

Preadvies Duin- en Kustlandschap

S.M. Arens, A.B. van den Burg, P. Esselink, A.P. Grootjans, P.D. Jungerius,
A.M. Kooijman, C. de Leeuw, M. Löffler, M. Nijssen, A.P. Oost, H.H. van Oosten,
P.J. Stuyfzand, C.A.M. van Turnhout, J.J. Vogels, M. Wolters



landbouw, natuur en
voedselkwaliteit

Auteurs en adressen

Samenstelling A.B. van den Burg

- Hoofdstuk 1. A.B. van den Burg, A.M. Kooijman
- Hoofdstuk 2. S.M. Arens, A.P. Oost, M. Löffler
- Hoofdstuk 3. S.M. Arens, A.P. Oost, P.D. Jungerius, M. Löffler
- Hoofdstuk 4. S.M. Arens, A.P. Oost, Prof. dr. P.D. Jungerius, M. Löffler
- Hoofdstuk 5. A.P. Grootjans, P.J. Stuyfzand, C. de Leeuw
- Hoofdstuk 6. P. Esselink, M. Wolters
- Hoofdstuk 7. P.D. Jungerius, A.M. Kooijman
- Hoofdstuk 8. M. Nijssen, A.B. van den Burg
- Hoofdstuk 9. M. Nijssen, A.M. Kooijman, C.A.M. van Turnhout, H.H. van Oosten, J.J. Vogels, A.B. van den Burg
- Hoofdstuk 10. A.P. Grootjans, C. de Leeuw, M. Nijssen
- Hoofdstuk 11. Dr. P. Esselink, M. Wolters

© 2009 Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit

Rapport DK nr. 2009/dk113-O

Ede, 2009

ISBN: 978-90-75789-16-4

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij de directie Kennis onder vermelding van code 2009/dk113-O en het aantal exemplaren.

Oplage 150 exemplaren

Samenstelling Dr.Ir. A.B. van den Burg

Druk Ministerie van LNV, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij

Productie Directie Kennis
Bedrijfsvoering/Publicatiezaken
Bezoekadres : Horapark, Bennekomseweg 41
Postadres : Postbus 482, 6710 BL Ede
Telefoon : 0318 822500
Fax : 0318 822550
E-mail : DKinfobalie@minlnv.nl

Voorwoord

Het Nederlandse duin- en kustlandschap wordt gekenmerkt door een grote biodiversiteit. In steeds grotere delen van het kustlandschap neemt deze biodiversiteit echter geleidelijk af. Een belangrijke oorzaak hiervan is de sterke toename van atmosferische depositie van stikstof tot in de 80-er jaren van de vorige eeuw, daarna enigszins teruglopend maar nog steeds op een te hoog niveau om een geringe successiesnelheid van voedselarme vegetaties te waarborgen. Een even belangrijke, zo niet belangrijkere oorzaak van afnemende biodiversiteit ligt in de grootschalige kunstmatige vastlegging van duin- en kweldergebieden ten behoeve van menselijk gebruik van de kuststrook en vooral ook kustverdediging. Waar voorheen een sterke dynamiek zorgde voor een periodieke afvoer van gestapelde organische stof uit het ecosysteem, zet nu de successie in verhoogd tempo door. In duinvalleien en andere ingesloten laagten in het kustgebied leidt ook verdroging tot het verdwijnen van karakteristieke soorten en vaak tot een versnelling van de natuurlijke successie. Een overmatige afvoer van oppervlaktewater of onttrekking van grondwater via intensieve ontwateringstelsels in het aangrenzende gebied of drinkwateronttrekkingen is veelal de oorzaak van dit probleem. Al deze processen hebben er toe geleid dat veel soorten horend bij jonge, voedselarme en traag ontwikkelende habitats het steeds moeilijker krijgen. Dit heeft z'n weerslag op het voorkomen van de van oudsher karakteristieke soorten van een open kustlandschap.

Het onderkennen van dit type sturende processen van de natuur in kustsystemen heeft, behalve tot een omdoping van het eerdere OBN-deskundigenteam "Droge duinen" in het huidige OBN-deskundigenteam "Duin- en kustlandschap", ook geleid tot een heroriëntatie op de aard van het vanuit natuurbeheer gewenste duin- en kustonderzoek. Men realiseert zich steeds meer dat processen op grotere tijd- en ruimteschalen cruciaal zijn voor de ontwikkeling van kustecosystemen. Dit betekent dat in het kustonderzoek binnen OBN veel nadrukkelijker aandacht besteed gaat worden aan onderzoek op landschapsniveau met veel aandacht voor geomorfologische en hydro- en geochemische processen als sturende factoren. Daarnaast blijft echter onderzoek op standplaatsniveau tevens van belang.

Het voorliggende preadvies geeft een analyse van bestaande kennis en van kennisleemten. Op basis daarvan worden bestaande onderzoekslijnen verder uitgewerkt en nieuwe onderzoekslijnen ontwikkeld, met name betreffende natuurlijke ontwikkelingen op landschapsniveau en de doorwerking daarvan naar vegetatiesuccessie en de structuur en het functioneren van karakteristieke voedselwebben in duin- en kustlandschap.

DE DIRECTEUR DIRECTIE KENNIS
Dr. J.A. Hoekstra

Inhoudsopgave

1	Inleiding	9
1.1	Het OBN	9
1.2	Doelstelling van het preadvies	9
1.3	Een preadvies voor OBN-onderzoek in het duin- en kustlandschap	9
1.4	Leeswijzer	11
2	Schaalniveaus en rangordemodel	13
2.1	Hiërarchie in geomorfologische processen	13
2.2	Schaalniveaus in de ecologie	14
2.3	Inspelen op het juiste schaalniveau	15
3	Sturende processen op macroschaal	17
3.1	Sturende processen	17
3.2	Landschapsvormen op macroschaal	20
3.3	Grootschalige fossiele vormen	24
4	Sturende processen op meso- en microschaal: droge duinen	27
4.1	De hoog-dynamische landschapselementen	27
4.2	Laag dynamische duinen	31
5	Sturende processen op meso- en microschaal: natte duinen	35
5.1	Zoete grondwaterlichamen in kustduinsystemen	35
5.2	Chemische samenstelling van duingrond- en oppervlaktewater	37
5.3	Hydrologische typering van duinvalleien	38
5.4	Washovers en sluffers	39
5.5	Groene stranden	40
5.6	Effecten begroeiing op waterbalans zoete water	40

5.7	Waterwinning in de duinen	41
6	Sturende processen op meso- en microschaal: kwelders	47
6.1	Wat zijn kwelders of schorren?	47
6.2	Kweldertypologie	48
6.3	Kwelderdynamiek	49
6.4	Vastelandkwelders	50
6.5	Westerschelde	54
6.6	Oosterschelde	55
7	Bodemvorming en beschikbaarheid van nutriënten	59
7.1	Classificatie	59
7.2	Concepten van de bodem	59
7.3	De landschappelijke benadering	60
7.4	Bodemchemie en beschikbaarheid van N en P	61
8	Ecologie van embryonale en witte duinen	67
8.1	Strand en vloedmerken	67
8.2	Embryonale duinen	68
8.3	Zeereep (zeeduinen) en stuifdijk	69
9	Ecologie van de grijze duinen	73
9.1	Het grijze duin	73
9.2	Duingraslanden	74
9.3	Roofbouw in duingebieden: het Zeedorpenlandschap	78
9.4	Aantasting van de grijze duinen: het waar en waardoor van vergrassing	79
9.5	Huidig beheer duingraslanden	81
9.6	Duinstruwelen en Duindoornlandschap	85
9.7	Bossen van de binnenduinen	87
10	Ecologie van duinsystemen gedomineerd door hydrologische processen	91
10.1	Duinvalleien	91
10.2	Washovers en sluffers	101

10.3	Groene stranden	101
10.4	Binnenduinenranden, veenvormende vegetaties en kalkmoerassen	106
11	Ecologie van kwelders en schorren	107
11.1	Zonering op de Kwelder	107
11.2	Kweldervorming en successie	107
11.3	Natuurlijke grazers en beweiding	111
11.4	Kwelderclimax	113
11.5	Veroudering	114
11.6	De functie van kwelders voor behoud van biodiversiteit	114
11.7	Europese betekenis van Nederlandse kwelders	116
11.8	Algemene herstelmaatregelen en huidig beheer	118
11.9	Herstelmaatregelen en huidig beheer op plaat-kwelders	123
11.10	Herstelmaatregelen en huidig beheer vasteland-kwelders Waddenzee	124
11.11	Oosterschelde	125
12	De richting van het toekomstig onderzoek en ingrepen	127
12.1	Uitgangspunten naar aanleiding van huidige inzichten	127
12.2	Geprioriteerde onderzoeksthema's	127
12.3	De ontwikkeling van maatregelen voor het behoud van de faunabiodiversiteit in het duinlandschap: de meer-waarde van een combinatie van 'top down' en 'bottom up' onderzoek	132
12.4	Monitoring	133
12.5	Draagvlak voor ingrepen	134
13	Samenvatting	137
	Literatuur en bibliografie	143
	Bijlage 1: Knelpunten en vragen vanuit de workshops	161
	Bijlage 2: Onderzoeksthema's Kwelders	169

1 Inleiding

1.1 Het OBN

Het OBN is door het Ministerie van LNV in het leven geroepen als 'Overlevingsplan Bos en Natuur' met als voornaamste doelstelling het herstellen van door Ver-factoren (Verzuring, Vermesting, Verdroging) aangetaste natuurterreinen en het voorkomen van schade aan natuurterreinen door de dreiging van Ver-factoren. Herstelmaatregelen zijn nog nodig zolang brongerichte maatregelen niet voldoende zijn verbeterd om de duurzame instandhouding en ontwikkeling van ecosystemen te waarborgen en de uitgangssituatie nog onvoldoende geschikt is. Het OBN heeft zich ontwikkeld als een daadkrachtig en succesvol instrument voor het natuurherstel en -behoud en is verbreed tot het huidige netwerk 'Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit', waarin ook het soortenbeleid is ondergebracht. Er is nog altijd sprake van een verlies van biodiversiteit in Nederland, zowel door reeds genoemde ver-factoren als door versnippering en het verdwijnen van voormalig gebruik van halfnatuurlijke landschappen. Onderzoek ten behoeve van herstelmaatregelen van landschappen, systemen en biodiversiteit zal derhalve nog lange tijd nodig zijn. In het kader van het OBN zijn al enkele rapporten over het duin- en kustlandschap verschenen, die als sleuteldocumenten gezien kunnen worden: (1) Eerste fase project 'Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in open droge duinen' (EGM-1; Van der Meulen *et al.* 1996), (2) Basisdocument OBN Inhaalslag OBN-Fauna Duinen (Van Turnhout *et al.* 2003) en (3) Eindrapport tweede fase project 'Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in open droge duinen' (EGM-2; Kooijman *et al.* 2005).

1.2 Doelstelling van het preadvies

Dit preadvies is geschreven om knelpunten voor het behoud van de biodiversiteit in het duin- en kustlandschap te signaleren en in te bedden in hun landschappelijke en ecologische context. Op basis van deze inventarisatie worden aan het einde van dit preadvies onderzoeksthema's geprioriteerd, die in de komende periode van ongeveer 5 jaar uitgewerkt zouden moeten worden. Dit onderzoek heeft tot doel zowel de kennislacunes op te vullen, als op basis van de verworven kennis beheerders te adviseren over maatregelen in hun terreinen.

1.3 Een preadvies voor OBN-onderzoek in het duin- en kustlandschap

Het duin- en kustlandschap begint waar de zee eindigt, en eindigt waar het laagveen- en zeekleilandschap begint. Hiertussen zitten vooral kwelders, stranden en duinen, met gebruikersfuncties zoals zeewering, recreatie, waterwinning, woongebied, transportzones en industrie. Mensen hebben een grote invloed gehad op het kustlandschap en dit zal ook in de toekomst zo blijven. De veiligheid van grote gebieden in Noord- en West-Nederland is nu eenmaal afhankelijk van de continuïteit

van een zeewering die opgewassen is tegen zware stormen en de zeespiegelrijzing zoals deze zich voltrekt.

De mens heeft het kustlandschap op verschillende schaalniveaus beïnvloed. Een maatregel met grootschalige effecten is de aanleg van de deltawerken. Andere voorbeelden zijn de (grootschalige) aanleg van dijken, de inpoldering van laagveengebieden, kwelders en schorren, landaanwinning, het afgraven van veengebieden, het graven van het Noordzeekanaal en de afsluiting van de Lauwersmeer en IJsselmeer. Op iets kleinere schaal heeft de aanleg van stuifdijken en het suppleren van zand voor de kustverdediging, de natuurlijke ontwikkeling van duinsystemen en de Waddeneilanden beïnvloed. Omdat dit op heel veel plaatsen gebeurde, is de gezamenlijke impact heel groot geweest.

De mens heeft ook sterke invloed gehad op het al dan niet stuiven van het zand. Zo heeft het vroegere agrarisch gebruik van het duingebied (kleinschalig, maar intensief) mede geleid tot geweldige verstuiwingen, die weliswaar hele dorpen bedreigden, maar ook een verhoging van de biodiversiteit met zich meebrachten (zeedorpenlandschap). In een latere fase zijn verstuiwingen door het actieve vastleggingsbeheer weer grotendeels uit het duingebied verdwenen. Andere ingrepen met een groot effect vonden plaats in het hydrologische systeem. Een verlaagd waterpeil in poldergebieden, grondwateronttrekking in het duinmassief, infiltratie van oppervlaktewater en het draineren van natte duinvalleien heeft een grote impact gehad op de biodiversiteit en variatie van de duinen. Daarnaast heeft atmosferische depositie van verzurende en vermestende stoffen (N) een grote rol gespeeld. Grote delen van het duingebied verdroogden, verzuurden en eutrofieerden.

Zowel ondanks als dankzij het menselijk gebruik heeft Nederland nu nog een groot aantal natuurgebieden langs de kust liggen, de Zeeuwse en Zuid-Hollandse estuaria, de vastelandsduinen van Holland en tenslotte het Waddengebied. De waarde van deze gebieden voor de biodiversiteit is enorm, zowel voor planten en dieren die jaarrond in Nederland blijven, als de vogels die vluchtig lijken te passeren, maar waarvoor de foerageermogelijkheden aan onze kusten cruciaal zijn. De waarde van onze kust neemt verder toe als we deze in het perspectief plaatsen van onze buurlanden, waar de diversiteit aan kustvormen per oppervlak kleiner is en het menselijk gebruik van het kustgebied intensiever. Het Nederlands kustgebied is dus niet alleen van unieke betekenis voor de biodiversiteit in Nederland, maar ook voor West-Europa. Het is des te zorgelijker te constateren dat de biodiversiteit in het Nederlands duin- en kustlandschap de laatste decennia achteruit is gegaan. De VER-factoren (verdroging, verzuring, vermesting) hebben hier in belangrijke mate aan bijgedragen.

De VER-factoren (met name vermesting) hebben gezorgd voor verhoogde biomassa-productie, waardoor soorten van open standplaatsen het niet meer volhielden. Tegelijkertijd trad een achteruitgang op van het natuurlijke herstelvermogen van het kustlandschap door verminderde dynamiek (vastleggen van verstuiwing en kustlijnbehoud). Samen veroorzaakten de VER-factoren en het gebrek aan dynamiek de vergassing, verstruweling en versnelde successie. Er zijn voorbeelden van succesvolle herstelprojecten, maar veel van de effectgerichte maatregelen tegen vermesting lijken de oorspronkelijke, gewenste situatie niet goed te herstellen. Door de effecten van maatregelen precies te onderzoeken, weten we nu al veel meer waarom bepaalde maatregelen anders uitpakken dan aanvankelijk verondersteld en welke problemen deze met zich meebrengen.

Inmiddels is de depositie van verzurende en vermestende stoffen verlaagd, maar een verdere verlaging zal de komende periode naar verwachting nauwelijks optreden. Daarom wordt in dit preadvies vooral ingezet op het een verbetering van het natuurlijk herstelvermogen van het kustlandschap, door herstel van de geomorfologische processen die de vorming van het landschap aansturen. Stuivend zand, opslibbing en opborrelend kwelwater zijn bijvoorbeeld bronnen van vers bodemmateriaal en mineralen, waar het in uitgeloopte bodems vaak aan ontbreekt. Opslibbing en verstuiwing zorgen tevens voor nieuwe pionierssituaties, die eveneens schaars zijn geworden. Van het terugbrengen van de natuurlijke dynamiek in het kustlandschap wordt verwacht dat het een groot gedeelte van de problemen voor het natuurbehoud zal kunnen oplossen. Daar waar de landschappelijke context van een

gebied het grootschalig herstarten van geomorfologische en hydrologische motoren niet toelaat, zijn ook nog mogelijkheden voor herstel op kleinere schaal, door meer nadruk te leggen op herstel van de bodemkwaliteit. De vernieuwing van de kijk op maatregelen die in het kustlandschap genomen zouden moeten worden, vraagt om een preadvies. Hierin brengen geomorfologen, hydrologen, bodemkundigen en biologen hun huidige inzichten bijeen ten aanzien van de knelpunten die het behoud van de natuurwaarden in de weg staan. Ook formuleren zij de onderzoeksvragen die voor de uitvoering, evaluatie en bijstelling van de nieuwe maatregelen het grootste belang hebben.

Deze groep van deskundigen staat dus voor de uitdaging om beheerders gezamenlijk, geïntegreerd en eenduidig te adviseren over de herstelmogelijkheden van de dynamiek en biodiversiteit in hun gebieden. De totstandkoming van dit preadvies is wat dat betreft een mijlpaal in de samenwerking tussen verschillende disciplines. Hoewel dit preadvies primair bedoeld is om een gemeenschappelijk interdisciplinair onderzoeksprogramma te formuleren, is geprobeerd beheerders alvast inzicht te geven in het verband tussen de huidige problematiek en de mogelijke oplossingen. De precieze vorm van de maatregelen is echter erg afhankelijk van de uitgangssituatie van het terrein en hierdoor moeilijker generiek te maken. Dit preadvies is dus geen blauwdruk voor uitvoering en samenwerking tussen onderzoekers en beheerders blijft dus cruciaal voor het welslagen van maatregelen.

1.4 Leeswijzer

Bij de totstandkoming van dit preadvies zijn in de beginfase drie workshops georganiseerd voor beheerders, beleidsmakers en onderzoekers. Deze workshops hebben geleid tot een ruime inventarisatie van mogelijke knelpunten voor het voortbestaan van de biodiversiteit in het Nederlandse kustlandschap. Alle genoemde knelpunten zijn terug te vinden in de workshopverslagen die als bijlage in deze rapportage zijn opgenomen. De prioritering hierin is sturend geweest voor de inhoud van het preadvies. Dit rapport is dus geen totaaloverzicht van alle bestaande kennis van de natuur van de Nederlandse kust, maar duidelijk gericht op de belangrijkste knelpunten.

Het preadvies maakt duidelijk waarom het terugbrengen van dynamiek in het kust- en duinlandschap gezien wordt als de meest kansrijke maatregel voor het behoud van de biodiversiteit op de lange termijn. Het grootste deel van de rapportage is erop gericht een beschrijving te geven van de wijze waarop dynamiek, de vorming van landschapselementen en de ecologie met elkaar samenhangen.

In dit preadvies wordt eerst ingegaan op hoe het landschap is ontstaan, welke landschapsvormende processen een rol spelen en welke afzonderlijke landschapselementen te herkennen zijn. Het kustlandschap wordt achtereenvolgens op macro-, meso- en microschaal besproken. Met uitzondering van de macroschaal, worden kwelders door het hele preadvies afzonderlijk behandeld van het strand en de duinen. Aparte aandacht is er voor de zoetwaterhydrologie van duinsystemen, als belangrijke abiotische sturende factor voor biodiversiteit.

Na de uiteenzetting over de abiotiek wordt vervolgens ingegaan op de ecologie van de verschillende deelsystemen. Voor de grijze duinen worden bodemkundige aspecten apart uitgelicht. Het OBN-onderzoek in de duinen heeft in het recente verleden veel nieuwe informatie over duinbodems opgeleverd. De bodemkwaliteit is sterk bepalend voor de natuurwaarden van het duinlandschap en veel beheervormen grijpen hierop in. In het ecologische gedeelte van het preadvies komen ook de voornaamste huidige beheervormen aan bod.

Ten slotte maakt het rapport duidelijk welke kennislacunes zich nog voordoen met betrekking tot herstel van het kustlandschap, en welke hiervan prioriteit zouden moeten krijgen bij de onderzoeksfinanciering.

Wat staat er niet in het preadvies?

De precieze grenzen van het duin- en kustlandschap zijn niet scherp te trekken. In dit preadvies zijn aspecten van de mariene biologie buiten beschouwing gelaten en zo ook de slikplaten die met eb droogvallen. Ook de ecologie van fauna die van de zee

afhankelijk is (zeehonden en veel vogelsoorten) is niet opgenomen. Aan de andere zijde van het spectrum is geen aandacht besteed aan brakke tot zoete watergebieden als het IJsselmeer en de Lauwersmeer. Met maatregelen als het inrichten van binnendijkse brakwatergebieden is nog heel weinig ervaring opgedaan en er zijn nog weinig onderzoeksresultaten voorhanden. Ook krijgen de binnenduinranden buiten het Waddengebied en de precieze effecten van de verzoeting van de Zeeuwse Delta na het afsluiten van de zeearmen weinig aandacht, door het ontbreken van overzicht. Ook een historisch overzicht van dynamiek in de Hollandse kustduinen ontbreekt. Een beheervorm die helemaal niet aan de orde komt is brandbeheer in de duinen. Op dit moment vindt het preadvies 'Branden' echter ook haar voltooiing, dus hiernaar zij verwezen.

In dit preadvies is veel kennis gegeneraliseerd. Dit gaat voorbij aan het feit dat er binnen globale regio's (zoals Waddendistrict versus Renodunaal district) veel meer variatie bestaat dan uit dit preadvies naar voren komt. Ook zijn er binnen regio's gebieden met heel specifieke omstandigheden die hier niet aan bod komen. Advisering over beheer is maatwerk, waarin gebiedseigen variatie meegenomen moet worden.

2 Schaalniveaus en rangordemodel

Voor een duurzaam beheer van het kustlandschap met de aanwezige landschapselementen, flora en fauna is het de kunst in te spelen op de dynamiek die het landschap vormt. Het eerste gedeelte van het preadvies gaat in op de geomorfologische dynamiek op verschillende tijd- en ruimteschalen en de landschapsvormen die in het Nederlandse kustgebied zijn ontstaan.

2.1 Hiërarchie in geomorfologische processen

De kust is een dynamisch landschap, dat is gevormd door een samenspel van wind, zee, zand en slib. De geomorfologische dynamiek is bepalend geweest voor het ontstaan van strand, duinen en kwelders met de bijbehorende biodiversiteit. Nog steeds zijn er gebieden langs de kust waar we deze dynamiek kunnen ervaren en getuige kunnen zijn van veranderingen in het landschap: soms in de loop van jaren, maanden of zelfs in een dag.

In geomorfologische processen is een hiërarchie in tijd en ruimte te herkennen: processen die langzaam verlopen en in een groot gebied spelen, bepalen het 'speelveld' voor sneller verlopende en kleinschaliger processen (Fig. 2.1). Tegelijkertijd sturen kleinere eenheden ook de landschapsvorming op een grotere schaal (op de daarboven gelegen ruimtelijke schaal). Geomorfologische eenheden van vergelijkbare schaalniveaus beïnvloeden bovendien elkaar. Denk daarbij bijvoorbeeld aan de sterke interactie tussen buitendelta en Waddeneiland of, op kleinere schaal, tussen strand en zeereep. De gezamenlijke processen en interacties vormen op elke tijd- en ruimteschaal geomorfologische eenheden, elk met een eigen kenmerkende ontwikkeling.

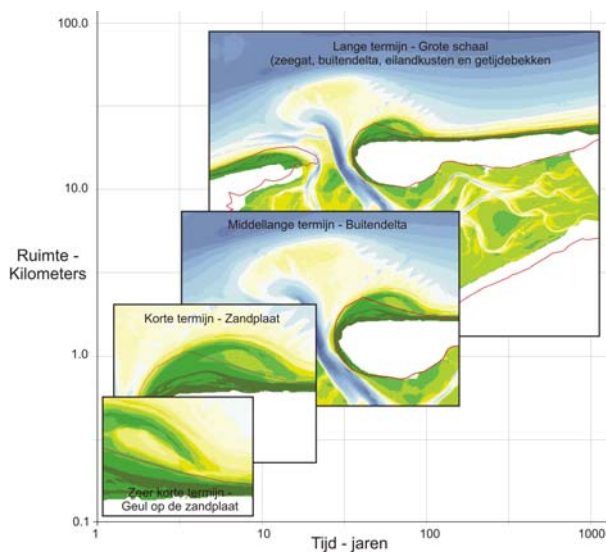
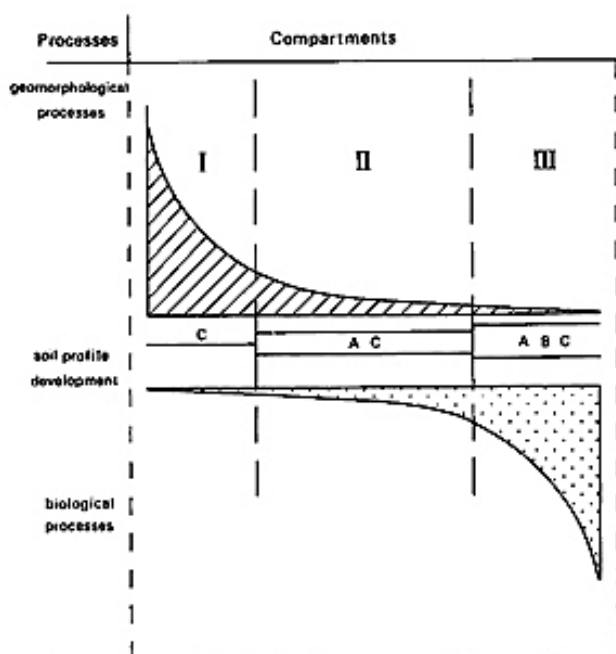


Fig. 2.1 Een voorbeeld hoe grotere geomorfologische eenheden zich ontwikkelen op grote tijd- en ruimteschalen en opgebouwd zijn uit kleinere eenheden die zich ontwikkelen op kleinere tijd- en ruimteschalen.

Bakker *et al.* (1979) laten met een landschapsecologische benadering zien dat in het dynamische kustlandschap de geomorfologie sturend is voor de ecologie en dat er duidelijke terugkoppelingen zijn tussen ecologie en geomorfologie. De habitattypen van het kust- en duinlandschap worden bepaald door de relatie tussen de fysische en ecologische processen. Deze interactie wordt vaak beschreven aan de hand van een model dat speciaal is ontworpen voor de kust en de duinen, omdat de geomorfologische processen van zee en wind daar bijzonder actief zijn (Fig. 2.2). De bodemvorming is een maat voor de progressie van de successie. In de 0-situatie zijn alleen de geomorfologische processen actief en kunnen zich alleen pioniersoorten vestigen. Naarmate de successie voortschrijdt remmen de biologische processen de geomorfologische processen af. Dit is het stadium van de 'grijze duinen' waarin zich een humeuze A horizont begint te ontwikkelen. Tenslotte is de bodem geheel door vegetatie bedekt en zijn de geomorfologische processen uitgespeeld. Is het eindstadium bos, dan ontstaat in het bodemprofiel een B horizont. Het model is te lezen op een ruimte schaal (zonering van zeereep naar binnenduintrand) en in de tijd (voortschrijden van de successie)



Figuur 2.2. Weergave van een conceptueel model van fysische en ecologische processen die gezamenlijk de habitattypen vormen (uitleg: zie tekst; Bakker *et al.* 1979).

2.2 Schaalniveaus in de ecologie

Naast landschappelijke eenheden die in te delen zijn al naar gelang de geomorfologische ontwikkeling is in landschappen ook een ecologische indeling te herkennen, waarop eveneens verschillende schaalniveaus van toepassing zijn. De ecologische indeling kan worden beschreven aan de hand van ecotopen, ofwel samenhangende landschapseenheden en vegetatieseries. Op verschillende schaalniveaus variëren de diversiteit, hydrologie, bodemontwikkeling en stabiliteit. Enkele voorbeelden:

- **Macroschaal** (samenhangende landschapseenheden en vegetatieseries, inclusief hydrologie en bodemontwikkeling). Voorbeelden van samenhangende eenheden op macroschaal (macrochoor) zijn bijvoorbeeld: zeereep, zeeduin, middenduin, binnenduin en binnenduintrand (allen binnen de geomorfologische eenheid van het duinboogcomplex).
- **Mesoschaal** (landschapseenheden, vegetatieseries, inclusief hydrologie en bodemontwikkeling). Een voorbeeld van een landschapseenheid op mesoschaal (mesochoor) is een natte duinvallei (in vegetatiekundige termen: een

samenhangende eenheid van enkele vegetatietypen behorende tot de hygroserie) met de hele gradiënt van nat naar droog.

- *Microschaal* (concrete vegetatie eenheid, inclusief bodemontwikkeling, bodemfauna). Een voorbeeld is bijvoorbeeld een Knopbiesvegetatie, inclusief relaties met microbiële matten, algenmatten en mycorrhizagemeenschappen.

Welk niveau relevant is voor de ecologie, verschilt per soort(groep). Zo is voor het voorkomen van mijten vooral de microschaal relevant. Vlinders zijn daarentegen vooral afhankelijk van relaties op mesoschaal, en veel vogelsoorten, zoals de Grauwe kiekendief, zijn afhankelijk van het landschap op macroschaal.

2.3 Inspelen op het juiste schaalniveau

Voor effectief en duurzaam natuurherstel moet worden ingespeeld op het juiste schaalniveau. Dit is niet *per se* het schaalniveau waarop het knelpunt speelt. Om knelpunten op meso/microschaal effectief aan te pakken moeten soms maatregelen worden getroffen op macroschaal.

Eén van de grootste knelpunten in het kustlandschap betreft de geleidelijke verstarring van het duingebied en kwelderareaal. De verruiging en het eenvormiger worden van duinvegetaties is een gevolg van de verstarring op standplaatsniveau (microschaal). Om deze aantasting te herstellen, zal grootschalig beheer nodig zijn, waarbij bijvoorbeeld verstuingen in de gehele zeeduinen weer duurzaam op gang gebracht worden (macroschaal). Omdat grootschalige processen tijd nodig hebben voordat ze effect sorteren, kan het nodig zijn om op korte termijn knelpunten met meer patroongerichte beheermaatregelen op te lossen, om te voorkomen dat natuurwaarden uit het duingebied verdwijnen, vóórdat de grootschalige processen zelf in staat zijn de degeneratie te stoppen.

Knelpunt 1: ingrepen op een schaalniveau waar niet de oorzaak ligt

Veel maatregelen zijn in het verleden op standplaatsniveau uitgevoerd maar blijken geen duurzaam effect te hebben, omdat ze de oorzaak van het probleem dat zich op een groter schaalniveau afspeelde niet verhielpen.

3 Sturende processen op macroschaal

3.1 Sturende processen

3.1.1 Het landschap in historisch perspectief

De ontwikkeling van het landschap op macroschaal wordt dus bepaald door grootschalige processen. Zo is de vorming van de Nederlandse kust het resultaat van de Holocene stijging van de zeespiegel over het onregelmatige Pleistocene landschap en de werking van getij, golven en wind in combinatie met de beschikbaarheid van sediment. Door de snelle wereldwijde stijging van het zeeniveau overstroomde vanaf ca. 9000 BP (*before present*) het Noordzeebekken. De lager gelegen Pleistocene dalsystemen in het kustgebied veranderden in grote mariene getijdenbekkens en het Rijn-Maasdal ontwikkelde zich tot een rivierdelta. Met een snelheid tot 80 cm per eeuw drong de zee in deze periode de beekdalen van het Laatglaciale landschap van de zuidelijke Noordzee en Nederland binnen. De stijging van de zeespiegel bepaalt tot ca. 6000 BP ook de Nederlandse zeespiegelcurve. Na deze tijd wordt bodemdaling geleidelijk de belangrijkste component van de relatieve zeespiegelstijging en begint de aangroei van de huidige Nederlandse kustlijn. Tot 7000 kalenderjaar geleden is 60% van de sedimenten in het laagland afgezet; 90% van het laagland bestond al 3500 jaar geleden (Beets & Van der Spek 2000). Door de enorme toevoer van sediment veranderde de kust vanaf 5500 BP in een gesloten kust (Pons & Wiggers 1960, Beets *et al.* 1992). Vanaf het begin van de jaartelling krijgt de kust de huidige vorm en ontstaat een kwetsbare balans tussen aangroei en erosie. Kort gezegd zijn er vier fasen in de historische kustvorming te onderscheiden: 1. Vorming van basisveen (9000 – 8000 BP), 2. Vorming van getijdebekken en zoutmoerassen (8000 – 6000 BP), 3. Sluiting en uitbouw van de kust (6000 – 2000 BP), en 4. Kustophoging en nieuwe inbraken (2000 BP – heden).

3.1.2 Klimaatverandering en zeespiegelrijzing

In de geologische geschiedenis is het klimaat altijd aan grote veranderingen onderhevig geweest. Het klimaat is sterk bepalend voor het kustlandschap: factoren als temperatuur, windsnelheid en neerslag bepalen of er sprake is van aangroei of erosie, moerasgroei, duinvorming, duinmobiliteit, etc. Klimaatverandering zal direct en indirect (via het voedselweb en terugkoppeling d.m.v. biota-sedimentinteracties) leiden tot sterke veranderingen in het ecosysteem van duinen en kwelders.

Wat de effecten van de huidige klimaatverandering precies zullen zijn, is niet goed te voorspellen. Daarvoor zijn de onzekerheden over klimaatverandering en het samenspel van klimaat, bodem, water en vegetatie te groot (Witte *et al.* 2008).

Mogelijke scenario's en modelvoorspellingen staan weergegeven in Witte *et al.* (2008). Voor het natuurbeheer is het van belang in te spelen op (negatieve) gevolgen en nieuwe kansen die ontstaan door klimaatveranderingen.

Met een toename van de gemiddelde temperatuur zijn er steeds meer zuidelijke plant- en diersoorten die zich in Nederland kunnen vestigen, terwijl noordelijke soorten dreigen te verdwijnen. De toekomst zal moeten uitwijzen of er zich onder de nieuwkomers geen invasieve soorten bevinden, waarvan de uitbreiding direct ten koste gaat de overige biodiversiteit. Ook van oudsher voorkomende soorten zouden sterk kunnen gaan domineren als gevolg van veranderingen in het klimaat.

Veranderingen in het niveau van de zeespiegel zijn eveneens van alle tijden. Tussen 1993 en 2003 steeg de zeespiegel wereldwijd met gemiddeld 3.1 mm per jaar en dat is sneller dan in de periode daarvoor, toen de stijging gemiddeld 2 mm per jaar bedroeg. De relatieve zeespiegelstijging in de periode 1900-2005 bedroeg ca 1,7 mm/jr bij Den Helder, 2,1 mm/jr bij IJmuiden en 2,6 mm/jr bij Hoek van Holland (Jensen *et al.* 1993). De verwachting is dat door het opwarmen van de aarde de stijgsnelheid deze eeuw zal toenemen en dat de zeespiegel in Nederland aan het eind van deze eeuw tot maximaal 85 centimeter zal zijn gestegen (ten opzichte van 1990). Mocht de ijsscap van Groenland sneller gaan afbrokkelen, dan kan dat veel meer worden; de onzekerheden hierover zijn echter groot.

De kwelderhoogte kan meegroeien met een stijgend zeeniveau, zolang de stijging niet te snel plaatsvindt waardoor de kwelder zou verdrinken. Wel zal het areaal afnemen, doordat kwelders aan de landzijde begrensd worden door een dijk en de kwelderrand zich landwaarts zal verplaatsen (coastal squeeze; zie Box 3.1).

Zandplaten, de Waddenzee en de waddeneilanden kunnen ook meegroeien met een stijging van het zeeniveau, maar of dit daadwerkelijk zal gebeuren zal afhangen van de snelheid van de zeespiegelstijging, het beschikbare zandbudget en de mate waarin de natuurlijke dynamiek zal worden toegestaan.

Box 3.1 Kwelderdynamiek bij de verwachte zeespiegelrijzing

Bij de verwachte zeespiegelrijzing is voor de respons van kwelders de stijging van het niveau van GHW (gemiddeld hoog water) van groter belang dan het gemiddeld zeeniveau. Het gaat daarbij niet om de absolute stijging, maar vooral de snelheid waarmee. Door een toename in de getijamplitude zal de toename van GHW beduidend hoger zijn dan de toename van het gemiddeld zeeniveau. In een worst-case scenario zou dit neerkomen op een stijgingssnelheid van het GHW van meer dan 1 cm/jaar of 100 cm/eeuw.

Vanwege de terugkoppeling tussen overstromingsfrequentie en opslibbing, zullen veel kwelders tot een zekere grens een versnelde stijging van GHW kunnen volgen. Deze drempelwaarde (*breakpoint* sensu Hofstede *et al.* 2005) kan per getijdenbekken en locatie verschillen. Van de Nederlandse kwelders lijken die in de Oosterschelde het meest kwetsbaar door de geringe beschikbaarheid van sediment en de afgenomen getijdendynamiek in dit bekken. De verwachting is dat bij een versnelde stijging van GHW hier de resterende schorren verdrinking zullen vertonen en uiteindelijk grotendeels verloren gaan (Storm 1999).

De vraag in hoeverre de kwelders in de Waddenzee een versnelde stijging van GHW kunnen opvangen hangt voor een groot deel af van wat er in de pionierzone gebeurt. De golfslag is hier het sterkst terwijl de vegetatie van voornamelijk eenjarige plantensoorten maar een geringe bedekking heeft, waardoor gemakkelijk erosie kan optreden (Houwing 2000). De lage en hoge kwelder, daarentegen, zijn veelal begroeid met een vegetatie bestaand uit overjarige soorten, die beter in staat is sediment in te vangen en vast te houden, waardoor deze zones relatief een hoge opslibbing zullen kennen en met een tijdsvertraging de stijging van GHW zullen volgen (Dijkema *et al.* 1990). Hierdoor zal een abrupte overgang tussen pionierzone en lage kwelder ontstaan en zal uiteindelijk klifvorming optreden. Deze situatie kan gemakkelijk tot verdere klifafslag leiden doordat een steeds steilere gradient tussen kwelderrand en pionierzone ontstaat (van de Koppel *et al.* 2005). Zonder onderhoud van de kwelderwerken zouden de vastelandkwelders door klifafslag 6 m/jaar kunnen verliezen (Dijkema 1991b). Ondanks een netto verticale opbouw dreigen kwelders bij een versnelde stijging van GHW in gevaar te komen door een horizontale achteruitgang van de kwelderrand.

De eiland- en vastelandkwelders in de Waddenzee verschillen in hun vermogen om een versnelde stijging van het GHW op te vangen. Voor eilandkwelders wordt een drempelwaarde gehanteerd van 5 mm/jaar; voor vastelandkwelders een waarde van 10 mm/jaar (Dijkema 1997). Deze waarden zijn afgeleid van opslibbingscijfers van relatief smalle kwelders of van dicht bij het wad gelegen kwelderdelen. Op meer naar binnen gelegen delen van brede kwelders is de opslibbing veel geringer (Esselink 2000, Schröder *et al.* 2002). Als gevolg van een versnelde stijging van GHW kunnen deze laaggelegen delen bij een stagnerende ontwatering zich als onbegroeide kwelderdommen ontwikkelen.

Knelpunt 2: vermindering kwelderareaal door zeespiegelrijzing

Door dijk aanleg hebben veel kwelders aan de landzijde een gefixeerde en harde begrenzing gekregen. Bovendien is op veel plaatsen door inpolderingen de bedijking in de loop der tijd zeewaarts opgeschoven. Wanneer de laagwaterlijn niet van positie verandert of zich als gevolg van de zeespiegelstijging landwaarts verplaatst, wordt het intergetijdengebied in een steeds nauwere zone samengeperst. Dit wordt *coastal squeeze* genoemd (Doody 2004). Coastal squeeze gaat gepaard met een toenemende helling van het intergetijdengebied. Dit vermindert de kansen op goed ontwikkelde pionierzones en de ontwikkeling van jonge kwelders. Overblijvende kwelders hebben een grote kans om door successie te verouderen.

3.1.3 Erosie en aanwas langs de Hollandse kust

Langs de Hollandse kust zijn er gebieden waar erosie overheerst en delen waar kustaangroei is. Tegenwoordig wordt gedacht dat de zandinvoer naar de Waddenzee via het Marsdiep tussen Den Helder en Texel de kusterosie beïnvloedt tot Egmond aan Zee (Stive & Eysink, 1989). Sinds tenminste 1850, maar waarschijnlijk zelfs eerder treedt hier erosie op met enkele m³/jrm (Eisma 1968, Ligtdag 1990, Wijnberg 1995). Bij de Hondsbossche Zeewering werd de erosie gestopt door de aanleg van de dijk. Deze bereikte haar huidige positie (na een aantal verplaatsingen) in 1823 (Wijnberg, 1995). Momenteel steekt deze zeewering zeewaarts uit door verdergaande kusterosie aan ten noorden en ten zuiden van de dijk.

Sinds 1850 laat het centrale deel van de Hollandse kust geen sterke erosie of sedimentatie meer zien. Sterke sedimentatie treedt op tussen km paal 51 (Wijk aan Zee) en paal 60 (4 km bezuiden de IJmuider Noordzeehaven), terwijl bij Bloemendaal aan Zee en Heemskerk erosie optreedt als gevolg van de aanleg van de geleidedammen (pielen) van IJmuiden. Langs het zuidelijke deel van de Hollandse kust overheerst aangroei sinds 1850 (Eisma, 1968).

3.1.4 Vastlegging

Door verschillende oorzaken kunnen mobiele duinen stabiliseren. Sinds de 13^e eeuw is de mens enerzijds bezig geweest met destabiliserende activiteiten in de vorm van rooibouw, overbegrazing en konijnenvangst, anderzijds met stabilisering voor kustverdediging of ter voorkoming van zandoverlast in dorpen. In Nederland heeft stabilisatie de overhand gehad, vooral als gevolg van een actief vastleggingsbeheer. Op een aantal plaatsen hangt de grote hoogte van de binnenduintrand waarschijnlijk samen aanplant van bos sinds het einde van de 19^e eeuw. In de tweede helft van de 19^e eeuw en de eerste helft van de 20^e eeuw werden mobiele duinen structureel vastgelegd in pogingen de duinen vruchtbaarder te maken. In de tweede helft van de twintigste eeuw was er een extreem intensief vastleggingsbeheer, waarbij –behalve helmaanplant– ook zeer grote hoeveelheden organisch (en ander) afval na elke winter in nieuwe stuifkuilen verwerkt werden. Pas in de jaren 80 van de 20^e eeuw werd een omslag merkbaar en begon het besef door te dringen dat stuivend zand nodig was voor het behoud van het kustlandschap. De trend van stabilisatie was toen echter vergevorderd en mede door klimaatsverandering (langer groeiseizoen), stikstofdepositie, en het instorten van de konijnenpopulatie is het dichtgroeien van het duin versneld. Binnen het huidige duinoppervlak is het totale oppervlak aan kaal zand afgenomen tot veel minder dan 1%.

Los van de menselijke invloed kent een duingebied afwisselende fasen van stabiliteit en mobiliteit. Deze perioden kunnen samenhangen met klimaatsverandering, maar vooral ook met veranderingen in sedimentaanbod. In veel duingebieden in de wereld zorgen pulsen van sedimentaanvoer voor hernieuwde mobiliteit. Zie voor een uitgebreide beschouwing over mobiliteit en stabiliteit Arens *et al.* (2007).

Bij mobiele duinen zijn er zelfversterkende mechanismen werkzaam. Een groot mobiel duin kan zichzelf in beweging houden, doordat de aanwezigheid van het duin de lokale windsnelheid vergroot waardoor een groter zandtransport wordt gegenereerd; dit leidt tot een destructievere invloed op de omringende vegetatie. Op die manier kan de mobiliteit in een duingebied in de loop van de tijd steeds groter worden. Omgekeerd kan door wijzigende omstandigheden, zoals een fase met geringere windenergie, een mobiel duin tot stilstand komen. Omdat er sprake is van een hysteresis-effect (om een begroeid duin in beweging te krijgen is meer energie

nodig dan om een kaal duin in beweging te krijgen) kan een eenmaal in gang gezet proces van stabilisatie doorslaan naar een volledig begroeid duingebied. Ook hier is sprake van een zelfversterkend effect: een kleiner mobiel oppervlak genereert minder overstuiving, een afnemende destructie van de omringende vegetatie, een toename van vestiging van vegetatie op de minder mobiele delen enz.

Initiële vastlegging door algen of vegetatie wordt gevolgd door doorworteling van de bodem, ophoping van organische stof, vorming van een A-horizont en steeds ongunstigere omstandigheden voor verstuiving. Zonder extreme gebeurtenis (bijvoorbeeld een superstorm, extreme klimaatsverandering, een konijnenplaag of ingrijpend beheer) is vastlegging door dichtgroeien een onomkeerbaar proces. Op kleinere schaal kunnen echter lokale verstoringen, bijvoorbeeld door konijnenactiviteit, gevolgd door watererosie, weer voor een remobilisatie zorgen. Zonder versturende mechanismen is in gematigde vochtige klimaten het vastleggen van een kaal zand oppervlak door begroeiing een natuurlijk gegeven.

Knelpunt 3: fixatie en veroudering

De fixatie van landschapsvormende processen leidt tot een veroudering van landschap en ecosystemen, waardoor gebieden homogener worden, gradiënten vervlakken en de biodiversiteit afneemt. Er zijn op dit moment te weinig maatregelen die ertoe leiden dat natuurlijke landschapsvormende processen zich kunnen voltrekken (dynamisch kustbeheer). Voor zowel kwelders als duinen is dit een van de meeste centrale knelpunten voor het instandhouden van de biodiversiteit.

3.2 Landschapsvormen op macroschaal

Wat het meest opvalt aan het beeld van de Noordzeekust is de strakke kustboog (Fig. 3.1). Het is een schoolvoorbeeld van hoe geomorfologische wetten werken: uitsteeksels worden opgeruimd, inhammen worden opgevuld. Vanaf Calais wordt de boog pas onderbroken door de mondingen van de grote rivieren in ZW Nederland die tot estuaria zijn gevormd. Door de grootschalige processen die de hele Noordzeekust van Calais tot Denemarken hebben gevormd, is ook de karakteristieke driedeling in de Nederlandse kust ontstaan: de estuariakust van Zeeland, de gesloten barrièrekust van Holland en de open barrièrekust van de Wadden.



Fig. 3.1 De strakke boog van de Noordzeekust is ontstaan door de sterke stroming langs de kust (Bron: Google Earth)

3.2.1 De estuariumkust van Zeeland en Zuid-Holland

De estuariumkust van Zeeland bestaat uit zeearmen die zijn gevormd door de interactie tussen uitstromende (zoetwater)rivieren en de eb- en vloedbeweging van de zee. Door hun vorm wordt bij storm het water in deze zeearmen opgestuwd, waardoor deze kust van oudsher veel te maken heeft gehad met overstromingen. De invloed van de mens is groot geweest in het Zeeuwse kustlandschap: bijvoorbeeld door dijk aanleg, maar ook door het veranderen van de komberging door het afgraven van veen (zie bijvoorbeeld Beekman 2007). De afsluiting van de zeearmen door de deltawerken heeft grotendeels een einde gemaakt aan het overstromingsgevaar. De

combinatie van rivier- en kustdynamiek zorgt voor extra ontwikkelingsmogelijkheden, waardoor zich jonge systemen hebben kunnen vormen.

Sinds de aanleg van de deltawerken is het gebied echter sterk veranderd (zie bijvoorbeeld Arens *et al.*, 2007b). Een belangrijk knelpunt is dat met het afdammen van de zeewater-inlaat ook de hoeveelheid sediment dat vanuit de zee het systeem in wordt getransporteerd sterk is afgenomen. Hierdoor ontstaat sedimenthonger in het gebied, waardoor bijvoorbeeld kwelderranden afkalven. Ook is het nauwelijks mogelijk om onder deze condities nieuwe pioniersituaties (slikplaten en kwelders) terug te krijgen. Dit roept de vraag op of er in de toekomst nog ruimte is voor dynamische systemen in de delta. Het terugbrengen van een gedempt tij-regime van enkele decimeters zal waarschijnlijk leiden tot meer oevererosie, waarbij een steile kwelderrand ontstaat. Boven de waterlijn zal naar verwachting nagenoeg niets gebeuren als gevolg van het toestaan van gedempt tij.

Een andere verandering die zich heeft voltrokken met de tot stand koming van de deltawerken is het permanent droogvallen van slikplaten en kwelders. Deze gebieden zijn voor een belangrijk gedeelte verstruweeld, hetgeen nu vooral met begrazing wordt tegengegaan. Op sommige lagere delen komt zoet water aan de oppervlakte en hier hebben zich duinvalleivegetaties gevestigd, die met maaibeheer in stand worden gehouden.

Verstuiving vanuit een afgeslagen zeereep is in het verleden vermoedelijk de belangrijkste oorzaak geweest voor het ontstaan van de mobiele duinen langs de Nederlandse kust. De mens heeft hier met rooibouw en overbegrazing mogelijk aan bijgedragen, maar dit is waarschijnlijk niet de belangrijkste (directe) oorzaak geweest. De grote duinvormende fasen op Schouwen zijn gerelateerd aan kustgatverplaatsingen (Beekman 2007). Indirect heeft de mens hierbij wel een rol gespeeld, met name in veranderingen in de komberging rondom de zeegaten door het afgraven van veen. In oude bronnen wordt vaak gesproken van wanbeheer als oorzaak van grote verstuivingen, maar hiermee wordt vaak 'geen beheer' bedoeld (Beekman 2007).

Knelpunt 4: Er zullen nog weinig nieuwe pionierstadia ontstaan, tenzij maatregelen worden getroffen

In een groot deel van de Nederlandse kust (Delta en Vastelandskust) kunnen bij de huidige ontwikkeling in de komende eeuw niet of nauwelijks nieuwe pionierstadia ontstaan. Het is dan één van de twee: (1) echt werk maken van redynamisering van de kust óf (2) permanent budget reserveren voor EGM-achtige maatregelen.

Knelpunt 5: Behoud kwelder-achtige ecosystemen in de delta

In Zuidwest-Nederland, met zijn sterk beïnvloede wateren (niet alleen Oosterschelde, maar ook Grevelingen en Volkerak-Zoommeer) is de vraag aan de orde hoe je met een meer of minder kunstmatig waterhuishoudkundig regime toch nog wat kunt doen voor ecosystemen, die aan kwelders verwant zijn.

3.2.2 De gesloten barrière kust van Holland

De Hollandse kust bestaat uit een 120 km lange ononderbroken zandige kust met hoge duinen en een aantal uitgestrekte duinenvelden. Uitzondering vormt de Hondsbossche zeewering, waar het zand in het verleden door erosie is verdwenen en nu een dijk het land van de zee scheidt.

Kenmerkend voor het ontstaan van de Hollandse kust zijn de door de zee zelf opgeworpen barrières, de strandwallen. Deze werden gevormd vanaf ca. 4000 BP tot ongeveer 2000 jaar geleden. De strandwallen maakten veengroei in het achterland mogelijk, bepaalden het patroon van de nederzettingen (Fig. 3.2), de ligging van de talrijke landgoederen en de bloembollenteelt. Aanvankelijk werden de strandwallen langs de Hollandse kust nog onderbroken door een aantal zeegaten, geleidelijk aan zijn deze verzand en ontstond een gesloten kust. Al duizenden jaren geleden ontwikkelden zich duinen op de strandwallen (de Oude Duinen). Vanaf ongeveer de 9^e eeuw zorgde de verstuiving van zand voor de ontwikkeling van de Jonge Duinen (Klijn, 1990), maar er zijn ook aanwijzingen voor een nog vroegere ontwikkeling (van der Valk, 2008).

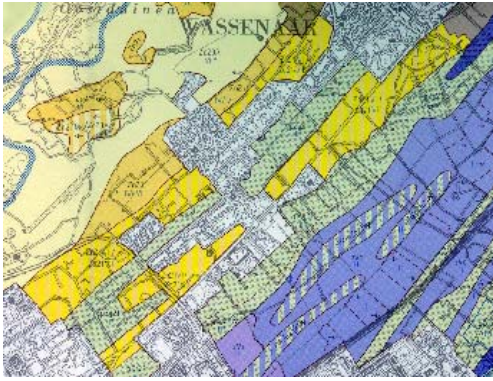


Fig. 3.2 De bodemkaart van Wassenaar met het strandwallenpatroon dat de vestiging en het landgebruik bepaalde.

Vanaf ca 800 AD (Klijn, 1990) en mogelijk eerder (van der Valk, 2008) sloten de Jonge Duinen zich aaneen en vormden een beschermende gordel langs de kust. Er ontstonden grote duinenvelden, vaak opgebouwd uit paraboolcomplexen. Daarvan zijn de kamduinen uniek voor Europa (Fig. 3.3). Op verschillende plaatsen zijn series van parabolen ontwikkeld, waarbij de dimensies landinwaarts toenemen. Bij de vorming van de Jonge Duinen heeft het klimaat mogelijk een rol gespeeld. Ze zijn deels tegelijkertijd ontstaan met de zandverstuivingen op de Veluwe. Een droge periode rond het jaar 1000 zou hierin een rol hebben gespeeld. Overigens zijn er aanwijzingen dat er regionaal grote verschillen in ouderdom zijn (zie o.a. Beekman, 2007).

Vrijwel overal langs de kust worden de duinen van het strand gescheiden door een zeereep. De mens heeft hier sinds circa 1850 een bepalende rol in gespeeld. Sinds die tijd werd de eerste duinenrij structureel beheerd ten behoeve van kustverdediging. Tussen 1850 en 1990 is de zeereep langs de Hollandse kust strak beheerd, waardoor er met name in Rijnland een omvangrijke en massieve zanddijk is ontstaan met beperkte natuurwaarden, die bovendien de achterliggende duinen hermetisch heeft afgesloten voor instuivend zand vanaf het strand (Arens & Wiersma, 1994).

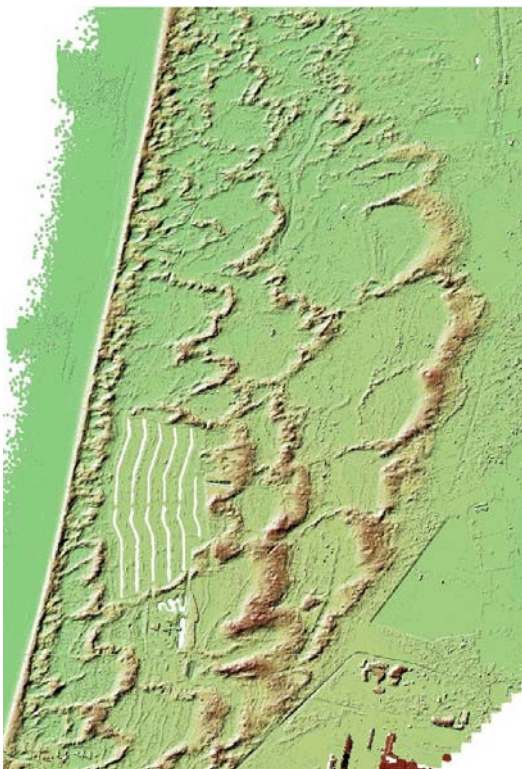


Fig. 3.3. De laat-middeleeuwse kamduinen bij Heemskerk (PWN Waterleidingbedrijf Noord-Holland.).

3.2.3 De open barrière kust van de Wadden

De waddenkust heeft zich nooit gesloten omdat de relatieve zeespiegelstijging in dit gebied groter was dan in het midden en zuiden van het land. Bepalend voor de geomorfologie van de Waddenkust waren de stormvloedten van de 10de tot de 12de eeuw die de kust hebben opgedeeld in een aantal eilanden of ogen. Tussen de eilanden lagen óf wadden die opslibden tot kwelders en intussen zijn ingepolderd, óf zeegaten die toegang gaven tot de Waddenzee.

Waddeneilanden ontwikkelen zich op een tijdschaal van millennia en de vorming gaat continu voort. Onder invloed van de stijgende zeespiegel bewegen de Waddeneilanden zich richting de vastelandskust: de Waddenzee vangt extra zand in en behoudt zo haar plaatareaal. De geschiedenis laat dan ook zien dat de Waddenzee steeds even diep blijft. Het zand komt van de afslag van de Noordzeekusten van de eilanden.

Vanaf de 10de eeuw werden met stuifdijken over de kwelders eilanden met elkaar verbonden (Fig. 3.4). Het natuurlijke proces van zeereepvorming werd hiermee versneld. Aan de westkant hebben de waddeneilanden een oude kern en aan de oostkant een zeer jong ontwikkelend gebied, dat soms zelfs alleen nog maar uit een zandplaat bestaat (Texel en Vlieland wijken hiervan af). Het bijzondere aan de Waddeneilanden is dat de paraboolduinen hier niet dwars op de kust zijn ontwikkeld, maar veeleer parallel aan de kust. Waarschijnlijk zijn ze ook hier in eerste instantie ontstaan door erosie van de kustlijn, maar later bijgedraaid (Van Dieren 1934). De belangrijkste paraboolduinvorming zal zich bovendien afgespeeld hebben aan de westkoppes van de eilanden. Van oudsher zijn dit de gebieden geweest met de meest extreme erosie, samenhangend met de oostwaartse migratie van de eilanden (Arens *et al.* 2009).

De landschapsvormen op verschillende schaalniveaus zijn voor de Waddeneilanden beschreven aan de hand van een zogenaamd 'modeleiland', als voorbeeld van een 'natuurlijk' Waddeneiland (Fig 3.5).

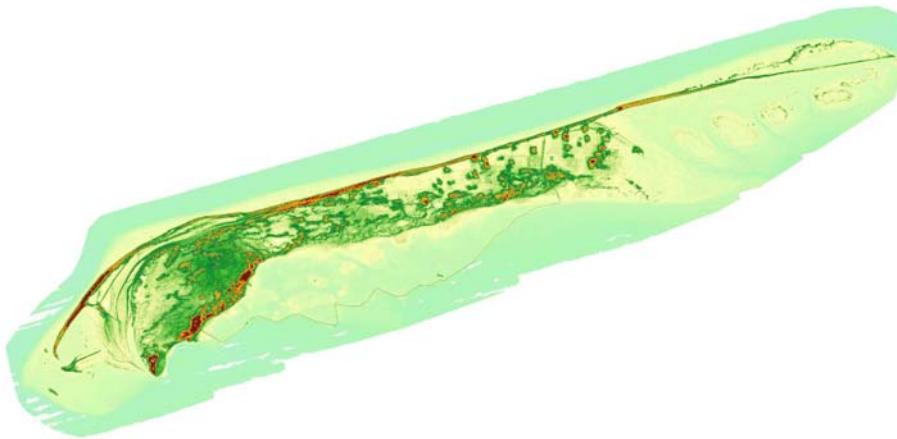


Fig 3.4. Kunstmatige stuifdijken verbinden de eilandkernen.

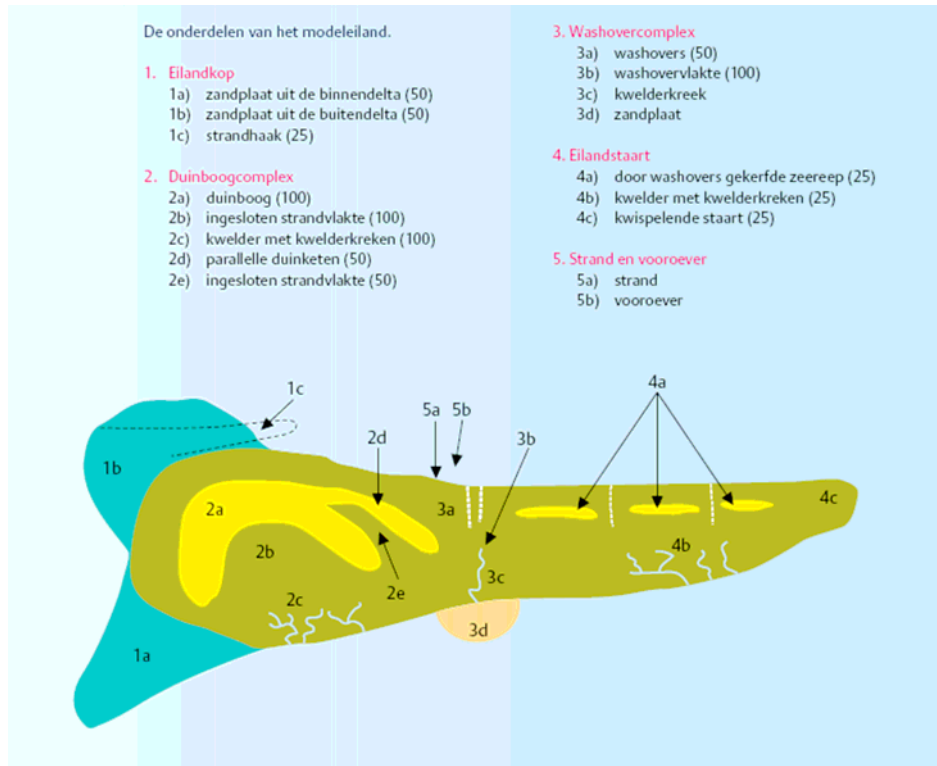


Fig. 3.5. Opbouw van een "model" Waddeneiland. Het Waddeneiland als geheel (geel) heeft er duizenden jaren voor nodig om zich te ontwikkelen. Binnen eeuwen ontstaan daarbinnen vijf hoofdvormen, die op hun beurt weer zijn opgebouwd uit andere onderdelen. Van die onderdelen is de karakteristieke ontwikkelingstijd over het algemeen decennia.

3.3 Grootschalige fossiele vormen

3.3.1 Paraboolduinen en loopduinen

Paraboolduinen behoren tot de grootste duinvormen in het Nederlandse landschap. Ze worden gekenmerkt door een rug met paraboolvorm, aan de lijzijde begrensd door een steile storthelling (slipface) en met armen (trailing ridges) die in de richting van de wind wijzen (zie ook Klijn, 1981). Ook de loefzijde heeft over het algemeen een steile helling. Een actief paraboolduin beweegt met de kop met de wind mee. Het paraboolduin wordt aan de loefzijde altijd begrensd door een uitblazingsvallei: een uitgestrekte, vaak zeer vlakke vallei, waar uitstuiving tot op het grondwater heeft plaatsgevonden. De dynamiek en de vorm van paraboolduinen wordt bepaald door een ingewikkeld evenwicht tussen klimaat (met name wind en neerslag), beschikbaarheid van zand en plantengroei. De typische paraboolvorm ontstaat als gevolg van interactie met vegetatie. De armen ontstaan waarschijnlijk doordat aan de zijkanten van de uitblazingsvallei het transport van zand geringer is, waardoor begroeiing beter vat heeft op het zand. Bovendien is de expositie van een van de hellingen van de armen vaak gunstiger voor plantengroei dan die van de paraboolkop.

Bij een te grote dynamiek is de plantengroei niet in staat de bedekking door zand bij te houden en ontstaat een loopduin. Voorbeelden hiervan zijn te vinden in de Schoorlse duinen. Kenmerkende verschillen tussen parabool- en loopduinen zijn dat de laatste geen armen (trailing ridges) hebben en dat de loefwaartse helling veel flauwer is, omdat deze, dankzij de afwezigheid van vegetatie, aerodynamisch is aangepast.

Er bestaat een heel scala aan overgangssituaties van loopduinen tot paraboolduinen. Lengteduinen zijn parallel aan de windrichting georiënteerde duinruggen, met aan weerszijden vrij steile hellingen. Deze kunnen ontstaan vanuit achterblijvende armen van een paraboolduin. Kamduinen zijn duinenreeksen waarvan het grondvlak een kam- of harkpatroon weerspiegelt. De hoofdrichting van de reeks ligt schuin of dwars op de windrichting. De 'tanden', vergelijkbaar met paraboolarmen, wijzen windwaarts. Mogelijk is het systeem ontstaan uit zijdeling vergroeide paraboolduinen, die ongeveer tegelijkertijd van de zeereep afgesnoerd zijn of door grootschalige, gebiedsdekkende verjonging van een loopduinreeks. Aan de loefzijde bevinden zich samengestelde uitblazingsvalleien (Klijn, 1981).

Wanneer de beschikbaarheid van zand of windenergie afnemen, zal de dynamiek in een paraboolduin minder worden en zal de vegetatiebedekking toenemen. Na verloop van tijd zal het duin stabiliseren. Dat is het geval met de paraboolduinen in Nederland: deze worden fossiele paraboolduinen genoemd. Grote paraboolduinen uit de Middeleeuwen zijn al vrij vroeg gestabiliseerd, mogelijk al in de 16e eeuw. Door fixatie ten gevolge van menselijk ingrijpen is de grootschaligheid van de verstuiving geleidelijk afgenomen. Tot in het begin van de 20^{ste} eeuw waren er langs de Hollandse kust mobiele landschappen. Voorbeelden van actieve paraboolduinen zijn nu op slechts enkele plaatsen in Europa te vinden (o.a. Denemarken, Frankrijk, Wales). Het is onbekend waarom paraboolduinen in zo een grote omvang zijn ontstaan en het is onbekend waarom ze zijn gestabiliseerd. Hierover bestaan verschillende hypothesen (Arens *et al.* 2009). Eén hypothese stelt dat parabolen hun oorsprong vinden in de zeereep. Stuifkuilen groeien daar uit tot kleine parabolen die op een gegeven moment loslaten van de zeereep en dan als geïsoleerde vormen verder landwaarts migreren. Daarbij incorporeren ze al het zand dat landwaarts van de paraboolkop boven de –bij kustafslag dalende– grondwaterspiegel aanwezig is. Ze groeien zo in massa en in breedte. De hoeveelheid zand die in een mobiele parabool in beweging is, is zo groot dat dit niet door vegetatie tot stilstand kan worden gebracht: de parabool houdt zichzelf dankzij een grote massa actief zand in beweging. Hoe groot deze massa moet zijn hangt samen met de sturende factoren (windenergie, zandaanvoer en groeikracht van de vegetatie). Bij een grotere groeikracht van de vegetatie is meer wind nodig om dezelfde hoeveelheid zand in beweging te houden. Bij mobiele duinen bewegen kleine parabolen sneller dan grote, waardoor kleine parabolen die zich van de zeereep losmaken, de grotere series landinwaarts op den duur kunnen inhalen en ermee samensmelten. Dit draagt bij aan de groei van de landwaartse systemen in de loop van de tijd.

Een andere hypothese stelt dat het paraboolduinlandschap een secundair, transgressief systeem is, dat is ontstaan vanuit de erosie van een eerder landschap. De hoogteligging van de uitblazingsvalleien verschaft ons belangrijke informatie over de grondwaterstand ten tijde van de vorming en daarmee indirect over de zoetwaterbel. In het verlengde van deze hypothesen stellen sommigen dat het beschikbaar komen van een grote hoeveelheid zand, bijvoorbeeld via aanvoer vanuit de rivieren of door een versteiling van de onderwateroever, essentieel is voor het ontstaan van het paraboolduinlandschap. Anderen stellen dat een eroderende kust, waardoor grote hoeveelheden zand zijn vrijgemaakt, essentieel is. Het kan ook zijn dat aan beide voorwaarden moet worden voldaan. De belangrijkste factor in de stabilisering van het duinlandschap is de combinatie van stabiliserende maatregelen in het duin zelf, de geleidelijke fixatie van de kustlijn en het vastleggen van de zeereep waardoor een transferzone van strand naar binnenduin werd gevormd tot een obstakel die iedere uitwisseling onmogelijk heeft gemaakt. Loslaten van de kustlijn en het zeereeponderhoud leidt op plaatsen waar weer afslag kan optreden tot hernieuwde parabolisering en biedt daarmee mogelijkheden voor behoud van biodiversiteit (Arens *et al.* 2007). Het is de vraag of voor een paraboliserend landschap continue erosie nodig is of een periodieke afslag volstaat.

3.3.2 Duinboogcomplexen

Op oude kaarten van de Waddeneilanden en ook op recente luchtfoto's, zijn duinen met een boogvorm te herkennen. Deze duinbogen zijn karakteristiek voor de Waddeneilanden. Ze ontstaan uit duinen op het strand die, zodra ze begroeid raken, zand invangen en steeds hoger en breder worden. Na verloop van tijd groeien deze

strandduinen zijdelings aan elkaar tot een duinenrij. Deze duinenrijen vormen zich boven de hoogwaterlijn en volgen daarom ruwweg het verloop van de kustlijn. Ze krommen zich verder onder invloed van water en wind in de richting van de Waddenzee. Als de zee genoeg vers zand aanvoert, kan zich aan de zeezijde van deze gebogen duinenrij weer een nieuwe duinenrij ontwikkelen. Meerdere van dit soort rijen smelten samen tot een 'duinboog'.

Ingesloten in de duinboog ligt de oorspronkelijke 'strandvlakte'. Doordat deze nu in de luwte ligt stuift er nog meer zand op. Op plekken kwelt er water op vanuit de duinboog en vormt zich soms zelfs veen. De hoeveelheid kwelwater neemt toe met de grootte van het duinmassief. Omdat zoet grondwater lichter is dan zeewater, ligt deze zoetwaterbel in het duincomplex enkele meters boven het zeeniveau. Dit, meestal kalkrijke, grondwater gaat hierdoor stromen en welt op in de laaggelegen strandvlakte, polders of duinvalleien.

Het zuidelijke deel van de strandvlakte staat onder invloed van de Waddenzee. Tijdens hoge vloed dringt het waddenzeewater het land binnen en zet slib af. Er ontwikkelt zich een kwelder, die al snel begroeid raakt en doorsneden raakt door kreken.

Langzaam maar zeker worden de kwelders hoger en zal de zee er minder vaak overheen stromen. Niet alleen ophoging, maar ook afslag komt voor. Aan de wadkant kunnen van nature op termijn afslagranden ontstaan.

De duinboog en de duinenrijen vormen, samen met de strandvlaktes en de kwelders die ze insluiten, een duinboogcomplex. Er kunnen meerdere van dit soort complexen op één eiland liggen, met daar tussen in een washovercomplex. Een onderdeel van de duinboog is de parallelle duinketen. Deze vorm ontstaat als aanhoudende wind het zand opblaast tot een lage parallelle duinketen, oostelijk of westelijk van de duinboog. Onder invloed van de wind kunnen de duinen gaan uitstuiven en sterk veranderen van vorm.

4 Sturende processen op meso- en microschaal: droge duinen

In bovenstaande paragrafen is te lezen hoe grootschalige processen de grens tussen land en zee hebben bepaald en de grove vorm van de kust hebben doen ontstaan. Een complex samenspel van wind, zee, vegetatie en sediment zorgde er vervolgens voor dat er karakteristieke duin- en kwelderlandschappen ontstonden. Sleutelprocessen voor duinvorming zijn vooral windtransport (verstuiving), kustaangroei en kustafslag en de ontwikkeling van hydrologische systemen. Zodra er duinen zijn, gaan er ook bodemvormende processen optreden, zoals verwerking, verzuring, ontkalking, accumulatie van organische stof en treedt successie van de vegetatie op als de dynamiek niet te groot is. Sleutelfactoren op kwelders en schorren zijn opslibbing en erosie, inundatiefrequenties, accumulatie en beschikbaarheid van nutriënten, ontwikkeling neerslaglenzen, stress factoren zoals zout, sulfide en zuurstofbeschikbaarheid en de successie van vegetatie.

4.1 De hoog-dynamische landschapselementen

4.1.1 Strand

Duinvorming begint op het strand, waarbij vloedmerken die ontstaan op plekken boven de gemiddelde hoogwaterlijn een belangrijke rol spelen. Hier hopen zich vaak resten organisch materiaal op, waar plantensoorten uit de zogenaamde 'vloedmerkgemeenschappen' zich vestigen, zoals Strandmelde, Stekend loogkruid en Zeeraket. Vaak vangen deze vloedmerken zand in en ontstaan er jonge strandduintjes.

4.1.2 Embryonale duinen

Embryonale duinen zijn deels begroeide, lage duintjes op het hoge strand met zoet of zout grondwater. Ze zijn te vinden langs aangroeiende of stabiele kusten en vormen de prille fase van primaire duinvorming. De groei van de duintjes –die snel kan verlopen– kan beginnen rond Biestarwegras dat kiemt op het strand.

Nieuwvorming van duinen komt weinig voor in Nederland, hoewel de ontwikkeling van strandduinen toeneemt sinds het op grote schaal suppleren van zand.

Randvoorwaarden voor het ontstaan van embryonale duinen zijn de aanvoer van zand vanuit zee én een geëxponeerde ligging ten opzichte van de wind. Er moet regelmatig een zandaanvoerende (vaak westelijke, op de Waddeneilanden ook noordelijke of noordoostelijke) wind met windkracht 5 of meer optreden, waardoor overstuiving met zand plaatsvindt. Embryonale duinen kunnen aan de voorzijde van de zeereep ontstaan omdat de windsnelheid als gevolg van de obstakelwerking van de zeereep lager is dan op het strand, waardoor zand hier makkelijker accumuleert.

Kenmerkend is de cycliciteit: embryonale duinen ontstaan en verdwijnen weer.

Afhankelijk van het sedimentbudget kennen ze een langere of kortere levenscyclus.

Bij een positief sedimentbudget gaan ze uiteindelijk over in Helmduinen door ophoging en door de vorming van een zoetwaterlens. Bij een negatief sedimentbudget verdwijnen ze vaak binnen een jaar. Bij een neutraal sedimentbudget hangt de levensduur af van stormen. Van afgeslagen Biestarwegrasduintjes blijven de wortels vaak behouden. Het zand spoelt tussen de wortels uit, de wortels blijven op het strand achter en vangen direct weer zand in.

4.1.3 De zeereep

De zeereep (zeeduinen) en de stuifdijk vormen de meest zeewaarts gelegen duinrichel. Kenmerkend is de hoog dynamische omgeving, met stuivend zand en zoutspray. Het helmduin wordt gekenmerkt door licht brak tot zoet grondwater en er zijn gradiënten van zout naar zoet en van nat naar droog. Vooral in het winterseizoen is de wind regelmatig zo krachtig (windkracht 5 of meer) dat het zand verstuift. Hierbij vinden er allerlei vormen van verstuiving plaats welke worden bepaald door een ingewikkeld evenwicht tussen wind, zee, beschikbaarheid van zand en plantengroei. Door de ontwikkeling van zeeduinen kunnen strandvlakten afgesnoerd worden, waardoor primaire duinvalleien ontstaan. Veel van deze valleien zijn echter het gevolg van stuifdijkaanleg.

In de zeereep kunnen stuifkuilen ontstaan, waardoor een gekerfde zeereep ontstaat. Vrijwel altijd beginnen deze stuifkuilen in een door stormerosie ontstane, onbegroeide zeereepklif. Soms ontstaan er ook bovenop de zeereep stuifkuilen. Doordat stuifkuilen vaak tegen de wind in groeien, krijgen deze kuilen op een gegeven moment contact met het strand en ontstaan ook kerven. Door de kerven kan zand naar binnen stuiven, waardoor de dynamiek van wind (en heel soms water) de achterliggende duinen gemakkelijker kan bereiken.

Landschappelijk, geomorfologisch en ecologisch is er een belangrijke onderverdeling te maken in zeerepen langs een aangroei kust en zeerepen langs een eroderende kust. Langs een aangroei kust kan de begroeiing de zandaanvoer normaliter makkelijk bijhouden. Er is een voortdurende opbouw van embryonale duinen en een uitbouw van de duinen in zeewaartse richting. Vaak gaat deze opbouw in de vorm van vrij lage, soms regelmatige duinenrijen. In het verleden zijn vele kaarsrechte duinenrijen ontstaan doordat de mens de aangroei versnelde met behulp van stuifschermen en aanplant. Maar ook in de natuur kunnen series van parallelle duinenrijen ontstaan, die een vrij monotoon karakter hebben.

Het is mogelijk dat de zandaanvoer vanaf het strand zo groot is dat de groei van de vegetatie niet in staat is de mate van overstuiving bij te houden. Dit kan verder in de hand gewerkt worden door slechte klimatologische groeiomstandigheden voor planten (droog gecombineerd met extreme warmte of koude). In dat geval ontstaan transgressieve duinen die langzaam naar binnen rollen, terwijl de kust zich zeewaarts uitbreidt. Het zou kunnen dat dit proces een rol heeft gespeeld bij de ontwikkeling van paraboolduinen langs de Nederlandse kust. Er zijn op dit moment geen voorbeelden van dergelijke situaties langs de Nederlandse kust te vinden. Zelfs op West-Terschelling, waar jaarlijks een aanwas van 40 m³/m jaar plaatsvindt, blijkt dat deze hoeveelheid zand niet tot verstikking van Helm leidt. Helm wordt wel begraven, maar op dat moment zal ook het zand verder doorstuiven, waardoor de Helm door het overstoven dek heen kan blijven groeien. Hoewel de zeereep aan het eind van het stormseizoen geheel wit kan zien door overstuiving, blijkt aan het eind van het groeiseizoen op de meeste plaatsen de Helm weer aan het oppervlak te staan.

Verstikking kan wel een rol spelen op plaatsen waar vooral Noordse helm (de kruising van Helm met Duinriet) aanwezig is. Deze soort heeft vooral een laterale groei en heeft daardoor meer moeite om door een overstoven laag heen te dringen.

Langs een afslagkust is de situatie geheel anders. Door de afslag wordt het zeereepfront voortdurend van vegetatie ontdaan, zodat hier een permanente zandbron aanwezig is. Door winderosie wordt dit zand opgenomen en landwaarts verplaatst, waarbij grotere afstanden overbrugd kunnen worden dan langs een aangroestrand. Behalve dat de zandbron groter is (immers het hele reservoir van de zeereep) is ook de transport capaciteit hoger, omdat de wind tegen een steil zeereepklif versnelt en daardoor het zand verder kan verplaatsen. Ook komt de Helm door de afslag aan de voorzijde voortdurend bloot te staan aan fysieke beschadiging door zandstralen, waardoor het sneller afsterft. Hierdoor kan een erosieve zeereep langzaam naar binnen rollen, waarbij het landwaartse transport dat optreedt enorm kan zijn. Bij een matige afslag kan het duinenfront dat landwaarts verplaatst sneller bewegen dan de voorzijde door afslag achteruitgaat, zodat de zeereep netto breder kan worden.

Onder invloed van erosie wordt de vorm van de zeereep over het algemeen grillig: her en der ontstaan stuifkuilen die kunnen uitgroeien tot kerven. Kerven kunnen langzaam in landwaartse richting uitgroeien, tot kleine parabolen, waarbij het proces van parabolisering op gang komt.

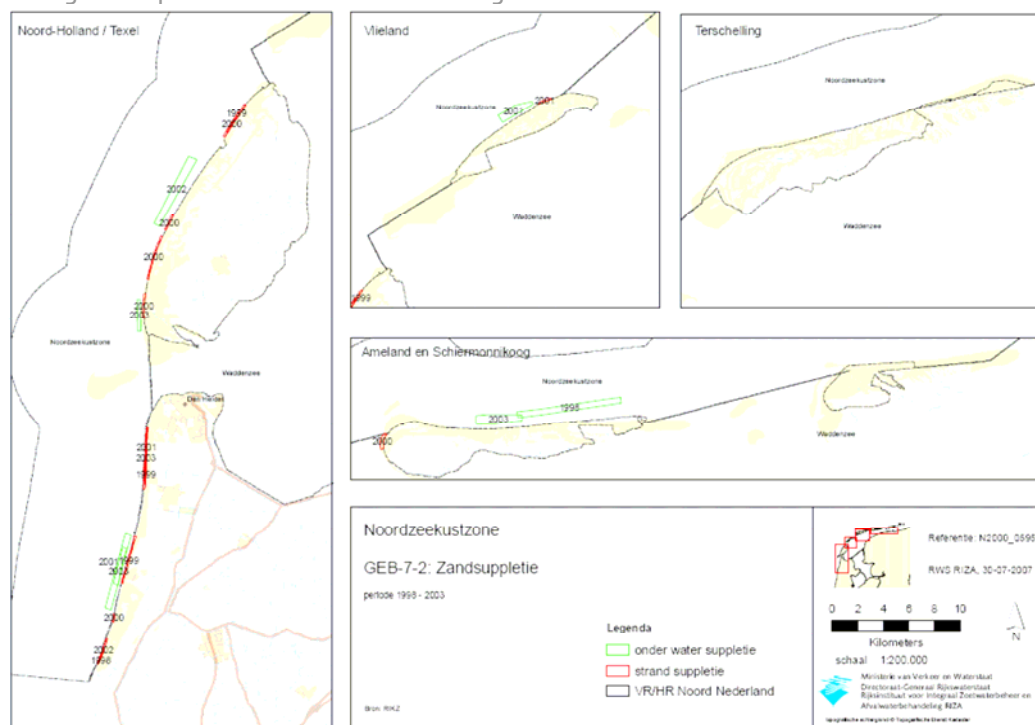
Knelpunt 6: verstoring duinvorming embryonale duinen en zeereep

Er treedt op verschillende manieren verstoring op van de ontwikkeling van embryonale duinen en de zeereep:

1. Het vloedmerk raakt vaak vervuild met afval van de mens. Het opruimen van het strand en vloedmerk belemmert de ontwikkeling van embryonale duinen.
2. Duinvorming wordt belemmerd door het vastleggen zand met stuifschermen en helmaanplant. Door deze fixatie kan er slechts beperkte geomorfologische ontwikkeling plaatsvinden.
3. De duinvorming wordt ook beïnvloed door het intensief berijden van het strand. Dit leidt tot aantasting van pioniervegetatie, met name van Biestarwegras en mogelijk tot een afname van verstuiving door verdichting.
4. Een gevolg van suppleties is dat afslagsituaties steeds zeldzamer worden langs onze kust. Hierdoor zijn er weinig aangrijpingspunten voor parabolisering. Bij te sterke aangroei kan de aanvoer van zand naar de bestaande zeereep stagneren en blijkt de zeereep meestal te verruigen. Hierdoor kan "helmsterven" (door schimmels en nematoden) optreden, waarbij helm vervangen wordt door Duinzwenkgras.

Box 4.1 De uitwerking van suppleties: het waddengebied als voorbeeld

Bij de lopende ontwikkelingen van zandhonger in de Waddenzee door grootschalige ingrepen in de morfologie in het verleden (het afsluiten van de Zuiderzee en de Lauwerszee) en toekomstige ontwikkelingen van versnelde bodemdaling door gaswinning en versnelde zeespiegelstijging door klimaatverandering, wordt steeds vaker gekozen voor het grootschalig inzetten van zachte kustverdedigingsmaterialen: zandsuppleties. Dit langdurig en grootschalig ingrijpen in de kustmorfologie heeft echter effecten op de ecologie en op de bodem van het waddengebied.



Voorbeeld van suppletielocaties gedurende de periode 1998 – 2003.

Zand voor zandsuppleties wordt in winningputten gewonnen op de Noordzee. Het zand wordt opgezogen en elders als zandsuppletie neergelegd. Suppleties worden toegepast voor de Zeeuwse en Hollandse kust en aan de Noordzeekust van de Waddeneilanden. Vroeger gebeurde dit veelal in de vorm van strandsuppleties, maar tegenwoordig wordt vaak op de vooroevers gesuppleerd. Deze methode is goedkoper en bovendien heeft het als voordeel dat het zand op een meer natuurlijke wijze naar het strand wordt gebracht. Naast strandsuppleties en vooroeversuppleties bestaan er ook geulwandsuppleties. Verder bestaan er ideeën om zand in de zeegaten tussen de eilanden te suppleren. Bij een zeegatsuppletie is het doel niet de kustveiligheid, maar het behoud van (de waarden van) het waddengebied.

Zandsuppleties vormen een meer natuurvriendelijke manier van kustverdediging dan de harde constructies, zoals toegepast in dijken (oa Borkum) en strekdammen (op o.a. Texel en Vlieland). Het is een voorbeeld van meewerken met de natuur in plaats van er tegen in. Deze vorm van zachte kustverdediging kan goed inspelen op de actuele kustveiligheid: methoden en hoeveelheden van suppleren kunnen worden aangepast al naar gelang huidige en toekomstige ontwikkelingen. Dit in tegenstelling tot harde kustverdedigingsopties, die star zijn en meer onderhoud behoeven of leiden tot nieuwe harde kustverdedigingmaatregelen.

Suppleties hebben echter ook negatieve effecten op de natuur. Het verplaatsen en toevoegen van zand verandert de bodemstructuur en bodemeigenschappen. Deze fysische eigenschappen van de bodem vormen de belangrijkste randvoorwaarden voor de ecologische processen in de kust. Dit geldt meer voor de kustzone dan voor de Waddenzee. In de Waddenzee spelen biologische interacties namelijk een belangrijker rol dan in de kustzone. Het sedimenttransport vormt de verbindende schakel tussen Noordzeekustzone, de Waddenzee en de droge kust van de eilanden. Veranderingen in de sedimenthuishouding in de Noordzeekustzone, het strand, de brandingszone en de vooroevers hebben directe en indirecte gevolgen voor het waddengebied als geheel. Niet alleen voor de natuur, maar mogelijk ook voor de dynamiek en het gebruik van vaargeulen in de Waddenzee. Gezien de huidige inzet van zandsuppleties en de toekomstige intensivering is het van belang de effecten op het Nederlands kustgebied in kaart te brengen.

De ondiepe kustzone tussen 2 en 10 m diepte heeft een belangrijke kraamkamerfunctie voor verschillende vissoorten, waaronder meerdere platvissen zoals Schol, Tong en Tarbot (Van Beek 1989, Knijn *et al.* 1993, Mengedocht 1995). Grootschalige zandsuppleties kunnen mogelijk van negatieve invloed zijn op natuurwaarde. Het is dan ook van groot belang om in het suppletiebeleid rekening te houden met deze belangrijke kinderkamerfunctie van de waddenkust.

Suppleties zorgen voor een milde aanvoer van zand naar het strand. In veel gebieden langs de Nederlandse kust wordt waargenomen dat daardoor op kleine schaal nieuwe embryodünen zijn ontstaan. Hoewel dit een welkome bijdrage is aan de dynamiek van het kuststelsel en er waardevolle habitats door ontstaan (type 2110 en 2120), zijn er ook negatieve ontwikkelingen. Deze milde vorm van dynamiek zorgt namelijk voor een dynamische ontwikkeling in een vrij smalle zone, maximaal 100-300m breed. Zand wordt hier ingevangen in Biestarwegras en Helm. Er ontstaat een buffer voor de zeereep en eventuele afslag zal daardoor geen effect op de zeereep zelf hebben. Het gevolg is dat de dynamiek van de zeereep, als die al aanwezig was, sterk achteruitgaat. Dit heeft een verstarring van zeereep en het daar achter liggende duin tot gevolg. Toepassen van dynamisch zeereepbeheer, dat wil zeggen het loslaten van gangbaar onderhoud aan de zeereep, heeft in dit soort systemen geen effect.

Er zijn ook plaatsen waar ondanks suppleren de zee af en toe wel voor afslag kan zorgen. Op termijn van een aantal jaren zijn in dit soort gebieden kerven ontstaan en stuifkuilen (bijv. Vlieland (km 42-49), Ameland (km 17-19)), met een grote dynamiek, die ook doorwerkt tot in het achterland. Dynamisch zeereepbeheer heeft hier ogenschijnlijk een beter effect.

4.1.4 Oogduinen

Op eilanden of zandplaten worden soms duincomplexen aangetroffen die halfcirkelvormig tot cirkelvormig of ovaal zijn en uit enkele concentrische duinenreeksen zijn opgebouwd. In Nederland zijn deze vormen vooral aanwezig op de Waddeneilanden (Klijn, 1981). De oogduinen zijn bijvoorbeeld te zien op luchtfoto's van de eilandstaart van Ameland. Over het ontstaan bestaat nog geen eenduidige verklaring.

Eén theorie stelt dat een oogduin door zijn eigen cirkelvormige aanwezigheid de eolische processen rondom het duin stuurt en daarmee de aanstuiving van verschillende kanten in stand houdt. Volgens een andere theorie is de interactie met rondom stromend water essentieel. Hierbij wordt er van uit gegaan dat oogduinen altijd op een strandvlakte of op de overgang naar een kwelder liggen en dus van alle kanten omstroemd kunnen worden. Ook zouden oogduinen kunnen zijn ontstaan vanuit aanspoelsel dat is opgehoopt rondom een hoger deel van een zandplaat (Doing 1988). De oogduinen zijn te vinden op plekken waar de mens nog weinig invloed heeft gehad op de ontwikkeling van de kust en er te weinig zand instoot om de zeereep te sluiten (Fig.4.1). De oogduinen zijn internationaal uniek. Door zandsuppleties worden momenteel de gaten tussen de oogduinen op Ameland opgevuld waardoor we één van onze meest bijzondere aardkundige waarden dreigen te verliezen.

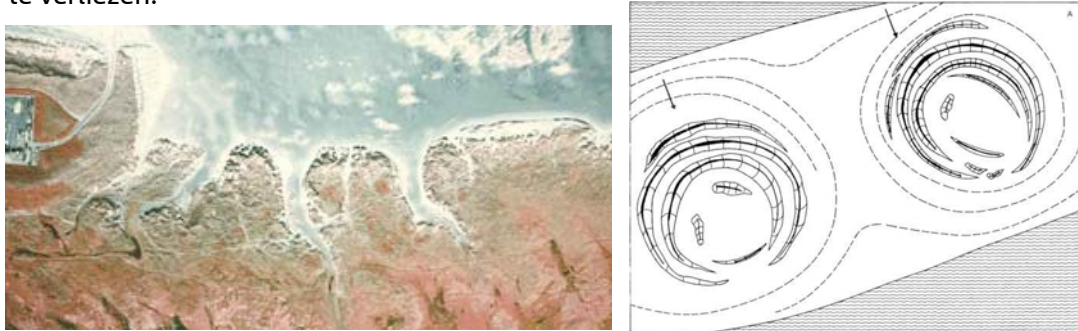


Fig. 4.1 Oogduinen op de oostpunt van Ameland (schema uit Klijn 1981).

Knelpunt 7: Aantasting oogduinen

De internationaal unieke oogduinen op Ameland dreigen verloren te gaan door zandsuppleties. Daarbij worden de gaten tussen de oogduinen opgevuld en dreigen we één van onze meest bijzondere aardkundige waarden te verliezen.

4.2 Laag dynamische duinen

De zogenaamde 'grijze duinen' zijn van oorsprong eolische vormen, maar nu overheersen watererosie en vervlakking. Dat is normaal voor landschappen in de vochtige klimaatzones waar de vegetatie het altijd wint van de geomorfologische processen. Wel komt kleinschalige verstuiwing (windkuilen) met hoge frequentie voor. Grijze duinen kunnen afhankelijk van hun ligging in het landschap en het gevoerde beheer en gebruik in andere landschapseenheden voorkomen (dus ook bijvoorbeeld in verdroogde duinvalleien).

4.2.1 Fossiele zeerepen

Langs een aangroeikust zullen zeerepen en stuifdijken op den duur fossiliseren doordat aan de zeewaartse zijde nieuwe duinenrijen ontstaan. Kenmerkend voor het systeem is dan ook geleidelijke veroudering, ontkalking, afname van dynamiek, bodemvorming en vegetatiesuccessie. Wanneer na verloop van tijd aangroei omslaat in afslag en de kust weer terugwijkt, kunnen gefossiliseerde systemen opnieuw binnen het bereik van dynamische processen komen.

4.2.2 Kopjesduinen

In bijna alle duingebieden komen kopjesduinen voor. Deze liggen chaotisch verspreid. Ze zijn meestal niet hoger dan vijf meter en hebben afgeronde toppen en flauwe tot vrij steile hellingen. In sommige gevallen blijkt uit de omliggende terreinvormen dat het om 'fossiele strandduintjes' gaat. In andere gevallen zijn het vormen die aan secundaire duinvorming zijn toe te schrijven. Golvende terreindelen of afgeronde duintjes wijzen vaak op accumulatieprocessen, terwijl steilere kopjes op zijn te vatten als erosieresten (Klijn, 1981). De zogenaamde Nollen in Noord-Holland bijvoorbeeld,

zijn kopjesduinen die ontstaan zijn door kleinschalige, maar frequente verstuiving, waarschijnlijk als gevolg van (periodieke) overbeweiding. De kopjesduinen zijn vaak kalk- en voedselarm en begroeid met mossen en lage kruidachtige vegetatie (grijze duinen). Kopjesduinen kunnen in allerlei verschillende vegetaties ontstaan, waarbij de vorm en de hoogte van het duin bepaald wordt door de respons van verschillende planten op overstuiving.

4.2.3 Stuifkuilen

Stuifkuilen lijken op dit moment de laatste oprispingen van dynamiek in de duinen te zijn. Ze zijn waardevol, omdat ze op grotendeels gestabiliseerde plekken de biodiversiteit van de zee- en middenduinen aanzienlijk verhogen. Ook zijn ze essentieel voor het behoud van grijze duinen. Er is veel onderzoek gedaan aan de ontwikkeling van stuifkuilen. Langjarige monitoring en onderzoek in 'De Blink' bij Noordwijkerhout en in Meijendel hebben veel kennis opgeleverd over de dynamiek van stuifkuilen. Hun vorming is complex (Jungerius *et al.* 1981). Een voorbeeld: het droge, humushoudende zand bovenaan een duinhelling is waterafstotend en wordt bij regen afgespoeld. Hierdoor komt het oorspronkelijke blonde, stuifgevoelige zand aan de oppervlakte. Bovenaan de helling heeft de wind de grootste erosieve kracht. Door winderosie ontstaan hier stuifkuilen (Fig 4.2). Hierdoor worden stuifkuilen meestal bovenaan de helling gevonden. Het ontstaan van stuifkuilen is een enigszins toevallig proces. Ze ontstaan nu eens hier, dan weer daar, ook in een vrijwel volledig gestabiliseerd landschap. In vrijwel alle duinlandschappen liggen actieve of gestabiliseerde stuifkuilen gesuperponeerd over de onderliggende, grootschaligere structuren.

Het reactiveren van stuifkuilen is tot nu toe niet heel erg succesvol geweest. Hoewel de reactiveringen hebben bijgedragen aan een opleving van dynamiek en het tegengaan van verdere stabilisatie is van te voren niet te voorspellen wat er gebeurt: sommige kuilen reageren erop, andere groeien vrij snel weer dicht. Op grond van verschillende experimenten met reactivatie (Terschelling, Duin & Kruidberg, Schoorlse duinen) is de conclusie dat in 10-30% van de gevallen de reactivatie echt wat oplevert. In vergelijking tot de benodigde inspanning is dit een mager succes.

Het uitstuiven van een stuifkuil kan doorgaan tot het grondwatervniveau is bereikt. Het natte zand is te zwaar en plakt aan de bodem, zodat het niet door de wind meegenomen kan worden. Zo ontstaat vanuit een grote stuifkuil een uitblazingsvallei of secundaire vallei. Stuifkuilen kunnen uitgroeien tot paraboolduinen. Hierbij vervlakt de uitblazingsvallei, doordat het grondwater is bereikt. De totale omvang van het duin neemt toe en de opstuivingswal beweegt langzaam landwaarts, waarbij langgerekte 'armen' achterblijven.



Fig. 4.2. Een stuifkuil in Meijendel, ontstaan na afstrippen van de bodem door watererosie bovenaan de duinhelling.

In De Blink lijkt zich in de voorbije eeuw een spontaan proces van stuifkuilvorming voltrokken te hebben. De Blink is een duinterrein van circa 100 ha dat altijd voor het publiek gesloten is geweest. Op de luchtfoto van 1938 kwamen hier geen stuifkuilen voor, maar op de luchtfoto van 1957 waren er ongeveer 100, waarvan een groot aantal ook nu nog actief is. We weten niet wat de oorzaak is van de destabilisatie van de duinen tussen 1938 en 1957 (Fig. 4.3); onderzoek naar de invloed van het militaire gebruik in de oorlogsjaren noch begrazing door konijnen en hoefdieren hebben de oorzaak kunnen achterhalen.

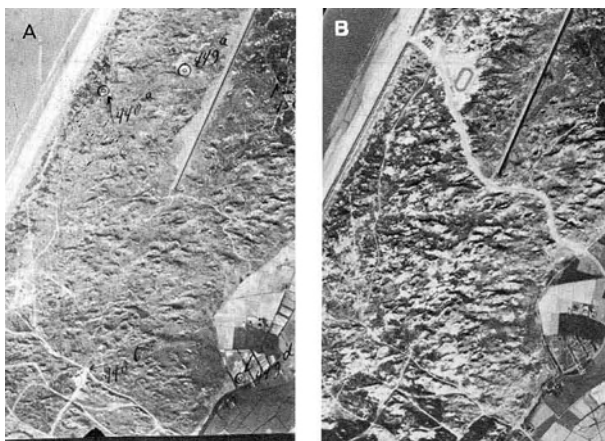


Fig. 4.3. De Blink bij Noordwijk lag in 1938 geheel vast (A) en is sinds 1957 met een honderdtal stuifkuilen altijd blijven stuiven (B).

Knelpunt 8: Verdroging stuifvlaktes en stuifkuilen

Stuifvlaktes en stuifkuilen zijn op veel plaatsen verdroogd, bijvoorbeeld door eeuwenlange kustachteruitgang waardoor grondwaterstand flink is gedaald en veel lager is t.o.v. uitblazingsniveau

5 Sturende processen op meso- en microschaal: natte duinen

5.1 Zoete grondwaterlichamen in kustduinsystemen

In zich ontwikkelende duinmassieven vormen zich in de loop van de tijd, dankzij regenval, omvangrijke zoetwaterlichamen, waarin grondwaterstroming plaats vindt vanuit het centrum naar de periferie. Deze waterlichamen zijn op basis van hun vorm, hydrogeologische randvoorwaarden en hydrologische positie in te delen (Fig. 5.1). In Nederland komen alle geschetste vormen voor behalve de annulaire (typisch voor atollen) en de in zoet grondwater geneste systemen (typisch voor smalle kustduinen gelegen vóór een relatief hoog gelegen achterland). Met name onder de zeebodem langs de kust, in laaggelegen strandvlakten en poldergebieden treedt het zoete duingrondwater uit via kwel. Lokaal zorgen duinrellen voor de afvoer.

Het zoute omhullende grondwater staat doorgaans ook niet stil. We onderscheiden o.a. het diepe regionale Noordzeesysteem dat vooral onder de vastelandsduinen naar de diepe droogmakerijen stroomt ('salt nested' in Fig. 5.1), het ondiepe lokale Noordzeesysteem dat zich tussen de eb- en vloedlijn bevindt (A in Fig.2), en de doorgaans tijdelijke, ondiepe Noordzeesystemen tijdens en na inundatie via o.a. wash-overs.

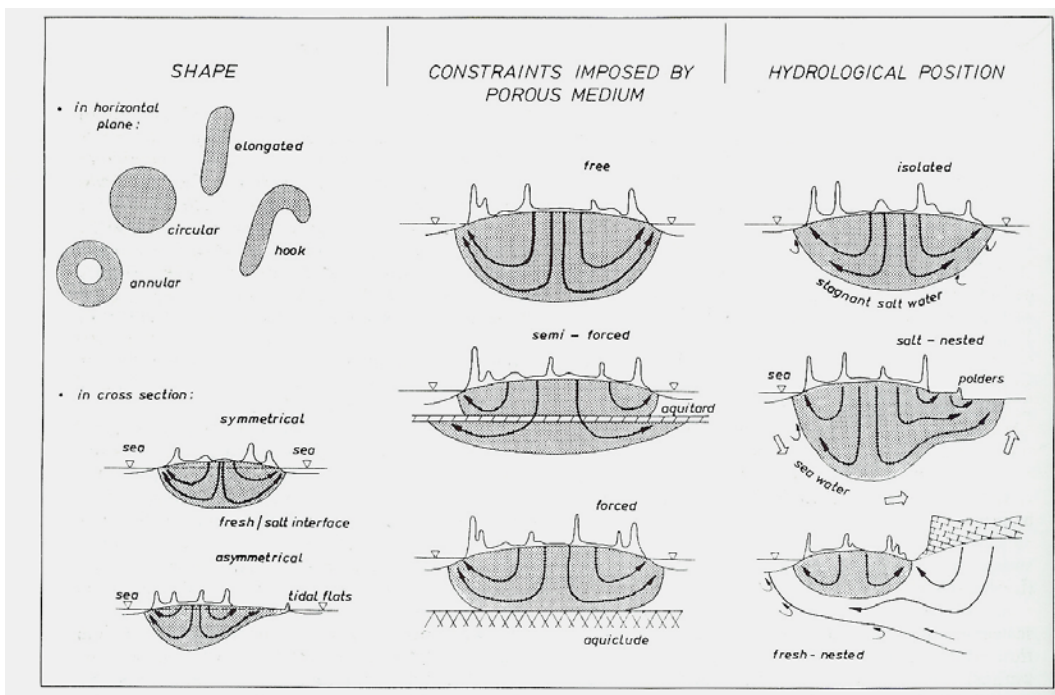


Fig. 5.1. Indeling in typen grondwatersystemen in kustduinen, op basis van hun vorm en diverse randvoorwaarden (Stufzand 1993).

In tekstboeken komen we vaak een fraaie symmetrische zoetwaterlens lens tegen, waarbij het deel boven gemiddeld zeeniveau 1/40 bedraagt van het deel eronder volgens het Ghyben-Herzberg principe. In de praktijk blijkt dit vrijwel altijd onjuist (Fig.2). Veranderingen in nuttige neerslag, regionale en lokale drainagebasis (resp. zeeniveau en niet afwaterende plassen), zoutgehalte Noordzee en Waddenzee, duinsysteemgrootte en de tijd sinds het optreden van dergelijke veranderingen hebben gevolgen voor de grootte van een zich op zout grondwater vormende zoetwaterlens. De effecten van deze veranderingen zijn te kwantificeren met relatief eenvoudige analytische oplossingen (Stuyfzand, 1993; Stuyfzand, 2008).

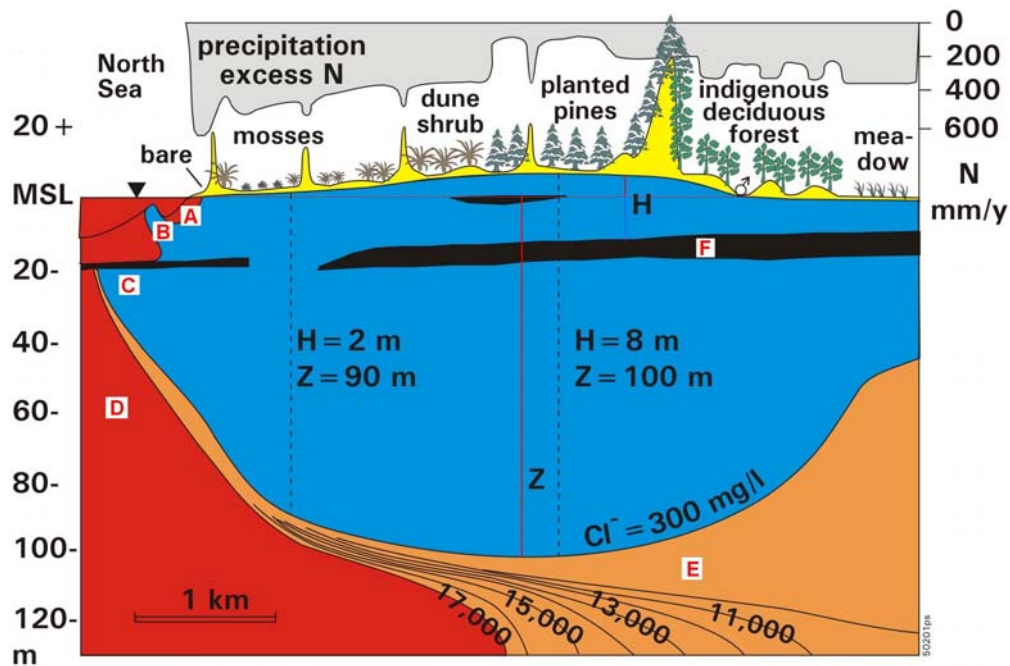


Fig.5.2. Afwijkingen in een natuurlijke zoetwaterlens, van het ideale symmetrische geval, door: ruimtelijke variaties in grondwateraanvulling, een heterogeen, anisotroop poreus medium, geen scherpe zoet-zout overgang en heterogeen, stromend zout grondwater (gewijzigd naar Stuyfzand & Bruggeman, 1994). A = ondiep Noordzee systeem aangedreven door getij; B = zoetwater exfiltratie bij laagwaterlijn; C = zoetwatertong onder zee als gevolg van SDP; D = diepe Noordzee systeem aangedreven door dichtheidsverschillen en/of polders achter duinen; E = brak water; F = Slecht-doorlatend pakket (SDP).

Veranderingen in de omvang van zoetwaterlenzen brengen ook diverse chemische reacties teweeg (Stuyfzand 1993) die consequenties kunnen hebben voor de nutriënten- en redoxstatus van de exfiltratiegebieden zoals duinvalleien en groene stranden en daarmee voor de vegetatieontwikkeling. Indien aan de landzijde kwelders zijn ingepolderd of door natuurlijke duinvorming kwelgebieden niet meer in contact staan met het zeewater, dan ontstaan zoetwatermoerassen, soms met veenvormende vegetaties of kalkmoerassen. In de meeste gevallen zijn de kwelgebieden vrij klein en hebben zich, met name in de binnenduinstrand Rietmoerasjes of Elzen-/Berkenbroekbosjes ontwikkeld.

5.2 Chemische samenstelling van duingrond- en oppervlaktewater

5.2.1 Grondwater

Duingrondwater neemt qua chemische samenstelling een zeer bijzondere plaats in, ook in Nederland. Dat komt vooral door: (a) de relatief hoge bijdrage van zeezouten via 'sea spray', (b) zeer grote fluctuaties in zeezouten in de tijd (vooral in de bovenste meters grondwater) als gevolg van grote fluctuaties in sea spray bijdrage en (c) zeer grote ruimtelijke verschillen (vooral in de bovenste 20 meter) als gevolg van ruimtelijke verschillen in begroeiing (onbegroeid t/m dennen), diepte van de grondwaterspiegel beneden maaiveld (0-40 m), en samenstelling van de ondergrond (kalkloos en kalkrijk duinzand, veen, mariene klei). Met toenemende diepte en stroomafwaarts neemt de variatie af als gevolg van dispersie. Daarnaast zien we doorgaans, in stroomafwaartse richting langs een stroombaan, een toename van de pH, afname van oxidatoren (successievelijk O_2 , NO_3 , en SO_4), een toename van HCO_3 , NH_4 , PO_4 en SiO_2 , eerst een toename van Ca (door kalkoplossing) en verderop een afname door kationuitwisseling voor achtereenvolgens Mg en Na+K. Laatstgenoemde resulteert in de overgang van het voor duingrondwater zeer algemene $CaHCO_3$ watertype in achtereenvolgens het $MgHCO_3$ en $NaHCO_3$ watertype. Dit uitwisselproces treedt op wanneer zoet grondwater brak/zout grondwater van het NaCl-type verdringt.

Duingrondwater kan van nature vrij hoge nutriëntgehalten vertonen als gevolg van interactie met schelpkalk (PO_4), veen (NH_4 , PO_4), silicaatmineralen, fytofyten en diatomeeën (SiO_2) en skeletten van mariene organismen (PO_4).

Kalkarm, zuur duingrondwater komt voornamelijk ondiep voor ten noorden van de kalkgrens nabij Bergen aan Zee. De natuurlijke samenstelling van duingrondwater is in de bovenste 10-30 meter verstoord door diverse menselijke ingrepen (zie voor nadere informatie: Stuyfzand (1993)). De belangrijkste zijn: luchtverontreiniging met zuurvormende gassen (verlaging pH en HCO_3 , waar ontkalking ver gevorderd is, en verhoging SO_4 , NO_3 , enkele zware metalen en organische microverontreinigingen), daling van de grondwaterstand (oxidatie van bodemmineralen en veen) en verdichting van de begroeiing (verhoging van vrijwel alle concentraties).

5.2.2 Kalkgehalte van oppervlaktewater

Ontkalking is een langzaam proces, maar heeft uiteindelijk grote consequenties voor de ontwikkeling van het duinecosysteem. Als de ontkalkingsdiepte na enkele eeuwen zo groot wordt dat ondiepe grondwaterstromen de kalkhoudende lagen niet meer bereiken, dan verzuren de duinvalleien (zie Box 5.1). Veranderingen in de toplaag hebben op plaatselijke ecosysteemontwikkeling een veel sneller effect, omdat de bewortelingsdiepte van de vegetatie beperkt is.

Ontkalking gaat uiteindelijk gepaard met verzuring, tenzij periodieke kwel van kalkrijk of bicarbonaatrijk grondwater zorgt voor buffering van de zuurgraad. Door kalkrijke kwel wordt het uitwisselcomplex van de ondiepe bodem weer opgeladen met Ca en passeert zuurbufferend HCO_3 de uitwisselaar, hetgeen de ophoping van zuur (Al en H) aan het adsorptiecomplex voorkomt. Daarnaast bestaat de kans dat er kalk neerslaat in een kwelplas (zie boven) en ook ijzerhydroxide wanneer het kwelwater (diep) anoxisch is. Deze neerslagen binden fosfaat hetgeen de eutrofiëring ook op directe wijze tegengaat. Er kan ook kalk neerslaan in valleien ('moeraskalk') die inunderen met kalkrijk zoet of zout water (Sival 1997). Vervluchtiging van CO_2 van kwelwater, opname van CO_2 door algen, opwarming en verdamping verhogen allemaal de kans op kalkneerslag, waardoor de pH van de standplaats op een hoog niveau en langdurig gebufferd wordt. Dit kan in wash-overs een belangrijk proces zijn.

Het stimuleren van kalkrijke kwel vergt verhoging van grondwaterstanden in de omringende hogere duincomplexen (Stuyfzand e.a. 1992). Wash-overs werken in dit opzicht eerder negatief dan positief, indien zij niet gecombineerd worden met flankerende aangroei van duincomplexen, verschralend beheer van de begroeiing, vermindering van de oppervlakkige afvoer van zoet kwelwater en vermindering/verplaatsing van een grondwaterwinning indien deze nabij gelegen is en de grondwaterstand nadelig beïnvloedt.

Box 5.1 Berekenen van de ontkalkingssnelheid

De ontkalkingssnelheid (v_{CaCO_3}) van duinzand, i.e. de benedenwaartse migratiesnelheid van de geschematiseerde scherpe kalkgrens, kan eenvoudig berekend worden met (Stuyfzand 1993, 1997):

$$v_{\text{CaCO}_3} = 2.5 \text{ Ca}^\# \text{ N} / \{(1 - \phi) \rho_{\text{SOLID}} (\text{CaCO}_3)_{\text{SOLID}}\} \quad [\text{m/j}]$$

met:

$\text{Ca}^\# = \text{Ca}$ louter van oplopende kalk = $\text{Ca}_{\text{TOT}} - 0.0213 \text{ Cl} - 0.16 \text{ SiO}_2$ [mg/L];

ρ_{SOLID} = dichtheid van het korrelskelet = meestal ca 2.65 kg/L;

$(\text{CaCO}_3)_{\text{SOLID}}$ = gemiddelde kalkgehalte duinzand of ander materiaal [mg/kg d.s.]

Voor de Waddeneilanden gelden voor duinzand primaire kalkgehalten van 0,5 – 1% (= 5000 – 10.000 mg/kg), zodat bij $\text{Ca}^\#$ -concentraties in het zoete grondwater van 30-60 mg/L, $\phi = 0.4$ en $\text{N} = 0,4$ m/j de ontkalkingssnelheid minimaal 1,9 en maximaal 7,5 m/eeuw bedraagt. Dat is veel sneller dan op plaatsen met hogere kalkgehalten zoals in de vastelandsduinen en op kalkrijkere stranden en kwelders.

5.3 Hydrologische typering van duinvalleien

Afhankelijk van de hydrologische omstandigheden kunnen zich in principe een vijftal verschillende duinvalleien ontwikkelen (Davy *et al.*, 2006; Fig. 5.3). Brakke valleien die deels gevoed worden door zoet grondwater (A), zoet grondwater gevoede valleien (B en C), zoete valleien gevoed door grond en oppervlakte water (D) en vochtige valleien voornamelijk gevoed door neerslagwater, waarbij het grondwater de valleibodem nog maar zelden bereikt (E). Vallei type A, bevindt zich doorgaans in jonge niet ontcalcite duingebieden die nog regelmatig door zeewater worden overstromd, Valleitype B kan zuur zijn indien de omliggende duinen diep ontcalcit zijn, maar kan ook basisch zijn in kalkrijke duinen. Valleitypen C en D zijn veelal basisch, omdat ze of door basenrijk grondwater of door basenrijk oppervlaktewater gevoed worden, Valleitype E is in ouder ontcalcite duingebieden vrijwel altijd zuur. In kalkrijke duinen kan dit type ook basisch zijn.

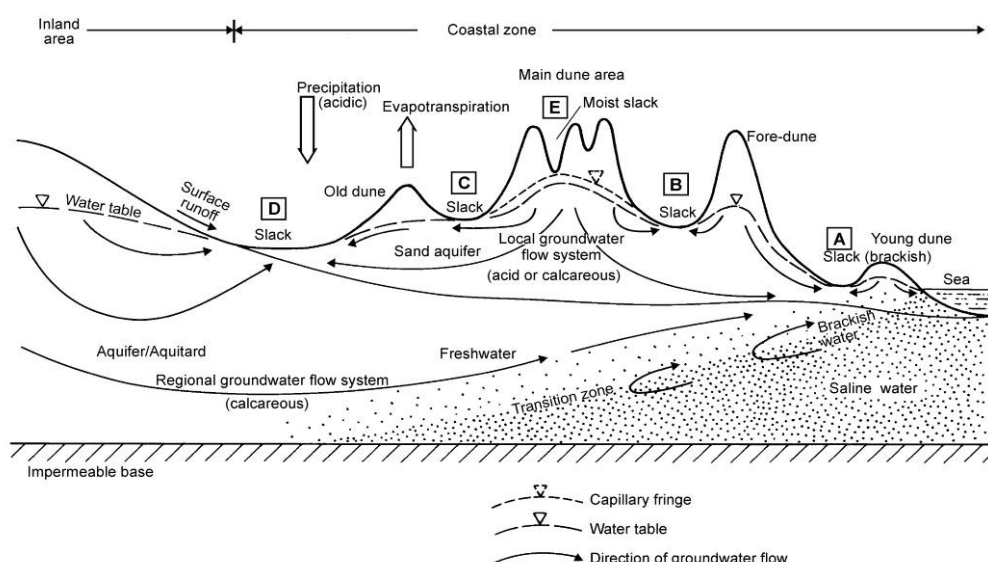


Fig. 5.3. Davy *et al.* 2006 onderscheiden een vijftal verschillende duinvalleitypen die ieder een eigen landschappelijke positie in het grote (regionale) hydrologische systeem innemen.

5.4 Washovers en sluffers

Washovers (Box 5.1) zijn natuurlijke laagten in de zeereep waardoor zeer hoge vloedgolven incidenteel (hooguit een paar keer per jaar) het achterliggende gebied kunnen instromen (Löffler *et al.* 2008). Niet alleen zeewater, maar ook zand en slib worden via de washover aangevoerd. Duintjes en strandzand worden omgewoeld, waarna tijdens rustiger omstandigheden het zand naar binnen kan worden geblazen. Zo kan landwaarts van een washoveropening wel een meter sediment per eeuw worden afgezet (Ten Haaf *et al.* 2008). Het overstroomde gebied wordt de washovervlakte genoemd (Fig. 5.4). De regelmatige aanvoer van zout water en vers zeezand zorgt voor een heel dynamisch milieu waar de omstandigheden voor de vestiging en de groei van hogere planten zeer ongunstig zijn (De Leeuw *et al.* 2008). Wanneer windtransport echter overheerst kan er een drempel opgeworpen worden op de vlakte, waardoor het washoversysteem niet meer kan overstromen. Naar het wad gaat het gebied geleidelijk over in een kwelder en hoge zandplaten. Soms stuiven er aan de achterkant van de washovervlakte duinen op. Afhankelijk van de hoogte van deze duinen kan een washover rechtstreeks contact hebben met het achterliggende waddeengebied. Meestal gebeurt dit via een kreek die zich vanaf de Waddenzeezijde langzaam uitbreidt in de richting van de Noordzee (Ten Haaf & Buijs 2008).

Sluffers zijn hier gedefinieerd als lokale doorbraken in een duinenrij, waardoor bij elke getijbeweging water via een geulenstelsel het achterliggende gebied in- en uitstroomt. Hun invloed beperkt zich tot de binnenduine strandvlakte.

Box 5.2: Washovers

Een washoversysteem kan worden omschreven als een landinwaarts van een strandwal gelegen vlakte die bij extreem hoog water (vaak tijdens storm) kan volstromen en waarbij het water niet rechtstreeks terug kan stromen naar de zee (overwash). De term washover verwijst naar het sediment dat door de overwash landinwaarts van de strandwal wordt afgezet (Donnelly *et al.* 2006). De dikte en vorm van de washover hangt af van verschillende factoren, waaronder de hoogte van de voorliggende strandwal, water- en golfhoogte, windkracht en -richting, duur van de storm, morfologie van de achterliggende vlakte en de vegetatie. Onder natuurlijke omstandigheden zorgen overwash en eolische processen ervoor dat de waddeneilanden zich in de richting van het vasteland kunnen verplaatsen en zich mogelijk kunnen aanpassen aan een stijgende zeespiegel. Hoewel overwash kan leiden tot erosie van de strandwal en duinen en daarmee de kustverdediging in het gevaar kan brengen, is gebleken dat het volledig verhinderen van overwash (bijv. door een stuifdijk) tot grotere problemen kan leiden. In dergelijke situaties wordt sediment afkomstig van het strand afgevoerd naar de zee, waardoor het eiland uiteindelijk smaller wordt. Wanneer overwash wordt toegestaan kunnen zich twee situaties voordoen: 1) het zand dat bij een overwash vrijkomt door erosie van de open kust komt landinwaarts op het eiland terecht, waardoor het eiland smaller, maar ook hoger wordt, 2) de washover bereikt de besloten baai aan de andere kant van het eiland en zorgt ervoor dat de kustlijn daar kan aangroeien (Donnelly *et al.* 2006).

Er worden twee verschillende typen washovers onderscheiden: 1) grote washovers: deze vormen een begrenzing van duinboogcomplexen en zijn veelal begroeid met microbiële matten en pioniervegetatie; 2) kleine washovers: deze kleinere systemen zijn vaak onbegroeid en dynamischer (Grootjans *et al.* 2008). In Nederland komen nog kleine washovercomplexen voor op de Hon (Ameland) en op de Oosterkwelder van Schiermonnikoog (Grootjans *et al.* 2008).

Een voorbeeld van een voormalige washovervlakte is de Boschplaat op Terschelling die tussen 1929 en 1938 door de aanleg van een stuifdijk werd afgesloten van de directe invloed van zee en wind. De vegetatie op de kwelders achter de stuifdijken wordt gekenmerkt door een snelle successie, waarschijnlijk als gevolg van snelle drainage van de zandige ondergrond (Schaminée *et al.* 1998). Door toenemende slibafzetting kon op de Boschplaat kweldervegetatie tot ontwikkeling komen. Successie op het onbeweide gebied heeft echter in korte tijd (< 50 jaar) geleid tot dominantie van Gewone Zoutmelde op de lage en middelhoge kwelder en Zeekweek op de hoge kwelder ten koste van de diversiteit aan plantensoorten (Leendertse *et al.* 1997).



Fig. 5.4. Grote washover op Spiekeroog. De washovervlakte is grotendeels onbegroeid met vegetatie, maar microbiële matten, algenmatten en kiezelwieren liggen op de zandige bodem. Deze washover is gevormd in 1976 toen de Noordzee tijdens zware storm door de duinenrij vlak achter de kwelder brak.

5.5 Groene stranden

Als stranden niet meer dagelijks worden overstroomd, doordat er zich bijvoorbeeld een strandhaak voor de kust ontwikkelt, kunnen microbiële matten en algenmatten het zand vastleggen. Als zich vervolgens organische stof ophoopt, neemt de vruchtbaarheid van de bodem toe en raakt het strand binnen enkele jaren begroeid. Op dit zogenaamde groene strand groeien zoutminnende of zouttolerante soorten als Zeekraal, Gewoon kweldergras en Zilte rus binnen de invloedssfeer van af en toe overstromend zeewater. Als er zoet water uit het achterliggende duingebied kwelt, of als er regenwater stagneert, vestigen zich ook natte duinvalleivegetaties. Groene stranden kunnen dus zowel zout, brak als zoet zijn. Vanwege het grote aantal pioniersoorten op een groen strand heeft het een hoge natuurwaarde.

5.6 Effecten begroeiing op waterbalans zoete water

Er is een interactie tussen de begroeiing, verdamping en grondwaterspiegel in duingebieden (Tab. 5.1). Een verschraving van de begroeiing kan gemakkelijk leiden tot halvering van de verdamping en daardoor tot een stijging van de grondwaterspiegel. Waar daarentegen open water ontstaat op tevoren droge of vochtige terreinen kan de verdamping sterk toenemen. Rond locaties met open water wordt een verdere stijging van de grondwaterstand tegengewerkt door de verhoogde verdamping, eventuele oppervlakkige drainage naar zee en het zogenaamde open water effect: 1 meter verhoging van de grondwaterstand in duinzand met een porositeit van 40% leidt tot 0,4 m verhoging van de waterstand in open water.

Tabel 5.1: Gemiddelde water balans op jaarbasis, voor Hollands kustduinen met verschillende begroeiing, in volgorde van toenemende evapo(transpi)ratie (verkort naar Stuyfzand, 1993).

vegetatie type	P	N	E	%E	f
	mm/jaar			%	
kaal, enkele mossen	820	623	197	24	1,3
kaal, enig helm	820	613	207	25	1,3
mossen, dauwbraam, kaal	820	519	301	37	1,6
mossen tapijt	820	492	328	40	1,7
mossen, droog gras, kaal	820	476	344	42	1,7
schrale, droge duinvegetatie	820	459	361	44	1,8
tamelijk schraal, zie voetnoot*	820	426	394	48	1,9
duindoorn, <50% mossen	820	410	410	50	2,0
duindoorn, <50% gras	820	394	426	52	2,1
rijke, droge duinvegetatie	820	377	443	54	2,2
heide	820	369	451	55	2,2
loofbos, open structuur en droog	820	369	451	55	2,2
dicht duinstruweel, droog noch vochtig	820	344	476	58	2,4
hoge grassen en kruiden, vochtig	820	328	492	60	2,5
eiken, droog noch vochtig	820	303	517	63	2,7
vochtige duinvallei vegetatie	820	238	582	71	3,5
loofbos, vochtig	820	238	582	71	3,5
dennen, droog	820	197	623	76	4,2
dennen, droog noch vochtig	820	141	679	83	5,8
dennen, vochtig	820	74	746	91	11,1
open water	820	49	771	94	-
riet in duinmeer	820	205/580	615/1400	75/171	-

P = bruto neerslag; N = nuttige neerslag; E = werkelijke evapo(transpi)ratie; %E = 100(E/P);
f = P/N = concentratiefactor voor goed oplosbare ionen door evapo(transpi)ratie.

5.7 Waterwinning in de duinen

5.7.1 Historische schets

De kustduinstreek vormt waterleidingstechnisch een gebied apart, vanwege het verziltingsgevaar, de grote drinkwaterbehoeften, die zich in de Randstad permanent en op de eilanden vooral 's zomers voordoen, de kunstmatige infiltratie en de afwijkende chemische samenstelling van het onttrokken water.

Waterwinning voor de openbare drinkwatervoorziening startte in 1853 door Gemeentewaterleidingen bij Leiduin, waarna in de daarop volgende 111 jaar het aantal waterwingebieden in het duingebied uitbreidde tot 36 (Fig. 5.5 en 5.6), met een maximale totale jaarproductie in 1955 van 92 miljoen m³ natuurlijk duingrondwater (Fig.5.7). Voor veel gebieden was de onttrekking echter te hoog, hetgeen tot verzilting vande grondwaterlens leidde, gevolgd door hetzij sluiting van het pompstation (12 gevallen), hetzij kunstmatige infiltratie met al dan niet voorgezuiverd oppervlaktewater (9 gevallen). In de jaren 1990 zijn 6 winplaatsen gesloten vanwege te hoge kosten of prioriteit van natuurherstel via vernatting (met name in en rond de Kennemerduinen en het Noordhollands Duinreservaat). Ook is de winning van natuurlijk (niet eerst kunstmatig geïnfiltreerd) grondwater plaatselijk sterk teruggedrongen ten behoeve van vernatting van duinvalleien (bijvoorbeeld Noordhollands Duinreservaat). Op de Waddeneilanden Texel, Terschelling en Ameland heeft de aanleg van een pijpleiding voor transport van drinkwater vanaf de vaste wal gezorgd voor een sterke reductie van de grondwaterwinning.

De totale drinkwaterproductie uit duinwater en in duinen geïnfiltreerd oppervlaktewater bedroeg in 1991 resp. ca. 31 en 180 miljoen m³, samen ruim 20% van de nationale drinkwaterproductie. De ligging van de 36 verlaten en actieve drinkwaterpompstations in de kustduinen is weergegeven in Fig.5.5; tevens is hierin aangegeven welke pompstations gebieden met kunstmatige aanvulling hebben.

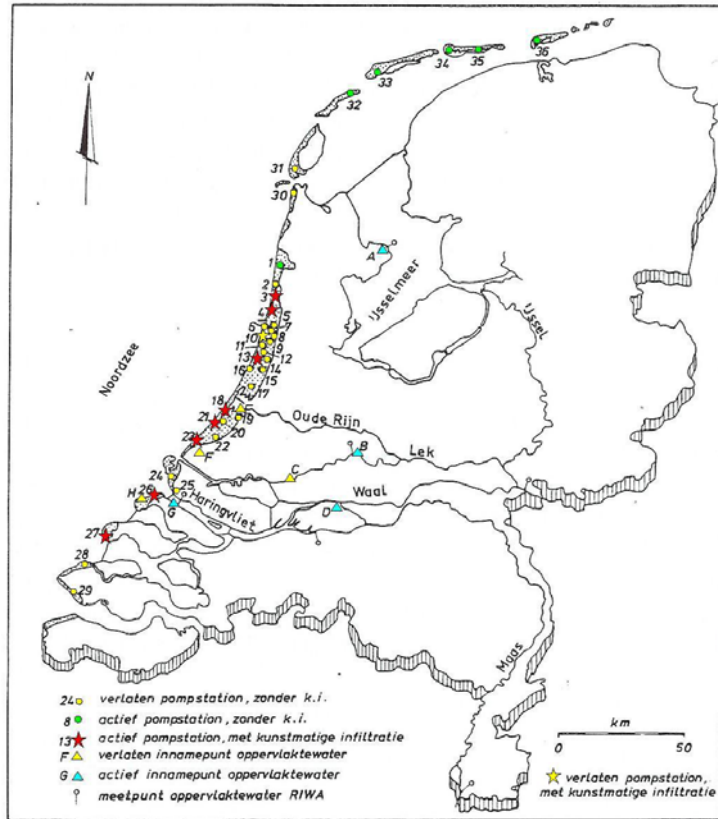


Fig. 5.5. Locatie van actieve en verlaten pompstations, met onderscheid tussen met en zonder kunstmatige aanvulling met oppervlakte-water, in de kustduinen. Situatie anno 2007

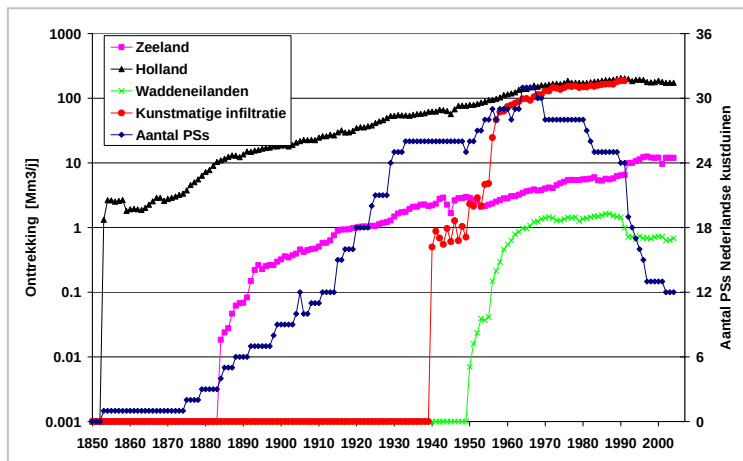


Fig. 5.6. Verloop in de totale grondwateronttrekking uit de kustduinen van Zeeland, Noord- en Zuid-Holland, en de Waddeneilanden (incl. Texel), zonder onderscheid tussen duingrondwater en kunstmatig geïnfiltreerd oppervlaktewater.

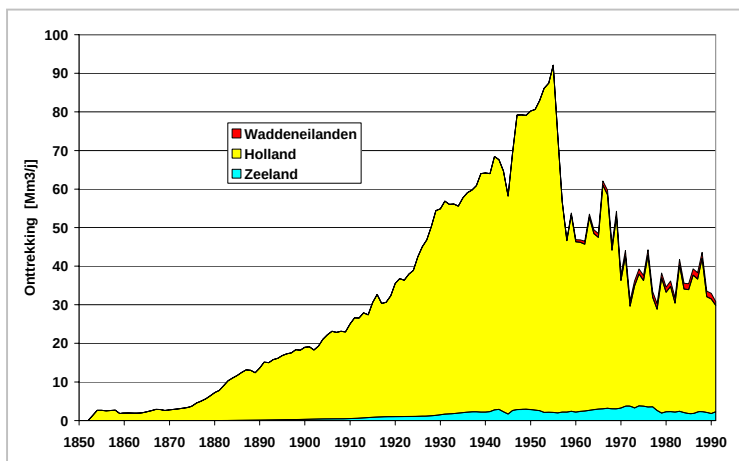


Fig. 5.7 Verloop in de totale onttrekking van duingrondwater uit de kustduinen van Zeeland, Noord- en Zuid-Holland, en de Waddeneilanden (incl. Texel), berekend als het verschil tussen de totale onttrekking en de hoeveelheid kunstmatig geïnfiltreerd oppervlaktewater.

5.7.2 De kunstmatige infiltratie

De kunstmatige infiltratie begon op kleine schaal in 1940 en nam vooral na 1955 een grote vlucht (Fig.5.7). Zij bestaat meestal uit een voorzuivering dicht bij de waterloop waar het oppervlaktewater wordt ingenomen, duininfiltratie en nazuivering (Fig. 5.8). Het meeste water wordt teruggewonnen door middel van een drain, ondiepe pompputten of een drainerend kanaal op 40-100 meter afstand van de infiltratievijvers na een modale ondergrondse reistijd van 40-135 dagen. Het totale effect van duininfiltratie bestaat uit een combinatie van kwaliteitsveranderingen in infiltratiegeulen, in de ondergrond en in het terugwinsysteem, waar dikwijls 5-20% natuurlijk duinwater wordt bijgemengd (Stuyfzand 1986).

In de periode 1965-1975 ontstond weerstand in natuurbeschoudskringen tegen de kunstmatige infiltratie. Dat heeft tot diverse optimalisaties geleid. Water basins en niet meer gebruikte productiesystemen werden schoongemaakt. Ook werden beperkingen aan concentraties van vervuulende stoffen gesteld en het productiesysteem werd meer aangepast aan het natuurlijke hydrologische systeem. Zo werden de fosfaatconcentraties door voorzuivering teruggebracht en werd geprobeerd om de onnatuurlijke fluctuaties in waterstand te reduceren, onder andere door infiltratie toe te passen in de diepe ondergrond (diepinfiltratie), zodat de effecten van onttrekkingen veel minder merkbaar waren in de bovenste bodemlagen. Ook werden productiegebouwen uit de duinen gehaald en verplaatst naar stedelijk gebied. Nieuwe infiltratieplassen kregen een meer natuurlijke vorm en de oevers werden glooiender gemaakt om de ecologische variatie te vergroten.

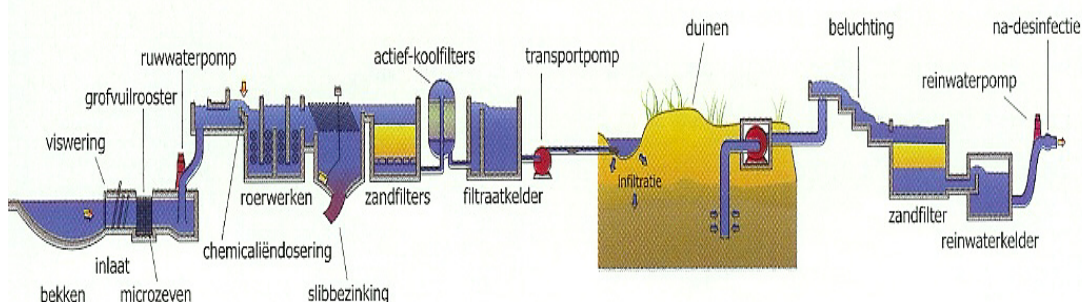


Fig. 5.8. De gangbare procesvoering van kunstmatige infiltratie in de duinen, inclusief voor- en nazuivering (De Moel et al. 2004).

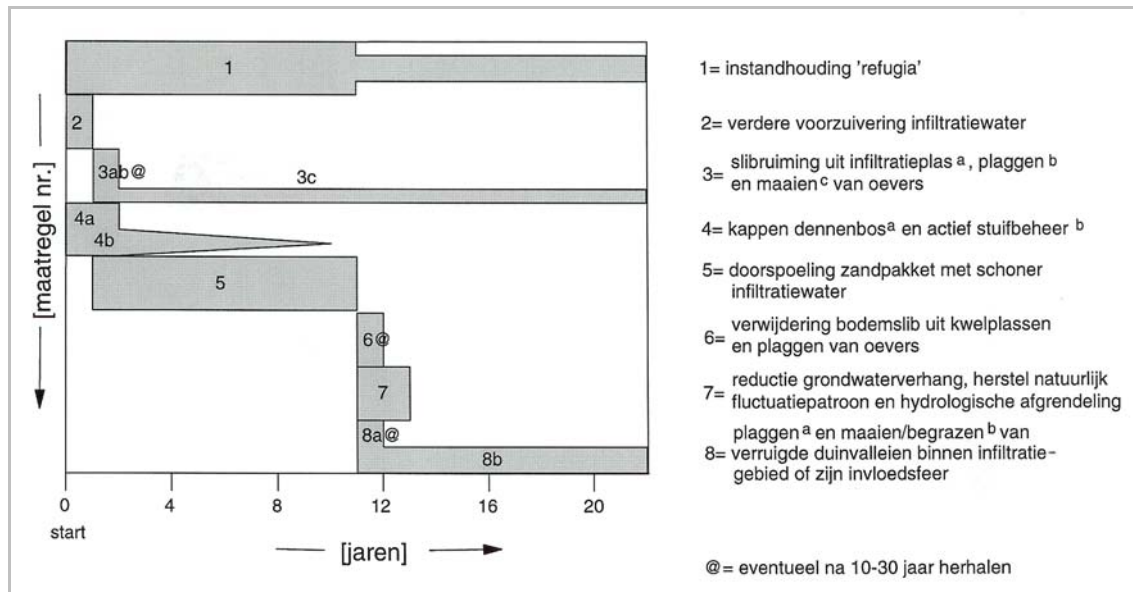


Fig. 5.10. Het recept van maatregelen met bijbehorend indicatief tijdpad, voor herstel van duinvegetaties binnen de invloedssfeer van kunstmatige infiltratie, die aan relatief voedsel-arme omstandigheden gebonden zijn. Het tijdpad betreft een gemiddelde situatie, waarop vrij aanzienlijke afwijkingen kunnen voorkomen. Naar Stuyfzand & Koerselman (1995).

5.7.5 Regenwaterlenzen en kwelplassen in of naast kunstmatige infiltratiegebieden

In en naast gebieden met kunstmatige infiltratie doen zich op lokale schaal 2 bijzondere hydrologische verschijnselen voor, met ecologische relevantie: regenwaterlenzen en kwelplassen (Fig. 5.11).

Regenwaterlenzen zijn in deze context gedefinieerd als ondiepe grondwaterlichamen die door lokale neerslag gevoed worden en bovenop lateraal afstromend, kunstmatig infiltraat drijven. Zij zijn uitvoerig onderzocht door Stuyfzand & Stuurman (1985) en Stuyfzand (1993). De betekenis van dergelijke lenzen voor de vegetatie bestaat vooral uit de mogelijke afscherming erdoor van onderliggend eutrofer infiltraat, zodat waardevolle freatofyten minder kans lopen op verdringing door snelgroeiende planten (Van Dijk, 1984). Neerslaglenzen zijn vooral goed ontwikkeld op lokaties waar het kunstmatige infiltraat lange verblijftijden kent, door hetzij gebrek aan stroming hetzij lange transportafstanden van infiltratiepand tot terugwinning. Als de lenzen te dun zijn, kunnen nutriënten door menging via transversale dispersie en fluctuaties in grondwaterstand toch tot de wortelzone doordringen.

Kwelplassen zijn plassen die voor een belangrijk deel gevoed worden door grondwater en veel water verliezen via infiltratie aan de andere zijde van de kweloever(s). In duingebieden komen kwelplassen algemeen voor, in gebieden met en zonder kunstmatige infiltratie. Hun bijzondere hydrologie bestaat o.a. uit het naar zich toe trekken van grondwater waardoor hoge fluxen ontstaan, niet alleen van water maar ook van nutriënten (Stuyfzand & Moberts 1987). Nabij kunstmatige infiltratiegebieden bevatten kwelplassen doorgaans een zeer hoog percentage kunstmatig infiltraat. In perioden met een slechte kwaliteit infiltratiewater (en nog lang daarna) leidde dat tot spectaculaire eutrofiëring zoals in het Boerendelgebied ten zuiden van Katwijk (Stuyfzand & Lüers 1995).

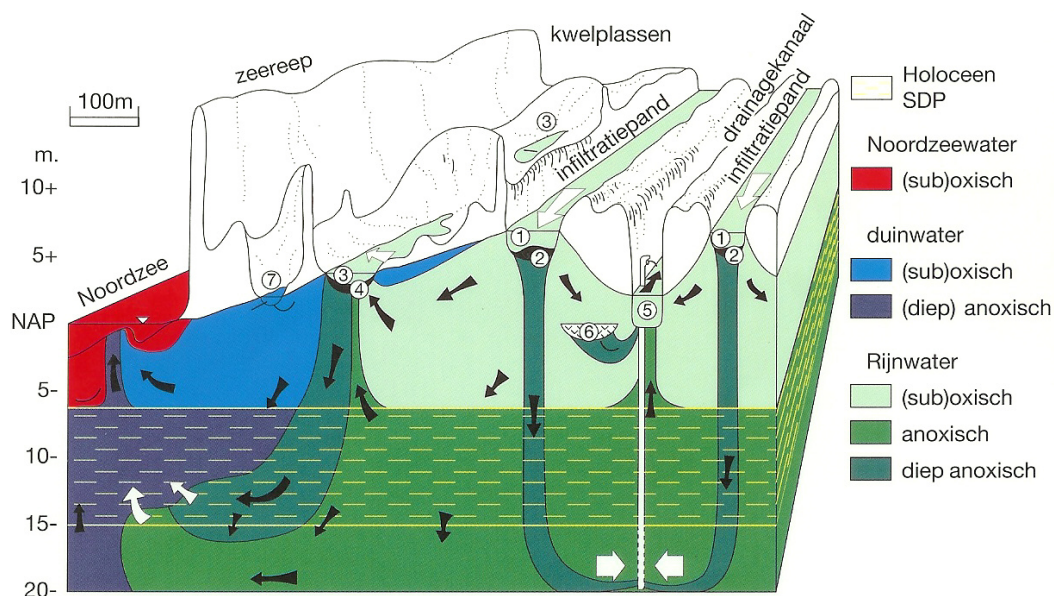


Fig.5.11. Schema van kunstmatige infiltratie en terugwinning in de kustduinen van West-Nederland, met de relevante hydrologische en hydrogeochemische compartimenten en systemen (1 = zuurstofrijke infiltratiebekken (uitblazen van vluchtige verbindingen, nieuwvorming van organische stof); 2 = zuurstof- en nitraatloos bodemslib (accumulatie, anaërobe afbraak); 3 = zuurstofrijke kwelplas gedomineerd door gebiedsvreemd oppervlaktewater (menging, oxydatie, nieuwvorming van organische stof); 4 = zuurstof- en nitraatloos bodemslib in kwelplas (als 2); 5 = drainagekanaal (als 3); 6 = zuurstof- en nitraatloos duinveen (mineralisatie, sorptie); en 7 = zuurstofrijke kwelplas gedomineerd door gebiedseigen duinwater (als 3).

6 Sturende processen op meso- en microschaal: kwelders

6.1 Wat zijn kwelders of schorren?

Kwelder en schor zijn twee synonieme begrippen. In Nederland is het gebruik ervan regio-afhankelijk: kwelder in Groningen, Friesland en Noord-Holland; schor in ZW-Nederland en (vanaf de 19^e eeuw) in de Kop van Noord-Holland en op Texel. Voor de waddeneilanden en de Friese- en Groninger noordkust wordt in dit rapport dan ook gesproken over kwelders. Voor ZW-Nederland wordt schor aangehouden. Waar in dit rapport in algemene zin gesproken wordt over kwelders worden ook de schorren bedoeld.

Kwelders kunnen in ruime zin worden gedefinieerd als gebieden die begroeid zijn met hogere planten (kruiden, grassen of lage struiken) en die blootgesteld zijn aan periodieke overstroming met zout water als gevolg van peilfluctuaties (zowel door getij als andere factoren) van het zeewaterniveau (Adam 1990). Zout water is hierbij gedefinieerd water waarvan de jaargemiddelde saliniteit groter is dan 0.5 gram opgeloste zouten per kg water (Odum 1988). In getijdenlandschappen bedekken kwelders de hoogste delen van de intergetijdenzone. Lager in het intergetijdengebied kunnen wadplaten begroeid zijn met zeegras (*Zostera* spp). Bij kweldervorming vormen zeegrasvelden geen voorstadium van kwelders. Zeegrasvelden worden dan ook niet tot de kwelders gerekend, maar tot de bij laagwater droogvallende wadplaten. Ook kunnen zeegrasvelden voorkomen beneden de gemiddeld laagwaterlijn (*i.e.* als submerse vegetatie in de sublittorale zone). Kwelders kunnen zich langs de hoogtegradiënt uitstrekken van onder het niveau van gemiddeld hoogwater (GHW) tot aan het niveau van de reguliere hoogste hoogwaterstanden. De met een strandwal verbonden kwelders kunnen uit geomorfologisch gezichtspunt enigszins als natuurlijk worden beschouwd. Een eventuele reconstructie van een oorspronkelijk kwelder- of kustlandschap naar een toestand van voordat de mens intervenieerde in de morfologische ontwikkeling van de kust, is in andere situaties niet meer mogelijk. In de Waddenzee bijvoorbeeld, werd de overgang tussen de kwelder en het laaggelegen Pleistocene binnenland tot in de Vroege Middeleeuwen gevormd door een winter-geïnundeerde brakwaterzone (de zgn. knipkleizone, een laagveen- en vervolgens een hoogveenzone. Door de middeleeuwse veenontontginningen, die, als gevolg van bio-oxidatie, gepaard gingen met een aanzienlijke bodemdaling, is deze landschapszonering geheel verdwenen. Naast een eventueel toegenomen overstromingsrisico als gevolg van een zeespiegelstijging, vormde de genoemde bodemdaling in de loop van de 10^e - of 11^e eeuw een belangrijke aanleiding voor de aanleg van de eerste zeedijken. In het huidige landschap vormen kwelders in vergelijking met de vroegere situatie, vaak maar een smal buitendijks gebied. Het natuurlijke achterland is geheel verdwenen door omzetting in een laaggelegen agrarisch polderlandschap. Deze veranderingen moeten als onomkeerbaar worden beschouwd. Een zelfde conclusie geldt voor het kwelderlandschap in zuidwest Nederland (van de Ven 2003).

Knelpunt 9: Het ontbreken van natuurlijk achterland op de kwelder (zout-zoet overgang)

In het moderne kustlandschap fungeert de zeedijk als harde grens tussen kwelder en achterland. Er is geen sprake meer van een geleidelijke overgang tussen de zoute kwelder en het zoete achterland, zoals dat voor de bedijking functioneerde. In vergelijking met die situatie is sprake van volledig verlies van het natuurlijke achterland. De harde grens wordt als knelpunt gezien en in het kader van Natura 2000 is voor kwelders herstel van zoet-zout overgangen als een kernopgave geformuleerd (www.minlnv.nl/natuurwetgeving; Dijkema *et al.* 2007a).

In principe zou de kernopgave via twee maatregelen kunnen worden ingevuld:

1. de aanleg/herstel van zoetwaterafvoer vanuit het achterland, en
2. het creëren van brede kwelders, waar de kans bestaat dat zich via het heersende neerslagoverschot een brakke grondwaterbel kan vormen.

Met beide maatregelen is weinig of geen ervaring. Met steun van het Waddenfonds zal in de komende jaren in de kwelders van Noard-Fryslân Bûtendyks een nieuw zoetwaterafvoerpunt worden aangelegd.

6.2 Kweldertypologie

Kwelders kunnen het beste beschouwd worden vanuit een hiërarchische opbouw van het kustlandschap. Kwelders zijn vaak onderdeel van een estuarium, een baai of een barrière- of strandwalsysteem. Voor hun ontstaan en voortbestaan zijn kwelders afhankelijk van deze grootschaliger systemen. In het algemeen zijn kwelders opgebouwd uit kleiig tot zandig materiaal dat bij overspoeling uit de waterkolom sedimenteert. Deze sedimentatie treedt alleen op bij geringe stroomsnelheden en een lage turbulentie van het water. Het voorkomen van deze laag-energetische omstandigheden is afhankelijk van de grootschalige kustmorfologie. Op basis van herkomst van het substraat, de geologische ontwikkeling en geomorfologie heeft Dijkema (1987) een classificatie opgesteld van Europese kwelders inclusief binnenlandse zoutvegetaties en deze ingedeeld in vijf hoofdtypen en 12 subtypen.

Voor de Nederlandse kwelders is het onderscheid tussen de volgende kweldertypen van belang:

a. Met een strandwal verbonden kwelders.

1. *zgn. back-barrier kwelders of plaatkwelders.*

Kwelders die zich ontwikkelen aan de lij- of landzijde van een strandwal of duinenrij. Kweldervorming begint op zandplaten aan de luwzijde van de strandwal op verschillende hoogtes ten opzichte van GHW. Het grootste deel van kwelders op de Waddeneilanden behoort tot dit type, evenals de Kwade Hoek in het Deltagebied. Eventueel apart te onderscheiden zijn kunstmatige plaatkwelders die zich hebben kunnen ontwikkelen in de luwte van stuifdijken (Bijv. Boschplaat, en de kwelder op Rotummerplaat).

2. *Binnenduinse strandvlakte of sluffers.*

Noordzeestrandvlakte waar aan de zeezijde een duinenrij is ontstaan met daarin een onderbreking (sluftermond) waardoor het achterliggende gebied (sluftervlakte) in open verbinding staat met de zee. Er worden twee typen sluffers onderscheiden: 1) gewone sluffer (bij een erosiekust): ontstaat na een doorbraak in de eerste duinenrij, waarna het getijdenwater een geul uitslijt en het vloedwater regelmatig de achterliggende vallei kan bereiken, 2) aangroei sluffer: ontstaat wanneer zeewaarts van de bestaande zeereep nieuwe duinen tot ontwikkeling komen en de vlakte tussen de oude en nieuwe zeereep wordt afgesnoerd tot een binnenduinse strandvlakte. Vaak is de afsnoering niet compleet en kan het zeewater bij stormvloed de vlakte binnendringen (Haring 2007). Deze binnenduinse strandvlakten hebben normaal gesproken een

kortstondig bestaan doordat de sluftermond binnen enkele decennia verzandt waarna een primaire duinvallei tot stand kan komen.

3. (a3) *Groene stranden*.

Groene stranden kunnen zich aan zowel de geëxponeerde (zeezijde) als in de luwte van een strandwal ontwikkelen. Groene stranden kunnen als gevolg van geomorfologische processen een voorloper zijn van (1) een binnenduine strandvlakte en zich daar tot kwelder ontwikkelen of (2) een primaire duinvallei. Qua vegetatie bestaan groene stranden vaak uit een complex van pionierstadia van kwelder en duinvalleien, afgewisseld met lage duintjes. Microbiële matten van cyanobacteriën leiden er tot een stabilisatie van het sediment en tegelijkertijd tot een accumulatie van organische stoffen en nutriënten. Hierdoor kan vestiging van hogere planten worden gefaciliteerd. Er zijn echter ook omstandigheden waarin microbiële matten de vestiging van hogere planten juist onderdrukken (Grootjans *et al.* 2008).

b. **Voorland kwelder.**

Deze kwelders ontwikkelen zich langs de rand van alluviale kustvlaktes. Voorland kwelders hebben een beschermde ligging door een waddenzee, een ondiepe baai of liggen in de luwte van slechts enkele wadplaten. Deze kwelders ontwikkelen op hooggelegen wadplaten rond het niveau van GHW. De vastelandkwelders in de Waddenzee behoren tot dit type en ook de Oosterschelde heeft Voorland kwelders.

c. **Estuariene kwelder.**

Een estuarium is te omschrijven als een halfomsloten kustwater waarin één of meerdere rivieren uitmonden en die in open verbinding met zee staat. Estuariene kwelders bereiken hun grootste relatieve omvang in estuaria met een wijde monding (Adnitt *et al.* 2007). Ook estuariene kwelders ontwikkelen zich vanuit hooggelegen platen of slikken. In Nederland zijn estuariene kwelders tegenwoordig beperkt tot de Westerschelde en eventueel de Dollard. De kwelders in de Dollard zijn evenals de vasteland kwelders langs de Friese en Groninger noordkust, ontwikkeld vanuit landaanwinningswerken en kunnen ook tot het voorlandtype gerekend worden.

6.3 Kwelderdynamiek

Kwelders groeien aan of eroderen, maar stabiele kwelders bestaan niet. Zolang kwelders horizontale aangroei laten zien blijft een geleidelijke overgang in hoogte van pionierkwelder naar lage kwelder gehandhaafd (Dijkema *et al.* 2007a). Stagneert de aanwas, dan ontstaat een kwelderklif. Klifvorming is een natuurlijk proces, dat veroorzaakt wordt doordat (1) de opslibbing in de lage kwelder meestal hoger is dan in de aangrenzende pionierzone met éénjarigen en (2) tegelijkertijd, als gevolg van inwerking van golfenergie op de kwelderrand, de laatste begint te eroderen.

Kliferosie is alleen te voorkomen wanneer de kwelderaanwas altijd door zou gaan, wat onmogelijk is. Kliferosie is onderdeel van cyclische successie, waarbij oude kwelders afslaan en voor het klif weer een nieuwe jonge kwelder groeit. Een dergelijke secundaire kwelder kan na verloop van tijd opnieuw een klif vormen (Yapp *et al.* 1917, de Vries 1940, Jakobsen 1954, Van de Koppel *et al.* 2005).

Een stabiele zeewaartse begrenzing van kwelders bestaat alleen wanneer deze vastgelegd is door beheermaatregelen in de vorm van een vooroeververdediging (zoals de bezinkvelden van de landaanwinningskwelders in de Waddenzee) of een harde oeververdediging. Het effect van kliferosie op het kwelderareaal betekent een verschuiving van de kwelderzone naar wad of pionierzone: in het slechtste geval alleen een afname van het kwelderareaal en in het gunstigste geval tevens verjonging en toename van de pionierzone.

Natuurlijke processen van zandverstuivingen en washovers waarbij zand bij extreem hoog water tot op de kwelder kan worden getransporteerd, spelen door de aanleg en het onderhoud van stuifdijken op de meeste eilandkwelders geen belangrijke rol meer. Het resultaat is niet alleen een verstarring van het landschap, maar ook een vermindering van de aanvoer van zand naar de Waddenzee wat mogelijk nadelige gevolgen kan hebben voor het voortbestaan van kwelders bij een stijgende zeespiegel

(Haring 2007). Natuurlijke washover complexen leiden tot een vertraging van de successie doordat stagnerend water op de washovervlakte de achterliggende kwelder nat houdt (Grootjans *et al.* 2008). Voorwaarde is wel dat de washover niet in verbinding staat met de kreken van de Waddenzee, want dan treedt juist versnelde ontwatering en daarmee versterking van het verouderingsproces van de vegetatie op (Grootjans *et al.* 2008).

6.4 Vastelandkwelders

6.4.1 Antropogene oorsprong

De huidige vastelandkwelders in de Waddenzee (inclusief de Eems-Dollard) zijn nagenoeg allemaal voortgekomen uit landaanwinningswerken (tegenwoordig aangeduid met de term 'kwelderwerken'; Box 6.1). Dit geldt ook voor de Duitse en Deense vastelandkwelders. In totaal leveren deze van oorsprong kunstmatige kwelders met een aandeel van ongeveer 10% een belangrijke bijdrage aan het nog resterende kwelderareaal in Europa. In Nederland is het aandeel met 4500 ha zelfs ruim 40%.

Voor de landaanwinningskwelders gelden een aantal knelpunten, die niet kunnen worden opgelost, maar die als randvoorwaarden voor het beheer gelden. De twee belangrijkste zijn:

1. Half-natuurlijk landschap. Door de ontstaansgeschiedenis is de morfologie van de kwelders kunstmatig. Omdat de vegetatie echter wel geheel spontaan is, kunnen de kwelders als half-natuurlijk landschap worden omschreven (*sensu* Westhoff 1949, Londo 1997). Door veranderingen in het beheer kan de mate van natuurlijkheid wel worden verhoogd, maar omvorming naar een natuurlijke kwelder met ook een natuurlijke morfologie geldt als een onmogelijk opgave (Esselink 2000, van Duin *et al.* 2007a).
2. Continuering kwelderwerken vereist. Zonder de vroegere landaanwinningswerken zouden de huidige vastelandkwelders er nu niet zijn en zonder de kwelderwerken zouden deze kwelders weer verdwijnen (Box 6.1; Dijkema *et al.* 2001, 2007a).

Box 6.1 Van landaanwinning naar kwelderwerken

In de Waddenzee is al vanaf de 17^e eeuw of wellicht eerder, de aanwas en opslibbing van kwelders kunstmatig gestimuleerd door het graven van greppels vaak in combinatie met het opwerpen van kleine dammetjes (Esselink 2000). Het werk van Andries Vierlingh in het midden van de 16^e eeuw in voornamelijk West-Nederland wijst op het bestaan van actieve kennis over beheer van voorland en het kunstmatig stimuleren van kwelderaanwas in die tijd (vgl. de Hullu & Verhoeven 1920, Esselink 2000). In 1615 werd in Noord-Duitsland al een kwelder ingepolderd die gedeeltelijk uit landaanwinningswerken was ontstaan (Probst 1996). Mede op grond van de beschrijvingen van Brahms (1767) en Stratingh & Venema (1855) mag geconcludeerd worden dat in elk geval vanaf het eind van de 17^e eeuw menselijke interventie een dominante factor is geweest in de ontwikkeling van vastelandkwelders in de Waddenzee.

De belangrijkste techniek die tot aan het begin van de 20^e eeuw werd gebruikt, was de zgn. 'boerenmethode' (Kamps 1963, Verhoeven *et al.* 1980, Esselink 2000). In essentie bestond deze methode uit (1) parallel aan de zeedijk gegraven greppels, zowel in de kwelder als in het aan de kwelder grenzende hooggelegen wad, (2) loodrecht op de zeedijk gegraven hoofduitwateringen en (3) met zoden van kweldergras beklede dammen midden tussen twee hoofduitwateringen in. De greppels werden om de paar jaar geschoond of hergraven. De primaire drijfveer was om door inpoldering van de gevormde kwelder nieuwe landbouwgrond te verkrijgen. Door de eeuwen heen is waarschijnlijk geen sprake geweest van een constante inspanning, maar zullen de activiteiten een dynamisch verloop hebben gehad, afhankelijk van de heersende sociaal-economische omstandigheden. In Nederland werd de boerenmethode toegepast tot ongeveer 1920, toen boeren waarschijnlijk op grond van sociaal-economische redenen besloten om de landaanwinning op te geven (Kamps 1963).

In de dertiger jaren van de vorige eeuw werd de landaanwinning in Friesland en Groningen door het Rijk hervat; in de Dollard kort daarop in 1938 door de Provincie Groningen (Fig. 6.1; Esselink 1998, 2000). Hierbij werd een nieuwe methode geïntroduceerd, namelijk de in het begin van de 20^e eeuw in Duitsland ontwikkelde zgn. Sleeswijk-Holstein methode (Probst 1996), zij het in licht gewijzigde vorm. In deze methode werd gebruik gemaakt van begreppelde bezinkvelden (400m × 400m) omgeven door rijshoutendammen (Fig. 6.2). Door het stelsel van dammen is in de bezinkvelden sprake van gunstige omstandigheden voor sedimentatie en vestiging van kwelderplanten: er is minder golfslag en er kan nauwelijks stroming evenwijdig aan de kust optreden. Daardoor begint de vegetatie-ontwikkeling 20 cm lager dan zonder rijshouten dammen. De belangrijkste functie van het afwateringssysteem was een snelle afvoer van het overstromingswater en het stimuleren van de bodemdoorluchting ten behoeve van een snelle vegetatieontwikkeling. Tegelijkertijd werd de ontwikkeling van slecht ontwaterde kommen voorkomen en ontwikkelde zich een kwelder met een bijzonder vlak reliëf. In de Dollard werden kleinere bezinkvelden aangelegd van 200m × 200m en werd gebruik gemaakt van met zoden beklede aarden dammen. De aangroei van de kwelder vertoonde hier een nauwe relatie met de omvang van de uitgevoerde werkzaamheden. Tot 1953, toen de landaanwinning in de Dollard om verschillende redenen werd stopgezet, was de kweldergrens in 15 jaar tijd ruim 800 m opgeschoven (Fig. 6.1; Esselink 1998). Sinds de stopzetting van de werken is sprake van een geleidelijke achteruitgang van de Dollardkwelder (Esselink 1998, 2000).

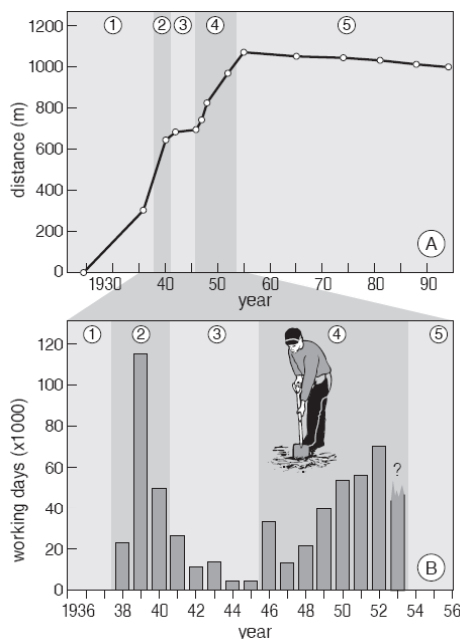


Fig. 6.1. Breedte van de Dollardkwelder in relatie tot de inspanning in de landaanwinningswerken. Na inpoldering van de Carel Coenraadpolder (1924/25) was ter plekke geen kwelder meer aanwezig. De vijf onderscheiden perioden kunnen als volgt worden gekarakteriseerd: (1) landaanwinning met boerenmethode, (2) landaanwinning volgens Sleeswijk-Holstein methode, (3) 1940-1945: stagnatie door beperkte inspanning als gevolg van de oorlogssituatie, (4) herstel en verdere uitbreiding van de werken en (5) stopzetting van de werken na 1953 gevolgd door een geleidelijke erosie van de kwelder (uit Esselink 2000).

De werken langs de Friese en Groninger noordkust bereikten hun grootste omvang in de zestiger jaren van de vorige eeuw. Toen werd een omslagpunt bereikt. In 1965 werd door het Nederlands Economisch Instituut een studie verricht naar de economische en sociale betekenis van de landaanwinningswerken. Op economische gronden werd geadviseerd de werken stop te zetten. Nadat van inpoldering werd afgezien, werd besloten de landaanwinning voorlopig te onderhouden met als doelen: (1) het handhaven van de kwelder als voorland voor de zeedijk (kustbescherming) en (2) het voldoen aan de zgn. delimitatiecontracten met de oevereigenaren (Dijkema *et al.* 2001). De natuurwaarden van de landaanwinningskwelders kregen daarna geleidelijk meer aandacht. In de eerste PKB Waddenzee (1980) werd voor het eerst het beleid vastgelegd om deze kwelders als natuurgebied te handhaven. Sindsdien is dit beleid versterkt en richt het beheer zich op een meer natuurlijke ontwikkeling van de kwelders.

Zonder onderhoud aan de rijshoutendammen zouden de kwelders eroderen en op den duur verdwijnen. Omdat het beheer niet langer gericht was op het aanwinnen van nieuw land is gezocht naar een alternatief voor de term 'landaanwinningswerken' en wordt er

meer natuurlijke ontwikkeling te komen (en tegelijkertijd bezuinigingsdoelstellingen te halen) zijn na 1980 ondermeer de volgende veranderingen in het beheer van de kwelderwerken doorgevoerd (Dijkema *et al.* 2007b): (1) de onbegroeide derde en buitenste rij bezinkvelden is verlaten, waardoor het ruimtebeslag van de kwelderwerken met 2000 ha is verminderd, (2) stopzetting van nagenoeg alle grondwerk, (3) een verhoging van de rijshoutendammen naar de originele hoogte van GHW + 0.3m met extra marge met het oog op de trendmatige stijging van GHW en (4) het verkleinen van de strijklengte op plaatsen waar de hoogteontwikkeling van de pionierzone achterbleef bij de stijging van GHW en waar de lage kwelder een achteruitgang liet zien door het verkleinen van de bezinkvelden in kleinere velden van 400m × 200m of 200m × 200m (de grootte in het oorspronkelijke ontwerp van de Sleswijk-Holstein methode). De totale lengte van rijshoutendammen in onderhoud is door het gewijzigde beheer afgenomen van 220 km rond 1980 naar 138 km in 2007 (Dijkema *et al.* 2007ab).

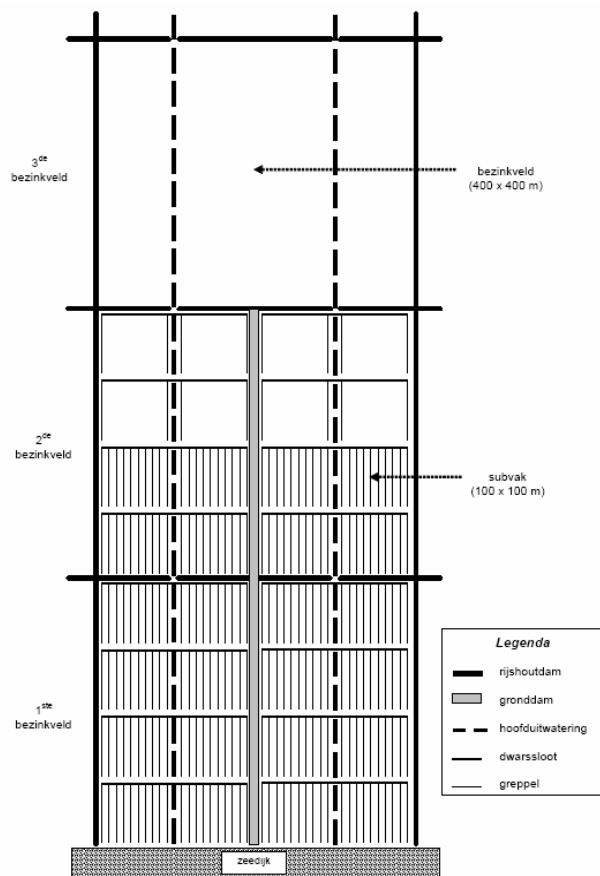


*Fig. 6.2 Ontwerp van de landaanwinningssystemen volgens de Sleswijk-Holstein methode zoals die in 20 eeuw langs de Groninger en Friese kust werd toegepast (uit Dijkema *et al.* 2001).*

6.4.2 Kunstmatig drainagesysteem

De landaanwinningsskwelders kunnen niet worden beschouwd als kwelders waar een bestaand krekensysteem is vervangen door een kunstmatig drainagestelsel (Esselink 2000, Dijkema *et al.* 2007a). Begreppeling van hooggelegen wadplaten heeft de ontwikkeling van de kwelders in gang gezet. Ook bij natuurlijke aangroei van een kwelder speelt een krekensysteem-in-wording een grote rol, maar de verdere ontwikkeling ervan is door de kunstmatige ontwatering de pas afgesneden (Esselink 2000). Omdat de ontwikkeling van een krekensysteem en kwelder aan elkaar zijn gekoppeld, beperkt dit de mogelijkheden tot het ontwikkelen van een natuurlijk kwelder- en krekensysteem. In een eenmaal ontwikkelende kwelder lijken krekens zich nauwelijks te verplaatsen. Hierdoor zal het kunstmatige drainagepatroon lang persisteren, mogelijk zelfs enkele honderden jaren. Op basis van bovenstaande overwegingen stellen van Duin & Dijkema (1993) dat in een bestaande landaanwinningsskwelder de ontwikkeling van een natuurlijk krekensysteem slechts mogelijk is door de kwelders af te graven en het proces van kweldervorming opnieuw te laten beginnen. Een tweede kenmerk van de kunstmatige ontwateringssystemen in

de landaanwinningskwelders is dat deze overgedimensioneerd lijkt ten opzichte van een natuurlijk krekensysteem (Reents *et al.* 1999). Een logisch en succesvol gebleken maatregel lijkt het stopzetten van het onderhoud.

6.4.3 Rijshoutendammen: Behoud en verstarring

Het beheer van de kwelderwerken is primair gericht op behoud van een minimum oppervlakte van zowel de pionierzone als de hogergelegen kwelderzones. Het systeem van de rijshoutendammen blijkt tot nog toe een effectief instrument om de beheersdoelstellingen te realiseren (zie ook Box 6.1). De vraag is echter of dit ook met het stijgen van de zeespiegel mogelijk blijft (Esselink 2000). Er bestaat een risico dat het systeem zich geleidelijk tot een gefixeerde en harde grens ontwikkelt tussen het onbegroeide wad en de kwelder, waardoor eerst de pionierzone in de knel komt en later ook de lage kwelder (Esselink 2000).

De successie van pionierzone naar lage kwelder is niet lineair, waardoor een eventuele stap terug in successie minder makkelijk zal verlopen. Ten eerste betekenen de aanwezigheid van een overjarige vegetatie van gewoon kweldergras en de toename van vegetatiebedekking een verhoogde weerstand tegen erosie.

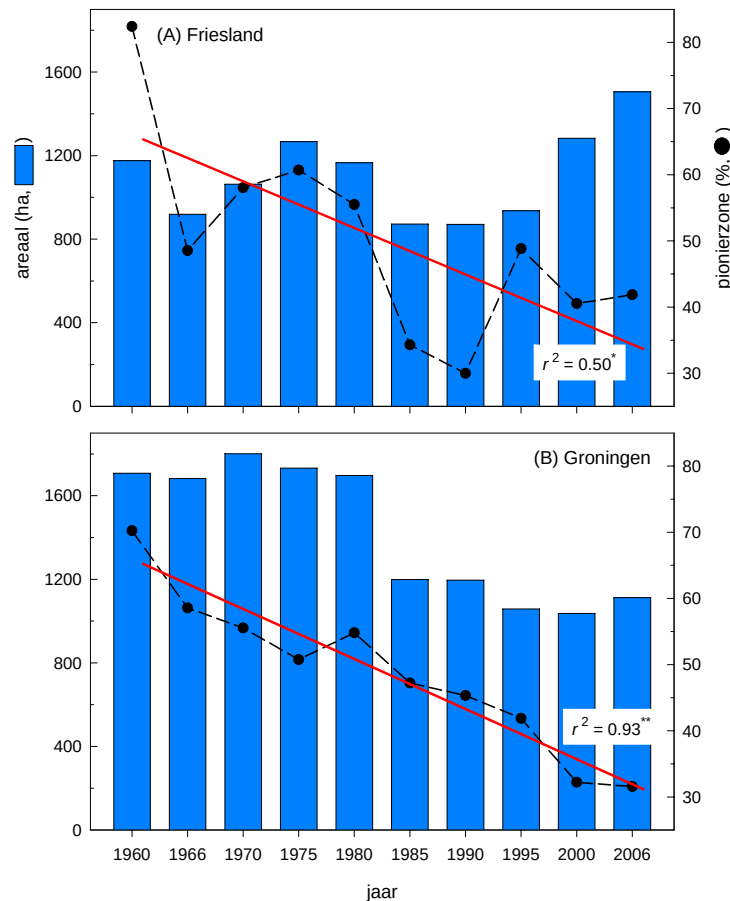


Fig. 6.3 Ontwikkeling van het kwelderareaal (linker as) en de afname van het van het relatieve aandeel van de pionierzone (rechter as) in de kwelderwerken langs de (A) Friese en (B) Groninger noordkust. De bezinkvelden van de vroegere landaanwinning bereikten hun grootste totale omvang rond het midden van de zestiger jaren van de vorige eeuw. Over de periode 1960–2006 gerekend was in Friesland noch in Groningen sprake van een significante trend in kwelderareaal. Het relatieve belang van de pionierzone in het totale kwelderareaal liet in beide provincies daarentegen een significante afname zien (naar Esselink (2000); herberekend en geactualiseerd op basis van Dijkema *et al.* 2007b; * = $P < 0.05$, ** = $P < 0.01$).

Ten tweede is, als gevolg van deze hogere vegetatiebedekking, sprake van een belangrijke toename in sedimentatie tot 1 cm per jaar of meer (*i.e.* $\geq 4\times$ de huidige toename van het GHW-niveau). Uiteindelijk zal de hoogteontwikkeling leiden tot successie van de lage kwelder naar hoge kwelder. Doordat de kwelderwerken hun maximale zeewaartse uitbreiding hebben bereikt, zal de pionierzone vanaf een bepaald moment op een steeds kleiner wordend areaal worden samengedrukt. Momenteel lijkt er nog voldoende ruimte binnen de kwelderwerken voor zeewaartse uitbreiding van de primaire pionierzone (pers. meded. Kees Dijkema). Het gaat daarbij opgeteld om ruim 1000 ha *prépionierzone* (bedekking 1–5 %) en onbegroeid slik. Bij continuering van de huidige beheerstrategie (zie Box 6.1) kan voor de kortere termijn worden aangenomen dat de instandhoudingsdoelstelling van 750 ha primaire pionierzone ($> 5\%$ bedekking) gerealiseerd wordt. Het relatieve belang van de pionierzone vertoont op de lange termijn echter een duidelijk negatieve ontwikkeling (Fig. 6.3). Op termijn zal een belangrijk areaal pionierzone zich alleen kunnen handhaven wanneer de kweldervorming steeds opnieuw kan beginnen. In theorie kan deze ruimte worden verkregen door via beheermaatregelen te streven naar een cyclische successie (Esselink 2000; van Duin *et al.* 2007b). Voor een cyclische successie van de vastelandkwelders bestaan twee opties, namelijk (1) gedeeltelijk afgraven en (2) het stimuleren van erosie langs de kwelderrand. Met de eerste maatregel is enige ervaring opgedaan in de vorm van het graven van kleiputten voor dijk aanleg (Metzing & Gerlach 2003; Bakker *et al.* 2005a; van Duin *et al.* 2007b). Naar de tweede optie is een theoretische verkenningsstudie uitgevoerd (van Duin *et al.* 2007b), maar lijkt verdere en kennisontwikkeling gewenst.

6.5 Westerschelde

6.5.1 Historische ontwikkeling

Aan het begin van de jaartelling was de delta nog een uitgestrekt veengebied. De kust was vrijwel gesloten en werd alleen onderbroken ter hoogte van het Zwin en Neeltje Jans. Sindsdien is de invloed van de zee fasegewijs toegenomen. Door menselijk ingrijpen (ontginning en zoutwinning in de Romeinse tijd) trad bodemdaling op en werd het gebied kwetsbaarder voor stormvloed (van de Ven 2003). Vanaf 300 werden grote delen van het veengebied weggeslagen. Door de toegenomen zee-invloed trad ook schorvorming op. Rond 800 bestond de Schelde-delta globaal voor de helft uit schorren en voor de andere helft nog uit veen (van de Ven 2003). Vanaf die tijd raakte het gebied weer bewoond. Door het landgebruik, met name de selnering (zoutwinning door winning van met zeewater verzadigd veen na verwijdering van het afgezette kleidek) werd in grote delen van het gebied het maaiveld aanzienlijk verlaagd, waardoor de invloed van de zee steeds groter werd (in acht eeuwen tijd zou tenminste 500 km² door deze vorm van dagmijnbouw zijn vergraven (van de Ven 2003)). Er werden grote zeegaten gevormd, waaronder het Zwin, de Honte, de (Ooster)schelde, de Grevelingen en het Haringvliet. De Westerschelde ontwikkelde zich geleidelijk tussen de 11^e en 13^e eeuw. Ondanks bedijkingen was er tot rond de 16^e eeuw sprake van een netto verlies aan land. Daarna is het oppervlak van de Wester- en Oosterschelde door inpolderingen met enkele 10.000den ha afgenomen.

Doordat vorming van nieuwe schorren stagneerde, kwamen inpolderingen langs de Oosterschelde rond het midden van de 19^e eeuw min of meer tot stilstand. In de Westerschelde is daarentegen na 1856 in totaal nog ongeveer 8000 ha schor ingepolderd (Storm 1999). Het huidige schorareaal in de Westerschelde (*ca.* 2500 ha) is echter nauwelijks kleiner dan in 1856. Het verlies van schorren is dus grotendeels gecompenseerd door vorming van nieuwe schorren. De introductie en aanplant van Engels slijkgras in 1925 en latere jaren hebben hierbij een grote rol gespeeld (Jansen & Sloff 1938). Engels slijkgras kan op een veel lager niveau in de getijdenzone groeien dan het autochtone Klein slijkgras. Het grootste deel van de huidige schorren in zuidwest Nederland dankt zijn huidige omvang aan de introductie van Engels slijkgras. Enkele grote, na de introductie van Engels slijkgras, gevormde schorren werden vrij snel voor landbouwdoeleinden ingepolderd, waaronder de inhammen

Zuid-Sloe en Braakman. Alleen Saeftinghe is na de introductie van Engels slijkgras ontstaan en als omvangrijk schorgebied behouden gebleven. Een neveneffect van de introductie (aanplant en natuurlijke vestiging) van Engels Slijkgras is geweest dat de “klokken” van de schorren gelijk zijn gesteld. Tot de jaren zestig zijn de schorren uitgebreid wat geresulteerd heeft tot een maximum aan schoroppervlak rond die tijd (ruim 3600 ha). De pionierstadia van toen zijn inmiddels zo hoog geworden dat ze in het Zeekweek-stadium zijn gekomen en de erosie aan de schorrand de overhand heeft gekregen (Storm 1999).

6.5.2 Menselijke gebruiksfuncties

De Westerschelde is het enige estuarium in Nederland waar nog een volledige estuarine zoet-zout gradiënt (van Damme *et al.* 2001) aanwezig is. Met name de functie voor de scheepvaart legt een grote druk op dit estuarium (Santberg 2001; Cox *et al.* 2003).

6.6 Oosterschelde

6.6.1 Historische ontwikkeling

Door de uitvoering van de Deltawerken en de aanleg van het Schelde-Rijnkanaal is het schorareaal in de Oosterschelde als gevolg van compartimentering met 75% afgenomen, van bijna 2200 ha in 1960 tot 544 ha in 1988 (van der Pluym & de Jong 1998, Storm 1999). Tussen 1856 en 1960 is sprake geweest van maar een geringe *netto* afname. In de Oosterschelde zijn na 1870 nog maar op zeer beperkte schaal schorren ingepolderd. Hiervoor worden twee mogelijke verklaringen gegeven (Storm 1999):

1. in de tweede helft van de 19^e eeuw waren blijkbaar nog maar weinig geschikte locaties over voor nieuwe schorvorming,
2. door de afdamming van het Sloe en het Kreekrak rond 1870 is de verbinding met de Schelde weggefallen en heeft een sterke daling van de slibaanvoer naar de Oosterschelde plaatsgevonden.

Volgens het oorspronkelijke Deltaplan zou de Oosterschelde geheel worden afgesloten. Op het moment dat de afsluiting al voor meer dan de helft was gerealiseerd, is in 1976 alsnog besloten de Oosterschelde als zout getijdenbekken te behouden. In de overgebleven 4 km brede opening werd vervolgens de in 1986 voltooide stormvloedkering aangelegd.

De overgebleven schorren liggen vrij versnipperd in het oostelijk deel van het Oosterscheldebekken en in de noordelijke uitloper (Krabbenkreek en het Slaak). Slechts drie schorgebieden hebben een omvang van > 100 ha, namelijk: Rattekaai langs de noordkust van Zuid-Beveland, Sint Annaland aan de noordkust van Tholen en het schor bij Anna-Jacobapolder langs de noordkust van St. Philipsland.

De Oosterschelde kent geen zout-zoet gradiënt, maar is in zijn geheel zout. Sinds 1969 heeft de Oosterschelde een constante saliniteit doordat er, als gevolg van de aanleg van de Volkerakdam, geen toevoer meer plaatsvindt van zoet water.

6.6.2 Sedimenthonger en gereduceerd getij

Met de bouw van de stormvloedkering zijn de getijdenamplitude en vooral het getijdenprisma – de hoeveelheid water die met eb uit de zeearm stroomt en met vloed er weer instroomt – afgenomen. Als gevolg hiervan is het morfologisch evenwicht van de Oosterschelde verstoord (van der Hoeven 2006): de eb- en vloedgeulen zijn sinds de afronding van de werken veel te ruim voor het volume aan water dat er elke getijdencyclus doorheen stroomt. De geulen sedimenteren geleidelijk op tot een nieuw evenwicht in het morfologische systeem. Hiervoor is zand nodig. De totale “zandhonger” van de Oosterschelde wordt geschat op 400 – 600 miljoen m³ zand. Door de invloed van de stormvloedkering wordt zand slechts in zeer beperkte mate van buitenaf aangevoerd (van der Hoeven 2006). Hierdoor is een herverdeling op gang gekomen van het al aanwezige zand in Oosterschelde. Door erosie is sprake van een gestage verlaging en afname van de onbegroeide delen van

het intergetijdengebied Bij volledige afbraak van de platen en slikken kan ongeveer 160 miljoen m³ beschikbaar komen; verre van voldoende om het sedimenttekort van de geulen op te heffen (van Maldegem & de Jong 2004). Deze ontwikkelingen hebben geleid tot kliferosie van de schorren. Tussen 1988 en 1995 is, afgezien van een achteruitgang van de pionierzone, 21 ha schor verdwenen; bijna 4 ha/jaar (Storm 1999). Recent is het besluit genomen om de schorranden in de Oosterschelde te gaan verdedigen met een dam evenwijdig aan de schorrand, zodat de belangrijkste schorren in dit bekken behouden blijven (pers. meded. Dick de Jong).

Door de afname van de maximale stroomsnelheden is na de voltooiing van de kering, de sedimentaanvoer vanuit de geulen naar de schorren sterk beperkt (van Maldegem & de Jong 2004). Het zwevend stofgehalte van het water in de Oosterschelde is uitzonderlijk laag (van Maldegem & de Jong 2004). Sedimentimport naar een schor is daarom afhankelijk van lokale bronnen. Waarschijnlijk is het aan het schor grenzende slik de belangrijkste sedimentbron, terwijl het eroderende klif maar een kleine bijdrage lijkt te leveren. Door de aanleg van de stormvloedkering zijn de sedimentatiesnelheden op de schorren met ongeveer een factor 2 afgenomen (van Maldegem & de Jong 2004). Behalve door de geringe beschikbaarheid van sediment, wordt deze afname ook verklaard door de daling van het niveau van GHW waardoor de overstromingsfrequentie van de schorren is afgenomen.

De periodieke sluiting van de stormvloedkering zal ook een rol spelen in de verminderde aanvoer van sediment naar de schorren. In het algemeen ontvangen kwelders vaak hoge sedimentimporten tijdens zware stormen en moet sedimentatie op kwelders ten dele als een zgn. *event-driven* proces worden beschouwd. Stumpf (1983) beschrijft een kwelder, die om de zeespiegelrijzing bij te kunnen houden, afhankelijk is van sedimentimport bij weinig voorkomende stormomstandigheden. Bij metingen aan de sedimentbalans van een kwelder vonden van Duin *et al.* (1997) dat tijdens één extreem tij evenveel sediment werd afgezet als gedurende 125 'normale' tijen. Door de periodieke sluiting van de kering (sinds de voltooiing ca. 1x per jaar) komen extreme omstandigheden niet meer voor in de Oosterschelde.

6.6.3 Gereduceerd getij en veroudering

Door de reductie van het getij in de Oosterschelde is de overstromingsfrequentie van de schorren afgenomen. In Yerseke is door de bouw van de stormvloedkering het GHW afgenomen van 2.1 m naar 1.8 m + NAP; de getijamplitude van 3.6 m naar 3.2 m. Door deze getijreductie is de vegetatiezonering langs de hoogtegradiënt naar beneden geschoven en wordt deze in een smallere zone samengedrukt (de Jong & van der Pluijm 1994). Tijdens de eindfase van de bouw van stormvloedkering is het getij gedurende 1.5 jaar tijdelijk zelfs tot nog lagere waarden gereduceerd. Deze tijdelijke verlaging heeft wel grote effecten gehad op de schorbodem en de vegetatiesamenstelling, maar deze lijken min of meer van tijdelijke aard te zijn geweest (de Jong & van der Pluijm 1994; pers. meded. Dick de Jong).

De overgang naar een gereduceerd of gedempt getij is in de Oosterschelde gepaard gegaan met een sterke achteruitgang van de pionierzone (Fig. 6.4). Dit is een gevolg van erosie en blijvende verlaging van deze zone door de sedimenthonger van de diepere delen. Het proces kan worden beschouwd als het opdringen van de laagwaterlijn en er is in de Oosterschelde sprake van een coastal squeeze. Door het ontstaan en terugtrekking van het schorklif is ook sprake van een achteruitgang van het aangrenzende schor. In de eerste 15 jaar na overgang van een gedempt getij varieerde de kliferosie in de drie grootste schorgebieden van gemiddeld 0.4 m/jaar bij het schor bij Rattekaai tot 1.1 m/jaar bij het schor van Sint Annaland (van Maldegem & de Jong 2004). Als gevolg van de coastal squeeze en de kliferosie zal de pionierzone vrijwel uit de Oosterschelde verdwijnen.

Door de overgang naar het gedempt getijdenregime en de verschuiving van de vegetatiezonering naar beneden zijn op de resterende schorren de vegetaties van het middenhoge en hoge schor toegenomen ten koste van de vegetatietypen van het lage schor (Fig. 6.4). Een vergelijking van vegetatiekaarten van Rijkswaterstaat tussen 9 en 15 jaar na invoering van een gedempt getij geeft aan dat ook op middellange termijn de achteruitgang van het lage schor is blijven voortduren. Op het Schor bij Rattekaai is

de successie het verst gevorderd, hetgeen overeenkomt met de hogere ligging van dit schor in vergelijking met de beide andere gebieden (van Maldegem & de Jong 2004). De successie op het schor bij Rattekaai is geheel toe te schrijven aan de toename van Zeekweek. Op de schorren van Sint Annaland en van Anna-Jacobapolder is ook sprake van een duidelijke toename van Zeekweek, maar de ontwikkeling is daar veel minder ver dan op het schor bij Rattekaai.

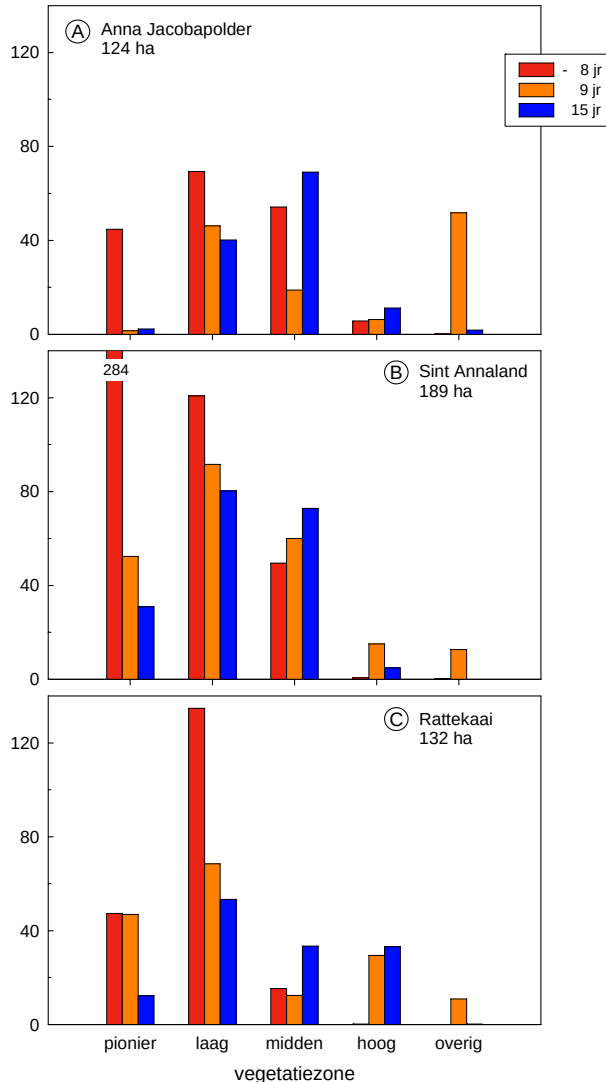


Fig. 6.4 De invloed van de stormvloedkering op de Oosterscheldeschorren. Figuur geeft de globale vegetatieontwikkeling op de drie belangrijkste schorren in de Oosterschelde in de periode 1978 – 2001 (8 jaar vóór de afsluiting van de stormvloedkering t/m 15 jaar erna) op basis van de periodieke vegetatiekarteringen van Rijkswaterstaat (www.kwelders.nl). Figuur toont het verdwijnen van de pionierzone en de successie van de overige delen van het schor. Per schorgebied staat het per 2001 resterende schoroppervlak vermeld.

7 Bodemvorming en beschikbaarheid van nutriënten

7.1 Classificatie

De bodems van de Nederlandse duinen behoren in het algemeen tot de duinvaaggronden: 'hoge zandgronden, waarin afgezien van een dunne, schrale bouwvoor of een micropodzol of humeuze bandjes, geen pedogenetische horizonten onderscheiden kunnen worden en waarin op de zandkorrels ijzerhuidjes voorkomen' (Systeem voor Bodemclassificatie voor Nederland, 1966). Op de bodemkaart van Europa worden de Nederlandse duinbodems ondergebracht bij de arenosols, bodems met zwak ontwikkelde horizonten in ongeconsolideerd zandig materiaal. De aanwezigheid van humeuze bandjes wijst op een afwisseling van stabiele fasen met bodemvorming en instabiele fasen met instuiving of met inspoeling van colluvium. Het zijn dus bodems waarvan de dynamiek van het terrein uit de opbouw van het profiel is af te leiden.

7.2 Concepten van de bodem

Er zijn verschillende benaderingen van de bodem mogelijk: de pedologische, de geografische en de edafische. In de pedologische benadering gaat het om de vorming van het bodemprofiel, bijvoorbeeld door ontkalking, humusvorming, podzolering en gleyvorming. In de duinen is deze tak van de bodemkunde nooit volledig tot ontplooiing gekomen, voornamelijk omdat de duinbodems doorgaans erg jong zijn en een duidelijk profiel ontbreekt. Voor duinbodems is de geografische, landschappelijke of landschapsecologische benadering relevanter. De landschappelijke bodemkunde hecht veel waarde aan de bodemvormende factoren, waaronder abiotische (klimaat, moedermateriaal, reliëf, water en tijd), en biotische (vegetatie, fauna en mens). Het landschapsecologische rangordemodel van Bakker *et al.* (1981) geeft de factoren in hiërarchische volgorde (Fig. 9.1). Weliswaar gaat het in dat model om landschappen, maar dat maakt niet veel uit: bodem en landschap zijn door dezelfde factoren gevormd. Vanuit de edafische gezichtshoek zijn vooral de bodemeigenschappen belangrijk die met de plantengroei te maken hebben. De belangstelling van ecologen en beheerders van de duinen beperkt zich vaak tot chemische variabelen zoals pH, CaCO_3 en humusgehalte. In het onderzoek van de laatste jaren (Kooijman *et al.* 1998, 2005, 2007, Kooijman & Besse 2002) is echter vooral gekeken naar wat bodemchemische eigenschappen betekenen voor de beschikbaarheid van nutriënten als N en P voor de vegetatie. Ook staan de biologische eigenschappen van de bodem internationaal sterk in de belangstelling omdat zij een maat zijn voor 'soil health' en de kwaliteit van het milieu. Een voorbeeld voor de duinen is onderzoek in het Zwanenwater, waarin de microfauna van het bodemecosysteem 13 jaar na afplaggen nog steeds afwijkt van de niet-geplagde, organische stofrijke uitgangssituatie (Jungerius *et al.*, 1995). In het kader van natuurbeheer kan dit een gunstige situatie zijn, maar het kan de gewenste ontwikkeling ook belemmeren: het kan jaren duren voordat bodemorganismen die essentieel zijn voor het functioneren van het ecosysteem (bijvoorbeeld mycorrhizaschimmels) na het plaggen de bodem op de natuurlijke manier weer gaan bevolken.

7.3 De landschappelijke benadering

7.3.1 Het reliëf als bodemvormende factor

Naast de versturende invloed van de mens heeft in de duinen vooral het reliëf veel invloed op de bodemvorming. Deze factor stuurt de geomorfologische processen aan door erosie- en sedimentatiepatronen te beïnvloeden. Het reliëf doet dat op verschillende manieren: direct met hellingshoeken en expositie (tabel 7.1), maar ook indirect via microklimaat, vegetatie en grondwater. Dat heeft ook gevolgen voor de vegetatie: hellingen die op het noorden zijn gericht hebben lagere temperaturen, minder uitstraling en daardoor minder verdamping, wat in een beter ontwikkelde vegetatie tot uitdrukking komt. Daardoor zijn ook condities voor de detritivore bodemfauna gunstiger dan op een helling die op het zuiden is gericht. Vegetatie en fauna zorgen er ook voor dat het bodemprofiel duidelijker wordt.

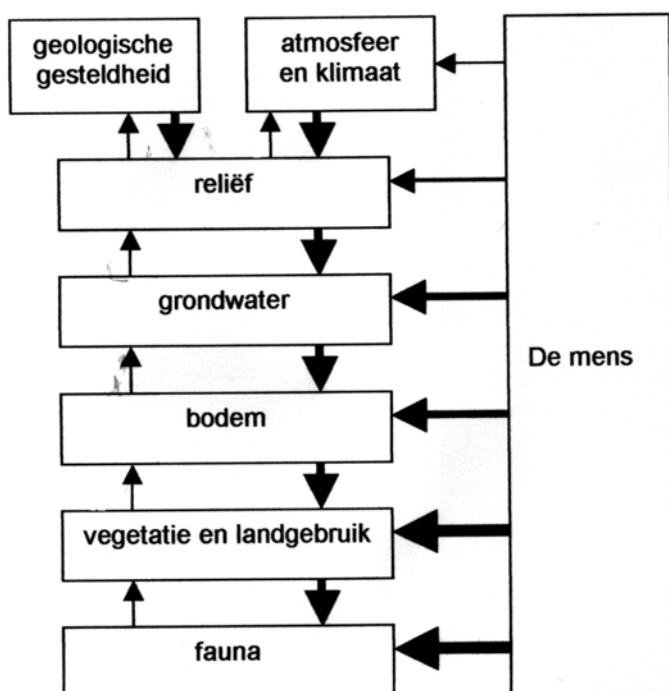


Fig. 7.1. Het rangordemodel (zie Bakker et al., 1981)

Tabel 7.1. De relatie tussen reliëfvariabelen en de eigenschappen van het bodemprofiel in het Noord-Hollands Duinreservaat (naar Duijn 1988 in Jungerius 1990). De frequenties (kansen) zijn per groep horizontaal gepercenteerd. De tabel geeft de kans weer dat een bepaalde conditie, zoals een begraven bodem, wordt aangetroffen op een terreindeel dat duidelijk herkenbaar is, bijvoorbeeld bovenaan een steile duinhelling die op het zuidwesten is gericht.

Eigenschap bodemprofiel	n	S1	S2	S3	O1	O2	O3	H1	H2	H3
AC of C horizont aan het oppervlak	15	40	13	47	07	27	66	13	47	40
begraven A horizont in het profiel	21	76	14	10	38	42	20	52	24	24
A+B horizont > 20 cm dik	64	61	23	16	35	26	39	41	42	17
Organisch horizont aan het oppervlak	23	74	13	13	52	13	35	61	30	09
B horizont aanwezig	19	74	26	00	63	16	21	53	47	00

Group S = Slope angle: S1 = 0-5°, S2 = 5-15°, S3 = >15°; Group O = Orientation: O1 = none, O2 = NE (315-135°), O3 = SW (135-315°); Groep H = Height: H1 = 0-5 m, H2 = 5-15 m, H3 = >15 m.

7.3.2 Het belang van hydrofobie in de grijze duinen

In de grijze duinen is de stabiliserende invloed van de vegetatie groot, waardoor de geomorfologische processen sterk worden teruggedrongen. De naam dankt deze zone aan de grijze kleur van de bodem die in droge toestand sterk waterafstotend is. Als het zand langdurig aan natte omstandigheden wordt blootgesteld, verdwijnt deze eigenschap geleidelijk. Nadat het zand weer is opgedroogd, is het opnieuw hydrofoob. Water dringt echter vaak niet in de bodem door: in de zomer blijft de bovenlaag zelfs na een donderbui vaak nog kurkdroog. Dit verschijnsel wordt toegeschreven aan een coating van organisch materiaal om de zandkorrels. Waarschijnlijk is dit materiaal vooral van plantaardige of microbiële oorsprong. Op hellingen met noordexpositie zonder direct zonlicht is de waterafstotendheid het geringst.

De hydrofobie heeft invloed op geomorfologische processen. Regenwater stroomt over het ondoorlatende oppervlak af, waardoor kleinschalige modderstromen en colluviale afzettingen ontstaan. In extreme gevallen worden hierbij zelfs geultjes gevormd. Door deze vorm van watererosie komt blond duinzand weer aan het oppervlak, waardoor de wind weer vat op het zand kan krijgen (Jungerius & van der Meulen 1988). Onderaan de helling worden colluviale afzettingen afgezet, die vaak snel dichtgroeien, omdat de waterstroom zaden concentreert en de vochtcondities in het afgespoelde zand goed zijn. Deze wisselwerking tussen pluviale en eolische erosie is mede verantwoordelijk voor de kleinschalige dynamiek, die zo belangrijk is voor het in stand houden van de grijze duinen, die slechts een geringe invloed kennen van de kustdynamiek. Het is mogelijk dat hydrofobie en watererosie op dit moment een minder grote rol spelen dan vroeger, doordat hoge N-depositie en klimaatsverandering de vestiging van (niet-hydrofobe) algen stimuleren.

7.4 Bodemchemie en beschikbaarheid van N en P

7.4.1 Verschil in bodemchemie tussen Renodunaal en Wadden district

De Nederlandse kustduinen verschillen lokaal sterk in bodemchemische samenstelling (Eisma 1968). Zo heeft het Renodunaal district van ZW-Nederland zand dat afkomstig is uit relatief jonge delen van centraal-Europa, dat van origine relatief rijk is aan kalk, ijzer en aluminium. Het kalkgehalte kan oplopen tot 8-10%. Binnen het Renodunaal district is over het algemeen een zonering in het duingebied aanwezig. Nabij de kust zijn de duinen relatief jong en is de bodem tot bovenin het profiel (nog) kalkhoudend. In het iets oudere middenduinen kan de bovengrond tot ca 25 cm ontkalkt en verzuurd geraakt zijn, maar is de bodem daaronder nog kalkhoudend. In de oudere binnenduinen kan de bodem tot enkele meters diep ontkalkt zijn. Het kalkgehalte en de pH nemen dus doorgaans in de richting van de jongere zeeduinen naar de oudere binnenduinen duidelijk af. Dit geldt echter niet voor ijzer (en aluminium). Deze nemen juist toe in de oudere duinen, doordat ijzerhoudende verweerbare mineralen juist in zure bodem beter oplossen. Van belang hierbij is dat ijzer (en aluminium) van origine vooral in minerale vorm voorkomt, bijvoorbeeld als ijzerhydroxide. In oudere bodems met hoge organische stofgehalten kan echter een (flink) deel van de ijzer omgezet zijn van minerale naar organische vorm, als onderdeel van een ijzer-organische stofcomplex (Kooijman *et al.* 1998; Kooijman *et al.* 2007). Dit resulteert in een verschuiving in de binding en beschikbaarheid van P (zie hieronder). In de duinen zuidwaarts vanaf Goeree is de situatie veel meer intermediair tussen die hierboven is beschreven en die van het Waddendistrict. De beschreven ontkalkingstoestand van de binnenduinen is op Voorne ook anders dan in de vaste landsduinen, omdat op Voorne de oude strandwallen ontbreken.

Het Waddendistrict van Noord-Nederland wordt juist gekenmerkt door kalk- en mineraalarm zand, wat ook witter van kleur is. Het zand is afkomstig uit relatief oude, doorverweerde delen van het NO-Europese Baltische schild. Omdat het zand veelal minder dan 1% kalk bevat, is er vaak ook nauwelijks een zonering in de bodem aanwezig. Alleen hele jonge, actieve delen van het duingebied hebben een iets hogere pH, maar over het algemeen zijn de bodems ontkalkt en verzuurd. IJzer (en

aluminium) komt vrijwel niet voor en dan alleen in de vorm van complexen met organische stof.

7.4.2 Beschikbaarheid van P

De verschillen in bodemchemie tussen het Renodunaal- en Waddendistrict zijn van betekenis voor de regulatie van de P-beschikbaarheid. De beschikbaarheid van P is vooral afhankelijk van de pH in de bodem, in combinatie met de hoeveelheid kalk dan wel ijzer (en aluminium). Als er veel kalk of ijzer is, kan er P-fixatie optreden door chemische vastlegging van P in de bodem (Kooijman *et al.* 1998; Kooijman & Besse 2002). Bij hoge pH en aanwezigheid van kalk, zoals in de kalkhoudende zeeduinen van het Renodunaal district, zal P voor een groot deel worden vastgelegd als calciumfosfaat. Dit is bij hoge pH niet beschikbaar voor de vegetatie. Pas in de middenduinen, waar de kalk in de bovengrond is opgelost en de pH wat lager is geworden, is ook calciumfosfaat goed oplosbaar. Dit brengt een grote verhoging van de P-beschikbaarheid met zich mee en een forse verhoging van de biomassaproductie in dit deel van het duin, mede ook door de grote N-beschikbaarheid vanwege de N-fixerende Duindoorn (via de actinomyceet *Frankia*) die hier meestal de vegetatie domineert. Hierdoor groeien ook struvelen goed in de middenduinen. In de binnenduinen, waar de bodem diep ontkalkt en zuur is, zorgt oplossing van verweerbare mineralen voor hoge gehalten aan ijzer (en aluminium). Dit ijzer gaat een binding aan met fosfaat, waarbij P chemisch wordt vastgelegd in de vorm van ijzerfosfaat. P wordt sterk gebonden en is vrijwel niet beschikbaar voor de vegetatie. Als er echter veel organische stof in de bodem aanwezig is, werkt dit P-fixatie mechanisme minder goed (Kooijman *et al.* 2007). Het vrijgekomen ijzer gaat dan eerst een verbinding aan met organische stof. Daardoor blijft er minder bindingsruimte over voor P. Fosfaat wordt uiteindelijk wel gebonden, maar veel minder sterk en kan gemakkelijk weer beschikbaar komen voor de vegetatie.

In het Waddendistrict is er veel minder kalk en ijzer in de bodem aanwezig en speelt P-fixatie in de vorm van calcium- of ijzerfosfaat vrijwel geen rol. De P-beschikbaarheid is hierdoor vrijwel altijd relatief hoog, hoewel de uiteindelijke voorraad P in de bodem veel lager kan zijn dan in het Renodunaal district. Als gevolg van de hoge P-beschikbaarheid is de vegetatie in het Wadden district N-gelimiteerd en heeft atmosferische N-depositie een duidelijke, stimulerende rol gehad in de vergrassing.

7.4.3 Beschikbaarheid van N en productiviteit van de vegetatie

Atmosferische depositie van N - De beschikbaarheid van N wordt voor een belangrijk deel bepaald door de hoge atmosferische N-depositie. De N-depositie is in Nederland de laatste jaren gestaag gedaald en is in de duinen lager dan in andere delen van het land. In Lammers *et al.* (2005) en Schouwenberg (2007) wordt echter ten onrechte gesteld dat de kritische depositie in ca 75% van de duingebieden niet meer overschreden. In deze studies is namelijk het 'voorzorgsprincipe' verlaten, waarmee bescherming geboden moet worden aan de meest gevoelige natuur (Fig. 7.2). Zo worden bijvoorbeeld de zeer gevoelige grijze duinen en vochtige duinvalleien (lage kritische depositiewaarde) op één hoop gegooid met minder gevoelige duinhabitats als helmduinen en duindoornstruvelen met een hogere kritische depositiewaarde (Tab. 7.2). Hierdoor wordt de gemiddelde kritische depositie voor het hele duingebied hoger en de overschrijding minder groot. Nog erger is dat het idee dat 75% van het duingebied nu niet meer wordt bedreigd lijkt uit te gaan van de huidige, vergraste en verruigde, en dus al aangetaste vegetatie. Dat is natuurlijk niet de bedoeling.

Tabel 7.2. Overzicht van de kritische stikstofdeposities van verschillende prioritaire habitats uit het duin- en kustgebied. Waarden zijn overgenomen uit Schouwenberg (2007), en gebaseerd op Van Dobben et al.(2004, 2006).

Habitat-type	Naam	Ondergrens kritische depositie (kg N ha ⁻¹ jr ⁻¹)	Bovengrens kritische depositie (kg N ha ⁻¹ jr ⁻¹)
1310	Pioniervegetaties slik- en zandgebieden	30	40
1320	Schorren met Slijkgrasvegetatie	30	40
1330	Schorren met Kweldergras	30	40
2110	Embryonale duinen	23.6	23.6
2120	Helmduinen	21.2	21.2
2130	Grijze duinen	10.7	19.7
2140	Duinheide	15	30.6
2150	Atlantische duinheide	15.5	20
2160	Duindoornstruweel	27.9	29
2170	Kruipwilgstruweel	22.4	38.8
2180	Duinbossen	20	29.1
2190	Vochtige duinvalleien	10.9	26.9
3130	Duinplassen	5.6	14

Dit zet beheerders en beleidsmakers op het verkeerde been en het helpt natuurlijk niet bij de instandhouding van de prioritaire duinhabitats met de hoogste biodiversiteit: grijze duinen (H2130) en vochtige duinvalleien (H2190). In duingraslanden is de N-depositie nog steeds hoger dan de kritische depositie van 10-20 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹. Bovendien zijn er aanwijzingen dat, met name voor de duinen, de metingen volgens het landelijk meetnet hoger zijn dan de gemodelleerde waarden waarop de overschrijding van de kritische depositie is gebaseerd. Verder is het de vraag of de kritische deposities niet te laag ingeschat zijn, omdat zelfs een matige N-depositie van 4-6 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ al kan leiden tot vergrassing en achteruitgang van duingraslanden in de grijze duinen (Remke *et al.* in press).

Mineralisatie van N - Hoewel hoge N-depositie in duingraslanden wat betreft vergrassing een belangrijke rol heeft gespeeld, kan het effect hiervan versterkt of verzwakt worden door andere factoren als de beschikbaarheid van P en de pH in de bodem. Stikstof komt vrij bij de afbraak van organische stof. Over het algemeen is het zo dat hoe hoger de biomassa is, hoe meer strooisel er geproduceerd wordt, en hoe hoger de netto N-mineralisatie in de bodem zal zijn. Als de beschikbaarheid van P echter een beperkende factor is, zoals in de kalkrijke zeeduinen en de ijzerrijke binnenduinen van het Renodunaal district, wordt de groei van de vegetatie geremd (Kooijman & Besse 2002). Zowel N als P zijn essentiële voedingsstoffen, die in een bepaalde verhouding opgenomen moeten worden (Koerselman & Meuleman 1996). Als er een tekort van de een is (P), leidt een hogere beschikbaarheid van de ander (N) niet tot hogere groeisnelheid. Door geremde plantengroei bij P-limitatie zullen ook de strooiselproductie en netto N-mineralisatie relatief laag zijn, zelfs bij hoge atmosferische N-depositie. Als P echter geen beperkende factor is, wordt de plantengroei wel degelijk gestimuleerd door hoge N-depositie. Dit is het geval in de middenduinen van het Renodunaal district, waar alle calciumfosfaat is opgelost, maar ook in de kalk- en ijzerarme bodems van het Waddendistrict.

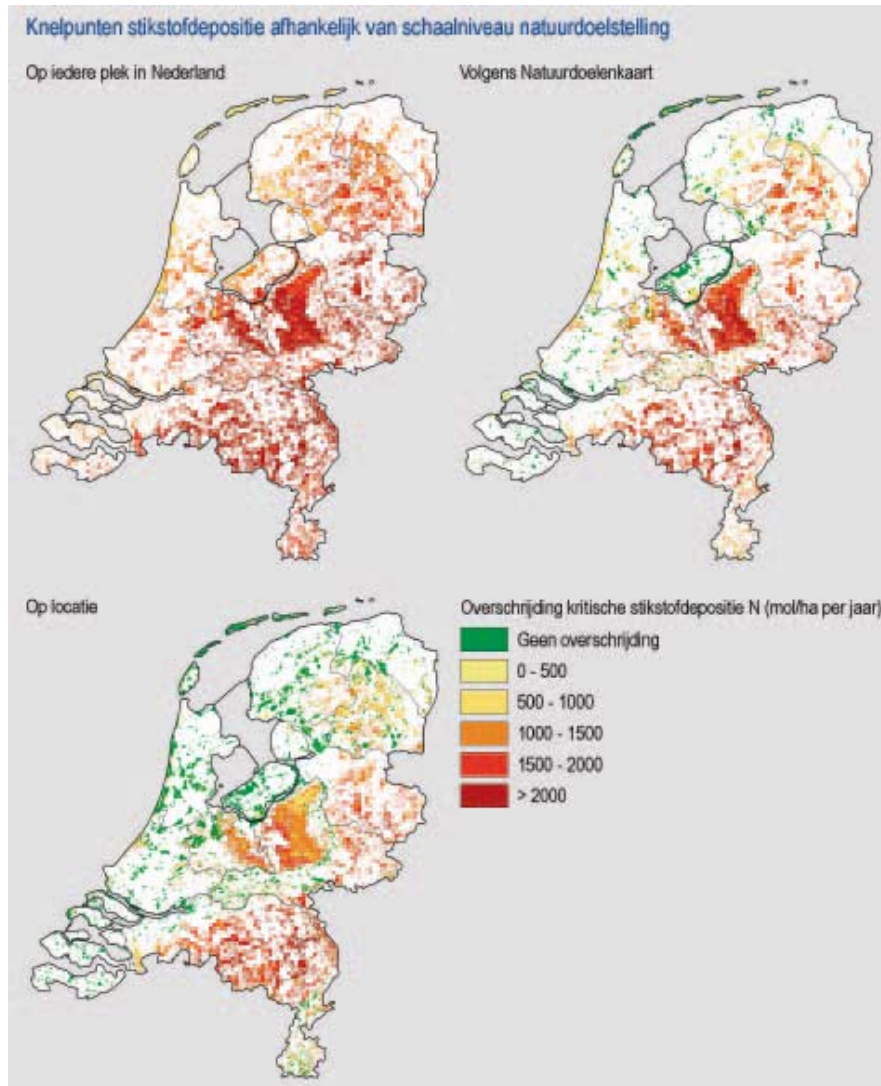


Fig. 7.2. Natuurdoelstellingen worden op verschillende schaalniveaus gedefinieerd. Dit heeft aanzienlijke consequenties voor het beleidstekort in termen van te reduceren stikstofdepositie. Overgenomen uit Lammers et al. (2005).

Ook de pH van de bodem is van direct belang voor de N-beschikbaarheid voor de vegetatie. Stikstof komt vrij bij de afbraak van organische stof en in kalkrijke bodems met hoge pH is de afbraaksnelheid hoger dan in zure bodems. Ook de hoeveelheid N die in zijn totaliteit (bruto) vrijkomt, is hoger in kalkrijke dan in zure bodems. Volgens het klassieke beeld zou 'dus' ook de netto beschikbaarheid van N voor de vegetatie in kalkrijke bodems hoger zijn dan in zure bodems, maar dat (b)lijkt niet het geval te zijn (Kooijman & Besse 2002, Kooijman et al. 2008). In zure duinbodems, met name in het Waddendistrict, is de netto N-beschikbaarheid juist een heel stuk hoger dan in kalkrijke bodems, dus tegengesteld aan de verwachting. Voor bosbodems is uitgezocht dat verschillen in micro-organismen hierbij een belangrijke rol spelen. In kalkrijke bodems zitten vooral bacteriën, die weliswaar een hogere activiteit hebben dan de schimmels uit de zure bodems, maar zelf ook veel meer N nodig hebben. Misschien is dit omdat bacteriën in tegenstelling tot schimmels voor hun groei telkens complete nieuwe cellen moeten maken. Op deze wijze kan er in kalkrijke bodems bruto meer N worden vrijgemaakt, maar doordat een zo groot deel vervolgens weer wordt vastgelegd in micro-organismen en daarna in organische stof in de bodem, blijft er netto minder voor de vegetatie over. Dit is voor duinbodems nog niet goed onderzocht, maar het zou een verklaring kunnen zijn voor de lage netto N-mineralisatie in kalkrijke duinbodems (Fig. 7.3) en hiermee tevens voor de lagere

snelheid van vergrassing. Omgekeerd is in zure bodems de hoeveelheid N die bruto vrijkomt gering, maar omdat schimmels zelf weinig N nodig hebben blijft er dus relatief veel N voor de vegetatie over. Er blijft zelfs zoveel over, dat een relatief kleine verhoging in strooiselinput resulteert in een grote toename van de N-beschikbaarheid voor de vegetatie. Ook wordt de atmosferische N-depositie op deze manier extra efficiënt door de vegetatie benut. Dit zelfversterkende proces van meer strooisel, meer nutriënten, een hogere groeisnelheid en nog weer meer strooisel, heeft een grote rol gespeeld bij de sterke vergrassing in de zure bodems van het Waddendistrict. In de zure bodems van het Renodunaaldistrict is dit mechanisme waarschijnlijk minder belangrijk geweest, omdat daar de groeisnelheid voor een deel door P-limitatie wordt beperkt.

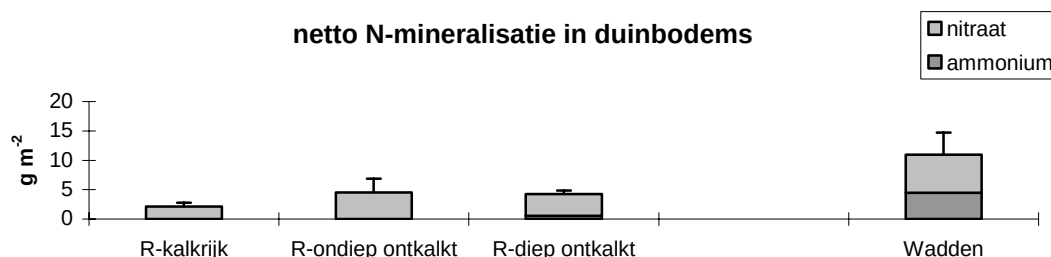


Fig. 7.3. Netto N-mineralisatie in het veld gedurende het groeiseizoen in vergraste vegetatie van verschillende duinzones. R = Renodunaal district. Gegevens gebaseerd op Kooijman & Besse (2002).

7.4.4 Sleutelrol voor organische stof ?

Het beheer in duingraslanden wordt vaak gericht op vermindering van de hoeveelheid organische stof in de bodem, vanuit de gedachte dat veel organische stof een ophoping van nutriënten en vervuiling betekent. Omdat verwijdering van organische stof over het algemeen een kostbare maatregel is, is het belangrijk om te weten wanneer dit wel, en wanneer dit niet nodig is.

In de loop van de successie nemen bodemvorming en ophoping van organische stof in de bodem inderdaad toe. In vers, kaal zand zit vrijwel geen organische stof, maar dit kan oplopen tot 4-5 % in duingrasland en nog veel hogere waarden in natte duinvalleien, waar zelfs veenvorming op kan treden. In de loop van de successie neemt ook de beschikbaarheid van N toe, omdat de afbraak van organische stof en de N-kringloop op gang komt (Gerlach *et al.* 1994). De vraag is echter of, als deze kringloop eenmaal op gang gekomen is, een verdere toename van de hoeveelheid organische stof werkelijk een probleem is. In de zure bodems van de Renodunale binnenduinen bleek de hoeveelheid organische stof in de bodem geen effect op N-mineralisatie te hebben (Kooijman *et al.* 2007). Mogelijk is de organische stof in de bodem hier relatief oud en sterk gehumificeerd, waardoor er minder N uit vrijkomt dan bijvoorbeeld uit de relatief verse organische stof in het strooisel. In dat geval zal N-mineralisatie meer op variatie in strooiselinput reageren dan op variatie in organische stofgehalte in de bodem. Of N-mineralisatie in kalkrijke bodems ook ongevoelig is voor de hoeveelheid organische stof in de bodem is niet bekend.

In dit verband is het ook belangrijk om te weten wat er met de overmaat aan N is gebeurd die decennia lang in de bodem is terechtgekomen, zowel rechtstreeks als via verhoogde strooiselinput. Een deel hiervan is waarschijnlijk uitgespoeld naar het grondwater (ten Harkel 1996), maar een ander deel is achtergebleven in de bodem. Het is de vraag in welke mate dit nog goed beschikbaar is en of hierin verschillen bestaan tussen kalkrijke en zure bodems. Er zijn aanwijzingen dat de opslag van N in kalkrijke bodems sterker is dan in zure bodems (Phoenix *et al.* 2003). Betekent dit ook dat deze N in kalkrijke bodems gemakkelijker weer vrij kan komen of gaat het juist om N die is ingebouwd in sterk gehumificeerde stabiele humus, die niet meer beschikbaar is?

Daarnaast is het voor het beheer relevant om te weten hoe het vrijkomen van N wordt beïnvloed door overstuiving, als gevolg van redynamisering van het duinlandschap. Door verstuiving kunnen de basenrijkdom en mineralisatie in de bodem toenemen. Net als bij bekalking kan verhoogde mineralisatie in bestaande bodems leiden tot verzuuring, bijvoorbeeld in het Dauwbraamlandschap. Wanneer verzuuring optreedt, zou dit een tijdelijke situatie kunnen zijn als gevolg van verhoogde activiteit van reeds aanwezige micro-organismen, maar er zou ook sprake kunnen zijn van blijvende veranderingen in microbiële activiteit en beschikbaarheid van nutriënten.

Verder is het van belang om te weten of de beschikbaarheid van P wordt beïnvloed door het organische stofgehalte in de bodem, zeker zolang de N-depositie in de duingraslanden nog te hoog is en N-limitatie niet zal optreden. In ijzerrijke, zure duinbodems blijkt bijvoorbeeld verhoging van het organische stofgehalte N niet te beïnvloeden, maar wel tot toename van de P-beschikbaarheid te leiden. P-fixatie in de vorm van ijzerfosfaat wordt minder, als gevolg van de omzetting van mineraal naar organisch gebonden ijzer. In kalkrijke bodems is P-fixatie in de vorm van calciumfosfaat een belangrijk mechanisme om de P-beschikbaarheid te verlagen. Het is de vraag of meer organische stof in kalkrijke bodems ook tot relatief losse P-binding leidt, door complexvorming van P met organische stof in plaats van chemische neerslag van calciumfosfaat. Het zou ook kunnen zijn dat door de hogere pH organische stofcomplexen bezet worden met OH^- in plaats van H^+ , waardoor de binding van het negatief geladen fosfaat ion sowieso minder belangrijk is. Speelt het organische stofgehalte, zolang de bodem kalkrijk is of door verstuiving kalkhoudend wordt gehouden, eigenlijk wel een rol in de beschikbaarheid van P?

8 Ecologie van embryonale en witte duinen

8.1 Strand en vloedmerken

Het strand kent tegenwoordig nog maar een zeer beperkte biodiversiteit. Door vogels (meeuwen, steltlopers, zangvogels) wordt het vooral gebruikt als foerageergebied, waarbij aanspoelsels, bodemdieren en benthos de belangrijkste voedselbron vormen. Bodemdieren hebben een grootste aantallen in het intergetijdengebied (hetgeen buiten het kader van dit preadvies valt; zie echter Janssen en Mulder 2004). Het strand is als broedgebied van vogels op dit moment nog maar van weinig betekenis. Dit zou kunnen veranderen door gedeelten van het strand als vogelbroedgebied te reserveren (Fig. 8.1). Vooral sterns en plevieren horen als broedvogels op onze stranden thuis. Vloedmerken vormen in potentie een belangrijke nutriëntenbron voor de achterliggende duinen. Zij zijn bijvoorbeeld zeer rijk aan fosfaat. Na herstel van de transferfunctie van de zeereep kan dit materiaal het proces van opladen van uitgeloopte bodems ook weer op gang brengen. (Gerlach 1992) Vloedmerken vormen verder een belangrijke voedselbron voor vogels en andere dieren. Lokaal worden vloedmerken verwijderd tijdens het reinigen van het strand.



Fig. 8.1 Vrijwillige nestbescherming op het Kennemerstrand bij Ilmuiden. Badgasten op het Kennemerstrand maakten er een sport van om nesten van Bontbekplevieren te beschermen. Het ging hier om een soort korf van wilgen tenen. De maker was een betrokken kunstenaar die ook vaak de wacht hield op drukke dagen. Wee je gebeente je te dicht bij kwam, je kon een stevige preek verwachten en was dan ook niet snel van hem af. Deze korf is zeker 4 jaar gebruikt en vaak stond er in de buurt een handgeschreven bordje of zat het bordje op de korf. De volgende gegevens zijn bekend: 2001 nest met 4 eieren gezien, broedsucces onbekend; 2002: 2 paar, beide een legsel van 4, ten minste 2 vliegvlugge jongen; 2003: 2 paar, beide legsels van 4 eieren, Broedsucces onbekend; 2004: 1 paar onder korf, legsel van 4, broedsucces onbekend; 2005: 1 paar onder korf, legsel van 4, zeker mislukt.

Knelpunt 10: broedvogels van het strand worden verstoord door recreatie

Grote delen van het Nederlandse strand zijn verstoken van vogelsoorten die op het strand broeden. Afzettingen her en der waar het publiek omheen kan lopen, kunnen voldoende zijn om een aantal soorten op de stranden terug te krijgen, zeker wanneer deze in de buurt liggen van foeragegebieden.

8.2 Embryonale duinen

8.2.1 Biodiversiteit

Embryonale duinen worden gekenmerkt door pioniergemeenschappen van brakke, droge tot vochtige, matig nutriëntrijke, min of meer pH-neutrale standplaatsen. De begroeiingen komen voor boven de lijn van gemiddeld hoogwater, maar kunnen bij storm en hoge vloed met zeewater worden overspoeld. De embryonale duinen kennen zeer soortenarme, laagblijvende en doorgaans ijle begroeiingen met een eenvoudige structuur. De bedekking is meestal minder dan 20 %. Het merendeel van de ondergrondse biomassa bevindt zich op geringe diepte. Kwalificerende soort voor de embryonale duinen is het Biestarwegras. Naast Biestarwegras zijn er maar weinig soorten aangepast aan de dynamische omstandigheden. Het meest opvallend zijn Zeepostelein (*Honckenia peploides*), Zeemelkdistel (*Sonchus arvensis* var. *maritimus*) en Zandhaver (*Leymus arenarius*). Kenmerkende soorten van het vloedmerk zijn onder meer Zeeraket (*Cakile maritima*), Stekend loogkruid (*Salsola kali* subsp. *kali*) en Spiesmelde (*Atriplex prostrata*). Minder algemeen zijn de Gele hoornpapaver (*Glaucium flavum*) en soms (meer naar het zuiden in Zeeuws-Vlaanderen) de Blauwe Zeedistel, Gelobde melde (*Atriplex laciniata*) en Kustmelde (*Atriplex glabriuscula*). Qua fauna zijn het vooral insecten die de embryonale duinen bewonen. In deze embryonale duintjes wordt een aantal loopkevers van duinen en strand aangetroffen. Het gaat weliswaar niet om veel soorten, maar wel om soorten die zeer specifiek zijn voor embryonale duinen.

8.2.2 Voorkomen in Nederland

Embryonale duinen zijn zeldzaam in geheel Europa. Ook in Nederland komen deze jonge duintjes weinig voor, wat vooral een gevolg is van een stringent strand- en zeereepbeheer. De beste voorbeelden van embryonale duinen worden gevonden op plekken waar de kust niet is vastgelegd. Door dynamisch kustbeheer en suppleren zijn de embryonale duinen de laatste jaren zeer sterk in oppervlak uitgebreid. We vinden ze vooral in delen van de Waddeneilanden en in Zuidwest-Nederland en nu ook in grote delen van het beheersgebied van het HHR Rijnland.

8.2.3 Huidig beheer

Op een natuurlijk strand ontstaan deze duintjes vanzelf, maar de duurzaamheid is afhankelijk van het sedimentbudget. Bij een negatief budget kunnen de duintjes binnen een jaar weer verdwijnen, bij een positief budget zullen ze geleidelijk overgaan in Witte Duinen, en zullen aan de zeewaartse zijde steeds nieuwe vormen ontstaan. Het beheer bestaat uit het scheppen van de juiste randvoorwaarden (procesbeheer). Patroonbeheer van embryonale duinen is onmogelijk. De vorming kan gestimuleerd worden, bijvoorbeeld door in een systeem met zandtekorten te suppleren. Wanneer onderwater wordt gesuppleerd wordt het zand vanzelf door golven op het strand afgezet en kan de wind embryonale duinen gaan vormen. Overigens is op een afslagkust met een structureel (sterk) negatief zandbudget het ontstaan van dit habitatype zeldzaam geworden. Als ze toch voorkomen hangt dit vooral samen met een relatief rustige periode zonder afslag.

8.3 Zeereep (zeeduinen) en stuifdijk

8.3.1 Biodiversiteit

Hoewel de landschappelijke en geomorfologische verschillen tussen de hierboven beschreven typen zeer groot zijn, vallen ze (wanneer de dynamiek groot genoeg is en de Helm goed ontwikkeld) qua habitatype allen onder dezelfde noemer: 2120 Witte duinen.

De samenstelling van de vegetatie is afhankelijk van de dynamiek. De meest dynamische standplaatsen worden gekenmerkt door een afwisseling van hoge graspollen en kaal zand, met Helm (*Ammophila arenaria*) als dominante soort. Daarnaast zijn Noordse helm (*Calammophila baltica*), Zandhaver (*Leymus arenarius*) en Zeemelkdistel (*Sonchus arvensis* var. *maritimus*) de meest opvallende soorten. Vooral rondom de zeedorpen is de zeereep veel soortenrijker. Hier komen o.a. Blauwe zeedistel (*Eryngium maritimum*), Zeewinde (*Calystegia soldanella*), Bitterkruid en Bitterkruidbremraap en Zeewolfsmelk (*Euphorbia paralias*) in de zeereep voor. Zandhaver heeft hier zijn zwaartepunt. De witte duinen bieden ook een geschikt milieu aan diverse exclusieve paddestoelen, waaronder de Zeeduinchampion (*Agaricus devoniensis*), het Zandtulpje (*Peziza ammophila*) en de opmerkelijke Duinstinkzwam (*Phallus hadriani*).

Op minder dynamische plekken kan zich ook een grasmat van Duinzwenkgras met verspreid staande composieten zoals Akkermelkdistel (*S. arvensis*) vestigen en is het verschil tussen de minder hoge grasbulten en kaal zand minder uitgesproken. Er kan zich ook al een moslaag beginnen ontwikkelen. De Zee-akkermelkdistel differentieert de Helmduingemeenschappen ten opzichte van de overige plantengemeenschappen van de droge duinen.

De continue overstuiving van de zeereep leidt tot een dominantie van Helm in dit gebied: deze plant is het meest vitaal wanneer hij overstoven wordt, zolang hij mee kan groeien met de telkens nieuw afgezette zandlagen. In zand dat al langer op een plek ligt, ontwikkelen zich plant-pathogene schimmel- en nematodenpopulaties die de wortels van de helm aantasten. In het nieuwe zand dat telkens komt aanwaaien en vrij is van pathogenen maakt de helm voortdurend nieuwe wortels. Deze nieuwe wortels zijn de uitgesproken voedselbron van larven van bladsprietkevers (Scarabeidae); ook als ze niet aangetast zijn door pathogenen zijn de oude wortels van de helm te van een sterk verminderde kwaliteit (te veel onverteerbaar celwandmateriaal), waardoor de larven veel langer over hun ontwikkeling doen of doodgaan. De bladsprietkevers vormen een belangrijke voedselbron voor predatoren zoals de Grauwe Klauwier en de Tapuit (Box 8.1). In een vergelijkende studie tussen Nederlandse en Deense duingebieden bleek dat de bladsprietkevers in belangrijke mate ontbraken in het voedselspectrum van klauwieren in Nederland. Redynamisatie van vastgelegde duinen is een geschikte maatregel om de kwaliteit van de helm en populaties van bladsprietkevers te herstellen.

Omdat de oppervlakte kaal zand in het Nederlands duingebied nog maar erg gering is, vormt de zeereep voor veel karakteristieke insectensoorten een belangrijk toevluchtsoord. De langgerektheid van de zeereep is bovendien een belangrijk verbindend element voor de verspreiding van deze soorten. Redynamisatie van duinen welke wordt uitgevoerd in contact met de zeereep kan hierdoor rekenen op een grotere biodiversiteit in een kortere periode in vergelijking met redynamisatie die geïsoleerd in het duin tot stand wordt gebracht. Dit geldt vooral voor soorten die moeilijk geïsoleerde zandige plekken koloniseren.

8.3.2 Voorkomen in Nederland

Een natuurlijke zeereep is zeldzaam in Nederland (areaal in Nederland 1000-10000 ha). Dit is vooral het gevolg van strandbeheer en zeereepbeheer. Uit oogpunt van kustveiligheid wordt het zand vastgelegd om verstuing te voorkomen. Door dynamisch kustbeheer is het oppervlak natuurlijke zeerepen de laatste jaren uitgebreid. Dynamisch kustbeheer heeft niet overal effect. Op plaatsten met beperkte dynamiek bij de duinvoet ontstaat het type niet vanzelf. Met behulp van simpele ingrepen om dynamiek te bevorderen kan het habitatype makkelijk ontstaan. De best ontwikkelde witte duinen komen voor op de Waddeneilanden en op enkele locaties in

Noord-Holland en het zuidwesten van ons land, vaak in combinatie met embryonale duinen. Suppleties kunnen het ontstaan stimuleren. Voorbeelden daarvan zijn te vinden op sommige dijken in Zeeuws-Vlaanderen en langs de Brouwersdam.

8.3.3 Huidig beheer

Van oudsher wordt de aan zee grenzende, vrij hoge duinrug (ofwel zeereep) op veel plaatsen kunstmatig vastgelegd en geëgaliseerd ten behoeve van de kustverdediging. Beheerders proberen met takken- en rietschermen op het strand het aanstuivende zand vast te houden. Kale plekken worden er met helm beplant en stuifgaten worden met bulldozers dichtgeschoven. Bij dit beheer kan het habitatype zich niet ontwikkelen.

Sinds 1990, toen het beleid werd ingevoerd om de basiskustlijn te handhaven, is het zeereepbeheer op sommige plaatsen wat minder stringent. Daar is sprake van 'dynamisch kustbeheer' en hebben zee en wind vrij spel. Dynamisch kustbeheer vinden we vooral op de Waddeneilanden en langs brede duingebieden (bijvoorbeeld in Noord-Holland). Dynamisch kustbeheer is een vorm van procesbeheer, om de juiste randvoorwaarden te scheppen. Met patroonbeheer is het onmogelijk hier een natuurlijk systeem te herstellen.

De zeereep vormt verder een bron voor helmplanten: beheerders steken er helm om op andere plekken aan te planten. Het steken van Helm bevordert de dynamiek en vormt geen bedreiging voor het habitatype, maar kan juist een stimulerend effect hebben. Helm kan zich massaal verspreiden door kieming van zaad en vormt een zaadbron voor landwaarts gelegen duinen.

Box 8.1 Van verstuiwing tot de stand van de Grauwe klauwier in de kustduinen



Grauwe klauwier met prooi
(Foto: M. Geertsma,
Stichting Bargerveen).

De populatie in de duinen

De Nederlandse duinen vormden tot in de jaren '50 een bolwerk van de Grauwe klauwier. Sindsdien is de duinpopulatie sterk afgenomen, eerst in de vastelandsduinen en vanaf het begin van de jaren '80 ook op de waddeneilanden (Fig. 1). In 1997 en 1998 vond het laatste broedgeval plaats in een binnenduintrand op Ameland en nadien waren er na een periode van totale afwezigheid nog slechts enkele onregelmatige broedgevallen in de hele Nederlandse duinstrook. Grauwe klauwieren leven van grote ongewervelden, zoals mestkevers, sprinkhanen en libellen, en kleine gewervelden, zoals hagedissen en muizen. Uit het voorgaande onderzoek van de broed- en voedsel生态学 van de Grauwe Klauwier van de Stichting Bargerveen is gebleken dat de gemiddelde prooigrootte in het dieet van zowel adulten als nestjongen van de laatste broedparen op Ameland kleiner was in vergelijking met de gezonde klauwierenpopulatie in Skagen (Denemarken) en de klauwieren van de waddeneilanden eind jaren '80 (Figuur 2) (Nijssen *et al.* 2001, Beusink *et al.* 2003, Van Duinen *et al.* 2004). Ook het prooiaanbod uitgedrukt in aantal soorten, aantal individuen en biomassa bleek op Ameland kleiner dan in de intacte duinen bij Skagen. Het uitvliegslucces van de laatste paren op Ameland was erg laag (resp. 3 en 1 vliegvlugge jongen) in vergelijking met Skagen (gemiddeld 4,8 vliegvlugge jongen), wat ook duidt op een beperkt voedselaanbod.



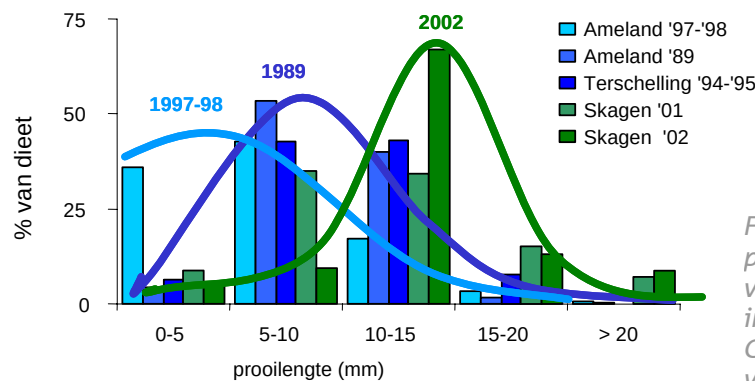
Fig. 1. Verspreidingskaarten van de Grauwe Klauwier voor 1960, eind '80-er jaren en 1997-'98 in Nederland. Om de veranderingen in de duinen te accentueren, zijn de broedparen in de kustzone met rood aangegeven (aangevuld naar Hustings & Bekhuis 1993).

In vergelijking met andere gebieden bleken de laatste Ameland-klauwieren relatief weinig kevers te eten (Tabel 1). In 1989 bestond het dieet van adulten voor bijna 50% uit Bladsprietkevers (Scarabeidae), in 1997-98 was dat slechts 4%. In de duinen bij Skagen vormen bladsprietkevers nog steeds een zeer belangrijk deel van het dieet. Het aanbod aan bladsprietkevers is tegenwoordig overal in de Nederlandse duinen erg laag.

De Nederlandse kustduinen zijn de laatste decennia sterk veranderd: het vroegere fijne mozaïek van stuivend zand, schrale en bloemenrijke vegetaties en struwelen is veranderd in eenvormige, dichte grasvegetaties en struwelen, waarin slechts één of enkele plantensoorten domineren. Deze verruiging en eenvormigheid zijn het gevolg van het actief vastleggen van de duinen, vermessing, verzuring, verdroging, decimering van de konijnenpopulatie en beëindiging van het kleinschalig agrarisch gebruik van de duinen (Nijssen *et al.* 2001, Kooijman *et al.* 2004). Kortom, de voorheen stuivende, blonde duinen zijn in rap tempo vastgelegd en vooral groen geworden. De larven van de bladsprietkevers leven van vitale graswortels, zoals van de in de kustduinen talrijk voorkomende Helm (*Ammophila arenaria*). Vitale groei van Helmwortels is sterk afhankelijk van overstuiving van de planten met vers zand, omdat oudere helmwortels zich tegen pathogene aaltjes verweren door te verhouten. Alleen wanneer steeds voldoende vers zand wordt aangevoerd, blijft Helm nieuwe vitale wortels vormen (Van der Stoel *et al.* 2002). Uit vergelijkend onderzoek naar het voorkomen van bladsprietkevers in verschillende situaties in de Nederlandse en Noord-Deense duinen blijkt dat de larven de hoogste dichtheden bereiken op plekken waar Helm overstoven wordt en veel vitale, niet verhoutte wortels heeft (Figuur 3, Van Duinen *et al.* 2004).

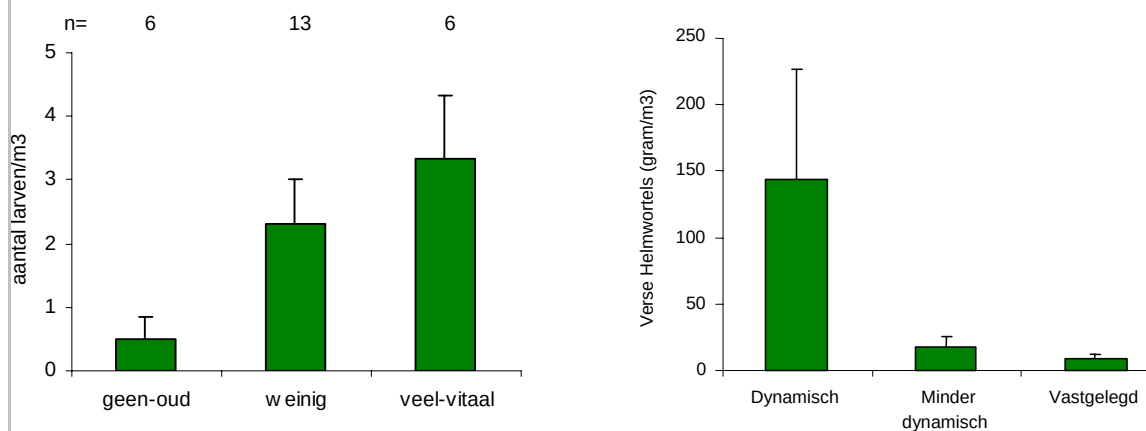
Tabel 1. Aandeel van kevers in het aantal prooien, aangetroffen in braakballen van Grauwe Klauwieren op Ameland in 1989 en 1997 en '98 en in de duinen bij Skagen (Denemarken) in 2001 en '02.

	Ameland '89	Ameland '97-'98	Skagen '01-'02
Bladsprietkevers	49,5	3,8	35,3
Kniptorren	11,5	7,9	2,1
Loopkevers	5,5	7,9	4,9
Overige kevers	1,5	14,9	7,5
Kevers totaal	79,0	34,5	49,9



Figuur 2. Aandeel van prooidieren van verschillende lengt-classes in de braak-ballen van Grauwe klauwieren in verschillende duingebieden.

Het verlies aan dynamiek in de duinen door een versnelde successie als gevolg van stikstofdepositie en door actieve fixatie heeft dus geleid tot een verminderde kwaliteit van de helmwortels als voedsel voor bladsprietkeverlarven en vervolgens voor het wegvallen van bladsprietkevers uit het menu van de Grauwe Klauwier. Dit betekent dat de Grauwe Klauwier in de Nederlandse duinen een belangrijke voedselbron moet missen, zonder dat er in het droge duin andere prooitypen aanwezig zijn waarmee de klauwieren dit kunnen compenseren. Om de Grauwe klauwier in de Nederlandse duinen terug te krijgen, is herstel van het totale prooispectrum nodig. Het terugkrijgen van bloemrijke duingraslanden is bijvoorbeeld een belangrijk middel om insectenpopulaties meer kansen van bestaan te geven en alternatieven te bieden voor de klauwieren als de aantallen bladsprietkevers laag zijn. Vooralsnog lijkt het beheer nog niet toegesneden op het herstel van bloemrijk grasland en meer onderzoek naar de bottlenecks die blijkaar blijven optreden, is dan ook hier dringend nodig om het verlies aan biodiversiteit in de duinen het hoofd te bieden.



Figuur 3. Gemiddelde aantallen ($\pm$ standaard fout) larven van de Kleine junikeyer per m³ in de onderscheiden categorieën van verstuiwing en Helmgroei in Nederland (n=25). Gemiddeld versgewicht ($\pm$ standaard fout) van verse Helmwortels in de dynamische, minder dynamische en vastgelegde zone in de duinen bij Skagen. Vijf replica's per zone.

Ondertussen neemt de stikstofdepositie af en worden maatregelen uitgevoerd die de duinen weer doen verstuiwen. Hier herstellen de aantallen bladsprietkevers zich ook weer; recente, schaarse broedgevallen gedurende de afgelopen 4 jaar in het Noordhollands Duinreservaat, de Kennemerduinen en in de Amsterdamse Waterleidingduinen laten tevens zien dat op deze locaties ook de gemiddelde prooigrootte vergelijkbaar is met de referentiepopulaties. Met het verbeteren van het landschap en de voedselsituatie zou dan ook verwacht worden dat de Grauwe Klauwier weer een vaste bewoner wordt van het Nederlands duingebied.

9 Ecologie van de grijze duinen

9.1 Het grijze duin

Het grijze duin vormt de ruggengraat van het duinlandschap: van alle natuurtypen van het open duin neemt het grijze duin de grootste oppervlakte in. In tegenstelling tot het habitattype grijze duinen worden hier ook de struwelen tot de grijze duinen gerekend. Onze duingraslanden en duinstruwelen zijn van Europese betekenis, vooral omdat ze zo uitgestrekt zijn en veel variatie vertonen.

Grijze duinen grenzen aan meer dynamische witte duinen, die ook Helmduinen worden genoemd. In de opeenvolging van begroeiingsstadia die begint met embryonale duinen en eindigt met duinbos (Fig 9.1), vormt het grijze duin zonder twijfel het meest plantensoortenrijke natuurtype van droge duinen. Duingraslanden, dwz. begroeiingen van laagblijvende grassen, kruiden, mossen en/of korstmossen, wisselen af met plekken kaal zand en lage of vrij hoog opgaande duinstruwelen. Tenminste in zijn oorspronkelijke staat, voordat het dynamische evenwicht tussen verstuiving en dichtgroeien was verstoord, omvatte het grijze duinsysteem duincomplexen met een zeer gevarieerd mozaïek van milieus en gemeenschappen met veel overgangen. Sommige van de plantengemeenschappen van onze deuingraslanden zijn zeer bijzonder en zelfs 'endemisch' voor Nederland en omringende landen.

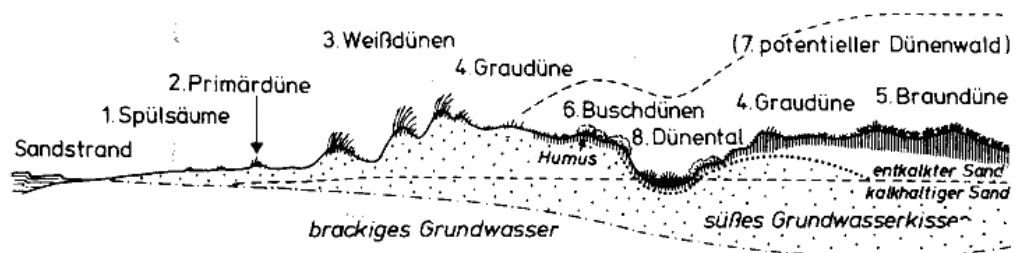


Fig. 3. Doorsnede door de duingordel langs de Noordzee (Ellenberger, 1978)

Er zijn verschillende indelingen die de zonering van vegetatietypes in het kustlandschap beschrijven. Een indeling die ook in het beheer toepassing vindt is die van Doing (1988); hieronder staan de 'Doing-landschappen' weergegeven met daarbij de belangrijkste bepalende factoren en processen:

1. Helmlandschap: vers, humusloos zand, grootschalige verstuiving, microparabolen.
2. Duindoornlandschap: afbraak organische stof, geringe dynamiek.
3. Dauwbraamlandschap: terugwijkende kust, migrerende parabolen.
4. 3a. Zeedorpenlandschap: menselijke invloed, windkuilverstuivingen.
5. Fakkелgraslandschap: afbraak organische stof, uitloging; menselijke invloed.
6. Buntgraslandschap: afbraak organische stof, uitloging, geringe dynamiek.
7. Duinheide: Ophoping moeilijk verteerbare humus, ontkalking (< 0.5%).

8. Watervallandschap: natuurlijk grondwater, regime + kwaliteit, migrerende parabolen.
9. Duinbossen: luwte, humusvorming, beschikbaarheid vocht, ontkalking.

In de indeling die in dit preadvies wordt gehanteerd, vormen de Doing-landschappen 2 tot en met 6 de grijze duinen, die hieronder verder uitgesplitst worden in de graslanden en (duindoorn) struwelen.

9.2 Duingraslanden

9.2.1 Biodiversiteit

Het habitatype 'grijze duinen' (2130) betreft de droge graslanden van de kustduinen. Deze zijn te vinden in verschillende landschapsvormen, zoals fossiele zeerepen, kopjesduinen, stuifvlaktes, paraboolduinen, loopduinen en duinbogen.

Het gaat om soortenrijke begroeiingen met dominantie van laagblijvende grassen, kruiden, mossen en/of korstmossen. Kruidenrijke zoombegroeiingen in de droge duinen worden ook tot het habitatype gerekend, evenals graslanden met dominantie van de dwergstruik duinroosje (*Rosa pimpinellifolia*).

Het habitatype omvat begroeiingen van maar liefst zes verschillende plantensociologische verbonden. Op grond van ecologische verschillen tussen de diverse gemeenschappen van de grijze duinen worden hier drie subtypen onderscheiden:

- Subtype A. Grijze duinen (kalkrijk): Duingraslanden van kalkrijke bodem (begroeiingen van verbonden *Polygalo-Koelerion*, *Tortulo-Koelerion* en *Trifolion medii*); + *Festuco-Galietum trifolietosum*
Deze worden met name aangetroffen in de duinen tussen Hoek van Holland en Bergen (bijvoorbeeld Meijendel en Berkheide, Coepelduynen, Kennemerland-Zuid, Noordhollands Duinreservaat). Ook zijn ze aanwezig op Voorne en de westelijke gedeelten van de oude binnenduinen van Goeree en verder lokaal op de Grevelingen en op een aantal Waddeneilanden.
- Subtype B. Grijze duinen (kalkarm): Duingraslanden van kalkarme of neutrale bodem (verbonden *Plantagini-Festucion* en *Corynephorion canescentis*). Deze komen met name voor in de gebieden ten noorden van de kalkgrens bij Bergen (o.a. Duinen en Lage Land Texel, Duinen Terschelling, Duinen Vlieland, Duinen Ameland, Duinen Schoorl, Zwanenwater & Pettemerduinen, Duinen Den Helder-Callantsoog). Ze komen tevens voor in duingebieden met een laag kalkgehalte ten zuiden van de kalkgrens (o.a. in Duinen Goeree & Kwade Hoek, Kop van Schouwen, Solleveld).
- Subtype C. Grijze duinen (heischraal): Heischrale droge duingraslanden (begroeiingen van verbond *Nardo-Galion saxatilis*). Deze komen voor op oude vroongronden in de Kop van Schouwen en Duinen Goeree & Kwade Hoek en verder met name ook in Duinen en Lage land Texel en Zwanenwater & Pettemerduinen. Ze zijn bijvoorbeeld ook aanwezig op de mientgronden van Bakkum en de Verbrande Pan (Noordhollands Duinreservaat) en de nollen van Duinen Den Helder-Callantsoog of in de Grevelingen en een aantal Waddeneilanden. De floristisch rijkst ontwikkelde vorm met talrijk voorkomen van Rozenkransje en Veldgentiaan komt in de duinen bij Bergen voor.

Het belang van grijze duinen in Europa is zeer groot (subtype A en C) tot groot (Subtype B).

Een ander laag vegetatietype dat in de middenduinen wordt aangetroffen is 2140: vastgelegde ontkalkte duin met *Empetrum nigrum* (droog). Dit habitatype betreft door kraaihei (*Empetrum nigrum*) gedomineerde droge standplaatsen. Naast kraaihei kan ook eikvaren (*Polypodium vulgare*) domineren. Het habitatype komt voor in de kalkarme duingebieden ten noorden van Bergen, in landschapsvormen als fossiele zeerepen, kopjesduinen, stuifvlaktes, paraboolduinen, loopduinen en duinbogen.

De kraaiheibegroeiingen bevinden zich in ons land aan de zuidgrens van het verspreidingsgebied. Ze onderscheiden zich niet door omvang of soortensamenstelling en zijn daarom niet van speciale betekenis. Karakteristieke faunasoorten van open droge duinen moeten in staat zijn hun levenscyclus te voltooien in een milieu dat wordt gekarakteriseerd door een sterke geomorfologische dynamiek (onder invloed van wind en water), extreme temperatuursverschillen, droogte en voedselarmoede (Kooijman *et al.* 2005). Kijkend naar de eigenschappen van deze diersoorten zal vanaf de zeereep (dynamisch, op korte termijn onvoorspelbaar, sterk fluctuerend milieu) richting de binnenduinen (vastgelegd, voorspelbaar, langzame processen) het belang van mobiliteit (vliegen, lopen, drijven, graven) afnemen, terwijl aanpassingen ter instandhouding (nestbouw, overwinteren als ei) belangrijker worden.

Intacte grijze duinen kennen een zeer rijke fauna. De afwisseling van kale en begroeide plekken, vegetatiestructuur, bodemontwikkeling en bloemrijkdom maakt dat veel diersoorten hier een geschikte leefomgeving vinden. Enkele van de karakteristieke diersoorten zijn in Nederland inmiddels uitgestorven, zoals de Griel (*Burhinus oediconemus*) en het Duingentiaanblauwtje (*Maculinea alcon arenaria*). Karakteristieke diersoorten die momenteel in de grijze duinen leven –maar vaak ook sterk bedreigd zijn (Box 10.1)– zijn onder andere Tapuit (*Oenanthe oenanthe*), Blauwvleugelsprinkhaan (*Oedipoda caerulea*) en veel soorten bijen, wespen, loopkevers; de zogenaamde Xero-Thermofiele fauna. Voorbeelden van vlinders zijn de Kleine parelmoervlinder (*Issoria lathonia*), Grote parelmoervlinder en Duinparelmoervlinder (*Argynnis aglaja* en *A. niobe*) en Kommavlinder (*Hesperia comma*). De thans nog voorkomende parelmoervlinders zijn allemaal als rups afhankelijk van viooltjes.

De Tapuit is een trekvogel die vooral afhankelijk is van de vroege pionierstadia (duinstretjes-associatie, Duinpaardenbloem-associatie en buntgrasvegetaties) van het grijze duin waar de soort broedt in verlaten konijnenholen. Door verruiging en verstruweling is het areaal van dit vegetatietype achteruitgegaan, maar de verspreiding van het vegetatietype is nog niet limiterend voor het voorkomen van de Tapuit. Toch is de Tapuit de laatste jaren in Nederland sterk in aantallen achteruitgegaan; in de zuidelijke duinen is de soort als broedvogel verdwenen, terwijl de soort als doortrekker nog algemeen voorkomt en er geschikte broedhabitats lijken te zijn. Om de precieze aantasting in het duinecosysteem te kunnen duiden waardoor onder andere de tapuitenpopulatie onder druk staat en om vervolgens herstelbeheer mogelijk te maken, is er recent OBN-onderzoek uitgevoerd naar de Tapuit in de duinen van Noord-Holland. De laatste bevindingen en hypothesen van deze onderzoekslijn zijn hieronder samengevat (Box 10.2).

Box 9.1 Afname van insecten van open duingraslanden: soorteigenschappen en aantasting van het leefmilieu

Het microklimaat van open duingraslanden wordt gekenmerkt door extreme schommelingen in temperatuur en vochtuithouding. Wanneer deze graslanden verruigen wordt dit vervangen door een meer gematigd, koeler microklimaat. Een extreem microklimaat levert aan de ene kant een stressfactor op in de vorm van extreme temperatuurspieken, vaak in combinatie met extreem lage luchtvochtigheid. Aan de andere kant levert het een positieve bijdrage aan de totale temperatuursom die benut kan worden voor de ontwikkeling. Als gevolg van de samenhang van droogtestress en de hoogte van de totale jaarlijkse temperatuursom zijn soorten gedwongen ofwel aangepast te zijn aan een lage temperatuursom in microklimatologisch sterk gebufferde omgeving, ofwel aan de extreme uitschieters in temperatuur en droogte die samengaan een hoge temperatuursom {oa. van Wingerden 1992}.

In microklimatologisch gebufferde omstandigheden is daarnaast een andere belangrijke stressfactor aanwezig. De constante luchtvochtigheid, afwezigheid van kortstondige hoge temperatuurspieken en relatief hoge temperatuur in de winterperiode zijn gunstige omstandigheden voor de ontwikkeling van pathogene schimmels. De voor insecten pathogene schimmels *Metarhizium spp.* en *Beauveria spp.* hebben bijvoorbeeld als optimum voor hun ontwikkeling een relatieve luchtvochtigheid boven 96% RH en een optimum temperatuur van rond de 25 °C (Walstad *et al.* 1970, Arthurs and Thomas 2001). Minima voor luchtvochtigheid liggen rond 50% RH; de temperatuurs- onder en bovengrenzen zijn 8 °C resp. 50 °C (Walstad *et al.* 1970, Fernandes *et al.* 2008). Onder extreme microklimatologische omstandigheden zullen deze waarden vaak buiten deze begrenzingsgrenzen komen te liggen, waardoor de infectiegraad van deze schimmels onder deze condities beduidend lager zal zijn (Fernandes *et al.* 2008).

Soorten aangepast aan extreme microklimaten zijn vooral aangepast aan het omzeilen van de extremen die in het habitat optreden, daarbij geholpen door de hoge jaarlijkse temperatuursom. Zij hebben de volgende soorteigenschappen:

- Afgeremde ontwikkelingsnelheid ter vermindering van droogtestress
- Hoge mobiliteit
- Grote lichaamsomvang
- Fysiologische tolerantie

Soortkenmerken van microklimatologisch gebufferde habitattypen zijn samen te vatten tot:

- Kleine lichaamsomvang;
- Snelle temperatuursafhankelijke groeitoename en daarmee samenhangende hoge vochtbehoefte;
- Langzame groei
- Lage actieve dispersiecapaciteit
- Hoge vochtbehoefte

De stabiele temperatuur- en vochtcondities maken deze strategieën mogelijk.

Wanneer nu een analyse gemaakt wordt van de mogelijke knelpunten die op kunnen treden bij verruiging van open duingraslanden, is een eerste knelpunt de afname van de totale temperatuursom. Als gevolg van de bufferende invloed van de vegetatie kunnen de aan droogte aangepaste soorten zich niet meer op tijd ontwikkelen tot de reproductieve fase en zullen uiteindelijk verdwijnen.

Een tweede, van het eerste afgeleide knelpunt is mogelijk de verminderde weerstand van deze soorten tegen pathogene schimmels, die bij buffering van het microklimaat een grotere rol zullen gaan spelen als stressfactor.

Tenslotte kan het verdwijnen van habitats met een extreem microklimaat in combinatie met een hoog voedselaanbod als knelpunt optreden. Een hoog voedselaanbod is nodig om de lichaamsgrootte en dispersiecapaciteit te realiseren. De afname van het productieve open duingrasland (onder andere, maar niet alleen, de graslanden van het zeedorpenlandschap) in het Renodunaal heeft geleid tot het verdwijnen van veel karakteristieke soorten, die om te overleven in het extreme droge milieu een hoog energie- en/of voedingsstoffenaanbod nodig hebben. Dergelijke systemen zijn tegenwoordig weliswaar nog hoogproductief, maar missen het xerotherme karakter dat deze soorten nodig hebben om op tijd hun levenscyclus te voltooien. Een tweetal mogelijke voorbeelden van soorten die in de Nederlandse duinen hun populaties hadden in deze xerotherme, hoogproductieve systemen zijn de Wrattenbijter (*Decticus verrucivorus*) en de Veldparelmoervlinder (*Melitaea cinxia*).

De combinatie van een extreem microklimaat in combinatie met een hoge productiviteit is zeldzaam in Nederland. Wellicht is de beste vergelijking de kalkgraslanden in Zuid-limburg, welke ook in zeer sterke mate in oppervlakte achteruit gegaan zijn. Het verdient daarom de aanbeveling om te onderzoeken hoe deze combinatie het beste hersteld kan worden.

Box 9.2 Aantasting van het ecosysteem ‘grijze duinen’: waardoor valt de Tapuit er zomaar uit?

De achteruitgang van de Tapuit vindt haar oorsprong waarschijnlijk niet in de overwinteringsgebieden, omdat dit het patroon van het lokale uitsterven van de tapuiten in Nederland niet kan verklaren. Ook is de overleving van adulten (50%) niet erg laag in vergelijking met andere Afrika-gangers en zijn er in het binnenland gebieden (vooral het Aekingerzand) waar de soort na inrichtingsmaatregelen aan de rand van het stuifzandgebied sterk in aantallen is toegenomen. Het mechanisme hiervan is nog onbekend; de ontrafeling hiervan zou van grote waarde kunnen zijn voor de inrichting van stuifzanden en kustduingebieden.

Kwantitatief onderzoek naar de arthropodenfauna en de overleving van tapuitenjongen in het nest heeft aangetoond dat het prooiaanbod in de overblijvende populaties in de duinen nog voldoende is voor een goede jongenproductie. In de verruigde duingraslanden zijn wel voldoende prooien aanwezig, maar deze zijn door de foerageerstrategie van de Tapuit niet beschikbaar als tapuitenvoedsel (Van Oosten *et al.* 2008). Bemonsteringen in de voorzomer van ogenschijnlijk geschikte maar verlaten gebieden in de kalkrijke duinen (AWD en Meijndel) lijken geen grote kwantitatieve verschillen in entomofauna te laten zien in vergelijking met de nog bewoonde gebieden.

In 2008 kwamen de eerste resultaten van het ringonderzoek beschikbaar: de overleving van jongen bleek na één jaar (19%) aanmerkelijk lager dan dat van de adulten en in de broedgebieden werden geen niet-broedende jonge dieren aangetroffen. Dit zou erop kunnen duiden dat het knelpunt voor de tapuitenpopulatie zit in de jongenoverleving kort nadat ze hun konijnenhol hebben verlaten. De jongen zitten dan nog in een groeifase en moeten tegelijkertijd zoveel conditie opdoen dat ze weldra naar Afrika kunnen vliegen. Zowel het prooiaanbod als het jachtsucces in deze periode zouden beperkingen voor de overleving kunnen opleveren, die zwaarder wegen voor de jonge, onervaren vogels dan voor de adulten. Kennis van het functioneren van het voedselweb en ruimtelijke ecologie van Tapuiten in de nazomer kan belangrijke knelpunten in de grijze duinen blootleggen die met beheermaatregelen zijn bij te sturen, maar tot nu toe nog nooit onderkend zijn.

9.2.2 Natuurlijke grazers

Door graas- en graaactiviteiten spelen Konijnen een sleutelrol in het behoud van diversiteit in vegetatiestructuren en zeldzame plantensoorten en het in gang zetten van verstuiwing (Pluis 1987, Wallage-Drees 1988, Ten Harkel & Van der Meulen 1996, Olff & Boersma 1998, Drees & Olff 2001, Everts *et al.* 2000). Sinds de uitbraak van myxomatose in 1953 is de Konijnenstand nooit meer op hetzelfde niveau teruggekomen. De nieuwe virusziekte VHS wordt beschouwd als de belangrijkste oorzaak van de afname sinds 1990, maar ook de Vos en de sterk toegenomen aantallen roofvogels hebben hiertoe bijgedragen. Als gevolg van een verminderde graasactiviteit van Konijnen wordt de strooisellaag dikker, het vegetatiedek raakt meer gesloten en het aantal plekken met open zand neemt af (Pluis 1986). De biomassa neemt dus toe, de lichtbeschikbaarheid af, de interceptie van stikstofdepositie neemt toe en de turnover en mineralisatie nemen toe, welke dan weer leiden tot een hogere biomassa-productie. Deze positieve feedbacks dragen bij tot de instandhouding en versterking van de vergrassing (Ten Harkel & Van der Meulen 1996).

Van der Vliet (1994) en Bakker & Olff (2003) hebben ook onderzoek gedaan naar de invloed van begrazing door woelmuizen. Deze bleek minstens zo groot te zijn als het gezamenlijke effect van geïntroduceerde grote grazers en konijnen samen. Wel was de tussenjaarlijkse variatie in de woelmuizenstand zeer duidelijk terug te zien in verschillen in de abundantie van verschillende hoge grassoorten, terwijl de graasdruk van konijnen en grote grazers tussen jaren veel stabiel is.

De begrazing van een gebied door grote hoefdieren kan niet gezien worden als vervangend voor het grazen door konijnen. Omdat konijnen een holenstelsel hebben waarnaar ze telkens terugkeren ontstaat rond een konijnenburcht een kleinschalige gradiënt van begrazings- en omwoelingsintensiteit. De mate van heterogeniteit die dit oplevert kan niet door grote grazers geëvenaard worden (Dekker 2007). In een landschap met een grote diversiteit in mineralenrijkdom, kunnen grote grazers juist een homogeniserende invloed hebben, doordat ze een netto nutriëntentransport veroorzaken van de rijke naar de arme plekken.

Knelpunt 11: Afname duinkarakteristieke fauna

Homogenisering van het landschap en de vegetatie leidt tot een verarming van de fauna in de eerste plaats door een afname van niches (variatie in vochtgradiënten, microklimaten etc.) en resources (beschikbaarheid plantensoorten, kaal zand voor eiafzet, etc.). In een gebufferd microklimaat kunnen pathogenen zich bovendien beter handhaven. De afname van duinfauna vindt plaats onder soorten die het landschap van microschaal tot macroschaal (bijv. Blauwe Kiekendief) gebruiken. De precieze bottlenecks voor de soorten zijn nauwelijks bekend.

Knelpunt 12: Hebben teken effecten op de fauna?

Teken (en lyme) zijn zeer algemeen in de duinen. Heeft dit effecten op gewervelde dieren en is er eventueel iets aan te doen?

Knelpunt 13: Dichtgroeien en veroudering open duingraslanden

Op veel plaatsen is de dynamiek beperkt door stabilisering en fixatie. De open duinlandschappen verstarren, verouderen en verruigen, als gevolg van een lage dynamiek, de zure en vermestende depositie en het grotendeels wegvallen van het konijn als belangrijke grazer. Herstel lukt maar op een paar plekken.

9.3 Roofbouw in duingebieden: het Zeedorpenlandschap

Van alle duingraslanden zijn die van het Zeedorpenlandschap, dat rond oude zeedorpen in het Renodunaal district voorkomt, het meest soortenrijk, zowel in botanisch als in faunistisch opzicht. Hier vond een eeuwenlange afwisseling plaats van perioden met extreme roofbouw en perioden met een meer gematigd duingebruik. Enerzijds is in deze duingedeelten enige verrijking met voedingsstoffen opgetreden. Er werd dicht bij de dorpen allerlei organische mest en afval aangevoerd en achtergelaten onder meer doordat hier vanaf de 19^e eeuw kleinschalige akkerbouw plaatsvond, de veedichtheid er hoog was en er visnetten gedroogd en gereinigd werden. Anderzijds vond er steeds vermenging van zand en het organische materiaal plaats door betreding, begrazing, allerlei verstoring en verstuing op open plekken. Ook werd er gemaaid, geplagd, ruigte geharkt en Helm uitgestoken, hout gekapt, zoals duindoorn en zelfs kruipwilg en dus enig organisch materiaal afgevoerd. Voor de bodem van het Zeedorpenlandschap is een snelle omzetting van organisch materiaal en een hoog kalkgehalte tot in de toplaag kenmerkend. Omdat de kalk in de bodem van het Zeedorpenlandschap door het intensieve gebruik vaak aanwezig is in de vorm van zeer fijne deeltjes, is de pH hoog, maar de buffercapaciteit laag omdat er voortdurend en snelle uitloging plaatsvindt. Het hoogproductieve, kalkrijke karakter blijft slechts in stand bij gratie van het telkens opnieuw naar boven halen, vergruizen en vermengen van schelpgruis en humus. Dit in tegenstelling tot bodems met grove schelpresten: zulke bodems zijn vaak slechts matig gebufferd maar behouden hun buffering lang.

Mede doordat door de eeuwen heen veel soorten zich dankzij onopzettelijk menselijk transport nabij de dorpen hebben kunnen vestigen is het Zeedorpenlandschap zo soortenrijk. Kenmerkende planten zijn Kegelsilene (*Silene conica*), Oorsilene (*Silene otites*) en Langkapselsterretje (*Tortula subulata*). In droge valleien en op noordhellingen in het Zeedorpenlandschap is relatief veel kalkrijke humus aanwezig en kunnen zeer soortenrijke graslanden voorkomen die gelijkenis vertonen met kalkgraslanden (Slings, 1994). Door de grote rijkdom aan plantensoorten en door het relatief grote aandeel open, verstoorde plekkjes, kent het Zeedorpenlandschap ook een eigen fauna.

De zeer grote bloemenrijkdom en de vele afwisselende biotopen maakt dat hier een zeer rijke faunagemeenschap voor kan komen. De Oorsilene-uil (*Hadena irregularis*) is in Nederland afhankelijk van het Zeedorpenlandschap omdat haar waardplant Oorsilene in ons land alleen daar voorkomt. Daarnaast vormt het Zeedorpenlandschap een van de laatste Nederlandse bolwerken voor de Kustbehangersbij (*Megachile maritima*) waarvan de larven leven van Aardaker (*Lathyrus tuberosus*), een plant van braakliggende duinakkers. Mogelijk zijn met het staken van het duingebruik vanuit de zeedorpen in de

loop van de 20^e eeuw de veldparemoervlinder en de wrattenbijter uit het zeedorpenlandschap verdwenen.

9.4 Aantasting van de grijze duinen: het waar en waardoor van vergrassing

In de afgelopen decennia zijn veel duingraslanden vergrast geraakt, waarbij lage, open, soortenrijke vegetaties vervangen werden door dichte, soortenarme vegetatie van hoog gras (Fig. 9.2). Deze vergrassing wordt in de eerste plaats toegeschreven aan de hoge atmosferische N-depositie, maar is mede in de hand gewerkt door verminderde zandverstuiving en de afname van de konijnenstand.

In sommige duingebieden is het effect van hoge N-depositie versterkt door processen in de bodem, terwijl het in andere is verzwakt. De grootste problemen met vergrassing doen zich voor in het Wadden district, waar 'defosfatering' van nature laag is door de geringe hoeveelheden kalk en ijzer: het bodemfosfaat (P) is hier dus geen limiterende factor voor de groei van grassen. Ook is in het Wadden district de benutting van N-depositie door grassen extra efficiënt, omdat micro-organismen in een zure bodem een lage N-behoefte hebben.

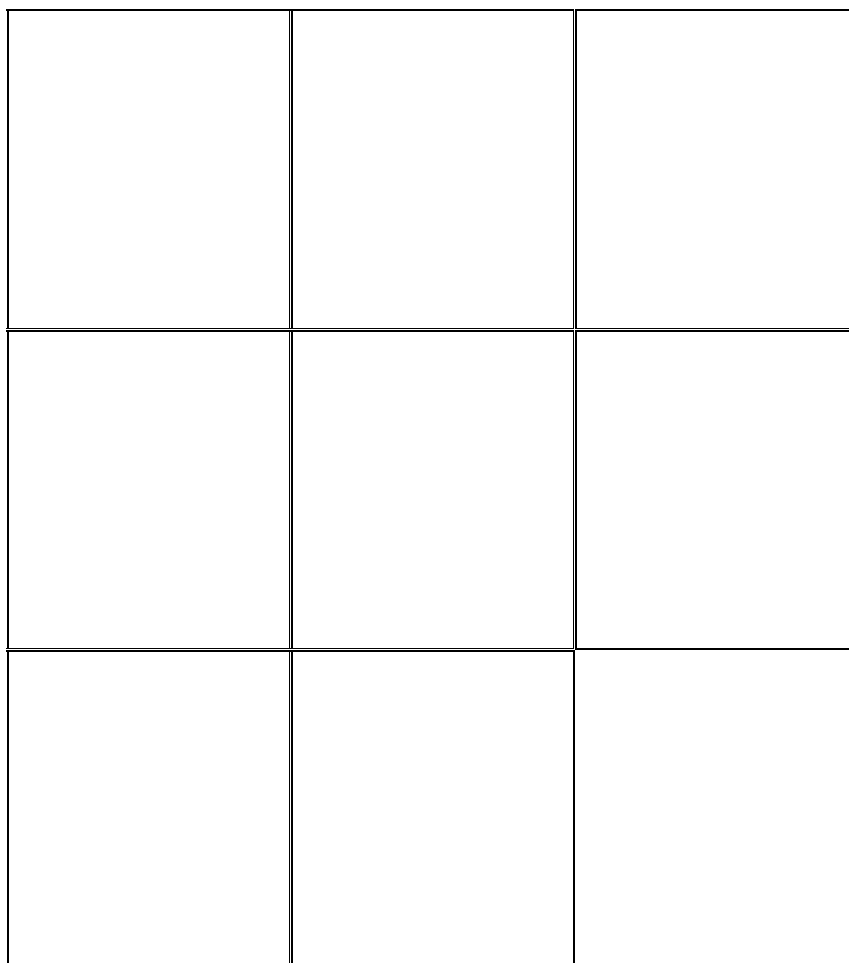


Fig. 9.2. Verschuiving van het aandeel van lage, open en vergraste vegetatie in duingrasland in vier verschillende duinzones. R-voorduyn = Renodunaal district, kalkrijke voorduinen; R-midden = Renodunaal district, ondiep ontkalkte middenduinen; R-achterduyn = Renodunaal district, diep ontkalkte achterduinen; Wadden = Wadden district, onkalkte, ijzerarme bodems; voorduin = zeeduin; achterduyn = binnenduyn. Gegevens uit het Renodunaal district zijn gebaseerd op luchtfotointerpretaties (Mark van Til, ongepubliceerde resultaten). Gegevens uit het Wadden district zijn gebaseerd op vegetatiekarteringen (Kooijman & de Haan 1995).

In het Renodunaal district is de situatie minder ernstig, maar zijn er wel zones met sterke en minder sterke vergrassing. In de kalkrijke zeeduinen valt het eigenlijk nog wel mee. De vergrassing is relatief gering en gemakkelijk terug te dringen met begrazing, omdat zowel N als P slecht beschikbaar zijn. P wordt in de bodem vastgelegd in de vorm van calciumfosfaat, en de microbiële N-behoefte is vrij hoog. Wel treedt er door de atmosferische depositie vermoedelijk versnelde verzuring en successie op, waardoor soorten van kalkrijke standplaatsen versneld verdwijnen. In de middenduinen van het kalkrijke district doen zich grotere problemen voor dan in de zeeduinen. Door de verdere successie neemt de beschikbaarheid aan nutriënten toe en verzuurd de bovengrond. Door de ontkalking die als gevolg van de verzuring optreedt gaat het calciumfosfaat in oplossing, waarbij grote hoeveelheden P beschikbaar komen voor de vegetatie. Door de verzuring treedt er bovendien een verschuiving in micro-organismen op in de richting van groepen met een lagere N-behoefte, waardoor er meer N voor de vegetatie overblijft. Het is dan ook niet voor niets dat juist in de middenduinen, waar deze processen plaatsvinden, vergrassing en verstruweling een groot probleem zijn.

In de binnenduinen, waar de bodems tot enkele meters diepte ontkalkt zijn, kan vergrassing een probleem zijn in oudere, organische stofrijke bodems. De P-beschikbaarheid is nog steeds hoog, ondanks de toename van ijzer in de bodemoplossing, omdat het fosfaat slechts relatief licht gebonden wordt aan ijzer-organische stofcomplexen. Omdat de bodems zuur zijn, is ook de N-beschikbaarheid relatief hoog. In jongere bodems met lage organische stofgehalten zijn P-beschikbaarheid en vergrassing juist laag, omdat P wordt gefixeerd in ijzerfosfaat.

Naast vergrassing is in de duinen ook vermossing opgetreden. Mossen kunnen een belangrijke component van de vegetatie vormen in open duingraslanden, zowel in kalkhoudende als kalkarme bodems. Op zure bodems, met name in de kalkarme duinen van het waddendistrict, maar ook in sterk ontkalkte oude duinen van het renodunaal district, treedt de laatste twee decennia echter een onnatuurlijke dominantie op van de exotische soort Grijs Kronkelsteeltje (*Campylopus introflexus*). Grijs kronkelsteeltje ontwikkelt zich zeer snel in oude en jonge Buntgrasvegetaties en soms direct op open zand. Hierdoor verdwijnen karakteristieke plantensoorten en korstmossen of krijgen deze geen kans krijgen zich te vestigen. In kustduinen is geen onderzoek uitgevoerd aan de oorzaak voor de sterke dominantie van Grijs Kronkelsteeltje, maar in binnenlandse stuifzanden is er een sterk verband gevonden met de hoogte van atmosferische stikstofdepositie (Sparrius *et al.*, 2008). Bij lage tot gemiddelde stikstofdepositie ($< \pm 20$ kg/ha/jaar) gaat Grijs kronkelsteeltje alleen domineren op plekken met een sterk verhoogde nutriëntenstatus als gevolg van versnelde mineralisatie van organisch stof, zoals na het kappen van bomen of bij het mengen van de bovenste organische bodemlaag met mineraal zand. Grootschalige vermossing treedt hierbij niet op. Bij hoge stikstofdepositie kan Grijs Kronkelsteeltje zich vestigen in lage, open mos en grasvegetaties en daar gaan domineren. Bij zeer hoge stikstofdepositie kan deze mossoort zich zelfs vestigen en uitbreiden op substraat met een zeer lage hoeveelheid organisch stof. De laatste jaren neemt de mate van vermossing met Grijs kronkelsteeltje lokaal weer af, waarschijnlijk als gevolg van de afname van atmosferische stikstofdepositie. De opgebouwde organische laag breekt daarna af, maar blijft nog lang in het systeem aanwezig.

Vermossing met Grijs Kronkelsteeltje heeft grote gevolgen voor de karakteristieke duinfauna, zowel vanwege veranderingen in het microklimaat, het verdwijnen van waardplanten, het verdwijnen van een open, driedimensionale vegetatiestructuur als door een sterke toename van een organische bodemlaag (detritus) als voedselbron. Dichtheden van dagactieve spinnen en loopkevers zijn in vegetaties van Grijs Kronkelsteeltje zeer laag, sprinkhanen komen er nauwelijks in voor en er is een sterke toename van ongewervelde soorten met detritivore larven (Nijssen *et al.*, 2001, Vogels *et al.* 2005). Verwacht wordt dat deze veranderingen een sterke invloed hebben op de aanwezigheid en de beschikbaarheid van prooidieren voor insectivore predatoren, zoals de Grauwe klauwier, Tapuit en Zandhagedis, maar dit is nooit onderzocht.

9.5 Huidig beheer duingraslanden

9.5.1 Begrazing in kustduinen

Doel van begrazing in de duinen

De waardering van begrazing als beheermaatregel varieert van zeer positief tot zeer negatief. Ten eerste komt dit doordat er grote verschillen zijn in begrazingsvorm én de Ausgangssituatie van het te begrazen terrein. Ten tweede variëren zowel de doelen die de beheerder stelt als het specifieke onderwerp (flora, fauna, ecosysteem, abiotische processen) waarvoor de onderzoeker de effecten van begrazing vast stelt. Wanneer een voorspelling moet worden gegeven over 'de effecten van begrazing' in een gebied zullen bovenstaande variabelen eerst goed gedefinieerd moeten worden. De onderstaande analyse is gebaseerd op samenvattende publicaties over de effecten van begrazing in natuurgebieden (de Molenaar 1996, Van Wingerden *et al.* 1997, Wallis de Vries *et al.* 1998) en meer specifiek over effecten van begrazing in kustduinen (Van Turnhout *et al.* 2003, Kooijman *et al.* 2005).

Begrazing wordt soms toegepast als instandhoudingsbeheer van heel waardevolle vegetaties (zeedorpen landschap en vroongronden). In deze beschouwing wordt vooral gesproken over begrazing met als doel het tegengaan van vergrassing en verstruweling van de kalkrijke en kalkarme kustduinen. Bij optimaal begrazingsbeheer wordt de bovengrondse staande biomassa weggegrasd, waardoor kiemingscondities voor veel plantensoorten worden verbeterd (Kooijman *et al.* 2005). Nutriënten worden uit het systeem verwijderd of binnen het systeem verplaatst zodat er (in ieder geval plaatselijk) nutriëntenarme plekken ontstaan. Dit biedt tegenwicht aan de verhoogde productiviteit als gevolg van atmosferische depositie. Daarnaast wordt de accumulatie van strooisel tegengegaan en de hiermee gepaard gaande verzuringsprocessen geremd. Ten slotte kan begrazing bijdragen aan het herstel van de konijnenpopulatie, wanneer voor konijnen minder geschikte ruige vegetaties worden omgevormd tot meer open, kortgraziger ecotopen, waar voor het konijn meer eiwitrijk voedsel te halen valt.

Impliciet wordt er bij begrazingsbeheer vanuit gegaan dat het creëren van soortenrijkere vegetatie met meer structuurvariatie en de daaraan gekoppelde afwisseling in microklimaat ook tot een hogere faunistische biodiversiteit leidt met een groot aandeel van karakteristieke (warmteminnende) diersoorten.

Belangrijke variabelen in begrazingsbeheer

De begrazingsvorm kan worden verdeeld in 6 factoren:

- soort grazer (rund, schaap, geit, paard of een combinatie hiervan)
- het ras, er zijn verbazingwekkende verschillen tussen de rassen.
- graasdruk (aantal dieren per hectare, omgerekend naar Grootvee-eenheden)
- graasperiode (jaarrond, winter, voorjaar, zomer, nazomer/herfst)
- graasfrequentie (een of meerdere keren per jaar)
- ingerasterd of gescheperde kudde (ongestuurde of gestuurde begrazing; vaak een mengvorm)

Ook de Ausgangssituatie van het terrein kan worden verdeeld in 8 factoren:

- grootte van het terrein
- het voorkomen van gradienten in bv productiviteit
- de ruimtelijke verdeling van drinkwater
- gemiddelde productiviteit van de vegetatie
- de mate van antropogene invloed, vooral via bodemroering en bemestingstoestand
- mate van heterogeniteit m.b.t. reliëf, zuurtegraad, vochtuishouding, (on)toegankelijkheid en productiviteit
- aanwezigheid van (relict)populaties van natuurlijke grazers
- aanwezigheid van (relict)populaties van karakteristieke dier- en plantensoorten.

Elk van deze factoren kan de effecten van begrazing in een gebied beïnvloeden. Het hangt in grote mate van de doelstellingen van de beheerder af welke combinatie de

meeste kans op succesvol begrazingsbeheer oplevert. Hierbij moet worden opgemerkt dat de beheerder niet alleen invloed heeft op de begrazingsvorm, maar met een verstandige keuze voor begrenzing en eventueel het uitrasteren van terreindelen ook de uitgangssituatie van het te begrazen terrein kan beïnvloeden.

Effecten van begrazing op de duinvegetatie en nutriëntenbeschikbaarheid

Begrazing leidt in zowel open duingrasland, vergraste vegetaties als duinheide tot afname van hoge grassen (bedekking, hoogte en biomassa) en strooisel en tot een toename van de moslaag en de lichtbeschikbaarheid. Een toename van het aantal plantensoorten vindt echter vrijwel alleen plaats in de vergraste vegetaties. Het maakt hierbij uit in welke district begrazing plaats vindt. In het Waddendistrict leidt begrazing tot toename van het aantal gewenste soorten. Ook is begrazing hier in staat de vergrassing tegen te gaan en voor uitbreiding van de oppervlakte aan open duingrasland te zorgen. Op locaties in het ondiep ontkalkt Renodunaal district leidt begrazing echter niet tot een hoger aantal soorten en is begrazing ook niet in staat de verstruweling tegen te gaan.

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

De plantengemeenschappen van het zeedorpenlandschap in de minder diep ontkalkte zone van het Renodunaal district reageren zowel op begrazing maar vooral ook op de versturende werking van betreding door grazers. Een mogelijke verklaring van de positieve invloed van betreding is dat deze leidt tot een verhoogde kalkbeschikbaarheid doordat schelpmateriaal en slakkenhuizen tot kleinere fragmenten vertrappt worden en met de humuslaag vermengd, waardoor een mullachtige humus ontstaat (Slings 1994). Het opentrappen van de bodem en het verbeteren van de lichtcondities door het verwijderen van bovenstaande biomassa bevordert ook direct de kieming van karakteristieke plantensoorten van het zeedorpenlandschap. In het zeedorpenlandschap worden zowel kwantitatief als kwalitatief positieve effecten behaald met seizoensbegrazing (juli-februari) met runderen in vergraste vegetaties. Vooral de wondklaverassociatie reageert zeer positief, de kegelsileneassociatie in mindere mate. De begrazing kan echter de netto afname van open zandige plekken en de toename van struweel niet stoppen (Van den Bos, 2007).

Effecten van begrazing op de duinfauna

(Grotendeels naar Van Turnhout *et al.* 2003, Kooijman *et al.* 2005).

Begrazing kan in theorie positief uitwerken op de fauna, mits goed rekening gehouden wordt met de aanwezigheid van relictpopulaties en een graasdruk die leidt tot een vrij open, structuur- en soortenrijke vegetatie. Hiervoor is over het algemeen een lage graasdruk noodzakelijk, aangezien een hoge graasdruk snel kan leiden tot een korte uniforme vegetatiestructuur en het verstoren van relictpopulaties. Echter, voor herstelbeheer is vaak een hoge graasdruk nodig (Van Wingerden 1997) en de werking van begrazing op fauna is complexer dan hierboven beschreven. In de praktijk zijn dan ook weinig voorbeelden bekend van positieve effecten van begrazing op de duinfauna.

De effecten van begrazing op de fauna hangen sterk af van de periode en de intensiteit van begrazing. Tussen facilitatie en competitie of repressie aan de andere

kant kan een 'trade-off' relatie bestaan, bv. vertrappen van legsels door vee enerzijds en het door vee creëren van open plekken geschikt voor legsels anderzijds (de Molenaar 1995).

Intensieve begrazing is ongunstig voor de meeste karakteristieke duinfauna: bodembewonende insecten, zoals graafwespen, zandbijen en mierenleeuwen ondervinden directe schade door vertrapping (Boer 1999, Struijk 1996, Bonte 2006). Voor vlinders leidt een hoge graasdruk tot vertrapping van vegetatie en daarmee tot sterfte van eieren, rupsen en poppen, en daarnaast het verdwijnen van vitale waard- en nectarplanten. Overbegrazing kan voorts leiden tot de verdwijning van belangrijke vegetatiestructuren (Wallis de Vries 1997). Begrazing met paarden en schapen op de waddeneilanden leverden een lage maar gesloten grasmatten op, waarin meer typische loopkeversoorten van kustduinen voorkwamen dan in verruigde duingraslanden, maar de meest karakteristieke soorten van open droge duinen ontbraken (Nijssen *et al* 2001).

Over het algemeen lijkt extensieve begrazing in de (kalkrijke) duinen gunstige effecten te hebben voor dagvlinders (Van der Hagen 1996) met name voor een aantal soorten van het open duin: Kleine vuurvlinder, Kleine parelmoervlinder, Duinparelmoervlinder, Bruin blauwtje, Kommavlinder en Heivlinder. Onder de spinnen verdwijnen als gevolg van begrazing vooral de soorten die een web maken of jagen vanuit de vegetatie. In Vlaamse duingraslanden constateerden Bonte *et al.* (2000) dat de hoogste soortendiversiteit aan spinnen voorkomt in de overgang van begraasde naar niet-begraasde delen.

Begrazing lijkt nadelig te werken voor veel broedvogels, met name voor de grondbroeders. Het risico op vertrapping van de legsels is groot. Ook kuikens, van bijvoorbeeld de Wulp, worden minder beschermd tegen predatoren (in korte vegetaties verdwijnt dekking). De meest gedegen evaluatie van de effecten van begrazing op gewervelde duinfauna is uitgevoerd door Van der Niet (2001) en heeft betrekking op de broedvogels van Meijndel. De jaarrond begrazing met Noorse Fjordepaarden en Galloways (graasdruk 8 GVE/100 ha) resulteerde in een afname van het aantal vogelsoorten, zij het niet significant. Vermoed wordt dat soorten als Boomleeuwerik, Boompieper en uilen achteruitgegaan zijn als gevolg van de ingestelde begrazing. Op Vlieland zijn de effecten van extensieve jaarrond begrazing met runderen en schapen licht negatief voor grondbroeders. Zelfs met een lage begrazingsdruk vond verstoring plaats van nesten van Blauwe Kiekendief (Box 9.3), omdat de Schotse Hooglanders precies in het broedseizoen voorkeur vertoonden voor het eten van Kruidwildestruweel, waar de kiekendief in broedt. De graasdruk was er duidelijk te laag om de verruiging tegen te gaan (Wingerden *et al*, 2002).

Het verdwijnen van hogere vegetaties is ook nadelig voor de stand van prooidieren zoals muizen. In homogene zeer open mosrijke en kortgrazige vegetaties ontbreken muizen vrijwel geheel (GWA, 2002; Box 9.3). Volgens Van der Vliet (1994) is het effect van begrazing vooral goed te meten aan het aantal Bosmuizen en Rosse woelmuizen: deze zijn verdwenen in kort gegraasde vegetaties, licht afgenomen in extensief begraasde delen en niet afgenomen in niet begraasde delen. Eenzelfde effect vonden Bakker en Olff (2003) voor binnenlandse rivierduingraslanden langs de IJssel. Een belangrijk effect van begrazing is dat het Konijn gefaciliteerd zou kunnen worden (o.a. Bakker en Olff 2003). Het Konijn profiteert van het feit dat grasvegetaties korter worden, en dat grasvegetaties van samenstelling veranderen. Aan de andere kant zijn de waarnemingen niet eenduidig. Zo lijkt begrazing in de kalkrijke delen van het Noord-Hollands Duinreservaat inderdaad faciliterend te zijn voor het Konijn, terwijl facilitatie in de kalkarme delen uitblijft. Mogelijk komt dit doordat het soort vergrasser per gebied verschilt. Konijnen eten wel Duinriet (vergrasser van kalkrijke duinen), maar (bijna) geen Helm (vergrasser kalkarme duinen). Ook de overheersende effecten van VHS of predatie door Vos en Havik kunnen ervoor zorgen dat facilitatie niet werkt, omdat de konijnendichtheden door deze factoren te laag blijven.

Box 9.3 Begrazing: de Blauwe Kiekendief te grazen genomen?

Het integraal in begrazing nemen van duingebieden lijkt een tweeledig negatief effect te hebben op de Blauwe Kiekendief. Drie jaar onderzoek op de Nederlandse Waddeneilanden (Klaassen *et al.* 2006) wijst uit dat de soort vooral jaagt in duindelen die niet in begrazing zijn genomen en begraasde delen mijdt. Omdat op Texel blijkt dat de Noordse Woelmuis, lokaal een belangrijke prooi voor de Blauwe Kiekendief, vrijwel niet meer voorkomt in terreinen die nu begraasd worden door hooglanders en pony's (Boonman 2003), kan begrazing dus een aantoonbaar negatief effect hebben op de aantallen geschikte prooidieren. Ook is gebleken dat veruit de meeste broedlocaties gelokaliseerd zijn in onbegraasde delen: slechts op Texel is een aantal keer gebroed in begraasde delen van het duin. In voorheen onbegraasde terreinen die nu in begrazing zijn genomen, zoals De Bollekamer en de Geul op Texel en de Zwanewaterduinen op Ameland, is de soort als broedvogel verdwenen (Klaassen *et al.* 2006). Het is dus van groot belang de verschillende terreinen niet integraal in begrazing te nemen, zodat er geschikte, verstruweelde, nestlocaties blijven bestaan. Wanneer alle terreinen integraal worden begraasd, is begrazing een zeer negatieve beheersvorm voor Blauwe Kiekendieven (Klaassen *et al.* 2006).

Knelpunten 14: Begrazingsbeheer

Begrazing heeft zowel positieve als negatieve effecten. De negatieve effecten en de kennislacunes vormen tezamen een knelpunt voor de optimalisatie van het begrazingsbeheer. De kennislacunes houden verband met de volgende zaken:

- 1) De effecten zijn sterk wisselend en moeilijk voorspelbaar,
- 2) de effecten op de fauna zijn niet goed bekend. Er zijn (bij lage graasdruk) zowel positieve effecten (dagvlinders, spinnen) als negatieve effecten (spinnen, vogels, zoogdieren) bekend. Een hoge graasdruk heeft vrijwel zeker vooral een negatief effect door vernietiging van eieren, larven en nesten en een afname van de variatie in vegetatiestructuur (kortgeschoren vegetatie), wat een verlies aan schuil- en overwinteringsplaatsen kan betekenen.
- 3) begrazing verandert de nutriëntenhuishouding in het systeem, waarbij de turn-over van biomassa wordt versneld en ook de bodemvorming anders kan verlopen. Dit zou kunnen verhinderen dat de oorspronkelijke situatie zich herstelt. Door het plotseling verhogen, respectievelijk verlagen van de biomassa-omzetting bij het inzetten of het stoppen met begrazing, kunnen ook ongewenste neveneffecten optreden (verruiging).

Knelpunt 15: Toenemende 'pixelgrootte' terreinheterogeniteit

Het fijne mozaïekpatroon verdwijnt. Dit lijkt een dominant proces over alle maatregelen of juist in de hand gewerkt door de maatregelen. Lokaal (Schouwen) bestaat dit probleem niet. Misschien heeft dat te maken met het feit dat juist op Schouwen begrazing plaats vindt in situaties die relatief dynamisch zijn. Terreinheterogeniteit zou continu veroorzaakt kunnen worden door een derde factor (bijv. konijnen, kleinschalige dynamiek).

9.5.2 herstel kleinschalige dynamiek als beheer van duingraslanden

Als maatregel tegen verzuring en eutrofiering van duingraslanden kan lokale her-activatie van stuifkuilen ingezet worden. De activiteit van stuifkuilen en het succes van verstuiwing zijn gevolgd in een viertal gebieden, een in het Wadden district en drie in het Renodunaal district.

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

Verstuiwing heeft zowel positieve als negatieve effecten voor de vegetatie. Door de vorming van een nieuwe uitgangssituatie worden pioniervegetaties gestimuleerd. In

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

Knelpunt 16: Vaststellen van optimale verhoudingen tussen verschillende terreintypen

Bij de maakbaarheid van het landschap onder andere door redynamisatie rijst de vraag met welke verhouding van terreintypen de biodiversiteit het meest gebaad is. Een landschap met een afwisseling van alleen hoog dynamische en verstarde plekken is niet gewenst. Extra aandacht voor landschapstypen die een middelmatige (invloed van) dynamiek nodig hebben is belangrijk.

9.6 Duinstruwelen en Duindoornlandschap

Twee belangrijke processen zijn het meest bepalend voor de natuur van het droge duin: de vegetatiesuccessie ofwel het dichtgroeien en de verzuring ofwel ontkalking. Op landschapsschaal bekeken, verloopt de natuurlijke successie in kalkarme duinen volgens een andere reeks dan in kalkrijke duinen. De kalkrijke duinen zijn niet alleen rijker aan calcium, maar vaak ook aan ijzer, magnesium en andere mineralen. Mede daarom groeien deze duinen sneller dicht met struweel. Al vlak achter de zeereep, op plekken waar het stuiven van het zand stopt, kunnen zich in kalkrijke duinen struwelen vormen met Duindoorn, Gewone vlier, Eenstijlige meidoorn, Ratelpopulier en Wilde liguster. De meest omvangrijke struwelen zijn echter te vinden in de midden- en binnenduinen en tegenwoordig, door het wegvallen van het oogsten, ook in het Zeedorpenlandschap. Wanneer er grazers, vooral konijnen aanwezig zijn, remt de begrazing de struweelontwikkeling en ontstaat vooral duingrasland. In het open duin komen voor Nederlandse begrippen zeer veel soorten struiken voor, vooral op kalkrijke bodem. Duinstruwelen zijn er in vele verschijningsvormen, elk met hun speciale natuurwaarden. Er zijn bijvoorbeeld nog geen meter hoge, door de zeewind geschoren struwelen van Wilde liguster (*Ligustrum vulgare*) bij met daardoorheen gevlochten Aardaker (*Lathyrus tuberosus*). De Roodborsttapuit (*Saxicola torquata*) zit graag op zulke struiken. De struwelen van Duindoorn (*Hippophae rhamnoides*) kunnen manshoog worden en zijn veelal ondoordringbaar. Daar groeit de internationaal zeldzame Duindoornvuurzwam (*Phellinus hippophaecola*) vaak in grote aantallen. In struwelen van Gewone vlier (*Sambucus nigra*) zijn veel opgaande kruiden zoals Wild kattenkruid (*Nepeta cataria*) aanwezig en groeien bijv. Broedkroesmos (*Uloa phyllantha*) en Sliertmos (*Calliergon stramineum*) op de takken. Duinstruwelen van Eenstijlige meidoorn (*Crataegus monogyna*) huisvesten vaak vele Nachtegalen (*Luscinia megarhynchos*) en wel acht verschillende soorten van Aardsterren (*Geastrum sp.*). De ondergroei kent ook karakteristieke soorten zoals Duinsalomonszegel (*Polygonatum odoratum*). Andere typische struikgewassen zijn onder andere Duinroos (*Rosa pimpinellifolia*), Kruiwilg (*Salix repens*) en Zuurbes (*Berberis vulgaris*). Maar ook Dauwbraam (*Rubus caesius*) en Wilde kardinaalsmuts (*Euonymus europaeus*) kunnen grote struwelen vormen. Struweelvorming is op zichzelf een natuurlijk proces in duinen en waar het al lange tijd optreedt, heeft het veelal geleid tot struweel met bijzondere natuurwaarden. Het gaat dan om soortenrijke duinstruwelen die bijv. voorkomen in allerlei natuurlijke overgangssituaties in duinen en op de overgang van duinen naar graslanden. Deze overgangssituaties behoren tot de natuurlijkste die ons land te bieden heeft: ze volgen het reliëf en trekken geen scherpe rechte lijnen tussen verschillende vegetaties en milieus. Er zijn duinstruwelen waarvan de ondergroei grotendeels overeenkomt

met die van het aangrenzende open duin, maar er zijn ook andere met een daarvan afwijkende ondergroei.

Echter, een verrassend hoog percentage van duinstruwelen komt voor op standplaatsen waar de mens actief is geweest en de bodem 'geroerd' en/of bemest heeft. Het gaat hierbij om vroegere landbouwcomplexen, uitgestrekte mijnenvelden, grootschalige Helmaanplantingen e.d. Dit zijn doorgaans soortenarme struwelen met een ondergroei van Grote brandnetel (*Urtica dioica*) of Duinriet (*Calamagrostis epigejos*).

Knelpunt 17: Opmars van Amerikaanse Vogelkers

Er zijn grote verschillen tussen gebieden in de verstruweling met Amerikaanse Vogelkers. De soort is in de eerste helft van de 20^{ste} eeuw aangeplant en is invasief op oppervlakkig ontkalkte bodems met hoge nutriëntenbeschikbaarheid; de opmars van Amerikaanse vogelkers is mogelijk mede in de hand gewerkt door de lage konijnenstand. Bestrijding in de duinen van Kennemerland vindt op tal van manieren plaats: uittrekken, uitsteken, afzagen, al dan niet behandelen om uitlopen tegen te gaan, terreurbegrazing met geiten etc.

De natuurlijke standplaatsen van Duindoorn zijn tot rust gekomen witte duinen (Helm-landschap), vooral de plekken met sterke opstuiving zoals de lijzijde van gestabiliseerde paraboolduinen. Duindoorn profiteert van de ontsluiting van de bodem door fossiele wortelkanalen van helm uit de voorafgaande stuiffase. Het Duindoornlandschap komt vooral voor in de middenduinen van het kalkrijke duin. Aan de binnenzijde van Dauwbraam-landschappen, doorgaans dus van de zeeduinen, kan dit langzaam overgaan in een vorm met dominantie van Duindoorn. Of hieruit op den duur een zuiver Duindoornlandschap kan ontstaan is nog een open vraag. In het verleden zijn Duindoornlandschappen wellicht door herhaaldelijk afbranden geschikt gemaakt of gehouden voor veebegrazing. Er zijn aanwijzingen dat dit het optreden van Duinroosvelden kan bevorderen. Wellicht is het verspreid voorkomen van beweidingsindicatoren, zoals Kleine pimpernel (*Sanguisorba minor*) hierop terug te voeren. Er wordt in dit verband ook gesproken van een 'kalkrijke kruidenzoom'.

Geen enkel landschap heeft zo van het menselijk gebruik van de 20^e eeuw geprofiteerd als het Duindoornlandschap. Op veruit de meeste plaatsen zijn vitale, hoge Duindoornstruwelen het gevolg van het verstoren van de bodem door menselijke activiteiten. Dit zijn bijvoorbeeld oude landbouwcomplexen, mijnenvelden, opgeheven infrastructuur, en bunkercomplexen. Of plekken waar verstuingen zijn bestreden door omspitten: vroeger was dit heel gebruikelijk.

Vanuit floristisch oogpunt is het Duindoornlandschap één van de minst soortenrijke duinlandschappen. De begroeiing wordt vaak gekarakteriseerd als ruig of verruigd. Het ruige aspect is echter een natuurlijke situatie: Duinriet kan tot dominantie komen bij een snelle afbraak van strooisel in een droog tot vochtig milieu. Zulk een afbraak treedt op in en rond Duindoornstruwelen. Het Duindoornstrooisel breekt gemakkelijk af en de met Duindoorn in symbiose levende actinomyceet *Frankia* fixeert veel (tot 58 kg/ha/jr) stikstof. Voorts is het Duindoornlandschap een matig geschikt leefgebied voor het Konijn: in de uitgestrekte struwelen valt weinig te vreten, terwijl de Duinrietvelden slechts in een beperkte periode van het jaar een eiwitrijke voedselbron vormen. In het nutriëntrijke duindoornmilieu ontsnapt Duinriet gemakkelijk aan begrazing door konijnen. In jaren met een normale neerslaghoeveelheid en in natte jaren grijpen hoog opgaande grassen hun kans en krimpen de kortgrazige konijnenweitjes sterk. In droge jaren lukt het hen vaak om de weitjes weer uit te breiden. Daarbij worden de duinriet stengels vaak wel afgeknaagd, maar niet opgegeten. Voor de bekleding van wentels zijn ook flinke hoeveelheden duinrietstengels nodig.

Verschillende vegetaties kunnen de Duindoornstruwelen opvolgen. Indien er voldoende vocht en voedsel aanwezig is, wordt Duindoorn overgroeid door hogere gewassen en ontstaat duinbos of een hoog struweel met bijvoorbeeld Kardinaalsmuts, Meidoorn, Wegedoorn of Koebraam. Op Goeree neemt momenteel over vrij grote oppervlakten (nu ongeveer 100 ha) het aandeel Braam en Hop in de duindoornstruwelen toe. Op veel plekken is de bedekking met Braam of Hop al bijna 100%. Dit is niet alleen het geval in de oudere binnenduinen, maar ook al in de jonge

duindoornstruwelen in de zeereep. Deze ontwikkeling is ongeveer tien jaar geleden begonnen, maar lijkt momenteel te versnellen. De woekeraars klimmen tot vijf meter hoog over de bestaande struiken; deze sterven af en vervolgens stort het geheel in, waarna er anderhalve meter hoge laag Braam of Hop resteert.

Vooraf op droge plaatsen kunnen kalk, nitraat en humus echter makkelijk uitspoelen en blijft het milieu langdurig tamelijk voedselarm. Op veel plekken handhaaft zich al tientallen jaren een door Duindoorn en Duinriet gedomineerde vegetatie. Alleen op de meest humusarme, droge of kalkarme plekken sterft Duindoorn uiteindelijk af en kan zich een ontwikkeling voordoen richting Fakkeldraslandschap, soms in de vorm van uitgestrekte duinroosvelden, of Buntgraslandschap.

De totale oppervlakte van de duindoornstruwelen bedraagt in ons land naar schatting enkele duizenden hectaren. Het merendeel daarvan is echter niet bijzonder goed ontwikkeld. Nederland draagt een grote verantwoordelijkheid voor het habitatype, enerzijds vanwege de omvang van de oppervlakte in ons land. Verder is de verscheidenheid aan struweelsoorten in de goed ontwikkelde voorbeelden van duindoornstruwelen groot. Ook ligt ons land centraal in het verspreidingsgebied.

9.7 Bossen van de binnenduinen

9.7.1 Biodiversiteit

Duinbossen zijn een betrekkelijk recent verschijnsel. Zij zijn bijna allemaal ooit aangeplant. Bijzonder aan de kustduinen is dat bos niet overal de vanzelfsprekende climax-vegetatie is. Dat betekent dat van nogal wat aangeplante bossen het sterke vermoeden bestaat dat zij op een plek staan, die zonder aanplant thans geen bos zouden zijn geweest. Zo zijn er in het waddendistrict nogal wat naaldbossen aan te wijzen die geheel omgeven worden door (thans gedegenereerde) Buntgras-vegetaties. Bij het nadenken over de toekomst van dergelijke percelen op de lange termijn is het verstandig hiermee rekening te houden. Een complicerende factor is hierbij dat bij de aanleg de bodem vrijwel altijd gebiedsdekkend is omgespit (in werkverschaffing) en er vaak een forse mestgift is meegegeven. De weg terug naar een natuurlijke duinvegetatie is daarmee afgesneden, tenzij na het verwijderen van de bomen, ook de bodem wordt verwijderd.

In de negentiende eeuw waren bossen nog zeer schaars in de duinen. Er werden vrijwel alleen lage, vochtige berkenbossen aangetroffen. Bossen met hoge bomen waren te vinden op een paar landgoederen en verder waren er hakhoutbosjes aan de binnenduinstrand. Een uitzondering wordt gevormd door de omgeving van Bergen (N-H), waar al vanaf de 16e eeuw continu loofbos is geweest (Oude Hof, Bergerbos). Dat is de enige plaats aan de kust waar nu Blauwe bosbes (*Vaccinium myrtillus*), Hengel (*Melampyrum pratense*), Dubbelloof (*Blechnum spicant*) en epifyten van oude bossen voorkomen en ook een grote populatie Boskrekels (*Nemobius sylvestris*). Behalve naaldbos is ook het meeste loofbos in de duinen aangeplant. In de 19^e eeuw waren dat vooral uitgestrekte eiken(hakhout)plantages ten behoeve van de leerlooierij en elzenhakhout. In de vorige eeuw vooral ten behoeve van het natuurschoon. Een groot deel van de bossen heeft een verleden als landgoedbos. Hierdoor wijken de bosstructuur, vegetatie, flora - inclusief stinzenplanten - fauna en zelfs de hele bodemgesteldheid van deze bossen sterk af van de zure droge bossen die op de ontkalkte strandwallen thuishoren. Loofbossen behoren tot de soortenrijkste biotopen in de duinen, mede vanwege de veelheid aan ongewervelde dieren, zoals landslakken, kevers, galwespen en nachtvliners. Deze loofbossen hebben een grote natuurwaarde, ook internationaal gezien.

Veel van de bosaanplant vanaf het einde van de 19^{de} eeuw in de duinen was naaldbos, vooral van Zwarte den (*Pinus nigra*) en Zeeden (*Pinus pinaster*). Deze bossen worden niet tot de bijzondere duinbossen gerekend die beschermd zijn onder de Europese habitatrichtlijn. De meeste van deze naaldbossen zijn erg eenvormig. Sommige daarvan herbergen echter een flora of fauna die elders in de duinen of zelfs in heel Nederland niet of nauwelijks voorkomt. Het gaat hierbij vooral om paddenstoelen die aan naaldbomen gebonden zijn, maar ook om een aantal, vaak noordelijke, planten. Zulke planten zijn vooral varens en Wolfsklauwen (*Lycopodiaceae*), maar er horen ook

soorten bij zoals Kleine keverorchis (*Listera cordata*), Dennenorchis (*Goodyera repens*) en Linnaeusklokje (*Linnaea borealis*). Deze soorten zijn echter aan relatief jonge, uniforme dennenbossen gebonden en zullen verdwijnen als zulke bossen ouder worden en er geen nieuwe bijkomen door natuurlijke verjonging.

Dat de duinbossen ouder worden, is goed te merken aan o.a. de toename van vleermuizen, veranderingen in de zweefvliegenfauna en de uitbreiding van dagvlinders, als het Bont zandoogje (*Pararge aegeria*). Met het ouder worden van de duinbossen, komen inmiddels de karakteristieke vogelsoorten van oudere loofbossen, zoals Boomklever (*Sitta europaea*), Zwarte specht (*Dryocopus martius*), Glanskop (*Parus palustris*), Appelvink (*Coccothraustes coccothraustes*), in meer of mindere mate voor in de duinen. In de duinbossen met struikondergroei is de Nachtegaal (*Luscinia megarhynchos*) talrijk. De Kleine barmsijs (*Carduelis cabaret*) broedt voor een belangrijk deel in de duinen, met name in berken- en elzenbossen op de Waddeneilanden. Deze soort broedt vanaf 1960 in Nederland, heeft in de jaren tachtig een hoogtepunt gehad, maar is inmiddels weer sterk op zijn retour.

Het meest natuurlijk duinbos is het Meidoorn-Berkenbos. In de ijle, vochtige berkenbossen - vaak is dat niet meer dan een wat hoog uitgegroeid struweel met meidoorns en lage berken - komt bijvoorbeeld Grote keverorchis (*Listera ovata*) voor. Soms groeit er de orchidee Vogelnestje (*Neottia nidus-avis*); een saprofytisch organisme dat van dood of verterend organisch materiaal leeft. Het natte Meidoorn-Berkenbos, is het sterkste achteruitgegaan door verdroging en de versnelde verzuring die daarmee samenhangt. Door het meer open worden van de boomlaag en door verdroging samengaan met verzuring vergrasten valleien met Duinriet, terwijl de moerasplanten en de gevoelige orchideeën achteruit gingen.

Zeer fraaie voorbeelden van het natte Meidoorn-Berkenbos zijn evenwel nog te vinden in de duinen bij Bergen, waar de waterwinning nauwelijks invloed heeft gehad en door omvorming en kap van dennenbossen de grondwaterstand weer is gestegen. Hiervan heeft de orchideerijke variant met veel Grote keverorchis (*Listera ovata*), Vogelnestje (*Neottia nidus-avis*) en Brede wespenorchis (*Epipactis helleborine*), maar ook Rond- en Klein wintergroen (*Pyrola rotundifolia* en *Pyrola minor*) en Addertong (*Ophioglossum vulgatum*) geprofiteerd. In de meeste gebieden is de verdroging door waterwinning grotendeels tot staan gebracht.

9.7.2 Ontkalking van bosbodems

Dat er in de duinen verschillende typen van duinbossen voorkomen komt door de variatie in het kalkgehalte van de bodem. In de duinen wordt het ontkalkingsproces van nature afgeremd door verstuing, waarbij weer kalkrijk zand aan de oppervlakte komt. Als gevolg van het uitermate rigoureuze vastleggingsbeheer dat vooral in de tweede helft van de vorige eeuw is toegepast, komen in ons land geen bossen meer voor die bedolven worden onder opstuivend zand en vindt de ontkalking in versnelde mate plaats.

Ook de verhoogde atmosferische depositie van verzurende stoffen heeft bijgedragen aan versnelde ontkalking van de duinbodem. Door de overheersende aanlandige westenwind is er in de kustzone relatief weinig ammoniakdepositie. Echter, de depositie van andere stikstofverbindingen is door de nabijheid van zeer grote steden en even omvangrijke zware industrie verhoudingsgewijs groot. Steeds meer wordt ook de negatieve invloed van de drukke scheepvaartroute voor de kust, de uitstoot van afvalstoffen van zware stookolie duidelijk. Tijdens de vroegere hoogtijdagen van de zure depositie bleef de lucht in de duinen relatief schoon en hadden de gevoelige epifytische korstmossen hier hun laatste bolwerken in Nederland. Hetzelfde geldt voor de rendiermossen die karakteristiek zijn voor het pionierstadium van eikenbossen (Berken-Eikenbos 42Aa1).

Ontwatering leidt tot het verdwijnen van aanvoer van kalkrijk water in duinvalleien wat eveneens het ontkalkingsproces bevordert. De combinatie van verzuring en vermessing die in de dennen- en eikenbossen optrad, heeft vermoedelijk geleid tot een versterkte ophoping van strooisel. In zulke bossen zijn de mycorrhizapaddestoelen flink achteruitgegaan, wat - samen met de ontkalking - heeft geleid tot afname van de afbraaksnelheid van strooisel in de bossen. Deze veranderingen in de strooisellaag hebben uiteraard ook gevolgen voor de bodemfauna.

Omdat de duinzanden nauwelijks leem bevatten en ook het gehalte aan organische stof - althans in de droge duinbossen - erg laag is, is er echter vrijwel geen mogelijkheid kalk te binden aan het buffercomplex. Wanneer door verzuring op een gegeven moment alle vrije kalk opgelost en uitgespoeld is, kan de pH in korte tijd sterk dalen. De ogenschijnlijk gunstige situatie van het duinsysteem aangaande de basenhuishouding kan in de bovenste decimeters van de bodem binnen een of enkele decennia sterk slechter worden. Veel gronden in het binnenduin van het Renodunaal district zijn momenteel oppervlakkig al volledig ontkalkt en het 'verzuringfront' zakt gestaag verder naar beneden. Op Voorne zijn de binnenduinbossen slechts oppervlakkig ontkalkt; op Walcheren is de zandondergrond van de kalkarm afgezet (verspoeld strandwalzand). De bossen die op 'natuurlijke bosgroeiplaatsen' groeien verzuren minder snel dan op aangelegde groeiplaatsen. De natuurlijke bosgroeiplaatsen in de duinen liggen namelijk meestal in duinvalleien. In duinvalleien in het Renodunaal district stijgt zo nu en dan zeer basenrijk grondwater tot in of boven de humuslaag en die laag wordt dus geregeld aangerijkt met basen. Ook spoelt er plaatselijk basenrijk zand van duinhellingen af (ten Harkel, 1998). De duinbossen op gronden van het kalkarme Waddendistrict hebben nooit een kalkrijke periode gekend, al zijn ook hier niet alle plekken in den beginne even kalkarm.

10 Ecologie van duinsystemen gedomineerd door hydrologische processen

10.1 Duinvalleien

10.1.1 Successie in duinvalleien

In de loop der tijd verandert de vegetatie ten gevolge van veranderingen in milieuomstandigheden (Grootjans *et al.* 1995). De eerste jaren na het uitstuiven van secundaire valleien of het afsluiten van zee van primaire duinvalleien is het substraat nog zeer voedselarm en staat de vallei nog periodiek onder water en heersen zuurstofloze condities in de bodem. Er is een spaarzame begroeiing en microbiële matten en algen komen vaak voor. Pioniersoorten als Waterbies, russen en vaak ook slaap- en topkapselmossen kunnen dit zuurstofloze milieu overleven en breken door de mat heen. Na de pionierstadia kan het meest soortenrijke stadium met orchideeën en Knopbiezen zich ontwikkelen, zolang het percentage organische stof in de toplaag van de bodem laag is en de hydrologische omstandigheden gunstig zijn (winters overstromen, zomers droogvallen). In deze vegetatie komen de meeste Rode Lijstsoorten voor. Afhankelijk van het beheer kan dit stadium vele decennia duren. Wanneer het organische stofgehalte te hoog wordt, begint het laatste successiestadium, waarin grassen (Duinriet) overheersen, evenals houtige wilgenstruikjes die later tot struwelen kunnen uitgroeien.

Onder zoete omstandigheden (secundaire vallei) begint de successie met het *Eleocharitetum multicaulis* (associatie van Veelstengelige waterbies) (kalkarm) of met het *Samolo-Littoreletum* (kalkrijker). Basenrijke valleien zijn in jonge en middeloude stadia rijk aan rode-lijst-soorten. Op termijn gaan deze vegetaties door ophoping van humus (verzuring) over in de associatie van Drienvrige zegge en Zwarte zegge, waarna in het waddendistrict een fase met veel Dophei en/of Grote veenbes ontstaat. Een langdurig stadium wordt gevormd door Kruipwilgstruweel (*Pyrolo-Salicetum*), waarin, zeker in het begin, nog veel bijzondere soorten kunnen voorkomen. Later komen er soorten als Grauwe Wilg en Gagel (Waddendistrict) in en uiteindelijk ontstaat er berken- of elzenbroekbos. Dit proces voltrekt zich in een uitblazingsvallei meestal binnen enkele tientallen jaren.

Onder ietwat brakke omstandigheden (primaire vallei, nog periodiek overstromend door zeewater of verzoetend) start de successie met de associatie van Strandduizendguldenkruid en Krielparnassia (*Centauro-Saginetum*), gevolgd door de associatie van Duinrus en Parnassia (*Parnassio-Juncetum atricapilli*). Hierna (na 15-20 jaar) ontstaat een Knopbiesvegetatie (Junco- baltici-Schoenetum nigricantis). Afhankelijk van de abiotiek kan dit stadium vele tientallen jaren standhouden (Ernst *et al.*, 1996). Uiteindelijk ontstaat de associatie van Wintergroen en Kruipwilg (*Pyrolo-Salicetum*), de rompgemeenschap van Addertong en Duinriet of bij sterke verzuring de associatie van Kraaiheide en Gewone dophei (*Empetro-Ericetum*). De pioniersstadia in valleien bestaan meestal ongeveer 25 jaar, maar er zijn ook gevallen beschreven dat een pionierstadium 80 jaar standhoudt (Grootjans *et al.* 1995). De afgelopen decennia is door de zure en vemestende depositie en verdroging de successie veel sneller verlopen en bevinden veel onbeheerde valleien zich in late, minder waardevolle successiestadia en komen geheel natuurlijke pioniersstadia nauwelijks nog voor (wél in beheerde valleien). Onder verruigende omstandigheden kunnen Duinriet en Riet gaan domineren.

Lammerts *et al.* (1995) hebben aannemelijk gemaakt dat de hydrologische toestand van een vallei (zowel primair als secundair) in hoge mate de opbouwsnelheid van organische stof in een vallei bepaalt en daarmee ook de snelheid van de vegetatiesuccessie. Door binnen een onderzoeksgebied het organische stofgehalte te meten op plekken met verschillende ouderdom of door in de tijd te meten op dezelfde plek kwam het beeld naar voren dat valleien met een constante aanvoer van kalkrijk grondwater veel langer in een pionierstadium bleven (tot 80 jaar; Adema *et al.* 2002). De snelheid van stapeling van organische stof was veel lager dan in valleien die door regenwater of door oppervlaktewater werden gevoed (Grootjans *et al.* 2007). Uit onderzoek van Adema *et al.* (2005) bleek dat pioniersoorten, zoals Oeverkruid en ook Knopbies onder zuurstofloze omstandigheden veel zuurstof uit hun wortels lekken (ROL= Radial Oxygen Loss; Fig. 10.1). Hierdoor wordt in het grondwater aanwezige ammonium door bacteriën geoxideerd tot nitraat. Pioniersoorten hebben hier maar weinig van nodig en laten veel van dit nitraat ongebruikt. In een grondwatergevoede duinvallei stroomt het grondwater langzaam door de vallei heen. Voorbij de wortels van de pioniersoorten wordt nitraat omgezet in gasvormige stikstof en verdwijnt het uit het systeem. Op deze manier houdt een Oeverkruid-vegetatie de beschikbaarheid van stikstof heel laag en kunnen snelgroeiende grassen en kruiden niet tot ontwikkeling komen. Zo lang de valleibodem zuurstofloos blijft, niet verzuurt en er geen stikstof uit de lucht toegevoegd wordt kan zo'n pionierstadium tot 80 jaar bestaan zonder beheer (Adema *et al.* 2002).

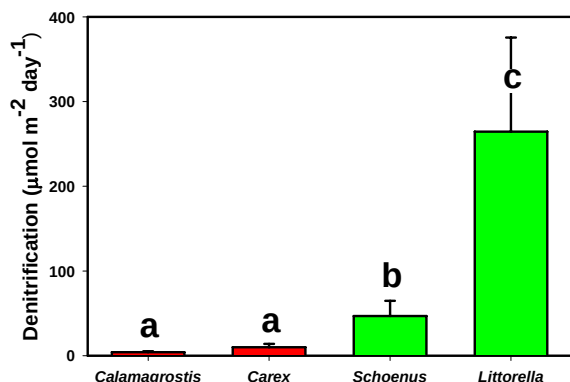


Fig 10.1. Oeverkruid (*Littorella uniflora*) is in staat om onder zuurstofloze omstandigheden (dus intensieve grondwatervoeding) ammonium om te zetten in nitraat doordat het zuurstof lekt vanuit de wortels. Knopbies (*Schoenus nigricans*) kan dit ook, maar Duinriet (*Calamagrostis epigejos*) en Drienerfzegge (*Carex trinervis*) niet (Adema *et al.* 2005).

Uiteindelijk gaat zich in iedere vallei organische stof stapelen. Pioniersoorten worden dan vervangen door struvelen en uiteindelijk bos (meestal Berkenbossen, soms ook Elzenbos). Indien er voldoende grondwater toestroomt in de zomer zodat afbraak van eenmaal gevormde organische stof geremd wordt, kan in sommige uitzonderlijke gevallen veen ontstaan. Het is onduidelijk of onder de huidige hydrologische omstandigheden en bij de huidige atmosferische N depositie er ook natuurlijke boomloze venen kunnen ontstaan in het duingebied. Deze hebben vroeger wel bestaan.

Op de lange duur treedt van nature toch verzuring op, door uitloging van de bodem en stapeling van organisch materiaal. Dit proces kan worden versneld door externe factoren (ten gevolge van menselijk gebruik) die verdroging, verzuring en vervuiling veroorzaken, zoals bebossing van natuurlijke infiltratiegebieden, infiltratie van voedselrijk water, waterwinning, ontwatering, bemesting en atmosferische depositie. Hierdoor verdwijnen de typische (zeldzame) duinvalleisoorten en ontwikkelen zich algemene soorten, zoals Riet en ruigtekruiden (Londo 1975, van Dijk 1984, Grootjans *et al.* 1995). De natuurkwaliteit is daarmee enorm afgenomen.

10.1.2 Europese betekenis van Duinvalleien

In ongestoorde situaties is zijn de duinen het meest rijke gebied wat betreft vegetaties. Deze variëren van extreme pioniermilieus tot duingraslanden, duinheiden, duinstruwelen en duinbossen, waarbij de vochtige duinvalleien een bijzondere positie innemen vanwege hun buitengewone soortenrijkdom en de levenskansen voor bijzondere en zeldzame soorten. In de wat oudere duinvalleien is dat de Knopbiesgemeenschap (*Schoenetum nigricantis*) met Parnassia, Moeraskartelblad en vele orchideeënsoorten. Door ingebruikname als waterwingebied, aanplant van naaldbos, polderpeilverlaging, kustafslag e.d. is de grondwaterstand in vochtige valleien sterk gedaald en is daardoor dit milieu sterk in waarde gedaald. Infiltratie van rivierwater zorgde wel voor verhoging van de grondwaterstand, maar tevens voor verrijking van de bodem, waardoor de soortenrijkdom niet werd hersteld (Van Dijk & Grootjans 1991). Internationaal gezien zijn de duingebieden echter nog vrij gaaf, omdat ze (door ingebruikname van de waterwinning) weinig bebouwd of vergraven zijn. Bovendien is de grondwaterwinning in belangrijke gebieden gestaakt of sterk teruggedrongen, zijn de kunstmatige infiltratiegebieden ecologisch geoptimaliseerd en heeft er op grote schaal regeneratie van duinvalleien (natuurontwikkeling) plaatsgevonden. Daardoor is het herstel van duinvalleien nu goed op gang gekomen. Ongeveer 65% van de Nederlandse flora komt voor in het duingebied en ruim 9% is er toe beperkt. Uit botanisch oogpunt is het gehele Nederlandse duingebied van grote internationale en van zeer grote nationale betekenis (Wolff (red.) 1989).

10.1.3 Fauna van duinvalleien in relatie tot aantasting

Eutrofiëring

De aquatische duinfauna kan directe effecten van eutrofiëring ondervinden. Behalve door depositie van stikstofhoudende stoffen kunnen duinplassen ook vermest raken door inspoeling van mest afkomstig van vee of watervogels. Waarschijnlijk grijpen effecten van vermesting echter voornamelijk indirect aan op de aquatische fauna doordat verzuuring optreedt en daarmee een versnelde verlanding van (ondiepe) duinwateren. In het aquatisch milieu is verzuuring ongunstig. Gevarieerde water- en oevervegetaties maken plaats voor eenzijdige vegetaties. Verlanding met riet is negatief gecorreleerd met het voorkomen van libellen (GWA 2000, Schmidt 1988, Pedersen & Holmen 1994, Fox & Cham 1994). Zelfs algemene soorten als Watersnuffel en Gewone oeverlibel nemen af bij een toenemende hoeveelheid riet langs de oevers en algenflab op het water (Wasscher 1999).

Van de waterkevers komen nog diverse zeer zeldzame en bedreigde soorten voor, met name echte pioniersoorten van kale zandbodems. Dit milieu is in Nederland zeldzamer geworden als gevolg van vermesting of eutrofiëring, waardoor deze kenmerkende soorten uit vele gebieden verdwenen zijn. Doordat de duinen natter zijn geworden en weer mogen stuiven ontstaan weer steeds nieuwe poelen, waar deze soorten van profiteren.

Ook in vochtige duinheiden vinden na vergrassing verschuivingen binnen de faunagemeenschap plaats. Zo werden in vergraste vochtige duinheiden voornamelijk Kustsprinkhaan en Gewoon spitskopje aangetroffen, terwijl deze soorten van oorsprong thuishoren in hoge vegetaties op kwelders of in Rietvegetaties.

Doornsprinkhanen zijn pioniers en komen vrijwel alleen voor op open, vochtige locaties, waarbij het Zanddoortje meer gebonden lijkt aan kale zandige plekken dan Gewoon Doortje. Door vergrassing verdwijnt het voorkeurs habitat voor deze soorten (Nijssen *et al.* 2001a). Voor spinnensoorten die aangewezen zijn op natte habitats is verzuuring eveneens een bedreigende factor. Het aantal soorten op met Riet verruigde oevers op Ameland bleek veel lager te zijn dan op niet verruigde oevers; met name wolfspinnen ontbraken (Nijssen *et al.* 2001a).

Verdroging

Met het verlies aan natuurlijke duinplassen en vochtige duinvalleien door verdroging zijn ook diersoorten die aan natte biotopen zijn gebonden, achteruit gegaan of verdwenen. In principe is het droogvallen van duinplassen een natuurlijk fenomeen, maar voor veel soorten luistert het tijdstip van droogvallen zeer nauw. De larven moeten zich kunnen ontwikkelen voordat droogval intreedt. Libellen die in periodiek

droogvallende, ondiepe plassen leven (bijv. Zwervende pantserjuffer, Geelvlekheidelibel) en larven van de Rugstreeppad ondervinden negatieve gevolgen van een toename van plassen die te vroeg of zelfs permanent droogvallen. Droogval van plassen kan verder het gevolg hebben dat amfibieën hun eieren niet kunnen afzetten, de overwinteringsmogelijkheden verminderen (verhoogd risico op doodvriezen in waterbodem) en de kans op het ontwijken van predatoren vermindert. Het droogvallen van duinvalleien is gunstig voor de veldmuis, die op dat moment de Noordse Woelmuis zal verdrijven.

Verzuring

In duinwateren zijn effecten van verzuring op insecten van ondergeschikt belang ten opzichte van verdroging en vermesting (Witters *et al* 1984). Voor zoetwatermollusken zou verzuring wel een knelpunt kunnen vormen, aangezien deze dieren negatieve effecten kunnen ondervinden bij een pH van 6 en lager. Dit staat in relatie tot de calciumbeschikbaarheid.

Veranderingen in de vegetatie en insecten

Verdroging leidt tot het verdwijnen van karakteristieke plantensoorten van natte milieus. Onderzoek in Meijndel wees uit dat vooral vlindersoorten die gebonden zijn aan vochtige gebieden achteruit zijn gegaan. Waarschijnlijk is het verdwijnen van waard- en nectarplanten als gevolg van verdroging ook een van de belangrijkste oorzaken voor de achteruitgang van meer algemene vlinders geweest. De achteruitgang van de parelmoervlinder Zilveren maan wordt wel in verband gebracht met de verdwijning van de waardplant (Moerasviooltje), als gevolg van de sterke achteruitgang van de vochtige duinvalleien. Voor de adulten van de Grote parelmoervlinder is de nabijheid van nectarrijke, vochtige duinvalleien in de buurt van ovipositie-habitat (droog, open duingrasland) van belang. Verdroging en een toenemende successie in duinvalleien heeft voor de Grote parelmoervlinder geleid tot een lager aanbod van nectar.

Lage dichtheden van hommels en de afwezigheid van hommelsorten in aangetaste duinheiden en -graslanden wordt mogelijk veroorzaakt door een gebrek aan voedselplanten in het voorjaar of andere perioden in het jaar, waardoor de opbouw van kolonies wordt belemmerd (Nijssen *et al.* 2001a). Opvallend is dat met name korttongige soorten werden aangetroffen. Aangenomen wordt dat langtongige soorten kritisch zijn in de keuze van de nectarplant en de verspreiding van deze planten over het landschap minder dicht is geworden. De (lengtongige) Heidehommel en de Moshommel werden vroeger regelmatig in de waddenduinen waargenomen maar zijn de laatste decennia in heel Nederland achteruit gegaan. Deze soorten zijn afhankelijk van grote oppervlaktes van vochtige, kruidenrijke vegetaties. In de duinen waren dit vochtige duinvalleien met plantensoorten als Dopheide, Ratelaar en Heidekartelblad.

Slibophoping en vertroebeling van het water

Vermesting leidt tot een ophoping van slib. Slibophoping wordt door deskundigen als een mogelijke algemene bottle-neck voor eieren en larven van watermacrofauna beschouwd. Vermesting kan leiden tot algenbloei, wat zuurstofloze condities in water en waterbodem tot gevolg kan hebben. De effecten hiervan op de fysiologie van dieren zijn nauwelijks onderzocht, maar libellenlarven blijken hier maar hoogstens enkele dagen tegen bestand (Van Turnhout *et al.* 2003). Algenbloei leidt daarnaast tot een vermindering van het doorzicht en heeft daarmee een grote invloed op de concurrentieverhoudingen tussen predator en prooi. Oogjagers onder de watermacrofauna (bv. glazenmakerlarven) kunnen in vertroebeld water minder makkelijk hun prooien vinden.

10.1.4 Natura 2000 doelen in duinvalleien

Natura2000 is het Europese netwerk van natuurgebieden, waarin de Europese Vogel- en Habitatrichtlijn zijn opgenomen. Natura2000 heeft voor geheel Europa als doelstelling 'het behoud en herstel van zeldzame planten en dieren en hun natuurlijke leefgebieden (habitats)'. In Nederland zijn 162 Natura2000-gebieden aangewezen, waaronder alle duingebieden op de Waddeneilanden en het overgrote deel van het

duingebied langs de Hollandse en Zeeuwse kust. Hiermee zijn vrijwel alle duingebieden in het kustgebied van Nederland beschermd. Natura2000 is in Nederland wettelijk verankerd in de Natuurbeschermingwet (1998).

Van alle beschermde gebieden is bepaald welke habitats en soorten speciale bescherming genieten. Voor wat betreft de duinvalleien van de duingebieden zijn in dit kader relevant de habitats:

- H2170 Duinen met Kruipwilg
- H2190 Vochtige duinvalleien
 - H2190A Vochtige duinvalleien (*open water*)
 - H2190B Vochtige duinvalleien (*kalkrijk*)
 - H2190D Vochtige duinvalleien (*hogere moerasplanten*)
- H7210 Kalkhoudende moerassen met Galigaan en soorten van het Knopbiesverbond

en de soorten:

- 1014 Nauwe Korfslak
- 1340 Noordse woelmuis
- 1903 Groenknolorchis
- Gevlekte witsnuitlibel
- Bataafse stroommossel

Met daarnaast zijn er nog aanvullende soorten (Roerdomp, Paapje etc.) en een lijst met 'typische soorten'.

Deze habitats en soorten hebben landelijke doelstellingen en doelstellingen per gebied waar het habitat of de soort voorkomt (zie www.minlnv.nl en www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/gebiedendatabase.aspx?Subj=n2k). Hieronder worden per habitat en soort kort de landelijke doelstelling en het voorkomen vermeld.

Regionale doelstellingen kunnen variëren van behoud van de huidige situatie tot uitbreiding van de oppervlakte en verbetering van de kwaliteit.

De staat van instandhouding van alle drie de subtypen Vochtige duinvalleien (subtype A, B en C) zijn op het aspect kwaliteit beoordeeld als 'matig ongunstig'. Alle verbeterdoelstellingen sluiten aan op reeds ingezet hydrologisch herstel (Waddeneilanden en Hollandse kust) en regeneratie van duinvalleien in duingebieden die door o.a. waterwinning zijn aangetast. Voor duurzaam voortbestaan van jonge stadia en de rijke variatie aan vochtige duinvalleien, is vergroting van dynamiek door wind en zee noodzakelijk in een deel van de gebieden.

Het habitatype Vochtige duinvalleien, *kalkrijk* (subtype B) is in veel gebieden het habitat van een aantal vogelsoorten (waaronder Roerdomp, Lepelaar, Blauwe kiekendief en Velduil) en daarnaast de soorten, Nauwe korfslak H1014, Noordse woelmuis *H1340 en Groenknolorchis H1903.

Zowel wat betreft oppervlakte als kwaliteit is het habitatype Kalkhoudende moerassen met *Cladium mariscus* en soorten van het *Caricion davallianae* (*Galigaanmoerassen*) beoordeeld als 'matig ongunstig'. Veranderingen in soortensamenstelling van de galigaanmoerassen duiden op een veroudering van de begroeiing. Vestiging van galigaan op nieuwe locaties is een zeldzaam fenomeen. Galigaan-begroeiingen kunnen zich meer dan honderd jaar lang op dezelfde standplaats handhaven. Toch is het voor het duurzaam behoud van het habitatype zaak om op voldoende locaties ruimte te bieden voor nieuwe vestiging van galigaan binnen *Caricion davallianae* vegetaties. Omdat begroeiingen van het verbond *Caricion davallianae* sterk onder druk staan, zijn de vestigingsmogelijkheden voor de soort momenteel erg beperkt.

De staat van instandhouding van de Noordse woelmuis in Nederland (een endemische ondersoort) en van de Nauwe korfslak is beoordeeld als respectievelijk 'zeer ongunstig' en 'matig ongunstig'. In duinvalleien komt de Noordse woelmuis meestal in wat ruigere vegetaties voor. Uitbreiding van het leefgebied van de Noordse

woelmuis hangt samen met de doelstellingen voor het habitattype Vochtige duinvalleien, *kalkrijk* (subtype B).

De staat van instandhouding van de Groenknolorchis is op de aspecten populatie en leefgebied beoordeeld als 'zeer ongunstig'. De uitbreiding van de oppervlakte van het biotoop van de Groenknolorchis hangt samen met de doelstelling uitbreiding oppervlakte van het habitattype Vochtige duinvalleien, *kalkrijk* (subtype B).

Alle bovengenoemde habitattypen en soorten zijn zeer afhankelijk van een goede hydrologische situatie. Vooral Knopbiesvegetaties (die verreweg het soortenrijkst zijn, met vele beschermde soorten zoals de Groenknolorchis) stellen hoge eisen aan hun milieu. Alle verbeterdoelstellingen sluiten aan op reeds ingezet hydrologisch herstel en regeneratie van duinvalleien in duingebieden die door waterwinning zijn aangetast. Het is dan ook van groot belang om de hydrologische situatie van gebieden goed te kennen.

10.1.5 Huidig beheer en restauratieprojecten in duinvalleien

Om de natuurkwaliteit te verbeteren wordt in de eerste plaats gewerkt aan het verminderen van de negatieve invloed van externe factoren: vermindering van atmosferische depositie, het stoppen of verminderen van infiltratie met voedselrijk water, waterwinning en ontwatering, evenals het uitdunnen van naaldbos en het vervangen van naaldbos door loofbos.

Een terugkeer naar de oude situatie met ongestoorde omstandigheden zou het beste zijn, maar is door verandering van externe factoren vaak niet meer mogelijk. Een goede basis is echter het zo goed mogelijk herstellen voor de hydrologie, bijvoorbeeld door opheffing van de verdroging (bebossing; waterwinning) en het weer mogelijk maken van de toevoer van basenrijk grondwater (Grootjans *et al.* 2002; Box 11.1). Dit is een voorwaarde voor langdurig herstel van typische duinvalleisoorten. Duinvalleien hebben echter vaak een humusrijke bodem ipv een minerale, door jarenlange organische stof opbouw onder natte omstandigheden. Daarom moet deze laag eerst geruimd worden voordat tot vernatting overgegaan wordt.

Daarnaast zijn vaak aanvullende beheermaatregelen nodig, zoals plaggen, maaien of begrazen. Deze moeten geïntegreerd worden met natuurlijke landschapontwikkeling, op basis van natuurlijke processen zoals duinvorming en natuurlijke afwatering. Het meest effectief is zodanig diep te plaggen (tot onder organische laag), dat de voedingsstoffen in voldoende mate verwijderd worden, maar dat de zaadbank niet geheel verloren gaat. Ook is grootschalig plaggen, op de hele gradiënt (dus juist ook op de hogere delen) aanbevolen, omdat er dan meer uitwijkmogelijkheden zijn bij natte of droge jaren. Doelsoorten moeten zich ook kunnen vestigen, dus nog in de omgeving voorkomen of als zaad in de bodem zitten (zaadbank). De meeste doelsoorten (zoals Knopbies) hebben een kortlevende zaadbank, dus moeten vanuit de omgeving komen (Bekker *et al.* 1999, Grootjans *et al.* 2006). Doelsoorten in de omgeving moeten dus niet weggeplagd worden of het plaggen moet in de tijd verspreid worden (over meerdere jaren). Voor de overleving van de fauna kan het beste over de tijd gespreid geplagd worden in een patroon van stroken die haaks op de vochtgradiënt liggen. Maaien vertraagt ook de successie, evenals begrazing in het vroege voorjaar. De uitbreiding van Riet kan worden tegengegaan door intensieve beweiding, in combinatie met maaibeheer. Begrazing op een venige bodem kan juist tot verruiging leiden (Grootjans *et al.* 2004).

Verzuring in oude valleien kan worden gestopt door inwaaiing van kalkrijk zand uit de omgeving, zoals is gebleken bij de Hertenbosvallei op Schiermonnikoog, nadat die was verdroogd en verzuurd door grondwaterwinning (Everts *et al.* 2007).

Redynamisering van de droge duinen zal naar verwachting dus ook direct positieve gevolgen hebben voor de ontwikkeling van natte duinvalleien.

Om het herstel te volgen moet de vegetatieontwikkeling minimaal 10 jaar gemonitord worden, omdat er korte- en lange termijn effecten zijn. Op een termijn van 5 jaar is vaak herstel te zien, omdat zaadbanken van een vroegere vegetatie goed gevuld zijn of omdat verspreidingsmechanismen goed werken (Bekker *et al.* 1999). Veel doelsoorten maken echter geen langlevende zaadbank (Thompson *et al.* 1997). Ook kunnen natte en droge jaren de successie beïnvloeden, waardoor langdurig monitoren noodzakelijk is (Grootjans *et al.* 2004).

Knelpunt 18: herstellen van de (dynamiek van) hydrologie in duinvalleien

Het herstel van de hydrologie en andere landschapsvormende processen (bijvoorbeeld uitstuiving) zijn de voorwaarden voor langdurig herstel van typische duinvalleigemeenschappen in de verschillende stadia van de successie. Hiervoor zijn vaak ingrepen noodzakelijk op een veel groter schaalniveau dan van een individuele duinvallei, waarvan de vraag is in welke mate ze ingepast kunnen worden in het huidige landschap en landgebruik.

Knelpunt 19: toename van rietbegroeiing

Er is een toename van riet in duinvalleien (maar ook bijvoorbeeld op kwelders). De vraag is of dit het resultaat is van de veroudering of dat het gebruik van eutroof suppletiezand en de hoge ganzenstand dit proces sterk versnellen. Mogelijk resulteren piekneerslagen in betere condities voor riet (tijdelijke inundatie).

Knelpunt 20: ganzenvraat bij restauratieprojecten

Bij restauratieprojecten waarbij de successie wordt teruggezet vreten ganzen vaak de jonge, gewenste vegetatie weg

Box 10.1 Voorbeelden van restauratieprojecten

Er zijn al vele ervaringen opgedaan met restauratie van natte duinvalleien, waarvan er drie voorbeelden worden besproken (Grootjans *et al.* 2007).

Eutrofiering in kalkrijke valleien op Goeree

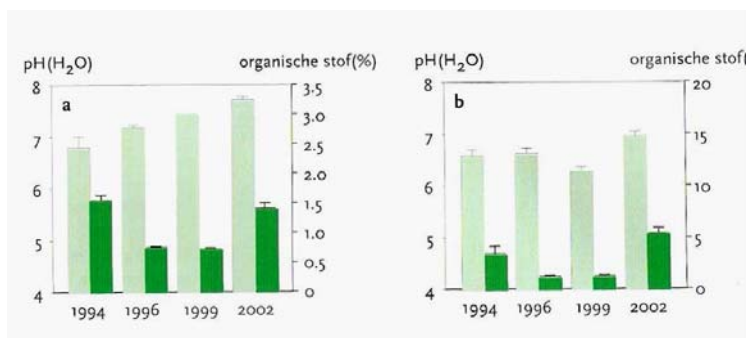
In de Meinderswaalvallei in de Middelduinen op Goeree (een zogenaamde doorstroomvallei in voormalig kalkrijk duingebied waar tot voor kort fosfaatrijk water werd geïnfilteerd voor de drinkwaterbereiding) is bovenin de vallei geplagd, zodat kalkrijk grondwater kon doordringen in de wortelzone en in de zomer capillaire werking kon optreden (Aggenbach & Jansen 2003). Het plaggen leverde hier direct soorten op die karakteristiek zijn voor kalkrijke duinvallei (Knopbiesvegetatie met veel Vleeskleurige orchis), maar na 10 jaar was er een terugval van soorten door langdurige inundatie. Het organisch stofgehalte van de bodem bleef echter laag. Onderin de Meinderswaalvallei leverde het plaggen aanvankelijk herstel van de Knopbiesvegetatie op. Door verhoging van de grondwaterstand was er daarna een toename van voedselrijke moerasvegetaties (Riet en Padderus) en lokaal vrij snel weer terugkeer van ruigtesoorten (zoals Duinriet). Kalkminnende vegetaties kunnen niet goed tegen deze vernatting (erg lange inundatieduur). Het organische stofgehalte steeg weer snel, waarschijnlijk door de nalevering van nutriënten vanuit de kleiige lagen van de vroegere strandafzettingen. Begrazing helpt niet tegen deze ontwikkeling (te nat) daarom is voor dit deel van de vallei het doeltype (kalk?)moeras geworden. De hoger gelegen gradiënten zijn aanvullend geplagd.

Verdroging in kalkarme valleien op Texel

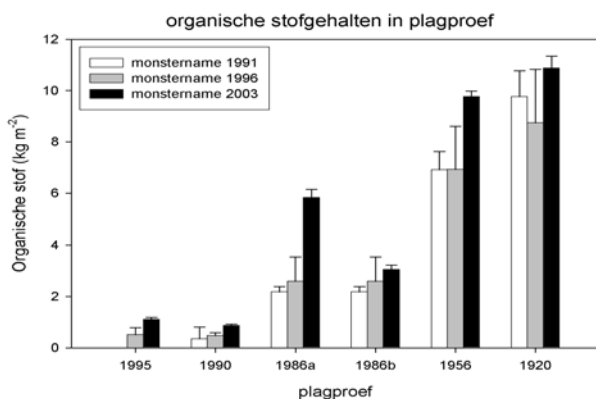
In de Mokslootvalleien op Texel heeft waterwinning plaatsgevonden tussen 1880 en 1993 (Grootjans *et al.* 2001). Tevens trad er extra verdroging op door kustafslag en polderpeilverlaging. Na 1993 werd de hydrologie aangepast (stoppen van de grondwaterwinning, afvoer van de Moksloot werd veranderd door stuwen), een deel van de valleibodem geplagd en extensieve begrazing ingevoerd met Schotse Hooglanders. Daarnaast was er begrazing door konijnen. Na de ingrepen nam in een oppervlaktewatergevoede vallei (door overstroming vanuit de Moksloot) de soortenrijkdom enorm toe, hoewel niet met de typische duinvalleisoorten, maar vooral met soorten van moerassen en voedselrijke graslanden, waaronder ook veel zeldzame (Grootjans *et al.* 2007).

In een grondwatergevoede vallei nam de soortenrijkdom eerst toe en daarna weer af, maar na 10 jaar was deze opnieuw hoog. Het aantal typische valleisoorten (en Rode Lijstsoorten) was veel hoger dan in de oppervlaktewatergevoede vallei. Dit kwam door de geleidelijke verhoging van de pH door het basenrijke grondwater (Fig. 1). Ook het gehalte aan organische stof bleef laag in de grondwatergevoede vallei.

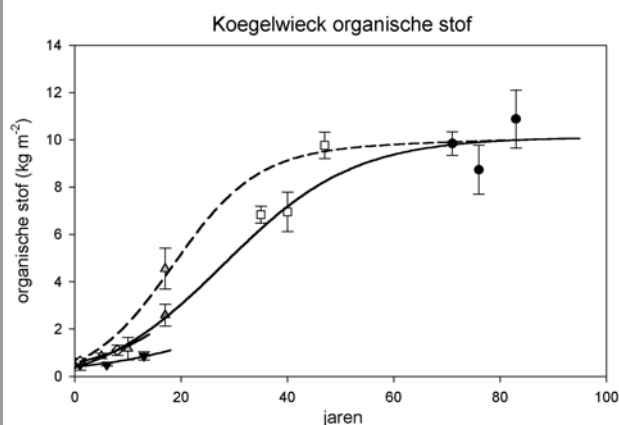
Begrazing in infiltratievalleien nam 70% van de biomassa weg en beperkte de ontwikkeling van Riet. Plaatselijk leidde begrazing op niet-geplagde delen met een venige bodem echter tot ernstige eutrofiering en vestiging van ruigtesoorten, als gevolg van bodemvertrapping.



Verloop van de pH en het organische stofgehalte na het plaggen van twee duinvalleien in het gebied van de Moksloot op Texel. In de grondwater gevoede vallei (links) stijgt de pH als gevolg van het stoppen van de waterwinning. Het percentage organische stof neemt el minder toe dan in de vallei die door oppervlaktewater wordt beïnvloed.



Organische stofopbouw in de verschillende plagstadia van de Koegelwieck in vergelijking met het ongeplagde stadium dat in 1920 voor het eerst met vegetatie begroeid raakte. In het plagstadium van 1986 zijn twee situaties bemonsterd; een langzaam stapelend (a) en een snel stapelend stadium (b).



Organische stofopbouw in de loop van 100 jaar. De waarden voor plagstadium 1986 zijn nu gecorrigeerd voor de hoeveelheid organische stof die na plaggen is blijven liggen (geschat op 1,3 kg/m²).

Verzuring in kalkarme duinvalleien op Terschelling

De Koegelwieck op Terschelling is een sterk verzuurde, 100 jaar oude secundaire vallei in relatief kalkarme duinen, waar vroeger kalkrijke vegetaties voorkwamen door toestroming van basenrijk grondwater uit de omgeving. Door kustafslag en bosaanplant in de infiltratiegebieden is de toevoer verminderd. Door ontkalking en ontijzering is het bufferend vermogen van de bodem gering. Door het dempen van een sloot werd overtollig neerslagwater niet meer afgevoerd, wat voor stagnatie in natte jaren zorgde. De organische laag was min. 10 cm dik. In de jaren 50, 80 en 90 is er geplagd. Dit leverde de volgende resultaten op (Grootjans *et al.* 2007; Fig. 2 en 3):

10.1.6 Maatregelen en fauna

Begrazing

Extensieve begrazing kan gunstig zijn voor libellen. In de Amsterdamse Waterleidingduinen wordt in enkele kwelplassen de successie vertraagd door runderbegrazing. Dominantie van Riet en snelle verlanding als gevolg daarvan worden hierdoor tegengegaan. De Glassnijder komt hier in redelijke aantallen voor (Oosterbaan & Baeyens 1998). Ook de Tengere grasjuffer profiteert waarschijnlijk van begrazing (Fox & Cham 1994). Een nadeel van begrazing - vooral met koeien, paarden gaan zelden het water in - kan zijn dat de vegetatiestructuur van open water en van de oever wordt vernield en het water weer verrijkt raakt door inspoeling van meststoffen.

Plaggen

Er zijn weinig gegevens over de effecten van plaggen op de fauna in de vochtige duinen. Na plaggen in vochtige duinen verschijnen vrijwel onmiddellijk een aantal vochtminnende loopkeverpioniers waaronder *Dyschirius thoracicus*, *Elaphrus riparius* en enkele *Bembidion*-soorten. Na 3 tot 4 jaar kan het aantal soorten oplopen tot boven de 20 en worden 2 tot 3 maal zoveel exemplaren gevangen als in het begin. Wanneer de successie voortschrijdt en er (nagenoeg) geen onbegroeide plekken meer zijn neemt de soortenrijkdom weer af tot minder dan 10 soorten, in veel lagere aantallen. (GWA 2000, Nijssen *et al.* 2001a). Wanneer na het plaggen een maaibeheer wordt ingesteld keren de pionierssoorten niet terug. (GWA 2000). Ook bij plaggen van kalkarme, vochtige duinheide is na negen jaar weer een afname van karakteristieke loopkevers zichtbaar. De ontwikkeling van de spinnenfauna - die niet gericht kunnen migreren, maar zich door 'ballooning' in een willekeurige richting verspreiden - gaat veel trager. Tot 9 jaar na plaggen van vochtige duinheiden is de gemeenschap nog duidelijk in een pioniersstadium, gekenmerkt door een hoge activiteit van dwergspinnen. (Nijssen *et al.* 2001a).

Vernatting/hydrologische maatregelen

Vernatting van duinen wordt uitgevoerd om verdroging tegen te gaan, en om de hydrologie van het systeem te verbeteren. Naar effecten van vernatting op duinfauna is met name in de Amsterdamse Waterleidingduinen (AWD) onderzoek gedaan. Herstel van vochtige duinvalleien en de toenemende vernatting van de duinen lijkt zeer gunstig voor de libellenfauna. Wel zijn veel libellensoorten gevoelig voor wisselende waterstanden (Wasscher 1999), waardoor de snelheid waarmee het waterpeil stijgt grotendeels bepalend is voor de mate van succes. Soorten die afhankelijk zijn van ondiepe wateren (Zwervende pantserjuffer, Geelvlekheidelibel, Gewone pantserjuffer, *Hesperocorixa moesta*, *Corixa affinis*, *Coelambus confluens*) verdwijnen bij het plotseling opzetten van water (het diepe water is te koud om zich snel te kunnen ontwikkelen). Daarnaast ontstaat bij teveel en te snel onder water zetten, een dominantie van enkele plantensoorten (bv. Duinriet), waardoor andere plantensoorten verdrongen worden. Over de invloed van beheermaatregelen op terrestrische en zoetwaterslakken was tot voor kort weinig bekend. Tegenwoordig kunnen duidelijke beheer-aanbevelingen worden gegeven (Neckheim, 2006). Volgens computersimulaties zouden door verminderde onttrekking van drinkwater zich vochtminnende terrestrische soorten kunnen vestigen. Ook voor zoetwaterslakken is vernatting gunstig; niet zozeer het natter worden van het duin is gewenst, maar het regenereren van kalkrijke kwelstromen is essentieel voor deze dieren (Baeyens 1993). Ook voor libellen lijkt de ontwikkeling van deze kwelplasjes zeer belangrijk.

Uit een onderzoek naar de effecten van beheer in enkele duinvalleien op Vlieland bleek dat de verhoging van de grondwaterstand als gevolg van het dempen van een sloot, het plaatsen van kwelschermen en enkele zeer natte jaren, een veel groter effect had op de ongewervelde fauna dan de extensieve begrazing die tegelijkertijd werd ingezet (Van Wingerden *et al.* 2001 en 2002).

Vernatting lijkt gunstige perspectieven te bieden voor vlinders van (overgangen naar) vochtige duinvalleien doordat waard- en nectarplanten kunnen herstellen. Ook hier kan een te snelle opstuwing echter negatief uitvallen, omdat de waard- of nectarplanten dan onder water komen te staan.

Baggeren en opschonen

In principe ontstaan duinplassen na uitstuiving tot aan het grondwater. Deze plassen verdrogen vaak 's zomers en groeien na verloop van tijd weer dicht. Soorten die in duinplassen thuishoren, moeten dus in principe tegen dynamische milieus kunnen, en snel kunnen (her)koloniseren. Dit zou betekenen dat gefaseerd opschonen voor watermacrofauna van duinplassen minder belangrijk is dan voor de watermacrofauna van (stabiele) heidevennen, wanneer er andere duinplassen met bronpopulaties van diersoorten in de buurt aanwezig zijn. Fasering van herstelmaatregelen tussen plassen is dan wel essentieel. Indien het om een geïsoleerde duinplas gaat moet deze zeker gefaseerd geschoond worden.

Op Terschelling werden na opschoning van geëutrofiëerde plassen uiteenlopende effecten waargenomen. Terwijl de flora snel positieve ontwikkelingen liet zien, was vier jaar na baggeren de diversiteit van macrofauna in het Gritjeplak afgenomen. Mogelijk was de (her)kolonisatie van macrofauna nog gaande ten tijde van bemonstering. In de Badhuiskuil, die vijf jaar tevoren (1990) was gebaggerd, bleek de diversiteit te zijn toegenomen ten opzichte van 1983.

De loopkeverfauna van oevers van duinplassen en slenken bleek op Ameland de meest soortenrijke van de duinen en bevat een groot aantal karakteristieke en zeldzame soorten. Opschonen heeft een zeer positieve invloed, maar de ontwikkeling van een specifieke loopkeverfauna heeft veel meer jaren nodig. Ook voor de spinnenfauna heeft de opschoning van duinplassen sterke veranderingen in de opbouw van de gemeenschap tot gevolg. Acht jaar na schoning van plassen op Ameland is nog steeds sprake van een pionierssituatie waarin dwergspinsoorten domineren. Bij de opschoning van duinplassen en slenken dient een deel van de oude vegetatie te blijven staan, zodat herkolonisering van nog aanwezige, minder mobiele soorten sneller kan verlopen. Verder vormt het gespaarde deel een refugium voor soorten die niet in geschoonde situaties voorkomen (Nijssen *et al.* 2001a).

Voor libellen is baggeren over het algemeen geen ongunstige maatregel, ondanks het feit dat het directe vernietiging van eieren of larven met zich meebrengt. Libellen, en ook de meeste wantsen en kevers, zijn goede vliegers en daarmee snelle kolonisateur. Gefaseerd baggeren binnen één plas is voor deze diergroepen niet nodig, maar voor andere, minder mobiele soorten (zoals molluscan) is het wel van belang dat er in de directe omgeving mogelijkheden tot herkolonisatie zijn. Is dat niet het geval, dan dient gefaseerd gebaggerd te worden.

Baggeren heeft als nadeel dat het micro- en macoreliëf van de bodem kan verdwijnen. Dit is onder meer ongunstig omdat het macoreliëf het al dan niet droogvallen van een plas en de vegetatiesamenstelling bepaalt. Droog baggeren is over het algemeen desastreus voor de fauna. In de duinen zal drooglegging echter minder ongunstig zijn dan in heideterreinen, aangezien veel plassen in duinvalleien onder natuurlijke omstandigheden ook droogvallen en herkolonisatie mogelijk is. De meeste dieren zijn hierop aangepast. Het lijkt het beste om het baggeren daarom 's zomers uit te voeren. Dit is de periode dat droogval 'natuurlijk' is, op dat moment (juli/augustus) vliegen de kokerjuffers en libellen. Wantsen en kevers kunnen koloniseren vanuit andere plassen (indien aanwezig en niet drooggelegd).

10.2 Washovers en sluffers

10.2.1 Processen, biodiversiteit en natuurkwaliteit

Washovers en sluffers worden beiden gekenmerkt door een heel scala aan vegetaties, die variëren van zoute vegetaties (de haloserie) tot zoete vochtige vegetaties van duinvalleien (de hygroserie) en droge duinvegetaties (de xeroserie) aan de randen. Op de meest dynamische plaatsen, zoals meestal op het strand en in de sluffermonding, zal geen begroeiing voorkomen. Op beschutte stranden kan echter een groen strand ontstaan, soms zelfs met veel Rode lijst soorten, zoals Knopbies en Groenknolorchis. Op plaatsen waar de dynamiek iets minder is, zoals op de washovervlakte, kunnen microbiële matten en algenmatten ontstaan, die het zand enigszins vastleggen. Op nog luwere plaatsen, zoals langs de randen en achterin de washovervlakte, kan organische stof zich ophopen en een begroeiing van zoutminnende of zouttolerante pioniersoorten zich vestigen, zoals Zeekraal, Gewoon kweldergras en Zilte rus. Waar de bodem brak is, start de successie met soorten als Strandduizendguldenkruid en Sierlijke vetmuur. Nog verder buiten de invloedssfeer van het zoute water, waar zoet water uit het achterliggende duingebied kwelt, of waar regenwater stagneert, kunnen zich natte duinvalleivegetaties vestigen. De washovervlakte gaat vaak over in een kweldervegetatie, waartussenin soms opgestoven duintjes liggen met droge duinsoorten.

10.2.2 Huidig beheer

Washovers kwamen oorspronkelijk veel voor op de Waddeneilanden, bijvoorbeeld aan het einde van duinbogen. Ze waren een doorgeefluik van zand. Op die manier konden de Waddeneilanden, en zelfs een deel van het achterliggende wad, gemakkelijk meegroeien met de zeespiegelstijging. Vrijwel overal langs de kust wordt de zeereep nu beheerd en gesloten gehouden, vaak door middel van stuifdijken. Natuurlijke washovers worden slechts toegelaten aan de periferie van de eilanden waar aangroei mogelijk is, zoals op de oostpunt van Ameland en Schiermonnikoog. Uit metingen en modelstudies blijkt dat deze washovercomplexen en washovers geen invloed op de veiligheid hebben.

10.3 Groene stranden

10.3.1 Processen, biodiversiteit en natuurkwaliteit

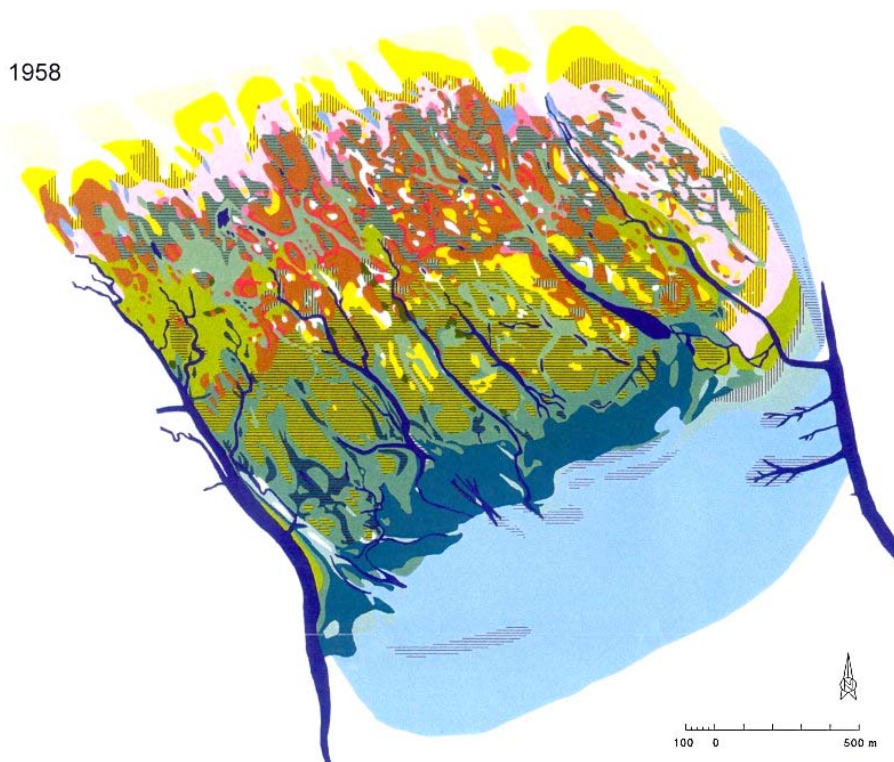
Fijnzandige stranden met microbiële matten, die spaarzaam begroeid raken met hogere planten, worden ook wel groene stranden genoemd (Fig. 10.2; Box 11.2). Na verloop van tijd hebben de cyanobacteriën het sediment dusdanig verrijkt met voedingsstoffen (organisch materiaal, stikstof, etc.) en het milieu gestabiliseerd (erosie ongevoelig gemaakt) en verhoogd, dat het geschikt is geworden voor de kolonisatie door hogere planten, waardoor een kwelderachtig ecosysteem ontstaat dat verder sediment invangt.



Fig. 10.2 Stagnerend neerslagwater op een zich ontwikkelend Groen Strand van het Deense eiland Fanø

Box 10.2 Het voormalige groene strand van Schiermonnikoog in 1958

Het toenmalige Oosterstrand is een historische referentie van een gekerfde kust, met een washover en zoet-zout gradiënten op de hoge kwelder. De onderstaande vegetatiekaart van 1958 (Grootjans *et al.* 1999; Fig. 1) omvat het gebied ten zuiden van de huidige door een stuifdijk afgesloten Strandvlakte van Schiermonnikoog. In 1958 was de huidige Strandvlakte nog onbegroeid en lag de zeereep van de Oosterduinen (geel) halverwege het Kobbeduin. Het Oosterstrand vlak voor de aanleg van de stuifdijk op de Strandvlakte werd gekarteerd door studenten en medewerkers van de Vrije Universiteit van Amsterdam. Dit bleek later de enige nauwkeurige beschrijving van een natuurlijke kwelder met zoet-zout gradiënten te zijn in heel Nederland. In dit gebied hadden zowel de Noordzee als de Waddenzee toegang tot een soort 'groen strand' maar het gebied overstroomde niet heel frequent. 's Zomers was dit gebied waarschijnlijk overwegend zoet door zomerse neerslag. Het gebied was opgehoogd door zowel humeuze kleiafzettingen (vooral uit de Waddenzee) als ook door zand (vooral uit de Noordzee of door overstuivingen). De verhouding klei en zand was 2:1. Deze 'hoogvlakte' lag omsloten door lage duintjes aan de Noordzeekant, maar ook door zandige kopjes op de hoge kwelder. Bij zeer hoog water en intensieve november stormen stroomde het zeewater wel over het gebied. Rond vrijwel ieder duinkopje groeiden Knopbiezen, Parnassia (Rood) en Duizendguldenkruid (Rose). Langs het Kobbeduin was een zgn. wash-over aanwezig, waarbij water van de Noordzee bij hoog water rechtstreeks naar de Waddenzee kon stromen. De zoute kwelder achter de Oosterduinen was hier dan ook het breedst (olijfgroen, groenbruin en groenblauw).



De microbiële mat

Van Gernerden (1993), een bekende microbioloog die zich zijn hele wetenschappelijke leven heeft bezig gehouden met het ontrafelen van de geheimen van een microbiële mat, noemde de samenwerking van groepen micro-organismen een 'joint venture'. Bovenin de mat (Fig. 10.3) domineren de cyanobacteriën (blauwwieren) die zuurstof produceren, stikstof uit de lucht fixeren en door hun groei organische stof in de bodem brengen. Daaronder zit in mariene microbiële matten een groep bestaande uit sulfaatreducerende bacteriën die sulfaat uit het zeewater omzetten in sulfide en tegelijkertijd organische stof afbreken dat door de blauwwieren werd gevormd.

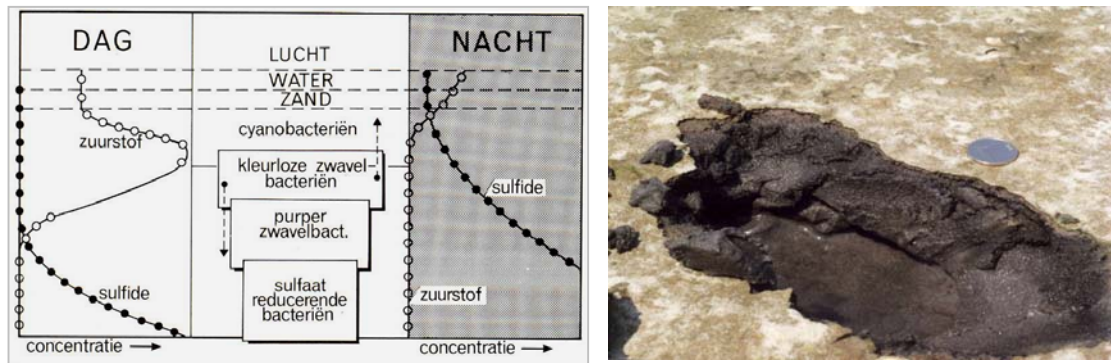


Fig. 10.3 Schematische opbouw van een microbiële mat (links) en aanzicht in het veld (rechts). Overdag wordt door fotosynthese zuurstof geproduceerd in de bovenste millimeters van de mat. 's Nachts wordt er bij gebrek aan licht geen zuurstof geproduceerd. Onder anaerobe omstandigheden kan sulfaat uit het zeewater omgezet worden in sulfide. Dit gebeurt door sulfaat-reducerende bacteriën. De kleurloze zwavel- en purper- bacteriën zetten sulfide weer om in sulfaat (veranderd naar Van Gernerden 1993).

Het vrijkomende sulfide reageert met ijzer tot het zwarte FeS dat neerslaat in de bodem en de zo karakteristieke zwarte anaerobe laag in mariene sedimenten vormt (Fig. 11.3). Het sulfide kan door twee groepen micro-organismen worden geoxideerd. Purperen zwavelbacteriën zijn anoxogene fototrofe bacteriën die sulfide als elektronendonor gebruiken. De kleurloze zwavelbacteriën kunnen het sulfide met zuurstof oxideren. Op deze wijze ontstaat een gelaagd microbiële ecosysteem waarbij de groene cyanobacteriën de toplaag vormen, met een purperen laagje daaronder gevolgd door een meer of minder dikke zwarte FeS laag (Farbstreifensandwatt). De cyanobacteriële mat is vaak verstopt onder een laagje zand die de organismen tegen te hoge lichtintensiteiten beschermt. Vaak zitten er in die zandlaag ook benthische kiezelwieren (epipelische diatomeeën).

Microbiële matten leggen voedingstoffen vast

Microbiële matten zijn gelaagde benthische ecosystemen die wereldwijd voorkomen in milieus die in meer of mindere mate gekenmerkt worden door extreme condities. Kustsedimenten zijn een voorbeeld van een milieu waarin microbiële matten zich kunnen ontwikkelen. Deze matten worden gevormd door cyanobacteriën (blauwwieren). Cyanobacteriën zijn micro-organismen die over hetzelfde fotosynthese apparaat beschikken als groene planten en dus zonlicht benutten als de energiebron, water als de elektronendonor en kooldioxide (CO_2) als koolstofbron (Stal *et al.* 1985, Van Gernerden 1993). Door deze opname van CO_2 kan soms op de microbiële mat veel kalk worden afgezet (Chafetz 1994), waardoor het ecosysteem ook goed tegen verzuring beschermd is. Veel cyanobacteriën zijn bovendien in staat luchtstikstof (N_2) te binden en zijn goed aangepast aan lage voedingstofconcentraties. Daardoor zijn deze organismen in staat om van oorsprong zeer voedingstofarme milieus te koloniseren en door hun activiteit het sediment te verrijken met organisch materiaal en andere voedingstoffen. Dit maakt het weer mogelijk dat andere groepen micro-organismen dit substraat kunnen gebruiken voor hun groei.

Niet op grof zand of op fijne klei

Cyanobacteriematten groeien op fijn zandige sedimenten. Het grove kwartszand van stranden is ongeschikt, waarschijnlijk omdat deze sedimenten buitengewoon weinig voedingstoffen bevatten. Het silicaat is elektrisch ongeladen en bindt daarom geen ionen of organische stof. Het grove sediment is bovendien een aanwijzing dat het om een milieu gaat waar grote krachten op worden uitgeoefend. Zeer fijne sedimenten zoals slikplaten zijn ook ongeschikt, mogelijk omdat daarin geen licht kan doordringen en de deeltjes te klein zijn voor de cyanobacteriën om zich aan te hechten. Fijn zand heeft voldoende slibdeeltjes met voedingsstoffen, het kwarts zorgt voor een goede lichtdoorlaatbaarheid en de deeltjes zijn geschikt voor cyanobacteriën om zich aan te hechten.

Microbiële matten stabiliseren het sediment

De meestal draadvormige cyanobacteriën vormen een hecht netwerk met zichzelf en met de sedimentdeeltjes en verstevigen het sediment en verhogen de erosiebestendigheid van het sediment. De cyanobacteriën vormen bovendien extracellulaire polymere substanties (EPS) dat vooral uit polymere suikers (polysacchariden) bestaat. Dit EPS zorgt voor een verdere verkleaving van het sediment (plakken de deeltjes en organismen aan elkaar). Dit zorgt er bovendien voor dat fijne slibdeeltjes die op de mat worden afgezet worden gebonden, waardoor de organismen hun eigen milieu stabiliseren en verbeteren. Sediment dat op de mat wordt afgezet wordt snel ingevangen doordat de cyanobacteriën naar boven migreren waarbij het sediment wordt vastgelegd. Hierdoor komt het niveau van de mat steeds hoger te liggen.

Microbiële matten en vegetatieontwikkeling

Aan de ene kant stimuleren microbiële matten de groei van hogere planten omdat ze voedingstoffen (vooral stikstof) in het milieu brengen en ook fijn slib vasthouden, hoewel veel minder dan kwelders aan de wadkant, waar veel meer slib wordt afgezet in rustig water waardoor er ook veel meer groei door hogere planten mogelijk is. Anderzijds belemmert een goed ontwikkelde microbiële mat de groei van hogere planten (Grootjans *et al.* 1997), omdat de mat de bovenste bovenlaag zeer zuurstofloos maakt en er vooral 's nachts veel sulfide wordt geproduceerd dat voor veel hogere planten toxisch is (Adema 2003). Het zaad van verschillende soorten hogere planten kan op een gesloten microbiële mat ook niet kiemen omdat het eerste worteltje niet door de stevige mat heen komt (Adema *et al.* 2004).

Indien een washovervlakte en het achterliggende kweldergebied langdurig nat blijven door stagnatie van zout (zee-) of zoet (regen-) water, zoals op de grote washover van Spiekeroog, dan wordt de vegetatiesuccessie van hogere planten sterk geremd, mede door het extreme milieu dat een mat zelf creëert en in stand houdt. Tevens verstuift zo'n vlakte niet omdat hij nat blijft, dus de washover blijft ook relatief langer open in vergelijking met een smalle washover aan de eilandstaart die door instuiven na verloop van tijd weer dicht kan stuiven, vooral bij een groot zandaanbod.

10.3.2 Voorkomen van microbiële matten

Microbiële matten zijn een typisch voorbeeld van een extreem ecosysteem. De milieucondities vertonen zeer grote fluctuaties in zoutgehalte, temperatuur en beschikbaarheid van water. Inundatie met zeewater, verdamping en regen zorgen voor enorme fluctuaties in het zoutgehalte, en de temperaturen kunnen door het zonlicht op het droog liggende sediment enorm oplopen. Al deze factoren maken dat er maar weinig organismen in dit milieu kunnen leven.

Goed ontwikkelde microbiële matten treft men aan op fijnzandige platen die zeer vlak zijn (een laag profiel hebben), waardoor er een groot oppervlak ontstaat waarop bij hoogwater slechts weinig water staat. Een steil profiel erodeert te snel. Het maakt de micro-organismen in de mat niet veel uit of het water zoet of zout is. Wel komen er in matten die hoofdzakelijk groeien onder invloed van zoet grondwater andere soorten voor dan in zoute systemen, maar het functioneren van de mat wordt door zoet of zout water nauwelijks beïnvloed. Voor de mat is belangrijk dat de graasdruk door waterdieren, zoals vissen, en de concurrentie met hogere planten niet te groot wordt en dat gebeurt wel als het water te lang blijft staan of als de bodem langdurig uitdroogt in de zomer. Een hele brede en vlakke washover, waar het water niet heel snel doorheen stroomt, maar waar wel langdurig een ondiepe waterlaag op stagneert, is dus zeer geschikt voor de ontwikkeling van groen strand met microbiële matten. Smalle washovers waar het water heel snel doorheen stroomt en waar ook te grof zand wordt afgezet, zijn voor microbiële matten minder geschikt. We zien dat ook op de eilandstaarten, waar smalle washovers ontwikkeld zijn die zich niet ontwikkelen tot een groen strand, maar langere tijd kaal blijven.

10.3.3 Huidig beheer

Groene stranden hebben geen beheer nodig, maar ze hebben niet het eeuwige leven. Onder natuurlijke omstandigheden ontwikkelen zich op een groen strand nieuwe duintjes, er ontstaan nieuwe washovers en sommige hoger gelegen delen vergrassen of verstruiken door natuurlijke successie (Fig. 11.4).

Wanneer een groen strand door successie dreigt te verruigen zijn beheerders geneigd om te gaan maaien, waardoor met name soortenrijke pioniervegetaties nog langere tijd in stand kunnen worden gehouden. Begrazing zorgt vaak voor verdichting van de bodem en verdergaande verruiging. Met een dynamisch kustbeheer kunnen nieuwe pioniervegetaties op een natuurlijke manier ontstaan, maar tegelijkertijd kunnen bestaande natuurwaarden, waaronder de in het kader van Natura 2000 beschermde Knopbiesvelden met Groenknolorchis, verloren gaan. Er is weinig bekend over hoe tolerant deze vegetaties zijn tegen een verhoogde inundatiefrequentie met zeewater of brak water.

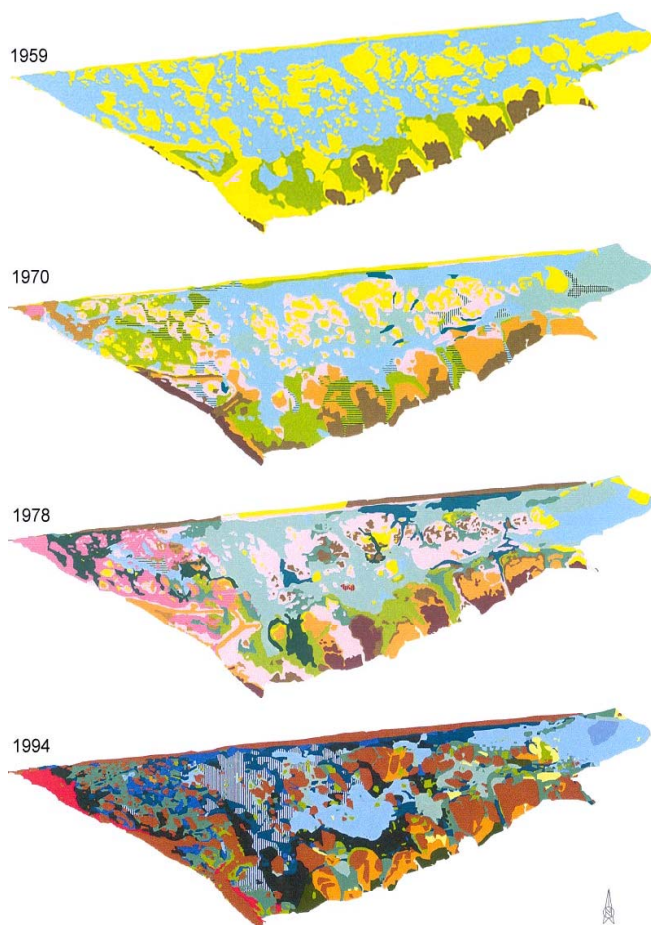


Fig. 10.4 In 1959 was de Strandvlakte nog vrijwel onbegroeid (Grootjans et al. 1999; blauw: bedekking <25%; geel: spaarzaam met helm begroeid). In 1970 waren rond de kleine duintjes grote oppervlakten bedekt met een grazige vegetatie met Duizendguldenkruid en ontstond er in de westpunt een vegetatie met Parnassia, die op een zoet milieu wijst. In 1978 was een groot deel van de westelijke Strandvlakte bedekt met dit duinvalleitype. In 1994 was hiervan vrijwel niets meer overgebleven. Slechts in de uiterste westelijke punt bleef een Knopbiesvegetatie over met orchideeën, waaronder Groenknolorchis. De rest van de Strandvlakte verruigde sterk met Riet, Heen en wilg. Opvallend zijn de spaarzaam begroeide plekken die zich meer dan 30 jaar handhaafden nabij paal 10 waar de stuifdijk in 1971 doorbrak en sindsdien open is gebleven. In het midden ontstonden door stagnerend zout water in 1994 opnieuw grote kale stukken als gevolg van een droge zomer, waardoor het milieu extreem verzilte en de begroeiing afstierf. Hedentendage heeft het Knopbies veld, dank zij een maaibeheer, zich weten te handhaven, maar is de rest van de Strandvlakte sterk verruigd

10.4 Binnenduinranden, veenvormende vegetaties en kalkmoerassen

10.4.1 Processen, biodiversiteit en natuurkwaliteit

Binnenduinranden zijn veelal de oudste duingedeelten die met name op de waddeneilanden diep ontkalkt zijn (door uitspoeling van kalk door (zuur) neerslagwater. Omdat de binnenduinranden echter door relatief grote duinmassieven worden begrenst is de aanvoer van kalkrijkgrondwater meestal erg groot. Vroeger waren dit bij uitstek de plaatsen waar duinbeken het duingebied verlieten. Door de aanvoer van deze relatief grote hoeveelheden grondwater is in het binnenduingebied hier en daar weer veenvorming mogelijk. Bekende plekken waar veenvorming plaats vindt zijn de Kooibosjes op Terschelling (waar plekken in de polder liggen waar relatief kalkarm veen is afgezet en waar door vernattingmaatregelen in het aangrenzende duingebied nu ook weer op beperkte schaal veenvorming optreedt) en bijvoorbeeld de Arnicavallei op Schiermonnikoog (een hooiland aan de rand van een kwelgebied met veel Vlozegge, Moeraskartelblad, Breedbladige Orchis, Veenpluis en veel Veenmossoorten) (Grootjans *et al.* 1995). Op Vlieland (in de 1^e Kroon's Polder) zijn op heel kleine schaal kalkmoerasjes aanwezig binnen een groot Knopbiesveld. Hier wordt ook moeraskalk gevormd op zeer bescheiden schaal (Grootjans *et al.* 1995, Sival *et al.* 1998). De natuurwaarden van deze veenvormende vegetaties en kalkmoerassen zijn over het algemeen heel hoog.

10.4.2 Huidig beheer

De Arnicavallei en Eerste Kroon's Polder worden beiden al lang als hooiland beheerd (dus maaien en afvoeren), waardoor verschraling optreedt. Er moet wel zaadaanvoer blijven, dus het tijdstip of de locatie van maaien (op wisselende plaatsen) is daarbij belangrijk. Verder kunnen bovengenoemde vegetaties alleen in stand blijven onder natte omstandigheden, waarbij geen stapeling van organische stof optreedt (Grootjans *et al.* 1995), dus is handhaving van de juiste hydrologische omstandigheden een vereiste.

Tegen de duinrand aan liggen eilandpolders die vaak in gebruik zijn als akker of weiland. Deze worden vaak nog gevoed door zoet water wat via het achterliggende duinsysteem afvloeit naar zee, of opkwelt uit de bodem. Vasthouden van dit water in de duinen zou het ontstaan van kalkmoerassen en veenvormende systemen kunnen stimuleren.

Knelpunt 21: verdroging van binnenduinranden

Het belangrijkste knelpunt is verdroging, door bijvoorbeeld waterwinning, bosaanplant, drainage of polderpeilverlaging. Alleen door continue aanvoer van (grond)water kunnen genoemde moerasvegetaties in stand blijven.

11 Ecologie van kwelders en schorren

11.1 Zonering op de Kwelder

Door de periodieke overstroming met zeewater vertoont de kweldervegetatie een kenmerkende zonering langs de hoogtegradiënt (Fig. 11.1). De zonering is deels een gevolg van de tolerantie van plantensoorten aan bepaalde milieufactoren (zoals stroming- en golfenergie, onderdompeling in zoutwater en een complex van bodemeigenschappen). De tolerantie voor milieufactoren is met name bepalend voor de positie van de ondergrens van planten laag in de zonering. Voor de bovengrens van de verspreiding en voor plantensoorten hoger in de zonering geldt dat de positie ook een direct gevolg is van biologische interacties tussen soorten (zoals concurrentie) in wisselwerking met milieufactoren (Bockelmann & Neuhaus 1999; Davy 2000). Door beweiding worden hoogopgroeiende soorten weggehaald en kunnen kleine soorten van de lage kwelder naar boven schuiven in de zonering (Bakker 1985).

Overstromingen met zoutwater zijn van invloed op een complex van voor planten belangrijke bodemeigenschappen, waaronder chemische samenstelling, bodemdoorluchting (aeratie), mate van ontwatering en saliniteit. Overstromingen gaan gepaard met perioden van anoxische condities (zuurstofloosheid) in de bodem. De lengte en intensiteit (diepte) van deze periodes nemen grofweg af met toenemende hoogte van de kwelder, maar worden ook beïnvloed door sedimentsamenstelling, kreekpatronen en topografie van de kwelder (Armstrong *et al.* 1985, Adam 1990).

Zout lijkt in een groot deel van de verticale zonering niet een milieufactor met een grote directe invloed op de vegetatiesamenstelling. Terwijl de toevoer van zout naar de kwelder afneemt met de hoogte, vertoont de saliniteit van het bodemvocht geen simpele en consistente relatie met de kwelderhoogte (Adam 1990). Door een min of meer regelmatige onderdompeling van de lage kwelderzones is de bodemsaliniteit daar vrij constant en vrijwel nooit hoger dan de waarde van het overstromingswater. Hoger in de zonering is – als gevolg van de wisselwerking tussen de overstromingen met zout water en het weer – er een veel grotere variatie van de saliniteit in het bodemvocht en deze kan, als gevolg van evapotranspiratie, met enige regelmaat veel hoger zijn dan de saliniteit van het overstromingswater. Door de evapotranspiratie kan de saliniteit van het grondwater onder een kwelder zelfs hogere waarden bereiken dan die van zeewater (pers. meded. Stuyfzand). Korte en open vegetatie met veel kale bodem leidt ook tot evapotranspiratie en daardoor hoger zoutgehalte op beweede dan op onbeweede kwelder. Hoog in de zonering neemt de invloed van zout duidelijk af.

11.2 Kweldervorming en successie

Bij de kweldervorming zijn er grote verschillen tussen de kleiige voorland- en estuariene kwelders tegenover de meer zandige met strandwallen verbonden kwelders. Bij de voorland- en estuariene kwelders is de zonering een afspiegeling van hun ontwikkelingsgeschiedenis (Fig. 11.1). Maaiveldophoging als gevolg van opslibbing kan worden beschouwd als de drijvende kracht achter de kweldervorming en successie. Kweldervorming is het resultaat van een sterke wisselwerking tussen fysische en biologische processen. Als het wad door een netto sedimentatie voldoende hoogte heeft bereikt kunnen zich de eerste pioniersoorten vestigen. Meestal gaat het hierbij om Engels slijkgras (*Spartina anglica*) en Langarig zeekraal (*Salicornia procumbens* = *S.*

dolichostachya). In de Waddenzee begint de pionierzone op een hoogte van 20 tot 0 cm onder GHW (Fig. 11.1; Dijkema *et al.* 2001). Behalve hoogteligging, bepalen een laag-energie niveau van het overstromingswater (golfwerking en stroming), de bodemvruchtbaarheid en de ontwatering van het sediment bij laagwater de mogelijkheden voor de eerste planten om zich te vestigen. Benthische diatomeeën spelen in dit stadium een rol in het tegengaan van erosie en daarmee in de stabiliteit van het wadoppervlak (Adnitt *et al.* 2007). Dit is waarschijnlijk ook van invloed op de stabiliteit van het krekensysteem dat zich onder natuurlijke omstandigheden al voor de vestiging van de eerste pionierplanten begint te vormen.

Ook kwelderplanten spelen een grote rol in de kwelderontwikkeling. Oevers van beginnende krekens hebben een wat betere ontwatering dan de overige delen van de pré-pionierzone en dit kan resulteren in net voldoende bodemdoorluchting voor de vestiging en groei van de eerste pionierplanten. Als planten zich eenmaal hebben gevestigd, hebben ze een positief effect op de sedimentatie op de kreekoevers. Omdat kwelderkrekens zich niet makkelijk verplaatsen, zullen bij toenemende hoogte van de kwelder, de verschillen tussen kwelder en kreekoever in de loop van de tijd toenemen (Esselink 2000). Op de overgang van pionierzone naar lage kwelder speelt Gewoon kweldergras (*Puccinellia maritima*) een grote rol in de kwelderontwikkeling (zie voor review Dijkema *et al.* 2007a): Wanneer deze soort een voldoende bedekking heeft bereikt neemt de opslibbing snel toe tot gemiddeld de hoogste waarden in de gehele kwelderontwikkeling. Verder neemt onder invloed van de toenemende vegetatiebedekking de erosie op de jonge kwelder af tot bijna nul en vindt een verdere ontwikkeling en stabilisatie van het krekensysteem plaats.

Door opslibbing krijgen de kwelders een steeds hogere ligging in het getijdenvenster en neemt de overstromingsfrequentie geleidelijk af. Als gevolg hiervan treedt er een karakteristieke opeenvolging op van levensgemeenschappen of vegetatietypes. Uiteindelijk ontwikkelt zich een hoge kwelder die zonder actief beheer, gedomineerd wordt door een soortenarme climaxvegetatie van Zeekweek (Dijkema *et al.* 2001; Bakker *et al.* 2003). Onder invloed van brak grondwater of toestromend zoet grondwater kan echter ook Riet (*Phragmites australis*) op de voorgrond treden (Raabe 1981). Riet vormt tevens de climaxvegetatie op brakke kwelders, zoals in de Dollard, de Westerschelde en langs de Oostzee (Esselink 2000).

Tegenover het hierboven besproken klassieke beeld van een kwelder waarin de zonering een afspiegeling van de successie is, staan de met een strandwal verbonden kwelders, in Nederland vooral de back-barrier kwelders op de waddeneilanden. Initiatie van deze kwelders begint op verschillende hoogtes van de aan de luwzijde van de strandwal gevormde zandplaat, dus op verschillende hoogtes in het getijdenvenster. Hoge en lage delen laten een verschillend verloop in successie zien (Roozen & Westhoff 1985; Leendertse *et al.* 1997; Bakker *et al.* 2003). Niet de ophoging van de kwelder als gevolg van opslibbing, maar een toename van de beschikbaarheid aan nutriënten (met name stikstof; van Wijnen & Bakker 1999) is hier de belangrijkste drijvende kracht achter de successie.

Deze toename is gekoppeld aan de aanvoer van slib naar de kwelder. Bij elke overstroming sedimenteert steeds een vers laagje slib op de kwelder. De hoeveelheid slib die in de loop der tijd op de kwelder is geaccumuleerd, is als een duidelijk laagje klei bovenop de zandige ondergrond te herkennen. De hoeveelheid stikstof in de bodem vertoont een nauwe positieve relatie met de dikte van deze kleilaag (Olff *et al.* 1997). De beschikbare hoeveelheid stikstof (van belang voor plantaardige produktie) vertoont op haar beurt een positief verband met de hoeveelheid stikstof in de bodem (Bakker *et al.* 2005b). Zowel op de Boschplaat als op de Oosterkwelder van Schiermonnikoog is de dikte van deze kleilaag zo gering dat, mede als gevolg van de zeespiegelstijging, op veel plekken de overstromingsfrequentie of overstromingsduur van de kwelder min of meer constant blijft (de zgn. hydroperiode) (Leendertse *et al.* 1997). Lage kwelder blijft hier lage kwelder.

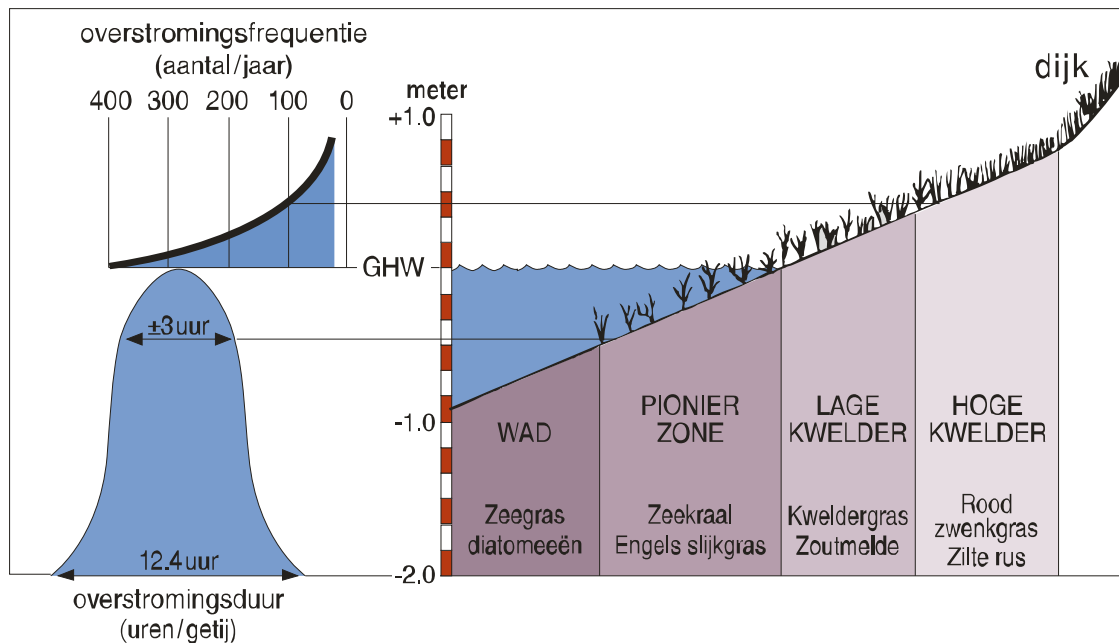


Fig. 11.1 Positie van kwelders in het getijdenvenster en kwelderzonering. Het getijdenvenster ligt tussen het niveau van de laagste laagwaterstand en het niveau van de hoogste hoogwaterstand. In de Waddenzee ontwikkelen kwelders zich ruwweg vanaf het niveau van gemiddeld hoogwater (GHW) tot een hoogte met een overstromingsfrequentie van vijf keer per jaar bij de bovengrens van de hoge kwelder (naar Erchinger 1995). In de figuur gegeven zonering staat model voor de zonering van vastelandkwelders in de Waddenzee.

De Boschplaat op Terschelling heeft zich als kwelder kunnen ontwikkelen in de luwte van de tussen 1929 en 1937 aangelegde stuifdijk en alle delen zijn daardoor bijna even oud. De Oosterkwelder op Schiermonnikoog daarentegen laat de laatste decennia een continue oostwaartse aangroei zien. De reeks van jonge naar oude kwelder laat als gevolg van de toenemende beschikbaarheid aan stikstof een productiviteitsgradiënt zien met een toename van de hoeveelheid plantenbiomassa. De lage kwelder laat hier op basis van dominerende plantensoorten een ontwikkeling zien van zeekraal, via Gewoon kweldergras, Gerande schijnsparrie met Lamsoor en Zeeweegbree, naar een vegetatie van overwegend Gewone zoutmelde als laatste stadium van de successie; de middenkwelder een ontwikkeling van Gewoon kweldergras via Rood zwenkgras naar Zeealsem en ten slotte Zeekweek en de hoge kwelder een ontwikkeling van Rood zwenkgras naar Zeekweek. De successie heeft een vrij snel verloop. In een tijdsbestek van ongeveer 30–60 jaar na vestiging van de eerste kwelderbegroeiing kunnen de oudste successiestadia al zijn bereikt (Bakker 1997).

Brede en smalle kwelders verschillen in hydrodynamisch opzicht van elkaar (Esselink 2000; Esselink *et al.* 2003). Binnen een brede kwelder is sprake van een landwaarts afnemende gradiënt in lokaal hoogwater en zijn ook grote ruimtelijk verschillen in sedimentatie te verwachten. Dit laatste punt lijkt een belangrijke factor voor het ontbreken van de ontwikkeling naar een Zeekweekclimax op sommige onbeweide kwelders op plekken met een lage sedimenttoevoer. Deze plekken liggen in het algemeen op ruime afstand van de kwelderrand (Veeneklaas in prep.). Hiernaast vindt verzilting van de kwelderbodem plaats door zoutindringing via het overstromingswater. De landwaarts afnemende gradiënt in lokaal GHW zou dus ook kunnen betekenen dat de landwaartse delen een lagere zoutinflux hebben. In combinatie met het heersende neerslagoverschot en hoogteligging zou de ruimtelijke dimensionering zo ook van invloed kunnen zijn een mogelijke saliniteitsgradiënt in de kwelder. Eén van de punten waarvoor tot nu toe onvoldoende aandacht is geweest, is de invloed van ruimtelijke dimensies van een kwelder op de diversiteit (Esselink 2000; Esselink *et al.* 2003).

Box 11.1 Het ontstaan van secundaire pioniervegetaties door overbegrazing door Brandganzen?

De Brandgans heeft een sterke populatiegroei laten zien. De vogels die in de winter in Nederland verblijven behoren tot de zgn. *Baltic flyway* populatie. Deze populatie is toegenomen van minder dan 20.000 vogels in 1959/1960 tot meer dan 500.000 vogels in 2005/2006. Kwelders vormen in de winter en het voorjaar het traditionele habitat van de Brandgans. Het gebruik van de kwelder door ganzen wordt gefaciliteerd door beweiding. De populatie is gepaard gegaan met kolonisatie van nog ongebruikte kweldergebieden, zoals de kwelders in de Dollard (Fig. 1). Ondanks de beweiding en ingebruikname van nieuwe gebieden lijkt de totale capaciteit van kwelders onvoldoende om de huidige aantallen ganzen op te kunnen vangen en is in het voorjaar een groeiend aandeel van de flyway populatie afhankelijk van nabijgelegen intensief beheerd boerengrasland.

Een opmerkelijke en relatief recente ontwikkeling op sommige kwelders, begraasd door Brandganzen, is een toename van het oppervlak secundaire pioniervegetatie; een vergelijkbaar beeld is ook te vinden op Saeftinghe waar vooral Grauwe Ganzen grazen. Een hypothese is dat intensieve begrazing door Brandganzen een belangrijke factor in deze ontwikkeling is geweest (Esselink 2000). Tegelijk met de toegenomen graasdruk door de Brandgans is echter ook sprake geweest van een vernatting van de kwelder door een stopzetting van het greppelonderhoud. Verwacht mag worden dat in een plas/dras situatie planten gevoeliger zijn voor vertrapping en niet eenvoudig herstellen van verlies van biomassa door begrazing, omdat dit de 'snorkelfunctie' van de bovengrondse delen voor zuurstoftoevoer naar het wortelstelsel in gevaar brengt. Bij verlies van een gesloten zodestructuur kan bij oplopende temperaturen in het voorjaar snel hypersaliniteit in de bovengrond ontstaan.

Figuur 2 geeft een vereenvoudigd toestand-en-transitiemodel weer van de vegetatieontwikkeling op het oostelijk deel van de Dollardkwelders waar in 1984 het greppelonderhoud is gestopt. De secundaire pioniervegetatie, een open vegetatie gedomineerd door Klein schorrenkruid nam hiertoe van 0% in 1981 tot 20% in 1995 (Esselink *et al.* 2002). Deze periode valt samen met de snelle opmars van de Brandgans in de Dollard tot een voorjaarsmaximum van ongeveer 25000 vogels.

Het ontstaan van secundaire pioniervegetaties over grotere oppervlaktes is van grote invloed op de biodiversiteit en realisatie van mogelijke streefbeelden. Het is dan ook van belang om inzicht te verkrijgen in de mogelijke rol van een hoge begrazingsdruk van de Brandgans in het ontstaan van secundaire pioniervegetaties.

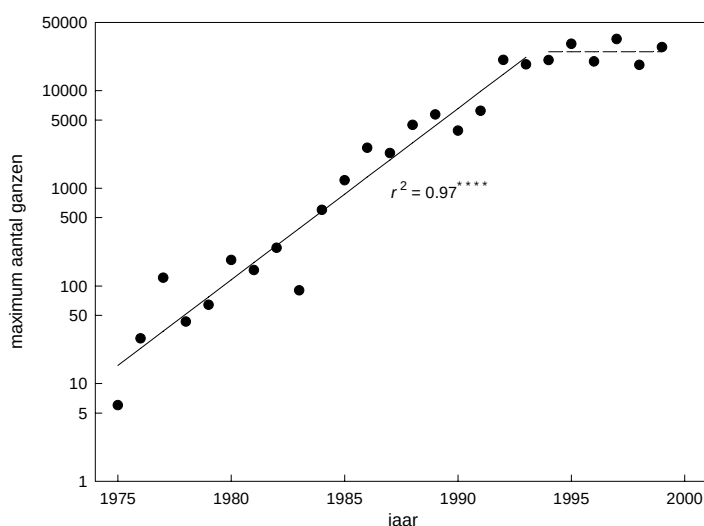
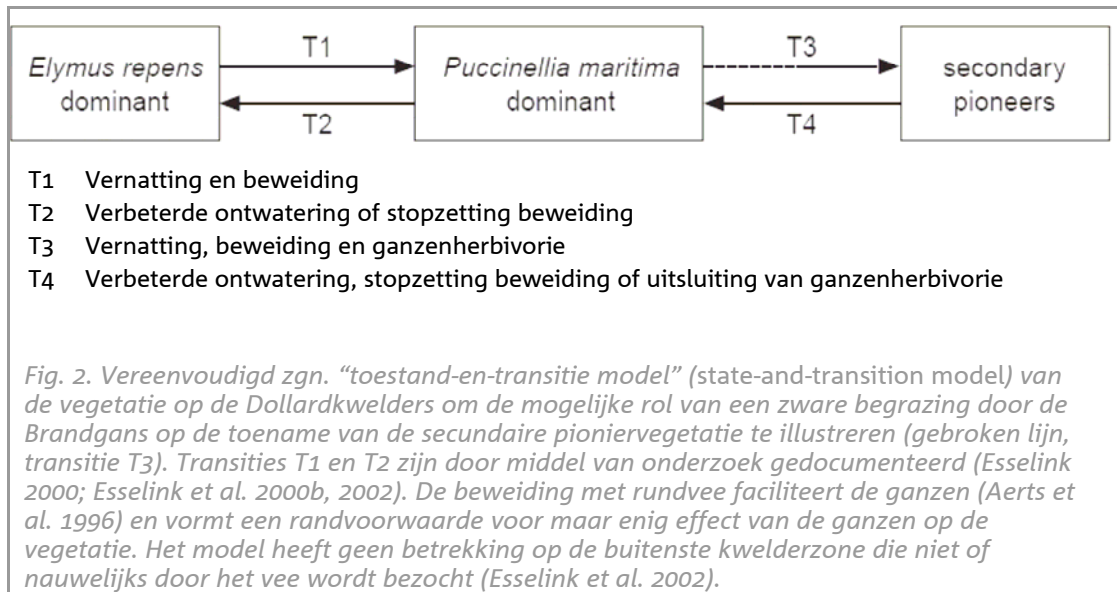


Fig. 1. Kolonisatiepatroon van de Dollardkwelders door de Brandgans op basis van de maximum voorjaarsaantallen in de periode 1975 – 1999. Figuur suggereert dat de ganzenaantallen vanaf 1994 de maximale opvangcapaciteit van de kwelders hadden bereikt (uit Esselink 2000).



11.3 Natuurlijke grazers en beweiding

Van nature voorkomende, kleine gewervelde herbivoren kunnen in beperkte mate invloed hebben op de successie van kwelders. Met name Hazen kunnen de successie met enkele tientallen jaren vertragen (Fig. 11.2; Drent & van der Wal 1999; van der Wal 2000). In de wintermaanden zijn de jaar rond aanwezige Hazen door voedselschaarste gedwongen over te schakelen op minder aantrekkelijk voedsel. Twee struikachtigen, Zeealsem en Gewone zoutmelde moeten het dan ontgelden. Gewone zoutmelde blijkt niet goed bestand tegen deze benutting. Ook vestiging en overleving van Zeekweek wordt door Hazen vertraagd (Kuijper 2004). Uiteindelijk kunnen Hazen de successie echter niet tegenhouden. De invloed van de overige natuurlijke grazers (Konijnen en verschillende soorten watervogels zoals Rot- en Brandgans en Smient) in het remmen van de successie lijkt vooralsnog veel geringer (zie ook review Bakker (2008)), maar overbegrazing door brandganzen kan mogelijk leiden tot het volledig terugzetten van de successie (Box 11.1).

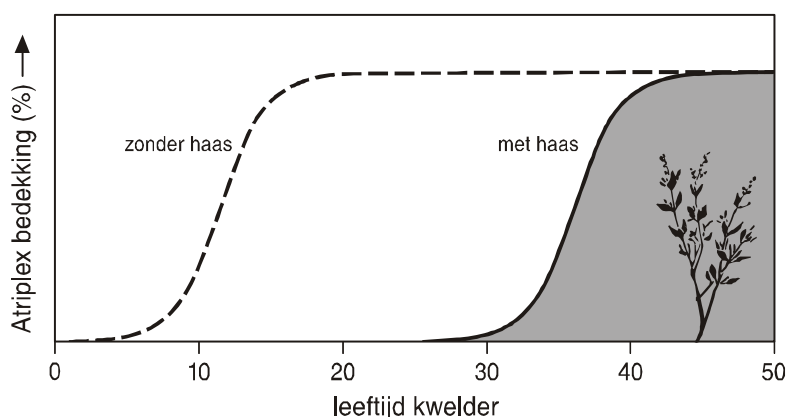


Fig. 11.2 De opmars van Gewone zoutmelde (Atriplex) met toenemende leeftijd van de lage kwelder op Schiermonnikoog. De onderbroken lijn is gebaseerd op veldproeven waarbij de invloed van Hazen door middel van exclusures werd uitgeschakeld (uit van der Wal 2000).

De kwelder speelt een belangrijke functie in de jaarcyclus van de Brand- en Rotgans. Beide ganzensoorten profiteren van de voorjaarsgroei op de kwelder om hun lichaamsreserves op te bouwen voor de trek naar hun noordelijke broedgebieden. De ganzen zijn hiervoor afhankelijk van laagblijvende grazige planten uit de jonge successiestadia. Onder invloed van Hazen hebben deze stadia een langere levensduur, zoals ook blijkt uit een vergelijking met eilanden waar Hazen ontbreken (Kuijper & Bakker 2003). Hazen hebben op langere termijn een positief effect op de draagkracht van de kwelder voor ganzen.

Bij benutting van ondergrondse delen van voedselplanten, kan de impact van herbivoren veel groter zijn. Zo werd in de tachtiger jaren van de vorige eeuw de Heenvegetatie, die de buitenste zone van de Dollardkwelders vormde, door naar knolletjes wroetende Grauwe ganzen opgerold (Esselink *et al.* 1997). Zwarts (1972) had al eerder een dergelijke overbenutting door Grauwe ganzen beschreven op de Ventjagersplaten in het Deltagebied. Op minder geëxponeerde groeiplaatsen, zoals op de Strandvlakte van Schiermonnikoog (Bakker *et al.* 1999) en in kwelderkommen op Saeftinge lijkt Heen zich beter van de benutting door de Grauwe gans te kunnen herstellen. Op verschillende kwelders (Dollard, Oosterkwelder op Schiermonnikoog, Kroon's Polders op Vlieland) is ook sprake van benutting door de Grauwe gans van ondergrondse plantedenen van Engels slijkgras (Esselink *et al.* 1997; Bakker *et al.* 1999). Hierbij worden door de Grauwe gans de bovengrondse delen van de planten afgerukt. Engels slijkgras is normaal goed bestand tegen zeer natte omstandigheden, maar bij deze wijze van begrazing, sterven de ondergrondse delen af, doordat er geen zuurstoftoevoer meer mogelijk is (Esselink *et al.* 2000a). Op de Dollardkwelders, ontwikkelde zich in de tachtiger jaren van de vorige eeuw vanuit Engels slijkgrasvegetaties onbegroeide depressies, waarschijnlijk als gevolg van begrazing door Grauwe ganzen (Esselink *et al.* 2000b).

Wat Hazen niet kunnen, doen (gedomesticeerde) grote grazers wel. Onder invloed van beweiding met landbouwhuisdieren (rundvee, schapen of paarden) kan de successie een heel eind worden teruggedrongen, dan wel bevroren (Bakker 1989, Olff *et al.* 1997, Bakker *et al.* 2003). Al sinds het midden-Holoceen is in West-Europa sprake van menselijke gebruik van kwelders door middel van beweiding, met name op plekken waar nabije hogere gronden bewoning toelieten (Allen 2000). Jacht buiten beschouwing latend, vormen in Nederland aanwijzingen voor runderbeweiding in het Laat-Neolithicum (rond 2600 v. Chr.) de oudste archeologische sporen van menselijk gebruik van kwelders (Bakels & Zeiler 2005). Op Schiermonnikoog is het westelijk en oudste deel (meer dan 150 jaar) van de Oosterkwelder altijd beweide geweest met rundvee. Soorten van de oude successiestadia als Zeekweek, Zeealsem en Gewone zoutmelde zijn door de beweiding grotendeels onderdrukt, terwijl soorten uit de vroege successiestadia, zoals Gewoon kweldergras, weer sterk in abundantie zijn toegenomen. Deze vegetatieveranderingen gaan gepaard met een hernieuwd gebruik van de kwelder door ganzen en Hazen.

Knelpunt 22: Stoppen en veranderende beweiding kwelders

Opgave van beweiding. Na het op Deltahoogte brengen van de zeedijk in de begin jaren tachtig van de vorige eeuw is met name langs de Groninger noordkust de beweiding sterk afgenomen. De infrastructuur voor beweiding is hier verslechterd, terwijl de versnipperde eigendomsituatie voor boeren een tweede belemmering vormt om beweiding op een economisch verantwoorde wijze te kunnen opzetten (*i.e.* onvoldoende inkomsten). In april 2008 is door het Waddenfonds een subsidieaanvraag gehonoreerd voor een kwelderherstelplan, waarin de infrastructuur voor beweiding wordt verbeterd en de beweiding collectief georganiseerd wordt in samenwerking met organisaties voor natuurbeheer (Natuurmonumenten en Stichting Het Groninger Landschap). De medewerking van particuliere eigenaren zal afhankelijk blijven van een voldoende hoge beheervergoeding.

Verpaarding. Onderzoek naar effecten van beweiding op kwelders heeft zich tot nu toe met name gericht op effecten van runder- en schapenbeweiding, maar er is nauwelijks enige kennis van effecten van paarden op een kwelder. In zowel Friesland als Groningen worden de laatste jaren juist in toenemende mate paarden ingeschakeld voor de beweiding. Op basis van incidentele waarnemingen leeft bij

sommigen de indruk dat beweiding met paarden voor natuurbehoud tot minder goede resultaten leidt dan rundvee.
Beweidingsregime. In het gangbare natuurbeheer wordt bij toepassing van beweiding als beheermaatregel in de regel van jaar op jaar eenzelfde constante veebezetting gekozen. Het is goed mogelijk dat verschillende organismen zouden kunnen profiteren van een meer een dynamisch beheer waar een zwaardere beweiding wordt afgewisseld met een lichte vorm of zelfs één of meerdere jaren geen beweiding. De effecten van een dergelijk dynamisch beweidingsregime zijn echter nooit onderzocht. In *Het Tij Geleerd* (Oost & Lammerts 2007) wordt gesproken van een kennislacune en wordt aanbevolen een meerjarig experiment uit te voeren

11.4 Kwelderclimax

De vraag die nog niet volledig is beantwoord, maar voor een begrip van het kwelderlandschap wel aandacht verdient is de vraag, waar de natuurlijke successie van kwelders eindigt. Vormen de genoemde climaxstadia met bijna monospecifieke vegetaties van Zeekweek of Riet op de hoge kwelder werkelijk een climax of zijn ze toch te beschouwen als tussenstadium naar de ontwikkeling van uitgezoete 'binnenland-gemeenschappen'? Kwelderhoogte en getij zetten een uiterste grens aan sedimentatie op de kwelder (Pethick 1981, Allen 1992, Adnitt *et al.* 2007) en daarmee tevens aan de hoogteontwikkeling van de kwelder en vegetatiesuccessie. Dit kan worden verklaard door het negatieve terugkoppelingsmechanisme tussen kwelderhoogte en sedimentatie. Sedimentatie resulteert normaliter in een toename van de kwelderhoogte. Door een toename van de kwelderhoogte zullen echter de overstromingsfrequentie, de diepte en de duur van de overstromingen afnemen. Als gevolg hiervan kan minder sediment naar de kwelder worden getransporteerd en zal de sedimentatie afnemen (Pethick 1981, Allen 1992). Dit feedback mechanisme geeft een lange termijn perspectief op kwelderontwikkeling. Het aanwijzen van kwelderhoogte als ultimate factor voor de sedimentatie is niet strijdig met de invloed van andere, meer direct causale factoren op sedimentatie, zoals afstand tot mogelijke sedimentbronnen en de vegetatiestructuur (Esselink 2000).

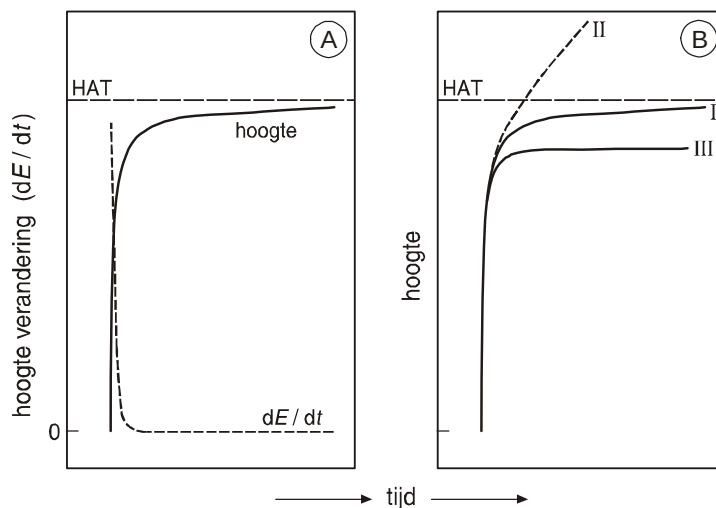


Fig. 11.3 Voorspelling van (A) de netto hoogte verandering en de kwelderhoogte in de loop van de tijd en (B) hoogte van de kwelder ten opzichte van zeeniveau bij drie mogelijke ontwikkelingen van de zeespiegel. Kurve I: geen verandering van de zeespiegel; Kurve II: daling zeespiegel; Kurve III: stijging van de zeespiegel. De hoogte is relatief ten opzichte van gemiddeld hoogwater. HAT=Hoogste Astronomisch Tij. Figuur laat zien dat een kwelder niet kan ontsnappen aan de invloed van het getij bij een constante of stijgende zeespiegel (naar Allen 1992). Aangegeven staan de hoogte verandering (---) en hoogte van de kwelder (—).

Inklink of compactie van het kweldersediment zal het effect van de afnemende sedimentatiesnelheid versterken, waardoor de hoogtetoeename van de kwelder uiteindelijk bijna verwaarloosbaar wordt. De kwelderhoogte zal zich dus asymptotisch naar een plafond- of 'evenwichtshoogte' ontwikkelen (Fig. 11.3A; Pethick 1981; Allen 1992, 2000; Temmerman 2003). Wanneer sprake is van een stijging van de zeespiegel, wordt deze evenwichtshoogte nooit bereikt, omdat de kwelderhoogte vertraagd op de verhoogde tijden zal reageren (Fig. 11.3 B).

Het belang van het terugkoppelingsmodel is dat het een verklaring geeft waarom een kwelder bij een constante of stijgende zeespiegel, niet uit de invloedssfeer van het getij of het zeewater kan ontsnappen; dus waarom een kwelder zich niet tot een zoet systeem kan ontwikkelen (Pethick 1981, Esselink 2000). Dit betekent dat een gemeenschap van de hoge kwelder de natuurlijke climax van de kwelder vormt. Een uitzondering hierop is wanneer een morfologische verandering in de kustzone een daling van het lokale GHW-niveau tot gevolg heeft. Normaal gesproken is dit een soortenarme Zeekweekvegetatie.

11.5 Veroudering

Successie van opeenvolgende vegetaties is een autonoom proces als gevolg van de hoogteontwikkeling (opslibbing; Dijkema *et al.* 2007a) of een toename van nutriëntenbeschikbaarheid (van Wijnen & Bakker 1999). Vanaf een bepaald moment in de kwelderontwikkeling kunnen hierdoor soortenarme climaxvegetaties sterk gaan domineren. Het gaat hierbij vooral om de eerder genoemde vegetaties van Gewone zoutmelde en Zeekweek op zoute kwelders, en Kweek en Riet op brakke kwelders. Dit proces wordt veroudering genoemd (Esselink 2000, Dijkema *et al.* 2007a). Het is een algemeen fenomeen dat zich ook op buitenlandse kwelders voordoet (Bakker *et al.* 2005a). Veroudering van een kwelder gaat gepaard met verlies van biodiversiteit. De overheersing van soortenarme climaxvegetaties op een kwelder kan al optreden voordat deze zijn evenwichtshoogte bereikt. Geomorfologen spreken over een zogenaamde 'mature salt marsh' (letterlijk volwassen kwelder) wanneer de evenwichtshoogte is bereikt (zie bijv. Allen 2000). In dit rapport zal, tenzij anders vermeld, het begrip *veroudering* alleen gebruikt worden voor de vegetatieverandering op een kwelder.

11.6 De functie van kwelders voor behoud van biodiversiteit

Hoewel de biodiversiteit van kwelders uitgedrukt in aantal soorten per oppervlakte-eenheid misschien relatief laag is, vormen kwelders voor een groot aantal soorten een waardevol en onvervangbaar habitat. De organismen op de kwelder vormen hun eigen karakteristieke kweldergemeenschappen, waarvoor buiten de kweldergebieden geen plaats is in Nederland. Qua plantengroei zijn kwelders niet erg soortenrijk. Planten die er voorkomen moeten bestand zijn tegen de regelmatige overstroming met zout of brak water en de effecten hiervan op de bodem. Afhankelijk van de gehanteerde criteria zijn er 25 tot 45 typische kwelderplantensoorten aan te duiden (Adam 1990, Maarel & van der Maarel-Versluijs 1996, Dijkema *et al.* 2001, Wolters *et al.* 2005).

In tegenstelling tot Amerika waar een paar vogelsoorten voor hun voortbestaan vrijwel geheel op kwelders zijn aangewezen (bijv. *Rallus longirostris* (Roberts 1993); zie verder Doody 2008) zijn er in Europa geen vogelsoorten die het gehele jaar van kwelders afhankelijk zijn. Ook in Europa vormen kwelders echter wel een essentieel habitat voor een aantal vogelsoorten die maar een deel van de tijd gebruik maken van kwelders. Zo gebruiken veel wadvogels, die bij laagwater voedsel zoeken op het wad, bij hoogwater de kwelder als rustplaats. Verder spelen kwelders een grote rol in de jaarcyclus van enkele soorten herbivore wadvogels, met name van de Rotgans en de Brandgans (zie ook Box 12.2). Grazige kwelders met een relatief korte vegetatie (*i.e.* kwelders met een vroeg-successieve vegetatie) vormen voor deze ganzen in het

vroege voorjaar een belangrijk habitat om hun lichaamsreserves aan te vullen alvorens ze naar hun noordelijke broedgebieden vertrekken. Voor enkele uit het Noorden afkomstige zangvogels vormen kwelders een belangrijk winterhabitat, namelijk Strandleeuwerik, Sneeuwgorz, Frater en Oeverpieper (Bijlsma *et al.* 2001, Dierschke 2002). Van de karakteristieke kustbroedvogels is de kwelder met name van belang voor Kluut en Tureluur, maar in toenemende mate ook voor enkele soorten die in het binnenland de laatste decennia een sterke achteruitgang hebben laten zien, zoals Veldleeuwerik en Graspieper.

Box 11.2 Kwelder of landbouwgebied?

Meer dan 9 miljoen herbivore watervogels verdeeld over 13 soorten maken tijdens hun trek langs de zgn. *western Palaearctic continental flyway* gebruik van de Waddenzee en aangrenzende gebieden. Wanneer populatieveranderingen worden vergeleken, is er over de afgelopen 50 jaar bij de meeste soorten sprake geweest van een uitzonderlijke populatietoename. Alleen bij de kleinste soorten was sprake van een min of meer stabiele populatieomvang of een afname (van Eerden *et al.* 2005). De uitzonderlijke populatietoename wordt over het algemeen door twee factoren verklaard, namelijk (a) een betere bescherming en (b) *agricultural enhancement*. Veranderingen in de landbouw, speciaal de intensivering door het toegenomen gebruik van stikstofmeststoffen, hebben vogels in staat gesteld hun foerageergebieden uit te breiden van natuurlijke en halfnatuurlijke habitats naar landbouwhabitats. Als gevolg hiervan zijn veel populaties bevrijd van de beperking van een van nature laag voedselaanbod in de winter (van Eerden *et al.* 1996). Een gedeeltelijke gebruikmaking van landbouwhabitats kan tot gevolg hebben dat half-natuurlijke of natuurlijke habitats veel intensiever door de vogels worden benut. Zo wordt in Noord-Amerika – waar een zelfde problematiek speelt – de door de Kleine sneeuwgorz veroorzaakte grootschalige habitatvernietiging in hun subarctische broedgebied als gevolg van overbenutting verklaard door verandering in landgebruik 5000 km zuidelijker (Jefferies *et al.* 1994).

Kwelders herbergen een hoge soortenrijkdom aan ongewervelde dieren. Heydemann (1979, 1981) komt voor de NW-Europese kwelders tot een schatting van ongeveer 1500 soorten Geleedpotigen (Arthropoda). Een relatief hoog aantal soorten komt alléén op kwelders voor. Op de lage kwelder komen meer kwelder-specifieke soorten voor dan op de hoge kwelder (75% vs. 25% van de aanwezige soorten; Heydemann 1979). De fytofage soorten (totaal ca. 500 soorten) kennen ten dele een hoge mate van specialisatie. Deze soorten zijn vaak beperkt tot maar één soort gast- of waardplant (Heydemann 1981, Meyer & Reinke 1995). Waardplanten die opvallen door een hoog aantal zgn. monofage soorten zijn Zulte, Zeeweegbree, Zeealsem en Zilte rus, op ruime afstand gevolgd door Lamsoor, Schorrenzoutgras en Heen. Met uitzondering van Zeealsem, horen deze soorten bij de jongere stadia van vegetatiesuccessie op de lage en middenhoge kwelder. Vanuit het oogpunt van behoud van biodiversiteit is het van belang om inzicht te hebben in hoeverre de monofage soorten van een waardplant overal dezelfde samenstelling hebben. M.a.w.: bestaan er verschillen in soortenaanbod op lokale en regionale schaal? Voor zover bekend kan deze vraag niet met de bestaande kennis worden beantwoord. Deze kennis is wel van belang voor ontwerp en evaluatie van herstelprojecten en bij evaluatie van beheer.

Op basis van een langjarig experiment met runderbeweiding concludeerden Andresen *et al.* (1990) dat als gevolg van beweiding er sprake was van een verschuiving in het voedselweb van fytofage naar detrivore soorten. Tevens leidde opgave van beweiding tot het verdwijnen van voor kwelders karakteristieke halobionte soorten en gemeenschappen als gevolg van de voortschrijdende vegetatiesuccessie. Veroudering van de kwelder naar een vegetatie van Gewone zoutmelde of Zeekweek gaat dus ten koste van de kans op een goed ontwikkelde gemeenschap van ongewervelden.

11.7 Europese betekenis van Nederlandse kwelders

11.7.1 NL areaal in Europese context

Met hun omvang van bijna 11.000 ha hebben de Nederlandse kwelders een belangrijk aandeel (> 10 %) in het totale West-Europese kwelderareaal van ongeveer 95.000 ha (Doody 2008). De gezamenlijke Nederlands-Duits-Deense Waddenzee is met 900.000 ha verreweg het grootste aaneengesloten getijdenlandschap van Europa. Kwelders nemen hiervan 40.000 ha in (Bakker *et al.* 2005a), waarvan meer dan 7.500 ha in de Nederlandse Waddenzee liggen (Fig. 11.4). Wat kwelders betreft heeft alleen het Verenigd Koninkrijk een vergelijkbaar areaal, verspreid over een groot aantal gebieden. In de Waddenzee, ligt veruit het grootste min of meer aaneengesloten kwelderareaal van Europa, voor een belangrijk deel nog in de oorspronkelijke samenhang met de aangrenzende wadden en duinen.

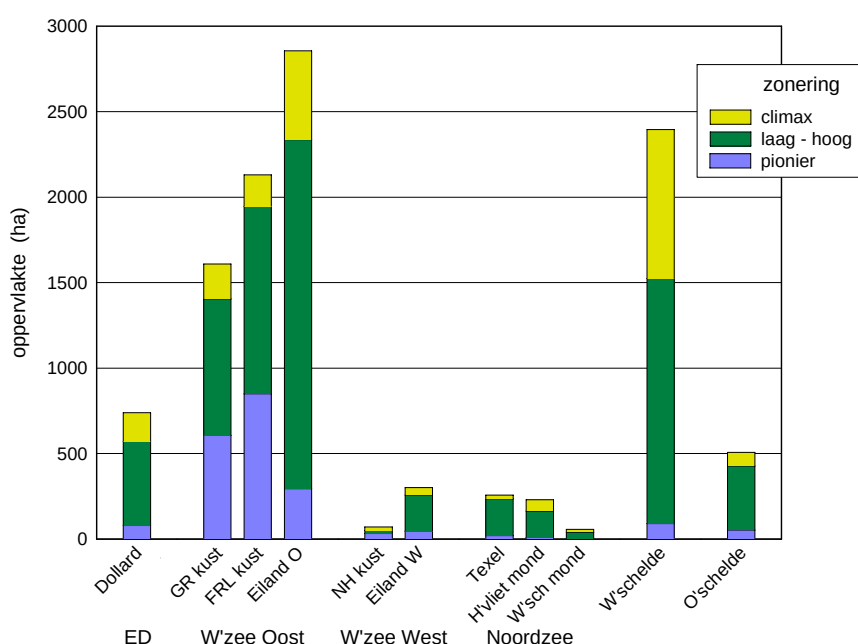


Fig. 11.4 Overzicht van de Nederlandse kwelders rond het jaar 2000 ingedeeld naar watersysteem. De oppervlaktes zijn op basis van RWS-AGI vegetatiekaarten en luchtfoto's (voor de pionierzones). De pionierzone is inclusief secundaire pioniervegetatie in de lage tot hoge kwelder. In de Waddenzee wordt voor de pionierzone een ondergrens van de vegetatiebedekking van ongeveer 1 % gehanteerd; in ZW-Nederland ligt deze grens bij 0.1 %. ED = Eems-Dollard. Indeling van de Waddenzee in Oost en West is naar Dijkema (1991); het wantij onder Terschelling vormt de grens. De westelijke Waddenzee vormde tot de aanleg van de Afsluitdijk het noordelijk deel van de Zuiderzee. Het totale kwelderareaal was rond 2000 ruim 11000 ha. Zelfde gegevens als Tabel 2.1.1. Zie deze tabel voor verdere toelichting. (naar Dijkema *et al.* 2007a).

Binnen de Nederlandse kwelders zijn de regionale verschillen aanzienlijk (Fig. 11.4). Deze worden, naast de mate van natuurlijkheid, voornamelijk bepaald door het sediment. Kleiige kwelders langs het vasteland zouden zonder de kwelderwerken nagenoeg niet meer in de Waddenzee voorkomen. Als gevolg van inpolderingen ten behoeve van industrie en de uitvoering van de Deltawerken is het kleiige schorttype ook in het Deltagebied sterk afgenomen (een totale achteruitgang van > 6000 ha tussen 1960 en 2000; Dijkema *et al.* 2005). De Oosterschelde heeft thans nog 643 ha schorren en de Westerschelde 2200 ha. Door de achteruitgang in het Deltagebied, is tegenwoordig ook voor de pionierzone met zeekraal de vastelandskust van Friesland en Groningen het belangrijkste gebied.

11.7.2 Doelen Natura 2000

Vanwege het belang van kwelders voor het behoud en herstel van de biodiversiteit in Europa, vallen kweldervegetaties onder de EU-Habitatrichtlijn. Aanvaarding van de richtlijn voorziet in de aanwijzing van Speciale Beschermingszones (SBZ), die recent samen met de zgn. Vogelrichtlijngebieden zijn aangewezen om een Europees netwerk van belangrijke natuurgebieden te vormen (Natura2000). Op basis van vegetatiesamenstelling worden voor kwelders vijf habitattypen onderscheiden: drie Atlantische typen (Tabel 11.1) en twee Mediterrane typen (Doody 2008).

Tab. 11.1 Omschrijving van de drie Atlantische kwelderhabitats volgens de EU-Habitatrichtlijn (Janssen & Schaminée 2003; Doody 2008).

Code	Naam	Beschrijving
1310	Eénjarige pioniersvegetaties van slik- en zandgebieden met <i>Salicornia</i> spp en andere zoutminnende soorten	Omvat enerzijds pionierbegroeiingen van met name zeekraal (<i>Salicornia</i> spp) op hooggelegen wad en lage kwelder (Thero-Salicornion); anderzijds pioniergemeenschappen op de overgangszone tussen kwelder en duin met soorten als Zeevetmuur, Hertshoornweegbree en Dunstaart (<i>Saginion maritimae</i>).
1320	Slijkgrasvegetaties (<i>Spartnion maritimae</i>)	‘Overjarige, frequent met zeewater overspoeld, pionierbegroeiingen van <i>Spartina</i> spp of soortgelijke grassen’. Omvat formaties van het vrijwel uit Nederland verdwenen Klein slijkgras, het geïntroduceerde Engels slijkgras en in Engeland en elders geïntroduceerde <i>Spartina alterniflora</i> (Doody 2008).
1330	Atlantische schorren (<i>Glauco-Puccinellietalia maritimae</i>)	Zilte graslanden van de Oostzee-, Noordzee-, Kanaal- en Atlantische kusten”. Omvat een groot aantal onderscheiden vegetatietypen (Bakker et. al. 2005; Doody 2008).

Habitattype 1320 lijkt voor de Waddenzee niet van belang. De oorspronkelijke kenmerkende plantensoort Klein slijkgras heeft een zuidelijk verspreidingsgebied en is niet in de Waddenzee aanwezig. Het aan het begin van 20^e eeuw ingevoerde Engels slijkgras heeft zich in de Waddenzee vermengd met de habitattypen 1310 en 1330 en wordt daardoor niet apart onderscheiden. In het Deltagebied is het habitattype 1320 echter wel goed te onderscheiden en neemt daar een belangrijke plaats in. In de nieuwe Natuurbeschermingswet is het afwegingskader van de Europese Vogelrichtlijn en Habitatrichtlijn (VHR) verwerkt, met als doel unieke nationale en Europese natuurwaarden duurzaam in stand te houden, te verbeteren en toe te voegen aan het Europese Natura 2000-netwerk. Nederland zal in de komende jaren voor deze gebieden beheerplannen opstellen. Samengevat zijn de doelen voor kwelders en schorren (www.minlnv.nl/natuurwetgeving -> *Natura 2000* -> *doelendocument*; Dijkema et al. 2007a):

1. Voor de pionierzone en de kwelders in de Waddenzee behoud van oppervlakte en kwaliteit en voor ZW Nederland een herstelopgave.
2. Met kwaliteit van kwelders wordt de aanwezigheid van alle successiestadia en van zoet- zout overgangen bedoeld. Behoud van kwaliteit op locaties waar het type goed is ontwikkeld en verbetering van kwaliteit op locaties waar het type matig is ontwikkeld.
3. In de tabel Kernopgaven staat onder Diversiteit van kwelders en schorren: ‘Behoud (Waddenzee) en herstel (Deltagebied) van schorren en zilte graslanden (buitendijks) met alle successiestadia, zoet-zout overgangen, verscheidenheid in substraat en getijregime en mede als hoogwatervluchtplaats.’

Dijkema et al. (2007a) geven een evaluatie van de huidige toestand van de Nederlandse kwelders en uitwerking daarvan voor de Waddenzee:

1. Het habitatype zilte pionierbegroeiingen komt wijd verspreid voor langs de Europese kusten, maar meestal in kleine oppervlakten. De aanzienlijke oppervlakte van het habitatype in Nederland is daarom bijzonder. Zilte pionierbegroeiingen (zeekraal) zijn van zeer groot belang voor Europa en verkeren in matig ongunstige staat van instandhouding.
2. Het areaal aan Atlantische kwelders (H1330) is in de internationale Waddenzee zeer groot, evenals het aantal relatief grote (meer dan 5 km²) kwelders. Schorren en zilte graslanden (buitendijks) zijn daarom van zeer groot belang voor Europa. Het Waddengebied levert de grootste bijdrage in areaal, daarnaast is het Deltagebied van belang. Kwelders en schorren verkeren in een matig ongunstige staat van instandhouding. Voor een duurzaam behoud is verjonging van de kwelders en schorren noodzakelijk (soortenarme late successiestadia nemen momenteel sterk toe).

11.8 Algemene herstelmaatregelen en huidig beheer

Een aantal herstel- en beheermaatregelen heeft dezelfde toepassing en effect voor alle kwelders (Tab. 11.2). Deze maatregelen worden eerst besproken alvorens wordt ingegaan op gebiedspecifieke herstel- of beheermaatregelen. Ook herstelmaatregelen waarvan vermoed wordt dat ze in verschillende kweldergebieden toepasbaar zijn, worden in dit algemene deel behandeld. Bij de maatregelen gaat het om uitgevoerde, geplande en potentiële maatregelen; bij beheer om het huidige beheer en om potentiële beheermaatregelen.

De volgorde van de verschillende maatregelen is zoveel mogelijk afgestemd op via het niveau in een hiërarchisch landschapsmodel waarop de maatregel van invloed is op een levensgemeenschap. Meer dan in de duingebieden is het herstel en beheer van kwelders toegespitst op beïnvloeding van de abiotische processen.

Tabel 11.2: Overzicht van waar ervaring is opgebouwd met als generiek beschouwde herstel- of beheermaatregel. Tabel geeft tevens aan welke maatregelen vanuit een oogpunt van natuurbehoud wenselijk lijken, maar waar in het betreffende watersysteem nog geen ervaring mee is opgebouwd. + = toegepast / gepland, √ = theoretisch wenselijk, - = niet toegepast.

Maatregel	Waddenzee / ED		Oosterschelde	Westerschelde
	Eilanden	Vasteland		
Areaalvergroting: uitpoldering	+	+	+	+
(Voor)oeververdediging	+	+	+	+
Maaiveldverlaging	-	+	+	+
Beweiding	+	+	√	+

11.8.1 Areaalvergroting door uitpoldering

Bij areaalvergroting door middel van ontpoldering, uitpoldering of verkweldering kan onderscheid worden gemaakt tussen (1) 'spontane' uitpolderingen en (2) bewust uitgevoerde herstelmaatregelen. In het eerste geval gaat het om een door storm veroorzaakte dijkdoorbraak, waarna geen dijkherstel plaatsvond. Wolters *et al.* (2005) geven een overzicht van 70 gebieden in NW-Europa, waar spontane of opzettelijke uitpoldering heeft plaatsgevonden. Dit is inclusief gebieden waarbij via sluisbeheer sprake is van een gereguleerd gedempt getijdenregime. De via sluizen gereguleerde gebieden kennen een geheel eigen ontwikkeling, onder meer door de vaak geringe invloed van de getijdenbeweging. Een bekend gebied met een pilotfunctie wat betreft een gereguleerd gedempt getij is Polder Breebaart (63 ha) bij de monding van de Dollard in NO-Groningen (Peletier *et al.* 2004). Via een inlaatwerk stroomt sinds 2001 bij elke getijcyclus water vanuit het Eems-Dollard estuarium dit gebied in en uit. Door de geringe getij-amplitude van ongeveer 0.3 m (ter vergelijking: buitendijks ca. 3 m)

worden de hogere delen niet of nauwelijks door zeewater beïnvloed. In het eulitorale en vooral het sublitorale deel is door de geringe stroomsnelheden (in combinatie met het een hoog zwevendstofgehalte van het binnenkomende water) daarentegen wel sprake van een onverwacht hoge slibaccumulatie in het gebied (Peletier *et al.* 2004; Esselink & Berg 2007). Voor het ontwerp van een gereguleerd getijdenregime doen Adnitt *et al.* (2007) de aanbeveling van een minimale getij-amplitude van 3 m als randvoorwaarde. Naar de Nederlandse situatie vertaald, zou dit betekenen om af te zien van de ontwikkeling van gebieden met een gereguleerd getij. Doordat de dynamiek van deze gebieden sterk verschilt met buitendijkse gebieden, worden gebieden met een gereguleerd en gereduceerd getijdenregime, afgezien van de Oosterschelde, hier verder buiten beschouwing gelaten.

Uitpoldering als herstelmaatregel is in de Waddenzee zowel op de eilanden als langs het vasteland in één of meerdere gebieden uitgevoerd. Ook in de Westerschelde is de maatregel al toegepast en met de uitpoldering van het Rammegors (147 ha) zal waarschijnlijk ook begonnen worden met uitpoldering in het Oosterscheldebekken (Tabel 11.3; www.zoetzout.nl).

Tabel 11.3: Omvang (ha) van uitpolderingsprojecten in de Nederlandse kustwateren in het kader van natuurherstel. Bij cursief gedrukte gebieden gaat het om spontane uitpolderingen (storm). Tabel geeft het totaal oppervlakte van een projectgebied; het herstelde kwelder of schorareaal kan kleiner uitvallen. Bij de Hedwigepolder en de Willem Lodewijkpolder is de doelstelling mitigatie voor de voorgenomen zgn. derde verdieping van de Westerschelde. Gebieden waar als herstelmaatregel een gereduceerd getijdenregime is – of zal worden geïntroduceerd zijn buiten beschouwing gelaten, met uitzondering van de Oosterschelde.

Gebied	Jaar	Oppervlakte (ha)				Referentie
		Waddenzee/ED Eilanden	Vasteland	Ooster-schelde	Wester-schelde	
Kroon's Polders Vlieland	1996	85				2, 3, 4, 7
Groene Strand Terschelling	1996	23				2, 3, 4, 7
Uitbreiding Slufter Texel	2002	15				3, 7
<i>Paezemerlannen</i>	1973		100			3, 4, 6, 7
<i>Holwertwest zomerpolder</i>	<1990		ca. 60			
Holwerder zomerpolder	1989/1995		37			2, 4, 7
Noarderleegh	2001		135			4, 5
Biltpollen	2009		70			
Rammegors	gepland?			147		7
<i>Sieperdaschor</i>	1990				100	1
Hedwigepolder	gepland?				300	
Willem Lodewijkpolder	gepland				120	

Referenties: 1= Storm (1999), 2 = Esselink *et al.* (2003), 3 = de Leeuw & Meijer (2003), 4 = Wolters *et al.* (2005), 5 = van Duin *et al.* (2007a), 6= Dijkema (2007a), 7= www.zoetzout.nl

De laatste jaren zijn verschillende overzichten verschenen over de mate van succes van kwelderherstel bij uitpolderingsprojecten, alsmede aanbevelingen over ontwerp en uitvoering ervan (van Oevelen *et al.* 2000; Nottage & Robertson 2005; Wolters *et al.* 2005; Wolters 2006; Adnitt *et al.* 2007). Succes van herstel kan alleen worden geëvalueerd wanneer duidelijke doelen of streefbeelden zijn geformuleerd met een bijbehorende tijdschaal. De hoogteligging in het getijdenvenster en ontwatering zijn belangrijke factoren voor vestiging en ontwikkeling van een kweldervegetatie. Tegelijkertijd lijkt de hoogteligging van de uitgangssituatie van groot belang voor het ontstaan van een natuurlijk (dentritisch) krekensysteem. Een lage ligging als uitgangssituatie vergroot de kansen op een dergelijk systeem; bij een hoge uitgangssituatie (waarbij de hoogte voldoende is voor een snelle vestiging van kweldervegetatie) lijkt het ontwateringssysteem van de uitgangssituatie lang te kunnen persisteren (zie discussie in Wolters *et al.* 2005). Dispersie vindt vooral plaats van soorten van de lage kwelder omdat die vaker overstroomd worden dan die op hoge kwelder grenzend aan uitpolderingsgebied (Wolters *et al.* 2008). Bij een lage uitgangshoogte zal eerst een tijd nodig voordat het gebied door sedimentatie voldoende hoogte heeft verkregen om vestiging van kwelderplanten

mogelijk te maken. Kreeften kunnen hierbij een functie hebben als aanvoertroute voor het sediment, terwijl ze eveneens voor voldoende ontwatering kunnen zorgen om vestiging van planten te faciliteren. Wanneer de uitgangssituatie relatief hoog is, kan een snelle successie en veroudering optreden.

11.8.2 Areaalbehoud door kwelderrandverdediging

Langs de gehele Nederlandse kust zijn kwelders te vinden die met civieltechnische maatregelen worden beschermd tegen erosie (Tab. 12.4). Maatregelen kunnen variëren van het inpakken van de kwelderrand met een stenen beschoeiing tot eventueel het suppleren van zand of klei in een nabije geul of op het voorliggende wad. Dit laatste is onbedoeld gebeurd in Saeftinghe als gevolg van het storten van zand bij baggerwerkzaamheden in de Westerschelde (Storm 1999). Ook de (voor)oeververdediging van de bestaande kwelders zijn in de huidige opzet als een vorm van kwelderrandverdediging te beschouwen.

Niet elke maatregel kan effectief overal worden toegepast. Zo zijn bezinkvelden niet geschikt in gebieden met een laag zwevend stofgehalte in het water en ook niet bij hoge stroomsnelheden. Over het algemeen kan gesteld worden dat zgn. harde maatregelen meer zekerheid bieden, maar landschappelijk vaak het meest ingrijpend zijn en een flexibeler beheer in de toekomst uitsluiten. Daarentegen hebben zachte maatregelen maar een tijdelijke effect en is een blijvende inspanning meestal noodzakelijk. Storm (1999) geeft een uitgebreide evaluatie van de verschillende maatregelen en de potentie ervan voor toepassing in de Wester- en Oosterschelde. In de Westerschelde is door inpolderingen van hoge schorren het estuarium mogelijk zo verkleind (de Jong 1998) en zijn de slikken geleidelijk dermate versmald, dat de cyclus van 'komen en gaan' van schorren is verstoord. Door de versmalling van het estuarium komt nauwelijks ruimte beschikbaar voor het ontstaan van nieuwe pionierbegroeiingen. Deze ruimte zou ten dele kunnen ontstaan door erosie van huidige schorren, maar de kans op schorherstel door spontane ontwikkeling van jong schor wordt toch klein geacht. De beslissing om in te grijpen en een afslaande kwelder te gaan beschermen zou dan ook in een grotere landschappelijke context genomen moeten worden. Naast natuurwaarden moeten ook geomorfologische en cultuurhistorische waarden in het afwegingsproces een rol spelen.

Het is ook duidelijk dat sommige kwelders zonder kunstmatige verdediging al geheel verdwenen zouden zijn of op het punt zouden staan dat te doen. De Punt van Reide (45 ha) is bijvoorbeeld het enige stukje buitendijks oud land in de Nederlandse Waddenzee dat nooit bedijkt is. Zonder kwelderrandverdediging zou deze kwelder grote kans hebben te verdwijnen. Een natuurlijk herstel van de schorren in de Oosterschelde kan vanwege het chronische sedimenttekort voorlopig worden uitgesloten. De beslissing om deze te voorzien van een verdediging, zou aanleiding kunnen zijn na te denken over mogelijke vervolgstappen om de kwaliteit van deze schorren te verbeteren, dan wel te handhaven.

De meer recente maatregelen zijn meestal uitgevoerd in het kader van ecologische herstelprogramma's en natuurbehoud. Hierbij is sprake van een in de tijd veranderd inzicht en afwegingskader. Zo zijn in het kader van een herstelprogramma op twee waddeneilanden aan de wadzijde relatief recent verdedigingsmaatregelen genomen dan wel verbeterd (de Grië op Terschelling en Neerlands Reid op Ameland; Tab. 11.4). In het kader van de kustverdediging en het behoud van kwelderareaal is in het Beheerplan Waddenzee 1996–2001 voorgesteld om deze beheermaatregelen te handhaven, maar nieuwe maatregelen gericht op vastlegging van kwelderranden niet meer toe te staan.

Tabel 11.4: Overzicht van verdedigingsmaatregelen tegen kwelderafslag langs de Nederlandse kust. Per type maatregel en deelgebied is steeds één kwelder als voorbeeld genoemd (naar Storm 1999).

Maatregel	Deel- gebied	Kwelder	Opmerking
Harde glooiing tegen kwelderrand	WE	Neerlands Reid (Ameland)	1998/1999 reconstructie van reeds aanwezige verdediging
	WV	Punt van Reide	zgn. "Hallig-kwelder"
	WS	Schor van Zijpe	
Kribben dwars op kwelderrand	VK	Punt van Reide	
	WS	Paulinaschor	in WS vervangen door geulwand-verdediging
Dam evenwijdig aan kwelderrand	WE	De Grië (Terschelling)	1991 jaar van aanleg
	OS	–	in voorbereiding
Kleisuppletie tegen kwelderrand	OS	Schor van Rumoirt	tijdelijke effect
Bezinkvelden	WE	de Schorren (Texel)	éénmaal rijsschermen geplaatst; geen onderhoud
	WV	kwelderwerken	tekstkader 3.1
	WS	Zuidgors	
Suppletie	WS	Konijnenschor (Saeftinghe)	onbedoelde nevenwerking van nabije baggerstort (tot 1997)

11.8.3 Maaiveldverlaging

In het kader van dijk aanleg of dijkherstel is in het verleden op verschillende Nederlandse kwelders sprake geweest van kleiwinning en werden er daartoe kleiputten gegraven. Op de hoge kwelder bij de Noordpolder (Groningen) is tot in de jaren 70 van de 20^e eeuw klei gewonnen (Dijkema *et al.* 2007a). In het Deltagebied heeft in het kader van dijkherstel na de watersnoodramp van 1953 eveneens kleiwinning plaatsgevonden, zoals het Zuidgors en het schor van Waarde in de Westerschelde (de Jong 1998) en de schorren van Viane en Sint Annaland (van Maldegem & de Jong 2004). In de Jadebusen (Nedersaksen) liggen kleiwinputten van relatief recente datum. In principe gaat het om een traditioneel gebruik van de kwelder (de Jong 1998), niet alleen in Nederland, maar ook bijvoorbeeld in Duitsland en Engeland.

Een kleiput heeft een tijdelijk karakter. In de loop van de tijd slibt de put dicht en na ongeveer 50 jaar of korter niet meer makkelijk van overige, niet vergraven kwelder te onderscheiden. Er zou dus sturing van een cyclische ontwikkeling mogelijk zijn. In verschillende publicaties is dan ook gesuggereerd dat het graven van kleiputten als herstelmaatregel tegen veroudering ingezet zou kunnen worden. De ingreep is goed bestuurbaar en goed onderzocht (o.a. Arens *et al.* 1999, Metzing & Gerlach 2003). Op de vastelandkwelders in de Waddenzee kan bij voldoende verlaging van het maaiveld plaatselijk het greppelpatroon vervangen worden door een meanderend en dendritisch vertakt krekpatroon.

Toepassing van de maatregel vereist echter een nadere afweging (Dijkema *et al.* 2007b). Kleiputten hebben een kunstmatig karakter en een ruimtelijke structuur en schaal die nogal verschillen van andere landschappelijke elementen op een kwelder. Een tweede punt is het vrijkomen van grote hoeveelheden klei (en zand) waar een bestemming voor gezocht moet worden. Tenslotte moeten kleiputten niet in open verbinding staan met de zee in verband met erosiegevaar. Voor kwelders met een dicht krekpatroon, zoals vaak te zien is in de Zeeuwse delta, is begrazing minder geschikt, omdat veel dieren in de krekken verdrinken. Maaiveldverlaging kan dan een goede alternatieve optie zijn.

11.8.4 Beweiding

Beweiding met landbouwhuisdieren is een veel toegepaste beheermaatregel op kwelders. Dit geldt niet voor de primaire pionierzone aan de rand van de kwelder op de overgang naar het wad. Deze zone is ongeschikt voor beweiding en wordt normaliter ook niet of nauwelijks door de dieren bezocht. Op de rest van de kwelder kan beweiding de vegetatiesuccessie in belangrijke mate vertragen of zelfs terugdraaien en de ontwikkeling in de richting van een soortenarme climaxvegetatie voorkomen. Het terugzetten van de kweldersuccessie door ingrepen in de abiotiek (door het realiseren van een grotere dynamiek of het afgraven van hoge kwelders) is lang niet overal mogelijk. Voor het merendeel van de kwelders is beweiding de enige maatregel die tegen veroudering kan worden ingezet. Beweiding vervult dan ook een zeer belangrijke rol in het natuurbeheer van kwelders.

Beweiding als natuurbeheermaatregel betekent op de meeste kwelders een gewijzigde voortzetting van het traditionele landgebruik (Bakker *et al.* 2003b). Alleen is economisch gewin niet langer uitgangspunt van het beheer en is door de gewijzigde uitgangspunten sprake van veel extensiever beheer: lagere veedichtheden en op sommige kwelders de omschakeling van een zgn. wisselweidesysteem naar een standweidesysteem (dieren worden binnen een seizoen niet meer naar andere terreindelen overgebracht).

Opvallend is het beperkte gebruik van beweiding als beheermaatregel op de schorren in het Deltagebied (Tab. 12.2). Terwijl schapenbeweiding op de schorren in de Middeleeuwen gedurende lange tijd een belangrijke pijler voor de regionale economie was (van de Ven 2003), is dit gebruik op enig moment sterk afgenomen. Zo vindt op de schorren van de Oosterschelde al sinds lange tijd geen beweiding meer plaats (mond. med. Dick de Jong). Alleen op Saeftinghe in de Westerschelde is (in elk geval gedurende de 20^e eeuw) sprake geweest van een continue beweiding, vaak met een gescheperde kudde (Buijs & Sponselee 1996). Ook door de huidige beheerder, Stichting Het Zeeuws Landschap, worden delen van Saeftinghe beweide.

Door het geringe voedselaanbod en kansen op verdrinking bij overstromingen in het winterhalfjaar vormen kwelders voor vee (en andere zoogdieren) een uitgesproken zomerhabitat. Kwelders zijn dus alleen geschikt voor seizoens- of zomerbeweiding.

Naast het effect op de successie en belemmering van de ontwikkeling van een soortenarme climaxvegetatie, bestaan er belangrijke nuances in de effecten van beweiding, afhankelijk van de ingezette veesoort en veedichtheid. Zo zijn schapen zó selectief, dat bij een relatieve lage dichtheden sommige dicotyle plantensoorten al sterk worden onderdrukt of niet tot bloei komen (Kiehl *et al.* 1996). Door onderzoek is sprake van een redelijk kennisoverzicht over effecten van runder- en schapenbeweiding op de vegetatiesamenstelling en vegetatiestructuur van een kwelder (Bakker 1989, Andresen *et al.* 1990, Kiehl 1997, Berg *et al.* 1997, Esselink 2000; Bakker *et al.* 2003b). Dit geldt ook voor de effecten van beweiding op het gebruik van de kwelder door herbivoren waterwild (Bos 2002; Bos *et al.* 2005) en in mindere mate op de soortensamenstelling van de ongewervelden (Andresen *et al.* 1990, Meyer *et al.* 1995).

Een indirect effect van beweiding is een minder snelle ophoging van de kwelder (Erchinger *et al.* 1996, Esselink 2007, van Duin 2007a). Dit is in de eerste plaats een gevolg van een lagere sedimentatie door de lagere vegetatie, maar andere factoren zoals een door tred veroorzaakte hogere bodemcompactie zullen hierin ook een rol spelen.

Hoewel geen statistieken zijn geraadpleegd, worden bij beweiding als beheermaatregel op kwelders, runderen het meest worden ingezet, gevolgd door paarden en schapen. Door het hier bovengenoemde effect van schapen op de soortensamenstelling van de vegetatie, gevoegd bij de vraagtekens die door sommigen gezet worden bij paardenweiding, lijkt runderbeweiding inderdaad de voorkeur te verdienen.

Bij een matige tot lage veebezetting wordt een gebied niet uniform met een zelfde intensiteit benut, waardoor door een ruimtelijk variatie in vegetatiestructuur en – samenstelling kan ontstaan (Bakker 1989, Andresen *et al.* 1990, Kiehl 1997, Berg *et al.* 1997, Esselink 2000). Dit heeft een positief effect op de biodiversiteit. Het is echter van belang te beseffen dat niet één zogenaamd ideaal beweidingsregime bestaat. Behoud

van biodiversiteit wordt waarschijnlijk het beste gewaarborgd bij een ruimtelijke variatie van in beheer (Esselink 2000; Bos *et al.* 2005). Tot nu toe is bij beweiding als beheermaatregel sprake van het streven om de veedichtheid van jaar op jaar min of meer stabiel te houden. Mogelijk kan de diversiteit van met name ongewervelden worden verhoogd wanneer gestreefd wordt naar een meer dynamisch beheer met een zekere afwisseling in veedichtheden tussen jaren, inclusief jaren zonder beweiding. Belangrijke waardplanten zouden bij een dergelijke regime een kans krijgen uit te groeien, waardoor ook vertegenwoordigers van de herbivore monofage entomofauna een betere kans krijgen hun levenscyclus te volbrengen. Dit zou betekenen dat naast een ruimtelijk variatie in beheer, in de toekomst bij beweiding misschien ook aan een meer dynamisch beheer in de tijd gedacht zou moeten worden. Planten zouden bij een meer variabele veebezetting meer tot bloei kunnen komen. Dit is van belang voor insecten, die op hun beurt door broedvogels kunnen worden gegeten. De hogere zaadzetting kan van belang zijn voor volgende generaties planten en zaadetende vogels.

11.9 Herstelmaatregelen en huidig beheer op plaatkwelders

11.9.1 Vergroting areaal

Het kwelderareaal in de oostelijke Waddenzee ligt ruim 2000 ha boven de historische referentie (Dijkema *et al.* 2005). Maatregelen ter vergroting van het areaal zijn in dit deel van de Waddenzee dan ook niet van belang. Daarentegen is het areaal aan plaatkwelders in de Westelijke Waddenzee zeer gering (300 ha, of 0.2% van het gebied). Een maatregel die genomen kan worden om het areaal te vergroten is het uitpolderen van de landinwaarts van een dijk gelegen polders. Ervaring met deze maatregel is opgedaan in de Kroon's Polders op Vlieland. In 1996 zijn twee van de in totaal vier polders (de zgn. 3^e en 4^e Polder) weer gedeeltelijk opengesteld voor zeewater door het maken van een 10 meter brede opening in de dijk. Door de geringe opening is sprake van een kleinere getij-amplitude in de polders vergeleken met de aangrenzende Waddenzee. In een groot deel van de 3^e en 4^e Polder zijn plantengemeenschappen van de lage en middenhoge kwelder tot ontwikkeling gekomen. Het oostelijk deel heeft echter te kampen met permanent stagnerend water als gevolg van de geringe opening in de dijk en drempelvorming voor de opening. Het oostelijk deel van de polders blijft hierdoor te nat voor kweldervorming. Dit deel is echter wel aantrekkelijk voor vogels (De Leeuw *et al.* 2008).

11.9.2 Vergroting ruimtelijke dynamiek

Door de aanleg van stuifdijken is het areaal aan zandige plaatkwelders toegenomen, maar is de ruimtelijke dynamiek sterk afgenomen. Natuurlijke sluf- en washoversystemen krijgen geen kans om tot ontwikkeling te komen en het resultaat is een verstard landschap waar de vegetatie steeds meer dreigt te verouderen en de biodiversiteit afneemt. Het areaaloverschot ten opzichte van de historische referentie biedt echter mogelijkheden om dynamische processen toe te laten. Door delen van de stuifdijk te verwijderen kan bijvoorbeeld het dynamische proces van zandverstuiving en overwash worden hersteld. Grote washovervlaktes kunnen het transport van zand richting de kwelder bevorderen, terwijl kleine washovers kunnen bijdragen aan een kleinschalige cyclus van erosie en aanwas. Het transport van zand naar het centrum van de zandplaat kan van belang zijn voor het voortbestaan van de kwelder tijdens zeespiegelstijging, wanneer de aanvoer van sediment vanuit de Waddenzee niet voldoende is. De kleinere washovers kunnen tijdelijk tot verjonging van de kwelder leiden (Grootjans *et al.* 2008).

De natuurlijke dynamiek van eilandkwelders kan aan de wadzijde beperkt zijn doordat de kwelderranden met stenen, asfalt of rijshouten dammen zijn beschermd tegen afslag. In het kader van de kustverdediging en het behoud van kwelderareaal is in het Beheerplan Waddenzee 1996–2001 voorgesteld om deze beheermaatregelen te

handhaven en nieuwe maatregelen gericht op vastlegging van kwelderranden niet meer toe te staan.

11.9.3 Sedimentbeschikbaarheid

Sinds 1990 wordt de basiskustlijn op zijn plaats gehouden door zandsuppleties op stranden of onderwateroevers van de eilanden. Dit zand verplaatst zich via de buitendelta's en de zeegaten met de stromingen mee naar de Waddenzee, waar het bijdraagt aan ophoging van de zandplaten (Dijkema *et al.* 2005).

11.10 Herstelmaatregelen en huidig beheer vasteland-kwelders Waddenzee

11.10.1 Onderhoud rijshouten dammen en sedimentatievakken

Het beheer van de rijsdammen is van oudsher gericht op het beschermen van de pionierzone en het tegen gaan van erosie. De strategie om tot verdichting van het dammenpatroon te komen op plekken waar problemen zijn, is zo succesvol dat er sprake is van een netto uitbreiding van de kwelder. Het areaal primaire pionierkwelder is daarbij stabiel gebleven doordat deze zone binnen de kwelderwerken zeewaarts kon opschuiven. Binnen de kwelderwerken is voldoende ruimte om deze ontwikkeling nog enige tijd te laten voortduren. Zonder een verandering in beheersstrategie lijken veroudering en het ontstaan van een eenvormige vegetatie op den duur echter onontkoombaar. Behoud van een primaire pionierkwelder is alleen mogelijk wanneer de kwelderontwikkeling steeds opnieuw kan beginnen. De ruimte die hiervoor in de toekomst nodig is, kan binnen de kwelderwerken alleen worden gecreëerd door het toestaan van erosie, bijvoorbeeld door tijdelijke opschorting van het onderhoud aan de rijshoutdammen (Esselink 2000). Via een cyclisch beheer zou zo een cyclische successie van de meest zeewaarste kwelderzone kunnen worden aangestuurd met als doelstelling behoud van de primaire pionierzone. Van Duin *et al.* (2007b) hebben een dergelijk scenario theoretisch onderzocht. Zij komen tot de conclusie dat een dergelijk beheeroptie niet realistisch is, vanwege een te lange duur van de cyclus van enige honderden jaren. Deze conclusie is echter gebaseerd op de doelstelling om via het cyclisch aansturen van erosie tot verjonging van de meer landwaarts gelegen middenkwelder te komen. Het is echter ook mogelijk een veel korter durende cyclus na te streven met enkel kaal wad, pionierkwelder en lage kwelder. Van Duin *et al.* (2007b) komen voor deze cyclus tot een schatting van 50–100 jaar om de cyclus éénmaal te doorlopen. Dit zou aanleiding moeten zijn om hier nog een keer beter naar te kijken.

11.10.2 Greppelonderhoud

Het traditionele greppelonderhoud zorgde voor een goede ontwatering van de kwelder en voorkwam de ontwikkeling van kwelderkommen. In particuliere kwelders is nog steeds veelal sprake van regelmatig onderhoud. Stopzetting van het greppelonderhoud leidde in de Dollard onder meer tot (1) de vorming van een oeverwallen- en kommenpatroon, (2) het natter worden van de kwelder, (3) in combinatie met beweiding tot een afname van Kweek en (4) een toename van secundaire pioniervegetaties (Esselink *et al.* 1998, 2002, Esselink 2000). De eerste twee effecten kunnen worden beschouwd om meer variatie in geomorfologie te krijgen, de laatste twee als een positief effect om veroudering tegen te gaan.

11.10.3 Herstel zoet-zout overgangen

Voordat het achterland van de kwelders door ontginningen werd aangetast en door reliëfinversie de ontwatering zich landinwaarts ontwikkelde, was langs de gehele kust sprake van invloed van zoet water vanuit het achterland (Esselink 2000). Door de aanleg van een nieuw lozingspunt is het bedoeling om in Noard-Fryslân Bûtendyks via kunstmatig afstromend zoet water tot een herstel van de zoet water invloed te komen. Door de uitzonderlijke breedte van de kwelders in het gebied van zeedijk tot

aan kwelderrand, wordt Noard-Fryslân Bûtendyks als het meest geschikte gebied voor een dergelijk project gezien (Raad voor de Wadden 2008). Het project wordt uitgevoerd door het Wetterskip Fryslân en financieel ondersteund door het Waddenfonds. In het project is ook de aanleg van een vispassage voorzien om de mogelijkheden voor vismigratie tussen Waddenzee en het zoet binnenland te vergroten.

11.10.4 Beweiding

Langs de Groninger kust is sprake van een relatief groot aantal eigenaren van de kwelder. Daarnaast is bij het op deltahoogte brengen van de zeedijk de toegankelijkheid van de kwelder voor vee verslechterd. Beide factoren hebben ertoe bijgedragen dat de beweiding van de kwelder door een aantal eigenaren is opgegeven. Het gevolg is dat met name vanaf 2000 Zeekweek een steeds groter deel van de kwelder is gaan domineren (Dijkema *et al.* 2007b). Waar een versnipperd eigendom vroeger voor een gevarieerde kwelder zorgde omdat het beheer van eigenaar tot eigenaar verschilde, is de situatie nu omgekeerd. De versnippering is nu eerder een belemmering voor een slagvaardig beheer.

11.10.5 Referentie- en streefbeeld

Voor de kwelderwerken zijn door Rijkswaterstaat vijf functie-eisen geformuleerd, namelijk:

1. Instandhouding van minimaal 1250 ha kweldervegetatie binnen de totale kwelderwerken (excl. pionierzone en oude boerenkwelder), waarvan minimaal 33 % (420 ha) per provincie.
2. De actuele kweldergrens mag nergens verder teruggaan dan tot de grens van particulier eigendom (de 'oude kwelder').
3. Instandhouding van 750 ha pionierzone met een bedekking van > 5% binnen de kwelderwerken.
4. Waterplassen en kale plekken op de kwelder die ontstaan zijn als gevolg van een stagnerende waterafvoer, mogen per geval niet groter zijn dan 0.1 ha en in totaal niet groter dan 5% van de totale kwelderoppervlakte.
5. Aanwezigheid van diversiteit in de vegetatiestructuur door beweiding.

Deze functie-eisen kunnen als streefbeeld worden gehanteerd. Functie-eis 5 wordt momenteel niet door Rijkswaterstaat gehanteerd. De verantwoordelijkheden voor natuurbeheer door beweiding liggen namelijk voor een groot deel bij andere instanties (zie Dijkema *et al.* 2007b). De overige vier functie-eisen zijn afgeleid van de situatie in de kwelderwerken in het recente verleden. In de huidige situatie wordt aan alle functie-eisen voldaan (Dijkema *et al.* 2007b). De vraag is echter of dit ook in de toekomst mogelijk blijft, of dat er opnieuw bijstellingen noodzakelijk zijn. Dit geldt in eerste instantie voor de oppervlakte pioniervegetatie.

In zijn algemeenheid kan gesteld worden dat voor de (kunstmatige) vastelandkwelders voor het natuurbehoud geen referentiebeelden zijn opgesteld met daaruit afgeleide streefbeelden (Esselink 2000).

11.11 Oosterschelde

Door de zandhonger van de Oosterschelde zouden de schorren met een *laissez-faire* door erosie op den duur verdwijnen. Nu het besluit is genomen de schorren van een schoorrandverdediging te voorzien, is het de moeite waard geworden plannen te ontwikkelen hoe de natuurwaarde van de schorren verder verhoogd kan worden. Om het successtadium met Zeekweek terug te dringen, kan hierbij gedacht worden aan schorverjonging door maaiveldverlaging of beweiding als beheermaatregel te introduceren.

12 De richting van het toekomstig onderzoek en ingrepen

12.1 Uitgangspunten naar aanleiding van huidige inzichten

Het duin- en kustlandschap is van oudsher een dynamisch gebied waar wind en water vormgaven aan typische kustbiotopen met een specifieke biodiversiteit. Door het vastleggen van het landschap als onderdeel van de kustverdediging, ontginning voor land- en bosbouw en de waterwinning nam de verscheidenheid aan levensgemeenschappen af, hetgeen versneld werd door het optreden van VER-factoren, zoals verdroging, verzuring en vermesting. In het landschap werd dit vooral zichtbaar door versnelde veroudering waarbij kaal zand en pioniergemeenschappen ten koste gingen van een toename van verruiging. Effect gerichte maatregelen zijn erop gericht geweest deze symptomen op standplaatsniveau te bestrijden, maar hoewel ruigtevegetaties door deze maatregelen afnemen, heeft dit in het algemeen niet geleid tot een herstel van de biodiversiteit. In aanvulling op de aanpak van de voorbije jaren richt dit preadvies zich primair op de kansen voor herstel van de biodiversiteit die ontstaan als landschapsvormende processen hersteld worden. Het gaat hierbij om mogelijkheden en gevolgen van wash-over herstel en grootschalige verstuuving (thema 1), met inachtneming van de kansen en bedreigingen die door (mega-) suppleties ontstaan. Op de kwelder is het terugdringen van verruiging en het terugkrijgen van volledige gradiënten geprioriteerd (thema 2). In vastgelegde duinen wordt ervoor gekozen veranderingen op standplaatsniveau aan te sturen vanuit een beter begrip van de gevolgen van de bodemkwaliteit en kleinschalige dynamiek op het functioneren van duingraslanden (thema 3). Er is geen prioriteit gegeven aan (herstel van) natte duinvalleien, omdat hier al veel kennis van voorhanden is en de kwaliteit hiervan sterk afhangt van processen die zich rondom de duinvallei voltrekken.

12.2 Geprioriteerde onderzoeksthema's

Er is geen prioritering tussen onderstaande thema's.

Thema 1: Dynamisch kustbeheer: de motor van biodiversiteit?

Het Nederlands kustlandschap is in grote mate verstart en verruigd. Bestaande maatregelen zijn nog onvoldoende om verruiging van de duinen en kwelders door gebrek aan dynamiek te ondervangen. Het terugbrengen van dynamiek in de kust lijkt een vereiste om de biodiversiteit te behouden en herstellen. Op verschillende plaatsen waar dynamisch kustbeheer wordt toegepast, zijn aansprekende resultaten geboekt met het redynamiseren van de zeereep. Herstel van dynamische processen zal ook bijdragen aan de kustverdediging, omdat hierdoor het meegroeivermogen van duinen en wadplaten wordt verbeterd en zo de versnelde zeespiegelstijging opgevangen kan worden. Redynamiseren in relatie tot suppleren en dynamisch kustbeheer is een mechanisme waarvan in het duinbeheer goed gebruik gemaakt kan worden. Op dit moment worden voor het handhaven van de kust en de kustveiligheid suppleties, mega-suppleties, zeewaartse kustuitbouw en geulsuppleties voorzien (Deltacommissie, 2008). Dit zal naar verwachting resulteren in

nieuwe duinontwikkeling waardoor het achterliggende duinlandschap wordt beïnvloed. Bij kleinschalige duinvorming is het oppervlak aan nieuwe natuur beperkt; (milde) duinvorming heeft bovendien een verstarrend effect op de achterliggende duinen, omdat de nieuwe duinen de dynamiek en saltspray voor het achterliggende duin wegvangen. Waar grootschalige duinvorming optreedt, zouden kansen kunnen ontstaan voor de ontwikkeling van embryonale en witte duinen en na verloop van tijd ook grijze duinen. Om kustuitbouw op een verantwoorde manier te laten ontstaan, zal nagegaan moeten worden in hoeverre de negatieve effecten kunnen worden ondervangen, gemitigeerd of gecompenseerd.

Andere innovatieve mogelijkheden voor redynamisatie zijn:

1. washover-reactivatie op de onbewoonde kusten, waar de veiligheid niet in geding is.
2. het toestaan van landinwaarts transport van zand door de wind door het reactiveren van stuifdijken en duinen die geen veiligheidsfunctie meer hebben.

Met bovenstaande technieken wordt een verticaal meegroeivermogen van het landdeel van tenminste 1m/eeuw mogelijk geacht. Wel moet de bijbehorende zandonttrekking aan de Noordzeekust opgevangen worden door suppleties, opdat de huidige kustlijn gehandhaafd kan blijven.

Ad. 1) Door de aanleg van stuifdijken in het waddengebied en de delta is het areaal aan zandige plaatkwelders toegenomen, maar is de ruimtelijke dynamiek sterk afgenomen. Natuurlijke sluffer- en washoversystemen krijgen geen kans om tot ontwikkeling te komen en het resultaat is een verstarnd landschap waar de vegetatie steeds meer dreigt te verouderen en de biodiversiteit afneemt. Het areaaloverschot ten opzichte van de historische referentie biedt echter mogelijkheden om dynamische processen toe te laten. Door delen van de stuifdijk te verwijderen kan bijvoorbeeld het dynamische proces van zandverstuiving en overwash worden hersteld. Grote washovervlaktes kunnen het transport van zand richting de kwelder bevorderen, terwijl kleine washovers kunnen bijdragen aan een kleinschalige cyclus van erosie en aanwas. Het transport van zand naar het centrum van de zandplaat kan van belang zijn voor het voortbestaan van de kwelder tijdens zeespiegelstijging, wanneer de aanvoer van sediment vanuit de Waddenzee niet voldoende is. De kleinere washovers kunnen tijdelijk tot verjonging van de kwelder leiden. Washover systemen kunnen tot vernatting van de kwelder leiden, maar ook tot verdroging. Dit laatste gebeurt indien een kwelderkreek erodeert in de washover. Er is nog weinig bekend over het verdrogen en vernatten van kwelders door washover systemen en wat het effect op de kwelderverjonging is.

Ad. 2) Het verstuiven en vooral het instuiven van zand heeft effecten op de samenstelling en functioneren van de bodem, de soortensamenstelling en structuur van de vegetatie en de kansen voor de fauna om zich in de bodem en vegetatie te vestigen. De chemisch-fysische eigenschappen van het stuivende zand, de hoeveelheid overstuiving en de uitgangssituatie van de bodem en vegetatie zullen tezamen sturend zijn voor het effect van verstuiving op de biodiversiteitsontwikkeling. Om uiteindelijk te kunnen adviseren hoe en waar een verstuivingsmaatregel het meest effectief uitgevoerd kan worden, is kennis nodig die de relaties tussen de sturende factoren en de ontwikkeling van de biodiversiteit beschrijft. Hierbij is ook inzicht nodig in het duurzaam op gang brengen van verstuiving, zodat re-initiëren van verstuiving daadwerkelijk een vorm van procesbeheer wordt en geen patroonbeheer, waarbij telkens nieuwe ingrepen nodig zijn om de verstuiving in beweging te houden. Ook zijn met deze kennis voorspellingen te doen over de impact van zandsuppleties langs de kust op het functioneren van het duinsysteem. Uiteindelijk zal het doel zijn om op verschillende plaatsen (zo grootschalig mogelijk) de complete gradiënt te herstellen van een dynamische duinenrand en mobiele duinen tot vastgelegde duinbiotopen, met lokale verstuivingskernen waar deze thuishoren in het landschap.

Dit onderzoeksthema loopt mee, mogelijk zelfs iets vooruit, op de ontwikkelingen die zich ten behoeve van de Nederlandse kustverdediging zullen gaan voltrekken. Door deze kennis nu snel te ontwikkelen, kan de ecologische nadelige impact van de maatregelen zo klein mogelijk gemaakt worden en kan maximaal ingespeeld worden op de kansen die het nieuwe zeeweringsbeleid biedt.

Onderzoeksvragen thema 1

1. Welke effecten treden op in de bodem, vegetatie en fauna als gevolg van verschillende verstuiwings- en overstromingsregimes en uitgangssituaties?
 - a. Op welk schaalniveau moeten maatregelen genomen worden (in verschillende uitgangssituaties) om duurzaam te kunnen slagen Op welke tijd- en ruimteschaal kunnen effecten verwacht worden?
 - b. Welke veranderingen in de bodemopbouw, strooiselaccumulatie en het mineralisatieproces treden op als gevolg van instuivend zand?
 - c. Welke veranderingen in soortsamstelling van de vegetatie, structuur en groeivorm treden op onder invloed van overstuiving en welke invloed heeft dit op de functionaliteit voor diersoorten (o.a. bloembezetting, zaadzetting, voedselkwaliteit spruit en wortels).
 - d. Welke veranderingen treden op in de soortsamstelling van de fauna als gevolg van de (indirecte) effecten van overstuiving en welke invloed hebben deze veranderingen op het functioneren van het voedselweb, vooral voor (top)predatoren als Tapuit, Grauwe Klauwier, Blauwe Kiekendief, etc.?
2. Wat is de interactie tussen washover- en kwelderontwikkeling: wat is het effect van een washover op de verjonging van een kwelder en wanneer treedt bij washover ontwikkeling verdroging van de kwelder op en wanneer vernatting?
3. Hoe kunnen relictpopulaties behouden blijven bij grootschalige herverstuivings- en wash-overprojecten?
4. Wat zijn de gevolgen voor de ontwikkeling van het duinecosysteem van de verschillende wijzen van zandsuppletie: dynamisering of juist verstarring van de zeereep, veranderingen in hydrologie, veranderingen in substraatkwaliteit (korrelgrootteverdeling, chemische kwaliteit), etc.

Thema 2. Gradiënten op kwelders

Successie van opeenvolgende vegetaties is een autonoom proces als gevolg van de hoogteontwikkeling (opslibbing) en een toename van nutriëntenbeschikbaarheid. Vanaf een bepaald moment in de kwelderontwikkeling kunnen hierdoor soortenarme climaxvegetaties sterk gaan domineren (Gewone zoutmelde en Zeekweek op zoute kwelders, en Kweek en Riet op brakke kwelders). Deze 'veroudering' is een algemeen fenomeen dat zich ook op buitenlandse kwelders voordoet. Er zijn echter grote verschillen in verouderingssnelheid, waarvan we de achtergrond niet voldoende kennen. Zo verloopt het verouderingsproces op hele brede kwelders, met weinig sediment opvallend langzaam, maar in een gebied met veel kreken gaat het heel snel. Veroudering van een kwelder gaat gepaard met verlies van biodiversiteit. Niet alleen karakteristieke kwelderplanten gaan sterk achteruit, maar ook gemeenschappen van ongewervelden. Bovendien wordt de voedselkwaliteit voor hazen en ganzen minder bij veroudering van de kwelder. In het algemeen geldt dat er vier maatregelen denkbaar zijn om tot verjonging van kwelders te komen, nl.:

1. *Het proces van kweldervorming opnieuw laten beginnen.* Hiervoor bestaan momenteel niet veel mogelijkheden doordat het huidige kwelderareaal onder invloed van maatregelen (stuifdijken en kwelderwerken in de Waddenzee en verkleining van getijdenbekkens in het Deltagebied) al vrij groot is. Door een vergrote dynamiek zouden bestaande kwelders eerst gedeeltelijk moeten eroderen om zo hiervoor ruimte te creëren. Op de waddeneilanden kan dit worden gerealiseerd door een grotere dynamiek toe te laten door stuifdijken gedeeltelijk te verwijderen. In de kwelderwerken zou in theorie periodes van kweldervorming en -afbraak elkaar gestuurd kunnen afwisselen door het onderhoud van de rijshoutendammen plaatselijk voor langere tijd op te schorten.
2. *Vernatting.* De mate van bodemdoorluchting is indirect een belangrijke factor in de vegetatiesuccessie van kwelders. Aangenomen wordt dat verdroging tot een snellere successie leidt, terwijl vernatting de successie vertraagt of zelfs terugzet. De mate van bodemdoorluchting kan via ontwatering door inrichting of beheer worden beïnvloed, zoals begreppeling op de kleiige vastelandkwelders, of het herstellen van washovers op de eilanden. Vernatting leidt waarschijnlijk tot een lagere productie,

maar kan bij planten ook leiden tot stress en uiteindelijke sterfte, bijvoorbeeld als gevolg van sulfide-toxiciteit. Bij vernatting is sprake van een labiel evenwicht: te natte situaties leiden tot secundaire pionierbegroeiingen of onbegroeide plekken; verdroging tot een versnelde successie naar Zeekweek. In de achterkant van zeer brede kwelders is meestal sprake van een lage mate van bodemdoorluchtig. Het is niet duidelijk of de successie hier wordt geremd door een lage mineralisatie, of de lage aanvoer van sediment. In de Waddenzee geldt dit voor zowel de zandige eilandkwelders als ook de kleikwelders langs het vasteland.

3. *Maaiveldverlaging*. Dit is in de praktijk meestal geen optie.
4. *Beweiding*. Voor het merendeel van de kwelders is beweiding de enige maatregel die tegen veroudering kan worden ingezet. Beweiding vervult dan ook een zeer belangrijke rol in het natuurbeheer van kwelders. In het gangbare natuurbeheer wordt bij toepassing van beweiding in de regel van jaar op jaar eenzelfde constante veebezetting gekozen. Het is echter goed mogelijk dat verschillende organismen zouden kunnen profiteren van een meer dynamisch beheer waarbij een zwaardere beweiding wordt afgewisseld met geen of heel weinig beweiding gedurende meerdere jaren. De effecten van een dergelijk dynamisch beweidsregime zijn echter nooit onderzocht. Belangrijke waardplanten zouden bij een dergelijke regime een kans krijgen uit te groeien (meer biomassa, meer zaden), waardoor ook vertegenwoordigers van de herbivore monofage entomofauna een betere kans krijgen hun levenscyclus te volbrengen.

Naast veroudering wordt de biodiversiteit van kwelders ook negatief beïnvloed door het ontbreken van de oorspronkelijke, geleidelijke zoet-zout gradiënten op de kwelder. In het moderne kustlandschap is sprake van een scherpe grens tussen zoet en zout. De vraag is onder welke voorwaarden herstel van een zoet-zout overgang op de vastelandkwelders mogelijk is en welke effecten dit zal hebben op de biodiversiteit, met name in het voorkomen van plantensoorten en insecten. Er zou een monitoringsonderzoek opgezet moeten worden naar het herstel van een zoet-zoutovergang in Noard-Fryslân Bûtendyks na de aanleg van het nieuwe lozingspunt van zoet water aldaar, aangevuld met een vergelijking van zoet-zout overgangen nabij andere lozingspunten langs de kust en de effecten van stagnerend regenwater. Onderstaande vragen zijn weliswaar gericht op natuurlijke kwelders, maar zijn ook van belang voor binnendijkse zilte graslanden en zilte vegetaties in afgesloten delta-armen.

Onderzoeksvragen thema 2

1. Leidt vernatting tot verminderde nutriëntenbeschikbaarheid en daardoor tot een vertraagde successie? Hoe kunnen hierbij de effecten van verminderde nutriëntenbeschikbaarheid en vernatting worden gescheiden?
2. Wat is het effect van de breedte van kwelders op de aanwezigheid van gradiënten en biodiversiteit? Wat zijn de effecten van zoet water (-lozingspunten) op deze gradiënten en biodiversiteit?
3. Wat is het effect op hoogteontwikkeling, flora en fauna van een meer dynamisch beweidsregime, waarbij een zwaardere beweiding wordt afgewisseld met een lichte vorm of zelfs één of meerdere jaren geen beweiding? (*prioritaire vraag, maar heeft op dit moment geen prioriteit bij OBN-onderzoeksfinanciering, vanwege een grote impuls vanuit het Waddenfonds hiervoor*)
4. Kan bij de vastelandkwelders een brede en geleidelijke overgang tussen lage kwelder en het ongegroeide wad worden behouden door middel van een lange-termijn cyclisch onderhoudsregime van de kwelderwerken?

Thema 3. Bodemvorming met name in de grijze duinen: een weg terug of inspelen op ontwikkelingen?

De samenhang tussen N-depositie, nutriëntbeschikbaarheid en respons van vegetatie en fauna wordt steeds duidelijker. Er zijn echter nog een drietal belangrijke kennislacunes, die voor een deel met elkaar samenhangen. De eerste kennislacune gaat over de rol van organische stofaccumulatie in de bodem als regulator van de beschikbaarheid van N en P (en dus de mate van vergrassing), die niet onder alle biogeochemische condities hetzelfde is. De tweede kennislacune betreft het slechts gedeeltelijke succes van begrazing, met name voor fauna, waarbij wel de bovengrondse biomassa en

strooiselinput worden gereduceerd, maar niet de organische stofvoorraad in de bodem. De derde kennislacune betreft het ontstaan, de duurzaamheid en ecologische effecten van kleine stuifplekken in de grijze duinen, waarmee bodemsuccesie tegengegaan zou kunnen worden op plaatsen waar grootschalige redynamisering niet wenselijk is.

Het beheer in duingraslanden is vaak gericht op vermindering van de hoeveelheid organische stof in de bodem, dat gezien wordt als een potentiële bron van nutriënten en vervuiling. Verwijdering van organische stof is echter een kostbare maatregel. Op dit moment is nog onvoldoende duidelijk in welke situaties veel organische stof in de bodem werkelijk een probleem is. Dit kan in bijvoorbeeld kalkrijke bodems heel anders uitpakken dan in kalkarme, omdat verschillen in kalk- en ijzerrijkdom belangrijk zijn voor de beschikbaarheid van andere nutriënten voor de vegetatie. Ook is nog onduidelijk in welke mate organische stof de beschikbaarheid van N dan wel P in verschillende duinzones beïnvloedt. Boven een bepaalde drempelwaarde leidt meer organische stof in de bodem misschien niet tot extra N-beschikbaarheid, welke mogelijk sterker reageert op verse strooiselinput dan op stabiele humus in de bodem. Gezien de vorming van organische stofcomplexen met P-fixerende stoffen als ijzer en mogelijk calcium, is veel organische stof in de bodem echter wel een mogelijk probleem voor de beschikbaarheid van P. Daarnaast is onbekend wat de gevolgen zullen zijn van de overmaat en accumulatie van N door de hoge atmosferische depositie van de laatste decennia en in welke mate dit op de langere termijn een probleem blijft. Mogelijk is de overmaat aan N in kalkrijke bodem voor een groter deel opgeslagen in stabiele, relatief ontoegankelijke humus dan in kalkarme bodems, maar dit moet verder worden uitgezocht. Verder is nog allerm minst duidelijk wat de respons op beheermaatregelen als begrazing precies is. Als vergrassing vooral gestuurd wordt door (verse) strooiselinput in plaats van door (oudere) organische stof in de minerale bodem, dan kan begrazing de N-beschikbaarheid en biomassaproductie verlagen en de leefomgeving voor karakteristieke soorten verbeteren. Als de oudere organische stof in de bodem echter wel van belang is voor de N- en vooral P-beschikbaarheid, dan is het te verwachten dat de effecten van begrazing veel geringer zullen zijn. Hoe dan ook leidt begrazing tot een hogere turn-over van nutriënten en lokaal ook tot bemesting, waardoor verdere vervuiling op kan treden, zeker indien met begrazing wordt gestopt. Anderzijds kan met name de vertrapping in nog niet diep ontkalkte bodems tot een hogere kalkbeschikbaarheid leiden, met gevolgen voor de P-beschikbaarheid. Wellicht is ook bioturbatie van belang, bijvoorbeeld door mieren die in oude begraasde duinen zeer talrijk kunnen zijn en niet-ontkalkt zand van diepere lagen naar het oppervlak werken. Verder is het van belang te weten of de mineralisatie van organische stof en nutriëntbeschikbaarheid toenemen bij verstuiving en of dit veel verschil maakt in kalkrijke of kalkarme duinen. Dit is niet bekend, maar voor het beheer wel relevant en urgent.

Naast bovengenoemde vragen met betrekking tot de betekenis van organische stof voor de beschikbaarheid van nutriënten voor de vegetatie, is ook de rol voor de fauna van belang. Hier is nog praktisch niets over bekend. De fauna reageert natuurlijk op veranderingen in vegetatiestructuur, maar wordt ook rechtstreeks beïnvloed door de verschillende vormen van organische stof als voedselbron. Ook dan is het van belang te weten waar nutriënten precies zitten, zoals in de bodemoplossing, aan het adsorptiecomplex, in labiele of stabiele organische stof, in wortels, bacteriën, schimmels, fauna en in bovengrondse biomassa. Verder is het ook hiervoor van belang te weten hoe deze nutriëntenpools reageren op begrazing en verstuiving. Om de effecten voor de fauna te bestuderen is een combinatie van bottom-up en top-down (aan de hand van soorten die model staan voor een gedeelte van het ecosysteem) onderzoek van belang (zie paragraaf 12.3).

Een goed antwoord op deze kennisvragen is noodzakelijk voor de keuze in welke gevallen het beter is de succesie rigoureu s terug te zetten en in welke gevallen het mogelijk is er juist gebruik van te maken en met andere beheersvormen de biodiversiteitsdoelstellingen te halen.

Onderzoeksvragen thema 3

1. Wat is het effect van de ophoping van organische stof in de bodem op de beschikbaarheid van nutriënten, vegetatiestructuur en levensgemeenschap van planten en dieren in duingraslanden?
 - a. Leidt een hoger gehalte aan organische stof in de bodem tot verhoging van de N- en/of P beschikbaarheid in verschillende duinbodems?
 - b. In hoeverre vormt accumulatie van de overmaat aan N uit de afgelopen decennia een probleem in verschillende duinbodems?
 - c. Hoe werkt een hoger gehalte aan organische stof in de bodem door in de vegetatie en fauna?
2. Wat is het effect van begrazing (en ander beheer) op het verschuiven van nutriëntenpools in bodem, vegetatie en fauna en hiermee op de levensgemeenschap van duingraslanden?
 - a. wat is het relatieve belang van (verse) strooiselininput en (oude) organische stof in de bodem met betrekking tot vergrassing en wat betekent dit voor het potentiële effect van begrazing?
 - b. Hoe is de verdeling van nutriënten over de verschillende compartimenten van bodem en vegetatie in verschillende successiestadia in duingraslanden in verschillende duinzones? Wat betekent dit voor karakteristieke diersoorten?
 - c. Welke veranderingen treden op in deze verdeling van nutriënten door het inzetten van begrazing? Wat zijn de gevolgen hiervan voor de faunagemeenschap?
3. Wat is de ecologische impact en duurzaamheid van kleine stuifplekken?
 - a. Leidt overstuiving van bestaande bodems tot verhoogde mineralisatie en beschikbaarheid van nutriënten voor de vegetatie? Is dit effect tijdelijk of van langere duur? Zijn er verschillen tussen verschillende duinzones?
 - b. Op welke schaal kunnen kleine stuifplekken de negatieve gevolgen van verzuring en verhoogde N-depositie teniet doen? In welke mate vergroot kleinschalige verstuuving het herstel van karakteristieke plant- en diersoorten?
 - c. Hoe kunnen kleine stuifplekken zo duurzaam mogelijk gecreëerd worden uitgaande van de bestaande bodemsamenstelling, reliëf en vegetatie? Wat is de rol van hydrofobie in relatie tot successie? Kan recreatie hierbij een rol spelen?

12.3 De ontwikkeling van maatregelen voor het behoud van de faunabiodiversiteit in het duinlandschap: de meer-waarde van een combinatie van 'top down' en 'bottom up' onderzoek

Om de fauna van het kustlandschap te behouden is het belangrijk dat herstelmaatregelen de karakteristieke fauna faciliteren. Hierbij spelen twee vragen een rol: wat moet er in het systeem gefaciliteerd worden en levert de maatregel geen nieuw knelpunt op? Om giswerk te voorkomen is het nodig om (model-)soorten in het kustlandschap te bestuderen, zodat duidelijk wordt wat precies de bottlenecks en bedreigingen zijn.

Via het OBN wordt veelal uitgegaan van het herstellen en consolideren van de juiste abiotische factoren en landschappelijke processen ('bottom-up'). De fauna wordt in dit kader pas sinds enkele jaren beter belicht. Ondertussen is het duidelijk dat herstel en behoud van vegetaties niet altijd eenzelfde effect voor de fauna hoeft te betekenen. Een belangrijk probleem is dat knelpunten in ecosystemen voor de fauna vaak simpelweg nog onbekend zijn en dat het dus ook niet mogelijk is om hierop toegesneden herstelmaatregelen te implementeren.

Het grote voordeel van de 'bottom up' benadering is dat het niet via 'trial & error' verloopt, maar via kleine stappen die garant staan voor het opbouwen van kennis over het ecosysteem. Doordat er continu onderzoek plaatsvindt (zowel in het veld als onder experimentele omstandigheden) kunnen maatregelen geëvalueerd worden en de opgedane kennis op andere locaties, op grotere schaal of zelfs in andere ecosystemen worden toegepast. Hierdoor zijn de maatregelen over het algemeen zeer effectief. Een

nadeel van deze aanpak is dat het onderzoek vaak niet de problemen voor de fauna blootlegt. Enerzijds komt dit door het grote aantal soorten en anderzijds door het toenemen van biotische interacties naarmate de fauna zich op hogere trofische niveaus bevindt. Het is daarom noodzakelijk om soorten te onderzoeken die als indicator kunnen dienen voor veel andere soorten. Tenslotte richt het systeemherstel zich van oudsher op de effecten van verzuring, verdroging en vermessing, waardoor items als versnippering, verbindingzones en effecten van recreatie tot nu toe nauwelijks zijn belicht.

Bij een top-down benadering wordt van een (te beschermen) soort aangegeven waar deze nog voorkomt, in welke aantallen en wat de mogelijke of meest waarschijnlijke oorzaken van afname zijn. Deze mogelijke oorzaken kunnen dan gericht onderzocht worden, waardoor in korte tijd de precieze knelpunten in het ecosysteem blootgelegd kunnen worden. Populatieonderzoek is hierbij onmisbaar: populatiedynamische processen als voortplantingssucces, overleving en dispersie worden in samenhang met elkaar bekeken, om het knelpunt in de levenscyclus bloot te leggen. Op basis van de opgedane kennis van de knelpunten worden herstelmaatregelen ontwikkeld, die geïntegreerd kunnen worden met bottom-up maatregelen vanuit de systeemaanpak. Het grote voordeel van deze methode is dat de aanpak een zeer nauw omschreven doel heeft en daarom relatief snel kan worden uitgevoerd. Zeker wanneer de problemen duidelijk zijn (vernietiging of ernstige aantasting van een primaire biotoop in de habitat van de soort, verstoring door recreatie, etc.) en de oplossingen ook beleidsmatig zijn uit te voeren, kan snel succes worden geboekt. Een nadeel van deze lijn is dat de oorzaak-gevolg relaties van de geschetste problemen niet altijd helder zijn, zeker als populatieonderzoek en verdiepend onderzoek niet hand in hand worden uitgevoerd. Tenslotte worden de effecten van de maatregelen op andere dier- en plantensoorten vaak niet belicht; dit is op te vangen door de bottom-up effecten van de voorgestelde maatregelen te onderzoeken met de systeem-aanpak.

De systeemaanpak en de soortenaanpak zijn eigenlijk twee kanten van dezelfde medaille. Het is in het belang van de natuurbescherming in Nederland om de twee benaderingswijzen veel beter op elkaar aan te laten sluiten dan nu het geval is.

12.4 Monitoring

Het uitvoeren van (experimentele) maatregelen kan heel veel informatie opleveren als er een goede monitoring wordt uitgevoerd. Monitoring is iets anders dan een inventarisatie, omdat bij monitoring specifiek onderzoek gedaan wordt naar de effecten van maatregelen. Een goede monitoring is dus passend bij de maatregel en de doelstellingen van de maatregel. Eerst wordt de uitgangssituatie vastgelegd, waardoor de bedoelde effecten (op gebied van landschap, flora en fauna) gemeten kunnen worden in vergelijking met de uitgangssituatie. Nog beter is het om ook variabelen in de monitoring op te nemen die het verloop van processen weergegeven, waardoor de causaliteit tussen ingreep en effect inzichtelijker wordt. Wanneer de monitoring consequent wordt uitgevoerd, kan er lering getrokken worden uit het verloop van de getroffen maatregelen, zodat deze tussentijds bijgesteld kunnen worden of elders geoptimaliseerd. Anderzijds moet monitoring niet leiden tot een verzameling gegevens waar vervolgens niets mee gedaan wordt. De verwerking en interpretatie van de gegevens zijn dus een essentieel onderdeel van het monitoringsplan. Om de gesignaleerde achterstand hierin weg te werken wordt geadviseerd aparte gelden vrij te maken om de bestaande monitoringsgegevens te inventariseren en vervolgens projectmatig uit te werken.

12.5 Draagvlak voor ingrepen

12.5.1 Relatie met andere functies

Maatregelen ter bescherming tegen zeespiegelrijzing

In het rapport van de Deltacommissie 2008 'Samen werken met water', wordt aanbevolen om de kust en de kustveiligheid vooral te handhaven door middel van zandsuppleties, waarbij mega-suppleties, zeewaartse kustuitbouw en geulsuppleties worden voorzien. De gevolgen hiervan voor het kustlandschap en de biodiversiteit zijn onderdeel van de geprioriteerde thema's (thema 1).

Infrastructuur en recreatie

Aan de Nederlandse kust is recreatie een belangrijke bedrijfstak. Een infrastructuur van wegen, fietspaden en wandelroutes is een vereiste om de recreatie te geleiden. Het is te verwachten dat de dynamiek van het landschap juist het toerisme zal stimuleren, zeker als ook de biodiversiteit weer toeneemt en er 'meer te zien' is. De ontwikkeling van (geleide) recreatie dient hand in hand te gaan met een zonering in de intensiteit daarvan om negatieve effecten op de natuur (bijvoorbeeld verstoring van fauna, zie box 12.1), maar ook op de meest kwetsbare vormen van recreatie: de rustzoekers zoveel mogelijk te voorkomen en effectmonitoring toe te passen. Ook dient er aandacht te zijn voor de versnipperende werking op de fauna van de recreatieve infrastructuur.

Box 12. 1 Verstoring en betreding door recreatie

De effecten van recreatie op het kustlandschap zijn tweeledig. Enerzijds vindt er betreding plaats die de bodem, vegetatie en lokale fauna direct beïnvloed. Anderzijds treedt er verstoring op van – voornamelijk gewervelde – diersoorten die recreanten als een bedreiging zien.

Intensieve betreding door recreanten wordt wereldwijd gezien als een bedreiging voor de vegetatie en fauna van strand en droge duinen (o.a. Andersen 1995, Kutiel *et al.* 2000). Betreding heeft vrijwel overal tot gevolg dat de bedekking van de vegetatie afneemt en de bodemstructuur los wordt. Dit losse zand is bij aanblijvende betreding ongeschikt als kiemingsplaats of als nestgelegenheid voor gravende diersoorten. Lemauiel en Rozé (2003) vonden echter dat bij matige betreding in pionierbegroeiingen bodemcompactie optreedt, waardoor water beter wordt vastgehouden en de vegetatiebedekking juist kan toenemen. Bonte en Maes (2008) vonden dat de verspreiding van verschillende karakteristieke ongewervelde diersoorten van kustduinen mede gestuurd wordt door betreding. De landschappelijke context bepaald echter in belangrijke mate welke invloed betreding heeft en de effecten van betreding variëren daarom tussen terreinen. Een goed gestuurde en in tijd en ruimte gefaseerde betredingsdruk heeft nauwelijks ongewenste neveneffecten (Nordstrom *et al.* 2000). In theorie kan het zelfs leiden tot een gevarieerder landschap en daarmee tot positieve effecten op de biodiversiteit. In de praktijk is dit echter nog niet toegepast en onderzocht.

Effecten van verstoring zijn voornamelijk onderzocht in relaties tot vogels. Onderstaande samenvatting is gebaseerd op Henkens *et al.* (2003) en Krijgsveld *et al.* (2004). Bij verstoring gaat het om het onderbreken (verstoren) van het normale gedrag van vogels wat consequenties kan hebben voor de energiebalans of conditie van het individu of van jonge vogels die van dit individu afhankelijk zijn. Daarnaast kan het de kans op predatie verhogen voor het individu en/of zijn legsels en jongen. Bij vogels is relatief veel onderzoek gedaan op individu niveau, maar weinig op populatieniveau. Soorten van open terrein, zoals stranden en open duingraslanden, zijn over het algemeen gevoeliger voor verstoring door recreanten dan soorten van gesloten biotopen. Daarnaast zijn groundbroeders meestal gevoeliger dan soorten die in opgaande vegetatie broeden. Recreatie heeft in open kustgebieden een aantoonbaar verstorend effect op vogels. Foeragerende steltlopers (en andere watervogels) vliegen op als een recreant zich tussen 50 en 300 m van de vogels bevindt. Dichtheden van vogels rond verstoringsbronnen zijn een stuk lager dan in rustige gebieden. Broedende vogels zijn vooral in de vestigingsfase verstoringsgevoelig. Er zijn aanwijzingen dat ook broedsucces aangetast wordt door recreatiedruk.

Een dynamisch landschap en de instandhoudingsdoelen van Natura2000

De Europese Unie heeft zich ten doel gesteld in 2010 de achteruitgang van de biodiversiteit te stoppen. Een belangrijk instrument hiervoor is de uitvoering van de gebiedsgerichte onderdelen van de Vogelrichtlijn en de Habitatrichtlijn. Dit betekent het realiseren van een netwerk van natuurgebieden van Europees belang: het Natura 2000 netwerk. Dit netwerk heeft als hoofddoelstelling het waarborgen van de biodiversiteit in Europa. In dit verband is de afspraak gemaakt dat de lidstaten van de Europese Unie alle maatregelen nemen die nodig zijn om een 'gunstige staat van instandhouding' van soorten en habitattypen van communautair belang te realiseren. Voor Nederland betreft dit 51 habitattypen, 36 soorten en 95 vogelsoorten. Hieronder vallen ook veel karakteristieke habitats en soorten van het kust- en duingebied. Voor alle soorten en habitats worden landelijke instandhoudingsdoelen geformuleerd en per gebied in juridisch bindende aanwijzingsbesluiten vastgelegd. Deze zijn gebaseerd op een behoud- of herstelopgave, afhankelijk van in hoeverre de huidige aantallen of oppervlakten afwijken van de gewenste of referentiesituatie. Ook worden voor elk Natura 2000 gebied beheerplannen opgesteld, waarin samen met de betrokken gebruikers en beheerders van de gebieden bepaald wordt waar, met welke middelen, in welke omvang en met welk tempo de realisering van de doelen het best kan plaatsvinden.

Dankzij de instandhoudingsdoelstellingen genieten veel zeldzame en kwetsbare habitattypen en soorten dus via internationale wetgeving strikte bescherming tegen negatieve invloeden van buitenaf. Nieuwe aanspraken op de Natura 2000-gebieden, bijvoorbeeld in het kader van infrastructurele projecten, moeten altijd getoetst worden op hun mogelijke effecten op de aangewezen Natura 2000-soorten of habitats. Indien er een kans is op significante negatieve effecten, kan een project alleen doorgaan als het gaat om dwingende redenen van groot openbaar belang en moet eerst compensatie worden uitgevoerd. Ook de plannen voor grootschalig duin- en kustherstel dienen te worden getoetst aan het effect op de instandhoudingsdoelstellingen. Kustlandschappen zijn relatief vaak aangewezen als "Begeleid Natuurlijke" natuurtypen waarvan een wezenskenmerk is dat de onderdelen niet naar plaats en tijd zijn vastgelegd. Hierdoor zou in een aantal gevallen een spanningsveld kunnen ontstaan met het conserverende karakter van Natura 2000. Ook noodzakelijke (herstel)maatregelen zouden kunnen conflicteren met de instandhoudingsdoelstellingen.

In kleinschalige gebieden met een grootschalige dynamiek is het bijvoorbeeld soms onmogelijk om aan de instandhoudingsdoelen voor habitats of soorten te voldoen, zonder de dynamiek in te perken. Een oplossing zou kunnen zijn om de instandhoudingsdoelen op een veel grotere schaal te formuleren. Streefgetallen per soort worden geïnterpreteerd als langjarige gemiddelden. Afwijkingen van jaar op jaar zijn dan mogelijk.

Niet alleen de dynamiek speelt een rol bij deze fluctuaties, maar ook de successie en maatregelen die de successie van tijd tot tijd in meer of mindere mate terugzetten. Enige mate van flexibiliteit ten aanzien van de instandhoudingsdoelstellingen is dus vanuit ecologisch oogpunt zeer gewenst. De beheerplannen dienen daarin te voorzien.

12.5.2 Communicatie en veiligheid

Het verwerven van draagvlak voor ingrepen in een natuurterrein bij bewoners uit de omgeving is een geregeld terugkerend knelpunt. Het speelt bij zowel grootschalige doch veilige redynamisering van delen van de duinen als bijvoorbeeld het verwijderen van een lokale bosopstand. Bij grootschalige redynamisatie is een bijkomend probleem dat de precieze uitkomst nooit volledig te voorspellen is en dat, in de ogen van een deel van de bevolking, ook het veiligheidsaspect niet te garanderen is. Het is belangrijk bewoners tijdig te informeren over ontwikkelingen in en rond het natuurgebied, waarbij de lokale beheerders een belangrijke rol hebben bij het uitdragen van de plannen. Hierbij is een juiste dosering van belang: nodeloos veel communicatie kan ook wantrouwen opwekken.

13 Samenvatting

Zowel ondanks als dankzij het menselijk gebruik heeft Nederland nu nog een groot aantal natuurgebieden langs de kust liggen, de Zeeuwse en Zuid-Hollandse estuaria, de vastelandsduinen van Holland en tenslotte het Waddengebied. De waarde van deze gebieden voor de biodiversiteit is enorm. Het Nederlands kustgebied is niet alleen van unieke betekenis voor de biodiversiteit in Nederland, maar ook voor West-Europa. Het is des te zorgelijker te constateren dat de biodiversiteit in het Nederlands duin- en kustlandschap de laatste decennia achteruit is gegaan. De VER-factoren (verdroging, verzuring, vermessing) hebben hier in belangrijke mate aan bijgedragen. De VER-factoren (met name vermessing) hebben gezorgd voor verhoogde biomassa-productie, waardoor soorten van open standplaatsen het niet meer volhielden. Tegelijkertijd trad een achteruitgang op van het natuurlijke herstelvermogen van het kustlandschap door verminderde dynamiek (vastleggen van verstuiving en kustlijnbehoud). Samen veroorzaakten de VER-factoren en het gebrek aan dynamiek de vergrassing, verstruweling en versnelde successie. Er zijn voorbeelden van succesvolle herstelprojecten, maar veel van de effectgerichte maatregelen tegen vermessing lijken de oorspronkelijke, gewenste situatie niet goed te herstellen. Inmiddels is de depositie van verzurende en vermestende stoffen verlaagd, maar een verdere verlaging zal de komende periode naar verwachting nauwelijks optreden. Daarom wordt in dit preadvies vooral ingezet op het een verbetering van het natuurlijk herstelvermogen van het kustlandschap, door herstel van de geomorfologische processen die de vorming van het landschap aansturen. Daar waar de landschappelijke context van een gebied het grootschalig herstarten van geomorfologische en hydrologische motoren niet toelaat, zijn ook nog mogelijkheden voor herstel op kleinere schaal, door meer nadruk te leggen op herstel van de bodemkwaliteit. De vernieuwing van de kijk op maatregelen die in het kustlandschap genomen zouden moeten worden, vraagt om dit preadvies.

De geomorfologische dynamiek is bepalend geweest voor het ontstaan van strand, duinen en kwelders met de bijbehorende biodiversiteit. In geomorfologische processen is een hiërarchie in tijd en ruimte te herkennen: processen die langzaam verlopen en in een groot gebied spelen, bepalen het 'speelveld' voor sneller verlopende en kleinschaliger processen. Tegelijkertijd sturen kleinere eenheden ook de landschapsvorming op een grotere schaal (op de daarboven gelegen ruimtelijke schaal). Geomorfologische eenheden van vergelijkbare schaalniveaus beïnvloeden bovendien elkaar. De gezamenlijke processen en interacties vormen op elke tijd- en ruimteschaal geomorfologische eenheden, elk met een eigen kenmerkende ontwikkeling. De habitattypen van het kust- en duinlandschap worden bepaald door de relatie tussen de fysische en ecologische processen. Voor effectief en duurzaam natuurherstel moet worden ingespeeld op het juiste schaalniveau. Dit is niet per se het schaalniveau waarop het knelpunt speelt. Om knelpunten op meso/microschaal effectief aan te pakken moeten soms maatregelen worden getroffen op macroschaal.

Slutelprocessen voor duinvorming zijn vooral windtransport (verstuiving), kustaangroei en kustafslag en de ontwikkeling van hydrologische systemen. Zodra er duinen zijn, gaan er ook bodemvormende processen optreden, zoals verwerking, verzuring, ontkalking, accumulatie van organische stof en treedt successie van de vegetatie op als de dynamiek niet te groot is.

De bodem is een belangrijke determinant van het habitatype dat zich op een bepaalde locatie kan ontwikkelen. Op de bodemkaart van Europa worden de Nederlandse duinbodems ondergebracht bij de arenosols: bodems met zwak

ontwikkelde horizonten in ongeconsolideerd zandig materiaal. De aanwezigheid van humeuze bandjes wijst op een afwisseling van stabiele en instabiele fasen. Naast de versturende invloed van de mens heeft in de duinen vooral het reliëf veel invloed op de bodemvorming. De hydrofobie van het zand heeft invloed op geomorfologische processen. Regenwater stroomt over het ondoorlatende oppervlak af, waardoor kleinschalige modderstromen en colluviale afzettingen ontstaan, die vaak snel dichtgroeien, omdat de waterstroom zaden concentreert en de vochtcondities in het afgespoelde zand goed zijn.

De Nederlandse kustduinen verschillen lokaal sterk in bodemchemische samenstelling. Zo heeft het Renodunaal district van ZW-Nederland zand dat afkomstig is uit relatief jonge delen van centraal-Europa, dat van origine relatief rijk is aan kalk, ijzer en aluminium. Het Waddendistrict van Noord-Nederland wordt juist gekenmerkt door kalk- en mineraalarm zand. De verschillen in bodemchemie tussen het Renodunaal- en Waddendistrict zijn van betekenis voor de regulatie van de P-beschikbaarheid. De beschikbaarheid van P is vooral afhankelijk van de pH in de bodem, in combinatie met de hoeveelheid kalk dan wel ijzer. In het Waddendistrict is er veel minder kalk en ijzer in de bodem aanwezig en speelt P-fixatie in de vorm van calcium- of ijzerfosfaat vrijwel geen rol. De P-beschikbaarheid is hierdoor vrijwel altijd relatief hoog. Als gevolg van de hoge P-beschikbaarheid is de vegetatie in het Wadden district N-gelimiteerd en heeft atmosferische N-depositie een duidelijke, stimulerende rol gehad in de vergrassing. Naast vergrassing is in de duinen ook vermosing opgetreden. De laatste twee decennia treedt een onnatuurlijke dominantie op van de exotische soort Grijs Kronkelsteeltje.

De beschikbaarheid van N wordt voor een belangrijk deel bepaald door de hoge atmosferische N-depositie. De N-depositie is in Nederland de laatste jaren gestaag gedaald en is in de duinen lager dan in andere delen van het land. In duingraslanden is de N-depositie nog steeds hoger dan de kritische depositie van 10-20 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹. Bovendien zijn er aanwijzingen dat, met name voor de duinen, de metingen volgens het landelijk meetnet hoger zijn dan de gemodelleerde waarden waarop de overschrijding van de kritische depositie is gebaseerd.

Duinvorming begint op het strand. Embryonale duinen zijn deels begroeide, lage duintjes op het hoge strand met zoet of zout grondwater. Ze zijn te vinden langs aangroeiende of stabiele kusten en vormen de prille fase van primaire duinvorming. Kwalificerende soort voor de embryonale duinen is het Biestarwegras. Naast Biestarwegras zijn er maar weinig soorten aangepast aan de dynamische omstandigheden. Nieuwvorming van duinen komt weinig voor in Nederland, hoewel de ontwikkeling van strandduinen toeneemt sinds het op grote schaal suppleren van zand. Suppleties worden toegepast voor de Zeeuwse en Hollandse kust en aan de Noordzeekust van de Waddeneilanden. Vroeger gebeurde dit veelal in de vorm van strandsuppleties, maar tegenwoordig wordt vaak op de vooroever gesuppleerd. Suppleties hebben echter ook negatieve effecten op de natuur. Het verplaatsen en toevoegen van zand verandert de bodemstructuur en bodemeigenschappen. Ook kan het een verstarring van zeereep en het daar achter liggende duin tot gevolg hebben. Kenmerkend voor de zeeduinen is de hoog dynamische omgeving, met stuivend zand en zoutspray. In de zeereep kunnen stuifkuilen ontstaan, waardoor een gekerfde zeereep ontstaat. De samenstelling van de vegetatie is afhankelijk van de dynamiek. De meest dynamische standplaatsen worden gekenmerkt door een afwisseling van hoge graspollen en kaal zand, met Helm als dominante soort. Deze plant is het meest vitaal wanneer hij overstoven wordt, zolang hij mee kan groeien met de telkens nieuw afgezette zandlagen. De nieuwe wortels zijn de uitgesproken voedselbron van larven van bladsprietkevers en deze vormen op hun beurt het voedsel voor insectenetende vogels. Omdat de oppervlakte kaal zand in het Nederlands duingebied nog maar erg gering is, vormt de zeereep voor veel karakteristieke insectensoorten een belangrijk toevluchtsoord.

De zogenaamde 'grijze duinen' zijn van oorsprong eolische vormen, maar nu overheersen watererosie en vervlakking. In tegenstelling tot het habitatype grijze duinen worden hier ook de struwelen tot de grijze duinen gerekend. Onze duingraslanden en duinstruwelen zijn van Europese betekenis, vooral omdat ze zo uitgestrekt zijn en veel variatie vertonen. Stuifkuilen lijken op dit moment de laatste oprispingen van dynamiek in de duinen te zijn. Ze zijn waardevol, omdat ze op

grotendeels gestabiliseerde plekken de biodiversiteit van de zee- en middenduinen aanzienlijk verhogen. Ook zijn ze essentieel voor het behoud van grijze duinen. Duingraslanden zijn soortenrijke begroeiingen met dominantie van laagblijvende grassen, kruiden, mossen en/of korstmossen. Intacte grijze duinen kennen een zeer rijke fauna. De afwisseling van kale en begroeide plekken, vegetatiestructuur, bodemontwikkeling en bloemrijkdom maakt dat veel diersoorten hier een geschikte leefomgeving vinden. Door graas- en graafactiviteiten spelen Konijnen een sleutelrol in het behoud van diversiteit in vegetatiestructuren en zeldzame plantensoorten en het in gang zetten van verstuing. Sinds de uitbraak van myxomatose in 1953 is de Konijnenstand nooit meer op hetzelfde niveau teruggekomen. De nieuwe virusziekte VHS wordt beschouwd als de belangrijkste oorzaak van de afname sinds 1990. De begrazing van een gebied door grote hoefdieren kan niet gezien worden als vervangend voor het grazen door konijnen. Omdat konijnen een holenstelsel hebben waarnaar ze telkens terugkeren ontstaat rond een konijnenburcht een kleinschalige gradiënt van begrazings- en omwoelingsintensiteit. Door de verruiging van de grijze duinen neemt de faunadiversiteit hier af.

De waardering van begrazing als beheermaatregel varieert van zeer positief tot zeer negatief. Ten eerste komt dit doordat er grote verschillen zijn in begrazingsvorm én de uitgangssituatie van het te begrazen terrein. Ten tweede variëren zowel de doelen die de beheerder stelt als het specifieke onderwerp (flora, fauna, ecosysteem, abiotische processen) waarvoor de onderzoeker de effecten van begrazing vast stelt. In dit rapport wordt vooral gesproken over begrazing met als doel het tegengaan van vergrassing en verstruweling van de kustduinen. Begrazing leidt in zowel open duingrasland, vergraste vegetaties als duinheide tot afname van hoge grassen en strooisel en tot een toename van de moslaag en de lichtbeschikbaarheid. Een toename van het aantal plantensoorten vindt echter vrijwel alleen plaats in de vergraste vegetaties. Begrazing kan in theorie positief uitwerken op de fauna, mits goed rekening gehouden wordt met de aanwezigheid van relictpopulaties en een graasdruk die leidt tot een vrij open, structuur- en soortenrijke vegetatie. Hiervoor is over het algemeen een lage graasdruk noodzakelijk, aangezien een hoge graasdruk snel kan leiden tot een korte uniforme vegetatiestructuur en het verstoren van relictpopulaties. In de praktijk zijn weinig voorbeelden bekend van positieve effecten van begrazing op de duinfauna. Over het algemeen lijkt extensieve begrazing in de kalkrijke duinen gunstige effecten te hebben voor dagvlinders. Begrazing lijkt in de kalkrijke delen van het Noord-Hollands Duinreservaat faciliterend te zijn voor het Konijn, terwijl facilitatie in de kalkarme delen uitblijft.

Naast de duingraslanden worden ook de duinstruwelen tot het grijze duin gerekend. In het open duin komen voor Nederlandse begrippen zeer veel soorten struiken voor, vooral op kalkrijke bodem. De natuurlijke struwelen hebben vaak grote natuurwaarden, terwijl duinstruwelen op standplaatsen waar de mens actief is geweest en de bodem geroerd of bemest heeft vaak een lage natuurwaarde hebben.

In zich ontwikkelende duinmassieven vormen zich in de loop van de tijd, dankzij regenval, omvangrijke zoetwaterlichamen, waarin grondwaterstroming plaats vindt vanuit het centrum naar de periferie. Voor de natuurwaarden zijn vooral de kwelgebieden van groot belang. In de meeste gevallen zijn de kwelgebieden vrij klein. Duingrondwater neemt qua chemische samenstelling een zeer bijzondere plaats in. Dat komt vooral door: (a) de relatief hoge bijdrage van zeezouten, (b) zeer grote fluctuaties in zeezouten in de tijd en (c) zeer grote ruimtelijke verschillen als gevolg van ruimtelijke verschillen in begroeiing, diepte van de grondwaterspiegel beneden maaiveld en samenstelling van de ondergrond. Ontkalking is een langzaam proces, maar heeft uiteindelijk grote consequenties voor de ontwikkeling van het duinecosysteem. Als de ontkalkingsdiepte na enkele eeuwen zo groot wordt dat ondiepe grondwaterstromen de kalkhoudende lagen niet meer bereiken, dan verzuren de duinvalleien. Het stimuleren van kalkrijke kwel vergt verhoging van grondwaterstanden in de omringende hogere duincomplexen.

Na de pionierstadia kan het meest soortenrijke stadium met orchideeën en Knopbiezen zich in duinvalleien ontwikkelen, zolang het percentage organische stof in de toplaag van de bodem laag is en de hydrologische omstandigheden gunstig zijn. Afhankelijk van het beheer kan dit stadium vele decennia duren. Wanneer het

organische stofgehalte te hoog wordt, begint het laatste successiestadium, waarin grassen (Duinriet) overheersen, evenals houtige wilgenstruikjes die later tot struwelen kunnen uitgroeien. Valleien met een constante aanvoer van kalkrijk grondwater blijven veel langer in het soortenrijke stadium dan valleien die door regenwater of oppervlaktewater worden gevoed. Op de lange duur treedt van nature toch verzuring op, door uitloging van de bodem en stapeling van organisch materiaal. De natuurkwaliteit neemt hiermee enorm af.

De effecten van vermessing op de fauna grijpen voornamelijk indirect aan op de aquatische fauna doordat vervuiling optreedt en daarmee een versnelde verlanding van (ondiepe) duinwateren. In duinwateren zijn effecten van verzuring op insecten van ondergeschikt belang ten opzichte van verdroging en vermessing.

Het herstel van duinvalleien met een terugkeer naar de oude situatie met ongestoorde omstandigheden is door verandering van externe factoren vaak niet meer mogelijk. Een goede basis is echter het zo goed mogelijk herstellen van de hydrologie, bijvoorbeeld door opheffing van de verdroging en het weer mogelijk maken van de toevoer van basenrijk grondwater. Duinvalleien hebben echter vaak een humusrijke bodem in plaats van een minerale, door jarenlange organische stof opbouw onder natte omstandigheden. Daarom moet deze laag eerst geruimd worden voordat tot vernatting overgegaan wordt. Daarnaast zijn vaak aanvullende beheermaatregelen nodig, zoals plaggen, maaien of begrazen.

Washovers zijn natuurlijke laagten in de zeereep waardoor zeer hoge vloedgolven incidenteel (hooguit een paar keer per jaar) het achterliggende gebied kunnen instromen. De regelmatige aanvoer van zout water en vers zeezand zorgt voor een heel dynamisch milieu waar de omstandigheden voor de vestiging en de groei van hogere planten zeer ongunstig zijn. Slufteren zijn hier gedefinieerd als lokale doorbraken in een duinenrij, waardoor bij elke getijbeweging water via een geulensysteem het achterliggende gebied in- en uitstroomt.

Washovers en slufteren worden beiden gekenmerkt door een heel scala aan vegetaties, die variëren van zoute vegetaties (de haloserie) tot zoete vochtige vegetaties van duinvalleien (de hygrosérie) en droge duinvegetaties (de xeroserie) aan de randen.

Als stranden niet meer dagelijks worden overstroomd, kunnen microbiële matten en algenmatten het zand vastleggen. Een goed ontwikkelde microbiële mat belemmert de groei van hogere planten, omdat de mat de bovenste bovenlaag zeer zuurstofloos maakt en er vooral 's nachts veel sulfide wordt geproduceerd dat voor veel hogere planten toxisch is. Als zich vervolgens organische stof ophoopt, neemt de vruchtbaarheid van de bodem toe en raakt het strand binnen enkele jaren begroeid en wordt gesproken van een groen strand. Vanwege het grote aantal pioniersoorten op een groen strand heeft het een hoge natuurwaarde. Groene stranden hebben geen beheer nodig, maar ze hebben niet het eeuwige leven.

Kwelders kunnen worden gedefinieerd als gebieden die begroeid zijn met hogere planten en die blootgesteld zijn aan periodieke overstroming met zout water.

Sleutelfactoren op kwelders en schorren zijn opslibbing en erosie, inundatiefrequenties, accumulatie en beschikbaarheid van nutriënten, ontwikkeling neerslaglenzen, stress factoren zoals zout, sulfide en zuurstofbeschikbaarheid en de successie van vegetatie.

De met een strandwal verbonden kwelders kunnen uit geomorfologisch gezichtspunt enigszins als natuurlijk worden beschouwd. Een eventuele reconstructie van een oorspronkelijk kwelder- of kustlandschap naar een toestand van voordat de mens intervenieerde in de morfologische ontwikkeling van de kust, is in andere situaties niet meer mogelijk.

Kwelders groeien aan of eroderen, maar stabiele kwelders bestaan niet. Zolang kwelders horizontale aangroei laten zien blijft een geleidelijke overgang in hoogte van pionierkwelder naar lage kwelder gehandhaafd. Stagneert de aanwas, dan ontstaat een kwelderklif. Een stabiele zeewaartse begrenzing van kwelders bestaat alleen wanneer deze vastgelegd is door beheermaatregelen in de vorm van een oeververdediging.

Brede en smalle kwelders verschillen in hydrodynamisch opzicht van elkaar. Binnen een brede kwelder is sprake van een landwaarts afnemende gradiënt in lokaal hoogwater en zijn ook grote ruimtelijk verschillen in sedimentatie te verwachten. Eén

van de punten waarvoor tot nu toe onvoldoende aandacht is geweest, is de invloed van ruimtelijke dimensies van een kwelder op de diversiteit.

Door de periodieke overstroming met zeewater vertoont de kweldervegetatie een kenmerkende zonering langs de hoogtegradiënt. De tolerantie voor milieufactoren is met name bepalend voor de positie van de ondergrens van planten laag in de zonering. Voor de bovengrens van de verspreiding en voor plantensoorten hoger in de zonering geldt dat de positie ook een direct gevolg is van biologische interacties tussen soorten in wisselwerking met milieufactoren. Door beweiding worden hoogopgroeïende soorten weggehaald en kunnen kleine soorten van de lage kwelder naar boven schuiven in de zonering.

Hoewel de biodiversiteit van kwelders uitgedrukt in aantal soorten per oppervlakte-eenheid misschien relatief laag is, vormen kwelders voor een groot aantal soorten een waardevol en onvervangbaar habitat. De organismen op de kwelder vormen hun eigen karakteristieke kweldergemeenschappen, waarvoor buiten de kweldergebieden geen plaats is in Nederland.

Van nature voorkomende, kleine gewervelde herbivoren kunnen in beperkte mate invloed hebben op de successie van kwelders. De Brand- en Rotgans profiteren van de voorjaarsgroei op de kwelder om hun lichaamsreserves op te bouwen voor de trek naar hun noordelijke broedgebieden. Onder invloed van beweiding met landbouwhuisdieren kan de successie wel een heel eind worden teruggedrongen, dan wel bevroren. Dit is belangrijk, omdat vanaf een bepaald moment in de kwelderontwikkeling soortenarme climaxvegetaties sterk kunnen gaan domineren. De Westerschelde is het enige estuarium in Nederland waar nog een volledige estuarine zoet-zout gradiënt (van Damme et al. 2001) aanwezig is. De Oosterschelde kent geen zout-zoet gradiënt, maar is in zijn geheel zout. Door de uitvoering van de Deltawerken en de aanleg van het Schelde-Rijnkanaal is het schorareaal in de Oosterschelde met 75% afgenomen.

De restauratie van kwelders kan met behulp van enkele maatregelen: areaalvergroting door uitpoldering, areaalbehoud door kwelderrandverdediging, maaiveldverlaging, beweiding, vergroting ruimtelijke dynamiek en suppleties.

Het belangrijkste knelpunt dat in dit preadvies voor het voetlicht wordt gebracht, is dat door het niet verlopen van landschapsvormende processen, het duin- en kustlandschap veroudert en dat met het voortschrijden van de successie (versneld onder invloed van VER-factoren) de biodiversiteit afneemt. Het geprioriteerde onderzoek richt zich primair op de kansen voor herstel van de biodiversiteit die ontstaan als landschapsvormende processen hersteld worden. Het gaat hierbij om mogelijkheden en gevolgen van wash-over herstel en grootschalige verstuiwing, met inachtneming van de kansen en bedreigingen die door (mega-) suppleties ontstaan (thema 1). Op de kwelder is het terugdringen van verruiging en het terugkrijgen van volledige gradiënten geprioriteerd (thema 2). In vastgelegde duinen wordt ervoor gekozen veranderingen op standplaatsniveau aan te sturen vanuit een beter begrip van de gevolgen van de bodemkwaliteit en kleinschalige dynamiek op het functioneren van duingraslanden (thema 3).

Literatuur en bibliografie

- Adam, P. 1990. Saltmarsh ecology. Cambridge University Press, Cambridge. 461 pp.
- Adema, E.B., Grootjans, A.P., Petersen, J. & Grijpstra, J. 2002. Alternative stable states in a wet calcareous dune slack in The Netherlands. *Journal of Vegetation Science* 13: 107-114
- Adema, E.B., Van Gernerden, H. & Grootjans, A.P. 2003. Is succession in wet calcareous dune slacks affected by free sulfide? *Journal of Vegetation Science* 14: 153-162.
- Adema, E.B. & Grootjans, A.P. 2003. Possible positive-feedback mechanisms: plants change abiotic soil parameters in wet calcareous dune slacks. *Plant Ecology* 167: 141-149
- Adema, E.B., Elzinga, J.A. & Grootjans, A.P. 2004. Effects of microbial mats on germination and seedling survival of typical dune slack species. *Plant Ecology* 174: 89-96
- Adema, E.B., van de Koppel, J., Meyer, H.A.J. & Grootjans, A.P. 2005. Enhanced nitrogen loss may explain alternative stable states in dune slack succession. *Oikos* 109: 374-386.
- Adnitt, C, D. Brew, R. Cottle, M. Hardwick, S. John, D. Leggett, S. McNulty, N. Meakins, R. Staniland. 2007. Saltmarsh management manual. *R&D Technical Report SC030220*. Environment Agency, Bristol. 123 pp. <http://www.saltmarshmanagementmanual.co.uk>
- Aerts, B.A., P. Esselink & G.J.F. Helder. 1996. Habitat selection and diet composition of Greylag Geese *Anser anser* and Barnacle Geese *Branta leucopsis* during fall and spring staging in relation to management in the tidal marshes of the Dollard. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 5: 65-75.
- Aggenbach C.J.S. & Jansen A.J.M. 2003. OBN-Monitoring Middelduinen, Stroothuizen, Punthuizen en Lemselermaten. Eindrapport monitoringperiode 1990-2003. KWR 03.016. KIWA, Nieuwegein.
- Allen, J.R.L. 1992. Tidally influenced marshes in the Severn Estuary, southwest Britain. In: J.R.L. Allen & K. Pye (red.). *Saltmarshes. Morphodynamics, conservation and engineering significance*. Cambridge University Press, Cambridge. p. 123-147.
- Allen, J.R.L. 2000. Morphodynamics of Holocene salt marshes: a review sketch from the Atlantic and southern North Sea coasts of Europe. *Quaternary Science Reviews* 19: 1155-1231.
- Andersen, U.V., 1995. Resistance of Danish coastal vegetation types to human trampling. *Biological Conservation* 71: 223-230.
- Andresen H., J.P. Bakker, M. Brongers, B. Heydemann & U. Irmeler. 1990. Long-term changes of salt marsh communities by cattle grazing. *Vegetatio* 89: 137-148.
- Arens, S.M. & J.P.M. Mulder, 2008. Dynamisch kustbeheer goed voor veiligheid en natuur. *Land + Water*, 2008-9, 33-35.

Arens, S.M., L. Geelen, H. van der Hagen, Q.L. Slings, 2007. Duurzame verstuiving in de Hollandse duinen; kans, droom of nachtmerrie. Eindrapport fase 1. RAP2007.02 in opdracht van Waternet, DZH en PWN.

Arens, S.M., L. Geelen, H. van der Hagen, Q.L. Slings, 2009. Duurzame verstuiving in de Hollandse duinen; kans, droom of nachtmerrie. Eindrapport fase 2. RAP2008.xx in opdracht van Waternet, DZH en PWN.

Arens, S.M., M.A.M. Löffler & E.M. Nuijen, 2007. Evaluatie Dynamisch Kustbeheer Friese Waddeneilanden. Rapport Bureau voor Strand- en Duinonderzoek en Bureau Landwijzer in opdracht van Rijkswaterstaat Noord-Nederland. RAP2006.04.

Arens, S.M. & L.H.W.T. Geelen, 2006. Dune landscape rejuvenation by intended destabilisation in the Amsterdam Water Supply Dunes. *Journal of Coastal Research* 22: 1094-1107.

Arens, S.M., L.H.W.T. Geelen, Q.L. Slings & H.E. Wondergem, 2006. Herstel van duindynamiek; naar een nieuw duurzaam beheer? *Landschap* 22: 191-201.

Arens, S.M., L.H.W.T. Geelen, Q.L. Slings & H.E. Wondergem, 2005. Restoration of dune mobility in the Netherlands. In: Herrier, J.-L. *et al.* (eds), *Proceedings: Dunes and Estuaries 2005. International Conference on Nature Restoration Practices in European Coastal Habitats*, Koksijde, Belgium, 19-23 September 2005. VLIZ Special Publication, 19.

Arens, S.M., Q. Slings & C.N. de Vries, 2004. Mobility of a remobilised parabolic dune in Kennemerland, The Netherlands. *Geomorphology* 59: 175-188.

Arens, S.M. & L.H.W.T. Geelen, 2001. Geomorfologie en regeneratie van duinvalleien; het Van Limburg Stirumproject als voorbeeld. *Landschap* 3: 133-146.

Arens, S. M., P. D. Jungerius & F. van der Meulen, 2001. Coastal Dunes. In : *Habitat Conservation: Managing the Physical Environment*, Eds: A. Warren and J. R. French. Chichester, John Wiley & Sons Ltd.: 229-272.

Arens, S.M. & J. Wiersma, 1994. The Dutch foredunes; inventory and classification. *Journal of Coastal Research* 10: 189-202.

Armstrong, W., E.J. Wright, S. Lythe & T.J. Gaynard. 1985. Plant zonation and the effects of the spring-neap tidal cycle on soil aeration in a Humber salt marsh. *Journal of Ecology* 73: 323-339.

Arthurs, S. P. & Thomas M. B. 2001. Effects of temperature and relative humidity on sporulation of *Metarhizium anisopliae* var *acridum* in mycosed cadavers of *Schistocerca gregaria*. *Journal of Invertebrate Pathology* 78: 59-65.

Baeyens, G. 1993. Oeco- hydrologisch onderzoek in de Amsterdamse Waterleidingduinen: grondwateronttrekking, vernatting en fauna: een ingreep-effect voorspelling. Gemeentewaterleidingen Amsterdam.

Bakels, C. & J.T. Zeiler. 2005. De vruchten van het land. De neolithische voedselvoorziening. In: L.P. Louwe Kooijmans, P.W. van den Broeke, H. Fokkens & A. van der Gijn (red.). *Nederland in de Prehistorie*. Uitgeverij Bert Bakker, Amsterdam. p. 311-336.

Bakker E.S., Olff, H. 2003. The impact of different-sized herbivores on recruitment opportunities for subordinate herbs in grasslands. *Journal of Vegetation Science* 14: 465-474.

Bakker, J.P. 1989. *Nature management by grazing and cutting*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 400 pp.

Bakker, J.P. 1997. Natuurbeheer in kustsystemen. Rede uitgesproken bij de aanvaarding van het ambt van bijzonder hoogleraar in het natuurbeheer aan de Rijksuniversiteit Groningen op 28 oktober 1997. Groningen.

Bakker, J.P. 2008. Natuurbeheer van kwelders. *De Levende Natuur* 109: 39-44.

Bakker, J.P., D. Bos, & Y. de Vries. 2003a. To graze or not to graze, that is the question. In: W.J. Wolff, K. Essink, A. Kellerman & M.A. van Leeuwe (eds). *Proceedings of the 10th International Scientific Wadden Sea Symposium*. Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries/ Department of Marine Biology, University of Groningen, Groningen. p. 67-88.

Bakker, J.P., D. Bos, J. Stahl, Y. de Vries & A. Jensen. 2003b. Biodiversität und Landnutzung in Salzwiesen. *Nova Acta Leopoldina* NF 87: 163-194.

Bakker, J.P., J. Bunje, K.S. Dijkema, J. Frikkie, B. Kers, P. Körber, J. Kohlus, & M. Stock. 2005. Salt marshes. In: K. Essink, C. Dettmann, H. Farke, K. Laursen, G. Lüerßen, H. Marencic & W. Wiersinga (red.). 2005. Wadden Sea Quality Status Report 2004, *Wadden Sea Ecosystem No. 19*, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat. Wilhelmshaven. 163-179.

Bakker, L., R. van der Wal, P. Esselink & A. Siepel. 1999. Exploitation of a new wintering site by Greylag Geese *Anser anser*: the importance of food plant dynamics. *Ardea* 87: 1-13.

Bakker, T.W.M., Klijn, J.A. & F.J. van Zadelhoff 1979. *Nederlandse kustduinen. Landschapsecologie*, Pudoc, Wageningen.

Bakker, T.W.M., Klijn, J.A. & F.J. van Zadelhoff 1981. *Nederlandse kustduinen. Landschapsecologie*, Pudoc, Wageningen.

Bal, D., H.M. Brijie, M. Fellingier, R. Haveman, A.J.F.M van Opstal & F.J. Zadelhoff. 2001. *Handboek Natuurdoeltypen*. 2e druk. Expertsiecentrum LNV, Min. van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Wageningen. 832 pp.

Beekman, F. 2007. De kop van Schouwen onder het zand. Duizend jaren duinvorming en duingebruik op een Zeeuws eiland. Uitgeverij Matrijs, Utrecht.

Beets, D.J. & A.J.F. van der Spek, A.J.F. 2000. The Holocene evolution of the barrier and the back-barrier basin of Belgium and the Netherlands as a function of Late Weichselian morphology, relative sea-level rise and sediment supply, *Netherlands Journal of Geosciences* 79: 3-16

Beets, D.J., van der Valk, L., Stive, M.J.F. 1992. *Holocene evolution of the coast of Holland*, Marine Geology 103: 423-443

Bekker, R.M., Lammerts, E.J, Schutter, A & Grootjans, A.P. 1999. Vegetation development in dune slacks; the role of persistent seed banks. *Journal of Vegetation Science* 10: 45-54.

Berg, G., P. Esselink, M. Groeneweg & K. Kiehl. 1997. Micropatterns in *Festuca rubra*-dominated salt-marsh vegetation induced by sheep grazing. *Plant Ecology* 132: 1-14.

Beusink, P., M. Nijssen, G.J. van Duinen & H. Esselink, 2003. Broed- en voedseleecologie van Grauwe Klauwieren in intacte kustduinen bij Skagen, Denemarken. 'Referentieonderzoek voor optimalisatie van beheers- en herstelmaatregelen voor fauna in Nederlandse duinen.' Rapport Sichting Bargerveen, Nijmegen.

- Bijlsma, R.G., F. Hustings & C.J. Camphuysen. 2001. Algemene en schaarse vogels van Nederland (Avifauna van Nederland 2). GMB Uitgeverij / KNNV Uitgeverij, Haarlem / Utrecht. 496 pp.
- Bockelmann, A.-C. & R. Neuhaus. 1999. Competitive exclusion of *Elymus athericus* from a high-stress habitat in a European salt marsh. *Journal of Ecology* 87: 503-513.
- Boer, P., 1999. Mieren in de Noord-Hollandse duinen. 1-23.
- Bonte, D. 2006. De Harkwesp in de kustduinen: bedreigd door begrazing en recreatie? *Natuur.focus*, 5: 87-90,
- Bonte, D. & D. Maes, 2008. Trampling affects the distribution of specialised coastal dune arthropods. *Basic and Applied Ecology*. Volume 9, Issue 6, 6 October 2008, Pages 726-734
- Bonte D., J.-P. Maelfait, J.-P., Hoffmann, M. 2000. The impact of intensive cattle grazing on spider communities in a mesophytic calcareous dune grassland. *Journal of Coastal Conservation* 6(2):135-144.
- Boonman, M. 2003. De Noordse Woelmuis in natte duinvalleien op Texel. VZZ Rapportnummer 2003-36. Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, Arnhem en Bureau Natuurbalans – Limens Divergens BV, Nijmegen
- Chafetz H.S. 1994. Bacterially induced precipitates of calcium carbonate and lithification of microbial mats. In: Krumbein WE, Paterson DM, Stal LJ(eds) *Biostabilization of sediments*. Bibliotheks und Informationssystem der Universität, Oldenburg, 149–163.
- Davy, A.J. 2000. Development and structure of salt marshes: community patterns in time and space. In: M.P. Weinstein & D.A. Kreeger (red.) *Concepts and controversies in tidal marsh ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. pp. 137-156.
- Davy, A.J. et al. 2006 Development of eco-hydrological guidelines for *dune* habitats. – phase 1 English Nature Research Report 696 Peterborough.
- de Hullu, J. & A.G. Verhoeven. 1920. Andries Vierlingh. Tractaet van Dyckagie. Rijks Geschiedkundige Publicatiën. Kleine serie 20. Martinus Nijhoff, Den Haag. 443 pp.
- de Leeuw, C.C., A.P. Grootjans, A.P., E.J. Lammerts, P. Esselink, L. Stal, P.J. Stuyfzand, C. van Turnhout, M.E. ten Haaf & S.K. Verbeek. 2008. Ecologische effecten van duinboog-en washoverherstel. Een verdiepende studie naar de mogelijke effecten van duinboog-en washoverontwikkeling op de Waddeneilanden Vlieland, Terschelling en Schiermonnikoog. *rapport*. Rijksuniversiteit Groningen, Groningen.
- Dekker, J.J.A. 2007. Rabbits, refuges and resources How foraging of herbivores is affected by living in burrows PhD-thesis, Department of Environmental Sciences, Resource Ecology Group. Wageningen University, Wageningen, The Netherlands
- Dekker, L. W. & Jungerius, P.D., 1990. Water repellency in the dunes with special reference to the Netherlands. In: Bakker, TH.W.M., Jungerius, P.D. & Klijn, J.A. (eds), *Dunes of the European coast, geomorphology, hydrology, soils*. Catena Supplement 18, 173-183.
- de Leeuw, J., W. de Munck, H. Olff & J.P. Bakker. 1993. Does zonation reflect the succession of salt-marsh vegetation? A comparison of an estuarine and a coastal bar island marsh in the Netherlands. *Acta Botanica Neerlandica* 42: 435-445.
- de Leeuw, C.C., A.P. Grootjans, A.P., E.J. Lammerts, P. Esselink, L. Stal, P.J. Stuyfzand, C. van Turnhout, M.E. ten Haaf & S.K. Verbeek. 2008. Ecologische effecten van duinboog-

en washoverherstel. Een verdiepende studie naar de mogelijke effecten van duinboog- en washoverontwikkeling op de Waddeneilanden Vlieland, Terschelling en Schiermonnikoog. *rapport*. Rijksuniversiteit Groningen, Groningen.

Delft, B. van *et al.*, 2006. Field guide Humus forms. Description and classification of humus forms for ecological application. Alterra/UvA-IBED.

de Moel, P.J., J.Q.J.C. Verberk & J.C. van Dijk 2004. Drinkwater: principes en praktijk. TU Delft / SDU Uitgevers bv, Den Haag, 366p.

de Molenaar, J.G. 1996. Gedomesticeerde grazers in natuurterreinen en bossen; een bureaustudie. De werking van begrazing. IBN-rapport 231, IBN-DLO, Wageningen.

de Vries, D.M. 1940. De plantengroei van de aanslibbingen in het noorden van Nederland. In: W. Feekes, A. Scheygrond & D.M. de Vries. *Botanische Landschapstudies in Nederland*. J.B. Wolters, Groningen. pp. 47-100.

Dierschke, J. 2002. Food preferences of shorelarks (*Eremophila alpestris*), snow bunting (*Plectrophenax nivalis*) and twites (*Carduelis flavirostris*) wintering in the Waddensea. *Bird Study* 49: 263-269.

Dijkema, K.S. 1987. Geography of salt marshes in Europe. *Zeitschrift für Geomorphologie N.F.* 31: 489-499.

Dijkema, K.S. 1991a. Towards a habitat map of the Netherlands, German and Danish Wadden Sea. *Ocean & Shoreline Management* 16: 1-21.

Dijkema, K.S. 1991b. Toekomstig beheer van kwelders op de eilanden en het vasteland. *Waddenbulletin* 26: 118-122.

Dijkema, K.S. 1997. Impact prognosis for salt marshes from subsidence by gas extraction in the Wadden Sea. *Journal for Coastal Research* 13: 1294-1304.

Dijkema, K.S., J.H. Bossinade, P. Bouwsema & R.J. de Glopper. 1990. Salt marshes in the Netherlands Wadden sea: rising high-tide levels and accretion enhancement. In: J.J. Beukema, W.J. Wolff, & J.J.W.M. Brouns (red). *Expected effects of climate change on marine coastal ecosystems*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. pp 173-188.

Dijkema, K.S., A. Nicolai, J. de Vlas, C.J. Smit, H. Jongerius & H. Nauta. 2001. *Van landaanwinning naar kwelderwerken*. Rijkswaterstaat Directie Noord-Nederland, Leeuwarden, Alterra, Texel. 68 pp.

Dijkema, K.S., D.J. de Jong, M.J. Vreeken-Buijs & W.E. van Duin. 2005. Kwelders en schorren in de Kaderrichtlijn Water. Ontwikkeling van potentiële referenties en van potentiële goede ecologische toestanden. *rapport Rijkswaterstaat RIKZ 2005.020*. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Den Haag. 62 pp. <http://www.kwelders.nl>, <http://www.kennisonline.wur.nl> -> Ecol. Hoofdstructuur -> Mariene EHS -> Projecten -> Producten

Dijkema, K.S., W.E. van Duin, E. Dijkman & P.-W. van Leeuwen. 2007a. Monitoring van kwelders in de Waddenzee. *Alterra-rapport 1574*. Alterra, Wageningen.

Dijkema, K.S., A. Nicolai, J. Frankes, H. Jongerius, H. Keegstra & J. Zwierstra. 2007b. Monitoring en beheer van de kwelderwerken in Friesland en Groningen 1960 – 2006. Jaarverslag voor de Stuurgroep Kwelderwerken. aug. 2006 – juli 2007. *rapport*. Wageningen-IMARES, Texel.

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

- Donnelly, C., Ranasinghe, R., Larson, M. 2006. Numerical modeling of beach profile change caused by overwash, *Proceedings Coastal Dynamics '05*, CD-ROM, ASCE, 14 pp.
- Doody, J.P. 2004. Coastal squeeze – a historical perspective. *Journal of Coastal Conservation* 10: 129-138.
- Doody, J.P. 2008. Saltmarsh conservation, management and restoration. Springer. 217 pp.
- Drees, J.M., Olff, H. 2001. Rabbit grazing and rabbit counting. In: Coastal dune management. Eds. J.A. Houston, S.E. Edmonson and P.J. Rooney. Liverpool University Press. pp. 86-95.
- Drent, R.H. & R. van der Wal. 1999. Cyclic grazing in vertebrates and the manipulation of the food resource. In: H. Olff, V.K. Brown & R.H. Drent (red.). *Herbivores: between plants and predators*. Blackwell Science, Oxford. p. 271-299.
- Eisma, D. 1968. Composition, origin and distribution of Dutch coastal sands between Hoek van Holland and the island of Vlieland. *Netherlands Journal of Sea Research*: 123-267.
- Ellenberg, H., 1978. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen.
- Erchinger, H.F. 1995. Intaktes Deichvorland für Küstenschutz unverzichtbar. *Wasser & Boden* 47: 48-53.
- Erchinger, H.F., H. G. Coldewey & C. Meyer. 1996. Interdisciplinäre Erforschung des Deichvorlandes im Forschungsvorhaben "Erosionsfestigkeit von Hellern". *Die Küste* 58: 1 45
- Ernst, W.H.O. Slings, Q.L., Nelissen, H.J.M. 1996. Pedogenesis in coastal wet dune slacks after sod-cutting in relation to revegetation. *Plant and Soil* 180:219-230
- Esselink, P. 1998. Van landaanwinning naar natuurbeheer: Recente ontwikkelingen op de Dollardkwelders. In: K. Essink & P. Esselink (red.). Het Eems-Dollard estuarium: interacties tussen menselijke beïnvloeding en natuurlijke dynamiek. Rapport RIKZ-98-020. Rijkswaterstaat Rijksinstituut voor Kust en Zee / RIKZ, Haren. pp. 79-99.
- Esselink, P. 2000. Nature management of coastal salt marshes. Interactions between anthropogenic influences and natural dynamics. Proefschrift. Rijksuniversiteit Groningen, Groningen. 256 pp.
- Esselink, P. 2007. Hoogteontwikkeling verwaarloosde landaanwinningskwelder. Opslibbing van de Dollardkwelders in de periode 1991 –2003 met een vergelijking over de periode 1984 – 1991. *Rapport 2007-009*, Koeman en Bijkerk bv, Haren. 36 pp.
- Esselink, P. & G.J. Berg. 2007. Beheerplan Polder Breebaart. rapport 2005-100, Bureau Koeman en Bijkerk, Haren. 77 pp.
- Esselink, P., G.J.F. Helder, B.A. Aerts & K. Gerdes. 1997. The impact of grubbing by Greylag Geese (*Anser anser*) on the vegetation dynamics of a tidal marsh. *Aquatic Botany* 55: 261-279.
- Esselink, P., K.S. Dijkema, S. Reents & G. Hageman. 1998. Vertical accretion and profile changes in abandoned man-made tidal marshes in the Dollard estuary, the Netherlands. *Journal of Coastal Research* 14: 570-582.
- Esselink, P., R. van der Wal A. Siepel & L. Bakker. 2000a. Effects of simulated goose grazing on *Spartina anglica*: a greenhouse experiment. In: Esselink, P. 2000. Nature management of coastal salt marshes. Interactions between anthropogenic influences

and natural dynamics. *Proefschrift*. Rijksuniversiteit Groningen, Groningen. pp. 109-111.

Esselink, P., W. Zijlstra, K.S. Dijkema & R. van Diggelen. 2000b. The effects of decreased management on plant-species distribution patterns in a salt marsh nature reserve in the Wadden Sea. *Biological Conservation* 93: 61-76.

Esselink, P., K.S. Dijkema & L.F.M. Fresco. 2002. Vegetation change in a man-made salt marsh affected by a reduction in both grazing and drainage. *Applied Vegetation Science* 4: 17-32.

Esselink, P., C. de Leeuw, J. Graveland & G.J. Berg. 2003. Ecologische Evaluatie Programma Herstel en Inrichting zoute wateren 1990-1999. Rapport RIKZ/2003.028. Rijkswaterstaat Rijksinstituut voor Kust en Zee / RIKZ, Middelburg. 49 pp + app.

European Soil Bureau Network, 2005. Soil Atlas of Europe. European Commission.

Everts F.H., Fresco, L.F.M., Pranger D.P., Berg, C.J., van Til, M. 2000. Beweiding op het eiland van Rolvers. Analyse permanente kwadraten 1983-1999. RUG, Everts & De Vries, Groningen.

Everts F.H., Grootjans A.P. & De Vries N.P.J. 2007. Monitoring anti-verdrogingsmaatregelen Schiermonnikoog fase II 2000-2004. Eindrapportage 2005. EGG-ev 345. EGG-consult everts & de vries. In opdracht van Natuurmonumenten.

Fox, A. D., Cham. S. A., 1994, Status, habitat use and conservation of the Scarce Blue Tailed damselfly *Ischnura pumilio*, (Charpentier) (Odonata: coenagrionidae), Biological Conservation 68: 115 - 122.

Jakobsen, B. 1954. The tidal area in south-western Jutland and the process of the salt marsh formation. *Geografisk Tidsskrift* 53: 49-61.

Janssen, J.A.M. & J.H.J. Schaminée. 2003. Europese natuur in Nederland. KNNV uitgeverij, Utrecht. 120 pp.

Gerlach, Albrecht (1992). Dune cliffs: A buffered system. In Carter R. W. G. & T. G. F. Curtis, M. J. Sheehy-Skeffington (eds.): Coastal dunes. *Geomorphology, ecology and management for conservation*, 51-55. Balkema, Rotterdam

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

Grootjans A.P., Lammerts E.J. & Van Beusekom F. 1995. Kalkrijke duinvalleien op de Waddeneilanden. Ecologie en regeneratiemogelijkheden. KNNV, Utrecht.

Grootjans, A.P., Geelen, L., Jansen, A.J.M. & Lammerts, E.J. 2002. Restoration of coastal dune slacks. *Hydrobiologia* 478: 181-203.

Grootjans A.P., Adema E.B. & Everts F.H. 2004. Effectgerichte maatregelen tegen verdroging, verzuring en stikstofdepositie in natte duinvalleien in het Waddendistrict (Texel en Terschelling). Expertisecentrum LNV. Rapport EC-LNV nr. 2004/279-O.

Grootjans, A.P. Adema, E.B., Bekker, R.M. & Lammerts, E.J. 2004. Why coastal dune slacks sustain a high biodiversity. In. Martinez, M.L. and Psuty, N.P. (2004): Coastal Dunes; Ecology and Conservation. *Ecological Studies* 117: 85-101, Springer Verlag.

Grootjans A.P., Adema E.B., Aggenbach C.J.S., Everts F.H. & Jansen A.J.M. 2007. Restauratie van duinvalleien. *De Levende Natuur* 108 (3): 77-82.

Henkens, R.J.H.G., R. Jochem, D.A. Jonkers, J.G. de Molenaar, R. Pouwels, M.J.S.M. Reijnen, P.A.M. Visschedijk & S. de Vries, 2003. Verkenning van het effect van recreatie op broedvogels. Literatuurstudie en koppeling modellen FORVISITS en LARCH. Werkdocument 2003/29, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Heydemann, B. 1979. Responses of animals to spatial and temporal environmental heterogeneity within salt marshes. In: R.L. Jefferies & A.J. Davy (red.). *Ecological processes in coastal environments*. Blackwell Scientific Publications, Oxford. pp. 145-163.

Heydemann, B. 1981. Ecology of the arthropods of the lower salt marsh. In: N. Dankers, H. Kühl & W.J. Wolff (red.). *Invertebrate fauna of the Wadden Sea. final report of the section Marine Zoology of the Wadden Sea Working Group*. Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek, Leiden. pp. 35-57.

Hofstede, J., H. Schans, C. van Dam, A. Oost, T. Piontkowitz, K. Raagraad, H. Farke, F. Thorentz & M. Vollmer. 2005. Coastal protection & sealevel rise – Solutions for sustainable coastal protection in the Wadden Sea region. Wadden Sea Ecosystem no. 21. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven. 47 pp.

Houwing, E.-J. 2000. Morphodynamic development of intertidal mudflats: consequences for the extension of the pioneer zone. *Continental Shelf Research* 20: 1735-1748.

Howe, H.F. 1994. Managing species diversity in tallgrass prairie: assumptions and implications. *Conservation Biology* 8: 691-704.

Hustings, F., Beckhuis, J. 1993. Grauwe klauwieren *Lanius collurio* in het Nederland van nu: restanten van een glorieuzer verleden? *Vogeljaar* 41: 2-17.

Janssen, G.M. en Mulder, S. 2004. De ecologie van de zandige kust van Nederland, inventarisatie van het macrobenthos van strand en brandingszone. Rapport RWS RIKZ 2004/33

Jensen, J., Hofstede, J.L.A., Kunz, H., de Ronde, J., Heinen, P.F., Siefert, W. 1993. Long term water level observations and variations. In Hillen, R., Verhagen, H.J. (eds) *Coastlines of the Southern North Sea. Coastlines of the World series*. American Society of Civil Engineers.

Jungerius, P.D., 1989. Geomorphology, soils and dune management. In: Meulen, F. van der, Jungerius, P.D. & Visser, J. (eds), *Perspectives in coastal dune management*. Proc. of the European Symposium, Leiden, 1988. SPB Academic Publishing, 91-98.

Jungerius, P.D. & Jong, J.H. de, 1989. Variability of water repellence in the dunes along the Dutch coast. *Catena* 16, 4/5, 491-497.

Jungerius, P.D., 1990. The characteristics of dune soils. In: Bakker, TH.W.M., Jungerius, P.D. & Klijn, J.A. (eds), *Dunes of the European coast, geomorphology, hydrology, soils*. *Catena Supplement* 18, 155-162.

Jungerius, P.D., Koehler, H., Kooijman, A.M., Mûcher, H.J. & Graefe, U., 1995. Response of vegetation and soil ecosystem to mowing and sod removal in the coastal dunes 'Zwanenwater' the Netherlands. *Journal of Coastal Conservation* 1, 3-16.

Jungerius, P.D. & vd Ancker, H., 2007. Application of the DPSIR approach and the seven soil functions of the EU Soil Strategy for the soil and coastal landscape of The Netherlands. Presentatie congres van de European Society for Soil Conservation, Palermo 2007.

Jungerius, P.D., van der Meulen, F. 1988. Erosion processes in a dune landscape along the Dutch coast. *Catena* 15: 217-228

Jungerius, P.D., Verheggen, 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.

Kamps, L.F. 1963. Mud distribution and land reclamation in the eastern Wadden shallows. *ILRI-Publication*, 9. International Institute for Land Reclamation and Improvement, Wageningen. 91 pp.

Kiehl, K., I. Eischeid, S. Gettner & J. Walter, J. 1996. The impact of different sheep grazing intensities on salt marsh vegetation in Northern Germany. *Journal of Vegetation Science* 7: 99-106.

Klaassen, O., Dijksen, L., De Boer, P., Willems, F., Foppen, R. & Oosterbeek, K. 2006. Broedsucces, voedselécologie en dispersie van de Blauwe Kiekendief op de Waddeneilanden in 2004 - 2006. SOVON-onderzoeksrapport 2006-15. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen

Klijn, J.A. 1981. Nederlandse kustduinen. Geomorfologie en bodems. Centrum voor landbouwpublicaties en landbouwdocumentatie, Wageningen

Klijn, J.A. 1990. Duinvorming en bodemontwikkeling op de Waddeneilanden. In Abrahamse, J. en Woudstra, A. (eds) Duinen in beweging. LVBW/Stichting Duinbehoud, Harlingen.

Knijn, R.J., Boon, T.W., Heessen, H.L.J. & Hislop, J.R.G. 1993. Atlas of North Sea Fishes. Ices Coop. Res. Report No 194.

Koerselman, W., Meuleman, A.F.M. 1996. The vegetation N : P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology* 78: 428- 442

Kooijman, A.M., Besse, M. 2002. On the higher availability of N and P in lime-poor than in. lime-rich coastal dunes in the Netherlands. *Journal of Ecology* 90:394-403.

Kooijman, A.M., M. Besse, R. Haak, J.H. van Boxtel, H. Esselink, C. ten Haaf, M. Nijssen, M. van Til, C. van Turnhout, 2005. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in open droge duinen. "Eindrapportage fase 2." Rapport DK nr. 2005/dk008-O, 158 pp.

Kooijman, A.M., Dopheide, J.C.R., Sevink, J. Takken, I, Verstraten, J.M. 1998. Nutrient limitations and their implications on the effects of atmospheric deposition in the coastal dunes; lime-poor and lime-rich sites in the Netherlands. *Journal of Ecology* 86: 511-526.

Kooijman, A, Grootjans, A.P., Van Til, M. & Van der Spek E. 2004 Aantasting in droge en natte duinen: dezelfde oorzaken, verschillende gevolgen? In: Van Duinen et al. (eds), Duurzaam natuurherstel voor behoud van biodiversiteit, pp 171-187, Expertisecentrum ECLNV, Ede

Kooijman, A.M. & Haan, M.W.A. de. 1995. Grazing as a measure against grass-encroachment in Dutch dry dune grasslands: effects on vegetation and soil.

Krijgsveld, K.L., S.M.J. van Lieshout, J. van der Winden & S. Dirksen, 2004. Verstoringsgevoeligheid van vogels. Literatuurstudie naar de reactie van vogels op recreatie. Bureau Waardenburg in opdracht van Vogelbescherming Nederland.

Kuijper, D.P.J. 2004. Small herbivores losing control: Plant-herbivore interactions along a natural productivity gradient. *Proefschrift*. Rijksuniversiteit Groningen, Groningen. 143 pp.

Kuijper, D.P.J. & J.P. Bakker. 2003. Large-scale effects of a small herbivore on salt-marsh vegetation succession – A comparative study on three Wadden Sea islands. *Journal of Coastal Conservation* 9: 179-188.

Kutiel, P., E. Eden & Y. Zhevelev, 2000., Effect of experimental trampling and off-road motorcycle traffic on soil and vegetation of stabilized coastal dunes, Israel. *Environmental Conservation* 27: 14-23 Cambridge University Press

Lammers, W., van Hinsberg, A., Loonen, W., Reijnen, R., Sanders, M. 2005. Optimalisatie Ecologische Hoofdstructuur. Ruimte, milieu en watercondities voor duurzaam behoud van biodiversiteit. Rapport nr. 408768003. MNP, Bilthoven.

Lammerts, E.J., Grootjans, A.P., Stuyfzand P.J., Sival, F.P. 1995. Endangered dune slack plants: gastronomers in need of mineral water. In Salman, A.H.P.M., Berends, H., Bonazountas, M. (eds) *Coastal Management and Habitat Conservation* 355-369. EUCC, Leiden.

Leenderste, P.C., A.J.M. Roozen, J. Rozema. 1997. Long-term changes (1953-1990) in the salt marsh vegetation at the Boschplaat in relation to sedimentation and flooding. *Plant Ecology* 132: 49-58.

Lemauviel, S., Rozé, F., 2003. Response of Three Plant Communities to Trampling in a Sand Dune System in Brittany (France). *Environmental Management* 31: 227-235.

Ligtendag, W.A. 1990. Van IJzer tot Jade. Een reconstructie van de zuidelijke Noordzeekust in de jaren 1600 en 1750. Rijkswaterstaat, Den Haag.

Löffler M.A.M., De Leeuw, C.C., Ten Haaf, M.E., Verbeek, S.K., Oost, A.P., Grootjans, A.P., Lammerts, E.J. & Haring, R.M.K. 2008. Eilanden natuurlijk. Natuurlijke dynamiek en veerkracht op de Waddeneilanden. Uitgave Waddenvereniging namens Het Tij Geleerd. Het Grafisch Huis, Groningen. ISBN 9789070322304.

Londo, G., 1966. Veranderingen in flora en vegetatie van het Lekwater-infiltratiegebied in de duinen bij Zandvoort. *De Levende Natuur* 69, 121-129.

Londo, G. 1975. De decimale schaal voor vegetatiekundige opnamen van permanente kwadraten. *Gorteria* 7: 101-106.

Londo, G. 1997. *Natuurontwikkeling*. Backhuys Publishers, Leiden.

Mengedoht, D.M. 1995. Growth and mortality of 0-group plaice *Pleuronectes platessa* L. in Dutch coastal waters. Neth. Inst. For Sea Research, Texel. NIOZ-Rapport 1995-8.

Metzing, D. & A. Gerlach. 2001. Climate change and coastal flora. In: G.-R. Walther, C.A. Burga & P.J. Edwards (red.). *Fingerprints of climate change: adapted behaviour and shifting species ranges*. Kluwer Academic publishers, New York. pp 185-201.

Metzing, D. & A. Gerlach. 2003. Vegetationsökologie. In: B.W. Fleming (red.). *Untersuchung der ökologischen Entwicklung einer Aussendeichskleipütte als Ergänzung der quantitative Beweissicherung des Wiederverlandungsprozesses*. Abschlussbericht. *Senckenberg am Meer Bericht* 03-1: 24-48.

Meyer, H., H. Fock, A. Haase, H. D. Reinke & I. Tulowitzki. 1995. Structure of the invertebrate fauna in salt marshes of the Wadden Sea coast of Schleswig Holstein influenced by sheep grazing. *Helgoländer Meeresuntersungen* 49: 563-589.

Neckheim, C.M., 2006. De land- en zoetwaterweekdieren (Molluska of mollusken) van het Noordhollands Duinreservaat. B-16-24

Nijssen, M., G.J. van Duinen, M. Geertsma, J. Jansen, J. Kuper & H. Esselink, 2001. Gevolgen van verzuring, vermessing en verdroging en invloed van beheer op fauna en flora van duingebieden op Ameland en Terschelling. Rapport Stichting Bargerveen, Nijmegen, 175p.

Nordstrom, K.F.; Lampe, R.; Vandemark, L.M. (2000). Reestablishing naturally functioning dunes on developed coasts. *Environ. Manage.* 25: 37-51

Odum, W. E. 1988. Comparative ecology of tidal freshwater and salt marshes. *Annual Review of Ecology and Systematics* 19: 147-176. 1988.

Olf, H. 2000. Schuivende panelen. Grazers en de dynamiek in vegetatiemozaïek. In: J.M. Tinbergen, J.P. Bakker, T. Piersma & J.M. van den Broek. *De onvrije natuur. Verkenningen van natuurlijke grenzen*. KNNV uitgeverij, Utrecht. p. 226-232.

Olf, H., Boersma, S.F. 1998. Lange termijn veranderingen in de konijnenstand van Nederlandse duingebieden. Oorzaken en gevolgen voor de vegetatie. Rapport Landbouwuniversiteit Wageningen.

Olf, H., J. de Leeuw, J.P. Bakker, R.J. Platerink, H.J. van Wijnen & W. de Munck. 1997. Vegetation succession and herbivory in a salt marsh: changes induced by sea level rise and silt deposition along an elevational gradient. *Journal of Ecology* 85: 799-814.

Oost, A.P. 1995. *Dynamics and sedimentary development of the Dutch Wadden Sea with emphasis on the Frisian Inlet. A study of the barrier islands, ebb tidal deltas, inlets and drainage basins*. Proefschrift. University of Utrecht, Utrecht. 518 pp.

Oost, A.P. & P.L. de Boer. 1994. Sedimentology and development of barrier islands, ebb tidal deltas, inlets and backbarrier areas of the Dutch Wadden Sea. *Senckenbergiana maritima* 24: 65-115.

Oosterbaan, B.W.J., Baeyens, G. 1998 Fauna in het noordwestelijke deel van de Amsterdamse Waterleidingduinen: een beschrijving en waardering van de huidige situatie en de potentiële effecten van enkele vernattingrisico's. Amsterdamse Waterleidingduinen.

Pedersen, H., Holmen, M. 1994. Fredede insekter i Danmark. Del. 4 Guldsmide Ent. Meddr 62: 33-58.

Peletier, H., H. Wanningen, B. Speelman & P. Esselink. 2004. Resultaten van een gedempt getijregime in Polder Breebaart *De Levende Natuur* 105: 191-194.

Pethick, J.S. 1981. Long-term accretion rates on tidal salt marshes. *Journal of Sedimentary Petrology* 51: 571-577.

Phoenix, G., Leake, J., Read, D., Grime J. Lee J. 2004. Accumulation of Pollutant Nitrogen in Calcareous and Acidic Grasslands: Evidence from N Flux and ¹⁵N Tracer Studies. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 4: 159-167.

Pluis, J.L.A. 1987. Duinvergraving in het klein. Kwartaalblad Duin 3: 52-54.

Pons, L.J. & Wiggers, A.J. 1960. De holocene wordingsgeschiedenis van Noordholland en het Zuiderzeegebied. Tijdschrift van het Koninklijk Nederlandsch Aardrijkskundig genootschap 77: 3-57.

Probst, B. 1996. Deichvorlandbewirtschaftung im Wandel der Zeit. *Die Küste* 58: 47-60.

Raabe, E.-W. 1981. Über das Vorland der östlichen Nordsee-Küste. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg* 31: 1-118.

Raad voor Aarde en Klimaat, 2006, Geïntegreerd wetenschappelijk onderzoek ten behoeve van de ruimtelijke ordening. Een voorstel voor een raamprogramma. Kon.Ned. Acad. Van Wetensch.

Raad voor de Wadden. 008. Zoet-zout overgangen. Advies over hertsel van zoet-zoutovergangen in het Waddengebied. *advies 2008/02*. Raad voor de Wadden, Leeuwarden. 52 pp.

Reents, S., K.S. Dijkema, J. van den Bergs, J.H. Bossinade & J. de Vlas. 1999. Drainage systems in the Netherlands foreland salt marshes and natural creek systems. *Senckenbergiana maritima* 29: 125-126.

Roberts, L. 1993. Wetlands trading is a loser's game, say ecologists. *Science* 260: 1890-1892.

Roozen, A.J.M. & V. Westhoff. 1985. A study on long-term salt-marsh succession using permanent plots. *Vegetatio* 61: 23-32.

Santbergen, L.L.P.A. 2001. Gebruik en misbruik van de Schelde. *De Levende Natuur* 102: 40-42

Plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniermilieus. ISBN 9188716066.

Schmidt, E. 1988. Zum Status der Grossen Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis* in Landesteil Schleswig. Faun. Okol. Mitt. Kiel 6: 37-42.

Schouwenberg, E. (2007). Huidige en toekomstige stikstofbelasting op Natura 2000 gebieden. WOT-werkdocument 59. WOT Natuur & Milieu, Wageningen.

Sival, F.P. 1997. Dune acidification threatening rare plant species. PhD-thesis University of Groningen. Stuyfzand, P.J. 1984. Effecten van vegetatie en luchtverontreiniging op de grondwaterkwaliteit in kalkrijke duinen bij Castricum: lysimeterwaarnemingen. *H2O* 17, 152-159.

Slings, Q.L. 1994. De kalkgraslanden van de duinen. *Levende Natuur* 95:120-130.

Sparrius, L., A. Kooijman, M. Nijssen, H. Esselink, A. van den Burg, M. Riksen, L. Kuiters, R.J. Bijlsma, R. de Waal, H. van Dobben, R. Ketner-Oostra, P. Jungerius, Ch. van Turnhout & Ch. van Swaay, 2008. Onderzoek naar effectgerichte maatregelen voor het herstel en beheer van stuifzanden. Tweede tussenrapport, januari 2008. Uitgave UvA, Amsterdam, Stichting Bargerveen / Radboud Universiteit Nijmegen, WUR & Alterra Wageningen.

L.J. Stal, L.J., van Gernerden, H., Krumbein, W.E. 1985. Structure and development of a benthic marine *microbial* mat, FEMS Microbiol. Ecol. 31: 111-125.

Stive, M.J.F. & Eysink, W.D. 1989. Voorspelling ontwikkeling kustlijn 1990-2090. fase 3. deelrapport 3.1: Dynamisch model van het Nederlandse kuststelsel. Rapport H825, Waterloopkundig Laboratorium, Delft.

Storm, K. 1999. Slinkend onland. Over de omvang van Zeeuwse schorren: ontwikkelingen, oorzaken en mogelijke beheermaatregelen. Nota AX-99-007, Rijkswaterstaat Directie Zeeland, Middelburg. 68 pp.

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

- Stumpf, R.P. 1983. The process of sedimentation on the surface of a salt marsh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 17: 495-508.
- Stuyfzand, P.J. & R.J. Stuurman 1985. Experimenteel bewijs en modellering van een stationaire regenwaterlens op kunstmatig geïnfiltreerd oppervlaktewater. *H2O* 18, 408-415.
- Stuyfzand, P.J. 1986a. Waterbalansen van en verblijftijden in vier, verschillend begroeide lysimeters nabij Castricum. *KIWA SWE-85.013*, 53 p.
- Stuyfzand, P.J. 1986b. Macroparameters bij duininfiltratie ; kwaliteitsveranderingen van oppervlaktewater bij kunstmatige infiltratie in de Nederlandse kustduinen. *KI-WA-Meded.* 82, 336 p.
- Stuyfzand, P.J. & F.M.L. Moberts 1987b. De bijzondere hydrologie van kwelplassen in duinen met kunstmatige infiltratie. *H2O* 20, 52-57 + 62.
- Stuyfzand, P.J. 1991. Samenstelling, genese en kwaliteitsvariëaties van ondiep grondwater in kustduinen. *KIWA-rapport SWE-91.008*, 175p.
- Stuyfzand, P.J. 1993. Hydrochemistry and hydrology of the coastal dune area of the Western Netherlands. Ph.D Thesis Vrije Univ. Amsterdam, published by KIWA, ISBN 90-74741-01-0, 366 p.
- Stuyfzand, P.J. 1998. Decalcification and acidification of coastal dune sands in the Netherlands. *Water-Rock Interaction, Proc. 9th Intern. Symp. on WRI, Taupo New Zealand*, G.B. Aherhart & J.R. Hulston (eds), Balkema, 79-82.
- Stuyfzand, P.J. 2008. Hydrogeologische en geo(hydro)chemische aspecten van duinboog- en washoverherstel. Sectie 6.2 en Bijlage 3 in De Leeuw & Grootjans (eds), 'Ecologische effecten van duinboog- en washoverherstel', Uitgave Rijksuniversiteit Groningen, p.71-75, 128-130.
- Stuyfzand, P.J. & G.A. Bruggeman 1994. Analytical approximations for fresh water lenses in coastal dunes. *Proc. 13th Salt Water Intrusion Meeting, June 1994, Cagliari Italy*, G. Barrocu (ed), Univ. Cagliari, Fac. Engineering, 15-33; tevens Kiwa-rapport SWI-95.134, 19p.
- Stuyfzand, P.J., M. Kortleve, T.N. Olsthoorn & H. Rolf 2005. Hoe duurzaam is duininfiltratie, geochemisch gesproken? *H2O* 2005-17, 35-38.
- Stuyfzand, P.J. & W. Koerselman 1995. Natuurherstel in infiltratiegebieden; naar een strategie voor geëutrofiëerde duinen. *Landschap* 12, 13-28.
- Stuyfzand, P.J. & F. Lüers 1992. Bodemverzuring en herstel van kalkrijke kwel in de Luchterduinen ten westen van Hillegom. *KIWA-rapport SWE 92.027*, 42p.
- Stuyfzand, P.J. & F. Lüers 1995c. Ophoping en uitspoeling van stoffen in de Boerendel (infiltratiegebied Katwijk): evaluatie na 6 jaar. *Kiwa-rapport SWE-95.002*, 114p.
- Stuyfzand, P.J. & F. Lüers 1996. Gedrag van milieugevaarlijke stoffen bij oeverinfiltratie en kunstmatige infiltratie; effecten van bodempassage gemeten langs stroombanen. *Kiwa-Meded.* 125, 272p.
- Stuyfzand, P.J. & F. Lüers 2000. Balans van milieugevaarlijke stoffen in natuurterreinen met en zonder kunstmatige infiltratie. *Kiwa-Meded.* 126, 241p.

- Stuyfzand, P.J., F. Lüers & A.P. Grootjans 1992. Hydrochemie en hydrologie van het Kapenglop, een natte duinvallei op Schiermonnikoog. KIWA-rapport SWE-92-038, 126p.
- ten Harkel, M.J., van Boxel, J.H., Verstraten, J.M. 1998. Water and solute fluxes in dry coastal dune grasslands: the effects of grazing and increased nitrogen deposition. *Plant and Soil* 202: 1-13(13)
- ten Harkel, M.J., van der Meulen, F. 1996. Impact of grazing and atmospheric nitrogen deposition on the vegetation of dry coastal dune grasslands. *Journal of Vegetation Science* 7: 445-452.
- Temmerman, S. 2003. Sedimentation on tidal marshes in the Scheldt estuary. A field and numerical modelling study. Proefschrift, Katholieke Universiteit Leuven, Leuven. 222 pp.
- Ten Haaf, M., Buijs, P.H., Hoekstra, P. 2008. Washover system development on mesotidal barrier islands. 9th Nederlands Aardwetenschappelijk Congres.
- Thompson, K., Bakker, J.P., Bekker, R.M. and Hodgson, J.G. 1997. The soil seed banks of north west Europe: methodology, density and longevity. Cambridge University Press.
- van Beek, F.A., Rijnsdorp, A.D & De Clerk R. 1989. Monitoring juvenile stocks of flatfish in the Wadden Sea and the coastal areas of the southeastern North Sea. *Helgol. Meeresunters.* 43: 461-477.
- van Damme, S., P. Meire, B. de Winder & T. Ysebaert. 2001. Het 'bijzondere' van de Schelde: de abiotiek van het Schelde-estuarium. *De Levende Natuur* 102: 37-39.
- van de Koppel, J., D. van der Wal, J.P. Bakker & P.M.J. Herman. 2005. Self-organization and vegetation collapse in salt marsh ecosystems. *The American Naturalist* 165: E1-E12.
- van der Hoeven, M.L.E.B. 2006. De zandhonger van de Oosterschelde. casestudie: de morfologische ontwikkeling van de Galgeplaat. *afstudeerrapport*, Technische Universiteit, Delft. 135 pp.
- van der Maarel, E. & M. van der Maarel-Versluijs. 1996. Distribution and conservation status of littoral vascular plant species along the European coasts. *Journal of Coastal Conservation* 2: 73-92.
- van der Meulen, F., A.M. Kooijman, M.A.C. Veer & J.H. van Boxel (1996). *Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in open droge duinen; eindrapport fase 1*. Fysisch Geografisch en Bodemkundig Laboratorium, Universiteit van Amsterdam.
- van der Niet 2001. Voorzichtigheid motto bij begrazingsevaluatie van broedvogels in Holland's duinen: informatie over het duinonderzoek in Berkheide, Meijendel en Solleveld. Universiteit Leiden, Ecologie, IEEW.
- van der Wal, R. 2000. Rotgans zonder Haas het haasje. Grazers in gevecht met Gewone zoutmelde. In: J.M. Tinbergen, J.P. Bakker, T. Piersma & J.M. van den Broek (red). *De onvrije natuur. Verkenningen van natuurlijke grenzen*. KNNV uitgeverij, Utrecht. p. 56-62.
- van de Ven, G.P. (red.). 2003. *Leefbaar laagland. Geschiedenis van de waterbeheersing en landaanwinning in Nederland*. Stichting Matrijs, Utrecht. (5^e druk). 455 pp.
- van den Bos, M. 2007. Evaluatie 15 jaar runderbegrazing in het zeedorpenlandschap ten noorden van Wijk aan Zee; van den Bos 2007. Bestudering van de effecten van

begrazing op de kenmerkende zeedorpenvegetaties en de structuur van de vegetatie. Afstudeerscriptie Hogeschool Larenstein / PWN.

van der Hagen, H. G. J. M. 1996. Paarden en Koeien in Meijndel: Een evaluatie van vijf jaar begrazing in Kijfhoek/Bierlap en Helmduin. Duinwaterbedrijf Zuidholland.

van der Stoep, C.D., Van der Putten, W.H., Duyts, H. 2002 Development of a negative plant-soil feedback in the expansion zone of the clonal grass *Ammophila arenaria* following root formation and nematode colonization. *Journal of Ecology* 90: 978-988

van der Vliet, F. 1994. Zoogdieren langs de waterkant. VZZ, Arnhem.

van Dieren, 1934. Organogene Duinenbildung. Proefschrift.

van Dijk, H.W.J. 1984. Invloeden van oppervlakte-infiltraties ten behoeve van duinwaterwinning op kruidachtige oevervegetaties. Ph.D. Thesis LU Wageningen, 240p.

van Dijk H.W.J. and A.P. Grootjans, A.P. 1993. Wet dune slacks: decline and new opportunities, *Hydrobiologia* 265: 281-304

van Dobben, H F. 2006. Onderbouwing 'significant effect depositie op natuurgebieden'. Rapport Alterra, Wageningen.

van Dobben, H F, Schouwenberg, E P AG , Mol-Dijkstra, J P, Wiegers, R, Jansen, M J W, Kros, J, de Vries, W. 2004. Simulation of critical loads for nitrogen for terrestrial plant communities in The Netherlands. Alterra rapport,

van Duin, W.E., K.S. Dijkema & J. Zegers. 1997. Veranderingen in bodemhoogte (opslibbing, erosie en inklink) in de Peazemerlannen. IBN-rapport 326. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen. 104 pp.

van Duin, W.E., P. Esselink, D. Bos, R. Klaver, G. Verweij, P.-W. van Leeuwen. 2007a. Proefverkwelding Noard-Fryslân Bûtendyks. Evaluatie kwelderherstel 2000-2005. *report*. Alterra/IMARES-Texel, Den Burg / *rapport 2006-045*, Bureau Koeman en Bijkerk, Haren. *A&W-rapport 840*. Altenburg & Wymenga, Veenwouden. 115 pp + app.

van Duin, W.E., K.S. Dijkema & D. Bos. 2007b. Cyclisch beheer kwelderwerken Friesland. Wageningen IMARES. *rapport C021/07*. Den Burg. 66 p.

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

van Eerden, M.R., M. Zijlstra, M. van Roomen & A. Timmerman. 1996. The response of Anatidae to changes in agricultural practice: long-term shifts in the carrying capacity for wintering waterfowl. *Faune et Gibier Sauvage* 13: 681-706.

van Gemerden, H., 1993, *Microbial mats: A joint venture: Marine Geology* 113: 3-25.

van Gennip B. & Verbeek S. 2005. Evaluatie Groene Strand, Terschelling. Veranderingen in vegetatie, hydrologie en beheer in de periode 1996-2004. Rijkswaterstaat, Delft. Staatsbosbeheer, Groningen. Rapportnummer AGI-2005-GPMP-033.

van Maldegem, D. & D. de Jong. 2004. Opwassen of verdrinken. Sedimentaanvoer naar schorren in de Oosterschelde, een zandhongerig gedempt getijdesysteem.

Eindrapportage monitoring kaolienveldjes Oosterschelde. *Werkdocument* RIKZ/AB/2003/826x. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg. 61 pp.

van Oosten H., Van Turnhout C., Beusink P., Majoor F., Hendriks K., Geertsma M., Van den Burg A.B., & Esselink H. 2008. Broed- en voedsel生态学 van Tapuit: Opstap naar herstel van de faunadiversiteit in de Nederlandse kustduinen. Rapport Stichting Bargerveen / Radboud Universiteit, Nijmegen en SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.

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

van Wijnen, H.J. & J.P. Bakker. 1999. Nitrogen and phosphorus limitation in a coastal barrier salt marsh: the implications for vegetation succession. *Journal of Ecology* 87: 265-272.

van Wingerden, W.K.R.E., *et al.*, 2001. Evaluatie van zeven jaar runderbegrazing in duinvalleien op Vlieland. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 375, 102 p.

van Wingerden, W. K. R. E., Musters, J. C. M., Cannemeijer, F., & Bongers, W. 1992. Simulation of hatching dates in three Chorthippus species (Orthoptera: Acrididae) in unfertilized and lightly fertilized grasslands. In Sommemeijer, M. J., van der Blom, J. (eds) Proceedings Experimental and Applied Entomology: 3: 86-93.

Wingerden WKRE van, Nijssen M, Slim PA, Burgers J, Kats RJM van, Dobben HF van, Noordam AP, Martakis GFP, Esselink H, Jagers op Akkerhuis GAJM (2002) Grazers in Vlielands duin Evaluatie van runderbegrazing in duinvalleien op Vlieland; deel 2: onderzoek in 2001. Alterra, Wageningen

Vogels, J., M. Nijssen, W. Verberk & H. Esselink, 2005. Effects of moss-encroachment by *Campylopus introflexus* on soil-entomofauna of dry-dune grasslands (*Viola-corynephorum*). *Proc.Neth.Entomol.Soc.Meet.* 16: 71-80.

Wallage-Drees, J.M. 1988. Rabbits in the coastal sand dunes; weighed and counted. Proefschrift Universiteit Leiden.

Wallis de Vries, M.F. 1997. Effecten van begrazing in de duinen op dagvlinders: een onderzoek op basis van monitoringsgegevens. Rapport VS 97.42. De Vlinderstichting, Wageningen.

Wallis de Vries, M.F., Bakker, J.P., van Wieren, S.E. 1998. Grazing and conservation management. Conservation Biology series Vol. 11. Kluwer Academic publishers, Dordrecht.

Walstad, J.D., Anderson, R.F., Stambough, W.J. 1970. Effects of environmental conditions on two species of muscardine fungi. *Journal of Invertebrate Pathology* 16: 221-226.

Wasscher 1999. Voorstel voor de libellensoorten voor de Rode Lijst.

Westhoff, V. 1949. Schaakspel met de natuur. *Natuur en Landschap* 3: 54-62.

Wijnberg, K.M. 1995. Morphologic behaviour of barred beach over a period of decades. Nederlandse Geografische Studies 195, KNAG Utrecht.

Witte, J.P.M., Bartholomeus, R.P., Cirkel, D.G., Kamps, P.W.T.J. 2008. Ecohydrologische gevolgen van klimaatverandering voor de kustduinen van Nederland. KIWA rapport KWR 08.006.

Witters, H.E., Vangenechten, J.H.D., van Puymbroeck, S., Vanderborcht, O.L.J. 1984. Interference of aluminium and pH on the Na-influx in an aquatic insect. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 32: 575.

Wolff, W.J. (ed.), B. Berdowski, F.A. Brink, S. Broekhuizen, H. van Dam, K.S. Dijkema, G.P. Gronggrijp, L.W.G. Higler, P. Leentvaar, A.A. Mabelis, T. Reijnders, J. Rooth, P.J. Schroevers, H. Siepel, P.A. Slim, J.T. de Smidt, A.H.P. Stempel, D.C.P. Thalen, P.F.M. Verdonshot, S. van der Werf, W.K.R.E. van Wingerden & G. van Wirdum 1988. De internationale betekenis van de Nederlandse natuur. *RIN-rapport 88/32*. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum. 173 p.

Wolters, M., A. Garbutt & J.P. Bakker. 2005. Salt-marsh restoration: evaluating the success of de-embankments in north-west Europe. *Biological Conservation* 123: 249-268.

Yapp, R.H., D. Johns & O.T. Jones. 1917. The salt marshes of the Dovey estuary. Part II. The salt marshes. *Journal of Ecology* 5: 65-102.

Zant, F.M. & P. Esselink. 1998. De functie van Balgzand als hoogwatervluchtplaats voor wadvogels I. veranderingen rond het Balgzand en overzicht van beschikbare vogeltellingen. *rapport 98-29*, Bureau Koeman en Bijkerk, Haren. 39 pp.

Zwarts, L. 1972. De Grauwe Ganzen *Anser anser* van het brakke getijdegebied de Ventjagersplaten. *Limosa* 45: 119-134.

Bijlage 1: Knelpunten en vragen vanuit de workshops

In deze bijlage staan de knelpunten en onderzoeksvragen bijeen welke geopperd zijn tijdens de workshopdagen die gehouden zijn met beheerders en onderzoekers ter voorbereiding van dit preadvies. De knelpunten zijn gerangschikt rond thema's, te beginnen met de punten die een koppeling hebben met de in dit preadvies geprioriteerde onderzoeksthema's.

Overzicht workshops:

- eerste workshop: 4 maart 2008, 10:30-16:00, Dienst Landelijk Gebied, Tesselschadestraat 7, 8913 HA Leeuwarden.
- tweede workshop: 11 maart 2008, Tijd 10:30-16:00, Staatsbosbeheer/Grevelingenschap, Haven van Bommenede, Zonnemaire.
- derde workshop: 13 maart 2008, 13:30-17:00, Waternet vestiging Leiduin, Vogelenzang.

Ingebrachte knelpunten:

Thema 1: Dynamisch kustbeheer: de motor van biodiversiteit?

1. **Veroudering, verruiging en verstarung van het landschap**
Waar laten we de successie doorgaan? Wat is en goede balans tussen terugzetten van successie en laten doorgaan? Hebben we de middelen om er iets aan te doen?
2. **Hoe brengen we verstuiving weer op gang?**
Welke tools zijn er om de dynamiek terug te brengen en in welke mate is ook de ruimtelijke configuratie van dynamische en minder dynamische plekken van belang voor de biodiversiteit?
3. **Te weinig dynamisch kustbeheer**
Er wordt te snel gesuppleerd. Eigenlijk zou een klifkust toegestaan moeten worden en pas wanneer de veiligheid in het geding komt suppletie toegepast moeten worden.
4. **Voorspelbaarheid van het resultaat van grootschalige redynamisatie**
Discussie: Deze voorspelbaarheid is niet alleen van belang voor de ecologie, maar ook voor de lokale bevolking: gaan er elementen ontstaan of verdwijnen?
5. **Dynamische processen weer zo optimaal mogelijk herstellen.**
Waar is dit nog mogelijk in Zuidwest-Nederland? 1) kop van Schouwen: verstuivingsdynamiek; 2) Kwade hoek: ontstaan zandplaten, nieuwe duinen; 3) Noord Walcheren: het zandtransport voor de Veerse dam leidt tot een dynamische duinkust; 4) Slikken van Voorne/Brielse gat: welke dynamiek is hier, gaat hier komen en wat zijn de kansen hierbij? Dit laatste gebied lijkt zich tamelijk uniek te ontwikkelen.
In de kop van Schouwen zouden experimentele verstuivingen, ook verder van de zeereep (in relatie tot de vorming van nieuwe duinvalleities) moeten leiden tot een groter plan van aanpak
6. **Stuivende duinen vs kwaliteit grijze duinen**
Discussie: Grijze duinen kunnen in stand worden gehouden bij lichte overstuiving. In de kalkarme duinen ontstaan kalkrijke vegetaties door suppletie met kalkrijk zand.
7. **Hoe kan aangestuurd worden op gebieden met een middelmatige (invloed van) dynamiek?**

8. **Opbrengen van zand uit de noordzee (korrelgrootte, Ca concentratie)**
9. **Er zijn weinig nieuwe pionierssituaties**
 Waar zouden deze de komende eeuwen nog kunnen ontstaan?
 Zeespiegelrijzing werkt het ontstaan van pionierssituaties waarschijnlijk tegen.
 Zijn megasuppleties een oplossing?
 Zijn sedimenten via rivieren te sturen? Riviersediment is fijn materiaal en hiervan kan nauwelijks opbouw verwacht worden. Het effect van rivierslib op de Biesbosch wordt nu ook al elders in een preadvies opgenomen.
 Materiaal voor zeeaanlibbing komt vanuit de richting van Vlaanderen.
 In de Westerschelde vindt opbouw van zandplaten plaats; in de Oosterschelde verdwijnen de platen juist.
 Is er ruimte voor een sluffer-achtig gebied in de westerscheldemonding? Er lijkt hiervoor nu geen ruimte te zijn; alleen een Griend-achtig eiland is mogelijk.
10. **Kunnen gerichte suppleties ingezet worden voor natuurontwikkeling?**
 Ja, maar er zijn knelpunten die liggen in de samenstelling, textuur en korrelgrootte van het zand. Het suppletiezand zal normaliter grover zijn met minder doordringend vermogen naar de binnenduinen. Er zijn plekken waar gewerkt is met zand met een grotere slibfractie en kalkgehalte, wat terug te zien is aan de vegetatie (kalkminnende soorten). Ook de schorvorming zal onder invloed van het andere zand anders verlopen. Suppleties passen bovendien enkel bij duinen die door aangroei zijn ontstaan en niet door afslag.
 De eilanden van de delta verschillen in kalkrijkdom; de mogelijkheid bestaat dat door het suppleren deze natuurlijke verschillen verkleind worden.
11. **Onvoldoende kennis van het doorwerken van maatregelen in het ecosysteem (bijv. suppletie).**
12. **Verschuiving van de waterkering op de waddeneilanden naar de kust**
13. **Integratie van biodiversiteitsdoelstellingen met andere verkenningen, zodat op kansen ingespeeld kan worden**
 Voorbeeld hiervan is de inrichting van een vooruitgeschoven kustverdediging.
14. **Ontwikkeling referentiemodel vaste landskust**
 Analooq aan de beschrijving van een 'modeleiland', zou ook een 'modelkust' ontwikkeld moeten worden, zodat hieraan getoetst kan worden wat de staat van een bepaald kustgebied is en wat de ontwikkelingsmogelijkheden zijn. Waar liggen kansen voor grootschalig herstel van landschapsvormende processen: Berkheide/Meyendel en Schoorl.

Thema 2: Gradiënten op kwelders

15. **Veroudering, verruiging en verstarring van het landschap**
 Discussie: Waar laten we de successie doorgaan? Wat is een goede balans tussen terugzetten van successie en laten doorgaan? Hebben we de middelen om er iets aan te doen?
16. **Er zijn weinig nieuwe pionierssituaties**
 Waar zouden deze de komende eeuwen nog kunnen ontstaan?
 Zeespiegelrijzing werkt het ontstaan van pionierssituaties waarschijnlijk tegen.
 Zijn megasuppleties een oplossing? Zie ook punt 3.
 Zijn sedimenten via rivieren te sturen? Riviersediment is fijn materiaal en hiervan kan nauwelijks opbouw verwacht worden. Het effect van rivierslib op de Biesbosch wordt nu ook al elders in een preadvies opgenomen.
 Materiaal voor zeeaanlibbing komt vanuit de richting van Vlaanderen.
 In de Westerschelde vindt opbouw van zandplaten plaats; in de Oosterschelde verdwijnen de platen juist.
 Is er ruimte voor een sluffer-achtig gebied in de westerscheldemonding? Er lijkt hiervoor nu geen ruimte te zijn; alleen een Griend-achtig eiland is mogelijk.
17. **Veroudering (successie) kwelders**
 Discussie: welke maatregelen zijn mogelijk: herstel dynamiek, begrazen, plaggen?
18. **Vergrassing met zeekweek / veroudering van kwelders**

Begrazing van kwelders langs de Oosterschelde vaak niet mogelijk door het fijnmaziger systeem van krekens in vergelijking met het waddengebied. Begrazing en afplaggen lijken toch de beste beheeropties.

Alle kwelders zijn van omstreeks 1930 en hebben dus nu allemaal een oud stadium bereikt. Ruimte voor nieuwe kwelders is er niet meer. Schorontwikkeling bij het Zuiderdiep mogelijk of een binnendijkse zoute vegetatie met getijslag?

Hoe is dit gebied het beste in te richten, welk beheer, zijn er ervaringen van elders (ja, mogelijk Amerikaanse oostkust). Er is een gevaar voor vergrassing met *Spartina*, mogelijk te bestrijden met begrazing. Er zal weinig effect zijn van bijv. stormen, waardoor het gebied veel statischer is dan een echte kwelder en minder geleidelijke overgangen kent. Het slib moet cyclisch uitgebaggerd worden.

Advies: laat volledige getijslag toe.

Waar kunnen op kleine schaal experimenten uitgevoerd worden (Rammegors als leerlocatie)? Bij welke amplitude van waterniveau krijg je welke effecten?

19. Door de verwachte zeespiegelrijzing zullen kwelders smaller worden (met steilere gradient) ('Coastal squeezing')

Probleem is dat de achterkant van het kweldergebied een vaste grens heeft (dijk).

De verwachting is wel dat de kwelder zal meegroeien met het water in hoogte.

De eerste pionierszone van de kwelder staat nu al onder grote druk. Oplossing: cyclisch kwelderbeheer? Schorrand verdediging tbv areaalbehoud?

Schorrandverdediging gaat de komende 5 jaren door RWS uitgevoerd worden. Er ontstaan nu wel nieuwe kweldervegetaties op de platen in de Westerschelde, die daardoor hun betekenis als foerageergebied voor wadvogels verliezen (wat ongewenst is). In de Oosterschelde is er te weinig sediment voorhanden voor kwelderopbouw.

20. Behoeft aan voorspelling landschapontwikkeling

Bijvoorbeeld: ontwikkeling Haringvliet in relatie tot tij/werking (gedempt tij toegestaan)

Thema 3: Bodemvorming met name in de grijze duinen: een weg terug of inspelen op ontwikkelingen?

21. Veroudering, verruiging en verstarring van het landschap

Discussie: Waar laten we de successie doorgaan? Wat is een goede balans tussen terugzetten van successie en laten doorgaan? Hebben we de middelen om er iets aan te doen? Effecten op de fauna zijn nog in grote mate onbekend alsook effecten van koppeling van begrazing met bijvoorbeeld plaggen. Op dit gebied wordt al onderzoek uitgevoerd en nog nieuwe initiatieven opgezet.

22. Het snel kwijtraken van soortenrijke duingraslanden

Wat is het sturende proces bij het tot stand komen van duingraslanden? Herstel lukt maar op enkele plekken. Hoe belangrijk zijn de uitgangsomstandigheden, de bodem en nutriëntenbeschikbaarheid? Is uit deze parameters een voorspelling te doen voor duingraslandherstel en beheer? Bestaande kennis: Overzicht van begrazing in 'Duinbehoud' van ongeveer 2 jr geleden, Overzicht van al het OBN onderzoek door KIWA-Evides en twee rapporten van A. Kooijman.

23. Ontstaan en behoud droge soortenrijke duingraslanden

Hoe komen we van helmvegetaties tot soortenrijke duingraslanden? Wat is de ontstaansgeschiedenis en wat was de menselijke invloed hierbij? Wat zijn de condities waaronder relictten blijven voortbestaan?

24. Wat zijn de effecten van accumulatie van N-depositie; zijn er drempelwaarden en omslagpunten mbt de effecten op de vegetatie?

25. Dichtgroeiende jonge duinen met duindoorn

Probleem is erg zichtbaar bij Kwade Hoek. Duindoorn kiemt alleen op mineraal zand (erg gevoelig voor aaltjes). Voorheen werden veel planten in de kiemfase opgegeten door konijnen.

26. Opmars van Amerikaanse Vogelkers

Er zijn grote verschillen tussen gebieden. Invasief op oppervlakkig ontcalcite bodems met hoge nutriëntenbeschikbaarheid; de opmars van Amerikaanse vogelkers is mogelijk mede in de hand gewerkt door de lage konijnenstand.

- Bestrijding in de AWD is mechanisch (giftoepassing niet mogelijk): uittrekken en drukbegrazing op de uitlopers.
27. **Hoe kan aangestuurd worden op gebieden met een middelmatige (invloed van) dynamiek?**
 28. **Stuivende duinen vs kwaliteit grijze duinen**
Discussie: Grijze duinen kunnen in stand worden gehouden bij lichte overstuiving. In de kalkarme duinen ontstaan kalkrijke vegetaties door suppletie met kalkrijk zand.
 29. **Wat zijn de effecten van instuivend zand; treedt er minerale verrijking op?**
 30. **Rol en herstel konijnenpopulatie**
Vegetatieherstel gaat misschien niet zonder een hogere konijnenstand. Het gebrek aan burchten en de verruiging lijken bottlenecks voor hervestiging. Veebegrazing kan het konijn mogelijk faciliteren. In Denemarken zijn niet-verruigde buntgrasvegetaties terwijl het konijn hier helemaal niet voorkomt. Op Spiekeroog komt het konijn ook niet voor; dit gebied is eveneens in de jaren '90 erg verruigd. Konijnen die zijn uitgezet in het Zwanewater zijn inmiddels allemaal dood; op het Forteiland bevindt zich nu wel een reproducerende populatie. Is eutrofiering/verruiging en/of predatie door de vos een knelpunt voor het herstel van de konijnenpopulatie? Kunnen we de vos als effect van eutrofiering beschouwen en, om rode lijst soorten te behouden, overgaan tot bestrijding van vossen? Kunnen we de populatiedynamiek van het konijn begrijpen aan de hand van een modellering?
 31. **Effecten van begrazing**
Hoe verhoudt de aard van het gebied (grootte, bodemtype en nutriënten, afwisseling droog-nat. zich tot de effecten van grazers op de fauna? (Hoe) kunnen we komen tot een natuurlijke dynamiek van aantallen grazers? Evaluatie van het begrazingsbeheer zou over een langere tijdsschaal moeten plaatsvinden: na 10 jaar komen soms pas plantensoorten terug en insecten nog later.
Begrazing door vee leidt niet tot een terugkeer naar oorspronkelijke vegetaties (bijv. open buntgras).
 32. **Kennisbehoefte effecten van begrazing**
 33. **Toenemende 'pixelgrootte' terreinheterogeniteit**
Het fijne mozaïekpatroon verdwijnt. Dit lijkt een dominant proces over alle maatregelen, of juist in de hand gewerkt door de maatregelen (?). Lokaal (Schouwen) bestaat dit probleem niet.
 34. **Vaststellen van optimale verhoudingen tussen verschillende terreintypen**
Discussie: Met welke verhouding van terreintypen is de biodiversiteit het meest gebaad? Bestaat er een risico dat het landschap een afwisseling wordt van hoog dynamische en verstarde plekken. Extra aandacht voor landschapstypen die een middelmatige (invloed van) dynamiek nodig hebben. Is successie ook gedeeltelijk terug te zetten (zodat ook relictenpopulaties zich direct kunnen gaan uitbreiden)? Ja, terugzetten oude heide naar jonge heide op minerale bodem en positieve respons van heideblauwtje hierop.
 35. **Hoe moeten maatregelen ingezet worden voor het behoud van volledige levensgemeenschappen?**
 36. **De soort-ingang voor herstelmaatregelen**
Hierbij moet het probleem centraal staan en niet de soort. Het probleem interacteert wel met soorteigenschappen. Op basis van eigenschappen kunnen soortgroepen geclusterd worden, zodat meer aandacht naar levensgemeenschappen gaat dan naar individuele soorten.
 37. **Soortingang in de biodiversiteitsproblematiek**
Discussie: hoe pakken maatregelen uit voor bijvoorbeeld blauwe en bruine kiekendief, parelmoervlinders, aardbeivlinder en rozenkransje?
 38. **Onderzoek aan bedreigde soorten (o.a. vogels) om deze gericht voor de hele biodiversiteit te behouden**
 39. **Stand van zaken Noordse Woelmuis**
Hoe kan er voor Noordse woelmuis beheerd worden? Dwz, hoe is de uitwerking van plagen, maaien en begrazing op het dier zelf, en met name op de uitkomst van de concurrentie met nieuwkomers veldmuis en aardmuis? Kan deze

concurrentie worden geïnvloed door te sturen in inundatie-frequentie en hoogte van het waterpeil?

40. Ontbreken overzicht van concrete maatregelen (bijv. uit voormalig OBN onderzoek.

41. Invulling van de open einden van het eerdere OBN onderzoek (op standplaatsniveau)

Bijvoorbeeld: effecten stikstofbindende bacteriën, vertaling van kennis naar beheer: waar maaien, plaggen, etc.

Natte duinvalleien en binnenduintrand

42. Toename van rietbegroeiing

Discussie: Waar: natte duinvalleien, op duintjes (met zoetwaterlens), onder stuifdijken, op kwelders (hoge zouttolerantie). Wordt dit (mede) veroorzaakt door eutrofer suppletiezand? Brengen rustende ganzen in kleine duinplassen de nutriëntenload omhoog? Resulteren piekneerslagen in betere condities voor riet (tijdelijke inundatie)? Is de toename van de Bruine Kiekendief gekoppeld aan een toename van riet?

43. In geplagde delen grazen ganzen de nieuwe, gewenste vegetatie weg

44. Hoe kunnen nadelige effecten van wateronttrekking buiten het gebied gecompenseerd worden?

Discussie: De relatie biodiversiteit en wateronttrekking levert voor dit preadvies geen kennisvragen. De compensatiemaatregelen buiten het gebied wel: hoe en waar is de compensatie te realiseren, voor welke soorten zou er gecompenseerd moeten worden? Aanpak en ontwikkeling van binnenduintranden, kalkmoerassen en veenvormende systemen mogelijk als compensatie? Hoe moeten deze gebieden beheerd worden (inzet begrazing)?

45. Wat is de waarde van habitats in de latere successiestadia? Wat raken we kwijt door deze stadia terug te zetten in de richting van een pionierssituatie?

Hoe kunnen we het beste de afweging maken op welke plaats we wat ontwikkelen? Hoe herkennen we natuurwaarden en onderliggende processen, zoals die zich voltrekken? Hoeveel moeten we in stand houden en wat is de beïnvloedingszone?

46. Instandhouding duinvalleien

Nieuwe duinvalleien ontstaan niet meer; waar liggen nog kansen? In de kop van Schouwen zijn hoge duinen aanwezig die de gewenste kwelstromen op zouden kunnen leveren. Houden we oude valleien als zodanig in stand of laten we er doorontwikkelen tot moerassen? Hoe gaan we om met het beheer van de duinvallei en de directe omgeving hiervan? Begrazing gaat niet samen met bijvoorbeeld Parnassia en orchideeën.

Hoe kunnen we op Oostvoorne nieuwe duinvalleien laten ontstaan? Oude duinvalleien zijn hier niet verzuurd (kalkrijke kwel), wat leidt tot extra natuurwaarden bij het ouder worden.

Beheermaatregelen: struweel weghalen, plaggen, begreppelen. Bij afgraven dient een afweging gemaakt te worden tav aardkundige waarden. Bij vernatting is het gevaar dat massaal wilgenstruweel opslaat. Hoe is hier nog beheer tegen te voeren als het gebied sterk vernat is?

Er is kennis nodig omtrent de latere successie, te weten kalkmoerassen: soorten, groeiplaatsen, processen, beheer, werken aan de waardering van kalkmoerassen.

47. Bij plaggen in natte delen zou meer variatie in de plagdiepte gehanteerd moeten worden.

48. Achteruitgang libellen in duinmeertjes in het kwakjeswater

Is er een afname van de waterkwaliteit? Hoe zijn voedselwebben in het aquatische milieu verschoven en wat is de rol hierbij van depositie en vermessing door ganzen.

49. Verdroging is nog een probleem, maar kan alleen regionaal aangepakt worden

50. Duinmeertjes hebben nu vaak een 'baggerbodem' ipv een minerale bodem

Voor het vernatten van duinvalleien zou in ieder geval het gebied al opgeschoond moeten worden.

51. Natuurontwikkeling aan de binnenduintrand

Waar zijn de mogelijkheden voor het ontwikkelen van kalkmoerassen en veenvormende systemen?

Monitoring

52. Er zijn veel gegevens waarmee nog niets wordt gedaan

Discussie: Enkele voorbeelden van beschikbare datasets worden gegeven; niet altijd zijn inventarisatiegegevens gekoppeld met het ecosysteem. Er zou geïnventariseerd moeten worden welke gegevens er allemaal al zijn. Hiervoor is een aparte pot beschikbaar bij OBN. Dit advies wordt opgenomen in het preadvies.

53. Er wordt niet consequent gemonitord om de effecten van maatregelen te evalueren

54. Onderzoek aan langere tijdreeksen kan een andere kijk op de zaak geven

Het konijn is sinds WOII al dalend met enkele ups en downs. Extremen die zich in de loop van de tijd voordoen lijken te bepalen wat er gebeurt, bijvoorbeeld de droogte in de periode '76-'77 en 1930-1950 of juist zeer natte periode's '97-2001

55. Ontbreken of gebrekkige monitoring

Veel maatregelen worden uitgevoerd zonder monitoring, zonder beschrijving van uitgangssituatie of niet-passende monitoring bij het doel. Resultaten kunnen daarom niet goed worden getoetst. Vaak is de monitoring uitsluitend vegetatiegericht.

Natura 2000

56. Wat wil de natuur en wat wil Natura 2000?

Discussie: In natura 2000 worden habitatgrenzen vastgelegd en geldt een instandhoudingsplicht. Dit is moeilijk te rijmen met een dynamischer kustbeheer en dus de doelen van het OBN en het preadvies. We zullen dit probleem in het preadvies benoemen en er zal een vervolgtraject voorgesteld worden waarin dit via OBN en Natura 2000 gezamenlijk wordt uitgewerkt. Om de discrepantie in doelstellingen tussen OBN en natura 2000 duidelijk te maken, zullen Piet Zumkehr, Ernst Lofvers en Arjen Kok voorbeelden aanleveren die als box in het preadvies opgenomen worden.

57. De instandhoudingsverplichting

Hoe doe je dat als de effecten van ontwikkelingen niet precies bekend zijn? Bijvoorbeeld het effect van klimaatverandering of de effecten van begrazing op de kleine fauna. Wat kun je als beheerder doen en wat komt er van buitenaf?

Draagvlak

58. Meekrijgen van de bevolking: communicatie over alles wat je wilt veranderen om weerstand van de lokale bevolking zo veel mogelijk voor te zijn.

Discussie: Op welk moment verzorgen we de communicatie? Er is een moment van kennisontwikkeling en een moment van communicatie over maatregelen.. Wie de communicatie uiteindelijk verzorgt hangt af van het schaalniveau van de maatregel.

59. Draagvlak bij grote ambtelijke organisaties

Discussie: benoemen voordelen redynamiseren versus andere maatregelen. Overtuigen van de veiligheid van de maatregelen, bij voorkeur met daadwerkelijke metingen.

Eilandpolders

60. Poldergebieden waddeneilanden: conflicten agrarisch en recreatief gebruik en natuurwaarden, met name die als gevolg van kwelwater

Discussie: In de binnenduintrand is zoete kwel naar de polder toe belangrijk voor biodiversiteit, maar deze regio wordt veel gebruikt voor recreatie en landbouw (zie ook vorige punt). Zijn duinblauwgraslanden te ontwikkelen aan de binnenduintrand? Aan de zeezijde van de polder komt zoute kwel onder de dijk

door, met aparte flora en fauna elementen. Zoute kwel is debet aan de landbouwfunctie van de polder. Er zou een integrale gebiedsvisie moeten komen, waarin ook het agrarisch gebruik van de polder tegen het licht gehouden zou moeten worden. Er zijn delen die beschermd zouden moeten worden, terwijl dat nu niet het geval is.

Autostranden

61. Bodemverdichting door het berijden van strand en kwelder

Discussie: Door bodemverdichting stuift het zand minder goed (ontstaan omgekeerd reliëf). Door kapotrijden van de eerste duinvegetatie zou het zand ook juist meer kunnen stuiven. Bodemverdichting heeft ook negatieve gevolgen in kweldergebieden.

Parasieten

62. Duinbossen op Schiermonnikoog: instandhouding in relatie tot muggenproblematiek

63. Teken: effecten op fauna

Teken (en lyme) zijn zeer algemeen in de duinen. Heeft dit effecten op gewervelde dieren en is er eventueel iets aan te doen? Interactie tussen vegetatie, mens en gastheren ree, (konijn), en veldmuizen.

Grauwe gans

64. Toename Grauwe Gans

Discussie: Grauwe ganzen veroorzaken problemen voor boeren. Door de begrazing, veroorzaken ganzen veranderingen in de vegetatie en ecologie van kwelders, natte en droge duinen. Ook in de van oudsher arme buntgrasvegetaties wordt gefoerageerd (met kuikens). Keutels zorgen voor bemesting en het wroeten naar rhizomen en betreding veranderen de bodemstructuur. Er is geen winter bottleneck voor deze soort. Bestrijding (eieren rapen) wordt nu toegepast om de populatie te controleren.

Natuur vs. infrastructuur

65. Versnippering van het landschap door vele gebruiksvormen

Discussie: Het landschap wordt ingericht voor natuur, infrastructuur, waterwinning, landbouw, etc., waardoor het intacte landschap verromelt. Wat is in de ruimtelijke inrichting nodig om het systeem als geheel in stand te houden? Voor herstel dienen zo natuurlijk mogelijke randvoorwaarden aanwezig te zijn.

66. De effecten van hydrologische ingrepen, bijvoorbeeld het werken met kwelschermen, inrichting met wegen, campings

67. Eilanden energieneutraal in 2020

Discussie: Voorstellen voor het energieneutraal maken van de waddeneilanden hebben effect op het ecosysteem, bijvoorbeeld als biomassa-centrales voor de energielevering gaan zorgen.

Behoud vogelkolonies

68. Behoud van sternkolonies

Nu goede populatieontwikkeling door menselijke ingrepen. Begrazing en sterns gaan niet goed samen; wat zijn de effecten van recreatie? Wat is er nog te doen aan de vegetatie en ratten van de kwakgorseilanden? Voor het beheer zijn een zoute omgeving en controleerbaar waterpeil noodzakelijk. Kwade hoek, Brielse Gat veel recreatie, waardoor strandvogels er niet broeden. Kunnen de gebieden (deels) worden afgesloten in het broedseizoen (vb ten oosten van Zeebrugge)? Kan er voor kustvogels iets gedaan worden in combinatie met de inrichting van de tweede maasvlakte (vb pontons als broedeilanden)?

Duinbossen

69. De dennenbossen hebben een rijke paddestoelendiversiteit; moeten deze bossen hierom behouden blijven?

Een nadeel van het bos is bijvoorbeeld de hogere verdamping. De beheerders moeten uiteindelijk tot een eigen afweging komen gegeven de lokale omstandigheden en doelen.

Binnendijkse brakwatergebieden

70. Achterblijven vogels in binnendijkse brakwatergebieden

Wat zijn goede referentielokaties voor binnendijkse brakwatergebieden (Amerikaanse Oostkust)? In brakke wateren treedt zuurstofloosheid vaak op, waardoor de dichtheden ongewervelden als voedsel voor wadvogels achterblijven. Er is in ieder geval circulatie van het water nodig. Doorzicht is geen bepalende factor voor wadvogels. Voorstel: goed gaan monitoren hoe de betreffende gebieden zich verder ontwikkelen daar waar circulatie pas onlangs tot stand is gekomen. Het ontwikkelingperspectief kan in het preadvies opgenomen worden; het meetnet zou via OBN en waterbeheerder samen opgezet kunnen worden.

Visstand

71. Is de zoetwater lokstroom vanuit de Oosterschelde voor stekelbaars en glasaal voldoende?

Klimaatverandering

72. Klimaatverandering

De duingraslanden kennen een relatief warm microklimaat en de biodiversiteit is er speciaal zo hoog doordat zuidelijke soorten erin doordringen. Wat zijn de bottlenecks voor noordelijke soorten die nu verdwijnen?

De voorspelling is dat het klimaat in de zomer droger wordt. Dat is niet wat we tot nu toe zien; wel zijn regenbuien harder. De combinatie van nattere zomers, een langer groeiseizoen en een lage konijnenstand leidt tot het dichtgroeien van open vegetaties.

Kunnen we inspelen op voorspellingen tav de klimaatverandering die nog een grote foutenmarge hebben zoals nu het geval is? De conclusie ter vergadering is dat dit in praktische zin niet mogelijk is. Wel willen we geen maatregelen uitvoeren die naar alle waarschijnlijkheid indruisen tegen de effecten van opwarming. Zijn natuurdoelen haalbaar in het licht van het verschuiven van areaalgrenzen? Onderzoek zou uitgevoerd kunnen worden naar de relatie klimaat en vegetatieontwikkeling (zomerdroogte, milde natte winter, areaal kale grond en terugkeer naar pioniervegetaties).

Behoud archeologische waarden

73. Behoud archeologische waarden bij ingrepen in het landschap

Het kustgebied kent veel plekken met historische of archeologische waarden welke behouden zouden moeten worden. Het afwegen van natuur- en historische belangen is een bron van dilemma's.

Bijlage 2: Onderzoeksthema's Kwelders

1. Algemeen

1.1 Referentiebeeld grote herbivoren

Over het optreden van - en de rol van grote herbivoren in het oorspronkelijke (lees: niet door de mens beïnvloed) Europese kwelderlandschap bestaat onduidelijkheid. Voor de discussie omtrent beweiding als beheermaatregel zijn de volgende vragen van belang:

- In hoeverre waren kwelders in de gematigde zone van oorsprong door grote herbivoren gedomineerde systemen?
- In hoeverre kunnen van West-Europese kwelders historische referentiebeelden worden geconstrueerd, waarin noch van directe, noch van een indirecte menselijk invloed sprake was?

1.2 Biodiversiteit en soortensamenstelling monofage herbivore guilds

Kwelders herbergen een hoge soortenrijkdom aan ongewervelden. Er is echter weinig kennis over verspreiding van deze fauna en eventuele verschillen tussen kwelders. Om inzicht te verkrijgen in verschillen tussen soortenrijkdom op lokale en regionale schaal wordt voorgesteld onderzoek te doen naar het voorkomen van monofage herbivore soorten op verschillende kwelders. Wanneer verschillen in de monofage herbivore guilds gevonden worden, kan vervolgens naar verklarende factoren worden gezocht, zoals de grootte en mate van isolatie van een kwelder en verschillen in abiotiek (bijv. de hoog productieve vastelandkwelders versus de minder productieve plaatkwelders van de eilanden).

De vraag welke invloed beweiding op de samenstelling van de monofage herbivore guilds heeft verdient ook aandacht, maar deze vraag sluit beter aan bij het volgende onderzoeksthema.

1.3 Invloed van beweiding op biodiversiteit en trofische interacties

Het in 2009 te starten onderzoeksproject Biodiversiteit en natuurbeheer van vastelandkwelders krijgt drie aandachtsvelden, namelijk effecten van verschillende beweidingregimes op (a) opslibbing en vegetatie, (b) insecten en (c) op vogels. De doelstelling van het onderzoek is om de bestaande kennis over effecten van beweiding aan te vullen en de in het vorige hoofdstuk beschreven kennisleemtes op te vullen. Hierdoor moet het mogelijk worden om de vraag welk beweidingregime (inclusief veesoort) vanuit het oogpunt van natuurbehoud het meest wenselijk is, vanuit meer aspecten te kunnen beantwoorden dan nu het geval is.

Op het ogenblik zijn in het kader van project de volgende onderzoeksvragen geformuleerd:

Voor opslibbing en vegetatie:

- a1. welke beweidingregime leidt tot een optimale ontwikkeling van de vegetatie voor wat betreft soortenrijkdom en productie van bloemen en zaden?
- a2. welke rol speelt het beweidingregime bij het ophogen van de kwelder door het invangen van slib?

Voor insecten:

- b1. welk beweidingregime leidt tot een optimale ontwikkeling van de insectenfauna op vastelandkwelders?

Voor vogels:

- c1. wat is de respons van kwelderbroedvogels op het beweidingregime, zowel in termen van dichtheden als in termen van nestsucces en uitvliegsucces en opgroeiomstandigheden voor de kuikens?
- c2. wat is de respons van kwelderzangvogels in de winter op het beweidingregime, wat betreft verspreiding en aantallen?
- c3. wordt de verspreiding van hoogwatervluchtplaatsen beïnvloed door het beweidingregime en de daaruit volgende vegetatiesamenstelling?

Het project heeft een looptijd van vijf jaar. In de beheersvariant met een variabele veebezetting is voorgesteld een cyclus in te stellen van drie jaar: twee jaar niet beweiden gevolgd door een jaar met een intensieve beweiding. Deze cyclus moet uiteraard een aantal keren worden herhaald. Dit betekent dat na de eerste periode van vijf jaar vervolgonderzoek noodzakelijk is.

1.4 Toename van secundaire pioniervegetatie en de rol van ganzenherbivorie

De doelstelling van het onderzoek zou zich moeten richten op het ontrafelen van de factoren die in de lage kwelder de oorzaak vormen voor de beschreven toename van secundaire pioniervegetatie met speciale aandacht voor de rol van intensieve begrazing door Brandganzen, vernatting en de interactie tussen beide factoren.

Hierbij is het zinvol om bij de impact van de Brandganzen onderscheid te maken tussen directe – en directe effecten van grote aantallen ganzen op de kweldervegetatie. Een direct effect van intensieve begrazing zou meristeembeschadiging bij de plant kunnen zijn waardoor verdere groei wordt belemmerd. Het opgraven van rhizomen waardoor hele planten worden verwijderd is eveneens een direct effect. Indirecte effecten omvat verstikking van het wortelstelsel veroorzaakt door intensieve vraat aan de scheut of door vertrapping van planten en de bodem.

Het onderzoek vraagt om een experimentele benadering waarin experimenten in het veld worden aangevuld met kasproeven.

2. Eilandkwelders

2.1 Effecten van washovers

Om de effecten van washovers op plaatkwelders te onderzoeken zijn de volgende onderzoeksvragen van belang:

1. Wat is het effect van washovers op de maaiveldhoogte ontwikkeling van de achterliggende kwelders
2. Wat is het effect van washovers op de vegetatie ontwikkeling van de achterliggende kwelders
3. Hoe verloopt de drainage van washovervlaktes en wat is het effect op de ontwatering van de achterliggende kwelder
4. Welke flora en fauna maken deel uit van washoversystemen en hoe verloopt hun ontwikkeling

2.2 Ruimtelijke variatie sedimentatieprocessen

Bij het in kaart brengen van het ruimtelijke sedimentatiepatroon op plaatkwelders kunnen de volgende onderzoeksvragen als leidraad dienen:

1. Wat is de relatie tussen hoogteligging, overstromingsfrequentie/-duur en sedimentatie
2. Wat is de invloed van krekens op het sedimentatie- / erosieproces
3. Wat is de relatie tussen vegetatiestructuur en sedimentatiepatronen
4. Wat is het effect van beweiding op sedimentatie / erosie
5. Hoe verhoudt zich de relatie tussen accretie / erosie en maaiveldhoogte-ontwikkeling

2.3 Vernatting en nutriëntenbeschikbaarheid

Voor het thema vernatting (als gevolg van washovers) is de relatie met nutriëntenbeschikbaarheid en successie van belang en kan de volgende onderzoeksvraag worden geformuleerd:

1. Leidt vernatting tot verminderde nutriëntenbeschikbaarheid en daardoor tot een vertraagde successie?

3 Vastelandkwelders

3.1 Referentiebeelden

In het huidige beheer van de vastelandkwelders worden referentiebeelden onderbenut.

De volgende vragen zouden bij de analyse of constructie van referentiebeelden in elk geval een rol moeten spelen:

1. Is de gedocumenteerde climaxvegetatie van vastelandkwelders te beschouwen als een gevolg van een smalle ruimtelijke dimensionering van deze kwelders?
2. Hoe breed moet een kwelder zijn voor een hoge interne variatie?
3. Is de breedte van de kwelder van belang voor het ontstaan van een saliniteitsgradiënt op de kwelder?
4. Welk effect heeft de breedte van de kwelder op het herstel van een zoet-zout overgang bij de aanleg van puntlozing en afstroming van zoet water naar de kwelder?

3.2 Cyclische successie kwelderwerken

Uitgaande van een primaire instandhoudingdoelstelling voor de primaire pionierkwelder zou onderzoek naar cyclische successie zich moeten concentreren op de vraag of op de langere termijn een geleidelijke overgang tussen de lage kwelder en het onbegroeide wad met behulp van een erosie / aanwascyclus in stand kan worden gehouden.