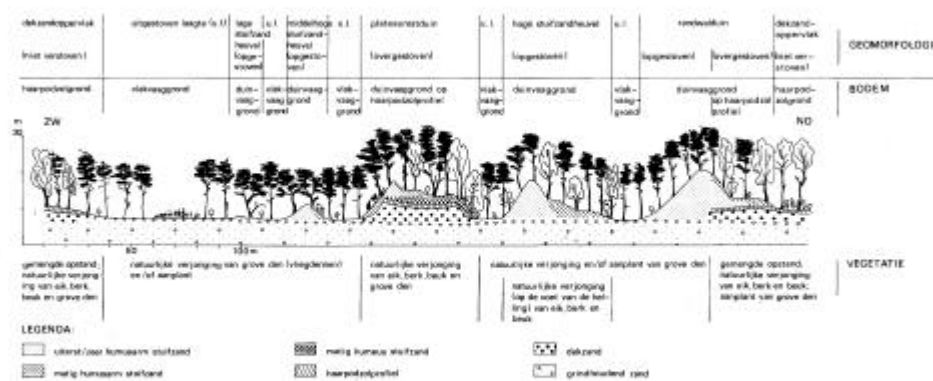
Figuur 1.1 Schematische weergave van de eenheden in stuifzandgebieden (Koster, 1978).

- a. niet door verstuiwing aangetast (dekzand)oppervlak en 'uitgestoven'terrein.
- b. 'overgestoven' en 'uitgestoven' terreinen
- c. 'overgestoven' en 'opgestoven' terreinen
- d. 'ondergestoven' terrein
- e. 'doorgestoven' terrein
- 1. stuifzand
- 2. dekzand

1.4 Aardkundige achtergrond

Ontstaan en structuur van de stuifzanden zijn uitvoerig onderzocht (Koster, 1978; Koster et al., 1993). De dekzanden waaruit de meeste stuifzanden zijn ontstaan, dateren uit een periode met een droog en koud klimaat aan het einde van de laatste ijstijd (Koster, 1992). De begroeiing was schaars en er was nog geen bodemvorming,

zodat de wind gemakkelijk zand kon opnemen. Het zand werd neergelegd als een zwakgolvende deken of als dekzandruggen. Bij de klimaatsverbetering van het Holoceen raakten de dekzanden geleidelijk aan begroeid met bossen. Eiken en berken waren de voornaamste houtsoorten in deze bossen. Deze bosfase is in het bodemprofiel van de dekzanden nog terug te vinden. Zonder tussenkomst van de mens zouden de dekzanden waarschijnlijk nu ook nog loofbos dragen. Algemeen wordt aangenomen dat het ontstaan van stuifzanden een cultuurhistorische achtergrond heeft: degradatie vanwege een in feite zeer geraffineerd agrarisch systeem: de potstalcultuur. Er zijn in het verleden ook stuifzanden ontstaan doordat schaapsdriften, postwegen en Hessenwegen over een grote breedte werden verlegd i.v.m. de begaanbaarheid. De aanvang van de grote verstuiwingen in de 12^{de} en 13^{de} eeuw vallen samen met de eerste vorming van de Jonge Duinen aan de kust. Er is wel gesuggereerd dat aan beide verschijnselen dezelfde klimaatsfase ten grondslag ligt (Heidinga, 1984), maar hiervoor is geen bewijs gevonden (Koster, 1978).



Figuur 1.2 Schematische doorsnede door een stuifzandgebied (Castel et al., 1983).

1.5 Ecologische achtergrond

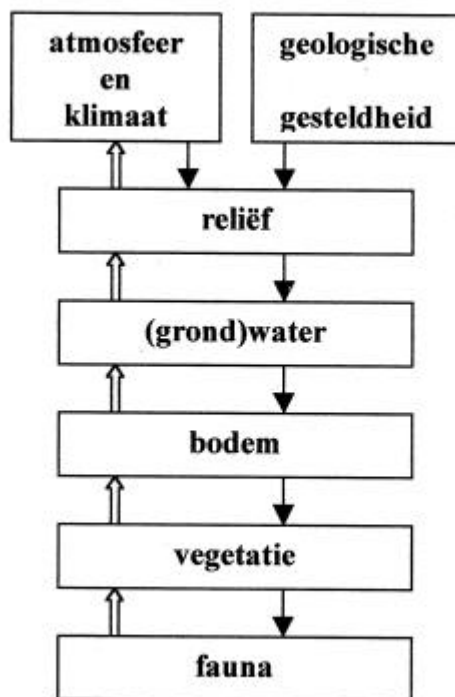
Het belang van de stuifzanden is internationaal groot omdat de 'atlantische woestijnen' zoals Schimmel (1975) ze noemt, in hun areaal thans vrijwel geheel beperkt zijn tot Nederland. Om dit te onderstrepen heeft Tüxen in de zestiger jaren eens deze uitspraak gedaan in relatie tot stuifzanden, die vaak wordt geciteerd:

"Die Nederlanden besitzen ein Naturschutzgebiet allereerste Ranges, das damit im übrigen N.W. Europa nicht seinesgleichen hat...."

In 1990 werd het landelijke Natuurbeleidsplan uitgebracht met daarin centraal de realisering van een stelsel van waardevolle natuurterreinen: de Ecologische Hoofdstructuur (EHS). Het doel was te komen tot gerichte planning en financiering van natuurbeleid voor de volgende decennia. In het stelsel van natuurdoeltypen op grond van kwaliteit is op de hogere zandgronden het zandverstuivingslandschap als zodanig aangemerkt (Bal et al., 1995).

Stuifzanden zijn van nature zeer voedselarm met extreme milieuomstandigheden (microklimaat: extreme temperatuur en vochtverschillen, hoge dynamiek), waar maar enkele soorten hogere planten kunnen groeien. De vegetatie van de stuifzanden wordt gekenmerkt door soortenarme tot soortenrijke pionierbegroeiingen waarin Buntgras (*Corynephorus canescens*), Heidespurrie (*Spergula morisonii*) en Ruig

haarmos (*Polytrichum piliferum*) frequent aanwezig zijn. De kenmerkende plantengemeenschap is het *Spergulo-Corynephorum*. In latere successiestadia is er veel ruimte voor lagere planten (korstmossen) die met weinig voedsel toe kunnen en extreme temperaturen kunnen doorstaan. Deze korstmossen groeien langzaam en zijn daardoor kwetsbaar. Hoge natuurwaarden worden wat betreft vegetatie vooral vertegenwoordigd door deze korstmosrijke stadia, waar tal van Rode-Lijstsoorten in voorkomen. Deze gemeenschap is gezien het beperkte aantal actieve stuifzanden in Nederland zeldzaam. Schaminée et al. (1996) geven aan dat de associatie in Nederland net als elders in Europa (bijv. Duitsland; Heinken, 1990) sterk is bedreigd en achteruitgaat in zowel oppervlak als kwaliteit. Wat betreft fauna zijn er talrijke soorten die van oorsprong thuishoren in meer continentale gebieden en afhankelijk zijn van het voor ons land extreme microklimaat. Zij zijn niet zozeer gebonden aan een bepaald successiestadium, maar gebruiken een mozaïek van open zand tot dichtere vegetaties voor thermoregulatie, voedsel, bescherming en voortplanting. De Duinpieper (*Anthus campestris*) en Kleine heivlinder (*Hipparchia statilinus*) zijn karakteristieke, maar sterk bedreigde soorten.

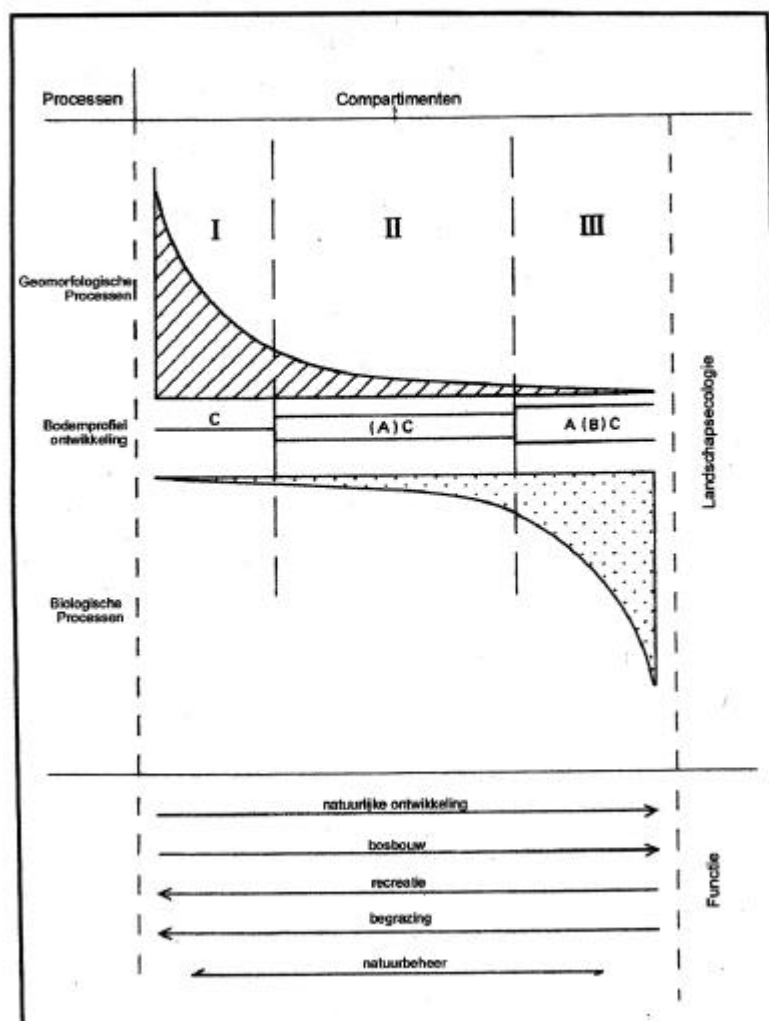


Figuur 1.3 Het rangordemodel van landschapsvormende factoren (Bakker et al., 1979). De gesloten pijl staat voor dominante invloed, de open pijl voor terugkoppeling.

1.6 Cultuurhistorische achtergrond

De cultuurgeschiedenis van de stuifzanden is in diverse publicaties beschreven (zie bijvoorbeeld Schimmel, 1975 en Lascaris, 1999). Hun vorming is als volgt in haar werk gegaan.

In het Neolithicum vestigde de mens zich op de dekzandgronden. Het aanwezige bos werd gerooid om landbouw te kunnen bedrijven. De akkers werden echter spoedig weer verlaten, omdat de bodem snel uitgeput raakte. Op de verlaten akkers kwam het bos niet meer terug, maar ontwikkelde zich heide, mede onder invloed van een hoge begrazingsdruk.



Figuur 1.4 Het conceptuele landschapmodel dat van toepassing is op elk landschap dat bepaald wordt door de interactie van actuele geomorfologische en biologische processen en een aantal menselijke activiteiten (Jungerius & van der Meulen, 1988). De geomorfologische processen van wind en water verhogen of verlagen het oppervlak, terwijl de meeste biologische processen dit oppervlak stabiliseren. Deze biologische processen hebben vooral betrekking op de successie van pioniervegetatie tot bos.

Het bodemprofiel speelt een centrale rol in dit model, omdat het voor elke plaats aangeeft welk van de beide procesgroepen overheerst. Hierdoor is het mogelijk de interactie van geomorfologische en biologische processen in kaart te brengen. Een ontbrekend of zwak ontwikkeld bodemprofiel (C of AC profiel) is kenmerkend voor een geomorfologisch dynamisch landschap waarin de vegetatie, zo die er al is, nog niet in staat is geweest om de bodem te stabiliseren. Een goed ontwikkeld bodemprofiel met een duidelijke B horizont daarentegen, wijst op een vergevorderde vegetatiesuccessie en een langdurig stabiel landschap. Begraven bodems zijn een waardevolle aanwijzing voor afwisseling van stabiele en dynamische perioden tijdens de landschapsvorming.

Heidevelden behoorden in het traditionele agrarische systeem tot de gemeenschappelijke gronden. Deze heide leverde vele producten op: wol, vlees, melk, honing en bezems, zand en humus. Doordat de heide intensief werd gebruikt had het bos geen kans om terug te komen. Daarbij speelde begrazing door schapen een belangrijke rol. Deze begrazing maakte onderdeel uit van de potstalcultuur die eeuwenlang het agrarisch gezicht van onze zandgronden heeft bepaald. De schapen werden elke dag naar de heide gebracht om daar te grazen en 's avonds gingen zij de potstal in. Heideplaggen werden in de potstal gebracht en later verzaaid met schapenmest op de akkers van de enk verspreid. De enken werden steeds hoger, maar de heide werd steeds weer beroofd van zijn heidevegetatie en onderliggende bodem. Dit is een kwetsbaar systeem: voor 1 hectare bouwland was soms wel 30 hectare heidegrond nodig.

Daarnaast waren er effecten van veelvuldig branden en intensief betreden, bijvoorbeeld in schapendriften en postwegen. Toen het systeem geen gelegenheid kreeg te regenereren bleef het onderliggende dekzand onbeschermd. Hierdoor kon de wind vat krijgen op het dekzand en trad verstuiving op. Dit heeft zeker in de 19de eeuw op grote schaal plaats gevonden.

De meeste stuifzanden zijn nu door vegetatie vastgelegd, vooral door bosaanplant na het midden van de 19de eeuw. Of deze aanplant vooral bedoeld was omdat men voor uitbreiding van de stuifzanden vreesde, is de vraag. Door de industriële revolutie in de tweede helft van de 19de eeuw ging de mijnbouw zich ontwikkelen en ontstond grote vraag naar stuthout. Behalve door menselijke ingrepen, met name bebossing, kan stuifzand ook door natuurlijke vegetatie worden vastgelegd. Dat zal altijd gebeurd zijn en gebeurt ook nu, waarschijnlijk zelfs in versterkte mate door de verhoogde atmosferische stikstofdepositie. Dit spontane dichtgroeien is één van de grootste bedreigingen voor het voortbestaan van stuifzandlandschappen.

Het voorkomen van stuifzanden is dus gebonden aan gebieden met een zeer specifieke aardkundige en cultuurhistorische geschiedenis. Ook daarom zijn ze zeldzaam. In Europa komen ze thans alleen nog in Nederland, België en misschien nog in heel beperkte mate in Duitsland voor.

1.7 De omgevingsfactoren van verstuiving

Wat voor alle landschappen geldt, dus ook voor het stuifzandlandschap, is dat hun vorming wordt bepaald door het rangordemodel van omgevingsfactoren (Bakker et al., 1981). De dominantie van de factoren neemt in dit model van boven naar beneden af. De mate waarin deze factoren door de beheerder kunnen worden gestuurd, neemt in dezelfde richting toe (Van der Meulen & Jungerius, 1989). In dit preadvies gaat het om de invloed van de omgevingsfactoren op het proces van verstuiving. Deze kunnen zelf ook weer het resultaat zijn van dit proces, zoals reliëf, bodem, vegetatie en fauna. Hieronder volgt een kort overzicht van de rol die elk van de omgevingsfactoren speelt en de mate waarin zij door de beheerder zijn te sturen. Een uitgebreide behandeling vindt plaats in latere hoofdstukken.

De gesteldheid van de *atmosfeer* is een factor die niet of nauwelijks door de mens beïnvloed kan worden. Het *klimaat* in Nederland is eigenlijk minder geschikt om stuifzanden actief te houden, omdat het niet zodanig extreem is, dat kale zandoppervlakken een lang leven beschoren is. In ons klimaat winnen de biologische processen het altijd van de abiotische processen, tenzij de laatste een hoge dynamiek hebben (Figuur 1.4). Windsnelheden van meer dan 6 m/s zijn nodig om los zand in verstuiving te brengen; boven deze drempelsnelheid wordt de transportkracht van de wind met een tweede tot derde macht hoger. Deze snelheden worden in het oosten van ons land wel bereikt, maar worden dan vaak weer afgeremd door de terreingesteldheid. Stormen gaan ook nog vaak gepaard met neerslag waardoor de drempelsnelheid voor de opname van zand wordt verhoogd. Alleen door kunstmatige ingrepen zoals afplaggen in combinatie met begrazing waarmee de Middeleeuwse

boer is begonnen, is stuifzand actief te houden. Recreatief en militair gebruik kunnen in de huidige tijd een vergelijkbare vorm van dynamiek leveren.

Het extreme *microklimaat* van stuifzandoppervlakken (Emmer & Sevink, 1996) speelt een belangrijke rol bij het verstuivingsproces, zowel bij het verstuifbaar houden van zand als bij de kieming van planten die het zand vastleggen. Thermisch gezien treden er klimaatomstandigheden op die aan die van een woestijn doen denken (Schimmel, 1975; Stoutjesdijk, 1959). Het open, onbegroeide zand is welhaast het meest extreme milieu dat men in Nederland kan voorstellen. Het waterhoudend vermogen van het fijne zand is gering. Na een regenbui zakt het water meestal direct weg in de grond, vaak tot een voor de vegetatie onbereikbare diepte en het oppervlak droogt snel weer op. Daardoor is het neerslagoverschot maar gering. In de zomer worden op warme zuidhellingen vaak temperaturen van 50 °C gemeten, uitschieters tot 60 °C zijn niet zeldzaam (Stoutjesdijk, 1959). Doordat zand veel warmte kan opnemen en vasthouden, zijn de minima van de bodemtemperaturen aan het oppervlak in (zomer)nachten niet zo laag als in meer begroeide terreinen, zoals heidevelden, korstmossteppen en grazige plaatsen, waar de temperatuur op de oppervlakte zelfs midden in de zomer tijdens heldere nachten met veel uitstraling een waarde van ca. 0 °C kan bereiken. Deze factoren zijn er de oorzaak van dat het klimaat in deze atlantische omgeving een min of meer continentaal karakter vertoont.

De *geologische gesteldheid* is al eerder aan de orde geweest. In de meeste gevallen ontstaan stuifzanden uit dekzanden, de windafzettingen aan het einde van de laatste ijstijd. Dekzanden worden tot de Formatie van Twente gerekend. Behalve uit dekzanden kunnen stuifzanden ook ontstaan uit oudere zandafzettingen van het Pleistoceen die in verstuiving raken, bijvoorbeeld smeltwaterafzettingen en door het landijs gestuwde rivierafzettingen uit de voorlaatste ijstijd, mits zij niet teveel grind bevatten. De geologische gesteldheid is vooral van belang voor uitstuivingsgebieden, waar de onderliggende dekzanden of oudere afzettingen aan de oppervlakte komen.

Het *reliëf* als omgevingsfactor draagt op twee manieren bij aan de efficiency van de wind. Een groot gebied met een vlak reliëf zonder obstakels zorgt voor een grote strijklengte, waarbij de wind de drempelsnelheid voor het opnemen van zand kan bereiken. Door kunstmatige afvlakking van het reliëf of kappen van bos heeft de beheerder invloed op de strijklengte. Maar de wind kan de kritische snelheid ook bereiken door turbulentie om of over obstakels. Er ontstaan dan stuifkuilen die in een klein stuifzandgebied mogelijk voor een even gedifferentieerd landschap zorgen als de veel grotere stuifvlaktes. Door dergelijke obstakels op te werpen kan de beheerder bijdragen aan deze kleinschalige diversiteit. Over de aërodynamica van deze obstakels is echter nog weinig bekend.

Het *grondwater* is een belangrijke factor in het voorkomen van stuifzanden op de hooggelegen zandgronden, omdat alleen droog zand goed kan verstuiven. Nat zand komt slecht in verstuiving, zodat uitstuiving in principe niet verder gaat dan het grondwaterniveau. De diepte van het grondwater kan echter variëren met de tijd en ligt nu vaak lager dan in het verleden door verdroging buiten het eigenlijke stuifzandgebied. Hier gaan we niet verder in op deze oorzaken. Wel is het mogelijk dat het vergroten of laten ontstaan van stuifzandlandschappen door bos te kappen een afname van de verdamping met zich meebrengt en daardoor een stijging van de grondwaterstand.

Ook in forten/plateaurestduinen (zie 1.3 en 3.5) komen begroeiingen voor die onder invloed staan van grondwater. Het betreft hier veelal zogenaamd schijngrondwater, dat in hoge mate onafhankelijk is van de omgeving en daarmee vrijwel ongevoelig voor verdroging.

De *bodem* is een factor van grote betekenis in het stuifzandlandschap, zowel bij het verstuiven als bij het vastleggen. Alleen zand dat arm is aan organische stof kan in verstuiving komen. De oorzaak hiervan is de kittende werking van humus. Vastlegging van het zand door vegetatie wordt vrijwel onmiddellijk gevolgd door productie van

organische stof, om welke vegetatie het ook gaat. Zodra zich een humushuidje om de zandkorrels heeft gevormd, wordt het zand moeilijker door de wind opgenomen. Daarnaast is organische stof van belang omdat het bijdraagt aan de N-voorziening, die in kaal zand vaak een beperkende factor is (Van der Meulen et al., 1996; Kooijman et al., 2000). Hierdoor wordt de productie van biomassa gestimuleerd en de verstuiving verder geremd.

Slechts als in een eenmaal vastgelegd stuifzand alle sporen van organische stof in de bodem zijn verdwenen, kan het onderliggende zand tot stuiven worden gebracht. De beheerder kan het verstuivingsproces op gang brengen door de organische horizonten van de bodem te verwijderen, bijvoorbeeld door afplaggen. Er zijn ook andere technieken om de weerstand van de bodem te verlagen, bijvoorbeeld door de grond te roeren.

Vegetatie beïnvloedt verstuiving doordat de bodem bedekt en dus beschermd wordt en omdat de windsnelheid sterk wordt geremd, vooral in hogere vegetatie. De groei van algen in het kale zand zorgt ervoor dat de zandkorrels verkitten, waarmee de uitstuiving wordt geremd (van den Ancker et al., 1985; Figuur 2.4). De eerste pioniersoorten als Buntgras en Zandzegge (*Carex arenaria*) zorgen ervoor dat de windsnelheid afneemt en het zand ter plekke wordt neergelegd. In latere successiestadia treedt helemaal geen verstuiving meer op. Bosranden verdienen speciale aandacht. Zij kunnen als windschermen werken en de erosie tegengaan. Bij kleinere stuifzanden echter kunnen ze soms gewenst zijn en een turbulentie teweeg brengen waardoor kleinschalige verstuivingen ontstaan.

De *fauna* heeft vermoedelijk minder direct bijgedragen aan de zandverstuivingen zelf, maar reageert vooral op de gevolgen hiervan. Diersoorten hebben voor het volbrengen van hun levenscyclus vaak meerdere habitats nodig: open zand, (korst)mosvegetatie, Buntgras of andere grassen en Struikhei. De verschillende successiestadia van het stuifzandlandschap kunnen voor de meeste diersoorten derhalve niet los van elkaar gezien worden.

Huisdieren hebben echter van oudsher een belangrijke rol gespeeld in de zandverstuivingen. Begrazing en vertrapping door schapen hebben in het verleden bijgedragen aan de onstabiele van het zand. Het inzetten van grote grazers zou momenteel mogelijk op dezelfde wijze bij kunnen dragen aan het in verstuiving houden van het zand.

Concluderend geldt dat de beheerder invloed kan uitoefenen op reliëf, bodem, flora en fauna. Zijn invloed op atmosfeer, klimaat en geologie is nihil of vrijwel nihil.

1.8 Dynamiek in relatie tot de stadia van natuurlijke successie

Binnen de stuifzanden is de primaire milieufactor de zanddynamiek, en daarmee samenhangend extremiteit in temperatuur, en opbouw van organische stof. In de initiaalfasen van de successie is de mate van opstuiving bepalend. Bij sterk stuiven ontbreekt elke vegetatie. Pas bij verminderde dynamiek en verkitting van de zandkorrels door de werking van algen is vestiging van Buntgras en Heidespurrie mogelijk. De latere lichenrijke stadia komen pas tot ontwikkeling als de het zand echt tot rust is gekomen. Is in de eerste pionierfase de dynamiek dermate overheersend dat andere standplaatsfactoren vrijwel geen invloed hebben op de vegetatie, in de latere minder dynamische fase is dit wel het geval. Dan wordt de aard van het substraat van belang evenals de eerste aanzetten van humusvorming en ontwikkeling van microklimatologische omstandigheden als dauwvorming en schaduw (bosranden). De latere stadia van de Buntgrasvegetaties ontwikkelen zich bij een gelijkblijvende dynamiek door humusvorming en verdere verlaging van de pH richting heide en/of dennen- of eiken-berkenbossen.

1.9 Achteruitgang van de stuifzanden

De achteruitgang van karakteristieke planten en dieren van stuifzanden is in de eerste plaats toe te schrijven aan de afname van het areaal zandverstuivingen, al zijn hier met name wat betreft de dieren, nauwelijks kwantitatieve gegevens over. De oppervlakte stuifzanden in Nederland heeft maximaal ca. 800 km² bedragen (Koster, 1978). Hiervan is nu nog 2% actieve zandverstuiving over (Bijlage 1). Vooral in het begin van de vorige eeuw zijn veel stuifzanden bebost of ontgonnen. Deze ontwikkeling is relatief lang doorgegaan (Figuur 1.5). Halverwege de jaren zestig van de vorige eeuw was er nog ongeveer 6000 ha stuifzand, halverwege de jaren tachtig nog maar 4000 ha (Bijlsma et al., 1985). Deze bebossing heeft een aantal gevolgen gehad. Door de schaalverkleining kan de wind minder grote snelheden bereiken. Daarnaast hebben veel karakteristieke diersoorten relatief grote oppervlakten stuifzandlandschap nodig (bv. Kleine heivlinder en Duinpieper: een paar honderd hectare). Dergelijke grote stuifzanden zijn in Nederland nauwelijks meer te vinden en bovendien is het stuifzandlandschap sterk versnipperd geraakt. Het aanwezige dennenbos is ook een belangrijke zaadbron en met name op de nog stuivende delen en jonge successiestadia slaat Grove den op. Dit heeft zowel invloed op de windsnelheid als op de successie, die onder de gematigder microklimatologische omstandigheden sneller verloopt.

Een belangrijke factor is ook de verhoogde atmosferische depositie van vervuilende stoffen geweest. Tot in de zeventiger jaren werd als grootste bedreiging voor natuurlijke vegetaties SO₂ gezien (met een landelijke SO₂-top in 1979). Vooral korstmossen bleken hier gevoelig voor. De SO₂-depositie is echter de laatste jaren sterk afgenomen. In de laatste decennia heeft vermoedelijk de hoge stikstofdepositie een hoofdrol gespeeld. Kaal zand heeft een zeer lage N-beschikbaarheid en N is waarschijnlijk de belangrijkste beperkende factor (Kooijman et al., 2000). Het is mogelijk dat de algen in de eerste successiestadia geprofiteerd hebben van het hogere N-aanbod en daarmee voor versneld vastleggen van het zand hebben gezorgd. Ook in latere stadia kan het verhoogde N-aanbod voor een hogere biomassagroei hebben gezorgd en daarmee voor een snellere successie. Op dit moment is de N-depositie lager dan in het verleden, wat mogelijk een verhoging van de kans op verstuiving betekent. Een complicerende factor is echter de introductie van de neofyt Grijs kronkelsteeltje (*Campylopus introflexus*), ook wel 'tankmos' genaamd. Deze mossoort is afkomstig uit het zuidelijk halfrond, is sinds de jaren zestig in Nederland aanwezig en is inmiddels de dominante soort op grote oppervlakten van het stuifzandlandschap. De dichte mostapijten zijn niet alleen een effectieve bescherming tegen het in verstuiving gaan van het zand, maar brengen ook een totaal ander microklimaat met zich mee. Dit betekent mogelijk een verslechtering van de standplaatscondities voor bodemfauna en korstmossen.

Recreatie heeft een gunstig effect op het in verstuiving houden van het zand. In de open stuivende delen van de zandverstuivingen richten wandelaars, ruiters, spelende en gravende kinderen nagenoeg geen schade aan en een enkele winderige dag is al voldoende om alle sporen letterlijk uit te wissen. Daarom zijn die gedeelten van de stuifzanden meestal normaal voor het publiek open. Recreatie kan echter aanzienlijke schade toebrengen aan de natuurwetenschappelijke waarde van stuifzanden (Schimmel, 1975). Vooral de latere successiestadia met zeldzame korstmossen worden door herhaalde betreding sterk aangetast, waarna herstel lang duurt (Daniels & Krueger, 1996). Massale betreding en ruitersport zijn funest.

De Smidt (1969) geeft aan dat de korstmosvegetaties bij toenemend bezoek speciale zorg vragen van de beheerder. Ook voor de fauna kan recreatie negatieve gevolgen hebben. Hoewel het niet is onderzocht, mag aangenomen worden dat grondbroeders als Duinpieper, Tapuit en Boomleeuwerik relatief gevoelig zijn voor betreding en verstoring door recreanten (Omvlee & Waanders, 1992). In de Loonse en Drunense duinen is de Duinpieper volledig verdwenen na een buitensporige toename van de recreatie (Bijlsma, 1990a). Duinpiepers hebben gewoonlijk maar één broedsel per jaar, dus de consequenties van verstoring op het reproductiesucces zijn groot. Voor

loopkevers en ongewervelden die hun eieren afzetten in open zand is vooral motorcrossen en paardrijden een probleem, vanwege het vertrappen van de gangen van de larven (Bellman, 1998; Turin, 2000).

foto a.



foto b.



Figuur 1.5 *De Wouwse Plantage bij Bergen op Zoom (a) stoof nog flink in 1921, maar de Treekerduinen bij Leusden (b) begonnen in 1933 al dicht te groeien. (Fotocollectie Landbouwhogeschool, afd. Plantensystematiek). Beide gebieden liggen nu onder bos.*

2 Belangrijke abiotische processen

2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de geomorfologische en landschapsecologische processen in stuifzandlandschappen behandeld, in relatie tot de mogelijkheden voor de beheerder hierop in te grijpen. Het belangrijkste in stuifzandgebieden zijn uiteraard die geomorfologische processen waarbij de wind het agens is. Daarnaast spelen ook pluviale processen, d.w.z. processen die met regen samenhangen zoals druppelinslag ('splash') en water dat de helling afstroomt, een belangrijke rol. Omdat over deze processen nauwelijks literatuur bestaat, worden ze hier wat uitvoeriger behandeld.

2.2 Eolische processen

Een zandverstuiving is meestal niet één samenhangend erosie-transport-sedimentatiesysteem, maar bestaat uit een mozaïek van deelgebiedjes, ieder met zijn eigen deflatie/accumulatie dynamiek.

2.2.1 Opname van zand door de wind: erosiviteit en erodibiliteit

Materiaal wordt alleen door de wind opgenomen en verplaatst als de erosiviteit (de erosieve kracht van de wind) en de erodibiliteit (de erosiegevoeligheid van het substraat) hoog genoeg zijn. Aan beide factoren is veel onderzoek gedaan (Bagnold, 1954).



Figuur 2.1 Windribbels op onbegroeid stuifzand (Kootwijkerzand).

Wat de *erosiviteit* betreft: in de praktijk komt het er meestal op neer, dat een windkracht 6 Beaufort (windsnelheid 5,5 – 7,9 m/s) nodig is om zand op te nemen. Nemen we een gemiddelde drempelsnelheid van 6,6 m/s, dan zal deze gemiddeld in 15% van de tijd worden overschreden (Wieringa & Rijkoort, 1983). Met het toenemen van de snelheid neemt de windkracht exponentieel toe. Er moet in de zandgebieden in het oosten van ons land gemiddeld per jaar rekening worden gehouden met 12 – 25 stormdagen met windsnelheden van meer dan 12 m/s (Wieringa & Rijkoort, 1983). In reliëfrijke terrein liggen de zaken door de turbulentie van de wind echter aanzienlijk gecompliceerder en zijn de hoogste windsnelheden niet noodzakelijkerwijs ook de meest effectieve. Zo is de meest effectieve windsnelheid in de binnenduinen langs de Nederlandse kust die tussen 9 en 10 m/s (Jungerius et al., 1981).

Wind uit het zuidwesten is doorgaans het meest efficiënt, maar ook tijdens noordoostenwind kan veel zand worden verplaatst omdat het dan meestal erg droog is. Noordoostenwind leidt niet tot een andere richting van het landschap dan de zuidwestenwind en daarom valt dit niet zo op.

Hoe kan de beheerder invloed uitoefenen op de erosiviteit van de wind? De erosiviteit van de wind vermindert wanneer de windsnelheid door vegetatie wordt afgeremd. Zelfs na het verlaten van een zone met vegetatie heeft de wind een zekere afstand nodig om weer op sterkte te komen. Dit noemt men *strijklengte*. Naar het effect van windschermen is veel onderzoek gedaan. Dit heeft als vuistregel opgeleverd dat een halfdoorlatend scherm aan de lijzijde bescherming biedt in een zone van maximaal 30 maal zijn hoogte. Het ingrijpen in de strijklengte door het verwijderen van bomen aan de loefzijde van een zandverstuiving is een vaak gehanteerde methode om de verstuiving te bevorderen.

Er is echter nog een andere methode waarmee nog geen ervaring is opgedaan. Onder bepaalde omstandigheden kan de wind door turbulentie de drempelsnelheid overschrijden. Dat is bijvoorbeeld het geval voorbij een bosrand die aan de lijzijde een V-vormig inkeping heeft. Op het Wekeromse Zand is hier een voorbeeld van te zien. Bij het actief blijven van stuifzand op het landgoed 'De Haere' zou dit mechanisme ook een rol kunnen spelen. Fliervoet et al. (1992) zeggen hiervan: 'In tegenstelling tot de eerder genoemde gebieden (Hulshorsterzand, Kootwijkerzand en Wekeromse Zand) lijkt hier veel minder sprake te zijn van een afnemend areaal levend zand. Gezien de ligging ten opzichte van het omringende bos lijkt dit verwonderlijk'. Een ingreep die dit effect beoogt te stimuleren zou in aanmerking komen om kleinschalige verstuivingen in stand te houden of te creëren. Hetzelfde geldt voor de vorming van stuifkuilen aan de lijzijde van terreinverheffingen zoals op het Kootwijkerzand is te zien. Deze stuifkuilen zinken wat omvang betreft in het niet bij de grote stuifvlaktes, maar dragen toch aanzienlijk bij aan de landschappelijke en ecologische diversiteit.

De *erodibiliteit*, d.w.z. de erosiegevoeligheid van materiaal speelt pas een rol bij kaal zand. Een oppervlak dat door vegetatie wordt beschermd, al is het maar een algenmat, zal niet snel worden geërodeerd. De erodibiliteit van minerale deeltjes is het grootst voor korrels tussen 0,1 en 0,85 mm. Onder 0,1 mm houden cohesieve krachten de korrels teveel bijeen, en boven 0,85 mm worden de korrels te groot om gemakkelijk opgenomen te kunnen worden. Grotere korrels komen wel voor in windafzettingen, maar dan zijn ze over de grond gerold. Het korrelgrootte-spectrum van stuifzanden is echter veel nauwer dan 0,1 tot 0,85 mm. Dat komt omdat het zand al ettelijke malen eerder door stromend water of door wind is uitgesorteerd. De modale korrelgrootte ligt afhankelijk van de streek tussen de 0,15 en 0,42 mm.

De beheerder kan ook de erodibiliteit beïnvloeden. Om de wind vat te doen krijgen op zand is het allereerst nodig om de vegetatie te elimineren. Vervolgens kan de erodibiliteit van de bodem worden verhoogd door alle kittende bestanddelen te

verwijderen. In de praktijk komt dat neer op het afvoeren van al het bodemmateriaal dat organische stof bevat. Wordt de erodibiliteit verminderd doordat bij voortdurende deflatie een 'desert pavement' aan de oppervlakte ontstaat, dan is het verstoren van deze laag en het vermengen van het grind met het onderliggende zand de aangewezen methode. Wordt geaccumuleerd stuifzand weer opgeruimd, dan kan ook de bodem in het onderliggende dekzand voor vertraging zorgen, maar dat is meestal maar tijdelijk.

Opname van zand gaat door totdat een onderliggende laag wordt bereikt die niet gevoelig is voor winderosie of deflatie, bijvoorbeeld omdat het te nat of te kleiig/lemig is. Vochtig of nat zand kan bij hoge windsnelheden nog wel in saltatie worden gebracht (Jungerius et al., 1981; Rutin, 1983), maar bij klei is dat niet meer mogelijk. Ook kan door uitstuiving van grindhoudend materiaal een aanrijking van grof materiaal aan de oppervlakte ontstaan, een 'desert pavement' of woestijnpantser dat verdere verstuiving afremt.



Figuur 2.2 Vorming van Schaduwduintjes achter Buntgras (Kootwijkerzand).

2.2.2 Transport

We hebben in stuifzandgebieden met drie eolische transportprocessen te maken: rollend, in saltatie en als creep (Bagnold, 1954). Voor een vierde vorm, suspensie, moeten de deeltjes kleiner dan 0,05 mm zijn, zoals bij löss het geval is. Zodra de sleepkracht van de wind groot genoeg is, beginnen zandkorrels te *rollen*. Als de windkracht toeneemt, begint *saltatie*: de wind neemt de zandkorrels op, verplaatst ze over een bepaalde afstand en laat ze weer vallen. Komt een zandkorrel op de grond terecht, dan kan hij omhoog stuiteren en weer door de wind worden meegenomen, of een andere korrel losmaken die dat lot ondergaat. Het hele saltatiegebeuren speelt zich af in een laag van 30-50 cm boven de grond. Bij dit proces worden windribbels gevormd (Figuur 2.1). De lengte van de sprongen is doorgaans zesmaal de spronghoogte, dus minder dan 3 m. Voor verplaatsing door de lucht over grotere afstanden is versnelling van de wind over een heuveltop nodig, maar ook in die gevallen komt het zand meestal binnen een afstand van zesmaal de heuvelhoogte weer tot rust. Vervoer in *suspensie* over honderden meters is zeldzaam. Bij *creep* of *reptatie* zijn de korrelinlagen zo veelvuldig dat een zandlaagje van enige mm dikte in zijn geheel over de oppervlakte schuift.

De beheerder kan het transportproces beïnvloeden, maar dat heeft in de praktijk waarschijnlijk weinig betekenis. Hij moet er dan namelijk voor zorgen dat de helling waarover het transport plaatsvindt, daalt met een hellingshoek van ongeveer 10°. Korrels in saltatie vallen dan niet neer, maar scheren over het oppervlak. Vegetatie op zo'n vlak wordt als het ware 'gezandstraald' en verdwijnt.

2.2.3 Sedimentatie

Komt de windsnelheid onder de drempelwaarde, meestal door een obstakel, dan kan van verder zandtransport geen sprake meer zijn en vindt accumulatie of sedimentatie plaats. Vegetatie van een paar cm hoogte kan al een obstakel zijn (Figuur 2.2). Ook hiervoor geldt dat in een zone van 30 maal de hoogte de windsnelheid wordt afgeremd en het zand wordt gedeponeerd.

2.2.4 Ecologische respons

Het bovenstaande leidt tot een aantal verschillende ecologische uitgangssituaties.

In de *zone van netto verlies (erosie of deflatie)* van hoog dynamisch naar laag dynamisch:

- opneembaar dekzand, vaak in stuifkuilen
- opneembaar stuifzand
- 'desert pavement'
- tijdelijk vochtig of nat (schommelende grondwaterspiegel)
- permanent vochtig of nat (permanent grondwater)
- kleiige of lemige ondergrond.

In de *doorgangszone (transport)*

- stuifzand dat tijdelijk tot rust komt
- oud bodemoppervlak

In de *zone van netto winst (duinvorming)*, van klein naar groot:

- hindernisduintjes voor kleine obstakels (planten, stenen)
- embryoduintjes (in planten, de vorm hangt van de architectuur van de plant af)
- schaduwduintjes (achter vegetatiepollen)
- kopjesduinen (soms in relatie met begrazing)
- duinruggen (tegen bosranden = randwallen)

Elk van deze situaties heeft haar eigen groeiplaatsfactoren en vormt daarmee een eigen ecosysteem. De groeiplaatsfactoren omvatten korrelgrootte, korrelpakking, vochtgehalte, organische stof en chemische eigenschappen. Deze zijn van invloed op de levensgemeenschappen die hier voorkomen.

Concluderend geldt dat wind en werking van de wind het belangrijkste abiotische proces is binnen stuifzandlandschappen. Om deze werking te doen toenemen is enerzijds de schaal van een stuifzandlandschap van belang. Anderzijds kan de turbulentie rond bosranden in kleinere gebieden een rol van belang spelen. Hierover is echter nog weinig bekend. Nadere proeven op praktijkschaal dienen het inzicht hierin te vergroten.

2.3 Pluviale processen

Na iedere regenbui zijn de gevolgen van *druppelinslag* op kaal zand zichtbaar in de vorm van 'splash-imprints': kleine putjes ter grootte van de regendruppel. Het proces draagt aanzienlijk bij aan de onstabielheid van het zandoppervlak en daarmee aan de vestigingskansen van zaden en sporen. Buntgras is in staat om opgespat zand in te vangen en daarmee een koepelvormige 'pedestal' te vormen. Van netto verplaatsing van gesplash materiaal is alleen op hellingen sprake en is daar afhankelijk van de hellingshoek.

Zandverplaatsing op een helling door *afstromend regenwater* is zeker zo belangrijk als verplaatsing door wind in onbegroeid terrein op dekzanden, duinzanden en stuifzanden. Dat komt omdat het zand (met organische stof) in droge toestand waterafstotend is (Dekker & Jungerius, 1990). Pioniersoorten als algen en mossen zijn zelf ook vaak waterafstotend. In de zomer zijn een paar warme, droge dagen voldoende om de bodem volledig ondoorlatend te maken voor het water dat tijdens een onweersbui valt. In vlakke gebieden concentreert het water zich dan in preferente stroombanen die het contact van oppervlaktewater en grondwater verzorgen. Op hellingen stroomt het oppervlakkig af en neemt daarbij de bovenste millimeters of centimeters van de grond mee. Zand dat met het regenwater van de hellingen afstroomt, wordt als colluvium aan de basis van de helling afgezet (Figuur 2.3).

Paradoxaal genoeg ontstaan door deze watererosie ook stuifplekken. Dit is het geval in de binnenduinen langs de Nederlandse kust (Jungerius & van der Meulen, 1988), maar is ook te zien aan de bovenkant van hellingen in stuifzandterreinen. Doordat bij regen het grijze hydrofobe zand van de helling afspoelt, komt zand aan de oppervlakte dat schoon genoeg is om gevoelig te zijn voor winderosie. Bovenaan de helling ontstaan hierdoor nieuwe stuifplekken. Ofschoon het om natuurlijke processen gaat, kan de beheerder één en ander wel stimuleren.

Van de ecologische gevolgen van deze geomorfologische processen is nog weinig bekend. Planten en (bodem)dieren reageren anders op preferente stroombanen dan op de waterafstotende zones daartussen. Het door water verplaatste zand (colluvium) wijkt in pakking en verdeling van de organische stof af van de stuifzanden. Aandacht verdient de rol van het zaad dat met het zand van de hellingen afstroomt en in het vochtiger colluvium aan de voet van de helling tot ontkieming kan komen. Het colluvium is vaak rijk aan insecten.

2.4 Vastleggen van zand door algen

Algen zijn vaak de eerste organismen die stuifzand vastleggen. Met het slijm op hun celwanden plakken ze de zandkorrels vast terwijl de draadvormige algen bovendien de korrels omhullen (van den Ancker et al., 1985; Figuur 2.4). Hiermee remmen zij vooral verdere uitstuiving. Uit laboratoriumexperimenten 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 et al., 1985). Pluis (1993, 1994) onderzocht dit verschijnsel op stuifzanden in het Gooi. De successie begint met de ontwikkeling van het blauwwier *Oscillatoria* spp. en eindigt via diverse tussenstadia met andere soorten blauw- en groenwieren, met het groenwier *Zygogonium ericetorum*. In deze fase ligt het zand vast. Van der Drift (1964) vond hetzelfde groenwier in algenkorsten van het Nationale Park 'De Hoge Veluwe'. De algenontwikkeling is het sterkst in de winter wanneer de bodem vochtig is. Stuivend zand kan de korst beschadigen en de successie een halt toeroepen. Ook betreding door het publiek en militaire oefeningen zijn belangrijke factoren om de vorming van een algenkorst tegen te gaan (Pluis, 1993).

Een belangrijk gegeven is dat een droge *Zygogonium*-korst waterafstotend is. Dit betekent dat het vastleggen van het zand door algen gepaard gaat met een toename van afstromend water en watererosie op hellingen (De Ploey, 1980; Pluis, 1993). Hellingen met een zuidexpositie hebben daardoor vaak een onvolledige vegetatiebedekking, ofschoon het extreme microklimaat van deze hellingen daartoe ook bijdraagt.

De algengroei wordt vermoedelijk gestimuleerd door de aanvoer van voedingsstoffen vanuit de lucht (Pluis 1993). Dat betekent dat bij hoge stikstofdepositie stuivend zand versneld kan worden vastgelegd. De indruk bestaat dat de vorming van algenkorsten momenteel minder snel gaat dan in het recente verleden. Dat zou kunnen samenhangen met de verbetering van de luchtkwaliteit in de afgelopen tien jaar.



Figuur 2.3 Rill-erosie en zandwaaierafzetting door afspoelend regenwater, een algemeen verschijnsel in zandverstuivingen die zich stabiliseren en geliefd bij bodemfauna.

De ontwikkeling van algenkorsten lijkt minder te zijn in de buurt van bossen, mogelijk omdat de bomen meer eutrofe neerslag opvangen, maar mogelijk speelt ook een ander microklimaat een rol. Dit geeft de beheerder een middel in de hand om gunstige en ongunstige plaatsen voor vastlegging van stuivend zand van elkaar te onderscheiden. In de luwte van een bos(rand) zijn de omstandigheden gunstiger dan bij een bosrand die pal in de wind ligt. De medaille heeft echter een duidelijke keerzijde: het bevorderen van hoge begroeiing rondom stuifzanden houdt ook de wind weer tegen.

2.5 Pedologische processen

Vergeleken met de haarpodzolen en moderpodzolen van meerdere tientallen cm diepte op dekzanden die duizenden jaren de tijd hebben gehad om zich te ontwikkelen (de Bakker & Schelling, 1966), stellen de jonge bodems op stuifzand wat profielontwikkeling betreft niet zoveel voor. De stuifzandbodems zijn vaak niet meer dan een paar cm dik en worden door hun wisseling in profieltype op korte afstanden veelal gekarteerd als associaties van diverse typen vaaggronden (Koster, 1978). De bodemsuccessie in stuifzanden is beschreven door Emmer & Sevink (1996).

De belangrijkste pedologische processen in stuifzandlandschappen zijn ophoping van organische stof en daling van de pH. Voor de bodemvorming begint bevat stuifzand al een geringe hoeveelheid organische stof dat met het zand is meegekomen. Zodra het zand is vastgelegd door algen of Buntgras, begint de aanrijking van organische stof in de bovenste mm van de bodem. Is de humeuze bovengrond dikker dan enige cm, dan wordt dat veroorzaakt door periodieke overstuiving van het bodemoppervlak. Dit proces wordt uitvoerig beschreven door Castel et al. (1983).

De aanrijking met organische stof gaat gepaard met een daling van de pH. In vers zand heeft de pH meestal waarden van 4.5-5 (Heinken, 1990; Fischer, 1998). In de loop van de successie daalt deze naar waarden rond de 4. Zowel de aanrijking met organische stof als de daling van de pH hebben gevolgen voor de beschikbaarheid van nutriënten en daarmee voor de biomassa-productie. In vers zand is de N-beschikbaarheid vermoedelijk zeer laag omdat er nog geen strooisel is, maar een pH van rond de 5 geeft aan dat de oplosbaarheid van fosfaat in principe hoog is (Kooijman et al., 1998; Kooijman & Besse, 2002). Hierdoor is N vermoedelijk de beperkende factor. In latere stadia is dat niet meer het geval. De beschikbaarheid van N wordt in de loop van de successie vermoedelijk steeds hoger, omdat de input van N in strooisel en via atmosferische depositie toeneemt. Daarnaast is de efficiëntie van de N-mineralisatie hoger bij lage pH. Dit betekent dat de biomassa-productie van de vegetatie toe kan nemen. Uiteindelijk is het (in ijzerhoudend zand) mogelijk dat de productiviteit weer afneemt. De pH wordt mogelijk zo laag dat de oplosbaarheid van P een probleem kan worden, door de fixatie van P in ijzerfosfaat.

De organische stof in de bodem heeft behalve effect op de N-voorziening ook een effect op de waterhuishouding. Dit effect is tweeledig. Enerzijds zorgt organische stof voor een vergroting van het watervasthoudend vermogen, wat de vegetatie die er staat ten goede komt. Anderzijds maakt het bij uitdroging de bodem waterafstotend, wat mogelijk een barrière is voor de kieming van hogere planten (Dekker & Jungerius, 1990).

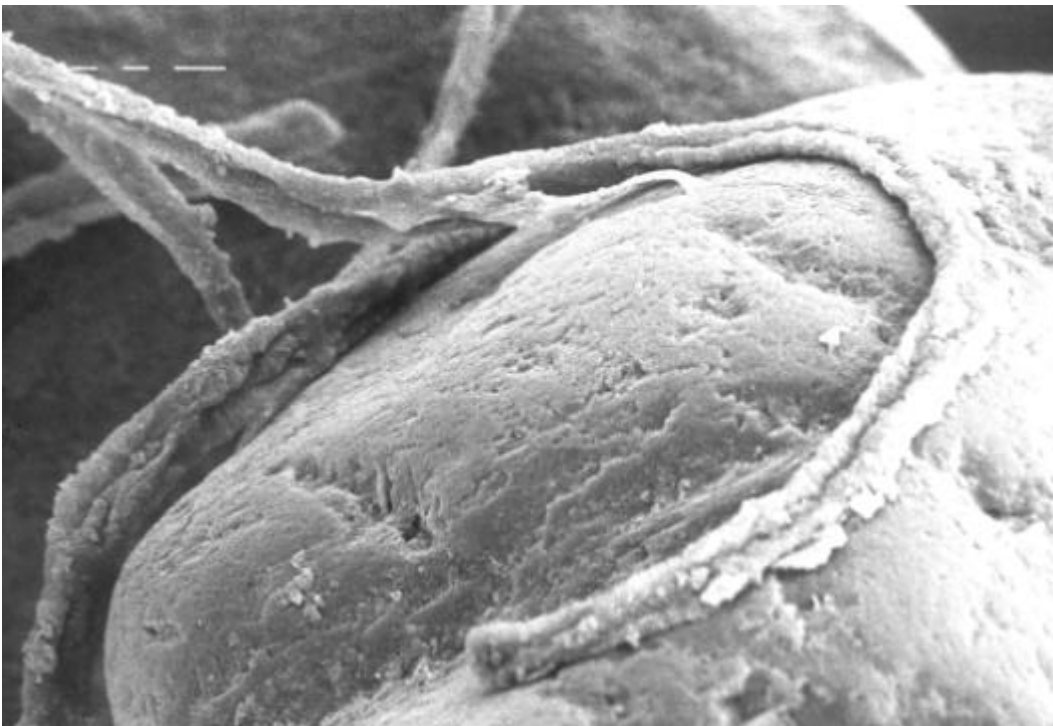
2.6 Effecten van atmosferische depositie

Atmosferische depositie is in de laatste decennia een thema dat bij stuifzanden in sterke mate speelt. Tot in de jaren zeventig betrof het vooral een hoge SO_2 -depositie, waar vooral korstmossen gevoelig voor bleken te zijn. Deze is echter de laatste jaren sterk afgenomen.

De grootste bedreiging wordt nu gevormd door eutrofiëring. De van oorsprong zeer voedselarme pleistocene zandgronden hebben sinds de jaren zeventig via de atmosfeer een fors toegenomen stikstofdepositie te verwerken gekregen, veroorzaakt door de ammoniakuitstoot van de bio-industrie (Bleeker & Erisman, 1996). In Nederland zijn juist op de zandgronden kippen-, varkens- en kalvermesterijen te vinden, met name in de ten W van de Veluwe gelegen Gelderse Vallei en in Noord-Brabant. De overheersende noordwesten- en zuidwestenwinden verspreiden daardoor over de Veluwe en over grote delen van Noord-Brabant een hoge stikstofdepositie ($> 50 \text{ kg/ha.j.}$). De omstandigheden op de Drents-Friese zandgronden zijn iets gunstiger dan die op de Veluwe en in Brabant. In de stuifzanden kunnen algen, mossen en

grassen deze extra N-input benutten en omzetten in biomassa. Hierdoor hangt de verhoogde stikstofdepositie samen met veralging, vermossing door Grijs kronkelsteeltje (*Campylopus introflexus*) en vergrassing door o.a. Zandstruisgras (*Agrostis vinealis*), met als gevolg een versnelde vastlegging van het stuivende zand, versnelde successie en een slechter leefmilieu voor karakteristieke plant- en diersoorten. Hier is echter nog weinig onderzoek naar gedaan.

Op dit moment is de stikstofdepositie wat afgenomen, wat de kansen voor stuifzanden mogelijk vergroot. De dalende trend in het emissieniveau van ammoniak door de landbouw/veeteelt zet zich geleidelijk voort (RIVM 1997, 2000). Ook al zet deze daling echter door, dan nog zal de doorwerking daarvan in de natuurlijke vegetaties nog tientallen jaren beheer in de stuifzanden noodzakelijk maken. Er zijn aanwijzingen dat het huidige mestbeleid dat gericht is op spreiding van de lokale hoge concentraties aan mestgiften over het land ongunstig uitwerkt op de gebieden met relatief nog veel zeldzame soorten zoals Drenthe. Het is van belang dat dit beleid van spreiding wordt gestopt en andere oplossingsrichtingen worden gezocht.



Figuur 2.4: Zo houden algen de zandkorrels vast (Van den Acker et al., 1985).

3 Flora en vegetatie

3.1 Inleiding

In voorgaande hoofdstukken zijn vooral de abiotische omstandigheden van stuifzanden aan de orde geweest. De waardering van stuifzanden berust echter voor een belangrijk deel op de karakteristieke flora en fauna van dit landschapstype. Stuifzanden zijn ecosystemen met extreme milieuomstandigheden (hoge dynamiek, extreem microklimaat, voedselarmoede), waar maar enkele soorten hogere planten kunnen groeien. Daardoor is er veel ruimte voor lagere planten als mossen en korstmossen. De pionierstadia hebben nog een hoog aandeel aan zaadplanten. In de latere successiestadia worden zij teruggedrongen en vervangen door mossen en korstmossen. Met name deze laatste vertegenwoordigen hoge natuurwaarden.

De vegetatie van de stuifzanden wordt gekenmerkt door soortenarme tot soortenrijke pionierbegroeiingen waarin Buntgras, Heidespurrie en Ruig haarmos frequent aanwezig zijn. De kenmerkende plantengemeenschap is het *Spergulo-Corynephoretum*. Deze potentiële gemeenschap is gezien het beperkte aantal actieve stuifzanden in Nederland waarschijnlijk zeldzaam. De gemeenschap komt echter ook voor op secundaire standplaatsen langs zandwegen en zandafgravingen in het Pleistocene deel van Nederland en is in dat opzicht nog algemeen, zeker als de soortenarme pionierfasen in ogenschouw worden genomen.

3.2 Plantengemeenschappen in stuifzanden

Masselink (1994) geeft een overzicht van de stuifzandvegetatie van het Pleistocene deel van Nederland van boven de grote rivieren (Figuren 3.1 en 3.2). Binnen de vegetatiesuccessie worden twee reeksen onderscheiden: de karakteristieke stuifzandvegetatie (xeroserie) met Buntgras, Heidespurrie en Ruig haarmos, en vegetaties die gedurende korte perioden van het jaar onder invloed staan van het grondwater in uitgestoven terreindelen (mesoserie). Deze laatste onderscheidt zich door vochtindicatoren als Knolrus (*Juncus bulbosus*), Pijpestrootje (*Molinia caerulea*), Trekrus (*Juncus squarrosus*), Dophei (*Erica tetralix*) en Kruipwilg (*Salix repens*).

Buntgras en Heidespurrie zijn de meest algemene soorten van de tot rust gekomen stuifzanden en geven hun naam aan de Heidespurrie-Buntgras gemeenschap (*Spergulo-Corynephoretum*) (zie Bijlage 2). Andere kenmerkende soorten zijn Ruig haarmos en de korstmossen *Cladonia cervicornis*, *Cladonia strepsilis*, *Stereocaulon condensatum* en *Stereocaulon saxatile*. Het plantendeck van de gemeenschap is wat vaatplanten betreft ijl en in hoofdzaak opgebouwd uit overblijvende, in pollen groeiende of matten vormende, grasachtige planten. Opvallend is het geringe aantal therofyten, afgezien van de winterannuel Heidespurrie. In oostelijke en zuidelijke delen van Nederland komt hierbij nog Klein tasjeskruid (*Teesdalia nudicaulis*). Deze soort komt samen met Zandblauwtje (*Jasione montana*) ook voor op mineralogisch rijkere zanden dan stuifzanden. Voor zover van een gesloten begroeiing kan worden gesproken komt dit voor rekening van het matvormende Ruig haarmos en tegenwoordig ook Grijs kronkelsteeltje (*Campylopus introflexus*) of, in de latere successiestadia, een tapijt van korstmossen.

Er komen in totaal zo'n 35 korstmossen in de gemeenschap voor (Masselink, 1994). Deze liggen vaak min of meer los op het zand, maar kunnen ook epilithisch voorkomen op kiezels en andere stenen. Bij inwaaiend zand kan een aantal pioniersoorten op afgestorven matten van Zandstruisgras (*Agrostis vinealis*) of Grijs kronkelsteeltje als secundaire pionier voorkomen.

Synsystematische verbanden

Binnen de xeroserie is het *Spergulo-Corynephoretum* een associatie die in de literatuur algemeen wordt geaccepteerd. Ze maakt samen met het *Violo-Corynephoretum* van de kalkarme duinen deel uit van het *Corynephorion*, het enige verbond binnen de *Corynephoretalia* van de klasse der droge graslanden op zandgrond (*Koelerio-Corynephoretea*). Volgens de huidige opvattingen worden de lichenrijke gemeenschappen als subassociatie binnen het *Spergulo-Corynephoretum* gezien.

De gemeenschappen van de mesoserie zijn syntaxonomisch minder goed te duiden. De pionierstadia van deze gemeenschappen wijken maar weinig af van het *Spergulo-Corynephoretum* typicum van de xeroserie. Daarentegen hebben de latere stadia o.a. door vestiging van Struikhei (*Calluna vulgaris*) syntaxonomisch gezien een gemengd karakter, zodat de onderscheiden gemeenschappen moeilijk in het bestaande classificatiesysteem kunnen worden ingepast. De varianten van de rompgemeenschap met Trekrus kunnen bijv. worden ondergebracht bij het *Spergulo-Corynephoretum* typicum. De droge vleugel van de *Baeomyces-Calluna*-gemeenschap en de late fase met Heideklauwtjesmos (*Hypnum jutlandicum*) komen het meest overeen met het *Genisto pilosae-Callunetum*.

3.3 Successiereeksen

In een vereenvoudigd schema (Ketner-Oostra, 1994; Ketner-Oostra & Huijsman, 1998) worden in het stuifzandlandschap een achttal fasen onderscheiden:

1. pionierstadium van stuivend zand met grassen;
2. vastleggen van kaal zand door algen en Buntgras;
3. idem door algen, Buntgras en mossen;
4. mostapijt met gedeeltelijk algenbedekking (*Palmogloea protuberans*);
5. afstervend mostapijt door algengroei en veroudering;
6. korstmosontwikkeling op gedeeltelijk afgestorven mostapijt;
7. soortenrijke korstmosvegetatie;
8. mozaïek van stuifzand met heidevegetatie (inclusief Jeneverbes).

Binnen de xeroserie is de primaire milieufactor de zanddynamiek, en daarmee samenhangend extremiteit in microklimaat en opbouw van organische stof. In de initiaalfasen van de successie is de mate van opstuiving bepalend. Bij sterk stuiven ontbreekt de vegetatie of is lokaal de vestiging van Helm (*Ammophila arenaria*) mogelijk. Vooral in de beginstadia van de successie wordt een belangrijke rol toegeschreven aan algen (wieren; Pluis, 1993; Ketner-Oostra, 1994). Algenkorsten verminderen de uitstuiving van zand (van den Ancker et al., 1985; Figuur 2.4). Pas bij verminderde dynamiek en verkitting van de zandkorrels is vestiging van Buntgras (Figuur 3.4) en Heidespurrie mogelijk (*Spergulo-Corynephoretum typicum*).

De latere lichenrijke stadia (*Spergulo-Corynephoretum cladonietosum*) komen pas tot ontwikkeling als het zand tot rust is gekomen (Figuren 3.5 en 3.6). Dan wordt de aard van het substraat van belang, evenals de eerste aanzetten van humusvorming en ontwikkeling van microklimatologische omstandigheden als dauwvorming en schaduw (bosranden). In mineralogisch arme zanden ontwikkelen zich daarbij duidelijk soortenarmere vegetaties dan in de mineralogisch rijkere.

Van nature verloopt het proces van dichtgroeien vrij traag. Het duurt lang alvorens zich een vegetatie van korstmossen, haarmossen of heide vestigt. Daniels & Kruger (1996) geven op basis van PQ-onderzoek een tijdsperiode van 10 - 12 jaar waarin soortenarme initiaalstadia van de Buntgrasvegetaties overgaan in korstmosrijke

stadia. Kostmosrijke vormen kunnen nadat zij eenmaal tot ontwikkeling zijn gekomen zich langdurig handhaven (15-20 jaar) waarbij geen successie plaatsvindt. Ze worden wel als "Dauergesellschaften" aangeduid. Toch is het aannemelijk dat de snelheid van de successie schaalafhankelijk is. Kleine stuifzanden zullen door een geringere verstuiving van zand naar verwachting eerder dichtgroeien dan grote stuifzanden. Ook lijkt de snelheid van dichtgroeien toegenomen door verhoogde stikstofdepositie. Dit kan zowel tot versnelde vastlegging als versnelde ontwikkeling van latere successiestadia leiden.



Figuur 3.4 Buntgras op de overstuivingsgrens op de Loonse en Drunense Duinen. (Foto: Rita Ketner).



Figuur 3.5 Buntgrasvegetatie met Ruig haarmos en rendiermossen op het Hulshorsterzand. (Foto: Rita Ketner).



Figuur 3.6: Roodbekermos (*Cladonia coccifera*) met kronkelheidestaartje (*C.subulata*) op het Kootwijkerzand. (Foto: Rita Ketner).

Korstmosrijke vegetaties zijn kwetsbaar voor overstuiving. Ze worden vaak weer overstoven waarbij het proces van geleidelijk dichtgroeien opnieuw kan beginnen.

Over de verdere successie bestaat in de literatuur de nodige onzekerheid (Masselink, 1994), omdat zij vaak berust op extrapolatie van vegetatiepatronen (Daniels en Kruger, 1996). De ontwikkeling naar het Kussentjesmos en Dennenbos is evenwel aangetoond (Ozinga & Baar, 1997). In Figuur 3.1 en 3.2 zijn twee successiereeksen voor de stuifzandvegetaties schematisch weergegeven. In de praktijk zullen niet alle overgangen optreden. Met enkelvoudige pijlen is aangegeven welke overgangen die in de literatuur beschreven worden zich in werkelijkheid vaak voordoen. Het schema laat zien dat de latere stadia van de Buntgrasvegetaties zich bij een gelijkblijvende dynamiek door humusvorming en verdere verlaging van de pH ontwikkelen richting heide en of dennen- of eiken-berkenbossen.

In het algemeen gaat men ervan uit dat het *Spergulo-Corynephoretum* wordt opgevolgd door *Calluna*-heide of dennenbos of soortenarm eiken-berkenbos. In Nederland komt het voor dat de lichenrijke latere stadia van de stuifzanden overgaan in lichenrijke *Festuca-Agrostis*-gemeenschap. De *Cladonia strepsilis* variant van het *Spergulo-Corynephoretum* kan rechtstreeks overgaan in heiden. Van der Bilt & Nijland (1993) geven bijvoorbeeld aan dat het stuifzandgebied van het Drouwenerzand in Drenthe aan het eind van de zeventiger jaren dichtgroeide en veranderde in heischraalgrasland en heide. Toch is in werkelijkheid de situatie complexer dan de schema's aangeven. In veel Jeneverbes-struwelen komen aan de zuidzijde van de struiken nog stukjes *Spergulo-Corynephoretum*-vegetaties voor als relict uit de vestigingstijd van Jeneverbes (*Juniperus communis*). Kieming en vestiging van Grove den (*Pinus sylvestris*) kan zelfs in vroege stadia van het *Spergulo-Corynephoretum* plaatsvinden en aanleiding geven tot een zgn. hals-over-kop successie, waarbij zich rechtstreeks bos vormt. Ook de opvatting dat het *Spergulo-Corynephoretum* door zuiver lichenengemeenschappen wordt opgevolgd is op zijn minst aanvechtbaar en vindt onder de huidige omstandigheden vanwege het effect van luchtverontreiniging moeizaam plaats. Met name de dominantie van Grijs kronkelsteeltje lijkt hier belangrijk (Figuur 3.7).

Binnen de mesoserie speelt de dynamiek van zand in vergelijking tot de xeroserie een onderschikte rol en zijn eerder substraat (mineraalgehalte van het zand) en vocht van belang. Alleen lichte overstuiving is hier nog discriminerend. Als secundaire

milieufactoren spelen graven van greppels, plaggen en frezen, graven of humus een rol. Hiermee hangen vaak soortenarmere varianten van de verschillende gemeenschappen samen. Ook hier gaan de latere stadia door humusvorming en daarmee gepaard gaande verlaging van de pH over in vochtig-droge heide of dennen- of eiken-berkenbos.



Figuur 3.7: Buntgrasvegetatie met Grijs kronkelsteeltje op het Kootwijkerzand. (Foto: Rita Ketner).

3.4 Botanische natuurwaarden en bedreiging

Hoge natuurwaarden worden vooral vertegenwoordigd door alle successiestadia van de gemeenschap die rijk zijn aan korstmossen, waaronder de rendiermossen. Deze stadia zijn niet alleen zeldzaam maar er komt ook een aantal Rode-Lijstsoorten in voor uit de categorieën ernstig bedreigd, bedreigd en kwetsbaar. Sommige soorten zijn de laatste 30 jaar verdwenen (Aptroot et al., 1998; zie Figuur 3.3). Allereerst gaat het om een 'kwetsbare' korstmossoort van het open, pionierstadium van het *Spergulo-Corynephoretum typicum*, namelijk om *Stereocaulon condensatum*. Deze soort lijkt overigens niet alleen negatief te worden beïnvloed, omdat deze zich ten dele vestigt op de in toenemende mate aanwezige algenmatjes (Masselink, 1994). Van het (latere) korstmossenrijke stadium *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* betreft het *Cladonia cervicornis* ssp. *pulvinata*, *Cladonia crispata*, *Cladonia strepsilis* en *Cladonia zopfii*. Hiervan is *Cladonia strepsilis* uit het biotoop van grindrijke uitgestoven laagten 'bedreigd' en de andere soorten horen tot categorie 'kwetsbaar'. *Cladonia phyllophora*, *Cladonia rangiferina* en *Cetraria nivalis* zijn uit stuifzandvegetatie verdwenen.

Enkele Rode-Lijstsoorten zijn kenmerkend voor overgangen van stuifzand- naar heidevegetatie, zoals *Cladonia squamosa* en *Cetraria islandica*. Beide soorten horen tot de categorie 'ernstig bedreigd' en zijn zeer zeldzaam geworden. *Cladonia cornuta* is zeldzaam geworden en hoort tot de categorie 'bedreigd'. Het Gebogen rendiermos (*Cladina arbuscula* s.l. inclusief *Cladina mitis*) is een Rode-Lijstsoort die ook tot categorie 'kwetsbaar' wordt gerekend en sedert de zeventiger jaren een drastische teruggang heeft ondergaan.

De op mossen voorkomende soort *Diploschistes muscorum* hoort thans tot de categorie 'kwetsbaar'. Door Masselink (1994) zijn een achttal epilithische korstmossen van grindsteentjes in het stuifzand beschreven (zie Figuren 3.1 en 3.2). Daarvan zijn *Porpidia* (= *Lecidea*) *crustulata* en *Porpidia macrocarpa* thans als 'kwetsbaar' te beschouwen. Groeiend op uitgestoven vlakten met verkit leemhoudend zand noemt deze auteur nog de 'ernstig bedreigde' soorten *Baeomyces roseus* en *Pycnothelia papillaria* evenals de thans als 'verdwenen' beschouwde *Baeomyces placophyllus*.

Rode-Lijstsoorten onder de hogere planten zijn beperkt tot meer leemhoudende of tijdelijk vochtige plekken (b.v. *Arnica montana*; Rode Lijst 2: bedreigd) en overgangen naar droge en vochtige heide (*Lycopodium*-soorten; Rode Lijst 2 en 3: bedreigd en ernstig bedreigd; zie Quené-Boterenbrood, 1988). Naast veel zeldzame lichenen komt er ook een aantal zeldzame paddestoelen voor die karakteristiek zijn voor stuifzanden. Schimmel (1975) noemt Heideknotszwam (*Clavaria argilacea*) en de Valse truffel (*Rhizopogon luteolus*).

De natuurwaarden van de stuifzanden worden zowel kwantitatief als kwalitatief bedreigd. De stuifzanden zijn de laatste 50 jaar met bos beplant of sterk dicht gegroeid. Schimmel (1975) geeft aan dat op basis van luchtfoto's tussen 1950 en 1973 bijvoorbeeld het Harskampse Zand (Veluwe) voor zeker 70% begroeid is geraakt, grotendeels met vliegdennen, maar ook met meer natuurlijke vegetaties. Het Kootwijkerzand groeide in dezelfde periode met slechts 15% dicht. Veel van de nog resterende stuifzanden zijn betrekkelijk klein en omgeven door dennenbossen. Het in overvloed geproduceerde zaad wordt door de wind meegevoerd en overal op zandverstuivingen (met name op de nog stuivende delen en de jonge successiestadia) ziet men de jonge dennetjes opstaan. Hebben zich eenmaal dennen gevestigd door spontane vestiging dan raken de aangrenzende korstmossteppen en heidevegetaties vaak snel met dennen begroeid. Deze vliegdennen bossen zijn beter tegen overstuiving bestand, zodat op den duur steeds grotere delen van de zandverstuivingen met dennen begroeid kunnen raken (Schimmel, 1975; Emmer, 1995). Zonder kleinschalig beheer zouden daardoor bij de toegenomen stikstofdepositie sedert de zeventiger jaren ook de grotere stuifzanden door opslag van naald- en loofhout in oppervlak sterk verkleind zijn (Ketner-Oostra & Huijsman, 1998). De vliegdennen ontkiemen vooral in de lichenrijke Buntgrasvegetaties die daardoor ernstig worden bedreigd. Aan de andere kant zet dit een ontwikkeling in gang naar soortenrijke paddestoelenrijke Grove dennenbossen die eveneens een hoge natuurwaarde vertegenwoordigen.

Het stuifzandareaal is in de laatste decennia door de invloed van vermesting en verzuring nog verder afgenomen. De hoge stikstofdepositie heeft mogelijk gezorgd voor zowel versnelde vastlegging (door de stimulatie van algengroei) als een versneld doorlopen van verdere successiestadia. Ook speelt de introductie van de neofyt Grijs kronkelsteeltje in de jaren zestig een rol. Deze soort is momenteel in veel stuifzanden tapijtvormend en vormt een effectieve rem op de verstuiving.

Kwalitatieve bedreigingen hangen samen met menselijke invloeden (recreatie) en luchtverontreiniging. Enerzijds kan door verrijking van vastgelegd stuifzand met voedingsstoffen door mens, schapen en konijnen de gemeenschap van Vroege haver (*Aira praecox*) en Muizeoortje (*Hieracium pilosella*) tot ontwikkeling komen. Anderzijds leidt dit tot sterk verarmde plantengemeenschappen als de sociatie van *Spergula morisonii* in tot rust gekomen kaal zand.

De belangrijkste bedreiging voor de vegetatie is echter de sterke afname van de diversiteit aan korstmossen in lichenrijke stadia. Dit is ten dele het gevolg van de hoge SO₂-depositie in de jaren zeventig, waar korstmossen bijzonder gevoelig voor zijn. De laatste decennia echter is vooral de hoge stikstofdepositie een probleem geweest. Dit heeft waarschijnlijk geleid tot verhoogde groei van grassen als Schapegras (*Festuca ovina*), Zandstruisgras (*Agrostis vinealis*) en in latere fasen ook Bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*). Vergelijking met oud opnamemateriaal laat zien dat Zandstruisgras de laatste decennia algemeen in Buntgrasvegetaties is doorgedrongen. Vroeger werd binnen het *Spergulo-Corynephorretum* nog een subassociatie op basis van deze soort onderscheiden, maar tegenwoordig wordt hij als kensoort van de associatie beschouwd. Experimenteel onderzoek heeft inmiddels aangetoond dat Zandstruisgras door stikstof in zijn concurrentiepositie wordt bevoordeeld t.o.v. Buntgras (Boot & den Dubbelden, 1990). Ook voor de nog kleinere korstmossen betekent dit een verslechtering van de concurrentiepositie.

Naast vergrassing heeft ook de snelle uitbreiding van Grijs kronkelsteeltje die met name in de korstmosrijke stadia doordringt, een rol gespeeld in de achteruitgang van korstmossen. Deze soort lijkt in Nederland sterk door hoge atmosferische stikstofdepositie bevoordeeld te worden. Ze vormt aaneengesloten matten waarbij de oorspronkelijk lichenen in aantal en aspect sterk achteruitgaan, hoewel er ook wel vestiging van meer algemene korstmossoorten bovenop een tapijt van Grijs kronkelsteeltje wordt waargenomen. Masselink (1994) kan in de xeroserie op basis van deze soort in vrijwel elke variant van de subassociatie *cladonietosum* een subvariant van *Campylopus introflexus* onderscheiden. Binnen de mesoserie zien we dat deze soort ook in de soortenrijkere en korstmosrijke *Baeomyces-Calluna* gemeenschap haar intrede heeft gedaan, maar minder frequent en abundant. Daarnaast worden korstmosrijke vegetaties, zoals eerder vermeld, bedreigd door bosopslag.

Een bijkomend probleem is dat korstmosrijke vegetaties, hoewel ze ontstaan door verstuiwing, ook kwetsbaar zijn voor overstuiving. Als ze overstoven worden kan het proces van geleidelijk dichtgroeien opnieuw beginnen, maar het duurt een tijd voordat zich weer een korstmosrijke vegetatie heeft ontwikkeld. Op zich zal op de lange termijn een proces waarbij de successie door overstuiving regelmatig wordt teruggezet van belang zijn om de verschillende stadia en gemeenschappen van het stuifzandcomplex te behouden. Maar gezien de gevoeligheid van korstmosvegetaties voor vermossing, vergrassing, verbossing en overstuiving (en betreding) is het de vraag of aanvullend beheer achterwege kan blijven.

3.5 Perifere plantengemeenschappen

Binnen en nabij stuifzanden komen plantengemeenschappen voor die indirect afhankelijk zijn van stuivend zand, maar daar qua structuur niet meer toe te rekenen zijn (dwergstruikvegetatie, struweel en bos). Deze afhankelijkheid wordt veroorzaakt doordat zandverstuivingen een bepalend stadium zijn in de ontwikkeling van de gemeenschappen.

Jeneverbesstruweel

In de eerste plaats worden hier Jeneverbesstruwelen genoemd. Deze gemeenschap is voor haar verjonging afhankelijk van stuifzand. Jeneverbes kiemt alleen als er een zekere dynamiek in de vorm van stuivend zand aanwezig is. De Smidt (1969) beschouwt het proces waarin forten ontstaan bij uitstek als het proces, en daaraan gekoppeld als de groeiplaats, waar Jeneverbessen kiemen en tot ontwikkeling komen. Ook de overige groeiplaatsen van Jeneverbes op stuifzand geven meestal een plaats aan waar een oud heidepodzolprofiel bedolven ligt onder tot rust gekomen stuifzand. Deze waarneming kan fraai worden geïllustreerd als men de Jeneverbesstruwelen bezoekt van het Dwingelderveld, Lheebroeker Zand en Mantinger Zand in Drenthe. Men ziet hier uitgestrekte struwelen in een fraai geaccidenteerd terrein.

Verjonging met Jeneverbes is in Nederland al decennia lang een zeldzaam verschijnsel, maar begint weer op te treden. De grootschalige Jeneverbesstruwelen zoals zij zich bijvoorbeeld voordoen in Drenthe, bestaan inmiddels uit hoogbejaarde populaties. Deze zijn zonder verjonging op de lange termijn ten dode opgeschreven. Het is derhalve van het grootste belang natuurontwikkeling in gang te zetten die deze struwelen weer tot leven kunnen brengen. Zeer kleinschalige voorbeelden van effecten van dergelijk beheer zijn inmiddels bekend. Ketner-Oostra & Huijsman (1998) maken melding van actuele, zeer lokale verjonging met Jeneverbes in mozaïekvegetaties van stuifzand en droge heide op het Kootwijkerzand na de kap van vliegdennen.

Forten

Een tweede fenomeen is het zogenaamde fort of plateaurestduin (zie 1.3). Een fort is een meerdere meters hoge dekzandrestant met steile hellingen. De bovenkant is min of meer komvormig doordat de rand door afzetting van stuifzand tot een ringwal is opgestoven. In een fort bevindt zich onder het stuifzand de fossiele bodem in het dekzand die een humushoudende laag kan bevatten. Dit is vaak veen, omdat het doorgaans om de laagste delen van het oorspronkelijke dekzandlandschap gaat. Er kan dan ook van reliëfinversie worden gesproken. Rondom is het fort omgeven door een uitgestoven laagte.

Hoewel plateaurestduinen op de Noord-Veluwe en in Drenthe lokaal vrij veel voorkomen zijn het in het algemeen zeldzame vormen. Vooral de plateaurestduinen met een overstoven veenlaag bezitten een hoge natuurwetenschappelijke waarde. Deze fossiele overstoven veenlaag kan zorgen voor een bijzonder fenomeen. In de eerste plaats heeft het op het fort vochtiger omstandigheden tot gevolg. Kenmerkend hiervoor zijn begroeiingen met Kraaihei (*Empetrum nigrum*; de Gans, 1974). Ook kunnen de humuslagen leiden tot stagnatie van neerslag water. In het Nationaal Park Dwingelderveld zijn voorbeelden bekend dat het fort bestaat uit een voormalig ven dat overstoven is geraakt en nu als een hoog eiland binnen een uitgestoven keileemvlakte ligt. De ondoorlatendheid van de oorspronkelijk humeuze laag kan daarbij nog steeds functioneren. Daardoor stroomt op de helling van het fort overmatig stagnerend water af en leidt daar op ogenschijnlijke droge standplaats tot groei van veenmossen. (vgl. Zonneveld & Leys, 1961)

Stuifzandvennen

Niet overstoven venen in de stuifzandgebieden laten een afwijkende soortensamenstelling zien. In principe domineren in door regenwater gevoede venen oligotrofe zure plantengemeenschappen zoals hoogveenbulten en slenken met arme trilveengemeenschappen met Snavelzegge (*Carex rostrata*). In de stuifzandvenen komt daar een mesotrofe component bij. Soorten die op iets rijkere waterkwaliteit en hogere pH duiden zijn o.a. Klein blaasjeskruid (*Utricularia minor*), Duizendknoopfonteinkruid (*Potamogeton polygonifolius*), Draadzegge (*Carex lasiocarpa*), Waterdrieblad (*Menyanthes trifoliata*), Beenbreek (*Narthecium ossifragum*), *Sphagnum crassicaudum* en *S. majus* en vroeger ook Malaxis (*Hammarbya paludosa*). De achtergrond van de iets rijkere omstandigheden is niet geheel duidelijk. Verondersteld wordt dat het of samenhangt met instuivend zand dan wel met lokale toestroming van freatisch grondwater. Op dit moment wordt naar dit verschijnsel onderzoek gedaan door de Rijksuniversiteit Groningen. Ervaring is dat het mesotrofe element de laatste jaren steeds meer onder druk komt te staan, waarbij een verband wordt verondersteld met niet meer actieve zandverstuivingen in de directe omgeving.

Soortenrijke Dennenbossen

Tot slot komen hier de zeldzame naaldbosgemeenschappen aan de orde die rijk zijn aan paddestoelen en die zich door successie direct ontwikkelen uit stuifzanden. Ze komen vaak voor op uitgestoven keileemvlaktes waar in de ondergroei vaak Kraaiheide aspectbepalend is. Ozinga & Baar (1997) geven aan dat jonge Grove dennenbossen zeer soortenrijk aan paddestoelen kunnen zijn met tot 13 verschillende soorten, waaronder een vijftal Rode-Lijstsoorten. Kenmerkend zijn o.a. Boomloze gordijnzwam (*Cortina croceocorus*), Gele ridderzwam (*Tricholoma equestre*),

Witbruine ridderzwam (*T. albobrunneum*), Koeieboleet (*Suillus bovinus*) en Vliegenzwam (*Amanita muscaria*). Ook worden in deze bossen de sterk bedreigde Geschubde stekelzwam, Halsdoekridderzwam (*Tricholoma focale*), Glanzende ridderzwam (*T. portentosum*) en Smalsporige vaalhoed (*Hebeloma cylindrosporum*) aangetroffen.

Het zijn veelal jonge bossen die spontaan zijn ontstaan uit stuifzand. Er is vrijwel geen strooisel- en humuslaag en ze staan nog onder invloed van stuivend zand. In de ondergroei komen veelal Struikhei, Buntgras, korstmossen en bladmos met name Ruig haarmos en Purpersteeltje (*Ceratodon purpureus*), voor. Bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*) komt hierin niet of slechts met lage bedekking voor.

Schimmel (1975) noemt voor deze stuifzandbossen ook een aantal hogere planten die voornamelijk tot dit bostype zijn beperkt. Hiertoe behoren onder andere het Linnaeusklokje (*Linnaea borealis*), Stekende wolfsklauw (*Lycopodium annotinum*), Grote wolfsklauw (*L. clavatum*) en Kleine wolfsklauw (*L. complanatum*). Quené-Boterbrood (1988) heeft in droge natuurgebieden, waaronder een aantal stuifzandterreinen, de veranderingen in het voorkomen van deze zeldzame hogere planten onderzocht door bekende groeiplaatsen te bezoeken. Zij ziet de sterke teruggang sedert 1980 gecorreleerd met de landelijke SO₂ top in 1979. Volgens Van der Meijden & Heukels (1990) zijn Linnaeusklokje en Stekende wolfsklauw thans Rode-Lijstsoort 4 (zeldzaam maar stabiel); Grote en Kleine wolfsklauw zijn Rode-Lijstsoort 2 (bedreigd) .

In oudere dennenbossen neemt het aantal paddestoelen sterk af, tot maximaal drie soorten en maximaal één Rode-Lijstsoort. Deze oudere bossen staan niet meer onder invloed van stuivend zand terwijl strooisel en humus zijn geaccumuleerd.

De meest ideale omstandigheden waaronder dit waardevol biotoop kan blijven bestaan is een situatie die bestaat uit een complex van stuifzand, pioniervegetatie en jonge stadia van primaire bossen van Grove den. Binnen dit complex dient een cyclische successie plaats te vinden waarin alle leeftijdstadia van Grove den met bijbehorende mycorrhizapaddestoelen voorkomen.

4 Fauna

4.1 Inleiding

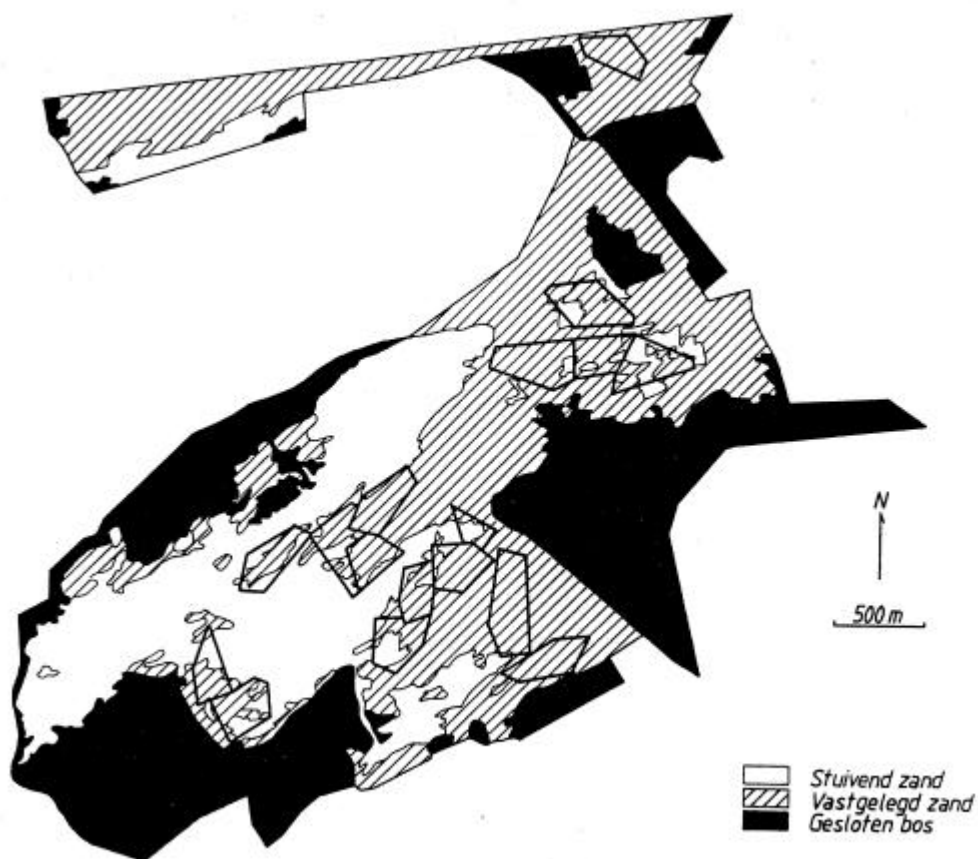
Er is sprake van een grote achterstand met betrekking tot de kennis van de verspreiding, aantalsontwikkelingen, autecologie, habitateisen en voedselketenrelaties van diersoorten. Belangrijke oorzaken voor de onderbelichte positie van fauna-onderzoek zijn (Schouwenaars et al., 1997):

- Onderzoek aan dieren is complexer dan onderzoek aan planten, vooral omdat dieren moeilijker zijn waar te nemen en niet standplaatsgebonden zijn. Dieren hebben een complex ruimte- en tijdgebruik.
- Het aantal taxonomische groepen en soorten is zeer groot (in Nederland meer dan 25.000 soorten). Levenscycli, en daarmee de eisen die dieren aan hun omgeving stellen, zijn zeer divers.
- Het aantal faunadeskundigen, zowel professioneel als vrijwillig, is relatief klein en beperkt zich grotendeels tot een klein aantal taxonomische groepen.
- Lang heeft de gedachte geheerst dat herstel van vegetatie automatisch leidt tot herstel van de fauna. Hierdoor werd onderzoek aan fauna niet echt noodzakelijk geacht. Aangezien dieren voor het voltooien van hun levenscyclus vaak meerdere standplaatsen nodig hebben, en vegetatiebeheer zich vooral richt op een enkele standplaats of plantengemeenschap, is dit veelal niet het geval.

Over de fauna van binnenlandse stuifzanden is nog minder bekend dan van de fauna van andere landschappen, bijvoorbeeld duinen of bossen. Omdat het stuifzandlandschap internationaal gezien zeldzaam is, kan ook niet worden teruggevallen op buitenlands onderzoek.

De extreme abiotische omstandigheden maken dat in stuifzandlandschappen een relatief beperkt aantal diersoorten voorkomt, merendeels herbivoren en insectivoren. Insecten nemen een belangrijke plaats in, vooral de orden der vliesvleugeligen (*Hymenoptera*) en kevers (*Coleoptera*) (Mörzer Bruijns & Westhoff, 1951). Tot de stuifzanddieren behoren bovendien slechts zeer weinig soorten die in hun Nederlandse voorkomen puur tot binnenlandse stuifzanden beperkt zijn. Bekendste voorbeelden hiervan zijn de Duinpieper (*Anthus campestris*) en de Kleine heivlinder (*Hipparchia statilinus*). Op het open, actieve zand zijn slechts enkele dieren in staat hun levenscyclus te volbrengen. De soorten die in latere successiestadia voorkomen, komen vaak ook voor op droge heiden waarin plekken met open zand aanwezig zijn. Deze soorten kunnen dus slechts in beperkte mate als karakteristiek voor stuifzanden worden beschouwd (Van de Bund, 1988). Ze worden hier echter wel besproken. Soorten die in één of meerdere stadia van hun levenscyclus aan water gebonden zijn, komen in stuifzanden hoogstens als zwerver voor (bv. enkele soorten libellen *Odonata*). Deze soorten worden hier niet besproken.

De verschillende successiestadia van stuifzand kunnen voor de meeste diersoorten niet los van elkaar gezien worden. Deze soorten hebben voor het volbrengen van hun levenscyclus vaak meerdere habitats nodig: open zand, Buntgras of andere grassen, (korst)mosvegetaties en Struikhei. Daarom is het weinig zinvol de fauna van stuifzanden te bespreken voor de verschillende successiestadia afzonderlijk.



Figuur 4.1: Ligging en grootte van Duinpieper-territoria op het Kootwijkerzand in 1989 (Bijlsma, 1990a).

In eerste instantie wordt voor de beschrijving van de karakteristieke stuifzandsoorten gekozen voor een taxonomische ingang. Van de besproken groepen is de habitatvoorkeur en in mindere mate de verspreiding in Nederland goed of relatief goed bekend. Alle schaalniveaus waarop dieren van het landschap gebruik maken, zijn in deze groepen vertegenwoordigd, met uitzondering van de bodemmesofauna. Sommige andere diergroepen worden slechts zijdelings besproken.



Duinpieper

Voor de Rode Lijsten waarop de karakteristieke soorten voorkomen zie Lina & van Ommering, 1994; Lina & van Ommering, 1996; Hom et al., 1996; van Ommering et al., 1995; Odé et al., 1999.

Besproken wordt de fauna van de eerste successiestadia van open, stuivend zand tot en met de Heidespurrie-Buntgrasassociatie (*Spergulo-Corynephorum*) en de overgangen naar de Struikheigemeenschap (*Genisto anglicae-Callunetum*). Dit is dus inclusief de stadia waarin verkitting van het open zand door groen- en blauwwieren plaatsvindt, de vestiging van vegetaties met Buntgras, Zandzegge, Ruig haarmos en Grove dennen, al dan niet met een bedekking met korstmossen. Niet of slechts zijdelings aan bod komen droge heide (*Genisto anglicae-Callunetum*), schraalgraslanden (*Festuco-Thymetum serpylli*, *Ornithopodo-Corynephorum*), Jeneverbesstruwelen, stuifzandvennen en de climaxstadia naald- en loofbos. Voor meer informatie over de habitateisen en het voorkomen van andere dan de hier besproken stuifzanddieren wordt verwezen naar bijlage 2.

4.2 Diersoorten in stuifzanden

Zoogdieren

Zoogdieren maken op macroschaal gebruik van het landschap. Er zijn geen zoogdieren karakteristiek voor binnenlandse stuifzanden. Desondanks komen er wel zoogdieren voor, waarvan enkele soorten die een belangrijke rol vervullen in het ecosysteem. Het voorkomen van Edelhert (*Cervus elaphus*) en Wild zwijn (*Sus scrofa*) is nagenoeg beperkt tot de Veluwe (Broekhuizen et al., 1992). Hoewel bossen voor beide soorten het belangrijkste onderdeel van de habitat uitmaken, verblijven ze af en toe ook in stuifzand (bv. Kootwijkerzand). Ook Ree (*Capreolus capreolus*) en Konijn (*Oryctolagus cuniculus*), die in Nederland een veel ruimere verspreiding hebben (Broekhuizen et al., 1992) maken gebruik van stuifzanden. Deze zoogdieren begrazen en vertrappen de vegetatie en zorgen voor omwoeling van de bodem, waardoor de vegetatiesuccessie pleksgewijs wordt teruggezet en stukken met open zand worden gecreëerd. Deze zijn van vitaal belang voor tal van andere diersoorten.

Broedvogels

In zijn algemeenheid komen de meeste vogels in stuifzandgebieden voor in Buntgrasvegetaties met een hoge abundantie van korstmossen, Ruig haarmos en Buntgras en plaatselijk Zandzegge, Struikhei, Schapegras en Bochtige smeie. Daarnaast zijn ook soortenarme Buntgrasvegetaties belangrijk. Een aantal soorten wordt vaak in de randzone tussen bos en open zand aangetroffen, in een traject van 25 m binnen en buiten de bosrand (Omvlee & Waanders, 1992). Net zoals zoogdieren echter maken broedvogels op macroschaal van het landschap gebruik. Ze zijn afhankelijk van meerdere aspecten in het landschap, vooral met betrekking tot voedselsituatie en nestgelegenheid. Al naar gelang de soort en het levensstadium moeten al deze aspecten op een bepaald oppervlak aanwezig zijn. Sommige soorten zijn voor verschillende delen van hun levenscyclus afhankelijk van verschillende ecosystemen.

Slechts één vogelsoort is in haar Nederlandse voorkomen beperkt tot binnenlandse stuifzanden: de Duinpieper. In 2002 waren er nog maar 5 territoria van de Duinpieper in Nederland aanwezig. Ten opzichte van 1992 met 46 territoria betekent dit een afname van bijna 90% in tien jaar tijd (Deuzeman, 2002). De enige overgebleven gebieden zijn het Kootwijkerzand (3 territoria, maar geen aanwijzingen voor daadwerkelijk broeden ondanks intensieve observatie) en het Harskampse Zand (2 territoria). De Hoge Veluwe, Hulshorsterzand en Planken Wambuis zijn inmiddels verlaten). De Nederlandse broedpopulatie komt steeds geïsoleerder te liggen. In Vlaanderen en Nordrhein-Westfalen is de Duinpieper in het afgelopen decennium verdwenen als broedvogel (Bijlsma & Hustings, 2001).

In Nederland prefereert de Duinpieper de overgangen van stuivend naar vastgelegd zand, en vooral open en ijle vegetaties met Buntgras en Zandzegge. In mindere mate worden ook vegetaties met Ruig haarmos en Schapegras of korstmossen met Heidespurrie bezet. In alle gevallen gaat het om vegetaties waarin een belangrijk areaal open zand aanwezig is. De verhouding open zand:vastgelegd zand bedraagt gemiddeld 20:80 (Bijlsma, 1978; Bijlsma, 1990a,b; Omvlee & Waanders, 1992). Het voorkomen van reliëf is belangrijk (uitkijkpost, territoriaal gedrag en foerageren). Duinpiepers ontbreken op het stuivende zand zelf, maar zijn wel gebonden aan een open landschap. Zodra opslag de overhand begint te krijgen, verdwijnt de Duinpieper en vestigen zich achtereenvolgens Boomleeuwerik en Boompieper.

Duinpieperterritoria zijn bijzonder groot voor een soort van een dergelijk formaat. Echter, kleine territoria worden het eerst bezet, leveren de meeste jongen op en liggen dus op de gunstigste plekken, waarschijnlijk voor wat betreft de voedselsituatie (Figuur 4.1). Het nestsucces is relatief hoog (65-75%) voor een bodembroeder. Alleen terreinen met een aaneengesloten open stuifzandvegetatie van minimaal 50 ha lijken geschikt voor vestiging van de Duinpieper.

Duinpiepers bemachtigen hun voedsel lopend en sprintend, soms in de lucht springend en happend naar vliegende insecten. De strook op de overgang van vastgelegd naar stuivend zand lijkt daarbij van eminent belang te zijn. Het gedrag duidt erop dat in Nederland voornamelijk kleine insecten ((loop)kevers, mieren, sprinkhanen, spinnen, aardvlooien, oorwormen, vliegen, rupsen en dagvlinders) worden gepakt (Bijlsma, 1990b; Fischer, 1991; Jonkers, 1995).

Een andere systeemkarakteristieke soort, inmiddels verdwenen als broedvogel, is de Griel (*Burhinus oedicnemus*). Hoewel deze soort het nog het langst heeft volgehouden in de kustduinen, hoort ze waarschijnlijk ook thuis op de binnenlandse stuifzanden: in de vorige eeuw zou de Griel in zandverstuivingen bij Oirschot hebben gebroed (van Erve et al., 1967). In de zomers van 1942 en 1944 werd de territoriale Griel vastgesteld op de Doornspijkse Heide (Fischer, 1991). Deze waarnemingen hebben vermoedelijk betrekking op de laatste waarschijnlijke broedgevallen van deze soort in het binnenland. Daarnaast zijn er twee soorten waarvoor stuifzandlandschappen als broedbiotoop belangrijk zijn, maar die ook in droge duinen en droge zandige heideterrainen voorkomen: Tapuit (*Oenanthe oenanthe*) en Boomleeuwerik (*Lullula arborea*).

Tenslotte is er een aantal soorten die (gedeeltelijk) afhankelijk zijn van de overgangen van stuifzandvegetaties naar heide- en bosvegetaties en/of die behalve in stuifzandvegetaties ook in andere ecosystemen voorkomen. Naar afnemend belang: Nachtzwaluw (*Caprimulgus europaeus*), Klapekster (*Lanius excubitor*), Draaihals (*Jynx torquilla*), Grauwe klauwier (*Lanius collurio*) en Geelgors (*Emberiza citrinella*) (Sierdsema, 1995).

Herpetofauna

Reptielen en amfibieën maken op mesoschaal van het landschap gebruik. Bij een aantal soorten is er een duidelijke scheiding in voortplantings-, zomer- en in een aantal gevallen ook winterbiotoop. Voor de ei-afzet van reptielen zijn open zandige plekken nodig, voor amfibieën water. Om actief te kunnen zijn moet de lichaamstemperatuur van reptielen een bepaalde waarde hebben, die bereikt wordt door te zonnen op structuurrijke plekjes in de vegetatie. Afname van de variatie in vegetatiestructuur op mesoschaal, afname van het microreliëf, afname van kleinschalige mozaïekpatronen en indirect ook de toename van de snelheid van de vegetatiesuccessie hebben een negatief effect op de mogelijkheden voor thermoregulatie in de juveniele en adulte fase. Hetzelfde geldt voor de mogelijkheden voor vocht- en temperatuurregulatie bij amfibieën.

Stuifzandgebieden hebben weinig betekenis voor amfibieën vanwege het (nagenoeg) ontbreken van vochtige plekken. Ook reptielen worden slechts incidenteel aangetroffen in de eerste successiestadia van stuifzanden (Jonkers, 1995). De

Zandhagedis (*Lacerta agilis*) en Gladde slang (*Coronella austriaca*) zijn karakteristiek voor droge heide, maar komen ook voor in de overgangen tussen Buntgrasvegetaties en Struikheivegetaties of Bochtige smeie, liefst gesitueerd nabij/onder de eerste bomen aan de rand van het stuifzand. De Levendbarende hagedis (*Lacerta vivipara*) wordt in Buntgrasvegetaties aangetroffen als dit een heel klein stukje betreft dat volledig omgeven is door latere successiestadia.

Dagvlinders

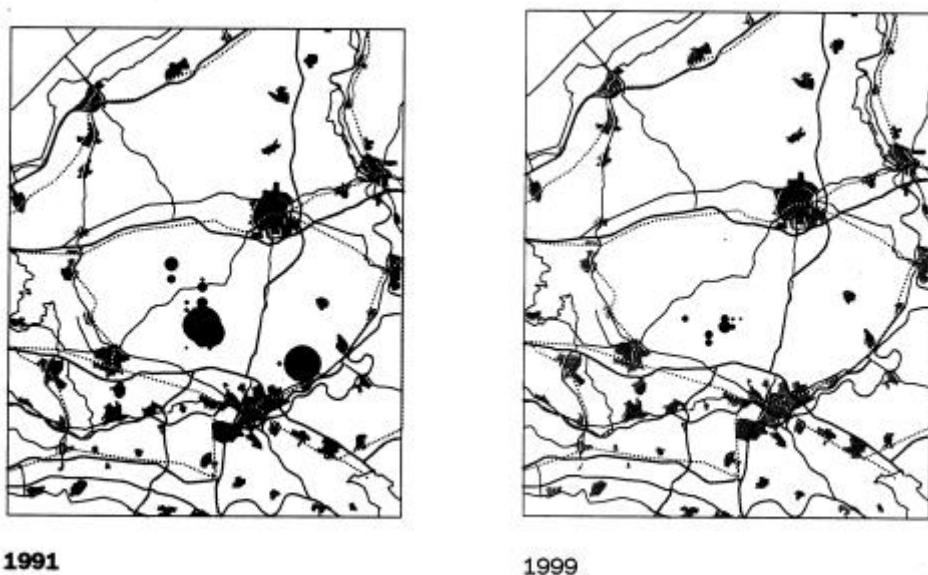
De meeste dagvlinders maken op mesoschaal gebruik van het landschap. De ecologische verschillen tussen de soorten berusten op de verschillen in levenscyclus, relatie met planten en gedrag van de populatie in tijd en ruimte. Alle soorten hebben gemeenschappelijk dat in het larvale stadium relaties optreden met bepaalde plantensoorten (waardplanten) en bovendien vaak ook met bijzondere standplaatscondities van de planten (variatie in voedingswaarde van de plant voor de rups) of met de talrijkheid en patroon in voorkomen daarvan. In het adulte stadium bepaalt naast de aanwezigheid van de waard- en foerageerplanten, vooral het vegetatiebeeld en de ruimtelijke configuratie van habitats de keuze van de plek waar de vlinders zich voortplanten.



Kleine heivlinder

De Kleine heivlinder is de enige dagvlindersoort die in haar Nederlandse voorkomen beperkt is tot binnenlandse stuifzanden. De verspreiding is tegenwoordig beperkt tot de Veluwe met kernpopulaties op het centrale deel van de Hoge Veluwe en op het Mosselse Zand (Planken Wambuis). In slechte jaren, bv. 1999, zijn noemenswaardige populaties van Kleine heivlinder zelfs tot deze gebieden beperkt (Figuur 4.2). In goede jaren, bv. 1991, is de verspreiding ruimer en komt de soort ook in relatief grote aantallen voor op andere delen van de Hoge Veluwe, De Zanding (Otterlo), Kootwijkerzand, Harskampse Zand en NP Veluwezoom. Het voorkomen in andere gebieden is marginaal, hoewel de situatie in sommige moeilijk toegankelijke militaire terreinen minder goed bekend is.

Kleine heivlinders komen voor in het eerste successiestadium van open zand naar bos. Dit stadium wordt gekenmerkt door een in zuidwestelijke richting open landschap met een hoge bedekkingsgraad van korstmossen en Buntgras met hier en daar groepen Struikhei (Bink, 1992). De grootste kans op aanwezigheid van Kleine heivlinders ligt bij een bedekking van 35% Buntgras en 20-26 groepjes Struikhei per 40x40 m (Harte, 1996). Op landschapsschaal (macroschaal) is het voorkomen van kernpopulaties afhankelijk van enkele stuifzandkernen met goed ontwikkelde successiestadia langs de randen, met een totale oppervlakte van een paar honderd hectare. Op mesoschaal is een temporele en spatiële variatie van open zand, Buntgras en Struikhei belangrijk. Open zand is nodig voor de adulte vlinders om op te warmen en om uit te kijken naar en opvallend te zijn voor mogelijke partners.



Figuur 4.2 Verspreiding van de Kleine Heivlinder op de Veluwe in goede (1991) en slechte jaren (1999). Gegevens: De Vlinderstichting).

De rups heeft open zand nodig om te verpoppen. Buntgras fungeert als waardplant voor de rupsen en Struikhei is nodig als nectarbron voor vrouwelijke vlinders om eieren te kunnen ontwikkelen. Ook korstmossen worden waarschijnlijk gebruikt om op te warmen, zoals is aangetoond voor de Heivlinder in Wales (Shreeve, 1990). Vooral in de vroege ochtend gebruiken beide geslachten beschutte donkere Korstmosvegetaties om op te warmen. Dit blijkt op dat moment het warmste substraat te zijn, zeker bij relatief lage luchttemperaturen. Na het opwarmen verplaatsen de mannetjes zich naar plekken met open zand, eileggende vrouwtjes daarentegen blijven nagenoeg de hele dag op korstmosvegetaties aanwezig, voor zover die in de buurt liggen van geschikte eiafzetplekken. Daar blijken zij het best gecamoufleerd, en dat is nodig ook, omdat tijdens het opwarmen en rusten het risico op predatie het grootst is. Tenslotte worden de stammen van solitaire Grove dennen door de Kleine heivlinder op zeer warme dagen (>30 graden) gebruikt om te rusten, maar waarschijnlijk kunnen de vlinders ook met grote heidepollen uit de voeten om schaduw te vinden.

In Buntgrasvegetaties vindt ook voortplanting van andere dagvlinders plaats, maar die komen daarnaast of voornamelijk voor in andere habitats. Het gaat met name om Kommavlinder (*Hesperia comma*) en Heivlinder (*Hipparchia semele*). In mindere mate worden ook Hooibeestje (*Coenonympha pamphilus*), Kleine vuurvlinder (*Lycaena phlaeas*), Heideblauwtje (*Plebeius argus*), Groentje (*Callophrys rubi*) en Bruine vuurvlinder (*Lycaena tityrus*) op stuifzanden aangetroffen (Bink, 1992).

Vliesvleugeligen

Bijen, wespen en mieren maken op meso- tot microschaal van het landschap gebruik. Levensvoorwaarden zijn een voldoende aanbod van nestplaatsen (in de vorm van open bodemoppervlakten in het horizontale of verticale vlak of structuren met holle ruimten, vaak met een droog en warm microklimaat), voldoende voedingsbronnen voor de volwassen dieren (nectar of prooidieren) en voldoende aanbod van voedsel voor de verzorging van de larven (vaak specifieke prooidieren en nectarplanten) (Bellmann, 1998; Finch, 1995).

Onder de solitaire wespen zijn vooral de spinnendoders opvallende insecten die veel in stuifzandgebieden en schrale duingraslanden worden aangetroffen. Spinnendoders voeden hun larven uitsluitend met spinnen. Per broedcel dragen ze een spin binnen en leggen daarop een ei. Vooral de Grijze spinnendoder (*Pompilus cinereus*) komt het

dichtst in de buurt van de definitie van een stuifzandsoort. De soort jaagt en nestelt in stuifzandgebieden. Naar verwachting zijn vooral de korrelgrootte en het type zand voor deze soort van belang. De prooidieren van deze soort zijn niet specifiek, hoewel de Nederlandse prooiopgaven vooral uit thermofiele grondbewonende spinnen bestaan zoals *Arctosa perita*, *Haplodrassus dalmatensis* en *Aelurillus v-insignitus*. De Gevlekte koekoeksspinnendoder (*Ceropales maculata*) parasiteert specifiek op de Grijze spinnendoder.



Grijze spinnendoder

Ook enkele andere spinnendoders lijken min of meer karakteristiek voor stuifzandlandschappen: *Anoplius infuscatus*, *Aporinellus sexmaculatus*, *Arachnospila consobrina*, *Arachnospila fuscomarginata*, *Arachnospila rufa*, *Arachnospila wesmaeli*, *Episyron albonotatum*, Gevlekte kruisspinnendoder (*Episyron rufipes*), *Evagetes crassicornis*, *Evagetes dubius* en *Evagetes pectinipes*. De meeste soorten komen weliswaar ook voor in andere systemen (bv. heischrale graslanden, kalkgraslanden, spoorwegterreinen, pioniervegetaties in groeven), maar bereiken hun optimum in duin- en stuifzandgebieden (Bellmann, 1998).

Opvallende graafwespen karakteristiek voor stuifzandlandschappen en andere terreinen met open zandige plekken (vooral heides) zijn: rupsendoders (*Ammophila* sp.), aardrupsendoders (*Podalonia* sp.), sprinkhanendoders (*Tachysphex* sp.), wantsendoders (*Astata* sp.), *Miscophus* sp., Harkwesp (*Bembix rostrata*), vlinderdoders (*Lestica* sp.) en spieswespen (*Oxybelus* sp.) (Bellmann, 1998).

Voor bijen heeft het open zand vooral een grote waarde als nestplaats. Daarnaast hebben bijen stuifmeel en nectar nodig, die ze vooral buiten het stuifzand moeten halen omdat het aantal bloemplanten in Buntgrasvegetaties zeer beperkt is. Soorten die vrij regelmatig in (de randen van) stuifzanden nestelen zijn bijvoorbeeld Grote zijdebij (*Colletes cunicularius*) en haar parasiet de Grote bloedbij (*Sphcodes albilabris*), zandbijen (*Andrena* sp.) en hun parasieten wespbijen (*Nomada* sp.), Pluimvoetbij (*Dasypoda hirtipes*) en Grote harsbij (*Anthidium byssinum*) (Bellmann, 1998).

Over karakteristieke mieren van stuifzanden is erg weinig bekend. Soorten die sterk gebonden zijn aan stuifzandgebieden zijn *Myrmica specioides*, *Lasius psammophilus* en *Formica lusatica* maar deze drie soorten komen ook in de kustduinen voor. In de verschillende successiestadia kunnen verscheidene soorten mieren worden aangetroffen die echter geen van allen in hun verspreiding tot stuifzandgebieden zijn beperkt.

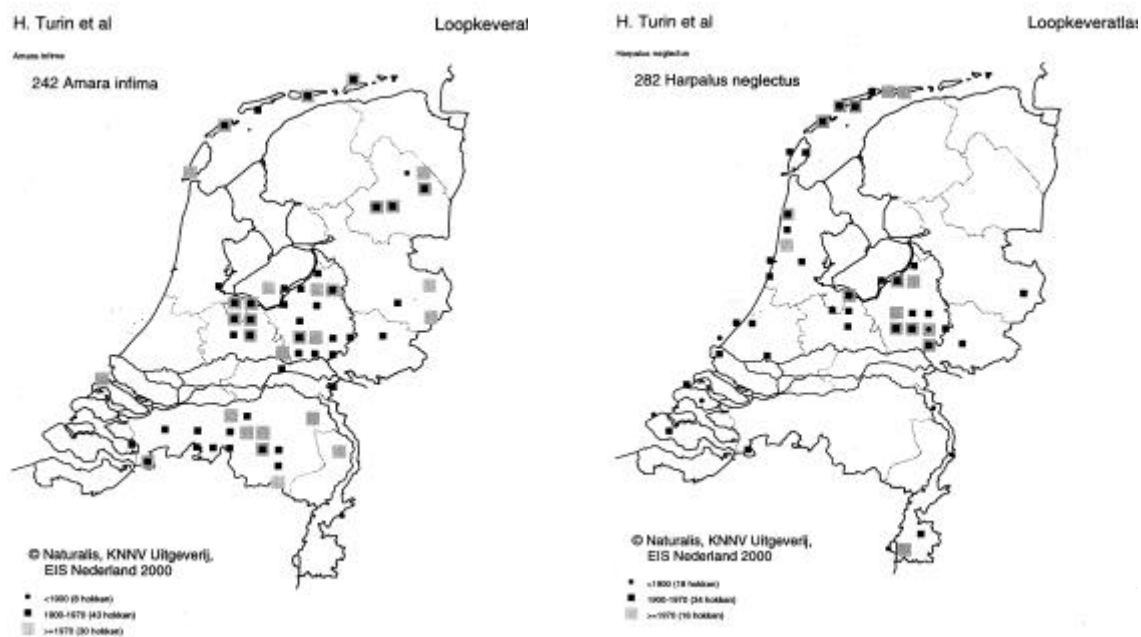
Mieren vervullen wellicht een belangrijke functie in het systeem. Sommige plantensoorten, ook voorkomend in binnenlandse stuifzanden, zijn voor hun

zaadverspreiding afhankelijk van mieren. Bovendien blijken deze planten vaak op of direct rondom de mieren nesten te staan. Dit wordt veroorzaakt doordat die plekken rijker zijn in macronutriënten (fosfaat, kalium, nitraat). Ook is het microklimaat ter plekke vochtiger, heeft de bodem een grotere korrelstructuur en bevat deze mogelijk meer kalk door het continue opwaartse transport van zand. Hierdoor kunnen de betreffende plantensoorten, vaak karakteristiek voor niet-verzuurde eerste successiestadia of open plekken in een verder gesloten vegetatie, langer de concurrentie aangaan (Oostermeijer, 1989). Mieren vervullen dus een belangrijke rol in het systeem.

Van de overige families uit de orde der vliesvleugeligen kunnen nog de keverdoders (*Tiphia* sp.) en de Gladde mierwesp (*Methocha ichneumonides*) worden genoemd. Deze laatste soort is voor een succesvolle voortplanting aangewezen op open zandvlakten die van tijd tot tijd opnieuw ontstaan, maar in relatief korte tijd ook weer kunnen dichtgroeien. Deze afhankelijkheid laat zich verklaren door het voedsel van de larven, dat bestaat uit larven van zandloopkevers (*Cicendela* sp.) (Bellmann, 1998).

Loopkevers

Loopkevers zijn afhankelijk van de vegetatiestructuur op microschaal; veel soorten gebruiken niet meer dan enkele vierkante meters. Er is dan ook een sterke habitatbinding. Daarnaast bepalen vooral de strooisellaag en de bodemvochtigheid het voorkomen van loopkevers. De meeste soorten zijn carnivoor en dus afhankelijk van een compleet voedselweb. Puur aan binnenlandse stuifzanden gebonden loopkevers komen in Nederland niet voor. Wel is er een aantal soorten die voor een belangrijk deel in Buntgrasvegetaties voorkomen, zowel in de duinen als in het binnenland. De meest karakteristieke zijn *Amara infima*, *Cymindis macularis* en *Harpalus neglectus*.



Figuur 4.3 Verspreiding van een aantal karakteristieke loopkeversoorten van vegetaties met Buntgras *Amara infima*, *Cymindis macularis* en *Harpalus neglectus* in Nederland.

Amara infima is een soort van open, droge terreinen op zandige of grindrijke ondergrond, met een vegetatie van Buntgras, Borstelgras of Struisgras; de soort komt ook voor in Struikheivegetaties met korstmossen (Figuur 4.3). Het is een goede en bruikbare indicatorsoort die zonder uitzondering deel uitmaakt van een karakteristieke en bijzondere loopkeverfauna. Het is de enige brachyptere *Amara*-

soort in onze streken. De larve ontwikkelt zich in de winter en de adulten zijn in ieder geval ten dele fytofaag: ze klimmen in o.a. spurrie voor de zaden (Turin, 2000).



Zandloopkever

Cymindis macularis heeft een voorkeur voor net vastgelegd stuifzand. De soort heeft in Nederland tegenwoordig een zeer beperkte verspreiding (Turin, 2000).

Harpalus neglectus is een vertegenwoordiger van het op stuifzanden goed vertegenwoordigde *Harpalus*-geslacht en komt voor in open terreinen met los (stuivend) zand en een uiterst ijle begroeiing met Buntgras en mossen. Het is een zeer goede indicator voor stuifzandbiotopen en tevens een slechte verbreider. In het binnenland is *Harpalus neglectus* inmiddels zeer zeldzaam geworden (Turin, 2000).

Sprinkhanen

Vanwege de warmteregulatie en de ontwikkeling van eieren en nymfen, is het microklimaat van een terrein één van de belangrijkste factoren die de verspreiding en dichtheden van verschillende soorten sprinkhanen stuurt. Vooral de temperatuur van de bodem, die belangrijk is voor de ontwikkeling van de eieren, speelt in deze specialisatie een belangrijke rol. Daarnaast is vocht een belangrijke factor. Sommige soorten zijn afhankelijk van variatie in vegetatiestructuur, omdat foerageren, baltsen, paren en eileg in verschillende vegetaties plaatsvindt. Sprinkhanen maken van het landschap gebruik op microschaal.

In Nederland komen drie soorten sprinkhanen voor in de pionierstadia van het stuifzandlandschap: Blauwvleugelsprinkhaan (*Oedipoda caerulescens*), Veldkrekel (*Gryllus campestris*) en Knopsprietje (*Myrmeleotettix maculatus*). Deze soorten komen daarnaast voor in droge heides met open zand.

In Nederland komt de Blauwvleugelsprinkhaan voor in bijna het hele duingebied en in droge heidegebieden en stuifzanden, vooral de Veluwe, Peelgebied, Midden-Brabant en Overijssel. Bepalend lijkt de aanwezigheid van grotere oppervlakten kale bodem (Kleukers et al., 1997).

Spinnen

De diversiteit aan levensvormen en levenscycli is groot onder de spinnen. Er zijn bodembewonende spinnen, spinnen die in de strooisellaag leven en vegetatiebewonende spinnen. Ze zijn afhankelijk van de vegetatiestructuur op microschaal. Hun voornaamste zorg is het voorkomen van uitdroging. Daarom zijn stuifzanden in principe geen optimale spinnenhabitats al kunnen er wel diverse soorten worden aangetroffen op de overgangen naar naastgelegen vegetatietypen (Noordam, 1996).

Voor meer informatie over de habitateisen en het voorkomen van andere dan de hier besproken stuifzanddieren wordt verwezen naar Bijlage 2, waar de populatie-ontwikkelingen van de meest karakteristieke stuifzanddieren worden besproken.

4.3 Bedreigingen door verzuring en vermesting en mogelijke bottlenecks

Aan een aantal faunadeskundigen is de vraag voorgelegd welke 'ver'-thema's en (in)directe gevolgen daarvan naar hun idee het meest bepalend zijn voor de geconstateerde veranderingen in het voorkomen van karakteristieke stuifzandsoorten, met andere woorden welke processen leiden tot bottlenecks ten aanzien van bepaalde stadia in hun levenscyclus. Het blijkt moeilijk om de kluwen van oorzaak-gevolg relaties uit elkaar te trekken en om één specifieke bottleneck aan te geven; voor veel soorten spelen meerdere processen naar verwachting een rol, die invloed hebben op meerdere stadia in de levenscyclus. De ultieme factor kan bovendien in verschillende gebieden een andere zijn. Van verdroging wordt niet verwacht dat dit in een van nature al extreem droog systeem als stuifzanden een belangrijk probleem vormt, de oorspronkelijk aanwezige stuifzandvennen uitgezonderd. De effecten van vermesting en verzuring zijn moeilijk van elkaar te scheiden of liggen in elkaars verlengde en worden daarom hieronder in samenhang besproken.

Zoogdieren

Aan de ecologie van het Konijn is vooral in de duinen wel enige aandacht besteed (Wallage-Drees, 1988). Bij een hoge populatiedichtheid blijkt het Konijn zijn habitat geschikt te kunnen houden om te foerageren (door begrazen en graafactiviteiten), bij een lage dichtheid vindt vegetatiesuccessie plaats, waardoor het oppervlak geschikt foerageergebied kleiner wordt. Treedt vergrassing op door een (tijdelijke) dip in de populatie, dan kunnen ze deze ontwikkeling, na het herstel van de populatie, niet meer terugzetten. De vegetatie is dan te hoog geworden om te begrazen.

Konijnen spelen dus een belangrijke rol in het laag en open houden van de vegetatie. Hierdoor kunnen water en wind voldoende vat houden op de bodem, waardoor continuïteit van erosieprocessen gewaarborgd is, de belangrijkste voorwaarde voor het duurzaam voortbestaan van stuifzandlandschappen. Konijnen lijken belangrijke veroorzakers te zijn van watererosie in de duinen (van den Ancker & de Winder, 1985), waardoor bovendien winderosie wordt gefaciliteerd (Jungerius & van der Meulen, 1988).

Broedvogels

Voor de karakteristieke broedvogels van stuifzanden wordt verwacht dat de belangrijkste bottleneck gelegen is in de afname van korte, open, zandige vegetaties als gevolg van vergrassing en vermossing. In dergelijke vegetaties wordt genesteld, worden jongen grootgebracht en wordt naar voedsel gezocht. Het gaat in feite om een complex van de volgende processen: een afname van de oppervlakte open zand, een afname van de variatie in vegetatiestructuur en een toename van vergrassing en verruiging (toename vegetatiehoogte). Specifiek voor Tapuit is waarschijnlijk de afname van de konijnenstand van belang. Hierdoor zijn minder konijnenholen beschikbaar, wat tot een gebrek aan nestgelegenheid leidt. Dit speelt vooral de laatste decennia een rol (Vogel, 1999).

Boomleeuwerik, Tapuit en Griel zijn ook in Engeland de afgelopen decennia sterk in aantal achteruit gegaan met het verdwijnen van kortgrazige, open en korstmosrijke vegetaties. Hieraan ligt waarschijnlijk een combinatie van factoren ten grondslag: een afname van de begrazingsintensiteit door schapen, de achteruitgang van konijnen (ingezet door myxomatose in de jaren '50) en een afname van kleinschalige antropogene verstoring en eutrofiëring (Dolman & Sutherland, 1992).

Het is onduidelijk in hoeverre een verminderd voedselaanbod onder invloed van vermessing en verzuring een belangrijk werkingsmechanisme is in de achteruitgang van stuifzandvogels. Zowel Duinpieper als Tapuit, en in mindere mate ook Boomleeuwerik, hebben een zeer breed voedselspectrum van ongewervelden: vooral kevers, sprinkhanen, vliesvleugeligen (incl. mieren), vlinders (incl. rupsen), vliegen en spinnen (Cramp, 1988; Glutz van Blotzheim & Bauer, 1985). Als onderdelen van het voedselweb wegvallen door habitatdegradatie, zal het verminderde prooiaanbod aan de top van de voedselketen niet langer een gezonde populatie insecteneters kunnen waarborgen (Esselink et al., 1994). Er moet immers gedurende het hele seizoen en gedurende de hele dag voldoende voedsel voorhanden zijn om met succes het traject van vestiging tot groot worden van de jongen te doorlopen.

Uit onderzoek aan diverse soorten holenbroeders op arme zandgronden bleek dat het broed- en uitvliegsucces veel geringer was dan in vergelijkingsgebieden met rijkere bodem (Graveland, 1993). Eieren met dunne en poreuze schalen kwamen niet uit. De kwaliteit van de eischaal was veel geringer als gevolg van kalkgebrek. Huisjesslakken (Gastropoda), de primaire kalkbron, zijn op arme zandgronden achteruitgegaan. Maar miljoenpoten (Diplopoda) en pissebedden (Isopoda) moeten in die situatie als secundaire kalkbron fungeren. Wellicht is dat aanbod aan kalk onvoldoende. Het is goed mogelijk dat dit proces zich ook in stuifzandlandschappen voordoet ook al ontbreken hierover voldoende gegevens. Weeda et al. (1994) melden dat slakken ontbreken in de binnenlandse Buntgrasvegetaties, als gevolg van kalkloosheid en vochtarmoede. Pissebedden en miljoenpoten zijn er schaars. Mogelijk dat typische stuifzanddieren zich hebben aangepast aan van nature kalkarme situaties. Het kalkdieet van stuifzandvogels in Nederland verdient echter nadere opheldering.

Kalkgebrek kan ook leiden tot sterfte van kuikens die extra kalk nodig hebben voor de opbouw van hun skelet (Beintema et al., 1997). Jonge Duinpiepers in Kazachstan bleken vanaf de leeftijd van 3-6 dagen slakken en eischalen gevoerd te krijgen (3% van de prooien). Ook jonge Boomleeuweriken krijgen slakken en miljoenpoten gevoerd, en jonge Tapuiten pissebedden (Cramp, 1988). Nestgegevens van de Duinpieper op het Kootwijkerzand in 1989 wijzen overigens niet op een extreem laag nestsucces (Bijlsma, 1990a).

Dagvlinders

De invloed van vermessing en verzuring op dagvlinders werkt in de eerste plaats via de waardplanten. De voedingswaarde van de planten kan verminderen, het aantal planten kan afnemen of het verspreidingspatroon kan zodanig veranderen dat het de ei-afzettende vlinders niet lukt tijdig waardplanten op te sporen. In de tweede plaats werken 'ver'-factoren indirect door het teweegbrengen van veranderingen in vegetatiestructuur (verruiging) en vervaging van ruimtelijke patronen (vereenvoudiging van het landschapsbeeld). Verruiging brengt verandering in het microklimaat teweeg waardoor enerzijds soorten verdwijnen die in hun larvale periode van fysieke stress afhankelijk zijn (sterk opwarmende en drogende plekken), maar anderzijds soorten van vochtig microklimaat bevoordelen. Vereenvoudiging door vervaging van ruimtelijke verschillen werkt ongunstig op soorten waarvan de vlinders zich in de voortplantingsfase visueel op landschap- en vegetatiebeelden oriënteren.

De volgende effectanalyse zou van toepassing kunnen zijn op de Kleine heivlinder. Vermesting leidt tot een versnelde vastlegging van open zand, tot een snellere vegetatiesuccessie en dus tot een netto-afname van het aantal geschikte habitats op het moment dat er geen nieuwe stuifzandkernen worden gevormd. Actieve verstuiwing is dus een belangrijke voorwaarde voor het instandhouden van populaties. Vandaar dat gebieden met een in zuidwestelijke richting open landschap de belangrijkste populaties herbergen. Door vergrassing en vermosing nivelleert de horizontale variatie in de vegetatiestructuur en verdwijnen de kleinere plekkjes open zand en korstmosvegetaties die in de Buntgrasvegetatie aanwezig zijn. Het microklimaat nivelleert, terwijl de Kleine heivlinder als oorspronkelijke steppebewoner juist tolerant is voor een extreem microklimaat. Het is onbekend

welke stadia van de levenscyclus het meest kwetsbaar zijn voor welke van de beschreven effecten, en de bottlenecks kunnen per gebied verschillen. In de zomer is het dagelijks leven van het adulte vrouwtje een race tegen de klok. Ze moet snel opwarmen (open zand en korstmossen nodig) en vervolgens over voldoende nectarbronnen (Struikhei) in de directe omgeving kunnen beschikken om haar eieren te laten ontwikkelen. Zowel een afname van de hoeveelheid open zand, een afname van de korstmossen als een afname van de hoeveelheid Struikhei kunnen dan de reproductie in gevaar brengen. Laatstgenoemde is mogelijk de oorzaak van het verdwijnen van Kleine heivlinders op het Otterlose Zand begin jaren tachtig. In deze hei is nauwelijks meer Struikhei aanwezig.

De verwachting is echter dat de rupsen gevoeliger zijn dan de adulte vlinders. Kleine heivlinders zijn zogenaamde nuchtere rupsoverwinteraars. Voor de winter eet de rups slechts twee weken; het zwaartepunt van de rupsenvraat valt in het voorjaar als de vegetatie nog niet de kans heeft gehad te verdorren. Door een nivellering van het microklimaat krijgen schimmels de kans om rupsen te infecteren. De overlevingskans van de rupsen in de winter neemt hierdoor af. Door schimmels aangetaste rupsen zijn uit het veld bekend van de Heivlinder, met een kwijnende populatie ter plekke als gevolg. Door vermeting vermindert daarnaast de kwaliteit van Buntgrasplanten als voedselplant. Vrouwtjes zetten in herfst eieren af op Buntgraspollen zonder met de kwaliteit hiervan rekening te (kunnen) houden. De rups heeft echter stevige Buntgrasplanten nodig om hierop in het vroege voorjaar te kunnen ontwikkelen. Na een periode van het Buntgras te hebben gegeten, laten de rupsen zich op de grond vallen om daar in het kale zand te verpoppen (Bink, 1992). Bij voortgaande vergrassing en vooral vermossing zijn steeds minder Buntgraspollen door open zand omsloten. De rupsen komen op een dikke moslaag terecht, en als ze hier al doorheen komen, is het onderliggende substraat of microklimaat ongeschikt voor verpoping. Dit vormt een derde mogelijke bottleneck voor de rupsen van Kleine heivlinders.

Sprinkhanen

De Blauwvleugelsprinkhaan is sterk beperkt tot open plekken tussen lage vegetatie. Net als bij veel andere bijzondere heidesoorten zullen vooral de mogelijkheden voor eiafzet en eiontwikkeling bepalend zijn. De belangrijkste bottlenecks in relatie tot 'ver'-thematiek zijn naar verwachting dan ook de afname van de variatie in vegetatiestructuur, vergrassing, verruiging en strooiselophoping. Het is van veldsprinkhanen bekend dat de cyclus van de soort is afgestemd is op de microklimatologische omstandigheden in het biotoop. Soorten met een langzame eiontwikkeling ontbreken in vochtige, relatief koele, terreinen. Indien het vegetatiedek dichter wordt door verruiging, warmt de bodem minder snel op en zal de eiontwikkeling langer duren. De eieren komen te laat uit en de dieren worden niet meer op tijd volwassen. Daarnaast leidt een afname van de oppervlakte open/kaal zand tot een verminderd aanbod aan ei-afzetplekken.

Voor bijvoorbeeld Kleine wrattenbijter en Wrattenbijter spelen dezelfde problemen waarschijnlijk een belangrijke rol. Van de laatste soort komen de eieren meestal pas na twee winters uit, maar onder ongunstige omstandigheden soms pas na maximaal acht winters. De eieren blijken bovendien verdrogingsgevoelig. Vermoedelijk daarom bevinden plaatsen waar de soort voorkomt zich dikwijls in de buurt van heide- of stuifzandvennen, waar de wijfjes hun eieren afzetten langs het ven, terwijl de arena van de mannetjes zich kan uitstrekken over het aangrenzende droge gebied (Tienstra s.a.). Het is duidelijk dat het eistadium een gevoelige fase in de levenscyclus is voor deze sprinkhanen. Voor de Veldkrekel is het echter onwaarschijnlijk dat de relatie tussen microklimaat en ei-ontwikkeling essentieel is. De eieren worden namelijk in het voorjaar (in een zelfgegraven holletje) gelegd en komen al binnen een paar weken uit, zonder diapauze.

Voor de Blauwvleugelsprinkhaan is mogelijk de paarvorming lastiger bij een dichtere begroeiing, omdat de balts alleen op onbegroeide stukken kan plaatsvinden. Dit is voor een andere soort, het Knopsprietje, aannemelijk gemaakt. Toename van de

primaire productie en toename van de vegetatiesuccessie kunnen dan problemen opleveren voor de balts- en voortplantingsmogelijkheden van adulten.

Een nivellering van het microklimaat tenslotte kan problemen opleveren ten aanzien van de thermoregulatie van juveniele sprinkhanen van stuifzandmilieus. Een warmer microklimaat resulteert bovendien in een kortere ontwikkelingstijd van de nymfen van sommige sprinkhaansoorten (Schaedler & Witsack, 1999).

Loopkevers

Vergrassing, vermossing en verbossing zijn de oorzaken die worden aangevoerd voor het feit dat soorten van met name binnenlandse stuifzanden (veel Harpalus-soorten) een negatieve trend laten zien (Bink et al., 1998). Waarschijnlijk zijn de larven het meest kwetsbare stadium in de levenscyclus van thermofiele loopkeversoorten, omdat ze veel minder mobiel zijn dan de adulte dieren. Temperatuur en dus microklimaat zijn belangrijk voor de ontwikkelingssnelheid van de larven. Daarnaast kunnen mogelijk ook problemen optreden met de eiafzet, wat vaak in kale stukken bodem gebeurt.

Overige dieren

Voor mierenleeuwen biedt een open tot half open terrein met daarin veel steile kanten van los, droog zand en beschut (tegen wind en water) door overhangende grassen en wortels de beste kansen (Boer, 1999). Vergrassing, vermossing en verruiging zijn funest. Kale, zandige plekken raken dan zo snel begroeid, dat daardoor een eventueel gevestigde mierenleewlarve met zijn levenscyclus van twee jaar (van ei tot imago) maar relatief kleine overlevingskansen heeft. Vergelijkbare problemen zullen van belang zijn voor veel dieren waarvan de eieren en/of larven zich in open, zandige delen ontwikkelen (vooral insecten, maar ook bv. reptielen).



Mierenleeuwen

4.4 Versnippering en recreatie

Versnipperingsproblemen zullen een belangrijkere rol gaan spelen naarmate een soort in minder gebieden voorkomt in kleinere aantallen, haar dispersiemogelijkheden kleiner en haar natuurlijke populatiefluctuaties groter zijn.

Op basis van langjarig onderzoek aan vliegende en niet-vliegende loopkevers stelde den Boer (1977) een theorie op die voorspelde dat bij vergaande versnippering van voedselarme terreinen en bossen (oecologische eilanden van stabiele biotopen), soorten met een slecht verbreidingsvermogen sterker achteruit moeten zijn gegaan

dan soorten met een goed verbreidingsvermogen. Dit bleek inderdaad zo te zijn, maar kan deels samenhangen met het feit dat ook de vernietiging van stabiele biotopen groter is geweest. In België, Denemarken en Nederland bleken vooral de droogte- en de warmteminnende soorten het sterkst te zijn achteruitgegaan (Turin, 2000). De Vries (1996) toonde aan dat zowel het oppervlak van heideterreinen als, zij het in mindere mate, de duur van isolatie de aanwezigheid van zich slecht verbreidende karakteristieke heideloopekevers bepaalt. Hieruit blijkt dat in een versnipperd landschap het voorkomen van met name gespecialiseerde soorten met een slecht verbreidingsvermogen gerelateerd is aan de oppervlakte van het leefgebied. Voorts blijkt dat omgevings-stochasticiteit de belangrijkste bedreiging vormt voor het langdurig voortbestaan van versnipperde loopkeverpopulaties. Deze is het grootst in kleine leefgebieden. Populaties kunnen het best worden beschermd door een vergroting van het beschikbare leefgebied. Grote leefgebieden zijn vaak heterogeen met een afwisseling van gunstige en ongunstige omstandigheden in tijd en ruimte. Dit verkleint het risico op uitsterven. Een populatie heeft minstens 50 ha nodig om een aanzienlijke kans te hebben een periode van isolatie van 25-100 jaar te overleven.

Een andere mogelijkheid om uitsterfsnelheden van kleine populaties te verlagen is het stimuleren van immigratie, door het aanleggen van corridors. Hierdoor worden populaties met elkaar verbonden, wat resulteert in een metapopulatiestructuur.

Versnipperingseffecten zijn ook voor andere stuifzandsoorten aangetoond. De aan- of afwezigheid van de Blauwvleugelsprinkhaan in 312 terreinen in Duitsland bleek afhankelijk van de oppervlakte van het terrein en de mate van isolatie. Lokale extinctie wordt beïnvloed door sterke fluctuaties van bepaalde milieuv variabelen (Appelt & Poethke, 1997). Desondanks wordt versnippering voor deze soort niet als het grootste probleem beschouwd.

Dat is wel het geval voor de Veldkrekkel. Waarschijnlijk is het geringe oppervlak en versnippering van de leefgebieden in ons land voor deze soort de echte bottleneck. Van Veldkrekels, in ons land aan de uiterste noordrand van haar areaal voorkomend, zijn extreme (natuurlijke) populatieschommelingen bekend. In Duitsland werd bijvoorbeeld vastgesteld dat een populatie zich in een jaar van 200 naar 25000 individuen had uitgebreid (Remmert, 1980). Ook wordt beschreven dat populaties zich in een aantal jaren kunnen opbouwen en daarna ineens storten. De kans dat (deel)populaties uitsterven is dan ook zeer groot. In een situatie met kleine, versnipperde populaties is dit uitsterven dan vaak onherroepelijk.

Voor de Kleine heivlinder speelt versnippering van leefgebieden, althans op de Veluwe, waarschijnlijk geen belangrijke negatieve rol. Het is in ieder geval geen bottleneck in het voorkomen van de soort. Kleine heivlinders zijn in staat nieuwe gebieden binnen een straal van vele kilometers zeer snel te koloniseren en waarschijnlijk fungeert de hele Veluwe als één grote metapopulatie. Het feit dat gebieden die in slechte jaren verlaten zijn, in goede jaren weer meteen bezet worden, wijst hierop. Bovendien zijn er (incidentele) waarnemingen van Kleine heivlinders op verder weg gelegen terreinen als het Hulshorsterzand. De verwachting is dan ook dat alle geschikte plekken op de Veluwe in principe gekoloniseerd kunnen worden. Waarom gebieden als het Kootwijkerzand of het Hulshorsterzand geen kernpopulaties herbergen is onduidelijk. Wellicht maken ze minder onderdeel uit van een groter geheel en zijn in die zin kleiner en geïsoleerder. Mogelijk is het een klimatologische kwestie; deze terreinen liggen iets noordelijker (en ook de verspreidingsgrens van kraaiheide loopt dwars over de Veluwe). Op landelijke schaal vormt versnippering natuurlijk wel een probleem voor Kleine heivlinders. De verdwenen populaties in Brabant en Limburg kunnen niet vanuit de Veluwe gehekoloniseerd worden.

Wandelaars, ruiters, spelende en gravende kinderen zijn in de actief stuivende delen geen probleem, maar kunnen aanzienlijke schade toebrengen aan flora en fauna in de latere successiestadia. Korstmossen zijn sterk gevoelig voor betreding, maar ook voor de fauna kan recreatie negatieve gevolgen hebben. Aangenomen mag worden dat

grondbroeders als Duinpieper, Tapuit en Boomleeuwerik relatief gevoelig zijn voor betreding en verstoring door recreanten. Het effect is echter niet onderzocht (Omvlee & Waanders, 1992). In de Loonse en Drunense duinen is de Duinpieper volledig verdwenen na een buitensporige toename van de recreatie (Bijlsma, 1990a). Duinpiepers hebben gewoonlijk maar één broedsel per jaar, dus de consequenties van verstoring op het reproductiesucces zijn groot. De Boomleeuwerik weet meestal zijn eerste broedsel groot te brengen voor de eerste recreatiegolf in het late voorjaar, en wijkt voor latere broedsels uit naar rustiger gelegen gebieden (Bijlsma, 1990a).

Voor loopkevers wordt recreatie vaak genoemd als negatieve factor (vooral motorcrossen en paardrijden), vooral vanwege het vertrappen van de gangen van de larven (Turin, 2000). Als dit inderdaad een belangrijk probleem is, geldt het voor veel meer groepen ongewervelden die hun eieren afzetten in open zand (Bellmann, 1998).

5 Voorkomen van stuifzanden anno 2000

5.1 Inventarisatie van actieve stuifzanden

Dit hoofdstuk geeft een schets van de huidige situatie, waaronder een overzicht van de ligging van bestaande stuifzanden in Nederland (Figuur 5.1). De verbreiding van het stuifzandareaal wordt in een aantal publicaties beschreven (zie Koster, 1978). In die publicaties geven de auteurs zo goed mogelijk de situatie aan ten tijde van hun onderzoek. Voor dit preadvies zijn drie nieuwe bronnen geraadpleegd. Om te beginnen is nagegaan of de beschrijvingen van de terreinen in de Complete Gids Natuur- en Wandelgebieden in Nederland (Vereniging Natuurmonumenten, 1996) het voorkomen van stuifzanden vermelden. Dit leverde 183 terreinen op, met een totale oppervlakte van ruim 94000 ha. In ruim 30 gevallen valt uit de beschrijving in de gids op te maken dat het om nu nog actief stuifzand gaat. Uit deze beschrijving is echter niet af te leiden hoe groot het areaal open stuifzand is. De lijst is daarom aangevuld met informatie van recente (1995-1998) topografische kaarten 1:25000 waarop open zandgebieden met een speciale signatuur zijn aangegeven. Vaak viel een beheerseenheid uit de eerste lijst uiteen in een aantal stuifgebiedjes. Op basis van beide bronnen is een definitieve lijst van actief stuivende gebieden gemaakt. Hierop worden 113 terreinen onderverdeeld in 458 percelen vermeld, met een totale oppervlakte van 2100 ha.

In 2000 zijn 33 enquêteformulieren verstuurd naar organisaties die volgens onze inventarisatie actieve stuifzanden in beheer zouden hebben. In totaal zijn 34 ingevulde formulieren terug ontvangen. (Soms heeft een instantie voor meerdere terreinen één formulier ingevuld). In het enquêteformulier is o.m. een vraag gesteld over het oppervlak van actief zand. Niet alle beheerders hebben op deze enquête gereageerd, en degenen dat wel deden hebben niet allemaal de huidige omvang van het areaal actief zand aangegeven. In augustus 2002 zijn de organisaties die niet hadden gereageerd opnieuw benaderd met een kortere vragenlijst. Tenslotte zijn de beheerders die ook de tweede maal niet reageerden, telefonisch geïnterviewd. De uiteindelijke lijst van actieve stuifzanden is opgenomen als Bijlage 1. Het opgegeven actieve areaal is in totaal nog geen 1400 ha.

Het huidig areaal stuivend zand is voor de doelstellingen van het OBN niet bepalend. In bijna alle gevallen waar dichtgroeien aan de orde is, wordt atmosferische stikstofdepositie daarvoor verantwoordelijk gesteld. De 6000 ha die halverwege de zestiger jaren van de vorige eeuw nog actief stoven (Bijlsma et al., 1985; zie 1.9) moeten zonder veel moeite met effectgerichte maatregelen te reactiveren zijn, omdat de vegetatie sinds die tijd nog nauwelijks de kans heeft gehad om een humeuze bovengrond te vormen.

5.1.1 Stuifzanden naar grootte

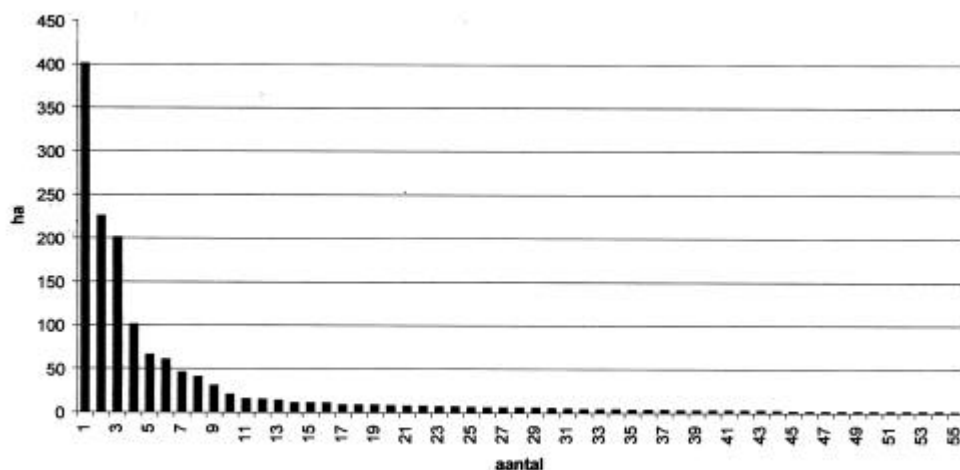
De ca. 60 terreinen met min of meer actief stuifzand zijn in Figuur 5.2 naar grootte weergegeven. Er wordt soms onderscheid gemaakt tussen grootschalige, min of meer zelfregulerende stuifzandlandschappen (Figuur 5.3) en kleinere gebieden waar om stuifzand te kunnen behouden wellicht een intensiever beheer nodig zou zijn (Figuur 5.4). De schattingen voor de minimum grootte voor het eerste type lopen sterk uiteen

(zie paragraaf 6.1). Nemen we 10 ha als minimum stuivend areaal in een klassieke zandverstuiving, dan vallen er 16 terreinen in de eerste categorie.

Actieve stuifzanden in Nederland



Figuur 5.1 Actieve zandverstuivingen in Nederland.



Figuur 5.2 Actieve zandverstuivingen naar grootte.

Bij een minimum grootte van 100 ha zijn dat er slechts vier. Voor de bio- en geodiversiteit is grootte van weinig belang. De kleinere gebieden spelen in dit opzicht evenzeer een rol van betekenis. Opname van kleine stuifzanden in het bestand is ook van belang omdat het vaak restanten zijn van terreinen die in de laatste decennia zijn dichtgegroeid door de verhoogde stikstofdepositie. Zulke terreinen komen dus bij uitstek in aanmerking voor effectgerichte maatregelen in het kader van de OBN regeling.



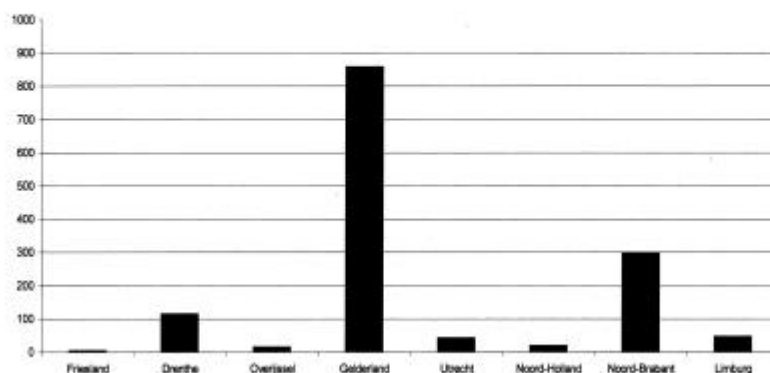
Figuur 5.3 Eén van de grootste actieve zandverstuivingen, de Loonse en Drunense Duinen in 1997. (Foto: Paul Paris).



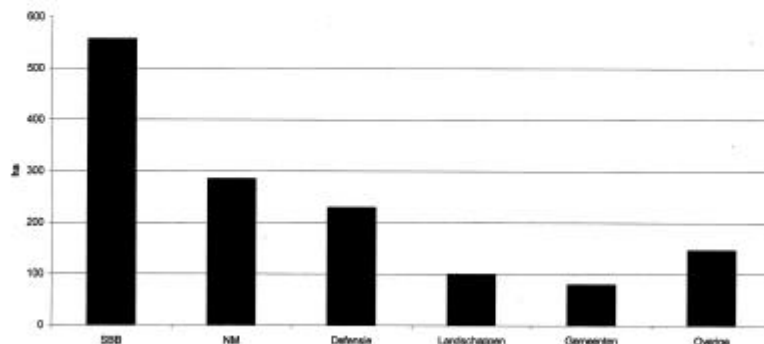
Figuur 5.4 Eén van de kleinste actieve zandverstuivingen in Nederland, de Munitieberg bij Bergen (Limburg) in 2002. In de donkere lijnen komt de podzol aan de oppervlakte.

5.1.2 De verdeling per provincie

De verdeling over de provincies is in Figuur 5.5 aangegeven. Acht provincies hebben actieve stuifzanden binnen hun grenzen. Gelderland en Noord-Brabant springen er duidelijk uit.



Figuur 5.5 Actieve zandverstuivingen per provincie.



Figuur 5.5 Actieve zandverstuivingen per beheerder.

5.1.3 De verdeling per beheerder

Figuur 5.6 geeft antwoord op de vraag hoe het actieve stuifzand is verdeeld over de beheerders. Zie Jungerius (2003) voor een analyse van dit bestand. Staatsbosbeheer heeft met ca. 560 ha het grootste oppervlak actief stuifzand in beheer. Twee van de terreinen, Aekingerzand en Kootwijkerzand, nemen daarvan 500 ha in. De rest is verspreid over 14 beheerseenheden. Ondanks het actieve vastleggingsbeleid waartoe Staatsbosbeheer zich bij de oprichting verplichtte, zijn er dus nogal wat terreinen aan bebossing ontsnapt. In het geval van het Kootwijkerzand komt dat omdat het ook gebruikt werd door Defensie. Natuurmonumenten is tweede, maar beheert slechts twee grote terreinen met actief zand: de Loonse en Drunense Duinen die ook lang in beheer van Defensie zijn geweest, en het Hulshorsterzand. Defensie volgt met 230 ha, waarvan het Harskampse Zand met 200 ha het grootste is. Bij De Landschappen gaat het om 100 ha, verdeeld over 12 beheerseenheden. Dertien gemeenten beheren gezamenlijk een 80 ha. Sommige gemeenten zoals Bergen (Limburg), Soest en Breda voeren een actief beleid om het stuifzand als natuurgebied actief te houden, andere gemeenten hebben de terreinen geheel overgegeven aan recreatie. De groep Overige omvat drie beheerders, de Erven Enschede, het Goois Natuurreservaat en het NP de Hoge Veluwe. Deze groep is unaniem bereid om actieve stuifzanden in stand te houden.

5.1.4 Stuifzandgebieden volgens de enquête onder de beheerders

Enige belangrijke opmerkingen die door beheerders n.a.v. de enquête zijn gemaakt, zijn:

- Dichtgroeien van stuifzanden wordt door de meeste geënquêteerden als probleem genoemd. Slechts in enkele gevallen wordt expliciet gesteld dat dichtgroeien niet aan de orde is. Dat kunnen grote terreinen zijn, zoals de Loonse en Drunense Duinen en het Kootwijkerzand, maar ook kleine actieve stukken van nog geen hectare. Meestal, maar niet altijd, is er dan sprake van intensieve betreding.
- Er zijn beheerders die vinden dat kleine stuifgebiedjes niet in aanmerking komen voor actief beheer. Anderen daarentegen proberen juist kleine gebiedjes te reactiveren vanwege de landschappelijke en biodiversiteit die het oplevert (zie Bijlage 1).
- Grootte is in elk geval niet bepalend voor het succes van de uitgevoerde beheersmaatregelen. In het Goois Natuurreservaat groeien sommige geplagde stukken snel weer dicht, terwijl andere stukken open blijven.
- Waar ingrepen zijn gepleegd om stuifzand te reactiveren, is het stuivend areaal toegenomen. Soms is dat tijdelijk, soms structureel zoals op het Harskampse Zand.

5.2 Analyse van historische kaarten en raadpleging van historische bronnen

Een aantal auteurs heeft zich in algemene of specifieke termen uitgelaten over de historische ontwikkeling van de stuifzanden in Nederland. Het stuifzand had zijn grootste uitbreiding in de tweede helft van de 19^e eeuw. Schimmel (1975) citeert een schatting van 14.500 ha. Koster (1978) schat het totaal aan stuifzanden zelfs op 78.600 ha. Aan het einde van de 19^{de} eeuw werden de stuifzanden massaal vastgelegd met Grove den. Sindsdien is het areaal stuivend zand steeds achteruit gegaan tot de huidige 1500 ha.

De mate van vastlegging is per terrein verschillend, afhankelijk van het gebruik en het beheer. Voor de terreinen waar maatregelen worden toegepast om het stuivend areaal te vergroten heeft het zeker zin om het verloop van de omvang van het stuifareaal met behulp van oude kaarten en luchtfoto's vast te stellen. Terreindelen die in de periode vóór de verhoogde atmosferische depositie van vervuilende stoffen nog stoven, zijn het meest kansrijk om door maatregelen weer in verstuiving te worden gebracht. Deze terreindelen kunnen op luchtfoto's uit die periode worden geïdentificeerd. Een historische analyse voor heel Nederland zou als aanvulling op Bijlage 1 inzicht geven in de terreinen die nu geheel vast liggen maar met betrekkelijk geringe moeite in het kader van het OBN gereactiveerd kunnen worden.

6 Evaluatie van maatregelen

6.1 Inleiding

Voor het ontstaan van stuifzanden is menselijk gebruik, zoals strooiselroof, excessieve betreding, steken van plaggen en (over)begrazing vermoedelijk essentieel geweest. De natuurlijke successiereeks gaat in de richting van aaneengesloten bos. Zonder menselijke ingrepen lijken stuifzanden gedoemd te verdwijnen, zeker bij hogere niveaus van stikstofdepositie. Computersimulaties suggereren dat zelfs in een relatief groot gebied als het Hulshorsterzand (400 ha, 100 ha open zand) de zelfregulatie van verstuiving beperkt zal zijn en intensief beheer noodzakelijk blijft om het gebied in stand te houden (Castel & Koster, 1987). LB&P (1997) onderzochten kansrijke locaties voor het zandverstuivingslandschap bij een hoog N-depositieniveau. Zij geven de indruk dat kleine gebieden na 10-15 jaar weer begroeid zijn (Farjon et al, 1994). Het minimaal noodzakelijke oppervlak voor zelfregulatie is echter niet uit de literatuur te achterhalen (Emmer & Sevink, 1996). De Munitieberg, een fossiel rivierduin van nog geen 3 ha op de oostoever van de Maas bij Bergen, heeft zonder aanwijsbare oorzaak al meer dan 70 jaar een actieve zandverstuiving die voorlopig nog niet vastligt (van den Ancker et al., 2002). De biodiversiteit is wat vegetatie betreft evenmin alleen afhankelijk van de grootte, zoals dezelfde Munitieberg toont. Dit wordt bevestigd door beheerders elders in het land die vaak zuinig zijn op kleine stuifplekken vanwege de bio- en landschappelijke diversiteit die zij bieden.



Figuur 6.1 In het NP Hoge Veluwe is op grote schaal geplagd om de verstuiving weer op gang te brengen.

We moeten er van uitgaan, dat de mogelijkheden voor zelfregulerende zandverstuivingen in Nederland beperkt zijn, maar dat is niet direct afhankelijk van de grootte.

Het areaal actief stuivend zand moet worden uitgebreid om de karakteristieke flora en fauna op de langere termijn te behouden. Stuifzanden groeien nu dicht en waardevolle vegetatietypen verdwijnen. Vooral diersoorten die op macroschaal van het landschap gebruik maken (Duinpieper, Kleine heivlinder) hebben voor de eerste successiestadia een groot oppervlak nodig. Verzuring en vermesting zijn belangrijke oorzaken van het snelle dichtgroeien van de stuifzanden en van de versnelde successie. Doel van de maatregelen is dan ook altijd om de effecten van verzuring en vermesting tegen te gaan. Verdroging is in het toch al extreem droge stuifzandmilieu nooit een groot probleem geweest (zie 4.3). Ook voordat het OBN werd ingevoerd, zijn er op ad-hoc basis diverse beheersingrepen gepleegd als grootschalig kappen om de strijk lengte van de wind te vergroten, kleinschalig kappen om bosopslag te verwijderen, plaggen en varianten hierop om algenkorsten, vegetatie en bodem te verwijderen, en begrazing. Daarnaast kunnen branden, militaire oefeningen, recreatie en opgravingen worden beschouwd als maatregel. Het is belangrijk om te beseffen dat deze maatregelen veelal tot doel hadden het oppervlak actief stuivend zand te vergroten en niet direct het beheer van kwetsbare levensgemeenschappen beoogden. Het is de vraag of het lange tijd nalaten van beheersmaatregelen en dan overgaan op grootschalig beheer de beste methode is voor het handhaven van de huidige afmetingen van het open stuifzand en van alle successiestadia van Buntgras- naar Struikheivegetaties en jong bos. Mogelijk is frequent kleinschalig beheer hiervoor beter geschikt (Ketner-Oostra & Huijsman, 1998). Voor de overlevingskansen van dierpopulaties is dit gezien het belang van terreinheterogeniteit zeker een belangrijke factor.

6.2 Effectgerichte Maatregelen

De maatregelen voor zandverstuivingen die in het kader van het OBN voor subsidiëring in aanmerking komen zijn volgens de Handleiding Subsidie Effectgerichte Maatregelen 2003 (van Ommering, 2002), in voor stuifzanden relevante volgorde:

1. Maaien, waarbij het bovengrondse deel van de vegetatie (gedeeltelijk) wordt verwijderd (en afgevoerd). Ook het verwijderen van bosopslag valt hieronder.
2. Plaggen, waarbij de vegetatie en het organische deel van het bodemprofiel (dus tot op de minerale bodem) worden verwijderd en afgevoerd.
3. Aanpassen van de morfologie, waarbij de organische bovenlaag en een klein deel van het moedermateriaal daaronder wordt afgegraven (zodanig dat wortels van vergrassers zoals Helm niet opnieuw kunnen uitlopen).
4. Branden, waarbij de vegetatie en op de bodem liggend plantaardig materiaal worden verteerd maar niet afgevoerd.
5. Geschikt maken voor begrazing (inrichtingskosten).
6. Toevoegen van basische stoffen (niet van toepassing op stuifzanden).

Deze maatregelen hebben alle een experimentele status (zie 6.5). Ter vergelijking wordt in de volgende paragraaf een evaluatie gegeven van maatregelen die in het verleden door beheerders van zandverstuivingen zijn genomen. Uit de bovenstaande lijst zijn dat alleen plaggen (incl. aanpassen van de morfologie), branden, maaien en (geschikt maken voor) begrazing. Daarnaast zijn er maatregelen uitgevoerd die in de OBN-lijst ontbreken.



Figuur 6.2 Het experiment op het Kootwijkse Zand: linksboven zeefmachine, rechtsboven frees, linksonder schijveneg en rechtsonder graafmachine. (Foto's: Michel Riksen).

6.3 Overzicht van in het verleden genomen maatregelen, hun doel en hun effecten

De inhoud van deze paragraaf is tot stand gekomen op basis van eigen ervaring van de auteurs van dit preadvies, aangevuld met literatuuronderzoek, veldbezoek, gegevens uit de enquête onder terreinbeheerders en de resultaten van een workshop. Volgens de enquête die onder de beheerders is gehouden (Bijlage 1), zijn de maatregelen, al of niet in combinatie en doorgaans met succes, als volgt toegepast:

- Kappen (terugdringen bos / verwijderen boomopslag, in de zin dat er vegetatie wordt verwijderd): 19 maal.
- Mechanisch open houden (vergelijkbaar met de OBN-maatregelen plaggen en aanpassen van de morfologie): 12 maal.
- Begrazing (vergelijkbaar met OBN-maatregel geschikt maken voor begrazing): 3 maal.
- Militair gebruik (geen vergelijkbare OBN-maatregel): 5 maal.
- Recreatie (betreding) (geen vergelijkbare OBN-maatregel): 14 maal.



Figuur 6.3 Publieksvoorlichting is van groot belang bij omvangrijke ingrepen (NP De Hoge Veluwe).

Milieuomstandigheden van de ingreeplocatie, vegetatie en bodem

Beheersmaatregelen hebben zowel in grote als in kleinere terreinen plaats gevonden. Het is niet altijd mogelijk de effecten van de verschillende onderdelen van de ingrepen afzonderlijk te evalueren. Ook is de locatie van de ingreep van belang (Ketner-Oostra, 1998). Het maakt bijvoorbeeld uit of een maatregel in terreindelen met hoge dan wel lage stikstofdepositie is uitgevoerd, maar hier zijn meestal geen gegevens over. Na de ingrepen in het Wekeromse Zand in de jaren negentig zijn voor het verkrijgen van de basisinformatie en de daarop volgende monitoring de EGM-voorschriften voor stuifzandvegetatie gevolgd (De Vries, 1990). Daarbij vond na een basisanalyse van vegetatie en bodem in de daarop volgende periode van 5 jaar tweemaal een vegetatieanalyse plaats en aan het eind van die periode opnieuw een bodemanalyse. Er is echter nog weinig ervaring met het effect van de maatregelen op bodemchemische en microbiologische processen. Alleen Daniels & Krueger (1996) geven resultaten van bodemanalyses in hun PQ's, o.a. na brand. Vijf jaar na het uitzetten van de PQ's in het Wekeromse Zand zijn de eerste bodemresultaten echter nog moeilijk te interpreteren (Ketner-Oostra, 1999). Het is ook lastig om op grond van incidentele bodemparameters uitspraken te doen over de situatie in het terrein. Organische stof is aan de ene kant een sleutelparameter, maar aan de andere kant erg variabel en ongevoelig voor korte tijdschalen (Smit, 2000).

Fauna

Tot nu toe is de fauna niet bij de monitoring betrokken geweest en effecten van de maatregelen hierop zijn derhalve niet bekend. Destructieve maatregelen als plaggen, kappen en branden elimineren op de plek van toepassing het merendeel van de

aanwezige dieren. Een positieve respons is pas na vele jaren te verwachten en het hangt af van de aanwezigheid van bronpopulaties, de kwaliteit en oppervlakte van de nieuwe vegetatie en de plaats in het landschap. In het algemeen zijn maatregelen die leiden tot een eenvormige vegetatiestructuur ongunstig, met name voor ongewervelden. Sprinkhanen bijvoorbeeld moeten naar behoefte kunnen zonnen of juist beschutting zoeken. Dit soort kleinschalige migraties is al in het veld aangetoond (Kleukers et al., 1997). Ook de meeste andere dieren zijn afhankelijk van kleinschalige variaties in vegetatiestructuur. Mits kleinschalig uitgevoerd, zijn de meeste maatregelen op den duur naar verwachting positief voor dieren. Opvallend is dat Grielen op Engelse heideterreinen hun nest bij voorkeur maken in geplagde delen (Dolman & Sutherland, 1992). De toepassing van een maatregel in tijd en ruimte moet derhalve nauwkeurig afgestemd worden op de eigenschappen van het terrein. Cruciaal is het onderkennen van de terreindelen waar de maatregel niet uitgevoerd kan worden gezien het verlies van kwetsbare soorten. Ook voor de aanwezigheid van bronpopulaties moet een terrein van tevoren voldoende zijn geïnventariseerd.

Hieronder worden de maatregelen besproken waarvan de effecten geëvalueerd c.q. bekend zijn. De maatregelen hebben bijna altijd een tweeledig doel: het stimuleren van de geomorfologische processen waardoor stuifzanden (zijn) ontstaan, en daarnaast het creëren van gunstige omstandigheden voor plant en dier. Daarom wordt een onderscheid gemaakt in de effecten die de maatregelen hebben op geomorfologische processen, op vegetatie en flora, en op fauna.

6.3.1 Grootschalig kappen

Onder grootschalig kappen wordt verstaan het kappen van opslag van Grove den en volgroeide vliegdennen; opslag van loofhout (Eik, Berk, Amerikaanse vogelkers) en aangeplante bospercelen, meestal Grove den en Douglas spar. Het betreft oppervlakten van meerdere (tientallen) hectares. Het verwijderen van de stobben is erg kostbaar en is alleen noodzakelijk als op dezelfde plaats ook verstuiving gewenst is. Als er uitsluitend voor de vrije windbaan geveld wordt kan laag afzagen volstaan. Het versnipperen en afvoeren van tak en tophout vrijkomend van de kapvlakte draagt bij tot een betere windverplaatsing en voorkomt dat het terrein weer snel volloopt met natuurlijke verjonging. De schoonste methode is die van het “afknippen” van bomen waarna zij in hun geheel uit het terrein kunnen worden verwijderd. Deze methode is toegepast op het stuifzandterreintje van SLL Boshuizerbergen, overigens vooral met als doel het jeneverbesstruweel te revitaliseren. De verjonging is bij een ‘schoon’ terrein ook weer relatief goedkoop te schonen.

Doel

Eénmalige maatregel om te ver gegane verbossing tegen te gaan of bebossing ongedaan te maken en stuifbanen weer te vergroten; uitdunnen van boomheiden om als aanloopbanen voor de windsnelheid te dienen.

Toepassing

- In het Hulshorsterzand (1992/ 1993) is door deze maatregel ca. 20 ha open vegetatie ontstaan. In het zuidoostelijke gedeelte is bovendien zeven ha grasmat verwijderd en in het noordoosten zijn ca. 20 ha bos tot boomheide uitgedund (basisrapport Frentz & Van Griethuyzen, 1992).
- In het Wekeromse Zand is ca. 35 ha gekapt (1993/ 1994), waarvan in ca. acht ha (schatting Ketner-Oostra) de stronken zijn verwijderd, de grasmat is verwijderd en het zandoppervlak is geëgaliseerd (zie basisrapport Ketner-Oostra, 1995).
- In het Nat. Park de Hoge Veluwe is in 2001 55 ha bos aan de zuidwestzijde geveld; de stobben zijn blijven zitten. Er is nog geen evaluatie geweest.

Monitoring

Voor het Hulshorsterzand is de monitoring van de maatregelen uit 1992/ 93 begonnen in 1996. Daarbij zijn in het zuidoostelijke gedeelte de door Frentz & Van Griethuyzen (1992) ingemeten transecten gebruikt die tot doel hadden veranderingen door verstuiving te vervolgen (Ketner-Oostra, 1997). In het noordoostelijke gedeelte zijn PQ's uitgezet om de successiereeks te vervolgen onder invloed van de toegenomen

dynamiek. De eerste monitoring vond plaats in 1998 (Ketner-Oostra, 1998). Voor het Wekeromse Zand is na de basisrapportage tweemaal gemonitord (Ketner-Oostra, 1995, 1999). De ingreep in het Nationale Park de Hoge Veluwe is nog niet geëvalueerd.

Effecten op geomorfologische processen

In het Hulshorsterzand is in het noordelijke gedeelte nog sprake van verstuiwing, hoewel de algengroei toenam met 10%. De boomheiden in het noordoosten hebben een vergraste ondergroei en zijn zeer stabiel, maar bovendien niet fraai vanwege de achtergebleven stronken. In het zuidoosten waar de grasmat is verwijderd na het kappen, is sprake van flinke verstuiwing; de hellingshoek van de duinen in de transecten zijn gewijzigd: de duinen vlakken af. Het percentage bewegend zand is nog steeds hoog (Ketner-Oostra, 1998).

In het Wekeromse Zand zijn de twee zomers na de beheersingrepen zeer droog geweest, waardoor verstuiwing is versterkt. Na 5 jaar is wat meer algengroei op de zandvlakten geconstateerd, maar over het geheel genomen zijn de stuifbanen aanmerkelijk actiever geworden. De aanlooproutes voor de windkracht die in zuidwestelijke richting liggen voldoen aan hun functie, maar die gedeelten waar geen stronken zijn weggehaald zijn sterk vergrast met Zandstruisgras (Ketner-Oostra, 1999).

Effecten op vegetatie en flora

In het Hulshorsterzand is Buntgras vitaal in het zuidoosten. De PQ's aldaar hebben veel van instuivend zand te verduren, wat zelfs het pioniermos Ruig haarmos deels doet afsterven. Er vestigen zich nog weinig korstmossen, maar de aanwezige soortenrijke korstmosvegetatie aan de voet van het transect reageert gunstig op de instuiving. In enkele PQ's in de boomheiden van het zuidelijk gedeelte waar veel vroeger uitgedund is en takken zijn verbrand, is de korstmosrijkdom zeer hoog (15 soorten) (Ketner-Oostra, 1998).

In het Wekeromse Zand heeft zich na 5 jaar in het open zand weer Buntgras gevestigd, mogelijk in samenhang met de natte zomer en herfst van 1998. In de PQ's met mosrijke Buntgrasvegetatie zijn nog veel soorten korstmossen aanwezig, maar van uitbreiding van Rode-Lijstsoorten en Rendiermossen is nauwelijks sprake (Ketner-Oostra, 1999).

Overwegingen vanuit de fauna

De effecten op de fauna zijn (nog) niet gemonitord of geëvalueerd. In het algemeen kan vermoedelijk gesteld worden dat eenvormige, relatief jonge dennenbossen zich het best lenen voor grootschalige kap. Deze herbergen een relatief weinig waardevolle flora en fauna. Bovendien zijn dit soort dennenbossen al zeer ruim vertegenwoordigd in ons land. Als de kap in herfst of winter wordt uitgevoerd, zijn de negatieve effecten op de fauna naar verwachting het kleinst.

6.3.2 Kleinschalig kappen (verwijderen boomopslag)

Hieronder wordt verstaan het kappen van opslag van Grove den, van loofhout en aangeplante bospercelen, meestal Grove den. Het betreft solitaire bomen dan wel kleine bosopstanden in een dichtgroeiend stuifzandgebied. Stronken worden weggesleept, grote takken bij voorkeur verbrand. Eventueel kan chippen plaatsvinden. De humuslaag kan wel of niet verwijderd worden. Een variant van kleinschalig kappen waarmee nog geen ervaring is opgedaan is het zodanig vorm geven aan een aangrenzende bosrand dat hierdoor aan de zijzijde turbulentie en winderosie ontstaat (zie 2.2.1).

Doel

Door regelmatig beheer handhaven van de bestaande stuifbanen en tegengaan van de verkleining van het oppervlak stuivend zand; erosiekracht van de wind vergroten.

Toepassing

In het Caitwickerzand (1974/ 1975) en in het Kootwijkerzand (1978/ 1979); aantal ha niet opgegeven (Daniels & Krueger, 1996).

- In het Kootwijkerzand (sedert 1960); wisselend aantal ha (Ketner-Oostra, 1996a).
- In De Hoge Veluwe; wisselend aantal ha (Van Rheenen et al., 1995).
- Aekingerzand; lokale kap; geen evaluatie.

Effecten op geomorfologische processen

In het Kootwijkerzand: uit het onderzoek van Ketner-Oostra dat 25 tot 40 jaar na beheer bestrijkt, blijkt dat de kap van vliegdennen in het centrale deel nodig blijft om de wind ongebroken de noordelijke en oostelijke terreindelen te laten bereiken. Het kapbeheer is effectief om verstuiwing op gang te brengen als daarna de strooisellaag wordt verwijderd, maar niet in de westelijke terreindelen. Daar is een relatief hoge stikstofdepositie die mogelijk door turbulentie in deze bosrandzone versterkt is.

Effecten op vegetatie en flora

In het Caitwickerzand en het Kootwijkerzand onderzochten Daniels & Krueger (1996) in een 12 jaar durend PQ-onderzoek welke invloed kappen en verwijderen van Grove den op dichtgroeiend stuifzand heeft op gesloten korstmosrijke Buntgrasvegetaties.

Twee methoden zijn geëvalueerd:

- Fijne methode (zgn. sortimentenmethode): het vellen van vliegdennen, verbranden van takken (handkracht) en het hout vervolgens met een lichte trekker en eenassige aanhangwagen afvoeren. Verwijderen van het naaldstrooisel met een lichte trekker.
- Grove methode: het vellen van vliegdennen, houttransport volgens de langhoutmethode met een middelzware trekker en sleeptang, het verbranden van takken met shovel en takkenschuif.

De keuze van de methode wordt gedaan door de exploitant van het hout en de wijze waarop hij de afzet heeft geregeld. Indien alle hout verwerkt wordt in de energiecentrales zal met de langhout methode gewerkt worden. Indien het hout ook geschikt is voor b.v. kishout, papier en zaaghout zal voor de sortimenten methode gekozen worden om zo min mogelijk zand aan de stammen te krijgen.

Conclusies van Daniels & Krueger (1996) over het gebruik van beide methoden: Het is moeilijk te beoordelen welke vorm van beheer (de fijne of de grovere methode) ecologisch gezien de voorkeur verdient. In een stuifzandgebied zonder Grijs kronkelsteeltje maakt het niet uit welke beheersvorm wordt gehanteerd om de lichenensteppe te behouden. Open zandvlakten zijn altijd nodig voor het ontstaan van de pioniervegetaties van het *Spergulo-Corynephoretum typicum*. Hieruit ontstaat vanzelf weer het *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* als het zand tot rust is gekomen. De creatie van open zand is dus een voorwaarde voor het ontstaan van lichenensteppen, die na vestiging minstens 20 jaar onveranderd blijven en waarschijnlijk nog veel langer. Het verwonden van bodems (slepen van langhout) toont een progressieve, lijnvormige successie in de richting van het *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum*, zoals die ook onder natuurlijke omstandigheden optreedt bij het vastleggen van stuifzanden. Zo'n 15 jaar na de storing heeft zich uit het *Spergulo-Corynephoretum typicum* een *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* ontwikkeld. In vroege successiefasen met Schapegras gaat de ontwikkeling wat sneller door de gunstigere bodemomstandigheden.

De aanwezigheid van Grijs kronkelsteeltje maant echter tot voorzichtigheid. De korstmosrijke stadia worden bedreigd door dit mos. Daarom wordt toch de sortimentenmethode aanbevolen omdat de storing (met name slepen) kleinschaliger is en Grijs kronkelsteeltje hierdoor theoretisch minder kans krijgt zich uit te breiden en dominant te worden. Dit is duidelijk voor het Caitwickerzand, waar de sortimentenmethode is gebruikt en Grijs kronkelsteeltje minder voorkomt dan op het Kootwijkerzand. Daar is de langhoutmethode toegepast en de vegetatie over grotere oppervlakken verstoord door het uitslepen en het achterblijven van kapresten.

Er wordt door de auteurs niet op specifieke bedreigde lichenen ingegaan: de Rode-Lijstsoort *Cladonia crispata* is samengenomen met de veel algemenere soort *C. gracilis*; de *Cladonia chlorophaea*-groep omvat o.a. de Rode-Lijstsoort *Cladonia strepsilis*.



Figuur 6.4 Brandplek met *Cladoniasoorten* op de Loonse en Drunense Duinen. (Foto: Ria Ketner).

Het Kootwijkerzand en het Wekeromse Zand: in beide locaties (evaluatie na gem. 25 jaar en 5 jaar; Ketner-Oostra, 1996a; Ketner-Oostra, 1999) wordt de successie teruggezet en treedt verstuiwing op als de humuslaag is verwijderd na het kappen van opslag. De eerste fasen van het *Spergulo-Corynephorum typicum* kunnen zich na verloop van tijd weer vestigen. In het Wekeromse Zand is bij hevige verstuiwing in de eerste twee jaar een afname van Buntgras en Ruig haarmos geconstateerd, gevolgd door een herstel van deze pioniergemeenschap drie jaar later. Rode-Lijstsoorten onder de korstmossen als *Cladonia strepsilis*, *C. zopfii* en *C. crispata* zijn na de enorme achteruitgang tussen 1984 en 1994 (Ketner-Oostra & Masselink, 1999) nog niet aan duidelijk herstel toe. In het Wekeromse Zand zijn in de PQ's in de wat oudere successiestadia (*Spergulo-Corynephorum cladonietosum*; Masselink, 1994) wel enkele nieuwe vestigingen gevonden. Ook de Rendiermossen in de daar nog bestaande locatie aan de voormalige bosrand breiden zich enigszins uit, maar nieuwe vestigingen elders zijn nog niet gesignaleerd (Ketner-Oostra, 1999).

Overwegingen vanuit de fauna

Het kappen van kleine dennenopstanden is vermoedelijk positief voor de meeste stuifzandvogels. Duinpiepers in het Kootwijkerzand namen begin jaren negentig in aantal toe, vooral op plekken waar de dennen op duintoppen waren gekapt. Echter, voor soorten afhankelijk van bosranden kan deze maatregel zeer negatief uitpakken, zeker als de totale hoeveelheid bosrand afneemt (bv. Nachtzwaluw). Ook is het gewenst een enkele boom of stam te laten staan als uitkijkpost. Nachtzwaluwen gebruiken deze boomtoppen als uitvalsbasis voor hun jacht en territoriumgedrag; bovendien is het visueel-landschappelijk aantrekkelijk.

6.3.3 Mechanisch openhouden (vergelijkbaar met OBN-maatregel plaggen)

Het betreft een reeks maatregelen bedoeld om vegetatiebedekking inclusief algenkorsten te verwijderen en bodemontwikkeling tegen te gaan. Er is een aantal varianten: plaggen, ploegen incl. schijvenploeg, eggen incl. schijveneg, frezen en zeven (zeefmachine of stuifzandreiniger). Bij plaggen met de graafmachine wordt veelal in twee werkgangen gewerkt: in de eerste gang het afplaggen van de vegetatielaag en in de tweede gang het “donkere” zand.

De maatregelen worden ook toegepast om dichtgegroeid stuifzand te reactiveren. Afplaggen kan in combinatie met kappen ook worden toegepast om het effect van het blootspoelen van verstuifbaar zand door watererosie boven aan een helling te simuleren (zie 2.3 Pluviale processen). Een vorm van mechanisch openhouden waarmee nog geen ervaring is opgedaan is het gebruik maken van de wind die door een helikopter wordt opgewekt. Deze maatregel heeft als voordelen dat het terrein niet hoeft te worden betreden, de windkracht kan worden aangepast aan de mate van weerstand van de bodem, en de effecten direct meetbaar zijn.

Doel

Tegengaan dichtgroeien stuifzand en reactiveren van dichtgegroeid stuifzand.

Toepassing

- In het NP De Hoge Veluwe (Figuur 6.1); geen evaluatie.
- In het Harskampse Zand zijn positieve ervaringen opgedaan met de schijven-eg en de zeefmachine; geen evaluatie.
- In het Wekeromse Zand (1992); verstuiving is toegenomen, evaluatie in 2003.
- Overige kleine stuifzanden; wisselend aantal ha; geen evaluatie.
- Op het Kootwijkerzand, een experiment van Wageningen Universiteit.

Het is van groot belang het publiek tijdig op de hoogte te brengen van grootschalig afplaggen in natuurgebieden (Figuur 6.3).

Effecten op geomorfologische processen.

Het dichtgroeien wordt tegengegaan, algenkorsten worden gebroken en de verstuiving gestimuleerd. Afplaggen tot op het 'schone', volledig humusvrije zand brengt in dichtgegroeide gebieden de verstuiving weer op gang. Een proef om afplaggen te vergelijken met andere vormen van mechanisch openhouden is in 2002 van start gegaan op het Kootwijkerzand (Rixen & Sweeris, 2002). Het gaat hier om onderhoud, niet om herstel van reeds lang vastgelegd stuifzand (Figuur 6.2). Voorlopige (korte termijn) resultaten zijn:

Maatregel	Effect	Kosten	Werk snelheid
frees	goed	Laag	redelijk
zeefmachine (stuifzandreiniger)	goed	Hoog	laag
schijveneg	laag	Laag	hoog
graafmachine (afplaggen)	redelijk	Hoog	redelijk

Effecten op vegetatie en flora

Niet bekend.

Randvoorwaarden vanuit de fauna

In Bosman et al. (1999) worden algemene richtlijnen voor plaggen nader gekwantificeerd. Zo mogen plagstroken niet groter zijn dan 10-100 m² en is september voor de meeste dieren de beste maand om werkzaamheden uit te voeren.

6.3.4 Branden (vergelijkbaar met OBN-maatregel branden)

Hieronder wordt verstaan het verbranden van vergraste en vermoste stuifzandvegetatie (bedoeld en onbedoeld).

Doel

O.m. het voorkomen van brand tijdens schietoefeningen.

Toepassing

- In het Harskampse Zand (het betreft heischrale graslanden; periodiek elk jaar); aantal ha onbekend (Haveman et al., 1999).
- In Oldebroekse en Doornspijkse Heide (het betreft hei en heischrale graslanden; aantal ha onbekend (Van der Zee, 1998).
- Onbedoeld: in Nieuw Milligse Zand (in 1995): ca. 40 ha stuifzandvegetatie (Ketner-Oostra, 1996b en 2002).
- In het Kootwijkerzand en het Caitwickerzand: het lokaal verzamelen en met handkracht verbranden van takken in het korstmossrijke *Spergulo-Corynephoretum* (Daniels & Krueger, 1996)

Effecten op geomorfologische processen

In het Nieuw Milligse Zand is geen invloed geconstateerd. De verbrande vegetatie is niet verstoven. Er is invloed van een stuivend duin van waaruit zand uitgestrooid wordt over de verbrande vegetatie (Ketner-Oostra, 2000).

Effecten op vegetatie en flora

In het Kootwijkerzand en het Caitwickerzand: Daniels & Krueger (1996) geven aan dat het lokaal verzamelen en met handkracht verbranden van takken in het korstmossrijke *Spergulo-Corynephoretum* slechts een tijdelijk negatief effect heeft op de vegetaties. De nutriëntenstroom na de brand ebte vermoedelijk vrij snel weg door uitspoeling uit de humusarme zandbodem, zodat nog rijkelijk in de omgeving aanwezige planten en vooral de lichenen, door middel van hun efficiënte verspreiding binnen 10 jaar na brand weer de typische *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* vegetatie hebben doen ontstaan. Er is van het branden een positief effect uitgegaan: de hogere P- en K-gehalten van de bodem hebben kennelijk een positieve invloed op vestiging, handhaving en vitaliteit van veelal *Cladonia*-soorten. De auteurs concluderen dat lokaal branden van takmateriaal in de licheensteppe in stuifzand de korstmossen niet schaadt.

In het Harskampse Zand gaat het om branden in voornamelijk Heischrale graslanden (*Nardo-Galion saxatilis*), hoewel het voorkomen van Heidespurrie, Ruig haarmos en enkele *Cladonia*-soorten op overgangen naar het *Spergulo-Corynephoretum* wijst. Branden heeft vooral het effect dat de soortenrijkdom sterk toeneemt, o.a. met Valkruid (*Arnica montana*) en andere kruiden. Grijs kronkelsteeltje is alleen dood aangetroffen.

In het Nieuw Milligse Zand blijkt echter dat na verloop van tijd ook verbrand Grijs kronkelsteeltje weer "opleeft", maar op geëxponeerde zuidhellingen doet Ruig haarmos hetzelfde. Verder blijkt daar na 1 jaar Heidespurrie en na 2 jaar Buntgras zeer vitaal te zijn, een trend die na 5 jaar blijkt doorgezet. Op grindrijke locaties is Schapegras en Zandstruisgras dominant. Associatie-vreemde soorten zijn niet waargenomen. Herstel van de korstmossendiversiteit is traag. De invloed van stuivend zand over verbrande mosvegetatie werkt positief op de soortenrijkdom van de korstmossen (Ketner-Oostra, 2002; Figuur 6.4).

6.3.5 Begrazen (vergelijkbaar met OBN-maatregel geschikt maken voor begrazing)

Begrazing met schapen wordt toegepast teneinde de vegetatieontwikkeling te belemmeren dan wel terug te zetten. Roulatie binnen het terrein middels een kudde met herder of verplaatsbaar raster en wisseling in aantal dieren zijn belangrijke sturingsmechanismen bij het bereiken van een gewenst effect.

Doel

Stuifzandvegetatie bevorderen met extensief jaarrond begrazingsbeheer ten behoeve van het terugzetten van de successiereeks; de maatregel is uitgevoerd na het kappen van bosopslag uit heide.

Toepassing

- In het Drouwenerzand (1981); basisrapport Van der Bilt (1981).

Effecten op geomorfologische processen

Niet bekend

Effecten op vegetatie en flora

In het Drouwenerzand heeft extensieve begrazing met heideschape het dichtgroeien van het stuifzand met heide en heischraalgrasland tot staan gebracht. Begrazing leidt in een min of meer dichtgegroeide situatie tot terugkeer van mos- en korstmosrijke vlakten. Toch blijft het stuifzandgedeelte afnemen. De structuur van de vegetatie wordt echter grover. Bomen zijn min of meer constant gebleven en verder uitgegroeid. Opslag kreeg echter nergens een kans, alleen Grove den kon nog beperkt opslaan en uitgroeien. Conclusie is hier dat begrazing met schape op zich niet voldoende is om dichtgegroeid stuifzand te herstellen. Overwogen is om ten gunste van de verstuiving de begrazing (betreding) te intensiveren door rundvee in de zomerperiode te introduceren. In Bergen (Limburg) bestaan plannen om de zandverstuivingen na reactivering door plaggen, open te houden met systematische, intensieve betreding door een gehoede schaapskudde.

Op het Oud-Reemsterzand leidde een toegenomen begrazingsdruk door schape en Edelherten tot het beschadigen van korstmosvegetaties en het ontstaan van open plekken in de vegetatie. Dit laatste is in principe voordelig, ware het niet dat vertrapping ook bijdraagt aan het uiteenvallen van de mosbedekking, het daardoor stimuleren van de dispersie en een snelle vestiging en kolonisatie van Grijs kronkelsteeltje op de open plekken (Biermann & Daniels, 1997).

Overwegingen vanuit de fauna

Van Wingerden et al. (1997) geven een overzicht van studies naar de invloed van begrazing op fauna. Helaas ontbreken situaties waarin met zeer extensieve begrazing, winterbegrazing en begrazing van grote oppervlakten gewerkt is, bijna geheel. Ook zijn de effecten van begrazing op de lange termijn nauwelijks onderzocht. Er zijn minder onderzoekssituaties bekend waarin het aantal diersoorten toeneemt dan waarin dit afneemt of gelijk blijft. Dieren zijn dus gevoeliger dan planten. Deze gevoeligheid is met name aanwezig bij kleine zoogdieren, herpetofauna en ongewervelden. Begrazing kan leiden tot een verdichte vegetatie direct boven het bodemoppervlak, wat voordelig is voor niet-thermofiele eurytope insecten, maar niet voor de xerothermofiele heidefauna. Begrazing door paarden resulteert vaak in een gesloten grasmat zonder open zand. Door begrazing met runderen ontstaan wel steile kanten, maar die trappen de dieren zelf weer in, zodat insecten die afhankelijk zijn van steilrandjes er uiteindelijk weinig baat bij hebben (Struijk, 1996).

De effecten van begrazing door schape zijn in een aantal Engelse heide- en stuifzandterreinen onderzocht (Dolman & Sutherland, 1992). Het blijkt dat de effecten van begrazing door schape anders zijn dan de effecten van begrazing door konijnen. Konijnenbegrazing leidt tot het ontstaan van kortgrazige, open, mos- en korstmosrijke vegetaties, waarin veel karakteristieke soorten eenjarige planten en ongewervelden voorkomen. Begrazing door schape daarentegen leidt tot het ontstaan van kruidenrijke grasheiden, gedomineerd door hoge grassen. Bij intensieve schapebegrazing op heidevelden in Noord-Brabant bleek tot 75% van alle nesten van op de grond broedende vogelsoorten verloren ging (Hustings, 1996). Daarnaast krijgt struweelvorming geen kans. Alleen de Boomleeuwerik reageert desondanks positief op dit soort begrazing. Deze soort kan al een eerste broedsel vliegvlug hebben voordat de schapebegrazing begint in het voorjaar.

Begrazing heeft dus zowel positieve als negatieve kanten. Intensiteit, diersoort en de periode waarin begraasd wordt zijn belangrijke factoren bij het sturen van de effecten van begrazing.

6.3.6 Militaire oefeningen

Bepaalde militaire oefeningen, in het bijzonder die met rupsvoertuigen, hebben een negatief effect op de vegetatie en zijn daarmee gunstig voor verstuivingen. Eenmalige “catastrofes” brengen vers zand naar boven. Roulatie en zonering van oefeningen zijn belangrijke sturingsmechanismen bij het bereiken van een gunstig (natuur)effect.

Doel

Geen doel, alleen gevolgen: o.m. het Harskampse Zand, het Beekhuizerzand, het Kootwijkerzand, de Loonse en Drunense Duinen, de Weerter- en Budelerbergen

Effecten op geomorfologische processen

In de Loonse en Drunense Duinen: dit gebied staat bekend als “een grote zandbak”; dit is mede het gevolg van intensief militair gebruik tot 1993. Daarbij is in het hele stuifzand met auto's gereden (niet met tanks), er is tijdens oefeningen veel gegraven en mogelijk het één en ander aan brandjes geweest. Het terrein is met een geringe bosrandstrook erbij 800 ha groot (Peltzer, 1995). Er is afwisseling van stuifduinen, uitgestoven laagten en brede zandbanen. Er is nu veel dynamiek door intensief recreatief gebruik waardoor veel duinen en brede zandbanen kaal blijven.

Effecten op vegetatie en flora

De stuifduinen zijn deels kaal of met grassen en mossen bedekt, of dragen in de hoger gelegen delen eikenstrubben of vliegdennen. Tegenwicht vormen de uitgestoven laagten met Pijpestrootje, Russen en Struikhei. Door de grote dynamiek zijn de korstmosrijke vegetaties beperkt tot de oude, hoger gelegen eikenstrubben en enkele afgesloten terreindelen waar brand is geweest (Ketner-Oostra, 2002). Zie verder onder 6.3.7 Intensieve recreatie.

6.3.7 Intensieve recreatie (o.a. maneges)

Uit de enquête onder de terreinbeheerders blijkt dat intensieve betreding door recreanten een goede manier is om stuifzanden actief te houden. Zonering en roulering zijn belangrijke sturingsmechanismen bij het bereiken van een gunstig (natuur)effect.

Doel

Geen doel, alleen gevolgen: de Loonse en Drunense Duinen, Mosselse Zand, Kootwijkerzand.

Effecten op geomorfologische processen

In de Loonse en Drunense Duinen gelden de invloeden op de dynamiek die in 6.3.6 onder Militaire oefeningen zijn genoemd. De recreatie-invloed is groot vanuit vier rondom het stuifzandgebied gelegen hoofdingangen met horeca-gelegenheden en parkeerplaatsen. Verder is het centrale stuifzand vrij toegankelijk voor ruiters – en gezien de zes in de omgeving gelegen maneges gaat dat om heel wat paarden (Ketner-Oostra, 1996c). De toeloop van recreanten is zeer groot (1 miljoen per jaar).

Effecten op vegetatie en flora

In het open gebied is de diversiteit aan planten gering: in de laagten komen Struikhei, Pijpestrootje en enkele ander Grassen en Russen voor. Opslag van loofhout vindt plaats. De duinen zijn niet rijk aan mos- en korstmossoorten, alleen op beschutte plaatsen. In enkele afgelegen eikenstrubben en afgesloten terreindelen is de kwaliteit goed (in totaal 10 soorten mossen en 20 soorten korstmossen), maar voor zo'n groot gebied is de kwantiteit gering en zeer verspreid (Ketner-Oostra, 1996c).

Voor het Caitwickerzand en het Kootwijkerzand geven Daniels & Krueger (1996) aan dat het langjarige trage herstel van 15 jaar in de lichensteppe de kwetsbaarheid voor de intensieve betreding aangeeft. Recreatie dient dus te worden gereguleerd met een duidelijk zonering van stuivende gebieden naar tot rust gekomen zand. Aanpassing van de recreatieve ontsluiting in de tijd lijkt noodzakelijk.

6.3.8 Grootschalige archeologische opgravingen

Doel

Geen doel, alleen gevolgen: het Kootwijkerzand

Effecten op geomorfologische processen

In het Kootwijkerzand: door grootschalige archeologische opgravingen (periode 1973-1976) in het noordoostelijk deel van dit gebied is dieper liggend zand naar de oppervlakte gekomen. Het gebied met opgravingen grenst aan de Dikke Bart, een terrein dat zeer dynamisch is. Het terrein met archeologische opgravingen heeft zich, na herstel, bij dit gebied aangesloten.

Effecten op vegetatie en flora

In het Kootwijkerzand blijken na 20 jaar de primaire successiefasen van het *Spergulario-Corynephorum typicum* voor te komen. Er is geen vestiging van Grijs kronkelsteeltje waargenomen, mogelijk in samenhang met de hoge dynamiek (Ketner-Oostra, 1996a).

6.4 Evaluatie

Effecten op het geomorfologische proces verstuiving

Ingrepen waarbij de vegetatie en bodem tot op het stuifgevoelige zand worden verwijderd zijn het meest effectief om verstuiving te bevorderen. Dat geldt in het bijzonder voor plaggen. Het afplaggen van vegetatie en humeuze bovengrond is trouwens ook de enige maatregel die vastgegroeid stuifzand kan reactiveren. Na de publicatie van 'Duinen voor de wind' (Janssen, 1992) is het afplaggen tot op het humusvrije zand op grote schaal toegepast om verstuiving van de kustduinen op gang te brengen. Het oppervlak stuifzanden kan ook worden uitgebreid door middel van grootschalige boskap van percelen grenzend aan actief zand. Hierdoor wordt de windsnelheid vergroot, maar wat het precieze effect hiervan is, hangt af van vele factoren als de grootte en ligging van het terrein. Ook de verwijdering van opslag van vliegdennen is effectief voor het vergroten van de windsnelheid. Militair gebruik en intensieve recreatie verhinderen het dichtgroeien van het stuifzand en bevorderen daarmee de verstuiving maar vereisen een planmatige aanpak in ruimte en tijd om schade aan vegetatie en fauna te minimaliseren. Begrazing lijkt onvoldoende te zijn voor het op gang brengen van verstuiving. Intensieve en frequente betreding door schaapskudden onder de hoede van een schaapsherder is daarentegen een mogelijkheid om met een vroeger gebruik de verstuiving op gang te houden.

Effecten op flora en fauna

De beperkte evaluatie van het effect van de toegepaste maatregelen op flora en fauna is geen basis voor harde conclusies, maar moet in het kader van het preadvies gezien worden als inventarisatie van mogelijkheden. Met name van de effecten van de maatregelen op fauna is weinig tot niets bekend. Voor het behoud van soortenrijke levensgemeenschappen zijn grootschalige boskap en plaggen op de lange termijn waarschijnlijk niet voldoende. Zonder permanent beheer groeien de meeste stuifzanden dicht en verdwijnen de jonge successiestadia. Kleine stukken open zand, in kleinschalige mozaïekpatronen met Buntgras- en Struikheivegetaties, moeten actief in stand worden gehouden en/of worden uitgebreid. Vormen van extensief grootschalig beheer (begrazing, militair gebruik, recreatie) kunnen hierbij helpen. Voor korstmosvegetaties met opslag van vliegdennen lijkt kappen een optie, en het verwijderen van het hout als wel het verbranden hiervan lijkt op zich geen probleem te zijn. Alleen is het nog onbekend hoe Grijs kronkelsteeltje, dat één van de grootste bedreigingen van de korstmosvegetaties lijkt te zijn, hierop reageert. Het is sowieso niet precies bekend hoe Grijs kronkelsteeltje en de korstmossen reageren op brand. Het ziet er naar uit dat de korstmossen niet negatief worden beïnvloed, maar ook dat Grijs kronkelsteeltje weliswaar eerst afsterft, maar zich dan toch weer weet te herstellen.

Bij het bepalen van het meest gewenste beheer kan de volgende “beslisboom” de gedachten leiden:

1. Schaal en grootte van gebied: streef naar een zo groot mogelijke aaneengesloten oppervlakte, liefst minstens 50 hectare voor een levend stuifzandlandschap.
2. Bij zo'n grote oppervlakte hoort een vorm van permanent gebruik: begrazing, recreatie, militaire oefeningen.
3. Binnen dat grootschalige gebruik kleinschalige maatregelen toepassen: verwijderen boomopslag, plaggen e.d.
4. Zorg voor zodanige zonering en fasering van ingrepen dat na een ingreep voldoende tijd voor successie tot gewenste stadia beschikbaar is; afhankelijk van de ingreep en de lokale situatie kan gedacht worden aan rustperiodes van minimaal 5 tot 25 jaar.

Wordt stap 1 niet of onvoldoende gezet, dan vervalt de beheerder in een meer patroonmatig beheer:

1. Probeer kleinschalige verstuing te stimuleren aan bosranden e.d.
2. Stimuleer kleinschalig permanent gebruik.
3. Introduceer kleinschalig beheer, mechanisch openhouden van stuifzand: zeefmachine, branden, plaggen en maaien van met name de latere successie- en degeneratiestadia.

6.5 Status van de EGM maatregelen

In 6.2 zijn de maatregelen waarvoor subsidiering mogelijk is in het kader van de regeling Effectgerichte Maatregelen 2003 opgesomd. Alle maatregelen die in het kader van het OBN in zandverstuivingen kunnen worden toegepast hadden volgens de Handleiding Subsidie Effectgerichte Maatregelen 2003 (van Ommering, 2002) een experimentele status. De definitie van *experimentele maatregelen* luidt:

‘Experimentele maatregelen zijn nieuwe maatregelen, waarvan nog niet eerder op praktijkschaal is uitgeprobeerd of ze enerzijds effectief zijn en anderzijds of ze geen ongewenste neveneffecten opleveren’. Experimentele maatregelen kunnen in EGM-verband in principe alleen in relatie tot het OBN onderzoeksprogramma worden voorbereid en uitgevoerd onder begeleiding van het OBN deskundigenteam Droge duinen en stuifzanden.

Daarnaast onderscheidt de Handleiding Subsidie *Proefmaatregelen en Reguliere maatregelen*. Proefmaatregelen in EGM-verband zijn ‘maatregelen waarvan nog niet zeker is dat ze de ‘ver’-thema’s effectief bestrijden en/of maatregelen waarvan nog niet duidelijk is of er risico’s aan kleven. Wel zijn er aanwijzingen, dat de maatregel netto positief zal werken’. Deze maatregelen komen alleen voor subsidie in aanmerking na een akkoord van het deskundigenteam Droge duinen stuifzanden met het projectplan. Reguliere maatregelen zijn ‘maatregelen, waarvan inmiddels uit onderzoek is gebleken, dat ze enerzijds effectief zijn in de bestrijding van één of meerdere ‘ver’-thema’s en dat ze tevens nauwelijks of geen neveneffecten hebben. Experimentele maatregelen moeten, en proefmaatregelen kunnen worden gevolgd door onderzoeksmonitoring waarbij het deskundigenteam wordt ingeschakeld. Dit levert ook voor de terreinbeheerders waardevolle gegevens op, als aanvulling op het onderzoek van de kennislacunes dat in het volgende hoofdstuk aan de orde wordt gesteld.

In verband met de beperkte kennis van herstelmaatregelen in stuifzanden op vegetatie, flora en fauna komt in EGM-verband geen enkele maatregel in aanmerking voor de status ‘reguliere maatregel’. De definitie van proefmaatregelen lijkt echter goed van toepassing te zijn op plaggen dat tot hogere stuifgevoeligheid leidt. Met deze maatregel is de verstuing en daarmee de successie op diverse plaatsen met succes op gang gebracht. Ook kappen om de windsnelheden te verhogen wordt algemeen als een succesvolle maatregel gezien. Anderzijds zijn de effecten van deze maatregelen op flora en vegetatie nog weinig onderzocht. Kennis van de gevolgen voor de fauna ontbreekt nagenoeg geheel. In die zin kunnen plaggen en kappen ook nog onder de experimentele maatregelen worden gerangschikt. Op grond van deze

overwegingen heeft het ministerie van LNV aan plaggen met ingang van EGM-subsidiejaar 2003 op advies van het OBN deskundigenteam Droge duinen en stuifzanden de status experimenteel/proef toegekend. Afplaggen zelf is de meest ingrijpende vorm van deze maatregel. Andere varianten zijn ploegen, eggen, frezen, zeven en het inzetten van een helikopter. Met de laatste maatregel is nog geen ervaring opgedaan.

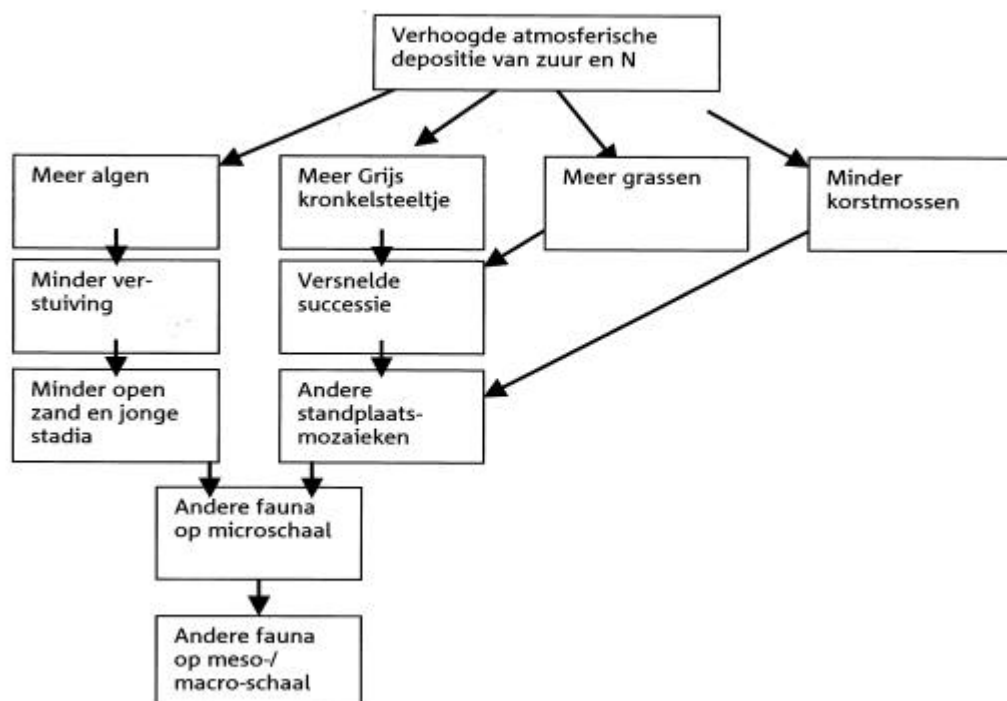
Het deskundigenteam heeft het ministerie van LNV ook geadviseerd om de maatregelen grootschalig kappen en opslag verwijderen beide met het doel om de erosieve kracht op stuifzand te laten toenemen de status experimenteel/proef toe te kennen in de EGM subsidieregeling, maar dat advies is vooralsnog niet gevolgd in de subsidieregeling EGM.

Branden en begrazen verkeren als effectgerichte maatregelen nog geheel in het experimentele stadium. Het bevorderen van militair gebruik en intensieve betreding door recreanten lenen zich niet voor toepassing in EGM-verband.

7 Nadere uitwerking gewenst onderzoek

7.1 Inleiding

Uit de voorgaande hoofdstukken komt een aantal knelpunten en kennislacunes naar voren. Deze zijn besproken bij de workshop over het beheer van stuifzanden d.d. 4 oktober 2000. Het onderstaande overzicht dient als basis voor het formuleren van onderzoeksvoorstellen m.b.t. het functioneren en herstel van het stuifzandecosysteem. OBN-stuifzanden richt zich op de effectiviteit van herstelmaatregelen, maar om dit boven het niveau van 'trial en error' uit te tillen en meer algemeen toepasbaar beheer te ontwikkelen, is het van groot belang om een goed beeld te krijgen van de sturende processen en factoren. Dat betekent dat inzicht nodig is in het 'van nature' functioneren van verschillende stuifzandecosystemen en hoe dit verandert onder invloed van verhoogde atmosferische depositie van zuur en stikstof. Dat maakt het mogelijk om in te grijpen op de bottlenecks en om onderscheid te maken tussen kansrijke en minder kansrijke situaties.



Figuur 7.1 Hypothetisch responsmodel van het stuifzandecosysteem op verhoogde atmosferische zuur- en stikstofdepositie.

Verhoogde atmosferische depositie van zuur en stikstof lijkt in het stuifzandlandschap te leiden tot zowel een *lagere verstuivingsactiviteit*, met name door de vermoedelijk versnelde vastlegging van het zand door algen, als een *versnelde successie* (verzuring en voedselrijker worden) van bodem en vegetatie (Figuur 7.1). Deze twee processen versterken elkaar en leiden op hun beurt tot veranderingen in het mozaïekpatroon van open zand, jonge successiestadia en oudere successiestadia en in de 'kwaliteit' van vegetatietypen door bijvoorbeeld de dominantie van Grijs kronkelsteeltje of vergrassing. Deze veranderingen zijn van groot belang voor de *stuifzandlevensgemeenschappen*. Karakteristieke korstmossen verdwijnen en de stuifzandfauna wordt door de voedselketenstructuur beïnvloed op zowel micro- en mesoschaal, als op de schaal van het gehele stuifzandlandschap inclusief de omgeving.

De kennislacunes en knelpunten kunnen worden verdeeld in drie hoofdgroepen: verstuiving van zand, versnelde successie en de bottlenecks voor kenmerkende planten- en diersoorten. Het doel van het voorgestelde onderzoek is het op fundamenteel niveau begrijpen van het functioneren van het stuifzandecosysteem, alsmede het verkrijgen van inzicht in de noodzaak en effectiviteit van beheersmaatregelen. Het uiteindelijke doel is de voorspelling van onder welke omstandigheden en met welke beheersmaatregelen het stuifzandecosysteem optimaal behouden en hersteld kan worden. Gezien de complexiteit van het ecosysteem, de vele interacties en de negatieve zowel als positieve aspecten van vele factoren is een integrale en modelmatige benadering noodzakelijk. Hiervoor is een vierde thema opgesteld.

Thema 1	het stimuleren van verstuiving onder condities van verhoogde atmosferische depositie en de erosieprocessen die daarbij betrokken zijn
Thema 2	versnelde en mogelijk wezenlijk andere successie van bodem en vegetatie door verhoogde atmosferische depositie
Thema 3	de gevolgen van veranderingen in de ruimtelijke verdeling en kwaliteit van microhabitats voor de stuifzandlevensgemeenschappen
Thema 4	de voorspelling van de mate van verstuiving, het verloop van de successie en de kansen voor levensgemeenschappen in het stuifzandecosysteem als gevolg van een bepaalde ingreep

7.2 Thema 1: het stimuleren van verstuiving onder condities van verhoogde atmosferische depositie en de erosieprocessen die daarbij betrokken zijn

7.2.1 Kennislacunes

Het areaal actief stuifzand is sinds 1960 gereduceerd van ongeveer 6000 ha tot nog geen 1500 ha. Eén van de grootste kennislacunes is om welke terreinen het gaat die in die tijd zijn vastgelegd. Dit zijn immers de terreinen die in aanmerking komen voor effectgerichte maatregelen in het kader van het OBN. In de tijd die sinds 1960 is verlopen zijn de successie en de bodemvorming nog zo weinig gevorderd dat het betrekkelijk gemakkelijk is om het verstuifbare zand weer vrij te leggen en een nieuwe successie op gang te brengen. Naast de terreinen van Bijlage 1 waarvan de meeste vroeger een groter stuivend areaal hadden, zijn er terreinen die geheel zijn gestabiliseerd en daarom in bijlage 1 ontbreken.

Bij het stimuleren van verstuiving is het belangrijk onderscheid te maken tussen ingrepen die de erosiekracht van de wind (erosiviteit) beïnvloeden en ingrepen die tot veranderingen leiden in de verstuifbaarheid van het zand (erodibiliteit). De rol en regulering van de erosiekracht van de wind is in principe vrij goed bekend en wordt vooral bepaald door het omringende landschap. Verhoogde atmosferische depositie heeft op deze factor niet zoveel invloed, behalve via een mogelijk verhoogde

productiviteit van de vegetatie in de omgeving en daardoor verlaging van de windsnelheid. Deze factor is echter wel goed te beïnvloeden met grootschalige maatregelen. Aan de invloed van barrières op de strijklengte van de wind is van oudsher veel onderzoek gedaan in de landbouw- en bosbouwwereld (Caborn, 1956). Er zijn wel kennislacunes op het gebied van de rol van turbulentie achter obstakels (inclusief bepaalde configuraties van bosranden) en de rol van winden die niet uit het zuidwesten komen.

De verstuijbaarheid van zand wordt vermoedelijk sterk beïnvloed door verhoogde atmosferische depositie, maar hieraan is nog weinig onderzoek gedaan. Er ligt een aantal kennislacunes op het functionele vlak, zoals de potentieel verhoogde algengroei en versnelde successie die voor versnelde vastlegging van verstuijvingen kunnen zorgen. Dit kan betekenen dat er meer beheer nodig is dan vroeger, of dat het in kleinere stuifzanden niet meer lukt om verstuijving op gang te houden. Ook wat betreft de benodigde hoeveelheid verstuijbaar zand, de minerale samenstelling (zwaarte) hiervan en de rol van watererosie ligt er nog een aantal vragen. Op het gebied van maatregelen om de verstuijbaarheid te verhogen zoals plaggen, vertrappen en verwijderen van keienvloertjes die door deflatie zijn ontstaan ('desert pavements') is ook nog niet alles duidelijk. Ook van pluviale processen in heuvelachtige stuifzandterreinen is nog weinig bekend.. Omdat stagnerend stuifzand o.m. door de vorming van algen snel waterafstotend wordt, worden deze hellingen door afstromend regenwater geërodeerd (Jungerius & Dekker, 1990). Het vrijkomende schone zand bovenaan de helling kan opnieuw in verstuijving gaan. Dit is een reden dat stuifkuilen in de kustduinen vaak bovenaan de hellingen ontstaan (Arens et al., 2001). Dit proces kan in de heuvelachtige stuifzandgebieden worden nagebootst om plaatselijk de verstuijving te reactiveren.

De ruimtelijke samenhang van de geomorfologische processen van erosie, transport en sedimentatie met de eerste planten- en diersoorten die zich vestigen is nog weinig onderzocht. De vorm van de eerste duintjes wordt bepaald door de architectuur van de plant die het zand invangt. De strategie van Buntgras aan de andere kant is evenzeer gericht op het invangen van gesplashed als van aangewaaid zand. De wederzijdse beïnvloeding van geomorfologische en biologische processen geldt dus niet alleen voor de eolische, maar ook voor de pluviale processen. Het colluvium dat aan de voet van de helling wordt afgezet lijkt favoriet te zijn voor bepaalde bodemfauna en mossoorten, maar wordt gemeden door Grijs kronkelsteeltje vanwege de verhoogde geomorfologische dynamiek.

7.2.2 Vraagstelling

- Welke terreinen zijn in de laatste decennia vastgelegd en komen in aanmerking voor effectgerichte maatregelen?
- In welke mate wordt de verstuijbaarheid van het zand verminderd door verhoogde atmosferische depositie, met name via verhoogde algengroei? Welke rol spelen andere factoren die de verstuijbaarheid beïnvloeden (organische stof, ijzerhuidjes, vocht) hierbij?
- Hoe groot is het aandeel van de noordoostenwind en kan dit aandeel worden vergroot door het verhogen van de strijklengte aan de noordoostzijde van een zandverstuijving?
- Kan de erosiekracht van de wind worden vergroot via turbulentie achter obstakels?
- In welke mate wordt de verstuijbaarheid van het zand vergroot door plaggen, verwijderen van algenkorsten, beschadiging van de bodem door recreanten en/of voertuigen en verwijderen van 'desert pavements' die door deflatie zijn ontstaan? Is het effect van watererosie op de vorming van stuifplekken bovenaan hellingen ook door plaggen te simuleren?
- Hoe worden de geomorfologische processen door planten en dieren bestuurd en, omgekeerd, hoe reageren planten en dieren op geomorfologische processen?

7.2.3 Mogelijke aanpak

De aanpak van deze vraagstelling kan bestaan uit een combinatie van retrospectief onderzoek, nieuwe ingrepen en laboratoriumstudies.

Aan de hand van luchtfoto's en veldonderzoek kan een analyse worden uitgevoerd van de bestaande situaties. Met behulp van luchtfoto's kunnen ook de ontwikkelingen van de laatste 60 tot 70 jaar worden geanalyseerd. In zekere mate geldt dit ook voor oude kaarten. Uit de ontwikkeling van het bodemprofiel kunnen gevolgtrekkingen worden gemaakt over de geomorfologische en bodemkundige processen tot aan het heden. Op grond van deze analyses wordt een inschatting gemaakt van onder welke omstandigheden en bij welke combinatie van erosiviteit (strijklengte, omringende landschap) en erodibiliteit (stikstofdepositie, organische stof, minerale samenstelling, vocht) van nature spontane verstuiving optreedt en hoe dit is veranderd onder een regime van verhoogde atmosferische depositie. Het is hierbij van belang voldoende variatie in terreintypen te hebben, zoals grootte, mate van atmosferische depositie, regionale ligging en herkomst van het zand. Dit leidt tot hypothesen ten aanzien van de regulatie van verstuiving via de erosiekracht van de wind en de erodeerbaarheid van de bodem.

Een volgende stap betreft de effectiviteit van de voorgestelde maatregelen, die eveneens retrospectief via luchtfoto's en veldonderzoek kan worden onderzocht. Daarnaast worden nieuwe herstelmaatregelen uitgevoerd. Het is hierbij van groot belang om een duidelijke vraagstelling te hanteren om de hypothesen ten aanzien van de regulatie van de verstuiving te toetsen. Ook is het van belang te realiseren dat de gevolgen van een ingreep vaak pas op langere termijn goed duidelijk worden en dat er voldoende tijd moet zijn voor de monitoring van deze gevolgen. De veldexperimenten kunnen worden ondersteund door laboratoriumexperimenten zoals versnelde vastlegging van zand door algen bij verschillende stikstofdepositie, in combinatie met windtunnelonderzoek.

7.3 Thema 2: versnelde en mogelijk wezenlijk andere successie van bodem en vegetatie door verhoogde atmosferische depositie

7.3.1 Kennislacunes

Er is het één en ander bekend over de opeenvolging van verschillende vegetatietypen en veranderingen in pH en organische stof in de bodem gedurende de successie in stuifzanden. Het is bekend dat het extreme microklimaat een rol speelt in de van nature langzame successie, maar er is weinig aandacht besteed aan de betekenis van de lage nutriëntbeschikbaarheid. Dit is een belangrijke kennislacune, omdat een verhoogde atmosferische stikstofdepositie op zichzelf en via een verminderde verstuivingsactiviteit tot versnelde (bodem)succesie kan leiden. Ook over de P-beschikbaarheid, die vaak bepaalt in welke mate de verhoogde stikstofdepositie een probleem vormt, is weinig bekend. Daarnaast kan het uitmaken of er uitstuiving of overstuiving plaats vindt wat betreft de aanwezigheid van oudere bodems en de pakking van het zand.

Een andere kennislacune betreft de relatie tussen atmosferische stikstofdepositie en de neofyt *Campylopus introflexus*. Deze neemt tegenwoordig vaak een prominente plaats in de successie in en geeft mogelijk aanleiding tot een ander type successie (het uitblijven van soortenrijke lichenenvegetaties). Een hoge bedekking met *C. introflexus* leidt mogelijk ook tot veranderingen in de entomofauna en daarmee tot veranderingen in de voedselketen. Ook vergrassing met *Agrostis vinealis* wordt vermoedelijk gestimuleerd door atmosferische depositie.

Verder is nog nauwelijks bekend of en in welke mate overstuiving, naast het beheersmatig creëren van nieuwe pionierssituaties, van belang is voor het handhaven

van bepaalde successiestadia. Ook is niet bekend in welke mate overstuiving vervangen kan worden door andere maatregelen als plaggen (en hoe diep dan). Wat de maatregelen tegen (verdergaande) successie betreft wordt gedacht aan (het simuleren van) verstuiving, plaggen, begrazen en branden, maar op dit terrein zijn er nog veel kennislacunes.

7.3.2 Vraagstelling

- Hoe snel en in welke mate veranderen pH, organische stof in de bodem en de beschikbaarheid van N en P in de loop van de successie? Wat is de rol van de minerale samenstelling van het zand hierbij? Wat is voor successie en bodemvorming het verschil tussen overstuiving en uitstuiving?
- In welke mate (en hoe) leidt verhoogde atmosferische depositie tot versnelde successie?
- Leidt de vestiging en uitbreiding van *Campylopus introflexus* alleen tot versnelde successie of (ook) tot een wezenlijk andere successie waarbij bijvoorbeeld bepaalde korstmossstadia achterwege blijven?
- Hoe groot is de rol van overstuiving in het vertragen van successie en handhaven van bepaalde gewenste stadia?
- Leiden herstelmaatregelen als verstuiving, plaggen, begrazen en branden tot de gewenste standplaatscondities van bepaalde successiestadia en tot vertraging van de successie?

7.3.3 Mogelijke aanpak

Met behulp van sequentiële luchtfoto's kan een analyse gemaakt worden van de successiesnelheid onder verschillende condities en in relatie tot de verhoogde atmosferische depositie. Ook de relatie met de verstuivingsactiviteit is hierbij van belang.

Door middel van veldbemonstering kan een functionele analyse gemaakt worden van de verschillende successiestadia wat betreft bodemchemische (pH, ijzer en aluminium, organische stof, nutriëntvoorraden, -vormen, -verhoudingen en -beschikbaarheid), microklimatologische (temperatuur, vocht, licht) en vegetatie (biomassa, soortensamenstelling en chemische samenstelling) parameters. Aan de hand van deze gegevens kan bepaald worden hoe en hoe snel de successie onder verschillende atmosferische depositie verloopt, alsmede onder verschillende overstuivingsregimes.

Door middel van veld- en laboratoriumexperimenten kunnen bepaalde hypothesen nader worden getoetst, zoals een mogelijk hogere P-beschikbaarheid en -behoefte bij de vestiging van *Corynephorus canescens* en een mogelijke uitbreiding van *Campylopus introflexus* of *Agrostis vinealis* ten koste van lichenen bij hoge stikstofdepositie. Ook de effectiviteit van herstelmaatregelen kan experimenteel in het veld en het laboratorium worden getoetst.

7.4 Thema 3: de gevolgen van veranderingen in de ruimtelijke verdeling en kwaliteit van microhabitats voor de stuifzandlevensgemeenschappen

7.4.1 Kennislacunes

Er zijn grote kennislacunes met betrekking tot de achteruitgang van de stuifzandlevensgemeenschappen onder het huidige regime van atmosferische depositie. De achteruitgang van planten- en diersoorten is tot op zekere hoogte gedocumenteerd, maar gegevens over waarom deze veranderingen plaats vinden zijn schaars. Het is in de meeste gevallen niet goed duidelijk welke veranderingen in standplaatscondities en/of de ruimtelijke configuratie van verschillende standplaatstypen de boosdoener zijn. Het is ook niet duidelijk of dit ligt aan verminderde verstuiving, aan versnelde successie, aan een combinatie van deze twee

of aan iets anders, zoals versnippering van leefgebieden. Om de achteruitgang in levensgemeenschappen adequaat aan te kunnen pakken is, naast onderzoek naar de veranderingen in standplaatscondities (thema 2), onderzoek nodig naar de standplaatsen van een aantal sleutelsoorten en de bottlenecks in het voltooien van de levenscyclus. Ook is het voor sterk bedreigde soorten nodig om zo snel mogelijk met korte-termijn overlevingsmaatregelen te komen.

7.4.2 Vraagstelling

- Wat zijn de standplaatsen en bottlenecks van vegetatiedoelsoorten als de Rode-Lijstlichenen?
- Wat is de betekenis van de verschillende successiestadia (standplaatstypen) als open zand, Buntgras- en korstmosvegetaties en de terreinheterogeniteit (mozaïekstructuur) voor diersoorten in de zin van voedsel, oriëntatie, leefgebied, voortplanting, bescherming en vocht- en thermoregulatie?
- Wat zijn de standplaatsen en bottlenecks voor faunadoelsoorten als Duinpieper en Kleine heivlinder?
- Welke ingrepen in de processen leiden tot het opheffen van de bottlenecks voor aan stuifzanden gebonden planten- en diersoorten? Zijn er tussentijdse of andere maatregelen nodig?
- Zijn er maatvoeringen te geven voor beheers- en regeneratiemaatregelen, bijvoorbeeld volgens welk patroon moet worden afgeplagd, om te voorkomen dat aanwezige karakteristieke plantensoorten zoals korstmossen en faunagroepen zoals insecten niet worden geëlimineerd?
- Hoe kan recreatief gebruik, bijvoorbeeld door zonering, zo worden ingericht dat de karakteristieke stuifzandflora en -fauna geen schade ondervinden?

7.4.3 Mogelijke aanpak

In aanvulling op de functionele analyse van successiestadia wat betreft abiotische factoren en vegetatie (thema 2), kan een analyse gemaakt worden van de betekenis van de verschillende standplaatstypen wat betreft voedsel (inclusief kalk), beschutting en vocht- en thermoregulatie van de voorkomende diersoorten. Het is van belang om in dit onderzoek zowel 'natuurlijke' stuifzandgebieden als gebieden met hoge atmosferische depositie te betrekken. Voor de fauna is ook de ruimtelijke verdeling van standplaatstypen onder verschillende condities van belang. Deze kan geanalyseerd worden met behulp van luchtfoto's en digitale terreinmodellen

Op basis van deze functionele analyses is het mogelijk de potentiële bottlenecks voor doelsoorten (lichenen en fauna) te benoemen. Via experimentele studies moeten deze bottlenecks nader getoetst worden.

De effectiviteit van herstelmaatregelen wat betreft het opheffen van de bottlenecks kan worden onderzocht via een combinatie van veld- en laboratoriumexperimenten. Met name voor de fauna is het tevens van belang de mogelijk schadelijke werking van herstelmaatregelen voor het stimuleren van verstuing en/of vertragen van de successie in het veld te onderzoeken.

7.5 Thema 4: de voorspelling van de mate van verstuing, het verloop van de successie en de kansen voor levensgemeenschappen in het stuifzandecosysteem als gevolg van een bepaalde ingreep

7.5.1 Kennislacunes

Het voorgestelde onderzoek draagt bij aan het op fundamenteel niveau begrijpen van het functioneren van het stuifzandecosysteem en het hebben van inzicht in de

noodzaak en effectiviteit van beheersmaatregelen. De drie thema's verstuiving, versnelde successie en levensgemeenschappen zijn onderling sterk verweven en interacties tussen abiotiek en biotiek hebben een duidelijke plaats. Ook leiden deze tot een serie vuistregels en conceptuele modellen van onderdelen van het stuifzandecosysteem.

Het uiteindelijke doel van dit onderzoek is de voorspelling van onder welke omstandigheden en met welke beheersmaatregelen het stuifzandecosysteem optimaal behouden en hersteld kan worden. Door de betrekkelijk lange tijdsschaal die successie nodig heeft, de grote en functionele ruimtelijke variatie en de complexe terugkoppelingen tussen abiotiek en biotiek is het echter niet mogelijk de veranderingen op de schaal van het stuifzandlandschap op termijn intuïtief goed te voorzien. Er bestaat derhalve behoefte aan een simulatiemodel met een ruimtelijke component (dynamisch GIS) waar de bestaande plus de in de eerste drie thema's vergaarde kennis bijeen wordt gebracht.

7.5.2 Vraagstelling

Gegeven de regulatie van de verstuivingsactiviteit (thema 1), de regulatie van de successie (thema 2) en de standplaatseisen en bottlenecks van soorten (thema 3), hoe kan worden voorspeld:

- Waar verstuiving plaats kan vinden en waar niet (meer) en welke beheersingrepen hiervoor waar uitgevoerd moeten worden.
- Hoe het stuifzandlandschap zich ontwikkelt onder verschillende weersomstandigheden en wat het effect is van klimaatsverandering, die wat verstuiving betreft tegengestelde ontwikkelingen kent: het natter worden en een hogere stormactiviteit.
- Waar de verschillende successiestadia zich zullen ontwikkelen onder de voorspelde verstuivingsregimes en in welke mozaïeken.
- Wat de kans is voor duurzaam overleven van planten- en diersoorten en welke beheersingrepen (behoudens verstuiving) hiervoor nodig zijn.

7.5.3 Mogelijke aanpak

De vuistregels en conceptuele modellen die uit de bestaande kennis en het onderzoek in de eerste drie thema's worden gedestilleerd kunnen worden geformaliseerd in een overkoepelend simulatiemodel. Gezien het belang van de ruimtelijke verdeling van standplaatstypen en de ruimtelijke variatie in de verstuiving en depositie van zand is een GIS-omgeving noodzakelijk.

In navolging van de drie eerste thema's zullen modules ontwikkeld worden voor de verstuiving van het zand, de successie van bodem en vegetatie en de kansen voor planten- en diersoorten. Voor de verstuivings- en successiemodules is een deterministische aanpak gewenst, voor de overleving van planten- en diersoorten is dat waarschijnlijk een brug te ver, gezien de vaak ingewikkelde levenscycli, het gebruik van het omringende landschap en de mogelijk problematische verspreiding van diaspora's.

7.6 Prioriteitstelling door het deskundigenteam Droge duinen en stuifzanden

De thema's 2 (versnelde successie) en 3 (stuifzandlevensgemeenschappen) worden gezien als de kern van het gewenste nader onderzoek en als complementaire onderdelen. Kennis over de ontwikkelingen in bodem en vegetatie is noodzakelijk voor de kansen op herstel van de stuifzandlevensgemeenschap. Ook de ontwikkelingen in de ruimtelijke configuratie van successiestadia zijn van belang, met name voor fauna op hogere schaalniveaus die een complex gebruik maken van het landschap. Voor de stuifzandlevensgemeenschap wordt, gezien de complexe analyse van bottlenecks, voorgesteld het aantal doelsoorten te beperken tot een klein aantal lichenen en diersoorten.

Thema 1 kan echter niet worden gemist, omdat het daarin gaat om onderzoek van de geomorfologische processen die verstuiving op gang brengen en onderzoek van het effect van vooral experimentele maatregelen die daarop zijn gericht. Bovendien gaat het bij dit thema om de interacties tussen de geomorfologische processen en de eerste planten- en diersoorten van de successie. Er zijn ook directe relaties met het onderzoek van de thema's 2 en 3. Zo moet het onderzoek naar de versnelde vastlegging door algen worden gezien in samenhang met thema 2 (versnelde successie). Daarnaast worden de veranderingen in de ruimtelijke verdeling waarvan de gevolgen voor de stuifzandgemeenschappen in thema 3 worden bestudeerd, bepaald door de natuurlijke en antropogene processen die het onderwerp van thema 1 vormen.

Thema 4 (integratie en voorspelling) wordt op zichzelf als belangrijk gezien, gegeven de complexe interacties en ruimtelijke variabiliteit. Dit is nodig voor de optimalisatie van de mate van verstuivingdynamiek voor het behoud van de stuifzandlevensgemeenschap. De vraagstelling van thema 4 moet daarom zoveel mogelijk meegenomen worden in het onderzoek van de thema's 1-3. Voor het ontwerpen van de beoogde modellen is echter de vergaarde kennis uit de thema's 1-3 nodig en daarom wordt voorgesteld hiermee 2 tot 4 jaar te wachten, totdat de benodigde kennis beschikbaar is.

8 Samenvatting

Stuifzanden zijn ontstaan door overexploitatie, of beter wellicht mishandeling, van het oorspronkelijk aanwezige dekzandlandschap. Lokale boeren weidden er vee, staken er plaggen en oogstten op andere wijze. Dit gebeurde in zodanige mate dat vegetatie en bodem geheel verdwenen en dekzanden in verstuiving gingen. Het hoogtepunt van de verbreiding van het stuifzandlandschap lag rond 1850 toen in ons land ongeveer 80.000 hectare actief stuifzand aanwezig was. Met het verdwijnen van de Middeleeuwse agrarische cultuur, het zogenaamde potstal-systeem, was ook het stuifzandlandschap gedoemd te verdwijnen. De vegetatie kon zich weer herstellen. Verder werd vanuit de overheid de aanplant van naaldbossen gestimuleerd of werden stuifzanden in agrarische cultuur genomen. De oppervlakte actief stuivend landschap nam snel af, tot ongeveer 6000 hectare in 1960, 4000 hectare rond 1985 en nog geen 1500 hectare nu. Toename van stikstofdepositie (vermesting) heeft vermoedelijk een belangrijke rol gespeeld bij de achteruitgang in de afgelopen 50 jaar.

Thans is het zo dat actief stuifzand een zeldzaam landschapstype is. Nederland heeft in internationaal opzicht een belangrijke verantwoordelijkheid voor dit landschap, zoals ook is vermeld in het Natuurbeleidsplan uit 1990. Algemeen wordt erkend dat, binnen noordwest Europa, in Nederland de laatste restanten van deze "atlantische woestijnen" te vinden zijn.

De belangrijkste natuurwaarden van stuifzanden zijn gelegen in hun uitgestrektheid en hun variatie aan successiestadia: open stuivend zand op de ene plaats, pionierbegroeiingen op de andere plaats en verspreid over het gebied kleine bosjes. In de loop van de tijd verplaatsen deze begroeiingstypen zich door het terrein waarbij opbouw op de ene plaats en afbraak op de andere, elkaar globaal genomen in evenwicht houden. Binnen dit dynamische geheel vindt een beperkt aantal karakteristieke planten en dieren zijn plaats. Vooral de soortenrijke pionierbegroeiingen met Buntgras en Heidespurrie zijn van belang en verder alle successiestadia die rijk zijn aan mossen en met name korstmossen. Hieronder bevindt zich een aantal Rode-Lijstsoorten. Ook is er een aantal diersoorten dat zich in dit gevarieerde en uitgestrekte landschap bijzonder thuis voelt en elders zeldzaam is. Duinpieper en Kleine heivlinder zijn de meest in het oog lopende voorbeelden.

Stuifzandlandschappen vereisen een intensief en permanent beheer. Uit een analyse van beheersingrepen lijkt naar voren te komen dat er in het ideale geval sprake van een grootschalig overall beheer bestaande uit extensieve begrazing, militair gebruik en/of recreatie. Daarbinnen is er kleinschalig beheer zoals kappen van opslag van dennen, plaggen en of branden. Dit lijkt de beste garantie te bieden tot het in stand houden van bestaande stuifzanden, hoewel het effect van deze maatregelen nog onvoldoende onderzocht is. Als men het areaal aan stuifzanden wil uitbreiden, dan kan dit het best gebeuren door aansluitend aan restanten van actieve stuifzandgebieden naaldbossen te kappen en het gekapte terrein te gaan beheren zoals hierboven is aangegeven. Bij het nadenken en formuleren van gewenst beheer kan de volgende "beslisboom" van dienst zijn:

1. Schaal en grootte van gebied: streef naar een zo groot mogelijke aaneengesloten oppervlakte, liefst minstens 50 hectare.
2. Bij zo'n grote oppervlakte hoort een vorm van permanent gebruik: begrazing, recreatie, militair gebruik.
3. Binnen dat grootschalige gebruik kleinschalige maatregelen toepassen: verwijderen boomopslag, plaggen, branden e.d.

Wordt stap 1 niet of onvoldoende gezet, dan vervalt de beheerder van een meer procesmatig in een meer patroonmatig beheer:

4. Probeer kleinschalig verstuing te stimuleren aan bosranden e.d.
5. Stimuleer kleinschalig permanent gebruik.
6. Introduceer kleinschalig beheer, mechanisch openhouden van stuifzand: zeefmachine, branden, plaggen en maaien van met name de latere successie- en degeneratiestadia.

Met name met het oog op het behoud van de fauna is het van belang dat zogenaamd grootschalig/kleinschalig beheer wordt toegepast, waarbij grootschalig de frequentie en kleinschalig het oppervlak betreft.

Het hierboven geformuleerde beheer is des te meer van belang omdat door de luchtverontreiniging het dichtgroeien van stuifzandgebieden gestimuleerd wordt. De effecten van verzuring en vermisting laten zich als volgt samenvatten:

- Versnelde vegetatiesuccessie als gevolg van verhoogde stikstofdepositie. Bij atmosferische depositie wordt de van nature aanwezige stikstoflimitatie opgeheven, met een versnelde groei en vegetatiesuccessie als gevolg.
- Verkitting van het open zand door blauw- en groenwieren (veralging). Vastlegging door algen is van nature het eerste successiestadium in open zand. Algen vormen een korst van enkele millimeters (een oude algenkorst is tot 6 mm dik) in de bovenste zandlaag en stabiliseren zo het stuifzand. Verrijking met stikstof veroorzaakt waarschijnlijk een versnelde ontwikkeling van de algenmat in open stuifzand. Mogelijk dat door vermisting deze algenlagen bovendien veel dikker zijn geworden. Hierdoor wordt verstuing tegengegaan.
- Toename van de bedekking met Grijs kronkelsteeltje *Campylopus introflexus* (vermossing). In Nederland weet Grijs kronkelsteeltje waarschijnlijk te profiteren van vermisting en verzuring, maar de exacte werkingsmechanismen zijn onduidelijk. De soort vestigt zich over het algemeen als het zand is vastgelegd door Buntgras en Ruig haarmos, vooral in stuifkuilen en tegen hellingen, maar verdwijnt op plaatsen met eolische en pluviale dynamiek.
- Afname van korstmossengemeenschappen. Door luchtvervuiling en waarschijnlijk concurrentie met Grijs kronkelsteeltje verdwijnen korstmossengemeenschappen in hoog tempo.
- Toename van de bedekking met grassen (vergrassing). Sommige nitrofiële grassen weten te profiteren van het extra stikstofaanbod en gaan de vegetatie domineren. Het gaat in stuifzanden vooral om Zandstruisgras, Zandzegge, Fijn schapegras, Bochtige smele en Gewoon struisgras. Deze grassen verdringen andere planten, koloniseren open zand en hebben een hogere vegetatie tot gevolg.
- Afname van het aantal plekken met open zand, waardoor in samenhang met het dichtgroeien van het stuifzand de extremen in microklimaat afnemen.

Bovenstaande processen werken negatief op het voorkomen en de kwaliteit van stuifzandlandschappen. Wel bestaat de indruk dat vanwege de verbetering van de milieukwaliteit die de afgelopen tien jaar is opgetreden een deel van de negatieve effecten, met name die op mossen en korstmossen, is verminderd. Verder tegenwicht kan worden geboden door het hiervoor geformuleerde beheer intensiever en drastischer in te zetten.

In hoofdstuk 7 van dit rapport is het gewenste fundamentele onderzoek geformuleerd. Belangrijke thema's zijn:

1. Het stimuleren van verstuing onder condities van verhoogde atmosferische depositie en van de erosieprocessen die daarbij betrokken zijn.
2. Versnelde en mogelijk wezenlijk andere successie van bodem en vegetatie door verhoogde atmosferische depositie.
3. De gevolgen van veranderingen in de ruimtelijke verdeling en kwaliteit van microhabitats voor de stuifzandlevensgemeenschappen.
4. De voorspelling van de mate van verstuing, het verloop van de successie en de kansen voor levensgemeenschappen in het stuifzandecosysteem als gevolg van een bepaalde ingreep.

Deze typen van onderzoek dienen gekoppeld te worden aan beheersingrepen. De afname van het areaal aan stuifzanden is inmiddels zo ver voortgeschreden dat het daadwerkelijk uitvoeren van beheer beslist noodzakelijk is.

9 Literatuur

- Ancker, J.A.M. van den, Jungerius, P.D. & Mur, L.R., 1985. The role of algae in the stabilization of coastal dune blowouts. *Earth Surface Processes and Landforms* 10: 189-192.
- Ancker, J.A.M. van den & Winder, B. de, 1985. De rol van algen bij de stabilisatie van duinterreinen. *Duin* 8 (4): 18-20.
- Ancker, J.A.M. van den, Everts, H., Jungerius, P.D. & Ketner-Oostra, R., 2002. Vooronderzoek herstel stuifzanden gemeente Bergen (Limburg). Bureau G&L, Ede.
- Appelt, M. & Poethke, H.J., 1997. Metapopulation dynamics in a regional population of the bluewinged grasshopper (*Oedipoda caerulea*). *Journal of Insect Conservation* 1 (4): 205-214.
- Aptroot, A., Herk, C.M. van, Dobben, H.F. van, Boom, A.M. van den & Spier, L., 1998. Bedreigde en kwetsbare korstmossen in Nederland. Basisrapport met voorstel voor de Rode Lijst. *Buxbaumiella* 46: 1-100.
- Arens, S.M., Jungerius, P.D. & Meulen, F. van der, 2001. Coastal dunes. In: Warren, A. & French, J.R. (eds.), *Habitat conservation. Managing the physical environment*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester: 229-272.
- Bagnold, R.A., 1954. *The physics of blown sands and desert dunes*. Methuen, London.
- Bakker, H. de & Schelling, J., 1966. *Systeem van bodemclassificatie voor Nederland*. Pudoc, Wageningen.
- Bakker, T.W.M., Klijn J.A. & van Zadelhoff, F.J., 1981. *Nederlandse kustduinen, Landschapsecologie*. Pudoc, Wageningen.
- Bal, D., Beijer, H.M., Hoogeveen, Y.R., Jansen, S.R.J. & Van der Reest, P.J., 1995. *Handboek Natuurdoeltypen in Nederland*. IKC Natuurbeheer, Wageningen.
- Beintema, A.J., Baarspul, T. & de Krijger, J.P., 1997. Calcium deficiency in Black Terns *Chlidonias niger*. *Ibis* 139: 108-109.
- Bellmann, H., 1998. Gids van Bijen, Wespen en Mieren. Tirion, Baarn.
- Biermann, R. & Daniels, F.J.A., 1997. Changes in a lichen-rich dry sand grassland vegetation with special reference to lichen synusia and *Campylopus introflexus*. *Phytocoenologia* 27 (2): 257-273.
- Bijlsma, R.G., 1978. Het voorkomen van de Duinpieper *Anthus campestris* op de Zuidwest-Veluwe, Nederland, deel 1: broedtijd. *Limosa* 51: 107-121.
- Bijlsma, R.G., 1990a. Broedvogels van het Kootwijkerzand in 1989. SOVON-rapport 90/04, Beek-Ubbergen.
- Bijlsma, R.G., 1990b. Habitat, territoriumgrootte en broedsucces van Duinpiepers *Anthus campestris*. *Limosa* 63: 80-81.
- Bijlsma, R.G., 1995. Voedsel van Klapeksters *Lanius excubitor* in het broedseizoen. *Drentse Vogels* 8: 85-96.
- Bijlsma, R.G., Lensink, R. & Post, F., 1985. De Boomleeuwerik *Lullula arborea* als broedvogel in Nederland in 1970-84. *Limosa* 58: 89-96.
- Bijlsma, R.G. & Hustings, F., 2001. De avifauna van Nederland. Deel 2. SOVON Vogelonderzoek Nederland.
- Bilt, E.W.G. van der, 1981. Vastlegging uitgangssituatie begrazingsproject Drouwenerzand. Stichting Het Drentse Landschap, Assen. Rapport.
- Bilt, E.W.G. van der & Nijland, G., 1993. Tien jaar extensieve begrazing met heideschape in het Drouwenerzand. *De Levende natuur* 94/5.
- Bink, F.A., 1992. *Ecologische atlas van de Nederlandse dagvlinders*. Schuyt & Co, Haarlem.

- Bink, F.A., Beintema, A.J., Esselink, H., Graveland, J., Siepel, H. & Stumpel, A.H.P., 1998. Fauna-aspecten van effectgerichte maatregelen. Preadvies fauna. IBN-rapport 341, Wageningen.
- Bleeker, A. & Erisman, J.W., 1996. Depositie van verzurende componenten in Nederland in de periode 1980-1995. RIVM Rapport nr. 722108018.
- Boer, P.J. den, 1977. Dispersal power and survival. Carabids in a cultivated countryside. Miscellaneous Papers, Wageningen 14: 1-190.
- Boer, P., 1999. Mierenleeuwarven (Neuroptera: Myrmeleontidae) in de kalkarme en kalkrijke Noord-Hollandse Duinen. Entomologische Berichten 59: 45-52.
- Boot, R.G.A. & Dubbelden, K.C. den, 1990. Effects of nitrogen supply on growth, allocation and gas exchange characteristics of two perennial grasses from inland dunes. Oecologia 85.
- Bosman, W., Turnhout C. van & Esselink, H., 1999. Eerste versie van Standaard Meetprotocol Fauna (SMPF) en Richtlijnenprogramma Uitvoering Herstelmaatregelen Fauna (RUHF). Rapport Stichting Bargerveen, Nijmegen.
- Broekhuizen, S., Hoekstra, B., Laar, V. van, Smeenk, C. & Thissen, J.B.M. (red.), 1992. Atlas van de Nederlandse zoogdieren. KNNV, Utrecht.
- Bund, C.F. van de, 1988. Diersoorten als toets voor natuurwaarde van heide. De Levende Natuur 87: 14-23.
- Caborn, J.M., 1956. Shelterbelts and microclimate. Forestry Commission Bulletin 29, Edinburgh.
- Castel, I.I.Y., Fanta, J. & Koster, E.A., 1983. De vallei van de Leuvenumse Beek (NW Veluwe). Een fysisch-geografische streekbeschrijving. Wetensch. Mededelingen K.N.N.V. 159.
- Castel, I.I.Y. & Koster, E.A., 1987. Stuifzanden, een probleem voor het natuurbeheer. De Levende Natuur 88/4.
- Cramp, S. (ed.), 1988. The handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic, volume 5.
- Daniels, F.J.A. & Krueger, O., 1996. Veranderingen in droge stuifzandbegroeiingen bij Kootwijk na kappen en verwijderen van Grove dennen. Stratiotes 13: 37-56.
- Dekker, L.W. & Jungerius, P.D., 1990. Water repellency in the dunes with special reference to the Netherlands. In: Bakker, Th.W., Jungerius, P.D. & Klijn J.A. (red.): Dunes of the European Coast. Catena Supplement 18: 173-183.
- Deuzeman, S., 2002. Noodklok voor de Duinpieper. SOVON-Nieuws 15, 3: 14.
- Dijk, A.J. van, Kleefstra, R., Zoetebier, D. & Meijer, R., 1999. Kolonievogels en zeldzame broedvogels in Nederland in 1997. SOVON-monitoringrapport 1999/09. SOVON, Beek-Ubbergen.
- Dolman, P.M. & Sutherland, W.J., 1992. The ecological changes of Breckland grass heaths and the consequences of management. Journal of Applied Ecology 29 (2): 402-413.
- Drift, J. van der, 1964. Soil fauna and soil profile in some inland-dune habitats. In: A. Jongerius (ed.), Soil Micromorphology.
- Emmer I.M., 1995. Humus form and soil development during a primary succession of monoculture *Pinus sylvestris* forests on poor sandy substrates. Proefschrift Universiteit van Amsterdam.
- Emmer, I.M. & Sevink, J., 1996. Preadvies effectgerichte maatregelen tot behoud en ontwikkeling van stuifzandlandschappen. Concept. Vakgroep Fysische Geografie en Bodemkunde, Universiteit van Amsterdam.
- Erve, F.J.H., Moller Pilot, H.K.M. & Wittgen, A.B.L.M. (red.), 1967. Avifauna van Noord-Brabant. Van Gorcum, Assen.
- Esselink H., Geertsma, M. & Kuper, J., 1994. Red-backed Shrike: an indicator for integrity of ecosystems? Journal fur Ornithologie 135: 290.
- Farjon, J.M.J., Prins, A.H. & Bulens, J.D., 1994. Abiotische kansrijkdom natuurontwikkeling van grote begeleid-natuurlijke eenheden in Nederland: een landelijke verkenning. DLO-Staring Centrum, Rapport 313; IBN-DLO, Rapport 060, Wageningen.
- Finch, O.L., 1995. Spinnen *Aranea* und Wegwespen *Pompilidae* eines nordwestdeutschen Binnendünenkomplexes. Diplomarbeit Univ. Oldenburg.
- Fischer, H.W., 1991. Nestwaarnemingen bij de Duinpieper *Anthus campestris* op de Doornspijkse Heide in 1942 en 1943. Limosa 64: 165-167.

- Fischer, P., 1998. Sandtrockenrasen von Binnendünen in der Unteren Mittelbe-
Niederung zwischen Domitz und Boizenburg. *Tuexenia* 18.
- Fliervoet, M., Roozen, T. & Vos, K., 1992. Project Wekeromse Zand. Stichting Het
Geldersch Landschap.
- Frentz, W. & Griethuysen C, van, 1992. In de ban van de wind. Opzet van een
beheersequivalentieprogramma voor het Hulshorsterzand. IAHL, Velp; Vereniging
tot Behoud van Natuurmonumenten, afd. Onderzoek en Beheersplannen,
Rapport.
- Gans, W. de, 1974. Een stuifzandfort in Drenthe. *Tijdschrift voor Econ. en Soc.
Geografie* 65,2.
- Glutz von Blotzheim, U.N. & Bauer, K.M., 1985. Handbuch der Vogel Mitteleuropas,
10/1, 10/2. Aula Verlag, Wiesbaden.
- Goede, R.G.M. de, Georgieva, S. S., Verschoor, B.C. & Kamerman, J.W., 1993a. Changes
in nematode community structure in a primary succession of blown-out areas in a
drift sand landscape. *Fundamental and Applied Nematology* 16, 6: 501-513.
- Goede, R.G.M. de, Verschoor, B.C. & Georgieva, S.S., 1993b. Nematode distribution,
trophic structure and biomass in a primary succession of blown-out areas in a
drift sand landscape. *Fundamental and Applied Nematology* 16, 6: 525-538.
- Graveland, J., 1993. Verzuring, kalkgebrek en problemen bij de eischaaivorming bij
vogels in Nederlandse bossen. Rapport Nederlands Instituut voor Oecologisch
Onderzoek.
- Haveman, R., Dijk, W. van & Van Winden, P.A.M., 1999. Heischrale graslanden op het
Infanterieschietkamp Harskamp. Branden als natuurbeheersmaatregel. *Stratiotes*
18: 3-9.
- Harte, M., 1996. Biotoopeisen van de Kleine Heivlinder. Rapport SV 95.10. De
Vlinderstichting, Wageningen.
- Heidinga, H.A., 1984. Indications of severe drought during the 10th century AD from
an inland dune area in the Central Netherlands. *Geologie & Mijnbouw* 63: 241-
248.
- Heinken, T., 1990. Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen offener
Sandstandorte im östlichen Aller-Flachland (Ost-Niedersachsen). *Tuexenia* 10.
- Hom, C.C., Lina, P.H.C., Ommering G. van, Creemers, R.C.M. & Lenders, H.J.R., 1996.
Bedreigde en kwetsbare reptielen en amfibieën in Nederland. Toelichting op de
Rode Lijst. Rapport IKC Natuurbeheer nr. 25, Wageningen.
- Hustings, F., 1996. Broedvogels van de Brunssumerheide in 1975-96. SOVON-
inventarisatierapport 96/11, Beek-Ubbergen.
- Ivens, W., 1990. Atmospheric deposition onto forests: an analysis of the deposition
variability by means of throughfall measurements. Proefschrift Universiteit van
Utrecht.
- Janssen, M., 1992. Duinen voor de wind. Stichting Duinbehoud, Leiden.
- Jonkers, D.A., 1995. Vogels en heterogeniteit van heideterreinen. Basisrapport heide 5.
IBN-rapport 168. Wageningen.
- Jungerius, P.D., 2003. De rol van de beheerder bij het behoud van actieve stuifzanden.
Vakblad Natuurbeheer 3: 43-45.
- Jungerius, P.D., Verheggen, A.J.T. & Wiggers, A.J., 1981. The development of blowouts
in 'De Blink', a coastal dune area near Noordwijkerhout, The Netherlands. *Earth
Surface Processes and Landforms* 6: 375-396.
- Jungerius, P.D. & Dekker, L.W., 1990. Water erosion in the dunes. In: Th.W. Bakker,
P.D. Jungerius & J.A. Klijn (red.): *Dunes of the European Coast*. Catena
Supplement 18: 185-193.
- Jungerius, P.D. & Meulen, F. van der, 1988. Erosion processes in a landscape along the
Dutch coast. *Catena* 15: 217-228.
- Ketner-Oostra, R., 1994. De terrestrische korstmosvegetatie van het Kootwijkerzand.
Buxbaumiella 35: 4-16.
- Ketner-Oostra, R., 1995. De korstmosvegetatie van het Wekeromse Zand. Vegetatie- en
bodemkundig onderzoek bij de aanleg van Permanente kwadranten in het
Stuifzandgebied na de kap van Vliegdennen. Stichting Het Geldersch Landschap,
Arnhem, Rapport.

- Ketner-Oostra, R., 1996a. Stui fzandvegetatie van het Kootwijkerzand. De invloed van beheersmaatregelen en andere ingrepen in de periode 1960-1985. Staatsbosbeheer Regio Gelderland, Rapport 1996-5.
- Ketner-Oostra, R., 1996b. Basis-onderzoek voor de opzet van een monitor-programma in verbrande stui fzandvegetatie op het Nieuw Milligerzand. Staatsbosbeheer Regio Gelderland, Rapport 1996-4.
- Ketner-Oostra, R., 1996c. De korstmosvegetatie van de Loonse en Drunense Duinen. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten, afd. Onderzoek en Beheersplannen, Rapport.
- Ketner-Oostra, R., 1997. Monitoring-programma in korstmosrijke Buntgras-vegetatie voor beheersevaluatie op het Hulshorsterzand. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten, afd. Onderzoek en Beheersplannen, Rapport.
- Ketner-Oostra, R., 1998. Eerste heropname in 1998 van Permanente kwadraten op het Hulshorsterzand in het kader van het MONITORING-programma in korstmosrijke Buntgras-vegetatie. Natuurmonumenten, Intern rapport.
- Ketner-Oostra, R., 1999. Tweede heropname van Permanente kwadraten in de stui fzandvegetatie op het Wekeromse Zand in het kader van het monitor-programma 1994-2004. Het Geldersch Landschap, Arnhem, Intern rapport.
- Ketner-Oostra, R., 2000. Effect van brand op stui fzandvegetatie. Monitoring 1995-2000 van het Nieuw Milligerzand (Kootwijk). Rapport Staatsbosbeheer Regio gelderland.
- Ketner-Oostra, R., 2002. Branden als beheersmaatregel voor vermoste stui fzandvegetatie? De Levende Natuur 103, 2: 37-42.
- Ketner-Oostra, R. & Huijsman, W.H., 1998. Heeft het stui fzandlandschap in Nederland toekomst? De Levende Natuur 99: 272-277.
- Ketner-Oostra, R. & Masselink, A., 1999. Veranderingen in de korstmosvegetatie van het Wekeromse Zand: een vergelijking tussen 1984 en 1994. Buxbaumiella 48: 24-30.
- Klapkarek, N., 1999. Landscape characteristics and nature conservation in former military training areas with regard to bird life. Vogelwelt 120, Suppl.: 89-94.
- Kleukers, R.M.J.C., Nieukerken, E.J, van, Odé, B., Willemse, L.P.M. & Wingerden, W.K.R.E. van, 1997. De sprinkhanen en krekels van Nederland (Orthoptera). Nederlandse Fauna 1. Nationaal Natuurhistorisch Museum, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden.
- Kooijman, A.M., Dopheide, J.C.R., Sevink, J., Takken, I. & Verstraten, J.M., 1998. Nutriënt limitations 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., Besse, M. & Haak, H., 2000. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in open droge duinen. Eindrapport fase 2, 1996-1999. IBED-Fysische Geografie, Universiteit van Amsterdam.
- Kooijman, A.M. & Besse, M. 2002. The higher availability of N and P in lime-poor than lime-rich coastal dunes in the Netherlands. Journal of Ecology 90: 394-403.
- Koster, E.A., 1978. De stui fzanden van de Veluwe, een fysisch-geografische studie. Publ. FGBL, Universiteit van Amsterdam.
- Koster, E.A., 1992. Duin- en dekzandvorming in 'koude' woestijnen. Grondboor en Hamer 4/5: 81-92.
- Koster, E.A., Castel, I.I.Y., & Nap, R.L., 1993. Genesis and sedimentary structures of late Holocene aeolian drift sands in northwest Europe. In: Pye, K. (ed.), The dynamics and environmental context of Aeolian sedimentary systems. Geol. Soc. Special Publ. 72: 247-267.
- Lascaris, M., 1999. Zandverstuivingen op de noordwestelijke Veluwe. Historisch Tijdschrift 17, 2: 54-63.
- LB&P ecologisch advies BV en IBN-DLO, 1997. Ecologische Verkenning Veluwe. Onderzoeksrapport, bijlagenbundel en kaartenmap, Arnhem. Rapport nr. 50242.
- Lina, P.H.C. & Ommering G. van, 1994. Rode Lijst van bedreigde en kwetsbare zoogdieren in Nederland. Rapport IKC natuurbeheer nr. 12, Wageningen.
- Lina, P.H.C. & Ommering G. van, 1996. Bedreigde en kwetsbare vogels in Nederland. Toelichting op de Rode Lijst. Rapport IKC Natuurbeheer nr. 21, Wageningen.
- LNv, 1990. Natuurbeleidsplan. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 's-Gravenhage.

- Masselink, A.K., 1994. Pionier- en lichenrijke begroeiingen op stuifzanden benoorden de grote rivieren: typologie en syntaxonomie. *Stratiotes* 8: 32-62.
- Meijden, R. van der & Heukels, M., 1990. Flora van Nederland. 21^e druk. Wolters-Noordhoff, Groningen.
- Meulen, F. van der & Jungerius, P.D., 1989. The decision environment of dynamic dune management. In: Van der Meulen, F., Jungerius, P.D. & Visser, J. (eds), *Perspectives in coastal dune management. Proceedings of the European Symposium*, Leiden, 1988. SPB Academic Publishing.
- Meulen, F. van der, Kooijman, A.M., Veer, M.A.C. & Bostel J.H. van, 1996. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in open droge duinen. Eindrapport fase 1, 1991-1995. Fysisch Geografisch en Bodemkundig Laboratorium, Universiteit van Amsterdam.
- Mörzer Bruijns, M.F. & Westhoff, V., 1951. The Netherlands as an environment for insect life. Netherlands Entomological Society. Amsterdam.
- Niewold, F.J.J., 1997. De fauna van het Dwingelderveld: recente ontwikkelingen en een faunabeheerplan. IBN-rapport 277, Wageningen.
- Noordam, A.P., 1996. Spinnen in Meijendel. Bewerking van het "1953-1960-materiaal". *Meijendel Mededelingen* 29: 1-24.
- Nijland, G., 1993. Transsectonderzoek 1981-1991 Drouwenerzand. Stichting Het Drentse Landschap, Assen. Rapport.
- Odé, B., Keijl, G.O. & Ommering G. van, 1999. Bedreigde en kwetsbare sprinkhanen en krekels in Nederland. Toelichting op de Rode Lijst. Rapport IKC Natuurbeheer nr. 32, Wageningen.
- Ommering, G. van, 2002. Handleiding Subsidie Effectgerichte Maatregelen 2003. Rapport EC-LNV 2002/160-O, Ministerie LNV, Ede-Wageningen.
- Ommering, G. van, Halder, I. van, Swaay, C.A.M. van & Wynhoff, I., 1995. Bedreigde en kwetsbare dagvlinders in Nederland. Toelichting op de Rode Lijst. Rapport IKC natuurbeheer nr. 18, Wageningen.
- Omvlee, M. & Waanders, P., 1992. Gebruik van avifaunistische gegevens voor het beheer van het Kootwijkerzand. SOVON-rapport 92/14, Beek-Ubbergen.
- Oostermeijer, J.G.B., 1989. Myrmecochory in *Polygala vulgaris* L., *Luzula campestris* (L.) DC. and *Viola curtisii* Forster in a Dutch dune area. *Oecologia* 78: 302-311.
- Ozinga, W.A. & Baar, J., 1997. Primaire Grove-dennebossen in stuifzandgebieden als refugia voor zeldzame mycorrhizapaddestoelen. *De Levende Natuur* 98/4: 129-133.
- Peltzer, R.H.M., 1995. Recreatie en natuur in de Loonse en Drunense Duinen. Deelonderzoek relatie recreatie en natuur. Wageningen, IBN-DLO, rapport nr. 189.
- Pluis, J.L.A., 1993. The role of algae in the spontaneous stabilization of blowouts. Proefschrift Universiteit van Amsterdam.
- Pluis, J.L.A., 1994. Algae crust formation in the inland dune area, Laarder Wasmear, The Netherlands. *Vegetatio* 113: 41-51.
- Ploey, J. de, 1980. Some field measurements and experimental data on wind-blown sands. In: M. de Boodt & D. Gabriels (eds), *Assessment of erosion*. Gent.
- Prach, K., Fanta, J., Lukesova, A. & Liska, J., 1993. De ontwikkeling van de vegetatie op stuifzand van de Veluwe. *Gorteria* 19: 73-79.
- Quené-Boterbrood, A.J., 1988. Veranderingen in de flora van 17 overwegend droge natuurgebieden met verschillende ammoniakemissies in Nederland. Staatsbeheer, Driebergen. Rapport nr. 1988-11.
- Remmert, H., 1980. Ecology. Springer Verlag, Berlijn.
- Rheenen, J.W. van, Werger, M.J.A., Bobbink, R., Daniels, F.J.A. & Mulders, W.H.M., 1995. Short-term accumulation of organic matter and nutrient contents in two dry sand ecosystems. *Vegetatio* 120: 161-171.
- Riksen, M. & Sweeris, H., 2002. Behoud van het zandverstuivingslandschap Kootwijkerzand. Voortgangsrapport 2002. Erosion and Soil & Water Conservation Group, Wageningen.
- RIVM, 1997. Milieubalans 1997. Samson H.D. Tjeenk Willink, Alphen a/d Rijn.
- RIVM, 2000. Milieubalans 2000. Samson H.D. Tjeenk Willink, Alphen a/d Rijn.
- Rutin, J., 1983. Erosional processes on a coastal sand dune, De Blink, Noordwijkerhout, The Netherlands. Proefschrift Universiteit van Amsterdam.

- Schaedler, M. & Witsack, W., 1999. Variation of postembryonic development time and number of nymphal instars on a small spatial scale in central european grasshoppers (*Caelifera: Acrididae*). *Entomologia-Generalis* 24, 2: 125-135.
- Schaminée, J.H.J, Stortelder, A.H.F. & Weeda, E.J., 1996. De Vegetatie van Nederland. Deel 3. Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden. Opulus Press Uppsala, Leiden.
- Schelling, J., 1955. Stuifzandgronden. Uitv. Verslagen van het Bosbouwproefst. TNO 2/1.
- Schimmel, H., 1975. Atlantische woestijnen. De Veluwe zandverstuivingen. *Natuur en Landschap* 1975-1/2.
- Schouwenaars, J.M., Esselink, H., Lamers, L.P.M. & Molen P.C. van der, 1997. Hoogveenherstel in Nederland. Bestaande kennis en benodigd onderzoek. Preadvies Hoogvenen. Rijksuniversiteit Groningen, Katholieke Universiteit Nijmegen, Stichting Bargerveen & Groenholland.
- Shreeve, T.G., 1990. Microhabitat use and hindwing phenotype in *Hipparchia semele* (*Lepidoptera, Satyrinae*): thermoregulation and background matching. *Ecological Entomology* 15: 201-213.
- Sierdsema, H., 1995. Broedvogels en beheer. Het gebruik van broedvogelgegevens in het beheer van bos- en natuurterreinen. SBB-rapport 1995-1, SOVON-onderzoeksrapport 1995/04. SBB/SOVON, Driebergen/Beek-Ubbergen.
- Slawska, M., 1997. Succession of *Collembola* in an active deflation hollow in Slowinski National Park. *Pedobiologia* 41: 139-144.
- Smidt, J.T. de, 1969. Het Kootwijkerzand, kerngebied der Europese stuifzanden. *De Levende Natuur* 7-11.
- Smidt, J.T. de, 1975. De Nederlandse heidevegetaties. Proefschrift R.U. Utrecht.
- Smit, A., 2000. Impact of grazing on carbon and nutriënt cycling in a grass-encroached Scotch pine forest. Proefschrift Universiteit van Amsterdam.
- SOVON, 1987. Atlas van de Nederlandse vogels. Arnhem.
- Staatsbosbeheer, 1926. Platenatlas behorende bij 'De zandverstuivingen bij Kootwijk in woord en beeld', onder medewerking van P. Tesch, E. Hesselink & J. Valckenier Suringar.
- Stoutjesdijk, Ph., 1959. Heath and inland dunes of the Veluwe. Proefschrift R.U. Utrecht. Wentia 2.
- Struijk, R., 1996. Mierenleeuwen in de duinen van Walcheren. *De Levende Natuur* 97, 4: 155-159.
- Swaay, C.A.M. van & Ketelaar, R., 2000. Dagvlinders en libellen onder de meetlat: jaarverslag 1999. Rapport VS2000.06, De Vlinderstichting, Wageningen.
- Tax, M.H., 1989. Atlas van de Nederlandse Dagvlinders. Vlinderstichting, Wageningen en Natuurmonumenten, 's-Graveland.
- Tienstra s.a. Changes in the biotope of the wart-bitter (*Decticus verrucivorus*) in the Netherlands and Denmark. *Saltabel* 16: 10-18.
- Turin, H., 2000. De Nederlandse loopkevers. Verspreiding en ecologie (Coleoptera: Carabidae). Nederlandse Fauna 3. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden.
- Turnhout, C. van & Stuijzand, S., 2000. Deskundigenenquête Inhaalslag OBN-Fauna. Stichting Bargerveen, Nijmegen.
- Veen, M. van, 1984. De blaaskopvliegen en roofvliegen van Nederland en België. Jeugdbondsuitgeverij, Utrecht.
- Vereniging Natuurmonumenten, 1996. Complete gids natuur- en wandelgebieden in Nederland.
- Vogel, R.L., 1999. Over de kraaienmars van de Tapuit. *Vlerk*, december 1999: 159-163.
- Vries H.H. de, 1996. Viability of ground beetle populations in fragmented heathlands. Proefschrift Landbouwuniversiteit Wageningen.
- Vries, W. de, 1990. Standaardisatie abiotische monitoring in (droge) terrestrische ecosystemen in het kader van effectgerichte maatregelen tegen verzuring. DLO-Staring Centrum, Wageningen, Notitie.
- Wallage-Drees, J.M., 1988. Rabbits in the coastal sand dunes; weighted and counted. Proefschrift Rijksuniversiteit Leiden.
- Weeda, E.J., Westra, R., Westra, Ch. & Westra, T., 1994. Nederlandse ecologische flora: wilde planten en hun relaties 5. I.V.N., Amsterdam.

- Wieringa, J. & Rijkoort, P.J., 1983. Windklimaat van Nederland. KNMI: Klimaat van Nederland 2. Staatsuitgeverij, Den Haag.
- 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. I. De effecten van begrazing. IBN-rapport 258, Wageningen.
- Zee, F.F. van der, 1998. Heidebeheer bij Defensie. Bosbouwvoorlichting 37, 1: 13-14.
- Zeegers, T. & Haaren, T.van, 2000. Dazen en dazenlarven. Wetenschappelijke Mededeling 225. KNNV, Utrecht.
- Zonneveld, I.S. & Leys, H.N., 1961. Groeiend veen op het Kootwijker stuifzand. De Levende Natuur 64, 11, aflevering 1.

Bijlage 1 Actieve stuifzandgebieden volgens de enquête gehouden onder beheerders

Actieve stuifzandgebieden volgens de Complete Gids Natuur- en Wandelgebieden, Natuurmonumenten 1996, met aanvullingen van de meest recente top. kaart gerangschikt naar beheer, aangepast met de gegevens verkregen van de beheerders via de enquête

Naam van het gebied	Beheer	Prov.	Top. kaart	ha	x-coördinaten	y-coördinaten	Beheer, resultaat
Balloërveld	Defensie	D	12D	2,5	239	559	geen actief beheer, verstuiwing op gang gekomen doch niet toegekomen
Havelter Berg	Defensie	D	16G/H	2	209	553	kleinschalig openhouden, verstuiwing niet toegenomen
Harskampse Zand	Defensie	G	33A/C	200	185	462	terugdringen opslag, schijveneggen, stuifzandreiniger, verstuiwing neemt toe
Oirschotse Heide	Defensie	NB	51B/D	15	151	387	geen actief beheer
Weerter- en Budelerbergen	Defensie	NB/L	57F/H	10	170	365	geen actief beheer
Bakkefaen	Fryske Gea	F	11F	3,5	214	566	recreatie, kap, verwijderen korstmossen, verstuiwing blijft gelijk
Schoapedobbe	Fryske Gea	F	11H	1	214	552	evt. kappen om zand actief te houden
Drouwenerzand	Drentse L.	D	12G	3,5	249	554	geen actief beheer, verstuiwing blijft gelijk
Groote en Witte Zand	Drentse L.	D	17B	0,8	232	549	geen actief beheer, verstuiwing blijft gelijk
Beerze	Overijssels L.	O	22D	5	233	503	opslag verwijderen, doorlopende wandelroute, 2 ha blijvend open
Lemeler Berg	Overijssels L.	O	28A	1	223	496	opslag verwijderen, extensieve begrazing door schapen, klein opp. actief
De Haere (de Zoom)	Geldersch L.	G	27A	40	186	490	recreatie, kleinschalige kap, stuifareaal blijft in 1992 kappen en plaggen, mouflonbegrazing, verstuiwing toegenomen
Wekeromse Zand	Geldersch L.	G	32H	14	175	457	binnenkort kap, toename stuifzand ongewenst
Karregat	Noord-Brab. L.	NB	45B	1	157	415	opslag verwijderen, begrazen, verstuiwing lijkt toe te nemen
Boshuizerbergen	Limburgs L.	L	52B	20	198	395	opslag verwijderen, stuivend areaal blijft gelijk
Bosserheide	Limburgs L.	L	52E	5	204	397	opslag verwijderen, stuivend areaal blijft gelijk
Ravensvennen en Wittenberg	Limburgs L.	L	52G	5	211	383	opslag verwijderen, stuivend areaal blijft gelijk
Zeegse Duinen	Gem. Zuidlaren	D	12E	2	239	565	geen actief beheer, veel recreatie
Mollenbos	Gem. Driebergen-Rsb.	U	32C	2	149	452	geen actief beheer, recreatiedruk houdt verstuiwing intact, deel van groter stuifzand
Korte en Lange Duinen	Gem. Soest	U	32B/C/D	30	150	463	verwijderen van gras en bos, stuifzandreiniger, verstuiwing toegenomen
Lievensberg	Gem. Bergen op Z.	NB	49E	1	81	388	veel recreatie, geen actief beheer

Naam van het gebied	Beheer	Prov.	Top. kaart	ha	x- coördinaten	y- coördinaten	Beheer, resultaat
De Heide	Gem. Bergen op Z.	NB	49E	6	81	392	veel recreatie, geen actief beheer
Teteringse Heide (Cadettenkamp)	Gem. Breda	NB	44D	7	116	401	veel recreatie, vroeger legeroefeningen, kappen en plaggen tegen dichtgroei
De Hoge Kant en De Bergen	Gem. Oosterhout	NB	44G	0,75	124	403	met loader wordt vergrassing tegengegaan, verstuiving gebleven
Herperduin	Gem. Oss	NB	45F	4,5	170	419	er bestaan plannen voor reactivering
Sonsche Heide	Gem. Son en Breugel	NB	51B/E	4,5	159	391	kap van bomen
Bedafse Bergen	Gem. Uden	NB	45G	5,5	408	167	geen actief beheer, intensieve recreatie
Berger Heide en andere terreinen	Gem. Bergen	L	46D 52E	13	202	401	plan verwijdering opslag en Grijs kronkelsteeltje, vooronderzoek is afgerond
Simonsoekse Bos	Gem. Meijel	L	58A	1	188	372	geen opgave
Vlakwater	Gem. Venray	L	52B	2,5	194	392	recreatieroutes, stuivend areaal blijft gelijk
Vierhoutense Heide	Erven Enschede	G	27C	7,5	185	484	deels opgehouden door betreding, kap en schijven/eggen in de planning
Hoorneboeg (Uilenbergjes)	Goois Natuurres.	NH	32A	2,8	140	468	verwijderen opslag, plaggen, handhaving status quo
Limitische Heide	Goois Natuurres.	NH	26C	2	143	479	verwijderen opslag, plaggen, handhaving status quo
Mauvezand	Goois Natuurres.	NH	26C	3,2	144	475	verwijderen opslag, plaggen, handhaving status quo
Postiljon	Goois Natuurres.	NH	32A	3,9	144	472	verwijderen opslag, plaggen, handhaving status quo
Zuiderheide, Laarder Wasmeer	Goois Natuurres.	NH	32A	7	143	471	verwijderen opslag, plaggen, handhaving status quo
De Pollen	NP De Hoge Veluwe	G	33C	45	185	454	door kap en afplaggen gereactiveerd
Otterlose Bos	NP De Hoge Veluwe	G	33C	10	183	458	geen actief beheer
Otterlose Buurtbos	NP De Hoge V./NM	G	33C	65	181	454	geen actief beheer
Leuvenhorst (Hulshorsterzand)	Natuurmonumenten	G	26H 27C	60	178	484	door kappen bosstrook meer verstuiving
Loonse en Drunense Duinen	Natuurmonumenten	NB	44H	225	135	406	intensieve recreatie
Aekinger Zand (Appelscha)	Staatsbosbeheer	D	11H 16F	100	216	550	gereactiveerd door plaggen, verstuiving is toegenomen
Echter Heide	Staatsbosbeheer	D	17C	1	222	526	beheer gericht op open houden
Emmerdennen (Haantjesduin)	Staatsbosbeheer	D	17H	1	258	535	geen actief beheer
Valtherbos	Staatsbosbeheer	D	17H	2	255	539	5 jaar geleden gereactiveerd, blijft open
Lutterzand (Dinkelland)	Staatsbosbeheer	O	31A/D 32A	1,4	267	484	betreding door recreanten, terrein blijft open
Sahara (Ommen)	Staatsbosbeheer	O	22C	6	228	502	intensief gebruik door kinderen, terrein blijft open
Rheezerbelten	Staatsbosbeheer	O	22D	1	236	508	blijvend opgehouden door spelende kinderen
Sallandse Heuvelrug (Hellendoornse Weg)	Staatsbosbeheer	O	28A	0,25	226	488	delen in stuifzand, in bos
Garderen, Cattwicker Zand	Staatsbosbeheer	G	33A	8	181	469	geen actief beheer, restanten open zand
Garderen, Nieuw Millingse Zand	Staatsbosbeheer	G	33A	8	182	469	geen actief beheer, restanten open zand
Kootwijkerzand 1	Staatsbosbeheer	G	33A	400	182	465	geen beheer, terrein functioneert goed als stuifzandgebied
Amerongse Berg/Leersum	Staatsbosbeheer	U	39E	10	163	448	geen actief beheer, bosontwikkeling neemt toe
Maashorst	SBB	NB	45H	3	171	411	gevolg van afplaggen voor ander doel

Naam van het gebied	Beheer	Prov.	Top. kaart	ha	x- coördinaten	y- coördinaten	Beheer, resultaat
Strabrecht (Galgenberg)	SBB L-OB	NB	51H	5	171	379	actieve verstuiving volgens enquête
Leende	SBB L-OB	NB	57E	2	165	373	actieve verstuiving volgens enquête
St. Anthonisbos (Ullingse Bergen)	SBB L-OB	NB	46C	8	186	404	actieve verstuiving volgens enquête
Totaal ha				1397			

Bijlage 2 Habitatieisen en voorkomen van overige stuifzanddieren

Broedvogels

Tapuit

Tapuiten broeden in de duinen van West-Nederland (inmiddels wellicht minder dan 150 paar) en de Waddeneilanden (vermoedelijk enkele honderden paren). Het voorkomen op zandverstuivingen en schrale heidevelden in het binnenland is verbrokken, met alleen in Drenthe nog aanzienlijke aantallen. Op de Veluwe, in Noord-Brabant en Limburg is het huidige voorkomen marginaal (Bijlsma & Hustings, 2001).

In stuifzandgebieden prefereert de Tapuit soortenrijke of soortenarme Buntgrasvegetaties. De beschikbaarheid van konijnenholten als nestplaats is belangrijk (maar kan tevens plaatsvinden in kuiltjes onder dichte gras- en heidepollen, boomstronken en onder laag tegen de grond aanhangende takken van vrijstaande Grove dennen). Daarnaast gebruiken de Tapuit stobben en dode takken als uitkijkpost (Omvlee & Waanders, 1992).

Boomleeuwerik

Boomleeuweriken komen voor op de zandgronden van Oost-, Midden- en Zuid-Nederland en in een deel van de Hollandse duinen (SOVON, 1987). De belangrijkste broedgebieden liggen op de Veluwe; halverwege jaren '80 broedde hier meer dan de helft van de landelijke populatie, maar inmiddels is dat minder. Op de Veluwe stuifzanden zijn de dichtheden hoger dan in heideterreinen in Noord-Brabant en Limburg (9-23 paren/100 ha resp. 1-3 paren/100 ha) (Bijlsma et al., 1985).

In stuifzandgebieden broedt de Boomleeuwerik vooral in soortenrijke Buntgrasvegetaties, maar ook in open zand en soortenarme Buntgrasvegetaties. Overgangen van open naar half-besloten zandige delen zijn ideaal. Kaal zand of korte vegetatie is nodig om te foerageren, bomen worden gebruikt als uitkijk- en zangpost en hoge grassen of Struikhei dienen als broed- en rustplaats. Hoge dichtheden worden aangetroffen in randzones waar vastgelegd zand door opslag van Grove dennen wordt versneden, en waar de grillige bosrand de randoppervlakte vergroot. Stuifzanden hebben als bijkomend voordeel dat ze reliëfrijk zijn, waardoor een warm microklimaat aanwezig is op de zuidhellingen. Tijdens het eerste broedsel in maart of april kan dit van doorslaggevende betekenis zijn voor het succesvol grootbrengen van de jongen (Bijlsma et al., 1985; Bijlsma, 1990a; Omvlee & Waanders, 1992).

Overige soorten

Nachtzwaluwen broeden jaarlijks met 400-600 paren in ons land. Het biotoop bestaat uit randen van zandverstuivingen, zandige heidevelden en duinen met verspreide opslag, kaalslagen, brandvlakten en jonge naalldhoutaanplantingen (SOVON, 1987). De belangrijkste broedgebieden liggen in oostelijk Noord-Brabant en op de Veluwe.

De Klapekster is inmiddels een extreem zeldzame broedvogel in Nederland. Jaarlijks komen naar schatting 0-5 paren tot broeden, bijna allemaal op de Veluwe (vooral in ontoegankelijke militaire oefenterreinen) (Bijlsma, 1995; van Dijk et al., 1999). De Klapekster broedt in soortenrijke Buntgrasvegetaties met opslag van Grove den, Lijsterbes of Vuilboom (uitkijkpost, nestplaats) of in open dennenbos. Bovendien moet

er voldoende voedsel zijn in de vorm van hagedissen en grote insecten (Omvlee & Waanders, 1992).

Draaihalzen zijn jaarlijks met 50-100 broedparen in Nederland vertegenwoordigd. Het overgrote deel zit op de Veluwe. Daarnaast broeden meerdere paren in Drenthe en een enkel paar in andere provincies op de zandgronden (van Dijk et al., 1999). Vestiging en talrijkheid van de Draaihalzen op Planken Wambuis blijken samen te hangen met de dichtheid van natuurlijke holtes (minimaal 10 spechtengaten/ha; daarom hebben vooral Berken de voorkeur als nestplaats), de dichtheid van de Zwartbruine wegmier (*Lasius niger*) (>5 nesten/100 m²; poppen van deze soort vormen het hoofdvoedsel), vegetatie (overgangen van Buntgrasbegroeiing naar licht verrijkte Struikheivegetatie met Schapezuring moet aanwezig zijn binnen 0-300 m van het nest) en de aanwezigheid van halfopen bos met 10-50% dood hout (Bijlsma & Hustings, 2001).

Langs de randen van stuifzanden worden tenslotte relatief hoge dichtheden van Geelgors en Gekraagde roodstaart aangetroffen.

Herpetofauna

De Rugstreeppad (*Bufo calamita*) komt verspreid over het grootste deel van Nederland voor, ook in binnenlandse stuifzanden. Voortplanting vindt plaats in allerlei typen wateren, hieraan worden geen strenge eisen gesteld (pH>4). Ook in stuifzandvennen vindt voortplanting plaats. In de zomer verplaatsen Rugstreeppadden zich naar hun landbiotoop. In stuifzanden graven ze zich overdag in open stukken zand, ook in de stuivende delen (en dan nog vaak de meest vertrapte plekken). 's Nachts komen ze uit hun schuilplaats om te foerageren op loopkevers en grote mieren (mannetjes en koninginnen). Tevens vindt in open zand overwintering plaats.

De Knoflookpad (*Pelobates fuscus*) is van oorsprong een steppebewoner. De eisen die aan het habitat gesteld worden zijn de aanwezigheid van voedselrijke voortplantingswateren (voor de ontwikkeling van de larven), plekken met open zand (voor adulten om in te graven en voor thermoregulatie) en bosranden met een rijke strooisellaag (om 's nachts te foerageren). Gebieden waar deze combinaties voorkomen zijn zeldzaam in Nederland, zeker omdat onder invloed van vermessing snel verruiging van open plekken optreedt. De soort wordt tegenwoordig dan ook vooral gevonden in de overgangen van beek- of rivierdalen (klei) naar de hogere gronden (zand), bijvoorbeeld langs de IJssel en in de Hatertse Vennen. Knoflookpadden graven zich niet in het actieve zand in, alleen in kleine stukjes open zand omgeven door latere successiestadia (Buntgrasvegetaties). In binnenlandse stuifzanden komt de soort niet voor, wel dus in rivierduinzanden.

Dagvlinders

Kommavlinder

De Kommavlinder komt voor in enkele duingebieden in Noord-Holland en de Waddeneilanden en daarnaast verspreid over de hogere zandgronden. Hier liggen de belangrijkste populaties op de Veluwe en in Drenthe (Tax, 1989). Kommavlinders komen vooral voor in heischrale graslanden en in Buntgrasvegetaties. Veldonderzoek heeft uitgewezen dat de meeste eitjes worden afgezet in een vegetatie die voor 25% uit open zand bestaat, voor 50% uit Schapegras en voor 25% uit overige grassen en kruiden. De optimale vegetatiehoogte is slechts 5-7 cm in augustus. Op de Veluwe heeft de soort net als de Kleine heivlinder een voorkeur voor Buntgrasvegetaties met een hoge abundantie van korstmossen (korstmossteppes)

Heivlinder

De Heivlinder komt in de duinen langs de hele kust voor en in het binnenland uitsluitend in heidegebieden. De soort komt vooral in grote populaties voor in atlasblokken met meer dan 200 ha heide (Tax, 1989). Vooral op de Hoge Veluwe is de Heivlinder talrijk. Heivlinders zitten vooral op soortenrijke droge grazige hei en

Buntgrasvegetaties (Bink, 1992). De soort heeft enkele vierkante meters open zand per are nodig.

Loopkevers

De Bronzen zandloopkever (*Cicendela hybrida*) komt veel voor op recent door mossen en grassen vastgelegd stuifzand met hier en daar nog open plekken zand (minimaal 1 are). De Boszandloopkever (*Cicendela sylvatica*) is meer een soort van grote aaneengesloten heidecomplexen, met diverse successiestadia en een grote variatie op een relatief klein oppervlak. *Harpalus servus* komt voor in gebieden met los zand en een zeer schaarse, open vegetatie met Buntgras. Het is een bruikbare indicatorsoort van ongestoorde heide-stuifzandcomplexen met voldoende jonge successiestadia. *Bembidion nigricorne* en *Cymindis humeralis* zijn goede indicatoren van vroege successiestadia van droge heide en goed ontwikkelde mozaïeken in heidevegetaties. *Calathus ambiguus* is een goede indicatorsoort van open, onbemeste xerotherme terreinen (Turin, 2000).

Sprinkhanen

Veldkrekel

De verspreiding van de Veldkrekel in Nederland is tegenwoordig beperkt tot de Utrechtse Heuvelrug, Zuid-Veluwe, Noord-Limburg en Brabant. De soort komt voor in warme en droge biotopen, meestal op een zandig substraat (heischrale graslanden, heideterreinen en stuifzanden). Het optimale habitat bestaat uit een lage, grazige vegetatie met veel graspollen en een vijfde tot eenderde onbegroeide bodem. De holletjes van de dieren (waar nymfen opgroeien en voor overwintering) bevinden zich vaak onderaan een graspol met de uitgang naar het zuidoosten gericht. De dieren grazen de plek voor het holletje kort af, zodat een soort podium voor het zonnen en voordragen van de zang ontstaat (Kleukers et al., 1997).

Overige soorten

Het Knopsprietje komt bijna overal op de zandgronden voor, zowel in de duinen als in het binnenland. Het is een soort van lage, open vegetaties. De hoogste dichtheden worden bereikt op pas vastgelegd stuifzand met mossen, korstmossen en schaarse grasvegetatie, met Buntgras en Schapegras. Waarschijnlijk is de aanwezigheid van onbegroeide stukken grond belangrijk vanwege de bodembewonende levenswijze, vooral voor het kunnen uitvoeren van de bijzonder uitgebreide balts (Kleukers et al., 1997).

De Kleine wrattenbijter is een soort van uitgestrekte heideterreinen, met weinig bomen of struiken, een relatief kale bodem (weinig strooisel en mos) en een relatief open begroeiing van Struikhei. Deze combinatie van eigenschappen resulteert in een extreem microklimaat, met zeer grote temperatuurschommelingen. Daarnaast heeft de soort behoefte aan open, zandige grond voor de eiafzet. Zowel in Nederland als in Duitsland zijn twee grote populaties bewaard gebleven in militaire terreinen, vooral dankzij een rigoureuze brandbeheer en een hoge dynamiek (met name bodemverstoring door voertuigen en ontploffingen).

De Klappersprinkhaan is uitgestorven in Nederland. Hervestiging is niet te verwachten aangezien de dichtstbijzijnde populaties zich in Zuid-Duitsland bevinden. Aangezien de soort in het buitenland op de warmste plaatsen voorkomt, was de soort in Nederland waarschijnlijk ook beperkt tot zeer droge en warme heideterreinen en stuifzanden. Ook de Steppesprinkhaan is zeer zeldzaam in Nederland en komt niet (meer?) in stuifzanden voor (Kleukers et al., 1997).

Overige dieren

De Heidekakkerlak (*Ectobius panzeri*) is een soort die leeft op het open actieve zand en verdwijnt zodra de vegetatiebedekking toeneemt. Dat geldt ook voor de

Sneeuwspringer (*Boreus hyemalis*) en de Oorworm (*Labidura riparia*). Deze laatste soort is 's nachts actief en rust overdag in een holletje in open stuivend zand.

Van de tweevleugeligen (Diptera) komen weinig karakteristieke soorten op stuifzanden voor. De habitatvoorkeuren van bijvoorbeeld de meeste soorten dazen (Tabanidae), zweefvliegen (Syrphidae) en wapenvliegen (Stratiomyidae) liggen in het (semi-)aquatische milieu (Zeegers & van Haaren, 2000). Als min of meer karakteristiek kan de Viltvlieg (*Acrosathe annulata*) genoemd worden. Ook roofvliegen (Asilidae) komen niet of nauwelijks op stuifzanden voor. De Hoornaarroofvlieg (*Asilus crabroniformis*) is meer een soort van heides met open zand (van Veen, 1984).

Van de netvleugeligen (Neuroptera) kunnen de mierenleeuwen *Myrmeleon formicarius* en *Euroleon nostras* worden genoemd. De eerste soort komt vooral voor in binnenlandse heide- en stuifzandgebieden, vooral op de Veluwe, de tweede soort komt daarnaast meer voor in de droge duinen. In de duinen is beter naar de ecologie van beide soorten gekeken (Boer, 1999). Ze hebben een sterke voorkeur voor mozaïeken van heidevegetaties en zandige droge vegetaties. Waarschijnlijk geeft een heidevegetatie meer stabiliteit aan de bodem, waardoor het overstuiven van de trechters waarin de larven hun prooien vangen, wordt beperkt. De larven eten alle kleine insecten die in trechter terecht komen (vooral kevers, spinnen, mieren). Beide soorten mierenleeuwen ontbreken in vergraste vegetaties. *M. formicarius* wordt vooral in vlak terrein aangetroffen, *E. nostras* vooral tegen hellingen. De vangtrechters van *M. formicarius* bevinden zich op onbeschutte plaatsen en zijn, in tegenstelling tot de vangtrechters van *E. nostras*, geheel onbedakt door vegetatie. Wel bevinden ze zich op plekken waar rondom vegetatie (vaak mos) of een strooisellaag aanwezig is, die de trechters enerzijds behoedt tegen overstuiven en anderzijds stevigheid verleent tegen instorting en voorkomt dat het omringende zand gaat wandelen. De biotopen waarin mierenleeuwen voorkomen zijn dynamisch, maar niet te dynamisch. Dynamiek (verstuiwing) zorgt voor het ontstaan van afdakjes, die vervolgens in stand blijven door doorworteling van planten.

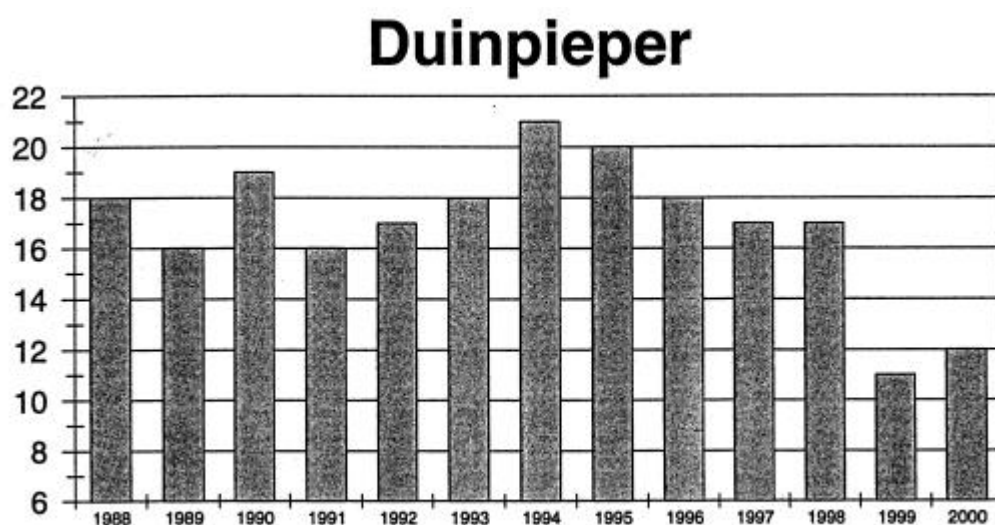
Specifieke herbivoren van korstmossen zijn bijvoorbeeld enkele nachtvlinders uit de geslachten *Lithosia* (beertjes) en *Cryphia* (uiltjes).

Specifieke herbivoren van Buntgras zijn de bloemwantsen *Amblytylus albidus*, *Trigonotylus pulchellus* en *Conostethus roseus* (laatste soort ook op andere grassen, vooral Bochtige smele), de schuimcicade *Neophilaenus minor* (ook op zwenkgrassen), de dwergcicade *Psammo-tettix albomarginatus* en de bladluis *Schizaphis weingaerneriae*. Specifieke herbivoren van Zandzegge zijn de schildwants *Phimodera humeralis* (slechts bekend van vier plekken in de duinen en de binnenlandse stuifzanden), de spoorcicade *Kelisia sabulicola*, de dwergcicaden *Rhytistylus proceps* en *Ommatidiotus dissimili* en de bladluis *Iziphya bufo*. De spoorcicade *Ribautodelphax vinealis* tenslotte is gebonden aan Zandstruisgras (Weeda et al., 1994).

Het enige gevonden onderzoek aan de bodemfauna van Nederlandse stuifzanden had betrekking op aaltjes Nematoda. De samenstelling van de nematodengemeenschap blijkt gedurende de vegetatiesuccessie van open zand via Buntgrasgemeenschap naar Grove-dennenbos sterk te veranderen. In de eerste successiestadia zijn vooral omnivore nematoden aanwezig. Nematoden die leven van bacteriën en planten bereiken de hoogste dichtheden in de fermentatielaag van de bodem. Predatore nematoden zijn in alle successiestadia zeldzaam en zijn beperkt tot de minerale laag. Naarmate het proces van bodemvorming belangrijker wordt, neemt bovendien de nematodendiversiteit toe (De Goede et al., 1993a; De Goede et al., 1993b). Deze laatste conclusie gaat ook op voor springstaarten (*Collembola*) in de duinen: naarmate de vegetatiesuccessie verder gaat en bodemvorming optreedt, neemt het aantal soorten, hun talrijkheid en de diversiteit van gemeenschappen toe (Slawska, 1997).

Bijlage 3 Populatie-ontwikkelingen van karakteristieke stuifzanddieren

Informatie over aantalsontwikkelingen van dieren is schaars en beperkt tot een klein aantal taxonomische groepen, zeker als het gaat om kwantitatieve informatie over een periode van meer dan tien jaar. In deze paragraaf worden de beschikbare gegevens van de meest karakteristieke stuifzandsoorten op een rij gezet.

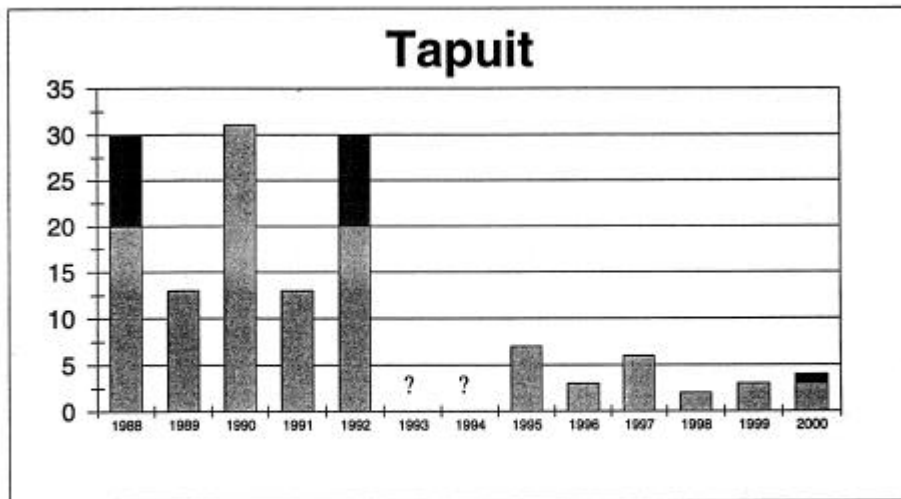


Figuur B.3.1 Aantal territoriale Duinpiepers op het Kootwijkerzand in 1988-2000. (Gegevens: H. Sierdsema en R. Vogel).

De aantallen Konijnen zijn op het moment veel lager zijn dan enkele decennia geleden (zie Niewold, 1997). Vogel (1999) vermoedt zelfs dat op de Veluwe slechts 0,1-1% van de konijnenpopulatie van de jaren zeventig over is. De afname is in eerste instantie terug te voeren op de introductie van virusziekten als myxomatose en VHS; myxomatose voor het eerst in de jaren vijftig in Nederland, VHS voor het eerst in 1990/91 in de duinen. Ook intensieve uitroeicampagnes spelen tot op de dag van vandaag een belangrijke rol in de achteruitgang.

Uitgaande van de sterke inkrimping van het areaal heidevelden en zandverstuivingen sinds het eind van de vorige eeuw in Nederland, lijkt het redelijk te veronderstellen dat de populatie van de Duinpieper eenzelfde teruggang heeft gekend. Er zijn echter gegevens die tot voorzichtigheid manen. De soort kwam vroeger vermoedelijk op alle geschikte terreinen voor maar nergens in hoge dichtheden. In de eerste helft van de 20e eeuw werd al een forse afname beschreven voor delen van Drenthe, Utrechtse Heuvelrug en Limburg, en verdween de soort uit het Rijk van Nijmegen (Bijlsma & Hustings, 2001). Desondanks was de verspreiding in de jaren '50 en '60 vergeleken met de huidige verspreiding nog ruim. In Noord-Brabant en Limburg werd de Duinpieper nog voor 13 resp. 8 gebieden als broedvogel opgegeven, met een populatie van enkele tientallen paren. Dit zal nog een onderschatting zijn geweest. In de periode 1973-77 telde de landelijke populatie nog maar 100-150 paren, in 1979-83 50-75 en in 1996-97 40-60. Duinpiepers zijn inmiddels verdwenen van alle buiten de

Veluwe gelegen broedplaatsen. Ook de Veluwe onderging een aderlating. Dichtheden zoals in 1942-43 op de Doornspijkse Heide (5-6 paren per 150 ha) zijn nu uitzonderlijk. Het aantal Duinpiepers op het Kootwijkerzand is sterk aan fluctuaties onderhevig, maar sinds 1994 is van een duidelijke afname sprake (Figuur B3.1).



Figuur B.3.2 Aantal territoriale Tapuiten op het Kootwijkerzand in 1988-2000. Voor 1988, 1992 en 2000 is het minimum- en maximaal aantal gegeven. (Gegevens: H. Sierdsema en R. Vogel).

Ook voor de Tapuit mag worden aangenomen dat aantalsafname al vroeg in de 20^e eeuw de regel was, vanwege de grootschalige bebossing van zandverstuivingen en heidevelden. In de periode 1960-91 vielen de aantallen sterk terug, vooral in het binnenland, met een afname van minstens 25% op de Veluwe tot 60-80% in Noord-Brabant en Limburg. De afname heeft daarna doorgezet en geleid tot het een grootschalig uitsterven van de soort: op de zuidoost Veluwe ging de stand van 70-80 paren in 1980, naar nul in 1997/98. Ook op het Kootwijkerzand vond een decimering van de aantallen plaats (Figuur B3.2). Drenthe vormde enige tijd een uitzondering op de algehele afname. Het verwijderen van bos of opslag op voormalige stuifzanden zorgde voor uitbreiding van broedhabitat. Recentelijk is echter ook in Drenthe van een afname sprake. In Nederland waren in 1979-85 naar schatting 1900-2000 broedparen in ons land aanwezig, tegen 1500-1900 in 1989-91 en maximaal 500-700 in 1998-99 (Bijlsma & Hustings, 2001).

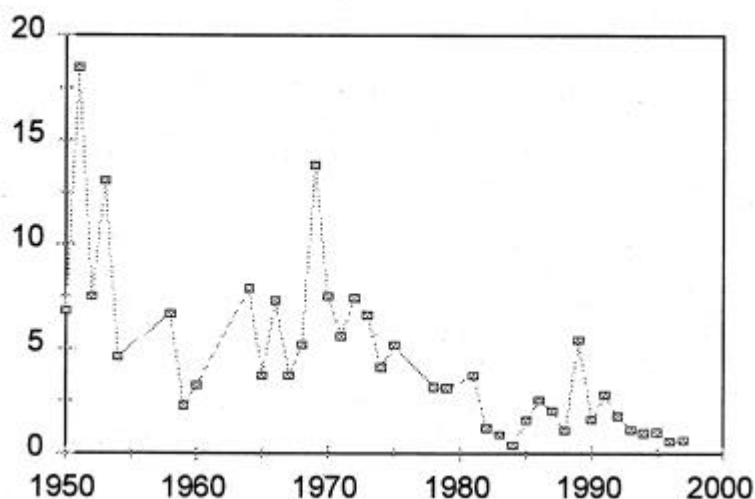
De Boomleeuwerik is als enige karakteristieke stuifzandvogel in aantal toegenomen. In de jaren vijftig en zestig vond echter eerst een afname plaats, die vanaf eind jaren zeventig veranderde in een opwaartse trend. In 1973-77 telde ons land 1000-1200 broedparen, tegen 2500-3000 in 1980-84, 850-1000 in 1985/96 en 2700-3500 in 1989-91. De toename in de jaren zeventig is in eerste instantie toe te schrijven aan de herbezetting van en de verdichting in de optimale habitat als zandverstuivingen en schrale heidevelden, en de kolonisatie van grote storm- en brandvlaktes in bossen. Halverwege jaren tachtig volgde een nieuw dieptepunt in de Boomleeuwerikpopulatie, als gevolg van een reeks van strenge winters. Inmiddels is de soort deze klap weer te boven. Momenteel wordt gewag gemaakt van aantalsafnames op lokaal niveau, voor in de duinen (Bijlsma & Hustings, 2001).

De populatie van de Kleine heivlinder is eind vorige eeuw sterk afgenomen, vooral als gevolg van grootschalige inplantingen van stuifzanden met dennenbos, waardoor grote oppervlakten geschikt habitat verdwenen. De achteruitgang heeft zich in de loop van de hele 20^e eeuw doorgezet, een trend die ondanks de relatief grote

jaarlijkse fluctuaties duidelijk zichtbaar is (Figuur B3.3). De grote aantalsfluctuaties hangen samen met weersinvloeden, waarvoor deze soort in ons land, gelegen aan de noordwestrand van zijn areaal, relatief gevoelig is. Koude zomers en/of veel neerslag hebben een nadelig effect op het activiteitsniveau van de vlinders en dus op het reproductiesucces. De omvang van de fluctuaties in relatie tot de omvang van de populatie maakt dat de kans op uitsterven in de nabije toekomst aanwezig is. Waarschijnlijk vanwege klimatologische omstandigheden is de Kleine heivlinder ook nooit aanwezig geweest ten noorden van de Veluwe, bijvoorbeeld op de Drentse stuifzanden. De soort verdween waarschijnlijk eind 19e eeuw al van de Utrechtse Heuvelrug. In loop van de jaren zeventig en tachtig zijn ook alle resterende populaties in Noord-Brabant en Limburg verdwenen, zodat de soort nu alleen nog voorkomt op de Veluwe.

De aantallen Kommavlinders zijn sinds 1990 met ongeveer 75% afgenomen. Vooral met de binnenlandse populatie gaat het slecht; de soort is inmiddels vrijwel verdwenen uit Brabant en Limburg (van Swaay & Ketelaar 2000).

Veranderingen in heel NL sinds 1950



Figuur B.3.3 Relatieve aantalsontwikkeling van de Kleine heivlinder in Nederland sinds 1950. (Gegevens: de Vlinderstichting).

Heivlinders zijn vooral begin jaren negentig sterk in aantal achteruit gegaan (met ongeveer 75%). Sindsdien lijkt de populatie weer langzaam toe te nemen (van Swaay & Ketelaar 2000).

In het binnenland wordt de waarschijnlijke achteruitgang van de Blauwvleugelsprinkhaan gecamoufleerd door de intensieve recente inventarisaties. Aanwijzingen voor de achteruitgang zijn dat de soort in bepaalde delen van Nederland geheel is verdwenen en dat de huidige populaties vaak zeer klein zijn en geïsoleerd liggen. In de duinen is de Blauwvleugelsprinkhaan waarschijnlijk niet achteruit gegaan (Kleukers et al., 1997). Populaties zijn onderhevig aan grote fluctuaties onder invloed van weersomstandigheden in de zomer.

De populatie van de Veldkrekkel in Nederland is sterk achteruit gegaan. Voor 1980 werd de soort nog in 171 atlasblokken aangetroffen, na 1980 nog maar in 52. Dit zal nog een onderschatting van de afname zijn, omdat de inventarisatie-inspanning in de laatste periode hoger was. Veldkrekels zijn inmiddels verdwenen uit Salland, Twente, de Achterhoek, noordelijke Veluwe en het grootste deel van de Utrechtse Heuvelrug. Populaties kunnen enorm fluctueren onder invloed van weersomstandigheden (Kleukers et al., 1997).

De schaarse loopkevergegevens duiden op een lichte afname van *Amara infima* in Nederland en de ons omringende landen en een sterke afname van *Cymindis macularis* in Nederland en het omliggend gebied. Ook van *Harpalus neglectus* is het aantal vindplaatsen sterk teruggelopen en de soort dreigt uit ons gebied te verdwijnen. Dit is mogelijk als gebeurd in het Zeeuwse en Zuidhollandse duingebied. Op de Kraloërheide is tientallen jaren onderzoek gedaan naar het voorkomen van loopkevers. In de loop der jaren verdween *Cicendela sylvatica*, in delen van het gebied ook *Amara praetermissa*, *Amara quenseli* en *Harpalus solitaris*. In aantal achteruit gingen *Bembidion nigricorne*, *Nebria salina* en *Olisthopus rotundatus* (Turin, 2000).

De in deze bijlage besproken selectie van karakteristieke stuifzandsoorten gaat bijna unaniem in aantal en/of verspreiding achteruit in Nederland. Dat is ook de indruk die bestaat van andere dieren die thuishoren in het stuifzandlandschap.