

Studie over de impact van zandsuppleties op het ecosysteem

-
Dossiernr. 202.165

eindrapport

-

Jeroen Speybroeck
Dries Bonte
Wouter Courtens
Tom Gheschiere
Patrick Grootaert
Jean-Pierre Maelfait
Mieke Mathys
Sam Provoost
Koen Sabbe
Eric Stienen
Vera Van Lancker
Magda Vincx
Steven Degraer

In opdracht van:
MINISTERIE VAN DE VLAAMSE GEMEENSCHAP
DEPARTEMENT LEEFMILIEU EN INFRASTRUCTUUR
ADMINISTRATIE WATERWEGEN EN ZEEWEZEN
AFDELING WATERWEGEN KUST

Inhoudstafel

Deel 1. Strandecosysteem van de Belgische kust	5
Het fysisch milieu	5
Fysische zonatie	5
Gradiënten langsheen de Vlaamse kust	5
Hydrodynamische en meteorologische gradiënten	5
Morfologische gradiënten	6
Sedimentologische gradiënten	7
Sedimentdynamische gradiënten	7
Morfodynamische gradiënten	7
Het biologisch milieu	8
De supralitorale zone	8
Microfytobenthos	8
Vaatplanten	8
Terrestrische arthropoden	9
Zoöbenthos	11
Avifauna	11
De litorale zone	13
Microfytobenthos	13
Zoöbenthos	13
Avifauna	15
De infralitorale zone	16
Microfytobenthos	16
Zoöbenthos	16
Avifauna	17
Schematische samenvatting	18
Deel 2. Ecologische effecten van zandsuppletie	19
Inleiding	19
Voor- en nadelen van strandsuppleties	19
Ruimtelijke verbreiding en omvang van strandsuppleties	19
Strandsuppleties in Vlaanderen	20
Doelstelling	20
De ecologische impact van zandsuppleties	21
Activiteiten tijdens de aanleg	22
Kwaliteitskenmerken van het suppletiezand	22
Sedimentsamenstelling	22
Strandmorfologie	24
Aanwezigheid van toxische stoffen en/of dode organismen	24
Sedimentkleur	24
Kwantiteitskenmerken van het suppletiezand	25
Tijdstip, plaats en omvang van strandsuppletie	25
Suppletietechnieken en –strategieën	26
Suppletietechnieken	26
Suppletiestrategieën	26
Effecten buiten de suppletiesite, indirecte en cumulatieve effecten	28
Hiaten in de huidige kennis	29
Deel 3. Ecologische bijsturing van strandsuppleties - voorstel tot toekomstig onderzoek	30
Inleiding	30
Doel	32
Werkwijze: verantwoording en strategie	32
1. Procesgericht onderzoek – experimentele fase	32
1.1. Ecologische schade tijdens aanleg	33
1.1.1. Begraving en initiële mortaliteit	33
1.1.2. Verstoring	34
1.2. Ecologisch herstel na suppletie	34
1.2.1. Dispersiecapaciteit	34
1.2.2. Habitatvereisten	35
2. Toetsingsfase	37
Referenties (Deel 1., 2. en 3.)	38

Annex 1. Sedimentologie & Hydrodynamiek	51
Beschrijving van het fysisch strandecosysteem	51
Fysische zonatie	51
Structurende omgevingsvariabelen	51
Gradiënten langsheen de Vlaamse kust	52
Morfodynamische classificatie van stranden	55
Referenties	79
Ecologische effecten van zandsuppleties – partim sedimentologie & hydrodynamica	82
Effecten van zandsuppleties op sedimentologie en hydrodynamica	82
Invloeden van sedimentologie en hydrodynamica op zandsuppleties	88
Referenties	89
Annex 2. Microfytobenthos	91
Diversiteit en dynamiek van MFB in intergetijdengebieden: kort overzicht	91
Taxonomische en functionele diversiteit van MFB in zandstranden	93
Microfytobenthosgegevens van Belgische stranden	96
Biomassa en primaire productie (PP) van MFB in zandige sedimenten	97
Ecologische effecten zandsuppleties op microfytobenthos	98
Hiaten in de kennis van het MFB van de Belgische kust	99
Referenties	100
Annex 3. Vaatplanten	104
Biogeomorfodynamiek op het (hoog)strand	104
Hoogstrand en vloedmerk	104
Embryonale duinvorming	105
Primaire duinvorming	105
Vaatplantengegevens van Belgische stranden	105
Referenties	106
Annex 4. Terrestrische arthropoden	109
Inleiding: hoogstrand en embryonaal duin, dynamisch en gestresseerd landschap	109
Diversiteit aan terrestrische Arthropoda	110
Amphipoda: Strandvlooiën (Crustacea - Amphipoda – Talitridae)	110
Isopoda: Pissebedden (Crustacea –Oniscidea)	111
Acari: Mijten	111
Aranea: Spinnen	112
Collembola: Springstaarten	112
Coleoptera: Kevers	112
Diptera: vliegen en muggen	114
Terrestrische arthropodengegevens van Belgische stranden	117
Referenties	118
Annex 5. Zoöbenthos (meio, macro, hyper, epi)	123
Ecologie van het zoöbenthos	123
Meiobenthos	123
Macrobenthos	124
Bepalende factoren en algemene principes	124
Zonatie & ruimtelijke variatie van macrobenthos langs de Vlaamse kust	126
Enkele soorten	129
Hyperbenthos	131
Epibenthos	131
Voeding & gedrag	131
Temporele variatie	132
Ruimtelijke variatie	132
Benthosgegevens van Belgisch strand en vooroever	133
Benthosgegevens vooroever	133
Benthosgegevens strand	137
Ecologische effecten van strandsuppletie op het zoöbenthos	138
Waarop werkt de suppletie in ?	138
Typologie van de effecten	139
Opties voor herstel	139
Beschrijving van de effecten: aard, omvang en ernst	140
Factoren die de graad van habitatdegradatie bepalen – opties voor impactreductie	143

Onderzoek	144
Referenties	145
Annex 6. Avifauna	152
Inleiding	152
Doelstellingen	153
Resultaten	153
1. Het strandecosysteem, partim avifauna	153
1.a Broedvogels	153
1.b Foeragerende en rustende vogels	154
1.c Avifauna van het infralittoraal	156
2. Algemene bedreigingen voor de avifauna van zandstranden	157
3. Ecologische effecten van strandsuppletie op de avifauna	157
4. Situatie Vlaanderen	159
Avifaunagegevens van Belgisch strand en vooroever	161
Hiaten binnen de huidige kennis	162
Aanbevelingen voor verder onderzoek	162
Referenties	163
Gecompileerde literatuur	168
Lijst van gebruikte afkortingen	201

Projectpartners:

Vera Van Lancker & Mieke Mathys
 Universiteit Gent, Vakgroep Geologie & Bodemkunde, Renard Centre of Marine Geology
 Krijgslaan 281 - gebouw S8, 9000 Gent
vera.vanlancker@UGent.be

Koen Sabbe
 Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Onderzoeksgroep Protistologie & Aquatische Ecologie
 Krijgslaan 281 - gebouw S8, 9000 Gent
koen.sabbe@UGent.be

Dries Bonte & Jean-Pierre Maelfait
 Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Onderzoekseenheid Terrestrische Ecologie (TEREC)
 K.L. Ledeganckstraat 25, 9000 Gent
jean-pierre.maelfait@instnat.be
dries.bonte@UGent.be

Patrick Grootaert
 Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen
 Vautierstraat 29, 1000 Brussel
patrick.grootaert@naturalsciences.be

Wouter Courtens, Jean-Pierre Maelfait, Sam Provoost & Eric Stienen
 Instituut voor Natuurbehoud
 Kliniekstraat 25, 1070 Brussel
wouter.courtens@instnat.be
jean-pierre.maelfait@instnat.be
sam.provoost@instnat.be
eric.stienen@instnat.be

Jeroen Speybroeck, Steven Degraer & Tom Gheschiere
 Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Sectie Mariene Biologie
 Krijgslaan 281 - gebouw S8, 9000 Gent
jeroen.speybroeck@UGent.be
steven.degraer@UGent.be
tom.gheschiere@UGent.be

Coördinatie:

Magda Vincx & Steven Degraer
 Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Sectie Mariene Biologie
 Krijgslaan 281 - gebouw S8, 9000 Gent
magda.vincx@UGent.be
steven.degraer@UGent.be

Deel 1. Strandecosysteem van de Belgische kust

HET FYSISCH MILIEU

Fysische zonatie

Gebaseerd op een aantal karakteristieke hoogtelijnen, kan het fysische strandmilieu morfologisch in een aantal eenheden worden opgedeeld (Tabel 1).

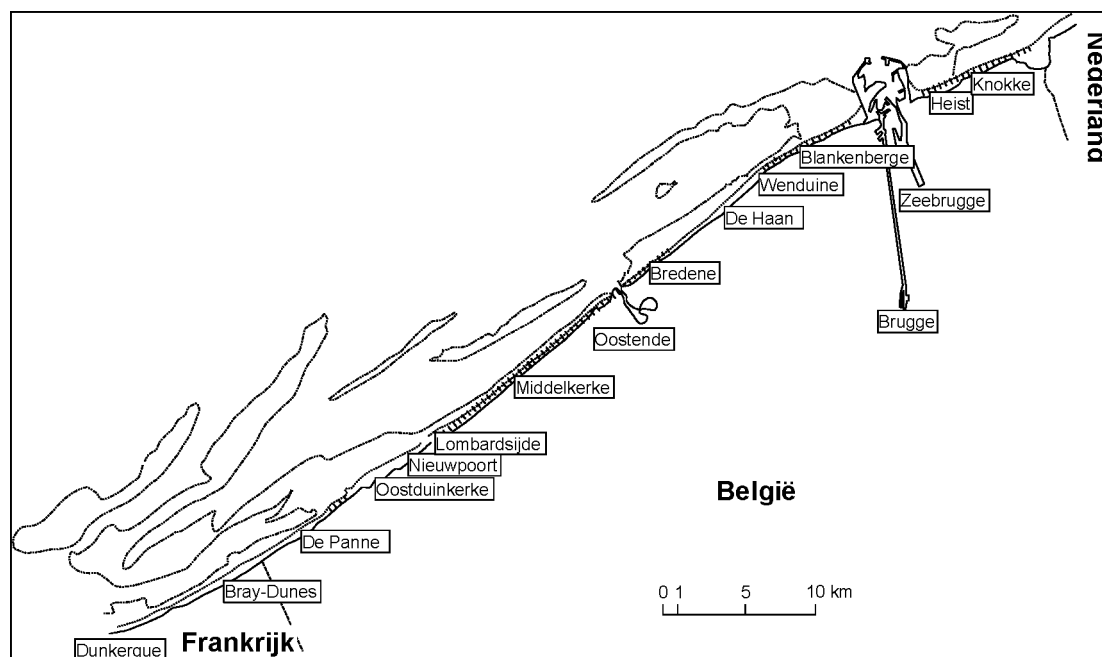
Tabel 1. Karakteristieke hoogtelijnen ter bepaling van morfologische eenheden zoals gedefinieerd in de kustlijnkaarten (Anoniem 1998, 1999a) (Z: vergelijkingsvlak van Bruggen en Wegen)

Hoogte t.o.v. Z (m) (TAW + 0.106m)	Morfologische eenheid	Scheidingsvlak aan ondergrens
... tot + 7.0	Duin	Duinvoet
+ 7.0 tot + 4.5	Droog strand	Hoogwaterlijn
+ 4.5 tot + 1.5	Nat strand	Laagwaterlijn
+ 1.5 tot - 4.0	Vooroever	Vooroevervoet
- 4.0 tot ...	Zeebodem	/

Gradiënten langsheen de Vlaamse kust

HYDRODYNAMISCHE EN METEOROLOGISCHE GRADIËNTEN

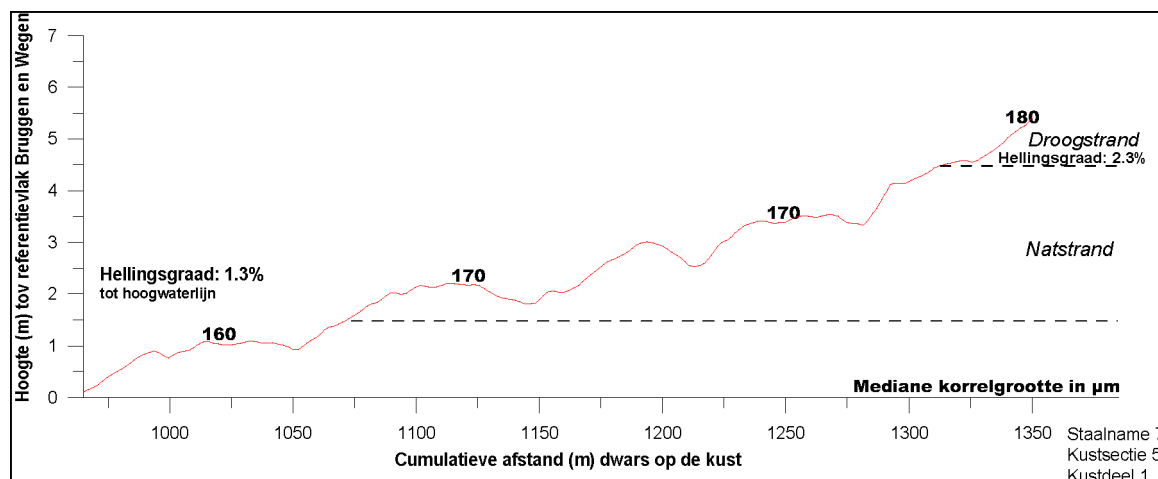
De Vlaamse kust wordt gekenmerkt door een 65 km, zuidwest-noordoost gerichte, rectilineaire zandige kustlijn die naar het oosten overgaat in een 5 km breed estuarium; de Westerschelde (Figuur 1). De stranden zijn onderhevig aan een macrotidaal semi-diaurnaal getijderegime. De gemiddelde amplitude bij springtij varieert van nagenoeg 5 m aan de Franse grens afnemend tot 4.3 m naar het oosten toe (Fremout, 2002). Het wind- en golfklimaat wordt gedomineerd vanuit zuidwestelijke tot noordwestelijke richting. De zuidwest-noordoost gerichte vloedstroming (> 1 m/s) is dominant en geeft aanleiding tot een residuele drift in noordoostelijke richting. De dominante zuidwestelijke windrichting induceert tevens een noordoostelijke eolische drift. Stormwinden vanuit noordwestelijke tot noordelijke richting geven het meeste aanleiding tot kustafslag (Anoniem, 1993). Nabij de kust worden gemiddeld significante golfhoogtes van 0.5 tot 1 m bereikt met een periode van 3.5 tot 4.5 s (Anoniem, 1993).



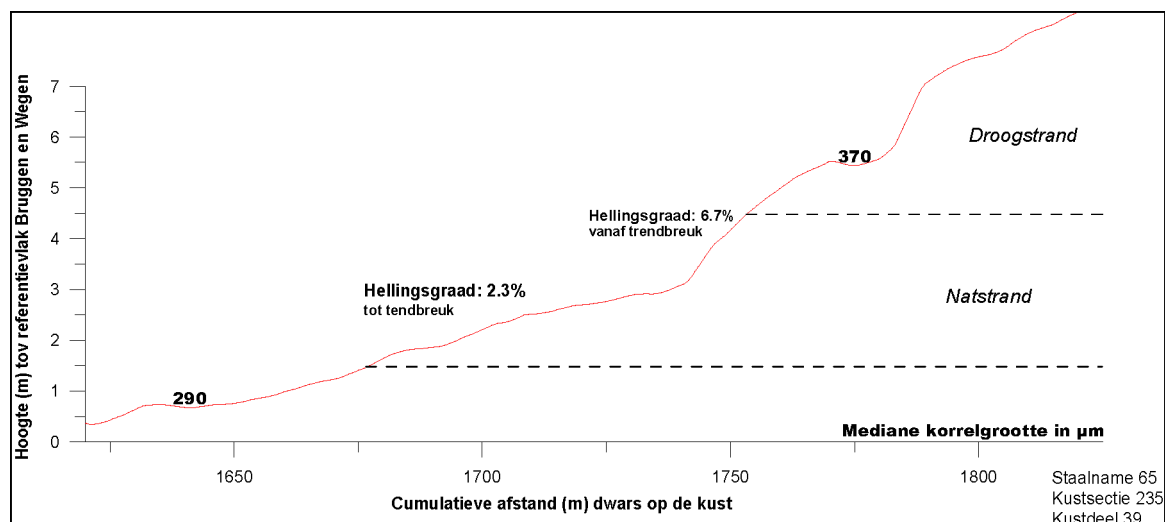
Figuur 1. De Belgische kust met aanduiding van enkele badsteden

MORFOLOGISCHE GRADIËNTEN

De variabele hellingsgraad van het intergetijdengebied ligt tussen 0.8 en 2.5 % (berekend op basis van digitale terreingegevens van het VITO (Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek) en neemt algemeen toe naar het oosten (voorbeelden zie Fig. 2-3; zie ook Annex 1: figuren 1 tot 50). De breedte van het intergetijdengebied varieert tussen 200 en 500 m en neemt af in oostelijke richting. Het brede intergetijdengebied langsheen de westelijke kust heeft een hellingsgraad tussen 1 en 1.3 % en wordt gekenmerkt door een zwinen- en ruggenreliëf, doorbroken door muien die het water afvoeren bij afnemend getij. De stranden verder oostwaarts hebben een hogere hellingsgraad (> 1.4 %) en het profiel vertoont minder reliëf. Vanaf Bredene-Hippodroom zijn de profielen onregelmatiger. Deze stranden waren het meest onderhevig aan erosie en aldus zijn ze sterk beïnvloed door menselijke ingrepen waaronder strandsuppleties.



Figuur 2. Profiel ter hoogte van Natuurreservaat Westhoek, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



Figuur 3. Profiel ter hoogte van Knokke-Zoute, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.

SEDIMENTOLOGISCHE GRADIËNTEN

De Vlaamse stranden worden gekenmerkt door een mediane korrelgrootte van gemiddeld 200-220 μm (min. 140 μm ; max. 380 μm) (Tabel 2). Van west naar oost is een algemene vergroving van het sediment merkbaar (Figuur 1, Annex 1). Vanaf de Franse grens tot Raversijde-West is deze vergroving vrij uniform, terwijl verder oostwaarts de trend meer verstoord is: de grootste schommelingen situeren zich ten oosten van Heist. Transversaal op de kust is algemeen een licht stijgende korrelgrootte waarneembaar in landwaartse richting (grootte-orde 70 μm) (voorbeelden Figuur 2 en 3; Annex 1: figuren 2 tot 50). De Vlaamse stranden zijn vooral opgebouwd uit kwartszand (De Moor & Dedecker, 1981). Het strandzand is kalkhoudend door de aanwezigheid van schelpengruis dat lokaal de korrelgrootte waarden veel grover kan maken. Algemeen gezien zijn de stranden slibvrij behalve lokaal in de zwinnen (Degraer *et al.*, 2003a).

Tabel 2. Mediane korrelgroottevariatie gemiddeld over 4 delen langsheen de Vlaamse kust. De gemiddelden omvatten staalnames op diverse posities langsheen het strandprofiel (Bron data: VITO); Avg_d50 = gemiddelde mediane korrelgrootte; Min_d50 = minimale mediane korrelgrootte; Max_d50 = maximale mediane korrelgrootte).

Indeling	Avg_d50 (μm)	Min_d50 (μm)	Max_d50 (μm)
Natuurreserveaat Westhoek tot St-Laureinsstrand	170	160	190
Westende-Bad tot Bredene-Oost	210	170	310
Hippodroom tot Zeebrugge-Strand	220	170	330
Heist tot Cadzand-Oost	260	160	380

SEDIMENTDYNAMISCHE GRADIËNTEN

De Moor (1979, 1988, 1993) argumenteert, op basis van sequentiële strandprofileringen, het bestaan van een natuurlijke cycliciteit om het periodisch erosief en accretioneel gedrag van stranden te verklaren. Het blijft echter de vraag of de lange-termijnsverschillen te wijten zijn aan de trage vooruitschrijding van zandgolven (Verhagen 1989) of aan veranderingen in golfenergie.

Langsheen de westelijke kust zijn de stranden algemeen stabiel of groeien aan (Figuren 51 tot 55 van Annex 1). De strandevolutie verder naar het oosten tot Oostende vertoont geen eenduidige trend terwijl ten oosten van Oostende de trends variabel zijn. Deze stranden zijn echter sterk onderhevig aan menselijke ingrepen (voor een overzicht zie tabellen 3 tot 5 in Annex 1). Zo groeit de duinvoet praktisch overal langs de Vlaamse kust aan door de systematische aanplanting van rijshouthagen (De Wolf 2002). De Wolf (2002) geeft aanwijzing dat de stranden van Bredene-Hippodroom tot Wenduine, het strand onmiddellijk in de luwte van de oostelijke havendam van Zeebrugge alsook de stranden voor zeedijken met een vooruitgeschoven positie (Duinbergen, Knokke-Zoute en de Lekkerbek) normaal gezien erosief zijn. Het strand verder naar het Zwin is min of meer stabiel met erosie ter hoogte van de Zwinmond.

MORFODYNAMISCHE GRADIËNTEN

Op basis van de getijdeamplitude, de modale brekersgolfhoogte, golfperiode en de sedimentkenmerken, worden de Vlaamse stranden vooral als dissipatief tot ultradissipatief geklasseerd (volgens Short 1996, 1999) weliswaar met afnemend belang van west naar oost. Dit betekent dat vooral processen gerelateerd aan de golfoploop- en brandingszone de morfodynamiek van het bovenste intergetijdegebied gaan domineren met mogelijks de vorming van een springtijhoogwaterrug. Het gedrag van het middenste en lager intergetijdegebied staat vooral in relatie tot de brandingszone en uitdeinende golven. Golfoploopprocessen kunnen lokaal belangrijk zijn resulterend in de vorming van ruggen. Getijdestromingen zijn belangrijk in het subtidaal. Een meer wetenschappelijke onderbouwing van morfodynamische classificaties is echter noodzakelijk teneinde het gedrag van de stranden te kunnen parametriseren en voorspellen. Bovendien laten dergelijke classificaties toe correlaties te maken met andere ecosysteemcomponenten (bv. met de verspreiding van macrobenthische gemeenschappen (Degraer *et al.* 2003a)

HET BIOLOGISCH MILIEU

Het ecosysteem van de Vlaamse stranden wordt reeds decennia lang sterk beïnvloed door diverse antropogene activiteiten, waarbij zowel negatieve als positieve effecten op het strandecosysteem werden waargenomen. Naast onder andere het ruimen van de vloedmerklijn, de herprofilering van het droog strand, het aanplanten van rijshout en betreding is strandsuppletie een belangrijke menselijke invloed.

In wat volgt zal voor specifiek afgebakende zones langsheen een transversale gradiënt op de kustlijn de biodiversiteit worden beschreven, waarbij mogelijke oorzaken van een lagere biodiversiteit samen met hun effect zullen worden aangehaald. De effecten van zandsuppletie worden hier buiten beschouwen gelaten, daar deze onder Deel 2. in detail zullen worden beschouwd.

De gehanteerde zonatie ziet er als volgt uit:

- **supralitorale zone**, (i.c. zone boven de hoogwaterlijn onder invloed van zeewater) waarvan hier behandeld:
 - embryonale duinen,
 - droog strand,
 - vloedmerk,
- **litorale zone**, hier gebruikt als synoniem voor de intertidale zone = zone tussen de hoog- en laagwaterlijn (i.c. GHHWS en GLLWS),
- **infralitorale zone**, waarvan hier behandeld:
 - vooroeverzone, i.c. gedefinieerd als de zeewaartse verderzetting van het strandprofiel, tot een diepte van -4 m (t.o.v. het Z-peil).

De bespreking van de zones zal zich beperken tot de hier bestudeerde componenten van het strandecosysteem:

1. **vaatplanten**;
2. **terrestrische arthropoden** (geleedpotigen van vloedmerklijn, droog strand en embryonale duinen)
3. **microfytobenthos** (fotosynthetische micro-organismen; eukaryote algen en cyanobacteria)
4. **zoöbenthos** (macrobenthos, meiobenthos, hyperbenthos en epibenthos)
5. **avifauna** (vogels)

De supralitorale zone

MICROFYTOBENTHOS

Tot op heden is er geen informatie over het voorkomen en verspreiding van benthische microalgen (microfytobenthos, MFB) in het supralitoraal. Gezien de sterke uitdroging van deze zone lijkt een rijke MFB-gemeenschap onwaarschijnlijk.

VAATPLANTEN

Op de Vlaamse stranden zijn vaatplanten beperkt tot de supralitorale zone: ze worden aangetroffen op de vloedmerklijn, het droog strand en de voorduinen.

De meeste soorten zijn kortlevend en daarmee aangepast aan het dynamisch karakter van dit biotoop: geschikte groeiplaatsen kunnen tijdens één storm verdwijnen, terwijl elders nieuwe biotopen ontstaan. In stabiele supralitorale zones kunnen zich ook overblijvende plantensoorten vestigen. De meeste soorten worden door middel van drijvende zaden, die lange tijd in zeewater kunnen overleven, via het zeewater verbreed (i.e. thalassochoorie), waardoor vloedmerken makkelijk gekoloniseerd kunnen worden (Rappé, 1996 & 1997). De planten profiteren er van de lokale nutriëntenaanrijking en de tijdelijke beschutting tijdens de kiemingsfase.

Een aantal soorten vertoont een natuurlijke voorkeur voor de supralitorale zone, maar hun voorkomen beperkt zich niet tot natuurlijke groeiplaatsen: een belangrijke populatie strandbiet (*Beta vulgaris maritima*) groeit bijvoorbeeld op de stenen beschoeiing van de Nieuwpoortse havengeul. Momenteel

herbergt de Baai van Heist de soortenrijkste vegetatie met de meest uitgebreide en stabiele populaties in Vlaanderen (Devos *et al.*, 1995; Cosyns *et al.*, 1999; Van Landuyt *et al.*, 2000).

De meest algemene vloedmerksoort is zeeraket (*Cakile maritima*), veelal vergezeld door stekend loogkruid (*Salsola kali kali*). Zeldzamer zijn strandmelde (*Atriplex litoralis*) en strandbiet (*Beta vulgaris maritima*) en slechts sporadisch worden soorten als gelobde melde (*Atriplex laciniata*), gele hoornpapaver (*Glaucium flavum*) en zandduizendknoop (*Polygonum oxyspermum raii*) gevonden. Deze laatste soort heeft een heel beperkte verspreiding in Noordwest-Europa. Alhoewel pas recent voor het eerst vermeld (Rappé 1984), kan kustmelde (*Atriplex glabriuscula*) geregeld op de Vlaamse stranden worden waargenomen. Vermeldenswaard zijn verder enkele waarnemingen van zeelathyrus (*Lathyrus japonicus maritimus*) (zie onder meer Rappé, 1984 & 1996).

In stabiele supralitorale zones kunnen zich ook overblijvende plantensoorten zoals zeepostelein (*Honckenia peploides*) en melkkruid (*Glaux maritima*) vestigen. Ook zeekool (*Crambe maritima*) en zeevenkel (*Crithmum maritimum*) zijn overblijvend: deze soorten werden slechts recent voor het eerst aan onze kust waargenomen en blijven zeer zeldzame verschijningen (Rappé & Goetghebeur, 1975; Rappé, 1989, 1996).

De vestiging van biestarwegras (*Elymus farctus boreoatlanticus*) in het vloedmerk of in vegetaties met zeeraket initieert de primaire duinvorming. Bij voldoende zandtoevoer groeien de embryonale duintjes aan en ontzilt het substraat. In dit stadium wordt helm (*Ammophila arenaria*) dominant en neemt de taak van landschapsvormer over. In de zeereep wordt dit gras veelal vergezeld door soorten met een robuust wortelgestel, leerachtige of succulente bladeren en een hoge zouttolerantie. Aan de zeezijde of loefzijde is helm de enige dominante soort, terwijl duinzwenkgras (*Festuca juncifolia*) aan de lijzijde minstens even abundant kan zijn. Daar worden ook algemene ruigtekruiden als bitterzoet (*Solanum dulcamara*), akkerdistel (*Cirsium arvense*) en akkermelkdistel (*Sonchus arvensis*) aangetroffen. Lokaal groeien zeer specifieke duinsoorten als blauwe zeedistel (*Eryngium maritimum*), zeewinde (*Calystegia soldanella*) en zeewolfsmelk (*Euphorbia paralias*). Zij kunnen eigenlijk in het volledig 'chaotisch voorduin' voorkomen (Rappé *et al.*, 1996; Provoost *et al.*, 2004)..

De kenmerkende soorten van het supralitoraal worden gecatalogeerd als zeldzaam tot (sterk) bedreigd (Biesbrouck *et al.*, 2001). Gezien de efemere verspreiding van vele soorten is een accurate schatting van de populatiegrootte echter moeilijk en is het aangewezen herhaalde inventarisaties over meerdere jaren uit te voeren.

Naast de invloed van zandsuppleties (zie deel 2) worden de supralitorale vaatplanten beïnvloed door tal van antropogene activiteiten.

- Strandreiniging is in hoge mate verantwoordelijk voor het verdwijnen van vloedmerken, waardoor tal van planten de supralitorale zone niet kunnen koloniseren en duinvorming niet kan worden ingezet (Provoost *et al.*, 1996, 2004).
- Zandhaver (*Leymus arenarius*) is een Noordepartese zeereepsoort die in ons gematigd klimaat op natuurlijke standplaatsen moet onderdoen voor helm. Zandhavervegetaties worden eerder in antropogeen verrijkte en enigszins dynamische milieus aangetroffen (o.a. De Raeve, 1989; Rappé *et al.*, 1996).
- Rijshoutaanplanten vormen een geprefereerde standplaats voor soorten van het droog strand, gezien de beschutting en geringere betreding. De vegetatie tussen rijshoutaanplanten bevat verder heel wat soorten met een natuurlijke verspreiding in het embryonaal duin.

TERRESTRICHE ARTHROPODEN

De arthropodenfauna van het vloedmerk, droog strand en embryonale duinen is bijzonder divers en omvat soorten die al dan niet strikt aan dit zoute milieu gebonden zijn: (1) halobionte soorten, die enkel in zoute milieus kunnen voorkomen, (2) halofiele soorten, die zowel in zoute milieus als in zoete omstandigheden leven, en (3) haloxene soorten, die eerder toevallige bezoekers zijn.

Veel soorten zijn afhankelijk van het aanspoelsel ter hoogte van de vloedmerklijn. De Europese arthropodenfauna van het aanspoelsel werd reeds vrij intensief bestudeerd (Backlund, 1945; Ardö, 1957; Tsacas, 1959; Remmert, 1964; Egglisshaw, 1959; Caussanel, 1970; Cheng, 1976; Dobson, 1976; Doyen, 1976; Moore & Legner, 1976; Louis, 1977; Bergerard, 1989). Hoewel seizoensafhankelijk, bestaat het aanspoelsel hoofdzakelijk uit bruinwierpakketten, waarin de typische opruimers (vliegen) en hun predatoren en parasieten worden gevonden. Vele soorten zoals pissebedden, spinnen en loopkevers, die in de duinen talrijk voorkomen, worden dikwijls tussen

aanspoelsel op de hoogwaterlijn aangetroffen, vooral als een verbinding strand-duin nog aanwezig is (Vandomme, pers. med.).

De Strandvlo *Talitrus saltator* (Amphipoda, Talitridae) is een dominante soort van het vloedmerk (Lincoln, 1979) en speelt een belangrijke rol als primaire afbreker van aangespoeld afgestorven plantaardig en dierlijk materiaal (Robertson & Mann, 1980; Griffiths *et al.*, 1983; Stenton-Dozey & Griffiths, 1983; Adin & Riera, 2003). Ze wordt aangetroffen op sterk geëxposeerde (grof)zandige stranden van zodra minimale hoeveelheden aan organisch aanspoelsel en rottende wieren aanwezig zijn. De soort komt in grote aantallen voor op het strand van Lombardsijde, nabij de IJzermonding en van de Baai van Heist (Maelfait, ongepubl. data). Tijdens periodes met springtij migreren individuen van de hoogwaterlijn naar de voorste duinenrij waar ze dan ook massaal aangetroffen kunnen worden (Maelfait, ongepubliceerde gegevens).

Roofmijten (Gamasina) spelen een belangrijke rol in het ecosysteem van droog strand en embryonaal duin (Koehler *et al.*, 1995; Salmane, 2000). Springstaarten (zie verder) en andere invertebraten vormen het voedsel voor Gamasina-mijten (Koehler *et al.*, 1995). Bepaalde soorten zijn specifiek voor het vloedmerk (o.a. *Thinoseius* spp.; Remmert, 1964; Egglishaw, 1959), droog strand en/of de embryonale duinen. Gespecialiseerde halofiele en halobionte soorten verdwijnen naarmate het strand droger wordt en het aanspoelsel vermindert. Gedetailleerde gegevens over het voorkomen van roofmijten langs de Vlaamse stranden zijn niet voorhanden.

Spinnen (Aranea), gebonden aan geëxposeerde, grofkorrelige zandstranden, zijn afwezig langsheen de Vlaamse kust. Op stranden in verbinding met duinen kunnen echter sporadisch aan duinen gebonden soorten aangetroffen worden (Vandomme, pers. med.). Het gaat dan vaak over soorten die in de Rode Lijst van de spinnen van Vlaanderen (Maelfait *et al.*, 1998) opgenomen zijn. In hoeverre die zwerftochten op het strand van belang zijn voor de overleving van die spinnen is niet gekend. Zoals dit geldt voor allerlei groepen arthropoden, kunnen spinnen verder in grote getale in het aanspoelsel worden aangetroffen als gevolg van anemohydrochorie (i.e. via wind komen ze in kustwater terecht, waarna ze aanspoelen op de vloedmerklijn) (Palmen, 1944).

Op het droog strand en primaire duinen zijn bodembewonende springstaarten (Collembola) vooral gekend omwille van hun sterke trofische relatie met mycorrhiza (i.e. symbiose tussen planten en schimmels) van verschillende plantensoorten (o.a. Kruiwilg *Salix repens*) (Read, 1989). Omwille van de positieve relatie tussen mycorrhiza en de sedimentstabiliteit, kan de verspreiding van mycorrhiza-diasporen door springstaarten de sedimentstabiliteit sterk beïnvloeden (Koehler *et al.*, 1995). Twee soorten (*Folsomia sexoculata* en *Isotoma maritima*) voeden zich uitsluitend met rottend wiermateriaal (Janssens, 2002). Door hun cryptische levenswijze is echter weinig ecologische informatie over springstaarten beschikbaar.

Totnogtoe werden 14 families kevers (Coleoptera) op de Vlaamse stranden aangetroffen. De soortenrijkste families zijn de Staphylinidae (Kortschildkevers: 30 soorten) en de Carabidae (Loopkevers: 20 soorten) (Haghebaert, 1989). 46 soorten werden op de vloedmerklijn van Vlaamse stranden aangetroffen, waarvan 34 echte halobionte en 12 halofielen of haloxene soorten. De meeste kevers van zandstranden zijn rovers van o.a. strandvlooien (Bergerard, 1989), maar op het strand worden ook grazers (o.a. *Bledius arenarius* en *B. subniger*) en parasieten (o.a. *Aleochara*-soorten spp.) gevonden. *Bledius*-soorten nemen een centrale rol binnen het voedselweb ter hoogte van de vloedmerklijn in (Den Hollander & Van Etten, 1974; Steidle *et al.*, 1995). *Cafius xantholoma* is de meest algemene kortschildkever van de Vlaamse stranden (Haghebaert, 1989). Loopkevers en zandloopkevers (Carabidae en Cicindelidae) van het droog strand zijn vaak sterk aangepast aan het leven op en in zandige, dynamische substraten (Turin, 2000) (i.e. psammofiele kevers met gravende poten of met lange poten om oververhitting tegen te gaan) en/of zijn halobionte of halofiele soorten. Ze zijn vaak zeer mobiel in functie van een seizoenale habitatwisseling van en naar nabijgelegen overwinteringshabitaten (vb. duinen). *Cicindela maritima* en *Bradycellus distinctus* zijn halofiele soorten die voornamelijk op het droog strand en de voorste zeeoever worden aangetroffen (Turin, 2000). *Amara convexiuscula* en *Bembidion normannum* kunnen heel abundant voorkomen onder aanspoelsel van wieren en schelpen (Turin, 2000).

Een heel specifieke gemeenschap Diptera (vliegen en muggen) is strikt gebonden aan de supralitorale zone (incl. het vloedmerk en het droog strand) en vormen er de meest abundante insectengroep. Hun larven voeden zich met het organisch materiaal ter hoogte van de vloedmerklijn (Ardö, 1957; Tsacas, 1959). Na beperkte aandacht in het verleden (Meunier, 1898; Villeneuve, 1903; Bequaert, 1913; Bequaert & Goetghebuer, 1913; Goetghebuer, 1928, 1934, 1942) werd pas vanaf 1980 een grondige faunistische inventarisatie van de Belgische vliegenfauna uitgevoerd (Grootaert & Pollet, 1988; Grootaert, 1989; Grootaert & Pollet 1989), later gevolgd door meer ecologische studies (Pollet & Grootaert, 1994, 1995, 1996). *Chersodromia* spp. (Dansvliegen Hybotidae) zijn zeer kleine vliegjes

typisch voor het droog strand, waarvan de larven in de gangen van strandvlooien zouden leven (Tsacas, 1959). *Chersodromia hirta* was vóór 1980 vrij algemeen langs de Vlaamse kust, terwijl de soort momenteel als bedreigd wordt gecatalogeerd (Grootaert, 1998).

Aphrosylus-soorten (slankpootvliegen, Dolichopodidae) worden typisch op de artificiële harde substraten aangetroffen, terwijl foeragerende individuen ook wel op het strand worden gevonden. Strandvliegen (Coelopidae), waarvan de larven van zeewier leven, komen vrijwel uitsluitend in aangespoelde bruinwierpakketten voor (Egglshaw, 1959, 1961; Dobson, 1974). Mogelijk vormen ze een belangrijke voedselbron voor steltlopers (Smit & Wolff, 1981). Op het droog strand komen geen typische vliegensoorten voor, alhoewel soorten van de zeereep er tijdelijk teruggevonden kunnen worden (Pollet, 2000).

Er wordt aangenomen dat de arthropoden van Vlaamse stranden ernstig bedreigd zijn door overmatige recreatie en de systematische verwijdering van aanspoelsel op de meeste stranden, waardoor tevens embryonale duinvorming langs de zeereep verhinderd wordt. Zo werd een negatieve correlatie tussen betreding en dichtheid van *Talitrus saltator* op Poolse stranden aangetoond (Weslawski *et al.*, 2000) en is de zeldzaamheid van strandvliegen langsheen de Vlaamse kust vermoedelijk het gevolg van het ruimen van de vloedmerklijn, waardoor grote pakketten bruinwieren ontbreken (Grootaert, pers. med.).

ZOOBENTHOS

In het supralitoraal worden slechts weinig mariene benthische organismen aangetroffen. Toch zijn nematoden aanwezig in de bodem van het droogstrand. Het droogstrand is de dynamische overgangszone tussen het mariene en het terrestrische milieu. Hierdoor worden zowel typische mariene (*Enoplolaimus littoralis*, *Axolaimus helgolandicus*), typische brakwater (*Pellioditis marina*) als typisch terrestrische vrijlevende nematoden (*Aporcelaimus* spp., *Aporcelaimellus* spp.) in deze zone van het strand aangetroffen. Het aantal nematodensoorten op het droogstrand mag dan wel significant lager (± 10 sp) liggen dan in het litoraal (± 35 sp), door de aanwezigheid van brakwater en terrestrische vertegenwoordigers wordt deze zone gekarakteriseerd door een zeer hoge taxonomische diversiteit (i.e. de taxonomische verwantschap tussen de aangetroffen soorten is zeer klein daar vertegenwoordigers uit verschillende Classes van het Phylum Nematoda samen voorkomen). Op het strand van De Panne (Westhoek) werd tevens een vloedmerklijngemeenschap aangetroffen die een scherpe, smalle overgang vormt tussen het droog strand en het littoraal. Deze gemeenschap wordt gekarakteriseerd door *Parachromadorita* sp.nov.1. (Gheskiere *et al.*, in press).

Het droog strand en de vloedmerklijn zijn helaas ook de delen van het strand die het meest onderhevig zijn aan de directe en indirecte invloeden van het kusttoerisme. Duincomplexen moeten massaal plaatsruimen voor hotels en andere toeristische infrastructuur (Nordstrom *et al.*, 2000) en toeristische stranden worden nagenoeg dagelijks machinaal en/of chemisch gereinigd. Een kwart van alle hotelbedden wereldwijd bevinden zich reeds langs of in de directe nabijheid van de kustlijn (Gormsen, 1997). Hierdoor is het droogstrand niet meer die unieke overgangszone tussen het mariene en terrestrische milieu en gaat de kenmerkende hoge interstitiële taxonomische diversiteit verloren. De interstitiële droogstrandfauna van toeristische stranden wordt gekenmerkt door één of een aantal extreem koloniserende en taxonomisch zeer verwante soorten. (Gheskiere *et al.*, in prep.)

AVIFAUNA

Voor de avifauna heeft de supralitorale zone een belangrijke potentie als broedgebied voor kustvogels. In Vlaanderen zijn het vooral Strandplevier *Charadrius alexandrinus* en Dwergsterm *Sterna albifrons* die hier tot broeden kunnen komen. Beide soorten staan op de Rode Lijst van met uitsterven bedreigde broedvogels (Devos & Anselin, 1999). In de loop van de twintigste eeuw zijn de meeste Vlaamse stranden onder invloed van antropogene druk (vnl. vernietiging van de broedbiotoop en verstoring) namelijk ongeschikt geworden als nestplaats voor kustbroedvogels (Stienen & Van Waeyenberge, 2002).

In 1954 werden nog 45 broedkoppels Strandplevier op verschillende Vlaamse stranden waargenomen (Raes, 1989), terwijl de soort vanaf 1990 nagenoeg niet meer op de stranden nestelde. Enkel in 1994 en 1995 broedde – in afwezigheid van sterke toeristische druk – één koppel Strandplevier op het strand van Lombardsijde (Devos & Anselin, 1996; Anselin *et al.*, 1998).

Halverwege de vorige eeuw broedden nog relatief veel Dwergsternen op de stranden tussen Koksijde en Oostduinkerke (maximaal 30 paar in 1951 en 1952, verdwenen in 1962), te Lombarsijde (maximaal 11 koppels in 1959, verdwenen in 1960) en aan de Zwinduinen (maximaal 75 paar in 1939, verdwenen in 1957). Het laatste broedgeval in een natuurlijk habitat dateert van 1973 (Van Den Bossche *et al.*, 1995; Seys, 2001).

Het voorkomen van beide soorten kustbroedvogels is nu vrijwel beperkt tot de voorhavens van Zeebrugge (Westdam en Oostdam) en de Baai van Heist (Stienen & Van Waeyenberge, 2002; Van Waeyenberge *et al.*, 2002), waar ze broeden op relatief onverstoorde, met zand opgespoten terreinen die het equivalent vormen van natuurlijke supralitorale zones.

De supralitorale zone is verder ook belangrijk als rust- en foerageergebied voor vogels, dit hoofdzakelijk tijdens het winterhalfjaar en de trekperiode. Bij hoog water kunnen de meeste meeuwen en steltlopers moeilijk aan voedsel geraken. Ze gebruiken de supralitorale zone dan ook voornamelijk om te overtijen of als verzamelplaats voordat de hoogwatervluchtplaatsen worden opgezocht (voornamelijk Zilvermeeuw *Larus argentatus* en Kokmeeuw *L. ridibundus* en ook Stormmeeuw *L. canus* en Kleine Mantelmeeuw *L. fascus*). De belangrijkste hoogwatervluchtplaatsen bevinden zich ofwel in de grotere slikkengebieden (IJzermonding, Voorhavens van Zeebrugge, het Zwin) (naast de vermelde meeuwensoorten steltlopers waaronder voornamelijk Scholekster *Haematopus ostralegus* en Bonte Strandloper *Calidris alpina*, naast kleinere aantallen van o.a. Zilverplevier *Pluvialis squatarola*, Bontbekplevier *Charadrius hiaticula* & Tureluur *Tringa totanus*) ofwel op strandhoofden, voornamelijk te Nieuwpoort, Raversijde en Blankenberge (Engledow *et al.*, 2001; voornamelijk Steenloper *Arenaria interpres*, Paarse Strandloper *Calidris maritima* en Drieteenstrandloper *Calidris alba*). Sommige soorten voeden zich ook in het supralitoraal onder meer met materiaal op de vloedmerklijn (bv. Steenloper; Smit & Wolff, 1981).

De bedreigingen waaraan kustbroedvogels in NW-Europa worden blootgesteld worden samengevat in Meininger & Graveland (2000). Belangrijke oorzaken voor de teloorgang van broedplaatsen op stranden van onder meer stern en plevieren in Nederland zijn het verdwijnen van de gebieden zelf, onder andere als gevolg van uitbreiding van industrie en bungalowparken (zie ook Arts *et al.*, 2000) en het verdwijnen van de dynamiek in de gebieden (met vegetatiesuccessie als gevolg). Ook strandrecreatie legt een steeds zwaardere druk op broedgebieden voor stern en plevieren, wat leidt tot afname van het broedsucces en de dichtheden en inkrimping van het areaal (zie ook Pienkowski, 1993; Schulz & Stock, 1993).

Een belangrijke factor voor de populatieontwikkeling en het welslagen van de broedsels van stern, is de aanwezigheid van voldoende voedsel (o.a. Sprot *Sprattus sprattus*, Zandspiering *Ammodytes tobianus* en jonge Haring *Clupea harengus*) (Brenninkmeijer & Stienen, 1994). Overbevissing van prooi-soorten kan dan ook een bedreiging voor broedvogels vormen. Andere bedreigingen voor kustbroedvogels zijn predatie door onder andere Bruine rat *Rattus norvegicus* en de belasting van het milieu met toxische stoffen (stern staan aan de top van de voedselketen waardoor ze deze accumuleren).

Naast het verdwijnen van geschikte foerageergebieden, wordt de belangrijkste bedreiging voor foeragerende of overtijende steltlopers en meeuwen gevormd door visuele en/of auditieve verstoring o.a. wandelaars, honden, boten of kleine vliegtuigjes (Cayford, 1993). Verstoring kan – afhankelijk van de duur, de frequentie, de sterkte, de voorspelbaarheid en de ruimtelijke verspreiding – onder meer leiden tot een verminderde foerageerefficiëntie en dus voedselopname, energieverlies als gevolg van paniekvluchten en het verlaten van foerageergebieden of hoogwatervluchtplaatsen (Goss-Custard & Verboren, 1993; Kirby *et al.*, 1993; Smit & Visser, 1993; Fitzpatrick & Bouchez, 1998).

De litorale zone

MICROFYTOBENTHOS

Het microfytobenthos (MFB), de fotosynthetische micro-organismen (eukaryote algen en cyanobacteria) die in intertidale sedimenten voorkomen, wordt meestal gedomineerd door diatomeeën (kiezelwieren) maar lokaal of tijdelijk kunnen ook dense populaties Cyanobacteria, dinoflagellaten, euglenoiden, Crypto- en Chrysophyta (Goudwieren) voorkomen (MacIntyre *et al.* 1996, Barranguet *et al.* 1997, Noffke & Krumbain 1999). Het MFB is de belangrijkste primaire producent in intergetijdengebieden, en draagt in ondiepe kustgebieden en estuaria ook in belangrijke mate bij tot de biomassa en de primaire productie in de waterkolom (de Jonge & van Beusekom 1995, MacIntyre *et al.* 1996).

Zandige sedimenten worden doorgaans gedomineerd door vastgehechte levensvormen (epipsammon), terwijl vrijlevende vormen (epipelon en tychoplankton) dominant zijn in slibrijke sedimenten. Er bestaat een sterke relatie tussen sedimentologische kenmerken, als stabiliteit, porositeit, permeabiliteit, doordringing van licht en gassen, en het watergehalte, en de biologische activiteit van het MFB in sedimenten, waardoor het sedimenttype in sterke mate de verspreiding van het MFB bepaalt (Sabbe, 1997; Paterson & Hagerthey, 2001).

De kennis over de diversiteit, structuur en dynamiek van het MFB van zandstranden is beperkt (Meadows & Anderson, 1968; Steele & Baird, 1968; Amspoker, 1977; Asmus & Bauerfeind, 1994; Fernandez-Leborans & Fernandez-Fernandez, 2002). De soortenrijkdom in intertidale sedimenten kan evenwel hoog zijn: op getijdenplaten in het Westerschelde-estuarium werden bijvoorbeeld zo'n 200 benthische diatomeeënsoorten aangetroffen (Sabbe, 1997). Voor de Belgische stranden zijn slechts preliminaire gegevens beschikbaar: in totaal werden tot op heden ongeveer 120 soorten gerapporteerd (Van der Ben, 1973; Blondeel, 1996).

Niettegenstaande het feit dat er sterke indicaties bestaan dat het MFB een belangrijke voedselbron vormt voor het micro-, meio- en macrobenthos (bv. Sundbäck & Persson, 1981; Middelburg *et al.*, 2000; Granéli & Turner, 2002; Moens *et al.*, 2002), is er tot op heden nog slechts weinig gekend over de kwalitatieve en kwantitatieve rol van het MFB in voedselwebben op zandstranden.

Aangezien de ecologie van het MFB van zandstranden grotendeels ongekend is, is momenteel onvoldoende informatie voorhanden om de effecten van antropogene invloeden in te kunnen schatten.

ZOOBENTHOS

De mariene benthische fauna wordt meestal opgedeeld in vier groepen.

Meiobenthos is de benthische infauna kleiner dan 1 mm en groter dan 38 µm, met als voornaamste groepen nematoden (rondwormen) en copepoden (roeipootkreeftjes). Macrobenthos is de benthische infauna groter dan 1 mm, voornamelijk bestaande uit tweekleppige weekdieren (Bivalvia), borstelwormen (Polychaeta) en kleine schaaldieren (Crustacea). Het hyperbenthos is de fauna die geassocieerd met de bodem voorkomt in de eerste 1 m-zone boven de bodem, veelal gedomineerd door de aanwezigheid van aasgarnalen (Mysida). Het epibenthos is de benthische fauna die op het oppervlak van de bodem leeft. Hieronder bevinden zich voornamelijk grotere crustaceeën (bv. krabben) en benthische vissen zoals platvissen.

De meiofauna van zandstranden wordt gedomineerd door nematoden (rondwormen) en harpacticide copepoden (roeipootkreeftjes) (McLachlan, 1983). Nematoden domineren in fijnere sedimenten, harpacticiden domineren in grover sediment. Nematoden voeden zich met bacteriën, microfytobenthos, andere meiofaunaorganismen, detritus en opgelost organisch materiaal (McLachlan, 1983), terwijl copepoden voornamelijk microfytobenthos eten (Granéli & Turner, 2002). Een scheiding tussen de voedselwebben van macrofauna enerzijds en meiofauna en bacteriën anderzijds wordt gesuggereerd door de beperkte invloed van het voedingsgedrag van macrofauna op de bacteriële densiteiten (Jansson, 1967; Kemp, 1987; McLachlan, 1983). De meiofauna is meestal abundanter dan de macrofauna, terwijl de macrofauna een groter deel van de totale biomassa uitmaakt (Greene, 2002).

De meiofaunadensiteit op het strand van De Panne nam toe van het hoog litoraal naar het laag litoraal (Gheskiere *et al.*, 2002; Gheskiere *et al.*, in press). De nematodendiversiteit nam er toe vanaf het

hoog litoraal en bereikte een maximum rond midtj-niveau. Drie -niet volmaakt gescheiden-soortenassociaties werden aangeduid: droog strand (zie hoger, supralitoraal; *Rhabditis* sp. en *Axonolaimus helgolandicus*), hoog intertidaal (*Trissonchulus* sp., *Dichromadora hyalocheile* en *Parachromadorita* sp.) en laag intertidaal (meerdere soorten waaronder *Odontophora phalarata*, *O. rectangula*, *Cyartonema elegans* en *Chaetonema riemanni*).

Van de benthische fauna is het macrobenthos het best bestudeerd (McLachlan, 1983). Net zoals op de meeste stranden wereldwijd (McLachlan & Jaramillo, 1995) domineren polychaeten (borstelwormen) en crustaceeën (schaaldieren) het macrobenthos van Vlaamse stranden (Degraer *et al.*, 1999a; Degraer *et al.*, 2003a). Omwille van de relatief lage omgevingsstress op ultradissipatieve stranden, wordt de hoogste macrobenthische dichtheid en diversiteit aangetroffen op zwak hellende, brede en fijnkorrelige stranden (McLachlan, 1983; McLachlan, 1990; McArdle & McLachlan, 1991; McArdle & McLachlan, 1992; McLachlan *et al.*, 1995; de la Huz *et al.*, 2002; Degraer *et al.*, 2003a).

Enkele typische soorten zijn de voor het hoog intertidaal kenmerkende polychaet *Scolecopsis squamata*, de vlokreeftjes *Bathyporeia sarsi* en *B. pilosa* en de pissebed *Eurydice pulchra* en de voor het lager intertidaal kenmerkende polychaet *Nephtys cirrosa* en de tweekleppige *Donax vittatus*.

Meer reflectieve stranden, zoals de low tide bar/rip-stranden ten oosten van Oostende, zijn duidelijk soortenarmer maar ze herbergen wel enkele zeldzamere soorten, zoals de polychaeten *Hesionides arenaria* en *Ophelia rathkei* en het vlokreeftje *Haustorius arenarius* (Degraer *et al.*, 2003a). Korrelgrootte en swashklimaat zouden de ecologisch meest structurerende factoren langsheen deze morfodynamische gradiënt zijn (o.a. McLachlan, 1983; McLachlan & Jaramillo, 1995; Brazeiro, 2001; Ricciardi & Bourget, 1999; Gray, 2002). Toch zouden ook biologische interacties een structurerende rol kunnen spelen (Defeo *et al.*, 1997).

Verder wordt een transversale gradiënt onderscheiden waarbij boven in de intergetijdenzone een zeer soortenarme, maar zeer dichte gemeenschap voorkomt. Op de Vlaamse stranden wordt deze gemeenschap gedomineerd door de Gemshoornworm *Scolecopsis squamata*, de Agaatpissebed *Eurydice pulchra* en de vlokreeftjes *Bathyporeia pilosa* en *B. sarsi* (Degraer *et al.*, 2003a; Van Hoey *et al.*, 2004). Lager in de intergetijdenzone is de soortenrijkdom hoger, maar zijn de densiteiten lager dan in de hoog intertidale gemeenschap (Degraer *et al.*, 2003a). Kenmerkende soorten van het hoog intertidaal zijn onder meer de Zandzager *Nephtys cirrosa*, het Zaagje *Donax vittatus* en de borstelwormen *Spio* spp. en *Spiophanes bombyx*. In het laag intertidaal worden veelal soorten aangetroffen, die een korttijdige blootstelling aan de lucht kunnen overleven, maar waarvan de optimale omstandigheden zich beneden de laagwaterlijn bevinden (Degraer *et al.*, 1999a). De transversale zonatie is duidelijker waarneembaar op dissipatieve stranden dan op meer reflectieve stranden (Jaramillo & McLachlan, 1993; McLachlan & Jaramillo, 1995; Knox, 2001). De zonatiepatronen van verschillende soorten zijn seizoensgebonden: sommige soorten ondernemen seizoenale migraties langsheen de transversale gradiënt (Grober, 1992; Degraer *et al.*, 1999a).

Het macrobenthos voedt zich voornamelijk met dierlijk detritus en in mindere mate met fyto-benthos en -detritus (Josefson *et al.*, 2002; Sundbäck & Persson, 1981).

De biomassa van het macrobenthos op Vlaamse stranden werd tot op heden slechts eenmalig bepaald (asvrij droog gewicht = AFDW) met waarden van 40 tot 800 mgAFDW/m² (Elliott *et al.*, 1997). Hierbij werd een initiële stijging waargenomen vanaf de hoogwaterlijn richting laagwaterlijn, gevolgd door een daling tot voorbij het midtj-niveau en tenslotte opnieuw een trage stijging richting de infralitorale zone.

Macrobenthische organismen vormen een belangrijke voedselbron voor vogels (zie verder) en epibenthische vissen (o.a. Schol *Pleuronectes platessa*) en macro-crustaceeën (o.a. Grijs garnaal *Crangon crangon*) (Mooij, 1982; Dankers *et al.*, 1983; McLachlan, 1983; Hartmann-Schröder, 1996; Beyst *et al.*, 1999; Stuer, 2001). Een aantal platvissen (o.a. Schol *Pleuronectes platessa*, Tong *Solea solea*, Griet *Scophthalmus rhombus*, Tarbot *S. maximus* en Schar *Limanda limanda*) zijn in hun juveniele stadia voor wat betreft hun voedsel voor een belangrijk deel aangewezen op de intertidale infauna (Beyst *et al.*, 1999): het intertidaal fungeert als "broedkamer" of "kinderkamer" voor deze soorten. Juveniele platvissen migreren met het hoogwater naar de intertidale zone en ontsnappen er aan predatoren uit diepere zones en vinden er ook voedsel (McLachlan, 1983; Gibson & Robb, 1996; Beyst *et al.*, 1999; Gibson & Yoshiyama, 1999; Wilber *et al.*, 2003). Dit geldt ook voor hyperbenthische organismen zoals Mysida (aasgarnalen) (Beyst *et al.*, 2001a) en grote crustaceeën zoals de Strandkrab *Carcinus maenas* (Hunter & Naylor, 1993).

Voor verschillende vis- en hyperbenthische soorten vormt de surfzone een migratieroute tussen verschillende broedkamers of tussen een broedkamer en het dieper mariene milieu (Beyst *et al.*, 2001a, 2001b). Opmerkelijk is dat zowel vlakke (ultradissipatieve) stranden als intermediaire stranden

hoge densiteiten aan platvissen vertonen, terwijl de hoogste soortenrijkdom op de intermediaire stranden lijkt te worden bereikt (Beyst *et al.*, 2002a, 2002b). De lagere rijkdom van de reflectieve stranden aan de Oostkust kan ook te wijten zijn aan de invloed van de Westerschelde.

Heel wat stranden (voornamelijk langsheen de westelijke kust) vertonen een zwinnenmorfologie (cf. Fig. 2). Deze zwinnen herbergen door langer onder water te blijven en een hogere voedselrijkdom, een benthische fauna die in veel opzichten meer gelijkenissen vertoont met deze van infralitorale zones dan met de rest van de litorale zone (Boulez, 2002). Hiervan zijn hoge densiteiten aan *Spio* spp. een voorbeeld. Zowel qua densiteiten als qua diversiteit overtreffen zwinnen de naburige strandbanken. Bij studies van strandbenthos bleven ze echter veelal buiten beschouwing omdat ze strikt genomen niet de typische strandorganismen bevatten.

De antropogene bedreigingen voor de benthische fauna in de litorale zone hangen – op accidentele bedreiging zoals olieverontreiniging na – voornamelijk samen met het kusttoerisme en ze zijn dus vergelijkbaar met deze in de supralitorale zone (zie eerder). Bij intense betreding van het strand, bv. door activiteiten zoals beach volleybal, kan aanzienlijke schade van het macrobenthos optreden (Moffet *et al.*, 1998).

AVIFAUNA

Enkel in het kader van drie recente studies werden gestandaardiseerde tellingen van foeragerende steltlopers bij laagwater verricht (Engledow *et al.*, 2001; Stuer, 2002; De Groote, 2003). Hieruit blijkt dat heel wat vogelsoorten zich voeden met de intertidale macrofauna. Op de Vlaamse zandstranden gaat het hierbij enerzijds om meeuwen en anderszijds om steltlopers, waarvan de Scholekster *Haematopus ostralegus* en de Drieteenstrandloper *Calidris alba* de belangrijkste vertegenwoordigers zijn (Engledow *et al.*, 2001; Stuer, 2002). Tijdens het winterhalfjaar 2000-2001 waren naar schatting tot 1450 Scholeksters en tot 350 Drieteenstrandlopers aanwezig langs de Vlaamse kust (Engledow *et al.*, 2001). Gemiddeld zat hiervan respectievelijk meer dan 50% en 70% op het strand. Scholeksters foerageren er op bivalven en polychaeten, veelal in nog natte, goed doordringbare substraten (i.e. langs de randen van zwinnen en langs de laagwaterlijn; Stuer, 2002). Drieteenstrandlopers foerageren in de swashzone en zijn sterk afhankelijk van de aanwezigheid van *Scolecopsis squamata* als prooi (Smit & Wolff, 1981; Mooij, 1982; Dankers *et al.*, 1983; McLachlan, 1983; Glutz von Blotzheim *et al.*, 1984). Van de meeuwachtigen zijn het vooral Stormmeeuw *Larus canus* en Kokmeeuw *L. ridibundus* die veelvuldig in de litorale zone op het vloedmerk en in plassen foerageren op wormen en garnalen; de overige meeuwensoorten (o.a. Grote mantelmeeuw *Larus marinus*) zijn voor hun voedselvoorziening veel meer afhankelijk van de infralitorale zone (Spanoghe, 1999; Engledow *et al.*, 2001; Stuer, 2002).

Ook voeden meeuwen zich in de intergetijdenzone vaak met aangespoelde dode dieren en voedsel achtergelaten door mensen (Engledow *et al.*, 2001, Stuer, 2002). Pas in 1989 en 1990 en later vanaf 1998 werden enkele totaalstellingen van de overwinterende meeuwen uitgevoerd (Spanoghe & Devos, 2002). Het totaal aantal meeuwen varieerde daarbij tussen ongeveer 7.000 en 32.000 exemplaren. Een totaalstelling van meeuwen uitgevoerd tijdens de zomermaanden suggereert dat de aantallen dan lager liggen (ongeveer 6.000 exemplaren). De Zilvermeeuw *Larus argentatus* is de algemeenste soort met 40 à 70 % van het totaal. Kokmeeuw komt op de tweede plaats met 13-42%. Stormmeeuw, Kleine Mantelmeeuw *Larus fuscus* en Grote Mantelmeeuw maken meestal minder dan 10% van het totaal aantal meeuwen uit (Spanoghe, 1999; Spanoghe & Devos, 2002).

In het afgelopen decennium maken ook Visdief en Grote Stern geregeld en in toenemende mate gebruik van zowel de supralitorale als litorale zones in en rond de havens van Zeebrugge, Oostende en Nieuwpoort om te rusten of te slapen, en ook om zich te verzamelen voor en na het broedseizoen (Stienen & Courtens, pers. med.). De bedreigingen waaraan de avifauna van de litorale zone kan blootgesteld worden zijn vergelijkbaar met deze die vermeld zijn van de supralitorale zone (zie eerder).

De infralitorale zone

MICROFYTOBENTHOS

Er is bijzonder weinig specifieke informatie beschikbaar over het infralitorale microfytobenthos (MFB) van zandstranden. Accumulaties van gespecialiseerde 'surf zone' diatomeeën zijn vooral gekend van het zuidelijk halfrond (Campbell 1996). Dezelfde soorten komen ook in Europa (en langs de Vlaamse kust, Blondeel 1996), maar over hun kwantitatief belang en hun specifieke levensstrategie is niets gekend. Gezien de sterke turbiditeit in het infralitoraal is te verwachten dat er weinig *in situ* primaire productie is in de sedimenten, en dat tychoplankton, plankton en geresuspendeerd MFB hier een belangrijke rol zullen vervullen. Het is momenteel niet gekend of de vooroeverzone gekenmerkt wordt door gespecialiseerde planktongemeenschappen (i.e. verschillend van de pelagische Noordzee gemeenschappen).

Aangezien de ecologie van het MFB van zandstranden grotendeels ongekend is, is momenteel onvoldoende informatie voorhanden om de effecten van antropogene invloeden in te kunnen schatten.

ZOOBENTHOS

Omwille van de moeilijke toegankelijkheid van de Belgische vooroever voor onderzoeksschepen, is momenteel enkel het macrobenthos ervan beschreven. Gegevens over het meio-, hyper- en epibenthos zijn niet beschikbaar.

In tegenstelling tot de litorale zone, gekenmerkt door één enkele macrobenthische gemeenschap (i.e. *Scolecopsis squamata* - *Eurydice pulchra* gemeenschap), worden er op de vooroever verschillende gemeenschappen aangetroffen. De drie subtidale macrobenthische gemeenschappen, zoals onderscheiden door Van Hoey *et al.* (2004) (i.e. *Abra alba* – *Mysella bidentata*, *Nephtys cirrosa* en *Ophelia limacina* - *Glycera lapidum* gemeenschap), alsook de recent beschreven *Macoma balthica* gemeenschap worden er elk in specifieke sedimenten aangetroffen (Degraer *et al.*, 2003b). Voor een gedetailleerde beschrijving van de gemeenschappen en hun fysische habitat (o.a. sedimentologie) wordt verwezen naar Degraer *et al.* (2003b) en Van Hoey *et al.* (2004).

Deze gemeenschappen zijn evenwel niet homogeen verdeeld over de Belgische vooroever. Ten oosten van Oostende wordt het macrobenthos gedomineerd door de soorten-arme, maar densiteitrijke *M. balthica* gemeenschap (87% van alle bemonsterde stations), terwijl deze gemeenschap nagenoeg afwezig is ten westen van Oostende (7% van de bemonsterde stations (Degraer *et al.*, 2003b). De stations ten westen van Oostende zijn eerder gelijkmatig verdeeld over de drie overige subtidale gemeenschappen. De in soorten en densiteiten rijkste *A. alba* – *M. bidentata* gemeenschap domineert ter hoogte van de Westelijke Kustbanken. Vooral binnen deze laatste gemeenschap worden heel wat tweekleppigen (Bivalvia: o.a. *A. alba*, *Spisula subtruncata* en *Fabulina fabula*) gevonden. Gezien (1) het belang van tweekleppigen als voedselbron voor o.a. de Zwarte zee-eend *Melanitta nigra* en Kabeljauw *Gadus morhua* (Degraer *et al.*, 1999b) en (2) de hoge soortenrijkdom en macrobenthische densiteit (Van Hoey *et al.*, 2004), wordt de gemeenschap momenteel naar voor geschoven als de ecologisch belangrijkste gemeenschap van het BCP (Degraer & Vincx, 2003). Met het nodige voorbehoud, wordt dan ook van west naar oost een daling in ecologische waarde van de macrobenthische gemeenschappen waargenomen.

Antropogene activiteiten zijn wijd verbreid op de Belgische vooroever (Maes *et al.*, 2000). Kerckhof & Houziaux (2003) bieden een overzicht van de voornaamste bedreigingen voor de mariene fauna van het BCP. Specifiek voor het benthos van de vooroever worden de volgende bedreigingen aangehaald: (1) boomkorvisserij, (2) baggeren en dumpen van baggerspecie, (3) introductie van soorten, (4) kustverdedigingswerken, (5) eutroficatie (zuurstofdepletie) en (6) pollutie.

Voornamelijk de impact van de boomkorvisserij op het bodemleven wordt sterk aangehaald. De intensiteit van de boomkorvisserij op het BCP is zeer hoog en wordt als een zeer belangrijke bedreiging voor gevoelige benthische habitats en gemeenschappen beschouwd. Verschillende rifbouwende – en dus habitatstructurende en biodiversiteit-verhogende – organismen, zoals oesters (oesterbanken) en de zandkokerworm *Lanice conchilega* (*Lanice* riffen), zouden door de boomkorvisserij zijn verdwenen of sterk bedreigd. Ook grotere, habitatstructurende epibenthische soorten in de kustzone, zoals sponzen, worden door de boomkorvisserij bedreigd.

Door het creëren van nieuwe habitats (harde substraten) en het wijzigen van de oorspronkelijk aanwezige habitats (erosie – sedimentatie) hebben kustverdedigingswerken een drastische impact op het benthos van de Belgische vooroever. De impact op de oorspronkelijke aanwezige fauna is momenteel echter slecht gekend.

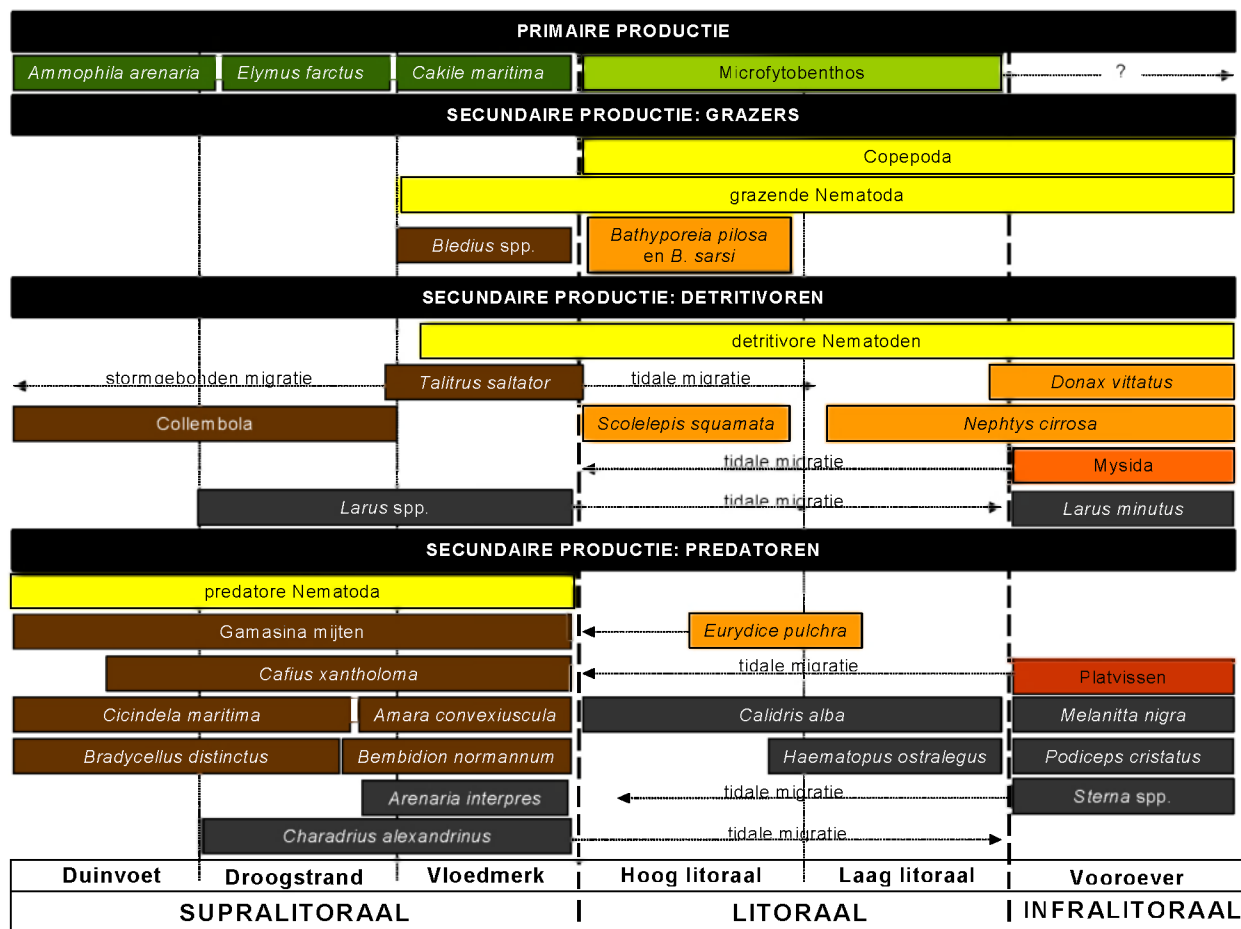
Tenslotte zijn eutroficatie en pollutie ook wijd verbreide problemen op het BCP met een algemene negatieve invloed op het volledige mariene ecosysteem.

AVIFAUNA

De ondiepe wateren voor onze kust zijn van internationale betekenis voor een aantal zeevogelsoorten (Seys, 2001; Van Waeyenberge *et al.* 2001; Stienen *et al.*, 2002; Haelters *et al.*, 2004), waarvan de meeste soorten tenminste in een bepaald seizoen sterk kustgebonden zijn (Zwarte Zee-eend *Melanitta nigra*, Fuut *Podiceps cristatus*, Dwergmeeuw *Larus minutus* en sternens (Dwergstern *Sterna albifrons*, Visdief en Grote Stern). Internationaal minder belangrijk maar wel sterk kustgebonden zijn Kok- en Stormmeeuw. Al deze soorten zijn echter niet strikt gebonden aan de vooroever, maar wel aan ondiepe zandbanken of daarmee samenhangende voedselbestanden die zich veelal binnen 10 kilometer van de kust bevinden. Van de meeste soorten bevindt zich slechts een gering deel in de feitelijke infralitorale zone.

Voor Zwarte Zee-eend is vooral de westelijke kust van belang. Met name de gebieden “Trapegeer, Broersbank, Potje” en “Stroombank, Nieuwpoortbank, Oostendebank” herbergen 's winters (vooral februari en maart) vaak grote aantallen. Terwijl het eerste gebied vooral in de jaren 1980 van belang was, nam vanaf de jaren 1990 het belang van het tweede gebied sterk toe. Zwarte Zee-eenden zijn afhankelijk van de aanwezigheid van kleine schelpdieren (zoals *Spisula* spp.) op niet al te grote diepte. Ze zijn uitermate gevoelig voor verstoring (o.a. door scheepvaart en vliegverkeer) en voor verontreiniging met olie en andere oppervlakkige verontreinigende stoffen. Ook schelpdiervisserij (boomkorren) vormt een bedreiging voor de soort. Futen zijn wintergasten (vooral december-februari) en sterk kustgebonden; ze bevinden zich over het algemeen binnen 15 km van de kust. Hoewel ze langs de hele kustlijn voorkomen, zijn de belangrijkste concentratiegebieden gelegen langs de westelijke kust (rond het Westdiep), verder oostelijk (Middelkerkebank, Oostendebank, Wenduinebank) en op de Vlakte van de Raan langs oostelijke kust. De soort is strikt piscivoor (= voedt zich met vis). Futen zijn weinig gevoelig voor verstoring, maar door hun overwegend zwemmende levenswijze wel gevoelig voor olieverontreiniging. Dwergmeeuwen bereiken de hoogste aantallen tijdens de trekperiodes (maart-april en september-oktober). Hun verspreidingsgebied vertoont sterke seizoensfluctuaties. In de herfst zijn ze het sterkst kustgebonden. De grootste aantallen zijn dan te vinden langs de oostkust (vooral rond de haven van Zeebrugge), hoewel ook rond de havens van Oostende en Nieuwpoort verhoogde concentraties voorkomen. Dwergmeeuwen zijn niet erg verstoringsgevoelig, maar wel gevoelig voor olieverontreiniging (ze slapen 's nacht op zee) en mogelijk ook voor aanvaringen met verticale objecten (windmolens). De Grote Stern is zowel zomergast (broedvogel te Zeebrugge) als doortrekker en is van april tot november op het BCP aanwezig. Voor deze soort zijn de belangrijkste (foerageer)gebieden verspreid langs de westkust (Westdiep, Smalbank), de middenkust (Stroombank en westelijke Wenduinebank) en de oostkust (Vlakte van de Raan en de Scheur). Grote Sternens zijn visuele jagers die leven van slechts enkele soorten vis. Ze zijn als zodanig gevoelig voor verontreiniging van het water met accumulerende toxische stoffen en mogelijk ook voor vertroebeling van het water. Ook de Visdief is zowel een zomergast (broedvogel te Zeebrugge) als een doortrekker die van april tot november op het BCP aanwezig is. Het belangrijkste concentratiegebied ligt rond de haven van Zeebrugge. Buiten het havengebied zelf zijn vooral de westkant van de haven (Wenduinebank en omgeving) en de Vlakte van belang als foerageergebied. Visdieven zijn eveneens gevoelig voor de aanwezigheid van accumulerende toxische stoffen en aanvaringen met verticale objecten (windmolens). Ze zijn waarschijnlijk minder gevoelig voor vertroebeling van het water dan Grote Sternens omdat ze van nature al redelijk troebele wateren opzoeken. Voor de Dwergstern tenslotte is vooral het Zeebrugse havengebied en de directe omgeving daarvan (straal van 2 km) van belang. Evenals de overige sternensoorten zijn het toppredatoren die gevoelig zijn voor verontreiniging met accumulerende stoffen. Mogelijk heeft een verminderde transparantie van het zeewater een negatief effect op het foerageersucces van deze visuele jager. De vermelde sternensoorten zijn alle drie gevoelig voor veranderingen in het bestand van hun prooivissen, wat kan leiden tot grote fluctuaties in het broedsucces en schommelingen in hun populaties.

Schematische samenvatting



Figuur 4. Productiviteitsallocatie op Vlaamse stranden voorgesteld aan de hand van gekende taxa.

In Figuur 4. wordt een schematisch beeld geschetst van de ruimtelijke verspreiding van gekende taxa en hun trofische rol.

Deel 2. Ecologische effecten van zandsuppletie

INLEIDING

Voor- en nadelen van strandsuppleties

Strandsuppletie wordt gedefinieerd als *'the process of mechanically or hydraulically placing sand directly on an eroding shore to restore or form, and subsequently maintain, an adequate protective or desired recreational beach'* (Greene, 2002) of het *'bewust aanbrengen van zand op een eroderend strand of het creëren van een strand waar voorheen geen of slechts een smal strand aanwezig was'* (Anoniem, 1995).

De aandacht voor kusterosie in het algemeen en voor zandsuppleties en fysische en biologische monitoring in het bijzonder is gegroeid tijdens de laatste decennia. Zandsuppleties worden alom gezien als een beter alternatief voor kustverdediging dan het gebruik van harde structuren (bv. Dankers *et al.*, 1983; Adriaanse & Coosen, 1991; Charlier *et al.*, 1998; Basco, 1999; Brown & McLachlan, 2002; Finkl, 2002; Greene, 2002; Hanson *et al.*, 2002; Hamm *et al.*, 2002). Postieve aspecten van strandsuppletie in vergelijking met een harde kustverdediging omvatten onder andere: (1) de hogere kans op erosie als gevolg van harde kustverdediging (Peterson *et al.*, 2000a), vaak op andere plaatsen dan de strandzone waar de ingreep wordt uitgevoerd (door *long shore transport* van sediment), (2) de kleinere veranderingen van sediment- en hydrodynamiek bij strandsuppleties, waardoor het natuurlijke evenwicht makkelijker opnieuw tot stand kan komen en behouden blijft (Peterson *et al.*, 2000a) en (3) de hogere recreatieve waarde van stranden na suppletie en (4) de lagere ecologische schadelijkheid (Anoniem, 1995). Enkele negatieve aspecten omvatten: (1) de hoge kostprijs als gevolg van de nood aan herhaling van de suppletie (kostenbeperekende opties, zie Raudkivi & Dette, 2002) en (2) de lage toepasbaarheid in energierijke omgevingen (Esteves & Finkl, 1998). Zo leidde de aanleg van dijken aan de duinvoet ongeveer een eeuw geleden op veel plaatsen langs de Belgische oostkust tot het verdwijnen van een droog strand (Charlier & De Meyer, 1995, 2000).

Bij een afweging van de ecologische effecten van verschillende kustverdedigingstechnieken, komen strandsuppleties naar voor als beste optie. In een aantal gevallen wordt strandsuppletie zelfs toegepast om bescherming te bieden voor bedreigde of beschermde soorten (Greene, 2002). Dergelijke plannen bestaan voor het strand van het Vlaams natuurreservaat "De Ijzermonding", als compensatie voor het natuurverlies als gevolg van de geplande havenuitbouw van Oostende.

Ruimtelijke verbreiding en omvang van strandsuppleties

Strandsuppleties zijn een vrij recent gegeven. Zowel in Noord-Amerika als in Europa werden de eerste grotere projecten pas zo'n 40 jaar geleden uitgevoerd (Anoniem, 1995). In Europa werden de meeste projecten uitgevoerd in Spanje (vb. > 600 tussen 1997 en 2002), Nederland (ca. 200), Frankrijk (ca. 115), Italië (ca. 50), Groot-Brittannië en Denemarken. In totaal werden telkens meerdere miljoenen tot tientallen miljoenen m³ zand op de stranden opgespoten (in Nederland bijvoorbeeld jaarlijks 6.000.000 m³ sinds 1991). Hanson *et al.* (2002) en Hamm *et al.* (2002) geven een overzicht van de Europese suppletieprojecten.

In Vlaanderen werd het eerste suppletieproject uitgevoerd in 1968. Sindsdien werd over een kustlengte van 19,5 km, verdeeld over verschillende locaties, in totaal 17.200.000 m³ zand opgespoten. Zo werd tussen 1977 en 1979 8.500.000 m³ aangebracht op 8 km kust ten oosten van Zeebrugge om te compenseren voor de verhoogde erosie in het gebied na de aanleg van de strekdammen van de haven van Zeebrugge (Kerchaert *et al.*, 1986 in Hanson *et al.*, 2002). Sindsdien waren echter respectievelijk in 1986 en 1989 te Zeebrugge reeds opnieuw twee kleinere suppletieprojecten nodig (Hanson *et al.*, 2002). Later werden onder meer in De Haan suppleties uitgevoerd (1994-1995) Le Roy *et al.* (1996).

Een summier overzicht van suppletieactiviteiten in België wordt verder gegeven door Charlier *et al.* (1998; voor meer details zie Annex 1: Tabellen 3-5).

Strandsuppleties in Vlaanderen

Een overzicht van kustverdedigingswerken langs de Vlaamse kust wordt gegeven in het rapport Kust 2002 (Anoniem, 1993). In de rapporten betreffende de kustlijnkaarten (Anoniem 1998, 1999a) worden de maatregelen voor kustverdediging samen met de morfologische evolutie van het strand en het duin gesitueerd langs de Vlaamse kust. De verschillende soorten kustverdediging worden ook beschreven in De Wolf *et al.* (1993). Als harde kustverdedigingstechnieken onderscheidt men Longardbuizen, strandkribben, strandhoofden, duinvoetversterkingen, actief zeeerende en slapende zeedijken. Vormen van zachte kustverdediging zijn herprofileringen, badstrandophogingen, strandsuppleties (klassieke suppleties, profielsuppleties en suppleties door middel van een voedingsberm), onderwaterschermen en windschermen/strandhagen.

De laatste decennia worden vooral zachte infrastructuurwerken uitgevoerd waarin suppleties veruit het belangrijkste zijn. Deze sluiten beter aan bij de natuurlijke processen en de kust behoudt *grosso modo* zijn morfologische kenmerken. Klassieke suppleties houden een massa-opspuiting op het droog strand in terwijl bij profielsuppleties het zand onder zijn natuurlijk profiel over het droog en nat strand wordt uitgespreid. Voedingsbermen zijn onderwater- of vooroeversuppleties. Deze laatste blijken veelal voordeliger dan suppleren op het strand (Hillen *et al.* 1991; Anoniem, 1997), hoewel er relatief veel meer zand nodig is. Klassieke en profielsuppleties worden echter nooit overbodig en kunnen maar gedeeltelijk worden vervangen door vooroeversuppleties.

De herkomst van het zand bij Vlaamse strandsuppletieprojecten is niet altijd duidelijk, ondermeer doordat soms zand werd geleverd door meerdere leveranciers of meerdere baggerschepen: vermoedelijk komt tot en met 2001, het merendeel van het zand van de Kwintebank (l. Taes, pers. med.). Ook werd in het verleden het gewenste zand nog verkregen als nevenprodukt van de grindproductie (afkomstig uit de Thames). Sinds 2002 wordt uitdrukkelijk gevraagd geen zand van de Kwintebank te gebruiken. Als alternatief wordt veelal zand aangevoerd vanop de noordoostelijke punt van de Buiten Ratel. Andere zandwinningszones zijn het Scheur en de Pas van het Zand. Gemiddelde mediane korrelgroottewaarden, gebruikt bij enkele recente suppletiewerken worden vermeld van De Haan centrum (2000; 320 μm), Duinse Polders (1998-1999; 200-250 μm (eerste 10 %); overige 90 % +/- 300 μm) en Knokke-Heist (1998-1999; 400 μm) (Bron: VVWK).

Vaak wordt zand aangevuld op het peil +6,9 TAW over een breedte van 10 m tegen de zeedijkvlooiing, met een zeewaarts talud van 1/10. Hierbij kan zowel gebruik worden gemaakt van aangevoerd zeezand als van strandzand afkomstig van de zone tussen de laagwaterlijn en TAW +2,5 m (bv. Raversijde-Oost, Oostende-West). Het strand wordt hierbij gelijkmatig afgegraven tot op een diepte van max. 40 cm onder het theoretisch strandprofiel (helling 1,5 %) en volgens de aanduidingen van het Bestuur tijdens de uitvoering van de werken. Er mogen in deze zone geen kuilen gemaakt worden. In Mariakerke werd het zand rechtstreeks tegen de zeedijkvlooiing aangebracht; te Bredene-West tegen de duinvoet/zeedijk.

Vanaf de Hippodroom en verder oostwaarts tot aan Wenduine-Rotonde werd in de periode 1991-1998, een omvangrijke suppletie op strand en vooroever via kleppen en spuiten uitgevoerd. Hierbij werd 3.240.000 m³ aangebracht op het strand en 1.780.000 m³ op de vooroever.

Doelstelling

Hoewel het toepassen van strandsuppletie als meer ecologisch wordt beschouwd dan het aanleggen van harde constructies, brengt ook deze vorm van strandherstel grote veranderingen in het strandecosysteem aan.

De impact kan zich afspelen op verschillende locaties, waarvan hier enkel de tweede locatie verder wordt beschouwd (Löffler & Coosen, 1995):

- bronsite van het suppletiezand en sites onrechtstreeks geïmpacteerd via sedimenttransport
- doelsite (strand, duinvoet of vooroever) en sites onrechtstreeks geïmpacteerd via sedimenttransport, incl. duingebieden (via eolisch transport)

Dit rapport biedt een overzicht van de beschikbare kennis over de ecologische gevolgen van zandsuppleties op het strandecosysteem.

DE ECOLOGISCHE IMPACT VAN ZANDSUPPLETIES

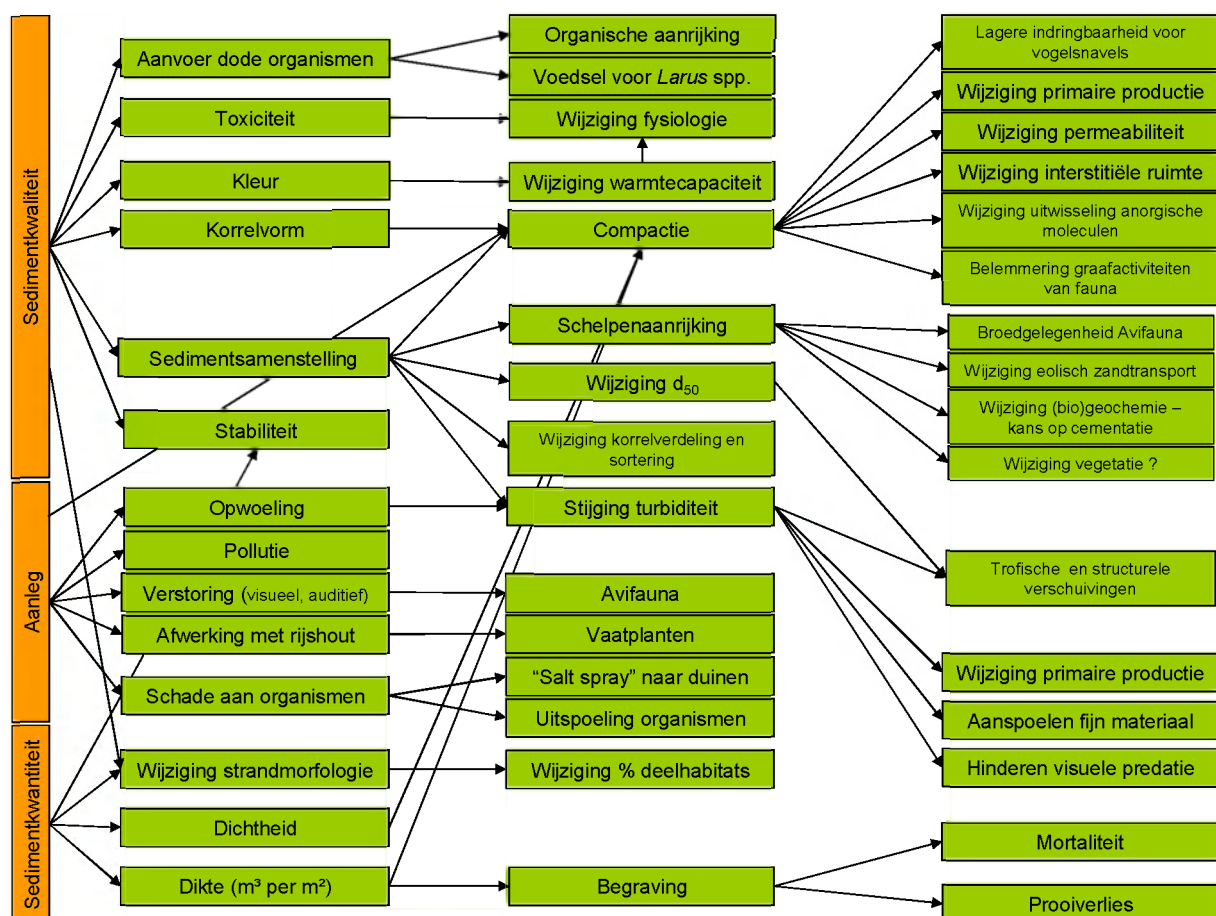
Door het dynamische milieu zijn de organismen die in het intertidaal kunnen stand houden beperkt tot soorten met een hoge tolerantie voor allerlei vormen van omgevingsstress en zouden ze dus weinig schade ondervinden (o.a. Anoniem, 2002b; Löffler & Coosen, 1995; Miller *et al.*, 2002). Deze tolerantie is niet onbegrensd (Moffet *et al.*, 1998; Jaramillo *et al.*, 1996). Doordat het oorspronkelijke sediment tijdens een strandsuppletie onder andere onder een dikke laag zand wordt bedolven, verdwijnt (een groot deel van) de oorspronkelijke flora en fauna. Wijzigingen in het strandhabitat na strandsuppletie (wijzigingen in o.a. profiel en sedimentologie) zullen het herstel van het strandecosysteem beïnvloeden.

Hoewel kan worden verwacht dat een dergelijke ingreep een effect heeft op het hele strandecosysteem, richtten de meeste onderzoekers zich voornamelijk op de invloed die suppleties hebben op de intertidale bodemmacrofauna (o.a. Rakocinski *et al.*, 1996; Peterson *et al.*, 2000a) en blijven andere ecosysteemcomponenten - op enkele anekdotische vermeldingen na - veelal buiten beschouwing. Meestal gaat het om korte-termijn studies van macrobenthos, over de effecten op lange termijn of van herhaaldelijk suppleren op dezelfde plaats is vrij weinig geweten. Vaak worden wel mogelijke effecten genoemd, maar zonder dat er daadwerkelijk onderzoek naar gedaan werd.

De ecologische effecten kunnen worden gekoppeld aan drie hoofdaspecten van een zandsuppletie (Figuur 5):

1. effecten rechtstreeks gerelateerd aan de suppletieactiviteiten – de aanleg
2. effecten gerelateerd aan kwaliteitskenmerken van het suppletiezand
3. effecten gerelateerd aan kwantiteitskenmerken van het suppletiezand

De ecologische effecten worden verder beïnvloed door (1) de suppletietechniek en –strategie en (2) plaats, tijdstip en omvang van de strandsuppletie. Deze effecten worden verder in detail besproken.



Figuur 5. Geïntegreerd netwerk van de verschillende ecologische effecten van zandsuppleties. Het schema is een tentatieve samenvatting die werd verkregen door compilatie van de verzamelde literatuurgegevens en overleg tussen de verschillende partners van het onderzoek consortium.

Activiteiten tijdens de aanleg

Hieronder worden enkel de directe neveneffecten van de aanleg begrepen en niet de effecten van de aangebrachte laag suppletiezand op zich.

Bij de aanleg kan verstoring van de fauna optreden, die visueel of auditief (vogels verlaten hun nest door lawaaihinder, Peterson & Manning, 2001) kan zijn. Tijdelijke geluidsoverlast tijdens de constructie (pompen, bulldozers, afvoerpijp) (Anoniem, 2002b) zorgt voor verstoring van foeragerende vogels (Harte *et al.*, 2002).

Onder meer bij het gebruik van bulldozers worden verder ook planten vernietigd en wordt de dichtheid en compactie van het strand verhoogd (kleinere voertuigen hebben een grotere impact dan grotere die het gewicht meer verdelen; Anoniem, 1989 – zie verder onder Kwaliteitskenmerken van het suppletiezand - Sedimentsamenstelling - Korrelgrootteverdeling).

Verder kan er eventueel enige verontreiniging ontstaan door uitlaatgassen van werkvoertuigen, brandstoflekken etc.

Kwaliteitskenmerken van het suppletiezand

Elke strandsuppletie heeft een aantal eerder kwalitatieve aspecten:

- sedimentsamenstelling
 - gehalte aan schelpen of ander grof materiaal
 - gehalte aan slib en organisch materiaal (i.e. fijn materiaal)
 - korrelgrootteverdeling
- strandmorfologie en –profiel
- aanwezigheid van toxische stoffen en/of dode organismen
- sedimentkleur

SEDIMENTSAMENSTELLING

Schelpen en ander grof materiaal

Wanneer het suppletiezand veel schelpen of ander grof materiaal bevat kan er cementatie optreden door het oplossen van schelpfragmenten of kan er een “schelpenvloer” worden gevormd die beide een vermindering in eolisch zandtransport met zich meebrengen (van der Wal, 1998). Zandverstuiving is een belangrijke factor voor duinvorming en vegetatieontwikkeling in de zeereep (McLachlan, 1991); regelmatige aanvoer van stuvend zand is essentieel voor de vitaliteit van de helmbegroeiing (Van der Putten & Peters, 1997). Wanneer te weinig zand wordt aangevoerd, gaat de vitaliteit van de planten achteruit doordat schimmels en nematoden de wortels aantasten.

Anderzijds kan een zeker gehalte aan schelpen op het droog strand gunstige broedomstandigheden bieden voor de Strandplevier (*Charadrius alexandrinus*) (cf. Melvin *et al.*, 1991). Bij natuurontwikkelingsprojecten in het Nederlandse Deltagebied bleek de successie van de vegetatie aanzienlijk te worden vertraagd wanneer de opgespoten ondergrond veel stenen of grind bevatte, en bleef daardoor langer geschikt als broedhabitat voor kustbroedvogels (Stienen & Schekkerman 2000). Den Hollander & Van Etten (1974) toonden aan dat de kever *Bledius* niet voorkomt in te schelpenrijk zand. Peterson *et al.* (2000a) vonden een vertraagd herstel van de *Donax*-populatie na een suppletie met materiaal dat veel schelpenmateriaal bevatte.

Fijn materiaal

Hoge gehalten aan fijn materiaal (o.a. slib en particulier organisch materiaal) kunnen de turbiditeit doen stijgen. Een stijging van de turbiditeit wordt veelal niet beschouwd als een groot ecologisch probleem in de kustnabije zone van hoog-energetische stranden omdat de turbiditeit meestal slechts kort en lokaal wordt waargenomen (Greene, 2002) en omdat fijn materiaal, dat grote hoeveelheden organisch materiaal en andere contaminanten kan bevatten, snel zeewaarts getransporteerd worden en sulfiden worden geoxideerd (Naqvi & Pullen, 1982 in: Anoniem, 1989). Bovendien zijn kustnabije biologische gemeenschappen van nature al aangepast aan een relatief hoge en variabele turbiditeit

van het water onder invloed van de inwerking van golven en stormen (Van Dolah *et al.*, 1994; Anoniem, 2001; Anoniem, 2002b).

Toch kan een langdurige zandsuppletie en/of erosie van suppletiezand, indirect turbiditeitsgevoelige planten en dieren beïnvloeden. Een verhoogde turbiditeit kan tijdelijk eventueel positief zijn voor surfzonevissen (cf. gedeelte epi- en hyperbenthos) (Beyst *et al.*, 2002a), maar zal uiteindelijk leiden tot schade aan de kieuwen en aan de eieren als gevolg van verlaagde zuurstofconcentraties (Greene, 2002). Verder kan troebel water, verspreid door stromingen, over grote gebieden de lichtpenetratie in de waterkolom verhinderen (vermindering in fytoplanktonproductie) het zicht onder water beperken (bemoelijkking van visuele predatie door zichtjagende vissen, krabben en vogels) en de filterende voedingswijze en ademhaling van bivalven (o.a. *Donax*) belemmeren (Essink, 1999; Greene, 2002). Rivas Higuera (2003) stelde in laboexperimenten met de vlokreeftjes *Bathyporeia pilosa* en *B. sarsi*, twee courante soorten van Belgische stranden, vast dat beide soorten een duidelijke voorkeur vertonen voor een laag gehalte aan slib (ca. 1 %). Voor *B. pilosa* werd dit bovendien ook reeds in het veld aangetoond (slibgehalte < 2%; Khayrallah & Jones, 1980).

Verder kan een hoge silt/kleiconcentratie in suppletiezand resulteren in een traag herstel van macrobenthische organismen (Saloman & Naughton, 1984; Gorzelany & Nelson, 1987) (Rakocinski *et al.*, 1996: tot minimaal twee jaar na de suppletie), onder andere als gevolg van een beperking van de juveniele recruterings (*Donax* ~ Reilly & Bellis, 1983; Grober, 1992; *Scolecopsis squamata* ~ Grober, 1992). Nelson (1993) benadrukt dan ook dat hoge concentraties aan organisch materiaal, klei, silt en ander fijn materiaal in het suppletiezand moeten worden geweerd.

De aanwezigheid van kleiballen in de ontgonnen sedimenten kan een langdurige bron van fijn materiaal betekenen en zo de turbiditeit tot lang na het suppletieproject verhogen (Goldberg, 1989; Greene, 2002: 7 jaar).

Korrelgrootteverdeling

Omwillen van de stabiliteit na suppletie (daling frequentie onderhoudssuppleties) en het minimaliseren van de hoeveelheid benodigd zand (steiler profiel), worden suppleties totnogtoe meestal uitgevoerd met zand met een hogere mediane korrelgrootte dan het oorspronkelijk aanwezige zand (Raudviki & Dette, 2002).

De korrelgrootteverdeling is verder een zeer belangrijk aspect bij de evaluatie van de ecologische effecten van zandsuppletie, gezien de directe relatie tussen de korrelgrootte en het strandprofiel (voorspeld door de evenwichtsprofieltheorie; Eitner, 1996), alsook de morfologie en het morfodynamisch type van het strand (Kamphuis, 2000; Anoniem, 2002a; Dean, 2002). De ecologische effecten van een wijzigende strandmorfodynamiek wordt verder gedetailleerd weergegeven (zie "Strandmorfologie"). In veldstudies is de rol van de korrelgrootte daarom vaak moeilijk los te koppelen van de het belang van de strandmorfologie en dus de heersende hydrodynamiek. Desondanks worden hier enkele unieke studies vermeld.

McLachlan (1996) bestudeerde een strand waar door strandsuppletie de korrelgrootte toenam, maar getijdenhoogteverschil, golfenergie en turbiditeit constant bleven. Het morfodynamisch type evolueerde van een dissipatief naar een intermediair strand. De veranderingen in korrelgrootte en hellingsgraad konden elk afzonderlijk gecorreleerd worden met de dalende soortenrijkdom en densiteiten aan macrobenthos. De lokale *Donax*-soort verdween.

Ook ander onderzoek bracht – met wisselende overtuigingskracht – een wijziging in de mediane korrelgrootte in verband met een vermindering in het voorkomen van de benthische macrofauna en een structurele verschuiving van de benthische gemeenschappen (Rakocinski *et al.*, 1996; Peterson *et al.*, 2000a; Peterson & Manning, 2001). Voor *B. pilosa* werd een voorkeur voor een mediane korrelgrootte van 150-220 µm in één studie vastgesteld (Khayrallah & Jones, 1980). Bovendien kan het samen voorkomen van bv. *B. pilosa* en *B. sarsi*, wat op Belgische stranden quasi altijd het geval is, er voor zorgen dat de soorten een nog meer uitgesproken korrelgroottepreferentie gaan vertonen (Rivas Higuera, 2003; cf. Defeo *et al.*, 1997)

Zandsuppletie kan door veranderingen in korrelgrootte en korrelvorm wijzigingen in de dichtheid en een toenemende compactie van het strand veroorzaken (Anoniem, 1989). De effecten van compactie uiten zich via veranderingen in de interstitiële ruimte, capillariteit, waterretentie, permeabiliteit en uitwisseling van gassen en nutriënten (Anoniem, 1989; Greene, 2002). Naast de doordringbaarheid voor vogelsnavels van de bodem wordt ook de verticale migratie (locomotie) van de infauna verhinderd wanneer de korrelgrootte en samenstelling van het aanvulmateriaal verschillen van de originele strandsedimenten en compactie in de hand werken (Maurer *et al.*, 1978 in: Anoniem, 1989).

Sterk gecompacteerd stranden hebben een verminderd aantal gravende organismen (Lindquist & Manning, 2001 in: Greene, 2002). Een modelmatige studie bij een suppletie in Malta schatte de kans op verwaarloosbare milieueffecten veel kleiner in wanneer deze suppletie werd uitgevoerd met fijner (170µm) sediment dan met grof sediment (2 mm) (Micallef *et al.*, 2001).

Door sommigen wordt getwijfeld aan het belang van de korrelgrootteverdeling van het suppletiezand bij het ecologisch herstel: de korrelgrootteverdeling zou zich in korte tijd kunnen herstellen door de fysische condities, met name door stroming en storm (J. Cleveringa, pers. comm. in: Harte *et al.*, 2002). Een geleidelijke wijziging van de korrelgrootteverdeling op het opgespoten strand (richting morfologische evenwichtstoestand in functie van de heersende hydrodynamische condities) kan inderdaad worden verwacht, maar een ecologisch herstel kan enkel worden verwacht nadat deze evenwichtstoestand werd bereikt. Om de ecologische impact te beperken wordt dus best gezocht naar een goede overeenkomst tussen de oorspronkelijke korrelgrootte en de korrelgrootte van het suppletiezand. Als bij een zandsuppletie de sedimentsamenstelling (korrelgrootteverdeling en organisch stofgehalte) van het suppletiezand overeenkomt met het originele zand heeft dit wederom de minste impact op de benthische macrofauna en is de herstelperiode ervan het kortst (Parr *et al.*, 1978; Nelson, 1993; Löffler & Coosen, 1995; Dean, 2002).

Naast deze ecologische argumenten gaan ook vanuit geologische hoek stemmen op om de natuurlijke korrelgrootte te bewaren om zo een scherpe transitie van dissipatieve naar reflectieve stranden te vermijden (Anfuso *et al.*, 2001).

STRANDMORFOLOGIE

Veranderingen in het strandprofiel (gekoppeld aan de korrelgrootteverdeling van het suppletiezand, zie eerder) kunnen leiden tot veranderingen in de hydrodynamica van de intertidale zone: een toename van de hellingshoek zal een toename in de golfenergie op het strand veroorzaken (Kaufman & Pilkey, 1983 in: Greene, 2002). Hogere golfenergie creëert een hydrodynamisch stressvollere omgeving wat de diversiteit en het voorkomen van de infauna zal reduceren (McLachlan, 1983). Significante wijzigingen van het profiel kunnen aanleiding geven tot een verandering van het morfodynamische type en betekenen een trager herstel en eventueel een permanente verschuiving van de ecologische gemeenschapsstructuur. Dit hangt nauw samen met de gekozen korrelgrootte, waarnaar hier verwezen wordt voor meer detail.

Sommige studies duiden aan dat veranderingen in geomorfologie en sedimentkarakteristieken een grotere invloed hebben op de herstelsnelheid van invertebraten dan directe effecten van begraving of mortaliteit (Greene, 2002).

AANWEZIGHEID VAN TOXISCHE STOFFEN EN/OF DODE ORGANISMEN

Soms resulteert de aanvoer van suppletiezand ook in een tijdelijke aanvoer van dode organismen, die een voedselbron voor meeuwen kunnen zijn, maar ook voor een organische aanrijking van de bodem kunnen zorgen (Harte *et al.*, 2002). Deze (tijdelijke) organische aanrijking zal eveneens een effect hebben op het strandecosysteem, maar gegevens hieromtrent zijn niet beschikbaar.

Tenslotte blijkt ook de afwezigheid van toxische stoffen een vaak vermelde kwaliteitsvereiste voor het suppletiezand (Anoniem, 1989; Adriaanse & Coosen, 1991; Anoniem, 2002a).

SEDIMENTKLEUR

Kleur, densiteit en korrelgrootte kunnen de warmtecapaciteit en dus de temperatuur van het strandzand veranderen (Anoniem, 1989). De ecologische gevolgen van dergelijke wijzigingen in het habitat zijn momenteel ongekend.

Kwantiteitskenmerken van het suppletiezand

Kwantitatieve aspecten van het suppletiezand zijn:

- dichtheid
- dikte van het suppletiezand => m³ per m²

De dikte en het volume per oppervlakte van het aangebrachte zand bepaalt de mate waarin organismen begraven worden. Deze begraving leidt tot een verhoogde mortaliteit voor de begraven organismen en tot prooiverlies voor predatoren die zich met deze (benthische) organismen voeden (Dankers *et al.*, 1983; Adriaanse & Coosen, 1991; Anoniem, 1995; Löffler & Coosen, 1995; Charlier *et al.*, 1998; Peterson *et al.*, 2000b).

De letale afzettingsdiktes variëren van een aantal centimeter tot een maximum 90 cm bij polychaeten (Löffler & Coosen, 1995; Essink, 1999; Greene, 2002). In het geval van klassieke zandsuppleties gaat het *normaliter* echter om een zandpakket van 1-2,5 m dik dat voor een langere periode aanwezig blijft (Harte *et al.*, 2002), waardoor overleving minimaal wordt ingeschat. Over de mortaliteit bij de overige ecosysteemcomponenten werd geen informatie gevonden.

Net zoals voor andere effecten is het van belang rekening te houden met de soortgebonden consequenties van deze impact. Hoewel de oorspronkelijk aanwezige organismen afsterven, zal na het afdekken van het strand de herkolonisatie starten. Deze herkolonisatie gebeurt voornamelijk door dispersie van juveniele stadia van mariene benthische organismen. Larven zullen zich na een pelagische fase vestigen in het suppletiezand. Sommige soorten beschikken echter niet over pelagische stadia en hun populaties herstellen zich duidelijk trager na suppletie (bv. amphipoden zoals *Bathyporeia* & *Haustorius*, Saloman & Naughton, 1984; Grober, 1992; andere crustaceeën, Van Dalfsen & Essink, 2001).

Net zoals bij het ruimen van de vloedmerklijn zal bij het begraven ervan de primaire voedselbron voor terrestrische arthropoden tijdelijk worden weggenomen en wordt bovendien de aanwezige fauna gedood.

Er is voor zover bekend slechts één studie beschikbaar over de effecten van afdekking met zand op microfytobenthos in intertidale gebieden. Saburova & Polikarpov (2003) begroeven een natuurlijke MFB-gemeenschap van een zandig sediment met een 4 cm dikke laag steriel zand. Na 24 uur bereikten de eerste cellen het nieuwe oppervlak, maar na 5 dagen was een deel ($\pm 20\%$) nog steeds aanwezig in de oorspronkelijke lagen. Aangezien deze experimenten werden uitgevoerd in plastic buizen die op het sediment geplaatst werden, is het niet mogelijk om na te gaan in welke mate de horizontale verplaatsing van MFB de herkolonisatie van 'nieuwe' sedimenten kan beïnvloeden. Bovendien – en belangrijker – is de dikte van deze experimentele afdekkingslaag verre van vergelijkbaar met deze bij een suppletie.

Tot op heden is er nauwelijks fundamenteel onderzoek gebeurd naar de invloed van strandsuppleties op het foerageergedrag van steltlopers. Er zijn wel indicaties dat een dergelijke invloed bestaat. Zo toonden Dankers *et al.* (1983) aan dat het afsterven van de Gemshoornworm *Scolecopsis squamata*, die langs de Noordzeekust het hoofdvoedsel vormt van de Drieteenstrandloper *Calidris alba* (Smit, C.J. & W.J. Wolff, 1981; Glutz von Blotzheim, 1986), na een strandsuppletie op Texel, een duidelijke afname van het aantal foeragerende Drieteenstrandlopers tot gevolg had (zie ook Meininger *et al.*, 1996; Peterson & Manning, 2001). Dit uit zich zowel in duidelijk lagere aantallen strandlopers als in een lagere vangstefficiëntie op het opgehoogde strand.

Tijdstip, plaats en omvang van strandsuppletie

De suppletie wordt het best uitgevoerd gedurende één winterseizoen, met start na oktober en einde rond maart (Anoniem, 1989). Deze timing is het best voor (op Belgische stranden extreem schaarse) broedvogels (Anoniem, 1999b), maar naar rustende en foeragerende vogels toe zouden de zomermaanden beter zijn. Door de verstoring die optreedt als gevolg van de werkzaamheden is het goed mogelijk dat soorten die in de buurt van de suppletieplaats broeden hun nesten verlaten of niet meer in de buurt kunnen foerageren (Melvin *et al.*, 1991; Peterson & Manning, 2001). Bij iedere suppletie zou de timing opnieuw moeten worden bekeken in functie van het gebruik van die specifieke zone door broedvogels enerzijds en rustende/foeragerende vogels anderzijds.

De winter is als seizoen ook het aangewezen seizoen voor epibenthische organismen, omdat die zich tijdens de winter niet op het strand maar in het ondiepe infralitoraal bevinden (Grober, 1992). Studies waarbij de timing goed gekozen werd, stellen een snel herstel van de fauna vast (o.a. Saloman &

Naughton, 1984). Bovendien werden bij een studie waarbij de werken tot in mei doorliepen en waar herstel uitbleef voor het eerstvolgende voortplantingsseizoen, de dieren kleiner en nam de gemiddelde biomassa geleidelijk af (Peterson *et al.*, 2000a). Aangezien een aantal organismen zich 's winters in het ondiepe infralitoraal bevindt, is het mogelijk dat de verminderde ecologische impact van deze timing niet geldt wanneer een vooroeversuppletie wordt uitgevoerd (Grober, 1992).

De ecologische impact zal ernstiger zijn op een site waar vóór de suppletie een meer waardevolle fauna en flora aanwezig is. Aanduiden van dergelijke sites langs de Belgische kust is voorlopig nog niet mogelijk. Het BEST-project (Biologische evaluatie van elf strandzones langs de Vlaamse Kust in opdracht van Aminal, afdeling Natuur) moet hierop een antwoord leveren.

Algemeen wordt vermeld dat beter veel kleine suppleties (< 800 m) kunnen uitgevoerd worden dan één grote (Adriaanse & Coosen, 1991; Löffler & Coosen, 1995; Peterson *et al.*, 2000b). De kleine afstand tussen opgespoten en niet-opgespoten stranden laat vermoedelijk een vlotte herkolonisatie (afhankelijk van de soort-specifieke dispersiecapaciteit) toe.

Suppletietechnieken en –strategieën

Bij strandsuppleties kunnen verschillende technieken (“rainbow spraying” versus onder druk via pijpen) en strategieën (vooroeversuppletie, duinvoet- of droogstrandsuppletie en strand- of profielsuppletie) worden toegepast.

SUPPLETIETECHNIKEN

De keuze voor rainbowspraying om het zand aan te brengen verhoogt de kans op een hogere zoutflux naar de duinen met vegetatieverziltig als gevolg (Adriaanse & Coosen, 1991; van der Wal *et al.* 1995 – zie ook verder).

Er is een sterke toename in dichtheid en compactie bij pompen van zand in een *zand-waterbrij* ('slurry') (Smith, 1985 in: Anoniem, 1989). De compactie kan wel 3 à 4 keer groter zijn dan op het originele strand en neemt soms toe (Ryder, 1991 in: Greene, 2002). Compactie kan opgelost worden door het strand om te ploegen ('tilling') (Dean, 2002). De compactie is veelal echter een tijdelijk probleem: de golfwerking verzacht het strand, vooral tijdens stormen.

De meest gebruikte methode om suppletiezand te plaatsen is door gebruik te maken van pijpleidingen. Als de aanvoer langs het droog strand gebeurt (backshore), zal het grove materiaal zich afzetten in de buurt van de berm en het fijne materiaal zal hellingafwaarts afgezet worden met de zand-waterbrij mee (Kana & Mohan, 1998). Dit type van suppletie, concentreert het grofste materiaal waar het het meest nodig is en verbetert de levensduur van de berm, maar de hellingafwaartse beweging van het fijne materiaal tot in de golfploopzone ('swash') kan een verhoogde turbiditeit van het water veroorzaken (Greene, 2002). Bij vooroeversuppletie kan de turbiditeit eventueel door opwoeling van het sediment eveneens stijgen. Opwoeling zou ook uitspoeling van biota kunnen veroorzaken.

SUPPLETIESTRATEGIEËN

De plaatsing van het suppletiezand over de volledige intertidale zone (i.e. profielsuppletie) zorgt ervoor dat de maximale strandbreedte wordt bewaard en het materiaal wordt gesorteerd door golfwerking, wat compactie vermindert (Anoniem, 1989). Bij profielsuppletie is het aangebrachte profiel per definitie in evenwicht, zal er weinig veranderen onder de inwerkende hydrodynamische (en eolische) krachten en zal er weinig zeewaartse herverdeling van het sediment optreden (CDBWSSC, 2002 in: Greene, 2002).

Vooroeversuppleties worden tegenwoordig in verschillende landen uitgevoerd en verkleinen de impactzone van de ingreep (Charlier *et al.*, 1998). De vooroever wordt gesuppleerd via kleppen (= rechtstreeks dumpen van de beun van het schip). Hoewel hierbij (net zoals bij een droogstrandsuppletie) de intertidale organismen slechts geleidelijk bedekt worden en zo overleving beter mogelijk wordt, zou de impact hier ernstiger kunnen zijn (Thompson, 1973; Oliver & Slattery,

Effecten buiten de suppletiesite, indirecte en cumulatieve effecten

De ecologische effecten buiten de suppletiesite en indirecte ecologische effecten vallen buiten het kader van dit project. Cumulatieve ecologische effecten van zandsuppleties zijn slecht gekend. Dergelijke effecten zijn niet in Figuur 5. opgenomen. Ze worden hier ter volledigheid wel kort vermeld.

Andere stranden (incl. duinen, duinvoet, vooroever en strandhoofden) alsook nabijgelegen schorren zouden door het *long shore* transport (via water) en eolisch transport (via de lucht) van suppletiemateriaal kunnen worden beïnvloed. Aangezien associaties van dieper gelegen zones minder bestendig zouden zijn tegen de impact van suppletie en een trager herstel kennen wordt zeewaarts transport van zand indien mogelijk best vermeden (Rakocinski *et al.*, 1996). Een voorspelling van de natuurlijke verplaatsing van het suppletiezand moet in acht genomen worden (Grober, 1992).

Meer sediment in het systeem zal sedimenttekorten, in en stroomafwaarts van het projectgebied, verminderen. Zandsuppleties hebben een invloed op het sedimentbudget (Eitner and Ragutzki 1994), maar geen invloed op getijden, golven, stromingen of veranderingen in stormfrequenties als het aangevoerde zandvolume minimaal is en er geen bijkomende structuren gebouwd worden (Anoniem, 2002b). Achtergronderosie blijft dezelfde en het volume materiaal dat verloren gaat bij stormen zal niet veranderen. Zandsuppleties vertragen wel de achtergronderosie en bieden stormbescherming aan de achterliggende gebieden. Vermeldenswaard is tenslotte dat de korrelvorm wel de compactie (Anoniem, 1989), maar niet het sedimenttransport, beïnvloedt (van der Wal, 1998).

Ook indirecte effecten, zoals de verhoging van toeristische druk na het creëren van een breder droog strand, zijn mogelijk.

Greene (2002) benadrukt de mogelijkheid op cumulatieve effecten, zowel (1) temporeel, als gevolg van de herstelsuppletiefrequentie, als (2) ruimtelijk, als gevolg van de gezamenlijke impact van meerdere suppleties in dezelfde regio en (3) synergismen tussen het temporele en ruimtelijke aspect. Er is echter momenteel weinig bekend over het fysische en ecologische effect van langdurig en herhaaldelijk suppleren (Harte *et al.*, 2002). De korrelgrootte in de kustzone zou bijvoorbeeld in de loop der jaren grover worden doordat herhaaldelijke suppleties met een grovere korrelgrootte werden uitgevoerd. Verder kunnen herhaalde zandsuppleties (1) compactere stranden, (2) een langdurige stijging van de turbiditeit en (3) een definitief veranderde sedimentsamenstelling en strandmorfologie (profiel) veroorzaken (Anoniem, 1989).

Het gecombineerde effect van simultane zandsuppleties langs de gehele kustlijn moet in rekening worden gebracht (Greene, 2002). Meerdere korte suppleties worden verkozen boven langdurende, vooral in gebieden waar op korte termijn de morfologische effecten onvoorspelbaar zijn (Hillen & Roelse, 1995 in: van der Wal, 1998).

HIATEN IN DE HUIDIGE KENNIS

Zoals uit bovenstaand literatuuroverzicht blijkt, overwegen op korte tot middellange termijn de negatieve ecologische effecten van een zandsuppletie, waarvan de grootte van impact voornamelijk wordt bepaald door (1) activiteiten tijdens de aanleg, (2) kwaliteit van het suppletiezand; (3) kwantiteit van het suppletiezand, (4) tijdstip, plaats en omvang van strandsuppletie en (5) gekozen suppletietechniek en –strategie. Nadat de fysische evenwichtstoestand opnieuw wordt bereikt hangt de graad van herstel van het strandecosysteem voornamelijk af van de fysische kenmerken van de evenwichtstoestand, die het habitat zullen bepalen. Deze fysische kenmerken worden voornamelijk bepaald door (1) sedimentkwaliteit, (2) sedimentkwantiteit, (3) gekozen suppletietechniek en –strategie en (4) plaats en omvang van de suppletie, alsook (5) de kenmerken van het fysisch milieu voorafgaand aan de suppletie.

Het literatuuroverzicht toont verder aan dat een ecosysteemvisie van de suppletie-effecten steeds ontbreekt: iedere studie beperkt zich tot een welbepaalde ecosysteemcomponent, waardoor een globaal beeld ontbreekt. Aangezien de effecten van een strandsuppletie echter sterk kunnen verschillen afhankelijk van de beschouwde ecosysteemcomponent, is het momenteel moeilijk een objectief algemeen beeld van de ecosysteemeffecten te verkrijgen.

Daar de in dit literatuuroverzicht vermelde studies elk een beeld van de ecologische effecten (meestal toegespitst op één ecosysteemcomponent) van een welbepaalde strandsuppletie schetsen (i.e. monitoringsstudies), blijft het moeilijk de ecologische effecten van een geplande strandsuppletie te kunnen inschatten. De verschillende studies beschrijven de effecten eerder dan in te gaan op de biologische processen die de effecten veroorzaken. Enkel een modelmatige benadering van de biologische processen, relevant bij de inschatting van de ecologische effecten van strandsuppleties, zal toelaten de effecten van toekomstige suppleties op een wetenschappelijk onderbouwde manier te voorspellen en aldus een ecologische bijsturing voor te stellen.

De biologische processen, relevant bij een strandsuppletie, omvatten (1) het proces van verstoring en overleving tijdens de suppletie (op korte termijn) en (2) het proces van herkolonisatie na suppletie (op middellange tot lange termijn) (van Dalfts & Essink, 2001).

Het proces van verstoring en overleving tijdens de suppletie wordt voornamelijk bepaald door de soort-specifieke toleranties, terwijl het proces van herkolonisatie wordt bepaald door (1) de soort-specifieke migratie- en/of dispersiecapaciteit, (2) de soort-specifieke habitatvereisten en –toleranties, inclusief fysische en biologische kenmerken. Indien de nodige wetenschappelijke aandacht aan de bovenvermelde processen voor elk van de sleutelsoorten binnen een strandecosysteem kan worden besteed wordt het mogelijk een ecosysteem-gerichte evaluatie van een geplande strandsuppletie uit te voeren.

Deel 3. Ecologische bijsturing van strandsuppleties - voorstel tot toekomstig onderzoek

INLEIDING

Strandsuppletie wordt gedefinieerd als *'the process of mechanically or hydraulically placing sand directly on an eroding shore to restore or form, and subsequently maintain, an adequate protective or desired recreational beach'* (USACE, 1984 in Greene, 2002) of het *'bewust aanbrengen van zand op een eroderend strand of het creëren van een strand waar voorheen geen of slechts een smal strand aanwezig was'* (Anoniem, 1995).

Hoewel het toepassen van strandsuppletie als ecologisch en esthetisch alternatief wordt beschouwd dan het aanleggen van harde constructies (bv. Dankers *et al.*, 1983; Adriaanse & Coosen, 1991; Charlier *et al.*, 1998; Basco, 1999; Brown & McLachlan, 2002; Finkl, 2002; Greene, 2002; Hanson *et al.*, 2002; Hamm *et al.*, 2002), kan ook deze vorm van kustverdediging grote veranderingen in het strandecosysteem veroorzaken. Doordat het oorspronkelijke sediment onder een dikke laag zand (meestal afkomstig van subtidale zandbanken) wordt bedolven, verdwijnen de oorspronkelijk aanwezige biota (door begraving of voor vogels door verstoring en voedselverlies) en dient het gebied nadien opnieuw gekoloniseerd te worden.

Overleven van de suppletie van voordien aanwezige organismen is volgens de literatuur quasi uitgesloten bij de huidige gangbare suppletie-methodiek (Löffler & Coosen, 1995; Greene, 2002). Dit betekent dat het ecologisch herstel slechts via de twee volgende wegen mogelijk is:

- migratie: organismen koloniseren gericht (adulten)
- dispersie: vnl. influx van jonge stadia uit naburige populaties (recruitering)

Voor de volledigheid wordt vermeld dat ook bentische organismen zouden kunnen aangebracht worden met het suppletiezand maar er werd aangetoond dat dit voor macrobenthos zelden of nooit optreedt (Greene, 2002).

Voornamelijk de laatste optie (recruitering) lijkt van groot belang voor het herstel. Dispersie is de drijvende kracht voor het koloniseren van (onder meer) veranderde of veranderende habitats. De schaal waarop deze dispersie zich kan afspelen is verschillend voor verschillende organismen (Günther, 1992: grote schaal: planktonische larven - tot meer dan 1000 km!; meso-schaal: postlarven/juvenielen - tot 10 meter; permanente meiofauna - tot 10 km; kleine schaal: adulte macrofauna - 1 m of minder; Cummings *et al.*, 1995; Dugan & McLachlan, 1999).

Grober (1992) leidt uit het ontbreken van pelagische larven bij bepaalde crustaceeën af dat adulte dieren het begraven moeten overleven. Dit hoeft echter niet de enige weg te zijn; mogelijk kunnen dispersie van adulten (o.m. litorale drift - naar het noordoosten langs de Belgische kust) of eventueel migratie even belangrijk zonet belangrijker zijn. Zoals eerder vermeld zijn beiden echter algemeen beduidend kleiner in belang dan het effect van de recruitering. *Scolelepis squamata* wordt aangeduid als één van de eerste kolonistoren (zogezegd na één dag!; Greene, 2002) waarbij turbiditeit echter recruitering kan verhinderen. Als verhoogde turbiditeit optreedt tijdens de recruiteringsperiode zal rekolonisatie uitblijven.

Terwijl verwacht kan worden dat een dergelijke ingreep een effect heeft op het hele strandecosysteem, richtten de meeste onderzoekers zich voornamelijk op de invloed die suppleties hebben op het macrobenthos. Deze studies vertonen in de meeste gevallen logistieke beperkingen en/of methodische onvolkomenheden zoals het ontbreken van (meerdere) staalnamecampagne(s) vóór de impact (Parr *et al.*, 1978; McLachlan, 1996; Rakocinski *et al.*, 1996); de afwezigheid of slechte keuze van controlesite(s) (Reilly & Bellis, 1983; McLachlan, 1996); het ontbreken van replicatie van impact- en/of controlesite (Rakocinski *et al.*, 1996); een te lage staalnamefrequentie (Rakocinski *et al.*, 1996); het ontbreken van interspersie (= ruimtelijke alternatie) van de impact- en controlesites (Dankers *et al.*, 1983); een te korte monitoring van herstel (Rakocinski *et al.*, 1996) en een gebrek aan aandacht voor omgevingsvariabelen (Reilly & Bellis, 1983). Hierdoor laten deze studies niet toe de ecologische effecten van strandsuppleties op een objectieve manier te bepalen (o.a. Stauble & Nelson, 1985; Adriaanse & Coosen, 1991; Nelson, 1993; Elzinga *et al.*, 2001; Peterson & Manning, 2001; Finkl, 2002; Greene, 2002).

Bovendien bleven andere ecosysteemcomponenten - op enkele anekdotische vermeldingen na - veelal buiten beschouwing waardoor een inschatting van de ecologische impact op niveau van het ecosysteem uitgesloten is. Mogelijke effecten op andere ecosysteemcomponenten worden vaak vermeld zonder dat er daadwerkelijk onderzoek naar gedaan werd.

Door de korte duur van de meeste studies is heel weinig geweten over het ecologisch herstel op lange termijn of de effecten van herhaaldelijk opspuiten.

Het strand is bovenal een dynamisch systeem en herstel van het macrobenthos na suppletie zou binnen twee voortplantingsseizoenen kunnen optreden mits een goede uitvoering (Dankers *et al.*, 1983; Adriaanse & Coosen, 1991). Verschillende factoren bepalen de omvang van de impact (Adriaanse & Coosen, 1991; Löffler & Coosen, 1995; Charlier *et al.*, 1998; Peterson *et al.*, 2000b) (zie eerder).

Verschillende factoren bepalen de omvang van de ecologische impact (Peterson *et al.*, 2000b; Adriaanse & Coosen, 1991; Charlier *et al.*, 1998, Löffler & Coosen, 1995):

- aard van op te spuiten sediment,
- plaats (voordien waardevol of niet?),
- timing (seizoen),
- frequentie van herstelsuppletie,
- geografische omvang en oppervlakte van de suppletie,
- mate van wijziging van strandprofiel,
- manier van opspuiten,
- ...

Elke strandsuppletie zal afhankelijk van deze factoren een eigen, zeer specifieke impact op het ecosysteem hebben. Waarnemingen en beschrijvingen van de ecologische effecten van de ene strandsuppletie zijn niet zomaar toepasbaar op een andere strandsuppletie. Om tot een gekwantificeerde ecologische bijsturing van strandsuppleties te kunnen komen is het noodzakelijk de **processen**, gekoppeld aan de schade en het herstel van het ecosysteem, te begrijpen en te kwantificeren.

Totnogtoe zijn de weinige studies naar de ecologische effecten van strandsuppleties alle gericht op het waarnemen en beschrijven van effecten via monitoring, eerder dan naar het begrijpen en kwantificeren van deze processen. Om een wetenschappelijk onderbouwd en algemeen toepasbaar kwantitatief kader voor de ecologische bijsturing van toekomstige strandsuppleties op te stellen is dringend bijkomend ecologisch onderzoek noodzakelijk. Dit onderzoek moet een aantal hiaten in de kennis verhelpen die van directe relevantie zijn voor de bepaling van de impactgrootte van suppleties en zal eveneens opties voor impactreductie onthullen.

Samengevat zijn deze hiaten (1) een gebrek aan een ecosysteemvisie en (2) weinig of geen detailonderzoek naar biologische processen die de effecten bepalen (enerzijds verstoring en overleving, afhankelijk van soort-specifieke toleranties, anderzijds herkolonisatie, afhankelijk van soort-specifieke migratie- en/of dispersiecapaciteiten en soort-specifieke habitatvereisten en - toleranties). Indien de nodige wetenschappelijke aandacht aan deze processen voor elk van de sleutelsoorten binnen een strandecosysteem kan worden besteed, wordt het mogelijk een ecosysteem-gerichte evaluatie van een geplande strandsuppletie uit te voeren.

DOEL

Het algemeen doel van deze studie omvat het opstellen van een wetenschappelijk onderbouwd en algemeen toepasbaar kwantitatief kader voor de ecologische bijsturing van toekomstige strandsuppleties. Dit kader zal toelaten (1) de ecologische schade tijdens de aanleg te beperken en (2) het ecologisch herstel na opspuiting te bespoedigen.

Onderzoek zal worden uitgevoerd teneinde de ecologische processen gekoppeld aan een strandsuppletie te begrijpen en te kwantificeren, dit voor de ecosysteemcomponenten (1) supralitorale zaadplanten, (2) supralitorale terrestrische arthropoden, (3) litoraal en infralitoraal microfytobenthos, (4) litoraal en infralitoraal benthos en (5) avifauna, rekening houdend met veranderingen in het fysische milieu.

Volgende vragen dienen beantwoord te worden:

- ⇒ Hoe kan de acute mortaliteit na begraving gereduceerd worden ?
- ⇒ Welke zijn de dispersiecapaciteit en de fysische en biologische habitatvereisten van strandorganismen ?
- ⇒ Hoe snel kan het herstel verlopen bij een gegeven set van relevante omgevingsvariabelen en suppletiekenmerken?

WERKWIJZE: VERANTWOORDING EN STRATEGIE

De impact kan zich afspelen op verschillende locaties (Löffler & Coosen, 1995):

- (1) bronsite van het suppletiezand en sites onrechtstreeks geïmpacteerd via sedimenttransport en
 - (2) doelsite (strand, duinvoet of vooroever) en
 - (3) sites onrechtstreeks geïmpacteerd via sedimenttransport, incl. duingebieden (via eolisch transport)
- Hiervan wordt hier enkel de tweede locatie verder beschouwd.

Het begrijpen en kwantificeren van de processen, verantwoordelijk voor de ecologische schade en het herstel, gebeurt aan de hand van experimenten *in situ* en in het laboratorium, waarbij de differentiële invloed van verschillende factoren, gekoppeld aan strandsuppleties, afzonderlijk en gecombineerd moeten worden onderzocht. Via een opvolging (monitoring) van de schade en herstel tijdens en na een strandsuppletie kunnen de resultaten uit de experimentele fase aan de realiteit worden getoetst en indien noodzakelijk aangepast.

Twee fases kunnen worden onderscheiden:

- (1) een **procesgerichte, experimentele fase** en
- (2) een **toetsingsfase**.

1. PROCESGERICHT ONDERZOEK - EXPERIMENTELE FASE

De ecologische impact speelt zich af op verschillende vlakken, gerelateerd aan de strandopspuiting, en hierbij kunnen drie deelaspecten worden onderscheiden (zie Deel 2.):

- (1) effecten rechtstreeks gerelateerd aan de suppletieactiviteiten – de **aanleg**,
- (2) effecten gerelateerd aan **kwantiteits**kenmerken van het suppletiezand en
- (3) effecten gerelateerd aan **kwaliteits**kenmerken van het suppletiezand.

Elk van deze kenmerken – inherent aan de zandopspuiting – zal een specifieke invloed op de schade op en het herstel van het ecosysteem hebben.

Beide eerste aspecten zullen zich voornamelijk uiten op het vlak van ecologische verstoring tijdens het opspuiten en mortaliteit meteen na suppletie (initiële impact), terwijl de kwaliteit van het gebruikte zand in belangrijke mate het herstel zal beïnvloeden.

Bij deze studie worden dan ook twee deelaspecten onderscheiden:

- (1) de ecologische schade die optreedt **tijdens** de aanleg en
- (2) het ecologisch herstel **na** opspuiting.

1.1. ECOLOGISCHE SCHADE TIJDENS AANLEG

Binnen dit luik dient de differentiële invloed van factoren, gekoppeld aan de aanleg, gekwantificeerd te worden. De factoren die aan bod moeten komen zijn de **mortaliteit** van organismen door begraving en de **verstoring** van organismen door de activiteiten *in se*.

1.1.1. Begraving en initiële mortaliteit

Suppleties worden veelal uitgevoerd met een zandpakket van 1 – 2,5 m dik, dat voor een langere periode (verschillende jaren) aanwezig blijft (Harte *et al.*, 2002). Daar voor de -tot op heden onderzochte macrobenthische- organismen overleving bij bedekking door een zandpakket van 1 m of meer onmogelijk blijkt (50 cm: Löffler & Coosen, 1995; 60cm, maximaal 90 cm bij polychaeten: Essink, 1999; Greene, 2002), wordt een volledige defaunatie tijdens een strandsuppletie verondersteld. Toch wordt het zandpakket tijdens een strandsuppletie niet op één moment aangebracht: het zandpakket wordt geleidelijk op het strand verspreid. Tijdens dit proces kunnen gravende soorten via verticale migratie dan ook potentieel toch een suppletie overleven. Om een zo hoog mogelijke overleving van de bedolven organismen tijdens een suppletie na te streven, is het van belang de soortspecifieke tolerantie ten opzichte van de suppletieduur, begravingsdiepte en -snelheid te kennen.

Deze experimenten kunnen in principe uitgevoerd worden met alle organismen behalve avifauna:

- ⇒ Kiemingsexperimenten – Vaatplanten
- ⇒ Begravingsexperimenten
 - Macrobenthos
 - (*Scolelepis squamata*, *Bathyporeia sarsi*, *B. pilosa* en *Eurydice pulchra*)
 - Microfytobenthos
 - Terrestrische arthropoden (bv. *Talitrus saltator*, verschillende Staphylinidae zoals *Aleochara obscurella*, *Bledius*, evt. larven van Diptera,...)

Zo kan nagegaan worden (1) wat de lethale begravingsdiepte van de soorten van het **macrobenthos** en de **terrestrische arthropoden** is (wanneer overleving niet langer mogelijk wordt) en (2) hoe herhaaldelijk suppleren met dunnere zandlagen met een bepaalde tussentijd de overleving van de organismen eventueel kan laten toenemen in tegenstelling tot hetzelfde (totale) zandpakket in één bewerking aan te brengen.

Hiervoor kunnen intacte oppervlakesedimenten aangemaakt worden en bedekt met lagen steriel sediment van verschillende dikte en korrelgrootte (wat o.m. de graafficiëntie en de lichtdoordringing sterk kan beïnvloeden). De sedimenten mogen geen zijwaarts licht ontvangen zodat enkel belichting van bovenaf mogelijk is.

Voor **microfytobenthos** zullen daarnaast enkele kleinere buizen gedurende langere periodes (weken tot maanden) geïncubeerd worden om de lange-termijn overleving van het MFB na te gaan. Verwacht wordt dat deze organismen, die van nature in sterk dynamische sedimenten voorkomen (en dus aan mogelijk langdurige begraving onderhevig zijn), gedurende langere periodes kunnen overleven, dankzij rust- of dormante stadia of via heterotrofie. De belangrijkste doelstellingen van deze experimenten is de overlevingskans van verschillende functionele en taxonomische groepen te documenteren en vergelijken. Eventueel kunnen in een later stadium de heterotrofe groei van geselecteerde organismen getest worden, of hun specifieke respons op bv. anoxia of verhoogde sulfideconcentraties.

Onderzoek naar het behoud van de kiemkracht van zaden van **vaatplanten** na bedekking met zand lijkt eveneens aangewezen. Hiervoor kan in het labo een kiemingsexperiment worden uitgevoerd waarbij de zaden onder verschillende diktes zand worden bedolven. Bruikbare soorten zijn zeeraket (*Cakile maritima*), stekend loogkruid (*Salsola kali kali*), strandbiet (*Beta vulgaris maritima*) en zeepostelein (*Honckenya peploides*). Zij vertonen een verschillend verspreidingspatroon, wat eventueel kan wijzen op verschillen in standplaatsvoorkeur. Deze soorten zijn ook niet te zeldzaam om voor het experiment voldoende zaden te kunnen oogsten.

De resultaten van dit luik kunnen rechtstreeks vertaald worden naar bijstuuringsvoorstellen inzake de suppletietechniek.

1.1.2. Verstoring

Hier heeft vooral de **avifauna** onder te lijden. Onder meer fysische en lawaaihinder zorgen ervoor dat een groot deel van de foeragerende en rustende vogels het strand tijdens de suppletiewerken zullen verlaten (zie Deel 2.). Ze zullen het opgespoten strand pas een tijd na het voltooiën van de werken opnieuw opzoeken, wanneer de rust is terug gekeerd en/of het voedselaanbod (vnl. macrobenthos) hersteld is (Dankers *et al.*, 1983).

De invloed van versturende elementen op het foerageer- en rustgedrag van bovengenoemde doelsoorten dient gekwantificeerd te worden om finaal te dienen als correctiefactor bij monitoringsstudies. Deze deelstudie kan enerzijds bestaan uit het relateren van de verspreiding van kustvogels aan verstoringdruk (daarbij onder andere gebruik makend van gegevens verzameld in het kader van het BEST-project). Anderzijds kan de verstoringgevoeligheid proefondervindelijk worden vastgesteld door bij een aantal soorten (maar tenminste bij de drie doelsoorten) de verstoringafstand te meten ten opzichte van verschillende verstoringbronnen (wandelaar, fietser, motorvoertuig etc.). Ook zou de invloed van verstoring door geluid en de effecten op het rust- en foerageergedrag van strandvogels onderwerp van studie moeten zijn.

1.2. ECOLOGISCH HERSTEL NA SUPPLETIE

Binnen dit luik dient het proces van herstel gekwantificeerd te worden. Daar in de meeste gevallen van strandsuppletie een volledige defaunatie en (vermoedelijk ook) een volledige verlies van de aanwezige flora optreedt, is herstel van de verschillende soorten binnen het strandecosysteem afhankelijk van twee factoren: (1) de soortspecifieke capaciteit van de organismen om het gebied te bereiken vanuit naburige (onaangetaste) populaties (**dispersiecapaciteit**) en (2) de soortspecifieke capaciteit om in het gebied te overleven (**habitatvereisten**).

Soorten kunnen het gebied bereiken via actieve migratie door adulte organismen en/of passieve dispersie van jonge stadia (recruterings) maar ook (in beperkte mate) adulten (van Dalfsen & Essink, 2001). Soorten kunnen in het gebied overleven indien de habitat voldoet aan de soortspecifieke biotoopvereisten. Habitatvereisten worden hier gedefinieerd als de voorwaarden waaraan zowel de fysico-chemische als de biologische omgeving moet voldoen om overleving toe te laten. Zandstranden vormen een fysisch sterk gestructureerde biotoop (McLachlan, 1983) waardoor hierbij voornamelijk fysische factoren (o.a. korrelgrootteverdeling en helling) belangrijk zijn. Toch kunnen biologische factoren niet uitgesloten worden en zal bijvoorbeeld de dichtheid aan prooi-soorten sterk bepalend zijn voor de aanwezigheid van foeragerende vogels (Dankers *et al.*, 1983).

Binnen dit luik van het onderzoek dienen de soortspecifieke dispersiecapaciteit en biotoopvereisten experimenteel onderzocht en gekwantificeerd te worden. Het onderzoek moet zich in de eerste plaats toespitsen op structureel en functioneel belangrijke soorten van het strandecosysteem (cf. Deel 1.).

De (her)vestiging van **zaadplanten** is afhankelijk van tal van factoren zoals vruchtzetting, verbreiding, kieming, ... Gezien het deels stochastische karakter van dergelijke processen is het bestuderen van de onderliggende mechanismen vaak niet eenvoudig en veelal ook niet relevant. Wat betreft vaatplanten is een gedetailleerde opvolging van de populaties van de belangrijkste soorten aan de hand van GPS metingen aangewezen (cfr. resultaten BEST-project). De kolonisatie van al dan niet gesuppleerde stranden kan afgeleid worden uit opeenvolgende karteringen.

1.2.1. Dispersiecapaciteit

De herkolonisatie (na defaunatie) van het strand na suppletie is gerelateerd aan de dispersiecapaciteit van de organismen (Lebreton *et al.*, 2003) en de timing en omvang van de strandsuppletie. Organismen met een beperkte larvale en/of adulte dispersiecapaciteit zullen slechts traag het opgespoten strand kunnen koloniseren. Indien de omvang van suppletie heel groot is (bv. over een strook van meer dan 10 km) of in het recruteringsseizoen valt, zal de herkolonisatie van dit gebied door dergelijke organismen slechts moeizaam verlopen.

Binnen het **macrobenthos** blijven bijvoorbeeld de larvale stadia van *Eurydice pulchra*, *Bathyporeia pilosa* en *B. sarsi* in de bodem *in situ* aanwezig (Fish, 1970; Fincham, 1971; Lincoln, 1979; Köhn & Sammour, 1989; d'Udekem d'Acoz, in voorbereiding) in tegenstelling tot *Scolelepis squamata*, die pelagische larvale stadia produceert (Hartmann-Schröder, 1996). Het ontbreken van pelagische larvale stadia bij deze soorten, betekent dat herkolonisatie enkel mogelijk is via dispersie door de benthische (juvenile en adulte) organismen.

De dispersiecapaciteit van een aantal stranddieren (waaronder *E. pulchra*, *B. pilosa*, *B. sarsi*) kan worden gekwantificeerd aan de hand van 'capture-mark-recapture'-veldexperimenten (vangst-hervangst) op ongestoorde Belgische stranden, waarbij de laterale verspreiding (i.c. dispersie) van een groot aantal (10.000-en), gekleurde (eventueel neutraal rood) individuen kan worden nagegaan. Van *Scolelepis squamata* kan de periode van recrutering vastgesteld worden om een timing voor suppleties te kiezen met minimale impact (zie monitoring).

Voor **terrestrische arthropoden** kan gebruik gemaakt worden van een vensterval waarmee vliegende insecten en spinnen worden vangen, om de luchtdispersie van deze organismen te documenteren. De val moeten wel kunnen opgesteld worden buiten het bereik van kinderen en andere al te nieuwsgierige strandbezoekers.

1.2.2. Habitatvereisten

Eénmaal het opgespoten strand (na defaunatie en afsterven van bedolven planten) via pelagische en benthische dispersie, anemochorie en thalassochorie wordt bereikt, dient het habitat aanwezig op het opgespoten strand te voldoen aan de habitatvereisten van de organismen opdat een geslaagde herkolonisatie zou kunnen plaats vinden.

Factoren, belangrijk voor de habitatvereisten van de organismen (o.a. mediane korrelgrootte, turbiditeit en de concentratie slib, TOM en grind in het sediment), zullen onmiddellijk na een strandsuppletie in min of meerdere mate (afhankelijk van de uitvoering van de suppletie) gewijzigd zijn ten opzichte van het oorspronkelijk aanwezige strand (Parr *et al.*, 1978; Reilly & Bellis, 1983; Saloman & Naughton, 1984; Gorzelany & Nelson, 1987; Grober, 1992; Nelson, 1993; Löffler & Coosen, 1995; Rakocinski *et al.*, 1996; Essink, 1999; Peterson *et al.*, 2000; Micallef *et al.*, 2001; Peterson & Manning, 2001; Dean, 2002; Greene, 2002). In de maanden na suppletie zullen deze factoren geleidelijk naar een evenwichtstoestand evolueren. Het ecologisch herstel zal dan ook bepaald worden aan de hand van de soortspecifieke habitatvereisten in functie van (1) de mate van habitatwijziging onmiddellijk na suppletie en (2) de habitatevolutie naar een evenwichtstoestand.

Voor **microfytobenthos** kan de herkolonisatie van containers met gesteriliseerd zand van diverse samenstelling op verschillende plaatsen en in verschillende seizoenen onderzocht worden. Herstel van autochtone MFB-gemeenschappen na strandsuppletie is hoogstwaarschijnlijk een belangrijke faciliterende factor voor het herstel van zoëbenthosgemeenschappen. Zo kunnen nematoden bij herkolonisatie vanuit de waterkolom actief onderscheid maken tussen sedimenten met en zonder microalgen, en kunnen ze zelfs actief benthische van pelagische algen onderscheiden (zie o.m. Ullberg & Olafsson 2003). Voor het zoëbenthos is de herkolonatiesnelheid van *natuurlijke* MFB-gemeenschappen dus van belang voor herkolonisatie. Aan de hand van kolonisatie-experimenten kan worden nagegaan hoe snel de natuurlijke MFB-gemeenschappen zich herstellen na een ingreep zoals suppletie, en wat het effect is van (seizoenaal) tijdstip van opspuiting en de karakteristieken (korrelgrootte, organische stofgehalte) van het suppletiezand. Deze experimenten kunnen *in situ* uitgevoerd worden (recipiënten met steriel zand die in het intergetijdengebied geplaatst kunnen worden, bv. op paaltjes). Aan de hand van pigmentanalyses, LM microscopie en laag vacuüm SEM kan nagegaan worden hoe snel de herkolonisatie optreedt (in functie van seizoen en sedimentkarakteristieken), welke groepen ervoor verantwoordelijk zijn en hoe beginstadia van de natuurlijke successie eruitzien.

Voor (semi-) **terrestrische arthropoden** van de aanspoelzone is het van groot belang of er al dan niet een aanspoelzone aanwezig is. Als er in de uitgangssituatie geen aanwezig is zal het alleen zaak zijn de kolonisatie van het nieuw ontstane supralittoraal te onderzoeken. Indien er vóór de suppletie wel aanspoelsel aanwezig is, verdwijnt dit zo goed als zeker onherroepelijk net zoals de eerder vermelde benthische fauna onder het suppletiezand. Als het opgehoogde strand zich over een grote afstand langs de kustlijn uitstrekt, is het van belang dat op een aantal plaatsen toegelaten wordt dat er zich een onverstoord aanspoelzone vormt (afrasteren rijshout). Een mogelijkheid is bovendien dat

deze nieuwe aanspoelzone geënt wordt met biota uit vergelijkbare nabije onverstoorte stranden om de kolonisatie ervan te bespoedigen. Een verplaatsing van een stukje ontwikkelde aanspoelzone naar nog maagdelijk zand kan dan ook het onderwerp uitmaken van een experiment.

De herbevolking van het vloedmerk van een gesuppleerd strand kan gevolgd worden door het plaatsen van met zout water en detergent gevulde plastic recipiënten. Bij vorige bemonsteringen zijn die zeer effectief gebleken voor het inventariseren van de aanwezige fauna-elementen (Maelfait, pers. med.); bovendien houden ze geen risico in voor nieuwsgierige, spelende kinderen en voor foeragerende vogels en dit in tegenstelling tot de klassiek gebruikte vallen gevuld met formol. Om te kunnen vergelijken wat van deze fauna kruipend dan wel via de lucht kan herkoloniseren kunnen ook interceptievallen geplaatst worden. Dit zijn trechtvormige bakken (50X50 cm) gevuld met zeewater en detergent op anderhalve meter hoogte geplaatst (Fig. X). Erboven zijn doorzichtige plasticschermen aangebracht. Insecten die ertegen vliegen worden gevangen. Via beide bemonsteringsmethoden kan ook experimenteel nagegaan worden of de herkolonisatie van de fauna van de vloedmerklijn vlugger kan door een stuk gesuppleerd strand te enten met bv. een vracht aanspoelsels van een naburig "oud" strand en dit te vergelijken met niet op dergelijke wijze behandeld opgespoten strand. Dit experiment is zinvol en nuttig omdat blijkt dat relatief recent ontstane stranden (zoals de Baai van Heist) toch niet zo vlug gekoloniseerd worden, zelfs niet door vlot vliegende insecten (ongepubliceerde waarnemingen Patrick Grootaert & Koen Vanden Broeck)

Vele geleedpotige organismen die deel uitmaken van het voedselweb van de aanspoelzone zitten in bepaalde levensstadia (bv. als larve) of gedurende een gedeelte van de getijdencyclus of de dag-nacht-cyclus ingegraven in het zand onder het opgehoopt detritus. Het is niet gekend of ze dit ook kunnen in zand met een andere korrelgrootteverdeling dan deze te vinden op natuurlijke stranden. Of deze organismen kunnen graven in bv. grofkorreliger zand (zoals dit dikwijls op gesuppleerde stranden gebruikt wordt) kan in strandterraria nagegaan worden. Zo kan in het labo nagegaan worden wat de tolerantiebreedte qua korrelgrootteverdeling is van voor het natuurlijk functioneren van de belangrijkste organismen van de aanspoelzone.

Om de habitatvereisten van benthische organismen te onderzoeken zullen laboexperimenten uitgevoerd worden met **macrobenthos**. De habitatvereisten kunnen worden onderzocht aan de hand van gecontroleerde laboratoriumexperimenten, waarbij de habitatpreferenties en -toleranties van geselecteerde soorten worden nagegaan. Experimenten ter bepaling van de **habitatpreferenties** dienen gebaseerd te zijn op de habitatselectie van de studiesoorten ten opzichte van alle geselecteerde factoren (o.a. mediane korrelgrootte, turbiditeit en de concentratie slib, TOM en grind in het sediment) (Defeo *et al.*, 1997; Rivas Higuera, 2003), terwijl de **habitatoleranties** moeten worden onderzocht aan de hand van mortaliteit onder verschillende habitatcondities (Defeo *et al.*, 1997).

Naast verstoring tijdens de aanleg (zie 1.1.2.) is het voornaamste suppletie-effect op de **avifauna** een eventuele daling in de **voedselbeschikbaarheid** voor vogels doordat hun voedsel wordt begraven of minder zichtbaar wordt (vertroebeling van het water). Onderzoek naar deze effecten wordt gecompliceerd doordat allerlei omgevingsvariabelen eveneens (vaak grote) invloed hebben op vogels. Om de effecten van strandsuppletie op een betrouwbare manier te kunnen kwantificeren, moet voorafgaand aan een monitoringonderzoek eerst volgende deelstudie worden uitgevoerd.

Er moet worden onderzocht welke effecten **natuurlijke omgevingsfactoren** (getijde, weersomstandigheden etc.) hebben op het foerageer- en rustgedrag van strandvogels. Daarbij moet rekening worden gehouden met de verschillende foerageerstrategieën die strandvogels erop na kunnen houden. Om een volledig beeld te krijgen van de effecten van strandsuppletie zou deze basale voedselécologische kennis onderzocht moeten worden bij tenminste de volgende doelsoorten:

- (1) Drieteenstrandloper *Calidris alba* (wormeneter, beperkt tot de swashzone bij hoog tij),
- (2) Scholekster *Haematopus ostralegus* (wormen-schelpeneter iets hoger op het strand)
- (3) Kokmeeuw *Larus ridibundus* (garnaleneter in zwinnen).

Met de kennis die voortkomt uit deze deelstudie en de deelstudie rond effecten van verstoring op de avifauna (zie 1.1.2.) kan tijdens de toetsingsfase worden gecorrigeerd voor de invloed van de anders zeer complicerende invloed van omgevingsvariabelen zodat de effecten van de suppletie (zowel wat betreft verstoring als voedselbeschikbaarheid) duidelijk zichtbaar worden.

De kwantitatieve resultaten uit de experimentele fase, uitgevoerd op de verschillende ecosysteemcomponenten en voor de verschillende suppletie gerelateerde factoren zullen worden samengebracht teneinde een **model** ter voorspelling van de ecologische impact door strandsuppletie te bekomen. Dit model moet richtlijnen geven omtrent te gebruiken suppletiesediment, timing, manier van opspuiten, ... en kan gebruikt worden bij de bijsturing van toekomstige suppletieprojecten om de ecologische schade van suppleties te reduceren.

2. TOETSINGSFASE

Door middel van een monitoringsstudie van strandsuppleties moet het model uit de experimentele fase aan de realiteit worden getoetst en indien nodig verfijnd. Deze studie houdt een census van de biota in ter hoogte van (minstens) 2 impactsites en 2 controlesites zowel voor als na de impact. Frequentere waarnemingen voor en na impact (bv. maandelijks of seizoenaal) laten toe het nodig detail te bekomen over de impact op de biota en hun jaarlijkse cyclus (levenscyclus, voortplantingsperiode, dispersieperiode juveniele benthische organismen, migratieperiode vogels, verblijfperiode wintergasten vogels, omvang en tijdstip van diatomeeënbloeien, ...). Om geen vertekend beeld te bekomen door bv. gradiënten van west- naar oostkust (zie Fysisch milieu - Deel 1.) dienen impact- en controlesites ruimtelijk gealterneerd te worden (geen 2 impactsites naast mekaar zonder dat tussen beide een controlesite ligt en vice versa), de zogeheten interspersie. Te korte monitoring van het herstel zorgt voor onvolledige (of geen) resultaten waarbij een minimale opvolging van 2 jaar herstel wordt aanbevolen (Rakocinski *et al.*, 1996). Met dit alles kunnen de logistieke beperkingen van voorgaande studies (*zie Inleiding*) voor het eerst uitgesloten worden¹.

Relevante omgevingsvariabelen dienen opgenomen te worden in het onderzoek:

- sedimentsamenstelling en diens wijzigingen
- strandprofiel en diens wijzigingen
- turbiditeit en diens wijzigingen
- omvang vloedmerkaanspoelsel en diens wijzigingen
- anthropogene verstoring voor vogels (suppletie zelf, toerisme, ...)

Veel vragen werden bij eerder onderzoek opgeroepen door het onvolledig bestuderen van de impact (enkel één ecosysteemcomponent), waardoor een geïntegreerde aanpak met ruime waaier aan ecosysteemcomponenten duidelijk te prefereren valt. Integratie van meerdere ecosysteemcomponenten kan onder meer toelaten verbanden te leggen tussen de stijgende densiteiten van benthische organismen en de terugkeer van foeragerende vogels naar de suppletiesite.

¹ Een mogelijke unieke kans dient zich aan om twee simultaan geplande suppleties (bv. Oostende-Bad en t.h.v. natuurreserveaat "de Ijzermonding" te Lombarsijde) te onderzoeken, naast twee vergelijkbare controlesites (bv. Middelkerke-Bad en Nieuwpoort-Bad).

Referenties (Deel 1., 2. en 3.)

- Adin, R. & Riera, P. (2003). Preferential food source utilization among stranded macroalgae by *Talitrus saltator* (Amphipod, Talitridae): a stable isotopes study in the northern coast of Brittany (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56: 91-98.
- Adriaanse, L.A. & Coosen, J. (1991). Beach and dune nourishment and environmental aspects. *Coastal engineering* 16: 129-146.
- Amspoker, M. C. (1977). The distribution of intertidal epipsammic diatoms on Scripps Beach, La Jolla, California, USA. *Bot. mar.* 20: 227-232.
- Anfuso, G.; Benavente, J. & Gracia, F.J. (2001). Morphodynamic responses of nourished beaches in SW Spain *Journal of Coastal Conservation* 7: 71-80.
- Anoniem (1989). Engineer Manual - Engineering and Design, Environmental engineering for coastal shore protection. EM 1110-2-1204, USACE, Washington.
- Anoniem (1993). Kust 2002. Deel 1. De zeeverende functie van de kust. Stand van zaken, Administratie Waterinfrastructuur en Zeewezen, AWZ. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap
- Anoniem (1995). Beach Nourishment and Protection. National Research Council – Committee for Beach Nourishment and Protection. National Academy Press, Washington.
- Anoniem (1997). NOURTEC - Innovative nourishment techniques evaluation, Final report. Coord. Rijkswaterstaat, National Institute for Coastal and Marine Management/RIKZ, The Hague, The Netherlands, 105 pp.
- Anoniem (1998). Kustlijnkaarten. Evolutie tot mei 1999. Deel 1: Franse grens tot Oostende, door de N.V. Eurosense in opdracht van AWZ afdeling Waterwegen Kust. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap
- Anoniem (1999a). Kustlijnkaarten. Evolutie tot mei 1999. Deel 2: Oostende tot Cadzand, door N.V. Eurosense in opdracht van AWZ-afdeling Waterwegen Kust. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.
- Anoniem (1999b). Environmental Report: Use of Federal Offshore Sand Resources for Beach and Coastal Restoration in New Jersey, Maryland, Delaware, and Virginia. U.S. Department of the Interior/Minerals Management Service. Office of International Activities and Marine Minerals. OCS Study. MMS 99-0036.
- Anoniem (2001). The New York Districts' Biological Monitoring Program for the Atlantic Coast of New Jersey, Asbury Park to Manasquan Section Beach Erosion Control Project. U.S. Army Corps of Engineers (USACE). Final report. Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Anoniem (2002a). Coastal Engineering Manual. EM 1110-2-1100, U.S. Army Corps of Engineers (USACE), Washington.
- Anoniem (2002b). Phipps Ocean Park Beach Restoration Project, Town of Palm Beach, Palm Beach County, Florida. Draft Supplemental Environmental Impact Statement, U.S. Army Corps of Engineers.
- Anoniem (2002c). California Beach Restoration Study. California Department of Boating and Waterways and State Coastal Conservatory (CDBWSSC), Sacramento, California.
- Anselin, A.; Devos, K. & Kuijken, E. (1998). Kolonievogels en zeldzame broedvogels in Vlaanderen in 1995 en 1996. Instituut voor Natuurbehoud.
- Ardö, P. (1957). Studies in the marine shore dune ecosystem with special reference to the dipterous fauna. *Opuscula entomologica supplementum* XIV. 255 pp.

- Arts, F.A. (2000). Literatuuronderzoek naar effecten van recreatie en vegetatiesuccessie op kustbroedvogels. Delta Project Management, Culemborg.
- Asmus, R. M. & Bauerfeind, E. (1994). The microphytobenthos of Königshafen - spatial and seasonal distribution on a sandy tidal flat. *Helgoländer Meeresunters.* 48: 257-276.
- Backlund, H.O. (1945). Wrack fauna of Sweden and Finland ecology and chorology. *Opuscula entomologica. Suppl. 5.* Lund, 236 pp.
- Barranguet, C.; Herman, P. M. J. & Sinke, J. J. (1997). Microphytobenthos biomass and community composition studied by pigment biomarkers: importance and fate in the carbon cycle of a tidal flat. *J. Sea Res.* 38: 59-70.
- Basco, D.R. (1999). Overview of Beach Engineering in the United States of America Report for Research center for Diaster Environment_Diaster Prevention Research Institute, Kyoto University: 116pp.
- Bequaert, M. (1913). Bijdrage tot de kennis van de Dipterenfauna der Belgische kust. Handelingen van het XVII Vlaamsch Natuur- en Geneeskundig Congres, Gent 20-22 september 1913: 178-183.
- Bequaert, M. & Goetghebuer, M. 1913). Deux chironomides marins capturés sur le littoral belge (*Clunio marinus* Haliday et *Camptocladius thalassophilus* nov. spec.). *Annl. Soc. Ent. Belg.* 58, 370-38.
- Bergerard, J. (1989). Ecologie des lasses de marée. *Année biologique:* 39-54.
- Beyst, B.; Buysse, D.; Dewicke, A. & Mees, J. (2001a). Surf Zone Hyperbenthos of Belgian Sandy Beaches: Seasonal Patterns. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53: 877-895.
- Beyst, B.; Cattrijsse, A. & Mees, J. (1999). Feeding ecology of juvenile flatfish of the surf zone of a sandy beach. *Journal of Fish Biology* 55: 1171-1186.
- Beyst, B.; Hostens, K. & Mees, J. (2001). Factors influencing fish and macrocrustacean communities in the surf zone of sandy beaches in Belgium: temporal variation. *J. Sea Res.* 46: 281-294.
- Beyst, B.; Hostens, K. & Mees, J. (2002a). Factors influencing the spatial variation in fish and macrocrustacean communities in the surf zone of sandy beaches in Belgium. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 82: 181-187
- Beyst, B.; Vanaverbeke, J.; Vincx, M. & Mees, J. (2002b). Tidal and diurnal periodicity in macrocrustaceans and demersal fish of an exposed sandy beach, with special emphasis on juvenile plaice *Pleuronectes platessa*. *MEPS* 225: 263-274.
- Biesbrouck, B., Es, K., Van Landuyt, W., Vanhecke, L., Hermy, M. & Van den Bremt, P. (2001). Een ecologisch register voor hogere planten als instrument voor het natuurbehoud in Vlaanderen. Rapport VLINA 00/01. Flo.Wer vzw, Instituut voor Natuurbehoud, Nationale Plantentuin van België en KULeuven i.o.v. de Vlaamse Gemeenschap, Brussel, 50 + 79 p. + CD.
- Blondeel, A. (1996). Systematisch-ecologische studie van de intertidale benthische protistengemeenschappen van de Vlaamse kust. Unpublished MSc thesis, University of Gent
- Boulez, S. (2002). Het macrobenthos van zwinnen op Vlaamse zandstranden: zonatie en tidale variatie. Licentiaatsthesis RUG, Gent.
- Brazeiro, A. (2001). Relationships between species richness and morphodynamics in sandy beaches: what are the underlying factors? *MEPS* 224: 35-44.

- Brenninkmeijer, A. & E. Stienen (1994). Pilot study on the influence of feeding conditions at the North Sea on the breeding results of the Sandwich Tern *Sterna sandvicensis*. IBN Research Report 94/10, Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen.
- Brown, A.C. & McLachlan, A. (2002). Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environ. Conserv.* 29 (1): 62-77.
- Campbell, E.E. (1996). The global distribution of surf diatom accumulations. *Revista Chilena de Historia Natural* 69 (4): 495-501.
- Caussanel, C. (1970). Contribution à l'étude du peuplement d'une plage et d'une dune landaise. *Vie et Milieu, Série C*, 21 : 59-104.
- Cayford, J. (1993). Wader disturbance: a theoretical overview. In: Davidson, N. & P. Rothwell (eds.), 1993. Disturbance to waterfowl on estuaries. Wader Study Group Bulletin 68, Special Issue, August 1993.
- Charlier, R.H. & De Meyer, C.P. (1995). New Developments on Coastal Protection along the Belgian Coast *Journal of Coastal Conservation* 11 (4): 1287-1293.
- Charlier, R.H. & De Meyer, C.P. (2000). Ask Nature to Protect and Build-up Beaches. *Journal of coastal Conservation* 16 (2): 385-390.
- Charlier, R.H.; Decroo, D.; De Meyer, C.P. & Lahousse, B. (1998). To feed or not to feed, that is often the question. *Intern. J. Environmental Studies* 55: 1-23.
- Cheng, L. & Frank, J.H. (1993). Marine insects and their reproduction. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 31: 479-506.
- Cosyns, E.; Muylaert, W.; Hoffmann, M. (1999). Ontwerp-beheersplannen voor het Vlaams natuureservaat 'de Baai van Heist' en het Vlaams natuureservaat 'de Kleiputten van Heist' in het kader van een gebiedsvisie voor het strand-, duin- en poldercomplex van Heist-West en Ramskapelle. AMINAL, Afdeling Natuur & Universiteit Gent: Brussel & Gent. 118 pp.
- Cummings, V.J.; Pridmore, R.D.; Thrush, S.F. & Hewitt, J.E. (1995). Post-settlement movement by intertidal benthic macroinvertebrates: Do common New Zealand species drift in the water column? *N. Zeal. J. Mar. Freshw. Res.* 29: 59-67.
- Dankers, N.; Binsbergen, M. & Zegers, K. (1983). De effecten van zandsuppletie op de fauna van het strand van Texel en Ameland. RIN-rapport 83/6, Rijksinstituut voor Natuurbeheer- Texel: 12 pp.
- De Groote, D., 2003. Aantalsverloop, verspreiding en gedrag van watervogels in en rond de IJzermonding te Nieuwpoort in relatie tot het getij. Licentiaatsscriptie Universiteit Gent, Gent.
- De Jonge, V. N. & Van Beusekom, J. E. E. (1995). Wind- and tide-induced resuspension of sediment and microphytobenthos from tidal flats in the Ems estuary. *Limnol. Oceanogr.* 40: 766-778.
- de la Huz, R.; Lastra, M. & Lopez, J. (2002). The influence of sediment grain size on burrowing, growth and metabolism of *Donax trunculus* L. (*Bivalvia: Donacidae*). *J. Sea Res.* 47: 85-95.
- De Moor, G. (1979). Recent beach evolution along the Belgian North Sea Coast. *Bull. Belg. Ver. Geol.* 88: 143-157.
- De Moor, G. (1988). Neo-Holocene coastal and beach evolution along the Belgian Coast. *Journal of Coastal Research* 3: 71-75.
- De Moor, G. (1993). Chapter 10. Beach dynamics in the Middelkerke Area. In: De Moor, G. & Lanckneus, J. (Editors), *Sediment mobility and morphodynamics of the Middelkerke Bank. Final Report MAST Project-0025-C. Relationship between Seafloor Currents and Sediment Mobility in the Southern North Sea.* RUMACOG, Gent, pp. 10.01-10-12.

- De Moor, G. & De Decker, M. (1981). Sedimentkenmerken van zandstranden op de Belgische kust. *Natuurwetenschappelijk Tijdschrift* 63: 49-80.
- De Raeve, F. (1989). Landschap en beheer van de kustduinen : mag 'natuur' ooit weer eens natuur worden? In : Hermy, M. (red.) *Natuurbeheer. Van de Wiele, Stichting Leefmilieu, Natuurreservaten en Instituut voor Natuurbehoud, Brugge* : 125-143.
- De Wolf, P. (2002). Kusterosie en verzanding van het Zwin. In: Van Lancker, V.; De Turck, K.; Mees, J.; Mostaert, F.; Seys, J.; Vandeveld, D. & Van Rooij, D. (Editor), *Colloquium 'Kustzonebeheer vanuit geo-ecologische en economische invalshoek'*. Oostende (B), 16-17 mei 2002. Genootschap van Gentse Geologen (GGG)- Vlaams Instituut van de Zee (VLIZ), Oostende, Belgium.
- De Wolf, P., Fransaer, D., Van Sielegem, J. & Houthuys, R. (1993). Morphological trends of the Belgian coast shown by 10 years of remote-sensing based surveying, 8th Symposium on Coastal and Ocean Management, Louisiana, New Orleans, pp. 245-257.
- Dean, R.G., 2002. Beach nourishment - Theory and practice. *Advanced Series on Ocean Engineering*, 18. World Scientific, New Jersey, Singapore, London, Hong Kong.
- Defeo, O.; Brazeiro, A.; de Alava, A. & Riestra, G. (1997). Is sandy beach macrofauna only physically controlled? Role of substrate and competition in isopods. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 45: 453-462.
- Degraer, S.; Mouton, I.; De Neve, L. & Vincx, M. (1999a). Community structure and intertidal zonation of the macrobenthos on a macrotidal, ultra-dissipative sandy beach: summer-winter comparison. *Estuaries* 22 (3B): 742-752.
- Degraer, S.; Vincx, M.; Meire, P. & Offringa, H. (1999b). The macrozoobenthos of an important wintering area of the common scoter (*Melanitta nigra*). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 79: 243-251 .
- Degraer, S.; Volckaert, A. & Vincx, M. (2003a). Macrobenthic zonation patterns along a morphodynamical continuum of macrotidal, low tide bar/rip and ultra-dissipative sandy beaches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56 (3-4): 459-468.
- Degraer, S.; Van Lancker, V.; Moerkerke, G.; Van Hoey, G.; Vanstaen, K.; Vincx, M. & Henriët, J.-P. (2003b). Evaluation of the ecological value of the foreshore: habitat-model and macrobenthic side-scan sonar interpretation: extension along the Belgian Coastal Zone. Final report. Ministry of the Flemish Community, Environment and Infrastructure. Department of Waterways and Marine Affairs Administration, Coastal Waterways.
- Degraer, S. & M. Vincx (2003). Belangrijke zones voor bodemdieren in de Noordzee. Rapport UGent i.o.v. Kabinet van de Minister van de Noordzee. Gent.
- Den Hollander, J. & J.C.A. Van Etten (1974). De oekologie van *Bledius arenarius* en *B. subniger* op het Oostvoornse strand (Coleoptera, Staphylinidae). *Entomologische Berichten* 34: 155-160.
- Devos, K. & Anselin, A. (1994). Kolonievogels en zeldzame broedvogels in Vlaanderen in 1994. Instituut voor Natuurbehoud.
- Devos, K. & A. Anselin (1999). Voorlopige Rode lijst van de broedvogels in Vlaanderen. In: Kuyken, E. (red.), 1999. *Natuurrapport 1999. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud* 6, Brussel.
- Devos, K.; Herrier, J.-L.; Leten, M.; Provoost, S. & Rappé, G. (1995). De Baai van Heist : Natuur in volle ontwikkeling. Rapport IN 95, 27p., bijlagen, kaarten.
- Dobson, T. (1974). Studies on the biology of the kelp-fly *Coelopa* in Great Britain. *Journal of Natural History*, 8: 155-177.

- Dobson, T. (1976). Seaweed flies (Diptera, Coelopidae, etc.) In: Marine insects L. Cheng (Ed.), North Holland Publ. Co. , 447-463.
- Doyen, J.T. (1976). Marine beetles (Coleoptera excluding Staphylinidae). In: Marine insects L. Cheng (Ed.), North Holland Publ. Co. , 497-519.
- Dugan, J.E. & McLachlan, A. (1999). An assessment of longshore movement in *Donax serra* Röding (Bivalvia: Donacidae) on an exposed sandy beach. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 234: 111-124.
- Egglisshaw, H.J. (1959). Studies on the Family Coelopidae (Diptera). Transactions of the Royal Entomological Society of London, 112:
- Egglisshaw, H.J. (1961). Mass Migrational Flights of *Coelopa frigida* (Fabricius) and *C. pilipes* Haliday (Diptera, Coelopidae) and *Thoracochaeta zostera* Hal. (Diptera, Sphaeroceridae). *The Entomologist*, 11-19.
- Eitner, V. & Ragutzki, G., (1994). Effects of Artificial Beach Nourishment on Nearshore Sediment Distribution (Island of Norderney, Southern North-Sea). *Journal of Coastal Research* 10(3): 637-650.
- Eitner, V. (1996). The Effect of Sedimentary Texture On Beach Fill Longevity. *Journal Of Coastal Research*, 12(2): 447-461.
- Elliott, B.; Degraer, S.; Burse, M. & Vincx, M. (1997). Intertidal zonation of macroinfauna on a dissipative, sandy beach at De Panne (Belgium): a pilot study. *Biologisch Jaarboek Dodonaea* 64: 92-108.
- Engledow, H., G. Spanoghe, A. Volckaert, E. Coppejans, S. Degraer, M. Vincx & M. Hoffmann, (2001). Onderzoek naar de fysische karakterisatie en de biodiversiteit van strandhoofden en andere harde constructies langs de Belgische kust. Eindrapportage van de onderhandse overeenkomst dd. 17.02.2000. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel en Universiteit Gent, Gent.
- Essink, K. (1999). Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. *Journal of Coastal Conservation* 5: 69-80.
- Esteves, L.S. & Finkl, C.W., jr. (1998). The Problem of Critically Eroded Areas (CEA): An Evaluation of Florida Beaches. *Journal of Coastal Research* SI(26): 11-18.
- Fernandez-Leborans, G. & Fernandez-Fernandez, D. (2002). Protist functional groups in a sublittoral estuarine epibenthic area. *Estuaries* 25: 382-392.
- Finkl, C.W. Jnr. (1993). Pre-Emptive Strategies for Enhanced Sand Bypassing and Beach Replenishment Activities in Southeast Florida: A Geological Perspective *Journal of Coastal Research* SI(18): 59-89.
- Finkl, C.W. Jnr. (2002). Long-Term Analysis of Trends in Shore Protection Based on Papers Appearing in the *Journal of Coastal Research*, 1984-2000. *Journal of coastal Research* 18(2): 211-224.
- Fitzpatrick, S. & B. Bouchez (1998). Effects of recreational disturbance on the foraging behaviour of waders on a rocky beach. *Bird Study* 45: 157 – 171.
- Fremout, A. (2002), Overzicht van de tijwaarnemingen langs de Belgische Kust. Periode 1991-2000 voor Nieuwpoort, Oostende en Zeebrugge, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Department Leefmilieu en Infrastructuur. Administratie Waterwegen en Zeewezen, Afdeling Waterwegen Kust. Hydrografie, Oostende, 38 p + bijlagen.
- Gheschiere, T.; Hoste, E.; Kotwicki, L., Degraer, S.; Vanaverbeke, J. & Vincx, M. (2002). The sandy beach meiofauna and free-living nematodes from De Panne (Belgium). *Bulletin van het KBIN, Biologie*, 72-suppl.: 43-49.

- Gheskiere, T.; Hoste, E.; Vanaverbeke, J.; Vincx, M. & Degraer, S. (in press). Horizontal zonation patterns and feeding structure of marine nematode assemblages on a macrotidal, ultra-dissipatief sandy beach (De Panne, Belgium). *Journal of Sea Research*.
- Gheskiere, T., Vincx, M., Weslawski, J.M., Scapini, F. & Degraer, S. (in preparation). Meio/Nematofauna as indicators of change at touristic beaches.
- Gibson, R.N. & Robb, L. (1996). Piscine predation on juvenile fishes on a Scottish sandy beach. *Journal of Fish Biology* 49: 120-138.
- Gibson, R.N. & Yoshiyama, R.M. (1999). Intertidal Fish Communities. *Intertidal Fishes: Life in Two Worlds*. Academic Press. p. 264-296.
- Glutz von Blotzheim, U.N., K.M. Bauer & E. Bezzel (Bearb.) (1984). *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 6: Charadriiformes (Teil 1). Aula, Wiesbaden.
- Goetghebuer, M. (1928). Assemblée générale du 8 janvier 1928. *Société Entomologique de Belgique*, 17-23.
- Goetghebuer, M. (1934). Diptères Némocères de la zone littoral de Belgique. *Bulletin et Annales de la Société entomologique de Belgique*, 74: 35-48.
- Goetghebuer, M. (1942). Faunule Diptérologique des brise-lames. *Bulletin du Musée royal d'Histoire naturelle de Belgique*, XVIII (24): 1-10.
- Gormsen, E. (1997). The impact of tourism on coastal areas. *GEO Journal* 42: 39-54.
- Gorzelany, J.F. & Nelson, W.G. (1987). The Effects of Beach Replenishment on the benthos of a Sub-tropical Florida Beach. *Marine Environmental Research* 21: 75-94.
- Goss-Custard, J.D. & N. Verboven, (1993). Disturbance and feeding shorebirds on the Exe estuary. In: Davidson, N. & P. Rothwell (eds.), 1993. *Disturbance to waterfowl on estuaries*. Wader Study Group Bulletin 68, Special Issue, August 1993.
- Graneli, E. & Turner, J.T. (2002). Top-down regulation in ctenophore-copepod-ciliate-diatom-phytoflagellate communities in coastal waters: a mesocosm study. *MEPS* 239: 57-68.
- Gray, J.S. (2002). Species richness of marine soft sediments. *MEPS* 244: 285-297.
- Greene, K. (2002). *Beach Nourishment: A Review of the Biological and Physical Impacts*. ASMFC Habitat Management Series # 7. Washington DC. 69 pp.
- Griffiths, C.L.; Stenton-Dozey, J.M.E. & Koop, K. (1983). Kelp wrack and the flow of energy through a sandy beach ecosystem. *Sandy beaches as ecosystems*. Ed. McLachlan, A. & Erasmus, T., Dr. W. Junk Publishers: p 547-556.
- Grober, L.E. (1992). The ecological effects of beach replenishment. Master's Project for Master in Environmental Management degree in the School of the Environment of Duke University.
- Grootaert, P. (1989). Enkele opmerkingen over vliegen (Diptera, Brachycera) van de Belgische kust. *Bulletin et Annales de la Société royale belge d'Entomologie*, 125: 156-157.
- Grootaert, P. (1998). Waarom geen dansvliegen (Empididae, Diptera) gebruiken om een site te evalueren? *Ecologie en Rode lijsten*. Eerste entomologische studiedag, 29 maart 1998 (voordracht).
- Grootaert, P. & Pollet, M. (1988). Empididae (Diptera) van het Hannecartbos te Oostduinkerke. - *Bulletin et Annales de la Société royale belge d'Entomologie*, 124: 58-60.
- Grootaert, P. & Pollet, M. (1989). Dansvliegen of Empididae van het Westhoekreservaat te De Panne. *Phegea*, 17: 31-33.

Günther, C.P. (1992). Dispersal of intertidal invertebrates: a strategy to react to disturbances of different scales? *Netherlands Journal of Sea Research* 30: 45-56.

Haelters, J., L.Vigin, E.W.M. Stienen, E.Kuijken, T.Jacques (2004). Ornithologisch belang van de Belgische zeegebieden: wetenschappelijke verantwoording voor de afbakening van speciale beschermingszones. Rapport BMM/KBIN en IN.

Haghebaert, G. (1989). Coleoptera from marine habitats. Verhandelingen van het symposium "Invertebraten van België": 301-307.

Hamm, L.; Capobianco, M.; Dette, H.H.; Lechuga, A., Spanhoff, R. & Stive, M.J.F. (2002). A summary of European experience with shore nourishment.. *Coastal Engineering* 47: 237-264.

Hanson, H.; Brampton, A.; Capobianco, M.; Dette, H.H., Hamm, L ; Laustrup, C.; Lechuga & Spanhoff, A.R. (2002). Beach nourishment projects, practices, and objectives—a European overview. *Coastal Engineering* 47: 81-111.

Harte, M.; Huntjens, P.M.J.M.; Mulder, S. & Raadschelders, E.W. (2002). Zandsuppleties en Europese richtlijnen. Rijksinstituut voor Kust en Zee/RIKZ. Ministerie van Verkeer en Waterstaat.

Hartmann-Schröder, G. (1996). Annelida. Borstenwürmer, Polychaeta – Tierwelt Deutschlands Teil 58. Gustav Fischer Verlag Jena, 648 pp.

Hunter, E. & Naylor, E. (1993). Intertidal migration by the shore crab *Carcinus maenas* *Marine Ecology Progress Series* 101: 131-138.

Janssens, F. (2002). A checklist of the Belgian springtails. *Nomina Collembola Belgica*. <http://www.collembola.be>

Jansson, B.O. (1967). The significance of grain size and pore water content for the interstitial fauna of sandy beaches. *Oikos* 18: 311-322.

Jaramillo, E. & McLachlan, A. (1993). Community and population Responses of the Macroinfauna to Physical Factors over a Range of Exposed Sandy Beaches in South-central Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 37: 615-624.

Jaramillo, E.; Contreras, H. & Quijon, P. (1996). Macroinfauna and human disturbance in a sandy beach of south-central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 655-663.

Josefson, A.B.; Forbes T.L. & Rosenberg, R. (2002). Fate of phytodetritus in marine sediments: functional importance of macrofaunal community. *MEPS* 230: 71-85.

Kamphuis, J.W. 2002. Introduction to coastal engineering and management. Advanced series of Ocean Engineering 16, World Scientific: Singapore, London.

Kana, T.W. & Mohan, R.K. (1998). Analysis of nourished profile stability following the fifth Hunting Island (SC) beach nourishment project. *Coastal Engineering* 33: 117-136.

Kemp, P.F. (1987). Potential impact on bacteria of grazing by a macrofaunal deposit-feeder, and the fate of bacterial production. *MEPS* 36: 151-161.

Kerckhof, F. & J.-S. Houziaux (2003). Biodiversity of the Belgian marine areas. In: Peeters, M., A. Franklin & J.L. Van Goethem (2003). Biodiversity in Belgium. Koninklijk Belgisch Intistuuat voor Natuurwetenschappen. Brussel.

Khayrallah, N.H. & Jones, A.M. (1980). The ecology of *Bathyporeia pilosa* (Amphipoda: Haustoriidae) in the Tay Estuary. I. Factors influencing the distribution on Tayport and Tentsmuir beaches. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh* 78B: 109-119.

Kirby, J.S.; Clee, C.; Seager, V. (1993). Impact and extent of recreational disturbance to wader roosts on the Dee estuary: some preliminary results, in: Davidson, N. et al. (1993). Disturbance to waterfowl on estuaries. Wader Study Group Bulletin, (Special Issue) 68: pp. 53-58.

Knox, G.A. (2001). The ecology of seashores. CRC Press LLC. 557 pp.

Koehler, H.; Munderloh, E. & Hofmann, S. (1995). Soil microarthropods (Acari, Collembola) from beach and dune: characteristics and ecosystem context. *Journal of Coastal Conservation* 1: 77-86.

Le Roy, D.; Degraer, S.; Mergaert, K.; Dobbelaere, I.; Vincx, M. & Vanhaecke, P. (1996). Risk of shoreface nourishment for the coastal marine benthic community. Evaluation of the nourishment off De Haan, Belgium. Final report prepared for the RIACON-project under the MARine Science and Technology programme, CEC-DGXII.

Lincoln, R. J., 1979. British Marine Amphipoda: Gammaridea. British Museum (Natural History), London.

Lindquist, N. & Manning, L. (2001). Impacts of beach nourishment and beach scraping on critical habitat and productivity of surf fishes. Final Report to the NC Fisheries Resource Grant Program. 41 p. + appendices.

Löffler, M. & Coosen, J. (1995). Ecological Impact of Sand Replenishment. In: Healy & Doody (eds.). *Directions in European Coastal Management*. Samara Publishing Ltd., Cardigan. 291-299.

Louis, M. (1977). Etude des populations de Talitridae des Etangs littoraux méditerranéens. *Bull. Ecologie* 8, 63-83.

Macintyre, H. L.; Geider, R.J. & Miller, D. C. (1996). Microphytobenthos: the ecological role of the 'secret garden' of unvegetated, shallow-water marine habitats. I. Distribution, abundance and primary production. *Estuaries* 19: 186-201.

Maelfait, J-P., Baert, L., Janssen, M. & M. Alderweireldt (1998). A Red list for the spiders of Flanders. *Bull. Kon. Belg. Inst. Natuurwetenschappen, Entomologie* 68: 131-142.

Maes, F., A. Cliquet, J. Seys, P. Meire & H. Offringa (2000). Limited atlas of the Belgian part of the North Sea. DWTC, Brussel.

McArdle, S.B. & McLachlan, A. (1991). Dynamics of the swash zone and effluent line on sandy beaches. *MEPS* 76: 91-99.

McArdle, S.B. & McLachlan, A. (1992). Sand Beach Ecology: Swash Features Relevant to the Macrofauna. *Journal of Coastal Research* 8 (2): 398-407.

McLachlan, A. & Jaramillo, E. (1995). Zonation on sandy beaches. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 33: 305-335.

McLachlan, A. (1996). Physical factors in benthic ecology: effects of changing sand particle size on beach fauna. *MEPS* 131: 205-217.

McLachlan, A.; Jaramillo, E.; Defeo, O.; Dugan, J.; de Ruyck, A. & Coetzee, P. (1995). Adaptations of bivalves to different beach types. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 187: 147-160.

McLachlan, A. (1983). Sandy beach ecology - A review In: McLachlan, A. & Erasmus, T. (eds.). *Sandy beaches as ecosystems*. Dr W. Junk Publishers, The Hague, 757 P.; 321-80.

McLachlan, A. (1990). Dissipative Beaches and Macrofauna Communities on Exposed Intertidal Sands. *Journal of Coastal Research* 6 (1): 57-71.

McLachlan, A. (1991). Ecology of coastal dune fauna. *Journal of Arid Environments* 21: 229-243.

- Meadows, P.S. & Anderson, J.G. (1968). Micro-organisms attached to marine sand grains. *J. Mar. Biol. Ass. UK* 48: 161-175.
- Meininger, P.L., C.M. Berrevoets & R.C.W. Strucker, (1996). Watervogels in de Zoute Delta 1994/1995. Rijksinstituut voor Kust en Zee. Rapport RIKZ-96.009.
- Meininger, P.L. & J.Graveland (2002). Leidraad ecologische herstelmaatregelen voor kustbroedvogels. Balanceren tussen natuurlijke processen en ingrijpen. Rapport RIKZ/2002.046. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.
- Melvin, S.M., C.R. Griffin & L.H. MacIvor, 1991. Recovery strategies for Piping Plovers in managed coastal landscapes. *Coastal Management* 19: 21-34.
- Meunier, F. (1898). Liste des Diptères et des Hyménoptères capturés sur les dunes de Blankenberghe. *Ann. Soc. Scient. de Bruxelles*.
- Micallef, A.; Williams, A.T. & Cassar, M. (2001). Environmental Risk assessment: Application to a Proposed Beach Nourishment, Malta. *Shore & Beach* 69 (3): 13-17.
- Middelburg J.J.; Barranguet, C.; Boschker, H.T.S.; Herman, P.M.J.; Moens, T. & Heip, C.H.R. (2000). The fate of intertidal microphytobenthos carbon: An in situ C-13-labeling study. *Limnology & Oceanography* 45 (6): 1224-1234.
- Miller, D.C.; Muir, C.L. & Hauser, O.A. (2002). Detrimental effects of sedimentation on marine benthos: what can be learned from natural processes and rates? *Ecological Engineering* 19: 211-232.
- Moens, T.; Luyten, C.; Middelburg, J.J.; Herman, P.M.J. & Vincx, M. (2002). Tracing organic matter sources of estuarine tidal flat nematodes with stable carbon isotopes. *MEPS* 234: 127-137.
- Moffett, M.D.; McLachlan, A.; Winter, P.E.D. & De Ruyck, A.M.C. (1998). Impact of trampling on sandy beach macrofauna. *Journal of Coastal Conservation* 4: 87-90.
- Mooij, W. (1982). Een onderzoek naar de levenscyclus, ecologie, biomassa en productie van *Scolecipis squamata* in het Noordzee-strand van Texel Verslag doctoraalstage, Universiteit Amsterdam. 32 pp.
- Moore, I. & E.F. Legner, (1976). Intertidal rove beetles (Coleoptera, Staphylinidae). In: *Marine insects* L. CHENG (Ed.), North Holland Publ. Co. , 521-551.
- Nelson, W.G. (1993). Beach Restoration in the Southeastern US: Environmental Effects and Biological Monitoring. *Ocean & Coastal Management* 19: 157-182.
- Niemeyer, H.D., Kaiser, R. & Knaack, H. (1996). Effectiveness of a combined Beach and Shoreface Nourishment on the island of Norderney, East Frisia, Germany. *Proc. 25th Intern. Conf. o. Coast.Eng., Orlando/Florida, ASCE, New York*.
- Noffke, N. & Krumbein, W. E. (1999). A quantitative approach to sedimentary surface structures contoured by the interplay of microbial colonization and physical dynamics. *Sedimentology* 46: 417-426.
- Nordstrom, K.F.; Lampe, R.; Vandemark, L.M. (2000). Re-establishing naturally functioning dunes on developed coasts. Environmental Management* 25: 37-51.
- Palmen, E. (1944). Die anemohydrochore ausbreitung der insekten als zoogeographischer faktor mit besonderer berücksichtigung der baltischen einwanderungsrichtung als ankunftsweeg der fennoskandischen käferfauna. *Annales Zoologici Societatis Zoologicae Botanicae Fennicae Vanamo* Tom.10 N:o 1.
- Parr, T.; Diener, D. & Lacy, S. (1978). Effects of beach replenishment on the nearshore sand fauna at Imperial beach, California *Miscellaneous Report* 78-4. U.S. Army, Corps of Engineers, Coastal Engineering Research Center, Fort Belvoir

- Paterson, D.M. & Hagerthey, S.E. (2001). Microphytobenthos in contrasting coastal ecosystems: biology and dynamics. In: Reise, K. (ed.). Ecological comparisons of sedimentary shores. Ecological studies 151: 105-125.
- Peterson, C.H. & Manning, L. (2001). How beach nourishment affects the habitat value of intertidal beach prey for surf fish and shorebirds and why uncertainty still exists. Proceedings of the Coastal Ecosystems and Federal Activities Technical Training Symposium.
- Peterson, C.H.; Hickerson, D.H.M. & Johnson, G.G. (2000a). Short-Term Consequences of Nourishment and Bulldozing on the Dominant Large Invertebrates of a Sandy Beach. Journal of Coastal Research 16 (2): 368-378.
- Peterson, C.H.; Summerson, H.C.; Thomson, E.; Lenihan, H.S.; Grabowski, J.; Manning, L.; Micheli, F. & Johnson, G. (2000b). Synthesis of linkages between benthic and fish communities as a key to protecting essential fish habitat. Bulletin of Marine Science 66 (3): 759-774.
- Pienkowski, M.W. (1993). The impact of tourism on coastal breeding waders in western and southern Europe: an overview. In: Davidson, N. & P. Rothwell (eds.), 1993. Disturbance to waterfowl on estuaries. Wader Study Group Bulletin 68, Special Issue, August 1993.
- Pollet, M. (2000). Een gedocumenteerde Rode Lijst van Slankpootvliegen van Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 8: 1-190.
- Pollet, M. & Grootaert, P. (1994). Optimizing the water trap technique to collect Empidoidea (Diptera). Studia Dipterologica 1(1): 33-48.
- Pollet, M. & Grootaert, P. (1995). The Dolichopodid fauna of coastal habitats in Belgium. Bull. Annls Soc. r. belge Ent., 130: 331-344.
- Pollet, M. & Grootaert, P. (1996). An estimation of the natural value of dune habitats using Empidoidea (Diptera). Biodiversity and Conservation 5(7): 859-880.
- Provoost S., Rappé G., Ampe C., Leten M., Hoys M. & Hoffmann M. (1996). Ecosysteemvisie voor de Vlaamse Kust. 2. Natuurontwikkeling. Universiteit Gent en Instituut voor Natuurbehoud i.o.v. AMINAL, afdeling Natuur, Brussel. 130p. + bijl.
- Provoost, S.; Hoffmann, M.; Bonte, D. & M. Leten. (2004). Landschap en beheer van de kustduinen. In: Hermy, M., De Blust, G. & Sloopmaekers, M. (red.). Natuurbeheer. Davidsfonds i.s.m. Argus vzw, Natuurpunt vzw en het Instituut voor Natuurbehoud, Leuven: 265-305.
- Raes, D. (1989). Vogels in Vlaanderen. Voorkomen en verspreiding. I.M.P., Bornem.
- Rakocinski, C.F.; Heard, R.W.; LeCroy, S.E.; McLelland, J.A. & Simons, T. (1996). Responses by Macrobenthic Assemblages to Extensive Beach Restoration at Perdido Key, Florida, U.S.A. Journal of Coastal Research 12 (1): 326-353.
- Rappé, G. & Goetghebeur, P. (1975). *Crambe maritima* L., nieuw voor de Belgische flora. Dumortiera 3: 10-14.
- Rappé, G.; Leten, M.; Provoost, S.; Hoys, M. & Hoffmann, M. (1996). Biologie. In: Provoost, S. & Hoffmann, M. (red.). Ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust. 1. Ecosysteembeschrijving. Instituut voor Natuurbehoud en Universiteit Gent, i.o.v. AMINAL, afdeling Natuur, Brussel: 167-372.
- Rappé, G. (1984). The distribution of some lesser known thalassochorous plant species along the Belgian coast, compared with their distribution in Western Europe. Biol. Jb. Dodonaea 52: 35-56.
- Rappé, G. (1989). *Crithmum maritimum* L. (Apiaceae) voor het eerst in België gevonden. Dumortiera 45: 9-16.

- Rappé, G. (1989). *Haliclona xena* De Weerd, 1986 (Porifera, Demospongiae), *Petrobius maritimus* (Leach) (Insecta, Thysanura) en enkele andere bijzondere waarnemingen van de oostelijke strekdam van Zeebrugge. *De Strandvlo* 9 (4): 113-116.
- Rappé, G. (1996). Verspreiding en populatiedynamiek van thalassochore zaadplanten aan de Belgische kust. *Dumortiera* 64-65: 8-13.
- Rappé, G. (1997). Vloedmerken. In: Hermy, M. & De Blust, G., *Punten en lijnen in het landschap*, Marc Van de Wiele. Brugge 48-49.
- Raudkivi, A.J. & Dette, H.-H. (2002). Reduction of sand demand for shore protection. *Coastal Engineering* 45: 239-259.
- Read, D.J. (1989). Mycorrhiza's and nutrient cycling in sand dune ecosystems. *Proc. R. Soc. Edinburgh*, 96B : 89-110
- Reilly, F.J. Jnr. & Bellis, V.J. (1983). The ecological impact of beach nourishment with dredged materials on the intertidal zone at Bogue Banks, north Carolina. *Miscellaneous Report 83-3*. U.S. Army, Corps of Engineers, Coastal Engineering Research Center, Fort Belvoir.
- Remmert, H. (1964). Distribution and ecological factors controlling distribution of European wrack fauna. *Bot. Gothobergensia III. Proc. 5th Marine Biol. Symp. Gotheborg*: 179-184.
- Ricciardi, A. & Bourget, E. (1999). Global patterns of macroinvertebrate biomass in marine intertidal communities. *MEPS* 185: 21-35.
- Rivas Higuera, H. (2003). Habitat selection of sympatric and allopatric *Bathyporeia pilosa* and *Bathyporeia sarsi* populations. MSc Thesis. Universiteit Gent.
- Robertson A. I. & K. Mann (1980). The role of isopods and amphipods in the initial fragmentation of eelgrass detritus in Nova Scotia, Canada *Mar. Biol.* 59: 63-69.
- Sabbe, K. (1997). Systematics and ecology of intertidal benthic diatoms of the Westerschelde estuary (The Netherlands). Unpublished PhD, Universiteit Gent.
- Saburova, M. A. & Polikarpov, I. G. (2003). Diatom activity within soft sediments: behavioural and physiological processes. *MEPS* 251: 115-126.
- Salmane, I. (2000). Fauna of soil-dwelling predatory Gamasina mites (Acari: Mesostigmata) in seashore habitats of the Kurzeme coast, Latvia. *Ekologia (Bratislava)* 19, suppl 4: 87-96.
- Saloman, C.H. & Naughton, S.P. (1984). Beach restoration with offshore dredged sand: effects on nearshore macroinfauna. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC-133.
- Schulz, R. & M. Stock (1993). Kentish Plovers and tourists: competitors on sandy coasts? In: Davidson, N. & P. Rothwell (eds.), 1993. *Disturbance to waterfowl on estuaries*. Wader Study Group Bulletin 68, Special Issue, August 1993.
- Seys, J. (2001). Sea- and coastal bird data as tools in the policy and management of Belgian marine waters. Proefschrift Universiteit Gent, Gent.
- Short, A.D. (1996). The role of wave height, period, slope, tide range and embaymentisation in beach classifications: a review. *Revista Chilena de Historia Natural* 69(4): 589-604.
- Short, A.D. (ed.) (1999). *Handbook of Beach and Shoreface Morphodynamics*. John Wiley & Sons Ltd. 392 pp. ISBN 0-471-96570-7.

- Smit, C.J. & G.J.M. Visser (1993). Effects of disturbance on shorebirds: a summary of existing knowledge from the Dutch Wadden Sea and Delta area. In: Davidson, N. & P. Rothwell (eds.), 1993. Disturbance to waterfowl on estuaries. Wader Study Group Bulletin 68, Special Issue, August 1993.
- Smit, C.J. & W.J. Wolff (1981). Birds of the Wadden Sea. Balkema, Rotterdam.
- Spanoghe, G. (1999). Aantallen en verspreiding, gedrag en habitatkeuze van meeuwen (Laridae) aan de Vlaamse Kust in het winterhalfjaar. Licentiaatsscriptie Universiteit Gent, Gent.
- Spanoghe, G & K. Devos (2002). Totaaltellingen van meeuwen langs de Belgische kust. Oriolus 68: 139-144.
- Speybroeck, J.; Degraer, S. & Vincx, M. (2003). Ecologische monitoring kustverdedigingsproject Oostende (fase 1). Eindrapport maart 2003 / Dossiernummer 202.290 – in opdracht van Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap - Administratie Waterwegen en Zeewezen - Afdeling Waterwegen Kust.
- Steele, J. H. & Baird, I. E. (1968). Production ecology of a sandy beach. Limnology & Oceanography 13: 14-25.
- Steidle, J.L.M.; Dettner, K.; Hübner, G.; Köpf, A. & Reinhard, J. (1995). The predaceous fly *Lispe candicans* (Diptera: Muscidae) and its chemically Protected Prey, the Rove Beetle *Bledius furcatus* (Coleoptera: Staphylinidae). Entomol. Gener. 20: 11-19.
- Stenton-Dozey, J.M.E. & Griffiths, C.L. (1983). The fauna associated with kelp stranded on a sandy beach. In: McLachlan, A. & Erasmus, T. (Ed.) Sandy beaches as ecosystems. Dr. W. Junk Publishers: p.557-568.
- Stienen, E.W.M. & Schekkerman, H. (2000). Statistische analyse van de verspreiding en de broedresultaten van kustbroedvogels in het Deltagebied : relaties met habitatkenmerken, predatiedruk en toerisme. Intern rapport Alterra, Wageningen.
- Stienen, E.W.M. & Van Waeyenberge, J. (2002). Verstoken van verstoring: het belang van de Baai van Heist als rust- en broedgebied voor vogels. Rapport Instituut voor Natuurbehoud.
- Stienen, E.W.M.; Van Waeyenberge, J. & Kuijken, E. (2002). MER - avifauna en zeezoogdieren van de Thorntonbank. Instituut voor natuurbehoud
- Stuer, V. (2002). Trofische interacties in relatie tot zwinnen van de Belgische kust (Schipgatduinen Koksijde): epibenthos en avifauna. Licentiaatsscriptie Universiteit Gent, Gent.
- Sundbäck, K. & Persson, L.E. (1981). The effect of microbenthic grazing by an amphipod, *Bathyporeia pilosa*, Lindström. Kieler Meeresforsch. Sonderh. 5: 573-575.
- Thompson, J. R. (1973). Ecological Effects of Offshore Dredging and Beach Nourishment: A Review. Miscellaneous Paper 73-1, US Army Corps of Engineers, Coastal Engineering Research Center, Fort Belvoir, Va.
- Tsacas, L. (1959). Contribution à l'étude des Diptères du littoral marin de la région de Roscoff. Arch. Zool. Exp. Gén. 98. Notes et Revue n° 2, 62-92.
- Turin, H. (2000). Nederlandse Fauna 3. De Nederlandse loopkevers: verspreiding en oecologie (Coleoptera: Carabidae). Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis. RNNU Uitgeverij, European Invertebrate Survey, Nederland, Leiden. 666 p., 16 plates + CD-ROM
- Ullberg, J. & Olafsson, E. (2003). Free-living marine nematodes actively choose habitat when descending from the water column. Mar. Ecol. Progr. Ser. 260: 141-149.
- van Dalfsen, J.A. & Essink, K. (2001). Benthic Community Response to Sand Dredging and Shoreface Nourishment in Dutch Coastal Waters. Senckenbergiana maritima 31 (2): 329-332.

- Van Den Bossche, W., P. Meire, A. Anselin, E. Kuijken, G. De Putter, G. Orbie & F. Willemeys, (1995). Ontwikkeling en toekomst van sternenkolonies aan de Belgische kust. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 95/3, Hasselt.
- Van Der Ben, C. (1973). Faune et flore côtière. Diatomées benthiques. Technical report, BMM.
- Van der Putten, W. H. & Peters, B. A. M., 1997. How soil-borne pathogens may affect plant competition. *Ecology* 78(6): 1785-1795.
- van der Wal, D.; Peters, B.A.M.; van der Putten, W.H. & van Tongeren, O.F.R. (1995). Inventariserend onderzoek naar de ecologische effecten van zandsuppletie. Opdracht van Rijkswaterstaat Dienst Weg-en Waterbouwkunde voor Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen - Werkgroep Zandige Kust en Rijksinstituut voor Kust en Zee. 110 pp.
- van der Wal, D. (1998). The impact of the grain-size distribution of nourishment sand on aeolian sand transport. *Journal of Coastal Research* 14(2): 620-631.
- Van Dolah, R.F.; Martore, R.M.; Lynch, A.E.; Levisen, M.V.; Wendt, P.H.; Whitaker, D.J. & Anderson, W.D. (1994). Environmental Evaluation of the Folly Beach Nourishment Project U.S. Army Corps of Engineers-Charleston District; Marine Resources Division-South California Department of Natural Resources.
- Van Dolah, R.F.; Wendt, P.H.; Martore, R.M.; Levisen, M.V. & Roumillat, W.A. (1992). Final report for a physical and biological monitoring study of the Hilton Head beach nourishment project. Marine Resource Research Institute.
- Van Hoey, G.; Degraer, S. & Vincx, M. (2004). Macrobenthic community structure of soft-bottom sediments at the Belgian Continental Shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59: 599-613.
- Van Landuyt, W.; Heylen, O.; Vanhecke, L. & Van Den Bremt, P.B.H. (2000). Verspreiding en evolutie van de botanische kwaliteit van ecotopen, gebaseerd op combinaties van indicatorsoorten uit Florabank (Vlina 96/02). Flo.Wer vzw., Instituut voor Natuurbehoud, Nationale Plantentuin van België en Universiteit Gent, Brussel, 237 p.
- Van Waeyenberge, J.; Stienen, E.W.M. & Kuijken, E. (2002). Toekomstperspectieven voor kustbroedvogels in de voorhavens van Zeebrugge. Adviesnota in het kader van de instandhouding van de populaties van kustbroedvogels. Instituut voor Natuurbehoud.
- Van Waeyenberge, J., E.W.M. Stienen & H. Offringa, 2001. Overwinterende zee-eenden voor de Belgische kust. *Vogelnieuws* 2: 20-23.
- Verhagen, H. (1989). Sand Waves along the Dutch Coast. *Coastal Engineering* 13: 129-147.
- Villeneuve, J. (1903). Contribution au Catalogue des Diptères de Belgique. Feuille des Jeunes naturalistes, Paris: 192-195.
- Weslawski, J.M.; Stanek, A.; Siewert, A. & Beer, N. (2000). The sandhopper (*Talitrus saltator*, Montagu 1808) on the Polish Baltic Coast. Is it a victim of increased tourism? *Oceanological Studies* 29: 77-87.
- Wilber, D.H. & Clarke, D.G. (2001). Biological Effects of Suspended Sediments: A Review of Suspended Sediment Impacts on Fish and Shellfish with Relation to Dredging Activities in Estuaries. *North American Journal of Fisheries Management* 21: 855-875.

Annex 1. Sedimentologie & Hydrodynamiek

Vera Van Lancker. Universiteit Gent, Vakgroep Geologie & Bodemkunde, Renard Centre of Marine Geology. Krijgslaan 281, s-8, 9000 Gent. Tel. 09/264 45 89. E-mail: vera.vanlancker@UGent.be

BESCHRIJVING VAN HET FYSISCH STRANDECOSYSTEEM

Stranden zijn sedimentaire systemen die, onder invloed van allerlei externe factoren, worden gekenmerkt door een sterke dynamiek. Essentieel bij de vorming van het strand zijn golven en het sediment, doch ook de ondergrond kan hierbij een belangrijke rol spelen naar accommodatieruimte toe en meer specifiek naar de vorming en het behoud van stranden. Tijdens en na de genese, zijn het beschikbare sediment, golf- en getijregime primordiaal. Deze kunnen al dan niet beïnvloed worden door het windregime, biota, chemische bestanddelen van het water en de temperatuur (Short 1999).

Fysische zonatie

Gebaseerd op een aantal karakteristieke hoogtelijnen, kan het fysische strandmilieu morfologisch in een aantal eenheden worden opgedeeld. Tabel 1 geeft de indeling in zones zoals gehanteerd voor de Vlaamse stranden.

Tabel 1. Karakteristieke hoogtelijnen ter bepaling van morfologische eenheden zoals gedefinieerd in de kustlijnkaarten (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap 1998, 1999) (Z: vergelijkingsvlak van Bruggen en Wegen)

Hoogte t.o.v. Z (m) (TAW + 0,106m)	Scheidingsvlak	Morfologische eenheid
		Duin
+ 7,0	Duinvoet	
+ 4,5	Hoogwaterlijn	Droog strand
+ 1,5	Laagwaterlijn	Nat strand
- 4	Vooroeervoet	Vooroever
		Zeebodem

Structurerende omgevingsvariabelen (Short 1999)

Sedimentologie

De aanvoer van voldoende sediment blijft een essentiële factor bij de opbouw en het behoud van stranden. Kwantificering van het sedimentbudget is dan ook van primordiaal belang om de natuurlijke dynamiek te karakteriseren, maar vooral ook om erosie- en accretieprocessen in een breder ruimte- en tijdspectief te plaatsen. Het sedimenttype wordt bepaald door de korrelgrootte, de sortering en de mineralogische kenmerken. De korrelgrootte is vooral bepalend voor de helling van het strand, de morfologie, het strandtype, dat uiteindelijk wordt gevormd, en bepaalt sterk de sedimentmobiliteit.

Sedimentbudget

Het sedimentbudget en -transport zijn gerelateerd aan de hydrodynamiek en de sedimentbeschikbaarheid. Aanvoer van voldoende sediment blijft een essentiële factor in de opbouw en het behoud van stranden. Kwantificatie van het sedimentbudget is dan ook primordiaal om de natuurlijke dynamiek te karakteriseren, maar vooral ook om erosie- en accretieprocessen in een breder ruimte- en tijdspectief te plaatsen.

Golfklimaat

Samen met het sediment en het substraat, is het golfklimaat essentieel voor de vorming van stranden. De meeste stranden worden opgebouwd door graviteitsgolven (lokaal en deining). De modale graviteitsgolven bepalen het algemene evenwichtsprofiel.

De golfhoogte beïnvloedt de diepte waarbij de golven gaan vervormen en breken en bepalen aldus de zeewaartse limiet van deze vervorming, de brekerszone en het strandtype. Een toenemende golfperiode doet tevens de diepte toenemen waarbij de golven vervormen en beïnvloedt het strandtype. De golfenergie, als gevolg van de golfperiode en de golfhoogte, bepaalt de energie strandopwaarts en als gevolg de veranderingen die plaatsgrijpen. Infragraviteitsgolven als een produkt van het golfklimaat en de strandgradient bepaalt de 2- en 3-dimensionele aard van de dynamiek en de morfologie van de golfloop- en surfzone.

Getijdenregime

Alhoewel het getij geen essentiële component is bij de vorming van het strand, zal een toenemende getijdenamplitude, weliswaar in combinatie met golfcondities, in een belangrijke mate mee de strandmorfologie bepalen. De belangrijkste impact van het getij is de beïnvloeding van zowel de verticale als horizontale positie (afhankelijk van getijdenamplitude en intertidale strandgradient) van de kustlijn. Ook kan de getijdenvariatie in gebieden met een hoge getijdenamplitude de brekersgolfhoogte veranderen door een toenemende vervorming van de golven bij laag water. Met toenemende getijdenamplitude worden stranden algemeen breder en vormlozer met een kleinere hellingshoek (Masselink, 1993). Getijdenstromingen zijn in elk geval belangrijke energiedragers die regionaal en lokaal het sedimenttransport en de strandmorfologie beïnvloeden.

Gradiënten langsheen de Vlaamse kust

Hydrodynamische en meteorologische gradiënten

De Vlaamse kust wordt gekenmerkt door een 65 km, zuidwest-noordoost gerichte, rectilineaire zandige kustlijn die naar het oosten overgaat in een 5 km breed estuarium; de Westerschelde. De stranden zijn onderhevig aan een macrotidaal semi-diurnaal getijderegime. De gemiddelde amplitude bij springtij varieert van nagenoeg 5 m aan de Franse grens afnemend tot 4,3 m naar het oosten toe (Fremout, 2002). Het wind- en golfklimaat wordt gedomineerd vanuit zuidwestelijke tot noordwestelijke richting. De zuidwest-noordoost gerichte vloedstroming (> 1 m/s) is dominant en geeft aanleiding tot een residuele drift in noordoostelijke richting. De dominante windrichting induceert tevens een noordoostelijke eolische drift. Stormwinden vanuit noordwestelijke tot noordelijke richting geven het meeste aanleiding tot kustafslag (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap 1993). Nabij de kust worden gemiddeld significante golfhoogtes van 0,5 tot 1 m bereikt met een periode van 3,5 tot 4,5 s. De Vlaamse kust is dan ook gekarakteriseerd door sterke getijdestromingen en een gemiddeld golfklimaat. Op basis van getijdewaarnemingen te Oostende (van 1835 tot 1852 en van 1927 tot 1988) werd door Baeteman *et al.* (1992) een gemiddelde zeespiegelstijging van 0,01 m/decade vooropgesteld.

Het hydrodynamisch klimaat langsheen de Vlaamse kust wordt uitvoeriger gekarakteriseerd in het rapport Kust 2002 (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap 1993); overzichten worden gegeven in de hydro-meteo jaarrapporten van Waterwegen Kust. Bovendien kan de hydro-meteodatabase worden geconsulteerd voor een willekeurige periode (zie ook VLIZ website, www.vliz.be).

Er zijn slechts weinig studies die de lokale hydrodynamiek meten op het strand. Dit is belangrijk voor de bepaling van het sedimenttransport en het bepalen van de brekersgolfhoogte die gebruikt wordt in strandclassificaties. Detailmetingen zijn verricht op het strand van Groenendijk-bad in het kader van het Europees project CSTAB (Voulgaris *et al.* 1998). Andere metingen werden vooral uitgevoerd ter ondersteuning van suppletiewerken (bv. Huygens 2000).

Morfologische gradiënten

Voor een beschrijving van de algemene morfologie van de Vlaamse kust en strand wordt verwezen naar het rapport Kust 2002 (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap 1993), De Wolf *et al.* (1993), De Wolf (2002) en De Moor (2002).

De hellingsgraad van het intergetijdengebied varieert tussen 0.8 en 2.5 % (berekend op basis van digitale terreingegevens van het VITO, zie figuur 1 en figuren 2 tot 50) en neemt toe naar het oosten. Figuur 1 toont echter de hoge variabiliteit van deze parameter. De breedte van het intergetijdengebied varieert tussen 200 en 500 m en neemt af in oostelijke richting.

Het brede intergetijdengebied langsheen de Westkust heeft een hellingsgraad tussen 1 en 1,3 % en wordt gekenmerkt door een zwinen en ruggen morfologie, doorbroken door muien die het water afvoeren bij afnemend getij. Deze bodemvormen zijn typisch voor de macrotidale stranden van Noord-Europa (Levoy *et al.*, 1998 ; Voulgaris *et al.*, 1998). Algemeen situeert hun positie zich rond gemiddeld zeeniveau (Voulgaris *et al.* 1998) waar de golfloop het langst actief is. De stranden van de Middenkust hebben een hogere hellingsgraad (> 1,4 %) en het profiel is meer vervlakt. Vanaf Bredene-Hippodroom zijn de profielen onregelmatiger. Deze stranden waren het meest onderhevig aan erosie en aldus zijn ze sterk beïnvloed door menselijke ingrepen.

Sedimentologische gradiënten

De Vlaamse stranden worden gekenmerkt door een mediane korrelgrootte van 200-220 μm (min. 140 μm ; max. 380 μm) (Tabel 2). Van west naar oost is een algemene vergroving van het sediment merkbaar (Figuur 1). Vanaf de Franse grens tot Raversijde-West is deze vergroving vrij uniform, terwijl verder oostwaarts de trend meer verstoord is: de grootste schommelingen situeren zich ten oosten van Heist. Transversaal op de kust is algemeen een licht stijgende korrelgroottegradiënt waarneembaar in landwaartse richting (grootte-orde 70 μm); dit wordt duidelijk in de figuren 2 tot 50. Verder is het strandzand kalkhoudend door de aanwezigheid van schelpengruis dat lokaal de korrelgrootte waarden veel grover kan maken. Algemeen gezien zijn de stranden slibvrij behalve lokaal in de zwinen. Ten westen van Nieuwpoort neemt het slibgehalte op het strand toe (Van Craenenbroeck 1985). De Vlaamse stranden zijn vooral opgebouwd uit kwartszand (De Moor & Dedecker, 1981).

Tabel 2. Mediane korrelgroottevariatie gemiddeld over 4 delen langsheen de Vlaamse kust. De gemiddelden omvatten staalnames op diverse posities langsheen het strandprofiel (Bron data: VITO); Avg_d50 = gemiddelde mediane korrelgrootte; Min_d50 = minimale mediane korrelgrootte; Max_d50 = maximale mediane korrelgrootte).

Indeling	Avg_d50 (μm)	Min_d50 (μm)	Max_d50 (μm)
Natuurreservaat Westhoek tot St-Laureinsstrand	170	160	190
Westende-Bad tot Bredene-Oost	210	170	310
Hippodroom tot Zeebrugge-Strand	220	170	330
Heist tot Cadzand-Oost	260	160	380

Van Lancker (1999) onderzocht het sediment- en morfodynamisch kader van het kustnabije systeem gesitueerd tussen Nieuwpoort en Oostende. Hierbij werd tevens de laagwaterlijn van de stranden van Oostduinkerke, Groenendijk-bad, Lombardsijde, Westende, Raversijde en Mariakerke bemonsterd. Uitgaande van 12 bemonsteringscampagnes (periode September 1995 tot Februari 1997) bleek een duidelijke verfijning van het sediment van Oostende naar Nieuwpoort toe zonder een noemenswaardige trendbreuk tussen de stranden met strandhoofden en de stranden met de typische ruggen en zwinen van de Westkust. In september 1995 varieerde de gemiddelde korrelgrootte van nagenoeg 268 μm thv Mariakerke tot 203 μm thv Oostduinkerke. De temporele variatie in korrelgrootte bedroeg gemiddeld 35 μm . Uitgaande van een analyse van de verschillende fracties van het sediment, werd geargumenteed dat een korrelgrootte van 180 μm kan beschouwd worden als drempelkorrelgrootte; fijnere korrels worden dan ook gemakkelijk weggetransporteerd onder de invloed van golven en stromingen.

In relatie tot de invloed van suppletiewerken vermeldt De Moor (2002) dat de gemiddelde korrelgrootte van het natuurlijk zandstrand langs de Vlaamse kust, vóór het begin van de systematische zandsuppleties vanaf 1979, wisselde tussen 150 en 250 μm . Deze grootte-orde zijn nog steeds gangbaar; weliswaar is de korrelgroottetrend langsheen de Vlaamse kust sterk verstoord en dit vooral vanaf Raversijde-West (Figuur 1). De Moor (2002) geeft tevens aan dat vóór de zandsuppletie te De

Haan (KP42 te Nieuwmunster) de fractie 180-250 μm , 50 tot 60 % van het strandzand uitmaakte nabij de HW lijn en 50 tot 55 % nabij de LW lijn. Voor de fractie 125-180 μm was dit respectievelijk 12 tot 20 % en 20-30%.

Voor verdere sedimentologische informatie van Vlaamse stranden wordt verwezen naar Bastin (1974), Depuydt (1972), De Moor & Dedecker (1981), Van Craenenbroeck (1985), Broekaert (1995), Van Lancker (1999), Deronde *et al.* (2001), De Wolf (2002), Degraer *et al.* (2003).

Sedimentdynamische gradiënten

Op langere termijn wordt de sedimentdynamische evolutie van de Vlaamse stranden ondermeer aangegeven in de kustlijnkaarten (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap 1998, 1999). Op basis van de verdeling in morfologische eenheden, zoals vermeld in tabel 1, worden de hoogteverschillen, de volumetrische veranderingen (erosie/accretie) en de verschuiving van de kustlijn geanalyseerd. Tevens wordt een aanduiding gegeven van de harde en zachte infrastructuurwerken die de natuurlijke strandevolatie kunnen beïnvloeden. Een overzicht van deze ingrepen wordt gegeven in de tabellen 3 tot 5. De Moor (1979, 1988, 1993) argumenteert, op basis van sequentiële strandprofileringen, het bestaan van een natuurlijke cycliciteit om het periodisch erosief en accretioneel gedrag van stranden te verklaren. Het blijft echter de vraag of de lange-termijnsverschillen te wijten zijn aan de trage vooruitschrijding van zandgolven (Verhagen 1989) of aan veranderingen in golfenergie.

Figuren 51 tot 55 geven een overzicht van de locaties met erosieve en accretionele tendenzen van het droog- en natstrand en dit tot mei 1999 (*de begindatum is echter variabel zodat niet alle figuren dezelfde tijdsperiode weerspiegelen*). Wat de duinvoet betreft, vermeldt De Wolf (2002) dat deze praktisch overal langs de Vlaamse kust aangroeit, dit door de systematische aanplanting van rijnshouthagen. Langsheen de Westkust zijn de stranden algemeen stabiel of groeien aan. De vooroever is tevens nagenoeg stabiel. Erosieve trends kunnen optreden ten westen van Koksijde-Oost gerelateerd aan de dynamiek van de kustnabije geul 'Potje'. In de kustzone vanaf Nieuwpoort-Bad tot Blankenberge Pier zijn de stroomgeulen voor de kust verdiept en naar de kust opgeschoven waarbij het kustprofiel nagenoeg overal versteild is (De Wolf 2002). De strandevolatie van de Middenkust tot Oostende vertoont echter geen eenduidige trend. Ten oosten van Oostende zijn de trends variabel. Deze stranden zijn echter sterk onderhevig aan menselijke ingrepen waaronder suppletiewerken en aldus kan weinig geconcludeerd worden betreffende de natuurlijke dynamiek. De Wolf (2002) geeft aanduiding dat de stranden van Bredene-Hippodroom tot Wenduine normaal gezien erosief zijn alsook het strand onmiddellijk in de luwte van de oostelijke havendam van Zeebrugge en de stranden die voor zeedijken met een vooruitgeschoven positie zijn gelegen (Duinbergen, Knokke-Zoute en de Lekkerbek (tot het uiteinde van de zeedijk)). Van Knokke-Lekkerbek tot de Nederlandse grens wordt de vooroever gevormd door de flank van de Appelzak-ebgeul wat mede de erosie in de hand kan werken. Het strand verder naar het Zwin is min of meer stabiel met erosie ter hoogte van de Zwinmonding; de vooroever schrijdt hier vooruit (De Wolf 2002).

Voor een overzicht van studies die het sedimenttransport op het strand kwantificeren, wordt verwezen naar Lanckneus *et al.* (2001). Het betreft veelal tracerproeven, die als doel hebben het residuele sedimenttransport aan te duiden (Tijdelijke Vereniging Zeebouw Zeezand & Haecon-Zeebrugge Studiegroep T.V.Z.2. (1978a,b; 1979); Caillot *et al.* (1978); Bastin *et al.* (1983); Blomme *et al.* (1993); Eurosense (1994a,b,c); Ignacio Ruiz Garcia (1994); Broekaert (1995); O'Connor (1996), Huntley & MacDonald (1996), Voulgaris & Simmonds (1996); Voulgaris *et al.* (1998); Van Der Post *et al.* (1994). Andere studies bespreken de stranddynamiek op basis van strandprofileringen (bv. Declercq (1993); De Moor (1979a,b, 1981, 1988, 1991, 1992, 1993); De Wolf *et al.* (1993); Dickx (1977); Dufourmont (1979); Konings (1983); Moerkerke (1995)) of modellering (Vermeiren, 1996; Huygens 2000).

De recentste kwantitatieve sedimenttransportstudies hebben zich gericht naar het karakteriseren van de stranden met een zwinen en ruggen morfologie. Op korte termijn en bij laag tot gemiddeld energetische omstandigheden blijken deze strandprofielen een grote inertie te vertonen (Voulgaris *et al.* 1998). Te Groenendijk-bad werden, onder laag-energetische omstandigheden, sedimenttransportwaarden van 0,027 tot 0,13 $\text{m}^3/\text{getij.m}$ bekomen (Voulgaris *et al.* 1998). Er wordt vooropgesteld dat de golfloop verantwoordelijk is voor het migreren van deze bodemvormen naar het hoogstrand toe en dit met een snelheid van $< 1 \text{ m}/\text{getij}$. Deze waarden werden bekomen op basis van fluorescente tracerproeven en zijn conform met resultaten bekomen langsheen de Franse kust tussen Duinkerke en de Baai van de Somme (Corbau *et al.* 1994; Levoy *et al.* 1998). Het dient vermeld dat de richting en grootte-orde van het sedimenttransport vaak niet overeenstemt met

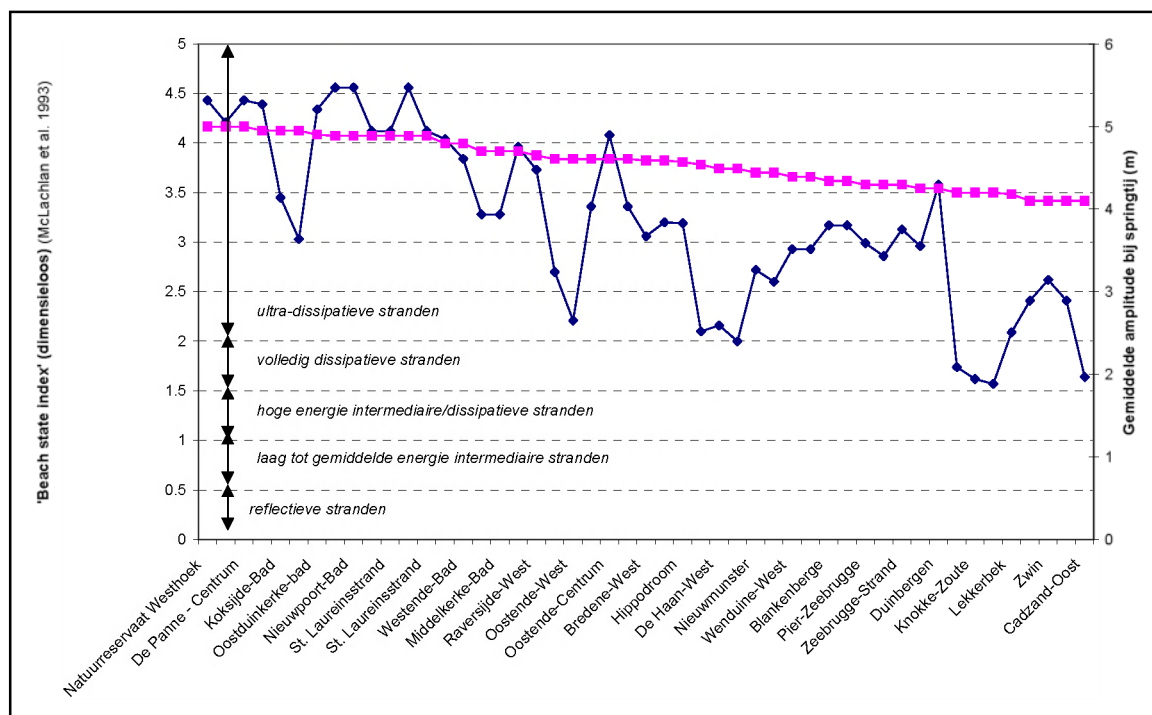
resultaten bekomen op basis van hydrodynamische metingen of modellering. Volgens Voulgaris *et al.* (1998) en Levoy *et al.* (1998) is dit te wijten aan de dominantie van bodemtransport bij laag tot gemiddeld energetische omstandigheden die op basis van de hydrodynamische metingen moeilijker kwantificeerbaar zijn.

Morfodynamische classificatie van stranden

Het morfodynamisch classificeren heeft als algemeen doel stranden in te delen op basis van een aantal parameters om zo een vergelijking met vooraf gedefiniëerde types van stranden toe te laten (voor een overzicht zie Short 1999) en op een relatief eenvoudige en snelle manier een beeld te verkrijgen van de belangrijkste processen en bijgevolg ook meer inzicht te krijgen in de te verwachten strandevolutie.

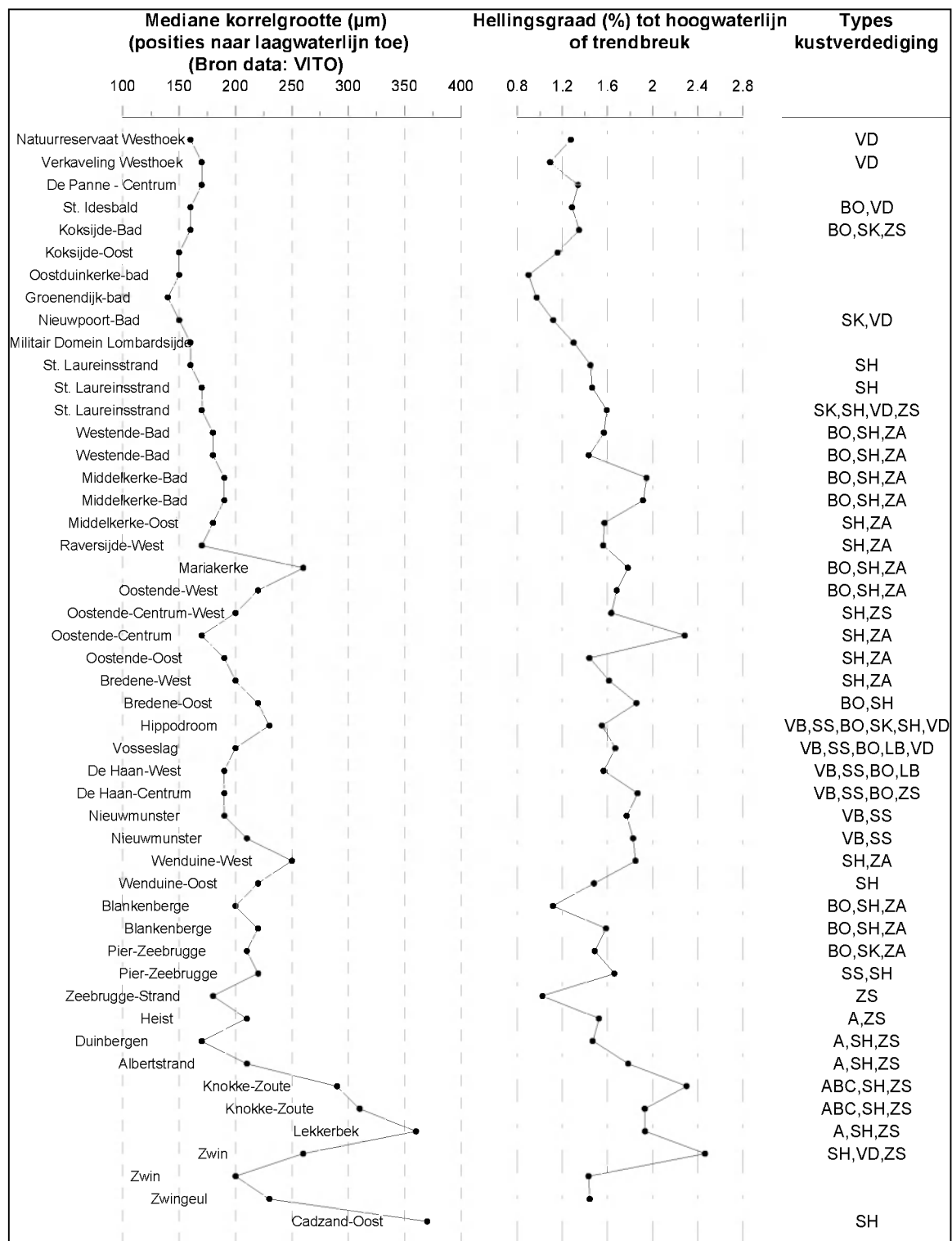
Op basis van de gemiddelde getijdeamplitude bij springtij (MSR), de modale brekersgolfhoogte (Hb), golfperiode (T) en de sedimentkenmerken (ws: sediment valsnelheid), worden de Vlaamse stranden vooral als dissipatief tot ultradissipatief geklasseerd (volgens Short 1996, 1999) weliswaar met afnemend belang van west naar oost. Dit betekent dat vooral processen gerelateerd aan de golfoploop- en brandingszone de morfodynamiek van het bovenste intergetijdegebied gaan domineren met mogelijks de vorming van een springtijhoogwaterrug. Het gedrag van het middenste en lager intergetijdegebied staat vooral in relatie tot de brandingszone en uitdeinende golven. Golfoploopprocessen kunnen lokaal belangrijk zijn resulterend in de vorming van ruggen. Getijdestromingen zijn belangrijk in het subtidaal.

De parameters, zoals hierboven aangehaald, kunnen vertaald worden in een 'beach state index' (BSI) (McLachlan *et al.* 1993) die een indicatie geeft van het strandtype ($BSI = \log_{10} (H_b / (T * w_s)) * MSR$). Figuur 56 geeft de 'beach state index', toegepast op de Vlaamse kust. Alhoewel het strandtype nagenoeg niet wijzigt naar het oosten toe, is er toch een duidelijk dalende trend merkbaar.



Figuur 56. De 'beach state index', toegepast op de Vlaamse kust. Rekening werd gehouden met de korrelgroottevariatie nabij de hoogwaterlijn (VITO gegevens), een constante brekersgolfhoogte van 0.5 m, een golfperiode van 4 s en een langs de kust variërende gemiddelde springtijamplitude.

Een meer wetenschappelijke onderbouwing van morfodynamische classificaties is echter noodzakelijk teneinde het gedrag van de stranden te kunnen parametriseren en voorspellen. Bovendien laten dergelijke classificaties toe correlaties te maken met andere ecosysteemcomponenten (bv. met de verspreiding van macrobenthische gemeenschappen (Degraer *et al.* 2003)



LEGENDE (Kustverdediging)

VB: Vooroeverberm

SS: Strandsuppletie

BO: Badstrandophogingen

LB: Longardbuisen

SK: Strandkribben

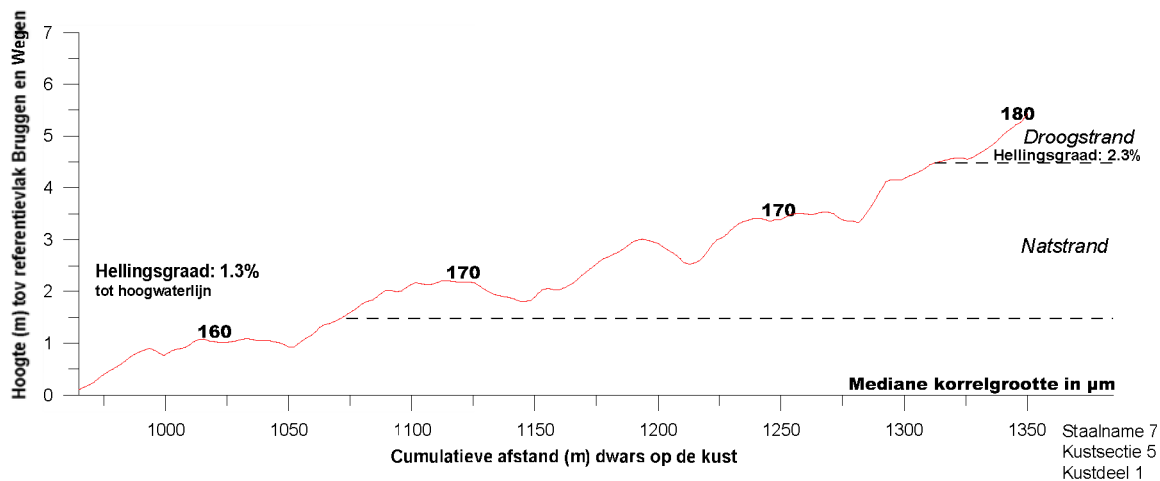
SH: Strandhoofden

VD: Versterkte duinvoet

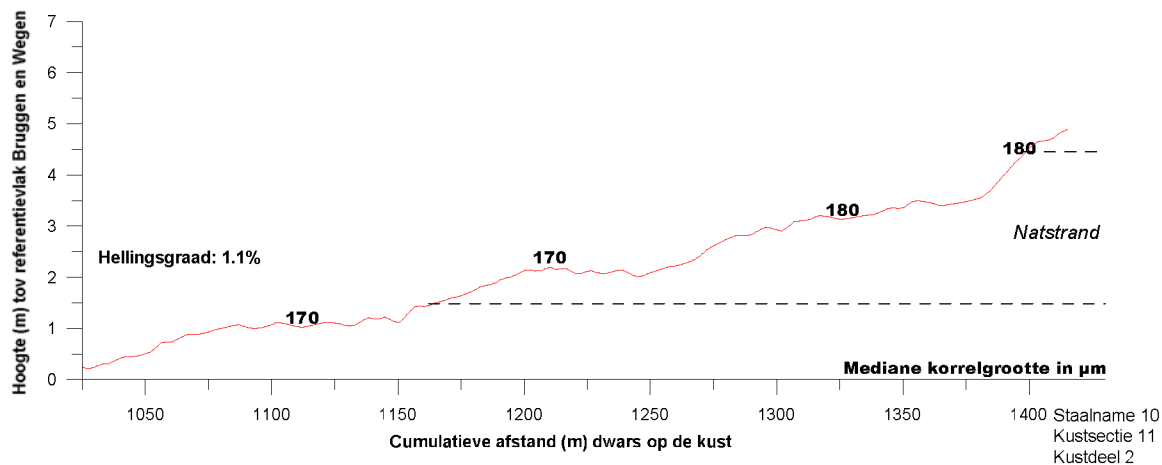
ZA: Zeedijk (actief zeewerend)

ZS: Zeedijk (slapend)

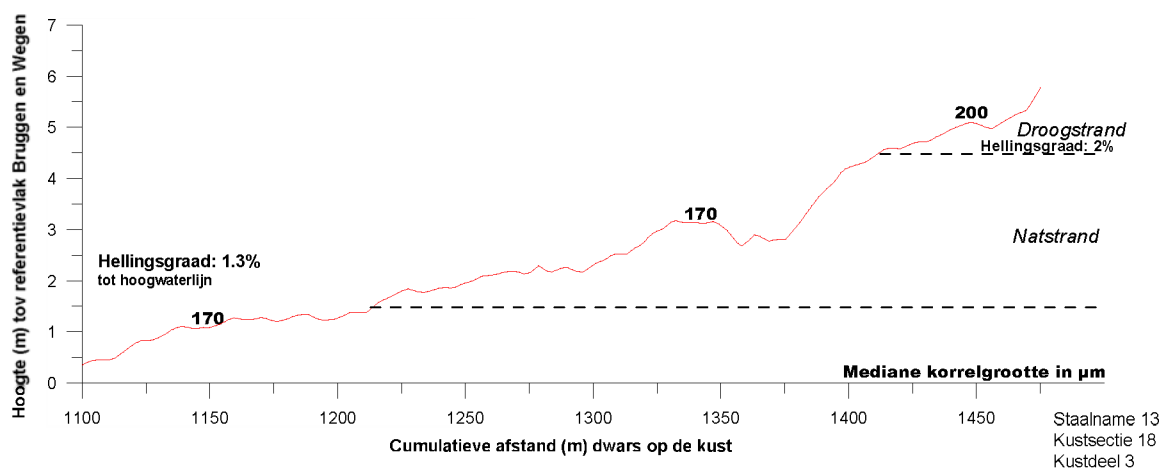
Figuur 1. Mediane korrelgroottevariatie (posities naar laagwaterlijn toe) en hellingsgraad van de Vlaamse stranden in combinatie met de types kustverdediging (Bron granulometrische en DTM gegevens: VITO; kustverdediging: kustlijkaarten, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap 1998, 1999).



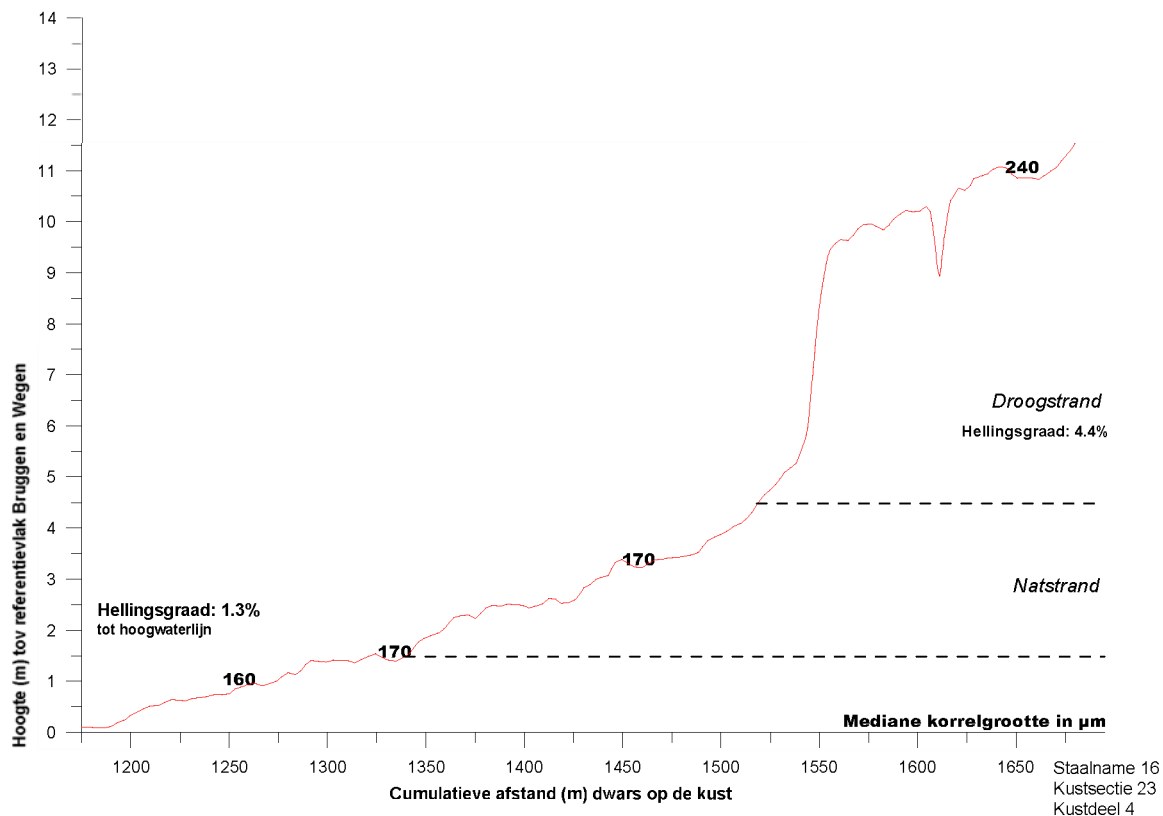
Figuur 2. Profiel ter hoogte van Natuurreservaat Westhoek, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



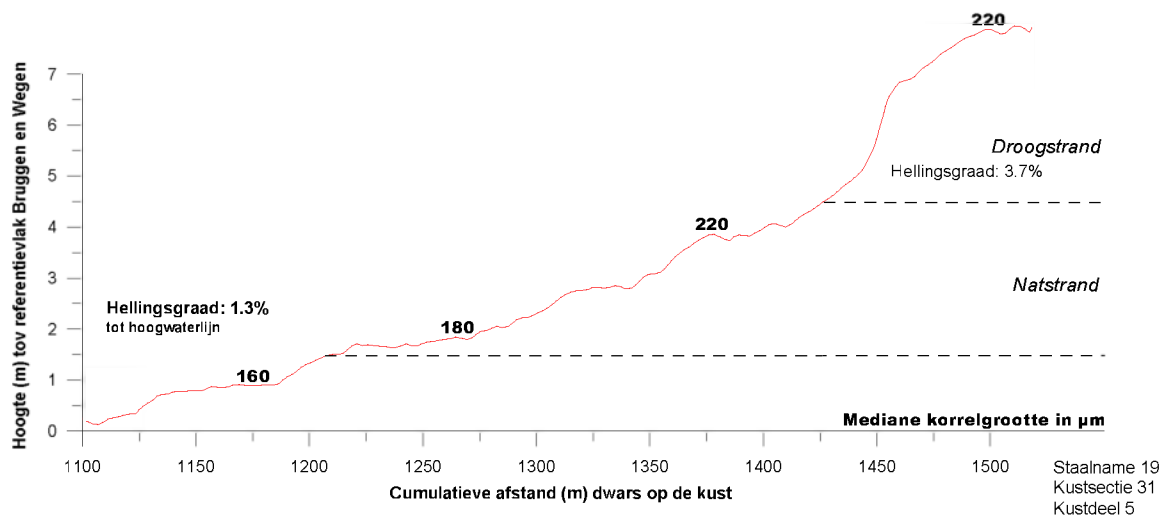
Figuur 3. Profiel ter hoogte van Verkaveling Westhoek, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



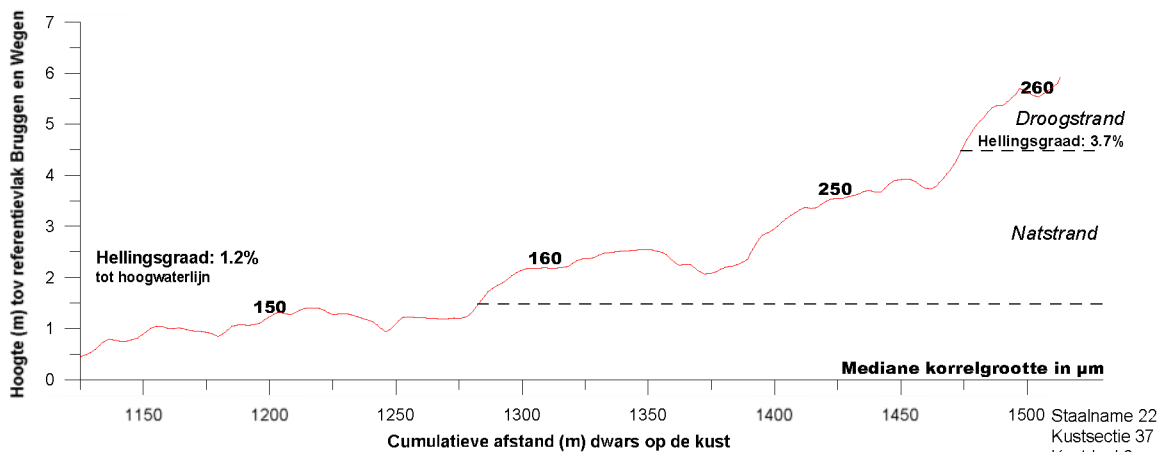
Figuur 4. Profiel ter hoogte van De Panne - Centrum, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



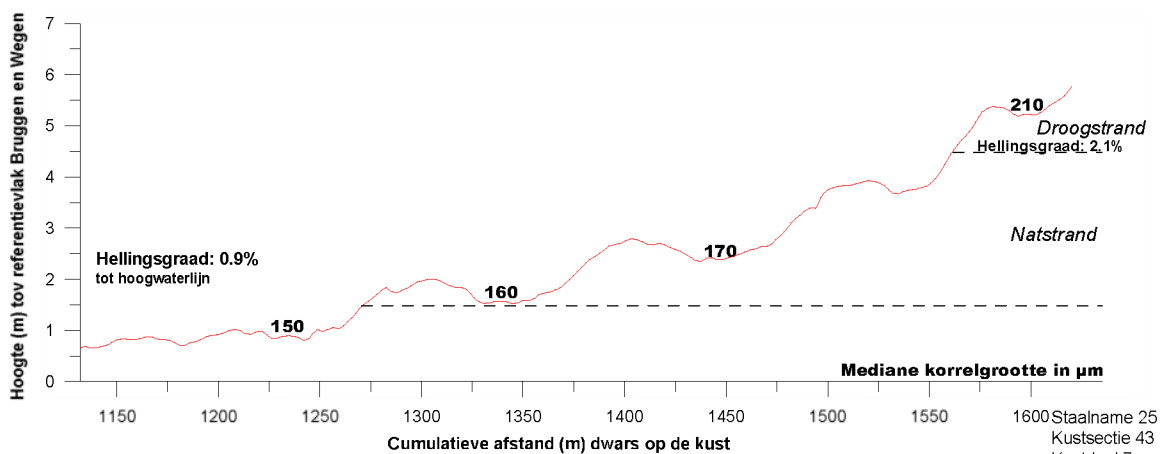
Figuur 5. Profiel ter hoogte van St. Idesbald, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



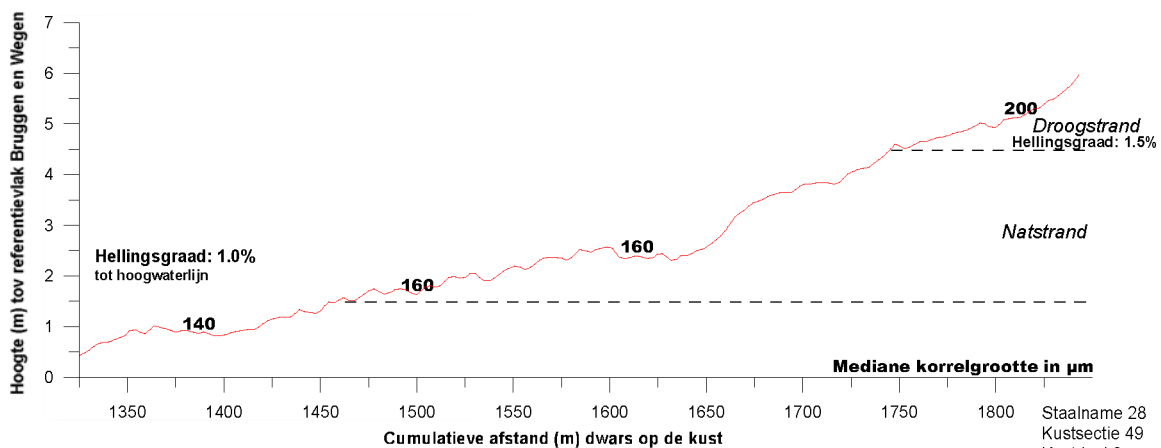
Figuur 6. Profiel ter hoogte van Koksijde-Bad, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



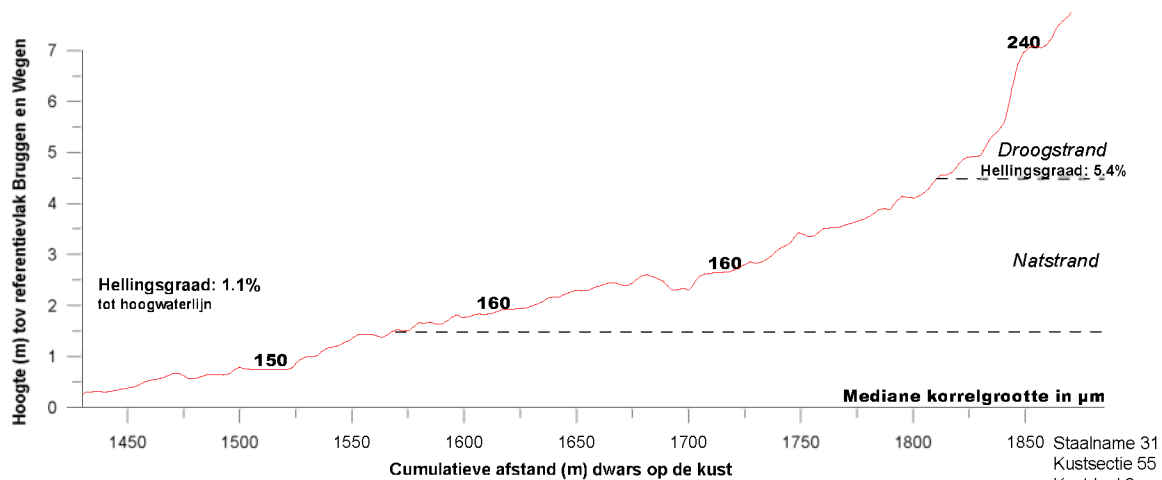
Figuur 7. Profiel ter hoogte van Koksijde-Oost, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



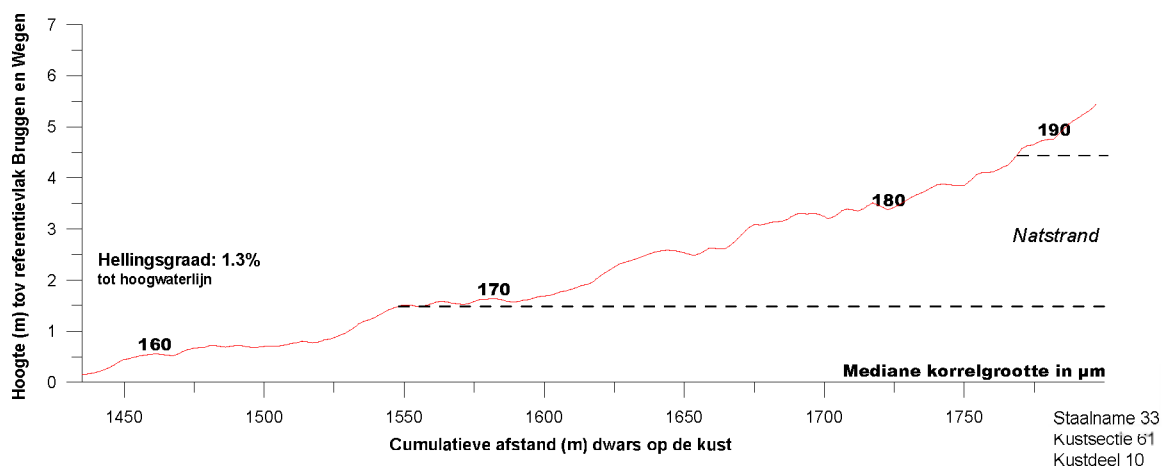
Figuur 8. Profiel ter hoogte van Oostduinkerke-bad, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



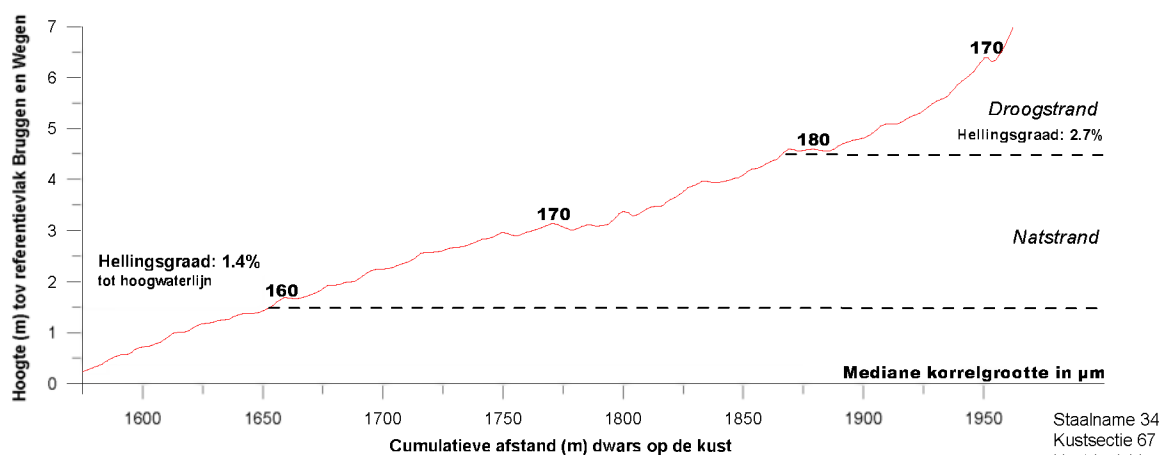
Figuur 9. Profiel ter hoogte van Groenendijk-bad, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



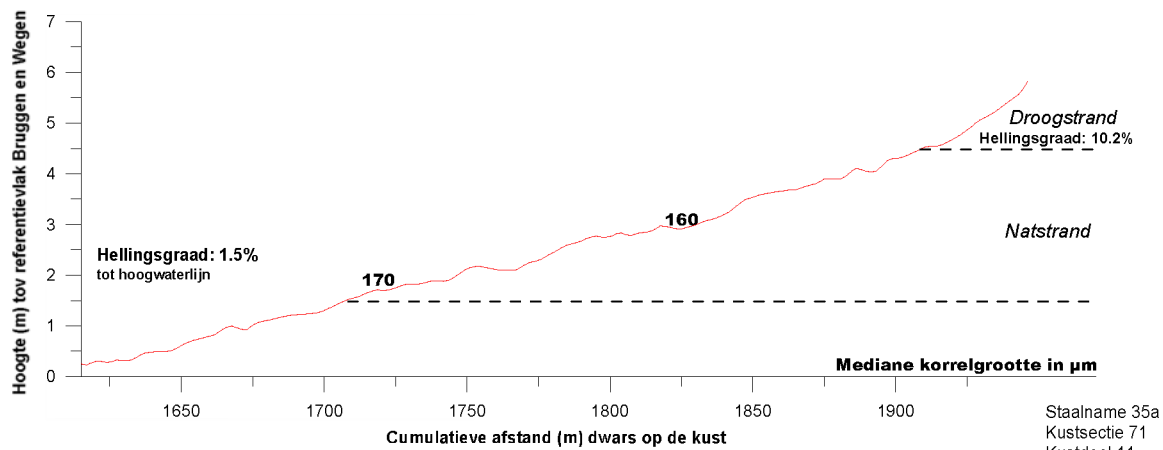
Figuur 10. Profiel ter hoogte van Nieuwpoort-Bad, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



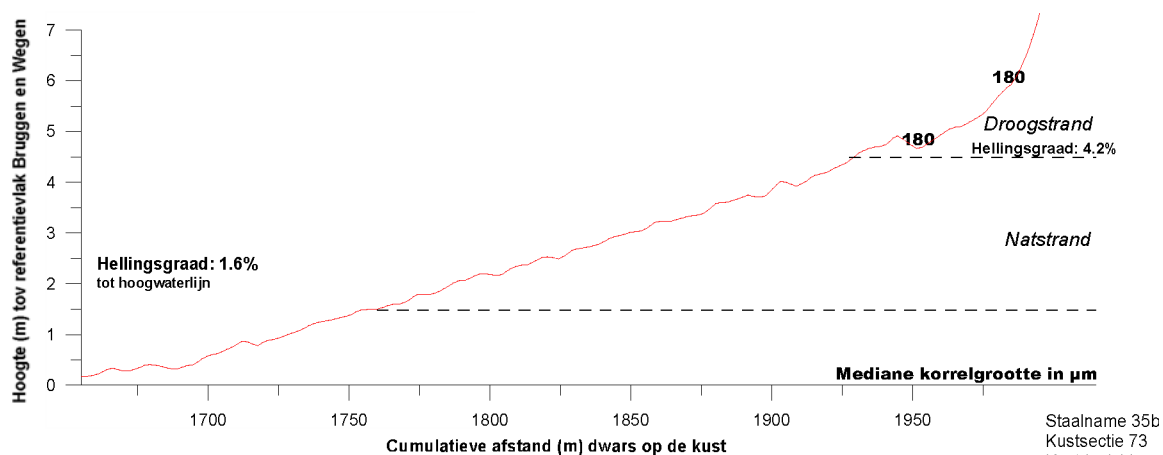
Figuur 11. Profiel ter hoogte van Militair Domein Lombardszijde, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



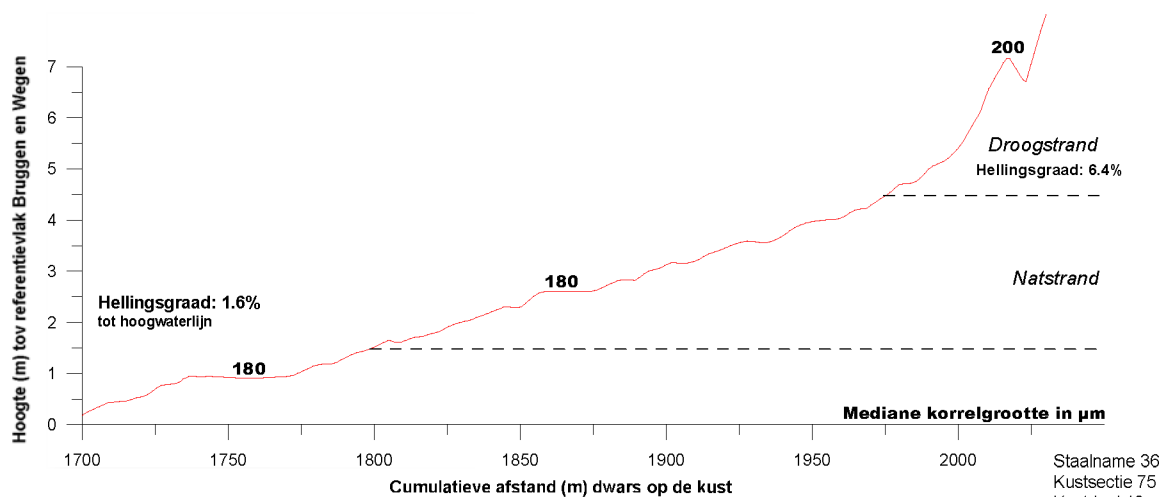
Figuur 12. Profiel ter hoogte van St. Laureinsstrand, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



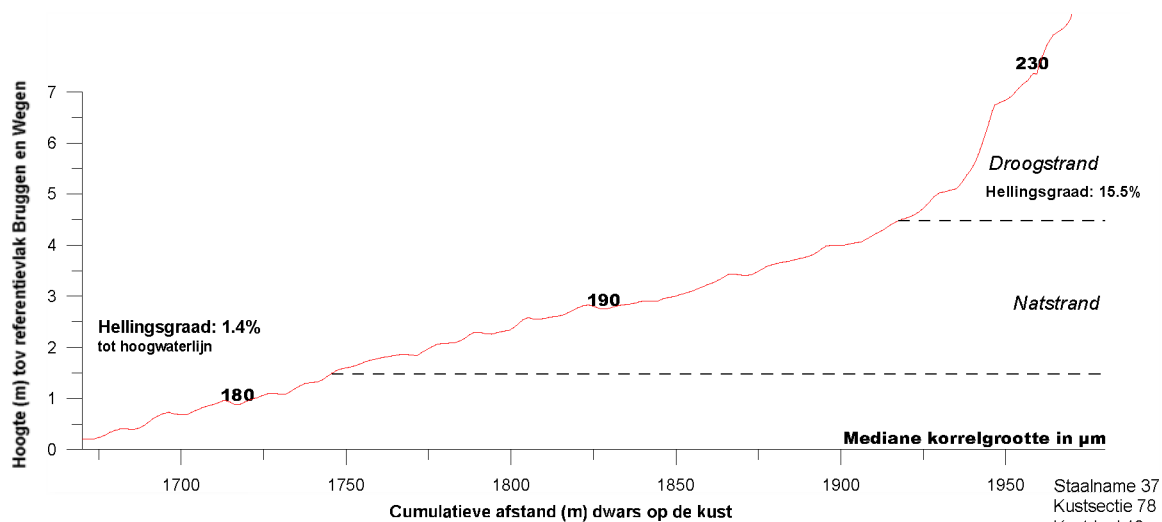
Figuur 13. Profiel ter hoogte van St. Laureinsstrand, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



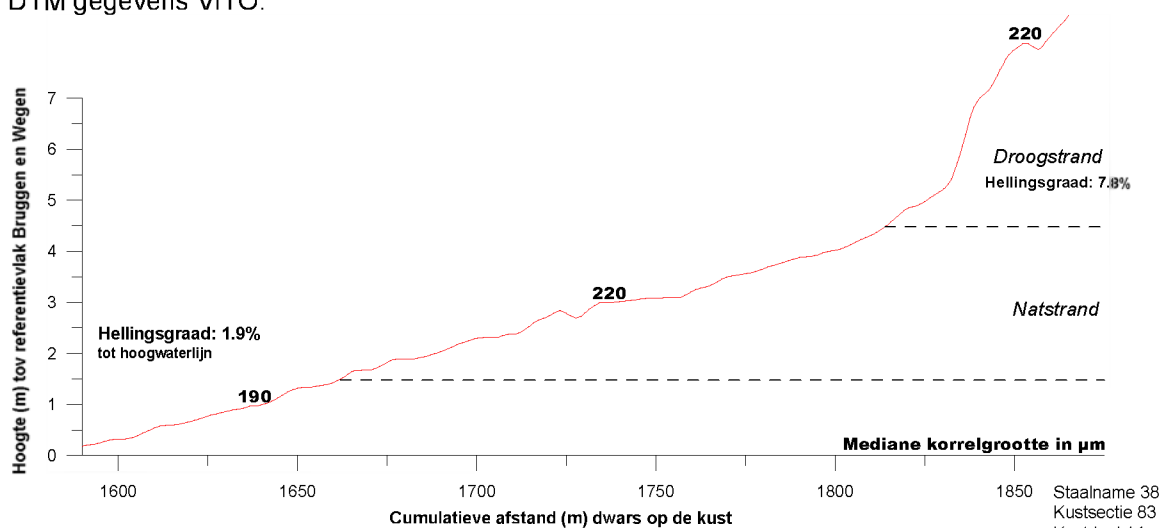
Figuur 14. Profiel ter hoogte van St. Laureinsstrand, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



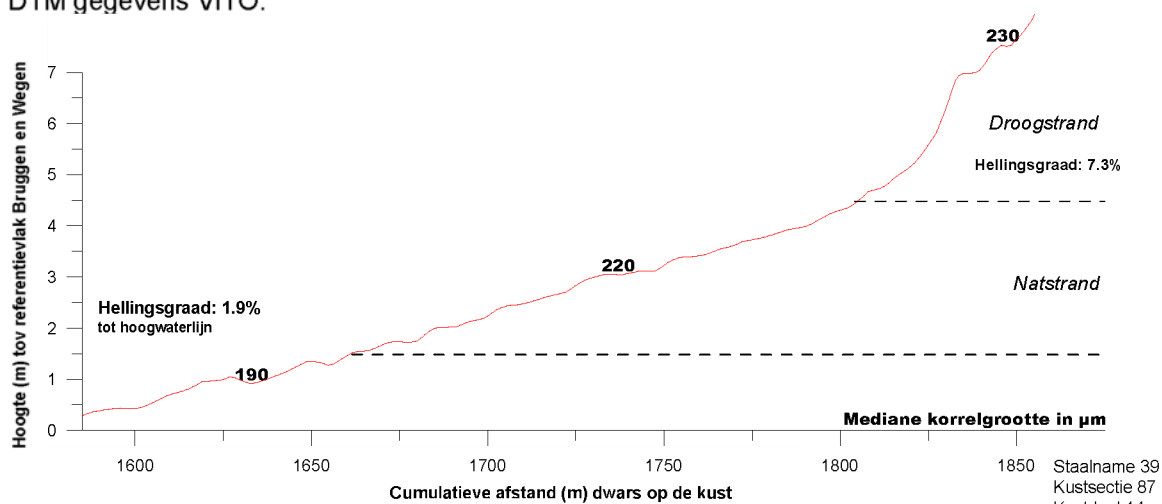
Figuur 15. Profiel ter hoogte van Westende-Bad, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



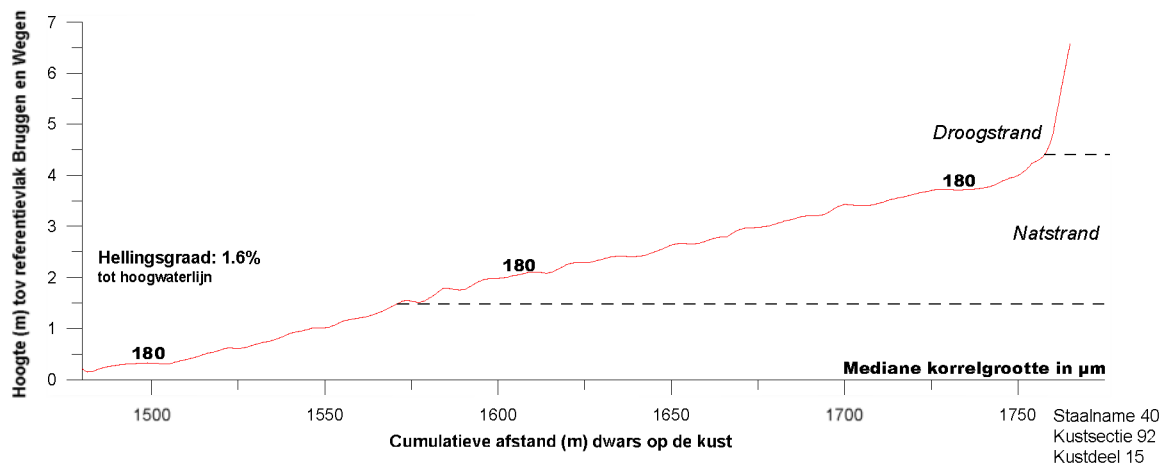
Figuur 16. Profiel ter hoogte van Westende-Bad, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



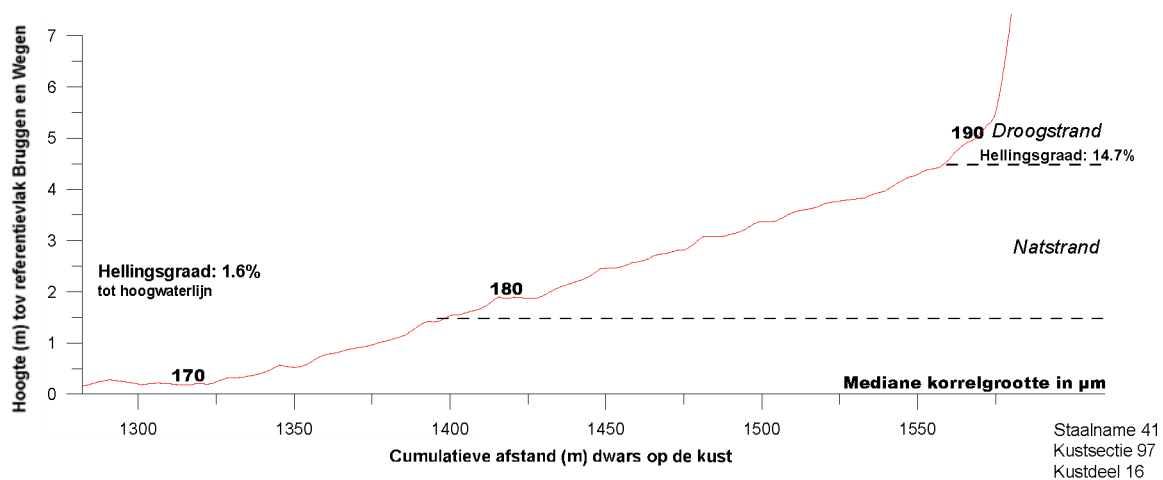
Figuur 17. Profiel ter hoogte van Middelkerke-Bad, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



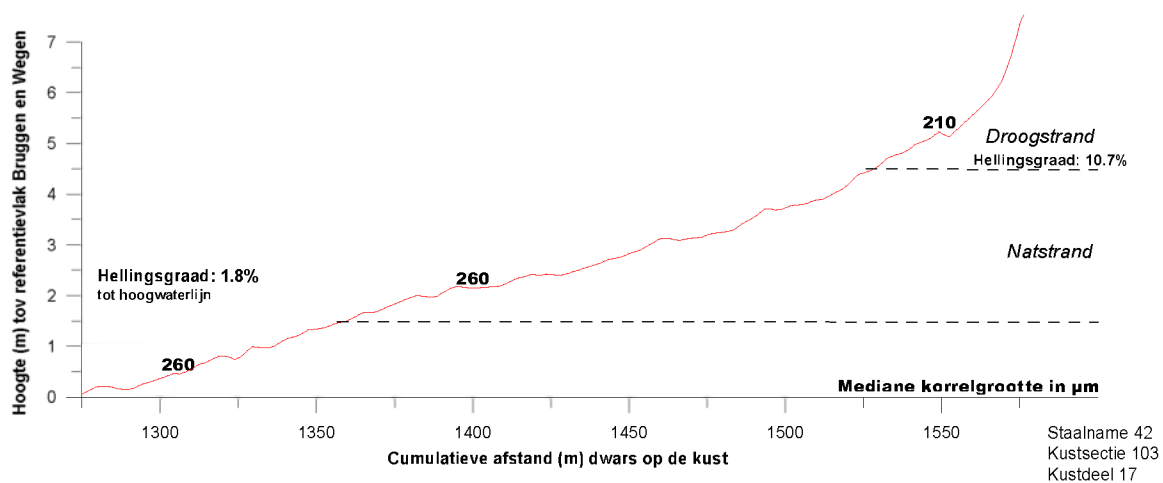
Figuur 18. Profiel ter hoogte van Middelkerke-Bad, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



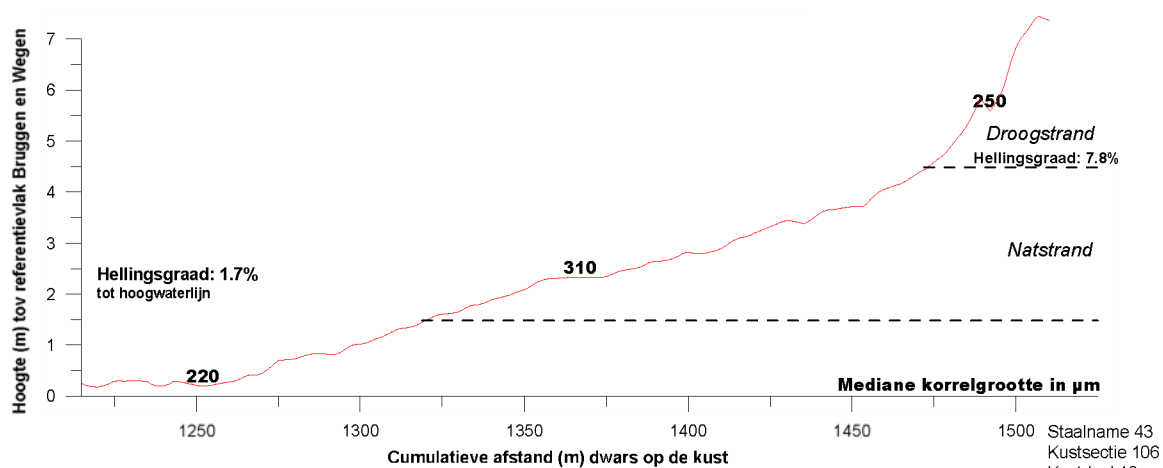
Figuur 19. Profiel ter hoogte van Middelkerke-Oost, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



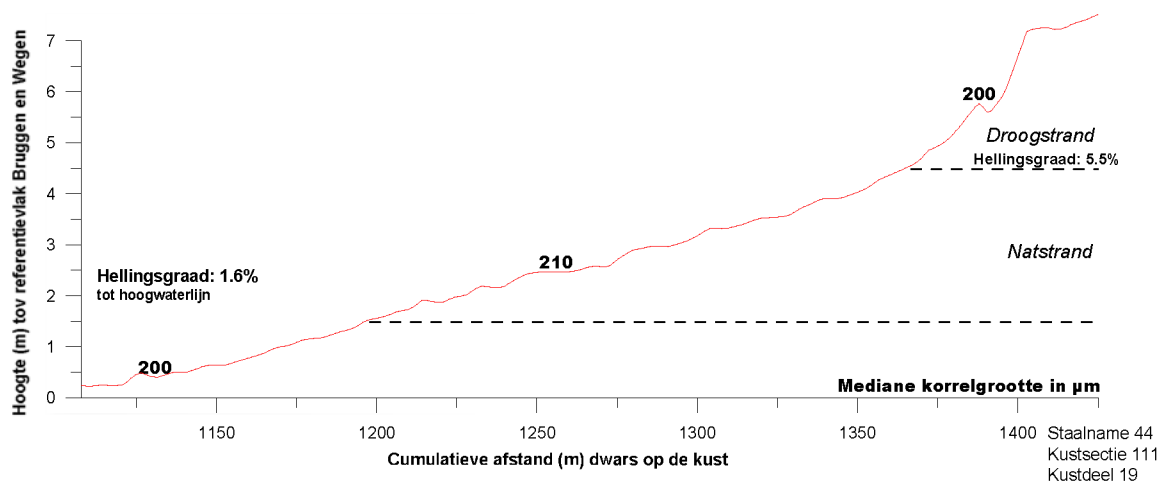
Figuur 20. Profiel ter hoogte van Raversijde-West, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



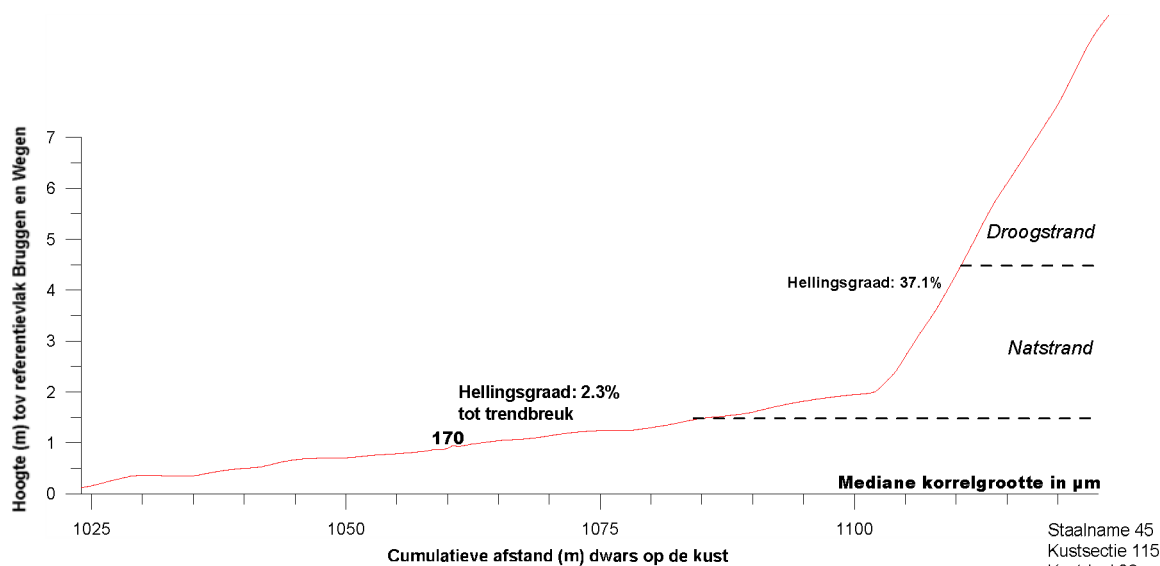
Figuur 22. Profiel ter hoogte van Mariakerke, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



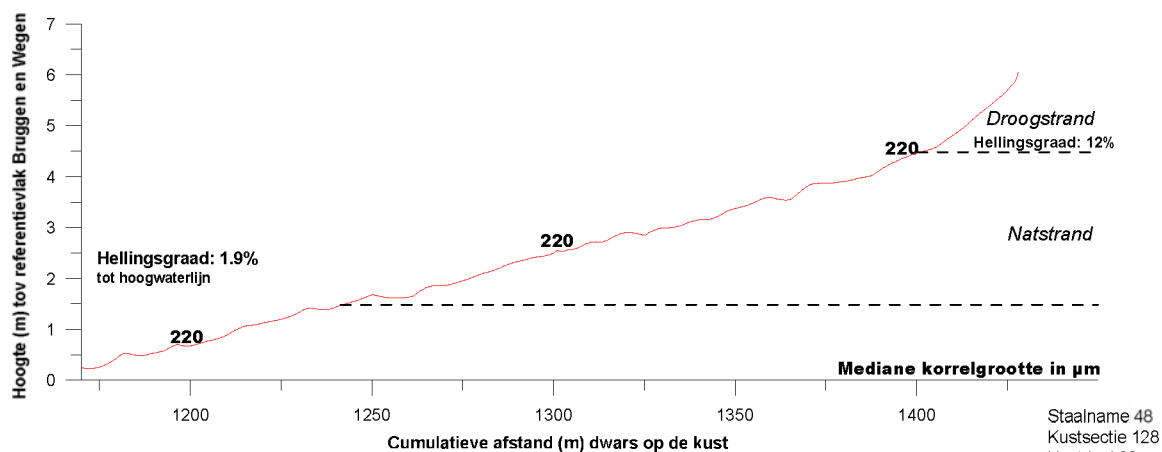
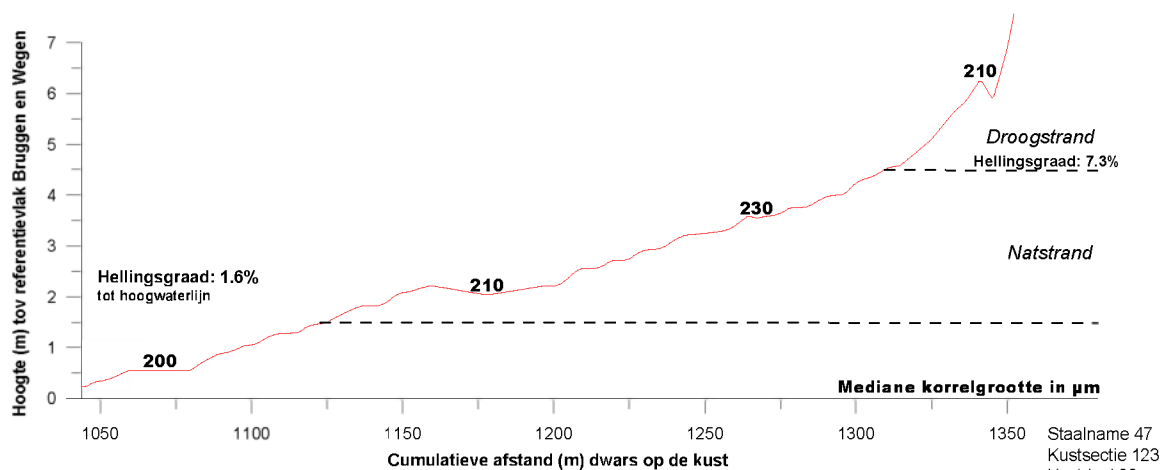
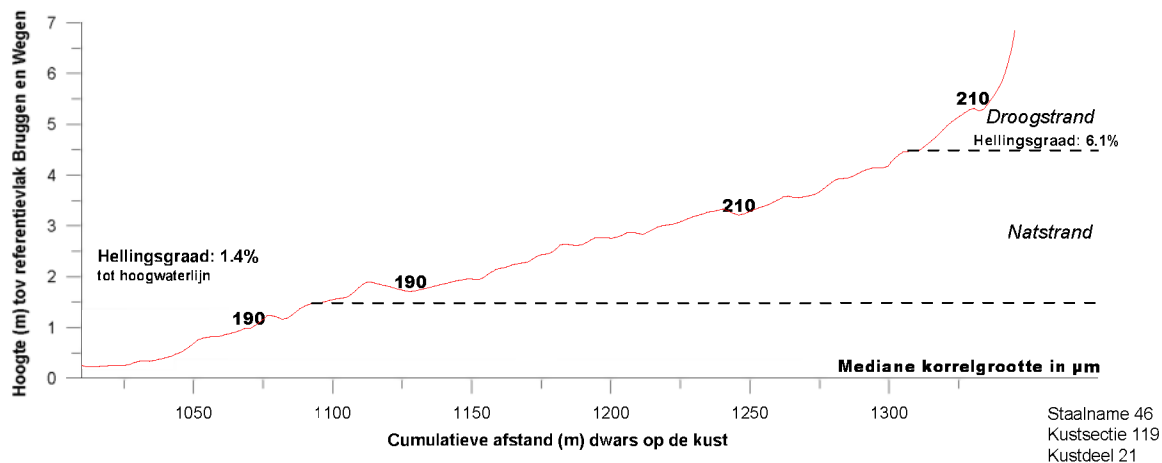
Figuur 23. Profiel ter hoogte van Oostende-West, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.

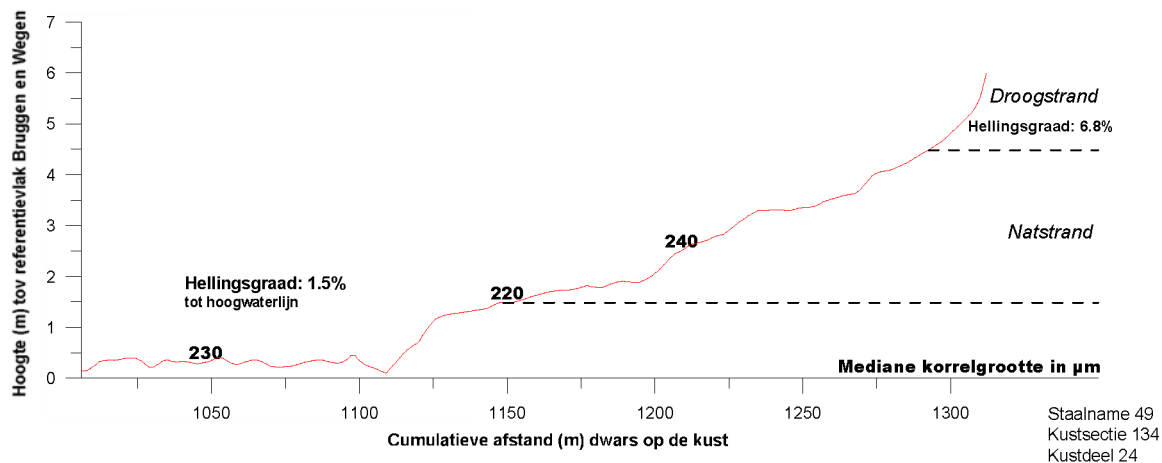


Figuur 24. Profiel ter hoogte van Oostende-Centrum-West, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.

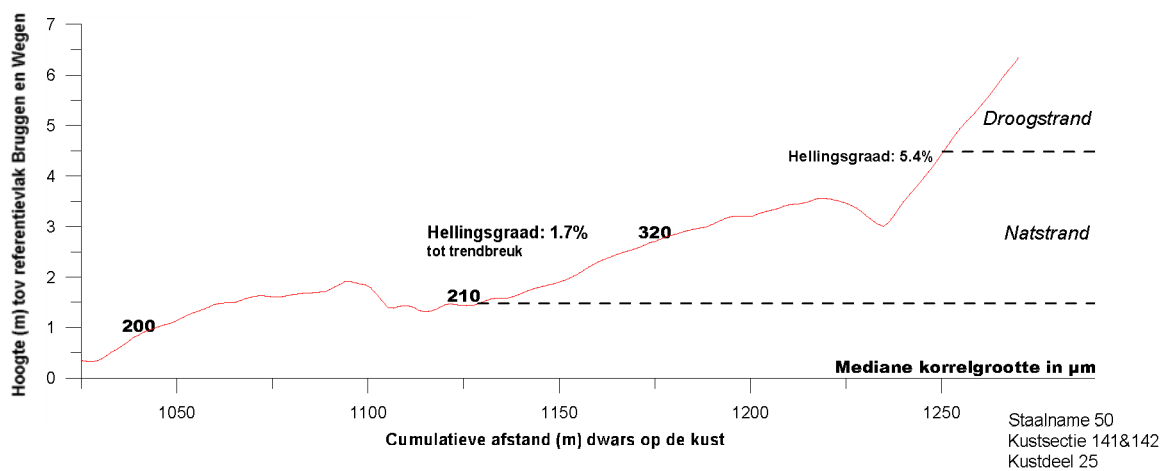


Figuur 25. Profiel ter hoogte van Oostende-Centrum, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.

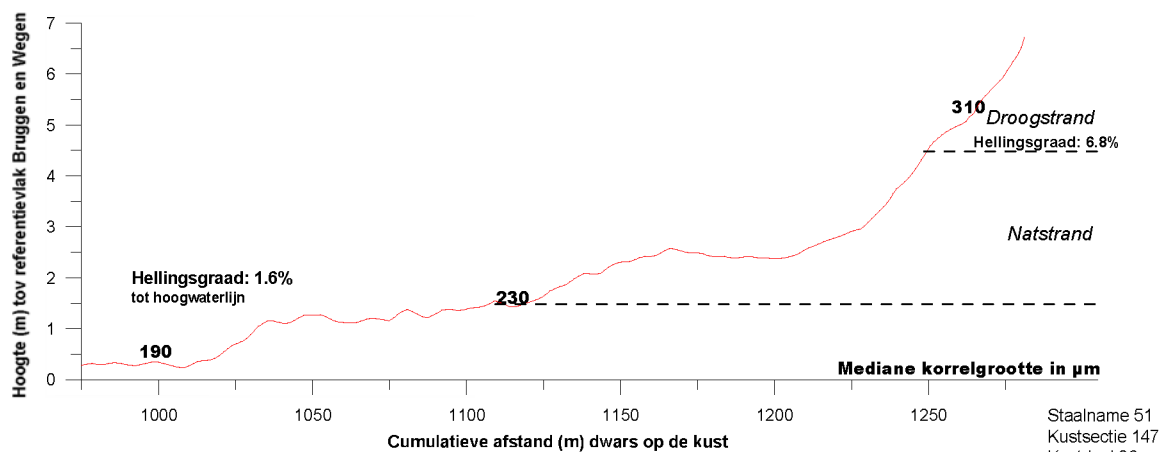




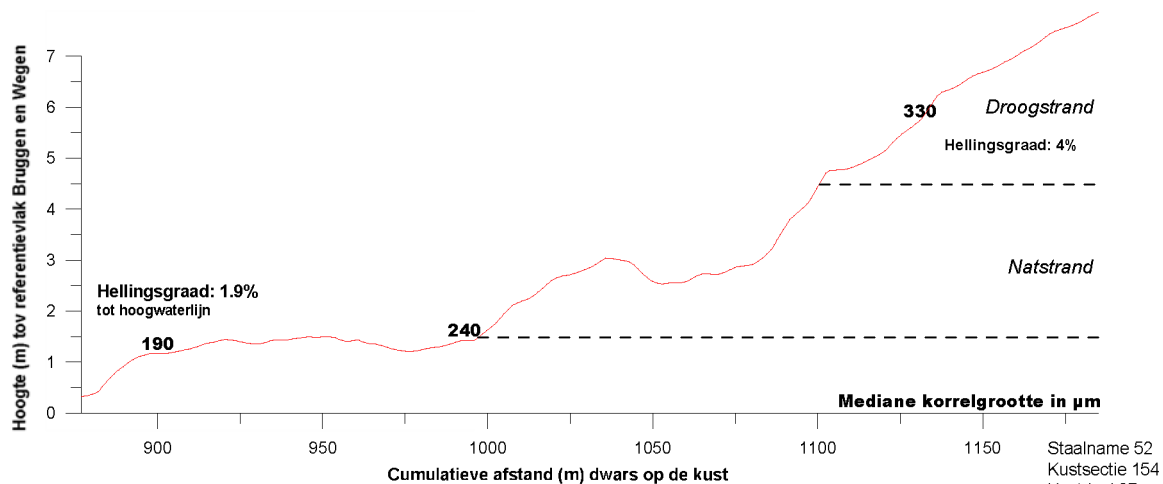
Figuur 29. Profiel ter hoogte van Hippodroom, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



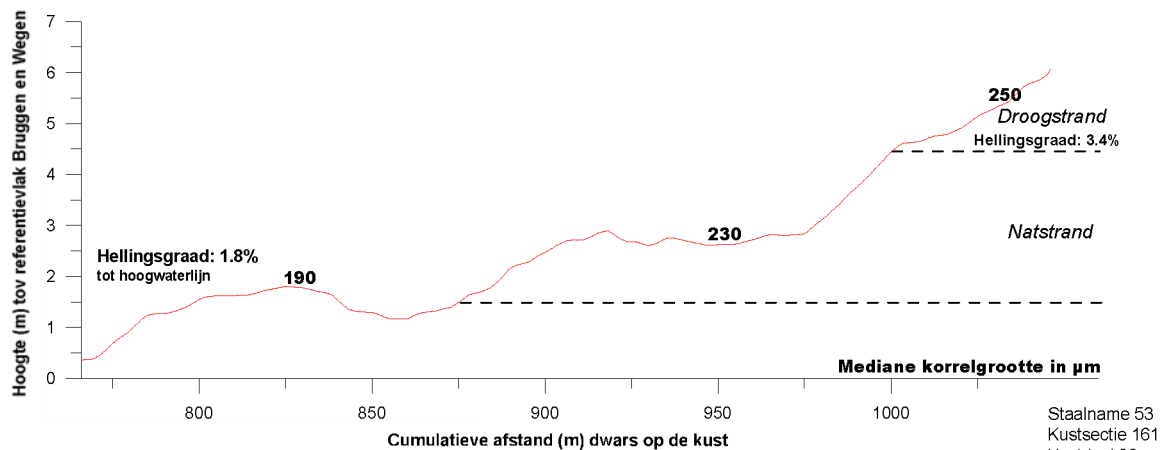
Figuur 30. Profiel ter hoogte van Vosseslag, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



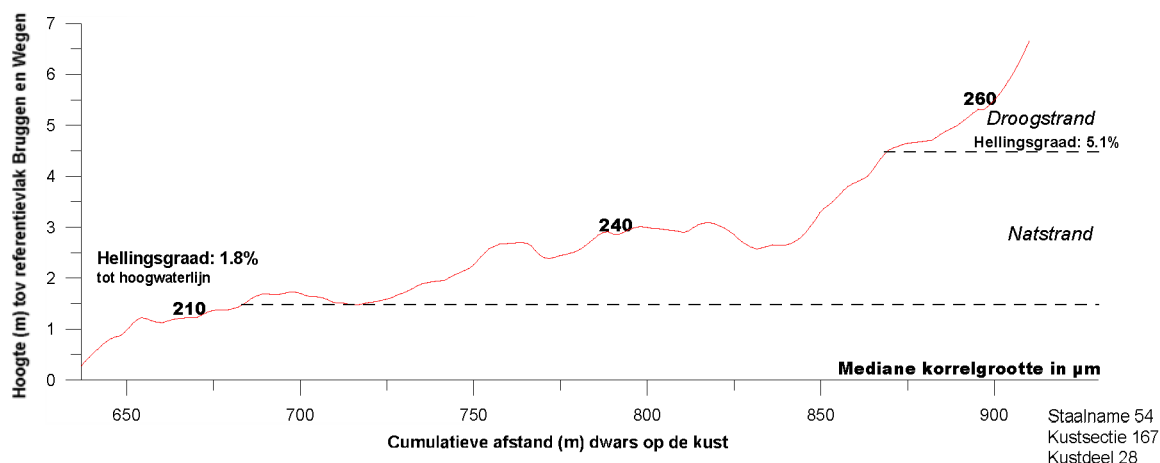
Figuur 31. Profiel ter hoogte van De Haan-West, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



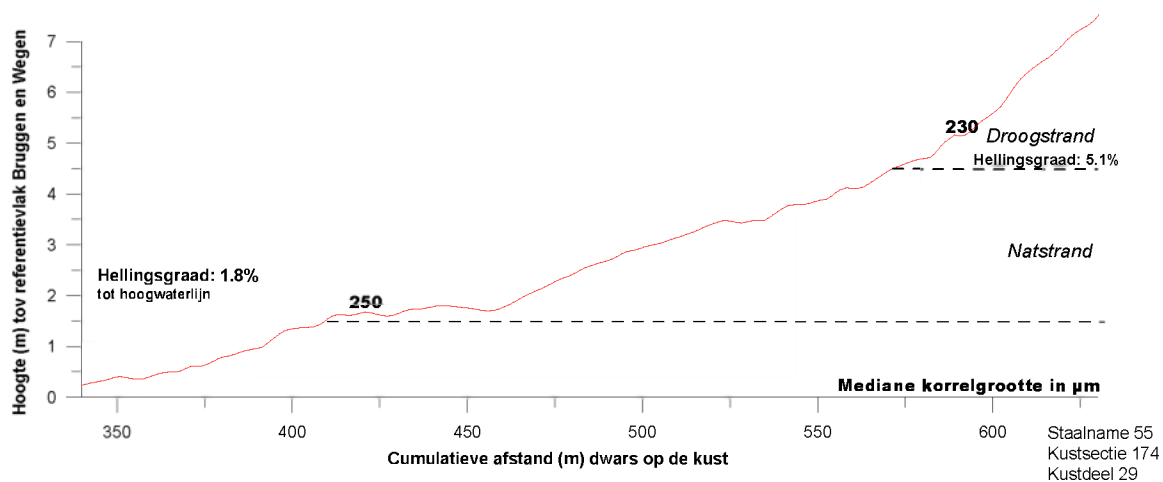
Figuur 32. Profiel ter hoogte van De Haan-Centrum, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



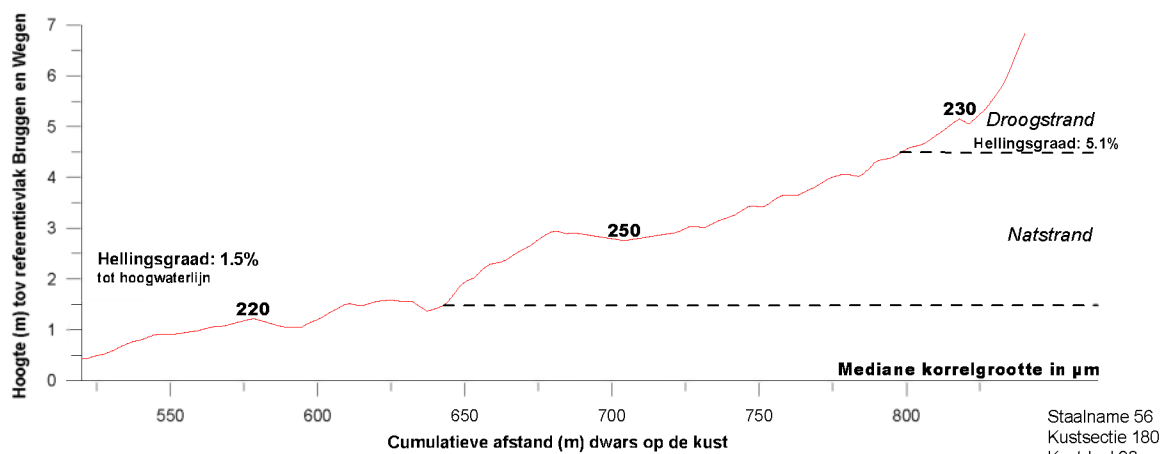
Figuur 33. Profiel ter hoogte van Nieuwmunster, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



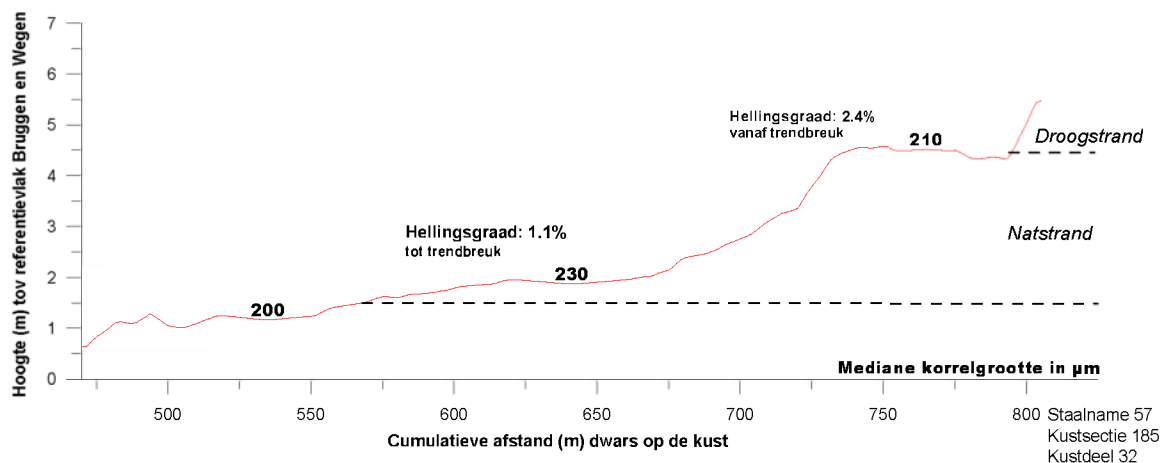
Figuur 34. Profiel ter hoogte van Nieuwmunster, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



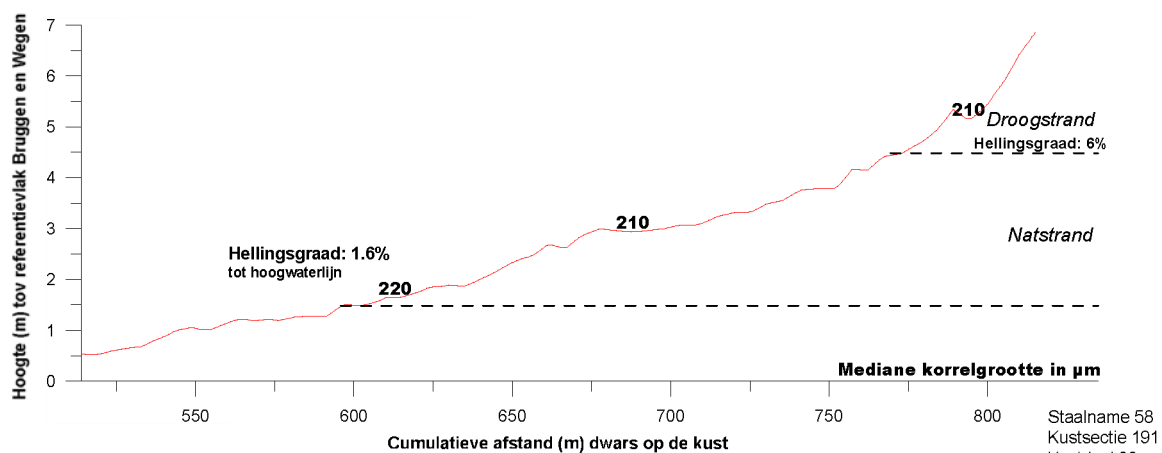
Figuur 35. Profiel ter hoogte van Wenduine-West, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



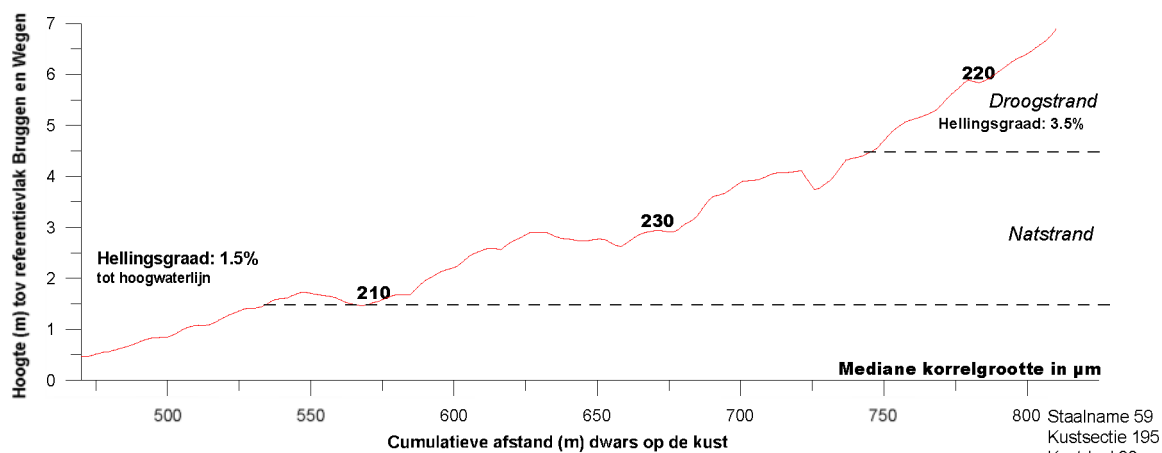
Figuur 36. Profiel ter hoogte van Wenduine-Oost, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



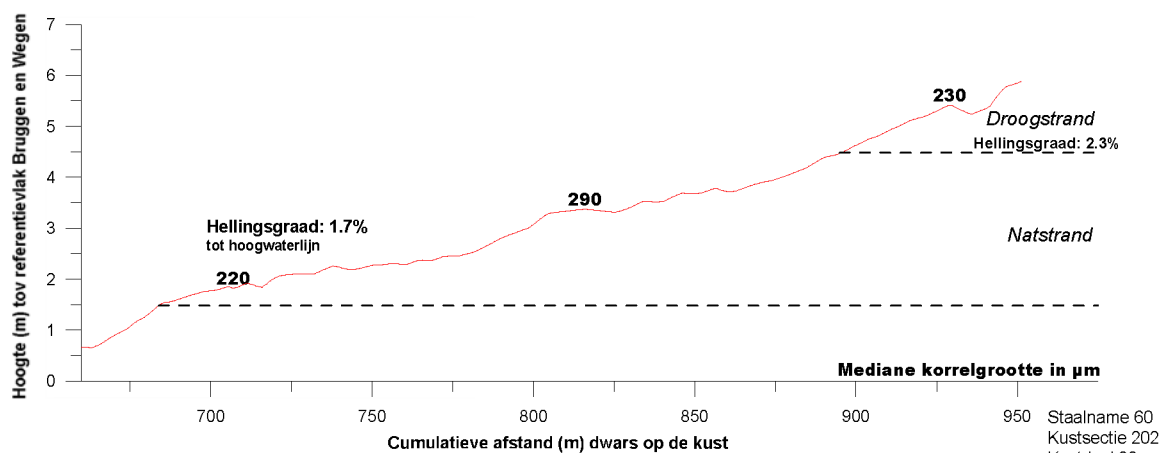
Figuur 37. Profiel ter hoogte van Blankenberge, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



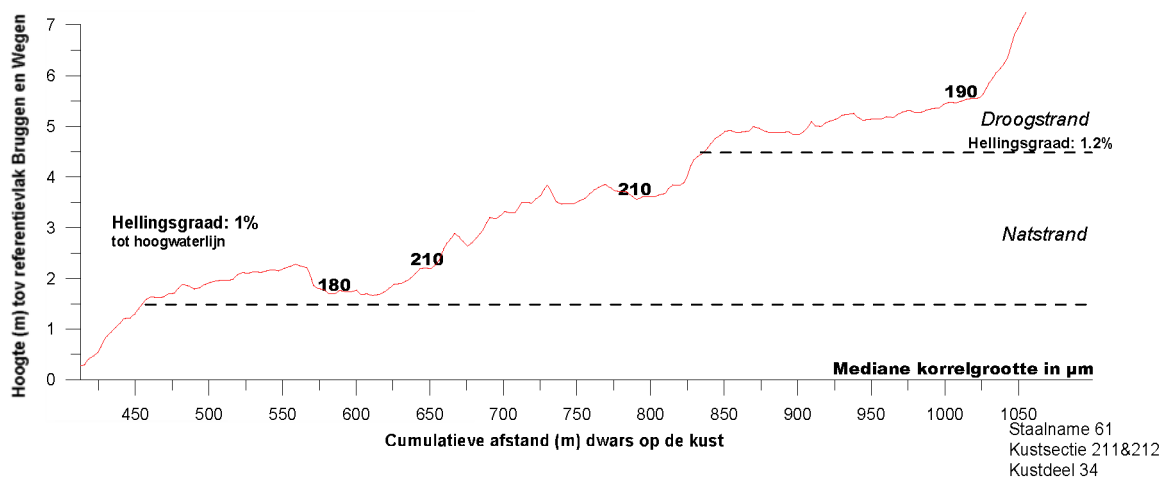
Figuur 38. Profiel ter hoogte van Blankenberge, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



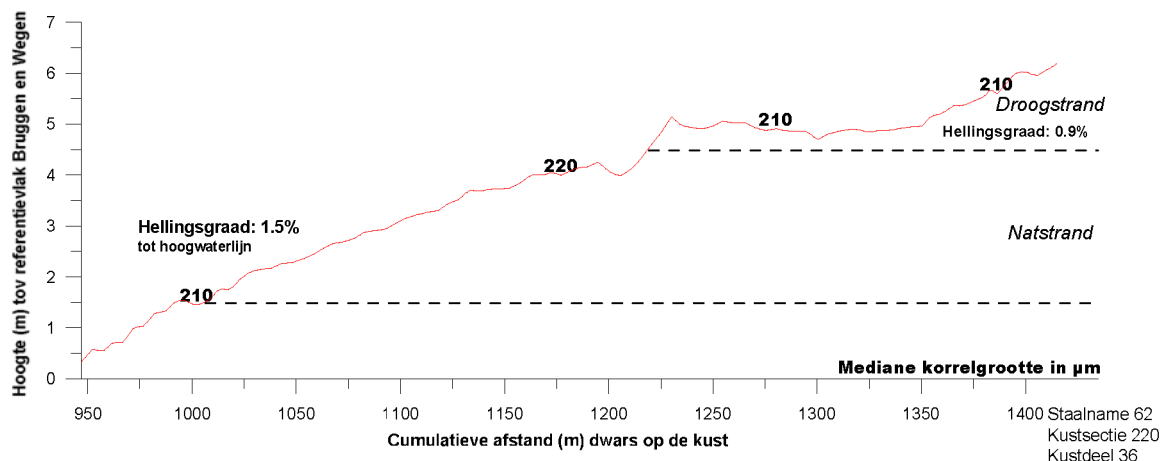
Figuur 39. Profiel ter hoogte van Pier-Zeebrugge, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



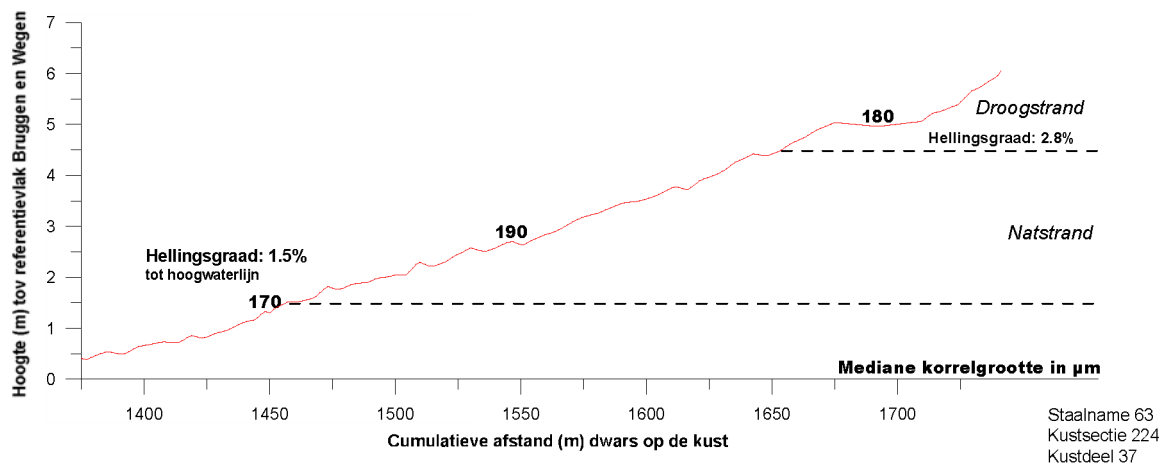
Figuur 40. Profiel ter hoogte van Pier-Zeebrugge, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



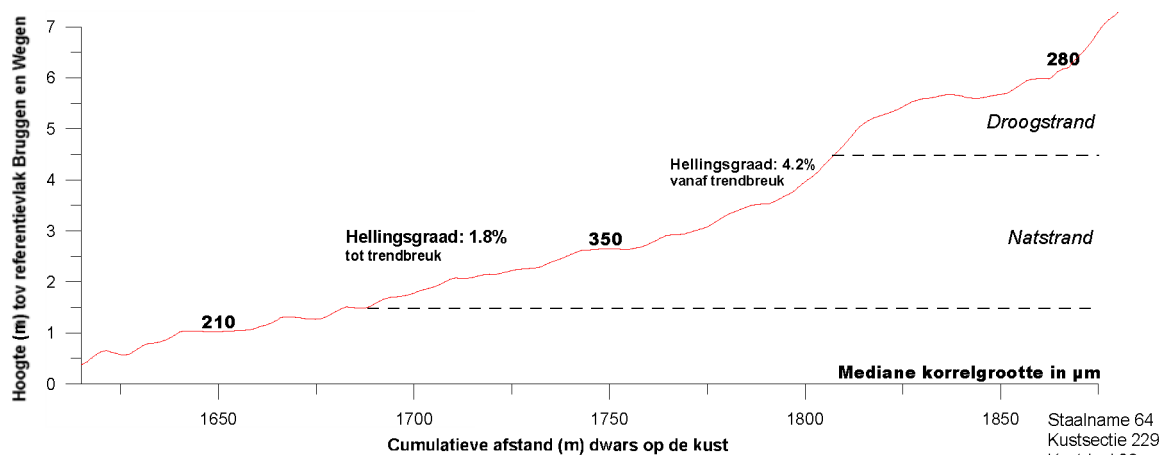
Figuur 41. Profiel ter hoogte van Zeebrugge-strand, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



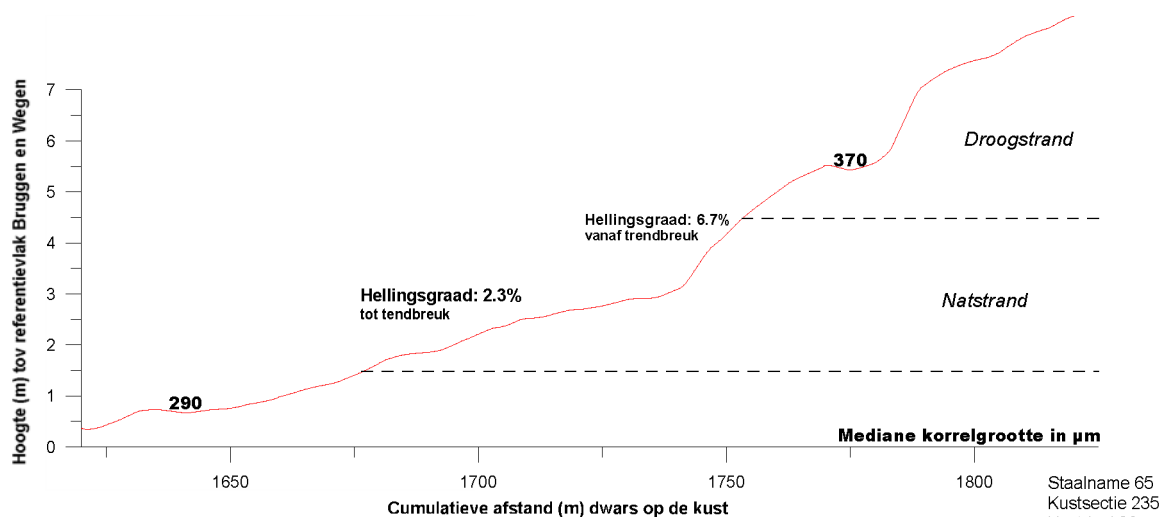
Figuur 42. Profiel ter hoogte van Heist, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



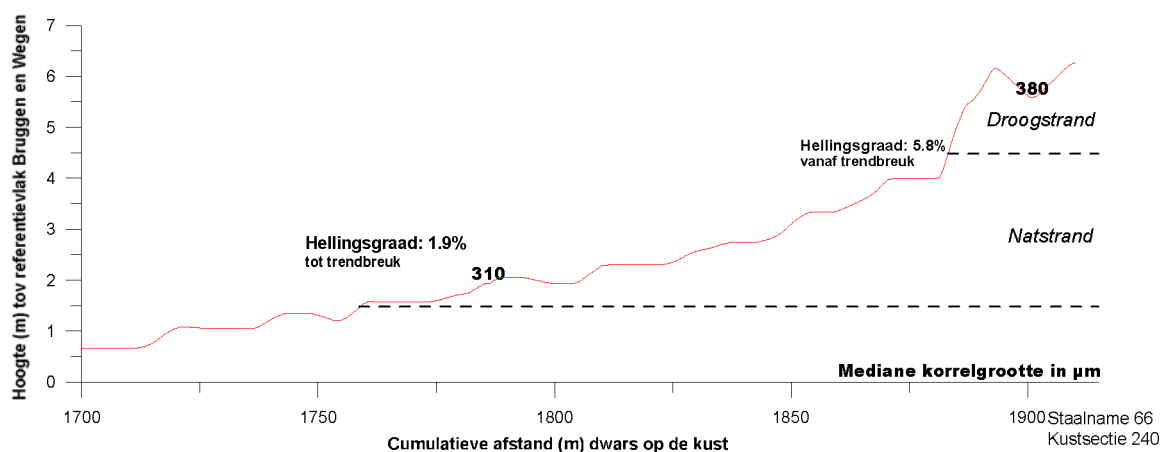
Figuur 43. Profiel ter hoogte van Duinbergen, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



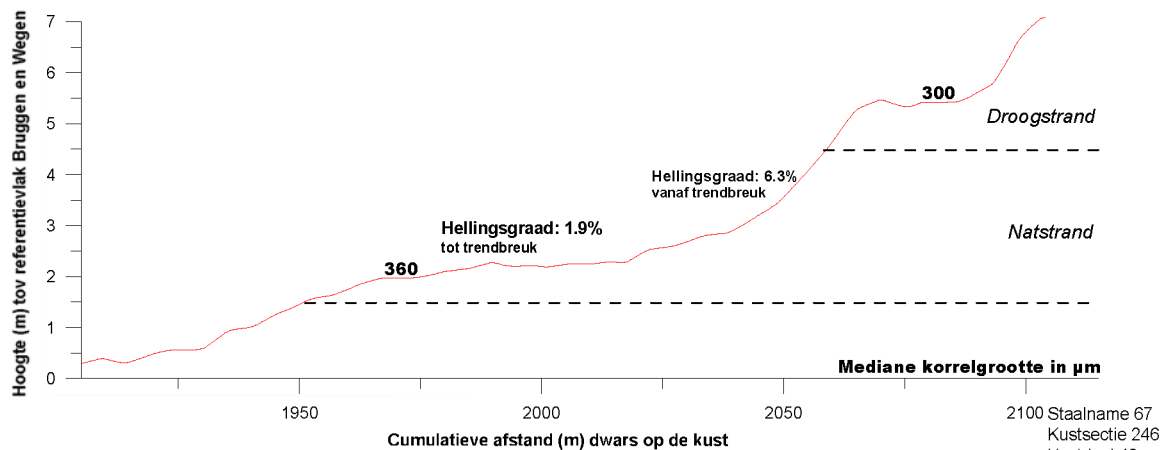
Figuur 44. Profiel ter hoogte van Albertstrand, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



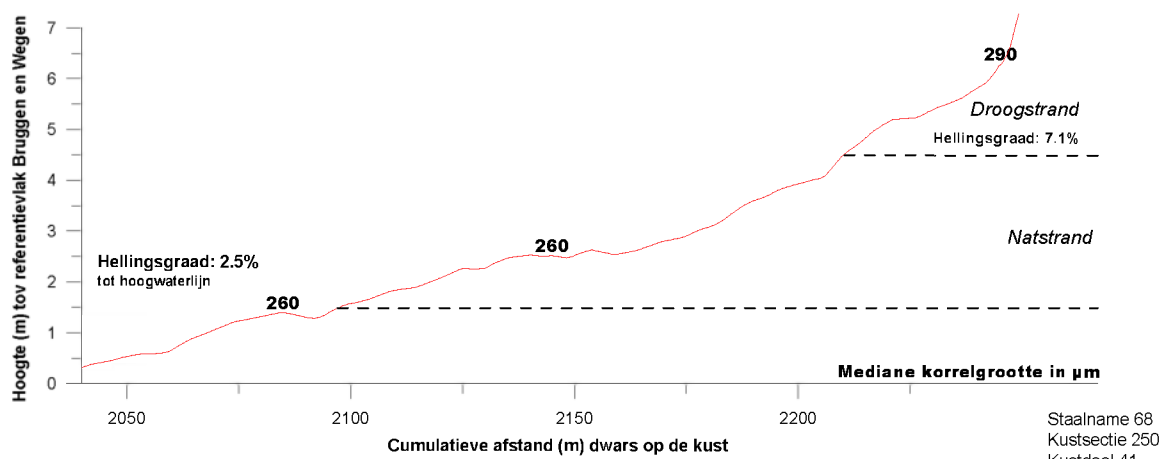
Figuur 45. Profiel ter hoogte van Knokke-Zoute, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



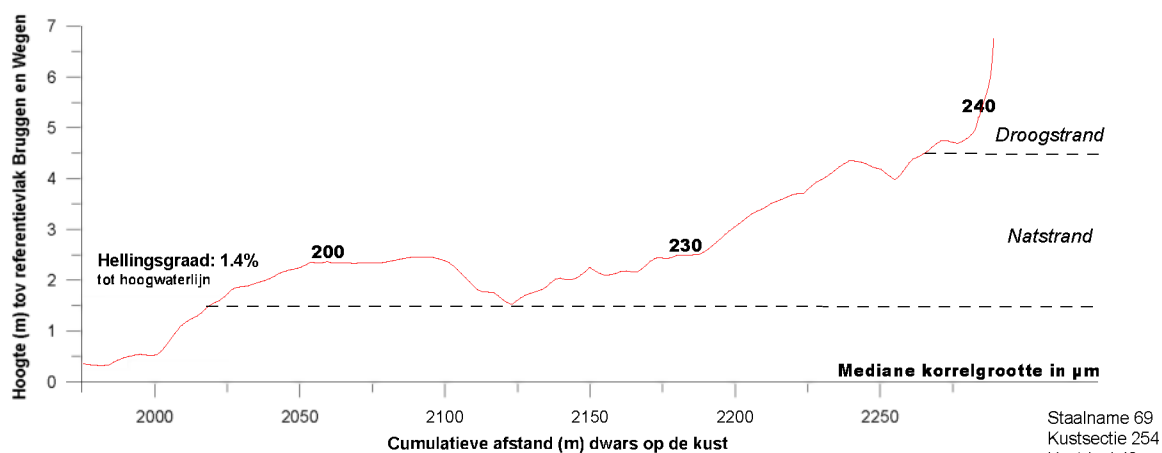
Figuur 46. Profiel ter hoogte van Knokke-Zoute, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



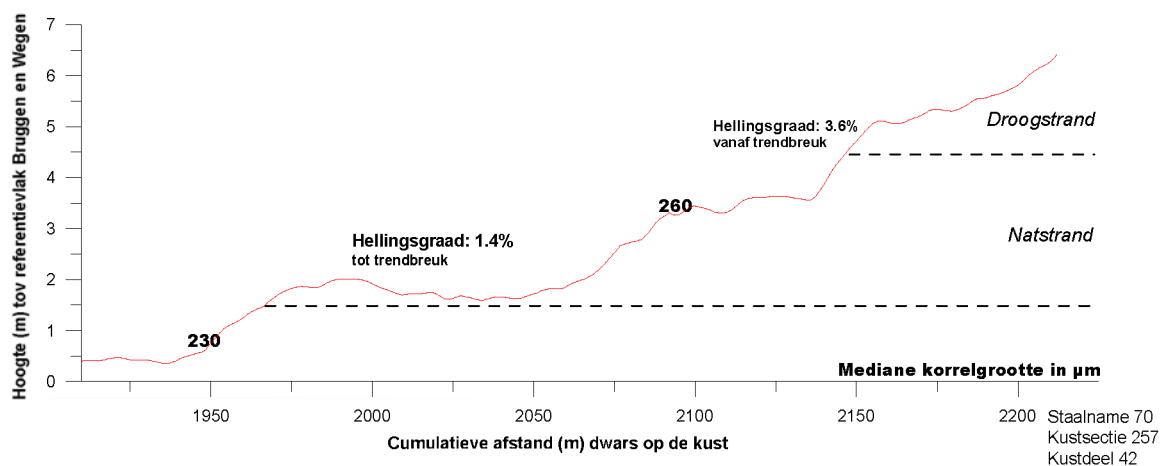
Figuur 47. Profiel ter hoogte van Lekkerbek, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



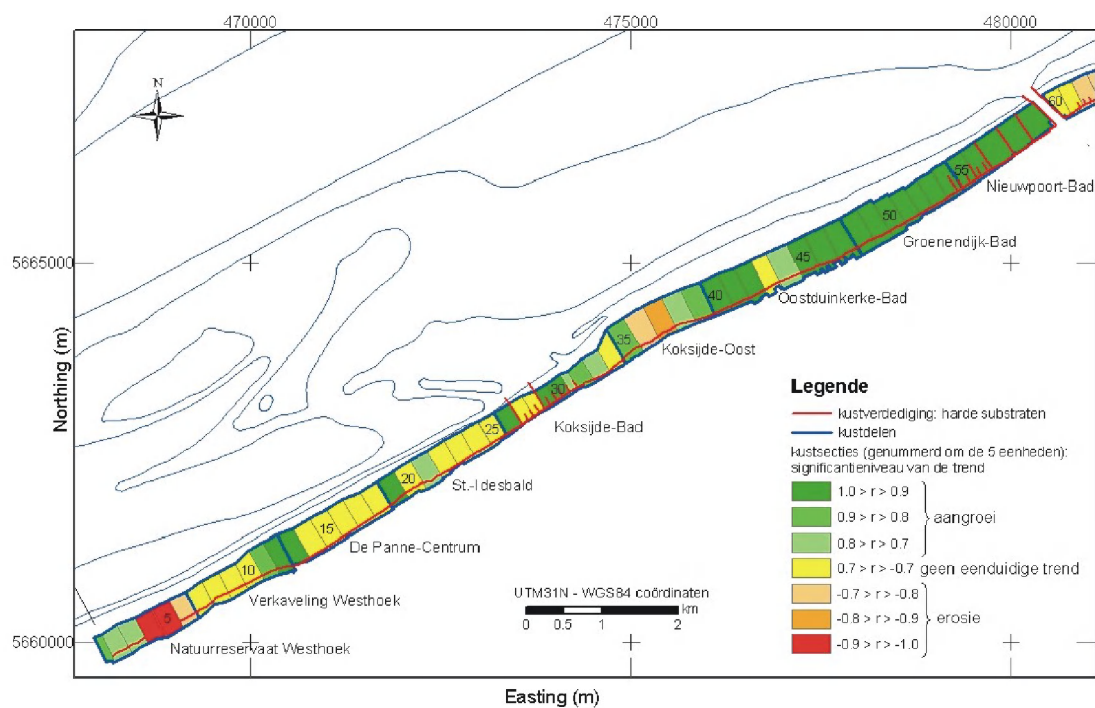
Figuur 48. Profiel ter hoogte van Zwin, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



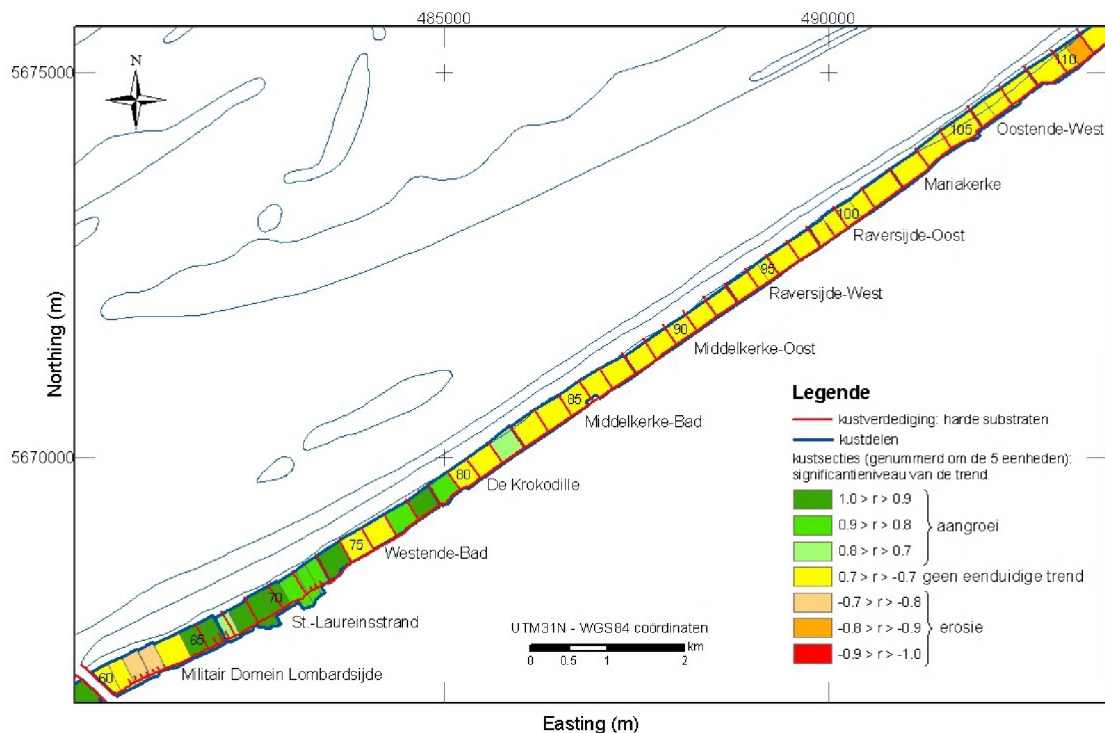
Figuur 49. Profiel ter hoogte van Zwin, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



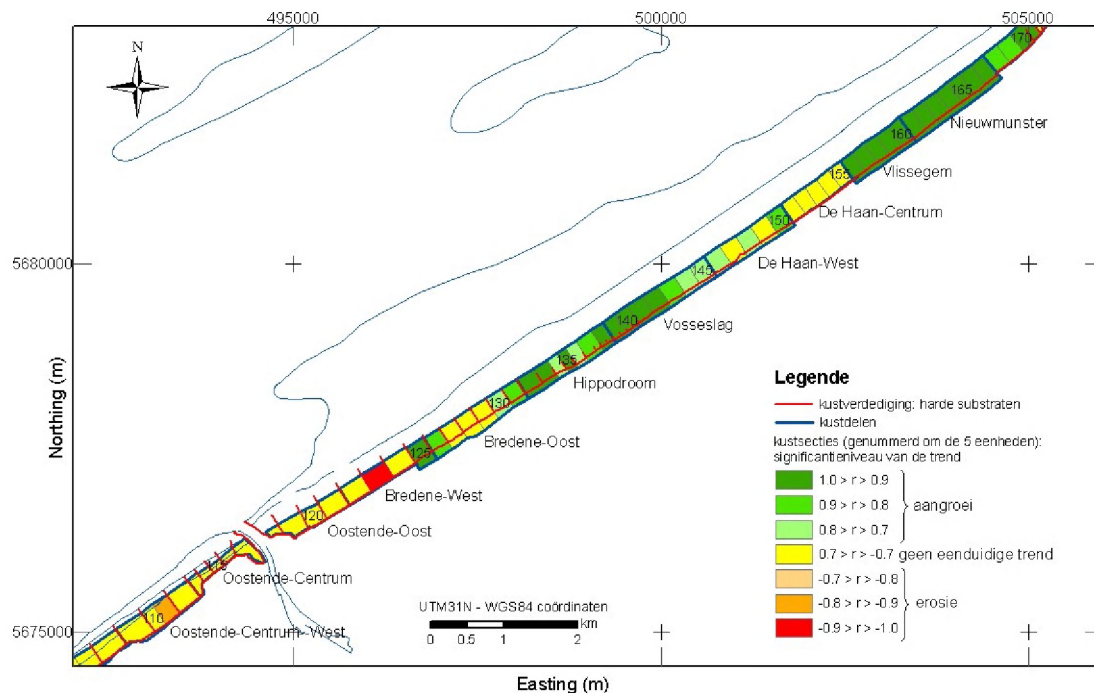
Figuur 50. Profiel ter hoogte van de Zwingel, gecompileerd op basis van granulometrische en DTM gegevens VITO.



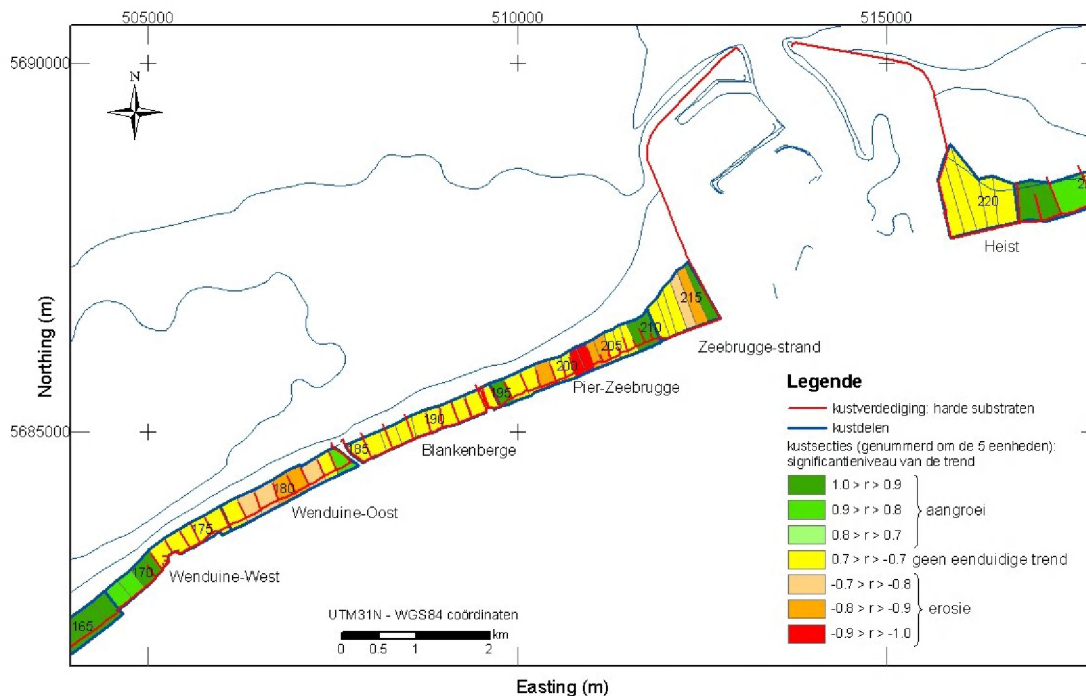
Figuur 51. Overzicht erosie/aangroei vanaf de frans-belgische grens tot Nieuwpoort (Gecompileerd uitgaande van de kustlijnkaarten, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap 1998, 1999).



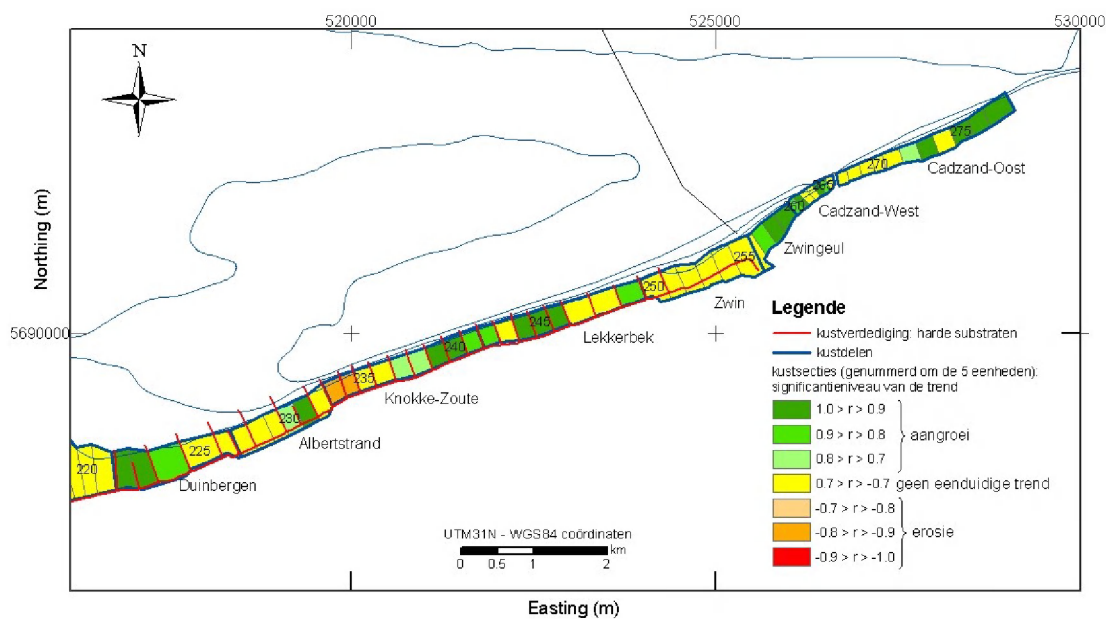
Figuur 52. Overzicht erosie/aangroei vanaf Nieuwpoort tot Ostende. (Gecompileerd uitgaande van de kustlijkaarten, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap 1998, 1999).



Figuur 53. Overzicht erosie/aangroei vanaf Ostende tot Nieuwmunster. (Gecompileerd uitgaande van de kustlijkaarten, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap 1998, 1999).



Figuur 54. Overzicht erosie/aangroei vanaf Nieuwmunster tot Heist. (Gecompileerd uitgaande van de kustlijkaarten, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap 1998, 1999).



Figuur 55. Overzicht erosie/aangroei vanaf Heist tot Cadzand. (Gecompileerd uitgaande van de kustlijkaarten, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap 1998, 1999).

Tabel 3. Overzicht kustverdedigingswerken (Voedingsberm (VB); *Strandsuppletie (SS)*; Badstrandophogingen (BO); Longardbuizen (LB); Strandkribben (SK); Strandhoofden (SH); Versterkte duinvoet (VD); Zeedijk (actief zeeverend) (ZA); Zeedijk (slapend) (ZS); herprofileringen (HP)) (Bron: Kustlijnkaarten, (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap 1998, 1999).

Kustdeel (nr, sectienr)	Kustverdediging	Kustdeel (nr, sectienr)	Kustverdediging	Kustdeel (nr, sectienr)	Kustverdediging
Natuurreservaat Westhoek (1,1)	VD	Koksijde-Bad (5,30)	BO,SK,ZS	Nieuwpoort-Bad (9,59)	SH,ZS
Natuurreservaat Westhoek (1,2)	VD	Koksijde-Bad (5,31)	BO,SK,ZS	Militair Domein Lombardsijde (10,60)	ZA
Natuurreservaat Westhoek (1,3)	VD	Koksijde-Bad (5,32)	BO,SK,ZA	Militair Domein Lombardsijde (10,61)	
Natuurreservaat Westhoek (1,4)	VD	Koksijde-Bad (5,33)	BO	Militair Domein Lombardsijde (10,62)	VD
Natuurreservaat Westhoek (1,5)	VD	Koksijde-Bad (5,34)	BO	Militair Domein Lombardsijde (10,63)	LB,VD
Natuurreservaat Westhoek (1,6)	VD	Koksijde-Oost (6,35)		Militair Domein Lombardsijde (10,64)	LB,VD
Verkaveling Westhoek (2,7)	VD	Koksijde-Oost (6,36)		Militair Domein Lombardsijde (10,65)	BO,LB,SH
Verkaveling Westhoek (2,8)	VD	Koksijde-Oost (6,37)		Militair Domein Lombardsijde (10,66)	VD
Verkaveling Westhoek (2,9)	VD	Koksijde-Oost (6,38)		St. Laureinsstrand (11,67)	SH
Verkaveling Westhoek (2,10)	VD	Koksijde-Oost (6,39)		St. Laureinsstrand (11,68)	VD
Verkaveling Westhoek (2,11)	VD	Oostduinkerke-bad (7,40)		St. Laureinsstrand (11,69)	SH
Verkaveling Westhoek (2,12)		Oostduinkerke-bad (7,41)		St. Laureinsstrand (11,70)	SH
De Panne - Centrum (3,13)		Oostduinkerke-bad (7,42)		St. Laureinsstrand (11,71)	SH
De Panne - Centrum (3,14)		Oostduinkerke-bad (7,43)		St. Laureinsstrand (11,72)	SK,VD
De Panne - Centrum (3,15)		Oostduinkerke-bad (7,44)		St. Laureinsstrand (11,73)	SK,SH,VD,ZS
De Panne - Centrum (3,16)		Oostduinkerke-bad (7,45)		Westende-Bad (12,74)	SH,ZA,ZS
De Panne - Centrum (3,17)		Oostduinkerke-bad (7,46)		Westende-Bad (12,75)	BO,SH,ZA
De Panne - Centrum (3,18)		Oostduinkerke-bad (7,47)		Westende-Bad (12,76)	BO,SH,ZA
St. Idesbald (4,19)		Groenendijk-bad (8,48)		Westende-Bad (12,77)	BO,SH,ZA
St. Idesbald (4,20)		Groenendijk-bad (8,49)		Westende-Bad (12,78)	BO,SH,ZA
St. Idesbald (4,21)		Groenendijk-bad (8,50)		De Krokodille (13,79)	BO,SH,ZA
St. Idesbald (4,22)	BO,VD	Groenendijk-bad (8,51)		De Krokodille (13,80)	BO,SH,ZA
St. Idesbald (4,23)	BO,VD	Groenendijk-bad (8,52)		De Krokodille (13,81)	BO,SH,ZA
St. Idesbald (4,24)	BO,VD	Groenendijk-bad (8,53)		De Krokodille (13,82)	BO,SH,ZA
St. Idesbald (4,25)	BO,VD,ZA	Groenendijk-bad (8,54)	VD	Middelkerke-Bad (14,83)	BO,SH,ZA
Koksijde-Bad (5,26)	SH,ZA,ZS	Nieuwpoort-Bad (9,55)	SK,VD	Middelkerke-Bad (14,84)	BO,SH,ZA
Koksijde-Bad (5,27)	SK,SH,ZS	Nieuwpoort-Bad (9,56)	BO,SK,SH,VD	Middelkerke-Bad (14,85)	BO,SH,ZA
Koksijde-Bad (5,28)	SH,ZS	Nieuwpoort-Bad (9,57)	BO,SH,VD	Middelkerke-Bad (14,86)	BO,SH,ZA
Koksijde-Bad (5,29)	BO,SK,SH,ZS	Nieuwpoort-Bad (9,58)	SH,VD	Middelkerke-Bad (14,87)	BO,SH,ZA

Tabel 4. Overzicht kustverdedigingswerken (Voedingsberm (VB); *Strandsuppletie (SS)*; Badstrandophogingen (BO); Longardbuizen (LB); Strandkribben (SK); Strandhoofden (SH); Versterkte duinvoet (VD); Zeedijk (actief zeeverend) (ZA); Zeedijk (slapend) (ZS); herprofileringen (HP)) (Bron: Kustlijnkaarten, (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap 1998, 1999).

Kustdeel (nr, sectienr)	Kustverdediging	Kustdeel (nr, sectienr)	Kustverdediging	Kustdeel (nr, sectienr)	Kustverdediging
Middelkerke-Oost (15,88)	BO,SH,ZA	Oostende-Oost (22,118)	SH	<i>De Haan-West (27,148)</i>	VB,SS,BO,LB
Middelkerke-Oost (15,89)	SH,ZA	Oostende-Oost (22,119)	SH,ZA	<i>De Haan-West (27,149)</i>	VB,SS,BO,LB
Middelkerke-Oost (15,90)	SH,ZA	Oostende-Oost (22,120)	SH,ZA	<i>De Haan-West (27,150)</i>	VB,SS,BO,LB
Middelkerke-Oost (15,91)	SH,ZA	Oostende-Oost (22,121)	SH,ZA	<i>De Haan-Centrum (28,151)</i>	VB,SS,BO,ZS
Middelkerke-Oost (15,92)	SH,ZA	Bredene-West (23,122)	SH,ZA	<i>De Haan-Centrum (28,152)</i>	VB,SS,BO,ZS
Raversijde-West (16,93)	SH,ZA	Bredene-West (23,123)	SH,ZA	<i>De Haan-Centrum (28,153)</i>	VB,SS,BO,ZS
Raversijde-West (16,94)	SH,ZA	Bredene-West (23,124)	BO,SH,ZA	<i>De Haan-Centrum (28,154)</i>	VB,SS,BO,ZS
Raversijde-West (16,95)	SH,ZA	Bredene-West (23,125)	BO,SH	<i>De Haan-Centrum (28,155)</i>	VB,SS,BO,ZS
Raversijde-West (16,96)	SH,ZA	Bredene-Oost (24,126)	BO,SH	<i>Vlissegem (29,156)</i>	VB,SS,BO,ZS
Raversijde-West (16,97)	SH,ZA	Bredene-Oost (24,127)	BO,SH	<i>Vlissegem (29,157)</i>	VB,SS,BO
Raversijde-Oost (17,98)	SH,ZA	Bredene-Oost (24,128)	BO,SH	<i>Vlissegem (29,158)</i>	VB,SS,BO
Raversijde-Oost (17,99)	BO,SH,ZA	Bredene-Oost (24,129)	BO,SH,VD	<i>Vlissegem (29,159)</i>	VB,SS
Raversijde-Oost (17,100)	SH,ZA	Bredene-Oost (24,130)	BO,SH	<i>Vlissegem (29,160)</i>	VB,SS
Raversijde-Oost (17,101)	SH,ZA	Bredene-Oost (24,131)	VB,BO,SH	<i>Nieuwmunster (30,161)</i>	VB,SS
Raversijde-Oost (17,102)	SH,ZA	<i>Hippodroom (25,132)</i>	VB,SS,SH	<i>Nieuwmunster (30,162)</i>	VB,SS
Mariakerke (18,103)	BO,SH,ZA	<i>Hippodroom (25,133)</i>	VB,SS,BO,SK,SH	<i>Nieuwmunster (30,163)</i>	VB,SS
Mariakerke (18,104)	BO,SH,ZA	<i>Hippodroom (25,134)</i>	VB,SS,BO,SK,SH,VD	<i>Nieuwmunster (30,164)</i>	VB,SS
Mariakerke (18,105)	BO,SH,ZA	<i>Hippodroom (25,135)</i>	VB,SS,BO,SK,SH,VD	<i>Nieuwmunster (30,165)</i>	VB,SS
Oostende-West (19,106)	BO,SH,ZA	<i>Hippodroom (25,136)</i>	VB,SS,BO,LB,SK,SH	<i>Nieuwmunster (30,166)</i>	VB,SS
Oostende-West (19,107)	BO,SH,ZA	<i>Hippodroom (25,137)</i>	VB,SS,BO,LB,SK,SH	<i>Nieuwmunster (30,167)</i>	VB,SS
Oostende-West (19,108)	BO,SH,ZA	<i>Hippodroom (25,138)</i>	VB,SS,BO,LB,SK	<i>Wenduine-West (31,168)</i>	VB,SS,ZS
Oostende-Centrum-West (20,109)	SH,ZA,ZS	<i>Vosseslag (26,139)</i>	VB,SS,BO,LB,SK	<i>Wenduine-West (31,169)</i>	VB,SS,ZS
Oostende-Centrum-West (20,110)	SH,ZS	<i>Vosseslag (26,140)</i>	VB,SS,BO,LB	<i>Wenduine-West (31,170)</i>	SS,SK,SH,ZS
Oostende-Centrum-West (20,111)	SH,ZS	<i>Vosseslag (26,141)</i>	VB,SS,BO,LB	<i>Wenduine-West (31,171)</i>	SS,SK,SH,ZA,ZS
Oostende-Centrum-West (20,112)	SH,ZS	<i>Vosseslag (26,142)</i>	VB,SS,BO,LB,VD	Wenduine-West (31,172)	BO,SK,SH,ZA
Oostende-Centrum (21,113)	SH,ZA	<i>Vosseslag (26,143)</i>	VB,SS,LB	Wenduine-West (31,173)	BO,SH,ZA
Oostende-Centrum (21,114)	SH,ZA	<i>Vosseslag (26,144)</i>	VB,SS,LB	Wenduine-West (31,174)	SH,ZA
Oostende-Centrum (21,115)	SH,ZA	<i>Vosseslag (26,145)</i>	VB,SS,LB	Wenduine-West (31,175)	SH,ZA
Oostende-Centrum (21,116)	SH,ZA	<i>De Haan-West (27,146)</i>	VB,SS,BO,LB	Wenduine-West (31,176)	SH,ZA
Oostende-Centrum (21,117)	SH,ZA	<i>De Haan-West (27,147)</i>	VB,SS,BO,LB	Wenduine-Oost (32,177)	SH

Tabel 5. Overzicht kustverdedigingswerken (Voedingsberm (VB); *Strandsuppletie (SS) (ABC: fazen van suppletiewerken)*; Badstrandophogingen (BO); Longardbuizen (LB); Strandkribben (SK); Strandhoofden (SH); Versterkte duinvoet (VD); Zeedijk (actief zeewerend) (ZA); Zeedijk (slapend) (ZS); herprofilering (HP)) (Bron: Kustlijnkaarten, (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap 1998, 1999).

Kustdeel (nr, sectienr)	Kustverdediging	Kustdeel (nr, sectienr)	Kustverdediging	Kustdeel (nr, sectienr)	Kustverdediging
Wenduine-Oost (32,178)	SH	Pier-Zeebrugge (34,208)		<i>Knokke-Zoute (39,238)</i>	ABC,SH,ZS
Wenduine-Oost (32,179)	SH	Pier-Zeebrugge (34,209)		<i>Knokke-Zoute (39,239)</i>	ABC,SH,ZS
Wenduine-Oost (32,180)	SH	Pier-Zeebrugge (34,210)		<i>Knokke-Zoute (39,240)</i>	ABC,SH,ZS
Wenduine-Oost (32,181)	SH	Zeebrugge-Strand (35,211)	ZS	<i>Knokke-Zoute (39,241)</i>	ABC,SH,ZS
Wenduine-Oost (32,182)	BO,SH	Zeebrugge-Strand (35,212)	ZS	<i>Lekkerbek (40,242)</i>	AC,SH,ZS
Wenduine-Oost (32,183)	SH	Zeebrugge-Strand (35,213)	ZS	<i>Lekkerbek (40,243)</i>	AC,SH,ZS
Wenduine-Oost (32,184)	SH	Zeebrugge-Strand (35,214)	ZS	<i>Lekkerbek (40,244)</i>	A,SH,ZS
Blankenberge (33,185)	BO,SH,ZA	Zeebrugge-Strand (35,215)	ZS	<i>Lekkerbek (40,245)</i>	A,SH,ZS
Blankenberge (33,186)	BO,SH,ZA	Zeebrugge-Strand (35,216)	ZS	<i>Lekkerbek (40,246)</i>	A,SH,ZS
Blankenberge (33,187)	BO,SH,ZA	<i>Heist (36,217)</i>	AB,ZS	<i>Lekkerbek (40,247)</i>	A,SH,ZS
Blankenberge (33,188)	BO,SH,ZA	<i>Heist (36,218)</i>	AB,ZS	<i>Lekkerbek (40,248)</i>	A,SH,ZS
Blankenberge (33,189)	BO,SH,ZA	<i>Heist (36,219)</i>	A,ZS	<i>Lekkerbek (40,249)</i>	A,SH,ZS
Blankenberge (33,190)	BO,SH,ZA	<i>Heist (36,220)</i>	A,ZS	Zwin (41,250)	SH,VD,ZS
Blankenberge (33,191)	BO,SH,ZA	<i>Heist (36,221)</i>	A,ZS	Zwin (41,251)	SH,VD
Blankenberge (33,192)	BO,SH,ZA	<i>Duinbergen (37,222)</i>	A,ZS	Zwin (41,252)	
Blankenberge (33,193)	BO,SH,ZA	<i>Duinbergen (37,223)</i>	A,SH,ZS	Zwin (41,253)	
Blankenberge (33,194)	SH,ZA	<i>Duinbergen (37,224)</i>	A,SH,ZS	Zwin (41,254)	
Pier-Zeebrugge (34,195)	BO,SK,ZA	<i>Duinbergen (37,225)</i>	A,SH,ZS	Zwin (41,255)	
Pier-Zeebrugge (34,196)	SK,SH	<i>Duinbergen (37,226)</i>	A,SH,ZS	Zwingeul (42,256)	
<i>Pier-Zeebrugge (34,197)</i>	SS,SH	<i>Albertstrand (38,227)</i>	A,SH,ZS	Zwingeul (42,257)	
<i>Pier-Zeebrugge (34,198)</i>	SS,SK	<i>Albertstrand (38,228)</i>	A,SH,ZS	Zwingeul (42,258)	
<i>Pier-Zeebrugge (34,199)</i>	SS,BO,SK	<i>Albertstrand (38,229)</i>	A,SH,ZS	Zwingeul (42,259)	SH
<i>Pier-Zeebrugge (34,200)</i>	SS,BO,SK,SH	<i>Albertstrand (38,230)</i>	A,SH,ZS	Cadzand-West (43,260)	SH
<i>Pier-Zeebrugge (34,201)</i>	SS,SH	<i>Albertstrand (38,231)</i>	A,SH,ZS	Cadzand-West (43,261)	SH
<i>Pier-Zeebrugge (34,202)</i>	SS,SH	<i>Albertstrand (38,232)</i>	AB,SH,ZS	Cadzand-West (43,262)	SH
Pier-Zeebrugge (34,203)	SH	<i>Knokke-Zoute (39,233)</i>	ABC,SH,ZS	Cadzand-West (43,263)	SH
Pier-Zeebrugge (34,204)	SK	<i>Knokke-Zoute (39,234)</i>	ABC,SH,ZS	Cadzand-West (43,264)	SH
Pier-Zeebrugge (34,205)	SK	<i>Knokke-Zoute (39,235)</i>	ABC,SH,ZS	Cadzand-West (43,265)	SH
Pier-Zeebrugge (34,206)	SK	<i>Knokke-Zoute (39,236)</i>	ABC,SH,ZS	Cadzand-West (43,266)	SH
Pier-Zeebrugge (34,207)	SK	<i>Knokke-Zoute (39,237)</i>	ABC,SH,ZS		

Referenties

- BAETEMAN, C., DE LANNOY, W., PAEPE, R. & VAN CAUWENBERGHE, C. 1992. Vulnerability of the Belgian Coastal lowlands to future sea-level rise. In: M.J. TOOLEY and S. JELGERSMA (Editors), Impacts of sea-level rise on European coastal lowlands. Institute of British Geographers Special Publications Series, pp. 56-71.
- BASTIN, A. 1974. Regionale sedimentologie en morfologie van de zuidelijke Noordzee en van het Schelde Estuarium. Unpublished PhD Thesis, KUL, Leuven, 91 pp.
- BASTIN, A., CAILLOT, A. and MALHERBE, B. 1983. Zeebrugge port extension. Sediment transport measurement on and off the Belgian coast by means of tracers, 8th International Harbour Congress, Antwerpen.
- BLOMME, E., DE PUTTER, B., DE WOLF, P., FRANSAER, D., VAN SIELEGHEM, J. and HOUTHUYS, R. 1994. Study of Spring and Neap Sediment Transport in a Sheltered Tidal Environment near Zeebrugge, Belgium. In: PIANC (Editor), 28th International Navigation Congress. Congress Proceedings, Section II (Maritime ports and seaways for commercial, fishery and pleasure navigation), Subject 4 (Coastal zones, including the different methods of organising protection, the nature of such protection works, etc. PIANC, Sevilla, pp. 7-16.
- BROEKAERT, R. 1995. Evolutie van het strand langs de Belgische kust gedurende de winter van 1994-1995. Msc Thesis, Universiteit Gent, Gent.
- CAILLOT, A., QUESNEY, M. and WILSON, G. 1978. Contribution a l'etude des mouvements sedimentaires le long du littoral Belge a l'aide de traceurs radioactifs; Mesure du debit de charriage., Commisariat a l'energie atomique, Centre d'etudes Nucleaires de Saclay, Departement de Chimie Appliquee, Service d'Application de Radioelements et des Rayonnements, Section d'Application de la Radioactivite.
- CORBAU, C., HOWA, H., de RESSEGUIER, A. & CHAMLEY, H., 1994. Evaluation du transport sedimentaire sur une plage macrotidale par traçage fluorescent, Dunkerque Est, France. C.R. Acad. Sci. Paris, 319(II): 1503-1509.
- DECLERCQ, E., 1993. Vergelijkende studie van de stranddynamiek tussen een natuurlijk en een opgehoogd strand. Msc Thesis, Universiteit Gent, Gent, 131 pp.
- DEGRAER, S., VOLCKAERT, A. & VINCX, M. 2003. Macrobenthic zonation patterns along a morphodynamical continuum of macrotidal, low tide bar/rip and ultra-dissipative sandy beaches. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 56: 459-468.
- DEPUYDT, F., 1972. De Belgische strand- en duinformaties in het kader van de geomorfologie der zuidoostelijke Noordzeekust. Klasse der Wetenschappen, XXXIV 122. Kon. Acad. Wet., Lett. & Schone Kunsten van België, Brussel, 228 pp.
- DERONDE, B., DEBRUYN, W., FRANSAER, D. and REUSEN, I. 2001. Sand mapping and characterization along the Belgian Coast using CASI-data, Proceedings of the Fifth International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition, San Francisco.
- DE MOOR, G., 1979a. Recent beach evolution along the Belgian North Sea Coast. Bull. Belg. Ver. Geol., 88: 143-157.
- DE MOOR, G., 1979b. Stranddynamiek langs de Belgische Kust. Biol. Jb. Dodonaea, 47: 35-36.
- DE MOOR, G., 1981. Erosie aan de Belgische Kust. Aard. Bull. belg. geogr., 5: 279-294.
- DE MOOR, G., 1988. Neo-Holocene coastal and beach evolution along the Belgian Coast. Journal of Coastal Research, 3: 71-75.
- DE MOOR, G., 1991. De februari-stormen van 1990 en hun weerslag op de stranddynamiek langs de Belgische Kust. De Aardrijkskunde, 3: 251-316.
- DE MOOR, G., 1992. A quantitative evaluation of erosive and accretional sections along the Belgian Coast in the period 1978-1990. Tijdschrift van de Belg. Ver. Aardr. Studies, BEVAS, 2: 413-424.
- DE MOOR, G., 1993. Chapter 10. Beach dynamics in the Middelkerke Area. In: G. DE MOOR and J. LANCKNEUS (Editors), Sediment mobility and morphodynamics of the Middelkerke Bank. Final Report MAST Project-0025-C. Relationship between Seafloor Currents and Sediment Mobility in the Southern North Sea. RUMACOG, Gent, pp. 10.01-10-12.
- DE MOOR, G. & DEDECKER, M., 1981. Sedimentkenmerken van strandzanden op de Belgische Kust. Natuurwetenschappelijk Tijdschrift, 63: 49-80.
- DE MOOR, G. 2002. Historiek van de geomorphologische evolutie van het strand langs de Vlaamse Kust, in het bijzonder in de Baai van Heist. In: J.S. Mees J., J. Haspeslagh & J.-L. Herrier (Editor), Academische studiedag: 5 jaar strand-natuurreservaat ' De Baai van Heist' - De Vlaamse stranden: steriele zandbakken of natuurpatrimonium? Zeebrugge (B), 14 juni 2002. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, AMINAL, afdeling natuur - Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ), Oostende, Belgium.

- DE WOLF, P., FRANSAER, D., VAN SIELEGHEM, J. & HOUTHUYS, R. 1993. Morphological trends of the Belgian coast shown by 10 years of remote-sensing based surveying, 8th Symposium on Coastal and Ocean Management, Louisiana, New Orleans, pp. 245-257.
- DE WOLF, P., 2002. Kusterosie en verzanding van het Zwin. In: V. Van Lancker, De Turck, K., Mees, J., Mostaert, F., Seys, J., Vandeveld, D. & Van Roiij, D. (Editor), Colloquium 'Kustzonebeheer vanuit geo-ecologische en economische invalshoek'. Oostende (B), 16-17 mei 2002. Benootschap van Gentse Geologen (GGG)- Vlaams Instituut van de Zee (VLIZ), Oostende, Belgium.
- DICKX, C. 1977. De evolutie van het strand te Klemskerke (Vosseslag), in de periode 1971-1977. Msc Thesis, Universiteit Gent, Gent, 181 p.
- DUFOURMONT, H. 1979. De invloed van golfwerking en eolisch transport op de strandevolutie te Oostduinkerke. Msc Thesis, Universiteit Gent, Gent, 113 p.
- EUROSENSE 1994a. Sedimentdynamica, Digitale multispektrale vliegtuigscannerregistraties over een getijcyclus. KDN 94.002, Eurosense.
- EUROSENSE 1994b. Bufferzone Heist Sedimentdynamica. Metingen van spring- naar doortij (9-16 feb. 1993) en bij storm (18-20 feb. 1993). Tekst & Figuren. KDN 94.004, Eurosense, Wemmel.
- EUROSENSE 1994c. Vooroever Zwin, Sedimentdynamica. KDN 94.005.
- FREMOUT, A. (2002), *Overzicht van de tijwaarnemingen langs de Belgische Kust. Periode 1991-2000 voor Nieuwpoort, Oostende en Zeebrugge*, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Department Leefmilieu en Infrastructuur. Administratie Waterwegen en Zeewezen, Afdeling Waterwegen Kust. Hydrografie, Oostende, 38 p + bijlagen.
- HUNTLEY, D.A. and MACDONALD, N.J. 1996. Chapter 8. Project results. 8.4.3. Steady flows and boundary shear stress. In: B. O'CONNOR (Editor), Final report on Project CSTAB. The CSTAB Handbook. University of Liverpool, Liverpool.
- HUYGENS, M. 2001. Een geïntegreerd onderzoek van zandsuppleties als kustverdediging - Toepassing voor de Belgische Oostkust -. Unpublished PhD Thesis, Universiteit Gent, Gent.
- IGNACIO RUIZ GARCIA, J. 1994. A critical analysis of a fluorescent tracer marking technique by a comparative study with beach profiling. Msc Thesis, Universiteit Gent, Gent, 51 pp.
- KONINGS, W. 1983. Recente kustevolutie en strandmorfologie rond de Zeebrugse havenuitbouw. Msc Thesis, Universiteit Gent, Gent, (bijlage I & II) 180 p.
- LANCKNEUS, J., VAN LANCKER, V., MOERKERKE, G., VAN DEN EYNDE, D., FETTWEIS, M., DE BATIST, M. & JACOBS, P., 2001. Investigation of natural sand transport on the Belgian continental shelf BUDGET (Beneficial usage of data and geo-environmental techniques). Final report . Federal Office for Scientific, Technical and Cultural Affairs (OSTC).
- LEVOY, F., ANTHONY, E., BARUSSEAU, J.-P., HOWA, H. & TESSIER, B. 1998. Morphodynamique d'une plage macrotidale à barres. C.R. Acad. Sci. Paris, 327: 811-818.
- MASSELINK, G. & SHORT, A., 1993. The effect of tide range on beach morphodynamics and morphology: a conceptual beach model. *Journal of Coastal Research*, 9(3): 785-800.
- McLACHLAN, A., JARAMILLO, E., DONN, T.E. & WESSELS, F. (1993). Sandy beach macrofauna communities and their control by the physical environment: a geographical comparison. *Journal of coastal Research* 15, 27-38.
- MINISTERIE VAN DE VLAAMSE GEMEENSCHAP, 1993. Kust 2002. Deel 1. De zeewerende functie van de kust. Stand van zaken, ADMINISTRATIE WATERINFRASTRUCTUUR EN ZEEWEZEN, AWZ.
- MINISTERIE VAN DE VLAAMSE GEMEENSCHAP 1998. Kustlijnkaarten. Evolutie tot mei 1999. Deel 1: Franse grens tot Oostende, door de N.V. Eurosense in opdracht van AWZ-afdeling Waterwegen Kust.
- MINISTERIE VAN DE VLAAMSE GEMEENSCHAP 1999. Kustlijnkaarten. Evolutie tot mei 1999. Deel 2: Oostende tot Cadzand, door N.V. Eurosense in opdracht van AWZ-afdeling Waterwegen Kust.
- MOERKERKE, G. 1995. Evolutie van het strand langs de Belgische kust gedurende de winter van 1994-1995. Unpublished Msc Thesis, Ghent University, Gent.
- O'CONNOR, B.A. (Editor), (1996). Final report on Project CSTAB. The CSTAB Handbook. Project MAS2-CT92-0024. University of Liverpool, Department of Civil Engineering, Liverpool, 634 pp.
- SHORT, A. (1996). The role of wave height, period, slope, tide range and embaymentisation in beach classifications: a review, *Revista Chilena de Historia Natural*, 69 (4), 589-604, 1996.
- SHORT, A.D., 1999. Handbook of Beach and Shoreface Morphodynamics. John Wiley & Sons Ltd., 392 pp.
- TIJDELIJKE VERENIGING ZEEBOUW ZEEZAND and HAECON-ZEEBRUGGE STUDIEGROEP T.V.Z.2. 1978a. Onderzoek sedimentologie, Oostkust en West van Zeebrugge, Analyseresultaten, Deel 2: Watermonsters. 78.06.12 I.42.53, Haecon.

- TIJDELIJKE VERENIGING ZEEBOUW ZEEZAND and HAECON-ZEEBRUGGE STUDIEGROEP
T.V.Z.2. 1978b. Sedimentologie; Tracerproeven Oostkust; Proeven met radio-actieve en
fluorescente tracers. 78.09.08 l. 42.53, Haecon.
- TIJDELIJKE VERENIGING ZEEBOUW ZEEZAND and HAECON-ZEEBRUGGE STUDIEGROEP
T.V.Z.2. 1979. Sedimentologie; Tracerproeven; September 78 t/m/ januari 79;
- VAN CRAENENBROECK, K., 1985. Slibvoorkomens op het strand langs de Belgische Westkust. Msc
Thesis, Universiteit Gent, Gent, 91 pp.
- VAN DER POST, K.D., OLDFIELD, F. and VOULGARIS, G. 1994. Magnetic tracing of beach sand:
preliminary results. Unknown, 12.
- VAN LANCKER, V. 1999. Sediment and morphodynamics of a siliciclastic near coastal area, in
relation to hydrodynamical and meteorological conditions: Belgian continental shelf. Unpublished
Ph.D. Thesis, Universiteit Gent, Gent, 194 pp.
- VERHAGEN, H., 1989. Sand Waves along the Dutch Coast. Coastal Engineering, 13: 129-147.
- VERMEIREN, G., 1996. Studie en modellering van kustveranderingen te De Haan tussen Mei '92 en
Juni '94. Msc Thesis, KUL, Leuven, 101 pp.
- VOULGARIS, G. and SIMMONDS, D. 1996. Chapter 8. Project results. 8.4.2. Incident waves. In: B.
O'CONNOR (Editor), Final report on Project CSTAB. The CSTAB Handbook. University of Liverpool,
Liverpool.
- VOULGARIS, G., SIMMONDS, D., MICHEL, D., HOWA, H., COLLINS, M.B. and HUNTLEY, D.A.
1998. Measuring and modelling sediment transport on a macrotidal ridge and runnel beach: an
intercomparison. Journal of Coastal Research, 14(1), 315-330.

ECOLOGISCHE EFFECTEN VAN ZANDSUPPLETIES – PARTIM SEDIMENTOLOGIE & HYDRODYNAMICA

Mieke Mathys & Vera Van Lancker
Universiteit Gent, Vakgroep Geologie & bodemkunde, Renard Centre of Marine Geology
Krijgslaan 281, s-8, 9000 Gent. Tel. 09/264 45 89. E-mail: vera.vanlancker@UGent.be

Effecten van zandsuppleties op sedimentologie en hydrodynamica

Effect van:

- volume sediment,
- dikte pakket,
- oppervlakte,
- dichtheid pakket,
- vorm strandprofiel,
- gebruikte techniek om het zand aan te brengen (opsputten, bulldozers,...),
- zandkwaliteit (korrelgrootte, dichtheid, vorm, kleur, sortering, ...?)
- frequentie van aanbrengen (jaarlijks, vijf-jaarlijks,...)

op sedimentologie en hydrodynamica (en ecologie)

1. Invloed volume:

Algemeen: afhankelijk van het volume en de korrelgrootte van het aangebrachte materiaal, stelt zich na suppletie een nieuw evenwichtsprofiel in en dit onder invloed van de heersende krachten (golfwerking, getijden, stromingen,...). Afhankelijk van de lokale heersende condities duurt het maanden tot jaren om de evenwichtstoestand te bereiken. De algemene richtlijn hierbij is dat het evenwicht tot ongeveer 60% is ingesteld na 2-3 jaar (Dean, 2002). Suppletie stranden zijn veel onstabiel dan hun natuurlijke voorgangers, erosiesnelheden van aangevoerde stranden zijn 1,5 tot 12 keer groter dan pre-project erosiesnelheden.

2. Invloed dikte:

De ecologische effecten van sedimentdumping worden naast sedimentkarakteristieken en sedimentatiesnelheid vooral bepaald door de dikte van de sedimentafzetting. De fatale diepte van organismen is meestal verschillend voor afzettingen van modder of zand. Algemeen is de tolerantie beter voor fijn zand dan modder. De fatale afzettingsdiktes variëren van een aantal centimeter tot ca. 60cm (maximum 90cm bij polychaeten) (Essink, 1999). In het geval van zandsuppleties gaat het echter om een zandpakket van 1-2,5 m dik dat voor een langere periode aanwezig blijft (Harte et al., 2002).

3. Invloed oppervlakte: vooral biologisch cijfermateriaal

4. Invloed dichtheid:

- compactie
- verminderde gasuitwisseling
- veranderde 'shear strength', toename 'shear resistance' (zandpermeabiliteit) (Greene, 2002).
- De initiële dichtheid (volume per lengte-eenheid) van de zandaanvulling ('fill') heeft een betekenisvolle invloed op het percentage materiaal dat overblijft na 1 jaar, daarna wordt de invloed minder duidelijk. (Leonard et al., 1990). Stauble en Hoel (1986) concludeerden dat een dichtheid van $150\text{m}^3/\text{m}$ nodig is om 60% van het aangevoerde zand te behouden in het eerste jaar. Leonard et al. (1990) houden het op $70\text{m}^3/\text{m}$ om 50% te behouden na 1 jaar.

5. Invloed vorm strandprofiel:

- Suppletie materiaal geplaatst tussen het bovenste strand ('upper beach') en het intertidaal gebied is ecologisch het voordeligst. Organismen aangepast aan onstabiele kustnabije omstandigheden doorstaan verstoringen beter dan deze in de stabielere zeewaartse milieus (Thompson, 1973, Oliver en Slattery, 1976 in: Engineer Manual, 1989).
- De plaatsing van suppletie materiaal in de intertidale zone heeft twee voordelen: de maximale hoeveelheid bestaand strand is bewaard; en het materiaal wordt gesorteerd door golfwerking, wat compactie vermindert (Engineer Manual, 1989).
- Van Dolah et al. (1992) daarentegen raden aan het zand hoog op het strand, ver boven het gemiddeld zeeniveau, te plaatsen. Dit zou een graduele zandherverdeling garanderen, wat de meer beweeglijke organismen de tijd geeft om weg te trekken uit het gebied of om omhoog te kruipen.
- Soms is de zeewaartse helling van het uitgebreide strand steiler dan de natuurlijke. Het is mogelijk dat er zich een zogenaamde 'scarp' of lokale steile strandhelling vormt aan de waterkant langs de nieuwe strandaanvulling. De 'scarp' zal geleidelijk aan verdwijnen wanneer getijden en golven het profiel vervlakken. Dit soort helling verschijnt ook typisch op zandstranden tijdens stormen (website: www.iltaccoditalia.com/ambiente/dune/ripascimento_en.html, Dean, 2002, p27).
- In Oost-Friesland (Duitsland) heeft onderzoek uitgewezen dat in een gebied met grote erosiesnelheid een gecombineerde suppletie, van zowel het strand als de vooroever ('shoreface'), leidde tot het herstel van het bovenste gedeelte van het strand, door transportmechanismen tussen de vooroever en het strand (Niemeyer et al., 1996). Vooroeversuppleties worden tegenwoordig in verschillende landen uitgevoerd.
- Droogstrandsuppletie: er wordt enkel zand op het droge gedeelte van het strand geplaatst => het zand zal zeewaarts herverdeeld worden over het gehele profiel tot een stabiele configuratie bereikt is. De in evenwichtstelling resulteert in een forse vernauwing van de initiële droogstrandbreedte (CDBWSCC, 2002).
- Profielsuppletie: het aangebrachte profiel is reeds in evenwicht en zal dus weinig veranderen onder de inwerkende krachten, weinig zeewaartse herverdeling (CDBWSCC, 2002)
- Vooroeversuppletie: het zand zal geleidelijk landwaarts bewegen en het droog strand verbreden, de benodigde tijd hangt af van de heersende golfwerking (CDBWSCC, 2002).
- De invloed van zandsuppleties op barrière stranden ('barrier beaches'): tijdens het suppletieproces wordt zand op het strand aangebracht wat leidt tot een steiler strandprofiel. Dit kan een grotere golfenergie veroorzaken en verhoogde erosie aan de strandzijde (Dolan et al., 1992 in: Greene, 2002). Het kan ook golf 'overwash' beletten wat leidt tot een verdere erosie van de baaizijde ('sound side') (Pilkey et al., 1980, in: Greene, 2002). Onder normale omstandigheden bewegen barrière eilanden langzaam landwaarts bij zeespiegelstijging, maar door de moeite om deze dynamische gebieden stabiel te houden (i.e. zandsuppletie) kan dit uiteindelijk resulteren in hun 'afsterving', wat ernstige gevolgen zou hebben voor het planten- en dierenbestand die ervan afhankelijk zijn.
- Veranderingen in het strandprofiel kunnen leiden tot veranderingen in de hydrodynamicapatronen in de intertidale zone. Versteiling ervan kan een toename veroorzaken in de golfenergie op het strand (Kaufman en Pilkey, 1983 in: Greene, 2002). Hogere golfenergie creëert een meer stressvolle omgeving wat de diversiteit en het voorkomen van infaunale assemblages kan reduceren (McLachlan, 1983).

6. Invloed gebruikte suppletietechnieken:

- Meest evidente effect: bedekking van bodemfauna en aldus directe gevolgen op de biologie. Bij het storten van grote hoeveelheden zand op het strand en de vooroever wordt het bodemmilieu bedekt en sterft het bodemleven af. Sommige studies duiden aan dat veranderingen in geomorfologie en sedimentkarakteristieken een grotere invloed hebben op de herstelsnelheid van invertebraten dan directe begraving of mortaliteit (USDOI/FWS, 2000 in: Greene, 2002).
- Suppletietechnieken (als ze niet correct ontworpen zijn of als ongepast aanvulmateriaal gebruikt wordt (Coastal Protection, EUCC)) kunnen een vertroebeling of een verhoogde turbiditeit in het water veroorzaken:
 - ➔ Turbiditeit is niet de belangrijkste zorg in de kustnabije zone van hoog-energetische stranden omdat fijn materiaal, dat grote hoeveelheden organisch materiaal en andere contaminanten kan bevatten, snel zeewaarts getransporteerd worden en sulfiden worden geoxideerd (Naqvi and Pullen, 1982 in: Engineer Manual, 1989). Nochtans kan langdurige zandsuppletie en/of erosie van suppletiezand, indirect lichtgevoelige planten en dieren aantasten. Ook de aanwezigheid van modderballen, silt en kleien in de ontgonnen sedimenten kan een voortdurende bron zijn van turbiditeit lang na het suppletieproject. De ernst van de resuspensie hangt af van verschillende factoren: golfenergie (meer troebelheid

- tijdens stormen), hoeveelheid zand geplaatst op het strand, de kwaliteit van het zand (hogere silt/klei-inhoud verergeren turbiditeit), manier van suppletie (Goldberg, 1989, USACE, 2001, in: Engineer Manual, 1989).
- Troebel water, verspreid door stromingen, kan over grote gebieden het licht in de waterkolom blokkeren (vermindering in fytoplanktonproductie, effect op visuele predatoren (zichtjagende vissen), ...) (Essink, 1999)
 - Verhoogd suspensiegehalte (SPM) beïnvloedt 'filter-feeding' bivalven, bepaalde vissoorten, ...) (Essink, 1999).
 - Opletten met de aanwezigheid van toxisch materiaal in het gebruikte zand! (Engineer Manual, 1989, Coastal Engineering Manual, 2002)
 - Kustnabije biologische gemeenschappen zijn regelmatig onderhevig aan een verhoogde turbiditeit door stormen en golfwerking, ze bestaan uit stress-tolerante, opportunistische soorten, en zouden dus weinig geïmpacted worden (DSEIS, 2002). De effecten van een verhoogde troebelheid zijn mede afhankelijk van de op die plaats van nature voorkomende troebelheid, bijvoorbeeld onder stormachtige omstandigheden. Algemeen vinden suppleties plaats in ondiep water (gemiddeld tot 10 m diepte) waar van nature door de golfwerking al een hogere troebelheid voorkomt. Bovendien is het meeste slib dat uit het zandwingebied komt al bij de zandwinactiviteiten vrijgekomen. Ook bij het theoretische geval dat veel slib bij een suppletie vrijkomt, veroorzaakt dit veelal een niet noemenswaardige verhoging van de troebelheid, in verhouding tot de hoge achtergrondwaarde van de natuurlijke vertroebeling die in deze dynamische zone voorkomt. Bovendien zal dit slib door het hoogdynamische karakter, zoals stroming, getijdebeweging en golfwerking, relatief snel worden verdund. Bij zandsuppleties hebben we echter niet te maken met baggerslib, maar met slibarm zand, wat niet resulteert in een significante verhoging van de troebelheid (Harte et al., 2002)
 - Turbiditeitsrichtlijnen: De 'Nephelometric Turbidity Unit' (NTU) is de legale standaard om turbiditeit te meten, en wordt gedefinieerd als een afname in waterklaarheid ten gevolge van fijn silt en kleipartikels in suspensie (Bartsch, 1960; Brehmer, 1965 in: Greene, 2002). Uitgezonderd van de golfoploopzone is de sedimentconcentratie tijdens een suppletie in New Jersey vergelijkbaar met de omstandigheden die voorkomen wanneer sediment in suspensie komt tijdens stormen (USACE, 2001). Van Dolah et al. (1994) kwam tot gelijkaardige conclusies, achtergrondturbiditeiten zijn dichtbij 100 NTU tijdens stormen. In bepaalde gebieden mag de troebelheid de achtergrondturbiditeit met niet meer dan 29NTUs overschrijden. Deze waarde is bepaald op basis van de vereiste waterkwaliteit voor zee gras (Department of Environmental Protection) en is ook de standaard die de U.S. Army Corps of Engineers (Eldon, 1995 in: Water Quality Research; DSEIS, 2002) toepast. Ook de U.S. 'Environmental Protection Agency' (USEPA) en N.Y. 'State Department of Environmental Conservation' (NYSDEC) hebben milieustandaarden opgesteld.
- Bij het gebruik van bulldozers echter worden planten vernietigd en genereren een grotere dichtheid/compactie van het strand (kleinere voertuigen hebben een grotere impact dan grotere die het gewicht meer verdelen (Engineer Manual, 1989). Sterk gecompacteerd stranden hebben een verminderd aantal graaforganismen. 'Ghost' krabben en bvb schildpadden hebben moeilijkheden om zich in te graven in gecompacteerd stranden. Er zijn bijna geen studies die de ecologische gevolgen van 'beach scraping' of 'bulldozing' onderzoeken, nochtans is het een veel gebruikte techniek om kuststructuren te beschermen (Lindquist en Manning, 2001 in: Greene, 2002). Zand ophopen langs het hoog strand tijdens 'bulldozing' kan leiden tot een verstelling van het strandprofiel, wat op zich een toename kan veroorzaken in de golfenergie op het strand (Kaufman en Pilkey, 1983 in: Greene, 2002). Hogere golfenergie creëert een meer stressvolle omgeving wat de diversiteit en het voorkomen van infaunale assemblages kan reduceren (McLachlan, 1983).
 - Sterke toename in de compactie wanneer het zand in een *zand-waterbrij* ('slurry') op het strand gepompt wordt. In deze brij kunnen zandkorrels maximaal bijeenkitten wat resulteert in een zeer dicht, compact strand (Smith, 1985 in: Engineer Manual, 1989). Toenames in compactie kunnen 'short-term' effecten zijn omdat golfwerking, vooral tijdens stormen het strand weer verzachten. De compactie kan 3 tot 4 keer groter zijn op dan het originele strand, en neemt in sommige gevallen toe met de tijd (Ryder, 1991 in: Greene, 2002). Compactie kan opgelost worden door het omploegen van het strand ('tilling') (Dean, 2002, p202). Nelson (1985, in: Dean, 2002) raadde aan dat suppletie-stranden met een 'shear resistance' van meer dan 500 lbs/in² (bepaald door een 'cone penetrometer') om te ploegen tot een minimumdiepte van 18 inches. Er wordt niet vermeld op welke basis deze waarde bepaald is (vermoedelijk in vergelijking met een natuurlijk strand en na onderzoek naar schildpaddinnesteling).

- Tijdelijke geluidsoverlast tijdens de constructie (pompen, bulldozers, afvoerpijp) (DSEIS, 2002), verstoring van fouragerende vogels (Harte et al., 2002,).
- De meest gebruikte methode om suppletiezand te plaatsen is door gebruik te maken van pijpleidingen. Als de afvoer langs het achterstrand gebeurt (backshore), zal het grove materiaal zich afzetten in de buurt van de berm en het fijne materiaal zal hellingafwaarts afgezet worden met de zand-waterbrij mee (Kana en Mohan, 1998). Dit type van suppletie, concentreert het grofste materiaal waar het het meeste nodig is en verbetert de levensduur van de berm. Maar de hellingafwaartse beweging van het fijne materiaal tot in de golfploopzone ('swash') kan vertroebeling van het water veroorzaken (Greene, 2002). Als de afvoer gebeurt langs de lage vooroever ('lower foreshore') (i.e. profielsuppletie), heeft het grove materiaal minder kans om zich te concentreren op de berm, voor het verdeeld wordt door langs- en dwarstransport (Kana en Mohan, 1998).

7. Invloed van het gebruikte zand:

- De korrelgrootte (gemiddelde korrelgrootte) bepaalt de helling van het strandprofiel, hoe grover, hoe steiler de helling (voor formules en figuren zie Dean, 2002; Coastal Engineering Manual, 2002; Kamphuis, 2000, p286) => een breder droog strand heeft minder sediment nodig om dezelfde droogzandbreedte te bekomen dan wanneer zand gebruikt wordt met een korrelgrootte kleiner dan de originele.
- Het gebruik van een veel grotere korrel dan het natuurlijke zand (o.a. met schelpfragmenten kan een cementatie tot gevolg hebben door het oplossen van schelpfragmenten of de vorming van een schelpenvloer. Het aanbrengen van grote hoeveelheden kan een vermindering in zandverstuiving met zich meebrengen (van der Wal, 1998)
- Het gebruik van een grotere korrel, zoals bvb bij Terschellingen (Hoekstra en Houwman, 1997) waar een 20 micron grover zand werd aangebracht kan na een half jaar na de vooroeversuppletie terug een algemene verfijning van het sediment geobserveerd worden en is de korrelgrootte weer vergelijkbaar met deze van voor de suppletie. Een grotere korrel wordt gebruikt omdat die meer stabiel is, een kleinere dan de natuurlijke is minder stabiel en zou versnelling van erosie kunnen veroorzaken (CDBWSCC, 2002). [Enkel een veel grotere korrel (grind) kan de levensduur van zandsuppleties echt verlengen, want levensduur is vooral bepaald door korreldichtheid (echter enkel succes als genoeg materiaal gebruikt wordt om een echt kiezelstrand te vormen) (Eitner, 1996)].

Voorbeeld op Hunting Island (SC): suppletiezand heeft gemiddelde korrelgrootte van 0,22mm in vergelijking met de originele korrelgrootte van 0,16mm. Dit leidde tot een vergroving van het droogstrand wat een langere levensduur van het droogstrand impliceert (Kana en Mohan, 1998).

Er is niets bekend over het effect van 20 jaar lang suppleren (Harte et al., 2002). Het is bijvoorbeeld goed mogelijk dat de korrelgrootte in de kustzone in de loop der jaren grover wordt, doordat vaak suppleties met een grovere korrelgrootte worden uitgevoerd.

Een ander voorbeeld is een strand bestaande uit grind en zand (zeer grof en grof) dat werd aangevuld met vermalen kalksteen en verweerde graniet (Arba et al., 2002). Het meeste van het sediment is op het strand gebleven, de initiële hellingen zijn verzwakt, maar de strandprofielen vertonen nog steeds een steil strand. De kalksteenkorrels weerstonden de golfwerking beter na vijf jaar dan de verweerde graniet.

- Een te kleine korrel leidt algemeen tot erosie (Opm.: 'entrainment' is vooral *dichtheids*bepaald bij dezelfde korrelgrootte!!! Eitner, 1996),
 - vb Een strand was aangevuld met een goed gesorteerd fijn zand met een gemiddelde korrelgrootte kleiner dan van het originele strand. Na twee jaar werd reeds de originele korrelgrootteverdeling teruggevonden door een verlies van het aanvoermateriaal (Eitner en Ragutzki, 1994). De natuurlijke korrelgrootteverdeling die in evenwicht is met de hydrodynamische krachten werd gevormd door erosie van het strandmateriaal. Het fijnkorrelig materiaal dat gebruikt werd als aanvulling is een vreemd materiaal dat niet overeenstemt met de grensvoorwaarden op deze plaats en is daardoor weggeërodeerd.
 - Reeds na 1 jaar (Schwarzer, 1991) opnieuw originele korrelgrootteverdeling. Gebruikte korrelgrootte: fijn zand (2-3 phi). Golven en stromingen hebben de neiging om het fijnere

materiaal eruit te sorteren en op te nemen in de waterkolom. Fijne sedimenten worden zeewaarts getransporteerd en in diepere, kalmere waters afgezet. Deze processen gaan door aan een tamelijk snel tempo tot opnieuw een stabiel(er) strandprofiel bereikt is. Parr et al. (1978, in: Engineer Manual, 1989) observeerden dat fijne sedimenten er snel uitgesorteerd werden en dat de korrelgrootteverdeling na ongeveer vier maanden dezelfde was als voor de suppletie. Hetzelfde effect werd geobserveerd in de Ebro Delta (Guillen en Palanques, 1996).

- Bij een kleinere korrel is meer suppletiezand nodig om een bepaald evenwichtsprofiel te bekomen (Dean, 2002)
 - Zandsuppletie kan door veranderingen in korrelgrootte en korrelvorm een toenemende compactie van het strand veroorzaken. Een toename van fijn materiaal, mineralisatie en de gelaagdheid van plaatvormige deeltjes kan bijdragen tot compactie. Fijn zand vertoont een grotere dichtheid en dus een grotere mogelijkheid tot compactie (Engineer Manual, 1989).
 - Een toename in de mediane Phi index van 2,3 tot 3,7 in het suppletiezand resulteerde in een vermindering van 56-99% in het voorkomen van twee dominant voorkomende macrofauna organismen (*Donax* spp. en *Emerita talpoida*) (Peterson en Manning, 2001).
- De korrelgrootte bepaalt de turbiditeit (troebelheid) in de waterkolom. Turbiditeit hangt af van de valsnelheid van de sedimentkorrels die afhankelijk is van de korrelgrootte. Fijne sedimenten veroorzaken een grotere en langer-durende turbiditeit waardoor een groter gebied wordt aangetast dan bij grovere sedimenten (Coastal Engineering Manual, 2002). Troebel water, verspreid door stromingen, kan over grote gebieden het licht in de waterkolom blokkeren (vermindering in fytoplanktonproductie, effect op visuele predatoren, ...) (Essink, 1999). Een continue uitwassing van fijn materiaal kan negatieve effecten hebben op nabijgelegen benthische en intertidale ecosystemen op een langere termijn (Coastal Protection, EUCC)
 - Korrelgrootte, korrelvorm, poriënruimte, compactie, dichtheid kunnen de zandvochtigheid beïnvloeden (Engineer Manual, 1989).
 - De verticale migratie van de infauna kan verhinderd worden als de korrelgrootte en compositie van het aanvulmateriaal verschilt van de originele strandsedimenten (Maurer et al., 1978 in: Engineer Manual, 1989).
 - Het is dan ook aanbevolen enkel zand compatibel (definitie: Dean, 2002, p23) met het originele, natuurlijke strandsediment aan te voeren. Compatibel sediment is materiaal dat het algemeen karakter en functionaliteit van het materiaal op het strand en in de nabije duinen behoudt. [bv. in Florida: het sediment moet bestaan uit carbonaat, kwarts, of gelijkaardig materiaal met een korrelgrootte tussen 0,062mm ($4,0\phi$) en 4.76mm (-2.25ϕ), het moet gelijkaardig in kleur zijn, en een gelijkaardige korrelgrootteverdeling hebben (zandkorrelfrequentie, gemiddelde en mediane korrelgrootte en sorteringscoëfficiënt). Het mag niet meer dan 5% (gewicht) silt, klei of colloïden bevatten kleiner dan 4.0ϕ ; niet meer dan 5% (gewicht) fijn grind groter dan -2.25ϕ ; het zand mag geen grof grind, keien of materiaal bevatten dat groter is dan de $\frac{3}{4}$ inch van een zeef, in een percentage of grootte groter dan op het natuurlijke strand: het materiaal mag niet leiden tot cementatie van het strand.(DSEIS, 2002)] Algemene regel: in algemeen heldere waters sediment mag het sediment niet meer dan 5-10% fijn materiaal (silt en kleifraction) bevatten, in gebieden met meer turbiede waters is 15-20% aanvaardbaar (Dean, 2002, p28).
 - Door sommigen wordt getwijfeld aan het belang van de korrelgrootte voor herstel (In: Harte et al., 2002, pers. Comm. J. Cleveringa). De korrelgrootteverdeling zal zich in korte tijd herstellen door de fysieke condities, met name door stroming en storm.

- korrelgrootteverdeling, sortering

- invloed op eolisch zandtransport (van der Wal, 1998): suppletiezand is minder stuifgevoelig door grote hoeveelheden schelpfragmenten, slechte sortering, en meer geschiktheid tot compactie => Wanneer het suppletie materiaal andere eigenschappen heeft dan het originele zand, kunnen de verstuiwingskarakteristieken veranderen en als gevolg hiervan de zandaanvoer van het strand naar de duinen wijzigen. Zandaanstuiving is een belangrijke factor voor duinvorming en vegetatieontwikkeling in de zeereep; regelmatige aanvoer van stuiwend zand is essentieel voor de vitaliteit van de helmbegroeiing. Wanneer te weinig zand wordt aangevoerd, gaat de vitaliteit van de planten achteruit doordat schimmels en aaltjes de helmwortels aantasten.
- bepaalt net als de korrelgrootte de vorm van het strandprofiel, voorspeld door de evenwichtsprofieltheorie. De natuurlijke korrelgrootteverdeling die in evenwicht is met de hydrodynamische krachten wordt gevormd door erosie van het strandmateriaal. Een materiaal niet compatibel met het oorspronkelijke, dat gebruikt werd als aanvulling is een vreemd materiaal dat niet overeenstemt met de grensvoorwaarden op die plaats en wordt daardoor weggeërodeerd (Eitner, 1996). Zowel fijner als grover materiaal wordt uitgeselecteerd, al is de erosie van fijne korrels sneller dan grove partikels (Eitner, 1996).
- Veranderingen in de korrelgrootteverdeling kan leiden tot de invoer van grofkorrelig materiaal in supratidale ecosystemen zoals klif of duingemeenschappen. Bijvoorbeeld, suppletiezand dat verstuiwd werd tot in de duinen in Ameland bevat veel meer grof schelpmateriaal en is nog steeds slechter gesorteerd en grover dan het origineel duinzand (van der Wal, 1999).
- Als bij een zandsuppletie de sedimentsamenstelling (korrelgrootteverdeling en organisch stofgehalte) van het suppletiezand overeenkomt met het originele zand heeft dit de minste impact op de macrofauna en de herstelperiode van macrofauna is het kortst (Parr et al., 1978 in: Greene, 2002).

- korreldichtheid

- bepaalt de levensduur van een zandsuppletie, veel meer dan de korrelgrootte (kritische drempel meer afhankelijk van korreldichtheid dan korrelgrootte) (Eitner, 1996)

- korrelvorm

- Zandsuppletie kan door veranderingen in korrelgrootte en korrelvorm een toenemende compactie van het strand veroorzaken. Een toename van fijn materiaal, mineralisatie, en de gelaagdheid van plaatvormige korrels kan bijdragen tot compactie (Engineer Manual, 1989).
- beïnvloedt het sedimenttransport niet (van der Wal, 1998)

- kleur, geur, samenstelling

- kleur, densiteit en korrelgrootte kunnen de temperatuur van het strandzand veranderen (Engineer Manual, 1989).
- Aanvullingssediment dat veel organisch materiaal of grote hoeveelheden fijn zand bevat, werd in het verleden toch gebruikt omdat natuurlijke sorteringprocessen het aanvullingssediment reinigen (Engineer Manual, 1989).

8. Invloed suppletiefrequentie en tijdstip:

- Meerdere kleinschalige suppleties worden verkozen boven langdurende, vooral in gebieden waar op korte termijn morfologische effecten onvoorspelbaar zijn (Hillen en Roelse, 1995 in: van der Wal, 1998)
- Lange termijneffecten: hardere stranden (meer gecompacteerd), een langdurige bron van turbiditeit, veranderde sedimentsamenstelling. Korte termijn impacten: directe begraving van organismen, dodelijke of schadelijke doses turbiditeit, steile 'scarp's' of andere effecten door gebruikte apparatuur (Dean, 2002).
- Typisch wordt een heraanvulling na 2-10 jaar uitgevoerd, in de USA: 26 % < 1 jaar, 62 % 1-5 jaar, 12 % > 5jaar stranden (Leonard et al., 1990)
- Tijdstip: preferentieel in de winter, kleinere ecologische impact (Engineer Manual, 1989)
- Het is belangrijk in het oog te houden dat zandsuppletie op zichzelf de erosieproblemen niet oplost. Periodieke heraanvulling zal nodig zijn (Engineer Manual, 1989).

Effecten van een enkele zandsuppletie moeten in relatie tot andere suppleties worden geëvalueerd. Het gecombineerde effect van de zandsuppleties langs de gehele kustlijn moet beschouwd worden.

9. Invloed zandsuppleties op het sedimentbudget (Eitner and Ragutzki 1994)

- zandsuppleties hebben geen invloed op getijden, golven, stromingen of veranderingen in stormfrequenties als het aangevoerde zandvolume minimaal is en er geen bijkomende structuren gebouwd worden (DSEIS, 2002). Achtergronderosie blijft dezelfde en het volume materiaal dat verloren gaat bij stormen zal niet veranderen. Zandsuppleties vertragen wel de achtergronderosie en bieden stormbescherming van de achterliggende gebieden. Meer sediment in het systeem zal sedimenttekorten, in en stroomafwaarts van het projectgebied, verminderen.

Invloeden van sedimentologie en hydrodynamica op zandsuppleties

- De **korrel dichtheid** bepaalt de levensduur van de suppleties (Eitner, 1996).
- De invloed van de **stormgeschiedenis** is het belangrijkste op de duurzaamheid van zandsuppleties. Het is zo belangrijk dat de invloed van **strandlengte, korrelgrootte, vooroverhelling, platformbreedte en manier van zandaanvoer** er weinig toe doet. De **nabijheid van een 'inlet'**, en een combinatie van **kustlijnoriëntatie en dominante invalshoek van golven hebben een kleine invloed op het strandgedrag**. De **initiële dichtheid** (volume per lengte-eenheid) van de zandaanvulling heeft daarentegen een betekenisvolle invloed op het percentage materiaal dat overblijft na 1 jaar, daarna wordt de invloed minder duidelijk (Leonard et al., 1990).
- **Invloed golfwerking op suppletie**: de golfhoogte is van primordiaal belang; de golfrichting doet er minder toe (Dean 2002).

De grootte en het karakter van de sedimenten en de helling van het strand zijn gerelateerd aan de natuurlijke krachten waar het strand aan bloot staat, en het type sediment dat beschikbaar is aan de kust. De strandsedimenten kunnen in evenwicht zijn door de heersende fysische krachten of ze worden geërodeerd of geaccumuleerd.

Referenties

- Arba, P., Arisci, A., De Waele, J., Di Gregorio, F., Ferrara, C., Follesa, R., Prias, G. & Pranzini, E. 2002. Environmental Impact of Artificial Nourishment of the Beaches of Cala Gonone (Central-East Sardinia). Littoral 2002, The Changing Coast EUROCOAST/EUCC. Porto-Portugal. Ed. EUROCOAST-Portugal.
- Bartsch, A.F. 1960. Settleable solids, Turbidity, and Light Penetration as Factors Affecting Water Quality. In Biological Problems in Water Pollution, edited by C. Tarzwell. U.S. Public Health Service Publication No. W60-3, pp. 188-127.
- Brehmer, M.L. 1965. Turbidity and Siltation as Forms of Pollution. Journal of Soil Water Conservation, Vol. 20, No 4, pp. 132-133.
- California Department of Boating and Waterways and State Coastal Conservatory (CDBWSSC), 2002. California Beach Restoration Study. Sacramento, California.
- Coastal Engineering Manual, 2002. EM 1110-2-1100, USACE, Washington.
- Dean, R.G., 2002. Beach nourishment - Theory and practice. Advanced Series on Ocean Engineering, 18. World Scientific, New Jersey, Singapore, London, Hong Kong.
- Department of Environmental Protection, Consolidated notice of intent to issue Palm Beach County.
- Dolan, R., J. Fucella, and C. Donoghue. 1992. Monitoring and analysis of beach renourishment placed on Pea Island, North Carolina, Alligator River National Wildlife Refuge 1991-1992. Report of the U.S. Fish and Wildlife Service, Alligator River National Wildlife Refuge, Manteo, NC.
- Draft Supplemental Environmental Impact Statement (DSEIS). 2002. Phipps Ocean Park Beach Restoration Project, Town of Palm Beach, Palm Beach County, Florida. USACE.
- Eitner, V. 1996. The effect of sedimentary texture on beach fill longevity. Journal of Coastal Research 12 (2), 447-461.
- Eitner, V & Ragutzki, G. 1994. Effects of artificial beach nourishment on nearshore sediment distribution (Island of Norderney, Southern North Sea). Journal of Coastal Research 10 (3), 637-650.
- Eldon E.C. Associates, Inc. 1995. Draft Generic Environmental Impact Statement, Suffolk County Department of Public Works Maintenance Dredging Projects. Uniondale, NY, includes Vol. I and II Technical Appendices.
- Engineer Manual, 1989. Engineering and Design, Environmental engineering for coastal shore protection. EM 1110-2-1204, USACE, Washington.
- Essink, K. (1999). Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. Journal of Coastal Conservation 5, 69-80.
- Goldberg, W.M. 1989. Environmental Monitoring of Beach Restoration: Benthic Flora and Fauna in the Vicinity of Boca Raton North Project, 1988. Unpublished paper, 7pp.
- Greene, K., 2002. Beach nourishment: a review of the biological and physical impacts. 7, Atlantic States Marine Fisheries Commission.
- Guillen, J. and Palanques, A., 1996. Short and medium term grain size changes in deltaic beaches (Ebro delta, NW Mediterranean). Sedimentary Geology, 101(1-2): 55-67.
- Harte, M., Huntjens, P.M.J.M., Mulder, S. and Raadschelders, E.W., 2002. Zandsuppleties en Europese richtlijnen - Ecologische effecten boven water gehaald, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, RIKZ, Den Haag.
- Hillen, R & Roelse, P. (1995). Dynamic preservation of the coastline in the Netherlands. Journal of Coastal Conservation 1, 17-28.
- Hoekstra, P. and Houwman, K.T., 1997. Selective sediment transport in the nearshore zone: field observations and potential mechanisms, Proceedings Coastal Dynamics '97. ASCE New York, Plymouth, UK, pp. 1-10.
- Kamphuis, J.W. 2002. Introduction to coastal engineering and management. Advanced series of Ocean Engineering 16, World Scientific: Singapore, London.
- Kana, T.W. & Mohan, R.K. 1998. Analysis of nourished profile stability following the fifth Hunting Island (SC) beach nourishment project. Coastal Engineering 33, 117-136.
- Kaufman, W. and O.H. Pilkey, Jr. 1983. The Beaches are Moving. Duke University Press. Durham, North Carolina. 336 pp.
- Leonard, L., Clayton, T. & Pilkey, O. (1990). An analysis of replenished beach design parameters on U.S. East Coast barrier islands. Journal of Coastal Research 6 (1), 15-36.
- Lindquist, N., L. Manning. 2001. Impacts of Beach Nourishment and Beach Scraping on Critical Habitat and Productivity of Surf Fishes, Final Report.
- McLachlan, A. and Erasmus, T., 1983. Sandy Beaches as Ecosystems. Developments in Hydrobiology, 19. Dr W. Junk Publishers, 766 pp.

- Maurer, D. L., Keck, R. T., Tineman, J. C., Leathem, W. A., Wethe, C. A., Huntzinger, M., Lord, C., and Church, T. M. 1978. 'Vertical Migration of Benthos in Simulated Dredged Material Overburdens Literature Review,' Technical Report D-78-35, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss.
- Naqvi, S. M., and Pullen, E. J. 1982. 'Effects of Beach Nourishment and Borrowing on Marine Organisms,' Miscellaneous Report 82-14, US Army Corps of Engineers, Coastal Engineering Research Center, Fort Belvoir, Va.
- Nelson, D.A. (1985). The use of tilling to soften nourished beach sand consistency for nesting Sea Turtles. Waterway Experiment Station, U.S. Army Corps of Engineers, Vicksburg Mississippi.
- Niemeyer, H.D., R. Kaiser & H. Knaack (1996): Effectiveness of a combined Beach and Shoreface Nourishment on the island of Norderney, East Frisia, Germany. Proc. 25th Intern. Conf. o. Coast.Eng., Orlando/Florida, ASCE, New York.
- Oliver, J. S., and Slattery, P. N. 1976. 'Effects of Dredging and Disposal on Some Benthos at Monterey Bay, California,' Technical Paper 76-15, US Army Corps of Engineers, Coastal Engineering Research Center, Fort Belvoir, Va.
- Parr, T., Diener, E., and Lacy, 5. 1978. 'Effects of Beach Replenishment on the Nearshore Sand Fauna at Imperial Beach, California,' Miscellaneous Report 78-4, US Army Corps of Engineers, Coastal Engineering Research Center, Fort Belvoir, Va.
- Peterson, C.H. & Manning, L. 2001. How beach nourishment affects the habitat value of intertidal beach prey for surf fish and shorebirds and why uncertainty still exists. Proceedings of the Coastal Ecosystems and Federal Activities Technical Training Symposium. August 20-22, 2001.
- Ryder, C. 1991. The Effects of Beach Nourishment on Sea Turtle Nesting and Hatch Success. Unpublished Report to Sebastian Inlet Tax District Commission, December 1991.
- Smith, A. W. 5. 1985. 'Gold Coast Replenishment Program,' Technical Report No. 72, Gold Coast Soils Laboratory, Queensland, Australia, 6 pp.
- Stauble, D.K. & Hoel, J. 1986. Guidelines for beach restoration projects: Part III- Engineering Report #77. Gainesville: Florida Sea Grant
- Swarzer, K. 1991. Sedimentverteilung im Strand- und Vorstrandbereich nach einer Sandvorspuelung (Probstei/Schleswig-Holstein). Meyniana 43, 59-71
- Thompson, J. R. 1973. 'Ecological Effects of Offshore Dredging and Beach Nourishment: A Review,' Miscellaneous Paper 73-1, US Army Corps of Engineers, Coastal Engineering Research Center, Fort Belvoir, Va.
- U.S. Army Corps of Engineers (USACE). 2001. The New York Districts' Biological Monitoring Program for the Atlantic Coast of New Jersey, Asbury Park to Manasquan Section Beach Erosion Control Project. Final report. Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- U.S. Department of the Interior/U.S. Fish and Wildlife Service (USDOI/FWS). 2000 (August). Draft Fish and Wildlife Coordination Act Report, Brunswick County Beaches Project. Ecological Services Raleigh Field Office, Raleigh, North Carolina. 175 pp.
- van der Wal, D., 1999. Aeolian transport of nourished sand in beach-dune environments, University of Amsterdam.
- van der Wal, D. 1998. The impact of the grain-size distribution of nourishment sand on aeolian sand transport. Journal of Coastal Research 14 (2), 620-631.
- Van Dolah, R.F., R.M. Martore, A.E. Lynch, M.V. Levisen, P.H. Wendt, D.J. Whitaker, and W.D. Anderson. 1994. Final Report: Environmental Evaluation of the Folly Beach Nourishment Project. U.S. Army Corps of Engineers, Charleston District, Charleston, SC.
- Van Dolah, R..F., P.H. Wendt, R. M. Martore, M.V. Levisen, and W.A. Roumillat. 1992. A Physical and Biological Monitoring Study of the Hilton Head Beach Nourishment Project. Unpublished report prepared by South Carolina Wildlife and Marine Resources Department for Town of Hilton Head Island, S.C.

Website: Water quality research

www.dos.state.ny.us/cstl/Final_Draft_HTML/Tech_Report_HTM/Water_Resources/Water_Quality_Research/Part6.htm

Website: Coastal Protection, EUCC (European Union for Coastal Conservation)

www.coastalguide.org/trends/coasdef.html

Website: www.iltaccoditalia.com/ambiente/dune/ripascimento_en.html

Annex 2. Microfytobenthos

Koen Sabbe
Onderzoeksgroep Protistologie & Aquatische Ecologie, Vakgroep Biologie
Universiteit Gent
Krijgslaan 281-S8, B-9000 Gent, België
Tel 32-9-264.85.11, Fax 32-9-264.85.99, Koen.Sabbe@UGent.be

Het microfytobenthos (MFB) omvat de fotosynthetische micro-organismen (eukaryote algen en cyanobacteria) die intertidale en subtidale sedimenten bewonen. Het MFB is de meest belangrijke primaire producent in intergetijdengebieden, en draagt in ondiepe kustgebieden en estuaria ook in belangrijke mate bij tot de biomassa en de primaire productie in de waterkolom (de Jonge & van Beusekom 1995, MacIntyre et al. 1996). De **kennis** over de diversiteit, structuur en dynamiek van het **MFB van zandstranden is erg beperkt**. Specifieke studies over zandstranden zijn erg zeldzaam (bv. Amspoker 1977, Asmus & Bauerfeind 1994, Fernandez-Leborans & Fernandez-Fernandez 2002, Meadows & Anderson 1968, Steele & Baird 1968). De meeste informatie is te vinden in meer algemene studies over het MFB van intertidale sedimenten van estuaria en kustgebieden waarbij de focus vooral ligt op de eerder slibrijke sedimenten maar waarin ook zandige stations opgenomen zijn. Het betreft dan vooral taxonomische studies van geselecteerde groepen van het MFB (vooral diatomeeën, zie Tabel 1), of ecosysteemstudies waarin biomassa en productiegegevens van het MFB vermeld worden. Er is momenteel dan ook virtueel niets gekend over de regulatie van de ruimtelijke en temporele dynamiek van MFB van zandstranden, over de koppeling tussen gemeenschappen van de sedimenten en de waterkolom gedurende getijdencycli, over de rol van deze organismen in de voedselwebben van deze habitats, over het mogelijk optreden van nutriëntlimitatie in zandige sedimenten, over het optreden van bloeien (van bv. euglenoiden, dinoflagellaten etc.) op zandstranden etc. Hieronder volgt eerst een kort algemeen overzicht over de diversiteit en de dynamiek van het MFB van intergetijdengebieden in het algemeen. Daarna worden specifiek de gegevens over zandstranden besproken.

Admiraal (1984), MacIntyre et al. (1996), Miller et al. (1996), Cahoon (1999) en Underwood & Kromkamp (1999) zijn review artikels over het MFB, met de nadruk op estuarien MFB. Meer gedetailleerde informatie, en verwijzingen naar specifieke studies, kunnen in deze publicaties gevonden worden.

Diversiteit en dynamiek van MFB in intergetijdengebieden: kort overzicht

Het MFB van intertidale sedimenten wordt doorgaans gedomineerd door diatomeeën (Bacillariophyta), maar lokaal of tijdelijk kunnen ook dense populaties Cyanobacteria, dinoflagellaten, euglenoiden, Crypto- en Chrysophyta voorkomen (MacIntyre et al. 1996, Barranguet et al. 1997, Noffke & Krumbein 1999). Al deze organismen kunnen een met het blote oog zichtbare groene of bruine verkleuring van de stranden veroorzaken.

De **soortdiversiteit** in intertidale sedimenten is hoog: individuele stalen (19 cm², 10 mm diep) uit het Westerschelde-estuarium bevatten ongeveer 30-60 taxa. Hill diversiteitsgetal N_1 , dat o.m. ook de evenness van de gemeenschap in rekening brengt (Heip et al., in press), is ongeveer twee maal zo hoog voor de benthische gemeenschappen van dit estuarium als voor de planktonische gemeenschappen (Sabbe 1997).

Het MFB van intertidale mariene gebieden wordt gekenmerkt door een uitgesproken **ruimtelijke heterogeniteit** op verschillende geografische schalen (cm's tot km's, Hendeby 1964, Saburova et al. 1995, Azovsky et al. 2000). Op relatief kleine schalen (die duidelijk gerelateerd zijn aan de grootte van de organismen - voor MFB cm's tot m's, Azovsky 2000) heeft deze patchiness, net als bij andere groepen uit het benthos, fractale eigenschappen (Seuront & Spilmont 2002). Het is tot op heden niet duidelijk in welke mate deze fractale patronen verklaard kunnen worden door de onderliggende distributie van bepaalde abiotische factoren, of door de intrinsieke eigenschappen van de groei van de organismen zelf. Op (relatief) grotere schalen (> m's) wordt de structuur, diversiteit en functie van MFB in intertidale gebieden in eerste instantie² bepaald door de **hydrodynamiek** (golf- en

² In estuariene sedimenten is ook saliniteit een belangrijke structurende factor voor het MFB. In mariene intertidale sedimenten uit de invloed van saliniteit zich vooral in fluctuaties die kunnen optreden ten gevolge van de duur en het tijdstip (zowel seizoenaal als diurnaal) van de emersieperiode.

getijdenwerking) die direct of indirect de distributie en samenstelling van sedimenten in kustzones reguleert (Sabbe 1997, Paterson & Hagerthey 2001). Hoe hoger de dynamiek, hoe zandiger (non-cohesiever) de sedimenten. Onder laag-energetische omstandigheden zullen meer fijnere partikels kunnen bezinken (slibrijke of cohesieve sedimenten). Zandige sedimenten worden doorgaans gedomineerd door vastgehechte levensvormen (epipsammon), terwijl vrijlevende vormen (epipelon) dominant zijn in slibrijke sedimenten. De hydrodynamiek beïnvloedt de porositeit en permeabiliteit van sedimenten, en dus ook de doordringing van licht en gassen, en het watergehalte in het sediment. De biologische activiteit wordt sterk gereguleerd door zowel de directe impact van de fysische dynamiek van het sediment als door de indirecte effecten van deze gerelateerde factoren. Bovendien hebben de biota (bacteriën, MFB en fauna) op hun beurt een sterk effect op belangrijke gradiënten van o.m. gassen (bv. O₂, CO₂) en nutriënten in de bovenste lagen van het sediment (mm's tot cm's, afhankelijk van sedimenttype). Het sedimenttype zal dus in sterke mate de **verticale distributie** van het MFB bepalen. In cohesieve sedimenten zal het bulk van de MFB biomassa beperkt zijn tot de bovenste mm's (de eufotische zone – 1 % van invallende licht - bedraagt hier doorgaans nooit meer dan 1-2 mm). Het epipelon, dat dominant is in deze sedimenten, voert bovendien verticale migraties uit in de bovenste mm's, om optimaal gebruik te kunnen maken van de steile gradiënten in licht, gassen en nutriënten in de bovenste lagen (zie o.m. Saburova & Polikarpov 2003). In zandige sedimenten komt het MFB (zowel epipsammon als epipelon) tot op een grotere diepte voor (tot 15–20 cm, Meadows & Anderson 1968, Steele & Baird 1968), vooral door de sterke verticale verstoreng van de sedimenten o.i.v. de getijden (Lucas & Holligan 1999), maar ook dankzij de diepere doordringing van licht.

Bij verticale migraties (waarbij exopolymeren vrijkomen) en/of door overflow metabolisme van het epipelon worden organische stoffen (extracellulaire polymeren, **EPS**) vrijgegeven. De aanwezigheid van biofilms of diatomeeënmaten leidt zo tot een verhoogde stabilisering (verhoogde sedimentatie en lagere erosie) van het sediment dan wanneer er geen MFB aanwezig zou zijn (de Brouwer et al. 2000, Van de Koppel et al. 2001 en referenties daarin). Deze EPS-productie en sedimentstabilisatie is echter vooral belangrijk in slibrijke sedimenten. In zandige sedimenten bestaat geen relatie tussen MFB biomassa en EPS productie, wat waarschijnlijk te wijten is aan het feit dat het MFB hier gedomineerd wordt door het epipsammon, dat weinig EPS produceert (Blanchard et al. 2000).

Het sedimenttype heeft ook een belangrijke invloed op de **nutriëntgehalten** in het interstitiële water. Veranderingen in nutriëntgehalten kunnen zowel de biomassa als de samenstelling van het MFB beïnvloeden. In cohesieve (slibrijke) sedimenten is er een hogere accumulatie van organisch materiaal en een hogere bacteriële mineralisatie, wat resulteert in hogere nutriëntgehalten. Er wordt dan ook van uitgegaan dat nutriënten niet limiterend zijn voor de groei van epipelon in slibrijke sedimenten. Zandige sedimenten zijn doorgaans oligotrofer en hier kunnen nutriëntgehalten wel limiterend zijn (zie onder, Underwood & Kromkamp 1999).

Een tweede belangrijke factor is de **hoogteligging**, die een rechtstreekse invloed heeft op de duur van de emersieperiode bij laag water. Afhankelijk van de weersomstandigheden (straling, temperatuur, neerslag) kan dit leiden tot sterke fluctuaties in saliniteit, temperatuur en watergehalte gedurende de emersieperiode (Nienhuis 1973, Blanchard & Guarini 1999) wat een sterke invloed kan hebben op de productie van het MFB (Underwood & Kromkamp 1999). In de lagere delen van het intertidaal kan licht een limiterende factor zijn voor de primaire productie, en zijn de sedimenten ook minder stabiel (Underwood & Kromkamp 1999).

Niettegenstaande het feit dat er sterke indicaties bestaan dat het MFB een belangrijke voedselbron vormt voor het micro-, meio- en macrobenthos (bv. Middelburg et al. 2000, Moens et al. 2002), is er tot op heden nog slechts weinig gekend over de kwalitatieve en kwantitatieve invloed van deze **begrazing** door op het MFB.

MFB wordt gekenmerkt door een uitgesproken **seizoenale en interannuele variatie** in biomassa en productie. Er is doorgaans een toename van de biomassa in het voorjaar en de zomer o.i.v. temperatuur en zonnestraling, met soms een secundaire piek in het najaar, maar ook gedurende andere perioden van het jaar kunnen biomassa pieken voorkomen (MacIntyre et al. 1996, Montani et al. 2003). Waarschijnlijk speelt ook begrazing (vooral tijdens de zomer) een rol in de seizoenaliteit van MFB gemeenschappen (Underwood & Kromkamp 1999). Andere auteurs vonden echter geen seizoenale patronen in biomassa verdeling (bv. Thornton et al. 2002). Vooral in gemeenschappen gedomineerd door epipsammon zijn seizoenale patronen vaak afwezig (zie onder). Interannuele variatie in biomassa en productie is doorgaans groot (zie Montani et al. 2003 en referenties daarin).

Paterson & Hagerthey (2001) stelden een conceptueel model voor dat de veranderingen in structuur en diversiteit in MFBgemeenschappen langsheen gradiënten van sedimentsamenstelling (en dus hydrodynamiek) en –stabiliteit (t.g.v. EPS productie) weergeeft (zie Fig. 1). Zandstranden situeren zich grotendeels in het linkerbenedenkwaadrant van dit schema (rood kader).

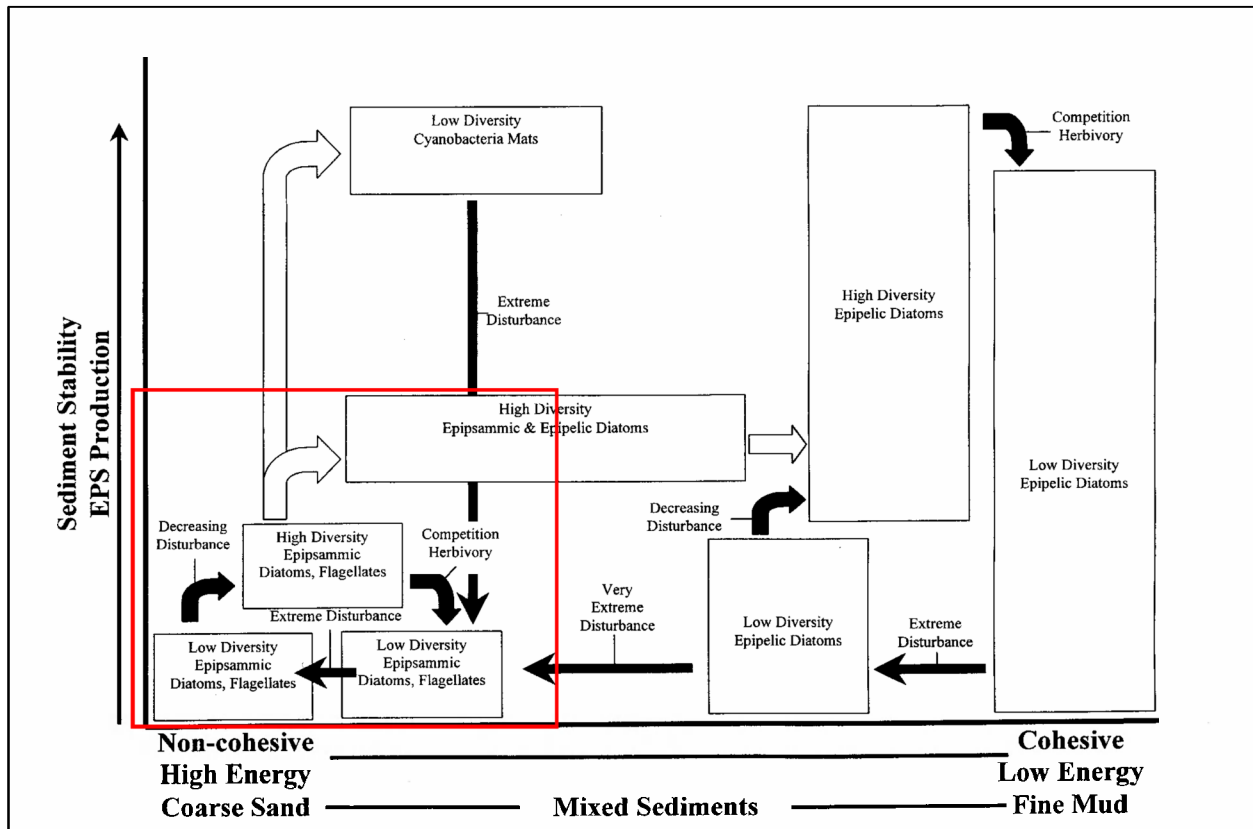


Fig. 1. Conceptueel model van MFB assemblages geassocieerd met sediment type en sediment stabiliteit (uit: Paterson & Hagerthey 2001). Zandstranden liggen grotendeels in het rode kader.

Taxonomische en functionele diversiteit van MFB in zandstranden

Zandige sedimenten worden doorgaans gedomineerd door vastgehechte soorten (het zg. epipsammon), waarbinnen verschillende levensvormen onderscheiden kunnen worden. Adnate en gesteelde vormen zijn stevig vastgehecht aan de partikels, kleine ($< 10 \mu\text{m}$) beweeglijke soorten leven in nauwe associatie met individuele zandpartikels maar kunnen vrij bewegen over de korrels (Fig. 2). Dominante epipsammische diatomeeën in NW-Europa behoren vooral tot de groep van de araphide en monoraphide diatomeeën, met o.a. de genera *Opephora*, *Fragilaria* s.l., *Psammothidium*, *Planothidium*, *Cocconeis* en *Anorthoneis*, maar ook tot de raphide genera *Navicula* en *Amphora* s.l. Dominante soorten zijn o.m. *Psammothidium delicatulum*, *Amphora* cf. *pediculus*, *A.* cf. *subacutiuscula*, *Biremis lucens*, *Catenula adhaerens*, *Cocconeis peltoides*, *Fragilaria* cf. *atomus*, *Navicula diserta*, *Nitzschia* cf. *frustulum*, *Opephora mutabilis*, *O. guenter-grassii* en *Pseudostaurosira perminuta*. Veel taxa uit deze gemeenschap zijn nog niet beschreven. Adnate en kleine ($< 10 \mu\text{m}$) beweeglijke (raphide) soorten domineren op de meest ge-exposeerde plaatsen en koloniseren vooral de meer beschutte depressies op de zandkorrels; gesteelde vormen zijn meer algemeen op minder dynamische plaatsen. Zolang een geschikt substraat (i.e. zandkorrels $> \pm 100 \mu\text{m}$) aanwezig is voor groei kunnen epipsammische gemeenschappen voorkomen, zelfs indien het slibgehalte van het substraat hoog is (Sabbe 1997 en referenties daarin, zie opmerkingen verder). Vrijlevende, epipelische soorten (meestal $> 20 \mu\text{m}$) komen eveneens tot ontwikkeling in zandstranden. Over hun diversiteit, structuur en dynamiek is vrijwel niets gekend. De meeste aanwezige epipelische soorten zijn specifiek voor zandstranden (bv. *Petroneis humerosa*, *Diploneis littoralis* en *Amphora arenaria*) en komen niet voor in het epipelon van meer slibrijke sedimenten. Een andere typische component van de diatomeeënflora van zandstranden is de zg. interstitiële flora. Deze bestaat uit erg kleine ($< 5-10 \mu\text{m}$) diatomeeëntaxa waarvan tot op heden quasi niets gekend is (e.g. Gardner et al. 1995). Tenslotte worden zandstranden vaak gekenmerkt door de aanwezigheid van een specifieke, vaak numeriek erg belangrijke fractie tychoplanktonische vormen, zoals *Asterionellopsis glacialis*, *Attheya armatus* en

Thalassiosira decipiens (Blondeel 1996). Deze soorten zijn typisch voor de zogenaamde 'surf zone' diatomeeënflora. Het is echter niet duidelijk of deze vormen aan de NW-Europese stranden (en meer specifiek de Belgische kust) gelijkaardige levensstrategieën hebben als de 'surf zone' flora van de kusten in de zuidelijke hemisfeer (Campbell 1996).

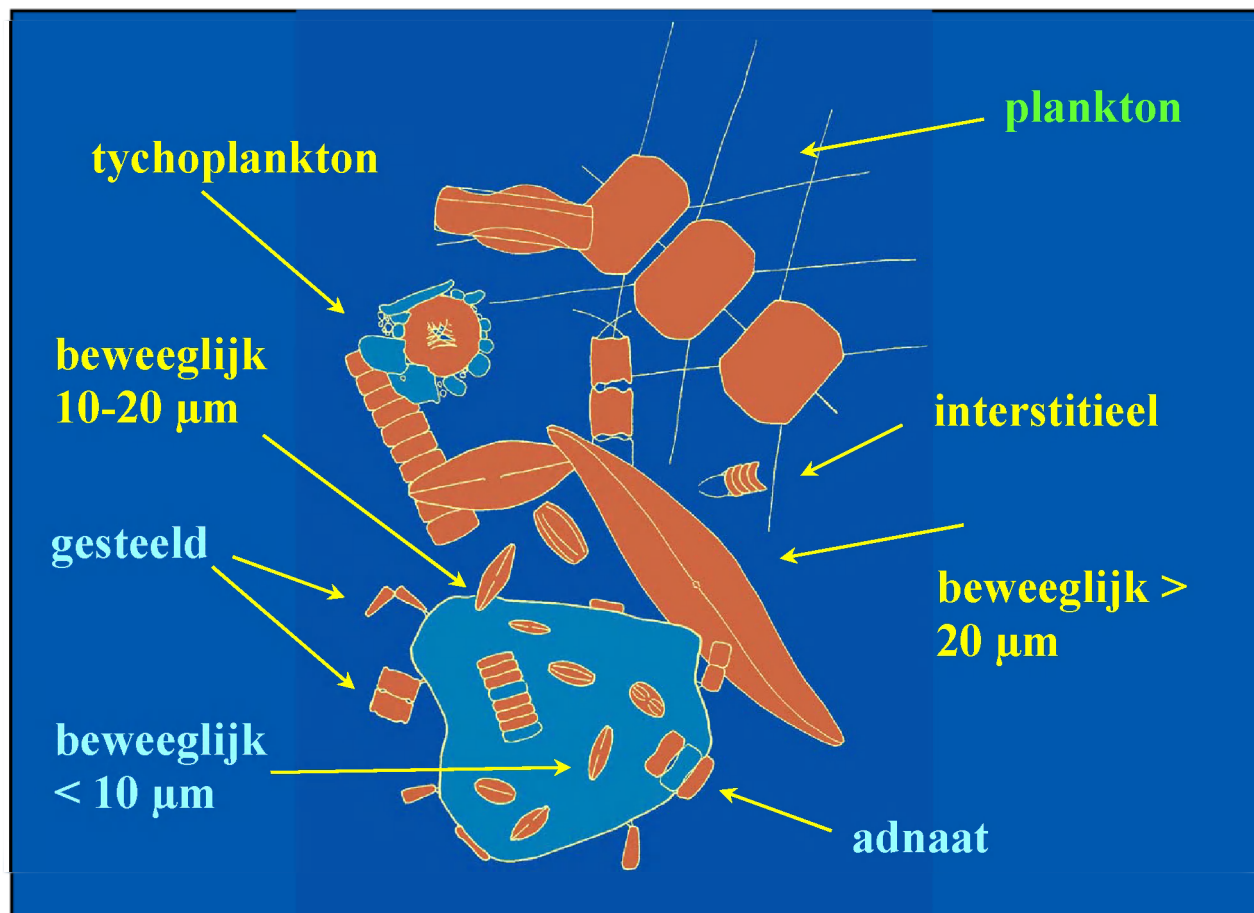


Fig. 2. Groeivormen van MFB in estuariene en mariene intergetijdengebieden. Blauw = epipsammon, geel = vrijlevend bentisch / epipelon, groen = plankton (Sabbe 1997)

Er bestaat weinig informatie over de **ruimtelijke en temporele dynamiek van het MFB van zandstranden**. Dit is waarschijnlijk gedeeltelijk te wijten aan onze beperkte kennis over de biologie en ecologie van epipsammische diatomeeën (grotendeels wegens methodologische problemen), die vaak dominant zijn in zandige sedimenten (zowel wat betreft celaantallen als biomassa, en soms ook productie, cf. Cadée & Hegeman 1974, Asmus & Bauerfeind 1994, Sundbäck 1983, Sabbe 1997 en referenties daarin).

MFB gemeenschappen van zandstranden worden gekenmerkt door fractale en multifractale patch patronen op kleine ruimtelijke schalen (< 1 m²) (Azovsky et al. 2000, Seuront & Spilmont 2002). Op grotere schalen lijkt **sedimentsamenstelling** (en dus hydrodynamiek) ook *binnen* zandstranden een belangrijke structurende factor. Daarnaast werden in een verkennende studie van het MFB van de Belgische kust aanduidingen gevonden dat **nutriënten** (N en P-verbindingen) de structuur en biomassa van deze gemeenschappen kunnen beïnvloeden. De abundantie van het epipelon nam toe met toenemende concentraties nutriënten (Blondeel 1996). Agatz et al. (1999) vonden eveneens een significante positieve relatie tussen MFB biomassa en nutriëntgehalten op zandplaten in het Deense Waddengebied. Een toename in primaire productie en biomassa van MFB werd ook vastgesteld na toevoegen van anorganische nutriënten in microcosmos experimenten (Nilsson et al. 1991). Er bestaat virtueel geen specifieke informatie over de rol van het MFB in **voedselwebben** in zandstranden, of hoe **begrazing** een structurende invloed kan hebben op het MFB.

Niettemin het feit dat het epipsammische taxa kleiner zijn dan epipelische domineren ze vaak het MFB in zandige sedimenten (zowel qua aantallen als qua biomassa, en soms ook

productie)(Sabbe 1997 en referenties daarin, Hamels et al. 1998, Cadée & Hegeman 1974). Het epipsammon is doorgaans erg divers en even (i.e. de dominantie is erg laag, Amspoker 1977, Sabbe 1997). Ze vertonen geen duidelijke seizoenspatronen in gemeenschapssamenstelling (Sabbe 1997 en referenties daarin): uitgesproken bloeien komen slechts zelden voor, en de relatieve samenstelling van de gemeenschappen blijft meestal stabiel (Asmus & Bauerfeind 1994, Sabbe 1997 en referenties daarin). Hun temporele dynamiek blijkt vooral geregeld te worden de dynamiek van het sediment (boven een bepaalde drempelwaarde kunnen cellen losgeslagen worden). Epipsammische soorten zijn ook meer bestand tegen langdurige periodes van anoxia en lichtgebrek dan epipelische soorten en kunnen dus langere tijd overleven in de diepere sedimentlagen (Moss 1977). Daarnaast kunnen epipsammische diatomeeën ook organische nutriënten (zoals aminozuren) opnemen (Nilsson & Sundbäck 1996), wat een competitief voordeel zou kunnen bieden in zandige sedimenten. Overleving in diepere sedimentlagen zou eventuele fluctuaties in cellaantallen kunnen maskeren. Bloeien van epipelische soorten in zandige sedimenten komen waarschijnlijk vooral voor gedurende periodes van kalm, zonnig en warm weer. Epipelische gemeenschappen zijn doorgaans minder divers en even dan epipsammische, en kennen grotere fluctuaties in relatieve samenstelling (Sabbe 1997). Tychoplankton van slibrijke sedimenten is doorgaans ook minder divers dan epipsammon, maar kent eveneens een opmerkelijk stabiele relatieve samenstelling gedurende het jaar. Het is nog onduidelijk welke factoren de ruimtelijke en temporele dynamiek van de diversiteit van deze levensvormen reguleren.

Er bestaan slechts 2 (niet gepubliceerde) studies over het **MFB van de Belgische kust**, nl. Van der Ben (1973) en Blondeel (1996). De eerste studie bevat enkel een (beperkte, 97 spp.) soortenlijst van benthische diatomeeën van golfbrekers en stranden in Nieuwpoort, Raversijde en Knokke. De flora van deze twee habitats is sterk verschillend: 25 taxa komen enkel op het strand voor. De licentiaatsscriptie van Blondeel (1996) bevat informatie over de taxonomische diversiteit van de diatomeeënflora van 4 x 2 transecten (De Panne, Nieuwpoort, Oostende en Cadzand), en behandelt ook de relatie tussen gemeenschapsstructuur en het abiotische milieu (sedimentkarakteristieken en nutriënten, zie boven). Blondeel vond 78 taxa, waarvan er slechts 16 ook door Van der Ben gevonden werden. Het is dus duidelijk dat de werkelijke **taxonomische diversiteit** van het MFB van de Belgische kust nog onvoldoende gekend is. Er bestaat geen informatie over de seizoensaliteit van de MFB gemeenschappen. Taxonomische informatie over diatomeeën van zandstranden kan ook gevonden worden in andere floristische studies van NW-Europa en elders. Een niet-exhaustief overzicht van deze studies is gegeven in Tabel 1. De meeste studies gaan niet specifiek over zandstranden. Taxonomische studies die enkel een beperkt aantal soorten behandelen (bv. Sundbäck 1987, Sterrenburg 1988, Sterrenburg & Sterrenburg 1991, Sabbe & Vyverman 1995, Sabbe et al. 1995, 1999, Crawford et al. 1994, Gardner et al. 1994, 1995) zijn niet in deze lijst opgenomen. Daarnaast bestaan ook enkele studies over het fytoplankton van de Belgische kustwateren (bv. Meunier 1913-19) waarin (opgewervelde) benthische soorten in opgenomen zijn.

Tabel. 1. Overzicht van biodiversiteitstudies (floristiek, taxonomie) van MFB van intergetijdengebieden (incl. zandplaten en stranden). 1 = enkel benthische diatomeeën, 2=diatomeeën. Een x in de laatste kolom geeft aan dat de studie specifiek handelt over zandstranden.
















































































Geografische locatie	Referentie	onderwerp	
Europa			
België	Van der Ben 1973	1	x
	Blondeel 1996	1	x
Nederland	Van der Werff & Huls 1957-1966	2	
	Sabbe 1997	1	
Frankrijk	Peragallo & Peragallo (1897-1908)	2	
Groot-Brittanië	Hendey 1964	1	
	Salah 1953, 1955	1	
Duitsland	Brockmann 1950	1	
	Hustedt 1939	1	
Noord-Amerika			
	Amspoker 1977	1	x
	Hustedt 1955	1	
Zuid-Amerika			
Brazilië	Garcia-Baptista 1993	2	x

Microfytobenthosgegevens van Belgische stranden

In Tabel 2. wordt een overzicht gegeven van het MFB gekend van de Belgische kust (Blondeel, 1996). Deze lijst is geen exhaustieve lijst van het aantal soorten dat in dit gebied voorkomt en is zeker een grove onderschatting van het werkelijke aantal soorten. De lijst beslaat bovendien enkel de intertidale zone (dus excl. vooroever en supralittoraal) aangezien enkel van deze zone gegevens beschikbaar zijn.

Tabel 2. Overzichtslijst van diatomeeënsoorten aangetroffen langs de Belgische kust tijdens de studie van Blondeel (1996). Soorten aangeduid met een lichtgrijs vakje zijn soorten die vrij typisch zijn voor zandige sedimenten (stranden inbegrepen). Soorten aangeduid met een donkergrijs vakje zijn vrij uniek voor zandstranden.

Cl. Coscinodiscophyceae

 Actinoptychus senarius	 Opephora guenter-grassii	 B. lucens	 N. sp. 3
 A. splendens	 O. mutabilis	 Cocconeis peltioides	 N. sp. 4
 Attheya armata	 Rhaphoneis amphiceros	 C. placentula	 N. sp. 5
 Biddulphia alternans	Cl. Bacillariophyceae	 C. sp. 1	 N. sp. 6
 Brockmanniella brockmannii	 Achnanthes bahusiensis	 C. sp. 2	 N. sp. 7
 Coscinodiscus radiatus	 A. lemmermannii	 C. sp. 3	 Nitzschia dissipata
 Cyclotella cf. atomus	 A. sp. 1	 C. sp. 4	 N. cf. frustulum
 C. meneghiniana	 A. sp. 2	 Cyandrotheca sp.	 Petroneis humerosa
 C. striata	 A. sp. 3	 Dickieia ulvacea	 Pinnularia cf. stauntonii
 Cymatoisra belgica	 A. sp. 4	 Diploneis littoralis	 Pleurosigma sp. 1
 Eunotogramma dubium	 Achnanthidium delicatulum	 D. smithii	 Psammodictyon
 Lithodesmium undulatum	 A. cf. lanceolatum	 Fallacia cryptolyra	 panduriforme
 Odontella aurita	 Amphora arenaria	 F. forcipata	 Trachyneis aspera
 O. rhombus	 A. cf. coffeaeformis	 Hantzschia marina	
 O. rostrata	 A. cf. delicatissima	 H. virgata	
 Paralia sulcata	 A. laevisissima var. perminuta	 Navicula cf. accomoda	
 Plagiogramma minimum	 A. ostrearia var. vitrea	 N. cf. ambigua	
 Plagiogrammopsis vanheurckii	 A. cf. pediculus	 N. arenaria var. rostellata	
 Thalassiosira decipiens	 A. wisei	 N. cf. germanopolonica	
Cl. Fragilariophycidae	 Anorthoneis cf. pulex	 N. orthoneioides	
 Asterionellopsis glacialis	 A. cf. tenuis	 N. palpebralis	
 Delphineis surella	 Biremis ambigua	 N. perminuta	
		 N. sp. 1	
		 N. sp. 2	

Biomassa en primaire productie (PP) van MFB in zandige sedimenten

Zowel biomassa als primaire productie zijn over het algemeen lager in zandige dan in slibrijke sedimenten (Heip et al. 1995, MacIntyre et al. 1996, Underwood & Kromkamp 1999, Thornton et al. 2002, Montani et al. 2003). In sommige studies werd echter een omgekeerde relatie gevonden (Cahoon et al. 1999, Cahoon & Safi 2002). De redenen hiervoor zijn nog onduidelijk maar antropogene effecten (zoals verhoogde sedimentatie in slibrijke sedimenten ten gevolge van verhoogde terrestrische erosie of baggerwerken, zie onder) zijn niet uitgesloten. In de meeste tabellen die een overzicht geven van MFB biomassa en productie gegevens in de literatuur wordt geen onderscheid gemaakt tussen cohesieve en non-cohesieve sedimenten (Heip et al. 1995, MacIntyre et al. 1996, Underwood & Kromkamp 1999), zodat het momenteel niet mogelijk is om een gedetailleerde vergelijking te maken tussen biomassa en PP in beide sedimenttypes. Een aantal schattingen van PP van zandstranden (en zandige sedimenten) zijn weergegeven in Tabel 3. In vergelijking met andere intertidale sedimenten liggen deze waarden aan de lage kant (zie tabellen in Underwood & Kromkamp 1999 en Cahoon 1999, waar de meeste waarden tussen 50 en >200 liggen, en meestal rond 100, zie Barranguet et al. 1998).

Tabel. 3. Primaire productie van MFB in zandige sedimenten (g C m⁻² yr⁻¹)

Productie (g C m ⁻² yr ⁻¹)	Localiteit	referentie
4-9	zandstrand, GB	Steele & Baird (1968)
25-127	estuariene zandplaat, GB	Thornton et al. (2002)
63	zand in lagune, Zuid-Afrika	Fielding et al. (1988)
79	zandplaat in baai, NW Spanje	Varela & Penas (1985)

De PP van het MFB wordt in belangrijke mate beïnvloed door het *in situ* lichtklimaat, dat zowel ruimtelijk (verticale attenuatie in sediment) als temporeel (o.i.v. getijden, diurnale en seizoenale variatie) sterk varieert, en temperatuur, en kan (enkel in slibrijke sedimenten) potentieel gelimiteerd worden door depletie van CO₂ in biofilms (Underwood & Kromkamp 1999). In zandige sedimenten is de eufotische zone dieper dan in slibrijke sedimenten, en is het lichtklimaat dus beter voor PP. Terwijl de PP in slibrijke sedimenten eerder lichtgelimiteerd is (Barranguet et al. 1998), wordt de PP in zandige sedimenten eerder gelimiteerd door de biomassa van het MFB, dat door de intensieve resuspensie en export van het MFB ten gevolge van golf- en getijdewerking beperkt wordt. Onder gunstige omstandigheden kunnen biofilms vrij snel tot ontwikkeling kunnen komen in intergetijdengebieden (Underwood & Kromkamp 1999). Er bestaat geen specifieke informatie over zandstranden, maar er is geen reden om aan te nemen dat ook hier biomassa pieken kunnen voorkomen gedurende periodes van kalm, zonnig en warm weer. Zandige sedimenten zijn doorgaans ook meer oligotroof, waardoor de PP van het MFB nutriëntgelimiteerd kan zijn (zie boven, Underwood & Kromkamp 1999).

Zoals boven reeds vermeld vertoont de biomassa van het MFB vaak een unimodaal verloop langsheen de intergetijdengradiënt. Naar de laagwaterlijn toe (en eronder) zijn sedimenten meer onderhevig aan getijdenstromingen en resuspensie, en kan licht limiterend zijn. In het hoog intertidaal kan uitdroging optreden of kunnen temperatureffecten te extreem zijn (Asmus & Bauerfeind 1994, Underwood & Kromkamp 1999, Thornton et al. 2002).

Zandige sedimenten worden soms wel (Montani et al. 2003) maar meestal niet (Steele & Baird 1968, Varela & Penas 1985, Asmus & Bauerfeind 1994, Sabbe 1997 en referenties daarin) gekenmerkt door duidelijke seizoenale patronen in biomassa en/of primaire productie. Meestal ontbreekt informatie over de dominante levensvormen in het MFB, maar het is niet uitgesloten dat een dominantie van epipsammische dan wel epipelische diatomeeën de temporele dynamiek van het MFB bepaalt (zie boven).

Er zijn geen MFB biomassa- en productiegegevens beschikbaar voor de **Belgische kust**. Vergelijkingen van de celtellingen³ van het MFB van de Belgische stranden (Blondeel 1996) toont aan dat de celantallen hier lager liggen dan in andere studies van mariene sedimenten. De aantallen waren bovendien het hoogst in het midden van het intertidaal, wat bovenstaande hypothese in verband met de relatie tussen hoogteligging en biomassa lijkt te bevestigen. Deze relatie gaat echter enkel op voor de epipelische diatomeeën, en niet voor het epipsammon.

Ecologische effecten zandsuppleties op microfytobenthos

Er is bijzonder weinig informatie beschikbaar over de effecten van zandsuppleties op MFB in intertidale gebieden. We hebben welgeteld een publicatie gevonden waarin het effect van zandsuppletie op het MFB van een zandig sediment bestudeerd werd. Saburova & Polikarpov (2003) begroeven een natuurlijke MFB gemeenschap van een zandig sediment met een 4 cm dikke laag steriel zand.

Na 24 h bereikten de eerste cellen het nieuwe oppervlak, maar na 5 dagen bleef een deel ($\pm 20\%$) nog steeds aanwezig in de oorspronkelijke lagen. Aangezien deze experimenten werden uitgevoerd in plastic buizen die op het sediment geplaatst werden, is het niet mogelijk om na te gaan in welke mate de *horizontale* verplaatsing van MFB de herkolonisatie van 'nieuwe' sedimenten kan beïnvloeden. Dit dient zeker verder onderzocht te worden en is van groot belang voor het bepalen van de totale oppervlakten die bedekt kunnen worden.

³ Deze werden echter niet omgerekend tot biovolume (en biomassa) en kunnen dus niet als biomassa beschouwd worden.

In een andere studie werd het effect van een bedekking van het MFB door slibrijk materiaal (bv. na baggeren of toename van fijne partikels door terrestrische erosie) onderzocht. Wulff et al. (1997) stelden vast dat een fijne sliblaag (2.5 mm) bovenop een zandig sediment resulteerde in een snel (na 1 week) herstel van de MFB gemeenschap, maar dat er wel een verandering optrad in de gemeenschapsstructuur (meer epipelische soorten, typisch voor slibrijke sedimenten).

Hiaten in de kennis van het MFB van de Belgische kust

Behalve de twee bovenvermelde, niet gepubliceerde studies (Van der Ben 1973, Blondeel 1996) is er geen informatie beschikbaar over het MFB van de Belgische kust. Zowel informatie over de biodiversiteit (taxonomisch en functioneel) als over biomassa en productie zijn noodzakelijk om inzicht te krijgen in de ruimtelijke en temporele dynamiek van deze gemeenschappen, en over hun rol in het strandecosysteem. Meer specifiek is er daarnaast informatie nodig over (1) de koppeling van de bentische en (tycho)planktonische gemeenschappen in de surf zone, (2) de relatie tussen nutriënten en MFB biomassa en PP (en dus over het optreden van bloeien op de stranden), en (3) over de effecten van zandsuppleties op de MFB gemeenschappen.

Referenties

ADMIRAAL, W. (1984). The ecology of estuarine sediment-inhabiting diatoms. *Progr. Phycol. Res.* 3: 269-322.

AGATZ, M., ASMUS, R. M. & DEVENTER, B. (1999). Structural changes in the benthic diatom community along a eutrophication gradient on a tidal flat. *Helgol. Mar. Res.* 53: 92-101.

AMSPOKER, M. C. (1977). The distribution of intertidal epipsammic diatoms on Scripps Beach, La Jolla, California, USA. *Bot. mar.* 20: 227-232.

ASMUS, R. M. & BAUERFEIND, E. (1994). The microphytobenthos of Königshafen - spatial and seasonal distribution on a sandy tidal flat. *Helgoländer Meeresunters.* 48: 257-276.

AZOVSKY, A.I., CHERTOPROOD, M.V., KUCHERUK, N. V., RYBNIKOV, P. V. & SAPOZHNIKOV, F.V. (2000). Fractal properties of spatial distribution of intertidal benthic communities. *Mar. Biol.* 136 (3): 581-590.

AZOVSKY, A. I. (2000). Concepts of scale in marine ecology: linking the words or the worlds? *Web Ecology* 1: 28-34.

BARRANGUET, C., HERMAN, P. M. J. & SINKE, J. J. (1997). Microphytobenthos biomass and community composition studied by pigment biomarkers: importance and fate in the carbon cycle of a tidal flat. *J. Sea Res.* 38: 59-70.

BARRANGUET, C., KROMKAMP, J. & PEENE, J. (1998). Factors controlling primary production and photosynthetic characteristics of intertidal microphytobenthos. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 173: 117-126.

BLANCHARD, G. F. & GUARINI, J. M. (1999). Temperature effects on microphytobenthic productivity in temperate, intertidal mudflats. *Vie Milieu* 48: 271-284.

BLANCHARD, G. F., PATERSON, D. M., STAL, L. J., RICHARD, P., GALOIS, R., HUET, V., KELLY, J., HONEYWILL, C., DE BROUWER, J., DYER, K., CHRISTIE, M. & SEGUIGNES, M. (2000). The effect of geomorphological structures on potential biostabilisation by microphytobenthos on intertidal mudflats. *Cont. Shelf. Res.* 20: 1243-1256.

BLONDEEL, A. (1996). Systematisch-ecologische studie van de intertidale benthische protistengemeenschappen van de Vlaamse kust. Unpublished MSc thesis, University of Gent.

BROCKMANN, C. (1950). Die Watt-Diatomeen der Schleswig-Holsteinischen Westküste. *Abh. Senckenb. Naturf. Ges.* 478: 1-26.

CADEE, G. C. & HEGEMAN, J. (1974). Primary production of the benthic microflora living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* 8: 260-291.

CAHOON, L. B. (1999). The role of benthic microalgae in neritic ecosystems. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 37: 47-86.

CAHOON, L. B. & SAFI, K. A. (2002). Distribution and biomass of benthic microalgae in Manukau Harbour, New Zealand. *New Zeal. J. Mar. Freshw. Res.* 36: 257-266.

CAMPBELL EE (1996). The global distribution of surf diatom accumulations. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 69 (4): 495-501

DE BROUWER, J. F. C., BJELIC, S., DE DECKERE, E. M. G. T. & STAL, L. J. (2000). Interplay between biology and sedimentology in a mudflat (Biezelingse Ham, Westerschelde, The Netherlands). *Cont. Shelf. Res.* 20: 1159-1177.

DE JONGE, V. N. & VAN BEUSEKOM, J. E. E. (1995). Wind- and tide-induced resuspension of sediment and microphytobenthos from tidal flats in the Ems estuary. *Limnol. Oceanogr.* 40: 766-778.

FERNANDEZ-LEBORANS, G. & FERNANDEZ-FERNANDEZ, D. (2002). Protist functional groups in a sublittoral estuarine epibenthic area. *Estuaries* 25: 382-392.

GARCIA-BAPTISTA, M. (1993b). Psammic algae from Praia Azul, Brazil. *Bibl. Phycol.* 94.

GARDNER, C. & CRAWFORD, R.M. (1994). A description of *Plagiogrammopsis mediaequatus* Gardner & Crawford, sp. nov. (Cymatosiraceae, Bacillariophyta) using light and electron microscopy. *Diatom Res.* 9: 53-63.

GARDNER, C. , SCHULZ, D., CRAWFORD, R. M. & WENDEROTH, K. (1995). *Stoschiella hebetata* gen. et sp. nov. A diatom from intertidal sand. *Diatom Res.* 10: 241-250.

HAMELS, I., SABBE, K., MUylaERT, K., BARRANGUET, C., LUCAS, C., HERMAN, P. & VYVERMAN, W. (1998). Organisation of microbenthic communities in intertidal estuarine flats, a case study from the Molenplaat (Westerschelde estuary, The Netherlands). *Europ. J. Protistol.* 34: 308-320.

HEIP, C. H. R., GOOSEN, N. K., HERMAN, P. M. J., KROMKAMP, J., MIDDELBURG, J. J. & SOETAERT, K. (1995). Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* (ANSELL, A. D., GIBSON, R. N. & BARNES, M (eds.) 33: 1-149.

HEIP, C. H. R., HERMAN, P. M. J. & SOETAERT, K. (in press). Indices of diversity and evenness. *Oceanis*: in press.

HENDEY, I. (1964). An Introductory Account of the Smaller Algae of British Coastal Waters. Part V. Bacillariophyceae (Diatoms). Her Majesty's Stationery Office, London.

HUSTEDT, F. (1939). Die Diatomeenflora des Küstengebiets der Nordsee vom Dollart bis zur Elbemündung. I. Die Diatomeenflora in den Sedimenten der unteren Ems sowie auf den Watten in der Leybucht, des Memmert und bei der Insel Juist. *Abh. Naturw. Ver. Bremen* 31: 572-677.

HUSTEDT, F. (1955). Marine littoral diatoms of Beaufort, North Carolina. *Duke University Marine Station Bulletin* 6: 1-67.

LUCAS, C. H. & HOLLIGAN, P. M. (1999). Nature and ecological implications of algal pigment diversity on the Molenplaat tidal flat (Westerschelde estuary, SW Netherlands). *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 180: 51-64.

MACINTYRE, H. L., GEIDER, R. J. & MILLER, D. C. (1996). Microphytobenthos: the ecological role of the 'secret garden' of unvegetated, shallow-water marine habitats. I. Distribution, abundance and primary production. *Estuaries* 19: 186-201.

MEADOWS, P. S. & ANDERSON, J. G. (1968). Micro-organisms attached to marine sand grains. *J. Mar. Biol. Ass. UK* 48: 161-175.

MEUNIER, A. (1915). Microplankton de la mer Flamande. 2^{me} Partie. Les Diatomacées (Suite). *Mém. Mus. Roy. Hist. Nat. Belg.* 7 (3): 1-118.

MIDDELBURG JJ, BARRANGUET C, BOSCHKER HTS, HERMAN PMJ, MOENS T, HEIP CHR (2000). The fate of intertidal microphytobenthos carbon: An in situ C-13-labeling study. *Limnol. Oceanogr.* 45 (6): 1224-1234

MIGNE, A., DAVOULT, D., SPILMONT, N., MENU, D., BOUCHER, G., GATTUSO, J.-P. & RYBRARCZYK, H. (2002). A closed-chamber CO₂-flux method for estimating intertidal primary production and respiration under emersed conditions. *Mar. Biol.* 140: 865-869.

MILLER, D. C., GEIDER, R. J. & MACINTYRE, H. L. (1996). Microphytobenthos: the ecological role of the 'secret garden' of unvegetated, shallow-water marine habitats. II. Role in sediment stability and shallow-water food webs. *Estuaries* 19: 202-212.

- MOENS T, LUYTEN C, MIDDELBURG JJ, HERMAN PMJ, VINCX M (2002). Tracing organic matter sources of estuarine tidal flat nematodes with stable carbon isotopes. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 234: 127-137
- MONTANI, S., MAGNI, P. & ABE, N. (2003). Seasonal and interannual patterns of intertidal microphytobenthos in combination with laboratory and areal production estimates. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 249: 79-91.
- MOSS, B. (1977). Adaptations of epipelagic and epipsammic freshwater algae. *Oecologia* 28: 103-108.
- NIENHUIS, P. H. (1973). Saltmarsh and beach plain as a habitat for benthic algae. *Hydr. Bull.* 7: 15-24.
- NILSSON, C. & SUNDBÄCK, K. (1991). Growth and nutrient uptake studied in sand-agar microphytobenthic communities. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 153: 207-226.
- NILSSON, C. & SUNDBÄCK, K. (1996). Amino acid uptake in natural microphytobenthic assemblages studied by microautoradiography. *Hydrobiologia* 332: 119-129.
- NOFFKE, N. & KRUMBEIN, W. E. (1999). A quantitative approach to sedimentary surface structures contoured by the interplay of microbial colonization and physical dynamics. *Sedimentology* 46: 417-426.
- PATERSON, D. M. & HAGERTHEY, S. E. (2001). Microphytobenthos in contrasting coastal ecosystems: biology and dynamics. In: Ecological comparisons of sedimentary shores (REISE, K., ed.). *Ecological studies* 151: 105-125.
- PERAGALLO, H. & PERAGALLO, M. (1897-1908). Diatomées marines de France et des districts maritimes voisins. Micrographie-Editeur, Grez-sur-Loing.
- SABBE K. & VYVERMAN, W. (1995). Taxonomy, morphology and ecology of some widespread representatives of the diatom genus *Opephora*. *Eur. J. Phycol.* 30: 235-249.
- SABBE, K., WITKOWSKI, A. & VYVERMAN, W. (1995). Taxonomy, morphology and ecology of *Biremis lucens*, comb. nov. (Bacillariophyta): a brackish-marine, benthic diatom species comprising different morphological types. *Bot. mar.* 38: 379-391.
- SABBE, K. (1997). Systematics and ecology of intertidal benthic diatoms of the Westerschelde estuary (The Netherlands). Unpublished PhD, Ugent.
- SABBE K., VYVERMAN, W. & MUYLEAERT, K. (1999). New and little-known Fallacia species (Bacillariophyta) from brackish and marine intertidal sandy sediments in Northwest Europe and North America. *Phycologia* 38 (1): 8-22
- SALAH, M. M. (1953). Diatoms from Blakeney Point, Norfolk. New species and new records for Great Britain. *J. R. Micr. Soc.* 72: 155-169.
- SALAH, M. M. (1955). Some new diatoms from Blakeney Point (Norfolk). *Hydrobiologia* 7: 88-102.
- SABUROVA, M. A., POLIKARPOV, I. G. & BURKOVSKY, I. V. (1995). Spatial structure of an intertidal sandflat microphytobenthic community as related to different spatial scales. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 129: 229-239.
- SABUROVA, M. A. & POLIKARPOV, I. G. (2003). Diatom activity within soft sediments: behavioural and physiological processes. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 251: 115-126
- SEURONT, L. & SPILMONT, N. (2002). Self-organized criticality in intertidal microphytobenthos patch patterns. *Physica A* 313: 513-539.

- STEELE, J. H. & BAIRD, I. E. (1968). Production ecology of a sandy beach. *Limnol. Oceanogr.* 13: 14-25.
- STERRENBURG, F. A. S. (1988). Observations on the genus *Anorthoneis*. *Nova Hedwigia* 47: 363-376.
- STERRENBURG, F. A. S. & STERRENBURG, F. J. G. (1991). Studies on a widely distributed marine littoral diatom: *Navicula orthoneoides* Hustedt (Bacillariophyceae). *Nova Hedwigia* 52: 411-417.
- SUNDBÄCK, K. (1983). Microphytobenthos on Sand in Shallow Brackish Water, Öresund, Sweden. Doctoral dissertation, University of Lund, Sweden.
- SUNDBÄCK, K. (1987). The epipsammic marine diatom *Opephora olsenii* Møller. *Diatom Res.*, 2: 241-249.
- THORNTON, D. C. O., DONG, L. F., UNDERWOOD, G. F. C. & NEDWELL, D. B. (2002). Factors affecting microphytobenthic biomass, species composition and production in the Colne estuary (UK). *Aquat. Micr. Ecol.* 27: 285-300.
- UNDERWOOD, G. J. C. & KROMKAMP, J. (1999). Primary production by phytoplankton and microphytobenthos in estuaries. *Advances in Ecological Research* 29: 93-153.
- VAN DE KOPPEL, J., HERMAN, P. M. J., THOOLEN, P. & HEIP, C. H. R. (2001). Do alternate stable states occur in natural ecosystems? Evidence from a tidal flat. *Ecology* 82: 3449-3461.
- VAN DER BEN, C. (1973). Faune et flore côtière. Diatomées benthiques. Technical report, BMM.
- VARELA, M. & PENAS, E. (1985). Primary production of benthic microalgae in an intertidal sandflat of the Ria de Arosa, NW Spain. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 25: 111-119.
- VAN DER WERFF, A. & HULS, H. (1957-1974). Diatomeeënflora van Nederland. Deel 1-10. Den Haag.
- WULFF, A., SUNDBÄCK, K., NILSSON, C., CARLSON, L. & JONSSON, B. (1997). Effect of sediment load on the microbenthic community of a shallow-water sandy sediment. *Estuaries* 20: 547-558.

Annex 3. Vaatplanten

Sam Provoost
 Instituut voor Natuurbehoud
 Kliniekstraat 25, 1070 Brussel
sam.provoost@instnat.be

Biogeomorfodynamiek op het (hoog)strand

In het kustecosysteem vormt sedimenttransport het belangrijkste element van de fysische dynamiek. We onderscheiden daarbij een mariene en een eolische component. Zee- en getijdenstromingen in de Noordzee veroorzaken aan- en afvoer van sediment naar de kust. Onder laagdynamische sedimentatieomstandigheden zoals in estuaria of lagunes, bezinkt fijnkorrelig materiaal en kunnen zich slikken en schorren ontwikkelen. Aan onze kust werden de ooit uitgestrekte schorregebieden bijna volledig in landbouwcultuur genomen. In dynamische milieus kan enkel grofkorrelig materiaal sedimenteren. Gezien de rechtstreekse impact van golven en getijdenstromingen aan onze kust, wordt dus vooral zand afgezet en wordt de kustlijn door een zandstrand afgezoomd. Maar golven en stroming kunnen het strand ook eroderen. Aanwas en afslag blijken onderhevig aan seizoenale fluctuaties en aan cycli die zich voltrekken over een termijn van enkele decennia. Momenteel blijkt de zandbalans over grote delen van de kust negatief te zijn en treedt dus netto erosie op (DE MOOR, 1991; ANONIEM, 1999). Deze situatie houdt onder meer verband met de actuele stijging van het zeeniveau. Voor een aantal meetstations aan de Nederlandse kust bijvoorbeeld, werd afgelopen eeuw een stijging van 20 tot 30 cm vastgesteld (TAW, 1995).

Hoogstrand en vloedmerk

Vegetaties van vloedmerk en hoogstrand bestaan uit kortlevende soorten, aangepast aan het dynamisch karakter van deze ecotoop. Geschikte groeiplaatsen kunnen tijdens één storm verdwijnen, terwijl elders nieuwe biotopen ontstaan. Naast deze natuurlijke dynamiek is ook de strandreiniging in het toeristisch seizoen verantwoordelijk voor het verdwijnen (maar helaas niet het ontstaan) van vloedmerken. De meeste hoogstrandsoorten worden verbreid door de zee (thalassochorie). Daartoe hebben zij drijvende zaden die lang kunnen overleven in zeewater. Vloedmerken kunnen daardoor relatief gemakkelijk gekoloniseerd worden. De kenmerkende soorten zijn zeldzaam maar niet noodzakelijk sterk bedreigd. De Baai van Heist herbergde tot voor kort de soortenrijkste en meest uitgebreide hoogstrandvegetaties in Vlaanderen, hoewel dit type er actueel weer op achteruit gaat (DEVOS et al., 1995; VAN LANDUYT et al., 2000).

Zeeraket en *stekend loogkruid* zijn aan de kust vrij algemene soorten die kunnen kiemen in het vloedmerk, waar (ontbindend) aangespoeld materiaal beschutting biedt en nutriënten ter beschikking stelt. Zij worden sporadisch vergezeld door *gelobde melde*. In tegenstelling tot bovenvermelde taxa is *zeepostelein* een overblijvende vloedmerksoort. Zij groeit doorgaans in meer stabiele en enigszins slibrijke omstandigheden (zoals bijvoorbeeld sluffers); ecotopen die wat betreft soortensamenstelling nauw aansluit bij de contactzone schor-duin.

Strandbiet en *strandmelde* vertonen een voorkeur voor het hoogstrand maar hun voorkomen beperkt zich niet tot natuurlijke groeiplaatsen. Een belangrijke populatie *strandbiet* komt bijvoorbeeld voor op de stenen beschoeiing van de Nieuwpoortse havengeul. Ook rijshoutaanplanten vormen een zeer belangrijke standplaats voor hoogstrandsoorten. *Zeekool* en *zeevenkel* zijn slechts recent waargenomen (RAPPÉ & GOETGHEBEUR, 1975; RAPPÉ, 1989 & 1996) en blijven zeer zeldzame verschijningen. Ook *kustmelde* werd pas recent voor het eerst vermeld maar vermoedelijk betreft het hier eerder een determinatieprobleem, gezien de soort toch geregeld kan worden waargenomen. *Zandduizendknoop* is een uiterst zeldzame hoogstrandsoort met een heel beperkte verspreiding in Noordwest-Europa. Aan onze kust heeft de soort vermoedelijk de enige populatie tussen de Seinemonding en de Duitse Bocht. Vermeldenswaard zijn verder enkele waarnemingen van *Zeelathyrus* (zie onder meer RAPPÉ, 1984 & 1996).

Embryonale duinvorming

De vestiging van *biestarwegras* in het vloedmerk of eerder in vegetaties met *zeeraket* initieert de primaire duinvorming. Bij voldoende zandtoevoer groeien de embryonale duintjes aan en ontzilt het substraat. In dit stadium wordt *helm* dominant en neemt de taak van landschapsvormer over. In de zeereep wordt dit gras veelal vergezeld door soorten met een robuust wortelgestel, leerachtige of succulente bladeren en een hoge zouttolerantie. Aan de zeezijde of loefzijde is helm de enige dominant, terwijl *duinzwenkgras* aan de lijzijde minstens even abundant kan zijn. Daar worden ook algemene ruigtekruiden als *bitterzoet*, *akkerdistel* en *akkermelkdistel* aangetroffen. Lokaal groeien zeer specifieke duinsoorten als *blauwe zeedistel*, *zeewinde* en *zeewolfsmelk*. Zij kunnen eigenlijk in het volledig 'chaotisch voorduin' voorkomen en groeien in de praktijk vaak op antropogene standplaatsen zoals rijshoutaanplanten. Een zeer zeldzame verschijning in de zeereep of op hoogstranden is *gele hoornpapaver*. *Zandhaver* is een Noordepese zeereepsoort die in ons klimaat op natuurlijke standplaatsen moet onderdoen voor *helm*. We vinden zandhavervegetaties dan ook eerder in antropogene voedselrijke en enigszins dynamische milieus.

Primaire duinvorming

De zanddynamiek op het strand vormt dus de schakel tussen het mariene systeem en eolische duinvormingsprocessen (DE CEUNYNCK, 1992). In kuststroken met een positief zandbudget is er mogelijkheid tot embryonale duinvorming op het hoogstrand. Bij een voldoende grote kustaanwas geeft dit aanleiding tot zogenaamde primaire duinvorming. Daarbij vormt zich vanuit embryonale duintjes een nieuwe zeereep die de achterliggende strook strand aan de invloed van de zee onttrekt. De afgesnoerde strandvlakte gaat geleidelijk verzoeten en wordt daarmee een primaire duinvallei. Aan onze kust zijn primaire duinvormen beperkt tot het mondingsgebied van de IJzer en de omgeving van het Zwin.

Vaatplantengegevens van Belgische stranden

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Voorkeurhabitat	embryonaal duin	droog strand	vloedlijn/aanspoelsel
<i>Cochlearia danica</i> L.	Deens lepelblad	duin-schorre overgang	hz		
<i>Parapholis strigosa</i> (Dum.) C.E. Hubbard	Dunstaart	duin-schorre overgang	hz	hz	
<i>Plantago coronopus</i> L.	Hertshoornweegbree	duin-schorre overgang	z		
<i>Sagina maritima</i> G. Don	Zeevetmuur	duin-schorre overgang	hz		
<i>Atriplex glabriuscula</i> Edmondst.	Kustmelde	hoogstrand	hz	hz	
<i>Atriplex laciniata</i> L.	Gelobde melde	hoogstrand	hz	hz	
<i>Atriplex littoralis</i> L.	Strandmelde	hoogstrand			hz
<i>Beta vulgaris</i> L.	Strandbiet	hoogstrand	hz	hz	
<i>Cakile maritima</i> Scop.	Zeeraket	hoogstrand	v	va	z
<i>Crambe maritima</i> L.	Zeekool	hoogstrand	hz	hz	
<i>Crithmum maritimum</i> L.	Zeevenkel	hoogstrand	hz	hz	
<i>Elymus farctus</i> (Viv.) Runemark ex Melderis subsp. boreoatlanticus (Simonet et Guinochet) Melderis	Biestarwegras	hoogstrand	z	hz	
<i>Glaucium flavum</i> Crantz	Gele hoornpapaver	hoogstrand	hz	hz	
<i>Honckenya peploides</i> (L.) Ehrh.	Zeepostelein	hoogstrand	va	va	z
<i>Polygonum oxyspermum</i> C.A. Mey. et Bunge ex Ledeb.	Zandduizendknoop	hoogstrand	hz	hz	
<i>Salsola kali</i> L. subsp. kali	Stekend loogkruid	hoogstrand	va	va	z
<i>Glaux maritima</i> L.	Melkkruid	schorre	hz	hz	
<i>Ammophila arenaria</i> (L.) Link	Helm	stuifduin	z		
<i>Salsola kali</i> L. subsp. ruthenica (Ilijin) Soó	Zacht loogkruid	stuifduin	hz	hz	hz
<i>Calystegia soldanella</i> (L.) R. Brown	Zeewinde	stuifduin (zeereep)	hz	hz	
<i>Eryngium maritimum</i> L.	Blauwe zeedistel	stuifduin (zeereep)	hz	hz	
<i>Euphorbia paralias</i> L.	Zeewolfsmelk	stuifduin (zeereep)	hz	hz	
<i>Leymus arenarius</i> (L.) Hochst.	Zandhaver	stuifduin (zeereep)	hz		
<i>Elymus athericus</i> (Link) Kerguelen	Strandkweek	zandige schorre	hz	hz	
Algemeen	a				
Vrij Algemeen	va				
Zeldzaam	z				
Heel Zeldzaam	hz				

Referenties

- ANONIEM, 1999. Kustlijnkaarten. 2 delen. Afdeling waterwegen Kust, Oostende, 11 + 12 p. + kaarten
- BAETEMAN, C., 1999. The Holocene depositional history of the IJzer palaeovalley (western Belgian coastal plain) with reference to the factors controlling the formation of intercalated peat beds. *Geologica Belgica* 2/3 : 39-72.
- BAETEMAN, C., 2001. De Moeren and inland dunes, Holocene depositional history. *Geologica Belgica* field meeting Western Coastal plain, 2nd June 2001. 13 p. + bijl.
- BODEUX, A., 1976. De windsnelheid en windrichting in België. K.M.I., België, *Miscellanea*, serie B, nr. 42.
- DE CEUNYNCK, R., 1992. Het duinlandschap, ontstaan en evolutie. In : TERMOTE, J. (red.). *Tussen land en zee, het duingebied van Nieuwpoort tot De Panne, Lannoo, Tielt* : 16-45.
- DECLERCQ, E. & DE MOOR, G., 1996. Geomorfologie. In : PROVOOST, S. & HOFFMANN, M. (red.). *Ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust. 1. Ecosysteembeschrijving*. Instituut voor Natuurbehoud en Universiteit Gent, i.o.v. AMINAL, afdeling Natuur, Brussel : 48-86.
- DENYS, L., 1999. A diatom and radiocarbon perspective of the palaeoenvironmental history and stratigraphy of Holocene deposits between Oostende and Nieuwpoort (western coastal plain, Belgium). *Geologica Belgica* 2/3 : 111-140.
- DENYS, L. & BAETEMAN, C., 1995. Holocene evolution of relative sea level rise and local mean high water spring tides in Belgium – a first assessment. *Marine Geology* 124 : 1-19.
- DE MOOR, G., 1991. De februari-stormen van 1990 en hun weerslag op de stranddynamiek langs de Belgische Kust. *De Aardrijkskunde* 3 : 251 - 316.
- DE MOOR, G. & MOSTAERT, F., 1993. Geomorfologische Kaart van België - Kaartblad Oostende. *Nat. Centr. Geom. Onderz.*, Brussel.
- DEPUYDT, F., 1967. Bijdrage tot de geomorfologische en fyto-geografische studie van het domaniaal natuurreservaat De Westhoek. *Publicaties van de Dienst Domaniale Natuurreservaten en Natuurbescherming*. Werken nr. 3, Brussel, 101p.
- DEPUYDT, F., 1972. De Belgische strand en duinformaties in het kader van de geomorfologie der zuidoostelijke Noordzeekust. *Verhandeling van de Koninklijke Academie voor Wetenschappen, Letteren en Schone Kunsten van België, XXXIV*, nr. 122, 214p.
- DE RAEVE, F., 1989a. Sand dune vegetation and management dynamics. In : VAN DER MEULEN, F., JUNGERIUS, P. D. & VISSER, J. H. (eds). *Perspectives in coastal dune management*. SPB, De Haag : 99-109.
- DE RAEVE, F., 1989b. Landschap en beheer van de kustduinen : mag 'natuur' ooit weer eens natuur worden? In : HERMY, M. (red.) *Natuurbeheer. Van de Wiele*, Stichting Leefmilieu, Natuurreservaten en Instituut voor Natuurbehoud, Brugge : 125-143.
- DE RAEVE, F., 1991. Een overzicht van een aantal ecologische basisdeterminanten en hun potenties voor natuurontwikkeling in de duinen en aangrenzende gebieden langs de Belgische kust. Verslag van de tweede fase (1990-1991), partim vegetatiekunde, van het onderzoeksproject "Natuurontwikkelingsplan voor de Belgische kust". Universiteit Gent, Lab. voor Morfologie, Systematiek en Ecologie der Planten, i.o.v. het Instituut voor Natuurbehoud, 170 p.
- DEVOS, K., HERRIER, J-L., LETEN, M., PROVOOST, S. & RAPPÉ, G., 1995. De Baai van Heist : Natuur in volle ontwikkeling. *Rapport IN 95*, 27p., bijlagen, kaarten.

DE WILDEMAN, E. & DURAND, Th., 1899. Prodrôme de la Flore Belge, Tome 3. Phanérogames. Alfred Castaigne, Bruxelles, 1112 p.

LAMB, H. H., 1980. Climatic fluctuations in historical times and their connexion with transgressions of the sea, storm floods and other coastal changes. In : VERHULST, A. & GOTTSCHALK, M. K. E. (red.). Transgressies en occupatiegeschiedenis in de kustgebieden van Nederland en België. Belgisch centrum voor landelijke geschiedenis, Gent : 251-284.

LANDUYT, L. & SCHIETECAT, G. D., 1992. Klimaatgemiddelden en weerextremen in België. Meteorologische documentatie, K.M.I., België, 255p.

LETEN, M., 1992. Vegetatie- en landschapsontwikkeling in de duinen van de Westkust. In TERMOTE, J. (red.). Tussen land en zee. Het duingebied van Nieuwpoort tot De Panne. Lannoo, Tielt : 158-189.

MAES, D., MAELFAIT, J.-P. & KUIJKEN, E., 1995. Rode lijsten : een onmisbaar instrument in het moderne Vlaamse natuurbehoud. *Wielewaal* 5 : 149-155.

MÖRNER, N.-A., 1995. Recorded sea level variability in the holocene and expected future changes. In : EISMA, D. (ed.). Climate change. Impact on coastal habitation. Lewis, Boca Raton : 17-28.

PARENT, G.-H. & BURNY, J., 1981. Esquisse écologique de la réserve naturelle du Zwin (Knokke-Heist, Belgique) : évolution dynamique du tapis végétal et relations entre l'avifaune et la végétation. *Nat. Belg.* 62 (3-4) : 49-86 en (9-10) : 201-231.

PONCELET, L. & MARTIN, H., 1947. Hoofdtrekken van het Belgisch klimaat. K.M.I. België, Verhandelingen, XXVI, 265p.

PROVOOST, S. & HOFFMANN, M. (red.), 1996. Ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust. 1. Ecosysteembeschrijving. Instituut voor Natuurbehoud en Universiteit Gent, i.o.v. AMINAL, afdeling Natuur, Brussel, 375 p. + bijl.

PROVOOST, S., RAPPE, G., AMPE, C., LETEN, M., HOYS, M. & HOFFMANN, M. (1996). Ecosysteemvisie voor de Vlaamse Kust. 2. Natuurontwikkeling. Instituut voor Natuurbehoud en Universiteit Gent, i.o.v. AMINAL, afdeling Natuur, Brussel, 130 p. + bijl.

RAPPÉ, G., 1984. The distribution of some lesser known thalassochorous plant species along the Belgian coast, compared with their distribution in Western Europe. *Biol. Jb. Dodonaea* 52 : 35-56.

RAPPÉ, G., 1989. *Crithmum maritimum* L. (Apiaceae) voor het eerst in België gevonden. *Dumortiera* 45 : 9-16.

RAPPÉ, G., 1996. Verspreiding en populatiedynamiek van thalassochore zaadplanten aan de Belgische kust. *Dumortiera* 64-65 : 8-13.

RAPPÉ, G. & GOETGHEBEUR, P., 1975. *Crambe maritima* L., nieuw voor de Belgische flora. *Dumortiera* 3 : 10-14.

RAPPÉ, G., LETEN, M., PROVOOST, S., HOYS, M. & HOFFMANN, M., 1996. Biologie. In : PROVOOST, S. & HOFFMANN, M. (red.). Ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust. 1. Ecosysteembeschrijving. Instituut voor Natuurbehoud en Universiteit Gent, i.o.v. AMINAL, afdeling Natuur, Brussel : 167-372.

SCHUURMANS, C. J. E., 1995. The world heat budget : expected changes. In : EISMA, D. (ed.). Climate change. Impact on coastal habitation. Lewis, Boca Raton : 1-15

SIEPEL, H., BINK, F. A., BROEKHUIZEN, S., STUMPEL, A. H. P. & VAN WINGERDEN, W. K. R. E. (1993). De internationale betekenis van Nederland voor de fauna. 1. De terrestrische fauna. IBN rapport 012, Wageningen, 234 p.

TECHNISCHE ADVIESCOMMISSIE VOOR DE WATERKERINGEN, 1995. Basisrapport zandige kust. Rijkswaterstaat, delft, 437 p.

VAN BEERS, P. (1993). De betekenis van flora doelparameters voor de ecologische hoofdstructuur van Nederland. Stageverslag IKC-NBLF/Milieukunde K.U.-Nijmegen, 50 p.

VAN DER PUTTEN, W. H. & PETERS, B. A. M., 1997. How soil-borne pathogens may affect plant competition. *Ecology* 78(6) : 1785-1795.

VAN LANDUYT, W., HEYLEN, O., VANHECKE, L. & VAN DEN BREMT, P. B. H., 2000. Verspreiding en evolutie van de botanische kwaliteit van ecotopen, gebaseerd op combinaties van indicatorsoorten uit Florabank (Vlina 96/02). Flo.Wer vzw., Instituut voor Natuurbehoud, Nationale Plantentuin van België en Universiteit Gent, Brussel, 237 p.

VERHULST, A. & GOTTSCHALK, M.K.E. (red.), 1980. Transgressies en occupatiegeschiedenis in de kustgebieden van Nederland en België. Belgisch centrum voor landelijke geschiedenis, Gent, 332 p..

Annex 4. Terrestrische arthropoden

Jean-Pierre Maelfait & Dries Bonte, Universiteit Gent, Laboratorium voor dierenecologie, zoögeografie en natuurbehoud, K. Ledeganckstraat 25, 9000 Gent

jean-pierre.maelfait@instnat.be

dries.bonte@ugent.be

Patrick Grootaert, Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Vautierstraat 29, 1000 Brussel

Patrick.Grootaert@naturalsciences.be

Inleiding: hoogstrand en embryonaal duin, dynamisch en gestresseerd landschap

Omwille van de mariene en eolische dynamiek op het hoogstrand en embryonaal duin, zijn veel aanwezige soorten voor hun verspreiding gebonden aan zeekusten. De intertidale stranden en slikken vormen door periodieke inundatie, stroming en golfslag in combinatie met een hoge zoutconcentratie een zeer extreem milieu waaraan slechts een beperkt aantal hoog gespecialiseerde organismen is aangepast. De levensgeschiedenis van heel wat typische diersoorten wordt er gekenmerkt door een hoge reproductie en een korte groeiperiode, een optimale strategie voor overleving in sterk verstoorde systemen. Sommige in oorsprong typische soorten voor dit milieu hebben zich dan ook sterk verspreid in antropogeen verstoorde systemen zoals akkers. Ook gedragsaanpassingen verzekeren het voortbestaan van soorten in dit dynamisch milieu. Een aantal insecten (loopkevers, vliegen) vermijdt de storing door de ontwikkeling van getij-afhankelijke migratiepatronen.

Eolische dynamiek onder de vorm van zandverstuiving is geen exclusiviteit voor het kustgebied; ook landduinen bijvoorbeeld kunnen op de stuif gaan. Beide duinlandschappen hebben dan ook een aantal soorten gemeenschappelijk die fysiologische en morfologisch aangepast zijn aan de combinatie van stress (zoals droogte, grote temperatuurschommelingen en nutriëntenarmoede) en verstuivingsdynamiek. De kustspecificiteit hangt samen met een aantal bijkomende milieufactoren zoals zout (salt-spray), kalkrijkdom en het mariene microklimaat. Een aantal soorten is hierdoor nagenoeg exclusief kustgebonden.

De organismen die we er vinden kunnen we rangschikken in drie categoriën. De halobionten kunnen enkel in zoute milieus voorkomen. De halofieten kunnen naast de zoute milieus ook nog in niet-zoute omstandigheden leven. De haloxenen zijn de toevallige bezoekers. Andere auteurs gebruiken respectievelijk de termen euceen, voor halobionten, tychoceen, voor de halofieten en xenoceen voor de toevallige bezoekers (Backlund, 1945; Bergerard, 1989). We kunnen Arthropoda (geleedpotigen) in het zand, op het zand en in het aanspoelsel aantreffen. Het aanspoelsel op het vloedmerk of hogerop in het supralitoraal, bestaat uit allerhande materialen van plantaardige of van dierlijke afkomst, de antropogene materialen even buiten beschouwing gelaten. Arthropoda spelen een zeer belangrijke rol bij de afbraak van die materialen. Pakketten aangespoeld zeewier vormen een eigen leefmilieu. Deze zogenaamde "laisses de marée" of "wrack" kunnen een indrukwekkende biomassa vormen waarin een aantal specifieke organismen leven. De hoeveelheden aangespoeld zeewier in België zijn uiterst gering en ze vormen nooit de meterdikke pakketten zoals die te zien zijn in Bretagne, Engeland of Scandinavië.

Het eerste overzichtswerk over de fauna van het aanspoelsel is dat van Backlund (1945) en meer bepaald over het aanspoelsel langs de kusten van Zweden en Finland. Vervolgens zijn er de studies langs de Baltische zeekust en de Noordzee van Remmert (1964), de kusten van Engeland (Egglisshaw, 1965) en de zandstranden langs de Golf van Gascogne (Caussanel, 1970). Bergerard (1989) geeft een overzichtelijke synthese van de ecologie van het aanspoelsel: "Ecologie des laisses de marée". Afhankelijk van de seizoenen kan de "wrack" bestaan uit hoofdzakelijk bruinwieren, roodwieren of groenwieren. De bruinwieren zijn het meest algemeen. Ze kunnen in dikke pakketten voorkomen, in zogenaamde banken of eerder lintvormige pakketten. Het is in deze bruinwierpakketten dat de typische opruimers (Diptera (vliegen en muggen) en hun predatoren en hun parasieten) worden gevonden. De roodwieren die normaal lager in het intertidaal voorkomen, spoelen soms ook aan maar ze zijn licht toxisch voor de meeste organismen. De groenwieren die vooral in de zomer voorkomen en ook in dikke pakketten aanspoelen, hebben geen specifieke fauna van afbrekers. Ze rotten gewoon weg op het strand wat gepaard gaat met een enorme stank.

Naast de overzichtswerken over de ecologie van het "wrack" zijn er ook specifieke studies over bepaalde groepen. Tsacas (1959) onderzoekt de Diptera in Frankrijk, Louis (1977) de Talitridae. In het wereldoverzicht van mariene insecten van Cheng (1976) zijn er eveneens hoofdstukken gewijd aan

Diptera (Dobson, 1976), Staphylinidae (kortschildkevers) (Moore & Legner, 1976) en aan andere Coleoptera (kevers) (Doyen, 1976). Ardö (1957) beschrijft de ecologie en de faunistiek van de litorale Diptera in Scandinavië waarbij het hoofdaccent wel ligt op het duingebied. Toch besteedt hij ook aandacht aan het hoogstrand en de embryonale duinen.

Diversiteit aan terrestrische Arthropoda

Amphipoda: Strandvlooien (Crustacea - Amphipoda – Talitridae)

De Talitridae is de enige familie van de Amphipoda (vlokreeftjes) (behorend tot de Crustacea of schaaldieren) die terrestrische soorten heeft (Lincoln, 1979). Hoewel de meeste soorten dicht bij zee aangetroffen worden (op de hogere delen van het strand) kunnen sommige soorten (zelfs in het noordelijk halfrond) toch behoorlijk diep in het binnenland voorkomen. Talitridae spelen een belangrijke rol als primaire afbrekers van aangespoelde afgestorven planten en dood dieren-materiaal van zandstranden (Adin & Riera, 2003; Griffiths et al., 1983; Robertson & Mann, 1980; Stenton-Dozey & Griffiths, 1983).

Soorten die bij ons kunnen voorkomen worden hieronder kort besproken.

***Talitrus saltator* (Montagu).** Kan tot 2,5 cm groot worden. Een wijdverspreide soort langs de Atlantische en westelijk mediterrane kusten van Europa. Ze wordt aangetroffen op sterk geëxposeerde (grof-) zandige stranden zodra minimale hoeveelheden van organisch aanspoelsel een rottende wieren aanwezig zijn. Als ze aanwezig is kan ze in grote densiteiten voorkomen. Ze is tot nu toe in grote aantallen bekend van het strand van Lombardsijde bij de IJzermonding en van de Baai van Heist. Dankzij de thans in gang zijnde bemonsteringen in het kader van het BEST-project (Biologische Evaluatie van elf Strandzones langs de Vlaamse kust) zal haar verspreiding lang de Belgische kust veel beter gekend worden. In sommige perioden van het jaar migreren individuen van de hoogwaterlijn naar de voorste duinenrij waar ze dan ook massaal aangetroffen kunnen worden.

Op stranden zonder noemenswaardige getijdencyclus (Middellandse en Baltische zee) leeft de soort nabij de waterlijn. Overdag is ze ingegraven en 's nachts actief. Aan stranden met een uitgesproken getijdencyclus komt ze voor net boven de hoogwaterlijn (Nardi et al., 2000).

Recent bestudeerde Jedrzejszak (2002) de kolonisatie en eerste afbraak van aangespoeld zeegras (*Zostera marina* L.) door *Talitrus saltator* en andere macrofauna-soorten, zoals kevers en vliegen.

***Talorchestia deshayesii* (Audouin).** Tot 1,5 cm groot. Atlantische en Mediterrane kusten van Europa. Graaft holen op hoogwaterniveau van fijnzandige, beschutte stranden. Komt voor op (fijn-)zandige delen van de schorre langs de IJzermonding te Nieuwpoort en in de Baai van Heist.

Deze soort en vele andere soorten strandvlooien worden gebruikt bij de biomonitoring van zware metalen langs de kusten van Noordzee en de Baltische zee (Fialkowski et al., 2000, 2003; Moore et al., 1991; Rainbow et al., 1989, 1999, 2000, 2002; Rainbow & Phillips, 1993; Weeks & Moore, 1991; Weeks & Rainbow, 1993).

In een transect van de Zuid-Franse Atlantische kusten tot de Baltische kust van Denemarken stelden Bulnheim & Scholl (1986), op basis van allozymen, een genetische differentiatie vast tussen populaties van zowel *T. deshayesii* als van *T. saltator*. Bij veel soorten van de Talitridae is er ook een interpopulatie variatie in seks-ratio en andere ecologisch relevante kenmerken (Borgioli et al., 1999; Bulnheim, 1991; De Mattheaïs et al., 1998; Gaston & Spicer, 1998). Een vergelijkende studie over de spatio-temporele verdeling van de activiteit van *Talitrus saltator* en *Talorchestia deshayesii* werd uitgevoerd door Fallaci et al. (1999).

***Talorchestia brito* Stebbing.** Tot 1,5 cm groot. Voor zover ons bekend werd deze soort nog niet langs onze kust vastgesteld (o.a. F. Kerckhof, pers. med.). Voor Nederland vermeldt Vader (1968) dat *Talitrus saltator*, *Talorchestia deshayesii* en *Talorchestia brito* overal langs de kust te vinden zijn waarbij het aantal vondsten van de laatste soort eerder klein is. Zoals af te leiden uit de verspreidingskaart opgenomen in Vader (1968, 1970) is ze ook gekend van de Engelse, West-Deense, Zuidwest-Noorse en Noord-Franse kusten zodat de kans dus wel zeer groot is dat ze in principe ook bij ons voorkomt. Misschien is de soort tot nu toe niet waargenomen omdat ze wat lager op het strand leeft dan de andere strandvlooien (Lagardère, 1966; Vader, 1968, 1970). Haar biotoop wordt regelmatig door het vloedwater overspoeld. Lagardère (l.c.) stelde vast dat deze soort (in tegenstelling tot *T. saltator* en *T. deshayesii*) ook overdag actief kan zijn wanneer ze zich tijdens eb gaat voeden met blauwwieren en kiezelwieren van het interstitiële leven van de intergetijden zone van het strand.

***Orchestia mediterranea* Costa.** Tot 1,8 cm. Atlantische en Mediterrane kusten van Europa. Leeft in rottend organisch materiaal langs de hoogwaterlijn. Wordt soms samen met *Orchestia gammarellus* aangetroffen (o.a. Saefinghe, het Zwin), soms alleen (Baai van Heist) en ontbreekt soms waar *Orchestia gammarellus* massaal voorkomt (IJzermonding).

***Orchestia gammarellus* (Pallas).** Tot 1,8 cm lang. Atlantische en Mediterrane kusten van Europa. Leeft in rottend organisch materiaal langs de hoogwaterlijn. In tegenstelling tot *O. mediterranea* wordt de soort soms ook in zoute graslanden in het binnenland aangetroffen (Lissewege, Molenkreek e.a.) en is ze zeer talrijk in de Vlaamse en Zeeuwse zout- en brakwaterschorren.

***Orchestia cavimana* Heller.** Tot 2,2 cm groot. Wordt gevonden tussen de vegetatie en onder stenen langs stromend zoet tot licht brak water. Wordt in Vlaanderen frequent aangetroffen langs de oevers van de Schelde, IJzer en Maas (Hartog, 1963; Maelfait, ongepubliceerd).

Isopoda: Pissebedden (Crustacea –Oniscidea)

Naast de oorspronkelijk aan rotskusten gebonden zeepissebed (*Ligia oceanica* L.), die terug te vinden is op allerlei stenige constructies van het strand, is een andere grote pissebed die aan onze kust kan voorkomen *Armadillidium album* Dollfuss. Het is een soort die aan de stranden van Zeeuws-Vlaanderen nog behoorlijk frequent kan aangetroffen worden (Vader & De Wolf, 1988). Het biotoop van deze soort is drijf- of wrakhout dat in het supralittoraal aanwezig is. Daaronder ligt ze overdag verscholen; ze wordt pas 's nachts actief. Aan onze kust werd de soort in 1978 en 1987 vastgesteld op een strand bij het Zwin (Kersmaekers, 1988).

Zoals dit ook geldt voor spinnen en de loopkevers, worden dikwijls pissebedden die in de duinen talrijk voorkomen (*Porcellio scaber*, *Armadillidium vulgare*, *Philoscia muscorum*) tussen aanspoelsel op de hoogwaterlijn aangetroffen en dit des te meer als een verbinding strand-duin nog aanwezig is.

Acari: Mijten

In Noordwest Europa werden tot nu toe roofmijten (Gamasina) van het hoogstrand en embryonaal duin onderzocht, door Koehler et al. (1995) en Salmane (2000), respectievelijk in Jutland (Denemarken) en Spiekeroog (Duitsland) en de kusten van Litouwen.

De pedofaune waarvan, roofmijten één van de belangrijkste componenten zijn, speelt een uiterst belangrijke rol voor de aanwezige biologische processen. Protozoa en Nematoda worden aangetrokken door de actieve rhizosfeer en voeden zich daar met bacteriën, bodemalgen en –fungi en dood plantenmateriaal. Springstaarten (bacteriële en fungale grazers) en andere invertebraten vormen dan het voedsel voor Gamasina mijten. Koehler et al. (1995) vonden zes soorten zowel op het hoogstrand als in embryonale duinen. Enkel *Amblyseius umbraticus*, *Dissololocha superbus* en *Parasitus kempersi* waren beperkt tot het tidale gebied. *Leioseius insignis* kwam enkel voor in embryonale duinen. *P. halophilus* is een typische soort voor zandgronden dicht bij zee, die buiten het bereik van het getij liggen. In een meer uitgebreide studie vindt Salmane (2000) 55 soorten in de aanspoelgordel, waaronder 22 soorten die niet hoger in het duin werden aangetroffen. Naarmate het strand droger werd en het aanspoelsel verminderde, veranderde zowel het aantal soorten, de abundantie alsook de aard van de soorten. Gespecialiseerde halofiele en halobionte soorten verdwenen. De meest typische soorten op het hoogstrand, nabij de aanspoelgordel waren *Parasitus kempersi*, *Halolaeps balticus*, *H. incisus* en *Thinosieus spinosus*. Ook hygrofiele soorten (*Gamasolaelaps excisus*, *Nejordensia levis*, *Cheiroseius necorniger* en *Hypoaspis vacua*) en soorten die organisch aangerijkte bodems prefereren (genus *Macrocheles*) zijn aldaar abundant. Buiten de invloedssfeer van de zee, wordt de fauna gedomineerd door slechts drie soorten, en dit in lage aantallen. Het geslacht *Thinosieus* zou karakteristiek zijn voor het aanspoelsel (wrack) (Remmert, 1964; Egglisshaw, 1965). Deze mijten zouden zich met Nematoden voeden.

Faunistische en taxonomische lijsten van mijten zijn te vinden in Schuster (1988) en Schultze et al. (1975).

Aranea: Spinnen

Spinnensoorten, die echt aan geëxposeerde, grofkorrelige zandstranden (die kunnen lijden onder zandsuppletie) gebonden zijn, zijn er niet aan onze kust. Op stranden waarachter nog een duinenrij of een duinencomplex aanwezig is, kunnen er echter dikwijls enkelingen van aan duinen gebonden soorten aangetroffen worden (Vandomme, pers. med.). Het gaat hem dan dikwijls over soorten die in de Rode lijst van de spinnen van Vlaanderen (Maelfait et al., 1998) opgenomen zijn. In hoeverre die zwerftochten op het strand van belang zijn voor de overleving van die spinnen is een niet uitgemaakte zaak. Zoals dit geldt voor allerlei groepen insecten, kunnen ook spinnen soms in grote getale aanspoelen na een anemohydrochore verplaatsing (Palmen, 1944). Ook spinnen die aan luchtdispersie ("ballooning") doen kunnen vanuit de duinen of vanuit het binnenland op het strand terechtkomen.

Op meer beschutte stranden met fijn zand, slibaanrijking en schorre-duin-overgangen (situaties zoals die bij ons alleen in de Baai van Heist voorkomen) kan een zeer bijzondere spinnenfauna, sterk verwant met die van de schorren van de IJzermonding en het Zwin, voorkomen. Een opvallende verschijning daar is *Pardosa purbeckensis* F.O.P. Cambridge, een vorm van *Pardosa agrestis* (Westring), een soort typisch voor sterk verstoorde terreinen in het binnenland van voornamelijk Centraal-Europa (Kiss & Samu, 2000, 2002; Koponen, 2000; Nyffeler & Breene, 1992; Samu & Szinetar, 2002; Toth & Kiss, 1999; Zulka et al., 1997), maar die uitzonderlijk ook langs onze kust aangetroffen wordt (Maelfait et al., in prep.).

Collembola: Springstaarten

Op het hoogstrand, maar vooral in de embryonale duinen is de aanwezigheid van mycorrhiza van groot belang voor de nutriëntendoorstroming (READ, 1989). Aangezien deze hyfen het favoriete voedsel zijn van bodembewonende springstaarten kunnen deze laatste een grote invloed hebben op de aanwezigheid ervan en bijgevolg indirect sterk interageren met mycorrhiza-afhankelijke hogere plantensoorten, die het zand stabiliseren. Vooral in dynamische zandsystemen zullen algen, fungale en mycorrhizale filamenten een belangrijke rol spelen in het samenklitten van de zandkorrels. De verspreiding van deze diasporen door springstaarten kan met andere woorden de stabiliteit beïnvloeden (KOEHLER et al., 1995). Op het hoogstrand kunnen densiteiten van 6000/m² in de bovenste zandlagen bereikt worden. Soorten die in Europa werden aangetroffen zijn: *Anurida maritima*, *A. marina*, *A. thalassophila*, *Folsomia sexoculata*, *Mesaphorura macrochaeta*, *Xenylla maritima*, *X. grisea*, *Isotoma maritima*, *I. thermophila*, *Proisotoma subminuta* (FJELLBERG, 1980; KOEHLER ET AL., 1995). Omwille van hun cryptische levenswijze is weinig informatie beschikbaar over hun ecologie. De *Anurida*-soorten, *F. sexoculata* en *I. maritima* voeden zich uitsluitend met rottend wiermateriaal en zijn derhalve daaraan strikt gebonden. Enkel *I. anurida* en *F. sexoculata* zijn gemeld uit België (JANSSENS, 2002).

Coleoptera: Kevers

Haghebaert (1989) geeft een lijst van 70 soorten kevers die aan de Belgische kust werden gevonden. In een tabel duidt hij aan in welke zones deze kevers werden aangetroffen (intertidaal, supralitoraal, strand, duin of schorre). 46 soorten werden op het strand of welbepaald op de vloedmerk aangetroffen. Van deze 46 soorten zijn er 34 echte halobionten, de andere zijn halofiel of eerder toevallige bezoekers. De soortenrijkste familie is de Staphylinidae met 30 soorten, gevolgd door de Carabidae met 20 soorten. Andere families die zowel halobionten als halofielen herbergen zijn de Histeridae (1), Scarabeidae (1), Heteroceridae (3), Tenebrionidae (2), Anthicidae (1), Chrysomelidae (1), Curculionidae (1), Apionidae (1), Pselaphidae (1), Hydrophilidae (3), Hydraenidae (4) en Ptilinidae (1) (Haghebaert, 1989).

1. Staphylinidae

Haghebaert (1989) meldt 30 soorten voor de Belgische kust. De meeste Staphylinidae of kortschildkevers zijn rovers, maar op het strand vinden we ook grazers, zoals de *Bledius* soorten, en parasieten zoals de *Aleochara* die leven in larven en poppen van vliegen.

Bergerard (1989) vermeldt de genera *Cafius*, *Omalium*, *Atheta* en *Aleochara* die gevonden worden in het "wrack". Met uitzondering van *Aleochara* die een parasiet is op larven en poppen van vliegen, zijn de andere genera rovers die zich tegoed doen aan jonge *Orchestia*'s en larven van vliegen.

Aleochara: Haghebaert meldt 3 soorten *Aleochara*. *A. algarum* (Fauvel) een zeldzame soort gekend van De Panne en Nieuwpoort en verder van Lillo. *A. grisea* (Kraatz) die ooit slechts eenmaal werd waargenomen van onze kust (14.IX.1929) nl. te Nieuwpoort. Tenslotte *A. obscurella* (Gravenhorst) die de meest algemene soort is en gekend is van gans de kust.

Atheta: Er zijn 4 soorten gekend van de Belgische kust (Haghebaert, 1989). *A. algae* (Hardy) gevonden in aanspoelsel te Nieuwpoort, Middelkerke en Oostende. *A. flavipes* (Thomson) met slechts een waarneming nl. te Blankenberge in 1886. *A. marina* (Mulsant & Rey) wordt zowel op het strand als in het binnenland (krekens) gevonden. Er zijn waarnemingen van Nieuwpoort, Oostende, Sint Joris, Zandvliet en Lillo. *A. vestita* (Gravenhorst) is zeldzamer dan de vorige. Gevonden te Nieuwpoort, Knokke-Zwin, Lillo en Zandvliet.

Anotylus: *Anotylus maritimus* (Thomson) is een vrij algemene soort die overal aan de kust werd waargenomen.

Bledius: Er zijn nu 5 soorten *Bledius* gekend van de kust, maar we vermoeden dat het er meer zouden kunnen (geweest) zijn. *Bledius* graaft tunneltjes waarvan de opening naar boven afgesloten kan worden bij opkomend tij. Ze verzamelen algen en vertonen een broedzorg. De larven worden in zijkamertjes van de hoofdgang ondergebracht en regelmatig gevoederd. De loopkever *Dyschirius* is gespecialiseerd in het jagen op *Bledius* en zijn broed. Ook een vlieg van het geslacht *Lispe* jaagt op *Bledius* (Steidle et al., 1995). Daarnaast zijn er nog parasitaire wespen, wat maakt dat de levensgemeenschap rond *Bledius* erg complex is. Den Hollander & Van Etten (1974) onderzochten de ecologie van *B. subniger* en *B. arenarius* op het strand van Oostvoorne in Nederland. Daarbij bleek *B. subniger* te domineren op plaatsen dicht bij de hoogwaterlijn, terwijl *B. arenarius* zich meer ophield op de hogere en drogere plaatsen, dichter tegen de duinvoet. *Bledius* soorten prefereren eerder compacter zand en de auteurs constateerden dat betreden en berijden met wagens nefast zijn voor het overleven van *Bledius*. Ze stelden ook abundanties van 400 tot 530 individuen per m² vast.

Cafius: *Cafius xantholoma* (Gravenhorst) is de meest algemene kortschild van de Belgische kust en werd overal waargenomen.

Carpelimus: Er zijn 3 soorten gekend van de Belgische kust: *Carpelimus foveolatus* (Sahlberg) heeft een wijde verspreiding maar is vrij zeldzaam (Haghebaert, 1989). *C. ganglbaueri* (Bernhauer) is een halofiel met een wijde verspreiding maar eveneens zeldzaam. *C. halophilus* (Kiesenwetter) is halofiel en werd waargenomen te Nieuwpoort, Blankenberge, Lillo en nog verder in het binnenland.

2. Carabidae & Cicindelidae

Loopkevers van hoogstrand, blijken, al naargelang de soort, sterk aangepast te zijn aan het leven op en in een zandig en dynamisch substraat (zogenaamde psammofiele kevers, bijvoorbeeld van helmduinen) en/of zijn strikt gebonden zijn aan zoute omstandigheden (zogenaamde halobionte soorten) of vertonen er een sterke voorkeur voor (halofiele soorten). Dat veel loopkevers van zeer dynamische milieus zoals embryonale duinen kunnen overleven kan mogelijk verklaard worden door hun speciale aanpassingen. Ze hebben vaak een bijzondere levenswijze (b.v. zich tijdelijk diep ingraven in vochtig zand en/of aan de basis van duinhelm) en/of ze zijn sterk mobiel (b.v. in functie van jaarlijkse habitatwisseling van en naar nabijgelegen overwinteringshabitaten). Hoewel een analyse vooralsnog ontbreekt, is nu reeds duidelijk dat ook hier sterk gespecialiseerde soorten voorkomen. Turin (2000) vermeldt in totaal acht soorten die abundant op het hoogstrand voorkomen, alhoewel ze niet strikt gebonden hoeven te zijn aan zout. *Cicindela maritima* is een typische kustsoort van hoogstrand en de voorste zeereep, maar die ook kan voorkomen in het binnenland. De beperkende factor voor deze soort zou echter de korrelgrootte zijn. Ook de halofiele soort *Bradycellus distinctus*, een gravende soort zou enkel aan de zandstranden voorkomen omwille van de korrelgrootte. *Amara convexiuscula* en *Bembidion normannum* kunnen heel abundant voorkomen onder aanspoelsel van wieren en schelpen. De eerste is zeker geen halobiont, maar typisch voor vochtige zandige bodems, terwijl *B. normannum* ook in meer slibrijke schorren voorkomt. Andere potentiële soorten zijn xerofiel en warmteminnend en dus ook te vinden in kust- en binnenduinen: *Brosicus cephalotes* (die zich op het strand voedt met o.a. de strandvlo *Talitrus saltator*), *Calathrus erraticus* (ook in het binnenland), *C. mollis* (een psammofiele kustsoort) en *Dyschirius obscurus* (typisch voor vochtige plaatsen in stuifduinen en op het hoogstrand).

3. Andere Coleoptera

Heteroceridae

Haghebaert (1989) meldt 3 soorten van de Belgische kust: *Heterocerus flexuosus* (Stephens), *H. maritimus* (Guerin-Meneville) en *H. obsoletus* (Curtis).

Hydrophilidae

Cercyon: Bergerard (1989) schrijft dat zowel de larven als de adulten van *Cercyon* in het "wrack" voorkomen. Er zijn 2 soorten gekend van de Belgische kust: *Cercyon depressus* (Stephens), wijd verspreid maar zeldzaam en *C. littoralis* (Gyllenhal) die de meest abundante soort is.

Hydraenidae

Er zijn 4 soorten *Ochthebius* gekend van de kust. Het zijn halofiele soorten die ook in minder zout water en ver van de kust kunnen voorkomen.

Histeridae

Saprinus maritimus (Schmidt-Goebel) is een halobiont gekend van Nieuwpoort, Blankenberge, Knokke, Watervliet en Hoboken.

Dytiscidae

De 2 soorten *Coelambus lautus* (Schaum) en *C. parallelogrammus* (Ahrens) zijn halofiel en werden ook in het binnenland waargenomen.

Ptilinidae

Plenidium punctatum. Haghebaert (1989) meldt enkel deze soort, die alhoewel zeldzaam toch soms in zeer grote aantallen in aangespoeld zeewier wordt gevonden. Bergerard (1989) vermeldt echter 2 genera nl. *Plenidium* en *Acrotrichis* in Frankrijk.

Scarabeidae

Aphodius contaminatus : Halobiont (?) ; Naast rund- en paardenmest, ook in rottend zeewier, algemeen

Aegialia arenaria: Halobiont Noord - en Oostzee, niet zeldzaam, Mei-November. Deze soort is zeer algemeen in onze kustduinen.

Tenebrionidae

Phyllan gibbus (Fabricius): Halopsammofiel; Alleen langs Noord- en Oostzee (Freude et al., 1969): ook op hoogstrand. Zeer algemeen in de duinen volgens Haghebaert (1989).

Phaleria cadaverina (Fabricius) is gekend van de ganse kust maar niet algemeen. Ze wordt gevonden in zowel plantaardig als dierlijk aanspoelsel.

Diptera: vliegen en muggen

De vliegengemeenschappen, strikt gebonden aan het supralitorale gedeelte van het zandstrand met het vloedmerk en het hoogstrand, zijn heel specifiek. In het verleden is er doorgaans weinig aandacht besteed aan de vliegenfauna van de Vlaamse kust. Enkel de publicaties van MEUNIER (1898), VILLENEUVE (1903), BEQUAERT (1913), BEQUAERT & GOETGHEBUER (1913) en GOETGHEBUER (1928, 1934, 1942) bevatten hierover informatie. Pas vanaf de jaren '80 is voor het eerst een systematische en grondige inventarisatie van de Belgische vliegenfauna ingezet die initeel voornamelijk faunistisch geïnspireerd was (GROOTAERT 1989; GROOTAERT & POLLET, 1988, GROOTAERT, P. & POLLET, M., 1989) maar geleidelijk aan meer ecologisch van inslag werd (POLLET & GROOTAERT, 1994, 1996).

Vliegen zijn de meest abundante en ecologisch belangrijkste insectengroep die op het hoogstrand voorkomt. Hun larven leven immers van het organisch materiaal dat zich op het vloedmerk ophoopt. Afgestorven bruinwieren worden volledig afgebroken door deze invertebratengemeenschap. Dit is echter niet het geval voor groenwieren, en deze groep speelt bijgevolg geen belangrijke rol bij het ev. voorkomen van groenwierbloeï. Voor meer informatie over de ecologie van deze soorten, verwijzen we naar ARDÖ (1957) en TSACAS (1959).

Gezien de enorme betreding van de strandgebieden in Vlaanderen, is het gestandaardiseerd verzamelen van ecologische gegevens in deze zone bijzonder moeilijk. Het is daarom ook niet verwonderlijk dat nauwelijks numerieke gegevens voorhanden zijn over de populatiegroottes en -dynamiek van de besproken soorten. Toch mogen we aannemen dat deze kustfauna in Vlaanderen ernstig bedreigd is door de overmatige recreatie, de systematische verwijdering van aanspoelsel en het ontbreken van een natuurlijke duinvorming langs de zeereep.

1. *Hybotidae* (Dansvliegen)

Chersodromia soorten zijn typisch voor het hoogstrand. Dit zijn erg kleine vliegjes die op het zand heen en weer rennen en enigszins op kleine spinnetjes lijken. Ze vliegen zelden op en *C. arenaria* heeft zelfs zijn vliegsieren verloren, wat als een aanpassing kan worden gezien aan het leven in dit door hevige wind beïnvloede biotoop. *C. hirta*, de meest robuuste soort van alle, vinden we op het hoogstrand en ook op golfbrekers. *C. cursitans* komt vooral voor op het hoogstrand aan de voet van de zeereepduinen, is niet aanwezig in de zeereepduinen maar dan wel weer in vochtige depressies in de duingraslanden en aan de rand van de duinpannen en in de schorren. Men neemt aan dat ze geassocieerd zijn met strandvlooien (Amphipoda), waarbij de larven in de gangen van laatstgenoemde organismen zouden leven. Vele exotische *Chersodromia* soorten leven trouwens in de holen van strandkrabben (TSACAS, 1959).

Chersodromia hirta is een vrij algemeen langs de noordwestkusten van Europa (Ierland, Groot-Brittannië, Nederland, Denemarken en Zweden) maar is om onverklaarbare redenen nog niet aangetroffen van Frankrijk. *C. hirta* was vóór 1980 vrij algemeen langs de Vlaamse kust; na 1979 werd ze slechts in Oostende en Nieuwpoort teruggevonden. Momenteel behoort *C. hirta* tot de Rode Lijstcategorie "Bedreigd" (GROOTAERT, 1998). *C. incana* komt voor op stranden met fijn zand (CHVÁLA, 1975) vanaf half mei tot half oktober. Ze werd vastgesteld in de gangetjes van strandvlooien maar het is niet duidelijk of dit duidt op een symbiose dan wel deze holtes als schuilplaatsen worden gebruikt. *Chersodromia speculifera* en *C. arenaria* worden momenteel als uitgestorven beschouwd (Grootaert, 1998) en slechts éénmaal aangetroffen voor 1950.

2. *Dolichopodidae* (slankpootvliegen)

Slankpootvliegen die uitsluitend in de littorale zone (excl. slikken en schorren) voorkomen en er ook populaties vormen, behoren tot het genus *Aphrosylus* en zijn vrijwel uitsluitend op golfbrekers en andere harde substraten in dit gebied te vinden. Toch zien we ze af en toe foerageren op het strand dichtbij de golfbekers. Aan de Noordzeekusten komen 5 soorten voor, waarvan 2 in Vlaanderen. Op hoogstrand komen geen typische soorten voor, alhoewel soorten van de zeereep er tijdelijk teruggevonden kunnen worden (Pollet, 2000).

Muscidideicus praetextatus is een stenotope soort van schorren en slikken of natte zandstranden en in België slechts gekend van de natuurreservaten "De Ijzermonding" te Nieuwpoort en "Het Zwin" te Knokke. *Machaerium maritimae* is strikt gebonden aan mariene littorale milieu's, voornamelijk slikken en schorren. In Bretagne wordt ze zowel op vochtige zandplaten in inhammen van de kust als in slikken zeer abundant aangetroffen. Net zoals de vorige soort is ze enkel bekend van de Ijzermonding en het Zwin.

3. *Sepsidae* (Wenkvliegen)

Orygma luctuosum is een erg robuuste atypische wenkvlieg en met haar afgeplatte lichaamsbouw goed aangepast aan het leven tussen allerlei aangespoeld materiaal. Deze soort is erg zeldzaam en is mogelijk reeds uitgestorven in Vlaanderen.

4. *Helcomyzidae*

De larvale stadia van *Helcomyza ustulata* en *Heterocheila buccata* leven in in rottend zeewier (BACKLUND, 1945; EGGLESHAW, 1960a), terwijl de adulte vliegen te vinden zijn aan het vloedmerk en het hoogstrand. Adulten van *H. buccata* komen ook wel eens terecht in de embryonale duinen en de zeereepduinen, waar ze gedurende het volledige jaar te vinden zijn. Beide soorten zijn niet echt zeldzaam in Vlaanderen.

5. *Coelopidae* (strandvliegen)

Met hun afgeplat lichaam kunnen volwassen Coelopidae vrij gemakkelijk doordringen in aangespoelde bruinwierpakketten. In Vlaanderen komen *Coelopa frigida*, *C. pilipes* en *Malacomyia sciomyzina* het hele jaar als adult voor (ARDÖ, 1957). Het zijn slechte vliegers die hun biotoop dan ook weinig verlaten. De larven leven van zeewier (EGGLISHAW, 1959; EGGLESHAW, 1961; DOBSON, 1974). Mogelijk vormen ze een niet-onbelangrijke voedselbron voor steltlopers.

Strandvliegen zijn eigenlijk niet erg algemeen aan de Vlaamse kust vermoedelijk wegens het ontbreken van grote pakketten (verschillende tientallen m²) aangespoeld zeewier. Het ruimen van dit organisch materiaal is derhalve nefast voor het voortbestaan van deze vliegensoorten. Niettegenstaande het ontbreken van concrete numerieke gegevens, nemen we toch aan dat deze soorten mogelijk bedreigd zijn.

6. *Canacidae*

Enkel *Canace nasica* kan aangetroffen worden op de vloedmerk. Het is een niet-algemene soort, waarvan weinig ecologie randinformatie beschikbaar is.

7. *Ephydriidae* (Oevertvliegen)

Larven van de Oevertvliegen zijn saprofaag in rottend zeewier. *Hecamede albicans* is wellicht bivoltien (met een eerste activiteitspiek begin mei en een tweede piek eind augustus) en net zoals *Glenanthe ripicola* niet algemeen. *Scatella subguttata* wellicht de meest algemene en abundante soort op het vloedmerk en het hoogstrand met een vliegperiode van eind mei en tot begin augustus.

8. *Sphaeroceridae* (kleine mestvliegen)

In tegenstelling tot de *Coelopa*-soorten kan *Thoracochaeta zosteræ* ook in kleinere lint- en puntvormige zeewierpakketten aangetroffen worden; de larven zijn saprofaag (CALs, 1963). Ze is actief van half mei tot half september. *T. zosteræ* is niet algemeen en vermoedelijk bedreigd.

9. *Anthomyidae* (Ninaam)

Zowel *Fucellia maritima* en *Fucellia tergina* zijn bijzonder algemeen en te vinden op aanspoelsel van allerhande afkomst (EGGLISHAW, 1960b); de larven leven in aangespoeld zeewier. Bij gunstige weersomstandigheden kunnen ze gedurende het ganse jaar waargenomen worden. Gezien hun abundante voorkomen zijn beide soorten hoogstwaarschijnlijk niet bedreigd.

10. *Scathophagidae* (Mestvliegen)

Scathophaga litorea is vrij algemeen in Scandinavië (ARDÖ, 1957) maar is toch niet zo bijster veel aan de Vlaamse kust waargenomen. De larven leven in rottend aanspoelsel. Bij gunstige klimatologische omstandigheden vliegt deze soort het ganse jaar door. Van *Cerastinastoma ostiorum* is slechts 1 waarneming aan onze kust voorhanden (De Panne). Derhalve nemen we aan dat ze vermoedelijk erg zeldzaam en bedreigd is.

11. *Muscidae* (Huisvliegen)

Villeneuvea aestuum (Villeneuve) werd ooit door Villeneuve (1903) van de Belgische kust gerapporteerd maar niet in de collecties van het K.B.I.N. teruggevonden. We kunnen ons dus helemaal niet uitspreken over haar zeldzaamheid of bedreigd zijn.

Terrestrische arthropodengegevens van Belgische stranden

	embryonaal duin	droog strand	vloedlijn/aanspoelsel	intertidaal	Legende abundantie	
Amphipoda					za	zeer abundant
<i>Talitrus saltator</i>	va	va	za	s	va	vrij abundant
<i>Talorchestia brito</i>	z*	z*	z*		z	zeldzaam
Isopoda					z*	nog niet in België waargenomen
<i>Armadillidium album</i>	z	z	z		s	sporadisch, hoort vooral elders thuis
Acari	za	za	za			
Araneae	va	s	s			
Collembola						
<i>Isotoma amurida</i>	s (?)	s (?)	z (?)			
<i>Folsomia sexoculata</i>	s (?)	s (?)	z (?)			
Coleoptera						
Staphylinidae						
<i>Bledius subniger</i>	s	va	va			
<i>Bledius arenarius</i>	va	va	s			
Cicindellidae	s	s	s			
Carabidae	s	s	s			
Hydrophilidae						
<i>Cercyon depressus</i>	s	z	z			
<i>Cercyon littoralis</i>	s	s	va			
Ptilinidae						
<i>Plenidium punctatum</i>	s	s	z			
Heteroceridae	s	s	s			
Hydraenidae	s	s	s			
Histeridae	s	s	s			
Scarabeidae	s	s	s			
Tenebrionidae	s	s	s			
Diptera						
Hybotidae						
<i>Chersodromia arenaria</i>	z	z				
<i>Chersodromia hirta</i>	z	z				
<i>Chersodromia cursitans</i>	s	s				
Dolichopodidae	s	s	s			
Sepsidae						
<i>Orygma luctuosum</i>	s	s	z			
Helcomyzidae						
<i>Helcomyza ustulata</i>	s	va	va			
<i>Heterocheila buccata</i>	s	va	va			
Coelopidae						
<i>Coelopa frigida</i>	s	z	z			
<i>Coelopa pilipes</i>	s	z	z			
<i>Malacomysia sciomyzina</i>	s	z	z			
Canacidae						
<i>Canace nasica</i>	s	s	z			
Sphaeroceridae						
<i>Thoracochaeta zosteriae</i>	z	z	z			
Ephydriidae						
<i>Hecamede albicans</i>	s	z	z			
<i>Glenanthe ripicola</i>	s	z	z			
<i>Scatella subguttata</i>	za	za	za			
Anthomyidae						
<i>Fucellia maritima</i>	za	za	za			
<i>Fucellia tergina</i>	za	za	za			
Scathophagidae						
<i>Cerastinastoma ostiorum</i>	s	z	z			
Muscidae						
<i>Villeneuveia aestuum</i>	?	?	?			

Referenties

Adin, R. & P. Riera, 2003. Preferential food source utilisation among stranded macroalgae by *Talitrus saltator* (Amphipod, Talitridae): a stable isotopes study in the northern coast of Brittany (France). *Est. Coast. Shelf Science* 56: 91-98.

ARDÖ, P. (1957). Studies in the marine shore dune ecosystem with special reference to the dipterous fauna. *Opuscula entomologica supplementum XIV*. 255 pp.

BACKLUND, H.O. (1945). Wrack fauna of Sweden and Finland ecology and chorology. *Opuscula entomologica. Suppl. 5*. Lund, 236 pp.

BEQUAERT, M. & GOETGHEBUER, M. (1913). Deux chironomides marins capturés sur le littoral belge (*Clunio marinus* Haliday et *Camptocladius thalassophilus* nov. spec.). *Annl. Soc. Ent. Belg.* 58, 370-38.

CALS, P. (1963). *Leptocera zoosterae* (Haliday) et son parasite *Loxotropa laticeps* Kiefer (Diptera Borboridae; Hymenoptera Diapriidae). *Cahiers des Naturalistes, Bulletin*, 19: 65-69.

BEQUAERT, M. (1913). Bijdrage tot de kennis van de Dipterenfauna der Belgische kust. *Handelingen van het XVII Vlaamsch Natuur- en Geneeskundig Congres, Gent 20-22 september 1913*: 178-183.

BERGERARD, J. (1989). *Ecologie des laisses de marée. Année biologique*. 39-54.

Borgioli, C., Martelli, L., Porri, F., D'Elia, A. Marchetti, G. M. & F. Scapini, 1999. Orientation in *Talitrus saltator* (Montagu) : trends in intrapopulation variability related to environmental and intrinsic factors. *J. Exp. Mar. Biol.* 238: 29-47.

Bulnheim, H. P. & A. Scholl, 1986. Genetic differentiation between populations of *Talitrus saltator* and *Talorchestia deshayesii* (Crustacea, Amphipoda) from coastal areas of the north-western European continent. *Mar. Bio.* 92 (4): 525-536.

Bulnheim, H.P., 1991. Zur Ökophysiologie, Sexualität und Populationsgenetik litoraler Gammaridea – ein Überblick. *Helg. Meeresuntersuch.* 45 (3): 381-401.

CAUSSANEL, C. (1970). Contribution à l'étude du peuplement d'une plage et d'une dune landaise. *Vie et Milieu, Série C*, 21 : 59-104.

CHENG (Ed.), North Holland Publ. Co. , 521-551.

CHVALA, M. (1975). The Tachydromiinae (Dipt. Empididae) of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Entomologica Scandinavica*, 3, 336 pp. Klampenborg.

De Matthaeis, E., Davolos, D. & M. Cobolli, 1998. Genetic divergence between populations and species of talitrids from Aegean Islands. *J. Heredity* 89 (1): 37-43.

DE MEYER, M., GROOTAERT, P. & HAGHEBAERT, G. (1989). A short note on the pipunculid fauna of the Belgian dunes (Diptera, Pipunculidae). *Bulletin et Annales de la Société royale belge d'Entomologie*, 125: 332-334.

DEN HOLLANDER, J. & J.C.A. VAN ETTEN (1974). De oekologie van *Bledius arenarius* en *B. subniger* op het Oostvoornse strand (Coleoptera, Staphylinidae). *Entomologische Berichten* 34: 155-160.

DOBSON, T. (1974). Studies on the biology of the kelp-fly *Coelopa* in Great Britain. *Journal of Natural History*, 8: 155-177.

DOBSON, T. (1976). Seaweed flies (Diptera, Coelopidae, etc.) In: *Marine insects* L. Cheng (Ed.), North Holland Publ. Co. , 447-463.

- DOYEN, J.T. (1976). Marine beetles (Coleoptera excluding Staphylinidae). In: Marine insects L. Cheng (Ed.), North Holland Publ. Co. , 497-519.
- EGGLISHAW, H.J. (1959). Studies on the Family Coelopidae (Diptera). Transactions of the Royal Entomological Society of London, 112:
- EGGLISHAW, H.J. (1960a). The Life-History of *Helcomyza ustulata* Curt. (Dipt. Dryomyzidae). Entomologist's Monthly Magazine, 96: 39-42.
- EGGLISHAW, H.J. (1960b.) The Life-History of *Fucellia maritima* (Haliday) (Diptera, Muscidae). The Entomologist, 225-231.
- EGGLISHAW, H.J. (1961). Mass Migrational Flights of *Coelopa frigida* (Fabricius) and *C. pilipes* Haliday (Diptera, Coelopidae) and *Thoracochaeta zostera* Hal. (Diptera, Sphaeroceridae). The Entomologist, 11-19.
- Fallaci, M., Aloia, A., Audoglio, M., Colombini, I., Scapini, F. & L. Chelazzi, 1999. Differences in behavioural strategies between two sympatric talitrids (Amphipoda) inhabiting an exposed sandy beach of the French Atlantic coast. Estuar. Coast. Shelf Sci. 48 (4): 469–482.
- Fialkowski, W., Rainbow, P. S., Fialkowska, E. & B. D. Smith, B.D., 2000. Biomonitoring of trace metals along the Baltic coast of Poland using the sandhopper *Talitrus saltator* (Montagu) (Crustacea: Amphipoda). Ophelia 52, 183– 192.
- Fialkowski, W., Rainbow, P. S., Smith, B. D. & L. Zmudzinski, 2003. Seasonal variation in trace metal concentrations in three talitrid amphipods from the Gulf of Gdansk, Poland. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 288 (1): 81-93.
- FJELLBERG, A. (1980). Identification keys to Norwegian Collembola. Norsk Entomologisk Forening., 156 pp.
- Gaston, K. J. & J. I. Spicer, 1998. Do upper thermal tolerances differ in geographically separated populations of the beachflea *Orchestia gammarellus* (Crustacea: Amphipoda)? Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 229(2): 265-276.
- GOETGHEBUER, M. (1928). Assemblée générale du 8 janvier 1928. Société Entomologique de Belgique, 17-23.
- GOETGHEBUER, M. (1934). Diptères Némocères de la zone littoral de Belgique. Bulletin et Annales de la Société entomologique de Belgique, 74: 35-48.
- Goetghebuer, M. (1942). Faunule Diptérologique des brise-lames. Bulletin du Musée royal d'Histoire naturelle de Belgique, XVIII (24): 1-10.
- Griffiths C. L., Stenton-Dozey, J. M & K. Koop, K., 1983. Kelp wrack and energy flow through a sandy beach ecosystem. In: Sandy beaches as ecosystems, A. McLachlan & T. Erasmus (eds.), W. Junk, The Hague, 547–556.
- GROOTAERT, P. (1989). Enkele opmerkingen over vliegen (Diptera, Brachycera) van de Belgische kust. Bulletin et Annales de la Société royale belge d'Entomologie, 125: 156-157.
- HAGHEBAERT, G. (1989). Coleoptera from marine habitats. Verhandelingen van het symposium "Invertebraten van België": 301-307.
- Hartog, C., den, 1963. The amphipods of the Deltaic regions of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrography of the area. Part 2. The Talitridae. Neth. J. Sea Res. 2: 40-67.
- JANSSENS, F. (2002). A checklist of the Belgian springtails. Nomina Collembola Belgica. <http://www.collembola.be>

Jedrzejczak, M. F., 2002. Stranded *Zostera marina* L. vs wrack fauna community interactions on a Baltic sandy beach (Hel, Poland): a short term pilot-study. Part II. Driftline effects of succession changes and colonisation of beach fauna. *Oceanologia* 44 (3): 367-387.

Kersmaekers, M., 1988. *Armadillidium album* (Dolfus, 1889), nouvel Oniscoïde pour la faune belge (Crustacea, Isopoda). *Bull. Anns Soc. R. belge Ent.* 124 : 67-69.

Kiss, B. & F. Samu, 2000. Evaluation of population densities of the common wolf spider *Pardosa agrestis* (Araneae: Lycosidae) in Hungarian alfalfa fields using mark-recapture. *Eur. J. Entomol.* 97 (2): 191-195.

Kiss, B. & F. Samu, 2002. Comparison of autumn and winter development of two wolf spider species (*Pardosa*, Lycosidae, Araneae) having different life history patterns. *J. Arachnol.* 30 (2): 409-415.

KOEHLER, H., MUNDERLOH, E. & HOFFMANN, S. (1995). Soil microarthropods (Acari, Collembola) from beach and dune : characteristics and ecosystem context. *J. Coast. Conserv.* 1: 77-86

Koponen, S 2000. Spiders (Araneae) on sandy islands in the southwestern archipelago of Finland. *Ekol. Bratislava* 19 suppl. 4: 79-85.

Lagardère, J. P., 1966. Recherches sur la biologie et l'écologie de la macrofaune des substrats meubles de la côte des landes de la côte basque. *Bull. cent. Etud. Rech. Scient. Biarritz* 6: 143-209.

Lincoln, R. J., 1979. British Marine Amphipoda: Gammaridea. British Museum (Natural History), London.

LOUIS, M. (1977). Etude des populations de Talitridae des Etangs littoraux méditerranéens. *Bull. Ecologie* 8, 63-83.

Maelfait, J-P., Baert, L., Janssen, M. & M. Alderweireldt. A Red list for the spiders of Flanders. *Bull. Kon. Belg. Inst. Natuurwetenschappen, Entomologie* 68: 131-142.

MEUNIER, F. (1898). Liste des Diptères et des Hyménoptères capturés sur les dunes de Blankenberghe. *Ann. Soc. Scient. de Bruxelles.*

MOORE, I. & E.F. LEGNER, (1976). Intertidal rove beetles (Coleoptera, Staphylinidae). In: *Marine insects* L.

Moore, P.G., Rainbow, P.S., Hayes, E., 1991. The beach-hopper *Orchestia gammarellus* (Crustacea: Amphipoda) as a biomonitor for copper and zinc: North Sea trials. *Sci. Total Environ.* 106, 221– 238.

Nardi, M., Persson, L. E. & F. Scapini, 2000. Diel variation of visual response in *Talitrus saltator* and *Talorchestia deshayesii* (Crustacea : Amphipoda) from high latitude beaches of low tidal amplitude. *Estuar. Coast. Shelf Sc.* 50 (3): 333-340.

Nyffeler, M. & R. G. Breene, 1992. Dominant insectivorous polyphagous predators in winter-wheat - high colonisation power, spatial dispersion patterns, and probable importance of the soil surface spiders (Araneae). *D. Entomol. Z.* 39 (1-3): 177-188.

Palmen, E. 1944. Die anemohydrochore Ausbreitung der Insekten als zoogeografischer Faktor. Mit besonderer Berücksichtigung der Baltischen Einwanderungsrichtung als Ankunftswege der Fennoskandischen Käferfauna. *Annales Zoologici Societatis Botanicae Fennicae Vanamo* Tom. 10 Nr. 1, Helsinki.

POLLET, M. & GROOTAERT, P. (1995). The Dolichopodid fauna of coastal habitats in Belgium. *Bull. Anns Soc. r. belge Ent.*, 130: 331-344.

POLLET, M. (2000). Een gedocumenteerde Rode Lijst van Slankpootvliegen van Vlaanderen. *Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud* 8: 1-190.

- Rainbow, P. S. & D. J. H. Phillips, 1993. Cosmopolitan biomonitors of trace-metals. *Marine Pollution Bulletin* 26(11): 593-601.
- Rainbow, P. S., Amiard-Triquet, C., Amiard, J. C., Smith, B. D., Best, S. L., Nassiri, Y. & W. J. Langston, 1999. Trace metal uptake rates in Crustaceans (Amphipods and Crabs) from coastal sites in NW Europe differentially enriched with trace metals. *Marine Ecology-Progress Series* 183: 189-203.
- Rainbow, P. S., Moore, P. G. & D. Watson, 1989. Talitrid amphipods as biomonitors for copper and zinc. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 28: 567– 582.
- Rainbow, P. S., Smith, B. D. & S. S. S. Lau, 2002. Biomonitoring of trace metal availabilities in the Thames estuary using a suite of littoral biomonitors. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 82(5): 793-799.
- Rainbow, P. S.; Amiard-Triquet, C.; Amiard, J. C.; Smith, B. D. & W. J. Langston, 2000. Observations on the interaction of zinc and cadmium uptake rates in Crustaceans (Amphipods and Crabs) from coastal sites in UK and France differentially enriched with trace metals. *Aquatic Toxicology* 50(3): 189-204.
- READ, D.J. (1989). Mycorrhiza's and nutrient cycling in sand dune ecosystems. *Proc. R. Soc. Edinburgh*, 96B : 89-110
- REMMERT, H. (1964). Distribution and ecological factors controlling distribution of European wrack fauna. *Bot. Gothobergensia III. Proc. 5th Marine Biol. Symp. Gotheborg*: 179-184.
- Robertson A. I. & K. Mann, 1980. The role of isopods and amphipods in the initial fragmentation of eelgrass detritus in Nova Scotia, Canada *Mar. Biol.* 59: 63–69.
- SALMANE, I. (2000). Fauna of soil-dwelling predatory Gamasina mites (Acari: Mesostigmata) in seashore habitats of the Kurzeme coast, Latvia. *Ekologia (Bratislava)* 19, suppl 4: 87-96
- Samu, F. & C. Szinetar, 2002. On the nature of agrobiont spiders. *J. arachnol.* 30 (2): 389-402.
- SCHULTE, G., SCHUSTER, R. & H. SCHUBART. (1975). Zur Verbreitung und Ökologie der Ameronthrinen (Acari, Oribatei) in terrestrischen, limnischen und marine Lebensräumen. *Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh.* 15: 359- 385.
- SCHUSTER, R. (1988). Transoceanic distribution of air-breathing littoral mites. In G.P. CHANNABASAVANNA & C.A. VIRAKTAMATH (Ed.): *Progress in Acarology*: 355-362.
- STEIDLE, J. L.M., DETTNER, K., HÜBNER, G., KÖPF, A. & J. REINHARD. (1995). The predaceous Fly *Lispe candicans* (Diptera: Muscidae) and its chemically Protected Prey, the Rove Beetle *Bledius furcatus* (Coleoptera: Staphylinidae). *Entomol. Gener.* 20: 11-19.
- Stenton-Dozey, J. M. E. & C. L. Griffiths, 1983. The fauna associated with kelp stranded on a sandy beach. In: *Sandy beaches as ecosystems*, A. McLachlan & T. Erasmus (eds.), W. Junk, The Hague, 557–568.
- Toth, F. & J. Kiss, 1999. Comparative analyses of epigeic spider assemblages in northern Hungarian winter wheat fields and their adjacent margins. *J. arachnol.* 27 (1): 241-248.
- TSACAS, L. (1959). Contribution à l'étude des Diptères du littoral marin de la région de Roscoff. *Arch. Zool. Exp. Gén.* 98 Notes et Revue 2 : 62-92.
- TURIN, H. (2000). *Nederlandse Fauna 3. De Nederlandse loopkevers: verspreiding en oecologie (Coleoptera: Carabidae)*. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis. RNNU Uitgeverij, European Invertebrate Survey, Nederland, Leiden. 666 p., 16 plates + CD-ROM
- Vader, W. & L. De Wolf, 1988. Biotope and biology of *Armadillidium album* Dollfuss, a terrestrial isopod of sandy beaches, in the SW Netherlands. *Neth. J. Sea Res.* 22 (2): 175-183.

Vader, W., 1968. De strandvlo *Talorchestia brito* in Nederland (Amphipoda, Talitridae). *Levende Natuur* 71: 234-239.

Vader, W., 1970. *Talorchestia brito* Stebbing (Amphipoda, Talitridae): notes on distribution, taxonomy, and biology. *Sarsia* 42: 83-96.

VILLENEUVE, J. (1903). Contribution au Catalogue des Diptères de Belgique. Feuille des Jeunes naturalistes, Paris: 192-195.

Weeks, J. M. & P. G. Moore, 1991. The effect of synchronous molting on body copper and zinc concentrations in four species of Talitrid Amphipods (Crustacea). *J. Mar. Biol. Ass. UK* 71 (2): 481-488.

Weeks, J. M. & P. S. Rainbow, 1993. The relative importance of food and seawater as sources of copper and zinc to Talitrid Amphipods (Crustacea, Amphipoda, Talitridae). *Journal of Applied Ecology* 30(4):722-735.

Zulka, K. P., Milasowszky, N. & C. Lethmayer, 1997. Spider biodiversity potential of an ungrazed and a grazed inland salt meadow in the National Park 'Neusiedler See-Seewinkel' (Austria): Implications for management (Arachnida: Araneae). *Biodivers. Conserv.* 6 (1): 75-88.

Annex 5. Zoöbenthos (meio, macro, hyper, epi)

Jeroen Speybroeck, Steven Degraer & Tom Gheskiere
 Universiteit Gent, Sectie Mariene Biologie, Krijgslaan 281 - gebouw S8, 9000 Gent
jeroen.speybroeck@UGent.be

ECOLOGIE VAN ZOÖBENTHOS

Meiobenthos

Meiobenthos is de benthische infauna kleiner dan 1 mm en groter dan 35 µm.

McLachlan (1983a) geeft een bevattelijk overzicht van de ecologie van zandstranden. Wat volgt voor meiobenthos is gebaseerd op diens synthese.

Meiofauna van zandstranden wordt gedomineerd door nematoden (rondwormen) en harpacticide copepoden (roeipootkreeftjes) naast oligochaeten (borstelarme wormen), Turbellaria (trilhaarwormen), ostracoden (mosselkreeftjes), mystacocariden, gastrotrichen (buikhaarwormen), halacaride mijten, tardigraden (beerdiertjes of mosbeertjes), gnathostomuliden (tandmondwormen), Hydrozoa (poliepen) en Bryozoa (mosdiertjes).

Nematoden domineren in fijnere sedimenten, harpacticiden domineren in grover sediment, terwijl beiden even belangrijk zijn in sedimenten met mediane korrelgrootte van 300-350 µm.

Verticaal daalt de meiofauna-abundantie drastisch onder de "redox potential depth", in gereduceerde lagen (zuurstofdepletie). Verschillende soorten en taxa vertonen duidelijk gedefinieerde verticale distributiepatronen (= in de diepte) in functie van de reducerende omstandigheden. Normaliter is de verticale distributie groter bovenaan het strand dan in de surfzone.

Meiofauna voedt zich met bacteriën, diatomeeën (kiezelwieren), Protozoa (eencelligen), detritus, andere meiofaunaorganismen en opgelost organisch materiaal. Dit leidt tot het definiëren van een aantal **voedselgroepen**:

- bacterieel voedende organismen
- niet-selectieve deposit-eters
- diatomeeën-eters
- carnivoren
- filter-voedende organismen

Er werd aangetoond dat copepoden diatomeeën eten en in duidelijk mindere mate phytoflagellaten (Granéli & Turner, 2002).

Menn (2002) vergeleek de voedselwebstructuur van een intermediair, erosief strand met die van een dissipatief, accreterend strand. Het eerste strand wordt getypeerd door oxische nutriëntenregeneratie en de dominante fauna meiobenthos bestaande uit mobiele soorten. In het tweede strand kunnen nutriënten deels opgeslagen worden in het sediment en benut worden door de biota. Dit strand bezit ook een abundante meiobenthische fauna maar deze wordt gekenmerkt door weinig mobiele organismen (vnl. nematoden). Bovendien heeft dit strand ook een rijke fauna van macrobenthos, epibenthische predatoren en vogels.

Volgens McLachlan (1983a) is er weinig overlap tussen het type habitats dat meio- en macrofauna bezetten. Eerder dan de rechtstreekse ruimtebeperking ten gevolge van korrelgrootte zijn hiervan afhankelijke factoren zoals waterinhoud, watercirculatie en zuurstofbeschikbaarheid van belang voor meiofauna (Jansson, 1967).

De schijnbare scheiding tussen de voedselwebben van macrofauna, meiofauna en bacteriën wordt deels bevestigd door de bevinding dat het voedingsgedrag macrofauna amper invloed heeft op de bacteriële densiteiten (Kemp, 1987). Meio- en macrobenthos lijken als het ware "naast elkaar" te leven in hetzelfde biotoop. Als het sediment fijner wordt dan 200 µm is de link tussen beide groepen wel aanwezig: grotere gravende meiofaunaorganismen verschijnen die potentieel worden gegeten door macrofauna. Dit zorgt dan voor een betere doorstroming van energie, mede omdat de meiofauna aan het oppervlak zit en de macrobenthische depositfeeders in aantal toenemen in fijner sediment. Op de stranden van de Vlaamse kust is deze meio-macro-interactie wellicht bijzonder gering.

In gebieden met een hoge toevoer van organisch materiaal kunnen de hoge macrobenthosdensiteiten echter een negatieve impact op de meiofauna hebben (Moodley, 1998) maar dit lijkt weinig van toepassing voor zandstranden, aangezien organisch materiaal door hoge dynamiek snel wordt

uitgespoeld of begraven en nooit vergelijkbaar is met de hoge concentraties in bepaalde subtidale zones, bv. aan estuaria.

McLachlan resumeert met het aanduiden van drie min of meer op zichzelf bestaande biomassapieken in het benthos:

- Bacteria
- Interstitiële meiofauna
- Macrofauna

De meiofauna is meestal abundantier dan macrofauna, terwijl macrofauna een groter deel van de totale biomassa uitmaakt (Greene, 2002).

Het eerste onderzoek naar zandstrandmeiofauna aan de Belgische kust werd uitgevoerd op het strand van De Panne (Gheschiere *et al.*, 2002). Naast krabbenlarven werden 11 hogere taxa gevonden (Nematoda, Turbellaria, Polychaeta (borstelwormen), Oligochaeta, Gastrotricha, Gnathostomulidae, Tardigrada, Ostracoda, Harpacticoida, Calanoida (andere groep van roeipootkreeftjes), Amphipoda (vlokkreeftjes)), waarvan nematoden domineerden (tot 97 % van de aantallen).

De meiofaunadensiteit nam toe van het hoog strand naar het laag strand. De nematodendiversiteit nam toe vanaf het hoog strand en bereikte een maximum rond midtij-niveau. Drie -niet volmaakt gescheiden- soortenassociaties werden aangeduid: droog strand, hoog intertidaal en laag intertidaal. De scheiding van deze associaties wordt moeilijker naar het subtidaal toe door een grotere overlap van de verspreiding van verschillend taxa.

Enkele taxa werden als typerend voor de drie zones aangeduid:

- droog zand: *Rhabditis* sp. en *Axonolaimus helgolandicus*
- hoog intertidaal: *Trissonchulus* sp., *Dichromadora hyalocheile* en *Parachromadorita* sp.
- laag intertidaal: meerdere soorten waaronder *Odontophora phalarata*, *O. rectangula*, *Cyartonema elegans* en *Chaetonema riemanni*.

In totaal werden 87 soorten nematoden onderscheiden waaronder enkele nieuw voor de wetenschap.

Macrobenthos

Macrobenthos is de benthische infauna groter dan 1 mm. Macrobenthos van zandstranden wordt gedomineerd door crustaceeën (schaaldieren), polychaeten en mollusken (weekdieren), waarbij deze laatste vaak minder belangrijk zijn in densiteiten maar wel belangrijk kunnen zijn in biomassa en waarbij de resistentie voor expositie lijkt af te nemen van crustaceeën over mollusken naar polychaeten (McLachlan, 1983; Elliot *et al.*, 1997).

Omwille van hun centrale rol in het intertidale voedselweb en omwille van hun beperkte mobiliteit zou men kunnen stellen dat macrobenthische organismen de uitgelezen groep zijn om te bestuderen in functie van het typeren van het strandecosysteem en de effecten van natuurlijke en antropogene invloeden. Bovendien zijn ze vrij eenvoudig te bemonsteren en te verwerken. De kennis van het macrobenthos is dan ook uitgebreider dan de kennis over veel andere groepen van het zandstrandecosysteem.

Bepalende factoren en algemene principes

Hier worden factoren die de verspreiding en het voorkomen van macrobenthos op stranden bepalen en algemene principes toegelicht.

Voeding, voedingswaarde en biotische interacties

Het macrobenthos lijkt zich voornamelijk te voeden met dierlijk detritus en in mindere mate met phytodetritus (Josefson *et al.*, 2002). Bloeien van diatomeeën lijken eerder te worden begraven in het sediment (voor hun remineralisatie) dan te worden opgegeten door heterotrofe organismen.

In vergelijking met de fauna van harde kustsubstraten ligt de biomassa op zandstranden tien maal lager. Korrelgrootte lijkt de beste predictor van zandstrandbiomassa, terwijl dit expositie aan golven is voor rotskusten (Ricciardi & Bourget, 1999).

McLachlan (2001) stelt dat **competitie** weinig rol zou spelen in intertidale sedimenten, in tegenstelling tot andere biologische factoren zoals predatie en recrutering. Voornamelijk competitie voor plaats zou ontbreken, terwijl competitie voor voedsel wel mogelijk zou zijn. De schijnbare actieve selectie van

twee isopoden voor bepaalde korrelgrootten en de negatieve correlatie tussen hun densiteiten laat echter vermoeden dat competitie voor plaats niet uit te sluiten valt (Defeo *et al.*, 1997).

Ook andere studies duiden erop dat milieuv variabelen de zonatie van het macrobenthos in sterkere mate bepalen (*zie verder*) dan biologische interacties en dat bepaalde algemene principes zoals de inverse relatie van lichaamsgrootte en populatiegrootte niet gelden in intertidale habitats (De Ruyck *et al.*, 1992, Dugan *et al.*, 1995).

Link met morfodynamiek

Het reeds geruime tijd gekend dat soortenrijkdom en abundantie beiden omgekeerd evenredig zijn met de helling van het strand en met de mediane korrelgrootte (McLachlan, 1983). Gray (2002) geeft een overzicht van de kennis omtrent soortenrijkdom van zachte mariene substraten en duidt de korrelgrootte van het sediment aan als één van de belangrijkste omgevingsfactoren.

Later werd dit verband voor zandstranden duidelijker gelinkt aan de morfodynamiek van het strand (cf. Masselink & Short, 1993) en aan het swashklimaat. Het swashklimaat hangt duidelijk samen met de helling en het morfodynamisch type van het strand maar niet met de golfenergie. Veranderingen in de dynamiek van de effluentlijn en de swashzone van reflectief naar dissipatief zijn verantwoordelijk voor veranderingen in de interstitiële omstandigheden en de samenstelling van de aanwezige macrofauna (McArdle & McLachlan, 1991). McArdle & McLachlan (1992) verfijnden deze bevindingen enigszins door hieraan toe te voegen dat het swashklimaat voornamelijk door de helling en de golfhoogte wordt bepaald. Helling is vooral van belang op reflectieve stranden en golfhoogte vooral op dissipatieve, terwijl op intermediaire stranden beiden cruciaal zijn.

Het type van fauna dat zich ontwikkelt op een strand zou vooral bepaald worden door helling en morfodynamisch type van strand en minder rechtstreeks door korrelgrootte en golfklimaat (McLachlan, 1990). Het valt echter te betwijfelen of dit op basis van het onderzoek van McLachlan (1990) kan besloten worden voor alle stranden.

McLachlan *et al.* (1996) stellen dat de breedteligging van veel kleiner belang is dan het morfodynamisch strandtype en dat de resultaten van Dexter (1992) veeleer afhangen van het morfodynamisch type dan van de breedteligging. Dexter (1992) zelf geeft als mogelijke verklaringen de inadequate kennis van systematiek en taxonomie van tropische taxa en de hogere fysische stress in het tropisch intertidaal. Dit laatste stemt overeen met McLachlan *et al.* (1996). Op populatieniveau is er echter weinig gekend. Populaties kunnen een langere voortplantingsperiode, sterkere groei, hogere aantal nakomelingen per legsel of worp hebben op dissipatieve stranden (Defeo & Cardoso, 2002). Jaramillo & McLachlan (1993) vermelden dat veranderingen in strandtype duidelijker effect hebben op de fauna op gemeenschapsniveau dan op populatieniveau.

Swash exclusion hypothesis etc.

de la Huz *et al.* (2002) bevestigen voor een verwant van *Donax vittatus* de "**swash exclusion hypothesis**" (SEH) door te stellen dat het grovere zand op reflectieve stranden de ecologische efficiëntie van individuen verlaagd door hun graafsnelheid en/of groei en metabolisme te reduceren. De SEH houdt het gepaard gaan van de overgang van reflectieve naar dissipatieve omstandigheden met continu stijgende diversiteit, densiteiten en biomassa (McLachlan *et al.*, 1995). Enkele –beperkt in aantal– bedenkingen werden reeds gemaakt bij de SEH omtrent de algemene toepasbaarheid op populatieniveau en het verwaarlozen van de rol van andere populatieregulerende processen en mechanismen (Defeo *et al.*, 2001; Defeo & Martinez, 2003 – in de laatste onder de naam "**habitat harshness hypothesis**").

Brazeiro (2001) trachtte de SEH en het afnemen van soortenrijkdom van dissipatieve naar reflectieve stranden te verklaren en stelt voor naast (1) de swash-omstandigheden (cf. McArdle & McLachlan, 1991 en 1992) ook (2) de korrelgrootte en (3) de dynamiek van erosie en accretie als bepalend te beschouwen. Als een vierde factor wordt (4) de mogelijke invloed van organisch materiaal vermeld.

McLachlan (1990) en andere zoals Borzone *et al.* (1996) stellen dat de korrelgrootte van minder van belang is daar de organismen ruimere toleranties hebben dan wat ze van nature ervaren. Brazeiro (2001) baseert zich op zijn eigen onderzoek en dat van Defeo *et al.* (1997) om te besluiten dat actieve selectie van of voorkeur voor bepaalde korrelgrootten door bepaalde taxa wijst op een onderschatte rol van de korrelgrootte, zoals ook zou kunnen afgeleid worden uit McLachlan (1996), Nel *et al.* (1999), Nel *et al.* (2001) de la Huz *et al.* (2002) en McLachlan *et al.* (1995).

De erosie-accretiedynamiek moet verder volgens Brazeiro (2001) beschouwt worden omwille van de grotere variatie op reflectieve stranden in de toename van mediane korrelgrootte en hellingsgraad bij erosie (en vice versa bij accretie). De invloed van organisch materiaal kan uit het onderzoek van Brazeiro (2001) niet ondersteund worden. Hij besluit met een nieuwe hypothese: de **“multicausal environmental severity”**-hypothese, waarmee -in tegenstelling tot in de SEH-hypothese- de grote variatie tussen soorten (verschillende energiebronnen, verschillende voortplantingswijzen, voorkomen in verschillende zones) wordt meegenomen in de verklaring van soortenrijkdom op zandstranden. Het testen van beiden hypothesen is bijzonder moeilijk omdat het vaak niet mogelijk is de individuele effecten van verschillende factoren te onderscheiden, onder meer door de natuurlijke colineariteit van fysische variabelen.

Zonatie & ruimtelijke variatie van macrobenthos langs de Vlaamse kust

De zonatie op stranden is een gevolg van de verschillende hoogteligging van de zones en de werking van het getij en werkt voornamelijk in op de biota via de vochtigheid van het zand en de activiteit in de **swashzone**. Vanuit biologisch oogpunt is in het intertidaal niet zozeer de absolute hoogte van het habitat van belang maar wel de duur van het droog of onder water staan is bepalend voor een hele reeks aan stressfactoren die op de biota inwerken zoals droogtestress, veranderingen in temperatuur, saliniteit, compactie van het sediment,

Het is belangrijk te beseffen dat men “feitelijke” zonatie moet onderscheiden van transitionele variatie langsheen een gradiënt. In dit geval betekent dit dat de hoogte en de zones ingenomen door individuele soorten variabel zijn en niet scherp begrensd. Bovendien zijn de biologische -al dan niet schijnbaar of reële- zones de som van de verspreiding meerdere soorten langsheen de hoogtegradiënt waarbij elk van deze soorten specifieke habitatpreferenties heeft. Wat geldt voor een bepaalde zone is dus de som van wat geldt voor de individuele soorten. Ook moet in acht genomen worden dat het intertidaal een open systeem is: zowel fysisch als biologische vinden uitwisselingen met hoger gelegen en lager gelegen gebieden op.

De zonatie van macrobenthos in het intertidaal is vooral duidelijk en goed gekend van rotskusten (cf. McLachlan, 1983). Voor zandstranden is deze zonatie veel minder zichtbaar. De dynamische aard van het substraat kan voor verschuivingen zorgen in populaties en gemeenschappen en de organismen zijn in het algemeen minder makkelijk waarneembaar voor het menselijk oog.

McLachlan & Jaramillo (1995) geven een overzicht van zonatieschema's van zandstranden dat de inzichten uit voorgaande publicaties bundelt (e.g. McLachlan 1983a) en hun bevindingen werden nadien door andere auteurs als werkbaar bevonden (e.g. Knox 2001).

Samenvattend worden er drie biologische en vier fysische zones onderscheiden.

Drie biologische zones van boven op het strand naar onder:

- **subterrestrische rand**
- **midlittorale zone** (of eulittorale zone)
- **sublittorale rand** met grote verscheidenheid aan organismen

Vier fysische zones, eveneens van boven naar onder:

- **zone van drogend of droog zand** (eventueel deze twee als aparte zones) boven de gemiddelde hoogwaterlijn en enkel bevochtigd door spatwater
- **retentiezone** verliest capillair water gravitationeel bij aftrekkend water; sediment blijft vochtig maar niet nat.
- **“vernieuwingszone”** (resurgence): gekenmerkt door in- en uitstromen van interstitieel water met het getij; moeilijk af te bakenen.
- **verzadigingszone**: het zand is continu verzadigd met water

De laatste twee fysische zones worden gelijk gesteld met de laatste biologische zone en een koppeling van biologische zones aan de fysische is mogelijk:

- **zone van drogend of droog zand** bv. *Talitrus saltator* (strandvlo)
- **retentiezone** bv. *Bathyporeia pilosa*, *Eurydice pulchra*
- **“vernieuwingszone”** (resurgence) bv. *Scolecopsis squamata*, *Haustorius arenarius*
- **verzagingszone** bv. *Spiophanes bombyx*, *Spio filicornis*, *Nephtys cirrosa*, *Pontocrates arenarius*, *Pontocrates altamarinus*, *Portunus latipes*, *Macoma balthica*, *Gastrosaccus sanctus*, *Arenicola marina*, *Donax* spp.

De zonatie is afhankelijk van verschillende factoren van **variatie** zoals

- seizoenale variatie: zeewaartse migratie van *Donax vittatus* en *Bathyporeia* spp. in de winter als vlucht voor koude en stormexpositie
- gedrag (vnl. op macrotidale “low energy” stranden) : bv. tidale migratie door mobiele soorten; bij crustaceeën op basis van een endogene rythmie; mollusken als respons op het getij
- grootte (intraspecifiek): juvenielen komen overal voor maar vooral boven de ondergrens van de swash ⇔ adulten vooral in swash en in het subtidaal
- biologische interacties: competitie voor voedsel en predatie

Bovendien verschilt de zonatie tussen verschillende morfodynamische types van stranden. Zo kunnen de twee meest laag gelegen biologische zones op reflectieve stranden met grof zand ontbreken, ontbreekt de laagste zone op reflectieve stranden met fijn zand en lijken extra zones te kunnen onderscheiden worden in de meest dissipatieve strandtypes (Jaramillo & McLachlan, 1993).

Jaramillo & McLachlan (1995) vermelden dat strandecologen zelden of nooit rekening lijken te houden met de rol van de morfodynamische aard van bestudeerde stranden.

Sinds deze vermelding verschenen echter verschillende publicaties die morfodynamiek en zonatie met mekaar in verband trachten te brengen, waaronder een onderzoek van de Vlaamse Kust (Degraer *et al.*, 2003). De beperkte gradiënt aan morfodynamische types (cf. Masselink & Short, 1993; low tide bar/rip (LTBR) en ultra-dissipatief (UD)) werd onderzocht.

Het bepalen van de dimensieloze valsnelheid en relatieve getijdenrange en de hier uit afleidbare *beach state index* (BSI) lieten toe acht stranden langsheen deze gradiënt te plaatsen. Dit zorgde ervoor dat een aantal stranden als UD werden aangeduid (De Panne, Sint-Laureins, Raversijde, Fonteintjes, Heist) en een aantal als LTBR (Schipgatduinen, Vosseslag, Zwin). Opmerkelijk was dat het duidelijke gat in de gradiënt (vnl. o.b.v. BSI) slechts door één strand werd opgevuld (Schipgatduinen). De stranden van Fonteintjes en Heist vormen de uitzonderingen op de overgang van UD naar LTBR van west naar oost. Dit kan wellicht verklaard worden door de nabije ligging van de haven van Zeebrugge. De havenmuren hebben ongetwijfeld een invloed op de natuurlijke getijdenstromingen en het golfklimaat, waaruit veranderingen in morfologie en morfodynamiek van deze stranden mogelijk is (i.c. bv. fijnere mediane korrelgrootte wordt mogelijk).

De verspreidingspatronen van verschillende soorten worden volgens Degraer *et al.* (2003) vooral bepaald door de hoogteligging, wat overeenstemt met wat hoger vermeld werd (McLachlan & Jaramillo, 1995). De soortensamenstelling veranderde niet zo erg veel langsheen deze gradiënt met *Scolecopsis squamata* telkens als abundante soort.

Enkele gelijkenissen tussen de Vlaamse stranden qua algemene macrobenthische karakteristieken:

- totaal aantal soorten per strand vergelijkbaar (19-23 per strand in totaal) en toenemend aantal soorten van MHWS naar MLWS,
- piek van de macrobenthische respons tussen 2.5 m boven MLWS en MHWS,
- zelfde dominante diergroepen (borstelwormen en schaaldieren, zoals ook in McLachlan & Jaramillo, 1995; Degraer *et al.*, 1999a),
- zelfde dominante soorten (*Bathyporeia sarsi*, *B. pilosa*, *Scolecopsis squamata*, *Eurydice pulchra* en *Capitella capitata*).

Enkele verschillen langsheen de morfodynamische gradiënt in zonatie:

- lagere soortenrijkdom en densiteit in het hoger intertidaal gedeelte van de LTBR-stranden in vergelijking met de UD-stranden,
- op UD stranden worden de hoogste densiteiten en biomassa bereikt bovenaan het intertidaal en op LTBR stranden is dit op lagere hoogte,
- soorten die op UD stranden typisch zijn voor het hoger en midden intertidaal komen op LTBR stranden op lagere hoogte voor: enkel *Bathyporeia pilosa* komt op beide stranden bovenaan voor, terwijl *Bathyporeia sarsi*, *Scolelepis squamata* en *Eurydice pulchra* bovenaan op UD stranden voorkomen en in het midden of in lagere zones van het intertidaal van LTBR stranden worden aangetroffen,
- hoewel minder soortenrijk en door lagere densiteiten bevolkt, bevatten LTBR stranden in het mid- en laag-intertidaal enkele unieke soorten (bv. *Hesionides arenaria*, *Ophelia rathkei*, *Haustorius arenarius*).

Deze verschillen houden verband met de verschillen tussen UD en LTBR stranden. LTBR stranden zijn steiler dan UD stranden en hebben een grovere mediane korrelgrootte. Verder hebben LTBR stranden in tegenstelling tot UD stranden geen **surfzone** tussen **breakerzone** en **swashzone**; de golfenergie komt direct op het strand terecht en wordt minder geleidelijk verdeeld over het strand zoals bij UD stranden, waar deze surfzone meer dan 10 m breed kan zijn. Dit alles geeft aanleidingen tot een hogere omgevingsstress voor biologisch leven op LTBR stranden.

De soorten die enkel in mid- en laag-intertidale zones van LTBR stranden voorkomen (bv. *Hesionides arenaria*, *Ophelia rathkei*) staan bekend als soorten van grove sedimenten die zich voeden met respectievelijk interstitieel detritus en interstitiële diatomeeën en foraminiferen (Hartmann-Schröder, 1996).

Hierdoor hoeven ze niet aan het oppervlak te komen zoals meer delicate, buisjesvormende polychaeten zoals *Spio filicornis* en *Spiophanes bombyx* die eerder typerend zijn voor de minder stressrijke UD stranden.

In het intertidaal alleen kunnen twee zones onderscheiden worden, waarvan de onderste zone op UD stranden vaak in twee zones kan onderverdeeld worden (McLachlan & Jaramillo, 1995). Op Vlaamse UD stranden werden in het intertidaal drie macrobenthische zones onderscheiden (Degraer *et al.*, 2003):

- bovenste strandzone met *E. pulchra*, *S. squamata* en *B. pilosa*
- middelste strandzone met *B. sarsi*, *Eteone longa*, *Pygospio elegans* en *Psammodrillus balanoglossoides*
- onderste strandzone met *C. capitata*, *S. filicornis* en *Cumopsis goodsiri*

Hoewel in Degraer *et al.* (2003) *Nephtys cirrosa* -enigszins verwonderlijk- nergens abundant is, kan de laatste zone gelijk gesteld worden met de lage intertidale soortenassociatie uit Degraer *et al.* (1999), gekenmerkt door deze soort. Dit omdat het telkens gaat om soorten die een deel van een verspreiding en vaak ook hun optimum in het subtidaal hebben. Degraer *et al.* (1999) vermelden de gelijkenissen met de subtidale *Nephtys cirrosa*-gemeenschap (cf. Van Hoey *et al.*, 2004) met deze associatie en suggereren hiermee de bevestiging van de natuurlijke biologische overgang van intertidaal naar subtidaal.

Verder kan de associatie van de bovenste strandzone gelijk gesteld worden met de *Scolelepis squamata-Eurydice pulchra* – gemeenschap zoals deze wordt gedefinieerd door Van Hoey *et al.* (2004), hoewel het onderzoek van Degraer *et al.* (2003) een ruimere spreiding van deze gemeenschap lijkt aan te geven.

De hardere omstandigheden bovenaan op LTBR stranden, geassocieerd met de sterkere hellingsgraad en grotere mediane korrelgrootte, zorgen ervoor dat dezelfde soorten verder zeewaarts voorkomen dan op UD stranden. Dit leidt zoals eveneens aangegeven door McLachlan & Jaramillo (1995) als het ware tot een samendrukking van de macrobenthische zonatie waardoor de zones op LTBR stranden minder duidelijk te onderscheiden zijn dan op UD stranden.

Noot:

Belangrijk is te vermelden dat Degraer *et al.* (2003) slechts eenmalig elk strand bemonsterden. Temporele variatie kon niet gedocumenteerd worden. Het kan niet met zekerheid uitgesloten worden dat de verschillen tussen UD en LTBR stranden er anders zouden uitzien in andere delen van het jaar. Ook een vergelijkbare maar enigszins verschillende studie van Jaramillo & Gonzalez (1991) vat de temporele variatie niet. Het is ook niet duidelijk hoe het totale aantal soorten per strand wordt vergeleken bij een verschillende staalnameintensiteit (10-14 stations).

Enkele soorten

De keuze van de soorten is in eerste instantie afhankelijk van hun dominantie op zandstranden maar ook door het literatuuraanbod.

Eurydice pulchra

Leden van de familie Cirolanidae domineren de bovenste zone van het intertidaal op zandstranden in de meeste gematigde en tropische streken en worden in de Europese Noord-Atlantische kustzone vertegenwoordigd door het genus *Eurydice*. *Eurydice pulchra* lijkt in vergelijking met andere soorten van hetzelfde genus een soort van half geëxposeerde sites en komt voor van Noorwegen en de Baltische Zee tot in noordelijk Marokko (Jones & Pierpoint, 1997). Deze soort zwemt vrij rond bij het opkomend tij en voedt zich met polychaeten (Hayward & Ryland, 1995), wellicht hoofdzakelijk *Scolelepis squamata*.

Het blijft enigszins onduidelijk waarom deze dieren bij terugtrekkend water niet over het hele strand maar enkel bovenaan achterblijven. Ze worden trouwens elders ook op andere hoogten aangetroffen (Fincham, 1971). De intertidale verspreiding van deze zeepissebed varieert met het jaargetijde en getijhoogte (Fish, 1970). Onder 5°C zou deze soort in de winter amper het strand opzwemmen met stijgend water. Voor enkele verwante soorten werd aangetoond dat de zwemactiviteit het hoogst is bij hoog water en dit voor adulte dieren vooral 's nachts en voor onvolwassen dieren overdag (De Ruycck *et al.*, 1991).

Bepaalde cirolaniden zijn voor hun graafsnelheid eveneens afhankelijk van de korrelgrootte maar ook van de waterinhoud van het zand en niet van de waterdoorstroming (Yanicelli *et al.*, 2002). Ze graven significant sneller in fijn zand.

Hoewel nog niet duidelijk aangetoond op onze stranden kan de aanwezigheid van de verwante *Eurydice affinis* wellicht niet uitgesloten worden.

Scolelepis squamata

De Gemshoornworm is een polychaet die vooral bovenaan in het intertidaal voorkomt maar regionale verschillen bestaan waardoor deze soort op sommige stranden ook lager kan voorkomen (Hartmann-Schröder, 1996). De worm bouwt tijdelijke gangen die tot 40 cm diep zijn maar kan ook slangachtige zwembewegingen maken. De voortplanting valt in de late lente en vroege zomer. Dankers *et al.* (1983) vonden op de Waddeneilanden dat de eieren in mei in de waterkolom aanwezig waren, gevolgd door pelagische trochophora-larven in juni en juli, waarna de juvenielen zich in de bodem settlen na ongeveer 1 maand bij een grootte van ongeveer 2 mm. Het eerste jaar groeien de dieren om zich tijdens het volgende jaar voort te planten en vervolgens naar alle waarschijnlijkheid snel af te sterven.

De soort is een generalist en een predator en coprofaag: voedt zich door middel van de lange palpen met dode of levende planktonische embryo's, larven en juvenielen van andere invertebraten zoals larven van alikruikjes (*Littorina* spp.) maar ook met faeces van bv. *Capitella capitata* en maakt geen (actieve) selectie van wat hij eet (Dauer, 1983), terwijl eerdere auteurs de soort als een selectieve deposit-feeder aanduiden (Reilly & Bellis, 1983; Mooij, 1982). Dauer (1983) geeft aan dat *Scolelepis squamata* door zijn vaak hoge dichtheden en voedingsspectrum –jonge stadia van macrobenthische organismen maar ook meiofaunaorganismen zoals harpacticide copepoden, ostracoden en zelfs foraminiferen, een belangrijke rol speelt in het bepalen van de samenstelling van de benthische gemeenschap.

Predatoren zijn *Eteone longa* (Hartmann-Schröder, 1996; Mooij, 1982), waadvogels (in het bijzonder Drieteenstrandloper, *Calidris alba* (Mooij, 1982) maar ook plevieren (*Charadrius* spp.) en Scholekster (*Haematopus ostralegus*) (McLachlan, 1983a, Dankers *et al.*, 1983)), surfzonevissen (zie elders) en *Crangon crangon* (Mooij, 1982).

Scolelepis squamata is een opportunist die voorkomt op een wijde range van stranden (en andere habitats) met ruime variatie aan hellingsgraad, sedimentsamenstelling en gehalte aan organisch

materiaal maar te hoge slibgehalten en slechte oxygenatie van de bodem worden gemeden (Mooij, 1982).

***Bathyporeia* spp.**

Bathyporeia pilosa is een soort die langs de Vlaamse kust rond MHWS voorkomt (drying sands), terwijl *B. sarsi* iets lager voorkomt op het hoog strand (Degraer *et al.*, 2003 & pers. med.). *Bathyporeia*-soorten grazen op microbenthische organismen zoals diatomeeën, waarbij *B. pilosa* mogelijk een voorkeur heeft voor *Cocconeis*-soorten, wat zou samenhangen met de makkelijke beschikbaarheid van deze soorten op het oppervlak van zandkorrels en hun relatief grote grootte (Sundbäck & Persson, 1981).

Van *Bathyporeia pilosa* is geweten dat deze soort drie generaties per jaar kan hebben (Köhn & Sammour, 1989)

Donax vittatus

Op sporadische vondsten van *Macoma balthica* en enkele andere soorten na is dit de enige soort tweekleppige die in het Vlaamse intertidaal leeft. Migreert zoals vele organismen zeewaarts in de winter.

Onderzoek op nauw verwante soorten toonde aan dat graafcapaciteiten van *Donax* soorten niet beïnvloed worden door het type strand langsheen de gradiënt reflectief/dissipatief en laat vermoeden dat kleinere soorten tweekleppigen met een hoog soortelijk gewicht en een gestroomlijnde vorm het best aangepast zijn aan de dynamische omstandigheden van de swashzone op reflectieve stranden (McLachlan *et al.*, 1995). Kleine dieren (5-25 mm) graven beter in medium en grof zand, terwijl grotere individuen (25-45 mm) beter graven in medium en fijn zand (de la Huz *et al.*, 2002). Hieruit kan men afleiden dat juvenielen eventueel beter gedijen op reflectieve stranden dan adulten.

Nel *et al.* (2001) stellen dat de graaftijd duidelijk korter is voor twee Zuid-Afrikaanse *Donax* soorten in fijne en medium sedimenten (125-500 µm) dan in zeer fijne (09-125 µm) of grove (500-2000 µm) sedimenten en dat een goede sorting van het sediment bevorderlijk is voor de graafsnelheid van een van deze soorten. Er wordt voorspeld dat op dissipatieve stranden de swashperiode lang genoeg is (~ 32 seconden) om adulten toe te laten zich in en uit te graven, terwijl op reflectieve stranden enkel kleine individuen (ca. 15 mm) dit zouden kunnen in het grover zand aangezien de swashperiode daar eerder 15 seconden bedraagt. Dit strookt met de bevindingen van McLachlan *et al.* (1995). Ook andere studies geven effecten van morfodynamisch type op de grootte van organismen aan (bv. Jaramillo & Gonzalez, 1991).

Tenslotte vonden de la Huz *et al.* (2002) ook dat kleine veranderingen in ademhalings efficiëntie grote dalingen in metabolisme en groei veroorzaken.

Nephtys cirrosa

Komt voor in een breed spectrum aan biotopen waaronder open stranden, waar de soort het hoog strand mijdt (Hartmann-Schröder, 1996). Hoewel overlap bestaat is deze soort minder tolerant voor hoge slibconcentraties dan zijn vrijwel uitsluitend subtidaal aangetroffen verwant *Nephtys hombergii*. De voortplantingsperiode in de zuidelijke Noordzee zou van maart tot juli lopen.

Gegevens over enkele andere soorten of hun naaste verwanten

Nel *et al.* (1999) onderzochten de effecten van korrelgrootte op de graafcapaciteiten van *Gastrosaccus psammodytes*, een naaste verwant van de gravende aasgarnaal ***Gastrosaccus spinifer*** die kan worden aangetroffen in het Belgische intertidaal. Experimenten met grote individuen en goed gesorteerd sediment toonden dat deze soort het snelst graaft in sedimenten met mediane korrelgrootte 125-1000 µm. Van nature komt de soort echter enkel voor in sedimenten van 90-500 µm. Dit kan verklaard worden doordat niet enkel de graafsnelheid maar ook de mogelijkheid om zich volledig in te graven een rol speelt.

Zoals gezegd wordt ***Macoma balthica*** slechts zelden in het intertidaal van de Belgische kust aangetroffen, in tegenstelling tot in het slibrijke ondiep subtidaal, waar deze soort aanzienlijke densiteiten kan halen. Elders ter wereld is dit wel een intertidale soort. Dörjes *et al.* (1986) vonden indicaties voor een grotere stabiliteit in intertidale populaties dan in subtidaal populaties. *Arenicola marina* en *Nereis diversicolor* voeden zich met *Macoma balthica* kleiner dan 1,5 mm (Hiddink *et al.*, 2002).

Lanice conchilega wordt soms onderaan gevonden op het intertidaal en is als riffenbouwer een belangrijker gemeenschapstructurende soort (Zühlke *et al.*, 1998)

Hyperbenthos

Het hyperbenthos is de fauna die geassocieerd met de bodem voorkomt in de eerste 1 m-zone boven de bodem. Hoewel belangrijk in lokale voedselwebben werd het hyperbenthos in de surfzone slechts amper bestudeerd. Het hyperbenthos in de surfzone van Belgische zandstranden werd onderzocht door Beyst *et al.* (2001a). In totaal werden 172 soorten aangetroffen, wat vergelijkbaar is met lager gelegen gebieden. Meer dan 75 % van de samenstelling van de stalen bestond uit aasgarnalen (*Mysida*), met in hoofdzaak *Mesopodopsis slabberi*, *Schistomysis spiritus* en *Schistomysis kervillei*. Naast residente soorten werden ook een reeks soorten gevonden die transitieel zijn: migranten en dispersers in tijd en ruimte. Met dispersers in tijd wordt hier bedoeld op een groep van organismen waarvan postlarvale vissen en decapoden de dominante taxa zijn. De rol van de surfzone als broedkamer wordt gesuggereerd op basis van de hogere densiteiten van verschillende soorten in de surfzone t.o.v. andere habitats. Golfhoogte, turbiditeit (zie bij epibenthos) en watertemperatuur (hogere temperatuur versnelt de larvale en postlarvale ontwikkeling) lijken belangrijke structurerende factoren voor de hyperbenthische gemeenschappen.

Epibenthos

Het epibenthos is de benthische fauna die op het oppervlak van de bodem leeft. Hieronder bevinden zich voornamelijk grotere crustaceeën (bv. krabben) en benthische vissen zoals platvissen. De soortenrijkdom van de surfzonevisfauna is laag maar de fauna is wel bijzonder rijk aan juvenielen (Wilber *et al.*, 2003). Een review van de kennis over intertidale visgemeenschappen wordt gegeven in Gibson & Yoshiyama (1999). Belangrijk is te weten dat vissen zich door hun mobiliteit voor variabele lengte in het intertidaal kunnen begeven. De twee extremen zijn "residents" en "visitors" of "transients", waartussen een continuum bestaat. De duur van het verblijf wordt voornamelijk bepaald door de aard van het substraat. In zandstranden is het substraat homogeen en biedt het weinig schuilmogelijkheid en daarom bestaan de visgemeenschappen quasi uitsluitend uit "transients", met als notoire uitzondering hierop de slijkspringers uit tropische mangroves. Gibson & Yoshiyama (1999) drukken net zoals McLachlan (1983) op het interpreteren van het intertidaal als een broedkamer voor juveniele vissen. Grote aantallen juvenielen begeven zich tijdens opkomend water in het intertidaal om zo in eerste instantie aan predatoren te ontsnappen. De intertidale densiteiten aan vis zijn het hoogst in late lente en zomer door de influx van juvenielen.

Voeding & gedrag

Binnen het epibenthos vormen platvissen een belangrijke groep. Voornaamste soorten zijn Schol (*Pleuronectes platessa*), Tong (*Solea solea*), Griet (*Scophthalmus rhombus*), Tarbot (*S. maximus*) en Schar (*Limanda limanda*). Juveniele platvissen migreren met het getij in het intertidaal om zich daar te voeden en om aan predatoren te ontkomen (Gibson & Robb, 1996). Dit maakt de functionele rol van de intertidale prooi-items (i.e. macrobenthos) duidelijk. Onderzoek werd uitgevoerd in de surfzone van een strand te Oostduinkerke (UD) waar bleek dat Tarbot en Griet zich voornamelijk voeden met grote, mobiele prooien (vissen en aasgarnalen (*Schistomysis kervillei*, *Crangon crangon*, *Clupea harengus* (enkel gegeten door Tarbot), *Sprattus sprattus*, *Pomatoschistus* spp. (enkel gegeten door Griet)) en een vrij eng voedselspectrum hebben, terwijl Tong, Schol en Schar zich voeden met macrobenthos (bv. vnl. polychaeten en meer specifiek *Scolecopsis squamata*, maar ook sifo's (adembuisjes) van tweekleppigen bij Schol; vnl. *Nephtys cirrosa* naast copepoden, *Pontocrates altamarinus*, ... bij Tong) en een breder voedselspectrum hebben (Beyst *et al.*, 1999).

De overlap in prooien blijkt bijzonder klein en de weinige overlap die bestaat betreft prooiorganismen die dominant zijn in de surfzone (garnalen en aasgarnalen) zoals eerder aangetoond werd (Lasiak & McLachlan, 1987; Lasiak, 1983).

Van juveniele Schol werd de tidale, diurnale en semi-lunaire periodiciteit onderzocht (Beyst *et al.* 2002b). Naast de staat van het tij (eb/vloed, vnl. belangrijk voor Grijze garnaal en juveniele Schol) werd ook lichtintensiteit (dag/nacht, vnl. belangrijk voor juveniele Tong (vooral 's nachts gevangen) en haringachtigen (vooral overdag)) als een belangrijke factor geïdentificeerd. Eenjarige juveniele Schol voedt zich hoofdzakelijk bovenaan het strand met de rijke densiteiten aan *Scolecopsis squamata* (cf. Elliot *et al.* 1997; McLachlan, 1983); juvenielen geboren in hetzelfde jaar voeden zich lager (*Magelona* spp., *Spio* spp., *Pygospio elegans* etc.)

Naast migraties is het ingraven een ander aspect van het gedrag van juveniele platvissen, waarbij ze een sterke voorkeur voor fijnere sedimenten vertonen (< 500 µm) (Moles & Norcross, 1995)

Ook de Strandkrab (*Carcinus maenas*) vertoont een duidelijke migratie met het getij en voedt zich in het intertidaal (Hunter & Naylor, 1993) maar de jonge juvenielen (instar 1 en 2) blijven in het zand van het hoog intertidaal en bezitten een endogene rythmiek waardoor ze enkel vervellen bij hoog water (Zeng *et al.*, 1999).

Temporele variatie

Epibenthosvariatie in de surfzone over de seizoenen werd onderzocht door Beyst *et al.* (2001b) in vier surfzones (Oostduinkerke, Lombardsijde, Wenduine, Knokke). De dominantie van Grijze garnaal (*Crangon crangon*) is in dit onderzoek enorm. Ondanks de dynamische en stressrijke omgeving werden 34 soorten gevonden, waarvan zeven "residents" zijn. Wederom werden vooral juveniele platvissen gevonden en wordt gesuggereerd dat het intertidaal voor korte (bv. Griet) of langere (bv. Schol) perioden als broedkamer kan dienen. Golfhoogte en windsnelheid worden aangegeven als mogelijk bepalende factoren voor de waarde van deze "broedkamer". De surfzone lijkt ook een migratieweg te zijn naar andere broedkamers (bv. voor Zeebaars (*Dicentrarchus labrax*)) of tussen een broedkamer en het open marien milieu (bv. voor Schar). Net zoals aangehaald voor verschillende macrobenthossoorten maken ook deze organismen een zeewaartse migratie in de winter.

Gibson *et al.* (1996) vonden dat 's nachts hogere densiteiten en soortenrijkdom in de surfzone aanwezig zijn dan overdag maar er kan geen bewijs geleverd worden voor verschillende gemeenschappen voor beide periodes.

Ruimtelijke variatie

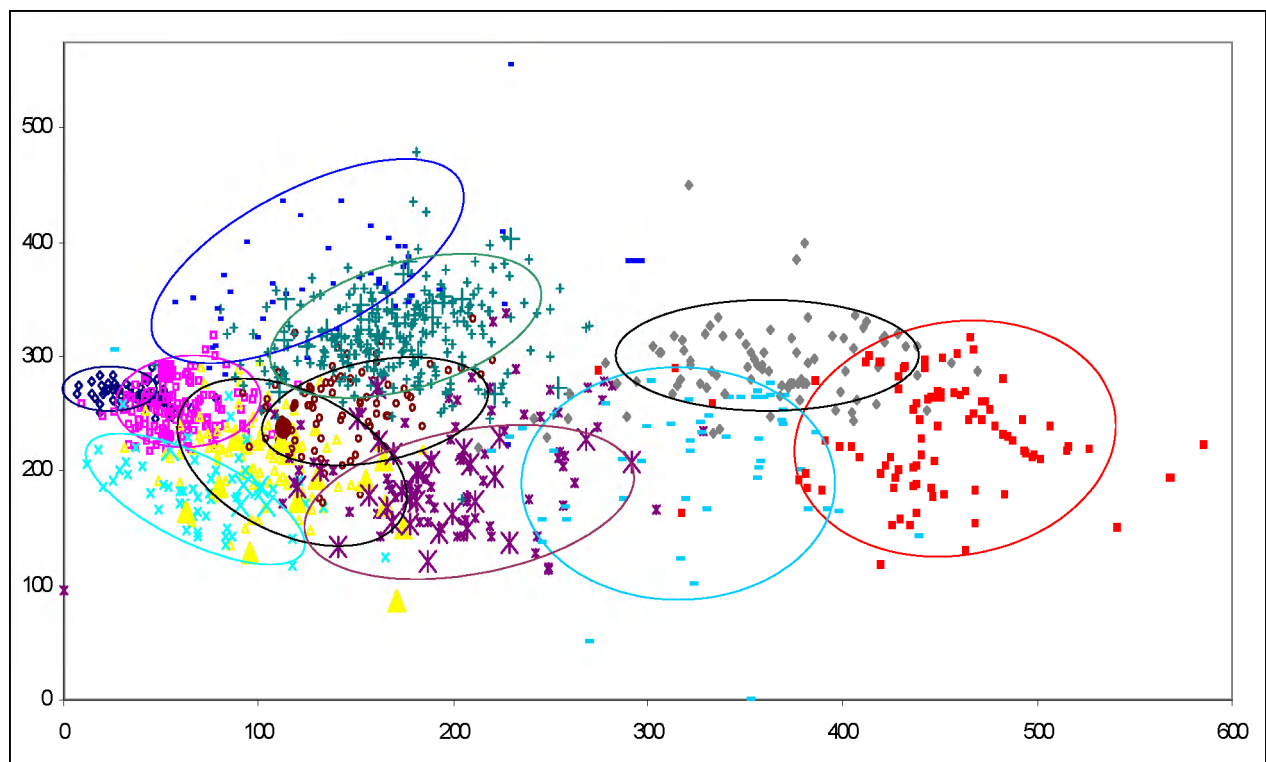
De ruimtelijke variatie van epibenthosgemeenschappen werd bestudeerd langs de Vlaamse kust in Beyst *et al.* (2002a). Opnieuw werd een sterk uitgesproken dominantie van *Crangon crangon* waargenomen. De oost-west-verschillen tussen dieper gelegen zones (subtidaal) voor de Vlaamse kust werd niet terug gevonden in de surfzone van het strand maar er konden wel drie gemeenschappen aangeduid worden. De ruimtelijke variatie staat voornamelijk in correlatie met lokale kenmerken zoals de turbiditeit van het water en de morfodynamische karakteristieken van zowel het strand als de subtidale vooroeverzone. De staalnamepunten met de hoogste turbiditeit hadden de het hoogste aantal soorten en de hoogste densiteiten, aangezien turbiditeit bescherming biedt tegen predatoren. De negatieve invloed van het water van de Westerschelde wordt in verband gebracht met de armere fauna aan de oostkust. De hoogste soortenrijkdom en densiteiten worden gevonden op intermediaire stranden (ts. reflectief en dissipatief). Vlakke brede stranden zoals dat van De Panne (UD) herbergen eveneens hoge densiteiten maar zijn minder soortenrijk. Steile stranden scoren laag voor zowel densiteiten als diversiteit.

Benthosgegevens van Belgisch strand en vooroever

Benthosgegevens vooroever

Gegevens van het benthos van de vooroever zijn voorhanden maar deze zijn ruimtelijk weliswaar te beperkt om een volledig beeld te kunnen geven van de vooroeverfauna op het BCP. Bovendien gaat het enkel om gegevens over het macrobenthos. Selectie van de gegevens werd gemaakt door het beschouwen van de kustnabije stalen die tussen 0 en - 4 m GLLWS genomen werden en binnen een afstand van 1 zeemijl van de kust gelegen zijn. De beschikbare gegevens zijn -op 1 station aan de Wenduinebank na- allen beperkt tot 3 bepaalde vooroeverzones: Oostende-Bad (23 stations), Middelkerke-Bad (9 stations) en ter hoogte van De Panne (41 stations).

Van Hoey *et al.* (2004) definieerden voor het Belgisch Continentaal Plat een aantal macrobenthische gemeenschappen naast een reeks soortenassociaties die de natuurlijke overgang tussen deze gemeenschappen vormen, waarna nog enkele uitbreidingen gebeurden door Degraer *et al.* (2003b). Van de in totaal 11 associaties (gemeenschappen en overgangsassociaties) worden slechts een aantal in de tot dusver onderzochte vooroeverzones aangetroffen. Alle associaties worden hieronder vermeld met dezelfde afkortingen als in Van Hoey *et al.* (2004) (zie Box 1.).



Figuur 1.: DCA-ordinatieplot van soortenassociaties van het Belgisch Continentaal plat langs de twee eerste ordinaatassen met aanduiding van de vooroeverstalen. Het onderscheiden tussen stations is gebaseerd op TWINSPAN, Clusteranalyse en DCA. Grote symbolen duiden op de stalen van de vooroever, kleine symbolen duiden op andere stalen van het Belgisch Continentaal Plat.

Soortenassociaties: \diamond = SA 1; \blacksquare = SA 2; \blacktriangle = SA 3; \bullet = SA 4; $+$ = SA 5; $-$ = SA 6; \times = SA 7; — = SA 8; \diamond = SA 9; \blacksquare = SA 10; \times = Macobalt; zie tekst voor details

Box 1. Soortenassociaties van het macrobenthos van het Belgisch Continental Plat (Degraer *et al.*, 2003b; Van Hoey *et al.*, in press)

SA 1 = *Abra alba*-*Mysella bidentata* gemeenschap

Deze gemeenschap kent de hoogste soortenrijkdom (30 soorten per staal) en densiteit (6432 individuen/m²) en wordt gevonden in fijnzandige sedimenten (mediane korrelgrootte: 219 µm) met vrij hoog slibgehalte (6 %).

SA 2 = overgangsassociatie tussen *Nephtys cirrosa*- (SA 4) en *Abra alba* – *Mysella bidentata* (SA 1) – gemeenschap

SA 3 = *Magelona johnstoni*-overgangsassociatie

Dit is een overgangsassociatie tussen de *Nephtys cirrosa*-gemeenschap enerzijds en zowel de *Abra alba*-*Mysella bidentata*-gemeenschap als de *Macoma balthica*-gemeenschap anderzijds. Deze associatie wordt gekenmerkt door slibgehalten die intermediair zijn tussen de gehalten van die gemeenschappen.

SA 4 = *Nephtys cirrosa*-gemeenschap

Deze gemeenschap wordt gekenmerkt door lage densiteiten (402 ind./m²) en vrij lage diversiteit (7 spp./staal) en komt voor in fijn tot medium zand (mediane korrelgrootte: 274 µm) met laag slibgehalte (< 1%).

SA 5 = overgangsassociatie tussen *Nephtys cirrosa* (SA 4)- en *Ophelia limacina*-*Glycera lapidum* (SA 6)-gemeenschappen

SA 6 = *Ophelia limacina*-*Glycera lapidum* gemeenschap

Deze gemeenschap wordt gekenmerkt door lage densiteiten (109 ind./m²) en lage diversiteit (5 spp./staal) en komt voor in medium zand (mediane korrelgrootte: 409 µm) met laag slibgehalte (< 1%).

SA 7 = overgangsassociatie tussen de *Nephtys cirrosa*-gemeenschap enerzijds en de *Scolelepis squamata*-*Eurydice pulchra*-gemeenschap anderzijds maar staat dicht bij de *Nephtys cirrosa*-gemeenschap. Dit is een associatie die wordt gevonden op fijnzandige stranden met laag slibgehalte en ook in het ondiepe subtidaal.

SA 8 en SA 9 = overgangsassociaties tussen *Nephtys cirrosa*- en *Scolelepis squamata*-*Eurydice pulchra*-gemeenschappen; staat dicht bij *Scolelepis squamata*-*Eurydice pulchra*-gemeenschap). Dit zijn, net zoals SA 7, associaties die wordt gevonden op fijnzandige stranden met laag slibgehalte. Deze associaties komt echter minder (SA 8) tot quasi nooit (SA 9) in het subtidaal voor. Het voornaamste verschil tussen beiden ligt in de lagere gemiddelde totale densiteit van SA 9 (101 versus 482 ind./m²).

SA 10 = *Scolelepis squamata*-*Eurydice pulchra*-gemeenschap

Deze gemeenschap wordt getypeerd als een gemeenschap met zeer lage diversiteit en hoge (tot zeer hoge) densiteiten die wordt aangetroffen in het hoger litoraal met fijn tot medium zand (mediaan korrelgrootte: 248 µm). Deze en vergelijkbare parallele gemeenschappen zijn algemeen op ultra-dissipatieve zandstranden wereldwijd (Degraer *et al.*, 1999)

Macobalt = *Macoma balthica*-gemeenschap

Deze gemeenschap werd nog niet onderscheiden in Van Hoey *et al.* (2004) maar werd beschreven in Degraer *et al.* (2003b). Ze wordt gekenmerkt door zeer hoge slibgehalten (49 %) en zeer fijn zand (95 µm), een relatief lage diversiteit en een dominantie van *Macoma balthica*.

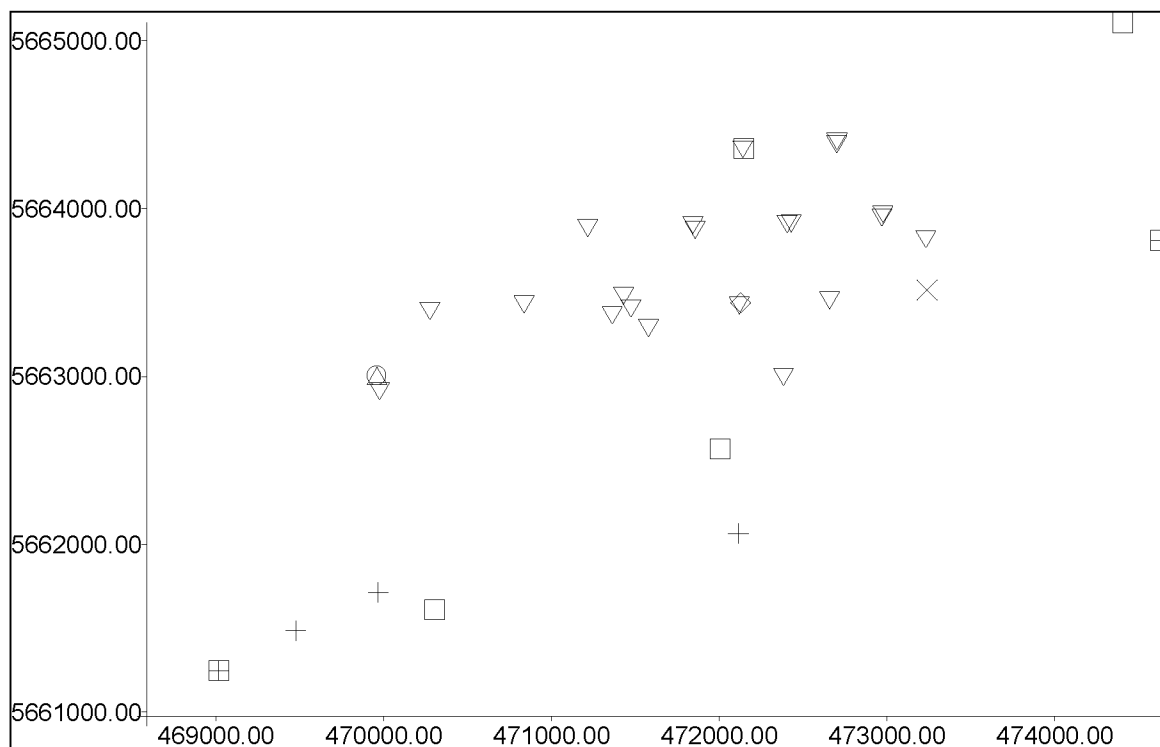
Van de beschikbare 74 vooroeverstalen behoren 30 stalen tot SA 7 en 24 stalen tot SA 5, waarmee beide associaties samen 73 % van alle vooroeverstalen uitmaken. SA 5 komt vrijwel uitsluitend voor ter hoogte van De Panne (waar deze 56 % van de stalen uitmaakt), terwijl SA 7 in de drie zones duidelijk vertegenwoordigd is.

In lager aantal (12) wordt SA 3 gevonden in matig slibrijke omstandigheden (= 1-6 %) t.h.v. De Panne en Oostende. In sterk slibrijke omstandigheden wordt de *Macoma balthica*-gemeenschap gevonden (5 stations), vnl. t.h.v. Oostende-Bad. De overige stalen zijn telkens 1 station van SA 2, SA 4 en SA 6.

Tabel 1. Aantal stations per reeds onderzochte vooroeverzone en per soortenassociatie; codes volgens Van Hoey *et al.* (2004); Macobalt = *Macoma balthica* gemeenschap (Degraer *et al.*, 2003b); zie tekst; 1 station op Wenduinebank en behorend tot SA 3 buiten beschouwing gelaten maar wordt tussen haakjes meegerekend in de kolom Totaal.

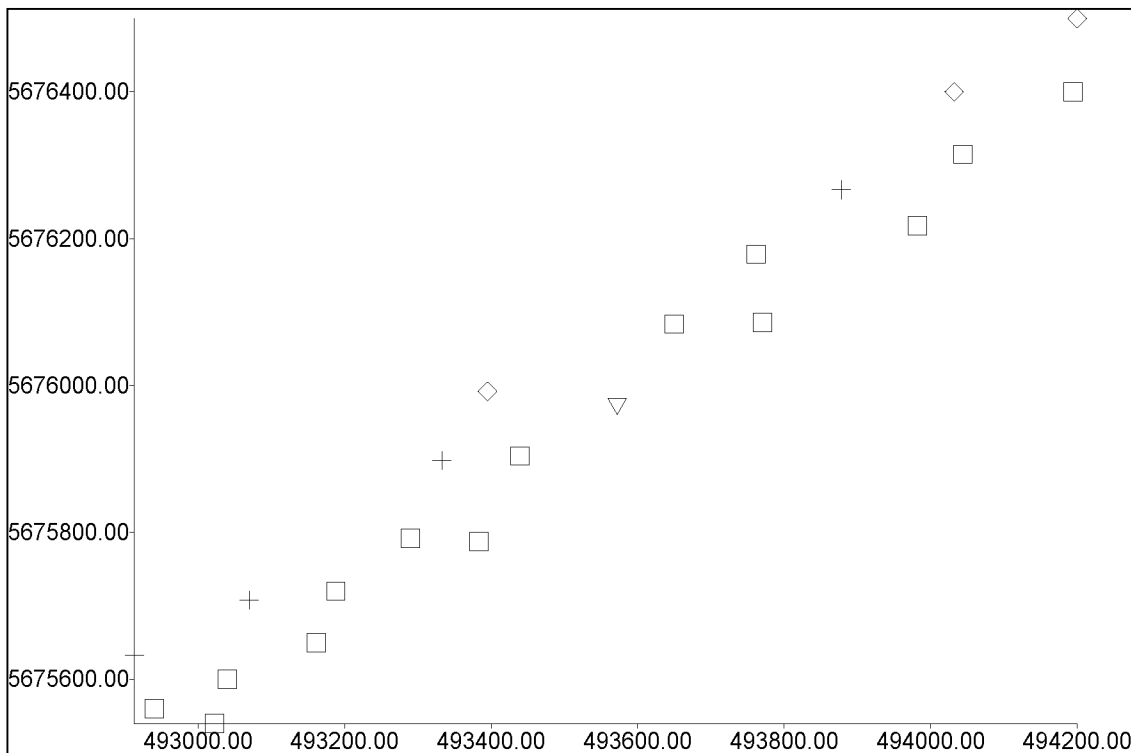
#	De Panne	Oostende	Middelkerke	Totaal
SA2	1	0	0	1
SA3	6	4	1	11 (12)
SA4	1	0	0	1
SA5	23	1	0	24
SA6	1	0	0	1
SA7	8	15	7	30
Macobalt	1	3	1	5
totaal	41	23	9	73 (74)

%	De Panne	Oostende	Middelkerke	Totaal
SA2	2	0	0	1
SA3	15	17	11	16
SA4	2	0	0	1
SA5	56	4	0	32
SA6	2	0	0	1
SA7	20	65	78	41
Macobalt	2	13	11	7
n =	41	23	9	74

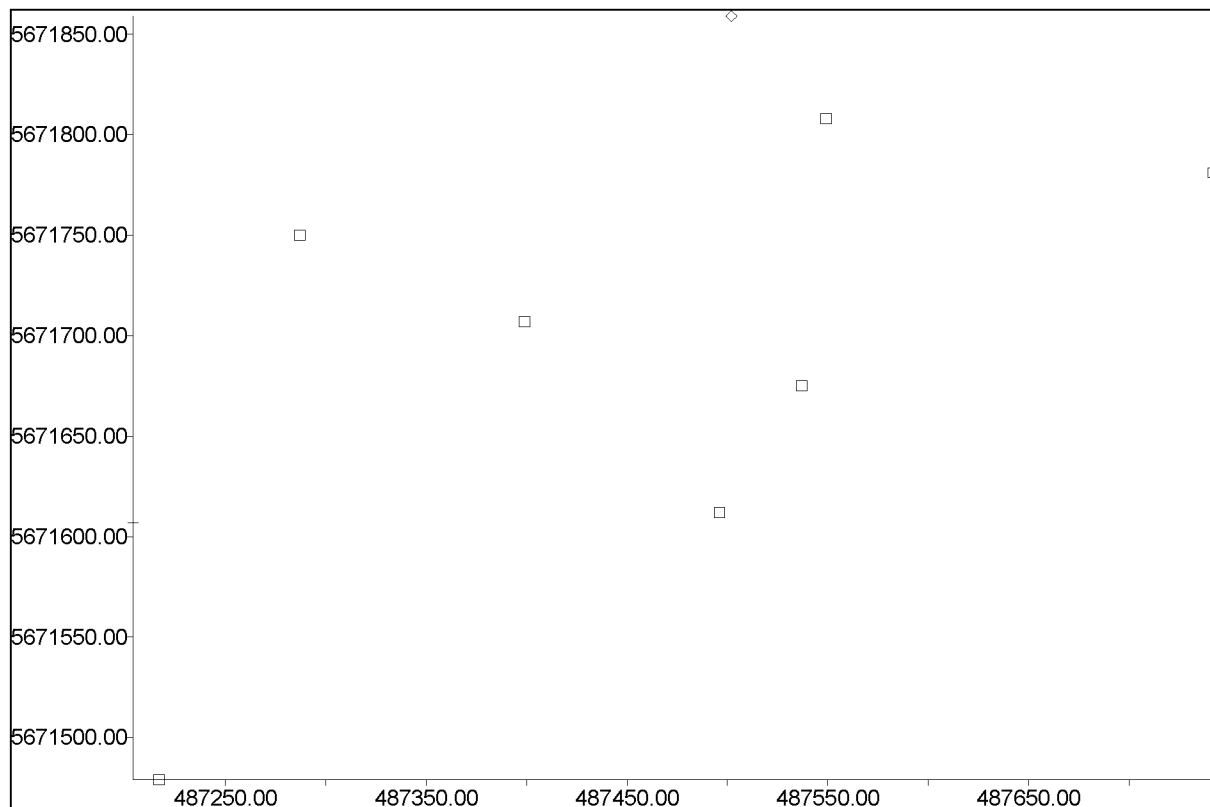


Figuur 2.: Macrobenthosstalen van de vooroever van De Panne;

○ = SA2 ; + = SA3 ; △ = SA4 ; ▽ = SA5 ; X = SA6 ; □ = SA7 ; ◇ = Macobalt



Figuur 3.: Macrobenthosstalen van de vooroever van Oostende-Bad;
 ○ = SA2 ; + = SA3 ; △ = SA4 ; ▽ = SA5 ; X = SA6 ; □ = SA7 ; ◇ = Macobalt



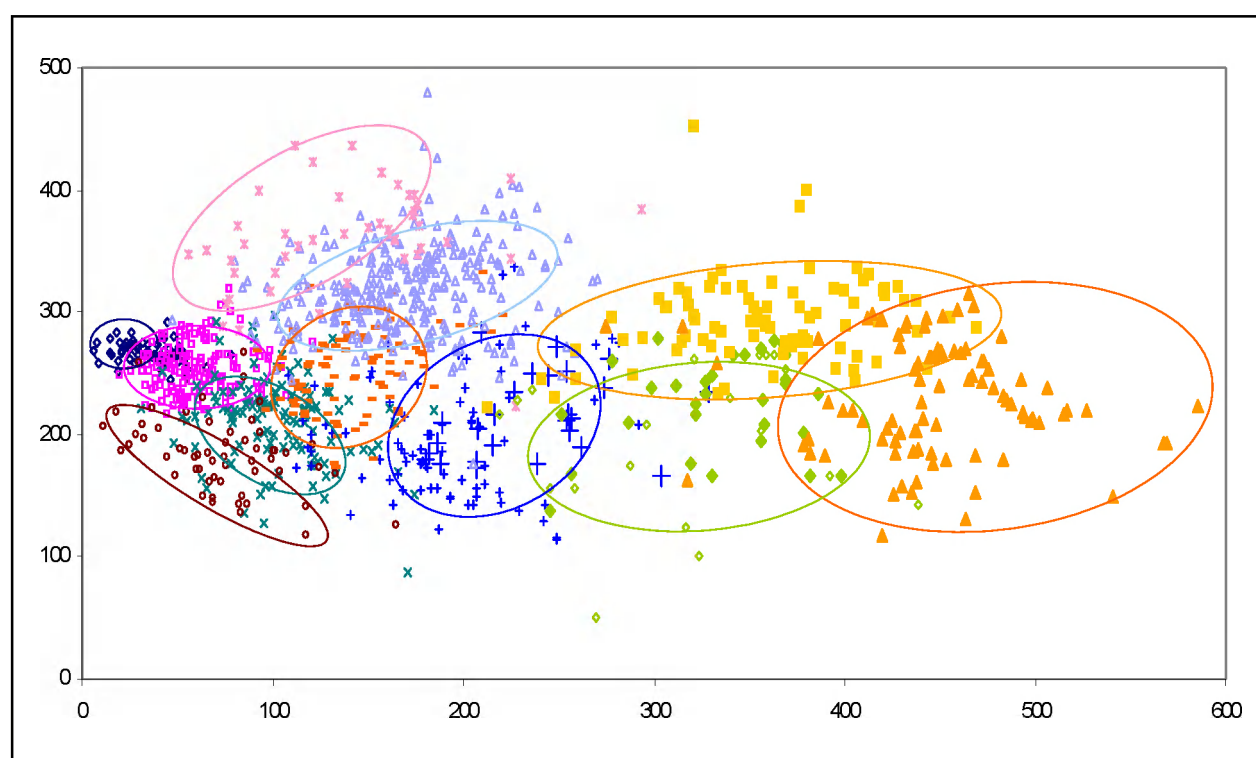
Figuur 4.: Macrobenthosstalen van de vooroever van Middelkerke-Bad;
 + = SA3 ; □ = SA7 ; ◇ = Macobalt

Benthosgegevens strand

De beschikbare gegevens die hier worden samengevat beperken zich wederom tot het macrobenthos. Gegevens voor de andere benthosgroepen zijn vooralsnog ontoereken. Slechts 4 associaties zijn vertegenwoordigd in de intertidale (litorale) zone. Daarvan zijn twee associaties (SA 9 en SA 10) zo goed als uniek voor deze zone. De twee overige zijn beiden eveneens voor een belangrijk deel tot de intertidale zone beperkt (Tabel X.). Doordat deze associaties sterk gebonden zijn aan deze zone blijkt hieruit het unieke biologische karakter van de litorale zone.

Tabel 2. Aantal stations per soortenassociatie in de intertidale zone; codes cf. Van Hoey *et al.* (2004).

	litorale zone	totaal	aandeel van litorale zone in totaal BCP (%)
SA 7	29	113	26
SA 8	29	50	58
SA 9	90	90	100
SA 10	94	96	98



Figuur 5.: DCA-ordinatieplot van soortenassociaties van het Belgisch Continentaal plat langs de twee eerste ordinaatieassen met aanduiding van de strandstalen. Het onderscheiden tussen stations is gebaseerd op TWINSpan, Clusteranalyse en DCA. Grote symbolen duiden op de stalen van het strand (intertidale zone), kleine symbolen duiden op andere stalen van het Belgisch Continentaal Plat. Soortenassociaties: \diamond = SA 1; \blacksquare = SA 2; \times = SA 3; $-$ = SA 4; \triangle = SA 5; \times = SA 6; $+$ = SA 7; \diamond = SA 8; \blacksquare = SA 9; \blacktriangle = SA 10; \circ = Macobalt; zie tekst voor details

ECOLOGISCHE EFFECTEN VAN STRANDSUPPLETIE OP HET ZOOBENTHOS

De aandacht voor kusterosie in het algemeen en zandsuppleties en fysische en biologische monitoring in het bijzonder is gegroeid tijdens de laatste decaden (Finkl, 2002).

Zandsuppleties worden alom als een beter alternatief gezien voor kustverdediging dan het gebruik van harde structuren (bv. Brown & McLachlan, 2002; Finkl, 2002; Adriaanse & Coosen, 1991; Charlier *et al.*, 1998; Basco, 1999; Hanson *et al.*, 2002; Hamm *et al.*, 2002; Dankers *et al.*, 1983) en in sommige staten van de Verenigde Staten is er zelfs een verbod op het gebruik van harde structuren (Greene, 2002).

Brown & McLachlan (2002) vermelden in een overzicht van gevaren voor het strandecosysteem in de toekomst dat anthropogene verstoringen van de natuurlijke uitwisseling van zand tussen duinen, strand en surfzone vaak tot sterke en vaak permanente erosie leiden. Ze voorspelen dat de opwarming van de aarde via een stijging van het zeeniveau en een hogere stormfrequentie tot nog meer erosie en habitatverlies zouden kunnen leiden. Zandsuppletie zal ook volgens hen steeds vaker gebruikt worden als middel voor kustverdediging en voor andere doeleinden.

McLachlan (1991) benadrukt de rol van de wind als drijvende kracht voor de uitwisseling van zand tussen duinen en strand. Deze uitwisseling wordt negatief beïnvloed door heel wat menselijke ingrepen, zoals Brown & McLachlan (2002) waarschuwen voor de gevolgen van het aanbrengen van harde structuren in en rond duinen. De aanleg van dijken aan de duinvoet langs de oostkust van België ongeveer een eeuw terug leidde tot het verdwijnen van een droog strand op vele plaatsen waarbij de aanleg van harde structuren als maatregel meestal faalden (Charlier & De Meyer, 2000). Charlier & De Meyer (1995) halen de situatie van De Haan aan als een goed voorbeeld van het succes van "zachte" maatregelen. Of dit nu nog steeds een goed voorbeeld is niet duidelijk.

Waarom is zandsuppletie beter?

- Harde structuren scheppen groter gevaar op erosie (Peterson *et al.*, 2000a), vaak op andere plaatsen dan de strandzone waarvoor de ingreep wordt uitgevoerd (door *long shore transport* van sediment)
- "Zachte" ingrepen zoals suppleties laten een natuurlijke situatie makkelijker opnieuw tot stand komen en houden kleinere veranderingen van sediment- en hydrodynamiek in (Peterson *et al.*, 2000a).
- Verder worden argumenten van recreatie en management samengevat door Greene (2002).
- ...

Kritiek ...:

- Kostprijs: herhaald suppletie nodig; er bestaan mogelijkheden om de hoeveelheid benodigd zand te beperken (Raudviki & Dette, 2002)
- Niet efficiënt in energierijke omgevingen (Esteves & Finkl, 1998)
- ...

In zones met hoge erosie is monitoring van ecologie en performantie van groot belang naast de nood aan een standardisatie van methoden en staalnametechnieken (Finkl, 1993).

Een summier overzicht van suppletieactiviteiten in België wordt gegeven door Charlier *et al.* (1998) en voor Europa door Hanson *et al.* (2002) en Hamm *et al.* (2002).

Waarop werkt de suppletie in ?

Door het dynamische milieu zijn de organismen die in het intertidaal kunnen stand houden beperkt tot soorten met een hoge tolerantie voor allerlei vormen van omgevingsstress. Zo vonden Jaramillo *et al.* (1996) geen effect van recreatie door badgasten op een toeristisch strand in Chili. Een ander studie vond echter dat bij intense betreding van het strand, bv. door activiteiten zoals beach volleybal, aanzienlijke schade kan optreden (Moffet *et al.*, 1998).

In een studie met een model voor het inschatten van milieueffecten van een suppletie in Malta werd een hogere probabilliteit gevonden voor verwaarloosbare impact met fijner (170µm) sediment dan met grof sediment (2mm), respectievelijk 95 en 86 procent (Micallef *et al.*, 2001).

Typologie van de effecten

De impact kan zich afspelen op drie locaties, waarvan hier enkel de tweede word beschouwd (Löffler & Coosen, 1995):

- bronsite van het suppletiezand
- doelsite
- duinen (via eolisch transport)

Er zijn effecten van diverse aard (Peterson *et al.* (2000b); Adriaanse & Coosen (1991); Charlier *et al.* (1998); Marine Board CETS (1995)):

- direct begraven en mortaliteit van invertebraten
- wijziging van sedimentkarakteristieken, recolonisatie verhinderend
- verhoogde turbiditeit
 - tijdens: invloed op suspensie-voedende invertebraten en visuele jagers (pelagische vissen van de vooroever)
 - nadien: lange termijn-turbiditeit door erosie van fijne sedimenten en "modderballen"
- verlies van prooiën voor surfzonevissen en waadvogels
- verlaagde geschiktheid van hoog strand voor nestelen van zeeschildpadden
- vernietiging van duinplanten die de kustlijn stabileseren en duinen helpen vormen.
- lawaaihinder en uitlaatgassen van bulldozers => vogels vluchten (Charlier *et al.*, 1998)

Deze effecten zijn directe en indirecte effecten. Greene (2002) drukt echter ook op de mogelijkheid op **cumulatieve effecten**:

- in de tijd (resuppletiefrequentie),
- gezamenlijke impact van meerdere suppleties in dezelfde regio (ruimtelijke cumulatie),
- synergisme.

en geeft ook het bestaan aan van effecten, weg van de suppletiesite.

Opties voor herstel

Het herstel van de benthische fauna kan gebeuren langs drie wegen (van Dalftsen & Essink, 2001):

- overleven van de suppletie van voordien aanwezige organismen
- migratie: organismen koloniseren (adulten)
- recrutering: influx van jonge stadia uit naburige populaties door middel van dispersie

Voor de volledigheid wordt vermeld dat ook organismen zouden kunnen aangebracht worden met het suppletiezand maar er werd aangetoond dat dit zelden of nooit optreedt (Greene, 2002).

De eerste optie is van klein of geen belang, daar de meeste organismen een suppletie niet overleven van zodra het zand in een laag van een bepaalde dikte wordt aangebracht. Deze limiet dikte varieert volgens verschillende auteurs (50 cm: Löffler & Coosen, 1995; 60-90 cm : Greene, 2002) maar aangezien suppleties meestal over dikten van meer dan één meter handelen, is het overleven van de suppletie wellicht erg beperkt. Het aanbrengen van het zand in een **feeder berm** kan deze impact mogelijks afzwakken, daar het zand door de golfwerking op natuurlijke wijze geleidelijker over het strand wordt verdeeld. Dit geeft de organismen meer tijd om zich aan te passen of eventueel te vluchten. Charlier *et al.* (1998) geven eveneens aan dat de feeder berm de omvang van de impactzone van de werken kan verkleinen en de kosten van de suppletie kan drukken.

De overige opties (en wellicht voornamelijk de laatste optie - recrutering) zijn vooralsnog van groter belang voor het herstel.

Dispersie is de drijvende kracht voor het koloniseren van onder meer veranderde of veranderende habitats. De schaal waarop deze dispersie zich kan afspelen is verschillend (Günther, 1992):

- grote schaal: planktonische larven (tot meer dan 1000 km!)
- meso-schaal: postlarven/juvenielen (tot 10 meter) en permanente meiofauna (tot 10 km)
- kleine schaal: adulte macrofauna (1 m of minder)

Een voorbeeld: Dugan & McLachlan (1999) toonden aan dat een *Donax*-soort na een leeftijd van 1 jaar zich niet of amper lateraal ("longshore") verplaatst. Dispersie van adulten is voor deze soort eveneens laag.

In getijdenplaten kunnen echter zelfs zogenaamde "post-settlement" stadia nog in aanzienlijke aantallen in de waterkolom aangetroffen worden en aldus bijdragen tot de dispersie van soorten (Cummings *et al.*, 1995). Het valt echter in vraag te stellen of dit in de meer dynamische omstandigheden op stranden ook het geval kan zijn.

Beschrijving van de effecten: aard, omvang en ernst

In dit onderdeel zal dieper ingegaan worden op enkele studies naar suppletie-effecten om hieruit tenslotte enkele **besluiten** te trekken rond de effecten en de manier waarop deze te onderzoeken.

Vaak wordt een suppletie uitgevoerd met zand met een andere mediane korrelgrootte dan het oorspronkelijk aanwezige zand. De impact van veranderingen van de korrelgrootte op biota kon slechts zelden duidelijk aangetoond worden daar een grover worden van het sediment vaak gepaard gaat met andere veranderingen en de effecten vallen moeilijk te onderscheiden. Een unieke studie is die van McLachlan (1996) waarbij nabij een diamantmijn in Namibië enkel de korrelgrootte op het strand veranderde. Getijdenhoogteverschil, golfenergie blijven constant en er trad geen verhoogde turbiditeit op. De korrelgrootte ging van 110-160 μm naar 500-800 μm . Het morfodynamisch type evolueerde van dissipatief naar intermediair strand. De veranderingen in korrelgrootte en hellingsgraad konden in overeenstemming met de SEH-hypothese elk gecorreleerd worden met de dalende soortenrijkdom (van 15-20 soorten naar 8-12 soorten) en densiteit (van 24120-129276 per m^2 naar 640-4710 per m^2). De lokale *Donax*-soort verdween.

Deze studie beschikt echter niet over gegevens van vóór de impact en er werd pas nadien een controlesite toegevoegd. De monitoring voldoet dus niet aan de BACI-opzet. Toch komen swashklimaat en korrelgrootte duidelijk naar voren als de twee te beschouwen variabelen.

Uitgangspunt

Nelson (1993) geeft een overzicht van milieueffecten van zandsuppletie in het zuidoosten van de Verenigde Staten en compileert bovendien enkele richtlijnen voor biologische monitoring.

De strandorganismen zijn gewend aan heel wat natuurlijke stress (getij, stormen, ...) (cf. Miller *et al.*, 2002). Er wordt door Nelson (1993) echter sterke nadruk gelegd op het belang van een "**good match**" van op te spuiten zand met het aanwezige zand. Hoge concentraties aan organisch materiaal, silt/klei en ander fijn materiaal zijn uit den boze omwille van de verhoogde turbiditeit die ze teweeg brengen. Löffler & Coosen (1995) vermelden eveneens dat de fauna op termijn slechts zal veranderen als de korrelgrootte veranderd wordt.

Enkele "goede" voorbeelden

Saloman & Naughton (1984) bestudeerden een situatie waarin een goede overeenkomst was gekozen tussen oorspronkelijk en suppletiezand en met een lage turbiditeit als gevolg van lage gehalten aan fijn materiaal. Ze stelden reeds na 5-6 weken vast dat de densiteiten op de impactsites vergelijkbaar waren met die op de controlesites. De densiteiten van *Haustorius* sp. in de swashzone lagen echter wel hoger op de controlesites. Dit tragere herstel wordt ook in andere onderzoeken voor weinig mobiele crustaceeën zonder planktonische larven vastgesteld (zie verder).

Gorzelany & Nelson (1987) onderzochten in het kader van een milieueffectenrapportage (environmental impact assessment) een situatie waarbij eveneens een goede "match" van opgespoten zand en aanwezig zand gebeurde. Het zand was afkomstig van een land-bron waardoor weinig sulfiden aanwezig waren, hetgeen ook als positief voor de fauna wordt aangeduid. Bovendien was de timing van de suppletie goed gekozen (herfst-winter) en verplaatste het zand zich niet zeewaarts, waardoor seizoenaal migrerende organismen zoals *Donax* spp. zich niet op het strand bevonden en dus niet begraven werden.

Er werden geen significante negatieve effecten gevonden op densiteiten en diversiteit; vooral de afstand t.o.v. de hoogwaterlijn bleek bepalend.

"Slechte" voorbeelden

Rakocinski *et al.* (1996) bestudeerde de respons van macrobenthos op ingrepen op het strand van Perdido Key in Florida (VS). Veranderingen in diepteprofiel, sedimentsamenstelling en

sedimentdynamiek resulteerden in verlaagde soortenrijkdom en totale densiteit en grotere variatie op beide variabelen, die bovendien als de beste variabelen om herstel te monitoren werden aangeduid (cf. Nelson (1993) die ook No boven H' verkiest). Een verschuiving trad op naar associaties typisch voor steilere profielen wat overeenstemt met een verschuiving van dissipatieve naar reflectieve stranden. Een hoge silt/kleiconcentratie in het opgespoten zand resulteerde in een blijvend hoge turbiditeit tot op het eind van de studie, twee jaar na de suppletie. Zoals ook aangegeven door Nelson (1993) vertraagt een slechte keuze van het opgespoten zand het herstel (zoals in Rakocinski *et al.* (1996) bv. voor *Donax*). Ondanks deze wijzigingen werd aanzienlijk herstel waargenomen en werd vastgesteld dat associaties van dieper gelegen zones minder bestendig zijn tegen de impact van suppletie en een trager herstel kennen. Dit in tegenstelling tot de intertidale organismen die "gewend" zijn aan hoge natuurlijke stress (cf. o.a. Löffler & Coosen, 1995; Miller *et al.*, 2002).

De studie erkent zijn eigen beperkingen:

- te grove tijdschaal
- te korte opvolging (2 jaar) voor volledig herstel, indien dit al ooit zou plaatsvinden
- slechts 1 referentietransect bemonsterd
- slechts 1 staalname vóór de impact; ideaal zou zijn minstens één jaar voordien monitoring

Peterson *et al.* (2000a) vonden grote korte termijn-effecten van suppletie. Ze bestudeerden een suppletie waarbij het suppletiemateriaal fijner was dan het oorspronkelijk zand en veel schelpenmateriaal bevatte en de suppletie werd uitgevoerd tot in mei. Ze vonden na 5-10 weken een terugval van 86-99% voor *Donax* sp. en herstel bleef uit voor het eerstvolgende voortplantingsseizoen. Bovendien werden de dieren kleiner en nam de gemiddelde biomassa af. Greene (2002) stelt dat deze trend zich eventueel zou kunnen doorzetten door herhaalde suppleties of te korte termijn.

Verder ...

Enig **Nederlands onderzoek** spitte zich voorheen toe op vooroeversuppleties (Essink, 1997; van Dalftsen & Essink, 1997; van Dalftsen & Duijts, 1995) terwijl een ander enkel de impact op duinvegetatie onderzocht (van der Wal *et al.* 1995).

Daarnaast is er ook een ander geweten over de effecten op het strandleven. Van Dalftsen & Essink (2001) stellen vast dat opportunistische soorten zoals *Scolecopsis squamata*, *Capitella capitata*, *Spio filicornis* en *Spiophanes bombyx* al snel na de suppletie de initiële drastische afname van densiteiten en biomassa deels wegwerken. Hierna stijgt het aandeel van carnivoren en scavengers zoals *Nephtys* sp. en Phyllocoridae. Het herstel van crustaceeën is na twee jaar nog erg onvolledig maar na vier jaar lijkt volledig herstel opgetreden.

Dankers *et al.* (1983) onderzochten suppleties op de Waddeneilanden Texel en Ameland. Op Texel werd het zand over het strand uitgespreid, terwijl op Ameland het zand als een zandberm onderaan de duinvoet werd aangebracht. Het herstel op Ameland verloopt sneller dan op Texel (pas na 20 maanden), wat te wijten kan zijn aan de manier van het aanbrengen van het zand. De aanwezigheid van op *Scolecopsis squamata* prederende Drieteenstrandlopers is tot nul herleid vlak na de suppletie. Pas na vier jaar lijkt de populatie van Drieteenstrandlopers op hetzelfde peil als vóór de suppletie te zijn terug gekeerd.

Deze studie voldoet echter op beide eilanden niet aan de voorwaarde van interspersie (Nelson, 1993; zie verder).

Adriaanse & Coosen (1991) bespreken de impact van strand- en duinsuppleties. Ze treden Stauble & Nelson (1985) bij met de stelling dat het voor het verwerven van inzicht omtrent de impact van belang is vóór de uitvoering van de suppletie een accurate beschrijving te bezitten van de site waar het op te spuiten zand vandaan komt en van de doelsite. Het strand wordt door hen getypeerd door de voor platvissen en waadvogels belangrijke –fout gespelde– *Scolecopsis squamata* en ook de aanwezigheid van *Talitrus saltator*, zoals in Dankers *et al.* (1983) gevonden. Het strand is een dynamisch systeem en herstel na suppletie kan binnen twee voortplantingsseizoenen optreden mits een goede uitvoering (Dankers *et al.*, 1983). De duinen worden bedreigd door het eolisch transport van (vaak zoutrijk) suppletiezand tot in de binnenduinen.

Het spreiden van het zand over het strand is vaak een overbodige -maar evenzeer onbekende- druk op het ecosysteem aangezien het door de golven op het strand kan gebracht worden (cf. Basco, 1999). Het aanvoeren van zand via pijpen onder druk heeft tijdelijke nadelen zoals lawaai en visuele hinder, terwijl het aanvoeren van het zand door middel van "rainbow spraying" de verzilting van duinvegetaties kan teweeg brengen (Löffler & Coosen, 1995).

In de Verenigde Staten werd enig onderzoek uitgevoerd door de US Army Corps of Engineers. Hier worden twee studies van vermeld.

Reilly & Bellis (1983) onderzochten een site voor en na de impact en incorporeerden een controlesite maar er was geen replicatie of interspersie en geen aandacht voor sedimenteigenschappen ("good match" of verandering?). In hun onderzoek vonden ze echter dat *Donax* gedood werd in zijn zeewaartse overwinteringszone en dat een stijging van de turbiditeit de juveniele recrutering beperkte. De auteurs wijzen op deze evolutie als gevaarlijk vanwege het belangrijk aandeel van *Donax* sp. in de totale biomassa.

Haustorius sp. herstelde zich traag (amper na 1.5 jaar), terwijl *Scolecopsis squamata* de enige soort was die tijdens de suppletie in de suppletiesite werd aangetroffen.

Slechte controle want zowel voor en na sterk verschillende densiteiten?!

Signif. verschil op nouw voor, tijdens en na MAAR what about controle?

Parr *et al.* (1978) onderzochten 2 suppletiesites en één controlesite intertidaal maar ook op offshore (onder MLLW) punten. Er werd echter niet voorafgaand aan de impact bemonsterd.

Ze vonden weinig negatieve effecten maar benadrukken dat de suppletie best in het intertidaal gebeurt, aangezien de subtidale organismen (van de vooroever) minder opgewassen zijn tegen de impact.

Wilber *et al.* (2003) voerden -wellicht als eersten- een onderzoek uit naar de effecten van suppleties op surfzonevissen. Directe mortaliteit werd niet vastgesteld. De onderzoekers stelden enkel lokale aantrekkings- en vluchtreacties van verschillende vissoorten vast na de suppletie. Een bepaalde soort werd na de suppletie significant meer aangetroffen op de suppletiesite en dit werd in verband gebracht met de verhoogde densiteiten van *Scolecopsis squamata* na de suppletie. De grote mobiliteit van de vissen maakt het moeilijk de effecten van een suppletie in te schatten, daar vissen vrij makkelijk zich naar een meer geschikt habitat kunnen verplaatsen. Er wordt voorgesteld om de aandacht in de toekomst te concentreren op enkel 'belangrijke' studiesoorten en de conditie van deze dieren te onderzoeken.

Enkele reviews van de impact van zandsuppleties werden gepubliceerd in "grijze" literatuur in de Verenigde Staten.

Grober (1992) geeft aan dat amphipoden (zoals *Haustorius* maar ook *Bathyporeia*) omwille van hun levensgeschiedenis gevoelig zijn aan suppleties:

- geen pelagische larven: rekolonisatie bemoeilijkt
- slechte zwemmers: ontvluchten van site weinig waarschijnlijk

Grober (1992) leidt hieruit af dat adulte dieren het begraven moeten overleven. Dit hoeft echter niet de enige weg te zijn; vermoedelijk is dispersie van adulten (littorale drift of eventueel migratie) even belangrijk zonet belangrijker. Zoals eerder vermeld zijn beiden echter algemeen beduidend kleiner dan het effect van recrutering..

Scolecopsis squamata wordt aangeduid als één van de eerste kolonistoren (na één dag!; Greene, 2002) waarbij turbiditeit echter recrutering kan verhinderen (tijdens de werken enkel weinig talrijke adulten, nadien opnieuw juvenielen maar evt. door dispersie aangevoerd). Als verhoogde turbiditeit optreedt tijdens de recrutingsperiode zal rekolonisatie uitblijven.

Donax-soorten zijn gevoelig voor suppleties, waarbij de timing en de zone van uitvoeren van de werken van groot belang zijn maar ook stijging van de turbiditeit speelt een belangrijke rol. In de winter bevinden deze dieren zich op de vooroever en in de zomer op het strand. De impact van een suppletie op deze beide zones in een welbepaald seizoen zal de overleving van de organismen bepalen. Ook een voorspelling van de natuurlijke verplaatsing van het suppletiezand moet in acht genomen worden. Voor *Donax*-soorten lijkt het aangewezen de suppletie te stoppen vóór april (Greene, 2002). Toename in turbiditeit belemmert de filterende voedingswijz van deze dieren, waardoor sterfte kan optreden.

Vissen zouden verwaarloosbare effecten ondervinden van suppleties.

Melding wordt gemaakt van de minimale fysische (en biologische ?) schade die resulteert wanneer het zand enkel bovenop het strand wordt aangebracht en door natuurlijke krachten geleidelijk over het strand wordt uitgespreid (Grober, 1992; Greene, 2002) .

Greene (2002) geeft een meer uitgebreid en kritisch overzicht. De turbiditeit kan door resuspensie lang na de suppletie hoog blijven. Vooral de swashzone is hieraan gevoelig.

De graad van resuspensie hangt af van de lokale golfenergie en de hoeveelheid en kwaliteit van het suppletiezand. Normaliter stijgt de turbiditeit slechts kort en lokaal maar gevallen van sediment rijk aan kleiballen gaven verhoogde turbiditeit tot 7 jaar na suppletie (Greene, 2002). De effecten van

verhoogde turbiditeit kunnen tijdelijk eventueel positief zijn voor surfzonevissen (cf. gedeelte epibenthos) maar zijn beslist negatief voor suspensie-eters zoals *Donax*, visuele predatoren zoals **krabben** (afname van voedingsefficiëntie met respectievelijk 40 en 30 procent worden gemeld). Ook **vissen** kunnen uiteindelijk leiden onder verhoogde turbiditeit door verlaagde zuurstofconcentraties, schade aan de kieuwen (net zoals bij *Donax*) en aan de eieren.

Greene (2002) compileert bovendien enkele bedenkingen bij de onderzoeken van het USACE (zoals hoger besproken studies van Reilly & Bellis, 1983; Parr *et al.*, 1978). Vooral de fouten en gebreken in methodiek worden aangeduid. Deze bedenkingen werden eerder al gemaakt door Peterson & Manning (2001)

Factoren die de graad van habitatdegradatie bepalen – opties voor impactreductie

Verskillende factoren bepalen de omvang van de impact (Peterson *et al.* (2000b); Adriaanse & Coosen (1991); Charlier *et al.* (1998), Löffler & Coosen (1995)):

- seizoen (best gedurende één winterseizoen, na oktober en stoppen tegen maart – ook het best voor de wensen van recreanten)
- aard van op te spuiten sediment
 - korrelgrootte van het zand (mag niet kleiner zijn dan natuurlijk strand)
 - schelpengehalte (laag, kunnen voor altijd blijven liggen, Greene (2002))
 - “modderbalgehalte” (laag) ~ “fines”
 - toxische chemicaliën (afwezig)
- geografische omvang van de suppletie: beter veel kleine suppleties (< 800 m) dan één grote.
- duinsedimentologie
 - graad van compactie weerhouden (hoog)
 - sedimentdoordringbaarheid (gelijk houden)
 - vegetatie (herstellen)
- manier van opspuiten
 - “rainbow spraying” vs. onder druk via pijpen
 - feeder berm vs. spreiden over het strand (berm 2,5 x goedkoper, Charlier *et al.*, 1998)

Ook van uit geologische hoek gaan stemmen op om zich te bezinnen over de manier waarop het zand wordt aangebracht en om de originele korrelgrootte te bewaren om de transitie van dissipatieve naar reflectieve stranden te vermijden (Anfuso *et al.*, 2001).

Vanuit ingenieursstandpunt is een minimaliseren van de hoeveelheid zand en de frequentie van herhaalde suppletie omwille van financiële argumenten zinvol (Raudviki & Dette, 2002).

Sommige nieuwe technologieën zoals Berosin en Beachbuilder zouden bijzonder succesvol zijn (zie o.a. Beardsley & Charlier, 1997). Het valt echter te betwijfelen of het aanbrengen van een plasticfolie in het zandstrande aantrekkelijk is voor biologische leven én badgasten.

Onderzoek

“Beach Nourishment and Protection” (Marine Board, CETS, 1995) vat de hoofddoelen van biologische monitoring samen

Hoofddoelen van monitoring:

- biologische situatie vóór impact documenteren en aanbevelingen geven voor het vermijden van lange termijn-effecten
- temporele en ruimtelijke variabiliteit vóór impact karakteriseren
- herstel na de impact evalueren.

Richtlijnen (Nelson, 1993)

Op de studie van Saloman & Naughton (1984) na, zijn er zo goed als geen gevallen van simultane suppletie op verschillende sites onderzocht. Voor een goede studieopzet, dienen minimaal 4 sites onderzocht te worden: twee controlesites en twee impactsites. Bovendien kan **pseudoreplicatie** vermeden worden door een **interspersie** van de studiesites. Dit betekent dat er een geografische afwisseling is van impact- en controlesites en dat dus twee zelfde studiesites (bv. controlesites) telkens gescheiden worden door een andere studiesite (bv. impactsite). In de praktijk is dit uiteraard niet steeds mogelijk.

Zoals toegepast door Rakocinski *et al.* (1996), pleit Nelson (1993) voor een “**optimum impact study design**”:

- omvat staalname voorafgaand aan impact
- impact is gekend inzake tijdsduur en tijdstip, plaats en aard
- biotische en abiotische data worden simultaan verzameld
- incorporeren van een controlesite

Replicatie in ruimte en tijd zijn van groot belang om trends aan te tonen en verbanden tussen abiotische en biologische variabelen grondig te onderzoeken (Defeo & Rueda, 2002; Schoeman *et al.*, 2000). Veel studies voldoen hier niet aan (McLachlan, 1990; Jaramillo & McLachlan, 1993; Brazeiro, 1999; Jaramillo *et al.*, 1993; Hacking, 1998; Degraer *et al.*, 2003; ...). Ook de **timing** (wanneer? Frequentie?) van de bemonstering is van belang, onder meer omdat Haynes & Quinn (1995) stellen dat elk weergegeven zonatiepatroon moet beperkt worden tot een bepaald jaargetijde. Dit wordt onderschreven door Cupul-Magaña & Téllez-Duarte (1997).

Schatten van de soortenrijkdom kan op verschillende manieren. Foggo *et al.* (2003) vergeleken zes technieken voor mariene milieus. Het valt echter te vermoeden dat het intertidaal van zandstranden te sterk afwijkt van andere milieus om de bevindingen uit dit onderzoek te kunnen toepassen. Een gelijkaardig onderzoek voor zandstranden lijkt nodig.

Om de soortenrijkdom goed in te schatten zou **minstens 4 m²** moeten bemonsterd worden (Jaramillo *et al.*, 1995). Hier voldoen veel studies niet aan (bv. Jaramillo & Gonzalez, 1991; Jaramillo & McLachlan, 1993.)

Peterson *et al.* (2000b) drukken op het belang van een holistische benadering om visfauna te bestuderen en halen hierbij voornamelijk de **link** tussen benthische organismen en platvissen aan. Om het habitat van platvissen te beschermen bij zandsuppleties stellen ze beperkingen voor met betrekking tot de sedimentkarakteristieken van het op te spuiten zand en met betrekking tot de periode van de uitvoering van de werken, i.e. uitvoering tijdens biologisch inactieve seizoenen.

Referenties

- Adriaanse, L.A. & J. Coosen (1991). Beach and dune nourishment and environmental aspects. *Coastal Engineering*, 16: 129-146.
- Anfuso, G., J. Benavente & F.J. Gracia (2001). Morphodynamic responses of nourished beaches. *Journal of Coastal Conservation* 7: 71-80.
- Basco, D.R. (1999). Overview of Beach Engineering in the United States of America. Final Report for Research Center for Disaster Environment – Disaster Prevention Research Institute, Kyoto University (Japan). 116 pp.
- Beardsley, M.W. & R.H. Charlier (1997). Beach accretion with erosive waves: "Beachbuilding". *Cahiers Nantais n° 47-48*: 246-250.
- Beyst, B.; Buysse, D.; Dewicke, A.; Mees, J. (2001a). Surf Zone Hyperbenthos of Belgian Sandy Beaches: Seasonal Patterns. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53: 877-895.
- Beyst, B.; Cattrijse, A.; Mees, J. (1999). Feeding ecology of juvenile flatfish of the surf zone of a sandy beach. *Journal of Fish Biology* 55: 1171-1186.
- Beyst, B.; Hostens, K.; Mees, J. (2001b). Factors influencing fish and macrocrustacean communities in the surf zone of sandy beaches in Belgium: temporal variation. *Journal of Sea Research*, 46: 281-294.
- Beyst, B.; Hostens, K.; Mees, J. (2002a). Factors influencing the spatial variation in fish and macrocrustacean communities in the surf zone of sandy beaches in Belgium. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 82:181-187.
- Beyst, B.; Vanaverbeke, J.; Vincx, M.; Mees, J. (2002b). Tidal and diurnal periodicity in macrocrustaceans and demersal fish of an exposed sandy beach, with special emphasis on juvenile plaice *Pleuronectes platessa*. *MEPS* 225:263-274.
- BORZONE, C.A., SOUZA, J.R.B. and SOARES, A.G., 1996. Morphodynamic influence on the structure of inter- and subtidal macrofaunal communities of subtropical sandy beaches. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69: 565-577.
- Brazeiro, A. (1999). Community patterns in sandy beaches of Chile: richness, composition, distribution and abundance of species. *Revista Chilena de Historia Natural* 72: 93-105.
- Brazeiro, A. (2001). Relationship between species richness and morphodynamics in sandy beaches: what are the underlying factors?. *Marine Ecology Progress Series* 224: 35-44.
- Brown, A.C.; McLachlan, A. (2002) Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *ENVIRON. CONSERV.*, 29 (1): 62-77.
- Charlier, R.H., D. Decroo, C.P. De Meyer & B. Lahousse (1998). To feed or not to feed, that is often the question. *Intern. J. Environmental Studies* 55: 1-23.
- Charlier, R.H.; De Meyer, C.P. (1995). New Developments on Coastal Protection along the Belgian Coast. *Journal of Coastal Conservation* 11(4): 1287-1293.
- Charlier, R.H.; De Meyer, C.P. (2000). Ask Nature to Protect and Build-up Beaches. *Journal of Coastal Conservation* 16(2): 385-390.
- Cummings, V.J.; Pridmore, R.D.; Thrush, S.H.; Hewitt, J.E. (1995). Post-settlement movement by intertidal benthic macroinvertebrates: do common New Zealand species drift in the water column? *N. Zeal. J. Mar. Freshw. Res.* 29: 59-67.

- Cupul-Magaña, L.A.; Téllez-Duarte, M.A. (1997). Variaciones espaciotemporales de la fauna macrobentónica de una playa arenosa y su relación con los cambios de perfil de playa y el tamaño de grano de los sedimentos, en Playa El Pelicano, Baja California. *Ciencias Marinas* 23(4): 419-434.
- Dankers, N., M. Binsbergen & K. Zegers (1983). De effecten van zandsuppletie op de fauna van het strand van Texel en Ameland. RIN-rapport 83/6, Rijksinstituut voor Natuurbeheer – Texel. 12 pp.
- Dauer, D.M. (1983). Functional morphology and feeding behavior of *Scolelepis squamata* (Polychaeta: Spionidae). *Marine Biology* 77: 279-285.
- Defeo, O.; Brazeiro, A.; de Alava, A.; Riestra, G. (1997). Is Sandy Beach Macrofauna Only Physically Controlled? Role of Substrate and Competition in Isopods. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 45: 453–462.
- DEFEO, O. & R.S. CARDOSO. 2002. Macroecology of population dynamics and life history traits of the mole crab *Emerita brasiliensis* in Atlantic sandy beaches of South America. *Marine Ecology Progress Series* 239: 169-179.
- Defeo, O.; Gomez, J.; Lercari, D. (2001). Testing the swash exclusion hypothesis in sandy beach populations: the mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguay. *Marine Ecology Progress Series* 212: 159-170.
- Defeo, O.; Rueda, M. (2002). Spatial structure, sampling design and abundance estimates in sandy beach macroinfauna: some warnings and new perspectives. *Marine Biology* 140: 1215-1225.
- Defeo, O.; Martínez, G. (2003). The habitat harshness hypothesis revised: life history of the isopod *Excirrolana braziliensis* in sandy beaches with contrasting morphodynamics. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 83(2): 331-340.
- Degraer, S., I. Mouton, L. De Neve & M. Vincx (1999). Community Structure and Intertidal Zonation of the Macrobenthos on a Macrotidal, Ultra-Dissipative Sandy Beach: Summer-Winter Comparison. *Estuaries* 22(3B): 742-752.
- Degraer, S.; Van Lancker, V.; Moerkerke, G.; Van Hoey, G.; Vanstaen, K.; Vincx, M. & Henriët, J.-P. (2003b). Evaluation of the ecological value of the foreshore: habitat-model and macrobenthic side-scan sonar interpretation: extension along the Belgian Coastal Zone. Final report. Ministry of the Flemish Community, Environment and Infrastructure. Department of Waterways and Marine Affairs Administration, Coastal Waterways.
- Degraer, S., Volckaert, A. & M. Vincx (2003). Macrobenthic zonation patterns along a morphodynamical continuum of macrotidal, low tide bar/rip and ultra-dissipative sandy beaches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56(3-4): 459-468.
- de la Huz, R.; Lastra, M.; Lopez, J. (2002). The influence of sediment grain size on burrowing, growth and metabolism of *Donax trunculus* L. (Bivalvia: Donacidae). *Journal of Sea Research* 47: 85– 95.
- De Ruyck, A.M.C., Donn, T.E., Jr. & McLachlan, A. (1992). Distribution of three cirolanid isopods (Flabellifera: Cirolanidae) on a South African sandy beach. *Cah. Biol. Mar.* 33: 147-168.
- De Ruyck, A.M.C., McLachlan, A. & Donn, T.E., Jr. (1991). The activity of three intertidal sand beach isopods (Flabellifera: Cirolanidae). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 146 : 163-180.
- Dexter, D.M. (1992). Sandy beach community structure: the role of exposure and latitude. *Journal of Biogeography* 19: 59-66.

- Dugan, J.E.; Hubbard, D.M.; Page, H.M. (1995). Scaling population density to body size: tests in two soft-sediment intertidal communities. *J. Coas. Res.* 11: 849-857.
- Dugan, J.E.; McLachlan, A. (1999). An assessment of longshore movement in *Donax serra* Röding (Bivalvia: Donacidae) on an exposed sandy beach. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 234: 111-124.
- Elliot, B., S. Degraer, M. Bursey & M. Vincx (1997). Intertidal zonation of macroinfauna on a dissipative, sandy beach at De Panne (Belgium): a pilot study. *Biologisch Jaarboek Dodonaea* 64: 92-108.
- Essink, K. (1997). Risk analysis of coastal nourishment techniques (RIACON), Final Evaluation Report. National Institute for Coastal and Marine Management (RIKZ), Report RIKZ-97.031, Haren, The Netherlands. 41 pp.
- Fincham, A.A. (1971). Ecology and population studies of some intertidal and sublittoral sand-dwelling amphipods. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 51: 471-488.
- Finkl, C.W. Jnr. (1993). Pre-Emptive Strategies for Enhanced Sand Bypassing and Beach Replenishment Activities in Southeast Florida: A Geological Perspective. *Journal of Coastal Research* SI(18): 59-89.
- Finkl, C.W. Jnr. (2002). Long-Term Analysis of Trends in Shore Protection Based on Papers Appearing in the *Journal of Coastal Research*, 1984-2000. *Journal of Coastal Research* 18(2): 211-224.
- Fish, S. (1970). The biology of *Eurydice pulchra* (Crustacea: Isopoda). *J. mar. biol. Ass. U.K.* 50: 753-768.
- Foggo, A.; Attrill, M.J.; Frost, M.T.; Rowden, A.A. (2003). Estimating marine species richness: an evaluation of six extrapolative techniques. *Mar Ecol Prog Ser* 248: 15-26.
- Gheskiere, T.; Hoste, E.; Kotwicki, L.; Degraer, S.; Vanaverbeke, J.; Vincx, M. (2002). The sandy beach meiofauna and free-living nematodes from De Panne (Belgium). *Bulletin van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen-Biologie* 72-Suppl.: 43-49.
- Gibson, R.N. & L. Robb (1996). Piscine predation on juvenile fishes on a Scottish sandy beach. *Journal of Fish Biology* 49: 120-138.
- Gibson, R.N., L. Robb, M.T. Burrows & A.D. Ansell (1996). Tidal, diel and longer term changes in the distribution of fishes on a Scottish sandy beach. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 130: 1-17.
- Gibson, R.N.; Yoshiyama, R.M. (1999). Intertidal fish communities. In: *Intertidal fishes: life in two worlds*. Academic Press. p. 264-296.
- Gorzelay, J.F. & W.G. Nelson (1987). The Effects of Beach Replenishment on the Benthos of a Sub-tropical Florida beach. *Marine Environmental Research* 21: 75-94.
- Granéli, E.; Turner, J.T. (2002). Top-down regulation in ctenophore-copepod-ciliate-diatom-phytoflagellate communities in coastal waters: a mesocosm study. *MEPS* 239:57-68.
- Gray, J.S. (2002). Species richness of marine soft sediments. *Marine Ecology Progress Series* 244: 285-297.
- Greene, K. (2002). Beach Nourishment: A Review of the Biological and Physical Impacts. ASMFC Habitat Management Series # 7. Washington DC. 69 pp.
- Grober, L.E. (1992). The ecological effects of beach replenishment. Master's Project for Master in Environmental Management degree in the School of the Environment of Duke University. 88 pp.

- Günther, C.-P. (1992). Dispersal of intertidal invertebrates: a strategy to react to disturbances of different scales. *Netherlands Journal of Sea Research* 30: 45-56.
- Hacking, N. (1998). Macrofaunal community structure of beaches in northern New South Wales, Australia. *Mar. Freshwater Res.* 49: 47-53.
- Hamm, L., M. Capobianco, HH Dette, A. Lechuga, R. Spanhoff and MJF Stive, 2002. A summary of European experiences with shore nourishment. *Coastal Engineering*, 47: 237-264.
- Hanson, H.; Brampton, A.; Capobianco, M.; Dette, H.H., Hamm, L.; Lastrup, C.; Lechuga, Spanhoff, AR. (2002). Beach nourishment projects, practices, and objectives—a European overview. *Coastal Engineering* 47: 81– 111.
- Hartmann-Schröder, G. (1996). Annelida. Borstenwürmer, Polychaeta – Tierwelt Deutschlands Teil 58. Gustav Fischer Verlag Jena, 648 pp.
- Haynes, D. & Quinn, G.P. (1995). Temporal and spatial variability in community structure of a sandy intertidal beach, Cape Paterson, Victoria, Australia. *Mar. Freshwater Res.* 46: 931-942.
- Hayward, P.J., & Ryland, J.S., (eds.) (1995). *Handbook of the marine fauna of north-west Europe*. 800 pp. Oxford University Press, Oxford.
- Hiddink, J.G.; Ter Hofstede, R.; Wolff, W.J. (2002). Predation of intertidal infauna on juveniles of the bivalve *Macoma balthica*. *Journal of Sea Research* 47: 139-157.
- Hunter, E.; Naylor, E. (1993). Intertidal migration by the shore crab. *Marine Ecology Progress Series* 101: 131-138.
- Jaramillo, E.; Contreras, H.; Quijon, P. (1996). Macroinfauna and human disturbance in a sandy beach of south-central Chile. *Revista Chilena de historia natural* 69: 655-663.
- Jaramillo, E.; Gonzalez, M. (1991). Community structure and zonation of the macroinfauna along a dissipative-reflective range of beach category in southern Chile. *Studies on Neotropical fauna and Environment* Vol. 26, No. 4: 193-212.
- Jaramillo, E. & A. McLachlan (1993). Community and population responses of the macroinfauna to physical factors over a range of exposed sandy beaches in south-central Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 37: 615-624.
- Jaramillo, E.; McLachlan, A. & Coetzee, P. (1993). Intertidal zonation patterns of macrofauna over a range of exposed sandy beaches in south-central Chile. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 101: 105-118.
- Jaramillo, E.; McLachlan, A.; Dugan, J. (1995). Total sample area and estimates of species richness in exposed sandy beaches. *MEPS* 119:311-314.
- Jones, D.A.; Pierpoint, C.J. (1997). Ecology and taxonomy of the genus *Eurydice* (Isopoda: Cirolanidae) from sand beaches on the Iberian Peninsula. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 77: 55-76.
- Josefson, A.B.; Forbes T.L.; Rosenberg, R. (2002). Fate of phytodetritus in marine sediments: functional importance of macrofaunal community. *MEPS* 230: 71-85.
- Kemp, P.F. (1987). Potential impact on bacteria of grazing by a macrofaunal deposit-feeder, and the fate of bacterial production. *Marine Ecology Progress Series* 36: 151-161.
- Knox, G.A. (2001). *The ecology of seashores*. CRC Press LLC. 557 pp.
- Köhn, J. & Sammour, M. (1990). Lebensgeschichte und Produktion von *Bathyporeia pilosa* Lindström, 1855 (Amphipoda, Haustoriidae) in der westlichen Ostsee. *Zoologischer Anzeiger* 224 (3-4): 165-174

Lasiak, T.A. (1983). The impact of surf-zone fish communities on faunal assemblages associated with sandy beaches. In: McLachlan, A.; Erasmus, T. (eds.). *Sandy beaches as ecosystems*. Dr W. Junk Publishers, The Hague, 757p.; 501-506.

Lasiak, T.A.; McLachlan, A. (1987). Opportunistic utilization of mysid shoals by surf-zone teleosts. *Marine Ecology Progress Series* 37: 1-7.

Löffler, M. & J. Coosen (1995). Ecological Impact of Sand Replenishment. In: Healy & Doody (eds.). *Directions in European Coastal Management*. Samara Publishing Ltd., Cardigan. 291-299.

Marine Board, CETS (1995). *Beach Nourishment and Protection*. Committee on Beach Nourishment and Protection. Marine Board – Commission on Engineering and Technical Systems – National Research Council. National Academy Press. Washington DC. 139 pp.

Masselink, G. & A.D. Short (1993). The Effect of Tide Range on Beach Morphodynamics and Morphology: A Conceptual Beach Model. *Journal of Coastal Research* 9(3): 785-800.

McArdle, S.B. & A. McLachlan (1991). Dynamics of the swash zone and effluent line on sandy beaches. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 76: 91-99

McArdle, S.B. & McLachlan, A. (1992). Sandy beach ecology: swash features relevant to the macrofauna. *Journal of Coastal Research* 8: 398-407.

McLachlan, A. (1983a). Sandy beach ecology - A review. In: McLachlan, A.; Erasmus, T. (eds.). *Sandy beaches as ecosystems*. Dr W. Junk Publishers, The Hague, 757p.; 321-380.

McLachlan, A. (1990). Dissipative beaches and macrofauna communities on exposed intertidal sands. *Journal of Coastal Research* 6: 57-71.

McLachlan, A. (1991). Ecology of coastal dune fauna. *Journal of Arid Environments* 21: 229-243.

McLachlan, A. (1996). Physical factors in benthic ecology: effects of changing sand particle size on beach fauna. *MEPS* 131:205-217.

McLachlan, A. (2001). Coastal Beach Ecosystems. *Encyclopedia of Biodiversity* 1, Academic Press: 741-751.

McLachlan, A.; de Ruyck, A.; Hacking, N. (1996). Community structure on sandy beaches: patterns of richness and zonation in relation to tide range and latitude. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 451-467.

McLachlan, A.; E. Jaramillo (1995). Zonation on sandy beaches. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 33: 305-335.

McLachlan, A.; Jaramillo, E.; Defeo, O.; Dugan, J.; de Ruyck, A.; Coetzee, P. (1995). Adaptations of bivalves to different beach types. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 187: 147-160.

Menn, I. (2002). Beach morphology and food web structure: comparison of an eroding and an accreting sandy shore in the North Sea. *Helgoland Mar. Res.* 56 (3): 177-189.

Miller, D.C., Muir, C.L. and Hauser, O.A., 2002. Detrimental effects of sedimentation on marine benthos: what can be learned from natural processes and rates?, *Ecological Engineering* 19(3): 211-232.

Moffet, M.D., A. McLachlan, P.E.D. Winter & A.M.C. De Ruyck (1998). Impact of trampling on sandy beach macrofauna. *Journal of Coastal Conservation* 4: 87-90.

Moles, A.; Norcross, B.L. (1995). Sediment preference in juvenile pacific flatfishes. *Netherlands Journal of Sea Research* 34 (1-3): 177-182.

- Moodley, L.; Heip, C.H.R.; Middelburg, J.J. (1998). Benthic activity in sediments of the northwestern Adriatic Sea: sediment oxygen consumption, macro- and meiofauna dynamics. *Journal of Sea Research* 40: 263–280.
- Mooij, W. (1982). Een onderzoek naar de levenscyclus, ecologie, biomassa en produktie van *Scolelepis squamata* in het Noordzee-strand van Texel. Verslag doctoraalstage, Universiteit Amsterdam. 32pp.
- Nel, R.; McLachlan, A.; Winter, D. (1999). The effect of sand particle size on the burrowing ability of the beach mysid *Gastrosaccus psammodytes* Tattersall. *Estuarine and Coastal Shelf Science* 48: 599-604.
- Nel, R.; McLachlan, A.; Winter, D. (2001). The effect of grain size on the burrowing of two *Donax* species. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 265: 219–238.
- Nelson, W.G. (1993). Beach Restoration in the Southeastern US: Environmental Effects and Biological Monitoring. *Ocean & Coastal Management* 19: 157-182.
- Parr, T., Diener, D., Lacy, S. (1978) Effects of beach replenishment on the nearshore sand fauna at Imperial beach, California. Miscellaneous Report 78-4. U.S. Army, Corps of Engineers, Coastal Engineering Research Center, Fort Belvoir.
- Peterson, C.H.; Hickerson, D.H.M.; Johnson, G. G. (2000). Short-term consequences of nourishment and bulldozing on the dominant large invertebrates of a sandy beach. *Journal of Coastal Research* 16(2): 368-378.
- Peterson, C.H.; Manning, L. (2001). How beach nourishment affects the habitat value of intertidal beach prey for surf fish and shorebirds and why uncertainty still exists. *Proceedings of the Coastal Ecosystems and Federal Activities Technical Training Symposium August 20-22, 2001*.
- Peterson, C.H.; Summerson, H.C.; Thomson, E.; Lenihan, H.S.; Grabowski, J.; Manning, L.; Micheli, F.; Johnson, G. (2000). Synthesis of linkages between benthic and fish communities as a key to protecting essential fish habitat. *Bulletin of Marine Science* 66(3): 759-774.
- Rakocinski, C.F., R.W. Heard, S.E. LeCroy, J.A. McLelland & T. Simons (1996). Responses by Macrobenthic Assemblages to Extensive Beach Restoration at Perdido Key, Florida, U.S.A. *Journal of Coastal Research* 12(1): 326-353.
- Raudkivi, A.J.; Dette, H.-H. (2002). Reduction of sand demand for shore protection. *Coastal Engineering* 45: 239–259.
- Reilly, F. Jnr., Bellis, V.J. (1983) 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.
- Ricciardi A., E. Bourget (1999). Global patterns of macroinvertebrate biomass in marine intertidal communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 185: 21-35 .
- Saloman, C.H.; Naughton, S.P. (1984). Beach restoration with offshore dredged sand: effects on nearshore macroinfauna. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC-133.
- Schoeman, D.S.; Richardson, A.J. (2002). Investigating biotic and abiotic factors affecting the recruitment of an intertidal clam on an exposed sandy beach using a generalized additive model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 276: 67-81.
- Stauble, D.K. & W.G. Nelson (1985). Guidelines for beach nourishment: a necessity for project management. *Proceedings of the Fourth Symposium on Coastal and Ocean Management "Coastal Zone '85" ASCE/Baltimore, MD/July 30 – Aug. 1, 1985. 1002-1021.*

- Van Dalftsen, J.A. & O. Duijts (1995). Risk analysis of coastal nourishment techniques (RIACON), The effects on Benthic Fauna of Shoreface Nourishment off the Island Terschelling, The Netherlands - Report 4: Post- Nourishment survey, April 1994. National Institute for Coastal and Marine Management (RIKZ), Working document RIKZ-94.610x, Haren, The Netherlands. 35 pp.
- Van Dalftsen, J.A. & K. Essink (1997). Risk analysis of coastal nourishment techniques (RIACON), National Evaluation Report (The Netherlands). National Institute for Coastal and Marine Management (RIKZ), Report RIKZ-97.022, Haren, The Netherlands. 98 pp.
- Van Dalftsen, J.A. & K. Essink (2001). Benthic Community Response to Sand Dredging and Shoreface Nourishment in Dutch Coastal Waters. *Senckenbergiana maritima*, 31(2): 329-332.
- Van der Veer, H.W.; Dapper, R.; Witte, J.I.J. (2001). The nursery function of the intertidal areas in the western Wadden Sea for 0-group sole *Solea solea* (L.). *J. Sea Res.* 45: 271-279.
- Van der Wal, D., B.A.M. Peters, W.H. van der Putten & O.F.R. van Tongeren (1995). Inventariserend onderzoek naar de ecologische effecten van zandsuppletie. Opdracht van Rijkswaterstaat – Dienst Weg- en Waterbouwkunde voor Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen - Werkgroep Zandige Kust en Rijksinstituut voor Kust en Zee. 110 pp.
- Van Hoey, G.; Degraer, S. & Vincx, M. (2004). Macrobenthic community structure of soft-bottom sediments at the Belgian Continental Shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59: 599-613.
- Wilber, D.H.; Clarke, D.G.; Ray, G.L.; Burlas, M. (2003). Response of surf zone fish to beach nourishment operations on the northern coast of New Jersey, USA. *Mar Ecol Prog Ser* 250: 231–246.
- Yannicelli, B.; Palacios, R.; Jiménez, L. (2002). Swimming ability and burrowing time of two cirrolanid isopods from different levels of exposed sandy beaches. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 273: 73–88.
- Zeng C.S.; Abello P.; Naylor, E. (1999). Endogenous tidal and semilunar moulting rhythms in early juvenile shore crabs *Carcinus maenas*: implications for adaptation to a high intertidal habitat. *MARINE-ECOLOGY-PROGRESS-SERIES* 191: 257-266.
- Zühlke, R.; Blome, D.; Van Bemem, K. H. & Dittmann, S. (1998). Effects of the tube-building polychaete *Lanice conchilega* (PALLAS) on benthic macrofauna and nematodes in an intertidal sandflat. *Senckenbergiana maritima* 29: 131-138.

Annex 6. Avifauna

Eric Stienen & Wouter Courtens
 Instituut voor Natuurbehoud – Kliniekstraat 25, 1070 Brussel
eric.stienen@instnat.be
wouter.courtens@instnat.be

Inleiding

Strandsuppletie kan worden gedefinieerd als 'the process of mechanically or hydraulically placing sand directly on an eroding shore to restore or form, and subsequently maintain, an adequate protective or desired recreational beach' (USACE, 1984 in Greene, 2002) of het 'bewust aanbrengen van zand op een eroderend strand of het creëren van een strand waar voorheen geen of slechts een smal strand aanwezig was (CBNP, 1995).

Behalve dat bij strandsuppletie een hoger en al dan niet breder strand wordt gecreëerd, wat de kustverdediging en het toerisme ten goede komt, is het ook een ecologisch alternatief dan het aanleggen van een harde kustverdediging (dijken etc.), terwijl de optie om deze laatste indien nodig nog aan te leggen open blijft (NRC, 1995). In een aantal gevallen werd strandsuppletie zelfs toegepast om een bescherming te bieden voor bedreigde of beschermde plantensoorten in duingebieden en om de habitat van zeeschildpadden, waadvogels en andere strandorganismen te herstellen of te verbeteren (Greene, 2002).

Het toepassen van strandsuppletie als een meer ecologisch alternatief voor harde constructies is een vrij recent gegeven. Zowel in Noord-Amerika als in Europa werden de eerste grotere projecten pas zo'n 40 jaar geleden uitgevoerd. In Noord-Amerika zijn suppletieprojecten hoofdzakelijk geconcentreerd langs de Oostkust. Een beknopt overzicht is onder meer te vinden in CBNP (1995). In Europa werden de meeste projecten uitgevoerd in Spanje (> 600 alleen al tussen 1997 en 2002), Nederland (ca. 200), Frankrijk (ca. 115), Italië (ca. 50), Groot-Brittannië en Denemarken. In totaal werden telkens meerdere miljoenen tot tientallen miljoenen m³ zand op de stranden opgespoten (in Nederland bijvoorbeeld jaarlijks 6.000.000 m³ sinds 1991). Hanson *et al.* (2002) geven een overzicht van de Europese suppletieprojecten.

Hoewel het toepassen van strandsuppletie als meer ecologisch en esthetischer wordt beschouwd dan het aanleggen van harde constructies brengt ook deze vorm van strandherstel een aantal problemen met zich mee en kunnen een aantal fundamentele vragen worden gesteld. Zo worden grote veranderingen in het strandecosysteem aangebracht doordat het oorspronkelijk sediment onder een dikke laag zand (meestal afkomstig van subtidale zandbanken) wordt bedolven, met als gevolg het verdwijnen van een groot deel van de oorspronkelijke bodemfauna. Hoewel kan worden verwacht dat een dergelijke ingreep een effect heeft op het hele strandecosysteem, is hier tot op heden in verhouding slechts weinig (lange termijn) onderzoek naar gebeurd. Bovendien richtten de meeste onderzoekers zich voornamelijk op de invloed die suppleties hebben op de bodemfauna en dan hoofdzakelijk op de macrofauna (o.a. Rakocinski *et al.*, 1996; Peterson *et al.*, 2000).

In Vlaanderen werd het eerste suppletieproject uitgevoerd in 1968. Sindsdien werd over een kustlengte van 19,5 km, verdeeld over verschillende locaties, in totaal 17.200.000 m³ zand opgespoten. Zo werd tussen 1977 en 1979 8.500.000 m³ aangebracht op 8 km kust om te compenseren voor de erosie veroorzaakt door de veranderde stromingen na het aanleggen van de voorhaven van Zeebrugge (Kerchaert *et al.*, 1986 in Hanson *et al.*, 2002). Sindsdien werden respectievelijk in 1986 en 1989 nog twee suppletieprojecten op kleinere schaal uitgevoerd (Hanson *et al.*, 2002).

Doelstellingen

De algemene doelstelling van dit onderzoek omvat de evaluatie van de ecologische effecten van zandsuppletie op de avifauna. Binnen de algemene doelstelling kunnen een aantal deelaspecten worden onderscheiden: (1) beknopte weergave van het belang van de Vlaamse stranden voor de avifauna; (2) schetsen van de situatie wereldwijd aan de hand van een literatuurstudie; (3) een eerste evaluatie van de mogelijke effecten van strandsuppletie aan de Belgische kust op de avifauna; (4) de identificatie van de hiaten binnen de huidige kennis en (5) het formuleren van adviezen voor toekomstig onderzoek. Deze literatuurstudie kadert in een grote onderzoek naar de ecologische effecten van de suppletie van in zee gewonnen zand op het strand aan de Vlaamse kust.

Resultaten

1. *Het strandecosysteem, partim avifauna*

Naast een groot socio-economisch belang (o.a. toerisme en kustverdediging) hebben de stranden langs de Vlaamse kust ook een hoge ecologische waarde, zowel voor flora als voor fauna. Hoewel de meeste Vlaamse stranden als gevolg van de sterke antropogene druk niet of nauwelijks meer als broedbiotoop voor soorten als Dwergstern of Strandplevier (kunnen) functioneren, hebben ze voor de avifauna een niet geringe waarde als rust- en foerageergebied, hoofdzakelijk tijdens het winterhalfjaar. Bij laag tij gebruiken steltlopers en meeuwen de stranden om te foerageren terwijl ze bij hoog water onder meer op golfbrekers overtijen.

1.a *Broedvogels*

Als gevolg van de sterk toegenomen antropogene druk (toerisme, biotoopvernietiging als gevolg van bouwprojecten,...) kende de Vlaamse kust sinds het midden van de twintigste eeuw een sterke daling in biodiversiteit. Dit had ook een niet geringe invloed op de avifauna, waarbij vooral soorten als Strandplevier *Charadrius alexandrinus*, Dwergstern *Sterna albifrons* en Tapuit *Oenanthe oenanthe* sterk in aantal afnamen als gevolg van het vernietigen van het broedbiotoop en verstoring (Devos, 2003). Van deze soorten zijn het enkel Strandplevier en Dwergstern die regelmatig op het strand zelf nestelen. Beide soorten staan op de Rode Lijst van de Belgische broedvogels in de categorie 'met uitsterven bedreigd' (Devos & Anselin, 1999).

De Strandplevier is een echte pioniersoort die open, kale of schaars begroeide biotopen verkiest. Vroeger broedde de soort vaak op de stranden van de Belgische kust. Raes (1989) geeft voor 1954 bijvoorbeeld aantallen van 10 paar in De Panne, 25 paar te Koksijde – Oostduinkerke en 10 paar te Nieuwpoort – Lombardsijde. In 1981 waren de broedplaatsen te Oostduinkerke en Koksijde al verlaten. In 1989 werd deze soort nog een vrij schaarse broedvogel in de kuststreek genoemd, de meeste koppels broedden dan echter in de voorhaven van Zeebrugge, de IJzermonding en het Zwin. In de jaren '90 verdween de soort ook in deze twee laatste gebieden als regelmatige broedvogel, waarbij enkel de voorhaven van Zeebrugge en de Baai van Heist overbleven als 'bolwerk' (Stienen & Van Waeyenberge, 2002; Van Waeyenberge *et al.*, 2002). De enige bekende recente broedgevallen op het strand zelf zijn die van één koppel op het strand van Lombardsijde (niet toevallig een strand dat van een hoge druk van het toerisme gespaard is gebleven) in 1994 en 1995 (Devos & Anselin, 1996; Anselin *et al.*, 1998). Tijdens de inventarisaties voor de broedvogelatlas (1998-2002) werd geen enkel broedgeval van Strandplevier op het strand vastgesteld (m.m. G. Vermeersch).

Net als voorgaande soort is ook de Dwergstern een pioniersoort. Tot het eind van de jaren '50 – begin jaren '60 kwamen in België Dwergsternen tot broeden op het strand. Dit was het geval tussen Koksijde en Oostduinkerke (maximaal 30 paar in 1951 en 1952, verdwenen in 1962), op het strand van Lombarsijde (maximaal 11 koppels in 1959, verdwenen in 1960) en in de duinen vlak tegen het strand voor het Zwin (maximaal 75 paar in 1939, verdwenen in 1957). Het laatste broedgeval in een natuurlijk habitat dateert van 1973 (Van Den Bossche *et al.*, 1995; Seys, 2001). Alle recente broedgevallen situeerden zich op artificiële opgespoten terreinen in de voorhaven van Zeebrugge (Westdam en Oostdam) en de Baai van Heist (Stienen & Van Waeyenberge, 2002; Van Waeyenberge *et al.*, 2002).

In de periode 1998-2002 werden aan de Westkust in totaal ook 2 broedgevallen van Bontbekplevier vastgesteld op het strand: een zeker broedgeval te Oostduinkerke en een waarschijnlijk te De Panne (m.m. G. Vermeersch). Ook deze soort is verder geheel aangewezen op de Zeebrugse voorhaven waar maximaal 9 paren hebben gebroed in 1996 (eigen gegevens Instituut voor Natuurbehoud).

1.b Foeragerende en rustende vogels

Op overwinterende steltlopers en meeuwen lijken de antropogene ontwikkelingen aan de kust vooralsnog een minder sterk negatief effect te hebben dan op broedvogels. Dit komt ten dele omdat de druk van het toerisme heel wat minder is tijdens het winterhalfjaar wanneer de grootse aantallen foeragerende en rustende vogels de Belgische kust bevolken. Bovendien betreft het hier veelal weinig verstoringgevoelige soorten zoals meeuwen en kraaiachtigen, die bovendien in de wintermaanden profiteren van het extra voedsel dat ze aangeboden krijgen door toeristen. Soorten zoals de Paarse Strandloper *Calidris maritima* daarentegen zijn zeer gevoelig voor verstoring en hun aantal is dan ook sterk afgenomen.

Ook is een aantal meeuwensoorten tijdens de voorbije decennia jaar sterk toegenomen, dit hoofdzakelijk als gevolg van het ontstaan van een (tijdelijk) uiterst geschikt habitat tijdens het aanleggen van de voorhaven van Zeebrugge (Stienen *et al.*, 2002).

In een internationale context blijven de aantallen overwinterende steltlopers langs de Belgische kust relatief gering door de korte kustlijn en de beperkte oppervlakte van het geschikte habitat (Devos, 2003). Enkel Steenloper *Arenaria interpres* haalt de 1%-norm, de andere soorten maken minder dan 0,5% van de NW-Europese of Oostatlantische flyway-populatie uit (zie Rose & Scott, 1997).

Over de aantalsevoluties en de verspreiding van steltlopers aan de Belgische kust is vrij veel bekend. Zo loopt sinds 1989 een project op het Instituut voor Natuurbehoud (in samenwerking met plaatselijke veldornithologen) dat tot doel heeft de evolutie van de aantallen en verspreiding van overwinterende steltlopers in detail te volgen (Devos *et al.*, 1994, 1996, 1997 & 1998; zie ook De Schuyter, 1987; De Putter *et al.*, 1989; De Putter *et al.*, 1993). Jaarlijks worden in het kader van dit project enkele totaalstellingen uitgevoerd tijdens het winterhalfjaar, welke een verderzetting vormen van een reeks steltloperstellingen in de jaren '70 (zie Voet & Becuwe, 1977; Becuwe *et al.*, 1983).

Bij het grootste deel van deze totaalstellingen gaat het om hoogwatertellingen, waarbij de overtijdende steltlopers op een paar plaatsen (hoogwatervluchtplaatsen of HVP's) geconcentreerd zijn en zodoende vrij gemakkelijk te tellen zijn. Over de benutting van het intertidaal door foeragerende steltlopers (aantallen en verspreiding) is veel minder geweten. Enkel in het kader van twee recente studies werden gestandaardiseerde tellingen van foeragerende steltlopers bij laagwater verricht (Engledow *et al.*, 2001; De Groote, 2003).

Tot op heden is er slechts één onderzoek gebeurd naar het dieet van de steltlopers die aan de Vlaamse kust overwinteren, meer bepaald naar dat van de Scholekster (Stuer, 2002). Van de andere soorten is voor onze kust niets bekend. Om de invloed van strandsuppletie op deze groep in te kunnen schatten is het echter noodzakelijk te weten waarop deze soorten foerageren. Hiervoor moeten we ons dan ook baseren op de beschikbare literatuurgegevens.

Tot voor kort was ook over meeuwen op de Belgische stranden nauwelijks iets geweten, noch op vlak van aantallen noch over soortensamenstelling. Enkel in 1989 en 1990 werden enkele totaalstellingen over de hele kust gedaan (Devos & Debruyne, 1990; Devos & Debruyne, 1991). Hierna duurde het tot 1998 voor er nieuwe totaalstellingen werden verricht en het voorkomen van overwinterende meeuwen op de Vlaamse stranden van naderbij onder de loep werd genomen (Spanoghe, 1999; Spanoghe & Devos, 2002).

→ Foeragerende steltlopers

Van de tien soorten steltlopers die hoofdzakelijk en in behoorlijke aantallen aan onze kust overwinteren (Scholekster *Haematopus ostralegus*, Kluut *Recurvirostra avocetta*, Bontbekplevier *Charadrius hiaticula*, Zilverplevier *Pluvialis squatarola*, Drieteenstrandloper *Calidris alba*, Bonte Strandloper *Calidris alpina*, Paarse Strandloper, Rosse Grutto *Limosa lapponica*, Tureluur *Tringa totanus* en Steenloper *Arenaria interpres*) maken slechts een aantal soorten in vrij grote aantallen gebruik van het strand zelf om te foerageren. Dit zijn hoofdzakelijk Scholekster, Drieteenstrandloper en ook regelmatig Bonte Strandloper. Zilverplevieren foerageren vrij vaak maar in kleine aantallen in

het intertidaal. Ook Steenlopers worden wel op het strand aangetroffen, meestal echter is dit langs de vloedlijn in de buurt van strandhoofden, waaraan ze vrij sterk gebonden zijn. Andere soorten worden slechts zelden en in heel lage aantallen op het strand gezien.

Andere plaatsen waar veel steltlopers foerageren tijdens het winterhalfjaar zijn de IJzermonding te Nieuwpoort, het Zwin te Knokke en de havens van Oostende en van Zeebrugge. Ook de talrijke strandhoofden vervullen een belangrijke functie (Engledow *et al.*, 2001).

Daar de soorten die het vaakst gebruik maken van het strand om te foerageren het meest onderhevig zullen zijn aan eventuele negatieve effecten van strandsuppletie, worden ze hier meer in detail besproken.

Scholekster *Haematopus ostralegus*

In de loop van de voorbije decennia is het aantal overwinterende Scholeksters aan de Vlaamse kust sterk gestegen. Midden de jaren '80 overwinterden er tot 1200 exemplaren, in de jaren '90 werden regelmatig meer dan 2000 tot 3000 exemplaren geteld (Gabriëls, 1989; Devos, 1998). De HVP's waar Scholeksters voornamelijk overtijen zijn de IJzermonding, de strandhoofden te Raversijde, het dak van de vismijn te Oostende, de weilanden te Uitkerke, de voorhaven van Zeebrugge, de Baai van Heist en het Zwin (Engledow *et al.*, 2001).

In oktober en november is vooral het traject De Panne – Nieuwpoort interessant waarbij tot meer dan 30 exemplaren per kilometer kunnen worden geteld (Engledow *et al.*, 2001). Vooral op de stranden voor De Panne en Oostduinkerke (Doornpanne – Groenendijk) foerageren geregeld hoge aantallen (tot 300 exemplaren) (De Grootte *et al.*, 2003). Tijdens de wintermaanden liggen de aantallen over de gehele kust ongeveer gelijk: 15 tot 20 exemplaren/km. Tijdens laagwatertellingen over de hele kust in het winterhalfjaar 2000-2001 bleven de aantallen vrij constant van oktober t.e.m. januari (1100 tot 1450 exemplaren), om daarna af te nemen naar 800 in februari en maart (Engledow *et al.*, 2001).

Scholeksters foerageren in het intertidaal hoofdzakelijk op *Mytilus edulis* en andere mollusken (eg. *Cardium edule* en *Macoma balthica*), polychaeten (hoofdzakelijk *Hediste diversicolor*, soms ook *Arenicola marina*) en krabachtigen (voornamelijk *Carcinus maenas*). Op zandstranden foerageren ze vooral op *Scolelepis squamata* (Glutz von Blotzheim *et al.*, 1984; Smit & Wolff, 1981; Hulscher, 1996; Cramp, 1998). Stuer (2002) vond als meest gegeten prooien *Donax vitatus*, *Ensis ensis* en *Hediste diversicolor*.

Drieteenstrandloper *Calidris alba*

In de jaren '80 overwinterden tussen de 750 en 1000 Drieteenstrandlopers aan onze kust. Deze kwamen verdeeld over de hele kust voor met concentraties op de trajecten Koksijde – Nieuwpoort, Middelkerke – Oostende en Bredene – Blankenberge (Raes, 1989). Totaaltellingen in de jaren '90 leverden slechts éénmaal meer dan 700 Drieteenstrandlopers op, tijdens vorstperiodes werden wel hogere aantallen genoteerd (Devos *et al.*, 1997). Tijdens de laagwatertellingen in het winterhalfjaar 2000-2001 bleek het traject Lombardsijde – Oostende het belangrijkste voor deze soort. In januari en maart werden hier meer dan 10 exemplaren per kilometer geteld. De twee grenstrajecten (Westhoek – Nieuwpoort en Heist – Het Zwin) halen beide zeer lage aantallen. De aantallen Drieteenstrandlopers over de hele kust tijdens laagwatertellingen (foerageerperiode) van oktober 2000 tot maart 2001 bleven vrij constant: telkens werden 300 à 350 exemplaren geteld (Engledow *et al.*, 2001).

Drieteenstrandlopers foerageren vooral in de directe nabijheid van de branding, waarbij het hoofdvoedsel wordt gevormd door *Scolelepis squamata*. Verder worden ook borstelwormen, crustaceën, mollusken, insecten, strandvlooien en aas gegeten (Smit & Wolff, 1981; Glutz von Blotzheim *et al.*, 1984).

Bonte Strandloper *Calidris alpina*

Tot het eind van de jaren '80 bleef het aantal overwinterende Bonte Strandlopers vrij laag met een paar honderd overwinteraars (Bouckaert, 1989). In de loopt van de jaren '90 werd een markante stijging vastgesteld met regelmatig maxima van 1900 exemplaren en meer (Devos *et al.*, 1998). De meeste Bonte Strandlopers blijven vrij trouw aan de grotere slikgebieden (IJzermonding, Voorhaven, Zwin), maar regelmatig foerageren vrij grote groepen (paar honderd) in het intertidaal op de stranden.

Vooral op de stranden van Oostduinkerke, Lombardsijde en Middelkerke – Raversijde kunnen soms grote groepen worden vastgesteld (gegevens G. Spanoghe & D. De Groot).

Bonte Strandlopers foerageren in het intertidaal hoofdzakelijk op mariene polychaeten (vooral *Hediste diversicolor*), kleine mollusken (*Macoma balthica* en *Hydrobia ulvae*) en crustaceën (o.a. Bengston & Svensson, 1968; Goss-Custard *et al.*, 1977; Worral, 1984; Durell & Kelly, 1990; Mouritsen, 1994; Dierschke *et al.*, 1999).

→ Overtijende steltlopers

Behalve in de Baai van Heist overtijen steltlopers slechts zelden op het strand. De HVP's van de meeste soorten bevinden zich ofwel in de grotere slikkengebieden (IJzermonding, Voorhaven van Zeebrugge, het Zwin) ofwel op strandhoofden. Deze laatste zijn vooral belangrijk voor Steenloper, Paarse Strandloper en Drieteenstrandloper. De belangrijkste strandhoofden voor overtijende steltlopers bevinden zich te Nieuwpoort, Raversijde en Blankenberge (Engledow *et al.*, 2001).

→ Meeuwen en stern

Pas in 1989 en 1990 en later vanaf 1998 werden enkele totaaltellingen van de overwinterende meeuwen uitgevoerd (Spanoghe & Devos, 2002). Het totaal aantal meeuwen varieerde daarbij tussen ongeveer 7.000 en 32.000 exemplaren. De enige totaaltellingen van meeuwen uitgevoerd tijdens de zomermaanden suggereert dat de aantallen dan lager liggen (ongeveer 6.000 exemplaren). De Zilvermeeuw is de algemeenste soort met 40 à 70 % van het totaal. Kokmeeuw komt op de tweede plaats met 13-42%. Stormmeeuw, Kleine Mantelmeeuw en Grote Mantelmeeuw *L. marinus* maken meestal minder dan 10% van het totaal aantal meeuwen uit (Spanoghe, 1999; Spanoghe & Devos, 2002).

In het afgelopen decennium maken ook Visdief en Grote Stern geregeld en in toenemende mate gebruik van zowel de supra- als (eu)litorale zones in en rond de havens van Zeebrugge, Oostende en Nieuwpoort om te rusten of te slapen, en ook om zich te verzamelen voor en na het broedseizoen (eigen waarnemingen IN).

Van de meeuwachtigen zijn het vooral Stormmeeuw *Larus canus* en Kokmeeuw *L. ridibundus* die veelvuldig in de littorale zone op het vloedmerk en in plassen foerageren op wormen en garnalen; de overige meeuwensoorten zijn voor hun voedselvoorziening veel meer afhankelijk van de zee (Spanoghe 1999; Engledow *et al.*, 2001; Stuer 2002). Ook voeden meeuwen zich vaak met aanspoelsels van dode dieren en achtergelaten voedsel van antropogene aard (Engledow *et al.*, 2001, Stuer 2002).

1.c. Avifauna van het infralittoraal

De ondiepe wateren voor onze kust zijn van internationale betekenis voor een aantal zeevogelsoorten (Seys, 2001; Van Waeyenberge *et al.* 2001; Stienen *et al.*, 2002; Haelters *et al.*, 2003). De meest kustgebonden zeevogels zijn zee-eenden (hoofdzakelijk Zwarte Zee-eend *Melanitta nigra*), Fuut *Podiceps cristatus*, Kok- en Stormmeeuw en stern (Visdief en Grote Stern). In het najaar foerageren ook grote aantallen Dwergmeeuwen *Larus minutus* dicht tegen de kust. Al deze soorten zijn echter niet strikt gebonden aan de vooroever, maar wel aan ondiepe zandbanken of daarmee samenhangende voedselbestanden die zich veelal binnen 10 km van de kust bevinden. Van de meeste soorten bevindt zich slechts een gering deel in de feitelijke infralittorale zone.

2. Algemene bedreigingen voor de avifauna van zandstranden

De bedreigingen waaraan kustbroedvogels in NW-Europa worden blootgesteld worden samengevat in Meininger & Graveland (2000). Belangrijke oorzaken voor de teloorgang van broedplaatsen van onder meer stern en plevieren in Nederland zijn het verdwijnen van de gebieden zelf, onder andere als gevolg van uitbreiding van industrie en bungalowparken (zie ook Arts *et al.*, 2000) en het verdwijnen van de dynamiek in de gebieden (met vegetatiesuccessie als gevolg). Ook recreatie legt een steeds zwaardere druk op broedgebieden voor stern en plevieren, wat leidt tot afname van het broedsucces en de dichtheden en inkrimping van het areaal (zie ook Schulz & Stock, 1993; Pienkowski, 1993).

Een belangrijke factor voor de populatieontwikkeling en het welslagen van de broedsels van stern, is de aanwezigheid van voldoende voedsel (o.a. Sprot *Sprattus sprattus*, Zandspiering *Ammodytes spp.* en jonge Haring *Clupea harengus*). Zo werd er onder meer een duidelijk verband gevonden tussen de haringstand en het aantal broedparen van de Grote Stern op Griend in de Waddenzee (Brenninkmeijer & Stienen, 1994). Andere bedreigingen voor kustbroedvogels zijn predatie door onder andere Bruine rat *Rattus norvegicus* en de belasting van het milieu met toxische stoffen (stern staan aan de top van de voedselketen waardoor ze deze accumuleren).

Naast het verdwijnen van geschikte foerageergebieden, wordt de belangrijkste bedreiging voor foeragerende of overtijdende steltlopers en meeuwen gevormd door verstoring – zij het door wandelaars, honden, boten of kleine vliegtuigjes – waarbij verstoring wordt gedefinieerd als ‘elke gebeurtenis die ecosystemen, gemeenschappen, populaties of individuen ontwricht, waarbij ‘ontwricht’ slaat op een verandering in gedrag, fysiologie, aantallen of overleving’ (Cayford, 1993). Verstoring kan – afhankelijk van de duur, de frequentie, de sterkte, de voorspelbaarheid en de ruimtelijke verspreiding – onder meer leiden tot een verminderde foerageer-efficiëntie en dus voedselopname (wat kan leiden tot een deficit in het dagelijks energiebudget), energieverlies (als gevolg van paniekvluchten), verlaten van foerageergebieden of verlaten van hoogwatervluchtplaatsen (Goss-Custard & Verboven, 1993; Kirby *et al.*, 1993; Smit & Visser, 1993; Fitzpatrick & Bouchez, 1998).

3. Ecologische effecten van strandsuppletie op de avifauna

Globaal gezien beperken de ecologische effecten van strandsuppletie zich hoofdzakelijk tot de extractieplaats van het zand en de strandzone waar het zand uiteindelijk wordt opgespoten. Ook in de ondiepe subtidale zones grenzend aan de suppletiezone kunnen verstoringseffecten optreden. Deze effecten kunnen zich zowel op korte als op lange termijn voordoen en zowel positief als negatief zijn (CBNP, 1995).

Het geringe aantal studies over de effecten van strandsuppletie op de fauna onderzochten meestal slechts de korte-termijn effecten van een eenmalige suppletie. Over de effecten op lange termijn of van herhaaldelijk suppleren op dezelfde plaats is weinig geweten. Bovendien zijn de resultaten vaak tegenstrijdig en bestaat er weinig eensgezindheid over de efficiëntie en wetenschappelijk correctheid van de tot nu toe toegepaste methoden (e.g. Peterson & Manning, 2001).

Over mogelijke effecten op fauna-elementen anders dan macrobenthos is bijzonder weinig informatie beschikbaar. Vaak worden wel mogelijke effecten genoemd, maar zonder dat er daadwerkelijk onderzoek naar is gedaan. Over de invloed op de avifauna zijn in de literatuur dan ook hoofdzakelijk algemeenheden en anekdotische gegevens te vinden en weinig concrete zaken.

Het inschatten van de gevolgen van strandsuppleties op de avifauna is niet zo eenvoudig. Vogels zijn met name erg mobiel zijn en verplaatsen zich gemakkelijk wanneer de omstandigheden ongunstig worden. Grofweg kunnen drie verschillende effecten van suppletie die direct en indirect tot nadelige ecologische effecten kunnen leiden worden onderscheiden: vertroebeling van het water, bedekking van het oorspronkelijk sediment en verstoring als gevolg van de werkzaamheden (Harte *et al.*, 2002). De belangrijkste invloeden op de avifauna zullen zich dus hoogstwaarschijnlijk laten gelden op het vlak van voedselbeschikbaarheid en de bereikbaarheid ervan, waarbij de vogels zullen reageren op het al dan niet aanwezig en vangbaar zijn van geschikte prooi. Afhankelijk van de periode waarin de werkzaamheden worden uitgevoerd kan er in mindere of meerdere mate ook verstoring optreden bij broed- en/of zeevogels.

3.a Effecten op de extractieplaats

Tijdens de zandwinning wordt het bodemsediment mechanisch verstoord doordat de bovenste bodemlaag wordt verwijderd. Hierbij verdwijnen ook nagenoeg alle organismen die op of in de bodem leven (Anonymus, 1988 in Harte *et al.*, 2002; Adriaanse & Coosen, 1991). Afhankelijk van de plaats waar de het zand wordt gewonnen kan dit een effect hebben op de voedselbeschikbaarheid voor bepaalde soorten. Zo kan het vernielen van banken van de Halfgeknotte Strandschelp *Spisula subtruncata* door extractie of vooroesuppletie in de Noordzee een invloed hebben op soorten als Zwarte Zee-eend *Melanitta nigra* en Eider *Somateria mollissima*. Vooral de Zwarte Zee-eend foerageert in de overwinteringsgebieden in de Noordzee hoofdzakelijk op deze soort (Leopold, 1996). Een nadelig effect wordt onder meer gesuggereerd door Essink & van Dalssen (1998), maar dit kon niet door onderzoek worden bevestigd.

Gedurende de extractie van het zand stijgt de hoeveelheid opgelost sediment in het water wat resulteert in een hogere turbiditeit. vertroebeling van het zeewater als gevolg van het vrijkomen van een grote hoeveelheid kleine zwevende deeltjes kan mogelijk een invloed hebben op zichtjagers zoals alkachtigen (Harte *et al.*, 2002). Kwantitatief onderzoek naar de effecten van vertroebeling op het jachtsucces van zichtjagers is echter schaars. Opmerkelijk is echter wel dat in de Belgische wateren vaak grote aantallen Visdieven, Kokmeeuwen en andere meeuwen worden aangetroffen achter zandzuigers, hetgeen facilitatie van de voedselbeschikbaarheid voor tenminste deze soorten impliceert (eigen waarneming Instituut voor Natuurbehoud).

Een derde negatief effect dat mogelijk speelt tijdens de zandwinning is de verstoring onder zeevogels (hoofdzakelijk duikers en zee-eenden) die optreedt tijdens de werkzaamheden. De ernst van de verstoring hangt hoofdzakelijk af van de periode waarin de werken worden uitgevoerd en het belang van de extractieplaats als foerageer- of rustgebied. Ook hiernaar is nog geen kwantitatief onderzoek verricht.

In een aantal gevallen kan de winningsplaats tijdelijk een gunstig foerageergebied vormen voor een aantal soorten (vooral voor meeuwen *Laridae*) daar als gevolg van de extractie meer organismen in de waterkolom worden opgelost en dus beschikbaar zijn voor deze soorten (Adriaanse & Coosen, 1991).

3.b Effecten op de suppletieplaats

De invloed die zandsuppletie op de ter plaatse aanwezige avifauna heeft, hangt nauw samen met het type suppletie en de plaats waar het zand wordt opgespoten. Duinsuppletie is hier niet aan de orde en de mogelijke effecten ervan zullen daarom ook niet worden behandeld. Afhankelijk van de tijd van het jaar waarin de strandsuppletie wordt uitgevoerd zullen hoofdzakelijk broedvogels of overwinterende/doortrekkende vogels een mogelijke invloed ondervinden.

→ Broedvogels

Vogels die op het strand broeden ondervinden een sterkere invloed van strandsuppletie dan vogels die er enkel komen rusten en/of foerageren tijdens de winter en in de trekperiode (USDOI/MMS, 1999). Afhankelijk van de periode van uitvoering en het type suppletie kan strandsuppletie een positief of negatief effect hebben op vogels die op het strand broeden. Een direct negatief effect treedt vanzelfsprekend op wanneer de werkzaamheden tijdens het broedseizoen op de broedplaats zelf worden uitgevoerd waardoor nestelen onmogelijk is of wanneer de nesten worden vernietigd (USDOI/MMS, 1999). Door de verstoring die optreedt als gevolg van de werkzaamheden is het bovendien goed mogelijk dat soorten die in de buurt van de suppletieplaats broeden hun nesten verlaten of niet meer in de buurt kunnen foerageren (Peterson *et al.*, 2001).

In een aantal gevallen kan strandsuppletie een positief effect op broedvogels van stranden hebben. Zo stelden Melvin *et al.* (1991) vast dat strandsuppletie de kwaliteit en de beschikbaarheid van de broedhabitat voor de Dwergplevier *Charadrius melodus*, een soort van Noord-Amerika, verhoogde doordat een hoger, breder en minder begroeid strand werd gecreëerd in vergelijking met de oorspronkelijk geërodeerde kustzone. Wel werd opgemerkt dat suppletie een omgekeerd effect kan hebben wanneer het opgespoten zand niet geschikt is om te nestelen of wanneer de werkzaamheden worden uitgevoerd in een periode waarin de kans op verstoring van broedende plevieren reëel is.

→ Foeragerende en rustende vogels

De invloed op rustende en foeragerende vogels hangt nauw samen met het belang van de plaats waar de werkzaamheden plaatsvinden, de tijd van het jaar waarin ze worden uitgevoerd en de herstelcapaciteiten van de organismen waarmee ze zich voeden.

Bij een strandsuppletie wordt een grote hoeveelheid zand op het strand gebracht, waarbij de bodemfauna wordt bedekt en een groot deel van de macrofauna afsterft (Dankers *et al.*, 1983; Löffler & Coosen, 1995; Peterson *et al.*, 2000). Een aantal soorten uit de bodemfauna dient als stapelvoedsel voor steltlopers, zodat kan worden verwacht dat het verdwijnen van deze voedseldieren een significante invloed zal hebben op het voorkomen en het foeragegedrag van de soortengroep. Tot op heden is er echter nauwelijks fundamenteel onderzoek gebeurd naar de invloed van strandsuppleties op steltlopers. Wel zijn er indicaties dat een dergelijke invloed bestaat.

Zo toonden Dankers *et al.* (1983) aan dat het afsterven van *Scolecopsis squamata*, die langs de Noordzeekust het hoofdvoedsel vormt van de Drieteenstrandloper, na een strandsuppletie op Texel, een duidelijke afname van het aantal foeragerende Drieteenstrandlopers tot gevolg had. Ook Meininger *et al.* (1996) in Harte *et al.*, 2002 suggereren een relatie tussen strandsuppleties en het aantal Drieteenstrandlopers. Peterson *et al.* (2002) vonden tijdens een beperkt onderzoek naar het foeragegedrag van Drieteenstrandlopers een duidelijk negatief effect van strandsuppletie. Dit uitte zich zowel in veel lagere aantallen als in een langere zoektijd op het opgehoogde strand.

Een tweede nadelig effect die de suppletieprojecten kunnen hebben is een gevolg van de verstoring die teweeg wordt gebracht door de werkzaamheden. Veel steltlopers en meeuwen overtijen op het strand tijdens hoog water en verzamelen op hoogwatervluchtplaatsen. Op dergelijke plaatsen zitten soms duizenden vogels samen. Veel verstoring in de buurt van een HVP kan er mogelijk toe leiden dat deze verlaten wordt. Verstoring kan ook optreden onder foeragerende vogels (hoofdzakelijk steltlopers en ook meeuwen) tijdens laag water.

Net zoals op de extractieplaats kan ook op de suppletieplaats in een aantal gevallen een tijdelijk gunstig foerageergebied voor meeuwen ontstaan daar veel dode organismen via de pijplijn op het strand worden gebracht.

Op lange termijn werd vaak vastgesteld dat opspuitingen in havengebieden en ten behoeve van het natuurontwikkeling een relatief snelle bezetting door foeragerende steltlopers zien, voorwaarde is wel dat de opspuitingen met een gunstige korrelgrootte gebeuren.

4 Situatie Vlaanderen

4.a Invloed op de extractieplaats

Hoewel het onderzoeken van de effecten van zandwinning op zee niet tot de doelstellingen van dit project behoort, dient er toch te worden gewezen op het feit dat de voor onze kust aanwezige *Spisula*-banken dienen te worden ontzien, daar zij in het winterhalfjaar het hoofdvoedsel vormen van de Zwarte Zee-eend. Deze soort komt in relatief grote aantallen voor en concentreert zich vooral op en rond de Vlaamse banken (Van Waeyenberge *et al.*, 2002).

4.b Invloed op suppletieplaats

De belangrijkste effecten van strandsuppletie op de avifauna van de Belgische stranden zullen zich waarschijnlijk voordoen in de vorm van een verminderd voedselaanbod voor steltlopers (gevolg van het afsterven van de voedseldieren) en van verstoring als gevolg van de werkzaamheden. Eventuele significante negatieve effecten zijn vooral te verwachten voor Scholekster, Drieteenstrandloper en Bonte Strandloper. Mogelijk kunnen opportunistische soorten zoals meeuwachtigen profiteren van het tijdelijk beschikbaar komen van extra voedsel dat aanwezig is in het opgespoten zand.

In een aantal gevallen hebben suppleties aan de Belgische kust positieve effecten gehad op de avifauna. Dit is het geval bij de opspuitingen die zijn gebeurd in de huidige voorhaven van Zeebrugge en in de Baai van Heist. De opgespoten terreinen in de voorhaven zijn van groot nationaal en in veel gevallen ook internationaal belang voor een zevental soorten kustbroedvogels (Van Waeyenberghe *et al.*, 2002), te weten Zilvermeeuw, Kleine Mantelmeeuw, Visdief, Grote Stern, Dwergstern, Strandplevier en Bontbekplevier.

Avifaunagegevens van Belgisch strand en vooroever

Tabel 1. Voorkomen en abundanties van de Belgische kustvogels.

Soort	Embryonale duinen	Droog strand	Vloedmerklijn	Intertidaal	Vooroever
Fuut <i>Podiceps cristatus</i>					VA-A
Aalscholver <i>Phalacrocorax aristotelis</i>					Z
Smient <i>Mareca penelope</i>					VA-A
Wilde Eend <i>Anas platyrhynchos</i>					VA
Topper <i>Aythya marila</i>					HZ-Z
Eider <i>Somateria mollissima</i>					HZ-Z
Zwarte Zee-eend <i>Melanitta nigra</i>					VA-A
Grote Zee-eend <i>Melanitta fusca</i>					Z
Scholekster <i>Haematopus ostralegus</i>				VA	
Bontbekplevier <i>Charadrius hiaticula</i>		HZ*		HZ-Z	
Strandplevier <i>Charadrius alexandrinus</i>		Z		HZ-Z	
Zilverplevier <i>Pluvialis squatarola</i>				HZ-Z	
Drieteenstrandloper <i>Calidris alba</i>				VA	
Bonte Strandloper <i>Calidris alpina</i>				VA	
Rosse Grutto <i>Limosa lapponica</i>				HZ	
Tureluur <i>Tringa totanus</i>				HZ	
Steenloper <i>Arenaria interpres</i>			Z-VA	Z-VA	
Dwergmeeuw <i>Larus minutus</i>					VA
Kokmeeuw <i>Larus ridibundus</i>				A	
Stormmeeuw <i>Larus canus</i>				A	
Kleine Mantelmeeuw <i>Larus graelsii</i>				VA	
Zilvermeeuw <i>Larus argentatus</i>				A	
Grote Mantelmeeuw <i>Larus marinus</i>				VA	
Visdief <i>Sterna hirundo</i>		A*			VA
Grote Stern <i>Sterna sandvicensis</i>		A*			
Dwergstern <i>Sterna albifrons</i>		Z			

Abundant (A)	>1000		Sterk gebonden
Vrij abundant (VA)	100-1000		Vrij sterk gebonden
Zeldzaam (Z)	20-100		Weinig gebonden
Heel zeldzaam (HZ)	1-20		Niet gebonden

* = Broedt op het sterneneiland op artificieel strand

Tabel 2. Voorkomen en waarnemingsfrequentie van de Belgische kustvogels

Soort	Embryonale duinen	Droog strand	Vloedmerklijn	Intertidaal	Vooroever
Fuut <i>Podiceps cristatus</i>					HF
Aalscholver <i>Phalacrocorax aristotelis</i>					HF
Smient <i>Mareca penelope</i>					F
Wilde Eend <i>Anas platyrhynchos</i>					F
Topper <i>Aythya marila</i>					S
Eider <i>Somateria mollissima</i>					F
Zwarte Zee-eend <i>Melanitta nigra</i>					HF
Grote Zee-eend <i>Melanitta fusca</i>					S
Scholekster <i>Haematopus ostralegus</i>				HF	
Bontbekplevier <i>Charadrius hiaticula</i>		B*		F	
Strandplevier <i>Charadrius alexandrinus</i>		B		S	
Zilverplevier <i>Pluvialis squatarola</i>				F	
Drieteenstrandloper <i>Calidris alba</i>				HF	
Bonte Strandloper <i>Calidris alpina</i>				HF	
Rosse Grutto <i>Limosa lapponica</i>				F	
Tureluur <i>Tringa totanus</i>				S	
Steenloper <i>Arenaria interpres</i>			HF	HF	
Dwergmeeuw <i>Larus minutus</i>					F
Kokmeeuw <i>Larus ridibundus</i>				HF	
Stormmeeuw <i>Larus canus</i>				HF	
Kleine Mantelmeeuw <i>Larus fuscus</i>				HF	
Zilvermeeuw <i>Larus argentatus</i>				HF	
Grote Mantelmeeuw <i>Larus marinus</i>				HF	
Visdief <i>Sterna hirundo</i>		F*			HF
Grote Stern <i>Sterna sandvicensis</i>		F*			
Dwergstern <i>Sterna albifrons</i>		B			

B = broedvogel		Sterk gebonden
HF = heel frequent		Vrij sterk gebonden
F = frequent		Weinig gebonden
S = sporadisch		Niet gebonden

* = Broedt op het sterneneiland op artificieel strand

Hiaten binnen de huidige kennis

Hoewel er in de voorbije jaren vrij veel onderzoek is gebeurd naar de avifauna van de Vlaamse stranden tijdens het winterhalfjaar blijft de kennis van een aantal aspecten ontoereikend. Met name over het belang van het intertidaal als foerageergebied is heel weinig geweten. Dit uit zich onder meer in het ontbreken van gegevens over de voedselkeuze van overwinterende steltlopers aan de kust, terwijl ook gegevens over aantallen foeragerende steltlopers een schaars goed zijn. Hierbij komt ook dat naar een andere belangrijke groep voor het strandecosysteem, de meeuwen, tot op heden heel weinig gedrags- en voedsleecologisch onderzoek is gedaan.

Los van deze zaken is er op wereldschaal een uitgesproken tekort aan informatie over de lange termijn effecten van strandsuppletie op het strandecosysteem. Zo is er ook over effecten op de avifauna nauwelijks wetenschappelijke informatie voor handen.

Aanbevelingen voor verder onderzoek

Om bovengenoemde hiaten op te vullen is er gedetailleerde informatie nodig over de aantalsfluctuaties en de verspreiding van steltlopers en meeuwen aan de Belgische kust. Wetenschappelijk onderzoek dient zich vooral te richten op foeragerende vogels (aantallen, foerageerstrategieën en dieet). Daarnaast zou een wetenschappelijk experiment naar de gevolgen van strandsuppletie moeten worden opgesteld volgens het zogenaamde BACI-design (before-after-control-experimenten). In een dergelijk experiment kan worden onderzocht in hoeverre en op welke manier strandsuppletie de aantallen en het foerageergedrag van kustvogels beïnvloedt.

Referenties

- Adriaanse, L.A. & J. Coosen, 1991. Beach and dune nourishment and environmental aspects. *Coastal Engineering* 16: 129-146.
- Anselin, A., K. Devos & E. Kuijken, 1998. Kolonievogels en zeldzame broedvogels in Vlaanderen in 1995 en 1996. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 98/09, Vlavico-rapport 98/1.
- Anonymus, 1988. Handboek zandsuppleties. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Rijkswaterstaat. Waltman.
- Arts, F.A., 2000. Literatuuronderzoek naar effecten van recreatie en vegetatiesuccessie op kustbroedvogels. Delta Project Management, Culemborg.
- Becuwe, M., G. Burggraeve, J. Burny, P. Lingier, G. Rappé & J. Van Gompel, 1983. De verspreiding en het aantalsverloop van pleisterende waadvogels op de Westvlaamse en Zeeuwsvlaamse Noordzeekust 1972 – 1979. *Wielewaal* 49: 341-372.
- Bengston, S.-A. & B. Svensson, 1968. Feeding habits of *Calidris alpina* and *C. minuta* in relation to the distribution of marine shore invertebrates. *Oikos* 19: 152-157.
- Bouckaert, A., 1989. Bonte Strandloper *Calidris alpina*, pp. 178-179. *Vogels in Vlaanderen. Voorkomen en verspreiding*. I.M.P., Bornem.
- Brenninkmeijer, A. & E. Stienen, 1994. Pilot study on the influence of feeding conditions at the North Sea on the breeding results of the Sandwich Tern *Sterna sandvicensis*. IBN Research Report 94/10, Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen.
- Cayford, J., 1993. Wader disturbance: a theoretical overview. *In: Davidson, N. & P. Rothwell (eds.), 1993. Disturbance to waterfowl on estuaries. Wader Study Group Bulletin 68, Special Issue, August 1993.*
- Committee on Beach Nourishment and Protection, 1995. Beach nourishment and protection. National Academy Press, Washington.
- Cramp, 1998. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North-Africa. The Birds of the Western Palearctic. Cd-Rom.
- Dankers, N., M. Binsbergen & K. Zegers, 1983. De effecten van zandsuppletie op de fauna van het strand van Texel en Ameland. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Texel.
- Davidson, N. & P. Rothwell (eds.), 1993. Disturbance to waterfowl on estuaries. *Wader Study Group Bulletin 68, Special Issue, August 1993.*
- De Grootte, D., 2003. Aantalsverloop, verspreiding en gedrag van watervogels in en rond de IJzermonding te Nieuwpoort in relatie tot het getij. Licentiaatsscriptie Universiteit Gent, Gent.
- De Putter, G., T. De Schuyter, F. Willemeys & F. De Scheemaeker, 1989. Enkele totaalstellingen van pleisterende waadvogels langs de Vlaamse Noordzeekust, periode september 1988 – februari 1989. *Mergus* 3: 64-88.
- De Putter, G., Devos, K. & F. Willemeys, 1993. Aantalsverloop en verspreiding van steltlopers aan de Vlaamse kust, periode 1 juli 1989 tot 30 juni 1990. *Mergus* 7: 1-37.
- De Schuyter, T., 1987. Enkele totaalstellingen van pleisterende waadvogels langs de Westvlaamse Noordzeekust in de winter 1984 – 1985. *Mergus* 1: 174-191.
- Devos, K. & R. Debruyne, 1990. Overwinterende meeuwen langs de Vlaamse kust: een totaalstelling in december 1989. *Mergus* 4: 2-13.

- Devos, K. & R. Debruyne, 1991. Totaaltellingen van meeuwen langs de Vlaamse kust in juni en september 1990. *Mergus* 5: 97-108.
- Devos, K., F. De Scheemaeker & S. Allein, 1994. Resultaten van steltloperstellingen langs de Vlaamse kust, winter 1993-1994. *Mergus* 8: 242-246.
- Devos, K. & A. Anselin, 1996. Kolonievogels en zeldzame broedvogels in Vlaanderen in 1994. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 96/20, Vlavico-rapport 96/1.
- Devos, K., F. De Scheemaeker & S. Allein, 1996. Resultaten van steltloperstellingen langs de Vlaamse kust, winter 1994-1995. *Mergus* 10: 187-198.
- Devos, K., F. De Scheemaeker, S. Allein & Guido Rappé, 1997. Resultaten van steltloperstellingen langs de Vlaamse kust, winter 1995/1996. *Mergus* 11: 258-269.
- Devos, K., F. De Scheemaeker, S. Allein & Guido Rappé, 1998. Resultaten van steltloperstellingen langs de Vlaamse kust, winter 1996/97. *Mergus* 12: 187-199.
- Devos, K. & A. Anselin, 1999. Voorlopige Rode lijst van de broedvogels in Vlaanderen. *In*: Kuijken, E. (red.), 1999. Natuurrapport 1999. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 6, Brussel.
- Devos, K., 2003 (*in press*). Numbers and population trends of waders along the Belgian North Sea coast. *Wader Study Group Bulletin*.
- Dierschke, V., J. Kube, S. Probst & U. Brenning, 1999. Feeding ecology of Dunlins *Calidris alpina* staging in the southern Baltic Sea, 1. Habitat use and food selection. *Journal of Sea Research* 42: 49-64.
- Durell, S.E.A. Le V. Dit & C.P. Kelly, 1990. Diets of Dunlin *Calidris alpina* and Grey Plover *Pluvialis squatarola* on the Wash as determined by dropping analysis. *Bird Study* 37: 44-47.
- Engledow, H., G. Spanoghe, A. Volckaert, E. Coppejans, S. Degraer, M. Vincx & M. Hoffmann, 2001. Onderzoek naar de fysische karakterisatie en de biodiversiteit van strandhoofden en andere harde constructies langs de Belgische kust. Eindrapportage van de onderhandse overeenkomst dd. 17.02.2000. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel en Universiteit Gent, Gent.
- Essink, K. & J.A. van Dalftsen, 1998. The RIACON Project. *Wadden Sea Newsletter* 1998 (1). <http://www.waddensea-secretariat.org/news/publications/Wsni/WSNL98-1/98-1-05Essink.html>
- Fitzpatrick, S. & B. Bouchez, 1998. Effects of recreational disturbance on the foraging behaviour of waders on a rocky beach. *Bird Study* 45: 157 – 171.
- Gabriëls, J., 1989. Scholekster *Haematopus ostralegus*, pp. 158. *Vogels in Vlaanderen. Voorkomen en verspreiding*. I.M.P., Bornem.
- Glutz von Blotzheim, U.N., K.M. Bauer & E. Bezzel (Bearb.), 1984. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 6: Charadriiformes (Teil 1). Aula, Wiesbaden.
- Greene, K., 2002. Beach Nourishment: a review of the biological and physical impacts. Atlantic States Marine Fisheries Commission, Washington.
- Goss-Custard, J.D., R.E. Jones & P.E. Newberry, 1977. The ecology of the Wash. I. The distribution and diet of wading birds (Charadrii). *Journal of Applied Ecology* 14: 681-700.
- Goss-Custard, J.D. & N. Verboven, 1993. Disturbance and feeding shorebirds on the Exe estuary. *In*: Davidson, N. & P. Rothwell (eds.), 1993. Disturbance to waterfowl on estuaries. *Wader Study Group Bulletin* 68, Special Issue, August 1993.

- Haelters, J., L.Vigin, E.W.M. Stienen, E.Kuijken, T.Jacques, 2003 (*in press*). Ornithologisch belang van de Belgische zeegebieden: wetenschappelijke verantwoording voor de afbakening van speciale beschermingszones. Rapport BMM/KBIN en IN.
- Hanson, H., A. Brampton, M. Capobianco, H.H. Dette, L. Hamm, C. Lastrup, A. Lechuga & R. Spanhoff, 2002. Beach nourishment projects, practices, and objectives - a European overview. *Coastal Engineering* 47: 81-111.
- Harte, M., P.M.J.M. Huntjens, S. Mulder & E.W. Raadschelders, 2002. Zandsuppleties en Europese richtlijnen. Ecologische effecten boven water gehaald. Rapport RIKZ. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Den Haag.
- Hulscher, J.B., 1996. Food and feeding behaviour. *In: Goss-Custard, J.D. (ed.), 1996. The Oystercatcher. From individuals to populations. Oxford University Press, Oxford.*
- Kerchaert, P., P.P.L. Roobers, A. Noordam & P. DeCandat, 1986. Artificial beach nourishment on Belgium east coast. *J. Waterw. Port Coast. Ocean Eng., ASCE* 112 (5): 560-571.
- Leopold, M.F., 1996. *Spisula subtruncata* als voedselbron voor zee-eenden in Nederland. BEON Rapport 96-2, Programmabureau BEON, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Den Haag.
- Löffler, M. & J. Coosen, 1995. Ecological impact of sand replenishment. *In: M.G. Healy & J.P. Doody (eds.). Directions in European Coastal Management. Proceedings of the 5th EUCC Conference in Swansea (Vol. 1). Samara Publishing Limited, Cardigan.*
- Meininger, P.L., C.M. Berrevoets & R.C.W. Strucker, 1996. Watervogels in de Zoute Delta 1994/1995. Rapport RIKZ-96.009. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Den Haag.
- Meininger, P.L. & J.Graveland, 2002. Leidraad ecologische herstelmaatregelen voor kustbroedvogels. Balanceren tussen natuurlijke processen en ingrijpen. Rapport RIKZ/2002.046. Rijksinstituut voor kust en Zee, Middelburg.
- Melvin, S.M., C.R. Griffin & L.H. MacIvor, 1991. Recovery strategies for Piping Plovers in managed coastal landscapes. *Coastal Management* 19: 21-34.
- Mouritsen, K.N., 1994. Day and night feeding in Dunlins *Calidris alpina*: choice of habitat, foraging technique and prey. *Journal of Avian Biology* 25: 55-62.
- National Research Council, 1995. Beach nourishment and protection. National Academy Press, Washington.
- Peterson, C.H., D.H.M. Hickerson & G.G. Johnson, 2000. Short-term consequences of nourishment and bulldozing on the dominant large invertebrates of a sandy beach. *Journal of Coastal Research* 16: 368-378.
- Peterson, C.H. & L. Manning, 2001. How beach nourishment affects the habitat value of intertidal beach prey for surf fish and shorebirds and why uncertainty still exists. *Proceedings of the Coastal Ecosystems and Federal Activities Technical Training Symposium.*
- Peterson, C.H., W. Laney & T. Rice, 2001. Biological impacts of beach nourishment. *Workshop on the Science of Beach Renourishment. Pine Knoll Shores, North Carolina.*
- Peterson, C.H., L. Manning, J.S. Taylor & G.A. Johnson, 2002. How beach nourishment affects the habitat value of intertidal beach prey for surf fish and shorebirds and why uncertainty still exists. N.C. Coastal Resources Commission.
<http://dcm2.enr.state.nc.us/Download/peterson.ppt>
- Pienkowski, M.W., 1993. The impact of tourism on coastal breeding waders in western and southern Europe: an overview. *In: Davidson, N. & P. Rothwell (eds.), 1993. Disturbance to waterfowl on estuaries. Wader Study Group Bulletin* 68, Special Issue, August 1993.

- Rakocinski, C.F., R.W. Heard, S.E. Le Croy, J.A. Mc Lelland & T. Simons, 1996. Responses by macrobenthic assemblages to extensive beach restoration at Perdido Key, Florida, U.S.A. *Journal of Coastal Research* 12: 326-353.
- Raes, D., 1989. Strandplevier *Charadrius alexandrinus*, pp. 165-166. *Vogels in Vlaanderen. Voorkomen en verspreiding*. I.M.P., Bornem.
- Raes, D., 1989. Drieteenstrandloper *Calidris alba*, pp. 172-173. *Vogels in Vlaanderen. Voorkomen en verspreiding*. I.M.P., Bornem.
- Rose, P.M. & D.A. Scott, 1997. *Waterfowl Population Estimates*. Wetlands International Publication 44, Wageningen.
- Schulz, R. & M. Stock, 1993. Kentish Plovers and tourists: competitors on sandy coasts? *In: Davidson, N. & P. Rothwell (eds.), 1993. Disturbance to waterfowl on estuaries. Wader Study Group Bulletin* 68, Special Issue, August 1993.
- Seys, J. 2001. *Sea- and coastal bird data as tools in the policy and management of Belgian marine waters*. Proefschrift Universiteit Gent, Gent.
- Smit, C.J. & W.J. Wolff, 1981. *Birds of the Wadden Sea*. Balkema, Rotterdam.
- Smit, C.J. & G.J.M. Visser, 1993. Effects of disturbance on shorebirds: a summary of existing knowledge from the Dutch Wadden Sea and Delta area. *In: Davidson, N. & P. Rothwell (eds.), 1993. Disturbance to waterfowl on estuaries. Wader Study Group Bulletin* 68, Special Issue, August 1993.
- Spanoghe, G., 1999. Aantallen en verspreiding, gedrag en habitatkeuze van meeuwen (Laridae) aan de Vlaamse Kust in het winterhalfjaar. Licentiaatsscriptie Universiteit Gent, Gent.
- Spanoghe, G & K. Devos, 2002. Totaaltellingen van meeuwen langs de Belgische kust. *Oriolus* 68: 139-144.
- Stienen, E.W.M & J. Van Waeyenberge, 2002. Verstoken van verstoring: het belang van de Baai van Heist als rust- en broedgebied voor vogels. *In: Mees, J. (ed.), 2002. Academische studiedag 5 jaar strandreservaat 'Baai van Heist'. VLIZ Special Publication 9. Vlaams Instituut voor de Zee, Oostende.*
- Stienen, E.W.M., J. Van Waeyenberge & E. Kuijken, 2002. De avifauna en zeezoogdieren van de Thorntonbank. Rapport IN.A.2002.244. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Stienen, E.W.M, J. Van Waeyenberge & H. Vercrujssse, 2002. Zilvermeeuw *Larus argentatus* en Kleine Mantelmeeuw *Larus fuscus* als broedvogel in Vlaanderen. *Oriolus* 68: 104-110.
- Stuer, V., 2002. Trofische interacties in relatie tot zwinnen van de Belgische kust (Schipgatduinen Koksijde): epibenthos en avifauna. Licentiaatsscriptie Universiteit Gent, Gent
- U.S. Army Corps of Engineers, 1984. *Shore Protection Manual Volume 1*. U.S. Government Printing Office, Washington D.C.
- U.S. Department of the Interior/Minerals Management Service, 1999. *Environmental Report: Use of Federal Offshore Sand Resources for Beach and Coastal Restoration in New Jersey, Maryland, Delaware and Virginia*. Office of International Activities and Marine Minerals. OCS Study. MMS 99-0036.
- Van Den Bossche, W., P. Meire, A. Anselin, E. Kuijken, G. De Putter, G. Orbie & F. Willemeys, 1995. *Ontwikkeling en toekomst van sternenkolonies aan de Belgische kust*. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 95/3, Hasselt.

- Van Waeyenberge, J., E.W.M. Stienen & H. Offringa, 2002. Overwinterende zee-eenden voor de Belgische kust. *Vogelnieuws* 2: 20-23.
- Van Waeyenberge, J., E.W.M. Stienen & E. Kuijken, 2002. Toekomstperspectieven voor kustbroedvogels in de voorhaven van Zeebrugge. Adviesnota IN.A.2002.231. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Voet, H. & M. Becuwe, 1977. Resultaten mid-wintertellingen 1975-1977 van waadvogels aan de Belgische kust en aan de Beneden-Schelde. *Wielewaal* 43: 265-270.
- Worrall, D.H., 1984. Diet of the Dunlin *Calidris alpina* in the Severn Estuary. *Bird Study* 31: 203-212.

Gecompileerde literatuur

Abuodha, J.O.Z. (2003). Grain size distribution and composition of modern dune and beach sediments, Malindi Bay coast, Kenya. *Journal Of African Earth Sciences* 36: 41-54

Adin, R. & Riera, P. (2003). Preferential food source utilization among stranded macroalgae by *Talitrus saltator* (Amphipod, Talitridae): a stable isotopes study in the northern coast of Brittany (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56: 91-98

Admiraal, W. (1984). The ecology of estuarine sediment-inhabiting diatoms. *Progr. Phycol. Res.* 3: 269-322.

Adriaanse, L.A. & Coosen, J. (1991). Beach and dune nourishment and environmental aspects. *Coastal engineering* 16: 129-146

Agatz, M.; Asmus, R. M. & Deventer, B. (1999). Structural changes in the benthic diatom community along a eutrophication gradient on a tidal flat. *Helgol. Mar. Res.* 53: 92-101.

Albrecht, A.S. (1998). Soft bottom versus hard rock: Community ecology of macroalgae on intertidal mussel beds in the Wadden Sea. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 229: 85-109.

Amspoker, M. C. (1977). The distribution of intertidal epipsammic diatoms on Scripps Beach, La Jolla, California, USA. *Bot. mar.* 20: 227-232.

Anfuso, G.; Benavente, J. & Gracia, F.J. (2001). Morphodynamic responses of nourished beaches in SW Spain *Journal of Coastal Conservation* 7: 71-80

Anoniem (0). Intertidal habitats

Anoniem (1999). Kustlijnkaarten. 2 delen. Afdeling waterwegen Kust, Oostende, 11 + 12 p. + kaarten

Anoniem (0). Shorelines and Estuaries; Chapter 10

Anoniem (0). Beach Hydrodynamics; Beach Sediment Transport, Fluorescent tracing; Beach sediment Transport, Magnetic Tracing. University of Plymouth, Institute of Marine Studies

Anoniem (1999). Will our singing sands be silenced; South Walton Turtle Watch Update. Newsletter of Beach to Bay Connection, The South Walton Coastal Conservancy 3

Anoniem (0). De Franjestaarten 67-69

Anoniem, Coastal Engineering Technical Note (1981). Biological effects of beach restoration on the Southern California Coast U.S. Army Corps of Engineers, Coastal engineering Research Center, Kingman Building, Fort Belvoir, VA 22060

Anoniem, Coastal Engineering Technical Note (1982). Biological effects of beach restoration on the Great Lakes Shoreline U.S. Army Corps of Engineers, Coastal engineering Research Center, Kingman Building, Fort Belvoir, VA 22060

Anoniem, Coastal Engineering Technical Note (1991). Waterways experiment station library. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Coastal Engineering Research Center 3909 Halls Ferry Road, Vicksburg, Mississippi 39180-6199

Ansari, Z.A. & Ingole, B. (2002). Effect of an oil spill from M V Sea Transporter on intertidal meiofauna at Goa, India. *Marine Pollution Bulletin* 44: 396-402

Anselin, A.; Devos, K. & Kuijken, E. (1996). Kolonievogels en zeldzame broedvogels in Vlaanderen in 1995 en 1996. Instituut voor Natuurbehoud

- Anthony, E.J. (1998). Sediment-wave parametric characterization of beaches. *Journal Of Coastal Research*. Win 14(1): 347-352.
- Antia, E.E. (1995). Tidal range-related reversal in grain-size pattern on a tropical sandy beach of Nigeria. *Senckenbergiana Maritima*, 25(4/6): 147-153.
- Arba, P. (2002). Environmental Impact of Artificial Nourishment of the Beaches of Cala Gonone (Central-East Sardinia). In: EUROCOAST (Editor), Littoral 2002. The changing coast. EUROCOAST/EUCC, Porto-Portugal, Porto, Portugal
- Ashton, A.; Murray, A.B. & Arnault, O. (2001). Formation of coastline features by large-scale instabilities induced by high-angle waves. *Nature* 414: 296-300.
- Asmus, H. & Asmus, R. (1985). The importance of grazing food chain for energy flow and production in three intertidal sand bottom communities of the northern Wadden Sea. *Helgoländer Meeresunters.* 39: 273-301
- Asmus, R. M. & Bauerfeind, E. (1994). The microphytobenthos of Königshafen - spatial and seasonal distribution on a sandy tidal flat. *Helgoländer Meeresunters.* 48: 257-276.
- Avellanal, M.H.; Jaramillo, E.; Naylor, E. & Kennedy, F. (2000). Orientation of *Phalerisida maculata* Kulzer (Coleoptera, Tenebrionidae) in sandy beaches of the Chilean coast: Orientation of *Phalerisida maculata* in sandy beaches. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 247: 153-167.
- Azouzi, L.; Bourget, E. & Borcard, D. (2002). Spatial variation in the intertidal bivalve *Macoma balthica*: biotic variables in relation to density and abiotic factors. *MEPS* 234: 159-170.
- Azovsky, A. I. (2000). Concepts of scale in marine ecology: linking the words or the worlds? *Web Ecology* 1: 28-34.
- Azovsky, A.I.; Chertoprood, M.V.; Kucheruk, N. V.; Rybnikov, P. V. & Sapozhnikov, F.V. (2000). Fractal properties of spatial distribution of intertidal benthic communities. *Marine Biology* 136 (3): 581-590.
- Baeteman, C. (1978). New evidences on the marine Holocene in the western Belgian coastal plain. *Bull. Belg. Ver. Geol.* 87: 49-54.
- Baeteman, C. (1999). The Holocene depositional history of the IJzer palaeovalley (western Belgian coastal plain) with reference to the factors controlling the formation of intercalated peat beds. *Geologica Belgica* 2/3 : 39-72.
- Baeteman, C. (2001). De Moeren and inland dunes, Holocene depositional history. *Geologica Belgica field meeting Western Coastal plain, 2nd June 2001.* 13 p. + bijl.
- Baeteman, C. (1996). Ontstaansgeschiedenis van de Belgische Kustvlakte
- Baeteman, C. (1995). De conflictsituatie tussen natuur en toerisme in het kustgebied. *De Aardrijkskunde* 3: 6-20
- Baeteman, C. & De Gans, W. (1993). The Western coastal plain of Belgium. In: B.G. survey, G.S.o.t. Netherlands and E.T. Institute (Editors), International Union for Quaternary research subcommission on shorelines in Europe. Fieldmeeting 1993: Quaternary shorelines in Belgium and the Netherlands.
- Baeteman, C. & Denys, L. (1997). Holocene shoreline and sea-level data from the Belgian Coast. *Paleoclimate Research* 21: 49-74.
- Baeteman, C.; De Lannoy, W.; Paepe, R. & Van Cauwenberghe, C. (1992). Vulnerability of the Belgian Coastal lowlands to future sea-level rise. In: Tooley, M.J. & Jelgersma, J. (Editors), Impacts of sea-level rise on European coastal lowlands. Institute of British Geographers Special Publications Series: 56-71.

- Bally, R. (1983). Factors affecting the distribution of organisms in the intertidal zones of sandy beaches. In: McLachlan, A.; Erasmus, T. (eds.). *Sandy beaches as ecosystems*. Dr W. Junk Publishers, The Hague, 757p.; 391-403.
- Bamber, R.N. (1993). Changes in the infauna of a sandy beach. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 172: 93-107.
- Barranguet, C.; Herman, P. M. J. & Sinke, J. J. (1997). Microphytobenthos biomass and community composition studied by pigment biomarkers: importance and fate in the carbon cycle of a tidal flat. *J. Sea Res.* 38: 59-70.
- Barranguet, C.; Kromkamp, J. & Peene, J. (1998). Factors controlling primary production and photosynthetic characteristics of intertidal microphytobenthos. *MEPS* 173: 117-126.
- Barros, F. (2001). Ghost crabs as a tool for rapid assessment of human impacts on exposed sandy beaches. *Biological Conservation* 97: 399-404
- Barousseau, J.P.; Radulescu, M.; Descamps, C.; Akouango, E. & Gerbe, A. (1994). Morphosedimentary multiyear changes on a barred coast (Gulf of Lions, Mediterranean Sea, France). *Marine Geology* 122: 47-62.
- Basco, D.R. (1999). Overview of Beach Engineering in the United States of America. Report for Research center for Diaster Environment_Diaster Prevention Research Institute, Kyoto University: 116pp.
- Battiau-Queney, Y.; Billet, J.F.; Chaverot, S.; Lanoy-Ratel, P. (2003). Recent shoreline mobility and geomorphologic evolution of macrotidal sandy beaches in the north of France. *Marine Geology* 194: 31-45.
- Beardsley, M.W. & Charlier, R.H. (1997). Beach accretion with erosive waves: *Cahiers Nantais n° 47/48*: 246-250
- Becuwe, M.; Burggraeve, G.; Burny, J.; Lingier, P.; Rappé, G. & van Gompel, J. (1983). De verspreiding en het aantalsverloop van de pleisterende waadvogels op de Westvlaamse en Zeeuwsvlaamse Noordzeekust 1972-1979. *Wielewaal* 49: 341-372
- Bergerard, J. (1989). *Ecologie des laisses de marée*. *Année biologique*: 39-54.
- Beukema, J.J. & E.C. Flach (1995). Factors controlling the upper and lower limits of the intertidal distribution of two *Corophium* species in the Wadden Sea. *MEPS* 125: 117-126.
- Beukema, J.J.; Drent, J. & Honkoop, P.J.C. (2001). Maximizing lifetime egg production in a Wadden Sea population of the tellinid bivalve *Macoma balthica*: a trade-off between immediate and future reproductive outputs. *MEPS* 209:119-129.
- Beyst, B.; Buysse, D.; Dewicke, A. & Mees, J. (2001). Surf Zone Hyperbenthos of Belgian Sandy Beaches: Seasonal Patterns. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53: 877-895
- Beyst, B.; Cattrijsse, A. & Mees, J. (1999). Feeding ecology of juvenile flatfish of the surf zone of a sandy beach. *Journal of Fish Biology* 55: 1171-1186
- Beyst, B.; Hostens, K. & Mees, J. (2001). Factors influencing fish and macrocrustacean communities in the surf zone of sandy beaches in Belgium: temporal variation. *J. Sea Res.* 46: 281-294
- Beyst, B.; Hostens, K. & Mees, J. (2002). Factors influencing the spatial variation in fish and macrocrustacean communities in the surf zone of sandy beaches in Belgium. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 82: 181-187
- Beyst, B.; Vanaverbeke, J.; Vincx, M. & Mees, J. (2002). Tidal and diurnal periodicity in macrocrustaceans and demersal fish of an exposed sandy beach, with special emphasis on juvenile plaice *Pleuronectes platessa*. *MEPS* 225: 263-274

- Blanchard, G. F. & Guarini, J. M. (1999). Temperature effects on microphytobenthic productivity in temperate, intertidal mudflats. *Vie et Milieu* 48: 271-284.
- Blanchard, G. F.; Paterson, D. M.; Stal, L. J.; Richard, P.; Galois, R.; Huet, V.; Kelly, J.; Honeywill, C.; De Brouwer, J.; Dyer, K.; Christie, M. & Seguignes, M. (2000). The effect of geomorphological structures on potential biostabilisation by microphytobenthos on intertidal mudflats. *Continental Shelf Research* 20: 1243-1256.
- Blondeel, A. (1996). Systematisch-ecologische studie van de intertidale benthische protistengemeenschappen van de Vlaamse kust. Unpublished MSc thesis, University of Gent.
- Boczar-karakiewicz, B.; Bona, J.L. & Pelchat, B. (1991). Interaction of internal waves with the seabed on continental shelves. *Continental Shelf Research*, 11: 1181-1197.
- Bodeux, A. (1976). De windsnelheid en windrichting in België. K.M.I., België, *Miscellanea*, serie B, nr. 42.
- Boeken, M.; Desender, K.; Drost, B.; van Gijzen, T.; Koese, B.; Muilwijk, J.; Turin, H. & Vermeulen, R. (2002). De loopkevers van Nederland & Vlaanderen (Coleoptera: Carabidae). Stichting Jeugdbondsuitgeverij, Utrecht: 212 p.
- Bonte, D.; Criel, P.; Baert, L. & De Bakker, D. (2002). The invasive occurrence of the Mediterranean dwarfspider *Diplocephalus graecus* (O.-P. Cambridge, 1872) in Belgium (Araneae: Linyphiidae). *Belg. J. Zool.* 132 (2): 171-173
- Borgioli, C.; Martelli, L.; Porri, F.; D'Elia, A.; Marchetti, G.M. & Scapini, F. (1999). Orientation in *Talitrus saltator* (Montagu): trends in intrapopulation variability related to environmental and intrinsic factors. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 238: 29-47.
- Borzone, C.A.; Souza, J.R.B. & Soares, A.G. (1996). Morphodynamic influence on the structure of inter- and subtidal macrofaunal communities of subtropical sandy beaches. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 565-577
- Boulez, S. (2002). Het macrobenthos van zwinen op Vlaamse zandstranden: zonatie en tidale variatie. Licentiaatsthesis RUG, Gent.
- Bouma, H.; de Vries P.P.; Duiker J.M.C.; Herman P.M.J. & Wolff, W.J. (2001). Migration of the bivalve *Macoma balthica* on a highly dynamic tidal flat in the Westerschelde estuary, The Netherlands. *MEPS* 224:157-170.
- Bouma, H.; Duiker, J.M.C.; de Vries, P.P.; Herman, P.M.J.; Wolff, W.J. (2001). Spatial pattern of early recruitment of *Macoma balthica* (L.) and *Cerastoderma edule* (L.) in relation to sediment dynamics on a highly dynamic intertidal sandflat. *J. Sea Res.* 45: 79-94.
- Boyd, S.E.; Rees, H.L. & Richardson, C.A. (2000). Nematodes as Sensitive Indicators of Change at Dredged Material Disposal Sites. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51: 805-819.
- Brander, R.W. (1999). Field observations on the morphodynamic evolution of a low-energy rip current system. *Marine Geology* 157(3-4): 199-217.
- Brazeiro, A. (1999). Community patterns in sandy beaches of Chile: richness, composition, distribution and abundance of species. *Revista Chilena de Historia Natural* 72: 93-105
- Brazeiro, A. (2001). Relationships between species richness and morphodynamics in sandy beaches: what are the underlying factors? *MEPS* 224: 35-44
- Brazeiro, A. & Defeo, O. (1996). Macroinfauna Zonation in Microtidal Sandy Beaches: is it Possible to Identify Patterns in Such Variable Environments? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 42: 523-536.

- Brockmann, C. (1950). Die Watt-Diatomeen der Schleswig-Holsteinischen Westküste. Abh. Senckenb. Naturf. Ges. 478: 1-26
- Browder, A.E. & Dean, R.G. (2000). Monitoring and comparison to predictive models of the Perdido Key beach nourishment project, Florida, USA. Coastal Engineering 39: 173-191.
- Brown, A.C. & McLachlan, A. (2002). Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. Environ. Conserv. 29 (1): 62-77
- Bruce, N.L. & Soares, A.G. (1996). Taxonomy and ecology of sandy beach *Eurydice* (Crustacea, Isopoda, Cirolanidae) from the West coast of South Africa. Cah. Biol. Mar. 37: 77-98
- Bryant, E. (1982). Behavior of grain size characteristics on reflective and dissipative foreshores, Broken Bay, Australia. Journal of Sedimentary Petrology 52(2): 0431-0450.
- Bulnheim, H.P. (1991). Zur Ökophysiologie, Sexualität und Populationsgenetik litoraler Gammaridea - ein Überblick. Helgoländer Meeresunters. 45: 381-401
- Bulnheim, H.P. & Scholl, A. (1986). Genetic differentiation between populations of *Talitrus saltator* and *Talorchestia deshayesii* (Crustacea: Amphipoda) from coastal areas of the north-western European continent. Marine Biology 92: 525-536
- Butt, T. & Russell, P., (1999). Suspended sediment transport mechanisms in high-energy swash. Marine Geology 161(2-4): 361-375.
- Buysse, D. (1999). Seizoenale patronen in het hyperbenthos van zandstranden. Licentiaatsthesis RUG, Gent.
- Cadee, G. C. & Hegeman, J. (1974). Primary production of the benthic microflora living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 8: 260-291.
- Cahoon, L. B. (1999). The role of benthic microalgae in neritic ecosystems. Oceanography and Marine Biology: an Annual Review 37: 47-86
- Cahoon, L. B. & Safi, K. A. (2002). Distribution and biomass of benthic microalgae in Manukau Harbour, New Zealand. New Zeal. J. Mar. Freshw. Res. 36: 257-266.
- Calliari, L.J.; Klein, A.H.F. & Barros, F.C.R. (1996). Beach differentiation along the Rio Grande do Sul coastline (Southern Brazil). Revista Chilena de Historia Natural 69(4): 485-493.
- Campbell, E.E. (1996). The global distribution of surf diatom accumulations. Revista Chilena de Historia Natural 69 (4): 495-501
- Capobianco, M.; Hanson, H.; Larson, M.; Steetzel, H.; Stived, M.J.F.; Chateluse, Y.; Aarninkhof, S. & Karambasf, T. (2002). Nourishment design and evaluation: applicability of model concepts. Coastal engineering 47: 113-135
- Chapman, M.G., (2002). Early colonization of shallow subtidal boulders in two habitats. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 275(2): 95-116.
- Charlier, R.H. (1989). Coastal Zone: Occupance, Management and Economic Competitiveness. Ocean & Shoreline Management 12: 383-402.
- Charlier, R.H. (2000). Integrated coastal zone management and GIS. In: Bologna, A.S. & R.H. Charlier (eds.) (2000). Proceedings of IOI-BSOC Leadership Seminar "Using Today's Scientific Knowledge for the Black Sea Area's Development Tomorrow": 97-108.

- Charlier, R.H. (2000).The shrinking playground. In: Bologna, A.S. & R.H. Charlier (eds.) (2000). Proceedings of IOI-BSOC Leadership Seminar "Using Today's Scientific Knowledge for the Black Sea Area's Development Tomorrow": 133-145.
- Charlier, R.H. (2002).Impact on the coastal environment of marine aggregates mining. Intern. J. Environmental Studies 59(3): 297-322.
- Charlier, R.H. (1995).Of geocide, ecocide and related matters - A viewpoint Intern. J. Environmental Studies 48: 181-186
- Charlier, R.H. (2001).Hazardous goods and their environmental impact. Intern. J. Environmental Studies 58: 271-285
- Charlier, R.H. & Chaineux, M.-C. P. (2000).Health tourism: Tool for development: Thalassotherapy IOI-BSOC Leadership Seminar
- Charlier, R.H. & Charlier, C.C. (1992).Environmental, Economic, and Social Aspects of Marine Aggregates' Exploitation. Environmental Conservation 19(1): 29-38.
- Charlier, R.H. & Charlier, C.C.P. (2000).Sustainable multiple-use and management of the coastal zone. In: Bologna, A.S. & R.H. Charlier (eds.) (2000). Proceedings of IOI-BSOC Leadership Seminar "Using Today's Scientific Knowledge for the Black Sea Area's Development Tomorrow": 109-131.
- Charlier, R.H. & De Meyer, C.P. (1992).Tourism and the coastal zone: the case of Belgium. Ocean and Coastal Management 18(2-4): 231-240.
- Charlier, R.H. & De Meyer, C.P. (1998).Coastal Erosion. Response and Management. Lecture Notes in Earth Sciences 70. Springer-Verlag, 339 pp.
- Charlier, R.H. & De Meyer, C.P. (1995).New Developments on Coastal Protection along the Belgian Coast Journal of Coastal Conservation 11 (4): 1287-1293
- Charlier, R.H. & De Meyer, C.P. (2000).Ask Nature to Protect and Build-up Beaches. Journal of coastal Conservation 16 (2): 385-390
- Charlier, R.H.; Decroo, D.; De Meyer, C.P. & Lahousse, B. (1998).To feed or not to feed, that is often the question. Intern. J. Environmental Studies 55: 1-23
- Cheng, L. & Frank, J.H. (1993).Marine insects and their reproduction. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. 31: 479-506.
- Christensen, M.; Banta G.T.; Andersen, O. (2002).Effects of the polychaetes *Nereis diversicolor* and *Arenicola marina* on the fate and distribution of pyrene in sediments. MEPS 237: 159-172.
- Christiaens, L. (1979).Evolutie van de Belgische West- en Middenkust in de periode 1948-1969. Natuurwetenschappelijk Tijdschrift 61: 137-162
- Clayton, T.D. (1991).Beach Replenishment Activities on U.S. Continental Pacific Coast. Journal of Coastal Research 7(2): 1195-1210.
- Clifton, H.E.; Hunter, R.E. & Phillips, L. (1971).Depositional structures and processes in the non-barred high-energy nearshore. Journal of Sedimentary Petrology, 41(3): 651-670.
- Cooper, N.J. & Harlow, D.A. (1998).Beach replenishment: implications for sources and longevity from results of the Bournemouth schemes.
- Cooper, N.J.; Hooke, J.M. & Bray, M.J. (2001).Predicting coastal evolution using a sediment budget approach: a case study from southern England. Ocean & Coastal Management 44: 711-728.
- Cooper, N.J.; King, D.M. & Hooke, J.M. (1996).Collaborative research studies at Elmer beach, West

Sussex, UK. Partnership in coastal zone management. Taussik, J. & Mitchell, J. (eds) 1996. Samara Publishing Limited. Cardigan

Cooper, N.J. (1998). Assessment and prediction of Poole Bay (UK) sand replenishment schemes: application of data to Führböter and Verhagen models. *Journal of Coastal Research* 14 (1): 353-359

Corbau, C.; Clabaut, P.; Tessier, B. & Chamley, H. (1993). Modifications morphosédimentaires historiques et récentes du domaine côtier dunkerquois (France). *C.R. Acad. Sci. Paris*, 316(II): 1573-1580.

Corbau, C.; Howa, H.; de Resseguier, A. & Chamley, H. (1994). Evaluation du transport sédimentaire sur une plage macrotidale par traçage fluorescent, Dunkerque Est, France. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 319(II): 1503-1509.

Corbau, C.; Tessier, B. & Chamley, H. (1999). Seasonal evolution of shoreface and beach system morphology in a macrotidal environment, Dunkerque area, Northern France. *Journal of Coastal Research*, 15(1): 97-110.

Corbera, J.; San Vicente, C. & Sorbe, J.C. (2000). Small-scale distribution, life cycle and secondary production of *Cumopsis goodii* in Creixell Beach (Western Mediterranean). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 80: 271-282.

Cummings, V.; Thrush, S.; Hewitt, J.; Norkko, A. & Pickmere, S. (2003). Terrestrial deposits on intertidal sandflats: sediment characteristics as indicators of habitat suitability for recolonising macrofauna. *MEPS* 253: 39-54

Cummings, V.J.; Pridmore, R.D.; Thrush, S.F. & Hewitt, J.E. (1995). Post-settlement movement by intertidal benthic macroinvertebrates: Do common New Zealand species drift in the water column? *N. Zeal. J. Mar. Freshw. Res.* 29: 59-67

Cupul-Magaña, L.A. & Téllez-Duarte, M.A. (1997). Space-time variations in macrobenthic fauna of a sandy beach, related to changes in the beach profile and sediment grain size, at el Pelicano beach, Baja California. *Ciencias Marinas* 23(4): 419-434.

Dahl, R. (1968). Studies on the Diptera Brachycera Fauna of the Sea Shores in North Norway. *Norsk ent. Tidsskr.* 15, 19-27.

Dail, H.J., Merrifield, M.A. & Bevis, M., (2000). Steep beach morphology changes due to energetic wave forcing. *Marine Geology* 162(2-4): 443-458.

Daniel, H. (2001). Replenishment versus retreat: the cost of maintaining Delaware's beaches. *Ocean & Coastal Management* 44: 87-104.

Dankers, N.; Binsbergen, M. & Zegers, K. (1983). De effecten van zandsuppletie op de fauna van het strand van Texel en Ameland. RIN-rapport 83/6, Rijksinstituut voor Natuurbeheer- Texel: 12 pp.

Dankers, P.J.T., (2002). The behaviour of fines released due to dredging: A literature review. Hydraulic Engineering Section, Faculty of Civil Engineering and Geosciences, Delft University of Technology

Dauer, D. M. & Simon, J. L. (1975). Lateral and along shore distribution of the polychaetous Annelids of an intertidal, sandy habitat *Marine Biology* 31: 363-370.

Dauer, D.M. (1983). Functional morphology and feeding behavior of *Scolelepis squamata* (Polychaeta: Spionidae). *Marine Biology* 77: 279-285

Dauwe, B.; Middelburg J.J. & Herman P.M.J. (2001). Effect of oxygen on the degradability of organic matter in subtidal and intertidal sediments of the North Sea area. *MEPS* 215:13-22.

- De Backer, A. (2001). De macrofauna ter hoogte van de vloedmerklijn op Vlaamse stranden. Licentiaatsthesis RUG, Gent.
- De Breuck, W.; De Moor, G. & Marechal, R. (1969). Litostratigrafie van de kwartaire sedimenten in het Oostelijk Kustgebied (België). *Natuurwetenschappelijk Tijdschrift* 51: 125-137
- De Brouwer, J. F. C.; Bjelic, S.; De Deckere, E. M. G. T. & Stal, L. J. (2000). Interplay between biology and sedimentology in a mudflat (Biezelingse Ham, Westerschelde, The Netherlands). *Continental Shelf Research* 20: 1159-1177.
- De Ceunynck, R. (1992). Het duinlandschap, ontstaan en evolutie. In: TERMOTE, J. (red.). Tussen land en zee, het duingebied van Nieuwpoort tot De Panne, Lannoo, Tielt : 16-45.
- De Graaff, L.W.S. (1977). Het strand: de relatie tussen processen, materialen en vormen, en een proeve van terminologie-gebruik. *K.N.A.G. Geografisch Tijdschrift*, XI(1): 47-66.
- De Jong, L. & Nijpels, E. (1998). Kustbeheer. *Natuur & Techniek*, 66(6): 96-107.
- De Jonge, V. N. & Van Beusekom, J. E. E. (1995). Wind- and tide-induced resuspension of sediment and microphytobenthos from tidal flats in the Ems estuary. *Limnol. Oceanogr.* 40: 766-778.
- Dejonckheere, Ruben (2003). Biologische waardering van het bentisch ecosysteem van elf Vlaamse Stranden. Scriptie stage industrieel ingenieur. pp. 63
- de la Huz, R.; Lastra, M. & Lopez, J. (2002). The influence of sediment grain size on burrowing, growth and metabolism of *Donax trunculus* L. (Bivalvia: Donacidae). *J. Sea Res.* 47: 85-95
- De Matthaeis, E.; Davolos, D. & Cobolli, M. (1998). Genetic divergence between populations and species of talitrids from aegean islands. *The journal of heredity* 89 (1): 37-43
- De Meijer, R.J. et al., (2002). Gradation effects in sediment transport. *Coastal Engineering* 47(2): 179-210.
- De Moor, G. (1979). Recent beach evolution along the Belgian North Sea Coast. *Bull. Belg. Ver. Geol.* 88: 143-157.
- De Moor, G. (1988). Neo-Holocene coastal and beach evolution along the Belgian Coast. *Journal of Coastal Research* 3: 71-75.
- De Moor, G. (1991). De februari-stormen van 1990 en hun weerslag op de stranddynamiek langs de Belgische Kust. *De Aardrijkskunde* 3: 251-316.
- De Moor, G. (1992). A quantitative evaluation of erosive and accretional sections along the Belgian Coast in the period 1978-1990. *Tijdschrift van de Belg. Ver. Aandr. Studies, BEVAS* 2: 413-424.
- De Moor, G. (1993). Chapter 10. Beach dynamics in the Middelkerke Area. In: De Moor, G. & Lanckneus, J. (Editors), *Sediment mobility and morphodynamics of the Middelkerke Bank. Final Report MAST Project-0025-C. Relationship between Seafloor Currents and Sediment Mobility in the Southern North Sea.* RUMACOG, Gent, pp. 10.01-10-12.
- De Moor, G. (1996). Chapter 7. Task 1. Assessment of volumetric and morphological evolution trends on the Middelkerke Bank area. Subtask 1.5. Chronosequential beach profiling. In: Heyse, I. & De Moor, G. (Editors), *Starfish final report.* University of Gent (B), Department of Geography, Gent, pp. 7.1-7.32.
- De Moor, G. (2002). Historiek van de geomorphologische evolutie van het strand langs de Vlaamse Kust, in het bijzonder in de Baai van Heist. In: Mees J.; Haspeslagh, J. & Herrier, J.-L. (Editor), *Academische studiedag: 5 jaar strand-natuurreservaat 'De Baai van Heist' - De Vlaamse stranden: steriele zandbakken of natuurpatrimonium?* Zeebrugge (B), 14 juni 2002. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, AMINAL, afdeling natuur - Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ), Oostende, Belgium.

- De Moor, G. (1981). Erosie aan de Belgische kust. *De Aardrijkskunde* 1/2: 279-294
- De Moor, G. & De Decker, M. (1981). Sedimentkenmerken van zandstranden op de Belgische kust *Natuurwetenschappelijk Tijdschrift* 63: 49-80
- De Moor, G. & Mostaert, F. (1993). Geomorfologische Kaart van België - Kaartblad Oostende. Nat. Centr. Geom. Onderz., Brussel.
- De Neve, L. (1996). Het effect van antropogene invloeden op de macrobenthische gemeenschappen van de intergetijdenzone ter hoogte van Koksijde. Licentiaatsthesis RUG, Gent.
- De Putter, G.; De Schuyter, T.; Willemyns, F. & De Scheemaeker, F. (1989). Enkele totaalstellingen van pleisterende waadvogels langs de Vlaamse Noordzeekust, periode september 1988-februari 1989. *Mergus* 3: 64-88
- De Putter, G.; Devos, K. & Willemyns, F. (1993). Aantalsverloop en verspreiding van steltlopers aan de Vlaamse kust, periode 1 juli 1989 tot 30 juni 1990. *Mergus* 7: 1-37
- De Raeve, F. (1989). Sand dune vegetation and management dynamics. In: Van der meulen, F.; Jungerius, P. D. & Visser, J. H. (eds). *Perspectives in coastal dune management*. SPB, De Haag : 99-109.
- De Raeve, F. (1989). Landschap en beheer van de kustduinen : mag 'natuur' ooit weer eens natuur worden? In: Hermy, M. (red.) *Natuurbeheer. Van de Wiele, Stichting Leefmilieu, Natuurreservaten en Instituut voor Natuurbehoud, Brugge* : 125-143.
- De Raeve, F. (1991). Een overzicht van een aantal ecologische basisdeterminanten en hun potenties voor natuurontwikkeling in de duinen en aangrenzende gebieden langs de Belgische kust. Verslag van de tweede fase (1990-1991), partim vegetatiekunde, van het onderzoeksproject
- de Rooij-van der Goes, P.C.E.M.; Peters, B.A.M. & van der Putten, W.H. (1998). Vertical migration of nematodes and soil-borne fungi to developing roots of *Ammophila arenaria* (L.) link after sand accretion. *Applied Soil Ecology* 10: 1-10.
- De Ruyck, A.M.C.; Ampe, C. & Langohr, R. (2001). Management of the Belgian coast : Opinions and solutions. *Journal of Coastal Conservation* 7: 129-144.
- De Ruyck, A.M.C.; Donn, T.E., jr & McLachlan, A. (1992). Distribution of three intertidal cirrolanid isopods (Flabellifera: Cirrolanidae) on a South African sandy beach. *Cah. Biol. Mar.* 33: 147-168
- De Ruyck, A.M.C.; Donn, T.E., Jr. & McLachlan, A. (1991). Life histories and breeding patterns of three intertidal sand beach isopods. *Marine Ecology* 12: 105-121.
- De Ruyck, A.M.C.; McLachlan, A. & Donn, T.E., jr (1991). The activity of three intertidal sand beach isopods (Flabellifera: Cirrolanidae). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 146: 163-180
- De Schuyter, T. (1987). Enkele totaalstellingen van pleisterende waadvogels langs de Westvlaamse Noordzeekust in de winter 1984-1985. *Mergus* 1: 174-191
- De Wildeman, E. & Durand, Th. (1899). *Prodrome de la Flore Belge, Tome 3. Phanérogames*. Alfred Castaigne, Bruxelles, 1112 p.
- De Wolf, P. (1996). Waterbeheersingsproblemen in West-Vlaanderen, de kustzone. *West-Vlaanderen Werkt* 1/1996.
- De Wolf, P. (2002). Kusterosie en verzanding van het Zwin. In: Van Lancker, V.; De Turck, K.; Mees, J.; Mostaert, F.; Seys, J.; Vandevelde, D. & Van Rooij, D. (Editor), *Colloquium 'Kustzonebeheer vanuit geo-ecologische en economische invalshoek'*. Oostende (B), 16-17 mei 2002. Genootschap van Gentse Geologen (GGG)- Vlaams Instituut van de Zee (VLIZ), Oostende, Belgium.

De Wolf, P. (2003). Naar een oplossing van het verzandingsprobleem? In: Mees J.S.; Haspeslagh, J. & Struyf, K. (Editor), Feestzitting ter afsluiting van het jubileumjaar 50 jaar Zwin - Het Zwin: van gisteren naar morgen. Knokke-Heist (B), 21 maart 2003. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ) - Compagnie Het Zoute, Oostende, Belgium.

De Wolf, P. (1995). Moet er nog zand zijn? Strandprofileringen, strandophopingen en zandsuppleties. ?

De Wolf, P.; Houthuys, R.; Malherbe, B. & Raes, E. (1997). Evaluation of a beach nourishment combined with a nearshore feeder berm realized at the Belgian coast. Internal note: Waterways Coast Division, Oostende (Belgium).

Declercq, E. (1993). Vergelijkende studie van de stranddynamiek tussen een natuurlijk en een opgehoogd strand. Msc Thesis, Universiteit Gent, Gent, 131 pp.

Declercq, E. & De Moor, G. (1996). Geomorfologie. In: Provoost, S. & Hoffmann, M. (red.). Ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust. 1. Ecosysteembeschrijving. Instituut voor Natuurbehoud en Universiteit Gent, i.o.v. AMINAL, afdeling Natuur, Brussel: 48-86.

Defeo, O. & Cardoso, R.S. (2002). Macroecology of population dynamics and life history traits of the mole crab *Emerita brasiliensis* in Atlantic sandy beaches of South America. *MEPS* 239: 169-179.

Defeo, O. & Martinez, G. (2003). The habitat harshness hypothesis revised: life history of the isopod *Excirolana brasiliensis* in sandy beaches with contrasting morphodynamics. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 83(2): 331-340

Defeo, O. & Rueda, M. (2002). Spatial structure, sampling design and abundance estimates in sandy beach macroinfauna: some warnings and new perspectives. *Marine Biology* 140: 1215-1225

Defeo, O.; Brazeiro, A.; de Alava, A. & Riestra, G. (1997). Is sandy beach macrofauna only physically controlled? Role of substrate and competition in isopods. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 45: 453-462

Defeo, O.; Gomez, J. & Lercari, D. (2001). Testing the swash exclusion hypothesis in sandy beach populations: the mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguay. *MEPS* 212: 159-170

Degraer, S.; Beyst, B.; Gheskiere, T. & Vincx, M. (0). Benthos research on Belgian sandy beaches: an overview.

Degraer, S.; Mouton, I.; De Neve, L. & Vincx, M. (1999a). Community structure and intertidal zonation of the macrobenthos on a macrotidal, ultra-dissipative sandy beach: summer-winter comparison. *Estuaries* 22 (3B): 742-752.

Degraer, S.; Vincx, M.; Meire, P. & Offringa, H. (1999b). The macrozoobenthos of an important wintering area of the common scoter (*Melanitta nigra*). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 79: 243-251 .

Degraer, S.; Volckaert, A. & Vincx, M. (2003a). Macrobenthic zonation patterns along a morphodynamical continuum of macrotidal, low tide bar/rip and ultra-dissipative sandy beaches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56 (3-4): 459-468.

Degraer, S.; Van Lancker, V.; Moerkerke, G.; Van Hoey, G.; Vanstaen, K.; Vincx, M. & Henriët, J.-P. (2003b). Evaluation of the ecological value of the foreshore: habitat-model and macrobenthic side-scan sonar interpretation: extension along the Belgian Coastal Zone. Final report. Ministry of the Flemish Community, Environment and Infrastructure. Department of Waterways and Marine Affairs Administration, Coastal Waterways.

Degraer, S. & Vincx, M. (2003). Belangrijke zones voor bodemdieren in de Noordzee. Rapport UGent i.o.v. Kabinet van de Minister van de Noordzee. Gent.

- Dekker, R. & Beukema, J.J. (1999). Relations of summer and winter temperatures with dynamics and growth of two bivalves, *Tellina tenuis* and *Abra tenuis*, on the northern edge of their intertidal distribution. *J. Sea Res.* 42: 207-220.
- Denys, L. (1999). A diatom and radiocarbon perspective of the palaeoenvironmental history and stratigraphy of Holocene deposits between Oostende and Nieuwpoort (western coastal plain, Belgium). *Geologica Belgica* 2/3 : 111-140.
- Denys, L. & Baeteman, C. (1995). Holocene evolution of relative sea level and local mean high water spring tides in Belgium - a first assessment. *Marine Geology* 124: 1-19.
- Depuydt, F. (1967). Bijdrage tot de geomorfologische en fyto-geografische studie van het domaniaal natuurreservaat De Westhoek. Publicaties van de Dienst Domaniale Natuurreservaten en Natuurbescherming. Werken nr. 3, Brussel, 101p.
- Depuydt, F. (1972). De Belgische strand en duinformaties in het kader van de geomorfologie der zuidoostelijke Noordzeekust. Verhandeling van de Koninklijke Academie voor Wetenschappen, Letteren en Schone Kunsten van België, XXXIV, nr. 122, 214p.
- Derraik, J.G.B. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin* 44: 842-852.
- Dette, H.H. et al., (2002). Application of prototype flume tests for beach nourishment assessment. *Coastal Engineering* 47(2): 137-177.
- Devos, K. & Anselin, A. (1994). Kolonievogels en zeldzame broedvogels in Vlaanderen in 1994. Instituut voor Natuurbehoud
- Devos, K. & Debruyne, R. (1990). Overwinterende meeuwen langs de Vlaamse kust: een totaal telling in december 1989. *Mergus* 4: 2-13
- Devos, K. & Debruyne, R. (1991). Totaal telling van meeuwen langs de Vlaamse kust in juni en september 1990. *Mergus* 5: 97-108
- Devos, K.; De Scheemaeker, F. & Allein, S. (1994). Resultaten van steltloper tellingen langs de Vlaamse kust, winter 1993-1994. *Mergus* 8: 242-246
- Devos, K.; De Scheemaeker, F. & Allein, S. (1996). Resultaten van steltloper tellingen langs de Vlaamse kust, winter 1994-1995. *Mergus* 10: 187-198
- Devos, K.; De Scheemaeker, F.; Allein, S. & Rappé, G. (1997). Resultaten van steltloper tellingen langs de Vlaamse kust, winter 1995-1996. *Mergus* 11: 258-269
- Devos, K.; De Scheemaeker, F.; Allein, S. & Rappé, G. (1998). Resultaten van steltloper tellingen langs de Vlaamse kust, winter 1996-1997. *Mergus* 12: 187-199
- Devos, K.; Herrier, J-L.; Leten, M.; Provoost, S. & Rappé, G. (1995). De Baai van Heist : Natuur in volle ontwikkeling. Rapport IN 95, 27p., bijlagen, kaarten.
- Dexter, D.M. (1992). Sandy beach community structure: the role of exposure and latitude. *Journal of Biogeography* 19: 59-66
- D'hondt, I. (1999). Tidale, diurnale en semilunaire ritmes in het hyperbenthos van het strand van Lombardsijde. Licentiaatsthesis RUG, Gent.
- Dierschke, V.; Kube, J.; Probst, S. & Brenning, U (1999). Feeding ecology of dunlins *Calidris alpina* staging in the southern Baltic Sea, 1. Habitat use and food selection. *J. Sea Res.* 42: 49-64.
- Dollard, B. (1998). Environmentally friendly coastal protection - The ECOPRO project. Offshore & Coastal Engineering Unit, Enterprise Ireland: 8 p.

- Dörjes, J.; Michaelis, H. & Rhode, B. (1986). Long-term studies of macrozoobenthos in intertidal and shallow subtidal habitats near the islands of Norderney (East Frisian coast, Germany). *Hydrobiologia* 142: 217-232
- Doucette, J.S., (2000). The distribution of nearshore bedforms and effects on sand suspension on low-energy, micro-tidal beaches in Southwestern Australia. *Marine Geology*. 165(1-4): 41-61.
- Dronkers, J. & Terwindt, J.H.J. (1994). Zand aan de wandel - Het fundament van onze kust. *Natuur & Techniek* 62(12): 890-901.
- Dugan, J.E. & McLachlan, A. (1999). An assessment of longshore movement in *Donax serra* Röding (Bivalvia: Donacidae) on an exposed sandy beach. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 234: 111-124
- Dugan, J.E.; Hubbard, D.M. & Lastra, M. (2000). Burrowing abilities and swash behavior of three crabs, *Emerita analoga* Stimpson, *Blepharipoda occidentalis* Randall, and *Lepidopa californica* Efford (Anomura, Hippoidea), of exposed sandy beaches. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 255: 229-245.
- Dugan, J.E.; Hubbard, D.M. & Page, H.M. (1995). Scaling Population Density to Body Size: Tests in Two Soft-Sediment Intertidal Communities. *J. Coas. Res.* 11: 849-857
- Dyer, K.R. & Huntley, D.A., (1999). The origin, classification and modelling of sand banks and ridges. *Continental Shelf Research*. 19(10): 1285-1330.
- Dyer, K.R., (1985). Coastal and estuarine sediment dynamics.
- Dyne (1985). Chapter 11: Beach processes
- Dyne (1985). Chapter 10: Coastal sedimentation
- Eagle, G.A. (1983). The chemistry of sandy beach ecosystems - A review. In: McLachlan, A. & Erasmus, T. (eds.). *Sandy beaches as ecosystems*. Dr W. Junk Publishers, The Hague, 757p.; 203-224.
- Egglisshaw, H.J. (1960). The Life-History of *Helcomyza ustulata* Curt. (Dipt. Dryomyzidae). *Entomologist's Monthly Magazine*, 96: 39-42.
- Egglisshaw, H.J. (1960). The Life-History of *Fucellia maritima* (Haliday) (Diptera, Muscidae). *The Entomologist*: 225-231.
- Eitner, V. (1995). Magnetic heavy mineral associations as sediment transport indicators on a beach of Norderney Island, Southern North Sea. *Senckenbergiana maritima*, 25(4/6): 173-185.
- Eitner, V. (1996). The Effect of Sedimentary Texture On Beach Fill Longevity. *Journal Of Coastal Research*, 12(2): 447-461.
- Eitner, V. & Ragutzki, G., (1994). Effects of Artificial Beach Nourishment on Nearshore Sediment Distribution (Island of Norderney, Southern North-Sea). *Journal of Coastal Research* 10(3): 637-650.
- Elfrink, B. & Baldock, T. (2002). Hydrodynamics and sediment transport in the swash zone: a review and perspectives. *Coastal Engineering* 45: 149-167.
- Elliott, B.; Degraer, S.; Burse, M. & Vincx, M. (1997). Intertidal zonation of macroinfauna on a dissipative, sandy beach at De Panne (Belgium): a pilot study. *Biologisch Jaarboek Dodonaea* 64: 92-108
- Ellis, D.V. (2003). Rocky shore intertidal zonation as a means of monitoring and assessing shoreline biodiversity recovery. *Marine Pollution Bulletin* 46(3): 305-307.

- Essink, K. (1999). Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. *Journal of Coastal Conservation* 5: 69-80.
- Essink, K. (1997). Risk analysis of coastal nourishment techniques (RIACON), Final Evaluation Report. National Institute for Coastal and Marine Management (RIKZ), Report RIKZ-97.031, Haren, The Netherlands: 41 pp.
- Essink, K. & van Dalssen, J.A. (1998). The RIACON Project
- Esteves, L.S. & Finkl, C.W., jr. (1998). The Problem of Critically Eroded Areas (CEA): An Evaluation of Florida Beaches. *Journal of Coastal Research* SI(26): 11-18
- Fallaci, M.; Aloia, A.; Audoglio, M.; Colombini, I.; Scapini, F. & Chelazzi, L. (1999). Differences in behavioural strategies between two sympatric talitrids (Amphipoda) inhabiting an exposed sandy beach of the French Atlantic coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48: 469-482.
- Felton, E.A. (2002). Sedimentology of rocky shorelines: 1. A review of the problem, with analytical methods, and insights gained from the Hulopoe Gravel and the modern rocky shoreline of Lanai, Hawaii. *Sedimentary Geology* 152(3-4): 221-245.
- Fernandez-Leborans, G. & Fernandez-Fernandez, D. (2002). Protist functional groups in a sublittoral estuarine epibenthic area. *Estuaries* 25: 382-392.
- Fettweis, M. & Van den Eynde, D., (2003). The mud deposits and the high turbidity in the Belgian-Dutch coastal zone, southern bight of the North Sea. *Continental Shelf Research* 23(7): 669-691.
- Fialkowski, W.; Rainbow, P.S.; Fialkowski, E. & Smith, B.D. (2000). Biomonitoring of trace metals along the Baltic coast of Poland using the sandhopper *Talitrus saltator* (Montagu) (Crustacea: Amphipoda). *Ophelia* 52: 183-192
- Fialkowski, W.; Rainbow, P.S.; Smith, B.D. & Zmudzinski, L. (2003). Seasonal variation in trace metal concentrations in three talitrid amphipods from the Gulf of Gdansk, Poland. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 288: 81-93
- Fincham, A.A. (1971). Ecology and population studies of some intertidal and sublittoral sand-dwelling amphipods. *J. Mar. Biol. Ass. UK* 51: 471-488
- Finkl, C.W. (1997). The coastal zone as new battlespace from the purview of an academic graduate program in environmental science. In: Miller, M.C. & Cogan, J., (eds.), Conference Proceedings Coastal Zone 97 (19-25 July 1997; Boston Massachusetts), 2: 584-586
- Finkl, C.W. Jnr. (1993). Pre-Emptive Strategies for Enhanced Sand Bypassing and Beach Replenishment Activities in Southeast Florida: A Geological Perspective *Journal of Coastal Research* SI(18): 59-89
- Finkl, C.W. Jnr. (2002). Long-Term Analysis of Trends in Shore Protection Based on Papers Appearing in the *Journal of Coastal Research*, 1984-2000. *Journal of coastal Research* 18(2): 211-224
- Finkl, C.W. Jnr. (1994). Tidal Inlets in Florida: Their Morphodynamics and Role in Coastal Sand Management. *Proceedings International Coastal Symposium (Hornafjörður, Iceland, 20-24 June 1994)*, pp. 67-85.
- Finkl, C.W. Jnr.; Khalil, S.M. & Andrews, J.L. (1997). Offshore sand sources for beach replenishment: potential borrows on the continental shelf of the Eastern Gulf of Mexico. *Marine Georesources and Geotechnology* 15: 155-173
- Fish, S. (1970). The biology of *Eurydice pulchra* (Crustacea: Isopoda). *J. Mar. Biol. Ass. UK* 50: 753-768

- Foggo, A.; Attrill, M.J.; Frost, M.T. & Rowden, A.A. (2003). Estimating marine species richness: an evaluation of six extrapolative techniques. *MEPS* 248: 15-26
- Ford, R.B. & Honeywill, C. (2002). Grazing on intertidal microphytobenthos by macrofauna: is pheophorbide a useful marker? *MEPS* 229: 33-42
- Fox, W.T.; Ladd, J.W. & Martin, M.K. (1966). A profile of the four moment measures perpendicular to a shore line, South Haven, Michigan. *Journal of Sedimentary Petrology*, 36(4): 1126-1130.
- François, F.; Gerino, M.; Stora, G.; Durbec, J.P. & Poggiale, J.C. (2002). Functional approach to sediment reworking by gallery-forming macrobenthic organisms: modelling and application with the polychaete *Nereis diversicolor*. *MEPS* 229: 127-136
- Freestone, A.L. & Nordstrom, K.F. (2001). Early development of vegetation in restored dune plant microhabitats on a nourished beach at Ocean City, New Jersey. *Journal of Coastal Conservation* 7: 105-116
- Garcia-Baptista, M. (1993). Psammic algae from Praia Azul, Brazil. *Bibl. Phycol.* 94.
- Gardner, C. & Crawford, R.M. (1994). A description of *Plagiogrammopsis mediaequatus* Gardner & Crawford, sp. nov. (Cymatosiraceae, Bacillariophyta) using light and electron microscopy. *Diatom Res.* 9: 53-63.
- Gardner, C.; Schulz, D.; Crawford, R. M. & Wenderoth, K. (1995). *Stoschiella hebetata* gen. et sp. nov. A diatom from intertidal sand. *Diatom Res.* 10: 241-250.
- Gaston, K.J. & Spicer, J.I. (1998). Do upper thermal tolerances differ in geographically separated populations of the beach flea *Orchestia gammarellus* (Crustacea: Amphipoda)? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 229: 265-276.
- Gheerardyn, H. (2002). Aanzet tot het opstellen van de macrobenthische waarderingskaart van het Belgisch Continentaal Plat. Licentiaatsthesis RUG, Gent.
- Gheschiere, T.; Hoste, E.; Kotwicki, L.; Degraer, S.; Vanaverbeke, J. & Vincx, M. (2002). The sandy beach meiofauna and free-living nematodes from De Panne (Belgium). *Bulletin van het KBIN, Biologie*, 72-suppl.: 43-49
- Gibson, R.N. & Robb, L. (1996). Piscine predation on juvenile fishes on a Scottish sandy beach. *Journal of Fish Biology* 49: 120-138
- Gibson, R.N. & Yoshiyama, R.M. (1999). Intertidal Fish Communities. *Intertidal Fishes: Life in Two Worlds*. Academic Press. p. 264-296
- Gibson, R.N.; Robb, L.; Burrows, M.T. & Ansell, A.D. (1996). Tidal, diel and longer term changes in the distribution of fishes on a Scottish sandy beach. *MEPS* 130: 1-17
- Gonzalez, M.; Medina, R. & Losada, M.A. (1999). Equilibrium beach profile model for perched beaches. *Coastal Engineering*, 36: 343-357.
- Gorzelany, J.F. & Nelson, W.G. (1987). The Effects of Beach Replenishment on the benthos of a Sub-tropical Florida Beach. *Marine Environmental Research* 21: 75-94
- Goss-Custard, J.D.; Jones, R.E. & Newberry, P.E. (1977). The ecology of the swash I. Distribution and diet of wading birds (Charadrii). *J. appl. Ecol.* 14: 681-700
- Graneli, E. & Turner, J.T. (2002). Top-down regulation in ctenophore-copepod-ciliate-diatom-phytoflagellate communities in coastal waters: a mesocosm study. *MEPS* 239: 57-68
- Gray, J.S. (2002). Species richness of marine soft sediments. *MEPS* 244: 285-297

- Greene, K. (2002). Beach Nourishment: A Review of the Biological and Physical Impacts. ASMFC Habitat Management Series # 7. Washington DC. 69 pp.
- Griffiths, C.L.; Stenton-Dozey, J.M.E. & Koop, K. (1983). Kelp wrack and the flow of energy through a sandy beach ecosystem. Sandy beaches as ecosystems. Ed. McLachlan, A. & Erasmus, T., Dr. W. Junk Publishers: p 547-556
- Griscom S.B.; Fisher, N.S. & Luoma, S.N. (2002). Kinetic modeling of Ag, Cd and Co bioaccumulation in the clam *Macoma balthica*: quantifying dietary and dissolved sources. MEPS 240:127-141.
- Grober, L.E. (1992). The ecological effects of beach replenishment Master's Project for Master in Environmental Management degree in the School of the Environment of Duke University
- Guichard, F.; Bourget, E. & Robert, J.L. (2001). Scaling the influence of topographic heterogeneity on intertidal benthic communities: alternate trajectories mediated by hydrodynamics and shading. MEPS 217: 27-41.
- Guillen, J. & Hoekstra, P. (1997). Sediment distribution in the nearshore zone: grain size evolution in response to shoreface nourishment (Island of Terschelling, The Netherlands). Estuarine, Coastal and Shelf Science 45: 639-652
- Guillen, J. & Palanques, A. (1996). Short and medium term grain size changes in deltaic beaches (Ebro delta, NW Mediterranean). Sedimentary Geology, 101(1-2): 55-67.
- Guillen, J. & Palanques, A. (1997). A shoreface zonation in the Ebro Delta based on grain-size distribution. Journal of Coastal Research, 13(3): 867-878.
- Günther, C.P. (1992). Dispersal of intertidal invertebrates: a strategy to react to disturbances of different scales? Netherlands Journal of Sea Research 30: 45-56
- Hacking, N. (1998). Macrofaunal community structure of beaches in northern New South Wales, Australia. Mar. Freshwater Res. 49: 47-53
- Hackney, C.T.; Posey, M.H.; Ross, S.W. & Norris, A.R. (1996). A review and synthesis of data on surf zone fishes and invertebrates in the South Atlantic bight and the potential impacts from beach renourishment University of North Carolina at Wilmington; North Carolina National Estuarine Research Reserve
- Haddad, T.C. & Pilkey, O.H. (1998). Summary of the New England Beach Nourishment Experience (1935-1996). Journal of Coastal Research 14 (4): 1395-1404
- Hagerthey, S.E.; Defew, E.C. & Paterson, D.M. (2002). Influence of *Corophium volutator* and *Hydrobia ulvae* on intertidal benthic diatom assemblages under different nutrient and temperature regimes. MEPS 245: 47-59
- Haghebaert, G. (1989). Coleoptera from marine habitats. Verhandelingen van het symposium "Invertebraten van België": 301-307
- Hamels, I.; Sabbe, K.; Muylaert, K.; Barranguet, C.; Lucas, C.; Herman, P. & Vyverman, W. (1998). Organisation of microbenthic communities in intertidal estuarine flats, a case study from the Molenplaat (Westererschelde estuary, The Netherlands). Europ. J. Protistol. 34: 308-320.
- Hamm, L.; Capobianco, M.; Dette, H.H.; Lechuga, A., Spanhoff, R. & Stive, M.J.F. (2002). A summary of European experience with shore nourishment.. Coastal Engineering 47: 237-264
- Hanson, H.; Brampton, A.; Capobianco, M.; Dette, H.H., Hamm, L.; Lastrup, C.; Lechuga & Spanhoff, A.R. (2002). Beach nourishment projects, practices, and objectives—a European overview. Coastal Engineering 47: 81-111

Harding, P. T. & Sutton, S.L. (1985). Woodlice in Britain and Ireland: distribution and habitat. Compiled and edited for the British Isopoda Study Group Natural environment research council, Institute of terrestrial ecology

Harte, M.; Huntjens, P.M.J.M.; Mulder, S. & Raadschelders, E.W. (2002). Zandsuppleties en Europese richtlijnen. Rijksinstituut voor Kust en Zee/RIKZ. Ministerie van Verkeer en Waterstaat.

Hartmann-Schröder, G. (1996). Annelida. Borstenwürmer, Polychaeta – Tierwelt Deutschlands Teil 58. Gustav Fischer Verlag Jena, 648 pp.

Haynes, D. & Quinn, G.P. (1995). Temporal and Spatial Variability in Community Structure of a Sandy Intertidal Beach, Cape Paterson, Victoria, Australia. *Mar. Freshwater Res.* 46: 931-942

Hayward, P.J., & Ryland, J.S., (eds.) (1995). Handbook of the marine fauna of north-west Europe. Oxford University Press, Oxford. 800p.

Healy, T.; Stephens, S.; Black, K.; Gorman, R.; Cole, R. & Beamsley, B. (2002). Port redesign and planned beach renourishment in a high wave energy sandy-muddy coastal environment, Port Gisborne, New Zealand. *Geomorphology* 48: 163–177.

Heip, C. H. R.; Herman, P. M. J. & Soetaert, K. (1998). Indices of diversity and evenness. *Oceanis* 24(4):61-87

Heip, C.H.R.; Goosen, N.K.; Herman, P.M.J.; Kromkamp, J.; Middelburg, J.J. & Soetaert, K. (1995). Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 33: 1-149

Hendey, I. (1964). An Introductory Account of the Smaller Algae of British Coastal Waters. Part V. Bacillariophyceae (Diatoms). Her Majesty's Stationery Office, London.

Herman, P.M.J.; Middelburg, J.J. & Heip C.H.R. (2001). Benthic community structure and sediment processes on an intertidal flat: results from the ECOFLAT project. *Continental Shelf Research*: 21: 2055-2071.

Heydorn, A.E.F. (1983). Management of sandy coastlines - Report on review and workshop. In: McLachlan, A. & Erasmus, T. (eds.). Sandy beaches as ecosystems. Dr W. Junk Publishers, The Hague, 757p.; 703-708.

Hiddink, J.G. (2003). Modelling the adaptive value of intertidal migration and nursery use in the bivalve *Macoma balthica*. *MEPS* 252: 173–185.

Hiddink, J.G. & Wolff, W.J. (2002). Changes in distribution and decrease in numbers during migration of the bivalve *Macoma balthica*. *MEPS* 233: 117-130.

Hiddink, J.G.; Ter Hofstede, R. & Wolff, W.J. (2002). Predation of intertidal infauna on juveniles of the bivalve *Macoma balthica*. *J. Sea Res.* 47: 139-157

Hillen, R. & Bijlsma, L. (1995). Dynamisch handhaven. Kustzorg in meer dimensies. *Natuur & Techniek* 63(2): 78-91.

Hoekstra, P. & Houwman, K.T. (1997). Selective sediment transport in the nearshore zone: field observations and potential mechanisms, Proceedings Coastal Dynamics '97. ASCE New York, Plymouth, UK, pp. 1-10.

Honkoop, P.J.C. & Beukema, J.J. (1997). Loss of body mass in winter in three intertidal bivalve species: an experimental and observational study of the interacting effects between water temperature, feeding time and feeding behaviour. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 212: 277-297.

Honkoop, P.J.C.; Van der Meer, J.; Beukema, J.J. & Kwast, D. (1999). Reproductive investment in the intertidal bivalve *Macoma balthica*. *J. Sea Res.* 41: 203–212.

- Horikawa, K. (1981). Coastal sediment processes. *Annual Review of Fluid Mechanics* 13: 9-32.
- Hoste, E. (2001). Zonering van meiofauna in een Atlantisch en Baltisch zandstrand. Licentiaatsthesis RUG, Gent.
- Hulscher, J.B. (1996). Individual adaptations The Oystercatcher, From individuals to populations. *Oxford Ornithology Series* Ed. Goss- Custard, J.D. p8-9
- Hunter, E. & Naylor, E. (1993). Intertidal migration by the shore crab *Carcinus maenas* *MEPS* 101:131-138.
- Huntley, D. et al., (1994). Hydrodynamic and sediment dynamic field study on a ridge and runnel beach. *Barcelona Conference Coastal dynamics*
- Hustedt, F. (1939). Die Diatomeenflora des Küstengebiets der Nordsee vom Dollart bis zur Elbemündung. I. Die Diatomeenflora in den Sedimenten der unteren Ems sowie auf den Watten in der Leybucht, des Memmert und bei der Insel Juist. *Abh. Naturw. Ver. Bremen* 31: 572-677.
- Hustedt, F. (1955). Marine littoral diatoms of Beaufort, North Carolina. *Duke University Marine Station Bulletin* 6: 1-67.
- Ignacio Ruiz Garcia, J. (1994). A critical analysis of a fluorescent tracer marking technique by a comparative study with beach profiling. *Msc Thesis, Universiteit Gent, Gent*, 51 pp.
- Instituut voor Natuurbehoud (1999). *Natuurrapport 1999. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid.*
- Jackson, N.L.; Nordstrom, K.F.; Eliot, I. & Masselink, G. (2002). 'Low energy' sandy beaches in marine and estuarine environments: a review. *Geomorphology* 48: 147-162.
- James, R.J. (2000). From beaches to beach environments: linking the ecology, human-use and management of beaches in Australia. *Ocean & Coastal Management* 43: 495-514
- James, R.J. & Fairweather, P.G. (1996). Spatial Variation of Intertidal Macrofauna on a Sandy Ocean Beach in Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 43: 81-107.
- James, R.J.; Lincoln Smith, M.P. & Fairweather, P.G. (1995). Sieve mesh-size and taxonomic resolution needed to describe natural spatial variation of marine macrofauna. *MEPS* 118: 187-198
- Jansson, B.O. (1967). The significance of grain size and pore water content for the interstitial fauna of sandy beaches. *Oikos* 18: 311-322
- Jaramillo, E. & Gonzalez, M. (1991). Community structure and zonation of the macroinfauna along a dissipative-reflective range of beach category in southern Chile. *Studies on Neotropical fauna and Environment* Vol.26, No. 4: 193-212
- Jaramillo, E. & McLachlan, A. (1993). Community and population Responses of the Macroinfauna to Physical Factors over a Range of Exposed Sandy Beaches in South-central Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 37: 615-624
- Jaramillo, E.; Contreras, H. & Quijon, P. (1996). Macroinfauna and human disturbance in a sandy beach of south-central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 655-663
- Jaramillo, E.; McLachlan, A. & Coetzee, P. (1993). Intertidal zonation patterns of macroinfauna over a range of exposed sandy beaches in south-central Chile. *MEPS* 101: 105-118
- Jaramillo, E.; McLachlan, A. & Dugan, J. (1995). Total sample area and estimates of species richness in exposed sandy beaches. *MEPS* 119: 311-314

- Jedrzejczak, M.F. (2002). Stranded *Zostera marina* L. vs wrack fauna community interactions on a Baltic sandy beach (Hel, Poland): a short-term pilot study. Part II. Driftline effects of succession changes and colonisation of beach fauna. *OCEANOLOGIA* 44 (3): 367–387.
- Jennings, R. & Shulmeister, J., (2002). A field based classification scheme for gravel beaches. *Marine Geology* 186(3-4): 211-228.
- Jennings, S.; Pinnegar, J.K.; Polunin, N.V.C. & Warr, K.J. (2002). Linking size-based and trophic analyses of benthic community structure. *MEPS* 226: 77-85.
- Jimenez, J.A.; Sanchez-Arcilla, A.; Bou, J. & Ortiz, M.A. (1997). Analysing short-term shoreline changes along the Ebro Delta (Spain) using aerial photographs. *Journal of Coastal Research* 13(4): 1256-1266
- Johnson, R.O. & Nelson, W.G. (1985). Biological effects of dredging in an offshore borrow area. *Florida Scientist* 48(3): 166-188.
- Jones, A.R.; Murray, A. & Marsh, R.E. (1998). A method for sampling sandy beach amphipods that tidally migrate. *Mar. Freshwater Res.* 49: 863-865.
- Jones, D.A. & Pierpoint, C.J. (1997). Ecology and taxonomy of the genus *Eurydice* (Isopoda: Cirolanidae) from sand beaches on the Iberian Peninsula. *J. Mar. Biol. Ass. UK* 77: 55-76
- Jones, S.R. & Mangun, W.R. (2001). Beach nourishment and public policy after Hurricane Floyd: where do we go from here? *Ocean & Coastal Management* 44: 207–220.
- Josefson, A.B.; Forbes T.L. & Rosenberg, R. (2002). Fate of phytodetritus in marine sediments: functional importance of macrofaunal community. *MEPS* 230: 71-85
- Kaiser, M.J.; Broad, G. & Hall, S.J. (2001). Disturbance of intertidal soft sediment benthic communities by cockle hand raking. *J. Sea Res.* 45: 119-130.
- Kana, T.W. & Mohan, R.K. (1998). Analysis of nourished profile stability following the fifth Hunting Island (SC) beach nourishment project. *Coastal Engineering* 33: 117-136.
- Kemp, P.F. (1987). Potential impact on bacteria of grazing by a macrofaunal deposit-feeder, and the fate of bacterial production. *MEPS* 36: 151-161
- Kerckhof, F. & J.-S. Houziaux (2003). Biodiversity of the Belgian marine areas. In: Peeters, M., A. Franklin & J.L. Van Goethem (2003). Biodiversity in Belgium. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen. Brussel.
- Kersmaekers, M. (1988). *Armadillidium (Duplocarinatum) album* (Dollfus, 1889), nouvel Oniscoïde pour la faune belge (Crustacea, Isopoda). *Bull. Anns Soc. r. belge Ent.* 124: 67-69
- Khayrallah, N.H. & Jones, A.M. (1980a). The ecology of *Bathyporeia pilosa* (Amphipoda: Haustoriidae) in the Tay Estuary. I. Factors influencing the distribution on Tayport and Tentsmuir beaches. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh* 78B: 109-119.
- Khayrallah, N.H. & Jones, A.M. (1980b). The ecology of *Bathyporeia pilosa* (Amphipoda: Haustoriidae) in the Tay Estuary. II. Factors affecting the micro-distribution. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh* 78B: 121-130.
- Knox, G.A. (2001). *The ecology of seashores*. CRC Press LLC. 557 pp.
- Koehler, H.; Munderloh, E. & Hofmann, S. (1995). Soil microarthropods (Acari, Collembola) from beach and dune: characteristics and ecosystem context. *Journal of Coastal Conservation* 1: 77-86.
- Köhn, J. & Sammour, M. (1990). Lebensgeschichte und Produktion von *Bathyporeia pilosa* Lindström, 1855 (Amphipoda, Haustoriidae) in der westlichen Ostsee. *Zoologischer Anzeiger* 224 (3-4): 165-174

Koomans, R.L.; De Meijer, R.J. & Venema, L.B. (1998). Cross-shore graded sediment transport: grain-size and density effects Coastal Engineering Conference 1998.

Kroon, A. (1998). Intertidal bar dynamics.

Kroon, A. & Masselink, G., (2002). Morphodynamics of intertidal bar morphology on a macrotidal beach under low-energy wave conditions, North Lincolnshire, England. *Marine Geology* 190(3-4): 591-608.

Lamb, H. H. (1980). Climatic fluctuations in historical times and their connection with transgressions of the sea, storm floods and other coastal changes. In: Verhulst, A. & Gottschalk, M. K. E. (red.). *Transgressies en occupatiegeschiedenis in de kustgebieden van Nederland en België*. Belgisch centrum voor landelijke geschiedenis, Gent : 251-284.

Lanckneus, J. (0). Basisrapport Zandige Kust, Bijlage V, Rijkswaterstaat.

Landuyt, L. & Schietecat, G. D. (1992). *Klimaatgemiddelden en weerextremen in België*. Meteorologische documentatie, K.M.I., België, 255p.

Larson, M. & Kraus, N.C. (1994). Temporal and spatial scales of beach profile change, Duke, North Carolina. *Marine Geology* 117: 75-94.

Lasiak, T.A. (1983). The impact of surf-zone fish communities on faunal assemblages associated with sandy beaches. In: McLachlan, A. & Erasmus, T. (eds.). *Sandy beaches as ecosystems*. Dr W. Junk Publishers, The Hague, 757p.; 501-506.

Lasiak, T.A. & McLachlan, A. (1987). Opportunistic utilization of mysid shoals by surf-zone teleosts. *MEPS* 37: 1-7.

Le Hir, P. et al. (2000). Characterization of intertidal flat hydrodynamics. *Continental Shelf Research* 20(12-13): 1433-1459.

Le V. Dit Durell, S.E.A. & Kelly, C.P. (1990). Diets of Dunlin *Calidris alpina* and Grey Plover *Pluvialis squatarola* on the Wash as determined by dropping analysis. *Bird Study* 37: 44-47

Leatherman, S.P. (1997). Beach rating: a methodological approach. *Journal of Coastal Research* 13 (1) 253-258

Lee, G.-H.; Nicholls, R.J. & Birkemeier, W.A. (1998). Erratum to: *Marine Geology* 151: 155-156

Lee, G.-H.; Nichols, R.J. & Birkemeier, W.A. (1998). Storm-driven variability of the beach-nearshore profile at Duck, North Carolina, USA, 1981-1991. *Marine Geology* 148: 163-177.

Leonard, L.; Clayton, T. & Pilkey, O. (1990). An analysis of replenished beach design parameters on the U.S. East Coast Barrier Islands. *Journal of Coastal Research* 6:15-36.

Leonard, L.A.; Dixon, K.L. & Pilkey, O. H. (1990). A comparison of beach replenishment of the U. S. Atlantic, Pacific and Gulf coasts. In: Schwartz, M. (ed.) *International Beach Replenishment*. *Journal of Coastal Research Special Volume* 6: 127-140.

Lercari, D.; Defeo, O. & Celentano, E. (2002). Consequences of a freshwater canal discharge on the benthic community and its habitat on an exposed sandy beach. *Marine Pollution Bulletin* 44: 1397-1404.

Le Roy, D.; Degraer, S.; Mergaert, K.; Dobbelaere, I.; Vincx, M. & Vanhaecke, P. (1996). Risk of shoreface nourishment for the coastal marine benthic community. Evaluation of the nourishment off De Haan, Belgium. Final report prepared for the RIACON-project under the MARine Science and Technology programme, CEC-DGXII.

- Leten, M. (1992). Vegetatie- en landschapontwikkeling in de duinen van de Westkust. In Termote, J. (red.). Tussen land en zee. Het duingebied van Nieuwpoort tot De Panne. Lannoo, Tielt : 158-189.
- Levoy, F.; Anthony, E.; Barousseau, J.-P.; Howa, H. & Tessier, B. (1998). Morphodynamique d'une plage macrotidale à barres. C.R. Acad. Sci. Paris, 327: 811-818.
- Levoy, F.; Anthony, E.J.; Monfort, O. & Larssonneur, C. (2000). The morphodynamics of megatidal beaches in Normandy, France. *Marine Geology* 171(1-4): 39-59.
- Lindquist, N. & Manning, L. (2001). Impacts of beach nourishment and beach scraping on critical habitat and productivity of surf fishes.
- Link, J. (2002). Does food web theory work for marine ecosystems? *MEPS* 230: 1-9.
- Liu, J. & Zarillo, G.A. (1989). Distribution of grain sizes across a transgressive shoreface. *Marine Geology* 87: 121-136.
- Lock, K. (1996). Intertidale hyperbenthische gemeenschappen van zandstranden. Licentiaatsthesis RUG, Gent.
- Lock, K., Beyst, B. & Mees J. (1999). Circadiel patterns in the tidal plankton of a sandy beach in Zeebrugge (Belgium). *Belg. J. Zool.* 129 (2): 339-352
- Löffler, M. & Coosen, J. (1995). Ecological Impact of Sand Replenishment. In: Healy & Doody (eds.). *Directions in European Coastal Management*. Samara Publishing Ltd., Cardigan. 291-299
- Longo, S.; Petti, M. & Losada, I.J. (2002). Turbulence in the swash and surf zones: a review. *Coastal Engineering* 45(3-4): 129-147.
- Louwye, S. & Declercq, E. (1998). Relative water level change in the intracoastal zone of Belgium and Northern France over the last 2500 years. *Boreas* 27: 162-177.
- Lucas, C. H. & Holligan, P. M. (1999). Nature and ecological implications of algal pigment diversity on the Molenplaat tidal flat (Westerschelde estuary, SW Netherlands). *MEPS* 180: 51-64.
- Macintyre, H. L.; Geider, R.J. & Miller, D. C. (1996). Microphytobenthos: the ecological role of the 'secret garden' of unvegetated, shallow-water marine habitats. I. Distribution, abundance and primary production. *Estuaries* 19: 186-201.
- Maes, F., A. Cliquet, J. Seys, P. Meire & H. Offringa (2000). Limited atlas of the Belgian part of the North Sea. DWTC, Brussel.
- Maes, D.; Maelfait, J.-P. & Kuijken, E. (1995). Rode lijsten : een onmisbaar instrument in het moderne Vlaamse natuurbehoud. *Wielewaal* 5 : 149-155.
- Marine Board, CETS (1995). Beach Nourishment and Protection. Marine board-Commission on Engineering and Technical Systems-National Research Council. National Academy Press. Washington DC. 139 pp.
- Masselink, G. & Pattiaratchi, C.B. (1998). Morphological evolution of beach cusps and associated swash circulation patterns. *Marine Geology* 146: 93-113.
- Masselink, G. & Pattiaratchi, C.B. (1998). The effect of sea breeze on beach morphology, surf zone hydrodynamics and sediment resuspension. *Marine Geology* 146: 115-135.
- Masselink, G. & Short, A.D. (1993). The Effect of Tide Range on Beach Morphodynamics and Morphology: A Conceptual Beach Model. *Journal of Coastal Research* 9 (3): 785-800
- Mathews, R.J.; Stutz, M.L. & Smith, A.W.S. (1998). A field investigation study to determine the properties of windblown beach sand. *Journal of Coastal Research* 14 (2): 444-450

- McArdle, S.B. & McLachlan, A. (1991). Dynamics of the swash zone and effluent line on sandy beaches. *MEPS* 76: 91-99
- McArdle, S.B. & McLachlan, A. (1992). Sand Beach Ecology: Swash Features Relevant to the Macrofauna. *Journal of Coastal Research* 8 (2): 398-407
- McLachlan, A.; Jaramillo, E.; Defeo, O.; Dugan, J.; de Ruyck, A. & Coetzee, P. (1995). Adaptations of bivalves to different beach types. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 187: 147-160
- McLachlan, A. (1983). Sandy beach ecology - A review In: McLachlan, A. & Erasmus, T. (eds.). *Sandy beaches as ecosystems*. Dr W. Junk Publishers, The Hague, 757 P.; 321-80.
- McLachlan, A. (1990). Dissipative Beaches and Macrofauna Communities on Exposed Intertidal Sands. *Journal of Coastal Research* 6 (1): 57-71
- McLachlan, A. (1991). Ecology of coastal dune fauna. *Journal of Arid Environments* 21: 229-243
- McLachlan, A. (1996). Physical factors in benthic ecology: effects of changing sand particle size on beach fauna. *MEPS* 131: 205-217
- McLachlan, A. (2001). Coastal beach ecosystems. *Encyclopedia of Biodiversity* 1, Academic Press: 741-751
- McLachlan, A. (1983). The ecology of sandy beaches in the eastern Cape, South Africa. In: McLachlan, A. & Erasmus, T. (eds.). *Sandy beaches as ecosystems*. Dr W. Junk Publishers, The Hague, 757p.; 539-546.
- McLachlan, A. & Jaramillo, E. (1995). Zonation on sandy beaches. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 33: 305-335
- McLachlan, A.; De Ruyck, A. & Hacking, N. (1996). Community structure on sandy beaches: patterns of richness and zonation in relation to tide range and latitude. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 451-467
- Meadows, P.S. & Anderson, J.G. (1968). Micro-organisms attached to marine sand grains. *J. Mar. Biol. Ass. UK* 48: 161-175.
- Meert, A. (1997). Ruimtelijke en seizoenale patronen in het epibenthos van zandstranden. Licentiaatsthesis RUG, Gent.
- Meire, P.M. & Dereu, J. (1990). Use of the abundance/biomass comparison method for detecting environmental stress: some considerations based on intertidal macrozoobenthos and bird communities. *Journal of Applied Ecology* 27: 210-223.
- Menn, I. (2002). Beach morphology and food web structure: comparison of an eroding and an accreting sandy shore in the North Sea. *Helgoland Mar. Res.* 56 (3): 177-189
- Menn, I.; Junghans, C. & Reise, K. (2003). Buried alive: effects of beach nourishment on the infauna of an erosive shore in the North Sea. *Senckenbergiana maritima* 32 (1/2): 125-145
- Mercier, L. (0). Diptères de la côte du Calvados (VIme Liste).
- Meunier, A. (1915). Microplankton de la mer Flamande. 2me Partie. Les Diatomacées (Suite). *Mém. Mus. Roy. Hist. Nat. Belg.* 7 (3): 1-118.
- Micallef, A.; Williams, A.T. & Cassar, M. (2001). Environmental Risk assessment: Application to a Proposed Beach Nourishment, Malta. *Shore & Beach* 69 (3): 13-17

- Middelburg J.J.; Barranguet, C.; Boschker, H.T.S.; Herman, P.M.J.; Moens, T. & Heip, C.H.R. (2000). The fate of intertidal microphytobenthos carbon: An in situ C-13-labeling study. *Limnology & Oceanography* 45 (6): 1224-1234
- Migne, A.; Davoult, D.; Spilmont, N.; Menu, D.; Boucher, G.; Gattuso, J.-P. & Rybrarczyk, H. (2002). A closed-chamber CO₂-flux method for estimating intertidal primary production and respiration under emersed conditions. *Marine Biology* 140: 865-869.
- Migniot, C. (1977). Action des courants, de la houle et du vent sur les sédiments. *La houille blanche* 1: 47.
- Miller, D. C.; Geider, R. J. & Macintyre, H. L. (1996). Microphytobenthos: the ecological role of the 'secret garden' of unvegetated, shallow-water marine habitats. II. Role in sediment stability and shallow-water food webs. *Estuaries* 19: 202-212.
- Miller, D.C.; Muir, C.L. & Hauser, O.A. (2002). Detrimental effects of sedimentation on marine benthos: what can be learned from natural processes and rates? *Ecological Engineering* 19: 211-232
- Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap (1993). Kust 2002. Deel 1. De zeeverende functie van de kust. Stand van zaken, ADMINISTRATIE WATERINFRASTRUCTUUR EN ZEEWEZEN, AWZ.
- Moens, T.; Luyten, C.; Middelburg, J.J.; Herman, P.M.J. & Vincx, M. (2002). Tracing organic matter sources of estuarine tidal flat nematodes with stable carbon isotopes. *MEPS* 234: 127-137
- Moffett, M.D.; McLachlan, A.; Winter, P.E.D. & De Ruyck, A.M.C. (1998). Impact of trampling on sandy beach macrofauna. *Journal of Coastal Conservation* 4: 87-90
- Moles, A. & Norcross, B.L. (1995). Sediment preference in juvenile pacific flatfishes. *Netherlands Journal of Sea Research* 34 (1-3): 177-182
- Montani, S.; Magni, P. & Abe, N. (2003). Seasonal and interannual patterns of intertidal microphytobenthos in combination with laboratory and areal production estimates. *MEPS* 249: 79-91.
- Moodley, L.; Heip, C.H.R. & Middelburg, J.J. (1998). Benthic activity in sediments of the northwestern Adriatic Sea: sediment oxygen consumption, macro- and meiofauna dynamics. *J. Sea Res.* 40: 263-280
- Mooij, W. (1982). Een onderzoek naar de levenscyclus, ecologie, biomassa en productie van *Scolelepis squamata* in het Noordzee-strand van Texel Verslag doctoraalstage, Universiteit Amsterdam. 32 pp.
- Morand, P.; Charlier, R.H. & Mazé, J. (1990). European bioconversion projects and realizations for macroalgal biomass: Saint-Cast-Le-Guildo (France) experiment. *Hydrobiologia* 204/205: 301-308
- Mörner, N.-A. (1995). Recorded sea level variability in the holocene and expected future changes. In : Eisma, D. (ed.). *Climate change. Impact on coastal habitation*. Lewis, Boca Raton : 17-28.
- Morton, R.A.; Gibeaut, J.C. & Paine, J.G. (1995). Meso-scale transfer of sand during and after storms: implications for prediction of shoreline movement. *Marine Geology* 126(1/4):161-179.
- Moss, B. (1977). Adaptations of Epipellic and Epipsammic Freshwater Algae. *Oecologia* 28: 103-108.
- Mouritsen, K.N. (1994). Day and night feeding in Dunlins *Calidris alpina*: choice of habitat, foraging technique and prey. *Journal of Avian Biology* 25: 55-62
- Mouton, I. (1996). De macrobenthische gemeenschappen van de intergetijdenzone ter hoogte van het natuurreservaat "De Westhoek" (De Panne – Bray-Dunes). Licentiaatsthesis RUG, Gent.

- Mulrow, S.; Landrum, P.F. & Robbins, J.A. (2002). Biological mixing responses to sublethal concentrations of DDT in sediments by *Heteromastus filiformis* using a ^{137}Cs marker layer technique. *MEPS* 239:181-191.
- Murray, J.M.H.; Meadows, A. & Meadows, P.S. (2002). Biogeomorphological implications of microscale interactions between sediment geotechnics and marine benthos: a review. *Geomorphology* 47(1): 15-30.
- Murray-Jones, S. & Steffe, A.S. (2000). A comparison between the commercial and recreational fisheries of the surf clam, *Donax deltooides*. *Fisheries Research* 44: 219-233.
- Musschoot, T. (2003). Habitat preferences and distribution of *Bathyporeia* species in the North Sea. MSc Thesis. Universiteit Gent.
- Nardi, M.; Persson, L.E. & Scapini, F. (2000). Diel variation of visual response in *Talitrus saltator* and *Talorchestia deshayesii* (Crustacea: Amphipoda) from high latitude beaches of low tidal amplitude. *Estuarine, coastal and shelf science* 50: 333-340
- Navarette, S.A.; Menge, B.A. & Daley, B.A. (2000). Species interactions in intertidal food webs: prey or predation regulation of intermediate predators? *Ecology* 81 (8): 2264-2277.
- Nel, R.; McLachlan, A. & Winter, D. (1999). Effect of sand particle size on the burrowing ability of the beach mysid *Gastrosaccus psammodytes* Tattersall. *Estuarine and Coastal Shelf Science* 48: 599-604
- Nel, R.; McLachlan, A. & Winter, D. (2001). The effect of grain size on the burrowing of two *Donax* species. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 265: 219-238
- Nelson, W.G. (1993). Beach Restoration in the Southeastern US: Environmental Effects and Biological Monitoring. *Ocean & Coastal Management* 19: 157-182
- Nelson, W.G. (1993). Beach-Inlet Ecosystems of Southeastern Florida: A Review of Ecological Research Needs and Management Issues. *Journal of Coastal Research* 18: 257-266.
- Niemeyer, H.D., Kaiser, R. & Knaack, H. (1996). Effectiveness of a combined Beach and Shoreface Nourishment on the island of Norderney, East Frisia, Germany. *Proc. 25th Intern. Conf. o. Coast. Eng., Orlando/Florida, ASCE, New York.*
- Nienhuis, P.H. (1973). Saltmarsh and beach plain as a habitat for benthic algae. *Hydr. Bull.* 7: 15-24.
- Nilsson, C. & Sundbäck, K. (1991). Growth and nutrient uptake studied in sand-agar microphytobenthic communities. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 153: 207-226.
- Nilsson, C. & Sundbäck, K. (1996). Amino acid uptake in natural microphytobenthic assemblages studied by microautoradiography. *Hydrobiologia* 332: 119-129.
- Noffke, N. & Krumbein, W. E. (1999). A quantitative approach to sedimentary surface structures contoured by the interplay of microbial colonization and physical dynamics. *Sedimentology* 46: 417-426.
- Nolan, T.J., Kirk, R.M. & Shulmeister, J., (1999). Beach cusp morphology on sand and mixed sand and gravel beaches, South Island, New Zealand. *Marine Geology* 157(3-4): 185-198.
- Nordstrom, K.F. (1977). The use of grain size statistics to distinguish between high- and moderate-energy beach environments. *Journal of Sedimentary Petrology* 47: 1287-1294.
- Nordstrom, K.F. & Mauriello, M.N. (2001). Restoring and Maintaining Naturally-Functioning Landforms and Biota on Intensively Developed Barrier Islands Under a No-Retreat Alternative. *Shore & Beach* (69)3: 19-28.

- Nordstrom, K.F. & Mitteager, W.A., (2001). Perceptions of the value of natural and restored beach and dune characteristics by high school students in New Jersey, USA. *Ocean and Coastal Management* 44(7-8): 545-559.
- Nordstrom, K.F.; Lampe, R. & Vandemark, L.M. (2000). Reestablishing Naturally Functioning Dunes on Developed Coasts. *Environmental Management* (25)1: 37-51.
- Norkko, A.; Cummings, V.J.; Thrush, S.F.; Hewitt, J.E. & Hume, T. (2001). Local dispersal of juvenile bivalves: implications for sandflat ecology. *MEPS* 212:131-144.
- O'Brien, M.K., Valverde, H.R., Trembanis, A.C. & Haddad, T.C., (1999). Summary of beach nourishment activity along the Great Lakes' shoreline 1955-1996. *Journal Of Coastal Research* 15(1): 206-219.
- Otvos, E.G. (2000). Beach ridges - definitions and significance. *Geomorphology* 32(1-2): 83-108.
- Palmen, E. (1944). Die anemohydrochore Ausbreitung der Insekten als zoogeographischer Faktor mit besonderer Berücksichtigung der baltischen Einwanderungsrichtung als Ankunftswege der fennoskandischen Käferfauna. *Annales Zoologici Societatis Zoologicae Botanicae Fennicae Vanamo* Tom.10 N:o 1
- Palomo, G.; Martinetto, P.; Perez, C. & Iribarne, O. (2003). Ant predation on intertidal polychaetes in a SW Atlantic estuary. *MEPS* 253: 165-173.
- Parent, G.-H. & Burny, J. (1981). Esquisse écologique de la réserve naturelle du Zwin (Knokke-Heist, Belgique) : évolution dynamique du tapis végétal et relations entre l'avifaune et la végétation. *Nat. Belg.* 62 (3-4) : 49-86 en (9-10) : 201-231.
- Parr, T.; Diener, D. & Lacy, S. (1978). Effects of beach replenishment on the nearshore sand fauna at Imperial beach, California. *Miscellaneous Report 78-4. U.S. Army, Corps of Engineers, Coastal Engineering Research Center, Fort Belvoir.*
- Paterson, D.M. & Hagerthey, S.E. (2001). Microphytobenthos in contrasting coastal ecosystems: biology and dynamics. In: Reise, K. (ed.). *Ecological comparisons of sedimentary shores. Ecological studies* 151: 105-125.
- Peragallo, H. & Peragallo, M. (1897). -1908 Diatomées marines de France et des districts maritimes voisins. *Micrographie-Editeur, Grez-sur-Loing.*
- Peterson, C.H. & Manning, L. (2001). How beach nourishment affects the habitat value of intertidal beach prey for surf fish and shorebirds and why uncertainty still exists. *Proceedings of the Coastal Ecosystems and Federal Activities Technical Training Symposium*
- Peterson, C.H.; Hickerson, D.H.M. & Johnson, G.G. (2000). Short-Term Consequences of Nourishment and Bulldozing on the Dominant Large Invertebrates of a Sandy Beach. *Journal of Coastal Research* 16 (2): 368-378
- Peterson, C.H.; Summerson, H.C.; Thomson, E.; Lenihan, H.S.; Grabowski, J.; Manning, L.; Micheli, F. & Johnson, G. (2000). Synthesis of linkages between benthic and fish communities as a key to protecting essential fish habitat. *Bulletin of Marine Science* 66 (3): 759-774
- Pilkey, O. H.; Young, R. S.; Bush, D. M. & Thieler, E. R. (1994). Predicting the behavior of beaches: Alternatives to models. *Littoral* 94, Lisbon, Portugal: 53-60.
- Poncelet, L. & Martin, H. (1947). Hoofdtrekken van het Belgisch klimaat. *K.M.I. België, Verhandelingen*, XXVI, 265p.
- Provoost, S. & Hoffmann, M. (red.) (1996). *Ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust. 1. Ecosysteembeschrijving.* Instituut voor Natuurbehoud en Universiteit Gent, i.o.v. AMINAL, afdeling Natuur, Brussel, 375 p. + bijl.

- Provoost, S.; Ampe, C.; Bonte, D.; Cosyns, E. & Hoffmann, M. (2002). Ecology, Management and Monitoring of Dune Grassland in Flanders, Belgium. Littoral 2002. The Changing Coast. EUROCOAST
- Pugh, K.B. (1983). Nutrient cycling in sandy beaches. In: McLachlan, A. & Erasmus, T. (eds.). Sandy beaches as ecosystems. Dr W. Junk Publishers, The Hague, 757p.; 225-233.
- Raes, D. (1989). Vogels in Vlaanderen. Voorkomen en verspreiding. I.M.P., Bornem.
- Rakha, K.A. & Kamphuis, J.W., (1997). A morphology model for an eroding beach backed by a seawall. Coastal Engineering 30(1-2): 53-75.
- Rakocinski, C.F.; Heard, R.W.; LeCroy, S.E.; McLelland, J.A. & Simons, T. (1996). Responses by Macrobenthic Assemblages to Extensive Beach Restoration at Perdido Key, Florida, U.S.A. Journal of Coastal Research 12 (1): 326-353
- Rappé, G. (1984). The distribution of some lesser known thallassochorous plant species along the Belgian coast, compared with their distribution in Western Europe. Biol. Jb. Dodonaea 52: 35-56.
- Rappé, G. (1989). *Crithmum maritimum* L. (Apiaceae) voor het eerst in België gevonden. Dumortiera 45: 9-16.
- Rappé, G. (1996). Verspreiding en populatiedynamiek van thallassochore zaadplanten aan de Belgische kust. Dumortiera 64-65: 8-13.
- Rappé, G. (1992). Broedende strandplevieren trotseren toerisme: levend pleidooi voor rustzones op het strand. Wielewaal 58 (1): 6-7
- Rappé, G. (1992). De verklaring van de rechten van het strand. Natuurreservaten: 28-30
- Rappé, G. (1997). Vloedmerken In: Hermy, M. & De Blust, G., Punten en lijnen in het landschap, Marc Van de Wiele. Brugge 48-49
- Rappé, G. (1989). *Haliclona xena* De Weerd, 1986 (Porifera, Demospongiae), *Petrobius maritimus* (Leach) (Insecta, Thysanura) en enkele andere bijzondere waarnemingen van de oostelijke strekdam van Zeebrugge. De Strandvlo 9 (4): 113-116
- Rappé, G. & Goetghebeur, P. (1975). *Crambe maritima* L., nieuw voor de Belgische flora. Dumortiera 3: 10-14.
- Rappé, G.; Leten, M.; Provoost, S.; Hoys, M. & Hoffmann, M. (1996). Biologie. In: Provoost, S. & Hoffmann, M. (red.). Ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust. 1. Ecosysteembeschrijving. Instituut voor Natuurbehoud en Universiteit Gent, i.o.v. AMINAL, afdeling Natuur, Brussel: 167-372.
- Raubenheimer, B. & Guza, R.T., (1996). Observations and Predictions of Run-Up. Journal Of Geophysical Research Oceans 101(C11): 25575-25587.
- Raubenheimer, B.; Guza, R.T. & Elgar, S. (1996). Wave transformation across the inner surf zone. Journal of Geophysical Research Oceans 101(C11): 25589-25597.
- Raubenheimer, B.; Guza, R.T.; Elgar, S. & Kobayashi, N. (1996). Swash on a gently sloping beach. Journal of Geophysical Research 100(C5): 8751-8760.
- Raudkivi, A.J. & Dette, H.-H. (2002). Reduction of sand demand for shore protection. Coastal Engineering 45: 239-259
- Ray, G.L. (2001). Responses of Benthic Invertebrate Assemblages to the Asbury-Manasquan Inlet Beach Nourishment Project, Northern New Jersey. Proceedings of the Coastal Ecosystems and Federal Activities Technical Training Symposium.

- Reilly, F.J.Jr. & Bellis, V.J. (1983). The ecological impact of beach nourishment with dredged materials on the intertidal zone at Bogue Banks, north Carolina. Miscellaneous Report 83-3. U.S. Army, Corps of Engineers, Coastal Engineering Research Center, Fort Belvoir.
- Reineck, H.E. (1976). Primärgefüge, Bioturbation und Makrofauna als Indikatoren des Sandversatzes im Seegebiet vor Norderney (Nordsee). *Senckenbergiana Maritima* 8(4/6): 155-169.
- Reise, K.; Herre, E. & Sturm, M. (1994). Biomass and abundance of macrofauna in intertidal sediments of Königshafen in the northern Wadden Sea. *Helgoländer Meeresunters.* 48: 201-215.
- Remmert, H. (1957). Ecological Separation of Species in *Coelopa* (Diptera, Insecta). *Nature* 179: 788
- Ricciardi, A. & Bourget, E. (1998). Weight-to-weight conversion factors for marine benthic macroinvertebrates. *MEPS* 163: 245-251.
- Ricciardi, A. & Bourget, E. (1999). Global patterns of macroinvertebrate biomass in marine intertidal communities. *MEPS* 185: 21-35
- Rice, S.A. & Culter J. K. (1984). Analysis of sampling procedures for benthic infaunal communities at an ocean dredged material disposal site. Camp Dresser & McKee, Inc. . Mote Marine Laboratory Technical report no. 87, 33pp.
- Rijkswaterstaat (0). Basisrapport Zandige Kust: 2. Rekenmodel voor de verwachting van duinafslag tijdens stormvloed.
- Rivas Higuera, H. (2003). Habitat selection of sympatric and allopatric *Bathyporeia pilosa* and *Bathyporeia sarsi* populations. MSc Thesis. Universiteit Gent.
- Roelse, P. (2002). Water en zand in balans - Evaluatie zandsuppleties na 1990; een morfologische beschouwing. RIKZ/2002.003, Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ).
- Rossi, F. & Underwood, A.J. (2002). Small-scale disturbance and increased nutrients as influences on intertidal macrobenthic assemblages: experimental burial of wrack in different intertidal environments. *MEPS* 241:29-39.
- Ruessink, B.G., Houwman, K.T. & Hoekstra, P. (1998). The systematic contribution of transporting mechanisms to the cross-shore sediment transport in water depths of 3 to 9 m. *Marine Geology* 152(4): 295-324.
- Ruessink, R.G. (1998). On infragravity waves and nearshore barred morphology. 205-224
- Sabbe, K. (1997). Systematics and ecology of intertidal benthic diatoms of the Westerschelde estuary (The Netherlands). Unpublished PhD, Ugent.
- Sabbe, K. & Vyverman, W. (1995). Taxonomy, morphology and ecology of some widespread representatives of the diatom genus *Opephora*. *Eur. J. Phycol.* 30: 235-249.
- Sabbe, K.; Vyverman, W. & Muylaert, K. (1999). New and little-known *Fallacia* species (Bacillariophyta) from brackish and marine intertidal sandy sediments in Northwest Europe and North America. *Phycologia* 38 (1): 8-22
- Sabbe, K.; Witkowski, A. & Vyverman, W. (1995). Taxonomy, morphology and ecology of *Biremis lucens*, comb. nov. (Bacillariophyta): a brackish-marine, benthic diatom species comprising different morphological types. *Bot. mar.* 38: 379-391.
- Saburova, M. A. & Polikarpov, I. G. (2003). Diatom activity within soft sediments: behavioural and physiological processes. *MEPS* 251: 115-126.

- Saburova, M. A.; Polikarpov, I. G. & Burkovsky, I. V. (1995). Spatial structure of an intertidal sandflat microphytobenthic community as related to different spatial scales. *MEPS* 129: 229-239.
- Salah, M.M. (1953). Diatoms from Blakeney Point, Norfolk. New species and new records for Great Britain. *J. R. Micr. Soc.* 72: 155-169.
- Salah, M.M. (1955). Some new diatoms from Blakeney Point (Norfolk). *Hydrobiologia* 7: 88-102.
- Saloman, C.H. & Naughton, S.P. (1984). Beach restoration with offshore dredged sand: effects on nearshore macroinfauna. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC-133
- Scapini, F. (1997). Variation in scototaxis and orientation adaptation of *Talitrus saltator* populations subjected to different ecological constraints. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44: 139-146
- Schleier, U. & van Bernem, K.-H. (1998). Statistical methods to determine sample size for the estimation of species richness and species' abundances in benthic communities. *Archive of Fishery and Marine Research* 46(3): 205-233.
- Schoeman, D.S.; Wheeler, M. & Wait, M. (2003). The relative accuracy of standard estimators for macrofaunal abundance and species richness derived from selected intertidal transect designs used to sample exposed sandy beaches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56: 1-12.
- Schoeman, D.S. & Richardson, A.J. (2002). Investigating biotic and abiotic factors affecting the recruitment of an intertidal clam on an exposed sandy beach using a generalized additive model. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 276: 67-81.
- Schoeman, D.S.; McLachlan, A. & Dugan, J.E. (2000). Lessons from a Disturbance Experiment in the Intertidal Zone of an Exposed Sandy Beach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50: 869-884
- Schuermans, C.J.E. (1995). The world heat budget : expected changes. In : Eisma, D. (ed.). *Climate change. Impact on coastal habitation.* Lewis, Boca Raton : 1-15
- Schwarzer, K. (1991). Sedimentverteilung im Strand- und Vorstrandbereich nach einer Sandvorspülung (Probstei / Schleswig-Holstein). *Meyniana* 43: 59-71.
- Schwarzer, K. (1991). Exchange of sediment between beaches and bars after a beach nourishment . Special Issue Coastal Protection, International experiences and prospect, pp. 126-133.
- Seuront, L. & Spilmont, N. (2002). Self-organized criticality in intertidal microphytobenthos patch patterns. *Physica A* 313: 513-539.
- Sherman, D. & Bauer, B.O. (1993). Dynamics of beach-dune systems. *Progress in Physical Geography* 17(4): 413-447.
- Shideler, G.L. (1973). Evaluation of a conceptual model for the transverse sediment transport system of a coastal barrier chain, Middle Atlantic Bight. *Journal of Sedimentary Petrology* 43(3): 748-764.
- Short, A.D. (1983). Physical variability of sandy beaches. In: McLachlan, A. & Erasmus, T. (eds.). *Sandy beaches as ecosystems.* Dr W. Junk Publishers, The Hague, 757p.; 133-144.
- Short, A.D. (1985). Rip-current type, spacing and persistence, Narrabeen Beach, Australia. *Marine Geology* 65: 47-71.
- Short, A.D. (1991). Macro-Meso Tidal Beach Morphodynamics - An overview. *Journal of Coastal Research* 7(2): 417-436.
- Short, A.D. (1992). Beach systems of the central Netherlands coast: processes, morphology and structural impacts in a storm driven multi-bar system. *Marine Geology* 107: 103-137.

Short, A.D. (1996). The role of wave height, period, slope, tide range and embaymentisation in beach classifications: a review. *Revista Chilena de Historia Natural* 69(4): 589-604.

Short, A.D. & Hesp, P.A. (1982). Wave, beach and dune interactions in southeastern Australia. *Marine Geology* 48: 259-284.

Short, A.D. (ed.) (1999). *Handbook of Beach and Shoreface Morphodynamics*. John Wiley & Sons Ltd. 392 pp. ISBN 0-471-96570-7.

Siepel, H.; Bink, F. A.; Broekhuizen, S.; Stumpel, A.H.P. & Van Wingerden, W.K.R.E. (1993). De internationale betekenis van Nederland voor de fauna. 1. De terrestrische fauna. IBN rapport 012, Wageningen, 234 p.

Signell, R.P. (1990). Flow separation of currents in shallow water. In: Spaulding, M.L. (Editor), *Estuarine and coastal modelling*, Newport, Rhode Islands, pp. 278-290.

Sipka, V. & Anthony, E.J. (1999). Morphology and hydrodynamics of a macrotidal ridge and runnel beach under modal low wave conditions. *J. Rech. Océanographique* 24(1): 25-31.

Smart, J. & Gill, J.A. (2003). Non-intertidal habitat use by shorebirds: a reflection of inadequate intertidal resources? *Biological Conservation* 111: 359-369.

Smith, A.W.S. & Stutz, M.L. (1997). Discussion of: Bauer et al. 1996. Indeterminacy in aeolian sediment transport across beaches. *Journal of Coastal Research* 13 (3): 962-966

Soares, A.G.; McLachlan, A. & Schlacher, T.A. (1996). Disturbance effects of stranded kelp on populations of the sandy beach bivalve *Donax serra* (Röding). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 205: 165-186.

Sommer, A.M. & Pörtner, H.O. (2002). Metabolic cold adaptation in the lugworm *Arenicola marina*: comparison of a North Sea and a White Sea population. *MEPS* 240:171-182.

Stauble, D.K. & Nelson, W.G. (1985). Guidelines for beach nourishment: a necessity for project management

Steele, J. H. & Baird, I. E. (1968). Production ecology of a sandy beach. *Limnology & Oceanography* 13: 14-25.

Steidle, J.L.M.; Dettner, K.; Hübner, G.; Köpf, A. & Reinhard, J. (1995). The predaceous fly *Lispe candicans* (Diptera: Muscidae) and its chemically protected prey, the rove beetle *Bledius fuscatus* (Coleoptera: Staphylinidae). *Entomol. Gener.* 20: 11-19.

Stenton-Dozey, J.M.E. & Griffiths, C.L. (1983). The fauna associated with kelp stranded on a sandy beach. In: McLachlan, A. & Erasmus, T. (Ed.) *Sandy beaches as ecosystems*. Dr. W. Junk Publishers: p.557-568

Sterrenburg, F.A.S. (1988). Observations on the genus *Anorthoneis*. *Nova Hedwigia* 47: 363-376.

Sterrenburg, F.A.S. & Sterrenburg, F.J.G. (1991). Studies on a widely distributed marine littoral diatom: *Navicula orthoneoides* Hustedt (Bacillariophyceae). *Nova Hedwigia* 52: 411-417.

Sterzynska, M. & Ehrnsberger, R. (2000). The distribution and diversity of Collembola in saltmarsh habitats of the German North Sea – a preliminary study. *Proceedings of Vth international seminar on apterygota*. Cordoba 1998. *Pedobiologia* 44: 402-412.

Stienen, E.W.M. & Van Waeyenberge, J. (0). Verstoken van verstoring: het belang van de Baai van Heist als rust- en broedgebied voor vogels. Instituut voor Natuurbehoud

Stienen, E.W.M.; Van Waeyenberge, J. & Kuijken, E. (0). MER avifauna en zeezoogdieren van de Thorntonbank. Instituut voor natuurbehoud

- Stive, M.J.F. et al. (2002). Variability of shore and shoreline evolution. *Coastal engineering* 47: 211-235.
- Strasser, M. (2002). Reduced epibenthic predation on intertidal bivalves after a severe winter in the European Wadden Sea. *MEPS* 241:113-123.
- Sundbäck, K. (1983). Microphytobenthos on Sand in Shallow Brackish Water, Öresund, Sweden. Doctoral dissertation, University of Lund, Sweden.
- Sundbäck, K. (1987). The epipsammic marine diatom *Opephora olsenii* Møller. *Diatom Res.* 2: 241-249.
- Sundbäck, K. & Persson, L.E. (1981). The effect of microbenthic grazing by an amphipod, *Bathyporeia pilosa*, Lindström. *Kieler Meeresforsch. Sonderh.* 5: 573-575
- Tallqvist, M. (2001). Burrowing behaviour of the Baltic clam *Macoma balthica*: effects of sediment type, hypoxia and predator presence. *MEPS* 212: 183-191
- Taylor, A.C. & Spicer, J.I. (1986). Oxygen-transporting properties of the blood of two semi-terrestrial amphipods, *Orchestia gammarellus* (Pallas) and *O. mediterranea* (Costa). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 97: 135-150
- Taylor, M. & Stone, G.W. (1996). Beach-Ridges: a Review. *Journal Of Coastal Research* 12(3): 612-621.
- Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen (1995). Basisrapport zandige kust. Rijkswaterstaat, delft, 437 p.
- The Euro-Mediterranean Centre on Insular Coastal Dynamics (ICoD) (2001). Non-Technical Summary Report on the Environmental Impact Assessment of the Proposed Beach Nourishment Project at Bajja ta'San Grog, San Giljan
- Thieler, E.R.; Pilkey, O.H.; Young, R.S.; Bush, D.M. & Chai, F. (2000). The use of mathematical models to predict beach behaviour for coastal engineering: A critical review. *Journal of Coastal Research* 16(1): 48-70.
- Thom, B.G. (2000). Book Review: Beaches and Dunes of Developed Coasts: By Karl F. Nordstrom; Cambridge University Press, Cambridge, U.K.; 2000; pp. 338; US \$74.95; ISBN 0 521 470 137 (Hbk). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 251: 275-276.
- Thomalla, F. & Vincent, C.E. (2003). Beach response to shore-parallel breakwaters at Sea Palling, Norfolk, UK. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56: 203-212.
- Thomson, E.E.; Peterson, C.H. & Summerson, H.C. (0). Benthic ecology Chapter 6. MODMON I, Monitoring Phase, Draft Final Report
- Thornton, D.C.O.; Dong, L.F.; Underwood, G.F.C. & Nedwell, D.B. (2002). Factors affecting microphytobenthic biomass, species composition and production in the Colne estuary (UK). *Aquat. Micr. Ecol.* 27: 285-300.
- Thornton, E.B.; Swayne, J.L. & Dingler, J.R. (1998). Small-Scale Morphology Across the Surf Zone. *Marine Geology* 145(3-4): 173-196.
- Trembanis, A.C. & Pilkey, O.H. (1998). Summary of Beach Nourishment Experience along the U.S. Gulf Coast Shoreline. *Journal of Coastal Research* 14: 407-417.
- Trembanis, A.C.; Pilkey, O.H. & Valverde, H.R. (1999). Comparison of Beach Nourishment along the U.S. Atlantic, Great Lakes, Gulf of Mexico, and New England Shorelines. *Coastal Management* 27: 329-340.

- Tsacas, L. (1959). Contribution à l'étude des Diptères du littoral marin de la région de Roscoff. Arch. Zool. Exp. Gén. 98. Notes et Revue n° 2, 62-92.
- Underwood, A.J. (1996). Detection, interpretation, prediction and management of environmental disturbances: some roles for experimental marine ecology. J. Exp. Mar. Biol. and Ecol. 200: 1-27.
- Underwood, G.J.C. & Kromkamp, J. (1999). Primary production by phytoplankton and microphytobenthos in estuaries. Advances in Ecological Research 29: 93-153.
- Vader, W. (1970). *Talorchestia brito* Stebbing (Amphipoda, Talitridae): notes on distribution, taxonomy, and biology. Sarsia 42: 83-96
- Vader, W. (1968). De strandvlo *Talorchestia brito* in Nederland (Amphipoda, Talitridae). Levende Natuur 71: 234-239.
- Vader, W. & De Wolf, L. (1988). Biotope and biology of *Armadillidium album* Dollfus, a terrestrial isopod of sandy beaches, in the SW Netherlands. Netherlands Journal of Sea Research 22 (2): 175-183
- Valverde, H.R.; Trembanis, A.C. & Pilkey, O.H. (1999). Summary of beach nourishment episodes on the US East Coast barrier islands. Journal of Coastal Research 15(4): 1100-1118.
- Van Beers, P. (1993). De betekenis van flora doelparameters voor de ecologische hoofdstructuur van Nederland. Stageverslag IKC-NBLF/Milieukunde K.U.-Nijmegen, 50 p.
- van Bergeijk, S.A.; Schönefeldt, K.; Stal L.J. & Huisman, J. (2002). Production and consumption of dimethylsulfide (DMS) and dimethylsulfoniopropionate (DMSP) in a diatom-dominated intertidal sediment. MEPS 231: 37-46.
- van Dalftsen, J.A. & Duijts, O. (1995). Risk analysis of coastal nourishment techniques (RIACON). The effects on Benthic Fauna of Shoreface-Nourishment off the Island of Terschelling, The Netherlands _ Report 4: Post-Nourishment survey, April 1994.
- van Dalftsen, J.A. & Essink, K. (1997). Risk analysis of coastal nourishment techniques (RIACON). National Evaluation Report (The Netherlands). National Institute for Coastal and Marine Management (RIKZ), Report RIKZ_97.022, Haren, The Netherlands. 98 pp.
- van Dalftsen, J.A. & Essink, K. (2001). Benthic Community Response to Sand Dredging and Shoreface Nourishment in Dutch Coastal Waters. Senckenbergiana maritima 31 (2): 329-332
- van Dalftsen, J.A. & Essink, K. (1999). RIACON: Risk analysis of coastal nourishment techniques in the Netherlands. Senckenbergiana maritima 29(Suppl.): 51-53.
- Van Dalftsen, J.A.; Essink, K., Toxvig Madsen, H.; Birklund, J.; Romero, J. & Manzanera, M. (2000). Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the Western Mediterranean. ICES Journal of Marine Science 57: 1439-1445
- Van De Koppel, J.; Herman, P.M.J.; Thoolen, P. & Heip, C.H.R. (2001). Do alternate stable states occur in natural ecosystems? Evidence from a tidal flat. Ecology 82: 3449-3461.
- van de Wal, D. (1998). Effects of fetch and surface texture on aeolian sand transport on two nourished beaches. Journal of Arid Environments 39: 533-547.
- Van Der Ben, C. (1973). Faune et flore côtière. Diatomées benthiques. Technical report, BMM.
- van der Meer, J.; Beukema, J.J. & Dekker, R. (2003). Large spatial variability in lifetime egg production in an intertidal Baltic tellin (*Macoma balthica*) population. Helgol. Mar. Res. 56:274-278.
- Van Der Putten, W.H. & Peters, B A.M. (1997). How soil-borne pathogens may affect plant competition. Ecology 78(6) : 1785-1795.

- van der Veer, H.W.; Dapper, R. & Witte, J. IJ. (2001). The nursery function of the intertidal areas in the western Wadden Sea for 0-group sole *Solea solea* (L.). *J. of Sea Res.* 45: 271-279
- van der Wal, D. (1998). The impact of the grain-size distribution of nourishment sand on aeolian sand transport. *Journal of Coastal Research* 14(2): 620-631.
- van der Wal, D. (1999). Aeolian transport of nourishment sand in beach-dune environments. *Doctoraatsproefschrift Universiteit Amsterdam.* 157 pp.
- van der Wal, D.; Peters, B.A.M.; van der Putten, W.H. & van Tongeren, O.F.R. (1995). Inventariserend onderzoek naar de ecologische effecten van zandsuppletie. *Opdracht van Rijkswaterstaat _ Dienst Weg-en Waterbouwkunde voor Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen _ Werkgroep Zandige Kust en Rijksinstituut voor Kust en Zee.* 110 pp.
- Van Der Werff, A. & Huls, H. (1957). -1974 Diatomeeënflora van Nederland. Deel 1-10. Den Haag.
- Van Dolah, R.F.; Digre, B.J.; Gayes, P.T.; Donovan-Ealy, P. & Dowd, M.W. (1998). An evaluation of physical recovery rates in sand borrow sites used for beach nourishment projects in South Carolina. The South Carolina Task Force on Offshore Resources and the Minerals Management Service Office of International Activities and Marine Minerals
- Van Dolah, R.F.; Martore, R.M.; Lynch, A.E.; Levisen, M.V.; Wendt, P.H.; Whitaker, D.J. & Anderson, W.D. (1994). Environmental Evaluation of the Folly Beach Nourishment Project. U.S. Army Corps of Engineers-Charleston District; Marine Resources Division-South California Department of Natural Resources
- Van Dolah, R.F.; Wendt, P.H.; Martore, R.M.; Levisen, M.V. & Roumillat, W.A. (1992). Final report for a physical and biological monitoring study of the Hilton Head beach nourishment project. Marine Resource Research Institute
- Van Hoey, G.; Degraer, S. & Vincx, M. (2004). Macrobenthic community structure of soft-bottom sediments at the Belgian Continental Shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59: 599-613.
- Van Landuyt, W.; Heylen, O.; Vanhecke, L. & Van Den Bremt, P.B.H. (2000). Verspreiding en evolutie van de botanische kwaliteit van ecotopen, gebaseerd op combinaties van indicatorsoorten uit Florabank (Vlina 96/02). *Flo.Wer vzw., Instituut voor Natuurbehoud, Nationale Plantentuin van België en Universiteit Gent, Brussel,* 237 p.
- Van Rijn, L.C. (1997). Sediment transport and budget of the central coastal zone of Holland. *Coastal Engineering* 32: 61-90.
- Van Rijn, L.C. (1998). Grain size variations along cross-shore profile Katwijk of Holland coast. In: Kroon, A. & Ruessink, G. (Editors), *Geographical developments in coastal morphodynamics. A tribute to Joost Terwindt.* Faculteit Ruimtelijke Wetenschappen, Universiteit Utrecht, Utrecht, pp. 141-156.
- Van Straaten, L.M.J.U. (1953). Rhythmic patterns on Dutch North Sea beaches. *Geologie & Mijnbouw* 15: 31-43.
- Van Straaten, L.M.J.U. (1959). Minor structures of some recent littoral and neritic sediments. *Geologie & Mijnbouw* 21: 197-216.
- Van Straaten, L.M.J.U. (1961). Directional effects of winds, waves and currents along the Dutch North Sea Coast. *Geologie & Mijnbouw* 40: 333-346.
- Van Vessem, P. & Stolk, A. (1990). Sand budget of the Dutch Coast. *Coastal Engineering* ? : 1895-1908.
- Van Waeyenberge, J.; Stienen, E.W.M. & Kuijken, E. (2002). Toekomstperspectieven voor kustbroedvogels in de voorhaven van Zeebrugge. Adviesnota in het kader van de instandhouding van de populaties van kustbroedvogels. *Instituut voor Natuurbehoud*

- Van Wellen, E.; Chadwick, A.J. & Mason, T. (2000). A review and assessment of longshore sediment transport equations for coarse-grained beaches. *Coastal Engineering* 40(3): 243-275.
- Varela, M. & Penas, E. (1985). Primary production of benthic microalgae in an intertidal sandflat of the Ria de Arosa, NW Spain. *MEPS* 25: 111-119.
- Verhagen, H. (1989). Sand Waves along the Dutch Coast. *Coastal Engineering* 13: 129-147.
- Verhagen, H.J. (1996). Analysis of beach nourishment schemes. *Journal of Coastal Research* 12: 179-185.
- Verhulst, A. & Gottschalk, M.K.E. (red.) (1980). Transgressies en occupatiegeschiedenis in de kustgebieden van Nederland en België. Belgisch centrum voor landelijke geschiedenis, Gent, 332 p..
- Villenave, C.; Cadet, P.; Planchon, O.; Estève, M. & Lapetite, J.M. (2003). Transport of free-living nematodes by runoff water in a Sudano-Sahelian area. *Applied Soil Ecology* 23: 85-91.
- Vincent, P. (1996). Variation in particle size distribution on the beach and windward side of a large coastal dune, Southwest France. *Sedimentary Geology* 103(3-4): 273-280.
- Visher, G.S. (1969). Grain-size distributions and depositional processes. *Journal of Sedimentary Petrology* 39(3): 1074-1106.
- Voet, H. & Becuwe, M. (1977). Resultaten Mid-wintertellingen 1975-1977 van waadvogels aan de Belgische kust en de beneden-Schelde. *De Wielewaal* 10: 265-270
- Volckaert, A. (1998). Het macrobenthos van de intergetijdenzone van Vlaamse stranden. Licentiaatsthesis RUG, Gent.
- Voropayev, S.I.; Testik, F.Y.; Fernando, H.J.S. & Boyer, D.L. (2003). Morphodynamics and cobbles behavior in and near the surf zone. *Ocean Engineering*, in press: in press.
- Voulgaris, G. & Collins, M.B. (1994). Sediment mobility studies & in-situ measurements of shingle movement, using an instrumented platform (TOSCA) Maff Conf..
- Voulgaris, G. & Collins, M.B., (2000). Sediment resuspension on beaches: response to breaking waves. *Marine Geology* 167(1-2): 167-187.
- Voulgaris, G. & Simmonds, D. (1996). Chapter 8. Project results. 8.4.2. Incident waves. In: O'Connor, B. (Editor), Final report on Project CSTAB. The CSTAB Handbook. University of Liverpool, Liverpool.
- Voulgaris, G. et al. (1998). Measuring and modelling sediment transport on a macrotidal ridge and runnel beach: an intercomparison. *Journal of Coastal Research* 14(1): 315-330.
- Voulgaris, G.; Mason, T. & Collins, M.B. (1996). An energetics approach for suspended sand transport on macrotidal ridge and runnel beaches, 25th Int. Conf. Coastal Eng, ASCE, Florida, pp. 570-571.
- Watson, J.J.; Kerley, G.I.H. & McLachlan, A. (1996). Human activity and potential impacts on dune breeding birds in the Alexandria Coastal Dunefield. *Landscape and Urban Planning* 34: 15-322.
- Weeks, J.M. & Moore, P.G. (1991). The effect of synchronous moulting on body copper and zinc concentrations in four species of talitrid amphipods (Crustacea). *J. mar. biol. Ass. U.K.* 71: 481-488
- Widdows, J. & Brinsley, M., (2002). Impact of biotic and abiotic processes on sediment dynamics and the consequences to the structure and functioning of the intertidal zone. *J. Sea Res.* 48(2): 143-156.

- Wiersma, J. & Van Alphen, J.S.L.J. (1988). The morphology of the Dutch shoreface between Hook of Holland and Den Helder (The Netherlands). In: de Boer, P.L.; van Gelder, A. & Nio, S.D. (Editors), Tide-Influenced Sedimentary Environments and Facies. D. Reidel Publ. Comp., Dordrecht-Boston-Lancaster-Tokyo, pp. 101-113.
- Wijnberg, K.M. (1998). Large scale decadal behaviour of nearshore morphology: three case studies of multiple barred coasts.
- Wijnberg, K.M. (2002). Environmental controls on decadal morphologic behaviour of the Holland coast. *Marine Geology* 189: 227-247.
- Wijnberg, K.M. & Kroon, A., (2002). Barred beaches. *Geomorphology* 48(1-3): 103-120.
- Wilber, D.H. & Clarke, D.G. (2001). Biological Effects of Suspended Sediments: A Review of Suspended Sediment Impacts on Fish and Shellfish with Relation to Dredging Activities in Estuaries *North American Journal of Fisheries Management* 21: 855-875
- Wilber, D.H.; Clarke, D.G.; Ray, G.L. & Burlas, M. (2003). Response of surf zone fish to beach nourishment operations on the northern coast of New Jersey, USA. *MEPS* 250: 231-246
- Wilcock, F.A. & Carter, R.W.G. (1977). An environmental approach to the restoration of badly eroded sand dunes. *Biol. Conserv.* 11: 279-291
- Willekens, J. (1998). Tidale, diurnale en semilunaire migraties in epibenthische strandgemeenschappen. Licentiaatsthesis RUG, Gent.
- Wilson, J.G. (1999). Population dynamics and energy budget for a population of *Donax variabilis* (Say) on an exposed South Carolina beach. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 239: 61-83.
- Wise, R.A. (0). Beach nourishment - the Corps Process and Project Performance Issues. Coastal and Hydraulic Laboratory.
- Wolf, F.C.J. (1998). Hydrodynamics sediment transport and daily morphological development of a bar-beach system. In: Kroon, A. & Ruessink, G. (Editors). Geographical developments in coastal morphodynamics. A tribute to Joost Terwindt. Faculteit Ruimtelijke Wetenschappen, Universiteit Utrecht, Utrecht, pp. 157-167.
- Wonham, M.J.; Walton, W.C.; Ruiz, G.M.; Frese, A.M. & Galil, B.S. (2001). Going to the source: role of the invasion pathway in determining potential invaders. *MEPS* 215:1-12.
- Work, P.A. & Rogers, W.E. (1997). Wave transformation for beach nourishment projects. *Coastal Engineering* 32: 1-18.
- Wright, L.D.; Boon, J.D.; Kim, S.C. & List, J.H. (1991). Modes of cross-shore transport on the shoreface of the Middle Atlantic Bight. *Marine Geology* 96: 19-51.
- Wulff, A.; Sundbäck, K.; Nilsson, C.; Carlson, L. & Jonsson, B. (1997). Effect of sediment load on the microbenthic community of a shallow-water sandy sediment. *Estuaries* 20: 547-558.
- Yannicelli, B.; Palacios, R. & Giménez, L. (2002). Swimming ability and burrowing time of two cirriid isopods from different levels of exposed sandy beaches. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 273: 73-88
- Zeng, C.; Abello, P. & Naylor, E. (1999). Endogenous tidal and semilunar moulting rhythms in early juvenile shore crabs *Carcinus maenas*: implications for adaptation to a high intertidal habitat. *MEPS* 191: 257-266
- Zühlke, R.; Blome, D.; van Bernem, K.H. & Dittmann, S. (1998). Effects of the Tube-Building Polychaete *Lanice conchilega* (Pallas) on Benthic Macrofauna and Nematodes in an Intertidal Sandflat. *Senckenbergiana maritima* 29 (1/6): 131-138

Lijst van gebruikte afkortingen
--

De gebruikte afkortingen worden in de tekst telkens verklaard daar waar ze voor de eerste maal worden gebruikt. Aanvullend worden enkele minder courante afkortingen hieronder samengevat en voluit weergegeven.

AFDW

Ash Free Dry Weight; asvrij droog gewicht

BACI-design*Before After Control Impact*-design**BCP**

Belgisch Continentaal Plat

EPS

extracellulaire polymeren

GHHWS; GLLWS

gemiddeld hoog hoog water bij springtij; gemiddeld laag laag water bij springtij

HVP

hoogwatervluchtplaatsen

Ind.

individuen

MFB

microfytobenthos

MLLW

gemiddeld laag laag water

PP

primaire productie

SEH

swash exclusion hypothesis

sp.

species; niet nader bepaalde soort van het genus dat aan "sp." voorafgaat

spp.

soorten

TAW

Tweede Algemene Waterpassing

UD- en LTBR-stranden

ultradissipatieve en low tide bar/rip-stranden

USACE

US Army Corps of Engineers

VITO

Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek