

De ecologie van de zandige kust van Nederland

Inventarisatie van het macrobenthos van strand en brandingszone

G.M. Janssen en S. Mulder (2004)

Colofon

Uitgegeven door: RWS RIKZ

Informatie: Dr. G.M. Janssen
Telefoon: 050 5331366
Fax: 050 5340772
E-mail: g.m.janssen@rikz.rws.minvenw.nl

Uitgevoerd door: RWS RIKZ OSW

Opmaak: Facilitair bedrijf Rijksuniversiteit Groningen

Datum: September 2004

Versienummer: RWS RIKZ / 2004.033

Voorwoord 5

Summary 7

Samenvatting 11

1. Inleiding 15

- 1.1 Achtergrond 15
- 1.2 Doelstelling 16
- 1.3 Afbakening 16
- 1.4 Uitgangspunten 17

2. Materiaal en methoden 21

- 2.1 Inleiding 21
- 2.2 Proefopzet strand 21
 - 2.2.1. Strandkeuze 23
 - 2.2.2. Locatiebepaling 25
 - 2.2.3. Bemonstering 25
- 2.3 Proefopzet brandingszone 28

3. Gebiedsbeschrijving 31

- 3.1 Inleiding 31
- 3.2 Zand 31
- 3.3 Morfologie 32
- 3.4 Bemonsterde locaties 37
 - 3.4.1. Schiermonnikoog Oost 37
 - 3.4.2. Schiermonnikoog west 38
 - 3.4.3. Texel: De Cocksdorp 39
 - 3.4.4. Egmond 40
 - 3.4.5. Castricum 41
 - 3.4.6. IJmuiden Noord 43
 - 3.4.7. IJmuiden Zuid 44
 - 3.4.8. Katwijk 45
 - 3.4.9. Goeree Overflakkee 46

4. Resultaten en discussie: Strand 47

- 4.1 Inleiding 47
- 4.2 Korrelgrootte 47
- 4.3 Sortering 51
- 4.4 Doordringbaarheid 52
- 4.5 Kalkgehalte 53
- 4.6 Hellingshoek 55
- 4.7 Relatie hellingshoek/korrelgrootte 56
- 4.8 Diversiteit 57
- 4.9 Dichtheid 59
- 4.10 Biomassa 64

-
- 4.11 Zonering 65
 - 4.12 Relatie korrelgrootte – diversiteit/dichtheid 69
 - 4.13 Relatie hellingshoek – diversiteit/dichtheid 70

5. Resultaten en discussie: Brandingszone 73

- 5.1 Inleiding 73
- 5.2 Korrelgrootte 74
- 5.3 Sortering 74
- 5.4 Slibgehalte 75
- 5.5 Kalkgehalte 75
- 5.6 Diversiteit 76
- 5.7 Dichtheid 77
- 5.8 Zonering 78
- 5.9 Zonering strand + brandingszone 85

6. Toepassing van de resultaten 87

- 6.1 Inleiding 87
- 6.2 Klimaatverandering 87
- 6.3 Zandsuppleties 88
- 6.4 Recreatie 92
- 6.5 Europese aanbevelingen en Richtlijnen 93

Referenties 95

Bijlage 1 99

Bijlage 2 100

Bijlage 3 102

Dit rapport is geschreven in het kader van de programmering "Ecologie van de zandige kust". Het is een eerste inventarisatie van het voorkomen van organismen in de zandige bodem van strand en brandingszone langs de Nederlandse kust. Binnen de programmering "Ecologie van de zandige kust" zijn tevens rapporten geschreven over "De levende natuur als ecosysteemvormer in kustgebieden" (Peletier & Janssen 2003), "De fysische parameters als voorwaarde voor biota van de kust" (Oost 2004), "Kader Richtlijn Water – Aanzet tot een maatlat voor benthos in de kustzone" (Mulder & Janssen 2003) en "Het epibenthos van de brandingszone voor de Nederlandse kust" (Kleef 2004).

Aan het strand en in de brandingszone, als onderdelen van onze zandige kust, dat bestaat uit zand en klotsend zeewater, kun je bij mooi weer recreëren. Bij slechte weersomstandigheden beschermen het strand en de duinen het lager gelegen achterland tegen overstroming. Maar er is meer dan zand en water.

Onder het motto "*strand is meer dan zand*" is in het jaar 2000 onderzoek van start gegaan naar de ecologie van de zandige kust. Kennis hierover is van groot belang bij de ontwikkeling en uitvoering van zowel nationaal als internationaal beleid met betrekking tot integraal kustbeheer, nu én in de 21^e eeuw, waarin projecten nabij de kust in toenemende mate zullen moeten worden gerealiseerd. Denk daarbij aan veiligheid van het laaggelegen achterland, óók bij versnelde zeespiegelstijging ten gevolge van klimaatwijziging, aan toenemende recreatieve wensen van een in omvang groeiende bevolking en ruimte nodig voor het instellen van Beschermde Kust- en Zeegebieden gericht op het behoud van de ecologische waarden. Het uitvoeren van Europese en nationale regelgeving gericht op de bescherming van biodiversiteit, vogelpopulaties en habitats, de mogelijkheden tot het benutten van alles wat de kust de mens kan bieden, zoals bescherming, productie van vis, natuurbeleving, rust en ruimte zal via een integrale afweging tot stand moeten komen. De inventarisatie die in dit rapport wordt beschreven is een eerste belangrijke stap in deze richting. Het goede verloop van de inventarisatie en de vele innovatieve aspecten die daarbij opdoken geven aan dat ecologie een sleutelrol speelt in het komen tot een succesvol kustbeleid en beheer.

Foto 1

Strandbemonstering op
Schiermonnikoog in december 2003.
Van links naar rechts: Saskia Mulder,
Gerard Janssen, Peter Tydeman.



Veel mensen hebben een bijdrage geleverd aan het vergroten van het inzicht in de ecologie van de zandige kust. Daarvoor worden, namens Gerard Janssen en Saskia Mulder, bedankt: Peter Tydeman, Hans Kleef, Harry Peletier, Joop Jungman, Fedde Jorritsma, Susan Koerselman, Albert Oost, Koos Doekes, Cor Visser, Melle Blom, Hans Cornelissen, Rob Jungcurt, Wilma Huisman, Iris Menn en Erik Quené.

Summary

The dunes and the beach with the surf zone have been used for many centuries to protect the land against flooding by the sea. However, the sandy coast is more than just a pile of sand, a natural defence against the sea. The protection of the coastal environment is laid down in (inter) national legislation and regulations, such as the EU Water Framework Directive and the EU Bird and Habitat Directive and in international treaties and recommendations. Examples are the global Biodiversity Treaty and the recommendation to set up an international network of protected coastal and marine areas to protect the marine environment. According to a recent EU recommendation, the management of the coast will furthermore have to be based on an ecosystem approach. In order to protect said coastal environment, one has to know what one is talking about: what does it look like, what functions does it fulfil and which organisms live in it.

With respect to the Dutch coast, we assume that the main long-term threats show a link with the climate changes in combination with the social and economic use of space of the land immediately in or behind the dunes. In the short term, sand nourishment that is necessary to counter erosion, the mechanical cleaning of beaches and disturbance, both of them being the result of a growing pressure in terms of recreation, are important potential threats. The influence of enrichment of the coastal waters with nutrients has probably played a role in recent decades, which is not finished yet.

Under the motto *A Beach Is More than Just a Pile of Sand* a start was made in 2000 with the development of and making the knowledge available about the ecology of the sandy coast.

In 2001 and 2002, the Dutch National Institute for Coastal and Marine Management did research into the presence of organisms living in the soil on nine different beaches along the Dutch coast and on two locations in the surf zone.

The inventory of the beaches shows clear differences between the beaches of the Dutch coast and those of the islands of the Dutch Wadden Sea. Although significant local differences were found, the beaches of the islands of the Dutch Wadden Sea are characterised by fine sand poor in lime with a good degree of permeability. The sediment is poorly sorted, which means that grains of sand of all sizes are mixed up. These beaches are flat and host high densities of many kinds of sand. The beaches along the Dutch coast are steeper and consist of coarser sand, which is better sorted. To the extent they are situated to the south of Egmond, they show a higher content of lime. The permeability, the richness in species and the number of individuals are lower than on the beaches on the islands of the Dutch Wadden Sea.

By taking the results of all nine beaches together, it became possible to describe the spatial variation on the beach, perpendicular to the water line. High upon the beach, in the vicinity of the high-tide mark, the grain size is the smallest, the sorting the poorest, the content of lime the lowest and the power required to penetrate the soil the highest. This means for organisms that live in between the grains of sand, that the circumstances on the parts of the beach that are situated lower are better than those on the parts situated higher. The sediment in the direction of the low tide mark is primarily characterised by an easier permeability due to a greater content of water, proper sorting and a bigger average size of the grains. All this is to be encountered again in the number of species that increases towards the low tide mark. The number of individuals is low in the vicinity of the high-tide mark and is the highest in the area of the average tide. For birds foraging on the beach, the easy penetration with their beaks into the sand and the availability of food such as worms, are important features.

The connection between the presence of organisms and some sediment characteristics as was found for the Dutch beaches, corresponds with what is known from the literature about the ecology of sandy coasts elsewhere in the world.

Based on a cluster analysis of the beach data, one can assume that the community of species above the high-tide mark distinguishes itself from the community to be found in between the high tide and low tide marks. Above the high tide mark, mainly terrestrial organisms are concerned, such as insects and the Sand hopper. Based on a cluster analysis, kite diagrams and the division of the number of species across the different locations athwart the beach, one may assume that a specific group of organisms is to be found above the high tide mark. There may possibly be a split of the tidal beach into a zone above the average water level and a zone below the average water level. The organisms in the upper zone are supplemented by a number of extra species in the bottom zone. Especially representatives of Amphipoda, Polychaeta and Isopoda are to be found on the beach.

Exploratory research of the surf zone before the Dutch coast shows that there are two breaker banks. One at approximately 150 m out the coast calculated from the low tide mark and one at approximately 400 m with in between them a trough with a dept of more than 5 meter below mean tidal level. The sediment in the trough is characterised by coarse grain, well sorted sand with a high content of lime and silt. Cluster analysis of the presence of macrobenthos indicates that three groups can be distinguished: a group of organisms seawards outside the outer breaker bank; a group of organisms in the surf zone and finally, still within it, a group in the trough which consists primarily of large numbers of the sand mason. These worms presumably play an important role in holding on to and stabilising the sediment and thus the coast.

In the surf zone poor in species but rich in individuals in between the beach and the outer breaker bank, the Polychaetes are dominant. The zone seawards starting from the outer breaker bank hosts a lot more species. They represent primarily the main groups Amphipoda, Bivalvia and Echinoidea.

With the newly gained understanding that our sandy coast consist of more than just sand, it becomes possible to combine the protection of the land and the protection of the marine environment into 'coastal protection' in the true sense of the word. An important step forwards can thus be made in the attempts to arrive at 'integrated coastal zone management', in which human activities, such as nourishment of sand, are based on a an ecosystem approach.

When producing ecological quality objectives for an evaluation system for the EU Water Framework Directive and consultancy on the effects of interventions in the coast within the framework of the EU Bird and Habitat Directive, the newly gained knowledge has already been used. The most frequent species, the bristleworm *Scolelepis squamata*, is an important source of food for the Sanderling, which is protected under the EU Bird Directive.

The soil fauna in the 1-mile zone before the coast is protected via the EU Water Framework Directive. The wet beach, the surf zone and a part of the shallow coast fall within this protection zone. Due to the knowledge gained, it is now possible to give a first description of the diversity of life in the soil in these different parts of the sandy coast. It is, moreover, possible now to give a prudent estimate of the functions the various species in the ecosystem of the sandy coast may have, what role they play for the stability of the coast, and for the sedimentation and erosion processes. Finally, the knowledge of the ecology of the sandy coast will be very useful for the management of the special protection zones along the coast for which the Dutch Directorate-General for Public Works and Water Management will have to draw up the management plans within the framework of the Dutch Nature Conversation Act as a consequence of the EU Bird and Habitat Directive.

Al vele eeuwen worden de duinen en het voorliggende strand met brandingszone gebruikt ter bescherming van het land tegen overstroming door de zee. De zandige kust is echter meer dan alleen een zandvoorraad, een natuurlijk verdedigingswerk tegen de zee. Het is een waardevol ecosysteem dat bescherming verdient. De bescherming van het kustmilieu is vastgelegd in (inter)nationale wet- en regelgeving, zoals de EU Kaderrichtlijn Water en de EU Vogel- en Habitatrichtlijn en in internationale verdragen en aanbevelingen. Voorbeelden zijn het mondiale Biodiversiteitsverdrag en de aanbeveling tot aanwijzing van een internationaal netwerk van beschermde kust- en zeegebieden ter bescherming van het mariene milieu. Volgens een recente EU-aanbeveling zal het beheer van de kust bovendien moeten zijn gebaseerd op een ecosysteembenadering. Om dat kustmilieu te kunnen beschermen moet je er wel kennis over hebben: hoe ziet het eruit, welke functies vervult het en welke organismen leven er?

Voor de Nederlandse kust veronderstellen we dat de belangrijkste bedreigingen op de langere termijn samenhangen met de klimaatveranderingen in combinatie met het sociaal-economisch ruimtegebruik van het land direct in of achter de duinen. Op de korte termijn vormen zandsuppleties, die nodig zijn om erosie tegen te gaan, het mechanisch schoonmaken van stranden en verstoring, beide laatste als gevolg van een toenemende recreatiedruk, belangrijke potentiële bedreigingen. De invloed van de verrijking van het kustwater met voedingsstoffen heeft in de afgelopen decennia vermoedelijk een rol gespeeld, die nog niet is uitgespeeld.

Onder het motto *Strand is meer dan zand* werd in het jaar 2000 gestart met het beschikbaar maken en ontwikkelen van kennis over de ecologie van de zandige kust.

In 2001 en 2002 werd door het Rijksinstituut voor Kust en Zee onderzoek uitgevoerd naar het voorkomen van bodemdieren op 9 verschillende stranden langs de Nederlandse kust en op 2 raaien in de brandingzone voor de Hollandse kust.

Uit de strandinventarisatie blijken duidelijke verschillen tussen de stranden van de Hollandse kust en die van de Waddeneilanden. Hoewel er grote lokale verschillen optreden laten de stranden van de Waddeneilanden zich kenmerken door fijn, kalkarm zand met een goede doordringbaarheid. Het sediment is slecht gesorteerd, hetgeen betekent dat zandkorrels van allerlei maten door elkaar voorkomen. Deze stranden zijn vlak en herbergen veel soorten in hoge dichtheden. De stranden langs de Hollandse kust zijn steiler en bestaan uit grover zand dat beter is gesorteerd. Voor zover ten zuiden van Egmond gelegen bevatten ze meer kalk. De doordringbaarheid, de soortenrijkdom en het aantal individuen is kleiner dan op de stranden van de Waddeneilanden.

Door de resultaten van alle 9 stranden bij elkaar te nemen werd het mogelijk de ruimtelijke variatie op het strand, dwars op de kust, te beschrijven. Hoog op het strand, rond de hoogwaterlijn is de korrelgrootte het kleinst, de sortering het slechtst, het kalkgehalte het laagst en de kracht die nodig is om in de bodem door te dringen het grootst. Voor organismen die tussen de zandkorrels in de bodem leven betekent dit dat de omstandigheden op de lager gelegen delen van het strand beter zijn dan op de hoger gelegen delen. In de richting van de laagwaterlijn kenmerkt het sediment zich namelijk door een gemakkelijkere doordringbaarheid door een grotere waterinhoud, een goede sortering en een grotere gemiddelde korrelgrootte. Een en ander is terug te vinden in het aantal soorten dat toeneemt in de richting van de laagwaterlijn. Het aantal individuen is laag rond de hoogwaterlijn en het hoogst in het gebied van gemiddeld tij. Voor vogels die foerageren op het strand is een gemakkelijke doordringbaarheid voor de snavel in het zand en de beschikbaarheid van voedsel zoals de Gemshoornworm, van belang.

Het verband tussen het voorkomen van organismen en enkele sedimentkarakteristieken, zoals dat voor de Nederlandse stranden is gevonden, is in overeenstemming met hetgeen uit de literatuur over de ecologie van zandige kusten elders in de wereld bekend is.

Op grond van een clusteranalyse van de strandgegevens kan worden aangenomen dat de soortengemeenschap boven de hoogwaterlijn zich onderscheidt van de gemeenschap die zich bevindt tussen de hoogwaterlijn en de laagwaterlijn. Boven de hoogwaterlijn betreft het vooral terrestrische organismen, zoals insecten en de strandvlo. Op grond van clusteranalyse, kite-diagrammen en de verdeling van het aantal soorten over de verschillende locaties dwars op het strand, kan worden aangenomen dat er een specifieke groep organismen boven de hoogwaterlijn voorkomt. Mogelijk is er een tweedeling van het getijdenstrand in een zone boven de gemiddelde waterstand en een zone beneden de gemiddelde waterstand. De organismen in de bovenste zone worden in de onderste zone aangevuld met extra soorten. Op het strand komen vooral vertegenwoordigers van Amphipoda, Polychaeta en Isopoda voor.

Verkennd onderzoek in de brandingzone voor de Hollandse kust toont aan dat er zich twee brekerbanken bevinden. Eén op circa 150 meter vanuit de kust gerekend vanaf laagwaterlijn en één op circa 400 meter met daar tussen een trog met een diepte van ruim 5 meter beneden NAP. Het sediment in de trog kenmerkt zich door grofkorrelig, goed gesorteerd zand met een hoog kalk- en slibgehalte. Clusteranalyse op het voorkomen van macrobenthos geeft aan dat er drie groepen te onderscheiden zijn: een groep organismen zeewaarts buiten de buitenste brekerbank; een groep organismen in de brandingszone en tenslotte nog daarbinnen een groep in de trog die vooral bestaat uit grote aantallen schelpkokerwormen. Deze kokerwormen spelen vermoedelijk een belangrijke rol in het vasthouden, het stabiliseren van het sediment en daarmee de kust. In de soortenarme maar individurijke brandingszone tussen het strand en de buitenste brekerbank zijn de Polychaeten dominant. De zone zeewaarts van de buitenste brekerbank gelegen bevat veel meer

soorten. Deze zijn vooral uit de hoofdgroepen Amphipoda, Bivalvia en Echinoidea afkomstig.

Met het nieuw verworven inzicht dat onze zandige kust uit meer bestaat dan alleen zand, wordt het mogelijk om de bescherming van het land én de bescherming van het mariene milieu te combineren tot 'kustbescherming' in de ware zin van het woord. Daarmee kan een belangrijke stap voorwaarts worden gezet in het streven te komen tot 'integraal kustbeheer', waarin menselijke activiteiten zoals het suppleren van zand, zijn gebaseerd op een ecosysteembenadering. Bij het opstellen van maatlatten, een beoordelingssysteem voor de Kaderrichtlijn Water en advisering over de effecten van kustingrepen in het kader van de Vogel- en Habitatrichtlijn is reeds gebruik gemaakt van de nieuw verworven kennis.

De meest voorkomende soort op het strand, de Gemshoornworm, is een belangrijke voedselbron voor de Drieteenstrandloper, die wordt beschermd onder de Vogelrichtlijn.

De bodemfauna in de 1-mijls zone voor de kust wordt beschermd via de Kaderrichtlijn Water. Het natte strand, de brandingszone en een deel van de ondiepe kust vallen binnen deze beschermingszone. Door de kennis die is opgedaan is het nu mogelijk een eerste beschrijving van de diversiteit van het bodemleven in deze verschillende delen van de zandige kust te geven. Bovendien kan nu voorzichtig worden ingeschat welke functie de verschillende organismen in het ecosysteem van de zandige kust kunnen hebben, welke rol ze spelen voor de stabiliteit van de kust, voor de processen van sedimentatie en erosie. Tenslotte zal de kennis over de ecologie van de zandige kust zeer bruikbaar zijn voor het beheer van de speciale beschermingszones langs de kust waarvoor Rijkswaterstaat in het kader van de Natuurbeschermingswet als uitvloeisel van de Vogel- en Habitatrichtlijn de beheerplannen moet gaan opstellen.

1. Inleiding

.....

1.1 Achtergrond

Ons kustgebied met de duinen, het strand en de zee bieden veiligheid aan het achterland tegen overstroming en mogelijkheden voor recreatie, wonen en werken. Tussen de duinen, het strand, brandingszone en het diepere water vindt een uitwisseling plaats van zand en organismen. Veranderingen in de onderdelen van dit systeem hebben daarom een doorwerking in de andere delen.

Wereldwijd zijn de belangrijkste bedreigingen van het zandige kustecosysteem, soms gelijktijdig optredend: vervuiling, het onttrekken van zand aan het systeem, belemmeren van zandtransport, het betreden, vooral met voertuigen, het verzamelen van organismen voor aas om mee te vissen of direct voor de consumptie, het mechanisch schoonmaken van stranden en (eco-)toerisme, de toenemende erosie van zandige kusten, de mogelijk toenemende intensiteit en frequentie van stormen, de zeespiegelstijging en de toename van de temperatuur als gevolg van versnelde klimaatveranderingen en de verhoogde concentratie aan voedingsstoffen (Brown 2002).

Voor de Nederlandse kust veronderstellen we dat de belangrijkste bedreigingen op de langere termijn samenhangen met de klimaatveranderingen in combinatie met het sociaal-economisch (ruimte-)gebruik van het land direct in of achter de duinen. Op de korte termijn vormen zandsuppleties, die nodig zijn om erosie tegen te gaan, het mechanisch schoonmaken van stranden en verstoring, die beiden het gevolg zijn van een toenemende recreatiedruk, belangrijke potentiële bedreigingen. De invloed van de verrijking van het kustwater met voedingsstoffen heeft in de afgelopen decennia vermoedelijk een rol gespeeld, die nog niet is uitgespeeld.

Het is de verwachting dat er in de komende jaren een groeiende vraag zal komen naar advisering met betrekking tot zowel de korte als de langere termijn gevolgen van menselijk handelen in de kustzone.

Vooruitlopend op die adviesvragen zal inzicht moeten worden verkregen in ons kustsysteem en de invloed van menselijk handelen op dit systeem.

Inzicht in de werking van het ecosysteem van de kustzone waarin bovengenoemde ontwikkelingen plaatsvinden heeft tot op heden aanmerkelijk minder aandacht dan de fysische en morfologische aspecten. De aandacht ging en gaat vooral uit naar kennis en kunde die nodig is in het kader van waterkering en veiligheid van het achterland tegen overstroming. Naar aanleiding van deze benadering is inmiddels onder andere door de Commissie Waterbeheer 21^e eeuw geconcludeerd dat er op een meer integrale manier moet worden omgegaan met de kustproblematiek. Eén en ander komt ook naar

voren in diverse Europese richtlijnen en aanbevelingen. Een belangrijke aanbeveling van de Europese Commissie (EC) betreft de bescherming van het mariene milieu. De EC beveelt aan het beheer van de menselijke activiteiten te baseren op de beginselen van het ecosysteem: "An ecosystem based approach to the management of human activities". Niet een actief beheer van het ecosysteem, maar een beheer dat zich richt op de menselijke activiteiten. Het is van fundamenteel belang voor deze nieuwe benadering dat er voldoende kennis over het functioneren van het ecosysteem van de zandige kust wordt bijeengebracht. Bovendien is er dringend behoefte aan kennis over de ecologie van de zandige kust voor de implementatie van de Kaderrichtlijn Water en de Vogel- en Habitat Richtlijn. Alleen fysische, morfologische en hydrodynamische kennis van het kuststelsel is ontoereikend: zonder kennis over het ecosysteem als geheel is integraal kustbeheer niet mogelijk. Dit geheel aan natuurwetenschappelijke kennis moet dan vervolgens worden geïntegreerd met kennis over ontwikkelingen op het gebied van sociale, economische en maatschappelijke aspecten. Anders gezegd: binnen de Beta-aanpak moet integratie en intensivering van op het ecosysteem gerichte kennisontwikkeling plaatsvinden, terwijl de kennis over de gehele kust benaderd zal moeten gaan worden vanuit de integratie van Beta- met Gamma-wetenschap. Van kustlijn naar kustzonezorg. Alleen dan is een kundig integraal beheer en beleid van onze kusten mogelijk.

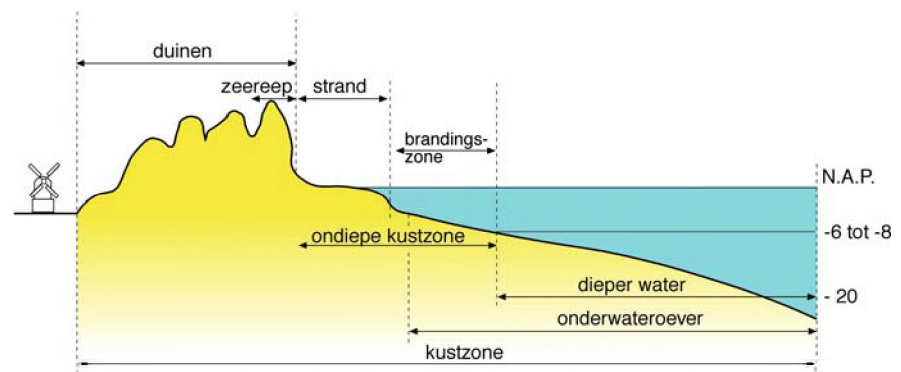
1.2 Doelstelling

De doelstelling van het onderzoek is het beschikbaar maken en ontwikkelen van kennis over de ecologie van de zandige kust. Deze kennis wordt ontwikkeld ter onderbouwing van advisering over de kustzone in relatie tot de korte termijn problematiek van intensivering van gebruik in de kustzone en de lange termijn problematiek van klimaatverandering met gevolgen zoals zeespiegelstijging in relatie tot handhaving van de veiligheid door kustverdediging.

1.3 Afbakening

Binnen de kustzone kunnen het getijdengebied, de brandingszone, het strand en de duinen worden onderscheiden (figuur 1.1). Het totaal noemen we "de zandige kust".

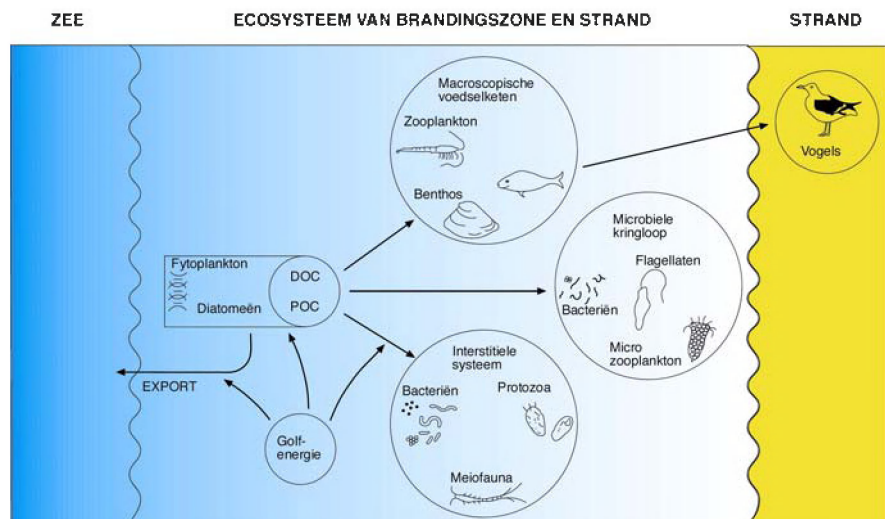
Figuur 1.1
Schematische indeling van de kustzone



Er bestaat in verschillende mate ecologische kennis over de deelgebieden van de zandige kust. Kennis over het ecosysteem van de duinen en over de ondiepe kust is relatief groot ten opzichte van de kennis over het getijdengebied van het strand en de brandingszone. Kennis over de samenhang tussen de deelgebieden, dus over de zandige kust als een compleet ecosysteem ontbreekt volledig. Het onderzoek naar de ecologie van de zandige kust legt in eerste instantie prioriteit bij de twee deelgebieden waarover de minste kennis aanwezig is: het strand en de brandingszone. Het ecosysteem van strand en brandingszone bestaat op zich ook uit verschillende deelaspecten: de macroscopische voedselketen (zoöplankton, benthos en vissen), de microbiële kringloop (bacteriën, flagellaten en micro-zoöplankton), het interstitiële systeem (protozoa, meiofauna, bacteriën) en de primaire producenten (fytoplankton, diatomeeën). Een kustecosysteem kan, afhankelijk van de primaire productie in het systeem zelf, organisch materiaal naar het diepere water van de zee exporteren of materiaal importeren. Tenslotte is de productie van organismen in de kustzone voor sommige vogels van belang als voedselbron (figuur 1.2).

Figuur 1.2

Schematische weergave van het ecosysteem van brandingszone en strand naar: Brown & McLahlan (1990)



Het beschrijven van het ecosysteem van strand en brandingszone voor de Nederlandse kust zou een omvangrijk onderzoek vereisen. Er is gekozen om onderzoek te doen naar de relatie tussen het voorkomen van macrobenthos en enkele abiotische parameters.

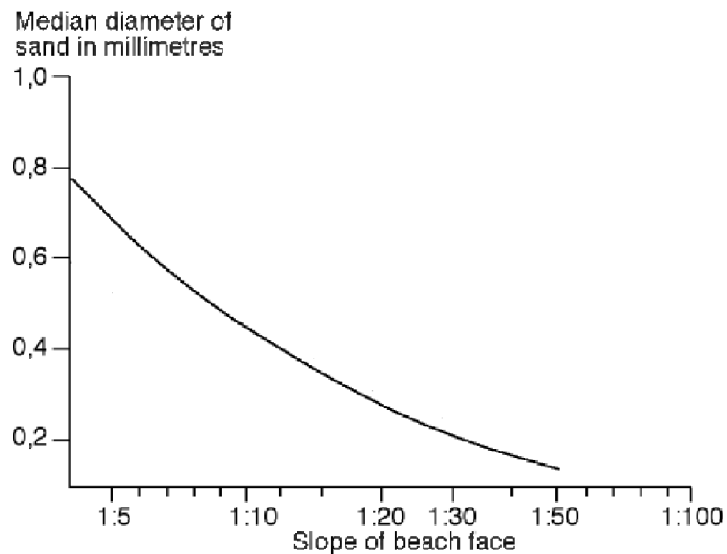
1.4 Uitgangspunten

Aangezien het onderzoek naar de ecologie van de zandige kust in Nederland nog in de kinderschoenen staat is het goed de aansluiting te zoeken bij gegevens over dit onderwerp uit andere landen. De meeste kennis is in 1990 bijeengebracht in "Ecology of sandy shores" (Brown 1990). De belangrijkste factoren die het voorkomen van organismen op het strand en in de brandingszone verklaren, betreffen sedimentsamenstelling, hellingshoek van het getijdengebied en golfwerking.

Brown & McLachlan (1990) laten zien dat hoe grover de korrelgrootte wordt hoe steiler de hellingshoek van het strand over het algemeen zal zijn (figuur 1.3).

Figuur 1.3

Relatie tussen de hellingshoek en de korrelgrootte van het getijdengebied (Brown & McLachlan 1990).

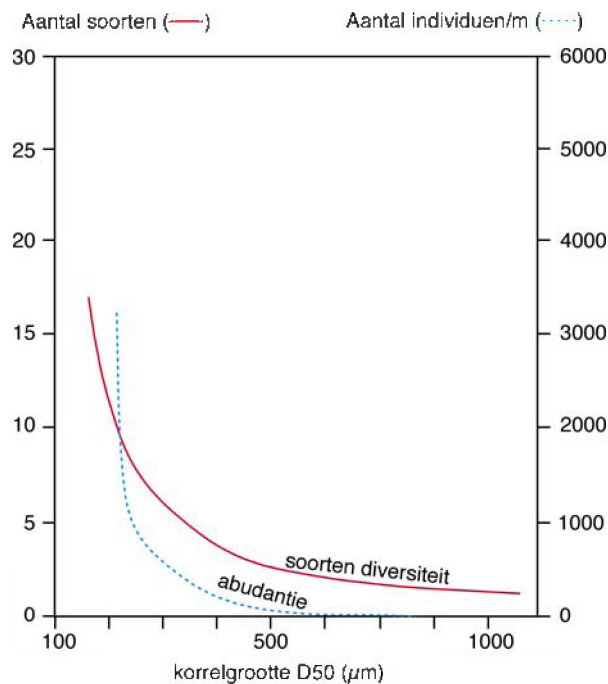


Stranden met een fijne korrelgrootte zijn vlakker doordat het water dat over het getijdengebied spoelt bijna niet kan wegzakken en er dus sediment mee terug spoelt, waardoor het strand uitvlakt. Dergelijke stranden worden dissipatief genoemd. Op stranden met een grove korrelgrootte kan het water makkelijk wegzakken en zal er dus geen sediment terugspoelen, maar een ophoping van zand ontstaan. Deze stranden worden reflectief genoemd.

Brown & McLachlan laten ook een verband zien tussen de dichtheid en soortenrijkdom van macrobenthos enerzijds en korrelgrootte en hellingshoek anderzijds (figuren 1.4 en 1.5).

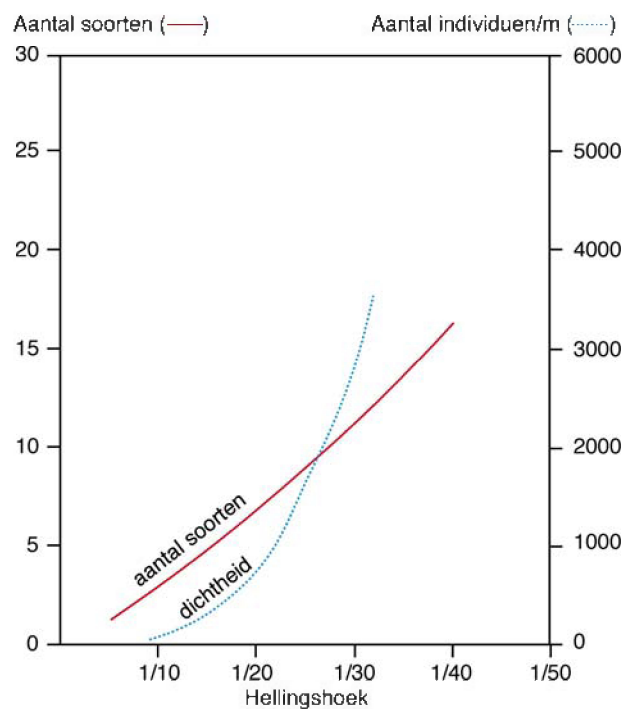
Figuur 1.4

Relatie tussen korrelgrootte en het aantal soorten (rood) en tussen de korrelgrootte en de dichtheid (blauw) (naar Brown & McLachlan 1990).



Figuur 1.5

Relatie tussen hellingshoek van het getijdengebied en het aantal soorten (rood) en tussen de hellingshoek en de dichtheid (blauw) (naar Brown & McLachlan 1990).

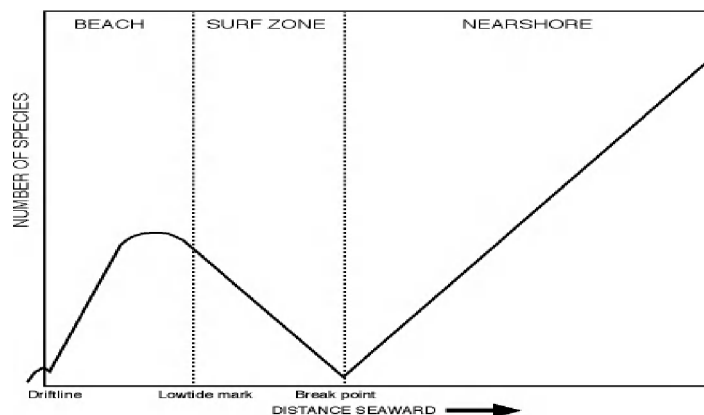


Opmerkelijk is dat de relatie tussen korrelgrootte en aantal soorten op het strand een exponentieel verband laat zien. Op fijnzandige wadplaten echter is een ander verband aangetroffen. Op zowel Duitse als Nederlandse wadplaten werd het kleinste aantal soorten aangetroffen bij zowel de kleinste ($< 100 \mu$) als juist de grofste fractie en het grootste aantal soorten bij tussenliggende korrelgroottes (Dankers 1981). Een mogelijke verklaring is dat de wadplaten niet alleen zand bevatten maar ook slib, dit in tegenstelling met de

strandsedimenten. Een hoog slibgehalte zal de permeabiliteit en de zuurstofcondities van het sediment ernstig bemoeilijken, hetgeen ongunstige omstandigheden voor een deel van de soorten oplevert.

Brown & McLachlan (1990) beschrijven eveneens een gradiënt in het voorkomen van de soortendiversiteit loodrecht op de waterlijn (figuur 1.6). Het aantal soorten neemt toe van HW naar LW, om vervolgens weer af te nemen in de brandingszone. Na de brandingszone, in het diepere water neemt het aantal soorten macrobenthos weer toe.

Figuur 1.6
Relatie tussen het aantal soorten de afstand vanaf de kust (naar Brown & McLachlan 1990)
(Surf zone = brandingszone, nerashore = dieper water).



De zonering van macrobenthos op stranden wordt in belangrijke mate bepaald door de morfologische toestand van het strand (Brown & McLachlan 1990). McLachlan & Jaramillo (1995) komen tot de conclusie dat, afgaande op het voorkomen van macrobenthos, er over het algemeen drie zones zijn te onderscheiden op zandstranden. De zonering is echter dynamisch en variabel, over het algemeen het meest uitgesproken boven aan het strand en minder duidelijk in de richting van de laagwaterlijn. De lagere zones zijn niet aanwezig op stranden die steil en grofkorrelig zijn, het reflectieve type, door de afwezigheid van soorten in het laagste deel van het strand. Naarmate het strand vlakker en fijnkorreliger is, meer van het macro-getijden dissipatieve type, wordt het complexer een zonering te onderscheiden (McLachlan 1995). Naast een zonering gebaseerd op biologische aspecten, zoals voor het eerst door Dahl (1952) werd voorgesteld, is er een tweede schema voor zonering mogelijk, gebaseerd op fysische aspecten (Salvat 1964), die vier zones onderscheidt (McLachlan 1995).

De maximale soortendiversiteit in het getijdenstrand ligt bij reflectieve stranden meer naar het midden van het getijdengebied, door afwezigheid van soorten in het lagere gedeelte, terwijl op meer dissipatieve stranden het maximum aantal soorten vaak lager op het strand wordt gevonden (persoonlijke mededeling Anton McLachlan). Op open zandige kusten speelt competitie en predatie over het algemeen een beperkte rol bij de zonering (McLachlan 1995).

2. Materiaal en methoden

2.1 Inleiding

De ecologie van de zandige kust is in Nederland een vrij nieuw onderzoeksgebied. Landen zoals bijvoorbeeld Zuid-Afrika, Chili en Spanje zijn al veel verder. De methoden die zij hanteren en die worden beschreven in de literatuur zijn in 2000 tijdens een pilotstudy gebruikt om de eerste stappen te zetten in de wereld van de ecologie van de zandige kust in Nederland (Mulder 2000). Tijdens deze studie en in de daarop volgende jaren zijn de methoden aangepast aan de Nederlandse situatie en toegespitst op de vragen die beantwoord moeten worden. De resultaten van de pilotstudy zijn gebruikt bij het ontwerp van een proefopzet voor een monstercampagne van het getijdengebied en het strand van de Nederlandse kust. Ter voorbereiding op de bemonstering van het macrobenthos in 2002, werden in 2001 tientallen stranden langs de Nederlandse kust bezocht en geïnventariseerd op hellingshoek en korrelgrootte.

Het bemonsteren in de brandingszone vereist een nieuwe techniek. Het feit dat er over de brandingszone wereldwijd zo weinig gegevens bestaan heeft alles te maken met de logistieke problemen die het bemonsteren in die zeer dynamische omgeving met zich meebrengt. In 2001 werd een pilot bemonstering in de brandingszone uitgevoerd, gericht op de methodiek van monsternamen (Kleef 2002). In 2002 werd het macrobenthos in de brandingszone bemonsterd. Dit hoofdstuk beschrijft achtereenvolgens de gebruikte methoden op het strand en de brandingszone.

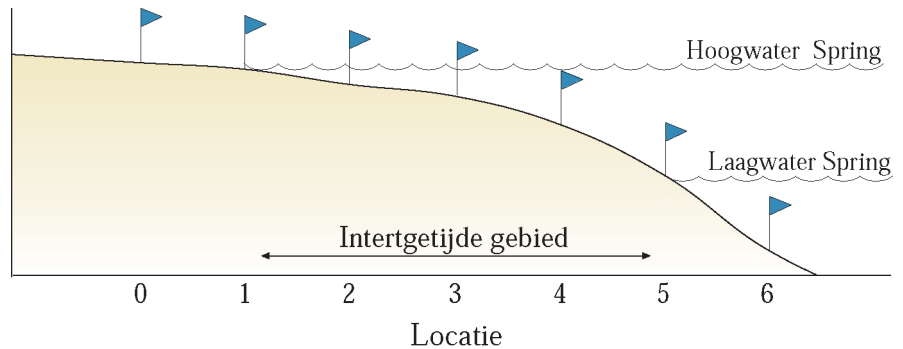
2.2 Proefopzet strand

Om te komen tot een statistisch verantwoorde proefopzet voor de bemonstering van het getijdengebied zijn de gegevens van de in 2000 uitgevoerde pilotstudie geanalyseerd door het bureau Highland Statistics Ltd. in Aberdeen, Schotland. Door dit bureau is berekend hoeveel stranden er bemonsterd moeten worden, hoeveel locaties per strand en hoeveel monsters er per locatie er genomen moeten worden om de gestelde vragen met een bepaalde betrouwbaarheid te kunnen beantwoorden (Zuur 2002a). Uit de analyse bleek dat er in totaal 9 stranden bemonsterd zouden moeten worden, waarbij tevens rekening is gehouden met het beschikbare budget, de logistieke haalbaarheid van de bemonstering en de analyse van de monsters. Van deze 9 stranden zouden er 3 geëxponeerd, 3 matig geëxponeerd en 3 beschut gelegen moeten zijn omdat geëxponeerdheid een belangrijke parameter blijkt te zijn. Uit de analyse blijkt ook dat een aantal van 10 monsters per locatie, op 5 locaties voldoende is om de relatie tussen biotische en

abiotische variabelen van een strand vast te stellen. Op ieder strand werden 5 denkbeeldige raaien geplaatst met 25 passen tussenruimte, die waren verdeeld in 7 locaties. Door middel van 'ad random kiezen zonder terugleggen' werd op elke denkbeeldige raai een locatie geselecteerd, zodat er op elk strand 5 locaties werden aangewezen (figuren 2.1 en 2.2).

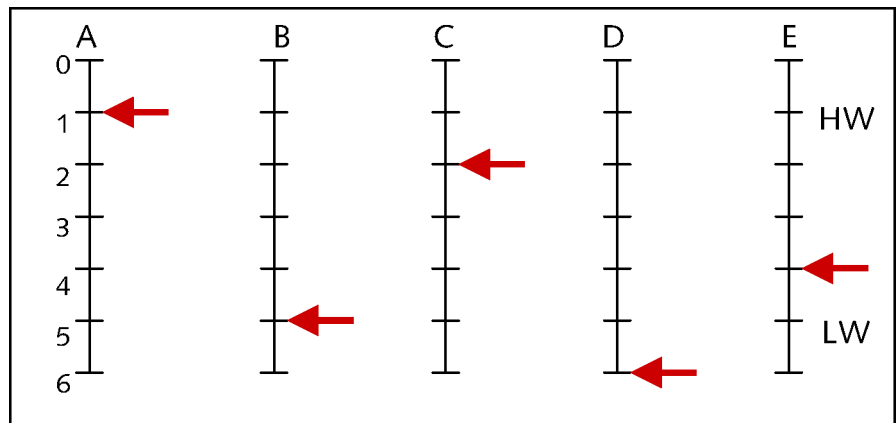
Figuur 2.1

Schematisch overzicht van de 7 potentieel te bemonsteren locaties. Locatie 1 is de hoogwaterlijn, locatie 5 is de laagwaterlijn.



Figuur 2.2

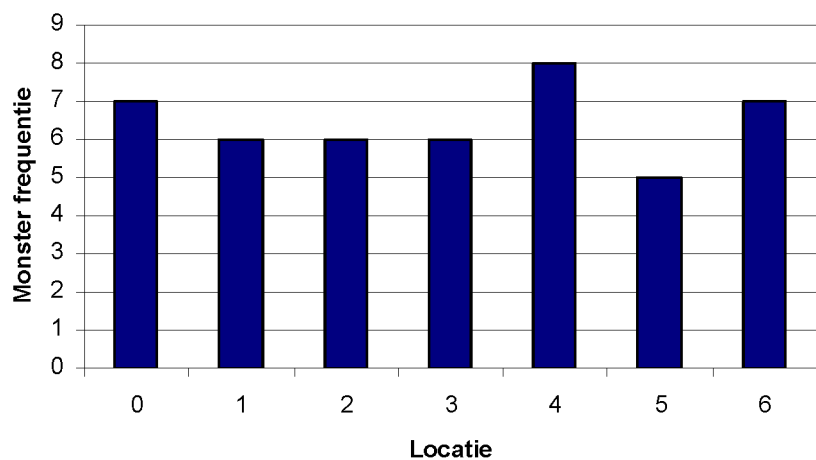
Schematisch overzicht van de monsterlocaties van het strand. De lijnen A t/m E stellen denkbeeldige raaien voor, de rode pijlen zijn de ad random gekozen plaatsen waar bemonsterd is op een bepaald strand.



Door het ad random kiezen van de locaties per raai per strand zijn niet alle locaties even vaak bemonsterd (figuur 4.1). Aangenomen wordt dat dit geen consequenties heeft voor de nauwkeurigheid van de resultaten per locatie en daarmee de vergelijking tussen locaties.

Figuur 2.3

Aantal bemonsteringen per locatie van alle 9 stranden.



2.2.1. Strandkeuze

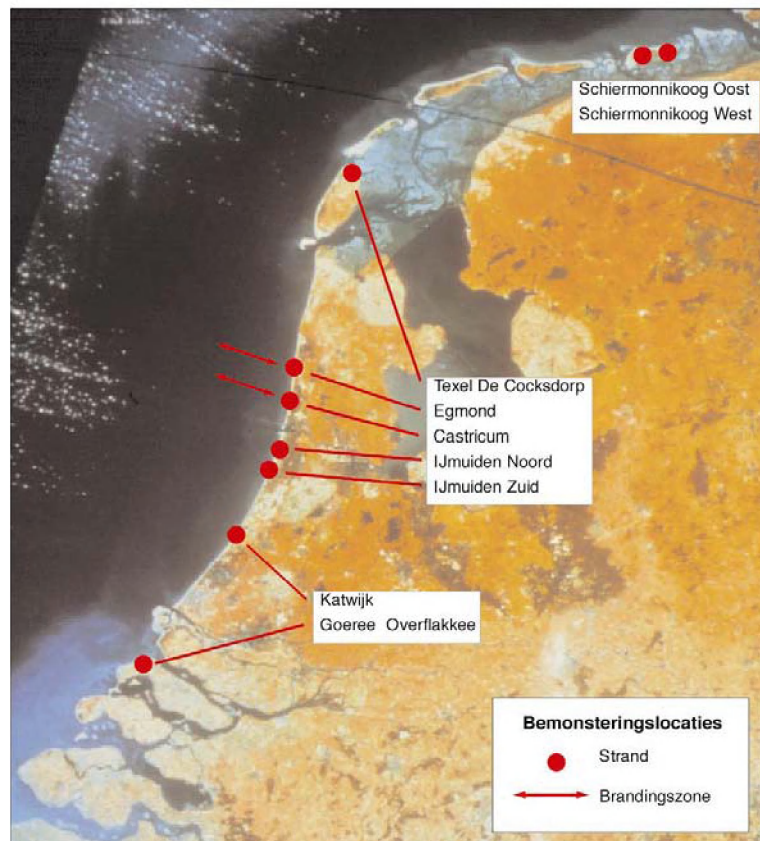
Geëxponeerdheid, de mate van blootstelling van een strand aan golven en dynamiek, blijkt de belangrijkste verklarende factor te zijn voor het voorkomen van soorten op de Nederlandse stranden (Zuur 2002b). Factoren die bepalend zijn voor de geëxponeerdheid zijn met name de korrelgrootte en de hellingshoek (Brown & McLachlan 1990). Dit zijn ook parameters die mogelijk zullen veranderen onder invloed van menselijke activiteiten in de kustzone en klimaatverandering. Om deze redenen is de strandkeuze gebaseerd op de korrelgrootte en de hellingshoek van het getijdengebied van stranden langs de Nederlandse kust. Daarnaast werd ook rekening gehouden met logistieke haalbaarheid (recreatiedruk, bereikbaarheid) en suppletiegeschiedenis. Bij voorkeur zijn er stranden gekozen die nooit zijn gesuppleerd, wanneer dat niet mogelijk was gold het criterium dat de stranden niet zijn gesuppleerd na 1999 (tabel 2.1).

Tabel 2.1
Stranden die in juni 2002 zijn geselecteerd op basis van gegevens uit 2000 (Schiermonnikoog) en 2001 (overige stranden).

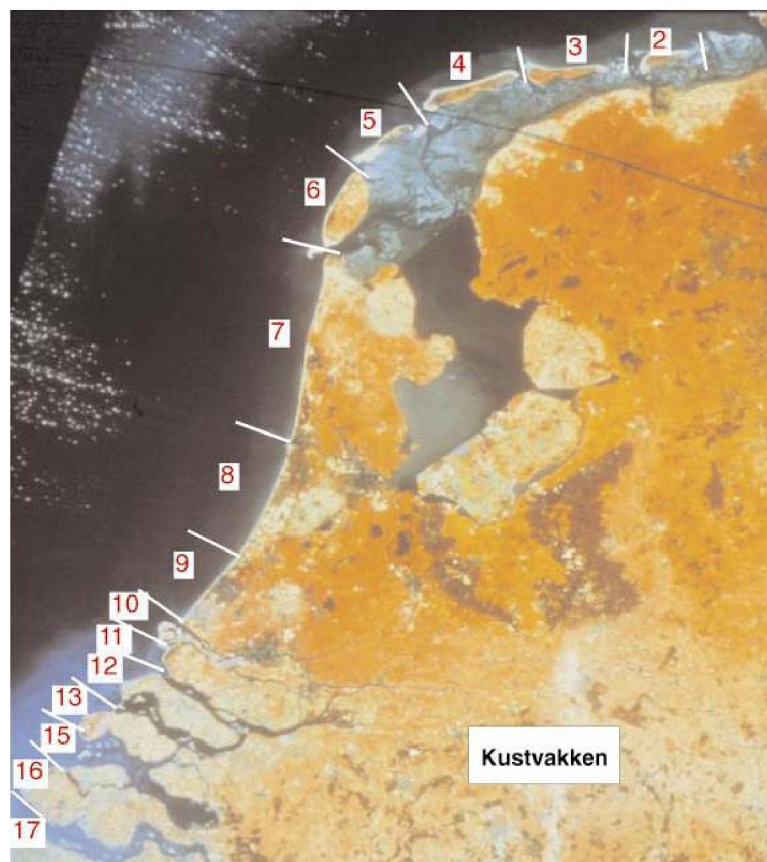
Naam	Code	Kustvak	Strandpaal	Korrelgrootte μm	Hellingshoek 1/x
Schiermonnikoog Oost	SO-9.50	2	300	167	83
Schiermonnikoog West	SW-3.00	2	850	161	100
Texel	Te-33.0	7	3300	278	20
De Cocksdorp	Eg-36.2	7	3600	303	60
Egmond	Ca-47.2	7	4700	332	36
Castricum	Y-57.0	8	5700	210	41
IJmuiden Noord	Y-60.0	8	6000	391	79
IJmuiden Zuid	Ka-84.0	8	8400	398	41
Katwijk	GO-10.2	12	1020	253	57
Goeree Overflakkee					

In figuur 2.4 zijn de bemonsterde locaties weergegeven. Ter vergelijking met de resultaten uit eerder gepubliceerd onderzoek is bovendien in figuur 2.5 de indeling van de Nederlandse kust in kustvakken weergegeven.

Figuur 2.4
Bemonsterde locaties in 2002.



Figuur 2.5
Verdeling van de Nederlandse kust in kustvakken, een veel gebruikte indeling bij vaststellen van suppletiebeleid ter bestrijding van erosie.



2.2.2. Locatiebepaling

De plaats van de monsterlocatie in het veld werd bepaald aan de hand van de voorspelde getijdencurve (www.getijde.nl) zodat de overspoelingsduur van de locaties evenredig is. Locatie 2, 3 en 4 staan respectievelijk $\frac{1}{4}$, $\frac{1}{2}$ en $\frac{3}{4}$ van een tij onder water. De getijdencurve wordt daartoe verdeeld in vier gelijke tijdsdelen. Vervolgens kan per locatie de hoogte ten opzichte van NAP afgelezen worden. Met behulp van plaatsbepalings apparatuur (foto 2.1, Scorpio 6502 MK LRK ontvanger) kan iedere locatie op de juiste hoogte ten opzichte van NAP gevonden en gemarkeerd worden. Locatie 0 ligt 40 cm boven het hoogwater punt en locatie 6 ligt 40 cm onder het laagwater punt.

.....
Foto 2.1

Bepaling van de hoogte met behulp van LRK.



Van ieder strand is op de dag voor de daadwerkelijke bemonstering een profielopname gemaakt (van raai C) met behulp van de LRK, van de duinvoet tot ongeveer 50 cm onder het laagwater punt (sublitoraal). De gemeten hoog- en laagwaterpunten werden vergeleken met de voorspelde hoog- en laagwaterpunten. Wanneer deze afweken werd de voorspelde getijdencurve aangepast aan de actuele situatie. De belangrijkste afwijking wordt veroorzaakt door windgedreven verhoging of verlaging van de waterstand

2.2.3. Bemonstering

Om logistieke redenen zijn de meeste stranden bij opkomend water (7) en een aantal stranden (2) bij afgaand water bemonsterd. Met behulp van de LRK werd de juiste locatie gemarkeerd, bij afgaand water startte de bemonstering een half uur nadat het water bij de betreffende locatie verdwenen was. Per locatie zijn de volgende parameters gemeten: macrofauna, sediment, hellingshoek, doordringbaarheid van het sediment, diepte van de anaërobe laag. Per strand zijn de saliniteit en temperatuur van het zeewater gemeten en is de hellingshoek van het getijdengebied berekend.

Foto 2.2
Bemonstering van het strand



Macrofauna is bemonsterd tot een diepte van 30 cm door middel van een roestvrijstalen steekbuis (foto 2.3) met een oppervlakte van 78.5 cm². Per locatie zijn 10 monsters genomen, die ter plaatse met zeewater zijn gespoeld over een zeef met een maaswijdte van 1 mm. Het overgebleven materiaal is gefixeerd met formaldehyde 3.8 %.

Foto 2.3
Bemonstering van het strand (linksboven) en het sublitoraal (rechtsboven) en spoelen van de monsters (onder).



Voor de **sediment**analyse (sortering, gemiddelde korrelgrootte, organische stofgehalte, kalkgehalte) zijn 2 monsters genomen tot een diepte van 10 cm met behulp van een plastic steekbuis, met een diameter van 20 mm. Het sediment is tot de analyse plaatsvond opgeslagen bij een temperatuur van $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Foto 2.4

Bemonstering van sediment voor korrelgrootteanalyse



In 2001 werden op 42 verschillende stranden langs de Zeeuwse en Hollandse kust en op de stranden van Texel en Ameland twee sedimentmonsters genomen tot een diepte van 10 cm. Eén tussen Gemiddeld Laag Water (GLW) en NAP en één tussen NAP en Gemiddeld Hoog Water (GHW). De twee monsters werden bijeengevoegd tot één monster per locatie.

Alle monsters werden voorbehandeld door Laboratorium Zeeland Walcheren met H_2O_2 en HCL en vervolgens door Laboratorium Middelburg van het RIKZ met de Malvern-laser geanalyseerd op korrelgroottesamenstelling van het sediment.

De **hellingshoek** van het getijdengebied wordt berekend met behulp van de hoogtes van het hoog- en laagwater punt die zijn ingemeten met de LRK. Per locatie is de hellingshoek berekend met behulp van de hoogtes van punten boven en onder de betreffende locatie. In het vooronderzoek van 2001 werd de hellingshoek bepaald met behulp van waterpassing.

De **doordringbaarheid van het sediment** is per locatie 10 maal gemeten met een Handsondeerapparaat (Eijkelpark Agrisearch Equipment). De sondeerstang van het apparaat is 30 cm en wordt met een bepaalde snelheid (2 cm/sec) in het sediment geduwd. De hoeveelheid druk die hiervoor nodig is wordt afgelezen in Newton. Afhankelijk van de bodemsamenstelling zijn conussen met een verschillende grootte (cm^3) gebruikt. De doordringbaarheid wordt uitgedrukt in N/cm^2 .

Foto 2.5

Metten van de doordringbaarheid van het sediment



De **diepte van de anaërobe laag** is gemeten door de afstand van het sedimentoppervlak tot de zichtbare zwarte laag te meten. In veel gevallen bevond de zwarte laag zich dieper dan 30 cm.

Foto 2.6

.....
Meten van de diepte van de anaërobe laag.



2.3 Proefopzet brandingszone

Van alle deelgebieden van de zandige kust is, wereldwijd, de brandingszone het meest onbekende deel. Niet alleen is de dynamiek zeer groot en zijn de omstandigheden dus zeer variabel, zowel in plaats als tijd, maar bovenal is het logistiek gezien moeilijk om in dit dynamische milieu onderzoek te doen. In Nederland hebben we de beschikking over de WESP (Water En Strand Profiler), een driewielvoertuig waarmee in de brandingszone tot een diepte van circa 8 meter de bodem kan worden bemonsterd. De WESP is oorspronkelijk ontworpen om nauwkeurige metingen aan de morfologie van de bodem te verrichten. Aanpassingen aan het werkplatform hebben het mogelijk gemaakt om een “van Veen – happer” (zie foto 2.8) aan de hydraulische kraan te hangen en te laten uitmonden op een zeef tafel met maaswijdte 1 mm. Bovendien kon door aanpassingen aan het frame een 2-meter boomkornet worden voortgetrokken waardoor ook epibenthos kon worden bemonsterd. De resultaten van de inventarisatie van het epibenthos worden in een afzonderlijke rapportage beschreven (Kleef 2004).

Na een geslaagde pilotbemonstering in 2001 (Kleef 2002) zijn in 2002 twee raaien (bij Egmond en Castricum) bemonsterd.

Foto 2.7

.....
Bemonstering van de brandingszone met de WESP (links) en op het strand (rechts).



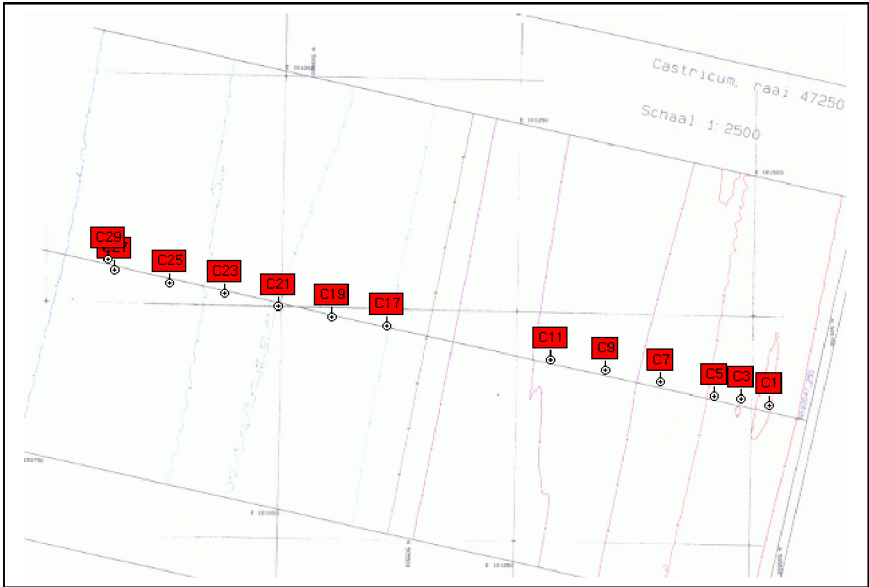
Voor de bemonstering van het macrobenthos is gekozen voor een “stratified random” opzet over twee raaien in de brandingszone nabij Egmond aan Zee en Castricum. Beide raaien sloten aan bij het getijdengebied en strekten zich uit van de -1m tot de -7m dieptelijn loodrecht op de kust. Elk transect is verdeeld in drie dieptezones. Binnen elke dieptezone is random een proportioneel aantal monsters gepland. In tabel 2.2 wordt weergegeven hoe de monsters zijn verdeeld over de dieptezones.

Tabel 2.2
Aantal monsters die per dieptezone zijn genomen in de brandingszone in 2002.

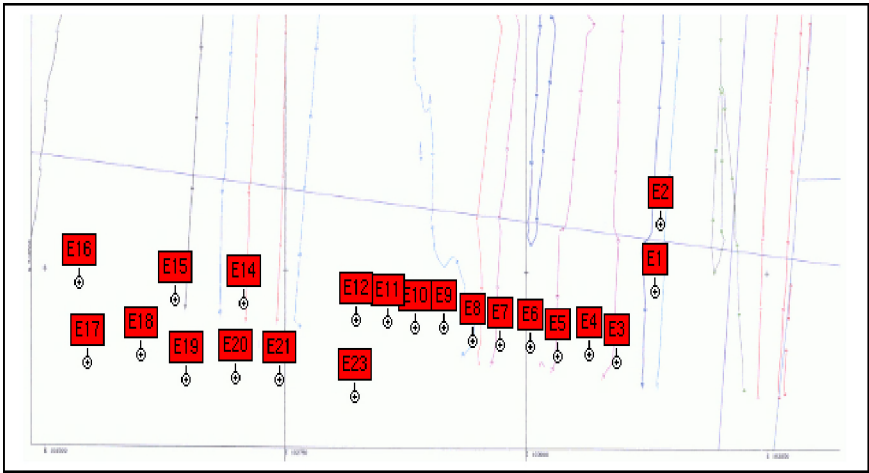
Zone	Macrobenthos		
	nr.	Diepte	
			Egmond
			Castricum
1	-1m tot -3m	6	4
2	-3m tot -6m	11	4
3	-6m tot -7m	4	4

De positie van de bemonsteringslocaties nabij Castricum en Egmond zijn weergegeven in de figuren 2.6 en 2.7.

Figuur 2.6
Locaties bemonstering macrobenthos in de brandingszone in 2002 nabij Castricum.



Figuur 2.7
Locaties bemonstering macrobenthos in de brandingszone in 2002 nabij Egmond.



Op elke locatie is 1 monster genomen met behulp van een Van Veen-happer en vervolgens gespoeld over een zeef met een maaswijdte van 1mm. Het residu is gefixeerd in 4% formaline. Van elke locatie is een 3D positie (geografische positie en hoogte t.o.v NAP) vastgelegd onder het betreffende monsternummer.

Vóór het spoelen is m.b.v. een steekbuis het sediment bemonsterd uit de Van Veen-happer voor korrelgrootteanalyse.

.....
Foto 2.8

Bemonstering van de brandingszone met een Van Veen-happer.



3. Gebiedsbeschrijving

.....

3.1 Inleiding

De Nederlandse kust met 432 km lengte bestaat voor 82% uit een zandig kustecosysteem en is globaal zuidwest tot noordoost georiënteerd. De 124 km lange Hollandse kust bestaat uit een "sand barrier system" bestaande uit strand en brandingszone met 2 tot 3 brekerbanken. Het strand en de brandingszone zijn het resultaat van door de wind opgewekte golven in de Noordzee in samenspel met middelfijn zand in een microgetijden omgeving (Short 1992). Het geringe getijverschil aan de Hollandse kust (tussen de 1,4 en 1,7 m) draagt weinig bij aan de variatie in strandmorfologie. Deze wordt vooral bepaald door de gemiddelde golfhoogte, die voor de Hollandse kust 1,7 m in de winter en 1,0 m in de zomer bedraagt.

Ten zuiden van de Hollandse kust bevindt zich het zandige kustecosysteem rond de koppen van de Zuid-Hollandse en Zeeuwse eilanden. In het noorden is een kustecosysteem aan de Noordzeezijde van de Waddeneilanden en rond enkele zandplaten zoals Noorderhaaks tussen Den Helder en Texel. De Nederlandse Waddeneilanden beschermen een groot achterliggend waddegebied, dat breder en dieper wordt in westelijke richting. Naar het westen worden de eilanden in het algemeen langer bij een afnemende getij-amplitude. Het golfklimaat varieert langs de waddenkust met een significante golfhoogte van 1,3 meter offshore van Schiermonnikoog, 1,5 meter voor Terschelling en 1,4 meter voor Texel (Oost 2003). Een gemiddelde waarde van 1,25 meter wordt aangehouden voor de golfhoogte voor de gehele Nederlandse kust.

3.2 Zand

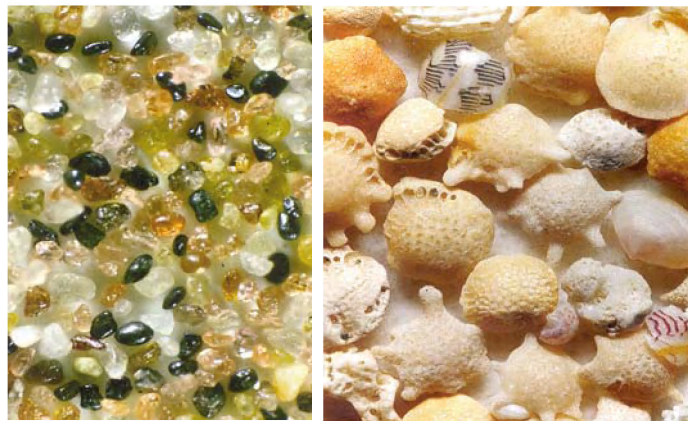
Strandzand bestaat uit geërodeerd kwarts afkomstig van land dat via de rivieren naar zee is vervoerd in de loop van miljoenen jaren. Daarnaast is er ook carbonaatzand van biogene afkomst, schelpen en dierlijke skeletten en afkomstig van kliferosie. De twee belangrijkste elementen zijn derhalve kwarts (silica) van terrestrische oorsprong en carbonaatdeeltjes van mariene oorsprong. Kwartsdeeltjes zijn in het algemeen meer afgerond dan carbonaatdeeltjes, die door hun onregelmatige vorm in water een lagere valsnelheid hebben. Eisma (1968) beschrijft de verschillen in herkomst van het zand aan de kust ten noorden van Bergen en dat ten zuiden van Bergen. De kustzanden zijn van oorsprong vooral vroeg- en midden- Pleistocene zanden. De zanden ten noorden van Bergen bestaan vooral uit glaciaal zand uit het Saalien gemengd met Maas- en Rijnzand. De zanden ten

zuiden van Bergen zijn primair Rijnzanden gemengd met laat Pleistocene-Holocene Rijnzanden. Tijdens het Holoceen bleef het gebied ten noorden van Bergen gescheiden van het gebied ten zuiden daarvan door getijdenbekkens. De zanden ten noorden van IJmuiden zijn van laat-Holocene oorsprong, terwijl het zand op het strand ten zuiden van IJmuiden van recente datum is door kustwaarts transport van de zeewaarts gelegen zeebodem.

De gemiddelde korrelgrootte (D50) langs de gehele Nederlandse kust, berekend uit de gemeten waarden van de inventarisatie in 2001, is 334 μm (n= 42; 2001/Malvern-laser analyse). Indien deze waarde wordt gecorrigeerd naar zeefwaarden (zie kader: Vergelijking korrelgroottes in paragraaf 4.2) bedraagt de D50: 261 μm . De relatie tussen valsnelheid en korrelgrootte (Flemming 1995) is gebaseerd op korrelgrootteanalyse met zeven. Daarom hanteren we hier de naar de zeef gecorrigeerde waarden. De gemiddelde korrelgrootte op de waddeneilanden is overigens kleiner (217 μm) dan aan de Hollandse kust (326 μm).

.....
Foto 3.1

Links: strandzand bij Paal 19 op Ameland met zware mineralen.
Rechts: strandzand Jaya pura, Irian Jaya, Indonesië, met hoofdzakelijk foraminiferen (fractie 930-1940 μm)
(Bron: Posthuma & Stemvers)



3.3 Morfologie

Er zijn drie manieren om de morfologische staat van een strand te beschrijven, gekoppeld aan het voorkomen van organismen:

Dean's parameter

Op basis van verschillen in golfhoogte, golfperiode en sedimenteigenschappen ontwikkelde Dean in 1973 de dimensieloze parameter $\Omega = H_b/W_s \cdot T$. H_b is de golfhoogte van de brekergolf, W_s is de zandvalsnelheid die wordt berekend uit de gemiddelde korrelgrootte, T is de golfperiode. Stranden kunnen op basis van de Dean's parameter Ω worden ingedeeld in *reflectief* ($\Omega < 1$), *intermediair* ($1 < \Omega < 6$) of *dissipatief* ($\Omega > 6$) (Wright & Short 1984).

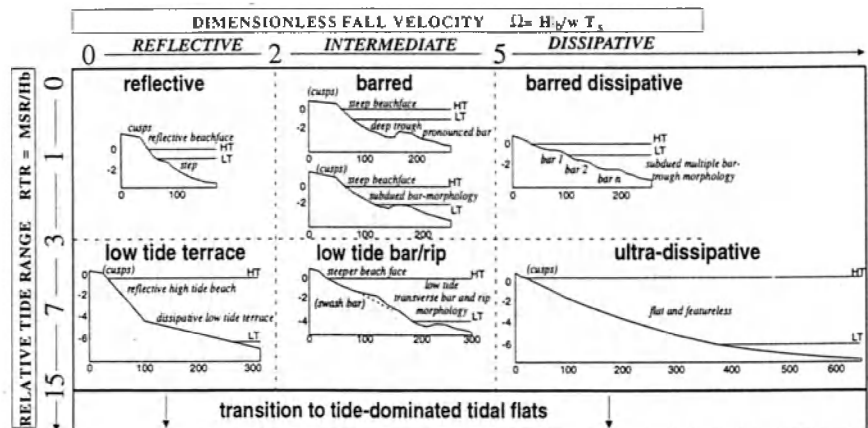
Dean's parameter gecombineerd met het getijverschil

Short (1996) beschrijft de rol van golfhoogte, golfperiode, helling en getijverschil op de morfologische toestand van stranden. Op basis hiervan worden uiteindelijk 6 verschillende typen onderscheiden. Daarvoor moet zowel de Dean's parameter Ω , als de *Relative Tide*

Range $RTR = TR/H_b$ worden berekend, waarbij TR staat voor Tide Range (getijverschil). De zandvalsnelheid is afgeleid uit de relatie tussen korrelgrootte en valsnelheid volgens Gibbs et al. (1971).

Figuur 3.1

Schema van de morfologische toestand van stranden naar Short (1996).



Tabel 3.1

Basisgegevens voor de berekening van de Deans's parameter en de RTR.

	Eenheid	waarde	referentie
Hb	m	1,25	www.golflklimaat.nl
D50 NLKust	µm	261	
D50 Waddenkust	µm	217	
D50 Hollandse kust	µm	326	
T	Sec.	4,5	www.golflklimaat.nl
Ws*T			
Ws NLKust	m/sec.	0.032	0.144
Ws Waddenkust	m/sec.	0.024	0.108
Ws Hollandse kust	m/sec.	0.042	0.189
TR NLKust	m	2.06	Berekening RIKZ
TR Waddenkust	m	2.28	Berekening RIKZ
TR Hollandse kust	m	1.91	Berekening RIKZ

Tabel 3.2

Dean's parameter en RTR voor stranden in Nederland

	NL kust	Waddenkust	Hollandse kust
Ω	8,6	11,5	6,6
RTR	1,65	1,52	1,27

Op grond van de gegevens in tabellen 3.1 en 3.2 en het classificatiesysteem van Short (1996) volgend kunnen de Nederlandse stranden worden omschreven als microgetijden dissipatieve stranden. Er zijn locale verschillen: zo vallen de stranden aan de Noord- en Zuid-Hollandse kust meer in de categorie van het (2 tot 3) *barred* intermediaire type ($5 < \Omega < 9$) dan de stranden van de Waddeneilanden, die ultra-dissipatief ($8 < \Omega < 16$) genoemd kunnen worden.

Stranden met een $RTR > 15$ m zijn getij-gedomineerd. Indien de $3 < RTR < 15$ dan zijn de intermediaire en dissipatieve stranden respectievelijk *low tide bar/rip* en ultra-dissipatief. Indien $0 < RTR < 3$, zoals geldt voor de Nederlandse stranden, dan zijn de stranden *barred*

of *barred dissipative* bij respectievelijk intermediaire en dissipatieve stranden (Short 1996).

De stranden van de Nederlandse kust verschillen enigszins van die van de Belgische kust. Degreear et al (2003) beschrijven de aanwezigheid van ultra-dissipatieve stranden tot het LTBR-type (low tide bar/rip). Zij berekenen een Ω die ligt tussen 2.6 – 7.0 en een RTR tussen 8.5 en 10. Voor de stranden van de Hollandse kust worden in het onderhavige rapport waarden van $\Omega = 8,6$ en van RTR= 1,65 gevonden. De stranden van de Hollandse kust zijn derhalve dissipatiever en minder door getijden beïnvloed dan de stranden aan de Belgische kust.

Geëxponeerdheid

Een derde manier om stranden te beschrijven is de geëxponeerdheid. De mate van geëxponeerdheid van een strand geeft weer wat het verschil in dynamiek (blootstelling aan golven) is tussen diverse stranden. Dat is belangrijk omdat de dynamiek een grote invloed heeft op het voorkomen van soorten. In een zeer dynamische omgeving komen bijvoorbeeld alleen soorten voor die aan deze omstandigheden zijn aangepast. De mate van geëxponeerdheid wordt bepaald met behulp van een score schema (Brown & McLahlan 1990). In dit schema worden scores gegeven voor golfactie, breedte van de brandingszone, percentage zeer fijn zand, korrelgrootte en hellingshoek, diepte van de anaërobe laag en aanwezigheid van stabiele graafgangen (zie tabel 3.3). Een score tussen 1 en 5 geeft aan dat een strand 'niet geëxponeerd' is, een strand met een score tussen 6 en 10 is 'matig geëxponeerd', een strand met een score tussen 11 en 15 is 'geëxponeerd' en een strand met een score tussen 16 en 20 is 'zeer geëxponeerd'.

Tabel 3.3 Score schema voor de bepaling van de mate van geëxponeerdheid van een strand (McLachlan, 1980)

	Parameter	Klasse	Score			
1	Golf actie	Bijna afwezig	0			
		Variabel, gering tot matig, golfhoogte zelden hoger dan 0.5 m	1			
		Continu, matig, golfhoogte zelden hoger dan 1 m	2			
		Continu, heftig, golfhoogte meestal hoger dan 1 m	3			
		Continu, extreem, golfhoogte nooit lager dan 1.5 m	4			
2	Breedte surf zone	Heel breed, golven breken eerst op zandbanken	0			
		Matig, golven breken gewoonlijk 50-150 cm van de kust	1			
		Smal, grote golven bereken op het strand	2			
3	% zeer fijn zand	> 5 %	0			
		1-5 %	1			
		< 1 %	2			
4	Score	Hellingshoek van het getijdengebied				
	Gemiddelde	1/10	1/10 - 1/15	1/15 – 1/25	1/25 – 1/50	< 1/50
	korrelgrootte (µm)					
	> 710	5	6	7	7	7
	500-710	4	5	6	7	7
	350-450	3	4	5	6	7
	250-350	2	3	4	5	6
	180-250	1	2	3	4	5
	< 180	0	0	1	2	3
	5		Diepte anaërobe laag (cm)			
		0-10	10-25	25-50	50-80	>80
Score		0	1	2	3	4
6	Stabiele	aanwezig	0			
	graafgangen	afwezig	1			

In tabel 3.4 is de berekende score weergegeven voor de negen stranden die werden bemonsterd in 2002.

Het strand van Schiermonnikoog West valt in de categorie matig geëxponeerd (weinig golfactie, anaërobe laag aanwezig, meestal met graafgangen van macrofauna) en de overige stranden in de categorie geëxponeerd (matig tot zware golfactie, diep liggende anaërobe lagen en meestal geen graafgangen van macrofauna).

Tabel 3.4

Parameters die nodig zijn voor de berekening van de mate van geëxponeerdheid en de berekende mate van geëxponeerdheid voor de Nederlandse stranden. De diepte van de anaërobe laag kon alleen in de bovenste 30 cm. Worden vastgesteld. Het is onbekend of de anaërobe laag op een diepte van 30 cm. Of meer aanwezig is. (* = 1 meting).

Locatie	Golfactie (m)	Breedte brandingszone (m)	% zeer fijn zand	Gem. korrelgrootte 2002 (D50/ μ m)	Helling 1/x 2002	Diepte anaërobe laag (cm)	Stabiele graafgangen
Gegevens							
Schier Oost	<1	1100	3,6	202	96	-	Nee
Schier West	nihil	1030	3,6	202	89	13	Ja
Cocksdorp	<1	22	2,8	261	21	10*	Nee
Egmond	<1	491	2,4	305	42	-	Nee
Castricum	<1	452	2,1	314	31	-	Nee
IJmuiden Noord	<1	861	3,7	257	77	-	Nee
IJmuiden Zuid	<1	787	1,9	328	32	-	Nee
Katwijk	<1	breed		359	36	-	Nee
Goeree	<1	breed	3,0	218	96	-	nee
Score							totaal
Schier Oost	1	0	1	5	4	0	11
Schier West	0	0	1	5	1	1	8
Cocksdorp	1	2	1	4	3	0	11
Egmond	1	1	1	5	4	0	12
Castricum	1	1	1	5	4	0	12
IJmuiden Noord	1	0	1	6	4	0	12
IJmuiden Zuid	1	0	1	5	4	0	11
Katwijk	1	0	1	6	4	0	12
Goeree	1	0	1	5	4	0	11

3.4 Bemonsterde locaties

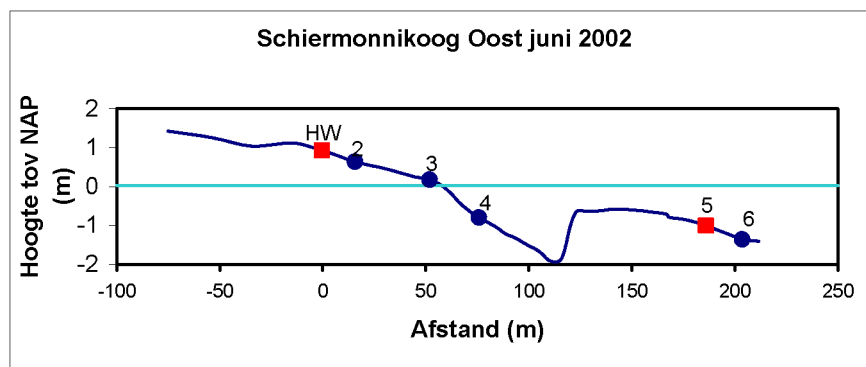
3.4.1. Schiermonnikoog Oost



De raai op het **strand** Schiermonnikoog Oost is in de richting noord - zuid gelegen aan de oostkant van het waddeneiland Schiermonnikoog. Het strand tussen strandpaal 8 en 9 kenmerkt zich door een brede strandvlakte, die in de loop van de jaren steeds meer begroeid is met biestarwegras vanaf de duinvoet tot ongeveer 100 m voor de gemiddelde hoogwaterlijn. Tussen de hoog- en laagwaterlijn bevindt zich een mui van ongeveer 1,5 m diep en 20 m breed die bijna geheel leeg loopt bij laag water. Deze mui was in juni 2000 en in december 2001 nog niet in deze mate aanwezig en de ligging en diepte ervan veranderen in de loop van het jaar.

Figuur 3.2

Hoogteprofiel van het strand van Schiermonnikoog oost. De rode blokjes geven de positie van de hoogwaterlijn en de laagwaterlijn aan. De blauwe stippen de overige potentiële bemonsteringslocaties. De cijfers 1-6 en de letters HW en LW geven de bemonsterde locaties aan.



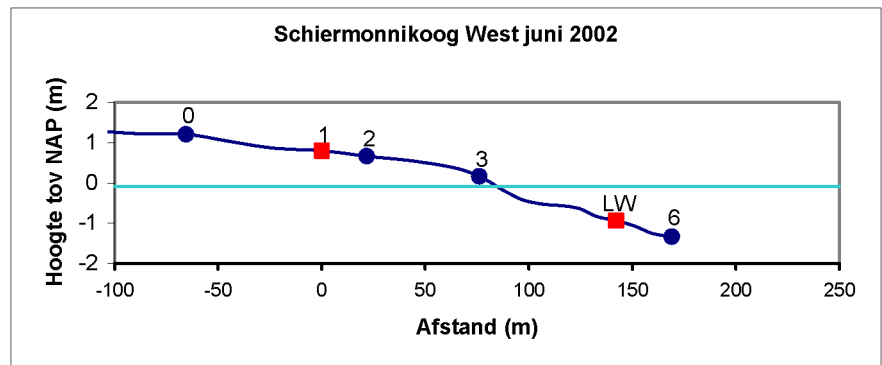
3.4.2. Schiermonnikoog west



De raai op het **strand** Schiermonnikoog West is in de richting noordwest - zuidoost gelegen aan de westkant van het waddeneiland Schiermonnikoog bij strandpaal 3. Ook hier bevindt zich een brede strandvlakte, maar deze is in tegenstelling tot Schiermonnikoog Oost vrij nat en met name begroeid door melkkruid (duidelijke toename in de laatste 2 jaar). Een ander zeer belangrijk kenmerk van Schiermonnikoog West is de strandhaak, een zandbank die vanaf de westpunt in oostelijke richting loopt. Hierdoor is het strand beschermt tegen golven en heeft het een slikkig karakter. In de richting van de laagwaterlijn bevindt zich een groot 'wadpierenveld'.

Figuur 3.3

Hoogteprofiel van het strand van Schiermonnikoog west. De rode blokjes geven de positie van de hoogwaterlijn en de laagwaterlijn aan. De blauwe stippen de overige potentiële bemonsteringslocaties. De cijfers 1-6 en de letters HW en LW geven de bemonsterde locaties aan.



3.4.3. Texel: De Cocksdorp

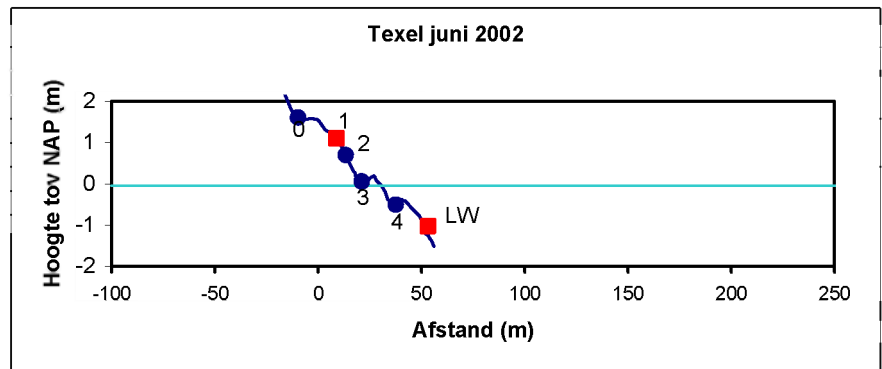


De raai op het **strand** bij strandpaal 33 op Texel heeft een noordoost-zuidwestelijke ligging en bevindt zich aan het Robbengat, eigenlijk net aan de Waddenzee kant. Het is een smal strand waar zich 's zomers vrij veel recreanten ophouden. Door het getijdengebied loopt een ondiepe mui, waar het sediment een slikkiger karakter heeft dan elders en er dus ook enkele wadpieren voorkomen.

Figuur 3.4

Hoogteprofiel van het strand van Texel.

De rode blokjes geven de positie van de hoogwaterlijn en de laagwaterlijn aan. De blauwe stippen de overige potentiële bemonsteringslocaties. De cijfers 1-6 en de letters HW en LW geven de bemonsterde locaties aan.



3.4.4. Egmond

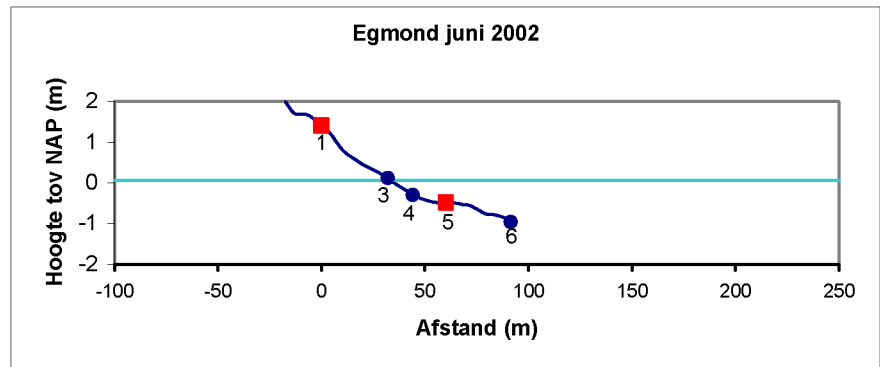


De raai op het **strand** bij strandpaal 36 in de buurt van Egmond is oost - west gelegen. Het is een recreatief druk gebied, er staat een groot aantal strandhuisjes aan de duinvoet net ten zuiden van het bemonsterde strand. Het strand is middelmatig breed.

Figuur 3.5

Hoogteprofiel van het strand van Egmond.

De rode blokjes geven de positie van de hoogwaterlijn en de laagwaterlijn aan. De blauwe stippen de overige potentiële bemonsteringslocaties. De cijfers 1-6 en de letters HW en LW geven de bemonsterde locaties aan.

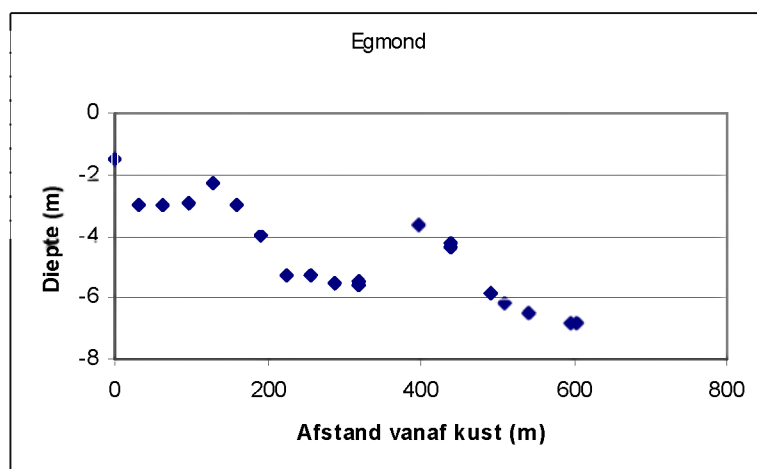


De **brandingszone** van Egmond laat een duidelijk diepteprofiel zien: de buitenste brekerbank bevindt zich op circa 400 meter van het strand en een tweede brekerbank op circa 100 meter van het strand. Dit is in overeenstemming met het door Short beschreven 2- tot 3-barred intermediaire type (Short 1992).

Figuur 3.6

Hoogteprofiel van het strand van Egmond.

De rode blokjes geven de positie van de hoogwaterlijn en de laagwaterlijn aan. De blauwe stippen de overige potentiële bemonsteringslocaties. De cijfers 1-6 en de letters HW en LW geven de bemonsterde locaties aan.



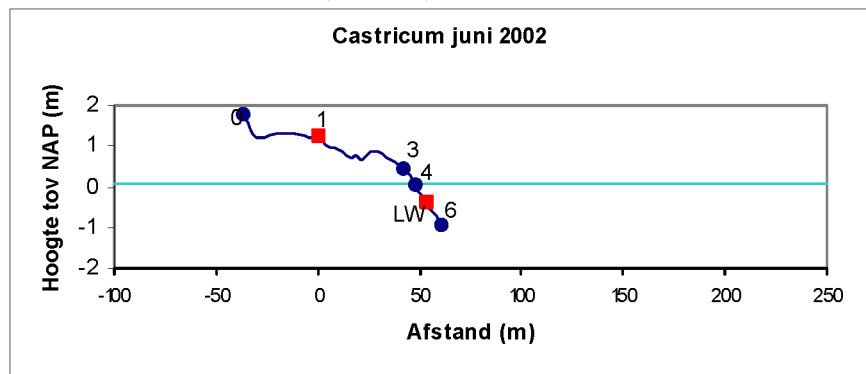
3.4.5. Castricum



Ten zuiden van Castricum, bij strandpaal 47, ligt de raai op het **strand** in de oost - west richting en is het vrij smal. Opvallend in juni 2002 was de grote hoeveelheid schelpgruis op het strand.

Figuur 3.7

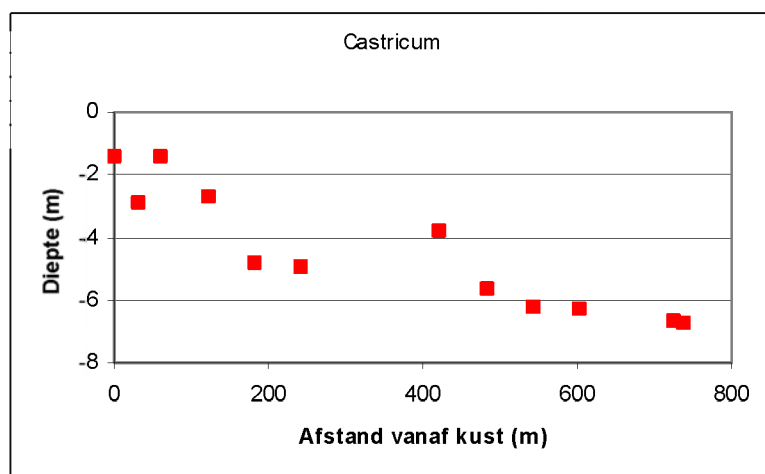
Hoogteprofiel van het strand van Castricum. De rode blokjes geven de positie van de hoogwaterlijn en de laagwaterlijn aan. De blauwe stippen de overige potentiële bemonsteringslocaties. De cijfers 1-6 en de letters HW en LW geven de bemonsterde locaties aan.



De **brandingszone** van Castricum laat een duidelijk diepteprofiel zien. De buitenste brekerbank bevindt zich op circa 400 meter van het strand en een tweede brekerbank op circa 100 meter van het strand. Dit is in overeenstemming met het door Short beschreven 2- tot 3-barred intermediaire type (Short 1992).

Figuur 3.8

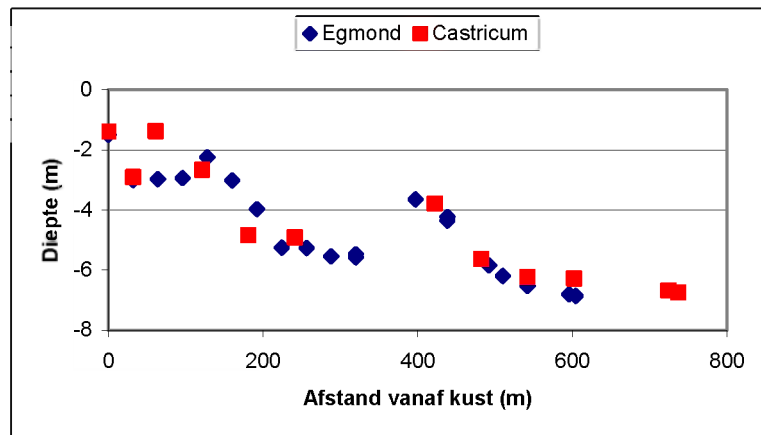
Hoogteprofiel van de brandingszone bij Castricum. De afstand vanaf de kust is weergegeven vanaf de laagwaterlijn.



De diepteprofielen van de **brandingszone** bij Egmond en Castricum vertonen een grote overeenkomst.

Figuur 3.9

Hoogteprofiel van de brandingszone bij Castricum en Egmond. De afstand vanaf de kust is weergegeven vanaf de laagwaterlijn.



3.4.6. IJmuiden Noord

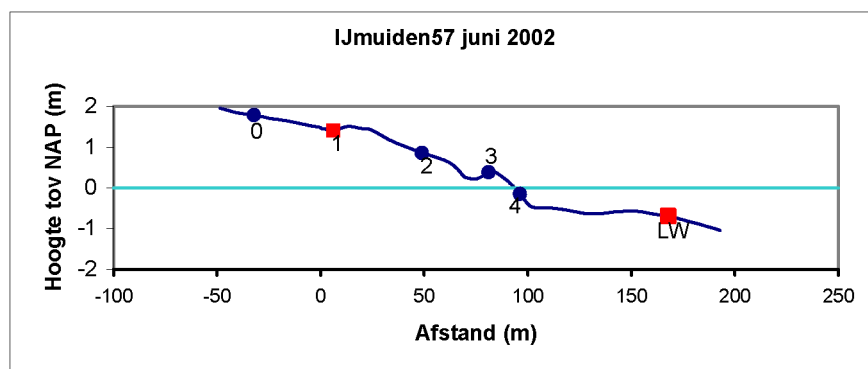


De ligging van de raai op het **strand** bij strandpaal 57 in IJmuiden is oost - west. Deze locatie wordt gekenmerkt door een brede, kale strandvlakte. Iets ten noorden van het bemonsterde strand bevindt zich de betonnen constructie van de IJ-geul, welke aanzanding op deze locatie tot gevolg heeft.

Figuur 3.10

Hoogteprofiel van het strand van IJmuiden-paal 57.

De rode blokjes geven de positie van de hoogwaterlijn en de laagwaterlijn aan. De blauwe stippen de overige potentiële bemonsteringslocaties. De cijfers 1-6 en de letters HW en LW geven de bemonsterde locaties aan.



3.4.7. IJmuiden Zuid

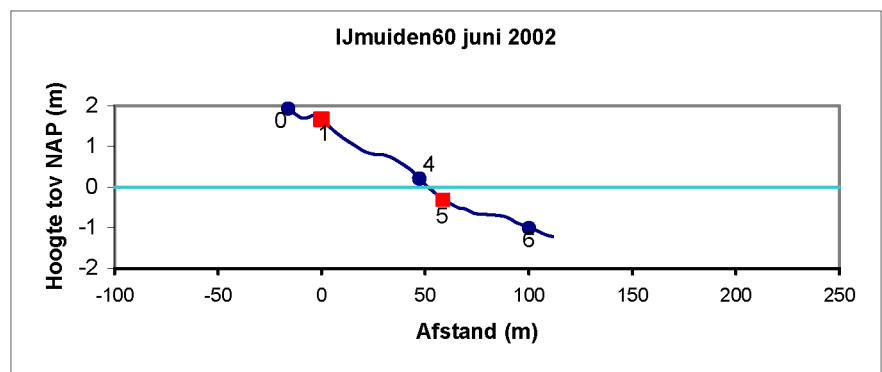


Ook bij strandpaal 60 in IJmuiden is de ligging van de raai op het **strand** oost - west, maar hier is het strand relatief smal.

Figuur 3.11

Hoogteprofiel van het strand van IJmuiden-paal 60.

De rode blokjes geven de positie van de hoogwaterlijn en de laagwaterlijn aan. De blauwe stippen de overige potentiële bemonsteringslocaties. De cijfers 1-6 en de letters HW en LW geven de bemonsterde locaties aan.



3.4.8. Katwijk

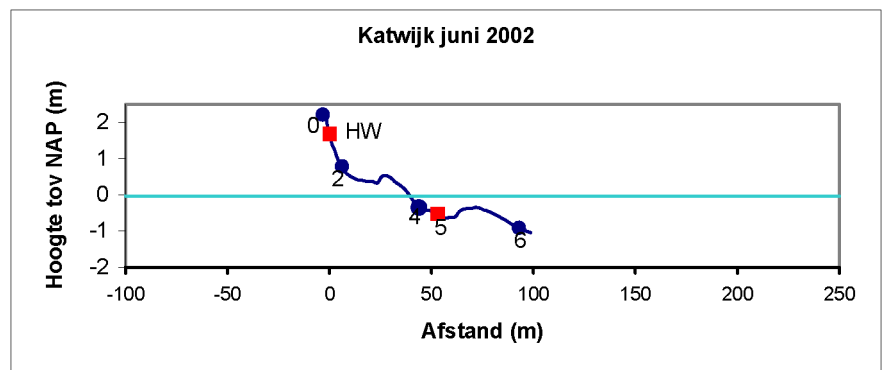


Het **strand** bij strandpaal 84 ten noorden van Katwijk heeft een licht noordoost-zuidwestelijke ligging en is smal. In 1998 is de vooroever gesuppleerd.

Figuur 3.12

Hoogteprofiel van het strand van Katwijk.

De rode blokjes geven de positie van de hoogwaterlijn en de laagwaterlijn aan. De blauwe stippen de overige potentiële bemonsteringslocaties. De cijfers 1-6 en de letters HW en LW geven de bemonsterde locaties aan.



3.4.9. Goeree Overflakkee

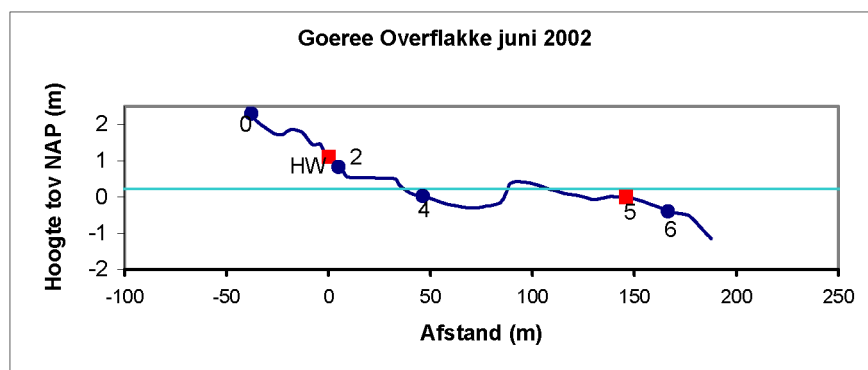


De raai op het **strand** bij strandpaal 10 op Goeree Overflakkee ligt in noordwest-zuidoostelijke richting en is redelijk breed. Het bemonsterde deel ligt precies tussen 2 strandopgangen in en is een redelijk druk bezocht strand. Het strand is in 1994 en in 1998 gesuppleerd, de laatste keer met sediment uit het Slijkgat wat zeer kleilig was. Op sommige plaatsen waren nog kleiplaten op het strand te zien.

Figuur 3.13

Hoogteprofiel van het strand van Goeree Overflakkee.

De rode blokjes geven de positie van de hoogwaterlijn en de laagwaterlijn aan. De blauwe stippen de overige potentiële bemonsteringslocaties. De cijfers 1-6 en de letters HW en LW geven de bemonsterde locaties aan.



4.Resultaten en discussie: Strand

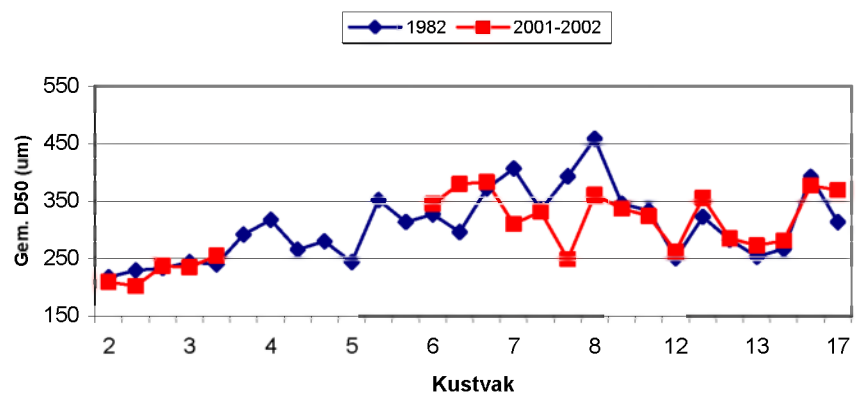
4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de resultaten beschreven van het onderzoek naar het voorkomen van macrobenthos op het strand. Voor wat betreft korrelgrootte en hellingshoek worden niet alleen de resultaten van het onderzoek in 2002 beschreven, maar ook van de inventarisatie in 2001. Allereerst worden de abiotische parameters besproken, vervolgens de biotische parameters en tot slot de relatie tussen de relevante abiotische en biotische parameters. Bij elk van de parameters worden de resultaten van de 9 stranden zodanig gepresenteerd dat inzicht wordt verkregen in de geografische variatie en het verschil tussen de stranden. Bovendien worden de resultaten van de 9 stranden bijeen genomen en weergegeven per locatie om inzicht te krijgen in de gradiënt van hoog naar laag water.

4.2 Korrelgrootte

De resultaten van de inventarisatie in 2001, aangevuld met de gegevens van de bemonstering op Schiermonnikoog uit 2002, waarbij op 42 locaties langs de Nederlandse kust korrelgrootte werd bepaald zijn weergegeven in figuur 4.1. (zie Bijlage 1).

Figuur 4.1
Vergelijking van de korrelgrootte in 1982 (na correctie) en 2001-2002. Kustvak 2 is Schiermonnikoog en kustvak 17 is Walcheren (zie figuur 2.5).



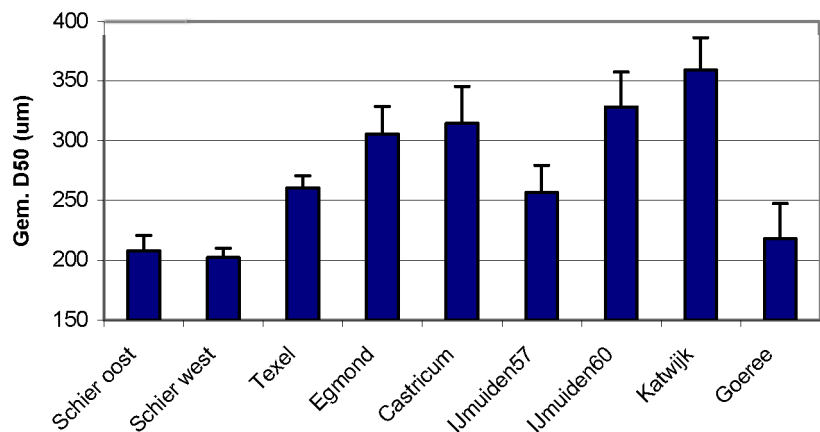
De 42 locaties die in 2001-2002 werden bemonsterd zijn vergeleken met de circa 200 locaties die in 1982 zijn bemonsterd door Kohsiek (1984). In 21 gevallen werden in 2001-2002 dezelfde locaties bemonsterd als in 1982. Deze reeksen zijn met elkaar vergeleken. Na correctie voor de verschillen in analysemethode tussen beide reeksen blijkt dat er geen verschil bestaat in het patroon van geografische variatie in gemiddelde korrelgrootte langs de Nederlandse kust (Signed Rank Test; $p = 0,00062$). Op basis van deze gegevens lijkt er geen verandering in korrelgrootte te zijn opgetreden in de afgelopen 20 jaar,

ondanks het in het systeem brengen van grover zand tijdens zandsuppleties (zie hoofdstuk 6). Aangezien de proefopzet van deze studie niet was gericht op dit aspect, verdient het toch aanbeveling hier in een afzonderlijk onderzoek naar te kijken.

In figuur 4.1 is een duidelijke geografische variatie in de gemiddelde korrelgrootte op de Nederlandse stranden te zien. Het fijnste zand komt voor op de Waddeneilanden en het grofste zand op de stranden van de Noord- en Zuid-Hollandse kust. Dit verschijnsel wordt voor de Hollandse kust tot en met Vlieland al beschreven door Eisma (1968). Volgens Van Bemmelen (1988) is ook het strandzand in de Delta met uitzondering van Walcheren, relatief fijn. Bovendien is er een tendens waarneembaar van steeds grovere stranden van de oostelijke naar de westelijke Waddeneilanden.

Ook de resultaten van de sedimentanalyses van de bemonstering van de 9 stranden in 2002 laten zien dat de korrelgrootte op stranden van de Hollandse kust groter is dan die op de Waddeneilanden en Goeree Overflakkee (figuur 4.2).

Figuur 4.2
Korrelgrootte op de 9 bemonsterde
Nederlandse stranden in 2002

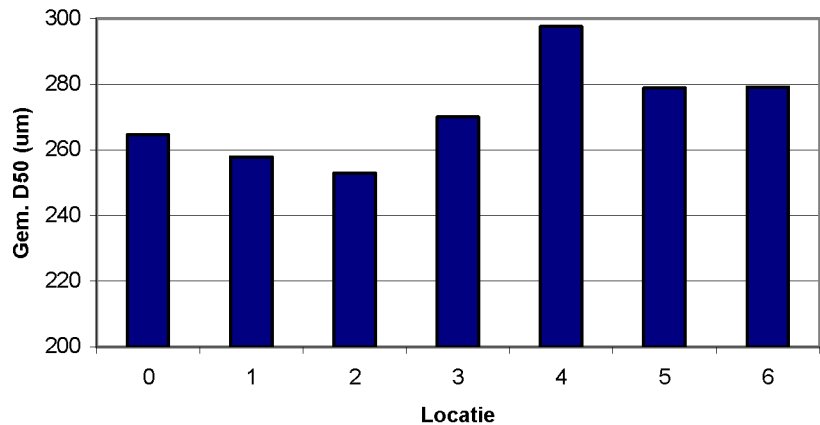


In figuur 4.3 is het verloop in D50 te zien gemiddeld over alle 9 onderzochte stranden van HW (locatie 1) naar LW (locatie 5). Uit deze figuur komt naar voren dat de gemiddelde korrelgrootte rond LW groter is dan rond HW.

Figuur 4.3

Gemiddelde korrelgrootte per locatie van de 9 bemonsterde stranden in 2002.

(1 = hoogwaterlijn; 5 = laagwaterlijn)



Van Bemmelen vond voor de reeks waarnemingen uit 1982 dat aan de meeste kustgedeelten ten zuiden van Scheveningen de gemiddelde korrelgrootte rond GHW groter is dan rond GLW, ten noorden van Alkmaar gold het omgekeerde (van Bemmelen 1988). De kust tussen Scheveningen en Alkmaar vormt een overgangsgebied. Door de random proefopzet in 2002 werden niet op alle stranden dezelfde locaties bemonsterd. Daardoor zijn er te weinig gegevens beschikbaar om het door van Bemmelen beschreven geografische verschil in korrelgrootte dwars op de kust goed te beschrijven.

Vergelijking korrelgrootte analyse methoden

Methode 1982 (Kohsiek 1984)

Locatie: Er zijn om de 2 km 4 oppervlaktemonsters van het strand genomen. 1 monster net boven Gemiddeld Laag Water (GLW) 2 monsters rond NAP en 1 monster net boven Gemiddeld Hoog Water (GHW).

Voorbehandeling: De monsters werden niet voorbehandeld.

Analyse-apparatuur: Er werd gebruik gemaakt van een zogenaamde “verkorte” serie zeven (Kohsiek 1984). Verkort wil zeggen dat de maaswijdte van de opeenvolgende zeven niet toenam met $\frac{1}{4}$ phi, zoals gebruikelijk, maar met $\frac{1}{2}$ phi (Van Bemmelen 1988). Daarnaast werden aan zowel de grove als aan de fijne zijde van de zevenserie enige zeven werden weggelaten, omdat de betreffende fracties niet of nauwelijks vertegenwoordigd waren in de monsters.

Methode 2001-2002:

Locatie: op 42 locaties langs de Nederlandse kust werden 2 monsters genomen, 1 tussen GLW en NAP en 1 tussen NAP GHW en NAP.

Voorbehandeling: de monsters werden voorbehandeld door toevoeging van H_2O_2 en HCL ter verwijdering van organische stof en kalk.

Analyse-apparatuur: Malvern-laser.

Vergelijking tussen de methoden 1982/2001-2002:

Locatie: Aangenomen wordt dat de bemonsterde locaties in 1982 en 2001-2002 representatief zijn voor de korrelgrootte van het totale getijdegebied.

Voorbehandeling: Uit onderzoek door de Rijks Geologische Dienst (Zonneveld 1994) blijkt dat het ontkalken van doorsnee zeebodemmonsters (tussen 200 – 500 μm) slechts geringe invloed heeft op de gemeten D50-waarden.

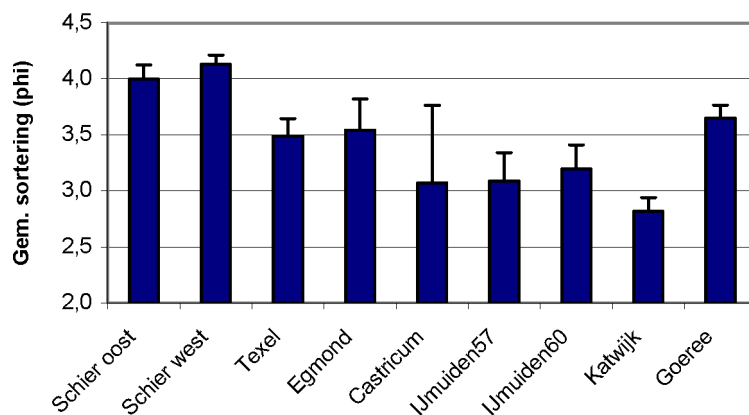
Analyse-apparatuur: Er vindt een overschatting plaats van de deeltjesgrootte die is bepaald met een laser-techniek ten opzichte van een bepaling met zeven. Dit verschil treedt vooral op bij de kleinste fractie (Konert 1997). De D50-waarden uit de Malvernmetingen zijn ongeveer 22% hoger dan die uit de zeefmetingen. Uit de regressievergelijking die het verband tussen de beide methoden weergeeft blijkt dat het verschil tussen beide waarden groter is naarmate het monster grover wordt ($D50\text{-zeef} = 0,75 * D50\text{-Malvern} + 10,03$) (Zonneveld 1994).

4.3 Sortering

Wanneer een zandmonster bestaat uit korrels van vrijwel gelijke grootte noemen we het zand goed gesorteerd. Dit wordt uitgedrukt in een kleine waarde van ϕ . Goed gesorteerd zand heeft een hoge porositeit. In het geval dat alle korrels dezelfde bolvormige grootte zouden hebben zou de tussenruimte tussen de korrels de maximale waarde van 26% van het totale volume hebben en een maximale waterinhoud. Goed gesorteerde stranden zijn kenmerkend voor geëxponeerde stranden. Een grote waarde voor de sortering kenmerkt een slecht gesorteerd zand, bestaande uit korrels van uiteenlopende grootte. Dergelijke stranden zijn vlak en liggen beschut. Dit komt globaal overeen met de bevindingen uit 2002.

De sortering op de vlakke stranden van Schiermonnikoog is slechter dan op de overige stranden, terwijl de sortering bij Katwijk de laagste waarde heeft hetgeen betekent dat dit zand beter gesorteerd is (figuur 4.4). Dit laatste werd ook voor de reeks van 1982 gevonden (Van Bemmelen 1988).

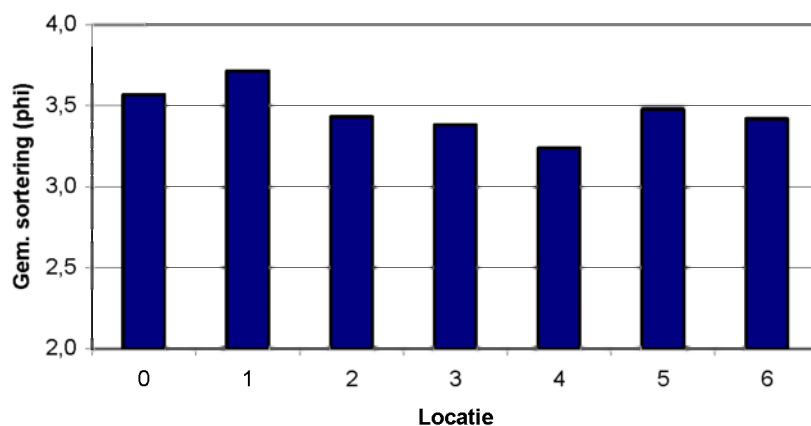
Figuur 4.4
Sortering op de 9 bemonsterde
Nederlandse stranden in 2002.



In figuur 4.5 is te zien dat de sortering (ϕ) rond HW (locatie 1) slechter is dan op de overige locaties. Dit komt redelijk overeen met de bevindingen uit 1982, waar werd geconstateerd dat het sediment rond LW beter was gesorteerd dan rond HW.

Figuur 4.5

Gemiddelde sortering per locatie van de 9 bemonsterde stranden in 2002. (1 = hoogwaterlijn; 5 = laagwaterlijn)

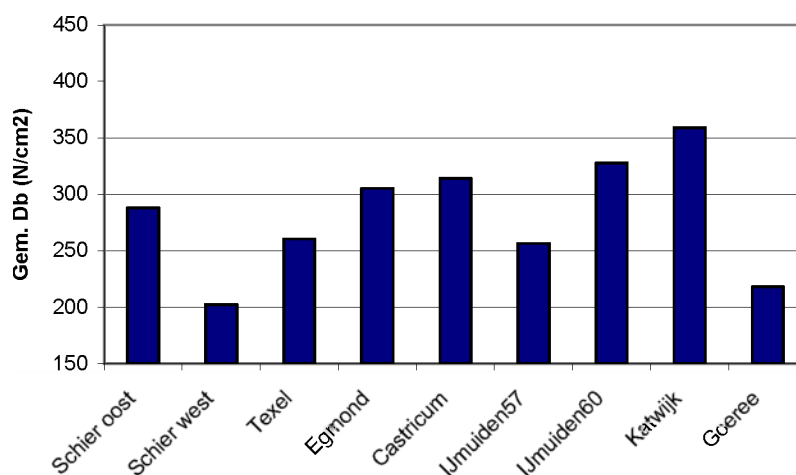


4.4 Doordringbaarheid

De doordringbaarheid per strand (figuur 4.6) toont dat de hoogste waarden voor de kracht die nodig is om het strand te penetreren te vinden zijn bij Egmond, Castricum, IJmuiden-60 en Katwijk.

Figuur 4.6

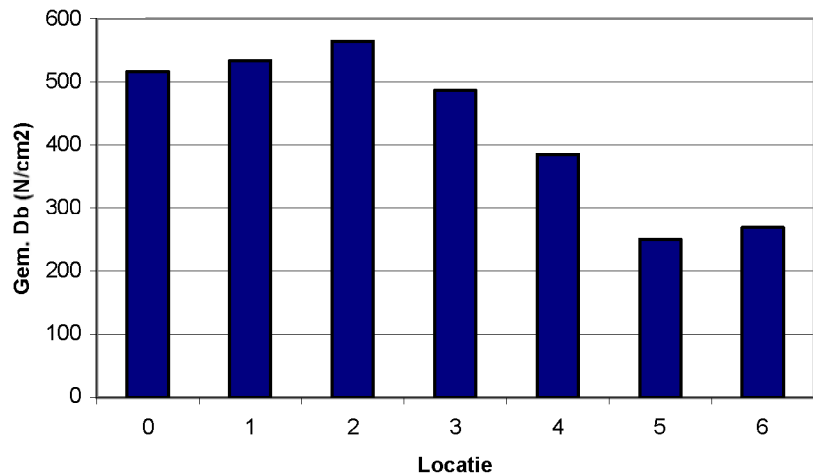
Gemiddelde doordringbaarheid per locatie (n=9).



Uit figuur 4.7 komt naar voren dat op de hoogste locaties op het strand, rond de hoogwaterlijn, de kracht die nodig is om in de bodem te penetreren het grootst is. Rond LW is dus de doordringbaarheid het grootst.

Figuur 4.7

Gemiddelde doordringbaarheid per locatie (n=9).
(1 = hoogwaterlijn; 5 = laagwaterlijn)



De biologische betekenis van de verschillende karakteristieken van strandzand voor macrobenthos is vooral gelegen in de mogelijkheid voor kleine organismen om zich in het sediment in te graven en voor vogels, die van die organismen leven, het gemak waarmee zij hun snavel in het sediment kunnen steken om het organisme eruit te halen. Zowel in zeer fijn sediment, door capillaire werking, als in gemengde, slecht gesorteerde zanden, waar door capillaire werking de interstitiële waterinhoud groot is, kan thixotropie, het verschijnsel dat zand tot drijfzand wordt, optreden. Druk uitgeoefend op thixotrofe zanden zorgt voor het waterig worden en voor een gemakkelijke penetratie (doordringbaarheid). In sediment dat verzadigd is met water is de doordringbaarheid hoog en de kracht om te penetreren laag. De minder compacte en beter gesorteerde locaties, met grote waterinhoud in het gebied tussen de gemiddelde waterstand en LW maken het voor organismen eenvoudiger om in het sediment door te dringen.

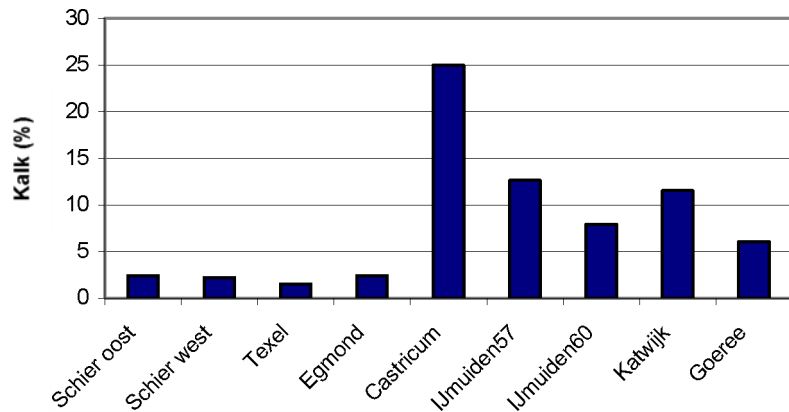
De betekenis van sortering voor de stuifgevoeligheid van het zand bleek uit onderzoek van Van der Wal (1999). Daarmee is de sortering van betekenis voor duinvorming. Goed gesorteerd zand stuift beter dan slecht gesorteerd zand. Voor suppletiezand kwam Van der Wal tot de conclusie dat sortering en aanwezigheid van schelpfragmenten belangrijker voor verstuiwing kunnen zijn dan de gemiddelde korrelgrootte (Van der Wal 1999).

4.5 Kalkgehalte

In figuur 4.8 is het percentage kalk in het sediment per strand weergegeven. Daarin is te zien dat het kalkgehalte ten zuiden van Egmond veel hoger is dan noordelijker.

Figuur 4.8

Percentage kalk in het sediment per strand.

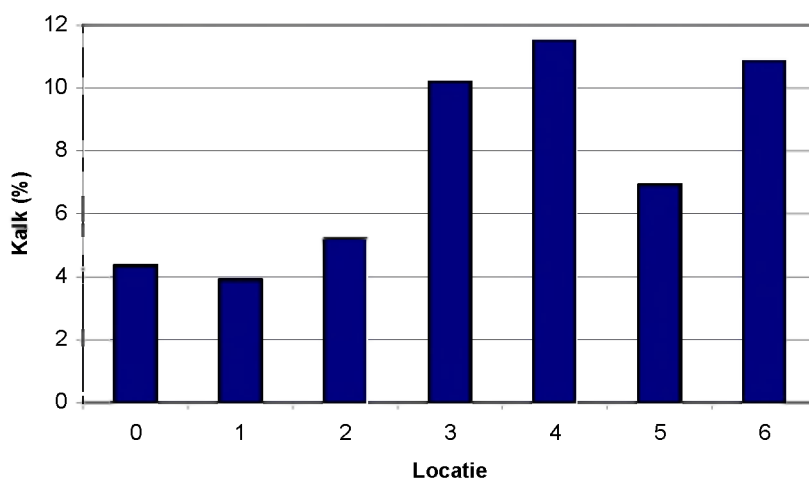


Het verschil in herkomst en ouderdom van de zanden langs de Nederlandse kust is terug te vinden in de minerale samenstelling. Zowel offshore als op het strand en in de duinen is het gehalte ijzer en aluminium relatief laag in het gebied ten noorden van Bergen en relatief hoog in het gebied ten zuiden daarvan. De oudere zanden ten noorden van Bergen zijn meer uitgeloofd dan de zanden van recentere datum ten zuiden van Bergen. Aan het strand en in de duinen is er ook een verschil in calcium- en magnesiumgehalte: laag tussen km-palen 2-34 en hoog tussen 44-92 (Eisma 1968). In het onderzoek uit 2002 werd het calciumgehalte bepaald. De resultaten zijn in overeenstemming met Eisma (1968).

Overigens is het kalkgehalte alleen in de fijnste fractie gerelateerd aan de oorsprong van het zand. Het bestaat daarin uit calciëtkorrels en organisch carbonaatkorrels afkomstig van Foraminiferen, Bryozoën en de stekels van Echinodermen. In de grovere fractie ($>200\ \mu\text{m}$) is calcium vooral afkomstig van latere menging met schelpfragmenten van Molluscan (Eisma 1968). Door de continue erosie van de kust ten noorden van Bergen tot aan Den Helder is er vrijwel geen recente afzetting van schelpfragmenten op het strand.

In figuur 4.9 is te zien dat het laagste kalkgehalte rond de hoogwaterlijn wordt gevonden. Dit is verklaarbaar uit het feit dat de grotere deeltjes, zoals schelpfragmenten, eerder bezinken rond de laagwaterlijn.

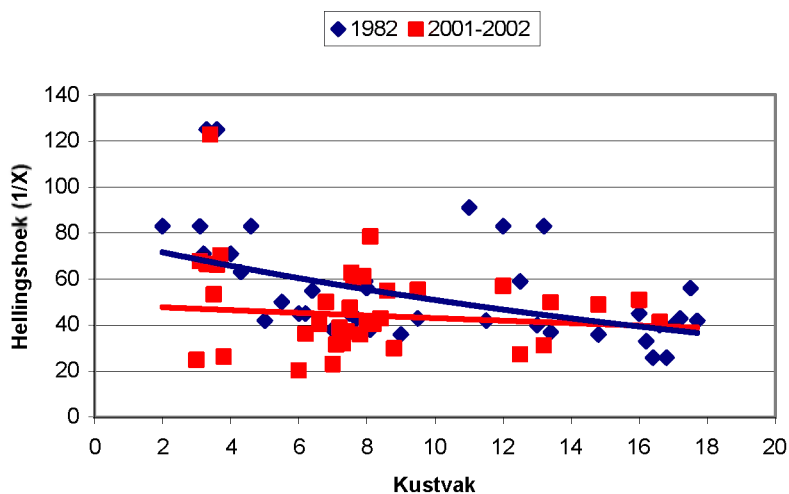
Figuur 4.9
Percentage kalk in het sediment per locatie in 2002.
(1 = hoogwaterlijn; 5 = laagwaterlijn)



4.6 Hellingshoek

In figuur 4.10 is per kustvak de hellingshoek van het natte strand weergegeven voor de meetreeksen 1982 en 2001-2002. De ligging van de kustvakken is weergegeven in figuur 2.5.

Figuur 4.10
Vergelijking van de korrelgrootte in 1984 en 2001. Kustvak 2 is Schiermonnikoog en kustvak 17 is Walcheren.

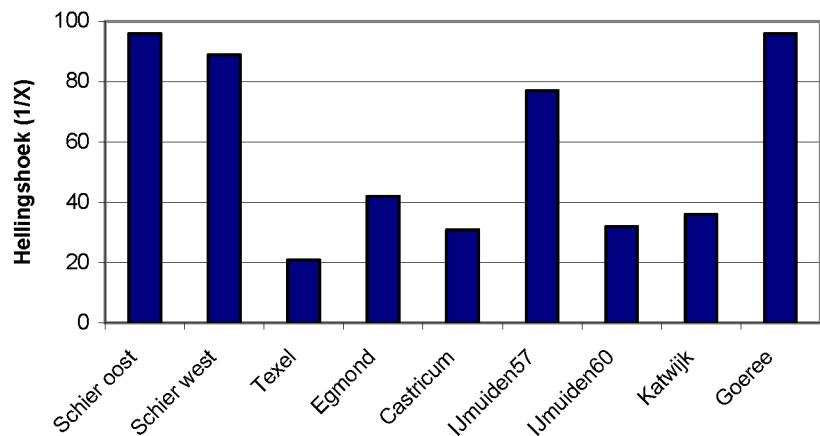


De stranden op de Waddeneilanden zijn enigszins vlakker dan de stranden aan de Hollandse en Zeeuwse kust. Aan de figuur is een trendlijn toegevoegd om dat verband zichtbaar te maken. Het verdient aanbeveling om het verschil in hoogte tussen de beide trendlijnen nader te onderzoeken. Het verschil zou kunnen duiden op het steiler worden van de stranden in de afgelopen 20 jaar.

In figuur 4.11 zijn de gegevens uit 2002 over de hellingshoek per strand weergegeven. De stranden van Schiermonnikoog en Goeree zijn

vlak. Het strand van IJmuiden-57 is ook vlak, maar dat is vooral het gevolg van de ligging direct zuidelijk van de pier van de IJ-geul. Het strand van Texel is steil, maar dat is niet representatief voor de gehele Texelse kust. Dit strand nabij De Cocksdorp werd juist om zijn kleine hellingshoek in het onderzoek meegenomen.

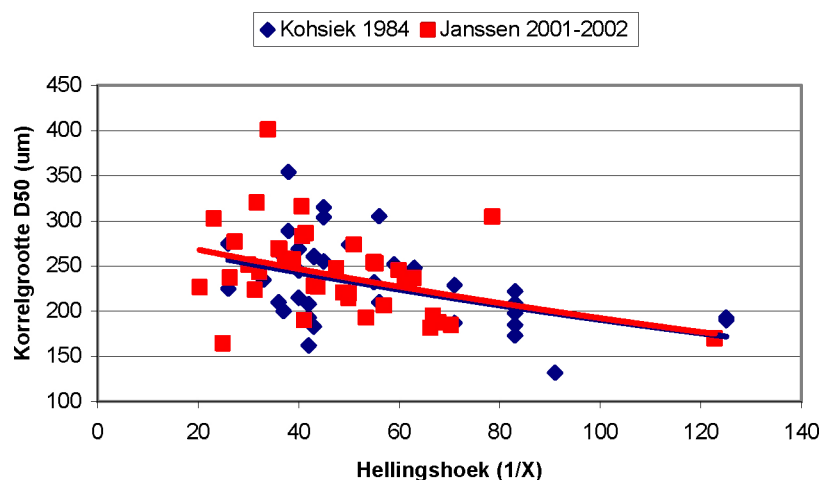
Figuur 4.11
Hellingshoek van het getijdengebied per strand in 2002.



4.7 Relatie hellingshoek/korrelgrootte

In figuur 4.12 is de relatie tussen hellingshoek en korrelgrootte weergegeven. Hiertoe zijn zowel de gegevens uit 1982 als die uit 2001 en 2002 gebruikt. Er is geen verschil in de relatie in beide reeksen.

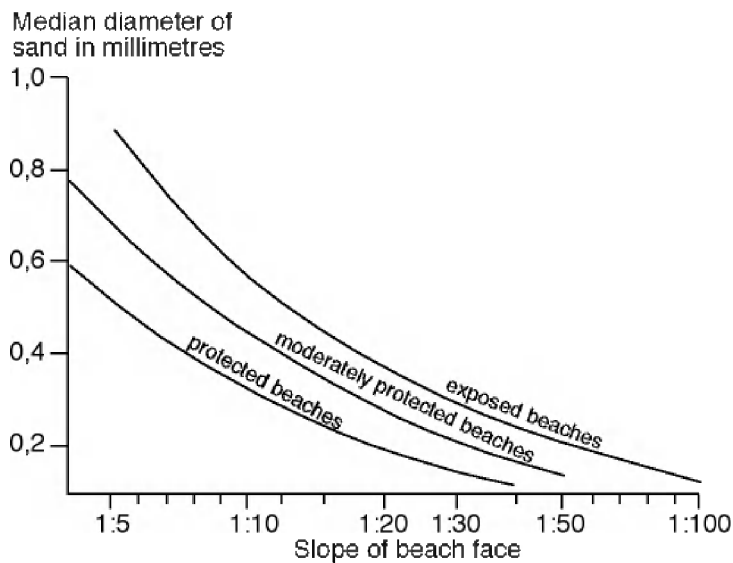
Figuur 4.12
Relatie tussen hellingshoek en korrelgrootte in 1984 en 2001 (gecorrigeerd naar zeef).



sortering neemt de golfafloop veel materiaal mee terug naar zee, waardoor uitvlakking ontstaat.

De relatie tussen korrelgrootte en hellingshoek past heel goed bij hetgeen voor enkele Noord-Amerikaanse stranden werd gevonden (Komar 1976) en werd beschreven door Brown & McLachlan (1990) (figuur 1.3). Daarbij moet overigens wel worden opgemerkt dat het bereik van zowel de hellingshoek (1:20 – 1:125) als de korrelgrootte (130 – 400 μm) van de Nederlandse stranden anders is dan van de Noord-Amerikaanse stranden (respectievelijk 1: 5 – 1: 90 en 200 – 800 μm). Op grond van de relatie tussen korrelgrootte, blootstelling aan golfactie en hellingshoek van het strand zoals is beschreven in Brown & McLachlan (1990) kan worden verwacht dat op geëxponeerde stranden het verband tussen korrelgrootte en hellingshoek op een hoger niveau ligt dan op meer beschut gelegen stranden (zie figuur 4.13).

Figuur 4.13
Relatie tussen korrelgrootte en hellingshoek op Amerikaanse stranden (Brown & McLachlan 1990)



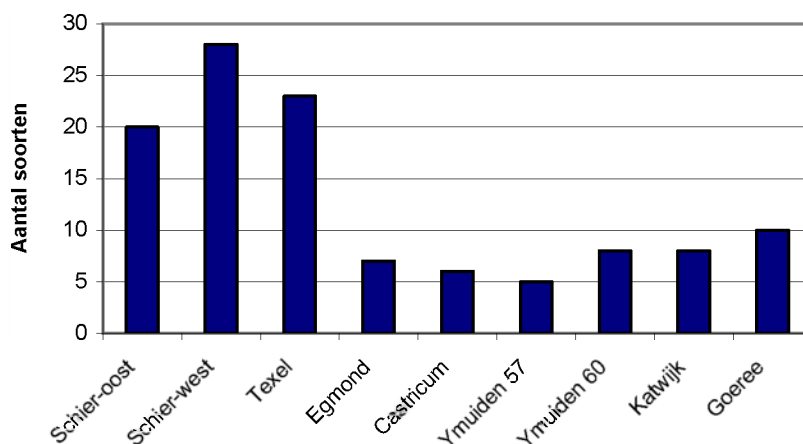
Het geringe verschil in mate van geëxponeerdheid tussen de onderzochte stranden in Nederland (tabel 3.4) laat een toetsing van dit verband in de Nederlandse situatie niet toe.

4.8 Diversiteit

In figuur 4.14 en in bijlage 2 is het aantal soorten organismen per strand weergegeven. Het aantal soorten op de stranden van Schiermonnikoog en Texel ligt veel hoger (23-32 soorten) dan op de overige stranden (5-12 soorten).

Figuur 4.14

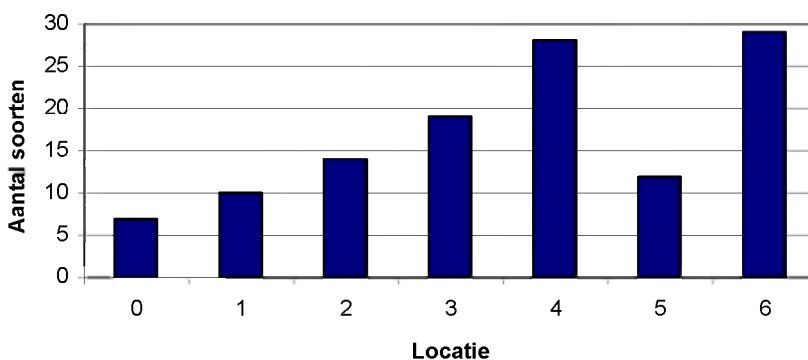
Aantal soorten organismen per strand in 2002



Figuur 4.15 geeft het totaal aantal soorten per locatie weer. Het aantal soorten per locatie neemt toe vanaf het punt boven HW in de richting van LW. Hoewel in het onderzoek is aangenomen dat het verschil in aantal monsters per locatie geen consequenties heeft voor de nauwkeurigheid van de resultaten (paragraaf 2.2), kan het lagere aantal soorten op locatie 5 het gevolg zijn van het kleinere aantal monsters op die locatie en het grotere aantal monsters op locatie 4 (figuur 2.3). Het totale oppervlak dat is bemonsterd is klein in vergelijking met de oppervlakte die door Jaramillo et al (1995) is aanbevolen. Het verdient aanbeveling de proefopzet op dit aspect nader uit te zoeken.

Figuur 4.15

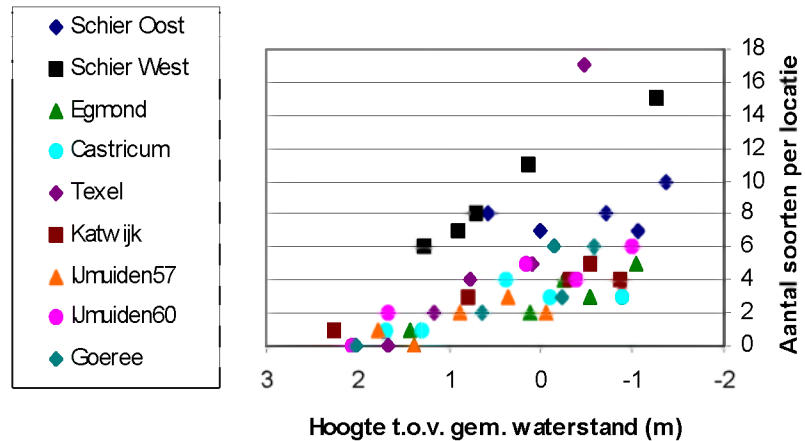
Totaal aantal soorten organismen per locatie in 2002.
(1 = hoogwaterlijn; 5 = laagwaterlijn)



In figuur 4.16 is het aantal soorten per locatie uitgezet tegen de hoogte ten opzichte van de gemiddelde waterstand. Daarin is te zien dat het maximum aantal soorten gevonden wordt tussen 0 en -1 m ten opzichte van de gemiddelde waterstand. Deze resultaten komen overeen met hetgeen is gevonden voor getijdenplaten in het

Figuur 4.16

Totaal aantal soorten per locatie uitgezet tegen de hoogte ten opzichte van de gemiddelde waterstand in 2002.



Waddengebied (Beukema 2002) en hetgeen werd voorspeld op basis van Brown & McLahlan (1990) (figuur 1.6).

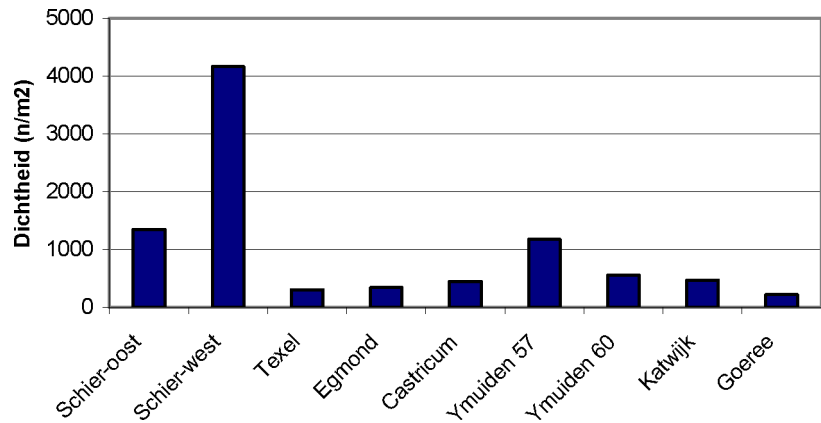
Volgens Beukema (2002) ligt het maximum aantal soorten enkele decimeters onder de gemiddelde waterstand, terwijl de afname van het aantal soorten naar GLW minder sterk is dan naar GHW. Beukema stelt dat deze relatie onafhankelijk is van de locatie in het waddengebied en ook onafhankelijk van de sedimentsamenstelling. Op basis van de gegevens uit het hier beschreven onderzoek kunnen we die relatie ook van toepassing verklaren op het getijdenstrand. Degraer et. al. (2003) beschrijven de zonering van een aantal stranden aan de Belgische kust. Het totaal aantal soorten per strand en de soortenrijkdom nemen toe van de GHWS (Gemiddeld Hoogwater Springtij) naar de GLWS (Gemiddeld Laagwater Springtij), terwijl de hoogste waarde van het macrobenthos wordt gevonden tussen de gemiddelde waterstand en GHW. Dit is in overeenstemming met de gegevens van de Nederlandse stranden.

4.9 Dichtheid

Figuur 4.17 laat zien dat de hoogste dichtheden aan organismen voorkomen op de stranden van Schiermonnikoog en IJmuiden-57. De dichtheid van het strand van Schiermonnikoog West wijkt overigens sterk af van de overige stranden. Dit wordt in belangrijke mate verklaard door het voorkomen van één soort worm: *Pygospio elegans*.

Figuur 4.17

Dichtheid per strand in 2002

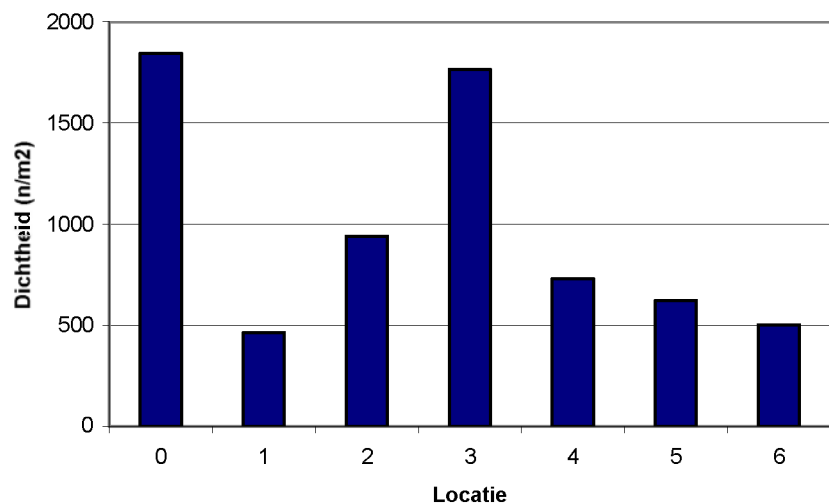


In figuur 4.18 is te zien dat op de locaties 0 en 3 de hoogste dichtheden worden gevonden.

Figuur 4.18

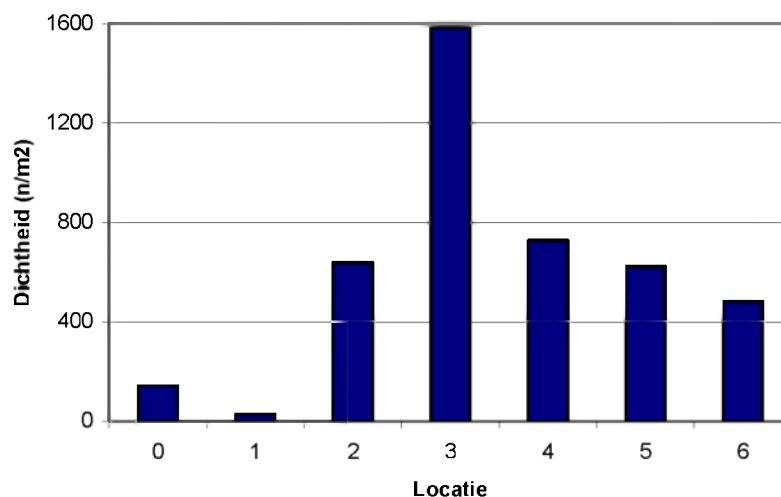
Dichtheid per locatie in 2002.

(1 = hoogwaterlijn; 5 = laagwaterlijn)



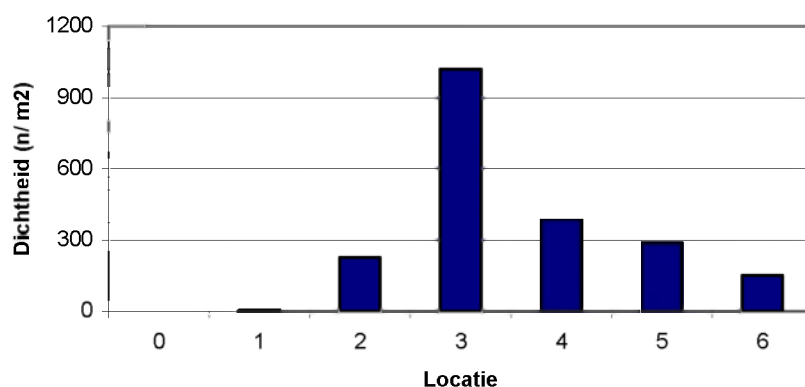
Op locatie 0 bij Schiermonnikoog West werden grote aantallen *Pygospio elegans* gevonden. Dit is een soort die niet verwacht wordt voor te komen buiten het getijdengebied (Hartmann-Schröder 1996). Dit duidt er op dat de locatie 0 in feite niet boven maar binnen het getijdengebied heeft gelegen. Wanneer de gegevens van Schiermonnikoog West om die reden worden weggelaten (zie figuur 4.19), is duidelijk dat de maximale dichtheid wordt bereikt op locatie 3.

Figuur 4.19
Dichtheid per locatie in 2002 zonder
Schiermonnikoog West.
(1 = hoogwaterlijn; 5 = laagwaterlijn)



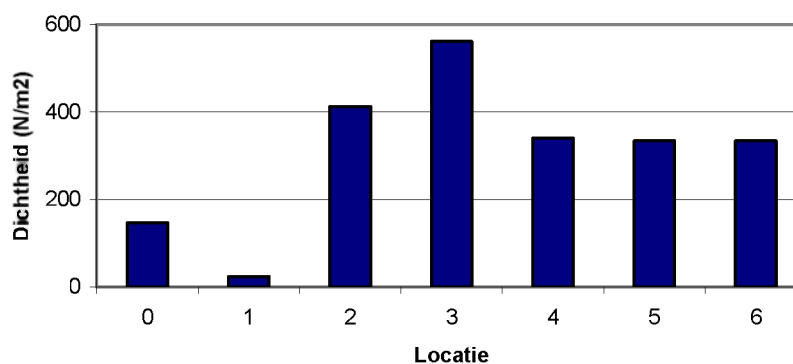
Een belangrijk deel van de waarde van de dichtheid per locatie wordt ingenomen door één soort, namelijk de Gemshoornworm *Scolecipis squamata* (zie figuur 4.20). Deze soort komt met de hoogste dichtheid voor rond de gemiddelde waterstand.

Figuur 4.20
Gemiddelde dichtheid van de
gemshoornworm *Scolecipis*
squamata per locatie.
(1 = hoogwaterlijn; 5 = laagwaterlijn)



Maar ook zonder *Scolecipis squamata* worden de hoogste dichtheden van het totaal van de overige soorten gevonden rond de gemiddelde waterstand (figuur 4.21).

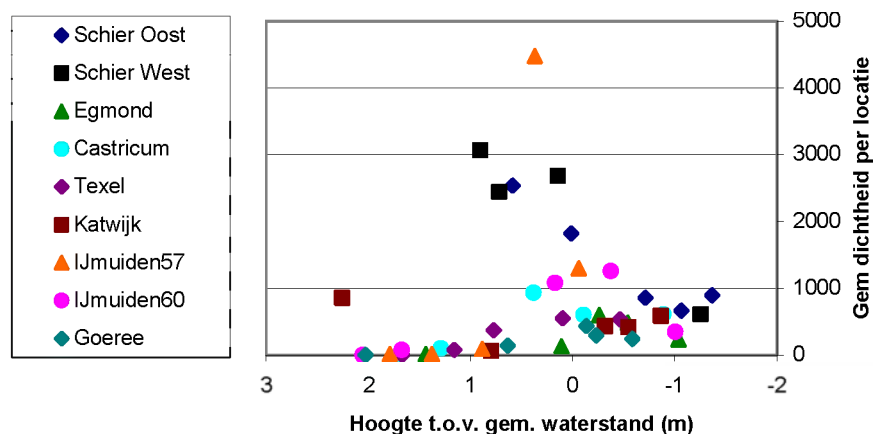
Figuur 4.21
Gemiddelde dichtheid per locatie
zonder Schiermonnikoog-west en
zonder *Scolecipis squamata*.
(1 = hoogwaterlijn; 5 = laagwaterlijn)



In figuur 4.22 is te zien dat de hoogste dichtheden te vinden zijn tussen 0 en +1 m hoogte ten opzichte van de gemiddelde waterstand.

Figuur 4.22

Gemiddelde dichtheid per locatie uitgezet tegen de hoogte ten opzichte van de gemiddelde waterstand in 2002.

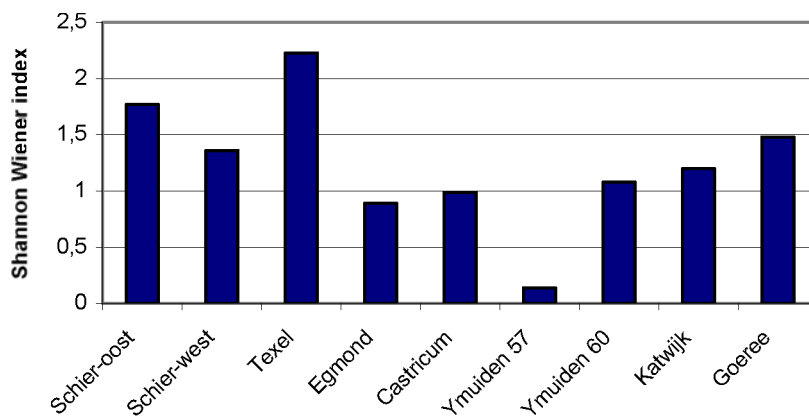


De lagere dichtheid op het hogere deel van het getijdengebied kan worden verklaard door de extreme omstandigheden met betrekking tot temperatuur en zoutgehalte in combinatie met korte overspoelingsduur, die de voedselvoorziening beperkt. De lagere dichtheid in de richting van het LW wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de sterke getijdenstroming en golfwerking. Bovendien is het lagere deel van het getijdengebied toegankelijker voor predatoren zoals krabben, garnalen en vissen (McLachlan 1995).

Aan de Belgische kust neemt de macrobenthos dichtheid in het algemeen toe in de richting van GLWS. Overigens valt uit de gegevens van Degraer et al (2003) op te maken dat de hoogste dichtheden zijn te vinden tussen GHWS en de gemiddelde waterstand. Dit is in overeenstemming met hetgeen door Beukema (2002) wordt beschreven voor het getijdengebied in de Waddenzee en in overeenstemming met deze studie (figuur 4.22).

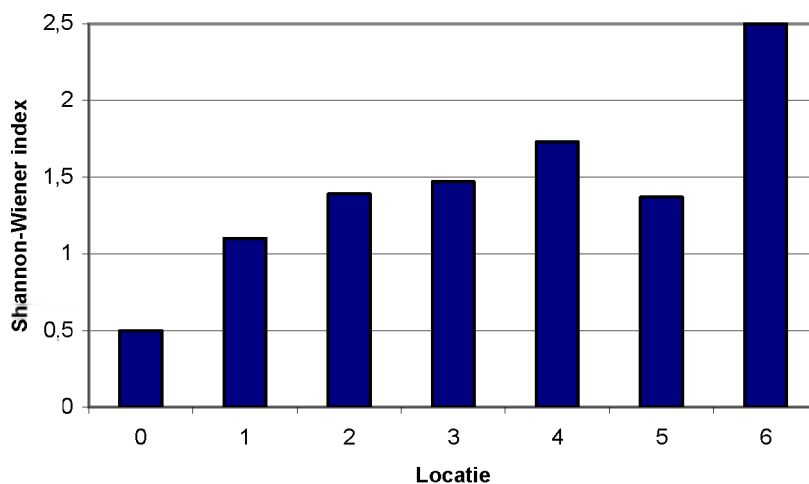
Wanneer de diversiteit wordt weergegeven door middel van de Shannon-Wiener index H ($H = - \sum p_{ij} (\ln p_{ij})$) figuur 4.23) dan is nog steeds de tendens waarneembaar dat de stranden van de Waddeneilanden een hoge diversiteit hebben. Het verschil met de stranden van de Noord- en Zuid-Hollandse kust zijn geringer dan wanneer alleen naar soortenrijkdom wordt gekeken. Bovendien behoort het strand van Goeree ook tot de stranden met een hoge waarde van deze diversiteitsindex. Op de stranden van de Hollandse kust komen minder soorten voor, maar het aantal individuen per soort is gelijkmatiger verdeeld dan op de stranden van de Waddeneilanden.

Figuur 4.23
Shannon Wiener index per strand in 2002.



In figuur 4.24 is de Shannon-Wiener index uitgezet per locatie, gebruikmakend van de gegevens van alle stranden. Hetzelfde patroon als bij de soortenrijkdom is te herkennen en bovendien valt op dat locatie 0 een heel lage waarde en locatie 6 een heel hoge waarde heeft. Niet alleen het aantal soorten is op het sublitorale punt 6 hoger dan op de overige locaties, ook de verdeling van het aantal individuen per soort is gelijkmatiger.

Figuur 4.24
Shannon-Wiener index per locatie in 2002.
(1 = hoogwaterlijn; 5 = laagwaterlijn)

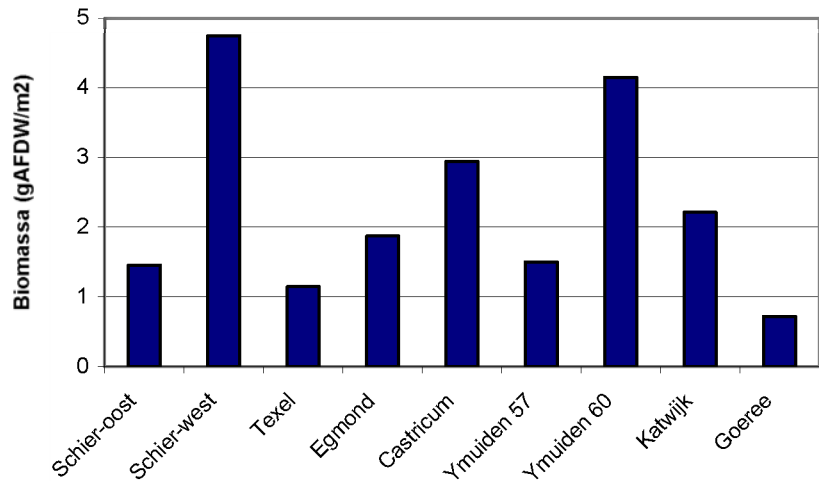


4.10 Biomassa

Figuur 4.25 laat zien dat er geen duidelijk verloop is in de biomassa tussen de verschillende stranden.

Figuur 4.25

Biomassa per strand in 2002.

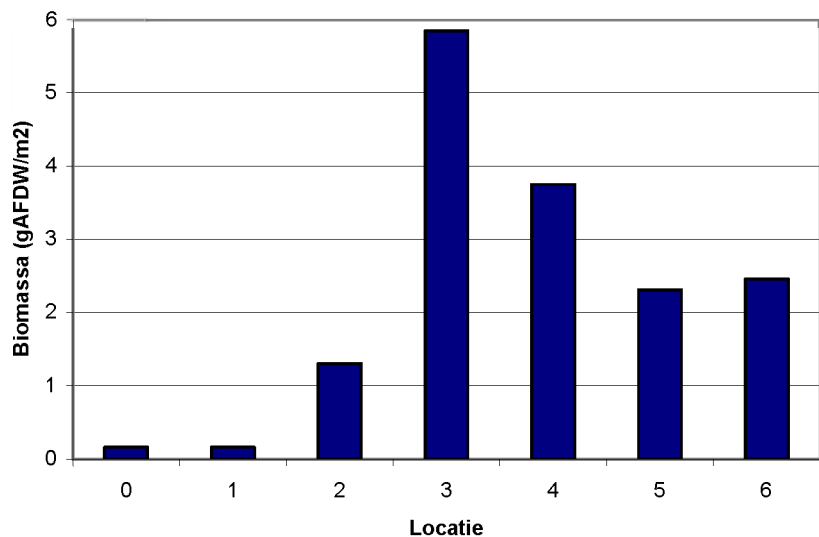


Het verloop van de biomassa over de gradiënt van HW naar LW vertoont een maximum bij de gemiddelde waterstand, rond locatie 3 (zie figuur 4.26). Dit is afwijkend van hetgeen is gevonden voor de getijdenplaten van het Balgzand in het Waddengebied (Beukema 2002). De maximale biomassa op de getijdenplaten werd door Beukema gevonden halverwege de gemiddelde waterstand en GLW, rond locatie 4.

Figuur 4.26

Biomassa per locatie in 2002.

(1 = hoogwaterlijn; 5 = laagwaterlijn)



De gemiddelde biomassa van macrobenthos op de Nederlandse stranden is 2,3 g AFDW/m² (AFDW = Asvrij drooggewicht). Dit is laag in vergelijking met getijdenplaten in het waddengebied. Voor het

Nederlandse Waddengebied werd een waarde van 30-90 g AFDW/m² gevonden.

4.11 Zonering

Om een beeld te krijgen van een eventuele zonering van organismen over het strand zijn de gegevens weergegeven in een kite-diagram en is er een cluster-analyse uitgevoerd.

In de kite-diagrammen in figuur 4.27 is het voorkomen van de verschillende soorten macrobenthos per locatie, cumulatief over alle negen stranden, weergegeven. Hoewel enkele soorten over bijna de gehele breedte van het getijdengebied voorkomen (bijv. *Scolelepis squamata*, *Bathyporeia pilosa*, *Eurydice pulchra*, *Haustorius arenarius*), laat de figuur zien dat de meeste soorten op een specifiek deel van het strand voorkomen. In het hoge deel van het getijdengebied komen bijv. *Talitrus saltator* en *Bledius* sp. voor. Soorten die laag in het getijdengebied voorkomen zijn *Bathyporeia pelagica* en *Urothoe poseidonis*. Daarnaast is er een groep die vooral in het midden van het getijdengebied voorkomt.

Foto 4.1

Haustorius arenarius
(foto P. Tydeman)



Foto 4.2

Scolelepis squamata –
gemshoornworm
(foto P. Tydeman)



Foto 4.3

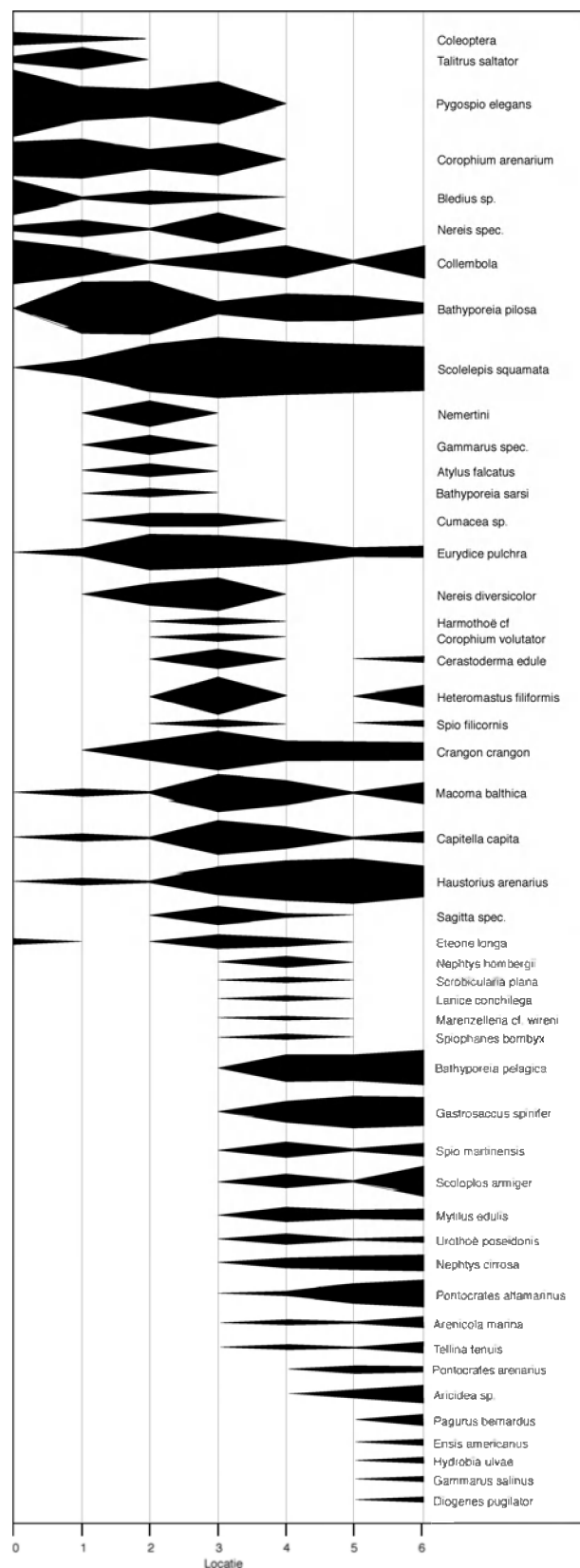
Woonbuizen van de gemshoornworm
Scolelepis squamata op het strand
(foto G.M. Janssen)



Figuur 4.27

Kite-diagram van de soorten die voorkomen in het getijdengebied. Per soort is de log-getransformeerde dichtheid per locatie van alle bemonsterde stranden in 2002 gebruikt.

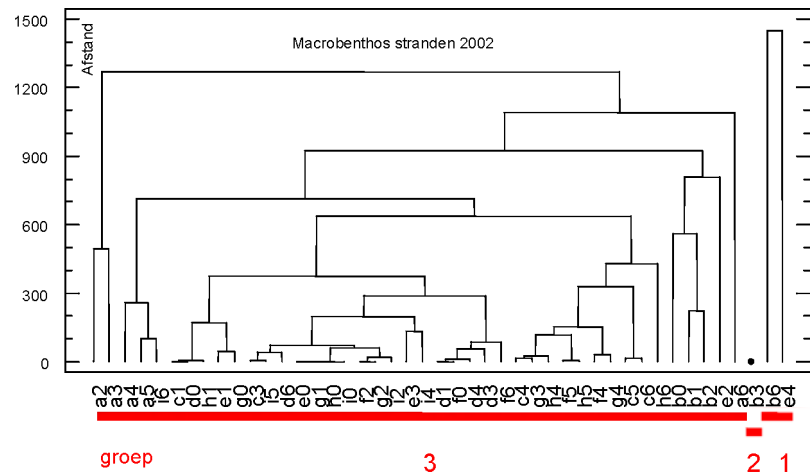
(1 = hoogwaterlijn; 5 = laagwaterlijn)



Met behulp van de Ward's methode voor squared euclidian cluster analyse is onderzocht of er sprake is van clusters van stranden of locaties (figuur 4.28) en van clusters van soorten op basis van het voorkomen van aantallen individuen van verschillende soorten macrobenthos (figuur 4.29).

Figuur 4.28

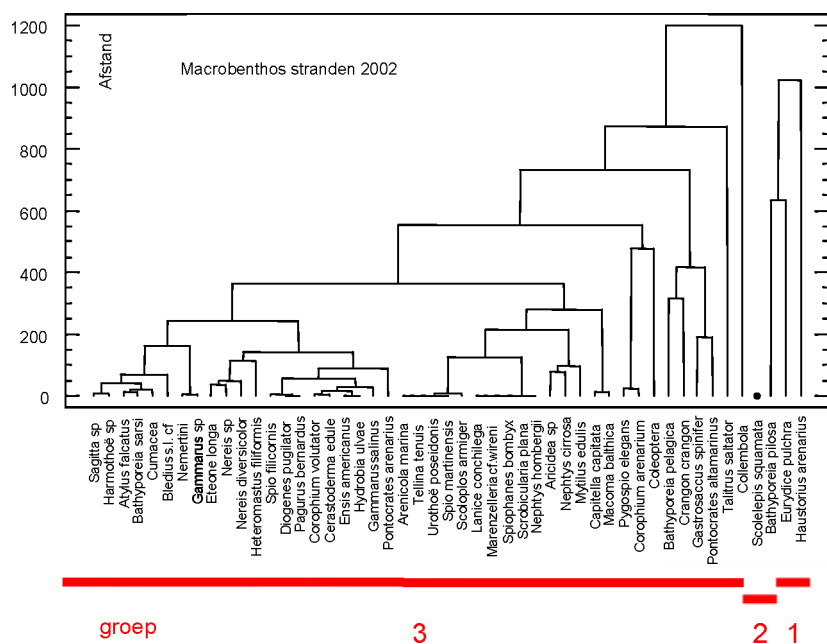
Clusteranalyse op basis van locaties van de 9 bemonsterde stranden in 2002.
(a = Schiermonnikoog-Oost; b = Schiermonnikoog-West; c = Texel; d = Egmond; e = Castricum; f = IJmuiden-57; g = IJmuiden-60; h = Katwijk; i = Goeree Overflakkee; 0 t/m 6 = locaties)



Uit deze analyse komt naar voren dat er op afstandsnivo 1400 drie groepen zijn te onderscheiden: groep 1: de locaties b6 en e4; Groep 2: locatie b3 en groep 3: een grote groep met 42 van de 45 locaties. Deze laatste groep kan worden onderverdeeld in een aantal subgroepen waaruit dan het beeld naar voren komt dat de locaties op de stranden van Schiermonnikoog West en Schiermonnikoog Oost zich onderscheiden van de overige locaties. Op een kleiner afstandsnivo (600) zijn 10 clusters te onderscheiden (figuur 4.28). Hierin is te zien dat binnen groep3 onderscheid is te maken tussen de (deel)clusters waarin de hogere locaties (0-3) zitten en die van de lagere locaties (4-6). Dit is een sterke aanwijzing voor een zonering van het strand in twee delen. Een deel boven gemiddeld tij en een deel beneden gemiddeld tij.

Figuur 4.29

Clusteranalyse op basis van soorten van de 9 bemonsterde stranden in 2002.



Uit figuur 4.29 blijkt dat er drie groepen organismen te onderscheiden zijn: Groep 1: *Bathyporeia pilosa*, *Eurydice pulchra* en *Haustorius arenarius*. Deze soorten komen vrijwel in de gehele getijdenzone van HW naar LW voor zoals blijkt uit het kite-diagram. Groep 2: *Scolelepis squamata*, een soort met eveneens een brede verspreiding maar met een duidelijk maximum rond de gemiddelde waterstand (zie figuur 4.20). Groep 3 tenslotte bevat de overige 45 van de 49 soorten. Deze laatste groep kan worden verdeeld in een aantal subgroepen. De eerste twee subgroepen die zich afsplitsen bevatten de Collembola en *Talitrus saltator*, beiden soorten die hoog in of boven het getijdengebied leven. De clusteranalyse en het kite-diagram duiden op een onderverdeling van het strand in verschillende zones, zoals voor stranden door sommige auteurs wordt verondersteld (McLachlan 1995). Er is een duidelijke toename van het aantal soorten van HW naar LW (zie figuur 4.16) en veel soorten hebben een specifieke verspreiding op het strand (zie figuur 4.28).

In deze studie zijn de negen verschillende stranden éénmalig in de zomerperiode bemonsterd. Brazeiro & Defeo (1996) beschrijven het patroon van zonering van macrobenthos aan de hand van maandelijkse bemonsteringen gedurende één jaar op stranden in Uruguay. Zij komen tot de conclusie dat een onderzoek naar de zonering van macrobenthos op microgetijden gematigde zandstranden tenminste moet zijn gebaseerd op een jaargemiddelde zonering wegens de grote variatie in dagelijkse getijdenvariëaties door wind etc én door seizoensvariatie met verschillen in temperatuur. Al deze factoren beïnvloeden de organismen op verschillende wijze in hun activiteiten met betrekking tot migratie, voedselvoorziening, predatie, voortplanting etc. Ondanks deze gerechtvaardigde bezwaren is toch een schematische beschrijving gemaakt, op basis van de verkregen gegevens (figuur 6.5).

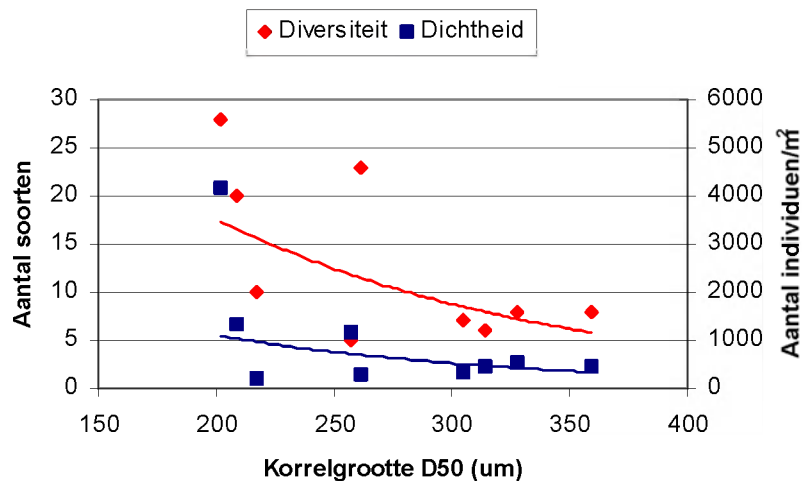
Op grond van bovenstaande bevindingen uit de clusteranalyse, de kite-diagrammen en de verdeling van het aantal soorten over de locaties komen we tot de conclusie dat er sprake is van zonering op het strand en dat van verschillende soorten is aan te geven wat de verspreiding is op het strand. Het geringe aantal soorten boven de gemiddelde waterstand wordt beneden de gemiddelde waterstand aangevuld met andere soorten.

4.12 Relatie korrelgrootte – diversiteit/dichtheid

Figuur 4.30 geeft de relatie weer tussen diversiteit en dichtheid enerzijds en korrelgrootte anderzijds. Het grootste aantal soorten en de hoogste dichtheden worden gevonden op de stranden met de kleinste gemiddelde korrelgrootte. Dit is in overeenstemming met de relatie zoals die door Brown & McLachlan (1990) werd beschreven.

Figuur 4.30

Relatie tussen het aantal soorten (diversiteit in rood) en de korrelgrootte van het sediment en tussen het aantal individuen (dichtheid in blauw) en de korrelgrootte van het sediment.

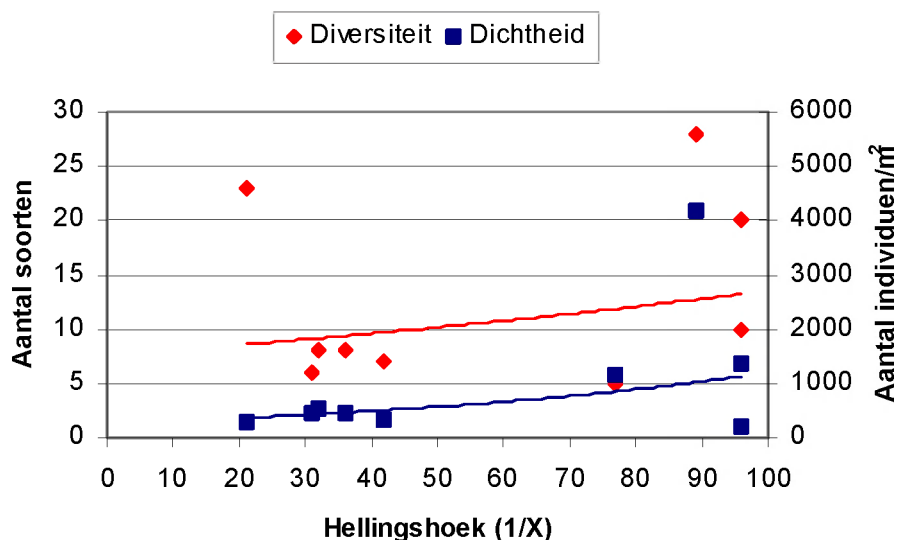


4.13 Relatie hellingshoek – diversiteit/dichtheid

In figuur 4.31 wordt de relatie tussen diversiteit en dichtheid enerzijds en hellingshoek anderzijds weergegeven. Daarin is te zien dat de hoogste diversiteit en dichtheid worden gevonden op de vlakke stranden. De hellingshoeken van de stranden langs de Nederlandse kust vallen grotendeels buiten het bereik van het verband tussen hellingshoek en diversiteit en dichtheid zoals dat door Brown & McLachlan (1990) werd beschreven en de relatie komt minder goed overeen dan de relatie met korrelgrootte (figuur 4.30).

Figuur 4.31

Relatie tussen het aantal soorten (diversiteit in rood) en de hellingshoek van het getijdengebied en tussen het aantal individuen (dichtheid in blauw) en de hellingshoek.



We kunnen dan ook concluderen dat de in 2002 gevonden relaties tussen soortenrijkdom en dichtheid enerzijds en korrelgrootte en hellingshoek anderzijds, vrij goed in overeenstemming zijn met hetgeen op grond van de literatuur werd verondersteld (zie paragraaf 1.4).

.....
Foto 4.4

Het vlakke strand van
Schiermonnikoog Oost.
(foto: P. Tydeman)



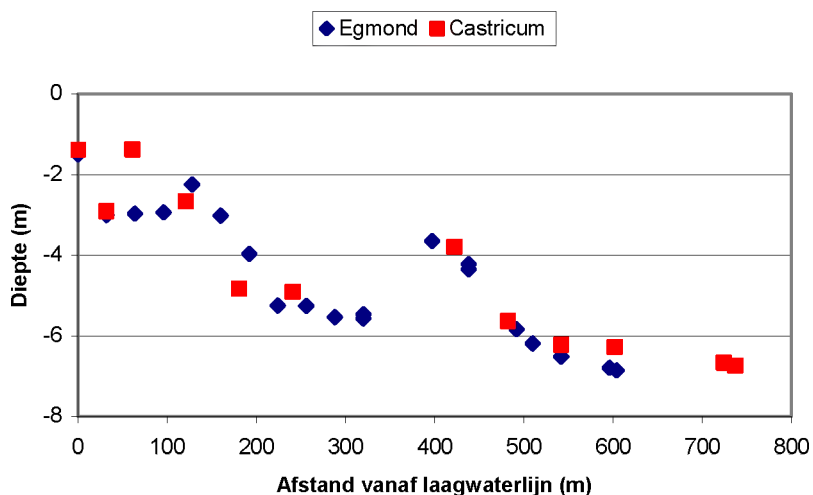
5.Resultaten en discussie: Brandingszone

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de resultaten beschreven van het onderzoek naar het voorkomen van macrobenthos in de brandingszone op een raai bij Castricum en bij Egmond. De resultaten worden gepresenteerd in relatie tot de diepte en de afstand tot de kust. Om die reden wordt hier nogmaals de relatie tussen diepte en afstand tot de kust weergegeven (figuur 5.1). Wegens problemen met de bemonstering met de WESP zijn er slechts weinig waarnemingen in de trog bij Castricum. De WESP kwam daar vast te zitten in slijkige bodem.

Figuur 5.1

Relatie tussen de diepte ten opzichte van NAP en de afstand vanaf de laagwaterlijn (0) in de brandingszone van Egmond en Castricum in 2002.



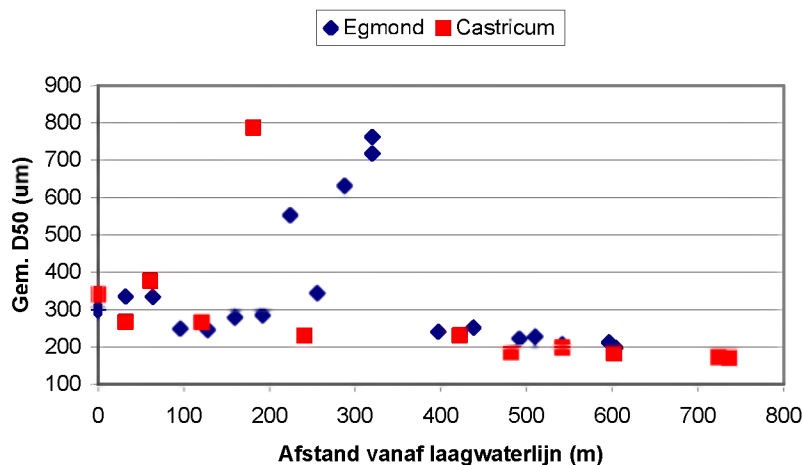
Uit figuur 5.1 blijkt dat er twee brekerbanken aanwezig zijn, de buitenste bank op circa 400 m. vanaf de laagwaterlijn en een tweede bank op circa 100 m. vanaf de laagwaterlijn. Tussen beide banken in bevindt zich een trog op een diepte van circa 5 meter (t.o.v. NAP), op een afstand van ongeveer 300 m. vanaf de laagwaterlijn.

5.2 Korrelgrootte

De resultaten van de korrelgrootteanalyse zijn weergegeven in figuur 5.2.

Figuur 5.2

Gemiddelde korrelgrootte (D50) tov de afstand vanaf de laagwaterlijn (0) in de brandingszone van Egmond en Castricum in 2002.



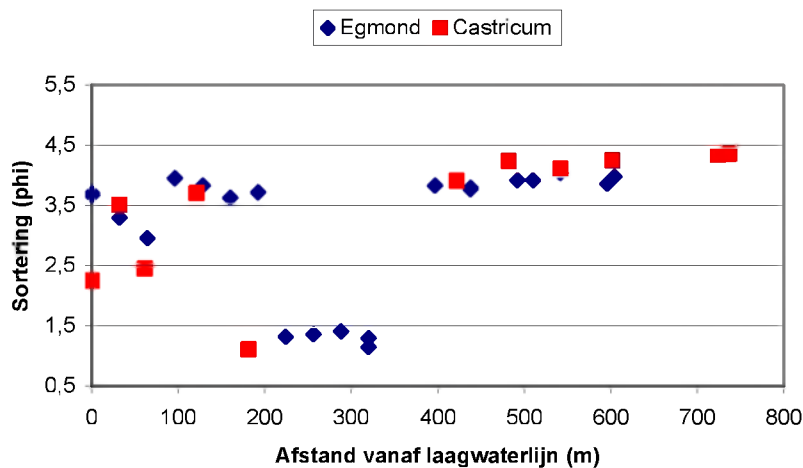
De grootste gemiddelde korrelgrootte is te vinden in de trog tussen de beide brekerbanken. Zeewaarts vanaf de buitenste brekerbank wordt het zand steeds fijner.

5.3 Sortering

In figuur 5.3 is te zien dat de sortering van het zand tussen de beide brekerbanken in veel beter is dan op de overige locaties.

Figuur 5.3

Sortering (phi) tov de afstand vanaf de laagwaterlijn in de brandingszone van Egmond en Castricum in 2002.

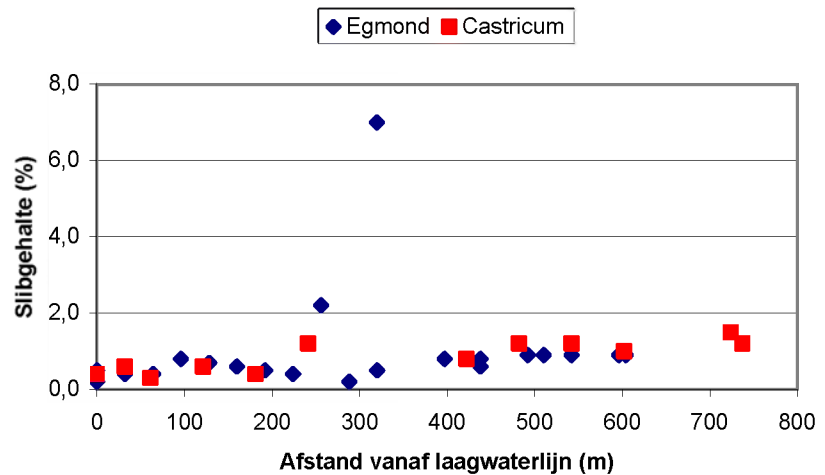


5.4 Slibgehalte

Op een tweetal locaties bij Egmond is er sprake van een hoog slibgehalte. Deze locaties bevinden zich rond de 300 m. Aangezien het niet is gelukt om op deze afstand bij Castricum te bemonsteren kan het slibgehalte bij Castricum tussen de 250 en 400 meter niet worden weergegeven.

Figuur 5.4

Percentage slibgehalte in het sediment tov de afstand vanaf de laagwaterlijn in de brandingszone van Egmond en Castricum in 2002.

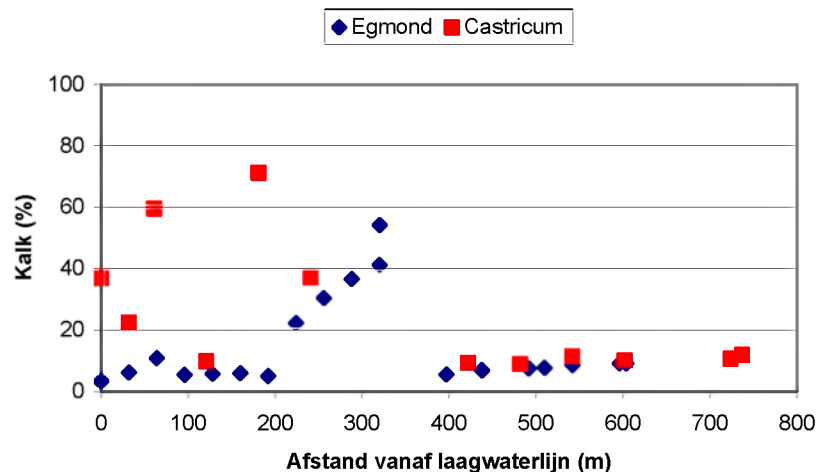


5.5 Kalkgehalte

Het kalkgehalte in het sediment bij Castricum is veel hoger dan bij Egmond vanaf de laagwaterlijn tot circa 200 meter uit de kust (figuur 5.5). Dit is in overeenstemming met het verschil in kalkgehalte tussen Castricum en Egmond zoals die voor het strand werd gevonden (figuur 4.8). Het kalkgehalte bij Egmond neemt sterk toe in het gebied tussen de beide brekerbanken. Zeewaarts buiten de tweede brekerbank is er geen verschil in kalkgehalte.

Figuur 5.5

Kalkgehalte in het sediment tov de afstand vanaf de laagwaterlijn in de brandingszone van Egmond en Castricum in 2002.



5.6 Diversiteit

In totaal zijn 40 soorten macrobenthos in de brandingszone bemonsterd. Op locatie Egmond komen 27 soorten voor en bij Castricum 33 (bijlage 3). Het verschil tussen beide locaties komt vrijwel geheel voor rekening van de Bivalvia, die met uitzondering van *Ensis sp.* ontbraken bij Egmond.

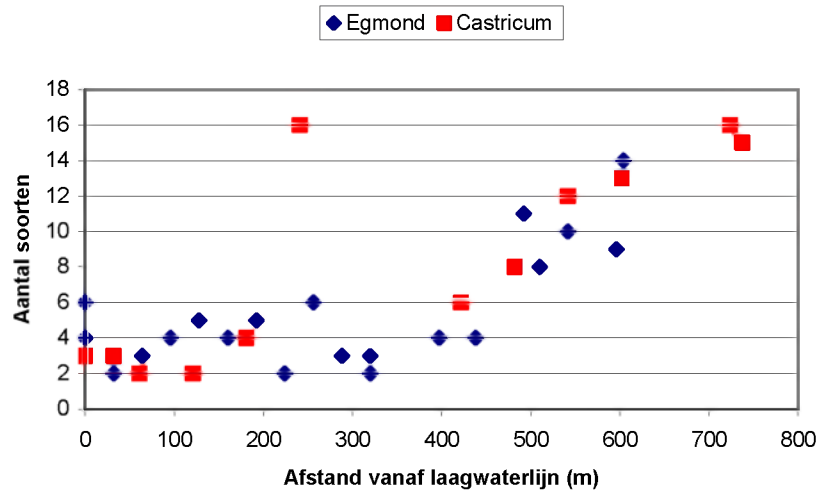
Het aantal soorten van 27 bij Egmond staat in scherp contrast met de slechts 7 soorten die in 2001 bij een vergelijkbare bemonstering werden gevonden op een overeenkomstig transect bij Egmond (Kleef 2002). Naast de natuurlijke jaarlijkse variatie kan dit verschil mede worden verklaard uit de geringere lengte van het transect in 2001 waarbij de dieptezone > -5m t.o.v. NAP nauwelijks werd bemonsterd. De Polychaeta (borstelwormen) vormden met 15 soorten het grootste aandeel, gevolgd door de Crustacea (kreeftachtigen) met 12 soorten. Verschillen in soortensamenstelling tussen beide locaties komen vooral voor rekening van de incidenteel voorkomende soorten die slechts in een enkel monster zijn gevonden.

Van de 40 soorten kunnen er zeven worden gekwalificeerd als algemeen voorkomend: *Ensis sp.*, *Scolelepis squamata*, *Nephtys cirrosa*, *Nephtys hombergii*, *Lanice conchilega*, *Spiophanus bombyx* en *Spio martinensis*. Zij werden in meer dan de helft van het aantal monsters aangetroffen (Bijlage 3).

In figuur 5.6 is het aantal soorten macrobenthos uitgezet tegen de afstand vanaf de laagwaterlijn.

Figuur 5.6

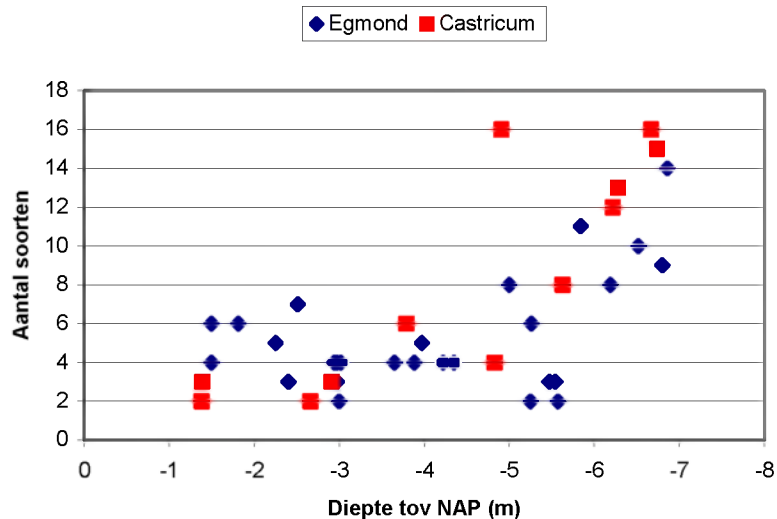
Relatie tussen het aantal macrobenthos soorten en de afstand vanaf de kust in 2002.



Zeewaarts buiten de laatste brekerbank, circa 400 meter vanaf de laagwaterlijn, neemt het aantal soorten macrobenthos in de monsters toe (figuur 5.6). Dit is ongeveer vanaf een diepte van -5 tot -6 meter t.o.v. NAP (zie figuur 5.7). in de trog bij Castricum is een zeer hoge waarde gevonden van het aantal soorten. Op deze locatie komen eveneens heel hoge dichtheden van de schelpkokerworm voor.

Figuur 5.7

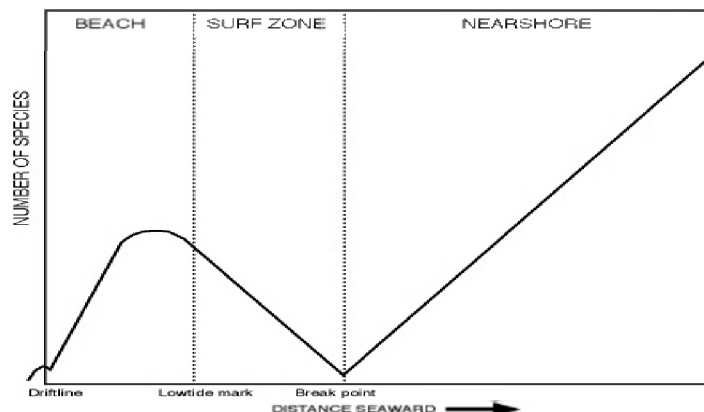
Relatie tussen het aantal macrobenthos soorten en de diepte t.o.v. NAP in 2002.



Het hier gevonden patroon van toenemende diversiteit met de diepte past in de door Brown & McLachlan (1990) gepresenteerde relatie tussen diversiteit en afstand vanaf de kust (figuur 5.8). De benthische fauna is relatief schaars in de hoog-energetische brandingszone.

Figuur 5.8

Hypothetische relatie tussen het aantal macrobenthos soorten en de afstand vanaf de kust volgens Brown & McLachlan (1990),

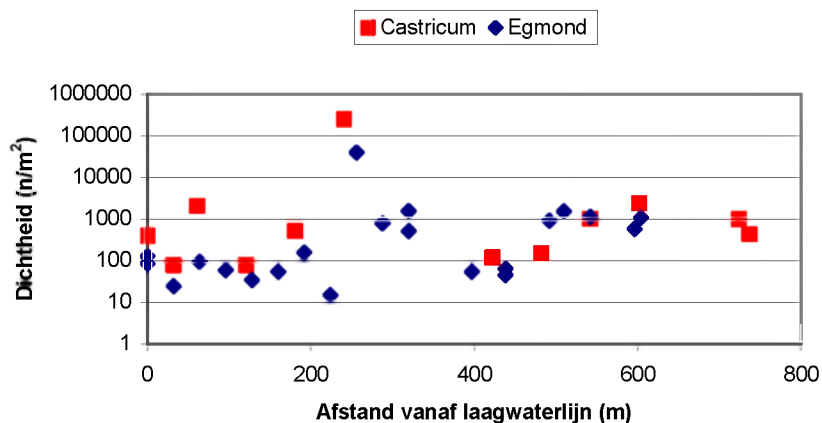


5.7 Dichtheid

In figuur 5.9 is een patroon zichtbaar in de dichtheid (aantal individuen /m²) en afstand vanaf de kust. De laagste waarden voor de dichtheid zijn te vinden in de zone vanaf het strand tot circa 200 meter uit de kust en rond de 400 meter uit de kust. Deze plaatsen zijn de meest ondiepe locaties, namelijk de ondiepe kuststrook en de toppen van de brekerbanken. Deze relatie tussen dichtheid en diepte komt ook tot uiting in figuur 5.10 waarin het patroon zichtbaar is van lagere dichtheid (circa 100 individuen/m²) tot circa 4 meter diepte en vervolgens een hogere dichtheid bij een diepte > - 4 meter (circa 1000 individuen/m²). De extreem hoge waarden bij een diepte van ongeveer 5 meter, op ongeveer 250 meter van de kust, wordt bepaald door de schelpkokerworm *Lanice conchilega*.

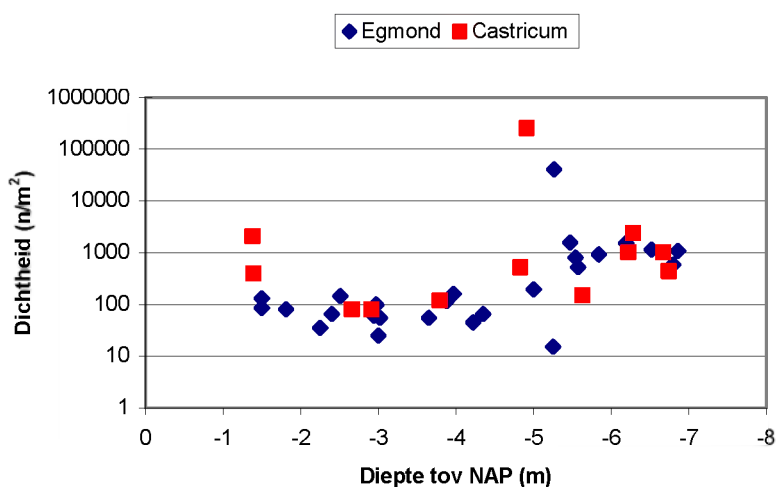
Figuur 5.9

Relatie tussen de dichtheid van het macrobenthos en de afstand vanaf de kust in 2002.



Figuur 5.10

Relatie tussen de dichtheid van het macrobenthos en de diepte ten opzichte van NAP in 2002.



5.8 Zonering

Kite-diagram

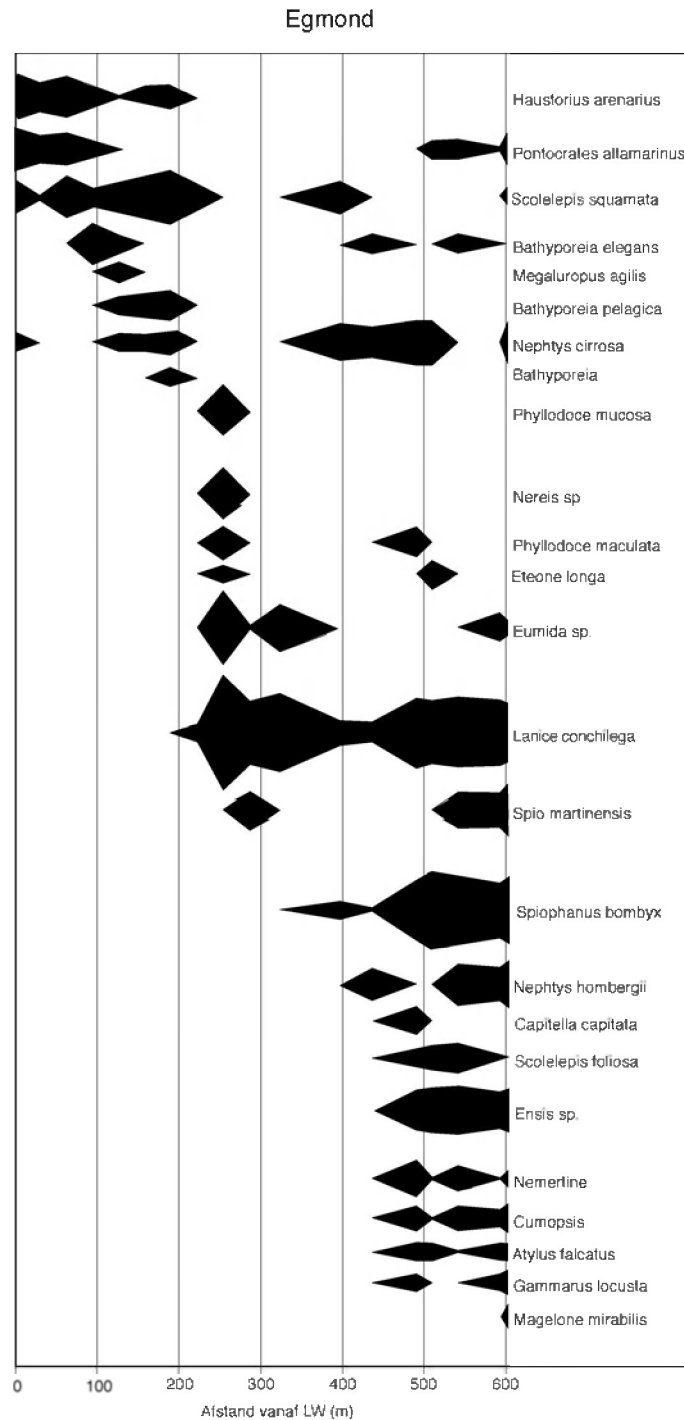
De verspreiding van de macrofauna in de brandingszone bij Castricum en Egmond is weergegeven in kite-diagrammen (zie figuur 5.11 en 5.12). Alle soorten, met uitzondering van *Scolecopsis squamata*, vertonen eenzelfde verspreidingspatroon. Namelijk een toename van de dichtheid bij dieper wordend water. Ook bij de diversiteit is dat het geval (Kleef, 2004). Ook de Bivalvia die uitsluitend bij Castricum voorkomen hebben eenzelfde verspreidingspatroon. *Scolecopsis squamata* daarentegen vertoont het omgekeerde beeld. Alleen bij deze soort worden de hoogste aantallen aangetroffen in het meest ondiepe deel van de zonering, waarna deze afnemen met toenemende diepte. Dit patroon sluit aan bij de verspreiding van deze soort in het getijdengebied waarbij hoogste dichtheden werden gevonden nabij de overgang naar het sublitoraal.

Het hier gevonden algemene verspreidingspatroon van de dichtheid van het macrobenthos is een sterke indicatie voor zonering in de

brandingszone langs de Nederlandse kust (Brown & McLachlan 1990). Ook de diversiteit van het macrobenthos is gerelateerd aan een dieptezonering in de brandingszone.

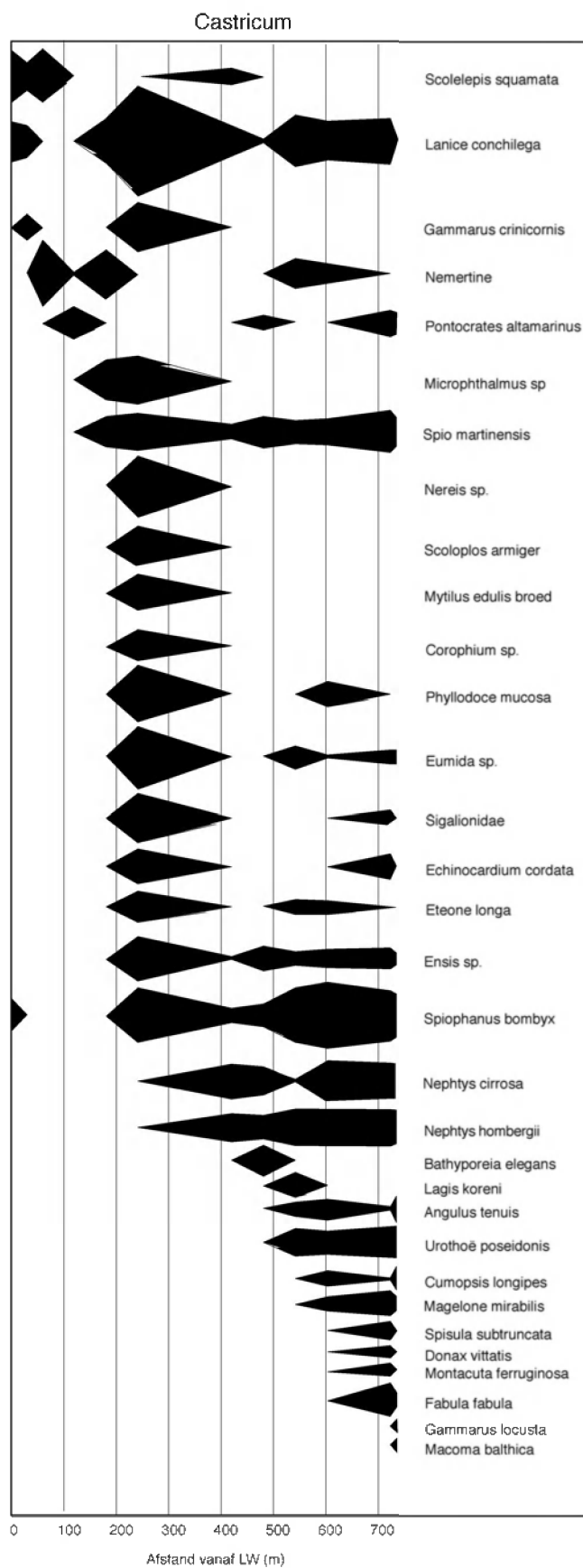
Figuur 5.11

Kite-diagram van het voorkomen van verschillende soorten macrobenthos in de brandingszone voor de kust van Egmond



Figuur 5.12

Kite-diagram van het voorkomen van verschillende soorten macrobenthos in de brandingszone voor de kust van Castricum

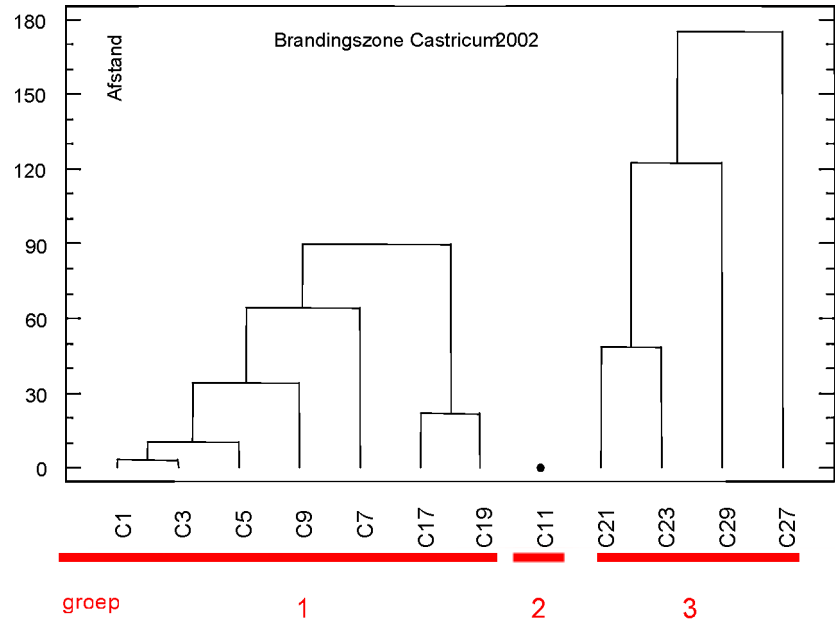


Clusteranalyse

De waarde van de dichtheid per soort per locatie is zowel voor de brandingszone voor de kust van Castricum als voor Egmond gebruikt in een clusteranalyse om te bezien of er groepen locaties en/of groepen organismen te onderscheiden zijn.

Figuur 5.13

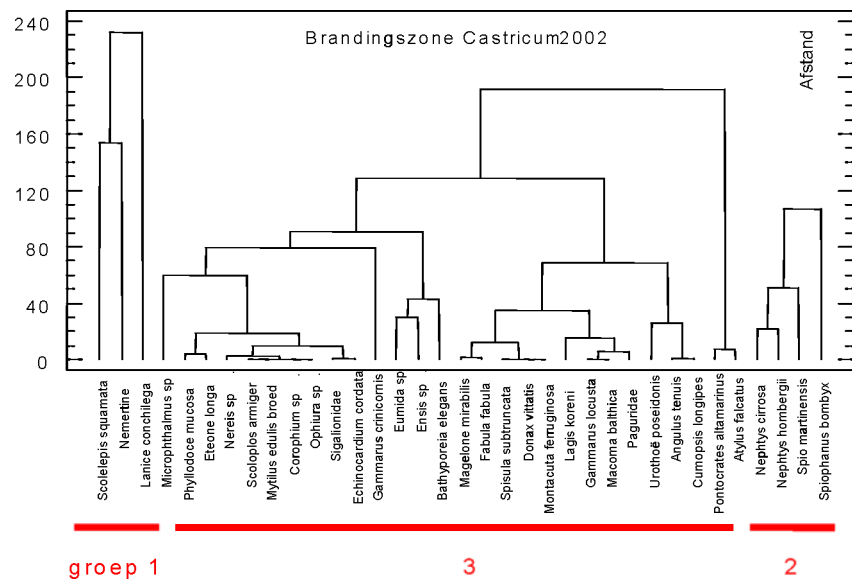
Clusteranalyse op basis van locaties in de brandingszone van Castricum in 2002.



De figuren 5.13 en 5.14 tonen de clusteranalyse voor Castricum respectievelijk per locatie en per soort. Hieruit blijkt dat er drie clusters te onderscheiden zijn: Groep 1 (stations C1,3,5,7,9,17,19), Groep 2 (C11) en Groep 3 (C21,23,27,29). Uit de clusteranalyse per soort komen eveneens drie groepen naar voren: Groep 1 met een groepje organismen (Polychaeten) die in de brandingszone het dichtst tegen het strand aan voorkomt. *Scolelepis squamata* is een kenmerkende soort, evenals *Lanice conchilega* die het meest abundant is, maar niet specifiek alleen maar dicht bij de kust voorkomt. Groep 2 met een groepje organismen (Polychaeten) met *Spiophanes bombyx* als meest abundante soort die vooral voorkomt vanaf circa 200 meter zeewaarts.

Figuur 5.14

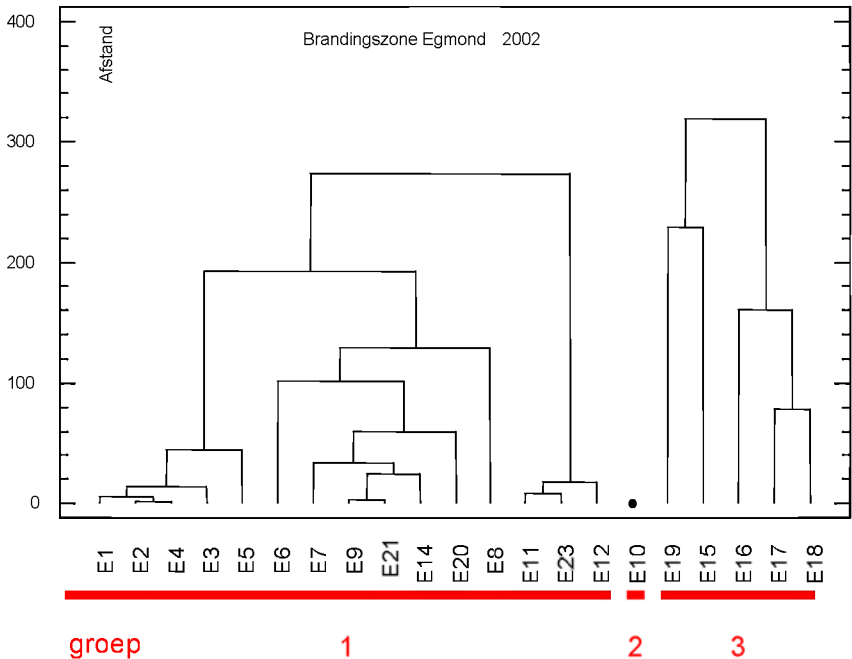
Clusteranalyse op basis van soorten in de brandingszone van Castricum in 2002.



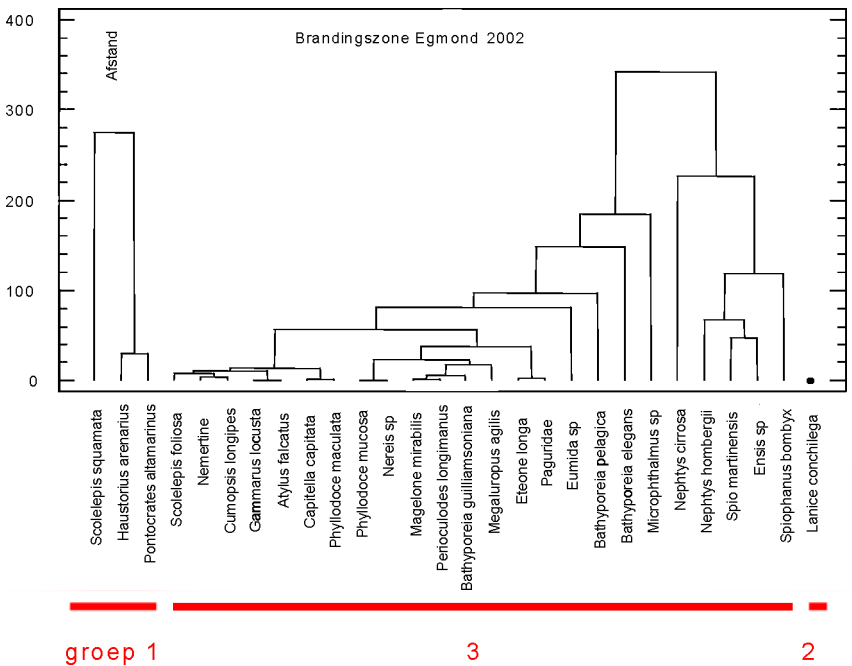
Groep 3 bevat alle overige 28 soorten (Polychaten, Amphipoden, Isopoden, Bivalven, Echinoïden). Op een lager afstands-nivo (700) zijn 6 clusters te onderscheiden. Deze duiden op een sterke zonering ten opzichte van de afstand vanaf de laagwaterlijn. Het verdient aanbeveling om de ecologische betekenis van deze clusters nader te onderzoeken.

De figuren 5.15 en 5.16 tonen de resultaten van de cluster-analyse van de gegevens bij Egmond. Uit de clusteranalyse per locatie blijkt dat er net als bij Castricum drie groepen locaties zijn te onderscheiden: Groep 1 (E1 t/m E9 en E11, E12, E14, E20, E21, E23) het meest nabij de kust gelegen. De aparte groep 2 (E10) die net als bij Castricum gelegen is midden in groep 1. Tenslotte Groep 3 (E15 t/m E19) die het meest zeewärts is gelegen. Dit beeld is geheel in overeenstemming met Castricum.

Figuur 5.15
Clusteranalyse op basis van locaties in de brandingszone van Egmond in 2002.



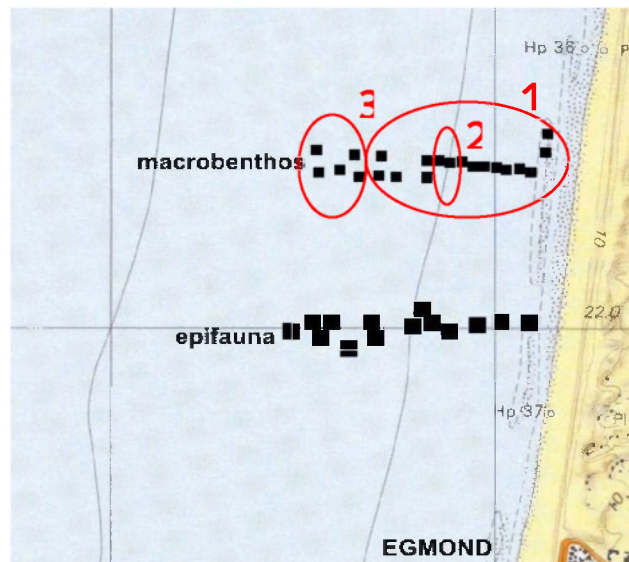
Figuur 5.16
Clusteranalyse op basis van soorten in de brandingszone van Egmond in 2002.



De resultaten van de clusteranalyse per soort geven bij Egmond een iets ander beeld dan bij Castricum, hoewel in globale zin veel overeenkomsten zijn. Groep 1 bestaat uit een groep met *Squolelepis squamata*, *Haustorius arenaria* en *Pontocratus altamarinus*. Groep 2 kent maar één vertegenwoordiger zijnde *Lanice conchilega*. Groep 3 bevat alle overige 24 van de 28 soorten en kan worden onderverdeeld in een aantal subgroepen. De eerste afslitsing van een subgroep bestaat uit een groepje van 5 soorten met daarin *Nephtys cirrosa*, *Nephtys hombergii*, *Spio martinensis* en *Spiophanus bombyx*. Deze soorten kwamen er bij de clusteranalyse van Castricum al als hoofdgroep uit. Clusteranalyse toont aan dat de locaties van de brandingszone één cluster vormen. Dit geldt ook voor de locaties buiten de brandingszone vanaf circa 500 meter afstand uit de kust en met een diepte van meer dan 6 meter beneden NAP (figuur 5.17 en 5.18). Tussen de 2e en 3e brekerbank in bevindt zich op een afstand van ongeveer 250 meter op een diepte van circa 5 meter een bijzonder gebied dat niet alleen uitzonderlijk hoge dichtheden van de schelpkokerworm *Lanice conchilega* bevat. Bij Castricum is bovendien op die locatie de soortenrijkdom daar heel hoog.

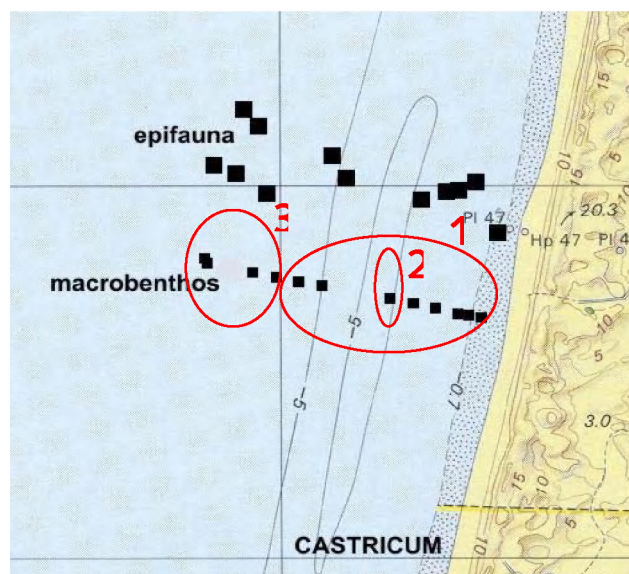
Figuur 5.17

Overzicht van de bemonsterde locaties in de brandingszone van Egmond met daarin aangeven de 3 gevonden clusters in 2002. De resultaten van de bemonstering van de epifauna worden beschreven in Kleef (2004)



Figuur 5.18

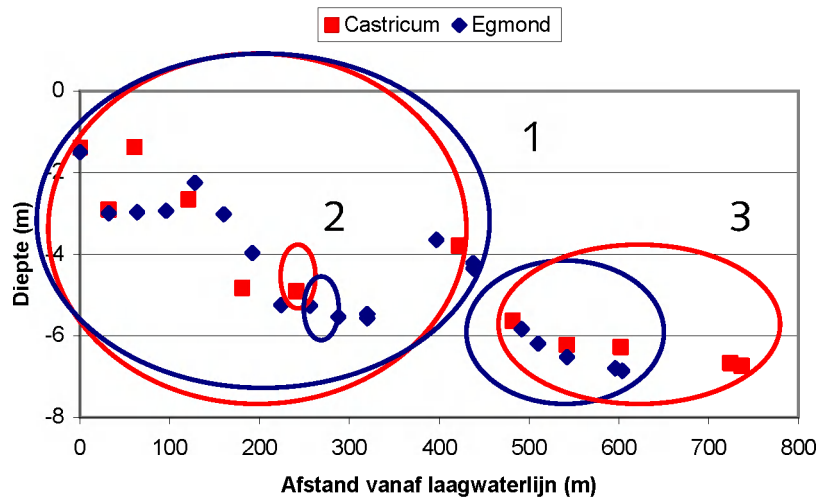
Overzicht van de bemonsterde locaties in de brandingszone van Castricum met daarin aangeven de 3 gevonden clusters in 2002. De resultaten van de bemonstering van de epifauna worden beschreven in Kleef (2004)



In figuur 5.19 zijn de clusters weergegeven t.o.v. de diepte en de afstand vanaf de laagwaterlijn

Figuur 5.19

Relatie tussen de diepte ten opzicht van NAP en de afstand van de kust met daarin aangeven de 3 gevonden clusters in 2002.



De clusters 1 en 2 bevinden zich binnen de grenzen van de brandingszone. Clusters 3 vertegenwoordigen de locaties buiten de brandingszone. De specifieke clusters 2 zijn gelegen in de trog tussen beide brekerbanken in. De abiotische omstandigheden in de trog verschillen van die op de brekerbanken en van die buiten de brandingszone. Voor een ecologische verklaring voor het voorkomen van de verschillende organismen in de verschillende zones zal nader onderzoek nodig zijn.

5.9 Zonering strand + brandingszone

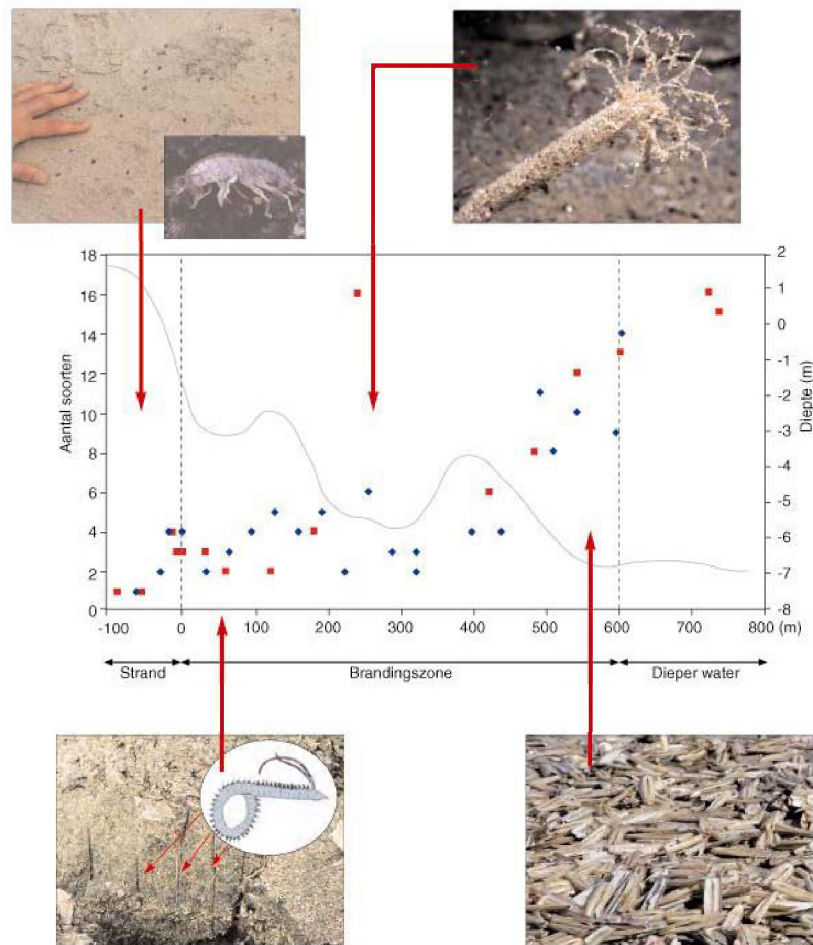
In figuur 5.20 worden de gegevens van het strand en de brandingszone nabij Castricum en Egmond in één figuur weergegeven.

Figuur 5.20

Relatie tussen het aantal soorten en de dichtheden macrobenthos met de diepte op het strand en in de brandingszone nabij Castricum en Egmond. (0 = laagwaterlijn)

Kenmerkende soorten zijn weergegeven:

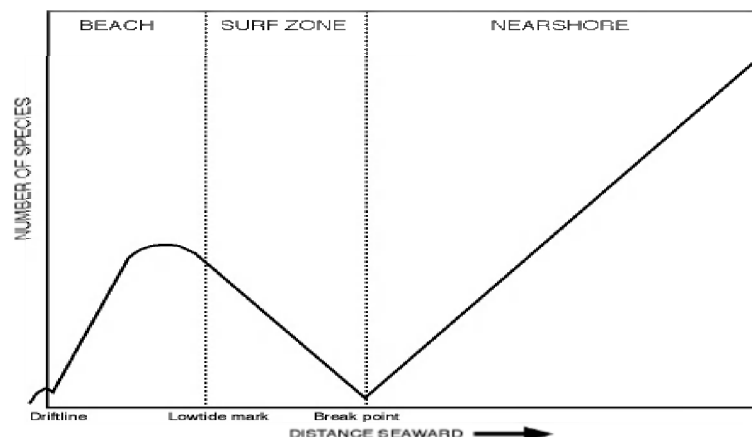
Linksboven: *Talitrus saltator* – de strandvlo; linksonder: *Scolelepis squamata* – de gemshoornworm; rechtsboven: *Lanice conchilega* – de schelpkokerworm; rechtsonder: *Ensis americanus* – de Amerikaanse zwaardschede.



Er zijn aanwijzingen dat het bemonsterde oppervlak op de locaties op het strand in de richting van de laagwaterlijn te klein is geweest om alle aanwezige soorten te bemonsteren (Kleef et al 2004). Dit zal in tegenstelling tot de bemonstering in de brandingszone een onderschatting van de soortenrijkdom kunnen betekenen. De aangetroffen aantallen zijn overigens in goede overeenstemming met de hypothetische relatie die in dit onderzoek als uitgangspunt werd gekozen (figuur 5.21).

Figuur 5.21

Hypothetische relatie tussen het aantal macrobenthos soorten en de afstand vanaf de kust volgens Brown & McLachlan (1990),



6.Toepassing van de resultaten

6.1 Inleiding

De resultaten van het in dit rapport gepresenteerde onderzoek zullen op verschillende fronten kunnen worden toegepast. Achtereenvolgens zal nader worden ingegaan op toepassingen bij de problematiek van de effecten van klimaatverandering, zandsuppleties, recreatie, het beheer van het mariene milieu volgens de ecosysteembenadering en verschillende Europese Richtlijnen.

6.2 Klimaatverandering

Klimaatverandering zal zich naar verwachting uiten in een hogere temperatuur, een versnelde stijging van de zeespiegel, een toenemende stormfrequentie en een veranderde, meer zuidelijke richting van waaruit de wind waait. Een verandering in de hoeveelheid neerslag zou bovendien een verandering in het zoutgehalte van het kustwater tot gevolg kunnen hebben.

Door een toename van de temperatuur van het zeewater zullen zich meer zuidelijke en minder noordelijke soorten langs onze kust vertonen. De verwachte hogere afvoer van rivieren zal een grotere hoeveelheid zoetwater naar zee brengen. De kusttrivier, de 15 km. brede stroom van brakwater, die van zuid naar noord langs de kust stroomt zal zoeter worden. Mogelijk wordt hierdoor het transport van slib en vislarven beïnvloed.

Een stijgende zeespiegel leidt van nature tot een landwaartse verplaatsing van het strand en de duinen. Bij een versnelling van dit proces onder invloed van klimaatverandering zal dit proces zich sterker voordoen. Voor de kuststrook van Ameland tot en met Schiermonnikoog is in verschillende klimaatscenario's een verplaatsing van de kust tussen 2000 en 2050 berekend op 70 meter voor het scenario waarbij de zeespiegel stijgt met 1,8 mm/j; tussen de 160 – 190 meter bij een scenario van 6 mm/j. en tussen 210 – 240 meter bij het scenario van 8,5 mm/j.

Niet alleen de ligging maar ook de morfologische toestand van het strand zal veranderen door een energierijker golfklimaat. Golfklimaat, de getijden, de helling van de vooroever en het strand en de sedimentsamenstelling, vooral de korrelgrootte, zijn bepalend voor de morfologische staat van een strand (Short 1996). Vooralsnog is het echter onduidelijk wat de morfologische gevolgen voor het strand en brandingszone precies zullen zijn (Oost 2003).

Op basis van de relatie tussen de diversiteit en abundantie enerzijds en de hellingshoek en korrelgrootte anderzijds, valt de verwachting uit te spreken dat bij een grover wordende kust, door een energierijker golfklimaat, de diversiteit en abundantie zullen afnemen (figuur 1.4). Voor de hellingshoek (figuur 1.5) geldt dezelfde relatie, hoewel het

vooral nog onduidelijk is of onze zandige kust vlakker of juist steiler zal worden. Dit is niet alleen afhankelijk van klimatologische omstandigheden maar wordt in belangrijke mate bepaald door het beleid ten aanzien van het handhaven van de kustlijn.

6.3 Zandsuppleties

Zandsuppletie is een effectieve methode om kusterosie te bestrijden waarbij de specifieke waarden van de duinenkust in stand worden gehouden (Roelse 1996). Kustverdediging door middel van zandsuppletie kan plaatsvinden door een bepaalde hoeveelheid zand aan te brengen op het strand of op de vooroever. Tot voor kort werden in Nederland voornamelijk strandsuppleties uitgevoerd, de laatste jaren is het aantal vooroeversuppleties toegenomen. Uit onderzoek is gebleken dat het suppleren op de vooroever in een aantal opzichten voordeliger is dan suppleren op het strand (Hillen et al 1991). Vooroeversuppleties kunnen gedurende het hele jaar uitgevoerd worden, terwijl de uitvoering van strandsuppleties afhankelijk is van rustig weer en dus in veel gevallen storend kan werken op recreatie. Daarnaast zijn suppleties op de vooroever goedkoper en staan de kosten in verhouding tot de gebruikte zandhoeveelheid, zodat ook kleine projecten uitgevoerd kunnen worden. Vooroeversuppleties zijn echter geen reëel alternatief voor strandsuppleties op kustvakken met diepe getijdengeulen, zoals bij de koppen van de Waddeneilanden en Zeeland (Anonymous 1996). In andere gevallen is een combinatie van vooroeversuppletie en strandsuppletie noodzakelijk om de basiskustlijn te handhaven (Hillen et al 1991).

Het zand dat nodig is voor suppleties wordt voornamelijk gewonnen op de Noordzee, zeewaarts van de -20 m NAP dieptelijn. Zandwinning landwaarts van deze lijn veroorzaakt een achteruitgang van de kust en heeft een te groot effect op de fauna van dit gebied (Anonymous 1990).

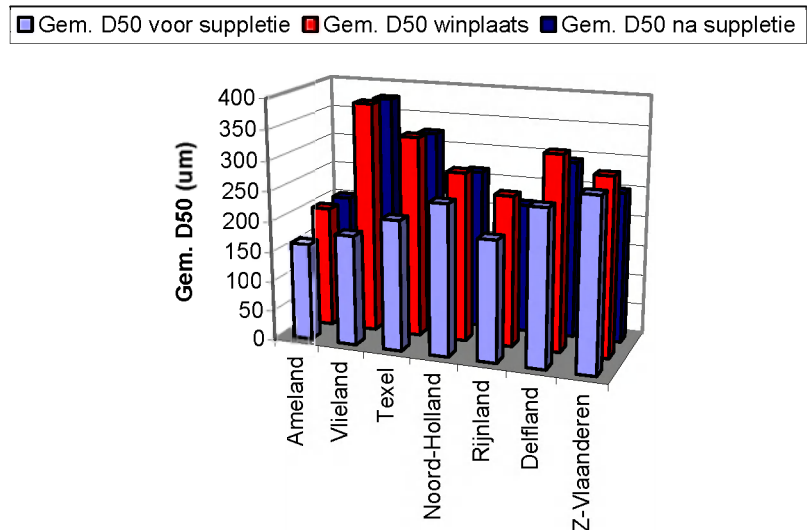
Sinds 1990 wordt ieder jaar zo'n 5 tot 7 miljoen m³ zand aangebracht op de Nederlandse stranden (bron: Kennisinformatiesysteem voor de Kust).

Met het oog op de toekomstige ontwikkelingen van een versnelde zeespiegelstijging door klimaatverandering en het handhaven van kustlijn op basis van het huidige kustbeleid, is te verwachten dat de hoeveelheid zand die zal moeten worden gesuppleerd sterk zal toenemen (Mulder 2001). Bij een gelijkblijvende zeespiegelstijging van 20 cm/eeuw varieert de toekomstige suppletiebehoefte tussen de 12 en 16 Mm³/jaar. Bij een versnelde stijging tot 60 cm./eeuw zal dat oplopen tot 19-30 Mm³/jaar, een factor 5 keer de huidige behoefte. Hoewel het grootste gedeelte van deze suppleties zal worden uitgevoerd als onderwater suppletie, is te verwachten dat een en ander op termijn een verandering in de samenstelling van het vooroever- en strandzand tot gevolg zal hebben. Naast de toename van de hoeveelheid suppleties ten gevolge van klimaatverandering speelt ook lokaal de bodemdaling die door gaswinning in het waddengebied zal optreden een rol. Deze bodemdaling heeft een afname van de

hoeveelheid zand in het kustgebied tot gevolg. Als gevolg hiervan zal extra zand in de kustregio moeten worden aangebracht.

Figuur 6.1

Gemiddelde korrelgrootte (D50) van zand op het strand vóór en ná suppletie en van het zand op de winplaats.



De korrelgrootte van het zand dat gebruikt wordt voor de strandsuppleties wijkt significant af van de korrelgrootte van het zand dat op het strand aanwezig is dat zal worden gesuppleerd (signed ranks test; $p=0,02$; $n=7$). Uit de figuur 6.1 blijkt dat de korrelgrootte van het zand ná de suppletie nog afwijkt van het oorspronkelijke strand (signed ranks test; $p=0,07$; $n=7$). Desalniettemin is toch ook in de periode vlak na de suppletie het materiaal dat op het strand ligt al weer van samenstelling veranderd ten opzichte van het materiaal van de winplaats (signed rank test; $p=0,03$; $n=7$).

Hoewel suppleren met zand beter past bij de natuurlijke dynamiek van de kust dan het aanbrengen van harde constructies, kunnen suppleties toch nadelige gevolgen hebben voor de natuur van de kustzone. Bij het storten van grote hoeveelheden zand op het strand en de vooroever wordt het bodemmilieu overdekt en sterft het bodemleven af (Bijkerk, 1988). Bij de winning van zand dat voor de suppleties wordt gebruikt treedt mechanische verstoring van de bodem op waardoor sterfte op kan treden en waardoor de abiotische omstandigheden van het wingebied kunnen veranderen (Anonymous, 1988). Bovendien verandert de sedimentsamenstelling van het strand en de vooroever. Momenteel is nog onvoldoende duidelijk of deze verandering van tijdelijke of permanente aard is.

Over de effecten van strandsuppleties concludeert Nelson (1989) dat alleen significante sterfte optreedt wanneer er gebruik is gemaakt van sediment dat verschilt van het originele sediment, met name in korrelgrootteverdeling en organische stofgehalte. De voor de fauna optimale sedimentsamenstelling kan echter conflicteren met de effectiviteit van een zandsuppletie (Anonymous, 1995) en bovendien is niet altijd zand met de juiste samenstelling beschikbaar.

De tijd die nodig is voor herstel na een strandsuppletie varieert en is moeilijk te voorspellen als gevolg van natuurlijke variaties in biotische en abiotische factoren. De herstelperiode van macrofauna verschilt per

locatie en is afhankelijk van het seizoen waarin gesuppleerd wordt, in verband met een succesvolle broedval. Voor een snel herstel dient een suppletie bij voorkeur uitgevoerd te worden in de wintermaanden, omdat reproductie plaatsvindt in de lente en de herfst (Naqvi & Pullen, 1982; Reilly & Bellis, 1983; Anonymus, 1988; Löffler & Coosen, 1995; Peterson et al., 2000). Daarnaast is de herstelperiode afhankelijk van de rekolonisatie vanuit aangrenzende stranden en van de samenstelling van het gesuppleerde sediment, aangezien bepaalde soorten een specifiek sedimenttype prefereren (Reilly & Bellis, 1983)

De relatie tussen korrelgrootte en diversiteit en abundantie van macrobenthos op het strand (Brown & McLachlan 1990) toont aan dat voor het voorkomen van organismen op het strand een verandering in korrelgrootte sterk bepalend kan zijn. Stranden met grover zand herbergen minder soorten en minder individuen dan stranden met fijner zand.

Een structurele verandering van de korrelgrootte door veelvuldig suppleren met grover materiaal zou op de langere termijn een negatieve invloed op de biodiversiteit van het macrobenthos van het strand kunnen hebben. Of een dergelijke structurele vergroving van het strand zal gaan optreden is nog niet te zeggen. Uit de vergelijking tussen de data uit 1982 en die uit 2001 is over een periode van 20 jaar vooralsnog geen vergroving te constateren (figuur 4.1), dit ondanks het feit dat onmiddellijk ná suppletie het zand wel grover is dan het oorspronkelijke zand (figuur 6.1). Door herverdeling van het zand na suppletie lijkt de samenstelling van het strandzand na verloop van tijd weer op de oorspronkelijke samenstelling, hoewel niet kan worden uitgesloten dat wel een verandering van de samenstelling plaatsvindt, maar dat die verandering nog niet zichtbaar is.

Aangezien dit het eerste onderzoek naar het voorkomen van organismen op het natte strand is dat in Nederland op deze wijze werd uitgevoerd, is een vergelijking met het voorkomen van organismen in het verleden helaas niet mogelijk.

Foto 6.1

Stabiliserende werking van duinbegroeiing op Schiermonnikoog (foto G.M. Janssen) .



De door de wind en korrelgrootte bepaalde verstuiving van het strandzand kan worden beïnvloed door zandsuppletie. Duinvorming is in belangrijke mate afhankelijk van deze verstuiving van zand van het strand naar de zeereep en de duinen. Ondergestoven oud vloedmerk vormt de eerste basis voor de vestiging van pioniervegetatie. Uit het onderzoek van Van der Wal (1999) is gebleken dat strandsuppletie de ontwikkeling van de zeereep kan bevorderen (Van der Wal 1999). In het eerste jaar ná de suppletie nam de verstuiving met 5 m³ /m/j. toe van 9 tot 14 m³ /m/j. Deze toename is overigens afhankelijk van de samenstelling van het suppletiezand en het ontwerp van de suppletie. De stuifgevoeligheid van het zand hangt af van de sorteringsgraad van het zand en de hoeveelheid schelpfragmenten, maar niet van de korrelgrootte. Het schelpmateriaal kan een schelpenvloertje vormen op het strand waardoor de verstuiving vrijwel geheel stopt. De sorterende werking van zowel de golfwerking als de wind leidt weliswaar tot een sterkere gelijkheid van de materiaaleigenschappen van het suppletiezand met die van het oorspronkelijke zand, maar er blijven verschillen. Het suppletiezand blijft slechter gesorteerd en bovendien bevat het naar de zeereep verstoven suppletiezand nog steeds meer grof materiaal dan het oorspronkelijke strandzand. Omdat een verband gevonden is tussen dit grove materiaal en het carbonaatgehalte, zijn er effecten op de vegetatie te verwachten (Van der Wal 1999).

Voor zover onderwatersuppleties plaatsvinden met effecten op de brandingszone zijn negatieve gevolgen voor de bodemfauna niet uit te sluiten. Een versnelde aanvoer van zand zou vooral tussen de brekerbanken in, waar schelpkokerwormen in grote dichtheden voorkomen, effecten kunnen hebben op de veronderstelde stabiliserende werking van deze organismen (figuur 5.20 en foto 6.2).

Het verdient aanbeveling de nieuw verworven kennis over de ecologie van de zandige kust te gebruiken ter optimalisatie van het suppletieprogramma.

Foto 6. 2

Aaneengesloten veld van *Lanice conchilega*, schelpkokerwormen met daarop de zeenaaktslak, de Brede ringsprietlak *Facelina bostoniensis* (bron: Godfried van Moorsel)



Foto 6.3

Lanice conchilega,
schelpkokerworm (bron: Godfried van
Moorsel)



6.4 Recreatie

De recreatie langs de Nederlandse kust zal gaan toenemen in de komende jaren. Hierdoor zal de verstoring van langs het strand voorkomende vogelsoorten toenemen, zoals de drieteenstrandloper, die bescherming geniet onder de EU-Vogelrichtlijn en in de Nederlandse Flora- en Faunawet. Voor de bodemdieren echter zullen vooral de effecten van mechanische strandreiniging en strandsuppleties ten behoeve van de recreatie merkbaar zijn. Zwerfafval is in Nederland nog steeds in grote hoeveelheden op het strand te vinden (bijv. 7 ton per km per maand in Scheveningen (Belpaeme 2003)). Verschillende organisaties, stichtingen en overheden houden zich bezig met het voorkomen van vervuilde stranden (Stichting Nederland Schoon, de Blauwe Vlag) en het schoonmaken van stranden (gemeenten, Coastwatch). Sommige stranden worden handmatig schoongemaakt, maar de druk bezochte stranden worden in de zomer dagelijks schoongemaakt met behulp van strandreinigingsmachines die het zand van kilometers strand zeven en glad trekken (foto 6.4). In een Vlaamse studie komt naar voren dat daarbij niet alleen afval wordt verwijderd, maar ook zand (in sommige gevallen 20% van het totale volume) en organisch materiaal zoals schelpen, zeewier en bodemorganismen. Het afvoeren van dit zand en organisch materiaal is kostbaar en onnodig. Het vloedmerk dat tijdens het schoonmaken verdwijnt heeft verschillende functies: foerageergebied voor vogels, krabben en de strandvlo; vorming van jonge duinen doordat pioniersplanten kunnen kiemen in het ondergestoven vloedmerk en als "schatkamer" aan natuurlijk materiaal en daardoor interessant voor o.a. explorerende toeristen, kinderen en onderzoekers. Door de intensieve schoonmaak van stranden worden bovenstaande functies mogelijk aangetast. Dit kan in tegenspraak zijn met de Nederlandse en Europese wet- en regelgeving (Flora- en Fauna-wet, Vogelrichtlijn, Kaderrichtlijn Water). Hoe de feitelijke situatie aan de Nederlandse kust is kan momenteel niet worden beschreven. Er is geen kennis over de intensiteit van het

mechanisch schoonmaken van het strand, noch over de gevolgen voor organismen.

.....
Foto 6.4

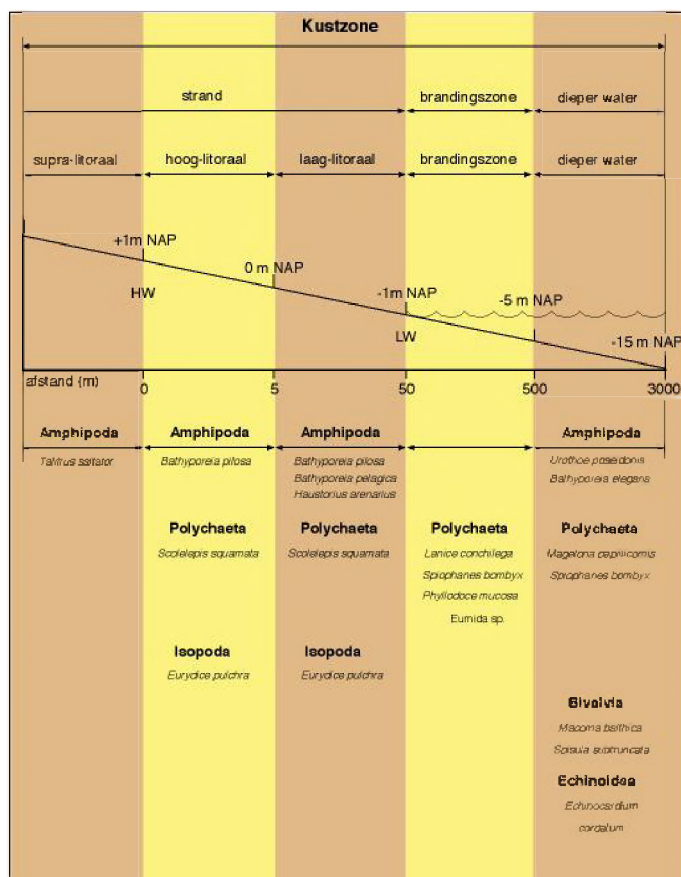
Het strand is in de buurt van badplaatsen mechanisch schoon gemaakt van al het zichtbare vuil, inclusief het aanspoelsel dat zich ophoopt in het vloedmerk.



6.5 Europese aanbevelingen en Richtlijnen

Met de resultaten van het onderzoek dat in dit rapport is beschreven is een stap gezet in de richting van de noodzakelijke kennisontwikkeling over het ecosysteem van het strand en de brandingszone. Het is hierdoor beter mogelijk de effecten van menselijke activiteiten in dit deel van de kustzone in te schatten. Dit is belangrijk voor de implementatie van de Vogelrichtlijn en de Kaderrichtlijn Water (KRW). De meest voorkomende soort op het strand, de Gemshoornworm, is een belangrijke voedselbron voor de Drieteenstrandloper, die wordt beschermd onder de Vogelrichtlijn. De bodemfauna in de 1-mijls zone voor de kust wordt beschermd via de KRW. Het natte strand, de brandingszone en een deel van de ondiepe kust vallen binnen deze beschermingszone. Door de kennis die is opgedaan is het nu mogelijk een eerste beschrijving van de diversiteit van het bodemleven in deze verschillende delen van de zandige kust te geven. Bovendien kan nu voorzichtig worden ingeschat welke functie de verschillende organismen in het ecosysteem van de zandige kust kunnen hebben, welke rol ze spelen in de stabiliteit van kusten en voor de processen van sedimentatie en erosie. Daarmee is een eerste begin mogelijk van een benadering van de kust volgens een op het ecosysteem gebaseerd beheer. De resultaten zijn reeds gebruikt bij het opstellen van een maatlat voor bodemdieren voor de KRW (figuur 6.2, Mulder & Janssen, 2004).

Figuur 6.2
Schematische weergave van het
voorkomen van kenmerkende soorten
macrobenthos in verschillende delen
van de kustzone.



Referenties

.....

Anonymous, "Handboek zandsuppleties". *Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Rijkswaterstaat. Waltman*, 1988.

Anonymous, "Kustverdediging na 1990. Beleidskeuze voor de kustlijnverzorging". *Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Rijkswaterstaat. SDU uitgeverij 's-Gravenhage*, 1990.

Anonymous, "Basisrapport zandige kust". *Technische Adviescommissie Waterkeringen, Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft*, 1995.

Anonymous, "Kustbalans 1995". *De tweede kustnota. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat*, 1996.

Belpaeme, K., "Vloedlijnen met uitsterven bedreigd? Over "propere" stranden en strandreiniging," *De grote rede / nieuws over onze kust en zee*, 2003, 17-21.

Bemmelen van, C.E., "De korrelgrootte-samenstelling van het strandzand langs de Nederlandse Noordzee-kust," *Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren*, 1988.

Beukema, J.J., "Expected changes in the benthic fauna of the Wadden Sea tidal flats as a result of sea-level rise or bottom subsidence," *Journal of Sea Research*, 2002, 25-39.

Brazeiro, A. & Defeo, O., "Macroinfauna zonation in microtidal sandy beaches: is it possible to identify patterns in such variable environments?," *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1996, 523-536.

Brown, A.C. and McLachlan, A., "Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025," *Environmental Conservation*, 2002, 62-77.

Brown, A.C. & McLachlan A., "Ecology of sandy shores," *Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam*, 1990, 1-328.

Bijkerk, R., "Ontsnappen of begraven blijven. De effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden". *RDD aquatic ecosystems*, 1988.

Dahl, E., "Some aspects of the ecology and zonation of the fauna on sandy beaches," *Oikos*, 1952, 1-27.

Dankers, N. & Beukema, J.J., "Distributional patterns of macrozobenthic species in relation to some environmental factors,"

Invertebrates of the Waddensea, 1981, 69-103.

Degraer, S., Volckaert, A. & Vincx, M., "Macrobenthic zonation patterns along a morphodynamical continuum of macrotidal, low tide bar/rip and ultra-dissipative sandy beaches," *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2003, 459-468.

Eisma, D., "Composition, origin and distribution of Dutch coastal sands between Hoek van Holland and the island of Vlieland," *Neth. J. Sea Res.*, 1968, 123-267.

Flemming, B. & Ziegler, K., "High-resolution grain size distribution patterns and textural trends in the backbarrier environment of Spiekeroog island (southern North Sea)," *Senckenbergiana maritima*, 1995, 1-24.

Gibbs, R.J., Matthews, M.D. & Link, D., "The relationship between sphere size and settling velocity," *Journal of Sedimentary Petrology*, 1971, 7-18.

Hartmann-Schroder, G., "Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise / Teil 58. Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta. *Gustav Fisher Jena Stuttgart Lübeck Ulm*, 1996.

Hillen, R., van Vessem, P., van der Gouwe, J., "Suppletie op de onderwateroever: een reëel alternatief voor strandsuppletie?". *Rijkswaterstaat. Dienst Getijdewateren/ Directie Noordzee*, 1991.

Jaramillo, E... et al., "Total sample area and estimates of species richness in exposed sandy beaches," *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 1995, 311-314.

Kleef, H., "Ecologie van de zandige kust.," *werkdokument RIKZ*, 2002.

Kleef, H., "Het epibenthos van de brandingszone voor de Nederlandse kust". *Rijkswaterstaat, RIKZ*, 2004.

Kleef, H., Janssen, G.M. & Mulder, S. "Seizoensvariatie in het voorkomen van macrobenthos op het strand van Schiermonnikoog". *Werkdocument RIKZ*, 2004 in prep.

Kohsiek, L.H.M., "De korrelgrootte karakteristiek van de zeereep (stuifdijk) langs de Nederlandse kust," *RWS*, 1984.

Komar, P.D., "Beach processes and sedimentation," *Printice-Hall, Inc. Englewood cliffs, New Jersey*, 1976.

Konert, M. & Vandenberghe, J., "Comparison of laser grain size analysis with pipette and sieve analysis: a solution for the underestimation of the clay fraction," *Sedimentology*, 1997, 523-535.

Löffler, M., Coosen, J. "Ecological impact of sand replenishment". In: *Directions in European coastal management*. Healy and Doody (eds.) 1995, Samara Publishing Limited, Cardigan, 1995.

McLachlan, A. & Jaramillo, E., "Zonation on sandy beaches," *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 1995, 305-335.

McLachlan, A., "The definition of sandy beaches in relation to exposure: a simple rating system," *South African Journal of Science*, 1980, 137-138.

Mulder, J., "Kustonderhoud in de 21e eeuw," *Zoutkrant*, 2001, 4-5.

Mulder, S., "Ecologie van de zandige kust. Het voorkomen van benthische macrofauna en meiofauna in relatie tot verstelling van de kust". *Rijkswaterstaat, RIKZ werkdocument 2000.617*, 2000.

Mulder, S. & Janssen, G.M., "Kaderrichtlijn Water. Aanzet tot een maatlat voor benthos in de kustzone". *Rijkswaterstaat, RIKZ*, 2003.

Naqvi, S.M., Pullen, E.J., "Effects of beach nourishment and borrowing on marine organisms". *Miscellaneous Report 84-14. U.S. Army, Corps of Engineers, Coastal Engineering Research Center, Fort Belvoir*, 1982.

Nelson, W.G., "An overview of the effects of beach nourishment on the sand beach fauna". In: *Tait, L.S. (ed.), Beach reservation technology '88: Problems and advances in beach nourishment*. Tallahassee, FL: Florida Shore and Beach Preservation Association, 1989, 295-310.

Oost, A.P., "Ecologie van de zandige kust: een morfologische beschrijving van de Nederlandse kust". *Rijkswaterstaat, RIKZ*. 2004 (in prep).

Peletier, H. & Janssen, G.M., "De levende natuur als ecosysteemvormer in kustgebieden". *Rijkswaterstaat, RIKZ 2004.005*, 2004.

Peterson, C.H., Hickerson, D.H.M. & Grissom Johnson, G., "Short-term consequences on the dominant large invertebrates of a sandy beach". *Journal of Coastal Research* 16(2): 368-378, 2000.

Posthuma, N. & Stemvers, J., "Zand," *Stichting Geologische Aktiviteiten*, ---, 1-4.

Reilly, F.J., Bellis, V.J., "The ecological impact of beach nourishment with dredged materials of the intertidal zone at Bogue Banks, North Carolina". *Miscellaneous Report 83-3. U.S. Army, Corps of Engineers, Coastal Engineering Research Center, Fort Belvoir*, 1983.

Roelse, P., "Evaluatie van zandsuppleties aan de Nederlandse kust 1975-1994. Een morfologische beschouwing". *Rapport RIKZ-96.028. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee/RIKZ, Den Haag*, 1996.

Salvat, B., "Les conditions hydronamiques interstitielles des sediments meubles intertidaux et la repartition verticale de la jeuve endogee". *CR Acad. Sci. Paris* 259: 1576-1579, 1964.

Short, A.D., "Beach systems of the central Netherlands coast: Processes, morphology and structural impacts in a storm driven multi-bar system," *Marine Geology*, 1992, 103-137.

Short, A.D., "The role of wave height, period, slope, tide range and embaymentisation in beach classifications: a review," *Revista Chilena de Historia Natural*, 1996, 589-604.

Wal, D. van der, "Aeolian transport of nourishment sand in beach-dune environments," *Thesis Universiteit van Amsterdam*, 1999, 1-157.

Wright, L.D. & Short, A.D., "Morphodynamics variability of beaches and surf zones, a synthesis". *Mar. Geol.* 56: 92-118, 1984.

Zonneveld, P.C., "Vergelijkend onderzoek korrelgroottebepaling (zeef/Malvern)," *RGD-rapport*, 1994.

Zuur, A., "Development of an optimal marine benthic monitoring program with respect to species-environmental relationships and temporal changes". *Highland statistics Ltd.*, 2002(a).

Zuur, A., "Statistical analysis of WONS*ECOZAND data 2002," *Highland statistics Ltd.*, 2002(b).

Bijlage 1

Korrelgrootte (D50 in μm) 1982 – 2001/2002.

De waarden uit 1982 zijn afkomstig uit Kohsiek (1984). De waarden uit 2001 en 2002 (Schiermonnikoog) zijn afkomstig uit onderzoek zoals beschreven in dit rapport.

naam	kustvak	D50 – 1982	D50 - 2001 / 2002
Schiermonnikoog	2	217	209
		229	202
Ameland	3	233	237
		244	235
		240	255
Terschelling	4	292	
		317	
		265	
		280	
Vlieland	5	244	
		352	
		313	
Texel	6	327	345
		296	380
Noord-Holland	7	372	383
		407	310
		335	332
Rijnland	8	393	249
		459	361
		345	337
Delfland	9	333	324
Goeree	12	251	262
		323	356
Schouwen	13	283	285
		253	273
		267	281
Walcheren	16	392	377
		313	369

Bijlage 2

Het voorkomen van macrobenthos soorten per strand.

	Schier-oost	Schier-west	Texel	Egmond	Castricum	Ymuiden 57	Ymuiden 60	Katwijk	Goeree
<i>Sagitta spec.</i>									
<i>Arenicola marina</i>									
<i>Aricidea sp.</i>									
<i>Capitella capitata</i>									
<i>Eteone spec.</i>									
<i>Eteone longa</i>									
<i>Harmothoe cf</i>									
<i>Heteromastus filiformis</i>									
<i>Lanice conchilega</i>									
<i>Marenzelleria cf. wireni</i>									
<i>Nephtys cirrosa</i>									
<i>Nephtys hombergii</i>									
<i>Nereis spec.</i>									
<i>Nereis diversicolor</i>									
<i>Pygospio elegans</i>									
<i>Scolecopsis cf</i>									
<i>Scolecopsis squamata</i>									
<i>Scoloplos armiger</i>									
<i>Spio spec.</i>									
<i>Spio filicornis</i>									
<i>Spio martinensis</i>									
<i>Spiophanes bombyx</i>									
<i>Annelida</i>									
<i>Nemertini</i>									
<i>Atylus spec.</i>									
<i>Atylus falcatus</i>									
<i>Bathyporeia spec.</i>									
<i>Bathyporeia pelagica</i>									
<i>Bathyporeia pilosa</i>									
<i>Bathyporeia sarsi</i>									
<i>Carcinus spec.</i>									
<i>Carcinus maenas</i>									
<i>Carcinus (megalopa)</i>									
<i>Corophium spec.</i>									
<i>Corophium arenarium</i>									
<i>Corophium volutator</i>									
<i>Crangon crangon</i>									
<i>Diogenes pugilator</i>									

Bijlage 3

Het voorkomen van macrobenthos in de brandingszone.

Relatieve frequentie (presentie) van voorkomen van het macrobenthos in de brandingszone nabij Egmond en Castricum, als percentage van het aantal monsters.
Datum: 11 - 13 juni 2002

		Egmond n = 27		Castricum n = 12	
			%		%
Klasse					
Bivalvia	<i>Angulus tenuis</i>			3	25
	<i>Spisula subtruncata</i>			1	8
	<i>Macoma balthica</i>			1	8
	<i>Donax vittatis</i>			1	8
	<i>Fabula fabula</i>			2	17
	<i>Montacuta ferruginosa</i>			1	8
	<i>Mytilus edulis</i>			1	8
	<i>Ensis sp.</i>	5	19	6	50
Nemertini		3	11	4	33
Polychaeta	<i>Scoelelepis squamata</i>	16	59	4	33
	<i>Scoelelepis foliosa</i>	4	15		
	<i>Microphthalmus sp.</i>	3	11	2	17
	<i>Nephtys cirrosa</i>	15	56	5	42
	<i>Nephtys hombergii</i>	4	15	6	50
	<i>Lanice conchilega</i>	12	44	8	67
	<i>Spiophanus bombyx</i>	9	33	8	67
	<i>Spio martinensis</i>	7	26	8	67
	<i>Capitella capitata</i>	1	4		
	<i>Phyllodoce maculata</i>	2	7		
	<i>Phyllodoce mucosa</i>	1	4	2	17
	<i>Eumida sp.</i>	4	15	4	33
	<i>Nereis sp.</i>	1	4	1	8
	<i>Eteone longa</i>	3	11	3	25
	<i>Magelone mirabilis</i>	1	4	3	25
	<i>Sigalionidae</i>			2	17
	<i>Scoloplos armiger</i>			1	8
	<i>Lagis koreni</i>			1	8
Crustacea	<i>Corophium sp.</i>			1	8
	<i>Haustorius arenarius</i>	12	44		
	<i>Pontocrates altamarinus</i>	10	37	4	33
	<i>Bathyporeia elegans</i>	6	22	1	8
	<i>Bathyporeia pelagica</i>	7	26		
	<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	2	7		

	<i>Megaluropis agilis</i>	2	7		
	<i>Gammarus locusta</i>	3	11	1	8
	<i>Gammarus crinicornis</i>			2	17
	<i>Perioculodes longimanus</i>	1	4		
	<i>Atylus falcatus</i>	4	15	4	33
	<i>Urothoë poseidonis</i>			4	33
	<i>Cumopsis longipes</i>	4	15	2	17
Echinoidae	<i>Echinocardium cordata</i>			2	17
	Aantal soorten:		27		33
Totaal brandingszone:			41		