

Literatuuronderzoek naar ontpolderingen

Dick Van Oevelen, Erika Van den Bergh, Tom Ysebaert & Patrick Meire

Rapport IN.R. 2000.7

Juni 2000



Instituut Voor Natuurbehoud
Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap
Kliniekstraat 25
1070 Brussel



Universitaire Instelling Antwerpen
Departement Biologie
Universiteitsplein 1C
2610 Wilrijk

Colofon

Tekst: Dick Van Oevelen, Erika Van den Bergh, Tom Ysebaert & Patrick Meire

Eindredactie en Lay-out: Dick Van Oevelen & Erika Van den Bergh

Wijze van citeren: Van Oevelen, D., Van den Bergh, E., Ysebaert, T. & Meire, P., 2000.
Literatuurstudie naar Ontpolderingen. Rapport Instituut voor Natuurbehoud, IN.R. 2000.7,
Brussel

Dit rapport werd gemaakt in opdracht van het Rijksinstituut voor Kust en Zee / RIKZ,
Middelburg.

Inhoudsopgave

Samenvatting

Dankwoord

1	Inleiding	1
2	Werkwijze	3
2.1	Definitie en afbakening	3
2.2	Terminologie	3
2.3	Selectie van de beschouwde variabelen	4
2.4	Selectie van de studiegebieden	9
2.5	Weergave en verwerking van gegevens en informatiebronnen	10
3	Resultaten	12
4	Synthese	21
4.1	Morfologische processen	21
4.1.1	<i>Erosie</i>	21
4.1.2	<i>Accretie</i>	23
4.1.3	<i>Kreekontwikkeling</i>	25
4.2	Chemische parameters	28
4.3	Biota	29
4.3.1	<i>Vegetatieontwikkeling</i>	29
4.3.2	<i>Infauna en hyperfauna</i>	30
4.3.3	<i>Pelagische fauna</i>	31
4.3.4	<i>Broedvogels</i>	32
4.3.5	<i>Watervogels</i>	33
4.4	Algemene evolutiepatronen bij ontpolderingen	33
4.5	Het Sieperdaschor	35
4.6	Ontpolderen met sluisbeheer	35
5	Maatschappelijke context	39
5.1	Nederland en België	39
5.2	Engeland	39
5.3	Verenigde Staten	40
6	Besluiten	41
7	Literatuur	43

Bijlage I: Gebieden van groep I

Bijlage II: Gebieden van groep II

Bijlage III: Foto's van veldbezoeken

Samenvatting

Het landwaarts verplaatsen van waterkerende dijken, of ontpolderen, is één van de meest substantiële maar ook ingrijpende estuariene herstelmaatregelen. Uitvoering van deze maatregel vereist dan ook dat de effecten met een aanvaardbare zekerheid ingeschat kunnen worden. In deze literatuurstudie worden de ontwikkelingen in het Sieperdaschor, de natuurlijk ontpolderde Selenapolder in de Westerschelde (Nederland), vergeleken met andere natuurlijke en geplande ontpolderingen. Het doel is enerzijds het afleiden van wetmatigheden over te verwachten evoluties in ontpolderingen en anderzijds de verkregen data over het Sieperdaschor daarin te situeren.

Gegevens met betrekking tot de belangrijkste sturende omgevingsfactoren en de resulterende fysische, chemische en biologische processen bij ontpolderingen werden op gestructureerde wijze samengebracht. Op basis daarvan werd getracht om de belangrijkste sturende factoren aan te duiden en hun invloed op de resulterende processen en op de eindsituatie af te leiden.

Ontpolderde gebieden zijn gevoeliger voor erosie als ze ten tijde van de doorbraak laag in de getijdencurve liggen, als de getijamplitude groot is en als een dicht artificieel drainagenetwerk aanwezig is. Accretie vindt in een ontpolderd gebied plaats als er voldoende sediment het gebied binnenkomt, het sediment goed doorheen het gebied verspreid wordt en bovendien kan bezinken. Deze factoren worden voornamelijk bepaald door de sedimentbalans van het estuarium, de hoogteligging in de getijdencurve, de afstand tot de doorbraak, de grootte van de doorbraak, de vorm van het krekensysteem, de vegetatiebedekking en de gevoeligheid van het gebied voor windgolven. Een natuurlijk krekensysteem zorgt voor aanvoer van nutriënten en sedimenten, dispersie van energie en afvoer van water en productie. Daarnaast fungeert het als habitat voor nekton en als foerageergebied voor vogels. Hiermee levert het een essentiële bijdrage aan de functionaliteit van een intergetijdengebied. De ontwikkeling van het krekensysteem wordt gestuurd door de hoogteligging in de getijdencurve ten tijde van de doorbraak, de getijamplitude, de aanwezigheid van oude kreekrelicten, de dichtheid en opbouw van het aanwezige artificieel drainagenetwerk en de dimensies van de doorbraak. Het voedselweb dat zich in een ontpoldering ontwikkelt, hangt in grote mate af van de fysische processen en de chemische eigenschappen van de bodem en wordt treffend omschreven met: 'Restoring the physical integrity of wetlands offers the best opportunity of restoring ecological integrity'. In de literatuur wordt over het algemeen een redelijke kolonisatie door biota beschreven mits fysische parameters voldoende autonoom kunnen ontwikkelen.

De processen zoals die in het oostelijk deel van het Sieperdaschor plaatsvonden zijn representatief voor een ontpoldering. Oude kreekrelicten en de aangelegde kreek vormden de basis voor een krekensysteem dat minder dicht is dan dat van een natuurlijk schor. Accretie zorgde voor de ontwikkeling van een kom-oeverwal systeem. Het westelijke deel van het Sieperdaschor is minder intens veranderd. De beperkte brugopening zorgt ervoor dat morfologische processen zich niet achter in het gebied kunnen manifesteren. Opvallend

is wel dat de soortensamenstelling en dichtheid van de bentische fauna zich in het hele gebied met natuurlijke waarden kan meten. In de literatuur wordt over het algemeen gevonden dat de soortensamenstelling en/ of dichtheid achterblijft bij die van natuurlijke gebieden.

Ook ontpolderen door sluisbeheer kan de ecologische functionaliteit van een estuarium versterken. De restrictie in de uitwisseling tussen de ontpoldering en het estuarium die hiermee gepaard gaat beïnvloedt de accretie, accumulatie van organisch materiaal en afvoer van productie. Anderzijds kan met sluisbeheer de getijamplitude in de ontpoldering gecontroleerd en opgevoerd worden naargelang de situatie en kunnen problemen met verschil in hoogteligging omzeild worden.

De maatschappelijke context waarin de ontpolderingen in verschillende landen werden uitgevoerd verschilt duidelijk en heeft een grote impact op de randvoorwaarden die aan een ontpoldering worden opgelegd. Voorbeelden hiervan zijn het voorkomen van geurhinder, economische haalbaarheid of de koppeling aan een veiligheidsfunctie.

Dankwoord

Wij bedanken Margot Rondel en Lieve Gossey voor de hulp bij het verzamelen van de literatuur.

Ed Stikvoort en Harm Verbeek (RIKZ afdeling Middelburg), Kees Storm en Jon Coosen (RWS Directie Zeeland), Willem van Duin (Alterra), Henk De Vries (It Frýske Gae) en zovele anderen worden bedankt voor het doorgeven literatuurgegevens.

Marc Dixon en Dick Weight (Environment Agency), Carol Reid (English Nature) en Albert Ferwerda (It Frýske Gae) leidden ons rond in de ontpolderde gebieden onder hun beheer. Deze terreinbezoeken verdiepten onze inzichten en gaven een extra dimensie aan deze literatuurstudie.

Dit rapport kwam mede tot stand met de financiële hulp van de Administratie Waterwegen en Zeewezen in het kader van het Natuurherstelplan voor de Zeeschelde.

1 Inleiding

Ontpolderen wordt beschouwd als één van de herstelmaatregelen die substantieel kan bijdragen aan een betere ecologische functionering van een estuarium. Het is echter ook een zeer ingrijpende maatregel en de uitvoering ervan vereist een degelijk inzicht in de te verwachten effecten. Eén en ander kan modelmatig voorspeld worden maar ook Monitoringresultaten van andere reeds uitgevoerde ontpolderingen en van spontane dijkdoorbraken laten toe een aantal te verwachten ontwikkelingen af te leiden.

In het Schelde-estuarium is informatie voorhanden van één 'proefgebied', gelegen tussen het Verdrongen Land van Saeftinghe en de Belgisch-Nederlandse grens. De Selenapolder kwam door een natuurlijke dijkdoorbraak tijdens de storm van 26 februari 1990 weer onder invloed van het getij te staan. Gezien deze polder rivierwaarts van de eigenlijke waterkerende Deltadijk ligt, werd beslist de bres in de dijk niet te herstellen en het gebied te laten ontwikkelen tot schor. Het kreeg de naam Sieperdaschor, genoemd naar de heer Sieperda, dankzij wiens legaat het Zeeuwse landschap de voormalige polder in 1993 kon aankopen.

In opdracht van Rijkswaterstaat Directie Zeeland worden in dit gebied de fysische, chemische en biologische ontwikkelingen sinds 1992 gevolgd middels een monitoringprogramma. De informatie uit dit programma kan benut worden om de ontwikkelingen bij andere, eventueel voor natuurherstel en/of veiligheid geplande, ontpolderingen in te schatten. De algemene betekenis van deze informatie moet echter in een ruimer kader beoordeeld worden, vermits de ontwikkelingen na dergelijke ingrepen sterk medebepaald worden door lokale omgevingsfactoren. In deze literatuurstudie worden de waargenomen ontwikkelingen in het Sieperdaschor vergeleken met die in ontpolderingen in Essex (Engeland), Noord-Nederland en Amerika. Dit laat toe de situatiespecifieke ontwikkelingen te onderscheiden en een aantal meer algemene wetmatigheden af te leiden met betrekking tot de evolutie van processen in ontpolderde gebieden.

Evaluatiemethoden en de wijze waarop resultaten worden weergegeven zijn uiteraard sterk beïnvloed door de doelstelling en beweegredenen van een ontpoldering of het niet herstellen van een dijkdoorbraak. In de studies die hier worden gerapporteerd was schorvorming als kustverdediging de meest voorkomende doelstelling, gevolgd door de ontwikkeling van een functioneel krekensysteem als vishabitat. Het nastreven van slikvorming of de ontwikkeling van een compleet en dynamisch geheel werden zelden als doelstelling teruggevonden, soms zijn er zelfs aanpassingen in de uitvoering van de ontpoldering om de vorming van slikken zo veel mogelijk te beperken.

Niet alleen de lokale fysische omstandigheden, maar ook de maatschappelijke context heeft invloed op de te verwachten evoluties in een ontpoldering. Aangezien het doel van dit project is om de kennis die de ontwikkelingen in het Sieperdaschor levert eventueel te benutten bij de planning van ontpolderingen wordt ook hier kort bij stil gestaan.

2 Werkwijze

2.1 Definitie en afbakening

Omdat het begrip ‘ontpolderen’ in de literatuur op verschillende wijzen wordt benoemd en omschreven is voor deze studie ontpolderen gedefinieerd als:

Een gebied, niet onderhevig aan getijdenwerking, (terug) onder permanente invloed van het getij brengen door dijkdoorbraak, het weghalen van een dijk of sluisbeheer.

Bovenvermelde ingrepen gaan al dan niet gepaard met bijkomende processturende ingrepen:

- ✓ aanleg van een krekensstelsel,
- ✓ gebiedsophoging of -verlaging om vanuit de gewenste terreinhoogte te starten,
- ✓ vegetatieaanplant om kolonisatie te bevorderen en schorvorming te versnellen,
- ✓ aanleg van een ringdijk om achtergelegen gebieden te beschermen,
- ✓ inrichtingsmaatregelen om de vestigingskansen voor specifieke doelsoorten te vergroten.

Omwille van de vergelijkbaarheid met het Sieperdaschor worden eerst ontpolderingen beschouwd waarbij het getij hersteld werd door één of meerdere openingen in de dijk. Ook zogenaamde 'ongecontroleerde ontpolderingen', die het gevolg zijn van niet herstelde dijkdoorbraken zoals die van het Sieperdaschor, horen hierbij. Vervolgens worden de verschilpunten met ontpoldering door sluisbeheer aangehaald die in de literatuur beschreven zijn.

2.2 Terminologie

Consensus over de te gebruiken term voor het verplaatsen, verwijderen of doorsteken van dijken is nog niet gevonden. De in de literatuur meest gebruikte termen zijn:

- Ontpolderen (Zeeland)
- Rivierwinning (Vlaanderen)
- Uitpolderen (Noord-Nederland)
- Verkwelderen (Noord-Nederland)
- Managed retreat (Engeland)
- Coastal re-alignment or managed re-alignment (Engeland)
- Setback (Engeland)
- De-embankment (Bakker *et al.*, in prep)
- Tidal restoration (USA)

Voor de duidelijkheid wordt in het vervolg van dit rapport met de term 'dijkdoorbraak' verwezen naar 'ongecontroleerde ontpolderingen' die het gevolg zijn van niet herstelde dijkdoorbraken. Met de term 'geplande ontpoldering' wordt verwezen naar het

daadwerkelijk uitvoeren van ingrepen om een gebied terug onder invloed van het getij te brengen.

2.3 Selectie van de beschouwde variabelen

De variabiliteit in eigenschappen, lokale omgevingsfactoren, voorgeschiedenis en uitgevoerde ingrepen in de verschillende ontpolderingen is groot. Gefundeerde oorzaak-gevolg relaties kunnen enkel achterhaald worden indien de uitgangssituatie en de resulterende processen voldoende duidelijk en gekwantificeerd gedocumenteerd zijn. Een studie die in Essex (Engeland) uitgevoerd werd naar niet-herstelde dijkdoorbraken (Anonymus, 1992; Burd *et al.*, 1994) is de enige in de literatuur gevonden studie waarin het effect van verschillende uitgangssituaties op de ontwikkelingen in een ontpoldering onderzocht werd op een gestructureerde manier. Daarom is besloten de aanpak van deze studie over te nemen.

In Engeland worden ontpolderingen uitgevoerd als alternatieve, economisch rendabele kustverdediging. Omdat schor zeer efficiënt is in het bufferen van golfenergie vermindert het de erosie van achterliggende dijken (Möller *et al.*, 1999). Het verschil dat dit uitmaakt voor dijkonderhoudskosten is rechtstreeks evenredig met de breedte van het schor (Dixon *et al.*, 1998). Het is dus belangrijk om te weten welke de factoren zijn in de uitgangssituatie die schorontwikkeling bevorderen. Hiertoe werden de ontwikkelingen bij een aantal oudere dijkdoorbraken langs de kust van Essex nader onderzocht met een benadering van sturende en resulterende variabelen. De sturende variabelen beschrijven de uitgangssituatie en er wordt van uitgegaan dat ze in meer of mindere mate de resulterende variabelen (= 'eindsituatie') bepalen. De sturende variabelen zijn statisch en fysisch van aard, voorbeelden zijn de oppervlakte van het gebied en de gemiddelde hoogteligging ten tijde van de doorbraak. De resulterende variabelen geven aan of er schor gevormd is. Dit wordt uitgedrukt in de parameters % onbegroeid oppervlak en accretiesnelheid in het gebied.

De resulterende variabelen die in de Engelse studie zijn opgenomen (erosie, accretie, kreekvorming) werden ook in het monitoringprogramma van het Sieperdaschor (Stikvoort, 1994) en van de meeste andere geselecteerde ontpolderingen gevolgd. De ontpolderingen kunnen zodoende op een eenduidige manier worden vergeleken. Verder zijn chemische parameters, vegetatie, benthische fauna pelagische fauna en gebruik door broed- en watervogels toegevoegd aan de resulterende variabelen omdat ze ook in het Sieperdaschor en/of in een aantal andere ontpolderingen gevolgd werden.

Doel van deze benadering is om op een gestructureerde manier de belangrijkste sturende variabelen en hun effecten aan te geven. In tabel 1 wordt een overzicht gegeven van de beschouwde sturende en resulterende variabelen, alsmede een verantwoording van de keuze.

Tabel 1: Overzicht van de sturende en resulterende variabelen met een omschrijving en verantwoording.

Sturende variabelen	Omschrijving en verantwoording
Tijd sinds doorbraak (jaar)	Aantal jaar tussen de ontpoldering en het eind van de monitoring. Voor een gebied dat in mei 1985 is ontpolderd en waar tot mei 1995 gegevens verzameld zijn, is de 'Tijd sinds doorbraak' dus 10 jaar. Deze periode bepaalt mede het ontwikkelingsstadium waarin het gebied zich bevindt.
Periode van inpoldering (jaar)	Periode waarover het gebied ingepolderd (en dus zonder getijdeninvloed) is geweest. Deze periode is van belang voor b.v. de mate van inklinking, verandering van bodemsamenstelling en samenstelling van de zaadbank.
Positie in estuarium (m van monding)	Afstand van de monding van het estuarium tot het gebied. Verderop in het estuarium kan de getijamplitude toenemen, ook liggen de gebieden dan meer beschermt.
Voormalig landgebruik	Landgebruik tijdens de periode dat het gebied ingepolderd is geweest. Dit is over het algemeen beweiding, landbouw of beide. Het landgebruik tijdens inpoldering bepaalt voor een belangrijk deel de mate van verstoring van de bodem, b.v. ten gevolge van ploegen van de bodem. Het is aannemelijk dat gebruik als weidegebied minder verstorend werkt dan gebruik als landbouwgebied, waar de bewerking van de grond intensief is.
Oppervlakte (ha)	Oppervlakte van het gebied, dit bepaalt mede het getijvolume.
Vormindex (-)	<p>Met de vormindex wordt een getal geplakt op de vorm van het gebied. De laagst mogelijke index is 1, wat betekent dat het vierkant of rond van vorm is. Hoe hoger de index hoe langgerechter het gebied is. De vorm van het gebied is belangrijk voor de stromingspatronen in het gebied en in combinatie met de 'Oriëntatie t.o.v. kust' en 'Absolute dimensies doorbraak' bepaalt het mede de gevoeligheid voor erosie door golfaanval.</p> <p>De vormindex wordt berekend als:</p> <p>Max. lengte/ Gemiddelde breedte</p> <p>Hierin is:</p> <p>Max. lengte : maximale lengte van het gebied (m)</p> <p>Gemiddelde breedte : gemiddelde van de breedtes (haaks gemeten op maximale lengte) gemeten op 25%, 50% en 75% van de maximale lengte (m).</p>
Oriëntatie t.o.v. kust (windroosklassen)	Oriëntatie van de maximale lengte van het gebied t.o.v. de kustlijn van het estuarium ter plaatse, dit bepaalt mede hoe de getijenergie over het gebied verspreid wordt.
Max. afstand tot doorbraak (m)	Maximale afstand van de rand van het gebied tot de doorbraak. Dit bepaalt hoe ver het water het gebied moet binnenstromen voordat het hele gebied geïnundeerd is.
Absolute dimensies doorbraak (m)	Dimensie van de doorbraak. De grootte van de doorbraak bepaalt mede het getijvolume dat het gebied kan binnenstromen. Ook is het van belang hoe open het gebied is voor externe golfenergie.

Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	Relatieve dimensie van de doorbraak t.o.v. de oppervlakte van het gebied. Deze maat zegt indirect iets over de verhouding van breedte van de doorbraak tot getijvolume en is hierdoor van belang voor mate van getijenergie waaraan het gebied onderhevig is.
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gemiddeld zeeniveau (m)	De gemiddelde hoogteligging van het gebied t.o.v. gemiddeld zeeniveau op het moment van de doorbraak. In combinatie met de getijamplitude geeft dit de overstromingshoogte aan en daarmee b.v. de snelheid waarmee vestiging van vegetatie verwacht mag worden. Ook is deze maat medebepalend voor het getijvolume.
Hoogteligging huidig t.o.v. gemiddeld zeeniveau (m)	De huidige gemiddelde hoogteligging van het gebied t.o.v. gemiddeld zeeniveau. Hoewel dit deels een resulterende variabele is (resultaat van accretie/ erosie) bepaalt dit ook mede het getijvolume van het gebied wat als sturende variabele kan worden beschouwd.
Getijamplitude (m)	Het plaatselijke getijverschil tussen GLLW en GHHW. Een hogere getijamplitude heeft een grotere erosieve kracht en bepaalt mede het getijvolume. Ook maakt bij een grote getijamplitude een lokaal hoogteverschil weinig verschil in overstromingsfrequentie, terwijl dit bij een kleine getijamplitude wel het geval is.
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	Aantal keer dat het gebied overstroomt per jaar. Dit bepaalt o.a. de mate van estuariene (b.v. sediment, zout) invloed in het gebied.
Helling (%)	Gemiddelde helling van het gebied. Een positieve helling betekent dat de helling zeewaarts is gericht en een negatieve helling landwaarts. Deze parameter bepaalt o.a. mede de drainagesnelheid van het gebied.
Drainering (m sloot/ha)	Het aantal meter drainagesloten per hectare op het moment van de dijkdoorbraak. Dit kunnen overgebleven sloten zijn van een drainagesstelsel, of kreken die gegraven zijn voorafgaande aan de doorbraak. Een hogere dichtheid van drainagesloten zorgt voor een betere drainage van het gebied.
Interne golfenergie	<p>Interne golfenergie wordt veroorzaakt door wind. Een hoge interne golfenergie betekent dat er veel windgolven kunnen zijn die voor resuspensie zorgen of voorkomen dat materiaal kan bezinken. Hiermee is deze parameter van belang voor erosie-accretie processen.</p> <p>De interne golfenergie wordt berekend als: $(\text{MaxStrijklengteL} * \text{Windprobabiliteit}) +$ $(\text{MaxStrijklengteB} * \text{Windprobabiliteit})$ waarbij: Strijklengte: de afstand waarover de wind kracht kan uitoefenen op het wateroppervlak. MaxStrijklengteL: maximale strijklengte over de lengte van het gebied (m). MaxStrijklengteB: maximale strijklengte over de breedte van het gebied (m).</p> <p>Wind probabiliteit: Kans dat de wind over maximale lengte of breedte waait (aantal dagen per jaar/ 365), hierbij moet de probabiliteit van de tegenovergestelde richtingen worden opgeteld. Bijvoorbeeld als de maximale strijklengte in de lengte van het gebied loopt vanuit NNO (en dus ook ZZW) dan wordt de probabiliteit berekend door het aantal dagen dat de wind uit NNO en ZZW waait bij elkaar op te tellen en te delen door 365.</p> <p>Aangezien de meteorologische dienst in Engeland de windroos in 8 klassen indeelt en in Nederland in 12 klassen werd die van Nederland omgezet naar 8 klassen.</p>

Externe golfenergie	<p>De externe golfenergie is van belang voor golfaanval vanuit het estuarium. Een hoge externe golfenergie betekent dat erosie door golfaanval te verwachten is. Andere factoren (b.v. absolute en relatieve dimensies van de doorbraak) bepalen of deze ook op het gebied uitgeoefend wordt.</p> <p>Wordt berekend als: $(\text{MaxStrijklengte} * \text{Wind probabilliteit})$ waarbij Strijklengte: de afstand waarover de wind kracht kan uitoefenen op het wateroppervlak. MaxStrijklengte: Maximale strijklengte over het estuarium naar het gebied (m). Wind probabilliteit: Kans op wind uit de richting van maximale strijklengte (aantal dagen per jaar/ 365).</p> <p>Aangezien de meteorologische dienst in Engeland de windroos in 8 klassen indeelt en in Nederland in 12 klassen werd die van Nederland omgezet naar 8 klassen.</p>
Sedimentsamenstelling	<p>Gemiddelde korrelgrootte van het sediment. Hoewel deze ook als een resulterende variabele gezien kan worden (resultaat van voornamelijk accretieprocessen) wordt het toch als sturende variabele beschouwd. Deze parameter heeft invloed op de erosiegevoeligheid en kan ook invloed hebben op de vegetatieontwikkeling en kolonisatie door benthische fauna.</p>
Resulterende variabelen	Omschrijving en verantwoording
Erosie (ha)	<p>Als schatting van de oppervlakte vegetatie die weg erodeerde na de ontpoldering, wordt het % onbegroeid oppervlak van het ontpolderde gebied berekend. Volgens deze definitie kan een slik niet eroderen. De gebieden buiten de studie van Burd <i>et al.</i> (1994) vertoonden slechts lokaal enige erosie. Daarom zijn deze in de laagste 'erosieklasse' geplaatst (zie tabel 3) en is niet het % onbegroeid oppervlak bepaald.</p>
Accretie - Accretiesnelheid(mm/jaar)	<p>Toename in hoogteligging door sedimentatie. De accretiesnelheid wordt gemeten als de gemiddelde toename van het hele gebied per jaar.</p>
Kreekontwikkeling	<p>Beoordeling van de ontwikkeling van een natuurlijk krekensysteem in een gebied als <i>goed</i>, <i>minder goed</i> of <i>slecht</i> door de kreekontwikkeling in de verschillende ontpolderingen te vergelijken. Met name de natuurlijk ogende vorm van de kreken (meandering, taps toelopend) was belangrijk in de beoordeling.</p>
Chemische parameters	<p>Organisch stofgehalte, nutriënten, pH, redoxpotentiaal, saliniteit,... Deze werden noch in Essex noch in het Sieperdaschor gevolgd maar omwille van hun grote impact werden ze zo goed als mogelijk toegevoegd aan de andere cases</p>
Vegetatie	<p>Beoordeling van de ontwikkeling en vestiging van de vegetatie in het ontpolderde gebied als <i>goed</i>, <i>minder goed</i> of <i>slecht</i>. Hierbij is gelet op het doorlopen van natuurlijke successiestadia, bedekking en diversiteit.</p>
In- en hyperfauna	<p>Beoordeling van de vestiging van soorten of gebruik van het gebied door soorten in bepaalde stadia van hun levenscyclus of in bepaalde seizoenen als <i>goed</i>, <i>minder goed</i> of <i>slecht</i>. Hierbij is gelet op de dichtheid en diversiteit in vergelijking met natuurlijke gebieden.</p>
Pelagische fauna	
Broedvogels	
Watervogels	

Tijdens het verwerken van de resultaten kwamen enkele beperkingen van de gehanteerde methode aan het licht welke nu puntsgewijs worden besproken.

1. De sedimentbeschikbaarheid, in de vorm van een sedimentbalans van een ontpoldering, is een hiaat in de lijst met sturende variabelen. Bij gebrek aan gegevens kon hij ook niet achteraf toegevoegd worden. Nochtans is dit een belangrijke factor omdat hij sterk de potentiële accretie in een gebied beïnvloedt.
2. Het getijvolume is een maat die belangrijk is voor veel van de processen in een ontpoldering. Echter in de gekozen benadering is deze maat niet direct maar indirect opgenomen door ze te splitsen in de verschillende sturende variabelen oppervlakte, getijamplitude en hoogteligging huidig.
3. De 'Hoogteligging doorbraak' en 'Hoogteligging huidig' zijn uitgezet t.o.v. gemiddeld zeeniveau. Voor een ontpoldering is echter de hoogteligging in de getijdencurve (tidal elevation) belangrijker omdat die een maat is voor het overstromingsregime en het effect van de getijamplitude meeneemt.
4. De maat die wordt gebruikt voor de 'Interne golfenergie' en de 'Externe golfenergie' bestaat uit de overheersende windrichting en de strijklengte. De golfenergie wordt echter ook in belangrijke mate bepaald door de windkracht. Een betere schatting van het effect van golfenergie zou kunnen worden verkregen door in de maat ook windkracht te verwerken. Door gebrek aan de juiste gegevens kon de golfenergie echter niet op die manier herschat worden.
5. In de studie van Burd *et al.* (1994) is geen rekening gehouden met de oriëntatie van het gebied t.o.v. de kust en de positie van de doorbraak t.o.v. het gebied. Samen met de vorm zijn deze voor het Sierperdaschor vrij uniek te noemen. Omdat het Sierperdaschor centraal staat in deze studie zijn de sturende variabelen 'Oriëntatie t.o.v. kust' en 'Maximale afstand tot doorbraak' toegevoegd.
6. De resulterende variabele 'Erosie' is gedefinieerd als % onbegroeid oppervlak, een slik kan binnen deze definitie niet eroderen. Deze definitie wordt in dit rapport verder aangehouden. Het verlagen van slik door sedimentafvoer wordt dan als 'negatieve accretie' beschouwd.
7. De resulterende variabele 'Accretie' is bepaald aan de hand van horizontbepaling in gestoken stalen wat betekent dat er gemiddeld geen negatieve accretie gemeten kan worden. Voor de verdere beschrijving van processen in deze rapportering wordt met negatieve accretie bedoeld het verlagen van een gebied door sedimentafvoer.
8. Saliniteit is een ontbrekende sturende variabele. Hij is echter van groot belang voor de soortensamenstelling van de gemeenschappen die zich in een ontpoldering kunnen vestigen. In de studie van Burd *et al.* (1994) en ook in de cases uit dezelfde geografische regio die achteraf werden toegevoegd werden overwegend zoute gebieden behandeld zodat met de beschikbare gegevens geen conclusies konden getrokken

worden over een gradiënt effect.

9. In de verantwoording van de sturende variabele ‘Positie in het estuarium’ wordt vermeld dat deze indirect de getijamplitude en beschutting beïnvloedt. Deze indirecte maat wordt ook direct vertegenwoordigd door de sturende variabelen ‘Getijamplitude’ en ‘Externe golfenergie’ en is daarmee een maat waaruit weinig extra informatie kan worden verkregen.

Buiten de sturende variabelen ‘Oriëntatie t.o.v. kust’ en ‘Maximale afstand doorbraak’ konden voor de gebieden uit de Engelse studie geen alternatieve maten worden bepaald, daarom werd de informatie over de andere cases volgens dezelfde benadering verwerkt. In de resultatenverwerking werd echter wel zoveel mogelijk rekening gehouden met de hierboven geschetste beperkingen van de gehanteerde methode.

2.4 Selectie van de studiegebieden

De aard en het detailniveau van de voor deze studie vereiste gegevens zijn niet zozeer te vinden in publicaties in wetenschappelijke tijdschriften, maar eerder in technische rapporten met een geringe verspreiding en beschikbaarheid. Er werd dan ook getracht om voor ieder gekend ontpolderingsproject de betrokken verantwoordelijken te contacteren om de gewenste informatie over sturende en resulterende variabelen per gebied gericht op te vragen. Indien mogelijk werd een begeleid terreinbezoek georganiseerd.

Op basis van de uiteindelijke beschikbaarheid van gegevens werden de gebieden in twee groepen ondergebracht. De gebieden waarover voldoende informatie beschikbaar is worden in een analyse vergeleken om een aantal wetmatigheden en oorzaak-gevolg relaties af te leiden (Groep I). Gebieden waarvan de gegevens onvolledig beschikbaar zijn of waar slechts plannen voor bestaan zijn in Groep II ondergebracht, zodat een zo volledig mogelijk overzicht van in de literatuur beschreven ontpolderingen wordt gegeven.

Gebieden van Groep I (Bijlage I):

- Sieperdaschor, Zeeland, Nederland
- Paezemerlannen, Friesland, Nederland
- Holwerderzomerpolder, Friesland, Nederland
- Tollesbury, Essex, Engeland
- Orplands, Essex, Engeland
- Northey Island, Essex, Engeland
- Gog-Le-Hi-Te, Washington, VS
- 23 niet herstelde dijkdoorbraken in Essex (Engeland), die worden behandeld in Anonymus (1992) en Burd *et al.* (1994).

In Nederland werden de Paezemerlannen en Holwert bezocht samen met Albert Ferwerda van It Frÿske Gea. In Engeland werd een bezoek georganiseerd aan een aantal niet herstelde dijkdoorbraken in Essex en aan de projecten van Northey Island, Orplands, Tollesbury en Abbots Hall samen met Mark Dixon en Dick Weight van Environment

Agency en Carol Reid van English Nature.

Gebieden van groep II (Bijlage II):

Ontpolderen door dijkdoorbraak

- Bair Island Ecological Reserve, San Fransisco Bay, California, VS
- Bracut marsh mitigation bank, California, VS
- Hayward regional shoreline, Alameda County, California, VS
- Humbolt Bay Mitigation Marsh, California, VS
- Muzzi Marsh, San Fransisco Bay North, California, VS
- Salmon River Estuary, Oregon, VS
- Salmon Slough, Snohomish river, Washington, VS
- Sonoma Baylands, California, VS
- Warm Springs, San Fransisco Bay South, California, VS

Ontpolderen met sluisbeheer

- Abbots Hall Experimental Works UK
- Algemene Milieu-Impactstudie voor het eerste deel van het Sigmaplan, Zeeschelde, België
- Baie des Veys, Normandië, Frankrijk
- Barn Island Wildlife Management Area, Connecticut, VS
- Drakes Island Marsh, Maine in the Wells National Estuarine Research Reserve, New England, VS
- Hatches Harbour Dike, Provincetown, Maryland, VS
- Isipingo lagoon and estuary, Zuid-Afrika
- Long Island Sound National Estuarine Restoration Project, Connecticut, VS
- Marsh Amelioration along the River Schelde, België en Nederland
- Mill Brook Marsh, Stratham, New Hampshire, VS

2.5 Weergave en verwerking van gegevens en informatiebronnen

Om de vergelijkbaarheid te optimaliseren worden de gegevens over de ontpolderingen van groep I op gestandaardiseerde wijze weergegeven per gebied (Bijlage I). Deze informatie is samengebracht in twee overzichtstabellen. Eén tabel met absolute waarden (Tabel 2) en één tabel met symbolen (Tabel 3) die vijf grootteklassen vertegenwoordigen. Zodoende wordt iedere variabele gevisualiseerd en kunnen oorzaak-gevolg relaties op de voorgrond treden. Om de klassen af te bakenen werd gekeken naar de verdeling van de waarden. Bij een normale verdeling werden 5 evenredige klassen gemaakt tussen kleinste en grootste waarde. Bij een logaritmische waarden verdeling werden 5 logaritmische klassen bepaald tussen de kleinste en grootste. Kreekontwikkeling en de processen met betrekking tot biota, die niet absoluut zijn bepaald werden verdeeld in 3 klassen, die gebaseerd is op de beoordeling *goed*, *minder goed* en *slecht*. Hiaten in de tabel betekenen dat de gegevens met betrekking tot die bepaalde variabele niet beschikbaar waren. Deze tabellen worden in

hoofdstuk 3 (Resultaten) per sturende variabele besproken. Eerst worden relaties met andere sturende variabelen gelegd en vervolgens met resulterende. De relaties worden onderzocht door lineaire regressie of door het nalopen van de symbolen in tabel 3. Om herhalingen te voorkomen worden telkens enkel relaties gelegd met variabelen die lager de tabel staan.

De ontpolderingen van groep II zijn in zogenaamde fiches verwerkt (Bijlage II) en worden in hoofdstuk 3 niet verder besproken. Deze fiches werden ook gebruikt in de literatuurstudie naar estuariene herstelmaatregelen die gemaakt werd in het kader van de LangeTermijnVisie voor het Schelde-estuarium (Van Oevelen *et al.*, 2000). Referenties en informatiebronnen worden in de bijlagen telkens per studiegebied onderaan vermeld, maar komen ook terug in de literatuurlijst (Hoofdstuk 7).

In de synthese (Hoofdstuk 4) worden de processen met betrekking tot de resulterende variabelen in het Sieperdaschor vergeleken met die in andere gebieden. Eventuele verschillen of opmerkelijke ontwikkelingen worden indien mogelijk verklaard. Tevens wordt voor iedere resulterende variabele getracht om de meest sturende variabelen en hun effect te achterhalen. De synthese is op basis van een integratie van alle beschikbare informatie: ontpolderingen van groep I en II, impressies en ervaringen uit de veldbezoeken en meer algemene literatuur over processen in gecreëerde en in natuurlijke intergetijdengebieden. Tenslotte worden enkele verschilpunten aangehaald tussen ontpolderen door het doorsteken van een dijk en ontpolderen door sluisbeheer.

Het is de bedoeling om de kennis die de ontwikkelingen in het Sieperdaschor levert eventueel te benutten bij het ontwikkelen of regenereren van nieuwe buitendijkse gebieden door ontpoldering. Daarom wordt Hoofdstuk 5 gewijd aan de maatschappelijke context van ontpolderingen, die sterk medebepalend kan zijn voor de randvoorwaarden, de evolutie en de slaagkansen ervan.

3 Resultaten

De resultaten van de literatuurstudie en de veldbezoeken naar een aantal studiegebieden van groep I, die uitgebreid weergegeven zijn in Bijlage I, zijn samengevat in tabellen 2 en 3. In tabel 2 worden de absolute waarden van de sturende en resulterende variabele weergegeven en in tabel 3 worden deze symbolisch weergegeven op basis van 5 grootteklassen.

Tijd sinds doorbraak

De variabele ‘Tijd sinds doorbraak’ loopt van 5 (Tollesbury en Orplands A en B) tot 119 (Stone Marsh en Canvey Point) jaar (Tabel 2 en 3). De oudste geplande ontpoldering (Northey Island) is 9 jaar oud (Bijlage I). Aangezien oudere ontpolderingen door sedimentatie mogelijk opgehoogd zijn zou men een verband tussen de tijd sinds de doorbraak en de huidige hoogteligging kunnen verwachten. Maar doordat we met verschillende getijamplitudes te maken hebben en de huidige hoogteligging uitgedrukt wordt t.o.v. gemiddeld getij komt dit verband niet naar voor uit de tabellen. Hoge erosie (klasse 4-5) vindt plaats in 7 van de 23 dijkdoorbraken (Stone Marsh, Walton (central), Horsey Island, Clementsgreen Creek, Wallasea A en B, Canvey Point). Hoewel er geen direct verband met de tijd sinds doorbraak lijkt te zijn (e.g. hogere leeftijd, hogere erosie) blijkt toch dat al deze ontpolderingen meer dan 40 jaar oud zijn. Een lineaire regressie tussen leeftijd en accretiesnelheid levert een sterk negatief verband op ($n=25$, $p<0.001$, $R^2=0.64$). De meeste gebieden zijn door sedimentatie hoger komen te liggen in de getijdencurve waardoor het aantal overstromingen afneemt, hierdoor neemt de sedimenttoevoer en daarmee ook de accretiesnelheid af.

Periode van inpoldering

De parameter ‘Periode van inpoldering’ loopt van 25 (Fingringhoe B) tot 350 (Tollesbury) jaar. Een negatief verband met ‘Hoogteligging doorbraak’ lijkt aannemelijk, aangezien bij een langdurigere inpoldering de combinatie van inklinking en gebrek aan sedimentaanvoer kan zorgen voor een lagere ligging ten tijde van de doorbraak. Dit verband blijkt niet eenduidig uit tabel 2 en 3. Ook hier geldt dat door beschouwing van de hoogteligging t.o.v. gemiddeld zeeniveau de ligging in de getijdencurve niet wordt weergegeven. Eventuele verbanden met andere sturende of resulterende variabelen kunnen niet aangetoond worden.

Positie in het estuarium

De ‘Positie in het estuarium’ vertegenwoordigt een discutabele (zie Werkwijze) combinatie van de parameters ‘Getijamplitude’ en ‘Externe golfenergie’, aangezien landinwaarts het estuarium de getijamplitude en de beschutting over het algemeen toeneemt. Burd *et al.* (1994) vonden inderdaad een hogere getijamplitude meer landinwaarts het estuarium. Aangezien de gebieden die in deze studie zijn toegevoegd uit estuaria met andere getijregimes komen zijn beide relaties niet meer relevant. Verbanden met andere variabelen kunnen niet aangetoond worden.

Voormalig landgebruik

Het 'Voormalig landgebruik' is voornamelijk beweiding en landbouw, in enkele gebieden heeft beide plaatsgevonden (Sieperdaschor, Tollesbury, Ferry Lane en Northey Island). De gebieden Gog-Le-Hi-Te en Horsey Island hebben tijdens de inpoldering respectievelijk als baggerdepot en zoetwatermoeras dienst gedaan. Uit tabel 3 blijkt dat er een verband is tussen het voormalig landgebruik en de 'Drainering'. Gebieden die als landbouwgebied hebben gefungeerd hebben over het algemeen een dichter artificieel drainagenetwerk (zoals Clementsgreen Creek, Brandy Hole A en B, North Fambridge A en B). Andere verbanden met sturende of resulterende variabelen blijken niet uit tabel 3. Overigens is te veronderstellen dat het reliëf in gebieden die alleen of mede als landbouwgrond gebruikt zijn meer is verstoord, door bijvoorbeeld ploegen en gelijkmaken van het maaiveld.

Oppervlakte

De 'Oppervlakte' van de gebieden loopt van 1 (Northey Island) tot 100 ha (Sieperdaschor en Paezemerlannen). Een relatie met de sturende variabelen 'Maximale afstand tot de doorbraak' is logischer wijze te verwachten en dit blijkt ook wanneer de symbolen uit tabel 3 worden nagelopen. Ook is een relatie met 'Absolute dimensies doorbraak' te verwachten. De oppervlakte bepaalt mede het getijvolume, dat de evenwichtsdoorsnede van de doorbraak bepaalt. Door de gefixeerde 'doorbraak', die de evolutie naar een evenwichtstoestand verhindert, bestaat dit verband niet in het Sieperdaschor (brugopening) en Gog-Le-Hi-Te. Een lineaire regressie, met uitsluiting van het Sieperdaschor en Gog-Le-Hi-Te, levert een zwak maar significant positief verband op ($n=26$, $p<0.05$, $R^2=0.17$). Het verband wordt waarschijnlijk vertroebeld doordat bij enkele dijkdoorbraken de volledige dijk weg is geërodeerd en er kan dan niet meer van een evenwichtssituatie worden gesproken. Een positieve relatie tussen oppervlakte en 'Interne golfenergie' blijkt uit tabel 3 en wordt veroorzaakt door de grotere strijklengte die bestaat in een groter gebied. Een verband met erosie en accretie blijkt niet uit tabel 3. Echter tussen de oppervlakte en de beoordeling van de kreekontwikkeling (slecht = 1, minder goed = 2 en goed = 3) bestaat een positief verband ($n=27$, $p=0.05$, $R^2=0.14$). Mogelijk is er sprake van een bevooroordeelde beoordeling doordat een groter krekensysteem natuurlijker oogt. Ook kan het hogere getijvolume in een groter gebied zorgen voor meer erosie waardoor het krekensysteem beter kan ontwikkelen.

Vormindex

Het Sieperdaschor en de Paezemerlannen hebben de meest langgerekte vorm van de beschouwde gebieden, wat tot uiting komt in de hoge vormindex (tabel 3). De andere gebieden hebben een kleinere vormindex (klasse 1-2) wat een meer vierkante of ronde vorm betekent. Een directe relatie met andere sturende variabelen is niet te verwachten. Tussen de vormindex en accretie zou een verband kunnen bestaan, aangezien achterin een langgerekt gebied de sedimentbeschikbaarheid zou kunnen teruglopen. Deze relatie is niet eenduidig omdat ook andere sturende variabelen als oppervlakte, 'Maximale afstand tot doorbraak', overstromingsfrequentie en krekensysteem hierin een rol kunnen spelen.

Oriëntatie t.o.v. de kust

De sturende variabele 'Oriëntatie t.o.v. de kust' laat zien dat de beschouwde gebieden over het algemeen tegen de kustlijn 'aangeplakt' zijn (klasse 1-2). Het Sieperdaschor, Gog-Le-Hi-Te, Fingringhoe (B) en Brandy Hole (B) staan echter meer haaks op de kustlijn (klasse 4-5). Een relatie met andere sturende variabelen blijkt niet uit de tabellen. Ook een directe relatie met resulterende variabelen kan niet worden gelegd. Waarschijnlijk speelt de oriëntatie wel een rol speelt in de sedimentverspreiding. De combinatie van een haakse oriëntatie met een hoge vormindex (= langgerekt gebied), zoals in het Sieperdaschor, kan leiden tot lage sedimentbeschikbaarheid en daardoor een lage accretie achterin het gebied. Dit wordt bevestigd door de waarnemingen in het Sieperdaschor (Bijlage I). Aangezien meerdere factoren van belang zijn voor de accretie is de relatie uit tabel 3 en via regressie niet af te leiden.

Maximale afstand tot de doorbraak

De 'Maximale afstand tot doorbraak' is erg variabel en loopt van 75 (Wallasea (B)) tot 3500 m (Sieperdaschor). Zoals reeds gesteld bij de bespreking van de 'Oriëntatie t.o.v. de kust' en 'Vormindex' speelt de maximale afstand tot de doorbraak waarschijnlijk een rol in de accretie van het gebied. Ook hier is een eenduidige relatie niet te achterhalen doordat meerdere sturende variabelen van belang zijn.

Absolute dimensies van de doorbraak

De 'Absolute dimensies doorbraak' lopen erg uiteen, van 12 m voor de Holwerderpier tot 1330 m voor Canvey Point. Echter bij de gebieden waarvan vrijwel de gehele dijk is weg geërodeerd (zoals Horsey Island, Canvey Point) is het de vraag of daar nog van een doorbraak kan worden gesproken. Een grote doorbraak kan, zeker in combinatie met een hoge 'Externe golfenergie', leiden tot een grotere erosiegevoeligheid. Er is echter geen significante relatie tussen de absolute dimensie van de doorbraak en de erosie af te leiden uit de tabel. Andere factoren, zoals de externe golfenergie, spelen waarschijnlijk ook een rol.

Relatieve dimensies van de doorbraak

De 'Relatieve dimensies doorbraak' loopt van 0.32 (Holwerderpier) tot 87.43 (Wallasea (A)) m/ha. Een positief verband met de getijamplitude is te verwachten, aangezien bij een grotere getijamplitude het getijvolume vergroot en daardoor de relatieve dimensie van de opening. Een lineaire regressie levert inderdaad een significant positief verband op ($n=29$, $p<0.05$, $R^2=0.19$). Een grotere relatieve dimensie zou kunnen betekenen dat de hogere erosieve krachten leiden tot meer erosie en kreekontwikkeling. Dit blijkt echter niet uit tabel 3 wanneer de symbolen van de relatieve dimensies met die van erosie en kreekontwikkeling worden vergeleken.

Hoogteligging ten tijde van de doorbraak

De 'Hoogteligging doorbraak' is uitgezet tegen gemiddeld zeeniveau en geeft daarom geen

indicatie over de positie van het gebied in de getijdencurve. De hoogligging ten tijde van de doorbraak vertoont een sterke positieve lineaire relatie ($n=26$, $p<0.001$, $R^2=0.77$) met ‘Hoogteligging huidig’. Aangezien het habitatype (schor, slik of subtidaal) afhangt van de hoogteligging in de getijdencurve, bepaalt ook de hoogteligging ten tijde van de doorbraak (in combinatie met getijamplitude) in belangrijke mate het uiteindelijke habitatype. Overigens is de leeftijd ook van belang. De ‘oudere’ (>50 jaar) liggen op zo’n 15-20 cm boven de hoogteligging ten tijde van de doorbraak, terwijl de jongere daar slechts iets boven liggen. Er is een significante negatieve relatie met de externe golfenergie ($n=24$, $p<0.01$, $R^2=0.29$). Burd *et al.* (1994) geeft hiervoor een mogelijke verklaring: externe golfenergie hield het gebied vóór de inpoldering relatief laag, wat gereflecteerd wordt in de hoogteligging tijdens doorbraak. Gebieden met een lagere hoogteligging tijdens doorbraak zijn gevoeliger voor erosie, blijkt uit de significant negatieve verband tussen hoogteligging doorbraak en ‘Erosie’ ($n=18$, $p<0.01$, $R^2=0.42$). Een significant verband tussen de hoogteligging tijdens de doorbraak en accretie is aan te tonen uit de tabellen. Ook is er geen verband met de beoordeling van de kreekontwikkeling.

Huidige hoogteligging

Voor ‘Hoogteligging huidig’ geldt dezelfde beperking als voor ‘hoogteligging doorbraak’, de waarde geeft geen uitsluitsel over de positie in de getijdencurve. Zoals eerder aangehaald vertroebelt deze beperking een verband met de ‘Overstromingsfrequentie’. De huidige hoogteligging vertoont een positieve relatie met ‘Erosie’.

Getijamplitude

De sturende variabele ‘Getijamplitude’ loopt van 2 (Paezemerlannen, Holwerderpier) tot ruim 7 m (Northey Island, Wallasea A en B, Canvey Point). Directe relaties met sturende of resulterende variabelen komen niet uit de tabel naar voor.

Overstromingsfrequentie

De ‘Overstromingsfrequentie’ varieert van vrijwel dagelijks (750x) in Tollesbury en Gog-Le-Hi-Te tot alleen bij hoog springtij (70x) in de Paezemerlannen. Relaties met andere sturende variabelen lijken er niet te zijn. Burd *et al.* (1995) vond een negatieve relatie tussen overstromingsfrequentie en accretie. In deze studie is die dataset uitgebreid en is een positieve relatie gevonden ($n=25$, $p<0.05$, $R^2=0.18$).

Helling

De ‘Helling’ heeft voor verschillende gebieden een negatieve waarde, wat betekent dat de helling niet zeewaarts gericht is. Relaties met andere variabelen zijn uit tabel 2 en 3 niet af te leiden.

Drainering

De ‘Drainering’ lijkt geen relatie met andere sturende variabelen te hebben. Wanneer de gebieden waar geen draineringstelsel lag ten tijde van de doorbraak worden genegeerd, lijkt er een niet significant licht positief verband tussen drainering en ‘Erosie’ te bestaan.

Tussen drainering en 'Accretie' lijkt geen verband te bestaan. Wel valt op dat de kreekontwikkeling lager wordt beoordeeld naarmate de drainering hoger is. Blijkbaar werkt een bestaand draineringstelsel de ontwikkeling van een natuurlijk ogend (hiërarchisch) kreekstelsel niet in de hand.

Interne golfenergie

De 'Interne golfenergie' lijkt niet met andere sturende variabelen te zijn gerelateerd. Een mogelijke relatie met 'Sedimentsamenstelling' is te verwachten, aangezien resuspensie door windgolven de bezinking van kleiner materiaal kan belemmeren. Deze relatie is echter niet gevonden. Door hetzelfde mechanisme zouden interne windgolven erosie in de hand kunnen werken en/of accretie kunnen belemmeren. Ook tussen interne golfenergie en erosie en/of accretie zijn geen relaties af te leiden uit tabel 2 en 3.

Externe golfenergie

'Externe golfenergie' kan fijn sediment resuspenderen, waardoor bij een hogere externe golfenergie de sedimentsamenstelling grover zou zijn. Deze relatie kan echter niet uit tabel 2 en 3 worden afgeleid. Wel is een significant positief verband met 'Erosie' gevonden ($n=21$, $p<0.01$, $R^2=0.33$). Dit betekent dat hogere externe golfenergie leidt tot hogere erosiegevoeligheid. Het is niet duidelijk of het hier om een direct verband gaat. Bij de bespreking van 'Hoogteligging doorbraak' bleek dat deze een positief verband met erosie vertoonde, waaruit bleek dat lager gelegen gebieden gevoeliger zijn voor erosie. De 'Hoogteligging doorbraak' bleek ook een positief verband te hebben met de externe golfenergie, waarbij de verklaring was dat een hogere externe golfenergie een relatief lager schor in stand hield voor de inpoldering. Direct na de doorbraak wordt het ontpolderde gebied nog vrij goed beschermd tegen externe golven door de (doorgebroken) dijk. De positieve relatie tussen externe golfenergie en erosie is hierdoor waarschijnlijk niet direct maar loopt via de hoogteligging doorbraak. Tussen de externe golfenergie en 'Accretie' is geen relatie gevonden.

Sedimentsamenstelling

Uit de tabel kan geen verband de sedimentsamenstelling en sturende of resulterende variabelen te vertonen aangetoond worden.

4 Synthese

4.1 Morfologische processen

4.1.1 Erosie

Ook in dit hoofdstuk is erosie gedefinieerd als het verminderen van begroeide oppervlakte.

Sieperdaschor: In het oosten vond erosie plaats langs de krekken en de voormalige drainagesloten die uitruimden door het getij. Het sediment dat hierbij vrijkwam werd grotendeels binnen het gebied verspreid. Dit proces versnelde in de periode 1993-1995, nadat de duiker onder de weg vervangen was door een bredere brug en een nieuwe kreek was gegraven. Onder impuls van deze ingreep vergrootten de getij-amplitude in de ontpoldering en het getijvolume, wat erosie van krekken en drainagesloten met zich meebracht. De maximum configuratie voor de interactie tussen getijenergie en het krekkenpatroon wordt beperkt door de brugopening en is momenteel bereikt. De grote uitruiming is achter de rug in het oostelijk deel. De toename van de getijenergie onder impuls van de werkzaamheden liet zich niet gelden tot in het westelijke deel. De getijamplitude vergrootte er niet en er is weinig erosie opgetreden. In dit gedeelte was er intengendeel aanzanding van de drainagesloten waardoor de getijamplitude reduceerde van 20 tot 10 cm (Sánchez Leal *et al.*, 1998; Storm *et al.*, 1997).

Vergelijking met andere gebieden: In de recente ontpolderingen is slechts lokaal sprake van erosie, bijvoorbeeld direct achter de doorbraak in Paezemerlannen en Orplands A en B. Deze ontpolderingen worden over het algemeen goed beschermd tegen erosie door de nog aanwezige dijk. In Orplands werd bovendien met die bedoeling het materiaal, afkomstig van de aangebrachte dijkdoorbraak, als golfbreker aangebracht achter de doorbraak. Naarmate schorvorming door opslibbing en de uitbouw van het krekkenstelsel vorderen neemt de erosie door uitschuring van de krekken toe en ontstaan er hoge schorkliffen. Dit is duidelijk waarneembaar bij de oudere dijkdoorbraken in Essex.

De erosieve kracht van het getij in een ontpolderd gebied hangt af van het vloedvolume en de stroomsnelheid van het water dat het gebied binnenstroomt. Hoogteligging, getijamplitude en de dimensies van de dijkopeningen zijn hierbij belangrijk omdat ze samen de overstromingsfrequentie, -hoogte en -duur bepalen. Gebieden die relatief lager liggen op het moment van de doorbraak zijn erosiegevoeliger. Er komt dan meer water het gebied binnen waardoor er meer erosie-energie is. Met een kleine getijamplitude heeft een verschil in hoogteligging een grotere impact op het hydrologisch regime dan bij een grotere getijamplitude (Burd *et al.*, 1994; Haltiner *et al.*, 1997; Reed *et al.*, 1999).

Gebieden in Essex waarin een dicht artificieel drainagestelsel aanwezig was ten tijde van de doorbraak zijn aan grotere erosie onderhevig geweest (Burd *et al.*, 1994). Een kunstmatig drainagestelsel is niet ontworpen voor alle functies die een natuurlijk krekkenstelsel uitoefent (aanvoer, afvoer en dispersie) maar enkel voor afvoer. Er is geen

geleidelijke uitdoving van energie zoals in een natuurlijk dendritisch krekensysteem, waardoor de stroomsnelheid in de krekensystemen en de erosieve krachten van de getijstroom groter blijven tot dieper in het gebied. De impact van de configuratie en de complexiteit van het krekensysteem op de verspreiding van stroomsnelheden en daardoor op de erosieve krachten binnen een gebied werd in verschillende studies gedocumenteerd (Emerson *et al.*, 1997; French, 1996; Reed *et al.*, 1999; Zedler & Callaway, in prep.; Weinstein *et al.*, in prep a, b).

Ook het aantal openingen en hun positie ten opzichte van elkaar beïnvloeden de erosieve kracht van het getijdenwater. Als er meerdere openingen zijn kan een nevengeuleffect ontstaan waardoor vloedwater ongehinderd van de ene naar de andere opening kan stromen. Op die manier is er geen dispersie van energie zoals in een vertakkend krekensysteem. Er wordt geen sediment afgezet en de kreek schuurt uit (Burd, 1995).

Invloed van de sedimentsamenstelling en de voorgeschiedenis van het gebied op de erosiegevoeligheid van krekensystemen blijkt niet uit de resultatentabel van deze studie doordat er veel interactie is met andere meer sturende parameters.

Belangrijke sturende variabelen:

- De hoogteligging: Een gebied dat relatief laag ligt is erosiegevoeliger door de hogere overstromingsenergie, -hoogte, -frequentie en -duur. De hoogteligging t.o.v. GHW geeft dit beter weer dan de hoogteligging t.o.v. het gemiddeld zeeniveau zoals die in deze studie gebruikt werd.
- De getijamplitude: Samen met de oppervlakte en de hoogteligging bepaalt deze het vloedvolume dat de stroomsnelheid en de erosieve krachten van het water beïnvloedt.
- Het aanwezige drainagenetwerk: Zowel de configuratie als de dichtheid van de sloten beïnvloeden de erosiegevoeligheid van het gebied
- Relatieve dimensie doorbraak: Indien de dijkopeningen niet gefixeerd zijn zal de grootte ervan een resulterende variabele zijn. De dimensies zijn dan afhankelijk van de andere factoren die het getijvolume, de getij-energie en de morfologische processen beïnvloeden. Er zal een evenwicht ontstaan tussen het getijvolume en de totale dimensie van de doorbraken. Indien de dijkopeningen echter gefixeerd zijn op een kleinere dimensie dan zullen ze de inkomende getijenergie, het vloedvolume en de erosieve kracht van het getij beperken, zoals dat gebeurt in het Sieperdaschor.
- Het aantal doorbraken of openingen en hun positie ten opzichte van elkaar kan de energie dispersie in het gebied en de erosieve kracht van de getijgolf beïnvloeden. Deze factor is niet weergegeven in de tabel met sturende variabelen en de gegevens waren ook niet beschikbaar voor de dijkdoorbraken in Essex. Indien er meerdere openingen waren werden de afmetingen gesommeerd.

4.1.2 Accretie

Sieperdaschor: Het Sieperdaschor is een sediment importerend schor, met 25% herverdeling van de netto depositie (Storm *et al.*, 1997). In het oostelijk deel wordt het aangevoerde sediment verspreid door de krekken en vervolgens ‘gevangen’ door de aanwezige vegetatie. Dit resulteert in hoge sedimentatiesnelheden in het oosten en de ontwikkeling van een kom-oeverwal systeem. De accretie in het westelijk deel is relatief laag, door de langgerekte vorm die loodrecht op de kustlijn staat is het grootste deel van het inkomende sediment waarschijnlijk al afgevangen wanneer de vloedgolf dit gebied bereikt.

Vergelijking met andere gebieden: In de recente ontpolderingen is de accretiesnelheid over het algemeen hoger dan op naburige natuurlijke schorren. Doordat ingepolderde gebieden ingeklonken zijn en verstoken bleven van sedimentaanvoer, liggen ontpolderde gebieden meestal relatief lager. Bijgevolg hebben ze een grotere overstromingsfrequentie, -duur en -hoogte, waardoor meer sediment wordt aangevoerd. Bij enkele van de dijkdoorbraken (Stone Marsh, Horsey Island, Canvey Point) was de accretie zeer laag (tabel 2,3) en in Wallasea was de accretie vermoedelijk zelfs negatief. In deze gebieden heeft ook weinig kreekontwikkeling plaatsgevonden en was er veel erosie. Ze zijn lager gelegen in de getijdencurve dan de gebieden waar er wel accretie was en de dijk erodeerde er bijna volledig weg. Er lijkt een optimum hoogteligging t.o.v. GHW voor accretie te bestaan. Op die hoogte zijn de overstromingsfrequentie, -hoogte, en -duur goed voor voldoende sedimentaanvoer en is de stroomsnelheid voldoende laag voor sedimentatie (Weinstein *et al.*, in prep; Simenstad *et al.*, 2000). Indien de accretie sneller verloopt dan de zeespiegelstijging komt het gebied langzaam hoger in de getijdencurve te liggen en zal zich een schor ontwikkelen. Naarmate de accretie vordert nemen overstromingsfrequentie, -hoogte, en -duur af en wordt er minder sediment aangevoerd, tot de maximum hoogte bereikt is en het gevormde schor niet meer overstroomt. Beneden de optimum hoogte is een negatieve tot lage accretie te verwachten, hierbij gaat om slik of ondiepwatergebied. Canvey Point heeft na meer dan 100 jaar nog steeds een kleine netto stijging t.o.v. gemiddeld zeeniveau en zal waarschijnlijk nog zeer lang een slik blijven. Wallasea, een meer recente doorbraak (40j) heeft een netto daling t.o.v. gemiddeld zeeniveau en zal indien er verder niet ingegrepen wordt evolueren naar een ondiepwatergebied.

Naast de hoogteligging zijn er een aantal processen die de accretie en dus de evolutie van een ontpoldering naar schor, slik of ondiepwatergebied beïnvloeden:

- Aanvoer van sediment naar het gebied.
- Verspreiding van het sediment over het gebied.
- Bezinking van het sediment.
- Consolidatie en fixatie van het sediment.

De sedimentbelasting van het estuarium en de toevoer ervan naar het ontpolderde gebied beïnvloedt in belangrijke mate de netto sedimentatiebalans (Williams & Orr, in prep.). Een vergelijkende studie van dijkdoorbraken in de San Joaquin Delta (Sacramento, US) wees

uit dat, indien de nodige sedimenttoevoer aanwezig is, accretie altijd zal gebeuren ongeacht de hoogteligging. Volgens de berekeningen zou een subtidaal gebied er eeuwen nodig hebben om tot een schor te ontwikkelen (Simenstad *et al.*, 2000). Indien de sedimenttoevoer ontoereikend is zal er ongeacht de hoogteligging geen accretie zijn en kan het gebied zelfs verlagen of weg eroderen. Dit werd aangegeven als de oorzaak van gering succes voor een schorontwikkelingsproject in California (Haltiner *et al.*, 1997). De inschatting van de aanvoer van sediment naar het gebied is over het algemeen een hiaat in de data. Bij geplande ontpolderingen is deze nochtans een belangrijk gegeven om redelijke voorspellingen te kunnen doen naar te verwachten ontwikkelingen. Modelleringsstudies, met modellen zoals die van b.v. Krone & Hu (1997) en Woolnough *et al.* (1995), kunnen hierbij van dienst zijn.

In de verspreiding van sediment over het gebied is een belangrijke rol voor kreken weggelegd (Reed *et al.*, 1999; French, 1996). Pethick & Burd 1996 vinden dat op 75 m afstand van een kreek >90% van het aangevoerde sediment afgezet is. Binnen eenzelfde schor heeft hoogteligging minder impact op de sedimentatie op een gegeven plaats dan de kortste afstand tot een kreek (Reed *et al.*, 1999). Ook de vormindex van het gebied en de oriëntatie spelen hierin een rol. Burd *et al.* (1994) vonden een relatie tussen de initiële accretie en de vorm van het gebied. Een langgerekt gebied heeft een lagere initiële accretiesnelheid. Achterin zo'n gebied is immers minder sediment beschikbaar zijn, omdat het grotendeels weggevangen wordt net achter de doorbraak. Het Sieperdaschor is hiervan een mooie illustratie.

Tijdelijke stroomsnelheidspulsen tijdens stormen leveren doorgaans de meest substantiële bijdrage tot de netto accretie (Zedler & Callaway, in prep; Roman *et al.*, 1997; van Duin *et al.*, 1997). Deze pulsen voeren veel meer sediment aan en veranderen ook het sedimentatiepatroon. Ze veroorzaken resuspensie in de kreken, wat een extra sedimentinput voor het schor betekent. Bovendien wordt dit sediment door de hogere waterstand over het ganse schor verspreid (Reed *et al.*, 1999).

Als de bezinking wordt belemmerd kan ophoging van het gebied achterblijven. In het Blyth estuarium werden meer en minder beschutte gebieden vergeleken om het effect van interne windenergie op accretie te evalueren (French *et al.*, 1999). Bij interne strijklengten van 2, 0.4 en 0.2 km werden accretiesnelheden van respectievelijk -30, 8 en 17 mm/j gemeten. Hieruit blijkt dat de interne golfenergie de actuele accretie significant kan verlagen door resuspensie van het aangevoerde sediment. Een evaluatie van herstelde zoutschorren in San Fransisco Bay leverde dezelfde bevindingen op (Williams & Orr, in prep.). Indien bij een geplande ontpoldering sedimentatie en vegetatievestiging gewenst is kan hiermee rekening gehouden worden door bijvoorbeeld de vorm van de kustlijn aan te passen of door windbrekers in het gebied aan te leggen zoals in Sonoma Bay en Orplands (Anonymus, 1994; Dixon *et al.*, 1998).

Ontwatering bij ieder getij bevordert de consolidatie van het sediment en de kans op vegetatievestiging, waardoor een gebied erosiebestendiger en een betere 'sedimentvang'

wordt. Naast de overstromingsduur en -frequentie wordt dit bevorderd door een zeewaartse helling van het gebied, het drainerend vermogen van het krekensysteem, en de doorlaatbaarheid van de bodem (sedimentsamenstelling en het voormalig landgebruik) (Crooks *et al.*, in prep.; Weinstein *et al.*, in prep).

Belangrijke sturende variabelen:

- Sedimentbelasting van het estuarium: Voldoende sedimenttoevoer is een essentiële voorwaarde voor sedimentatie. Deze sturende variabele is jammer genoeg niet opgenomen in de beschikbare studies.
- Hoogteligging: Indien het gebied te hoog ligt is de inundatiefrequentie te laag en zullen zich nog weinig morfologische processen afspelen. Indien het gebied te laag ligt is de getijenergie te groot en zal het aangevoerde sediment niet blijven liggen. Afhankelijk van de bodemresistentie kan er zelfs negatieve accretie optreden.
- Getijamplitude: Het bereik van de hoogteligging waarover sedimentatie kan optreden is groter bij een grotere getijamplitude. Deze factor beïnvloedt zowel het sedimentatiepatroon als de sedimentatiesnelheid.
- Krekensysteem: Een natuurlijk vertakkend krekensysteem bevordert de verspreiding van het toegevoerde sediment over het gebied. Indien het krekensysteem het gebied voldoende kan draineren om een goede nat-droog cyclus tussen opeenvolgende overstromingen te verzekeren dan kan het aangevoerde sediment consolideren zodat er minder kans is op resuspensie bij een volgende overstroming. Er is dan ook meer kans op vestiging van vegetatie die op haar beurt een goede sedimentvang is.
- Vormindex en oriëntatie: In een gebied met een hoge vormindex dat bovendien loodrecht op de kustlijn staat zal het sediment niet tot achterin verspreid worden.
- Interne golfenergie: Te hoge interne golfenergie verhindert sedimentatie door voortdurende resuspensie van het aangevoerde sediment.
- Helling: Een zeewaartse helling bevordert de afwatering van het gebied tussen twee overstromingen en draagt op die manier bij tot een goede droog-nat cyclus.
- Sedimentsamenstelling: De sedimentsamenstelling beïnvloedt de afwatering van het gebied tussen twee overstromingen maar ook de weerstand tegen golf- en getijenergie.
- Voormalig landgebruik: Als ‘Sedimentsamenstelling’.

4.1.3 Kreekontwikkeling

Sieperdaschor: In het oostelijk deel zijn de bestaande sloten en kreken onder invloed van het getij uitgesleten en zijn enkele nieuwe kreken ontstaan. Dit proces is aanzienlijk versneld nadat een nieuw gegraven kreek en het vervangen van de duiker door een bredere brug de getijdeninvloed sterk verhoogde. Dit effect liet zich vooral gelden in 1993-1995. In het westen is te weinig energie aanwezig voor morfologische processen, waardoor

kreekontwikkeling niet optreedt. In de sloten vindt zelfs sedimentatie plaats. Zoals reeds vermeld wordt de maximum configuratie voor de interactie tussen getijenergie en krekenspatroon beperkt door de brugopening. Deze veronderstelling kan gestaafd worden door de brugopening te vergelijken met de natuurlijke evenwichtsdoorsnede van een hoofdkreek in een gebied met hetzelfde kombergingsvolume. Die relaties werden in de literatuur empirisch berekend voor verschillende geografische regio's (Coats *et al.*, 1989; Goodwin, 1996; Burd 1995). De meest vergelijkbare situatie voor het Schelde-estuarium is die van de dijkdoorbraken in Essex, waar het verband berekend werd tussen de totale doorbraakbreedte en het kombergingsvolume.

$$B := 37.9e^{1.8 \cdot 10^{-6} \cdot KV}$$

Waarbij:

B = breedte van de doorbraak (m)

KV = kombergingsvolume van het schor(m³)

Als in deze formule het kombergingsvolume voor het gehele Sieperdaschor tijdens gemiddeld springtij (382.200 m³, uit Moermond (1994)) wordt ingevuld, levert dit een evenwichtsbreedte van 75 m op. Hoewel voorzichtig met zulke empirische relaties moet worden omgesprongen geeft dit toch een duidelijke indicatie dat de huidige opening onder de brug een beperking vormt voor significante morfologische processen dieper in het gebied.

Vergelijking met andere gebieden: In de recentere ontpolderingen Orplands A en B en Tollesbury is de kreekontwikkeling nog moeilijk te beoordelen. Deze gebieden bestaan voornamelijk uit slik. De natuurlijk ontstane krekenspatroon bevinden zich nog in een embryonaal stadium. In Orplands B is er een verschil in de complexiteit van het ontwikkelde krekenspatroon tussen de verschillende cellen (Emerson *et al.*, 1997, pers. observatie). De cel waar het krekenspatroon zich best ontwikkelde lag gemiddeld lager en door de oriëntatie van de dijkopening t.o.v. de vooraf uitgegraven krekenspatroon stroomt het getijwater er met sterkere stroomsnelheidspulsen in. In de Paezemerlannen en de Holwerderpier heeft nauwelijks natuurlijke kreekontwikkeling plaatsgevonden. Het bestaande artificiële drainagestelsel is blijkbaar erg robuust en door de lage getijamplitude zijn de erosieve krachten beperkt. Op Northey Island heeft eveneens weinig kreekontwikkeling plaatsgevonden. Dit gebied lag ten tijde van ontpoldering relatief hoog, waardoor morfologische processen alleen tijdens springtij kunnen plaatsvinden.

In natuurlijke omstandigheden ontstaat een krekenspatroon wanneer een subtidaal gebied in een sedimentrijke omgeving ophoogt tot intertidaal niveau en vervolgens evolueert via slik naar schor. De vloedstroom hoogt het gebied op doordat aangevoerd sediment gedeeltelijk sedimenteert. De ebstream schuurt vervolgens kleine meanderende kreekjes uit deze ophoging. Naarmate het proces evolueert en het gebied hoger in de getijdenzone komt te liggen vermindert de sedimentatie en wordt erosie of uitschuring het belangrijkste kreekvormend proces, dit geldt voor de vloed- en ebstream (Desmond *et al.*, 2000; French,

1996; Reed *et al.*, 1999; Weinstein *et al.*, in prep.; Williams & Zedler, 1999). De hoogteligging in de getijdencurve op het moment van de doorbraak bepaalt dus of kreekvorming in een ontpoldering voornamelijk zal gebeuren door sedimentatie, door uitschuring van het aanwezige draineringssysteem of door een samenspel van beiden. Uit een vergelijking van een tijdreeks van luchtfoto's besloot French (1996) dat kreken zich veel minder verleggen dan algemeen aangenomen wordt. Meandering door uitschuring en depositie zijn de belangrijkste veranderingen die zich verder nog eventueel voordoen. Deze evolutie konden ook Weinstein *et al.* (in prep.) afleiden uit een vergelijking van dijkdoorbraken van verschillende leeftijden en uitgangshoogten in Delaware bay (VS). Bovendien bleek bij ontpolderingen en dijkdoorbraken dat de uitgangshoogte de vorm en de functionaliteit van het krekensysteem beïnvloeden. Op basis van de uitgangshoogte werden vier klassen onderscheiden:

- Uitgangshoogte subtidaal: Evolutie naar een intertidaal gebied is zeer traag. Over het algemeen zijn deze gebieden na 70 jaar nog grotendeels subtidaal en is het krekensysteem nog zeer embryonaal.
- Laag tot gemiddeld slikniveau: Deze gebieden evolueerden relatief sneller naar jong schor met een 'dendritisch' krekensysteem. Het krekensysteem bestond overwegend uit kleine 1^e en 2^e orde kreekjes en slechts uit enkele, weinig vertakkende en haast niet meanderende kreken van hogere orde die grotendeels intertidaal zijn.
- Hoog slik tot laag schor niveau: De aanwezige draineringskanalen worden hogere orde kreken. Indien dit de vroegere kreken zijn zal zich een redelijk 'natuurlijk' krekensysteem ontwikkelen. Aangelegde afwateringssystemen daarentegen blijven hun rechthoekige vorm behouden. Nieuwe kreekjes van lagere orde meanderen maar bereiken niet de dichtheid van een natuurlijk krekensysteem.
- Ongestoorde 'natuurlijke' schorren: Deze gebieden werden ter vergelijking toegevoegd. In deze schorren is het aandeel kreken van hogere orde groter, vertakken en meanderen de kreken meer en zijn over een grotere lengte subtidaal. Deze aspecten zijn belangrijk voor residente vissen.

De belangrijkste sturende variabelen: Door de grote verwevenheid van accretie/erosie en kreekvorming kunnen hier alle variabelen die bij die processen aangehaald werden herhaald worden. Toch vermelden we specifiek voor kreekvorming:

- De hoogteligging doorbraak: Deze hoogteligging bepaalt in welk ontwikkelingsstadium de kreekvorming zal gebeuren, dus ook de intensiteit en het relatief belang van de 2 processen (uitschuring en ophoging). Deze wisselwerking beïnvloedt de vorm en functionaliteit van het krekensysteem.
- Het aanwezige afwateringssysteem: Het draineringssysteem is redelijk robuust en vormt de kreken van hogere orde.
- Het voormalig landgebruik: Indien het gebied beweid werd is de kans groot dat er nog kreekrelicten aanwezig zijn zodat een 'natuurlijker' krekensysteem kan ontwikkelen. Bij akkerbouw worden deze vernietigd door het effenen van het terrein en wordt dikwijls

een rectangulair afwateringssysteem aangelegd.

- Getijamplitude: Een hogere getijamplitude betekent dat er meer energie is voor de vorming van natuurlijke krekken en dat er een grotere verticale gradiënt is waarover morfologische processen zich kunnen afspelen.
- Dimensie van de doorbraak: De dimensie van de doorbraak moet zich kunnen aanpassen aan het kombergingsvolume.
- Oriëntatie van de doorbraak: De oriëntatie kan invloed hebben op de stroomsnelheidspulsen en de energie waarmee het getij het gebied binnenstroomt.

4.2 Chemische parameters

Sieperdaschor: Chemische parameters zoals organisch stof gehalte, nutriënten, saliniteit en redoxpotentiaal werden niet gevolgd. Wel werden in 1992 en 1999 een aantal verontreinigingen gemeten maar hierover werden in de literatuur geen gegevens ter vergelijking gevonden.

Vergelijking met andere gebieden: Chemische parameters als saliniteit en redoxpotentiaal zijn gevolgd in Tollesbury en Orplands A en B. Hieruit blijkt dat zoals verwacht het grondwater vaak snel vergelijkbare waarden heeft met natuurlijke schorren (zie ook Minello *et al.*, 1992 en Craft *et al.*, 1991). De bodemparameters blijken zich langzamer aan te passen. In Tollesbury heeft de pH zich na enkele jaren volledig aangepast en is op enkele plaatsen sterk gestegen. Verder bleek de conductiviteit van de bodem zich na 10 maanden alleen in de bovenste horizonten tot vergelijkbare waarden te hebben ontwikkeld. In Orplands A en B blijkt dat de redoxpotentiaal zich na enkele jaren nog niet tot 'natuurlijke' waarden heeft gestabiliseerd. Onder andere doordat weggrottende cultuurgewassen voor een lage redoxpotentiaal zorgden.

De literatuur documenteert herhaaldelijk de langzamere aanpassing van verschillende chemische bodemparameters van gerestaureerde slikken (Lee *et al.*, 1998; Evans *et al.*, 1998) en schorren (Craft *et al.*, 1988, 1991, 1999; Sacco *et al.*, 1994; Scatolini *et al.*, 1996). Over het algemeen wordt gesteld dat de bodem in een gerestaureerd intergetijdengebied lange tijd nodig heeft om een gehalte aan organische stof en nutriënten op te bouwen dat vergelijkbaar is aan dat van natuurlijke. Deze opbouw gaat gepaard met een evolutie van meer open naar meer gesloten nutriënten cycli. De tijd die nodig is om een bodem op te bouwen die vergelijkbaar is aan een natuurlijke loopt over verschillende decennia en varieert naargelang de sedimentsamenstelling en -toevoer. In een slibrijke omgeving gaat dit doorgaans sneller dan in meer zandige (Zedler, 1996; Lee *et al.*, 1998).

Belangrijke sturende variabelen:

- Inundatiefrequentie: (of hoogteligging t.o.v. GHW), naarmate een gebied vaker met getijdenwater wordt geïnundeerd zullen de bodemparameters zich sneller aanpassen.
- Accretie: als er versneld accretie met estuarien sediment optreedt, zullen de bovenste

cm van de bodem vergelijkbare waarden krijgen met natuurlijke gebieden, aangezien aangevoerd estuarien sediment natuurlijke chemische waarden heeft.

- Vegetatievestiging: zorgt voor rijping van de bodem.
- Sedimentsamenstelling: slibrijke bodems houden beter de nutriënten vast.

4.3 Biota

4.3.1 Vegetatieontwikkeling

Sieperdaschor: In het oostelijk en westelijk deel heeft een natuurlijke ontwikkeling van de vegetatie plaatsgevonden en is een hoogtezoning waar te nemen. Momenteel is begrazing de belangrijkste factor die de verschillen in vegetatiesamenstelling tussen het oosten en westen bepaalt.

Vergelijking met andere gebieden: Over het algemeen wordt in de ontpolderingen een natuurlijke successie waargenomen. *Salicornia* is veelvuldig de voornaamste koloniserende soort, die vervolgens door *Spartina* en *Puccinellia* wordt verdrongen. In de Peazemerlannen is het kom-oeverwal systeem duidelijk gereflecteerd in de vegetatie. Tollesbury en Orplands A en B bevinden zich in een stadium waarin de vegetatie zich aan het vestigen is. Vestiging vindt plaats op de hogere delen, waarna uitbreiding naar de lagere delen waar te nemen is. In Orplands werd de groei van *Salicornia* bemoeilijkt door de aanwezigheid van groenwiermatten (met o.a. *Ulva* en *Enteromorpha*), die verstikkend kunnen werken als ze te dicht worden. Vroegere bemesting van het gebied en afspoeling van nutriënten van omliggende landbouwgebieden zijn hiervan mogelijke oorzaken. In verschillende projecten wordt vegetatie aangeplant om de vestiging te versnellen. In veel gevallen sterft deze grotendeels af (b.v. Tollesbury) of ontwikkelt zich een eentonig vegetatiedek wat een gebrek aan microhabitaten tot gevolg heeft (Moy & Levin, 1991).

Bakker *et al.* (in prep.) vergeleken de vestigingswijze van planten bij verschillende ontpolderingen in brakke en zoute gebieden (onder andere ook in Peazemerlannen en het Sieperdaschor) en concludeerden dat de zaadbank in de bodem weinig of geen bijdrage levert aan de vestiging van de schorvegetaties. Zaden of vegetatieve plantendelen worden door het getij aangevoerd vanuit naburige schorren. De bijdrage van winddispersie en verspreiding door vogels werd laag ingeschat in deze studie. Vestigingskansen van vegetatie worden dus aanmerkelijk vergroot indien naburige schorren aanwezig zijn. In Gog-Le-Hi-Te werd op de afwezigheid van referentieschorren in de buurt geanticiperd door doelsoorten (o.a. zegge) aan te planten. In de lage schorzone werden deze echter al gauw verdrongen door andere soorten als bies, rus en wilg (Simenstad & Thom, 1996). De zaadtoevoer op dit zoetwaterschor berust blijkbaar op andere mechanismen dan in Nederlandse zout- en brakwaterschorren.

In San Francisco Bay werden vegetaties vergeleken in schorren met verschillende krekensystemen (Sanderson *et al.*, 2000). De verspreidingspatronen zijn complex maar een verband werd aangetoond tussen soortenrijkdom, -dichtheid, -samenstelling en -

verspreiding enerzijds en kreekdimensies en -dichtheid anderzijds. Volgens Zedler & Callaway (in prep.) bevordert de hiërarchische structuur van een natuurlijk krekensysteem de hoge primaire productie van een schor. Het krekensysteem zorgt voor de verspreiding van aangevoerde nutriënten en sedimenten en voert water en productie af. Een grote randlengte en een kleine maximale afstand tot een kreek zijn de twee belangrijke factoren voor het volbrengen van deze functies. Gebieden met minder vertakte en dense krekensystemen hebben ook slecht gedraineerde gebieden met waterverzadigde bodems, wat vegetatie vestiging tegenhoudt.

Belangrijke sturende variabelen:

- Hoogteligging huidig: De hoogteligging in de getijdencurve bepaalt het successiestadium in de vegetatie.
- Accretie: De snelheid waarmee de verschillende successiestadia in de vegetatie zich opbouwen hangt in grote mate samen met de sedimentatiesnelheid, vermits deze de hoogteligging en dus het hydrologisch regime van een gegeven plaats beïnvloedt.
- Het krekensysteem: Het krekensysteem zorgt voor toevoer van nutriënten en is van invloed op de droog-nat cyclus.
- De getijamplitude: Een grotere getijamplitude geeft een grotere verticale gradiënt en meer uitgesproken kommen en oeverwallen. Dit werkt diversifiërend op de vegetatie.
- Zaadtoevoer: De manier waarop zaad of vegetatieve plantedelen het gebied bereiken varieert naargelang de omstandigheden en het soort schor. Over het algemeen blijkt dit geen beperkende factor te zijn en is aanplant overbodig.
- Voormalig landbouwgebruik: Indien het voormalig landgebruik akkerbouw is, wordt het natuurlijk microreliëf vernietigd wat een minder gunstige Ausgangssituatie oplevert. Voormalige bemesting kan een bloei van wieren veroorzaken waardoor plantengroei belemmerd kan worden.

4.3.2 Infauna en hyperfauna

Sieperdaschor: De kolonisatiefase van in- en hyperfauna is gemist, doordat het monitoringprogramma pas 5 jaar na het herstel van de getijdeninvloed is begonnen. De infauna is echter qua soortensamenstelling en dichtheid te vergelijken met natuurlijke intergetijdengebieden. De hyperfauna levert een bijdrage aan de soortensamenstelling, maar qua dichtheid is deze te verwaarlozen t.o.v. de infauna.

Vergelijking met andere gebieden: De gevonden literatuur heeft vooral betrekking op de invloed van de bodemsamenstelling die belangrijkst is voor depositfeeders. Vergelijkingen tussen natuurlijke slikken en ingepolderde gebieden met betrekking tot filterfeeders, die voor hun voedsel afhankelijk zijn van het phytoplankton dat meekomt met de waterstroom, werden in de literatuur niet gevonden.

In Tollesbury, Orplands B, Gog-Le-Hi-Te heeft een snelle kolonisatie plaatsgevonden.

Echter 4-5 jaar na herstelde getijdeninvloed lopen de soortensamenstelling en de dichtheid over het algemeen achter bij de natuurlijke slikken. In Orplands A blijft de kolonisatie achter, doordat de redoxpotential van de bodem te laag is. Een snelle kolonisatie werd ook in North Carolina waargenomen waar soorten reeds vanaf het eerste jaar gebieden koloniseerden die weer onder getijdeninvloed werden gesteld (Sacco *et al.*, 1994; Levin *et al.*, 1996). De volledigheid qua samenstelling en dichtheid van de infauna in het Sieperdaschor is vrij uniek te noemen. Veel gebieden blijken zelfs na maximaal 17 jaar nog achter te lopen qua dichtheid (Scatolini & Zedler, 1996; Sacco *et al.*, 1994; LaSalla *et al.*, 1991) of samenstelling en dichtheid (Minello *et al.*, 1992; Minello & Webb, 1997; Moy & Levin, 1991; Levin *et al.*, 1996; Anisfeld *et al.*, 1999). Peck *et al.* (1994) en Havens *et al.* (1995) vonden na respectievelijk 13 en 5 jaar een soortensamenstelling en dichtheid vergelijkbaar met een natuurlijk slik. In de eerste studie werd aangegeven dat de vergelijkbare dichtheid een gevolg van de betere voedselkwaliteit kon zijn. In de tweede studie bleek het organisch stof gehalte van bodem (belangrijke voedselbron voor benthische fauna) vergelijkbaar te zijn tussen het gecreëerde en natuurlijke slik.

Little (2000) stelt dat het organisch gehalte van de bodem de basis is van het estuariene voedselweb en daardoor mede bepalend is voor de dichtheid van infauna. Het organisch stofgehalte van de bodem lijkt hiermee ook een bepalende factor voor met name de dichtheid van de infauna. Overigens spelen andere bodemeigenschappen als porositeit, zuurstofgehalte en korrelgrootteverdeling ook een belangrijke rol in de habitatgeschiktheid voor infauna (Little, 2000). Dit kan ook afgeleid worden uit de samenhang van de opbouw van de chemische eigenschappen van de bodem en de benthische populaties. Eerst vestigen de surface depositfeeders zich in grote densiteit, de subsurface depositfeeders komen later, wanneer organische stof en slibgehalte in de bodem hoger zijn (Craft *et al.*, 1999; Lee *et al.*, 1998).

Belangrijke sturende variabelen:

- Hydrologisch regime: Hieronder wordt het samenspel van overstromingsfrequentie, -duur en -hoogte verstaan.
- Bodemeigenschappen: De fysische (porositeit) en chemische (redoxpotential, organisch stofgehalte) bodemparameters bepalen in hoge mate de vestigings- en overlevingskansen voor benthische faunasoorten.
- Accretie: Slikken waar accretie plaatsvindt herstellen sneller qua chemische (Lee *et al.*, 1998; Evans *et al.*, 1998) en biologische parameters (Evans *et al.*, 1998).

4.3.3 Pelagische fauna

Sieperdaschor: Pelagische fauna werd niet specifiek bemonsterd in het Sieperdaschor. In de hyperfauna bemonstering werden echter wel kleine visjes gevonden.

Vergelijking met andere gebieden: In de enkele gebieden waar de pelagische fauna is bemonsterd, heeft een snelle kolonisatie plaatsgevonden door crustacea, grondels en

juvenile vissen (zeebaars, harders,). Dit komt overeen met het theoretische successieschema dat Burdick *et al.* (1997) opstelde voor ontpolderde gebieden. Blijkbaar kan een snelle kolonisatie door pelagische fauna worden verwacht.

Een snelle kolonisatie betekent niet dat het gebied alle natuurlijke functies voor nekton kan vervullen. Het verschaffen van habitat voor leefbare populaties van estuariene vissoorten stelt een aantal eisen aan de aard, de opbouw en de densiteit van het krekensysteem (Desmond *et al.*, 2000; Williams & Zedler, 1999; Teal & Weinstein in prep.; Weinstein *et al.*, in prep.a, b; Weinstein, 1998; Dionne *et al.*, 2000). Het randeffect en de bereikbaarheid van het schor beïnvloeden in sterke mate de geschiktheid van het schor als foerageergebied en kinderkamer voor nekton. De densiteit van de kleine kreekjes en een flauwe helling voor de kreekranden zijn hierbij zeer belangrijk. Een schor wordt ook meer als vlucht- en verblijfplaats gebruikt als de krekensystemen van hogere orde voldoende subtidale gebieden hebben en een zekere sinuositeit zodat er ook luwtes zijn met overhangende vegetaties. Aquatische macrophyten zijn belangrijk als paaisubstraat voor sommige soorten. Omwille van het belang van schorren voor de visserijsector wordt er bij schorherstel in Amerika zeer veel aandacht besteed aan het ontwerp van het krekensysteem, dat zoveel mogelijk de structuur van een natuurlijk krekensysteem moet benaderen. De kans op een natuurlijk krekensysteem is het grootst als het de stadia van sedimentatie, sedimentatie-erosie en tenslotte erosie te doorloopt. Hiervoor moeten een voldoende lage uitgangshoogte, voldoende tijd en sedimentbeschikbaarheid in acht worden genomen. Starten van een hogere uitgangshoogte (door bijvoorbeeld eerst op te hogen met baggerslib) en vervolgens een krekensysteem uitgraven kan aangewezen zijn in een sedimentarme omgeving, of wanneer de tijdsfactor dwingend is maar de praktijk wijst uit dat de intergetijdengebieden die daaruit evolueren niet dezelfde functionaliteit voor het nekton bereiken (Desmond *et al.*, 2000; Williams & Zedler, 1999).

Belangrijke sturende variabelen:

- Het aanwezige voedselweb
- Het krekensysteem: Een krekensysteem moet instaan voor bereikbaarheid en schuilmogelijkheden gedurende een volledige getijdencyclus door de aanwezigheid van subtidale gebieden.

4.3.4 Broedvogels

Sieperdaschor: Naarmate de vegetatie een hogere bedekking heeft, is er een verschuiving in de broedvogelpopulatie van kalegrondbroeders naar riet- en weidevogels. De lange smalle vorm van het gebied kan kolonisatie belemmeren voor soorten die grotere territoria nodig hebben, zoals de Bruine Kiekendief.

Vergelijking met andere gebieden: Een gedegen vergelijking is moeilijk te maken, aangezien er weinig gebieden zijn die vergelijkbaar zijn met het Sieperdaschor. Orplands A en B zijn nog in een stadium met beperkte vegetatieontwikkeling waardoor nog geen

geschikt broedgebied is ontstaan. Gog-Le-Hi-Te is een zoetwater schor dat snel werd gekoloniseerd, maar aangeven wordt dat dit een 'oase in een woestijn' moet zijn voor vogels, aangezien nauwelijks natuurlijke gebieden voorhanden zijn in de directe omgeving. Melvin *et al.* (1998) merken op dat in gecreëerde gebieden met aanplant een gebrek is aan microhabitaten zoals poelen en kreken en dat hierdoor de diversiteit en dichtheid achterblijft bij natuurlijke schorren.

Belangrijke sturende variabelen:

- Vegetatieontwikkeling en patronen: De bedekking met vegetatie bepaalt in belangrijke mate voor welke soorten broedvogels het gebied geschikt is.
- Oppervlakte en vormindex: De oppervlakte en de vorm bepalen de geschiktheid van het gebied als territorium voor prooivogels.

4.3.5 Watervogels

Sieperdaschor: Vooral in de eerste jaren, toen het gebied nog slijkgig en veelal onbegroeid was, werd het veelvuldig door watervogels gebruikt als rust- en foerageergebied. Door de oprukkende vegetatie zijn watervogels gedeeltelijk vervangen door meer broedvogels.

Vergelijking met andere gebieden: In de ontpolderingen Orplands A en B, Tollesbury en Gog-Le-Hi-Te wordt het gebied veel door watervogels gebruikt. Vooral in Orplands A en B en Tollesbury wordt het gebied vooral gebruikt als verlenging van de foerageertijd, aangezien de natuurlijke slikken langer geïnuundeerd zijn. Brawley *et al.* (1998) geven aan dat deze gebieden een geschikt habitat kunnen vormen voor bedreigde vogelsoorten. Desalniettemin blijven de dichtheden achter bij de natuurlijke schorren.

Belangrijke sturende variabelen:

- De structuur van het aanwezige voedselweb.

4.4 Algemene evolutiepatronen bij ontpolderingen

De initiële hoogteligging in de getijdencurve is de sleutelfactor voor de evolutiepatronen bij ontpolderingen. Deze term, in het Engels weergegeven als 'intertidal elevation' bepaalt het overstromingsregime en daarmee een aantal andere factoren (droog-nat cyclus, saliniteit, aanvoer van nutriënten en sedimenten,). Soms wordt dit begrip gekwantificeerd als het percent van de tijd dat een gebied overstroomd is, maar hierdoor wordt alle variabiliteit in het getijdenregime van een plaats over de seizoenen en de jaren heen gemaskeerd en ook deze variabiliteit is een sturende factor op zich.

De hoogteligging in de getijdencurve stuurt de processen erosie, accretie, vorming van het krekensysteem en de vorming van de bodem. De evolutie van deze processen bepaalt het habitatype dat zal ontstaan en de kansen voor biota.

De erosie-accretie processen spelen een fundamentele rol in de vorming van het intergetijdengebied. Accretie zorgt voor ophoging van het gebied, zodat effecten als

zeespiegelrijzing kunnen opgevangen worden. Tevens zorgt accretie van veelal organisch sediment voor een natuurlijke aanrijking van de bodem, wat een belangrijke basis is voor de hoge productie en de opbouw van het voedselweb. Ook voor de ontwikkeling van het krekensysteem is accretie belangrijk. Kreeken ontstaan doordat het gebied naast de kleine meanderende geultjes op het slik ophogen door slibaanvoer. De nog embryonale kreeken draineren het gebied en worden door de ebstroom uitgeruimd. Deze processen zorgen ervoor dat de meanderende geultjes zich tot kreeken ontwikkelen.

Het krekensysteem verzorgt drie belangrijke processen: aanvoer (water, sedimenten en nutriënten), verspreiding of dispersie (energie, water, sedimenten en nutriënten) en afvoer (water en productie). De kreeken bieden ook habitat aan residente en migrerende vissen en crustacea en zijn foerageergebied voor vogels. In een natuurlijk krekensysteem wordt in deze functies optimaal voorzien. De belangrijkste kenmerken zijn een hiërarchische structuur, een redelijk hoge dichtheid, kreekwanden met een flauwe helling en subtidale stukken in de kreeken van hogere orde.

De verwachting bij een ontpoldering is dat deze configuratie best benaderd zal worden wanneer de kans gegeven wordt om een gebiedseigen krekensysteem te laten ontwikkelen, te beginnen vanaf de embryonale slikkreeken. Een vereiste hiervoor is een voldoende grote sedimentbeschikbaarheid. Indien in de ontpoldering reeds een drainagestelsel aanwezig is zal dat waarschijnlijk de basis van het toekomstige krekensysteem vormen. Als de configuratie ervan niet geschikt is voor de beoogde ecologische functies kan overwogen worden om het dicht te gooien zodat er een meer autonome ontwikkeling kan gebeuren. Indien van een hogere uitgangshoogte gestart wordt is er minder sedimentatie en wordt het krekensysteem vooral door erosieve krachten uitgebouwd. De getijenergie is omgekeerd evenredig met de hoogteligging en zal mogelijk niet voldoende groot zijn om een volledig functioneel krekensysteem te ontwikkelen. In dat geval kan overwogen worden om een aanzet voor het krekensysteem uit te graven. Oude kreekenrelicten vormen een goede basis voor de ontwikkeling van een krekensysteem.

Het hoge organisch gehalte van schorren en slikken vormt een belangrijke basis van het voedselweb. Tijdens een periode van inpoldering kan zuurstof de bodem indringen en oxideert het organisch materiaal. In ontpolderingen is een te laag organisch stofgehalte dan ook vaak een belangrijke factor in het achterblijven van de ecologische functionaliteit t.o.v. natuurlijke gebieden. De effecten op het voedselweb zijn niet eenduidig maar achterblijven in microbiële activiteit, dichtheid en soortensamenstelling van bentische en pelagische fauna, vogeldichtheid en soortensamenstelling worden frequent genoemd. Aangezien de structuur en chemische eigenschappen in ingepolderde schorren beter vergelijkbaar zijn met natuurlijke dan die van gebieden die nooit schor zijn geweest, zijn deze geschikter voor ontpoldering.

Samenvattend kan gesteld worden dat de grootste kans op herstel van functionaliteit in een ontpoldering wordt verkregen wanneer de resulterende variabelen erosie-accretie, bodemchemie, organisch stofgehalte en krekensysteem zich vergelijkbaar met natuurlijke

gebieden kunnen ontwikkelen. De beste uitgangshoogte voor een ontpoldering is afhankelijk van de sedimentbeschikbaarheid, de gewenste eindsituatie en de tijd die aan de vorming van het gebied gegund wordt. Modelberekeningen kunnen hierbij van dienst zijn. Doorgaans wordt bij ontpolderingen naar schorvorming gestreefd. Daarvoor wordt er aangeraden om een gebied te ontpolderen dat iets onder GHW ligt, zodat het 400 à 500 keer per jaar overstroomt. De volgende processen zijn dan te verwachten:

- Accretie, mits voldoende aanvoer van estuarien sediment.
- Erosie die kreekvorming stimuleert (een zeewaarts gerichte helling is hiervoor ook van belang).
- Snelle aanpassing van bodemparameters als saliniteit en pH.
- Opbouw van organisch materiaal door accretie.
- Goede kolonisatiekansen voor benthische en pelagische fauna.
- Natuurlijke successie van vegetatie, aangezien op GHW pionierssoorten zich kunnen vestigen.

De vestiging van fauna is dan een kwestie van tijd, die echter kan oplopen tot meerdere decennia.

4.5 Het Sieperdaschor

Het Sieperdaschor lag op het moment van de doorbraak iets onder GHW. In het oostelijk deel van het Sieperdaschor heeft erosie, accretie en kreekvorming plaatsgevonden. Hiervoor was echter wel de helpende hand nodig in de vorm van het graven van een kreek en vergroten van de opening in de brug. Hierna hebben de vroegere kreken en sloten zich ontwikkeld tot een natuurlijk krekensysteem en zijn enkele nieuwe kreken gevormd. Direct naast de kreken vindt hoge accretie plaats en vormt zich het natuurlijke kom-oeverwal systeem. Vestiging van vegetatie was aanvankelijk traag, maar is versneld door de verbeterde afwatering na het graven van de kreek. Nu is een hoogtezoning waar te nemen. De dichtheid en soortenrijkdom van de benthische fauna kan zich meten met natuurlijke slikken. Ook gebruik door watervogels is goed te noemen, echter deze worden meer en meer vervangen door broedvogels t.g.v. de vestiging van hoge vegetatie.

Het westelijk deel van het Sieperdaschor is minder intens veranderd. Door de toegenomen zoutinvloed is de vegetatie en benthische fauna van samenstelling veranderd, maar significante morfologische processen hebben zich niet voorgedaan. Dit is voor een belangrijk deel te wijten aan de langgerekte vorm van het gebied en aan de beperking van het getijvolume door de beperkte opening van de brug. Een vergroting van deze opening zou de morfologische processen tot verder in het gebied laten gelden.

4.6 Ontpolderen met sluisbeheer

Uit de literatuur blijkt dat ontpolderen met sluisbeheer enkele gevolgen heeft en mogelijkheden biedt die niet van toepassing zijn op dijkdoorbraken. Hieronder worden de belangrijkste bevindingen gerapporteerd.

Sedimentatie

Reed (1992) onderzocht het verschil in accretie tussen schorren die door overlaten (gefixeerd op 15 cm beneden schorniveau) in de kreken onder gecontroleerd waterbeheer stonden en schorren aan de rivierzijde van de overlaten. Ten gevolge van dit beheer vond er niet tijdens ieder getij uitwisseling plaats. Dit onderzoek vond plaats langs de kust van Louisiana in 2 zoette, 1 brak en 3 zoutte schorren. De accretie werd op filtreerpapierjes in een plastic schaalje gemeten. In 4 van de 6 gevallen bleek dat de accretie buiten de overlaten significant hoger was dan binnen de overlaten.

Reed *et al.*, (1997) onderzochten het effect van hydrologisch beheer (uitwateringssluis op 30 cm en overlaten op 15 en 30 cm beneden schorniveau) op sedimentdepositie over een periode van 3 jaar. De gebieden die onder hydrologisch beheer stonden, bleken in vrijwel alle gevallen een significant lagere depositie te hebben (gemiddeld 2-3x lager). De lagere depositie werd geweten aan de verminderde uitwisseling met het estuarium doordat er niet ieder getij overstroming was. De effecten waren niet eenduidig en moeilijk aan te tonen voor iedere beheersvorm apart (uitwateringssluis of overlaat, positie van overlaat). De verschillende beheersvormen werden niet jaarrond toegepast en tijdens verschillende seizoenen waarin ook de depositie in de controlegebieden verschilde. In de discussie van deze studie worden 2 studies aangehaald (Boumans *et al.*, 1994. *Wetlands* 14: 247-261; Cahoon, 1994. *Ecological Applications* 4: 166-176) waarin ook verminderde depositie wordt gevonden in gebieden die onder hydrologisch beheer staan.

In de Holwerderpier (zie Bijlage II) is van 1989 tot 1995 sprake geweest van gedempt getij na het verwijderen van de kleppen van de uitwateringssluizen. Onder dit getijdenregime blijkt dat de accretie in het gebied achterblijft bij dat in natuurlijke gebieden. In 1995 is een dijkdoorbraak geforceerd om het getijvolume, en daarmee de uitwisseling, te vergroten om sedimentatie te stimuleren.

Anisfeld *et al.*, (1999) gebruikte Cs- en Pb-bepalingen om onder meer de accretie te bepalen in een gebied dat opnieuw onder invloed van het getij is gesteld. Hieruit bleek dat de accretie is versneld t.o.v. natuurlijke schorren en dat de schorhoogte zich heeft aangepast aan de nieuwe situatie met hogere waterstanden en inundatiefrequentie. Ook in termen van vegetatie wordt van een succes gesproken: de hoog schorvegetatie is na het herstel van de getijdeninvloed vervangen door een laag schorvegetatie.

Concluderend kan gesteld worden dat de restrictie in de uitwisseling ten gevolge van sluisbeheer de sedimentatie beïnvloedt maar dat er geen éénduidigheid is. De besproken studies behandelen verschillende estuaria en waarschijnlijk bepalen andere lokale factoren mede de accretie in een gebied. Een gedegen analyse is dan ook noodzakelijk per gebied.

Verblijftijd van organische stof

Bovengronds organisch materiaal dat in het groeiseizoen is opgebouwd, spoelt na het afsterven minder snel van het schor t.g.v. de verminderde uitwisseling (Brockmeyer *et al.*, 1997). Hierdoor vindt mogelijk een versnelde ophoping van organisch materiaal plaats

in een gebied dat via sluisbeheer onder getijdeninvloed staat. Deze accumulatie kan mogelijk als nutriëntenbron dienen (Brockmeyer *et al.*, 1997).

Graduele opvoering van het getijdenregime

Sluisbeheer kan uitstekend worden gebruikt om de getijdeninvloed geleidelijk op te voeren. Dit heeft als voordeel dat de overgang van zoet naar zout of van oud naar jong schor geleidelijk gaat. Mogelijke ongewenste situaties als grote hoeveelheden rottend plantenmateriaal en ontstaan van slik kunnen hierdoor worden voorkomen (Steinke, 2000). Farris & Portnoy (1998 zie Bijlage II), beschrijven een situatie waar het getij werd hersteld in een gebied in de directe omgeving van een vliegveld. In geen geval mocht hier een slik ontstaan, omdat dat als een foerageerplaats voor eenden en ganzen kan dienen, wat gevaar voor laag vliegende vliegtuigen oplevert. Het project lijkt succesvol, mede door de graduele opvoering van het getij. Anisfeld (1999 zie Bijlage II), beschrijft een situatie waar de graduele opvoering van het getij resulteerde in de vervanging van hoog schorvegetatie naar laag schorvegetatie. Naar verwachting was anders een plas ontstaan. In het gebied Abbotts Hall in Essex, Engeland (zie Bijlage II) wordt sluisbeheer gebruikt om de bodem te laten 'zwellen' onder het herstelde getijdenregime (pers. com. Marc Dixon, Environment Agency). Dit proces zorgt ervoor dat het gedeelte van de inklink dat reversibel is teniet gedaan wordt, ook kunnen de chemische bodemparameters zich aanpassen. Onder invloed van het sluisbeheer sinds 1996 hebben halofyten, marine invertebraten en watervogels zich gevestigd in het gebied (Dixon *et al.*, 1998). In een later stadium is in Abbotts Hall een dijkdoorbraak gepland.

Het blijkt dat via sluisbeheer processen kunnen worden gestuurd en een habitat min of meer kan worden gekozen.

Omzeilen van problemen met hoogteligging

Gebieden langs de Schelde liggen door inklinking meters onder het niveau van de buitendijkse schorren. In het MARS-project en het Gecontroleerd OverstromingsGebied Kruikeke-Bazel-Rupelmonde (GOG-KBR), zie Bijlage II, zijn scenario's uitgewerkt waar door middel van sluisbeheer een gecontroleerd gereduceerd getij toegelaten kan worden. Doordat de inundatie gecontroleerd is via sluizen kan een getijdenregime gelijkend aan dat op de buitendijkse schorren worden toegelaten, ondanks het verschil in hoogteligging. Hierdoor kan een ontwikkeling van schorvegetatie worden verwacht. Tevens blijft de veiligheidsfunctie die een gecontroleerd overstromingsgebied als het GOG-KBR moet gaan vervullen behouden.

Uit het bovenstaande blijkt dat sluisbeheer een aantal specifieke mogelijkheden biedt. Verschillende voorbeelden uit de Verenigde Staten illustreren dat een verbinding met de rivier door een sluis leidt tot de ontwikkeling van schorren die een significante bijdrage leveren aan het habitat van schorspecifieke soorten.

In Sinicrope *et al.* (1990), Peck *et al.* (1994) en Brawley *et al.* (1998) wordt de situatie beschreven van het Barn Island Wildlife Management Area. Steinke (2000) beschrijft

verschillende gebieden in Pine Creek, Connecticut, VS. Sinds 1978 worden er gebieden via duikers onder getijdeninvloed gezet. Op basis van vegetatie, voorkomen van enkele macro-invertebraten en gebruik door vogels wordt gesteld dat deze gebieden een vergevorderd stadium van herstel bereikten en dat ze een belangrijk habitat voor enkele bedreigde soorten vormen.

Burdick *et al.* (1997) vergelijken 2 gebieden; Drakes Island en Mill Brook Marsh in New England, VS. Het volledig herstellen van de getijdenwerking in Mill Brook Marsh heeft geleid tot het aanpassen van de vegetatie en herstel van het gebied als vishabitat. Verder herstel in de toekomst wordt verwacht. In Drakes Island is de getijdenwerking slechts ten dele hersteld, met een tweewekelijks getijdenregime. Het onvolledig herstellen van de getijdenwerking heeft ertoe geleid dat de vegetatie niet vergelijkbaar is met het referentieschor. De hydrologie die wordt gerealiseerd via sluisbeheer is m.a.w. cruciaal voor de ontwikkelingen.

In een review van Brockmeyer *et al.* (1997) worden verschillende gebieden beschreven die via duikers of sluizen onder getijdeninvloed zijn gesteld en waar herstel van vegetatie en fauna plaatsvond.

5 Maatschappelijke context

In deze literatuurstudie zijn projecten behandeld uit Nederland, België, Engeland en de Verenigde Staten. De maatschappelijke context waarin deze projecten zijn uitgevoerd verschillen duidelijk per land. Aangezien de randvoorwaarden die daardoor opgelegd worden ook een impact hebben op de uitvoering van ontpolderingen is het nuttig hier even bij stil te staan.

5.1 Nederland en België

De situatie langs de Schelde in België en Nederland is niet ideaal voor ontpolderingen. Hier zijn een aantal redenen voor te geven. Allereerst moet door het laagliggende achterland een nieuwe hoge dijk aangelegd worden. Dit is duur en bovendien landschappelijk niet altijd aanvaardbaar. Ten tweede gaat er vaak kwalitatief goede landbouwgrond verloren, wat moeilijk te verkroppen is door een sector die zwaar onder druk staat. Als laatste mag de erfenis van de zware overstromingen in Zeeland in 1953 en niet uit het oog worden verloren.

In Vlaanderen wordt gestreefd naar win-win situaties, zo wordt getracht om veiligheid te combineren met ontpoldering via sluisbeheer (Van den Bergh *et al.*, 1999). In het kader van het Sigmaplan worden gecontroleerde overstromingsgebieden aangelegd om overstromingen in het achterland van de Schelde te voorkomen. De sluizen die worden aangelegd om de polder na een overstroming weer te laten leeglopen kunnen mits de nodige aanpassingen ook worden gebruikt om een gereduceerd getij toe te laten. Door op deze manier veiligheid en natuurontwikkeling te combineren kan het maatschappelijk draagvlak vergroten.

5.2 Engeland

De ontpolderingen aan de kust van Essex (UK) zijn bedoeld als economische en duurzame kustverdediging tegen erosie en overstromingsgevaar ten gevolge van de zeespiegelstijging, maar zijn bestrijden evengoed het habitatverlies dat door deze erosie wordt veroorzaakt (Dixon *et al.*, 1998). Door de topografie van het achterland beschermen de dijken gemiddeld slechts 175 m land, voornamelijk landbouwgrond. Het onderhoud van de dijken is vele malen duurder dan de opbrengst van deze smalle strook land en is daarmee niet economisch rendabel. Wanneer een gebied wordt ontpolderd vervallen grotendeels de kosten voor het dijkonderhoud, omdat er geen of slechts een lage dijk rond de polder moet worden aangelegd. Het schor dat in een ontpoldering ontwikkelt vormt de alternatieve kustverdediging, fungeert als habitat voor bedreigde biota en is economisch rendabel. Er wordt gestreefd naar progressieve schorontwikkeling, niet alleen omdat ze een betere weerstand bieden tegen golfinslag maar ook omdat groene of gekleurde schorren maatschappelijk meer aanvaard zijn dan 'vuile slikken' (pers. com. Marc Dixon, Environment Agency).

5.3 Verenigde Staten

In de VS worden veel projecten uitgevoerd in het kader van de 'Mitigation Act'. Dit is een verordening die aan het verlenen van bouw- of exploitatievergunningen de voorwaarde stelt dat schade waterrijke gebieden zo goed als mogelijk moet verhinderd of verzacht worden. Dit betekent dat er uitvoeringsalternatieven moeten worden uitgewerkt om de schade te beperken. Indien de schade onvermijdelijk is kan in het uiterste geval worden overgegaan tot compensatie. In een eerste evaluatie bleek dat het succes van deze compensaties louter beoordeeld werd op 'uitgevoerd' of 'niet uitgevoerd'. De mate van vervanging van het verloren gegaan gebied werd niet geëvalueerd en doelstellingen ontbraken. Later werden projecten pas goedgekeurd als de compensatiemaatregel vergezeld was van een monitoringplan met helder geformuleerde doelstellingen en meetbare succescriteria (Kushler & Kentula, 1990). Gedacht moet worden aan het specifiek creëren van habitat voor bedreigde soorten die voorkwamen in het te vernietigen gebied. Het succes werd dan voornamelijk opgehangen aan de vestiging van deze doelsoorten en alle ingrepen en bijsturingen met betrekking tot beheer en inrichting waren daarop gericht (e.g. Zedler, 1996; Simenstad, 1996; Weinstein *et al.*, 1997). Dergelijke enge doelstellingen gaan dikwijls gepaard met gedetailleerde sturende ingrepen, zoals het minutieus aanbrengen van het gewenste reliëf en ideale kreekstelsel, het aanplanten van doelvegetaties, introductie van de gewenste soorten en bemesting van het gebied. Men is gefixeerd op de specifieke doelstellingen waarin weinig waardering bestaat voor systeemeigen dynamiek. De kans bestaat dat projecten als weinig succesvol beoordeeld worden terwijl zich eigenlijk een functioneel en waardevol intergetijdengebied ontwikkelde.

Sinds enkele jaren wordt in de VS gebruik gemaakt van de 'beneficial uses of dredged material' (<http://www.wes.army.mil/el/dots/budm>). Niet vervuild baggerslib wordt in een lager gelegen gebied langs het estuarium gestort, deze gebieden worden vervolgens weer onder getijdeninvloed gesteld. Op deze manier wordt het slib dat vrijkomt bij baggerwerkzaamheden gebruikt in natuurontwikkelingsprojecten. Dit wordt als win-win situatie beschouwd (Webb *et al.*, 1988) maar er moet wel over gewaakt worden dat doel en middel in dergelijke gevallen niet verwisseld worden.

6 Besluiten

Sturende factoren en ontwikkelingen in ontpolderingen:

- De hoogteligging in de getijdencurve ten tijde van de doorbraak is de sleutelfactor voor het habitat dat zich in een ontpoldering zal ontwikkelen.
- Een groter getijvolume levert meer erosieve krachten die van belang zijn voor de morfologische ontwikkelingen. Het getijvolume wordt bepaald door de getijamplitude in het estuarium en de oppervlakte en hoogteligging van het gebied.
- De sedimentbalans van het estuarium is belangrijk in een ontpoldering want ze bepaalt samen met het getijvolume de accretiepotenties
- Omzetting van potentiële accretie in actuele accretie hangt, in aflopende mate, af van de verspreiding van het sediment door het krekensel, de interne golfenergie, de afstand tot de doorbraak en de vorm van het gebied.
- Als de accretie hoger is dan de zeespiegelstijging zal het gebied in de loop der tijd naar een volgend successiestadium ontwikkelen.
- Kreeken worden gevormd door accretie, erosie/accretie of erosie. Accretie wordt minder belangrijk naarmate de hoogteligging in de getijdencurve toeneemt.
- Als de fysische eigenschappen in een ontpoldering voldoende kunnen ontwikkelen zal de ecologische functionaliteit een kwestie van tijd zijn. Of zoals Williams (1997) het treffend omschrijft: 'Restoring the physical integrity of the tidal wetland offers the best opportunity of restoring ecological integrity'.

De ontwikkelingen in het Sieperdaschor:

- Het Sieperdaschor lag ten tijde van de doorbraak iets onder GHW. De morfologische processen die zich in het oostelijk deel hebben voorgedaan zijn representatief voor een gebied dat op die hoogteligging onder invloed van het getijde wordt gesteld. De kreekrelicten zijn uitgeschuurd en er heeft accretie plaatsgevonden zodat een kom-oeverwal systeem is ontstaan.
- De beperkte brugopening verhindert dat morfologische processen verder in het gebied kunnen doordringen.
- Vegetatievestiging werd in de eerste jaren belemmerd door een slechte drainage. Dit is een vaak genoemde belemmerende factor. Volgens de verwachtingen is na de verbetering van de drainage door het graven van de geul de vestiging van vegetatie versneld.
- De soortenrijkdom en -dichtheid van de benthische fauna in het Sieperdaschor kan zich na 10 jaar reeds meten met die in natuurlijke schorren, wat een vrij uitzonderlijke situatie is. Veel studies beschrijven dat de soortenrijkdom en/ of dichtheid vaak achterblijft bij die van natuurlijke schorren. Een te laag organisch stofgehalte in de bodem wordt vaak als mogelijke oorzaak opgegeven. Voor het Sieperdaschor zijn hierover echter geen gegevens.

Ontpolderen met sluisbeheer:

- Beperkt de uitwisseling tussen het estuarium en het ontpolderd wat effecten kan hebben op de sedimentatie en de accumulatie van organisch stof.
- Biedt de mogelijkheid om het getij gradueel op te voeren. Dit kan gebruikt worden in situaties waarin de aanwezige vegetatie niet abrupt mag afsterven.
- Kan gebruikt worden om de impact van de hoogteligging op de ontwikkelingen te omzeilen. Zo kan op een laag niveau toch een schor ontstaan.
- Laat meer sturing van processen toe en kan ook leiden tot de ontwikkeling van een functioneel intergetijdengebied.

De maatschappelijke context kan belangrijke randvoorwaarden opleggen aan de uitvoering van een ontpoldering:

- In Vlaanderen wordt integratie van veiligheid en natuurontwikkeling overwogen door ontpoldering via sluisbeheer toe te passen in gecontroleerde overstromingsgebieden.
- In Engeland wordt gestreefd naar schorontwikkeling als alternatieve kustverdediging.
- In Amerika wordt soms een graduele opvoering van het getij vereist omdat slikontwikkeling ongewenst is. Mitigatieprojecten gaan gepaard met zeer specifieke doelstellingen waardoor gedetailleerde ingrepen ('tuinieren') vaak onvermijdelijk zijn. Ook worden steeds meer natuurontwikkelingsprojecten uitgevoerd die gepaard gaan met de verwerking van baggerslib.

7 Literatuur

- Anisfeld, S. C., M. J. Tobin, and G Benoit. 1999. "Sedimentation Rates in Flow-Restricted and Restored Salt Marshes in Long Island Sound." *Estuaries* 22(2A):231-244.
- Anonymus. 1992. *Historical Study Sites of Natural Sea Wall Failures in Essex*. Institute of Estuarine and Coastal Studies, Universtiy of Hull ed.
- . "Integrale Bodemdalingstudie: Bestaande Situatie En Autonome Ontwikkeling." :117-130.
- . 1994. *Sonoma Baylands, Wetland Demonstration Project, Final Demonstration Project Report and Environmental Assessment*. US Army Corps of Engineers, California, April 1994 ed.
- . 1994. *Algemene milieu-impactstudie voor het eerste deel van het Sigmaplan, algemene beginselen en kader*. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, nota AMIS-045, Brussel.
- . 1998. *Life project Mars, the restoration of estuarine habitats in the river Schelde*. AMINAL afdeling Natuur, Instituut voor Natuurbehoud, Rijkswaterstaat directie Zeeland.
- . 1999. "Hoogteontwikkeling Holwerderzomerpolder (Buitendijkse Zomerpolder Ten Oosten Van De Holwerder Pier)." *Werkgroep Kwelderwerken*.
- . 1999. "Tollesbury Experimental Managed Re-Alignment Site." *Newsletter From English Nature Issued 27 January 1999*.
- Bakker, J. P., P. Esselink, K. S. Dijkema, W. E. Van Duin, and D. J. De Jong. Submitted. "Restoration of Salt Marshes." *Hydrobiologia*.
- Bergh, E. V. d., P. Meire, M. Hoffmann, and T. Ysebaert. 1999. *Natuurherstelplan Zeeschelde: Drie Mogelijke Inrichtingsvarianten*. Rapport IN 99/18. Brussel: Instituut Voor Natuurbehoud.
- Brawley, A. H., R. S. Warren, and R. A. Askins. 1998. "Bird Use of Restoration and Reference Marshes Within the Barn Island Wildlife Management Area, Stonington, Connecticut, USA." *Environmental Management* 22(4):625-633.
- Brickle, C., N. Cutts, and J. Pethick. 1994. *Full-Scale Managed Setback Trial Tollesbury Creek, Essex Environmental Assessment* . Report to English Nature No. S011-94-F ed.
- Brockmeyer, R. E., J. R. Rey, R. W. Virnstein, R. G. Gilmore, and L. Earnest. 1997. "Rehabilitation of Impounded Estuarine Wetlands by Hydrologic Reconnection to the Indian River Lagoon, Florida (USA)." *Wetlands Ecology and Management* 4(2):93-110.
- Brossard, V., 1995. *Valorisation des polders de la commune des Veys*. Mémoire DESS

- environnement des Universités Caen-Rouen i.s.m. Groupe de Recherche sur les Environnements Sedimentaires Aménagés et les Risques Côtiers.
- Burd, F. 1995. *Managed Retreat: a Practical Guide*. English Nature ed.
- . 1996. *Northey Island Managed Retreat, Report 6, Results to February 1996*. Report to English Nature No. Z062-96-F ed.
- Burd, F., J. Clifton, and B. Murphy. 1994. *Sites of Historical Sea Defence Failure, Phase II Study*. Institute of Estuarine and Coastal Studies, University of Hull. Report to English Nature Z038-94-F ed.
- Burdick, D. M., M. Dionne, R. M. Boumans, and F. T. Short. 1997. "Ecological Responses to Tidal Restorations of Two Northern New England Salt Marshes." *Wetlands Ecology and Management* 4(2):129-144.
- Castelijns, H., W. Van Kerkhoven, and J. Maebe. 1997. *Vogels Van Het Sieperdaschor, Over Een Niet Voorziene Dijkdoorbraak En De Onverwacht Gunstige Gevolgen Die Dat Voor Vogels Had*. Natuurbeschermingsvereniging de Steltkluut in samenwerking met het RIKZ ed. Terneuzen en Middelburg.
- Castelijns, H., W. Van Kerkhoven, A. Wieland, and J. Maebe. 2000. *Tien Jaar Sieperdaschor, Een Evaluatie Van Het Voorkomen Van Vogels in Een in 1990 Uit Cultuurland Ontstaan Schor*. Vogelwerkgroep van de Steltkluut ed. Terneuzen.
- Chamberlain, R.H. and R.A. Barnhart, 1993. "Early use by fish of a mitigation salt marsh, Humboldt Bay, California." *Estuaries* 16: 769-783.
- Coats, R., M. Swanson, and P. Williams. 1989. "Hydrologic Analysis for Coastal Wetland Restoration." *Environmental Management* 13(6):715-727.
- Craft, C. B., S. W. Broome, and E. D. Seneca. 1988. "Nitrogen, Phosphorus and Organic Carbon Pools in Natural and Transplanted Marsh Soils." *Estuaries* 11(4):272-280.
- Craft, C. B., J. Reader, J. N. Sacco, and S. W. Broome. 1999. "Twenty-Five Years of Ecosystem Development of Constructed *Spartina Alterniflora* (Loisel) Marshes." *Ecological Applications* 9(4):1405-1419.
- Craft, C. B., E. D. Seneca, and S. W. Broome. 1991. "Porewater Chemistry of Natural and Created Marsh Soils." *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 152:187-200.
- Crooks, S, A. J. Davy, J. Schutten, Sheern G.D., and S. Barcélo. Submitted. "Drainage As a Factor in the Restoration of Salt Marsh in Britain." *Restoration Ecology*.
- Desmond, J. S., J. B. Zedler, and G. B. Williams. 2000. "Fish Use of Tidal Creek Habitats in Two Southern California Salt Marshes." *Ecological Engineering* 14:233-252.
- Dijkema, K. S. 1997. "Impact Prognosis for Salt Marshes From Subsidence by Gas Extraction in the Wadden Sea." *Journal of Coastal Research* 13:1294-1304.
- Dionne, M., F. T. Short, and D. M. Burdick. 1999. "Fish Utilization of Restored, Created, and Reference Salt-Marsh Habitat in the Gulf of Maine." *American Fisheries*

- Society Symposium* 22:384-404.
- Dixon, A. M., D. J. Leggett, and R. C. Weight. 1998. "Habitat Creation Opportunities for Landward Coastal Re-Alignment: Essex Case Studies." *Journal of the Chartered Institute of Water and Environmental Management* 12:107-112.
- Dyer, M. and K. Dale. 1998. "Biological Assessment of the Tollesbury Managed Set-Back Site, Results From Surveys 1-4 (Aug 1996 May 1997)." *Unicomarine* .
- Emerson, R. H. C., J. M. A. Manatunge, C. L. MacLeod, and J. N. Lester. 1997. "Tidal Exchanges Between Orplands Managed Retreat Site and the Blackwater Estuary, Essex." *J. Chartered Inst. Water Environ. Manage.* 11:363-372.
- Evans, P. R., R. M. Ward, M. Bone, and M. Leakey. 1998. "Creation of Temperate-Climate Intertidal Mudflats: Factors Affecting Colonization and Use by Benthic Invertebrates and Their Bird Predators." *Marine Pollution Bulletin* 37:535-545.
- Farris, C. N. and J. W. Portnoy. 2000. "1999 Annual Report of the Hatches Harbor Salt Marsh Restoration Project." 12 pp .
- French, C. E., J. R. French, N. J. Clifford, and C. J. Watson. 1999. "Abandoned Reclamations As Analogues for Sea Defence Re-Alignment." Pp. 1912-1926 in *Coastal Sediments '99: Proceedings of the 4th International Symposium on Coastal Engineering and Science of Coastal Sediment Processes* N. C. Kraus and W. G. McDouglas. New York: American Society of Civil Engineers.
- French, J. R. 1996. "Function and Design of Tidal Channel Networks in Restored Saltmarshes." Pp. 128-37 in *Proceedings Tidal '96 - Interactive Symposium for Practising Engineers* P. Gardiner University of Brighton, Department of Civil Engineering.
- Frenkel, R.E. and J.C.Morlan, 1991. "Can we restore our salt marshes? Lessons from the Salmon River, Oregon." *Northwest Environm. J.* 7: 119-135.
- Goodwin, P. 1996. "Predicting the Stability of Tidal Inlets for Wetland and Estuary Management." *Journal of Coastal Research* 23:83-101.
- Haltiner, J., J. B. Zedler, K. E. Boyer, G. D. Williams, and J. C. a. Callaway. 1997. "Influence of Physical Processes on the Design, Functioning and Evolution of Restored Tidal Wetlands in California (USA)." *Wetlands Ecology and Management* 4(2):73-92.
- Havens, K. J., L. M. Varnell, and J. G. Bradshaw. 1995. "An Assessment of Ecological Conditions in a Constructed Tidal Marsh and Two Natural Reference Tidal Marshes in Coastal Virginia." *Ecological Engineering* 4:117-141.
- Hazelden, J. 1996. "Soils and Managed Retreat at Tollesbury, Essex." In: *Halcrow, W. & Partners Ltd, National Rivers Authority Project W5/I480 Proceedings: Saltmarsh Management for Flood Defence*:75-84.
- HR Wallingford. 1996. *Baseline Survey of Managed Retreat Site, Orplands, Essex, Description of Pre and Post Unudation Monitoring Methodology and a Description*

- of the Physical and, Chemical and Biological Characteristics of the Site Before the Sea Wall Was Breached*. Report EX 3391 ed. Wallingford.
- *Results of Post Breach Monitoring of Orplands Managed Retreat Site, August 1995 to March 1997*. Wallingford.
- *Results of Post Breach Monitoring of Orplands Managed Retreat Site, August 1997 to March 1998*. Wallingford.
- *Results of Post Breach Monitoring of Orplands Managed Retreat Site, August 1998 to March 1999*. Wallingford.
- Josselyn, M., J. Zedler and T. Griswold, 1990. "Wetland mitigation along the Pacific Coast of the United States". In: Kusler, J.A. & Kentula, M.E. (eds.), "*Wetland creation and restoration: The status of the science*", pp. 3-36, Island Press, Washington D.C.
- Kalicharran, S. and R. Diab, , 1993. "Proposals for rehabilitation and management of Isipingo lagoon and estuary, South Africa". *Environ. Mgmt.* 17: 759-764.
- Kornman, B. A. and K. Van Doorn. 1997. *De Morfologische Ontwikkeling Van Het Sieperdaschor Tussen 1990 En 1997*. Werkdocument RIKZ/OZ-97.880x ed. Middelburg.
- Krijger, G. M. 1993. *Het Verdrongen Land Van Saeftinghe Komt Weer Boven Water*. DGW Werdocument GWWS-93-838x ed. Middelburg.
- Krone, R. B. and G. Hu. 1997. "Cohesive Sediment II, Restoration of Subsided Sites Calculation of Historic Marsh Elevations." .
- Kushler, J. A. and M. E. Kentula. 1990. *Wetland Creation and Restoration, the Status of the Science*. USA: Island Press.
- LaSalle, M. W., M. C. Landin, and J. G. Sims. 1991. "Evaluation of the Flora and Fauna of a *Spartina Alterniflora* Marsh Established on Dredged Material in Winyah Bay, South Carolina." *Wetlands* 11(2):191-280.
- Lee, J. G., W. Nishijima, T. Mukai, K. Takimoto, T. Seiki, K. Hiraoka, and M. Okada. 1998. "Factors to Determine the Functions and Structures in Natural and Constructed Tidal Flats." *Water Resources* 32(9):2601-2606.
- Levin, L. A., D. Talley, and G. Thayer. 1996. "Succession of Macrobenthos in a Created Salt Marsh." *Marine Ecology Progress Series* 141:67-82.
- Little, C. 1999. *The Biology of Soft Shores and Estuaries*. Oxford: Oxford University Press.
- Macleod, C. L., M. D. Scrimshaw, R. H. C. Emmerson, Y. H. Chang, and J. N. Lester. 1999. "Geochemical Changes in Metal and Nutrient Loading at Orplands Farm Managed Retreat Site, Essex, UK (April 1995-1997)." *Marine Pollution Bulletin* 38:1115-1125.
- Marcus, L. 1994. "A Marriage Made in Mud." *California Coast & Ocean* 10(2):6-18.

- . 1993. "Sonoma Baylands: Creating an Environmental Benefit Out of the San Francisco Bay Dredging Crisis." In: Magoon, O. (Ed.) *Coastal Zone '93, New Orleans*.
- Meire, P., M. Starink and M. Hoffmann, 1997. "Integratie van ecologie en waterbouwkunde in de Zeeschelde: aanleiding tot en situering van het onderzoek milieu-effecten sigmaplan (OMES)" *Water* 95: 147-165.
- Melvin, S. L. and J. W. Webb. 1998. "Differences in the Avian Communities of Natural and Created *Spartina Alterniflora* Salt Marshes." *Wetlands* 18(1):59-69.
- Minello, T. J. and J. W. Webb. 1997. "Use of Natural and Created *Spartina Alterniflora* Salt Marshes by Fishery Species and Other Aquatic Fauna in Galveston Bay, Texas, USA." *Marine Ecology Progress Series* 151:165-179.
- Minello, T. J. and R. J. Zimmerman. 1992. "Utilization of Natural and Transplanted Texas Salt Marshes by Fish and Decapod Crustaceans." *Marine Ecology Progress Series* 90:273-285.
- Moermond, C. T. A. 1994. *Van Selenapolder Naar Sieperdaschor, Over De Ontwikkeling Van Een Ondergelopen Polder in De Westerschelde*. Werkdocument RIKZ/AB-94.861x
ed. Middelburg.
- Möller, I., T. Spencer, J. R. French, D. J. Legget, and M. Dixon. 1999. "Wave Transformation Over Salt Marshes: a Field and Numerical Modelling Study From North Norfolk, England." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 49:411-426.
- Moy, L. D. and L. A. Levin. 1991. "Are *Spartina* Marshes a Replaceable Resource? A Functional Approach to Evaluation of Marsh Creation Efforts." *Estuaries* 14(1):1-16.
- Oevelen, D. v., E. V. d. Bergh, T. Ysebaert, and P. Meire. 2000. *Literatuuronderzoek Naar Estuariene Herstelmaatregelen*. Rapport IN.R.2000.4. Brussel.
- Overmars W. and Helmer 1999. *Gecontroleerd overstromingsgebied Kruibeke-Bazel-Rupelmonde*. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap Afdeling Natuur.
- Peck, M. A., P. E. Fell, E. A. Allen, J. A. Gieg, C. G. Guthke, and M. D. Newkirk. 1994. "Evaluation of Tidal Marsh Restoration: Comparison of Selected Macroinvertebrate Populations on a Restored Impounded Valley Marsh and an Unimpounded Valley Marsh Within the Same Salt Marsh System in Connecticut, USA." *Environmental Management* 18(2):283-293.
- Pethick, J. and F. Burd. 1996. "Sedimentary Processes Under Managed Retreat." In: *Halcrow, W. & Partners Ltd, National Rivers Authority Project W5/I480 Proceedings: Saltmarsh Management for Flood Defence*:14-26.
- Reading, C. J., O. A. L. Paramor, R. A. Garbutt, C. W. Watts, J. R. Spearman, D. R. Barratt, T. Chesher, R. Cox, M. Gradwell, R. G. Hughes, D. J. Longstaff, D. G. Myhill, P. Rothery, and A. J. Gray. 1999. *Managed Realignment at Tollesbury and*

- Saltram, Annual Report for 1998*. Report to MAFF. CEH Project T 08074 C 5.
- Reading, C. J., O. A. L. Paramor, R. A. Garbutt, C. W. Watts, J. R. Spearman, D. R. Barratt, R. Cox, R. G. Hughes, D. J. Longstaff, D. G. Myhill, P. Rothery, and A. J. Gray. 1998. *Managed Realignment at Tollesbury and Saltram, Annual Report for 1997*. Report to MAFF. CEH Project T 08074 C 5.
- Reed, D. J. 1992. "Effect of Weirs on Sediment Deposition in Louisiana Coastal Marshes." *Environmental Management* 16(1):55-65.
- Reed, D. J., N. d. Luca, and A. L. Foote. 1997. "Effect of Hydrologic Management on Marsh Surface Sediment Deposition on Coastal Louisiana." *Estuaries* 20(2):301-311.
- Reed, D. J., T. Spencer, A. L. Murray, J. R. French, and L. Lynn. 1999. "Marsh Surface Sediment Deposition and the Role of Tidal Creeks: Implications for Created and Managed Coastal Marshes." *Journal of Coastal Conservation* 5:81-90.
- Roman, C. T., J. A. Peck, J. R. Allen, J. W. King, and P. G. Appleby. 1997. "Accretion of a New England (USA) Salt Marsh in Response to Inlet Migration, Storms, and Sea-Level Rise." Pp. 717-27 in , vol. 45, RI 0. U. Roman CT/Univ Rhode Isl/Grad Sch Oceanog/Biol Resources Div/US Geol Survey/Narragansett.
- Sacco, J. N., E. D. Seneca, and T. R. Wentworth. 1994. "Infaunal Community Development of Artificially Established Salt Marshes in North Carolina." *Estuaries* 17(2):489-500.
- Sánchez Leal, R. F., C. Storm, and H. Verbeek. 1998. *Wetland Restoration From Polder to Tidal Marsh, Hydrodynamical and Morphological Changes in the Sieperdaschor (SW Netherlands) After Breaching of the Sea Wall in 1990*. Werkdocument RIKZ/OS-98.809x ed. Middelburg.
- Sanderson, E. W., S. L. Ustin, and T. C. Foin. 2000. "The Influence of Tidal Channels on the Distribution of Salt Marsh Plant Species in Pentaluma Marsh, CA, USA." *Plant Ecology* 146:29-41.
- Scatolini, S. R. and J. B. Zedler. 1996. "Epibenthic Invertebrates of Natural and Constructed Marshes of San Diego Bay." *Wetlands* 16(1):24-37.
- Simenstad, C. A. and R. M. Thom. 1996. "Functional Equivalency Trajectories of the Restored Gog-Le-Hi-Te Estuarine Wetland." *Ecological Applications* 6(1):38-56.
- Simenstad, C. A., J. Toft, H. Higgins, J. Cordell, M. Orr, P. Williams, L. Grimaldo, Z. Hymanson, and D. J. Reed. 2000. "Sacramento/San Joaquin Delta Breached Levee Wetland Study (BREACH). Preliminary Report." <http://depts.washington.edu/>. 45pp.
- Sinicrope, T. L., P. G. Hine, R. S. Warren, and W. A. Niering. 1990. "Restoration of an Impounded Salt Marsh in New England." *Estuaries* 13(1):25-30.
- Steinke, T. J. 2000. "A Brief Summary of the History and Effects of Diking an Salt Marsh Restoration in the Urban Tidal Wetlands of Fairfield, Connecticut, USA." 12 pp.

- Stikvoort, E. 1999. *Benthosinventarisatie Sieperdaschor 1998 & 1999*. Werkdocument RIKZ/AB-98.853x ed. Middelburg.
- . 1994. "Monitoringplan Sieperdaschor (Aangepaste Versie 8-9-94)." *RWS Rijksinstituut Voor Kust En Zee Werkdocument RIKZ/AB-96.848x*, Middelburg.
- . 2000. *Vijf Jaren Bodemdieren Bemonsteren in Het Sieperdaschor: 1995-1999*. Werkdocument RIKZ/AB/2000.811x ed. Middelburg.
- Stikvoort, E. and B. De Winder. 1998. *Sieperdaschor, Van Polder Naar Schor, Interim-Evaluatie 1990-1996*. Rapport RIKZ 98.002 ed. Middelburg.
- SORESMA 2000. *Milieueffectrapport: Realisatie van een gecontroleerd gereduceerd getij aan de Zeeschelde L.O. te Hamme*. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Dep LIN, AMINAL, afdelin Natuur.
- Storm, C., R. F. Sánchez Leal, and H. Verbeek. 1997. "Morphodynamics of a Former Polder (Sieperdaschor) After Breaching of the Summer Dike in the Scheldt Estuary, SW Netherlands." *Proceedings Water for a Changing Global Community, San Francisco 10-15 August 1997*.
- Teal, J. M. and M. P. Weinstein. in prep. "Ecological Engineering, Design and Construction Considerations for Marsh Restorations in Delaware Bay, USA." .
- Van Duin, W. E., K. S. Dijkema, and J. Zegers. 1997. *Veranderingen in Bodemhoogte (Opslibbing, Erosie En Inklink) in De Paezemerlannen*. Wageningen: Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek IBN-rapport 326.
- Watts, C. W., A. R. Dexter, and D. J. Longstaff. 1996. *Post-Imundation Characteristics of Soil Physical and Chemical Parameters on the Tollesbury Experimental Set Back Site, (August 1995 - June 1996)*. Report to MAFF. Silsoe Research Institute contract report No. CR/737/96/1326 ed.
- Webb, J., M. C. Landin, and H. H. Allen. 1988. "Approaches and Techniques for Wetlands Development and Restoration of Dredged Material Disposal Sites." *Mitigation of Impacts and Losses, Proceedings of the National Wetland Symposium*, J. A. Kushler, M. L. Quammen, and G. Brooks. USA.
- Weinstein, M. P. 1998. "What Begets Success?" *Engineering Approaches to Ecosystem Restoration* (Denver, Colorado,).
- Weinstein, M. P., J. H. Balletto, J. M. Teal, and D. F. Ludwig. 1997. "Succes Criteria and Adaptive Management for a Large-Scale Wetland Restoration Project." *Wetlands Ecology and Management* 4(2):94-111.
- Weinstein, M. P., K. R. Philipp, and P. P. Goodwin. in prep. "Catastrophes, Near-Catastrophes and the Bounds of Expectation: Succes Criteria for Macroscale Marsh Restoration." .
- Weinstein, M. P., J. M. Teal, J. H. Balletto, and K. A. Strait. in prep. "Restoration Principles Emerging From the World's Largest Tidal Marsh Restoration Project." 52pp.

- Williams, G. B. and J. B. Zedler. 1999. "Fish Assemblage Composition in Constructed and Natural Tidal Marshes of San Diego Bay: Relative Influence of Channel Morphology and Restoration History." *Estuaries* 22(3A):702-716.
- Williams, P. B. 1997. "Restoring Physical Processes in Tidal Wetlands. A Design Methodology Developed From the 25 Years Restoration Experience in the San Francisco Bay Estuary." *ASCE Task Committee on Tidal Wetland Restoration: Physical Processes in Tidal Wetland Restoration*).
- Williams, P. B. and J. L. Florsheim. 1994. "Designing the Sonoma Baylands Project." *California Coast & Ocean* 10(2):19-27.
- Williams, P. B. and M. K. Orr. submitted. "The Evolution of Restored Salt Marshes in the San Francisco Bay." *Restoration Ecology*.
- Woolnough, S. J., J. R. L. Allen, and W. R. Wood. 1995. "An Exploratory Numerical Model of Sediment Deposition Over Tidal Marshes." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 41:515-543.
- Zedler, J. B. 1996. *Tidal Wetland Restoration: a Scientific Perspective and Southern California Focus*. San Diego, California Sea Grant College System, Publication No. T-38.
- Zedler, J. B. and J. C. Callaway. in prep. "Tidal Wetland Functioning." *Tidal Wetland Management*. 53 pp.

Bijlage I: Gebieden van Groep I

Sieperdaschor	1
Paezemerlannen	4
Holwerderpier	7
Tollesbury	9
Orplands A (grootste gebied).....	12
Orplands B (kleinste gebied)	15
Northey Island.....	18
Gog-Le-Hi-Te estuary.....	20
Seawall failures in Essex (uit Burd <i>et al.</i>,1996)	22
Foulton Hall A (south).....	22
Foulton Hall B (north)	23
Stone Marsh	24
Walton Central.....	25
Horsey Island	26
Skipper's Island	27
Fingringhoe Marsh A (outer).....	28
Fingringhoe Marsh B (inner)	29
Aldboro Point.....	30
Ferry Lane.....	31
Barrow Hill	32
Sampson's Creek	33
Northey Island.....	34
Clementsgreen creek.....	35
Brandy Hole A (north).....	36
Brandy Hole B (south).....	37
North Fambridge (north).....	38
North Fambridge B (south).....	39
Wallasea A (west).....	40
Wallasea B (east)	41
Canvey point.....	42

Sieperdaschor

STURENDE VARIABELEN

Tijd sinds doorbraak (jaar)	10. Doorgebroken februari 1990 (1)
Periode van inpoldering (jaar)	34. Ingepolderd in 1966 door de aanleg van de gasdam (1).
Positie in estuarium (m van monding)	45000. Geschat van kaart uit (1).
Voormalig landgebruik	Landbouwgebied/ weidegebied
Oppervlakte (ha)	100.(2)
Vormindex (-)	14.6. Uit (1)
Oriëntatie t.o.v. kust (windroosklassen)	5
Afstand tot doorbraak (m)	3500
Absolute dimensies doorbraak (m)	Na doorbraak: 1.5x1.2 m (dimensies sluiskoker (1)) Na aanleg brug: 10-20 m (geschat tijdens veldbezoek)
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	Na doorbraak: 0.015 Na aanleg brug: 0.15
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	2.51 mNAP. In 1992 uit (1).
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	2.55 mNAP. (Pers. comm. Bart Kornman, RIKZ)
Getijdenrange (m)	5.5. Uit getijdenboekje.
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	300-350 (Pers. comm. B. Kornman). Doordat de polder soms niet volledig ontwaterd is deze soms geïnnundeerd gedurende een langere periode. Kombergingsvolumes voor LHW (0 m ³), GHW (93100 m ³) en HHW (382200 m ³) (1).
Helling (%)	-0.3%. Op basis van gegevens uit 1992 (1) een regressie op hoogtegegevens over het gebied uitgevoerd (p=0.91).
Drainering (m sloot/ ha)	146. Bepaald uit (1).
Interne golfenergie	1064
Externe golfenergie	3947
Sedimentsamenstelling	In 1999: (3) Humusgehalte: 1.6% Kalkgehalte: 24.7% Slibgehalte: 34.3% Zandgehalte: 39.4% Mediaan: 50% < 50 µm Gemiddeld: 67 µm (mond. med. Ed Stikvoort, RIKZ)

MENSELIJKE INGREPEN

Wegens problemen met de ontwatering van het gebied en de bedreiging van de gasdam door het eroderen van de hoofdafwateringsgracht zijn er in 1993 een drietal ingrepen gedaan (1):

- Het graven van een kreek die vanaf de doorbraak tot ongeveer 1/3 van het gebied loopt.
- Het afdammen van de hoofdafwateringsgracht langs de gasdam
- Het vervangen van de weg naar de schaapskooi met een duiker, door een weg met een brug over de gegraven kreek. Hierdoor is de doorstroomopening vergroot.

RESULTERENDE VARIABELEN

Aangezien met name de morfologische ontwikkelingen duidelijk verschillen tussen het oosten en het westen van het gebied is het Sieperdaschor gesplitst in een oostelijk (van doorbraak tot en met voormalig landbouwgebied) en westelijk deel (ten westen van voormalig landbouwgebied).

Erosie	<p>Oostelijk deel: Over het algemeen wordt accretie waargenomen. De voormalige drainagesloten eroderen en dit sediment wordt verspreid in het gebied (4 en 10). Dit proces is versneld na de aanleg van de nieuwe kreek in 1993.</p> <p>Westelijk deel: Er vindt voornamelijk accretie plaats, geen erosieve krachten in dit deel van het Sieperdaschor (5).</p>
Accretie-Accretiesnelheid	<p>Oostelijk deel: In dit deel werd veel sedimentatie waargenomen met gemiddeld 2.2 cm/j., tot lokaal >5 cm/j (5). Deze sedimentatiesnelheden liggen hoger dan natuurlijke sedimentatiesnelheden langs de Westerschelde (1-1.5 cm/j) (6). Over de breedte van het schor is de sedimentatie vrij gelijkmatig (5). Het slib- en humusgehalte zijn vergelijkbaar met natuurlijke schorren langs de Westerschelde en bestaat verder uit fijn tot zeer fijn zand (7).</p> <p>Westelijk deel: De accretiesnelheid in dit deel was lager met gemiddeld 0-1 cm/ j, wel zijn de sloten in jaren 1992-1995 verzand (5). Waarschijnlijk vangt het oostelijk gedeelte van het gebied het meeste slib in, waardoor maar weinig kan sedimenteren in het westen (mond. med. Dick de Jong, workshop Sieperdaschor 22/5/00).</p>
Kreekontwikkeling	<p>Oostelijk deel: Deze zone heeft nog enkele relicten van natuurlijke krekken van voor de inpoldering en deze eroderen uit onder het getijdenregime. Na het uitgraven van een nieuwe hoofdgeul zijn er enkele nieuwe krekken ontstaan in het gedeelte dat lange tijd onbegroeid is geweest (voormalig landbouwgebied) (5).</p> <p>Westelijk deel: Achterin het gebied is de getijdenwerking te zwak om nieuwe krekken te vormen. De drainagesloten bepalen in belangrijke mate het huidige krekkenpatroon. De brugdimensies bepalen het getijvolume en hebben daarmee invloed op de kreekontwikkeling (5).</p>
Chemische parameters Vegetatieontwikkeling	<p>Oostelijk deel: Enkele maanden na de doorbraak bleek 70-75% van het gebied onbegroeid, dit ten gevolge van stilstaand water en omgeploegde landbouwgrond. Kolonisatie door Zeeaster, Zeebies en Riet kwam langzaam op gang en waarschijnlijk heeft de nieuw uitgegraven kreek dit proces versneld door de verbeterde afwatering.</p> <p>Westelijk deel: Deze gebieden worden nog steeds beweide. Er is een vegetatiezonering aan te geven met van laag → hoog schor: Kweldergras, Zeeaster → Fioringras, Zilte rus → Kweek, Strandkweek. Overbeweiding en slechte drainage hebben geschikte omstandigheden voor pioniersoorten als Zeekraal, Zilte Schijnspurrie en Melkkruid gecreëerd. Overigens is de afwatering in het westen verbeterd na het graven van de kreek en dit heeft waarschijnlijk geleid tot versneld dichtgroeien van kale plekken (2).</p>

Infauna en hyperfauna	<p>Van trends of verschillen tussen het oosten en westen lijkt geen sprake te zijn, daar om wordt het gebied als geheel besproken. De gegevens zijn ontleend aan (7).</p> <p>De kolonisatiefase is waarschijnlijk gemist doordat de monitoring pas in 1995 is begonnen. Van de 10 meetlocaties is, door de oprukkende vegetatie, ongeveer de helft geschrapt. Het aantal taxa, de dichtheid en biomassa hebben zich in de jaren ontwikkeld tot vergelijkbare waarden met natuurlijke schorren. Uit de resultaten blijkt dat, uitgedrukt in taxa, de kreeftachtige het best vertegenwoordigd zijn, vervolgens de wormen, schelpdieren, insecten en vissen. De dichtheid en biomassa is sterk variabel tussen locaties en jaaropnamen. Algemeen kan gesteld worden voor hyper- en infauna:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Infauna: Dominante soorten uitgedrukt in dichtheid zijn in aflopende volgorde: slijkgarnaaltje, zeeduizendpoot, borstelarme wormen. In biomassa zijn dominante soorten in aflopende volgorde: Zeeduizendpoot. Slijkgarnaaltje en incidenteel muggenlarven en grondels. - Hyperfauna: De maximale dichtheid en biomassa aan hyperbenthos soorten is respectievelijk 150 ind./ m² en 0.1 g/ m², deze waarden zijn te verwaarlozen ten opzichte van de infauna. De soortensamenstelling van infauna en hyperfauna vertonen een overlap, echter soorten als wantsen, aasgarnalen en steurkrabben werden alleen als hyperbenthos aangetroffen.
Pelagische fauna Broedvogels	<p>Het Sieperdaschor is over de jaren in toenemende mate een geschikt broedgebied gebleken. De toename heeft te maken met de vegetatieontwikkeling en de variatie in begrazing, waardoor er diverse geschikte broedgebieden zijn ontstaan (8 en 9).</p> <p>Oostelijk deel: Hier komen voornamelijk moerasvogels voor, met als typerende soorten Kleine Karekiet, Blauwborst, Wilde Eend en Bergeend (8).</p> <p>Westelijk deel: Dit gedeelte wordt voornamelijk door kust- en weidevogels gebruikt, met typerende soorten als Tureluur, Bergeend, Wilde Eend en Kluut (8).</p>
Watervogels	<p>In de eerste jaren werd het gebied veelvuldig bezocht door soorten als Bergeend, Kluut, Bontbekplevier, Grutto en Bontbekplevier. In de loop van de jaren is het gebied meer en meer begroeid geraakt en zijn soorten als Grauwe Gans, Smient, Kievit en Wilde Eend het meest talrijk. Hiermee heeft er een verschuiving plaatsgevonden van dieren die leven van dierlijk materiaal naar dieren die leven van plantaardig materiaal (8 en 9).</p> <p>Oostelijk deel: Door de watervogels wordt dit gebied gemeden door de hoge vegetatie (8).</p> <p>Westelijk deel: Door de aanwezigheid van poeltjes en slikkige gebiedjes en korte vegetatie komen vogels als Goudplevier, Kievit en Bergeend nog voor (8).</p>

Referenties:

1. Moermond, C. T. A. 1994. *Van Selenapolder Naar Sieperdaschor, Over De Ontwikkeling Van Een Ondergelopen Polder in De Westerschelde*. Werkdocument RIKZ/AB-94.861x ed. Middelburg.
2. Stikvoort, E. and B. De Winder. 1998. *Sieperdaschor, Van Polder Naar Schor, Interim-Evaluatie 1990-1996*. Rapport RIKZ 98.002 ed. Middelburg.
3. Stikvoort, E. 1999. *Benthosinventarisatie Sieperdaschor 1998 & 1999*. Werkdocument

- RIKZ/AB-98.853x ed. Middelburg.
4. Storm, C., R. F. Sánchez Leal, and H. Verbeek. 1997. "Morphodynamics of a Former Polder (Sieperdaschor) After Breaching of the Summer Dike in the Scheldt Estuary, SW Netherlands." *Proceedings Water for a Changing Global Community, San Francisco 10-15 August 1997*.
 5. Kornman, B. A. and K. Van Doorn. 1997. *De Morfologische Ontwikkeling Van Het Sieperdaschor Tussen 1990 En 1997*. Werkdocument RIKZ/OZ-97.880x ed. Middelburg.
 6. Krijger, G. M. 1993. *Het Verdronken Land Van Saeftinghe Komt Weer Boven Water*. DGW Werkdocument GWWS-93-838x ed. Middelburg.
 7. Stikvoort, E., 2000. *Vijf Jaren Bodemdieren Bemonsteren in Het Sieperdaschor: 1995-1999*. Werkdocument RIKZ/AB/2000.811x ed. Middelburg.
 8. Castelijns, H., W. Van Kerkhoven, and J. Maebe. 1997. *Vogels Van Het Sieperdaschor, Over Een Niet Voorziene Dijkdoorbraak En De Onverwacht Gunstige Gevolgen Die Dat Voor Vogels Had*. Natuurbeschermingsvereniging de Steltkluut in samenwerking met het RIKZ ed. Terneuzen en Middelburg.
 9. Castelijns, H., W. Van Kerkhoven, A. Wieland, and J. Maebe. 2000. *Tien Jaar Sieperdaschor, Een Evaluatie Van Het Voorkomen Van Vogels in Een in 1990 Uit Cultuurland Ontstaan Schor*. Vogelwerkgroep van de Steltkluut ed. Terneuzen.
 10. Sánchez Leal, R. F., C. Storm, and H. Verbeek. 1998. *Wetland Restoration From Polder to Tidal Marsh, Hydrodynamical and Morphological Changes in the Sieperdaschor (SW Netherlands) After Breaching of the Sea Wall in 1990*. Werkdocument RIKZ/OS-98.809x ed. Middelburg.

Paezemerlannen

STURENDE VARIABELEN

Tijd sinds doorbraak (jaar)	27. Doorgebroken in 1973 (1).
Periode van inpoldering (jaar)	70. Ingepolderd na 1930 (1).
Positie in estuarium (m van monding)	0.
Voormalig landgebruik	Beweiding
Oppervlakte (ha)	100 ha. Geschat als de helft van de genoemde 200 ha in (1).
Vormindex (-)	10.5. Uit kaart (1).
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	1
Afstand tot doorbraak (m)	
Absolute dimensies doorbraak (m)	500. Uit Bakker <i>et al.</i> (in prep.).
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	5
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.04 m +NAP. In 1964 gemiddeld voor kwelders (1).
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.41 m +NAP. In 1996 gemiddeld voor kwelders (1).
Getijdenrange (m)	2.0. Uit (3).
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	70. Gemiddelde hoogte is 1.41 m +NAP, uit (1) kan dan overstromingsfrequentie worden bepaald.
Helling (%)	0.18. Berekend uit het gemiddeld hoogteverschil tussen de oeverwal en de pionierzone en de gemiddelde breedte van het gebied (= 208 m, gemiddelde van 5 metingen loodrecht op de dijk). Kaart uit (1).
Drainering (m sloot/ ha)	58. Uit kaart (1).
Interne golfenergie	907
Externe golfenergie	5300
Sedimentsamenstelling	70. Ongeveer 40% bestaat uit materiaal <63 µm, 15-20% uit <80 µm, 20-30% uit <125 µm en de rest uit >125 µm. Deze gegevens zijn geschat uit de bijlagen van (1), ook de gemiddelde korrelgrootte is hieruit geschat.

MENSELIJKE INGEPEN

Dit is een accidentele doorbraak en er zijn nadien geen menselijke ingrepen geweest in het gebied.

RESULTERENDE VARIABELEN

Erosie	Erosie heeft plaatsgevonden direct achter de doorbraken (1).
Accretie-Accretiesnelheid	De accretie is op verschillende manieren bepaald, de meest waardevolle bepalingen komen uit de lange termijn bepalingen. Hieruit bleek een gemiddelde accretiesnelheid van 1-1.6 cm/j. Dit is voldoende om de zeespiegelstijging en bodemdaling door gasboringen te compenseren (1).
Kreekontwikkeling	Op basis van een luchtfoto uit (1) lijken er geen natuurlijke krekens te zijn ontstaan. De afwatering vindt zeer waarschijnlijk plaats door het reeds aangelegde drainagesysteem. Dit wordt bevestigd door het veldbezoek dat is afgelegd op 1/5/2000
Chemische parameters	
Vegetatieontwikkeling	Na de dijkdoorbraak zijn grote delen tijdelijk slik geweest (mond. med. Albert Ferwerda, It Frÿske Gea). In de loop der jaren is een vegetatie van o.a. <i>Salicornia</i> , <i>Spartina</i> , <i>Aster</i> , <i>Atriplex</i> , <i>Cochlearia</i> en <i>Juncus</i> ontstaan (1). Een oeverwal-kom systeem wordt gereflecteerd in de vegetatiezonering
Infauna en hyperfauna	
Pelagische fauna	

Broedvogels

Uit referentie (4):

Over het algemeen zijn in de jaren 1994-1997 de broedvogelaantallen in de Paezemerlannen achteruit gegaan. Dit is het geval voor de Scholekster, Tureluur, Kokmeeuw, Noordse stern en Visdief. Belangrijkste oorzaken zijn: 1) verzuivering van het gebied, 2) verstoring door wandelaars (met loslopende honden) die vrije toegang tot de doorgebroken dijk hebben en 3) de kolonisatie van het gebied door vossen. Wel worden een of enkele broedparen van de Rode lijstsoorten Grote stern, Bontbekplevier, Strandplevier en Eidereend tot 1997 in het gebied aangetroffen (4).

Watervogels

Referenties:

1. Van Duin, W. E., K. S. Dijkema, and J. Zegers. 1997. *Veranderingen in Bodemhoogte (Opslibbing, Erosie En Inlink) in De Paezemerlannen*. Wageningen: Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek IBN-rapport 326.
2. Anonymus. "Integrale Bodemdalingstudie: Bestaande Situatie En Autonome Ontwikkeling." p.: 117-30.
3. Dijkema, K. S. 1997. "Impact Prognosis for Salt Marshes From Subsidence by Gas Extraction in the Wadden Sea." *Journal of Coastal Research* 13:1294-304.
4. Rintjema, S., 1997. Achteruitgang weidevogels en kolonievogels Paezemerlannen. *Advies aan It Frÿske Gea op 24 november 1997 te Olterterp*.

Holwerderpier

STURENDE VARIABELEN	
Tijd sinds doorbraak (jaar)	10. Duikers opgezet in 1989 en dijk doorgestoken in 1995 (1).
Periode van inpoldering (jaar)	33. Ingepolderd in 1956 (1).
Positie in estuarium (m van monding)	0.
Voormalig landgebruik	Vermoedelijk beweiding.
Oppervlakte (ha)	37. Uit (1).
Vormindex (-)	Geen gegevens beschikbaar. Tijdens veldbezoek bleek dat het een rechthoekig tot vierkant gebied is → kleine vormindex ≈ 1.5 .
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	1
Afstand tot doorbraak (m)	
Absolute dimensies doorbraak (m)	12. In 1989 werden 3 klepduikers permanent opgezet en in 1995 is 1 klepduiker verwijderd en is een gat in de dijk gemaakt. Klepduikers hebben een diameter van 1-2 m en gat in de dijk is ongeveer 10-15 m.
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	3.13.
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.13 m +NAP. In 1987 uit (1).
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.18 m +NAP. In 1996 uit (1).
Getijdenrange (m)	2.0. Uit (Paezemerlannen 3).
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	160. Gemiddelde hoogte is 1.18 m +NAP, uit (Paezemerlannen 1) kan dan overstromingsfrequentie worden bepaald.
Helling (%)	
Drainering (m sloot/ ha)	
Interne golfenergie	
Externe golfenergie	
Sedimentsamenstelling	
<hr/>	
MENSELIJKE INGREPEN	In 1989 zijn de uitwateringssluizen permanent open gezet en in 1995 is 1 uitwateringssluis verwijderd en daardoor is een doorbraak in de dijk ontstaan (1).
<hr/>	
RESULTERENDE VARIABELEN	
Erosie	Geen gegevens beschikbaar, maar uit veldbezoek en (1) kan opgemaakt worden dat er geen of nauwelijks erosie plaatsvindt. Alleen de toegangskreek naar het gebied schuurt uit.
Accretie-Accretiesnelheid	Gemiddelde accretiesnelheid van 1989-1996 is 0.6 cm/ j. Dit is ongeveer 50% van naburige natuurlijke kwelders. Verwacht wordt dat door doorsteken van de dijk de sedimenttoevoer zal toenemen en dat daarmee de accretie toeneemt (1).
Kreekontwikkeling	Het drainagesysteem dat tijdens de landaanwinningswerken is aangelegd is nog grotendeels intact, maar de sloten zijn wel sterk dichtgeslibd en hierin loopt een meanderend kreekje (pers. obs.)
Chemische parameters	
Vegetatieontwikkeling	Na het openstellen van de duikers is binnen enkele jaren een pioniervegetatie ontstaan (o.a. <i>Salicornia</i>) en op de meer hogere delen komen soorten typisch voor de lage kwelder voor (1). Tijdens het veldbezoek bleek dat er nog wel slikkige stukken zijn.
Infauna en hyperfauna	
Pelagische fauna	
Broedvogels	
Watervogels	

Referenties:

1. Anonymus, 1999. "Hoogteontwikkeling Holwerderzomerpolder (Buitendijkse Zomerpolder Ten Oosten Van De Holwerder Pier)." *Werkgroep Kwelderwerken*.

Tollesbury

STURENDE VARIABELEN	
Tijd sinds doorbraak (jaar)	5. Doorbraak in augustus 1995 (1)
Periode van inpoldering (jaar)	350. Ingepolderd in de 17 ^e eeuw (1).
Positie in estuarium (m van monding)	2100 m (1).
Voormalig landgebruik	Begrazing door schapen en vee en later als landbouwgebied, waarschijnlijk is ook kalk toegevoegd (1).
Oppervlakte (ha)	21 ha (1,7)
Vormindex (-)	1.8. Uit (1).
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	1
Afstand tot doorbraak (m)	400
Absolute dimensies doorbraak (m)	60. Doorbraak dimensie op dijkhoogte (2).
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	2.86
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.5 mOD. Het gebied direct achter de geplande doorbraak ligt op 1.25 mOD en dit loopt naar 2.25-3.00 mOD achterin het gebied (1). Natuurlijke schorren liggen > 2.8 mOD, dus inundatie op slik tot laag schor niveau (1).
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	
Getijdenrange (m)	5.55. Uit (1).
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	750. Loopt ieder getij vol, dus ongeveer 750x per jaar (1).
Helling (%)	0.43. Uit (1).
Drainering (m sloot/ ha)	44. Een drainagekanaal dat in de lengterichting door het gebied loopt is door een nieuw gegraven kreek verbonden met de doorbraak (1). De afwatering geschiedde door een sluis, deze is gesloten.(1).
Interne golfenergie	286
Externe golfenergie	17
Sedimentsamenstelling	Vooral kleiig, organisch gehalte iets lager dan op natuurlijk schor maar relatief weinig verschil met 7.5% in Tollesbury tot 10.2% in schor. N en P zijn redelijk vergelijkbaar en Cl is duidelijk lager in Tollesbury (1).
MENSELIJKE INGREPEN	
Voor de gecontroleerde doorbraak hebben de volgende ingrepen plaatsgevonden (mond. med. Carol Reid, English Nature):	
<ul style="list-style-type: none"> - Afsluiten van een uitwateringssluis. - Verbinden van een drainagekanaal die haaks op de doorbraak en daarmee dwars door het gebied loopt, met de doorbraak door het graven van een kreek (enkele tientallen meters). - Aanplant van <i>Aster</i> en <i>Spartina</i> op de hogere delen (achterin het gebied). 	
RESULTERENDE VARIABELEN	
Erosie	In het gebied vindt accretie plaats en geen of nauwelijks erosie (6).
Accretie-Accretiesnelheid	Gemiddelde accretiesnelheid in het gebied over de eerste 3 jaar is 2.4 cm/j (6,7). Dit is 6-10x de accretiesnelheid van naburige natuurlijke schorren (7). Door de hoge accretiesnelheden wordt verwacht dat grotere delen van het gebied geschikt raken voor vegetatieontwikkeling die verdere accretie kan bevorderen (6,7).
Kreekontwikkeling	Van de doorbraak naar is een kleine kreek gegraven, deze functioneert als drainagekreek. Tijdens het veldbezoek was natuurlijke kreekvorming waar te nemen in de vooral slikkige bodem

Chemische parameters	<p>In eerste 1,5 jaar blijken de temperatuur en saliniteit van het water in het gebied vergelijkbaar met de natuurlijke schorren (6). Voor uiteindelijke doorbraak is gebied 2x overspoeld geweest met zout water gedurende 10 dagen, dit leverde een verhoging van de saliniteit van de bodem op. Overstroming tijdens lente of zomer is effectiever in verhogen van zoutgehalte (verbeteren concurrentiepositie van zouttolerante planten) aangezien er minder uitspoeling ten gevolge van neerslag plaatsvindt.. 10 weken na doorbraak is de bodemsaliniteit ongeveer 50% van referentie schor (7). Dit is nog het geval na 10 maanden en waarden nemen slechts langzaam toe (7). In 1998 is de conductiviteit van de lage bodems in de hoge horizonten vergelijkbaar met natuurlijk schor (7). De pH van alle meetpunten is vergelijkbaar met natuurlijk schor en is op sommige plaatsen van 5 naar 6.9-8.1 gestegen. De stabiliteit van de bodem is afgenomen gedurende het eerste jaar na de doorbraak maar is daarna weinig meer veranderd (7). De toegenomen instabiliteit wordt veroorzaakt door het Na-verzadigd raken van de bodem (7).</p>
Vegetatieontwikkeling	<p>De aanwezige vegetatie stierf het eerste jaar af en daardoor veranderde de site in slik (6 en pers comm. Carol Reid). Het gebied werd met verschillende plantensoorten aangeplant, maar dit heeft slechts beperkt succes gehad. Vooral in de lage delen was de overstromingsduur te hoog en stierven planten af. Op de hogere delen hebben aanplanten van <i>Aster</i> en <i>Spartina</i> zich gevestigd, evenals enkele individuen van Schijnspurrie en Melde (pers. obs. en 7). In de gordel onder het begroeide gedeelte vestigt zich <i>Salicornia</i> die zich verder uitbreidt (pers. obs. en mond. med. Carol Reid). Het grootste gedeelte van de site is echter nog onbegroeid.</p>
Infauna en hyperfauna	<p>Tijdens de eerste survey in september 1996 werd in de dunne afgezette silt laag een lagere biomassa (3.8 tegen 14.3 g/m²) en soortensamenstelling (gemiddeld 9.2 tegen 15.8 taxa) aan invertebraten gevonden (3). Bij de tweede survey in mei 1997 was de siltlaag duidelijk dikker geworden en was de soortensamenstelling (gemiddeld 17 tegen 17.2 taxa) toegenomen, maar de biomassa (1.8 tegen 9.6 g/m²) was lager door de lagere abundantie van <i>Hydrobia</i> (4). In oktober 1997 was het aantal soorten in de ontpoldering hoger dan op het natuurlijk schor, maar bleven de aantallen van de meest voorkomende soorten achter bij het natuurlijk schor (5). In 1998 steeg het aantal soorten invertebraten naar 20 (tegen 12 op natuurlijk schor) en breidden soorten als <i>Hydrobia ulvae</i>, <i>Macoma balthica</i> en <i>Scrobicularia plana</i> zich verder uit. Annelida breiden zich ook verder uit tot 9 over de 4 jaren. Gemiddeld gezien nemen soorten en aantal individuen toe vanaf 1995 tot 1998, maar de aantallen per soort blijven nog achter bij het natuurlijk schor. Verder blijkt dat de kolonisatie sneller op de lager gelegen gebieden aangezien hier de sedimentatie van silt het snelst is en deze langer overspoeld blijven (6).</p>
Pelagische fauna	<p>Krabben (<i>Carcinus maenas</i>) koloniseerden de site snel en ook garnalen (<i>Crangon crangon</i>) werden in grote hoeveelheden gevangen het eerste jaar. In de poelen in het gebieden werden grondels (<i>Pomatoschistus</i>) aangetroffen (4) .</p>
Broedvogels	<p>Soorten als Goudplevier, Strandloper, Grutto, Tureluur, Rotgans en Bergeend komen in het Blackwater estuarium veel voor en worden frequent waargenomen in de ontpoldering. In de poelen waar water blijft staan zijn viseters als Sternes, Reigers, Ruiters en Futen waargenomen (2).</p>
Watervogels	

Referenties:

1. Brickle, C., N. Cutts, and J. Pethick. 1994. *Full-Scale Managed Setback Trial Tollesbury Creek, Essex Environmental Assessment*. Report to English Nature No. S011-94-F ed.
2. Anonymus. 1999. "Tollesbury Experimental Managed Re-Alignment Site." *Newsletter From English Nature Issued 27 January 1999*.
3. Dyer, M. and K. Dale. 1998. "Biological Assessment of the Tollesbury Managed Set-Back Site, Results From Surveys 1-4 (Aug 1996 May 1997)." *Unicomarine*.
4. Reading, C. J., O. A. L. Paramor, R. A. Garbutt, C. W. Watts, J. R. Spearman, D. R. Barratt, R. Cox, R. G. Hughes, D. J. Longstaff, D. G. Myhill, P. Rothery, and A. J. Gray. 1998. *Managed Realignment at Tollesbury and Saltram, Annual Report for 1997*. Report to MAFF. CEH Project T 08074 C 5.
5. Reading, C. J., O. A. L. Paramor, R. A. Garbutt, C. W. Watts, J. R. Spearman, D. R. Barratt, T. Chesher, R. Cox, M. Gradwell, R. G. Hughes, D. J. Longstaff, D. G. Myhill, P. Rothery, and A. J. Gray. 1999. *Managed Realignment at Tollesbury and Saltram, Annual Report for 1998*. Report to MAFF. CEH Project T 08074 C 5.
6. Hazelden, J. 1996. "Soils and Managed Retreat at Tollesbury, Essex." *In: Halcrow, W. & Partners Ltd, National Rivers Authority Project W5/I480 Proceedings: Saltmarsh Management for Flood Defence:75-84*.
7. Watts, C. W., A. R. Dexter, and D. J. Longstaff. 1996. *Post-Inundation Characteristics of Soil Physical and Chemical Parameters on the Tollesbury Experimental Set Back Site, (August 1995 - June 1996)*. Report to MAFF. Silsoe Research Institute contract report No. CR/737/96/1326 ed.

Orplands A (grootste gebied)

STURENDE VARIABELEN

Tijd sinds doorbraak (jaar)	5. Doorgebroken in april 1995
Periode van inpoldering (jaar)	250. Ingepolderd in 18 ^e eeuw
Positie in estuarium (m van monding)	4000. Gemeten uit (2).
Voormalig landgebruik	Grasland, benoemd als SSSI .
Oppervlakte (ha)	28. Opgemeten uit luchtfoto.
Vormindex (-)	2.5. Uit kaart in (1).
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	1
Afstand tot doorbraak (m)	400
Absolute dimensies doorbraak (m)	20. Gemeten uit luchtfoto.
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	0.71.
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.75 mOD. Geschat uit (2). Dit is ongeveer 1 m lager dan de natuurlijke schorren.
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.80 mOD. Gemiddelde accretie (*5 jaar) + hoogteligging doorbraak.
Getijdenrange (m)	5.55. Pers. comm. Marc Dixon.
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	500. Dit is geschatte waarde; gebied ligt iets lager dan GHW dus inundatie van het gebied tijdens 60-70% van hoogwaters per jaar.
Helling (%)	0.4. Berekend uit profielmetingen uit (2).
Drainering (m sloot/ ha)	55. Gemeten uit (5).
Interne golfenergie	95
Externe golfenergie	380
Sedimentsamenstelling	Gemiddelde korrelgrootte 18 µm.

MENSELIJKE INGREPEN

Voor de gecontroleerde doorbraak zijn volgende ingrepen uitgevoerd (2):

- Er zijn enkele meanderende hoofdkreken gegraven (totale lengte 1.5 km), die voor afwatering van het gebied zorgen (ook voor zoetwaterafvoer van het achterland) en het bestaande drainagepatroon moeten doorsnijden.
- De grond die bij het graven van de kreken is vrijgekomen is aan een zijde van de kreek gedeponeed om zo als golfbreker te fungeren.
- De grond die bij het openen van de dijk vrijkwam is iets achter de doorbraak gedeponeed om de erosieve kracht van het water te breken.

RESULTERENDE VARIABELEN

Erosie	Over het algemeen vindt accretie plaats in het gebied, erosie vindt plaats dicht bij de doorbraak, in oude sloten of op de aangelegde golfbrekers (4,5).
Accretie-Accretiesnelheid	Accretie vindt plaats met een gemiddelde snelheid van 0.9 cm/ j van 1995 tot 1998. Dit is ongeveer 30x die van een naburig natuurlijk schor (3,4,5).

Kreekontwikkeling	<p>Vanaf de nieuwe waterkerende dijk zijn er kreken gegraven die zorgen voor de afwatering van het achterland en de drainage van het gebied (2). De grond die hierbij vrijkwam is naast de kreken gelegd als golfbreker. In de eerste 2 jaren waren de kreken stabiel, maar vanaf 1997 zijn de gegraven kreken aan de landzijde aan het dichtslibben en richting de doorbraak aan het uitschuren (3,4,5). Tijdens een veldbezoek op 5/5/2000 hebben we waargenomen dat er natuurlijke kreekontwikkeling plaatsvindt op het slik, deze kreken wateren meestal af in de gegraven kreken.</p>
Chemische parameters	<p>De bodem is anoxisch geworden getuige de daling van de redoxpotentiaal in het eerste jaar sterk van +200 mV naar -300 mV in de bovenste 25 cm. Dit was het gevolg van de inundatie en het weggroten van de afgestorven vegetatie. Na 4 jaar lijkt de redox zich te stabiliseren rond -200 mV, dit is lager dan het natuurlijk schor waar deze tussen de 50 en 100 mV ligt in de bovenste 25 cm (5).</p>
Vegetatieontwikkeling	<p>Grote delen veranderden in slik na inundatie, de eerste jaren werd het gebied voornamelijk gekoloniseerd door algen en darmwier (<i>Enteromorpha</i>) (3). 7 halophyten, waaronder <i>Salicornia</i> en <i>Suaeda maritima</i>, koloniseerden het gebied in de eerste jaren (3). De vegetatiebedekking is veel lager dan het naburig schor. In vergelijking met gebied B is de kolonisatie op qua hoogteligging geschikte gebieden lager. Dit wordt geweten aan de lage redoxpotentiaal van gebied A, die het gevolg is van rottend plantenmateriaal en slechtere drainage (3). In 1999 is de dominantie van algen en darmwier afgenomen en hebben de halophyten zich uitgebreid en hebben 6 nieuwe soorten zich gevestigd. De uitbreiding blijft nog achter bij gebied B (4,5) de dikke pakken groenwieren bemoeilijken de doorbraak van <i>Salicornia</i> vestiging (pers. obs.,)</p>
Infauna en hyperfauna	<p>In de eerste 2 jaar werd alleen <i>Hydrobia</i> aangetroffen op de site. In gebied B werden meerdere macrofauna soorten aangetroffen (3). Het verschil wordt geweten aan de zeer lage redoxpotentiaal van de bodem in gebied A. In 1997 en 1998 werd een toename in soorten waargenomen, o.a. <i>polychaeta</i> vestigden zich (4,5). <i>Bivalvia</i> werden echter tot zover nog niet waargenomen, terwijl deze op het naburige schor wel te vinden zijn (5).</p>
Pelagische fauna	<p>Krabben, garnalen, grondels en jonge haring worden in de eerste 2 jaar in de kreken in hogere aantallen aangetroffen dan in de referentiekreken (3). Vooral de dichtheid liep in 1997 en 1998 terug, maar gemiddeld nog tot boven dichtheid van het referentieschor (4,5). De daling in dichtheid wordt overigens ook in het referentiegebied aangetroffen (5). Ook worden occasioneel volwassen harders aangetroffen in de gebieden.</p>
Broedvogels	<p>In het gebied zelf werden tot nu toe geen of slechts enkele nesten gevonden, aangezien het gebied bij de meeste hoogwaters onderloopt (3,4,5). Toch behoort het tot het broedgebied van soorten als Veldleeuwerik, Karrekiet en Scholekster (5). In 1997 en 1998 behoorde het gebied tot respectievelijk 7 en 10 broedterritoria, voor het referentiegebied is dit ongeveer 30 (5).</p>

Watervogels	Het gebied werd in 1995 en 1996 als rust- en foerageergebied gebruikt door o.a. Bergeend, Bonte strandloper, Goudplevier en Tureluur, soorten en dichtheden liepen achter bij natuurlijke foerageergebieden (3). Het was met name in trek als de slikken voor de doorgebroken dijk reeds waren ondergelopen en de ontpoldering nog niet. Als rustgebied werd het door Waterhoen en Kievit gebruikt. Op de natuurlijke slikken werden voornamelijk foeragerende soorten aangetroffen. In de jaren 1997-1999 nam vooral het aantal vogels dat het als foerageergebied gebruikte toe van 254 naar 1145, de soortensamenstelling bleef min of meer gelijk (5). Het gebied bleef vooral in trek als de natuurlijke foerageerplaatsen reeds ondergelopen waren, de aantallen blijven achter bij de natuurlijke gebieden (5).
-------------	--

Referenties:

1. Dixon, A. M., D. J. Leggett, and R. C. Weight. 1998. "Habitat Creation Opportunities for Landward Coastal Re-Alignment: Essex Case Studies." *Journal of the Chartered Institute of Water and Environmental Management* 12:107-12.
2. HR Wallingford, 1996. *Baseline Survey of Managed Retreat Site, Orplands, Essex, Description of Pre and Post Unudation Monitoring Methodology and a Description of the Physical and, Chemical and Biological Characteristics of the Site Before the Sea Wall Was Breached*. Report EX 3391 ed. Wallingford.
3. HR Wallingford, *Results of Post Breach Monitoring of Orplands Managed Retreat Site, August 1995 to March 1997*. Wallingford.
4. HR Wallingford, *Results of Post Breach Monitoring of Orplands Managed Retreat Site, August 1997 to March 1998*. Wallingford.
5. HR Wallingford, *Results of Post Breach Monitoring of Orplands Managed Retreat Site, August 1998 to March 1999*. Wallingford.

Orplands B (kleinste gebied)

STURENDE VARIABELEN

Tijd sinds doorbraak (jaar)	5. Doorgebroken in april 1995
Periode van inpoldering (jaar)	250. Ingepolderd in 18 ^e eeuw
Positie in estuarium (m van monding)	4000. Gemeten uit (2).
Voormalig landgebruik	Verlaten weidegebied.
Oppervlakte (ha)	12. Uit (1) blijkt totale oppervlakte is 40 ha. Aangezien gebied A 28 ha is volgt voor gebied B 12 ha.
Vormindex (-)	5.8. Uit kaart in (1).
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	1
Afstand tot doorbraak (m)	750
Absolute dimensies doorbraak (m)	20. Gemeten van luchtfoto.
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	1.67
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	2 mOD. Geschat uit (2). Dit is iets minder dan 1 m beneden de natuurlijke schorren.
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	2.06 mOD. Gemiddelde accretie (*5 jaar) + hoogteligging doorbraak.
Getijdenrange (m)	5.55. (Pers. comm. Marc Dixon).
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	300. Schor ligt iets hoger dan GHW dus 40% van de hoogwater per jaar.
Helling (%)	0.63. Berekend uit profielmetingen uit (2).
Drainering (m sloot/ ha)	65. Gemeten uit (5).
Interne golfenergie	128
Externe golfenergie	673
Sedimentsamenstelling	Gemiddelde korrelgrootte 12 µm.

MENSELIJKE INGREPEN

- Voor de gecontroleerde doorbraak zijn volgende ingrepen gedaan (2):
- Er zijn enkele meanderende hoofdkreken gegraven (totale lengte 780 m), die voor afwatering van het gebied zorgen (ook voor zoetwaterafvoer van het achterland) en het bestaande drainagepatroon moet doorsnijden.
 - De grond die bij het graven van de kreken is vrijgekomen is aan een zijde van de kreek gedeponerd om zo als golfbreker te fungeren.
 - De grond die bij het openen van de dijk vrijkwam is iets achter de doorbraak gedeponerd om de erosieve kracht van het water te breken.

RESULTERENDE VARIABELEN

Erosie	Over het algemeen vindt accretie plaats in het gebied. Erosie vindt plaats dicht bij de doorbraak, in oude sloten of op de aangelegde golfbrekers (4,5).
Accretie-Accretiesnelheid	Accretiesnelheid is gemiddeld 1.1 cm/ j in de jaren van 1995 tot 1998 (3,4,5). Dit is ongeveer 40x de accretie van een naburig natuurlijk schor.

Kreekontwikkeling	In de eerste 2 jaren bleken de gegraven krekten vrij stabiel (2). De grond die hierbij vrijkwam is naast de krekten gelegd als golfbreker. Vanaf 1997 wordt uitschuring (0.4-0.8 m over 4 jaar) in de kreek nabij de doorbraak waargenomen. De krekten meer 'schorinwaarts' slibben aan (0.1-0.2 m over 4 jaar) (3,4,5). Tijdens een veldbezoek op 5/5/2000 hebben we waargenomen dat er natuurlijke kreekontwikkeling plaatsvindt op het slik, deze krekten wateren meestal af in de gegraven krekten.
Chemische parameters	De bodem is anoxisch geworden getuige de daling van de redoxpotentiaal in het eerste jaar sterk van +200 mV naar 0 mV in de bovenste 25 cm in het eerste jaar. Na 4 jaar lijkt de redox zich te stabiliseren rond -200 mV, dit is lager dan het natuurlijk schor waar deze tussen de 50 en 100 mV ligt in de bovenste 25 cm. Deze langzamere daling van de redox is waarschijnlijk het gevolg van een meer geoxideerde toestand ten gevolge van het landgebruik voor de inundatie (5).
Vegetatieontwikkeling	Grote delen veranderden in slik na inundatie, de eerste jaren werd het gebied voornamelijk gekoloniseerd door algen en darmwier (<i>Enteromorpha</i>) (3). 7 halofyten, waaronder <i>Salicornia</i> en <i>Suaeda maritima</i> , koloniseerden het gebied in de eerste jaren (3). De dominantie van algen en darmwier is afgenomen, 6 nieuwe soorten zich gevestigd en de gevestigde soorten hebben zich uitgebreid (4,5). Tijdens het veldbezoek viel op dat de kolonisatie begon vanaf de iets hoger gelegen golfbrekers, deze kunnen de vestiging van vegetatie versnellen.
Infauna en hyperfauna	In 1995-1996 vestigden <i>Hydrobia</i> , <i>Nereis</i> en <i>Spionid</i> zich (3), in 1997 en 1998 werden de laatste 2 vervangen door <i>Polychaeta</i> (4,5). Genoemde soorten komen overigens niet voor op het referentieschor. <i>Bivalvia</i> werden niet in gebied B gevonden maar wel op referentieslikken en -schorren (5).
Pelagische fauna	Krabben, garnalen, grondels en jonge haring worden in de eerste 2 jaar in de krekten in hogere aantallen aangetroffen dan in de referentiekrekten (3). De dichtheid liep in 1997 en 1998 terug, maar bleef gemiddeld boven de dichtheid van het referentieschor (4,5). De daling in dichtheid wordt overigens ook in het referentiegebied aangetroffen (5).
Broedvogels	In het gebied zelf werden geen of slechts enkele nesten gevonden, aangezien het gebied bij de meeste hoogwaters onderloopt (3,4,5). Toch behoort het tot het broedgebied van met name Veldleeuwerik, Grasmus en Scholekster (5). In 1997 en 1998 behoorde het gebied tot respectievelijk 10 en 12 broedterritoria, voor het referentiegebied is dit ongeveer 30 (5).
Watervogels	De soortensamenstelling in gebied B is in de jaren 1995-1997 meer divers dan in gebied A (o.a. komen soorten als Veldleeuwerik en Steenloper ook voor) (3). De aantallen blijven met 23 tegenover 254 achter bij gebied A (3,5). In de jaren 1998-1999 nemen de aantallen toe (tot 173 in 1999), maar nam het aantal soorten af. In 1999 werden soorten en aantallen waarschijnlijk onderschat ten gevolge van verminderde zichtbaarheid door mist (5).

Referenties:

1. Dixon, A. M., D. J. Leggett, and R. C. Weight. 1998. "Habitat Creation Opportunities for Landward Coastal Re-Alignment: Essex Case Studies." *Journal of the Chartered Institute of Water and Environmental Management* 12:107-12.
2. HR Wallingford, 1996. *Baseline Survey of Managed Retreat Site, Orplands, Essex, Description of Pre and Post Unudation Monitoring Methodology and a Description of the Physical and, Chemical and Biological Characteristics of the Site Before the Sea Wall Was Breached*. Report EX 3391 ed. Wallingford.

3. HR Wallingford, *Results of Post Breach Monitoring of Orplands Managed Retreat Site, August 1995 to March 1997*. Wallingford.
4. HR Wallingford, *Results of Post Breach Monitoring of Orplands Managed Retreat Site, August 1997 to March 1998*. Wallingford.
5. HR Wallingford, *Results of Post Breach Monitoring of Orplands Managed Retreat Site, August 1998 to March 1999*. Wallingford.

Northey Island

STURENDE VARIABELEN	
Tijd sinds doorbraak (jaar)	9. Doorbraak in augustus 1991 (2).
Periode van inpoldering (jaar)	Geen gegevens beschikbaar.
Positie in estuarium (m van monding)	16675. Uit Burd (1994).
Voormalig landgebruik	Geen gegevens beschikbaar.
Oppervlakte (ha)	1 ha
Vormindex (-)	4.5. Uit (1)
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	1
Afstand tot doorbraak (m)	300
Absolute dimensies doorbraak (m)	15. Geschat tijdens veldbezoek.
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	14.3
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	2.927 mOD. In 1991 (2).
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	2.976 mOD. In februari 1996 (1).
Getijdenrange (m)	7.1. Uit Burd (1994).
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	223. Berekend uit lineaire interpolatie met volgende gegevens: Max. waterstand is 3.9 mOD (Burd, 1994) en aanname is dat dit 1x per jaar voorkomt. Hoogteligging van natuurlijke doorbraak is 1.791 mOD en overstromingsfrequentie is 508. Tussen deze 2 punten is een lineaire interpolatie uitgevoerd met hoogteligging als gegeven hierboven..
Helling (%)	1.25. Uit (2).
Drainering (m sloot/ ha)	Geen gegevens beschikbaar.
Interne golfenergie	84
Externe golfenergie	43
Sedimentsamenstelling	44. Gemiddelde diameter in februari 1996 in μm (2).
MENSELIJKE INGREPEN	Tijdens de gecontroleerde doorbraak is de geul in de doorbraak verbonden met een vroegere natuurlijke kreek die in het gebied ligt (mond. med. Marc Dixon, Environment Agency).
RESULTERENDE VARIABELEN	
Erosie	Op de plaats van de doorbraak wordt erosie waargenomen doordat het gat zich 'schorinwaarts' uitschuurt en een kleine kreek vormt (per. obs.). Deze erosie is niet gekwantificeerd.
Accretie-Accretiesnelheid	De gemiddelde accretiesnelheid in de periode 1991-1996 is 1.09cm/j (1). De eerste jaren nam de gemiddelde oppervlakte iets af ten gevolge van het wegspoelen van de bovenste veenlaag (2). Dan volgt een periode van 2 jaar met hoge accretie (5 cm/ j) (1). Ongeveer 5 jaar na de doorbraak lijkt het gebied gestabiliseerd en vindt er nauwelijks accretie meer plaats (1).
Kreekontwikkeling	De doorbraak breidt zich 'schorinwaarts' uit en vormt zo een kleine kreek. Er is echter geen krekenselsel ontwikkeld en er is 5 jaar na de doorbraak nog sprake van stagnant water (1, pers.obs.)
Chemische parameters	
Vegetatieontwikkeling	De eerste jaren werd het gebied door <i>Salicornia</i> en <i>Puccinellia</i> gekoloniseerd (2). Vooral <i>Salicornia</i> is 5 jaar na de doorbraak nog dominant maar soortendiversiteit neemt toe en <i>Spartina</i> begint <i>Salicornia</i> te verdrijven (1).
Infauna en hyperfauna	

Pelagische fauna
Broedvogels
Watervogels

Referenties:

1. Burd, F. 1996. *Northey Island Managed Retreat, Report 6, Results to February 1996*. Report to English Nature No. Z062-96-F ed.
2. Pethick, J. and F. Burd. 1996. "Sedimentary Processes Under Managed Retreat." *In: Halcrow, W. & Partners Ltd, National Rivers Authority Project W5/I480 Proceedings: Saltmarsh Management for Flood Defence:14-26.*

Gog-Le-Hi-Te estuary

STURENDE VARIABELEN	
Tijd sinds doorbraak (jaar)	7. Doorgebroken in februari 1986 (1).
Periode van inpoldering (jaar)	Geen gegevens beschikbaar.
Positie in estuarium (m van monding)	>100 km
Voormalig landgebruik	Gebruik als baggerdepot (1).
Oppervlakte (ha)	3.9. Uit (1)
Vormindex (-)	1.99. Gemeten uit (1).
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	4
Afstand tot doorbraak (m)	200
Absolute dimensies doorbraak (m)	15. Uit (1)
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	0.26
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	2.2 mNGVD. Geschat uit (1).
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	2.4 mNGVD. Geschat uit (1).
Getijdenrange (m)	2.5. Pers. comm. C. Simenstad.
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	750. Pers. comm. C. Simenstad.
Helling (%)	0.9. Opgemeten uit (1).
Drainering (m sloot/ ha)	
Interne golfenergie	
Externe golfenergie	
Sedimentsamenstelling	Ruwweg bestaat de bodem voor >80% uit silt en klei. Organisch stofgehalte was 2-4% en nam nauwelijks toe in de jaren (overigens is dit lager dan nabij gelegen natuurlijke slikken) (1).
MENSELIJKE INGREPEN	
	Voor de gecontroleerde doorbraak hebben de volgende ingrepen plaats gevonden (1): <ul style="list-style-type: none"> - Afgraven van het gebied (55000 m³). - Graven van krekensstelsel (handvormig vanuit de doorbraak). - Aanplant van <i>Carex lyngbyei</i>. - De doorbraak is een gefixeerde opening.
RESULTERENDE VARIABELEN	
Erosie	Erosie vond vooral plaats aan de voet van de dijken en randen van intertidale gebieden, gemiddeld met 1-4 cm/j
Accretie-Accretiesnelheid	Accretie vond voornamelijk plaats in de gegraven geulen en op de slikken, gemiddeld met 1-3 cm/j.
Kreekontwikkeling	Bij de aanleg van het gebied zijn er krekens van 8-10 m breed en 1 m diep uitgegraven. Deze zijn snel verzand tot <1 m breed en 0.30 m diep. Het stelsel heeft zich verder vertakt tot een dendritisch stelsel.
Chemische parameters	
Vegetatieontwikkeling	Er heeft aanplant van zegge (<i>Carex</i>) plaatsgevonden echter deze is in het eerste jaar in de lagere getijdengebieden snel verdrongen door brakwatervegetatie bestaande uit russen (<i>Juncus</i> spp.), biezen (<i>Scirpus</i> spp.), wilgen (<i>Salix</i> spp.).
Infauna en hyperfauna	Benthische microalgen koloniseerden het gebied zeer snel en waren vrijwel meteen meetbaar op de slikken en namen tot 1990 geleidelijk toe. Benthische invertebraten werden direct gevonden in het gebied en de dichtheid nam geleidelijk toe naar 1.5E+5 ind /m ² in 1990. De hoogste aantallen werden op de slikken gevonden.

Pelagische fauna	Vissen koloniseerden het gebied direct. In het eerste jaar werden 11 soorten gevangen en in 1990 maximaal 19. De dichtheid nam geleidelijk toe van $<0.1 \text{ vis/m}^2$ tot 0.7 vis/m^2 .
Broedvogels	Zie watervogels.
Watervogels	70% van de 112 vogelsoorten die in 1990 voorkwamen waren na een jaar al te vinden in het gebied. Voor de grootste deel van het jaar wordt de abundantie bepaald door watervogels. De hogere delen worden door verschillende broedvogels gebruikt.

Referenties:

1. Simenstad, C. A. and R. M. Thom. 1996. "Functional Equivalency Trajectories of the Restored Gog-Le-Hi-Te Estuarine Wetland." *Ecological Applications* 6((1)):38-56.

Seawall failures in Essex (uit Burd *et al.*, 1996)

Foulton Hall A (south)

STURENDE VARIABELEN

Tijd sinds doorbraak (jaar)	79
Periode van inpoldering (jaar)	147.
Positie in estuarium (m van monding)	0
Voormalig landgebruik	Beweiding
Oppervlakte (ha)	66.16
Vormindex (-)	2.3
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	2
Afstand tot doorbraak (m)	650
Absolute dimensies doorbraak (m)	125
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	1.89
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.421
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.881
Getijdenrange (m)	5.2.
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	241
Helling (%)	-0.06
Drainering (m sloot/ ha)	264
Interne golfenergie	379.7
Externe golfenergie	5200
Sedimentsamenstelling (μm)	4.02

RESULTERENDE VARIABELEN

Erosie	18.1% van origineel schor weg
Accretie-Accretiesnelheid	Initieel: 6.75 mm/ j Gemiddeld 4.74 mm/ j
Kreekontwikkeling	In het krekensysteem zijn duidelijk de aangelegde drainagesloten te herkennen, wel zijn enkele natuurlijke zijtakken gevormd. In het zuiden lijkt een natuurlijker gevormd krekensysteem zich te ontwikkelen vanuit de doorbraak.

Foulton Hall B (north)

STURENDE VARIABELEN

Tijd sinds doorbraak (jaar)	104.
Periode van inpoldering (jaar)	122.
Positie in estuarium (m van monding)	0
Voormalig landgebruik	Beweiding
Oppervlakte (ha)	33.52
Vormindex (-)	3.8
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	2
Afstand tot doorbraak (m)	500
Absolute dimensies doorbraak (m)	15
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	0.45
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.269
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.929
Getijdenrange (m)	5.2
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	207
Helling (%)	0.02
Drainering (m sloot/ ha)	110
Interne golfenergie	251.8
Externe golfenergie	5200
Sedimentsamenstelling (μm)	4.41

RESULTERENDE VARIABELEN

Erosie	19.26% van origineel schor weg
Accretie-Accretiesnelheid	Initieel: 5.77 mm/ j Gemiddeld: 9.17 mm/ j
Kreekontwikkeling	Ook hier is in het krekensysteem nog duidelijk het kunstmatige drainagesysteem te herkennen met enkele natuurlijke aftakkingen.

Stone Marsh

STURENDE VARIABELEN

Tijd sinds doorbraak (jaar)	126
Periode van inpoldering (jaar)	34
Positie in estuarium (m van monding)	130
Voormalig landgebruik	Beweiding
Oppervlakte (ha)	30.44
Vormindex (-)	2.6
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	1
Afstand tot doorbraak (m)	300
Absolute dimensies doorbraak (m)	20
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	0.66
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	0.993
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.513
Getijdenrange (m)	5.2
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	441
Helling (%)	0.026
Drainering (m sloot/ ha)	0
Interne golfenergie	138
Externe golfenergie	5200
Sedimentsamenstelling (μm)	7.5

RESULTERENDE VARIABELEN

Erosie	6.47% van origineel schor weg
Accretie-Accretiesnelheid	Initieel: 5.75 mm/ j Gemiddeld: 4.37 mm/ j
Kreekontwikkeling	Een kreek loop gedeeltelijk langs de dijk rond het schor. Andere natuurlijke krekken lijken vanuit de doorbraak te zijn ontwikkeld.

Walton Central

STURENDE VARIABELEN

Tijd sinds doorbraak (jaar)	55
Periode van inpoldering (jaar)	64
Positie in estuarium (m van monding)	135
Voormalig landgebruik	Onbekend
Oppervlakte (ha)	73.68
Vormindex (-)	3.4
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	2
Afstand tot doorbraak (m)	1000
Absolute dimensies doorbraak (m)	130
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	1.79
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.498
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	2.098
Getijdenrange (m)	5.2
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	196
Helling (%)	-0.04
Drainering (m sloot/ ha)	0
Interne golfenergie	369
Externe golfenergie	5200
Sedimentsamenstelling (μm)	5.88

RESULTERENDE VARIABELEN

Erosie	38.14% van origineel schor weg
Accretie-Accretiesnelheid	Initieel: 7.14 mm/ j Gemiddeld 8.00 mm/ j
Kreekontwikkeling	De stromingspatronen zijn ingewikkeld doordat het schor aan 2 kanten open is. Er hebben zich enkele grote kreken gevormd met vele zijkreken die veelal haaks op de hoofdkreek aftakken.

Horsey Island

STURENDE VARIABELEN

Tijd sinds doorbraak (jaar)	47
Periode van inpoldering (jaar)	179
Positie in estuarium (m van monding)	2125
Voormalig landgebruik	Zoetwater moeras
Oppervlakte (ha)	4.88
Vormindex (-)	4.2
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	1
Afstand tot doorbraak (m)	125
Absolute dimensies doorbraak (m)	605
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	100
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	-
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.546
Getijdenrange (m)	5.1
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	500
Helling (%)	0.331
Drainering (m sloot/ ha)	4922
Interne golfenergie	165
Externe golfenergie	1600
Sedimentsamenstelling (μm)	7.46

RESULTERENDE VARIABELEN

Erosie	62.91% van origineel schor weg
Accretie-Accretiesnelheid	-
Kreekontwikkeling	Geen krekenselsel te onderscheiden, aangezien de site aan zware erosie onderhevig is. Enkele ondiepe krekensels zijn begroeid.

Skipper's Island

STURENDE VARIABELEN

Tijd sinds doorbraak (jaar)	47
Periode van inpoldering (jaar)	113
Positie in estuarium (m van monding)	4125
Voormalig landgebruik	Beweiding
Oppervlakte (ha)	36.70
Vormindex (-)	2.0
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	2
Afstand tot doorbraak (m)	560
Absolute dimensies doorbraak (m)	70
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	1.92
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.469
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.989
Getijdenrange (m)	5.1
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	266
Helling (%)	0.23
Drainering (m sloot/ ha)	0
Interne golfenergie	409
Externe golfenergie	104
Sedimentsamenstelling (μm)	7.32

RESULTERENDE VARIABELEN

Erosie	36.95 % van origineel schor weg
Accretie-Accretiesnelheid	Initieel: 5.55 mm/ j Gemiddeld: 13.00 mm/ j
Kreekontwikkeling	De site lijkt te eroderen vanuit de buitenste rand van het schor naar binnen toe, dit resulteert in slikken. Er lijkt geen relatie tussen kreekontwikkeling en de doorbraak.

Fingringhoe Marsh A (outer)

STURENDE VARIABELEN

Tijd sinds doorbraak (jaar)	103
Periode van inpoldering (jaar)	57
Positie in estuarium (m van monding)	6625
Voormalig landgebruik	Beweiding
Oppervlakte (ha)	70.07
Vormindex (-)	2.2
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	2
Afstand tot doorbraak (m)	350
Absolute dimensies doorbraak (m)	220
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	3.13
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	2.030
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	2.390
Getijdenrange (m)	5.6
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	272
Helling (%)	0.04
Drainering (m sloot/ ha)	0
Interne golfenergie	416
Externe golfenergie	61
Sedimentsamenstelling (μm)	5.26

RESULTERENDE VARIABELEN

Erosie	33.79 % van origineel schor weg
Accretie-Accretiesnelheid	Initieel: 6.57 mm/ j Gemiddeld 3.75 mm/ j
Kreekontwikkeling	Krekenstelsel lijkt natuurlijk en gerelateerd aan de dijkdoorbraken. De vertakkingen staan ongeveer loodrecht op de hoofdgeulen.

Fingringhoe Marsh B (inner)

STURENDE VARIABELEN

Tijd sinds doorbraak (jaar)	103
Periode van inpoldering (jaar)	98
Positie in estuarium (m van monding)	6625
Voormalig landgebruik	Landbouw
Oppervlakte (ha)	8.33
Vormindex (-)	2.5
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	5
Afstand tot doorbraak (m)	450
Absolute dimensies doorbraak (m)	35
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	4.17
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.960
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	2.400
Getijdenrange (m)	5.6
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	269
Helling (%)	0.13
Drainering (m sloot/ ha)	4462
Interne golfenergie	177
Externe golfenergie	12
Sedimentsamenstelling (μm)	4.39

RESULTERENDE VARIABELEN

Erosie	24.49 % van origineel schor weg
Accretie-Accretiesnelheid	Initieel: 5.11 mm/ j Gemiddeld 4.58 mm/ j
Kreekontwikkeling	In het gedeelte met drainagesloten liggen weinig tot geen natuurlijke krekens. In het gedeelte direct achter de doorbraak heeft zich een vertakkend krekensysteem ontwikkeld.

Aldboro Point

STURENDE VARIABELEN

Tijd sinds doorbraak (jaar)	72
Periode van inpoldering (jaar)	25
Positie in estuarium (m van monding)	6125
Voormalig landgebruik	Onbekend
Oppervlakte (ha)	6.91
Vormindex (-)	6.1
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	1
Afstand tot doorbraak (m)	125
Absolute dimensies doorbraak (m)	50
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	7.14
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.771
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	2.291
Getijdenrange (m)	5.6
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	342
Helling (%)	0.03
Drainering (m sloot/ ha)	0
Interne golfenergie	190
Externe golfenergie	237
Sedimentsamenstelling (μm)	4.31

RESULTERENDE VARIABELEN

Erosie	25.04 % van origineel schor weg
Accretie-Accretiesnelheid	Initieel: 3.00 mm/ j Gemiddeld 7.22 mm/ j
Kreekontwikkeling	De drainagesloten zijn nog duidelijk zichtbaar in krekenspatroon en hebben zich niet natuurlijk ontwikkeld.

Ferry Lane

STURENDE VARIABELEN	
Tijd sinds doorbraak (jaar)	55
Periode van inpoldering (jaar)	105
Positie in estuarium (m van monding)	9900
Voormalig landgebruik	Beweiding en landbouw
Oppervlakte (ha)	5.95
Vormindex (-)	2.2
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	3
Afstand tot doorbraak (m)	250
Absolute dimensies doorbraak (m)	50
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	8.33
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.884
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	2.424
Getijdenrange (m)	5.6
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	255
Helling (%)	0.04
Drainering (m sloot/ ha)	-
Interne golfenergie	154
Externe golfenergie	63
Sedimentsamenstelling (μm)	4.13
RESULTERENDE VARIABELEN	
Erosie	13.61 % van origineel schor weg
Accretie-Accretiesnelheid	Initieel: 7.14 mm/ j Gemiddeld 11.25 mm/ j
Kreekontwikkeling	De krekken lijken gerelateerd aan doorbraken.

Barrow Hill

STURENDE VARIABELEN

Tijd sinds doorbraak (jaar)	47
Periode van inpoldering (jaar)	154
Positie in estuarium (m van monding)	8500
Voormalig landgebruik	Beweiding
Oppervlakte (ha)	23.48
Vormindex (-)	2.6
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	1
Afstand tot doorbraak (m)	450
Absolute dimensies doorbraak (m)	95
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	4.00
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.870
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	2.430
Getijdenrange (m)	5.6
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	251
Helling (%)	0.003
Drainering (m sloot/ ha)	1
Interne golfenergie	288
Externe golfenergie	26
Sedimentsamenstelling (μm)	11.63

RESULTERENDE VARIABELEN

Erosie	30.28% van origineel schor weg
Accretie-Accretiesnelheid	Initieel: 6.33 mm/ j Gemiddeld 14.00 mm/ j
Kreekontwikkeling	Er loopt een grote drainagesloot omheen het schor waar vanuit zijtakken zich hebben gevormd. Het krekensysteem is niet gerelateerd aan de doorbraken en de drainagestructuren zijn zichtbaar gebleven.

Sampson's Creek

STURENDE VARIABELEN

Tijd sinds doorbraak (jaar)	47
Periode van inpoldering (jaar)	105
Positie in estuarium (m van monding)	4125
Voormalig landgebruik	Beweiding
Oppervlakte (ha)	36.70
Vormindex (-)	2.0
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	1
Afstand tot doorbraak (m)	300
Absolute dimensies doorbraak (m)	70
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	5.56
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.645
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.989
Getijdenrange (m)	5.1
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	266
Helling (%)	0.23
Drainering (m sloot/ ha)	-
Interne golfenergie	117
Externe golfenergie	336
Sedimentsamenstelling (μm)	7.32

RESULTERENDE VARIABELEN

Erosie	36.95 % van origineel schor weg
Accretie-Accretiesnelheid	Initieel: 5.55 mm/ j Gemiddeld 13.00 mm/ j
Kreekontwikkeling	De site lijkt te eroderen vanuit de buitenste rand van het schor naar binnen toe, dit resulteert in slikken. Er lijkt geen relatie tussen kreekontwikkeling en de doorbraak.

Northey Island

STURENDE VARIABELEN

Tijd sinds doorbraak (jaar)	103
Periode van inpoldering (jaar)	123
Positie in estuarium (m van monding)	16675
Voormalig landgebruik	Beweiding en landbouw
Oppervlakte (ha)	78.89
Vormindex (-)	2.7
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	1
Afstand tot doorbraak (m)	600
Absolute dimensies doorbraak (m)	870
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	11.1
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.111
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.791
Getijdenrange (m)	7.1
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	508
Helling (%)	0.02
Drainering (m sloot/ ha)	3677
Interne golfenergie	439
Externe golfenergie	3020
Sedimentsamenstelling (μm)	5.66

RESULTERENDE VARIABELEN

Erosie	45.77 % van origineel schor weg
Accretie-Accretiesnelheid	Initieel: 6.80 mm/ j Gemiddeld 7.08 mm/ j
Kreekontwikkeling	Er heeft zich een complex krekensysteem ontwikkeld dat het gehele gebied beslaat. Een aantal grote krekensystemen zijn ontstaan achter de doorbraak. Het systeem heeft zich gevormd vanuit de drainagesloten en de grotere krekensystemen.

Clementsgreen creek

STURENDE VARIABELEN

Tijd sinds doorbraak (jaar)	79
Periode van inpoldering (jaar)	123
Positie in estuarium (m van monding)	22500
Voormalig landgebruik	Landbouw
Oppervlakte (ha)	3.51
Vormindex (-)	2.0
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	1
Afstand tot doorbraak (m)	200
Absolute dimensies doorbraak (m)	45
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	12.5
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.796
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	2.296
Getijdenrange (m)	6.6
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	333
Helling (%)	-0.1
Drainering (m sloot/ ha)	4747 (gemiddeld van 2 gebieden)
Interne golfenergie	116
Externe golfenergie	77
Sedimentsamenstelling (μm)	4.43

RESULTERENDE VARIABELEN

Erosie	66.67 % van origineel schor weg
Accretie-Accretiesnelheid	Initieel: 6.00 mm/ j Gemiddeld 5.21 mm/ j
Kreekontwikkeling	Het schor is voor een groot deel weg geërodeerd. Een grote kreek heeft zich vanuit de doorbraak ontwikkeld.

Brandy Hole A (north)

STURENDE VARIABELEN

Tijd sinds doorbraak (jaar)	103
Periode van inpoldering (jaar)	123
Positie in estuarium (m van monding)	22125
Voormalig landgebruik	Landbouw
Oppervlakte (ha)	51.08
Vormindex (-)	1.5
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	2
Afstand tot doorbraak (m)	200
Absolute dimensies doorbraak (m)	135
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	2.63
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.754
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	2.414
Getijdenrange (m)	6.6
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	287
Helling (%)	-0.02
Drainering (m sloot/ ha)	4217 (gemiddeld van 4 gebieden)
Interne golfenergie	358
Externe golfenergie	244
Sedimentsamenstelling (μm)	7.13

RESULTERENDE VARIABELEN

Erosie	38.63 % van origineel schor weg
Accretie-Accretiesnelheid	Initieel: 5.60 mm/ j Gemiddeld 6.88 mm/ j
Kreekontwikkeling	Enkele grote krekken zijn ontstaan achter de doorbraken. Verder wordt het krekkenstelsel gedomineerd door de drainagesloten.

Brandy Hole B (south)

STURENDE VARIABELEN

Tijd sinds doorbraak (jaar)	103
Periode van inpoldering (jaar)	123
Positie in estuarium (m van monding)	21100
Voormalig landgebruik	Landbouw
Oppervlakte (ha)	11.65
Vormindex (-)	2.6
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	4
Afstand tot doorbraak (m)	500
Absolute dimensies doorbraak (m)	25
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	2.13
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.842
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	2.342
Getijdenrange (m)	6.6
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	316
Helling (%)	0.04
Drainering (m sloot/ ha)	3629 (gemiddeld van 2 gebieden)
Interne golfenergie	221
Externe golfenergie	244
Sedimentsamenstelling (μm)	6.44

RESULTERENDE VARIABELEN

Erosie	26.6 % van origineel schor weg
Accretie-Accretiesnelheid	Initieel: 6.88 mm/ j Gemiddeld 5.21 mm/ j
Kreekontwikkeling	Er is geen krekentelsel ontwikkeld, de drainagesloten bepalen de afwatering. Vanuit de doorbraak lopen enkele (ver)grootte sloten.

North Fambridge (north)

STURENDE VARIABELEN

Tijd sinds doorbraak (jaar)	103
Periode van inpoldering (jaar)	123
Positie in estuarium (m van monding)	21875
Voormalig landgebruik	Landbouw
Oppervlakte (ha)	26.98
Vormindex (-)	2.6
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	3
Afstand tot doorbraak (m)	500
Absolute dimensies doorbraak (m)	155
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	5.88
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.901
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	2.301
Getijdenrange (m)	6.6
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	329
Helling (%)	0.03
Drainering (m sloot/ ha)	4268 (gemiddeld van 4 gebieden)
Interne golfenergie	322
Externe golfenergie	161
Sedimentsamenstelling (μm)	5.23

RESULTERENDE VARIABELEN

Erosie	41.62 % van origineel schor weg
Accretie-Accretiesnelheid	Initieel: 6.00 mm/ j Gemiddeld 4.17 mm/ j
Kreekontwikkeling	Geen dendritisch netwerk gevormd, de sloten naar de doorbraken zijn waarschijnlijk uitgeschuurd en vergroot. Gedeelte van de site bestaat uit slik.

North Fambridge B (south)

STURENDE VARIABELEN

Tijd sinds doorbraak (jaar)	103
Periode van inpoldering (jaar)	123
Positie in estuarium (m van monding)	19975
Voormalig landgebruik	Landbouw
Oppervlakte (ha)	43.21
Vormindex (-)	3.0
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	1
Afstand tot doorbraak (m)	500
Absolute dimensies doorbraak (m)	105
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	2.44
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.766
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	2.366
Getijdenrange (m)	6.6
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	305
Helling (%)	0.08
Drainering (m sloot/ ha)	4128 (gemiddeld van 4 gebieden)
Interne golfenergie	424
Externe golfenergie	220
Sedimentsamenstelling (μm)	6.25

RESULTERENDE VARIABELEN

Erosie	52.70 % van origineel schor weg
Accretie-Accretiesnelheid	Initieel: 7.14 mm/ j Gemiddeld 6.25 mm/ j
Kreekontwikkeling	De grote krekken zijn ontstaan uit de drainagesloten. Verder zijn kleinere slootjes 'samengegaan' en zijn er slikken ontstaan. De meeste slootjes zijn weg geërodeerd en zijn niet meer als rechte sloten zichtbaar.

Wallasea A (west)

STURENDE VARIABELEN

Tijd sinds doorbraak (jaar)	47
Periode van inpoldering (jaar)	179
Positie in estuarium (m van monding)	8250
Voormalig landgebruik	Landbouw
Oppervlakte (ha)	1.83
Vormindex (-)	8.1
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	1
Afstand tot doorbraak (m)	260
Absolute dimensies doorbraak (m)	160
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	100
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	-
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.891
Getijdenrange (m)	7.2
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	521
Helling (%)	0.87
Drainering (m sloot/ ha)	-
Interne golfenergie	126
Externe golfenergie	336
Sedimentsamenstelling (μm)	11.99

RESULTERENDE VARIABELEN

Erosie	85.25 % van origineel schor weg
Accretie-Accretiesnelheid	Initieel: - mm/ j Gemiddeld - mm/ j
Kreekontwikkeling	Het schor is voor een groot deel weg geërodeerd en verbanden kunnen niet worden opgesteld.

Wallasea B (east)

STURENDE VARIABELEN	
Tijd sinds doorbraak (jaar)	47
Periode van inpoldering (jaar)	179
Positie in estuarium (m van monding)	6750
Voormalig landgebruik	Landbouw
Oppervlakte (ha)	1.84
Vormindex (-)	8.1
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	1
Afstand tot doorbraak (m)	75
Absolute dimensies doorbraak (m)	90
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	50
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	-
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.518
Getijdenrange (m)	7.2
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	648
Helling (%)	-0.73
Drainering (m sloot/ ha)	4747 (gemiddeld van 2 gebieden)
Interne golfenergie	
Externe golfenergie	
Sedimentsamenstelling (μm)	7.34
RESULTERENDE VARIABELEN	
Erosie	85.33 % van origineel schor weg
Accretie-Accretiesnelheid	Initieel: - mm/ j Gemiddeld - mm/ j
Kreekontwikkeling	Het schor is voor een groot deel weg geërodeerd en een verband tussen krekken, drainagesloten en doorbraken kan niet worden opgesteld.

Canvey point

STURENDE VARIABELEN	
Tijd sinds doorbraak (jaar)	126
Periode van inpoldering (jaar)	34
Positie in estuarium (m van monding)	0
Voormalig landgebruik	Onbekend
Oppervlakte (ha)	22.66
Vormindex (-)	2.1
Oriëntatie t.o.v. kust (0-90 graden is verdeeld in 5 klassen)	1
Afstand tot doorbraak (m)	350
Absolute dimensies doorbraak (m)	1330
Relatieve dimensies doorbraak (m/ha)	50
Hoogteligging doorbraak t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.330
Hoogteligging huidig t.o.v. gem. zeeniveau (m)	1.670
Getijdenrange (m)	7.5
Overstromingsfrequentie (overstromingen per jaar)	635
Helling (%)	0.17
Drainering (m sloot/ ha)	4437 (gemiddeld van 2 gebieden)
Interne golfenergie	290
Externe golfenergie	3600
Sedimentsamenstelling (μm)	6.89

RESULTERENDE VARIABELEN	
Erosie	85.97 % van origineel schor weg
Accretie-Accretiesnelheid	Initieel: 6.25 mm/ j Gemiddeld 2.86 mm/ j
Kreekontwikkeling	Het schor is voor een groot deel weg geërodeerd. Op het overgebleven stuk zijn nog drainagesloten zichtbaar die niet verder zijn uitgeschuurd. Geen kreekontwikkeling.

Bijlage II: Gebieden van groep II

Ontpolderen (dijkdoorbraak)

Bair Island Ecological Reserve, San Fransisco Bay, California, VS.....	1
Bracut marsh mitigation bank, California, VS	1
Hayward regional shoreline, Alameda County, California, VS.....	1
Humbolt Bay Mitigation Marsh, California, VS	2
Muzzi Marsh, San Fransisco Bay North, California,: Salmon River Estuary, Oregon, VS	2
Salmon Slough, Snohomish river, Washington, VS.....	2
Sonoma Baylands, California, VS	3
Warm Springs, San Fransisco Bay South, California.....	3

Ontpolderen met sluisbeheer

Abbotts Hall Experimental Works.....	4
Algemene Milieu-Impactstudie voor het eerste deel van het Sigmaplan, Zeeschelde, België	4
Baie des Veys, Normandië, Frankrijk.....	5
Barn Island Wildlife Management Area, Connecticut, VS	5
Drakes Island Marsh, Wells, Maine in the Wells National Estuarine Research Reserve, New England, VS	5
Hatches Harbour Dike, Provincetown, Maryland, VS.....	6
Isipingo lagoon and estuary, Zuid-Afrika.....	6
Long Island Sound National Estuarine Restoration Project, Connecticut, VS	6
Marsh Amelioration along the River Schelde, België en Nederland.....	7
Mill Brook Marsh, Stratham, New Hampshire, VS.....	7

Ontpolderen (dijkdoorbraak)

Definitie maatregel: Estuariene invloed landinwaarts uitbreiden door een opening in de dijk aan te brengen.

Project: Bair Island Ecological Reserve, San Fransisco Bay, California, VS

Uitgangssituatie: ingepolderd gebied voor landbouw en zoutwinning
 Functies:
 Situering in estuarium: zout
 Doel: herstel van getijdenregime, kanaal door dijk gegraven (1985)
 Specifieke ingreep:
 Dimensie van ingreep: 324 ha
 Datum van uitvoering: 1985
 Resultaten: Vegetatie evolueerde in respons op de fysische veranderingen (spartina en salicornia begroeiing vermeerderde van 73 naar 175 ha), een aantal doelsoorten (Clapper Rail en Salt Marsh Harvest Mouse) kwamen zich vestigen.
 Beoordeling: Doelstellingen komen soms zeer traag op gang
 Referenties artikels: (Josselyn et al., 1990)
 Referenties (Zedler, 1996)

Project: Bracut marsh mitigation bank, California, VS

Uitgangssituatie: Ingepolderd getijdengebied, dat is opgevuld met houtafval en riviergrind.
 Functies:
 Situering in estuarium: Zout.
 Doel: Creëren van een productief intergetijdengebied met zouttolerante vegetatie waar zo weinig mogelijk onderhoud aan nodig is.
 Specifieke ingreep: Doorbreken van dijk, aanleg van eilanden net achter om erosie door golven tegen te gaan, lagere gebieden opvullen met bagger, aanplant van Spartina waar gewenst.
 Dimensie van ingreep: 2,5 ha.
 Datum van uitvoering: Waarschijnlijk uitgevoerd tussen 1980 en 1998.
 Resultaten: Hervegetatie is slecht, niet volledig verwijderen van houtafval leidt tot slechte waterkwaliteit, gebruik van het schor door vogels is variabel, Ondanks slechte uitbreiding van aanplant blijkt dat een zeldzame soort bepaalde gebieden her gekoloniseerd.
 Beoordeling: Arme bodemomstandigheden en verkeerde keuze van aanplant hebben geleid tot slechte herkolonisatie door vegetatie, niet volledig verwijderen heeft slechte waterkwaliteit te gevolg. Per ongeluk een habitat voor zeldzame plant gecreëerd.
 Referenties artikels: (Josselyn et al., 1990)
 Referenties

Project: Hayward regional shoreline, Alameda County, California, VS

Uitgangssituatie: Voormalig intergetijdengebied dat gebruikt is als zoutwinningsgebied.
 Functies:
 Situering in estuarium: Zout.
 Doel: Herstellen van getijdeninvloed zodat grote gebieden gekoloniseerd kunnen worden door Spartina, habitat voor watervogels, creëren van vogelbroedeilanden en gebied toegankelijk maken voor publiek.
 Specifieke ingreep: Afgraven en vormen van gebied tot waterplassen, eilanden en kreken. Doorsteken van dijken op 2 plaatsen om getijdeninvloed te herstellen, installatie van overlaat om leeglopen van gebied te voorkomen mbt habitat van vissen en watervogels.
 Dimensie van ingreep: 80 ha.
 Datum van uitvoering: Rond 1980.
 Resultaten: Herstel van saliniteitsgehalte in bovenste bodem, kattenkleivorming op eilanden leidde tot lage pH, snelle herkolonisatie vogels, vissen en invertebraten, Hervegetatie langzaam, aanplantingen hebben proces versneld. Gebruik van vogelbroedeilanden laag.
 Beoordeling: Redelijk succesvol. Functies niet helemaal als verwacht. Vogelgebruik goed maar lager dan nabijgelegen gebied. Gebrek aan zaadvoorraad hoge zoutgehaltes van bodem leidde tot langzame vestiging van vegetatie, gegraven kreken en plassen verzand.
 Referenties artikels: (Josselyn et al., 1990)
 Referenties (Zedler, 1996)

Project: *Humbolt Bay Mitigation Marsh, California, VS*

Uitgangssituatie: Ingedijkte schor in gebruik als weide
Functies:
Situering in estuarium: zout
Doel: Compensatie voor het verlies van kustlijn, subtidaal en intertidaal habitat (Zeetong), zeegrasbedden en een kolonie boormosselen bij de aanleg van een jachthaven.
Specifieke ingreep: Dijkdoorbraak
Dimensie van ingreep: 3,5 ha
Datum van uitvoering: 1980
Resultaten: Gevolgd tot enkele jaren na de doorbraak. Sterk fluctuerende saliniteit, geen Tong, zeegrasbedden, boormosselen. Wel een goed habitat voor juveniele en euryhalie visen.
Beoordeling: Geen compensatie voor verloren habitat, voor compensatie moet er gezocht worden naar een site met vergelijkbare hydrologische en physicochemische eigenschappen.
Referenties artikels: (Chamberlain & Barnhart, 1993)
Referenties: (Zedler, 1996)

Project: *Muzzi Marsh, San Francisco Bay North, California, VS*

Uitgangssituatie: Ingedijkt baggerstort, voorbestemd als industrieterrein, ongeveer een halve meter ingeklonken na uitdroging, hersteld als mitigatie voor een baggerkanaal door de Corte Madera Flats.
Functies:
Situering in estuarium: zout
Doel: een duurzaam spartina schor als water- en broedvogel habitat ontwikkelen
Specifieke ingreep: Ophoging met baggerslib van 40 cm boven gemiddeld hoog water aan landzijde tot 30 cm onder GHHW aan de baaizijde, doorbreken van de dijken, na 5 jaar uitgraven van kanalen op de hoger gelegen delen om de getijwerking er te verhogen.
Dimensie van ingreep: 52 ha
Datum van uitvoering: 1976
Resultaten: kreekvorming goed in de lagere delen, niet in de hogere zelfs na het uitgraven van kanalen. Snelle kolonisatie met *Salicornia*, *Spartina* ontwikkelde pas na het uitgraven van de kanalen. Clapper Rail en andere vogels, 10 vissoorten, ook kraamkamer
Beoordeling: Volle productiviteit belemmerd door beperkte sedimentatie, naar schatting zou nog 60 jaar nodig zijn om een evenwichtsituatie te bekomen. Netwerk van geschikt vishabitat minder uitgebreid in vergelijking met natuurlijke schorren, dus minder functioneel.
Referenties artikels: (Marcus, 1993), (Marcus, 1994), (Williams & Florsheim, 1994)
Referenties: (Zedler, 1996)

Project: *Salmon River Estuary, Oregon, VS*

Uitgangssituatie: Ingedijkte weide, 35 cm ingeklonken door compactatie en oxidatie van organisch materiaal
Functies:
Situering in estuarium: zout
Doel: Gebied terug brengen tot een systeem zonder menselijke beïnvloeding
Specifieke ingreep: Gedeeltelijke dijkdoorbraken, verder niets doen
Dimensie van ingreep: 21 ha
Datum van uitvoering: 1978
Resultaten: Weidevegetatie stierf af, na 2j. kolonisatie met *Salicornia* en *Spartina* aan zeezijde, *Carex* aan landzijde. Vorming van krekken, oeverwallen en kommen duidelijk na 10 j., hoge primaire productie, gebruikt door vogels, vissen en zoogdieren. Sedimentatie 5 cm
Beoordeling: Redelijk succesvol, naar schatting zouden 5 decaden nodig zijn om het gebied te laten evolueren tot een volledig functioneel systeem met complete levensgemeenschappen die vergelijkbaar zijn met de natuurlijke.
Referenties artikels: (Frenkel & Morlan, 1991)
Referenties: (Zedler, 1996)

Project: *Salmon Slough, Snohomish river, Washington, VS*

Uitgangssituatie: Ingepolderd landbouwgebied (ca 100 jaar)
Functies:
Situering in estuarium:
Doel: Creëren van kinderkamers voor jonge zalm
Specifieke ingreep: Uitgraven van kanalen en vijvers, doorsteken van de dijk op verschillende plaatsen. De grootste hinderpaal is dat er twee electriciteits pilonen dichterbij een woongebied moeten verschoven worden,
Dimensie van ingreep: 164 ha
Datum van uitvoering: eind 2000
Resultaten:
Beoordeling:
Referenties artikels:
Referenties:

<i>Project:</i>	<i>Project: Sonoma Baylands, California, VS</i>
Uitgangssituatie:	Gebied werd gebruikt als hooiland. Voor de dijk ligt nog een rand natuurlijk schor. Periode van inpoldering is onbekend.
Functies:	Scheepvaart, natuur.
Situering in estuarium:	Zout.
Doel:	Combineren van aanleg 'baggerdepot' met natuurontwikkeling. Door laag gelegen gebied op te vullen raakt men bagger kwijt en wordt het gebied tot juiste hoogte opgevuld voor schorontwikkeling na het doorbreken van de dijk.
Specifieke ingreep:	Opvullen van gebied met bagger, aanleg van golfbrekers en doorsteken van de dijk. Er is veel onderzoek gedaan naar de kwaliteit van het slib, alleen schoon slib werd gebruikt.
Dimensie van ingreep:	Dijk wordt op 2 plaatsen (totaal 57 m) doorgestoken waardoor 141 ha weer onder getijdeninvloed komt te staan.
Datum van uitvoering:	1996.
Resultaten:	Geen monitoringsgegevens beschikbaar.
Beoordeling:	Geen beoordeling beschikbaar.
Referenties artikels:	(Marcus, 1993), (Marcus, 1994)
Referenties rapporten:	(Anonymus, 1994b)

<i>Project:</i>	<i>Warm Springs, San Fransisco Bay South, California</i>
Uitgangssituatie:	40 jaar ingepolderd gebied voor landbouwgebruik en zoutwinning, gecompacteerd door drainage, oxidatie door drooglegging, vervuild door industriële lozingen.
Functies:	scheepvaart, natuur, visserij
Situering in estuarium:	zout
Doel:	ontwikkeling van een functioneel schor (veiligheid, zelfreiniging, recreatie en habitat voor wildlife) met een minimum aan beheer. Ontwerp gericht op salicornia schor ten behoeve van de bedreigde salt marsh harvest mouse (<i>Reithrodonomys raviventris</i>).
Specifieke ingreep:	Uitgraven van een grillige kustlijn en baai met zes compartimenten, doorbraak van dijken naar aangrenzende schorren, uitgraven van krekenselsel.
Dimensie van	100 ha
Datum van	1986
Resultaten:	sedimentatie: 0,2-1,1m/jaar; vegetatie kolonisatie (<i>Salicornia</i> , <i>Atriplex</i> en <i>Spartina</i>) evolueerde vanzelf in respons op de veranderende fysische condities; 70 vogelsoorten (oa witte pelikaan en slechtvalk); 3 vissoorten paaien, zeehonden in baai.
Beoordeling:	de evoluties zijn niet altijd voorspelbaar, er is dus nood aan continue monitoring om eventueel het beheer bij te sturen
Referenties artikels:	
Referenties	(Zedler, 1996)

Ontpolderen met sluisbeheer

Definitie maatregel: Estuariene invloed landinwaarts uitbreiden door uitwateringssluizen permanent (behoudens extreme omstandigheden) open te zetten.

Project: *Abbotts Hall Experimental Works*

Uitgangssituatie: Ingepolderd sinds de 17e-18e eeuw, voormalig landbouwgebied, akker en weiland, lager dan gemiddeld schorniveau door drainage, compactatie, levelling en niet- sedimentatie. Twee draineerbuizen met een diameter van 30 en 45 cm.

Functies: Recreatie, oester- en mosselkweek

Situering in estuarium: zout

Doel: Experiment om lager gelegen polders om te vormen tot schor zonder dijkdoorbraak , zonder te grote impact op voorliggende schorren en slikken, zonder schade te berokkenen aan naburige oestercultuur en jachthavens, met creatie van flood-storage capacity.

Specifieke ingreep: Uitwateringssluizen worden in- en uitstroom opening, uitgraven van een 2,2 km lang meanderend kreeksysteem, 1-3m breed en diep, een dijk isoleert de afwatering van de omliggende akkers, soortgerichte habitat creatie, inzaaiing halofyten, rietaanplant,

Dimensie van ingreep: 20ha

Datum van uitvoering: 1996

Resultaten: Kreekvolume is te groot tov de watertoevoer, schor kan tijdens één cyclus niet onderlopen als de krekken volledig ontwateren. Monitoring resulaten: vestiging van halofyten, marine en terrestrische invertebraten, broed- en watervogels.

Beoordeling: goede perspectieven, betere voorstudie van de habitat- enhancements is gewenst

Referenties artikels: (Dixon et al., 1998)

Referenties

Project: *Algemene Milieu-Impactstudie voor het eerste deel van het Sigmaplan, Zeeschelde, België*

Uitgangssituatie: Als veiligheidsmaatregel aan te leggen gecontroleerd overstromingsgebied in de polders van Kruikeke Bazel Rupelmonde wordt door aangepast sluisbeheer onder gecontroleerd gereduceerd getij gezet om slik en schorgebieden te ontwikkelen

Functies: Veiligheid, scheepvaart, natuur.

Situering in estuarium: Grens brak-zoet.

Doel: Combinatie natuurontwikkeling, ecologisch functioneren van het estuarien systeem, veiligheid.

Specifieke ingreep: Bouwen van ringdijk, aanpassen overlooptdijk, inbouwen sluisen die in twee richtingen controleerbaar zijn.

Dimensie van ingreep: 300 ha

Datum van uitvoering: Bij verkrijgen van bouwvergunning.

Resultaten:

Beoordeling:

Referenties artikels: (Meire et al., 1997)

Referenties (Anonymus,1994), (Overmars & Helmer, 1999), (Van den Bergh et al., 1999)

- Project:** *Baie des Veys, Normandië, Frankrijk*
- Uitgangssituatie:** De baai kent door progressieve inpolderingen een versnelde verlanding en een verhoogde turbiditeit ten nadele van de schelpdierencultuur. Akkerbouw in sommige polders niet rendabel door problemen met (zout)watertoevoer en afvoer.
- Functies:** Schelpdierenteelt, visserij, natuur, landbouw.
- Situering in estuarium:** Zout.
- Doel:** Herstel getijdenregime in polders voor: bevordering primaire productie, verhogen biodiversiteit, tegengaan verlanding van de baai, slibvang van vervuild rivierslib, verminderen turbiditeit bij schelpdierencultuur.
- Specifieke ingreep:** Permanent openen van sluisen in twee of meerdere polders, verschillende scenario's worden modelmatig onderzocht.
- Dimensie van ingreep:** 900 ha
- Datum van uitvoering:** Voorstel: 1995, model, haalbaarheidsstudie bezig.
- Resultaten:**
- Beoordeling:**
- Referenties artikels:**
- Referenties** (Brossard, 1995)
- Project:** *Barn Island Wildlife Management Area, Connecticut, VS*
- Uitgangssituatie:** Schor omdijkt in 1946 om vogelhabitat te creëren. In 1978 werd getijdeninvloed gedeeltelijk hersteld door een buis. Referentie schor werd elke 3-4 jaar gemaaid.
- Functies:**
- Situering in estuarium:** Zout
- Doel:** Herstellen van getijdeninvloed om schorgebied te herstellen.
- Specifieke ingreep:** Aanleg van een buis door dijk in 1978 (Ø 1,5 m) en in 1982 (Ø 2,1 m).
- Dimensie van ingreep:** Beide schorren zijn ongeveer 20 ha.
- Datum van uitvoering:** 1978
- Resultaten:** Hersteld schor herbergt een vergelijkbare of grotere diversiteit en dichtheid aan vogels dan natuurlijk schor.
- Beoordeling:** De herintroductie van getijdeinvloed heeft geleid tot een schor dat een belangrijke ecologische functie vervult.
- Referenties artikels:** (Brawley et al., 1998)
- Referenties**
- Project:** *Drakes Island Marsh, Wells, Maine in the Wells National Estuarine Research Reserve, New England, VS*
- Uitgangssituatie:** Hoog schorgebied afgesloten van de getijdeinvloed door de aanleg van een weg in 1848. Systeem in 1987 gekarakteriseerd als een zoet tot brak schor zonder getijdeninvloed.
- Functies:**
- Situering in estuarium:** Zout
- Doel:** Gebied opnieuw onder getijdeninvloed stellen om natuurlijke functies te herstellen.
- Specifieke ingreep:** Er heeft een ongepland herstel van de getijdeinvloed plaatsgevonden doordat de uitwateringssluis (0,9 m diameter) onder de aangelegde weg de klep verloor, waardoor de sluis permanent open kwam te staan.
- Dimensie van ingreep:** 40 ha.
- Datum van uitvoering:** Maart 1988
- Resultaten:** Getijderegime meer door dood-springtij dan dagelijks getij bepaald, grondwater tafel en -zoutgehalte vergelijkbaar, ook visdichtheid en -soorten vergelijkbaar. Na 8 jaar een laag (ipv hoog) schorvegetatie ontwikkeld, mogelijk door ander getijde.
- Beoordeling:** Niet geheel succesvol. Door ander getijderegime ontwikkelt zich waarschijnlijk geen vegetatie zoals op het referentieschor. Vishabitat lijkt wel hersteld.
- Referenties artikels:** (Burdick et al., 1997), (Peck et al., 1994), (Sinicrope et al., 1990)
- Referenties**

Project: Hatches Harbour Dike, Provincetown, Maryland, VS

Uitgangssituatie: Gebied dicht bij een luchthaven staat reeds onder gereduceerd getij door gewone buisen in de dijk, door de beperkte doorstroombopening echter is de getij-amplitude te klein, de ontwatering onvoldoende en de zoute vegetatie vervangen door riet.

Funcities:
Situering in estuarium: zout
Doel: Herstel en -uitbreiding van zoute schorren met halofyten door de instroomopening te vergroten zodat de toegelaten getij-amplitude vergroot en de afwatering sneller en beter kan gebeuren.

Specifieke ingreep: Installatie van rechthoekige afsluitbare sluizen met regelbare opening die gradueel vergroot wordt zodat schorontwikkeling gelijktijdig met accretie gebeurt zonder voorafgaande fase met slijk en rottende vegetatie. Aanleg van een ringdijkje.

Dimensie van ingreep: 40 ha
Datum van uitvoering: 1999
Resultaten: 25% toename van getij-amplitude, vnl lagere laagwaters door betere ontwatering, verlaging pore water, verzouting van de wortelzone, toename in aantal en individueel gewicht van bivalven

Beoordeling: na minder dan een jaar lijken de processen zich te ontwikkelen in de gewenste richting

Referenties artikels:
Referenties (Farris & Portnoy, 1998)

Project: Isipingo lagoon and estuary, Zuid-Afrika

Uitgangssituatie: Mond van het estuarium is dichtgeslibd door een verminderd debiet van de Isipingo rivier, waardoor de getijdeninvloed is gedempt. Een poging tot herstel is gedaan door 2 buizen aan te leggen door de zandbanken.

Funcities: Recreatie, industrie, water voorziening.
Situering in estuarium: Zout tot brak.
Doel: Verbeteren van de getijdeninvloed in het estuarium.

Specifieke ingreep: Het aanleggen van extra buizen door de zandbanken die de mond van het estuarium blokkeren.

Dimensie van ingreep: De 2 buizen die reeds zijn aangelegd hebben een diameter van 1 m.

Datum van uitvoering:
Resultaten:
Beoordeling:
Referenties artikels: (Kalicharran & Diab, 1993)
Referenties

Project: Long Island Sound National Estuarine Restoration Project, Connecticut, VS

Uitgangssituatie: Vloeimeers met afwateringssluizen.
Funcities: Landbouw.
Situering in estuarium: Zout.
Doel: Schor herstel.

Specifieke ingreep: Bewust niet herstellen van kapotte uitwateringssluizen, verwijderd na een aantal jaren en instroomopening vergroot door brugopening te vergroten.

Dimensie van ingreep:
Datum van uitvoering: 1970
Resultaten: Schor verhoogt sneller in vergelijking met ongestoorde referentie of andere gedempt getij schorren, dit compenseerde de verhoogde waterstand, zodat het schor bleef. Vegetatie verjongde van hoge schorre naar lage schorvegetatie.

Beoordeling: Dankzij de graduele opvoering van het tij-regime (eerst sluizen stuk, vervolgens verwijderd, dan toegang verbreed) veranderde het schor niet in een plas maar verjongde het.

Referenties artikels:
Referenties (Anisfeld et al, 1999)

<i>Project:</i>	<i>Marsh Amelioration along the River Schelde, België en Nederland</i>
Uitgangssituatie:	Scheldepolder, populierbos, maisakker en weiland, omgeven door niet functionele dijken aan landzijde en waterkerende dijk met uitwateringssluis naar de Schelde toe. Gemiddelde hoogte van de polder 2,6m TAW.
Functies:	Momenteel landbouwgebruik, gewestplanbestemming bos, aangekocht als Vlaams natuurreservaat.
Situering in estuarium:	Zoet.
Doel:	Uitbreiden van de estuariene invloed door gereduceerd gecontroleerd getij. Kleinschalig project om processen te evalueren en resultaten te gebruiken toepassing op grote schaal in nog in te richten gecontroleerde overstromingsgebieden.
Specifieke ingreep:	Ombouwen van ringdijk tot waterkerende dijk. Uitwateringssluis wordt omgebouwd voor in- en uitwatering, bijkomende inwateringssluis om spring-tij dood-tij te simuleren.
Dimensie van ingreep:	10 ha
Datum van uitvoering:	Bij bouwvergunning.
Resultaten:	
Beoordeling:	
Referenties artikels:	
Referenties	(Anonymus, 1998), (SORESMA, 2000), (Van den Bergh et al., 1999)

<i>Project:</i>	<i>Mill Brook Marsh, Stratham, New Hampshire, VS</i>
Uitgangssituatie:	Schorregebied dat door de aanleg van een weg in 1970 van getijdeninvloed afgesneden werd, vegetatie gedomineerd door zoutwater soorten slechts enkele zouttolerante individuen werden gevonden.
Functies:	
Situering in estuarium:	Brak.
Doel:	Gebied opnieuw onder getijdeninvloed stellen om natuurlijke functies te herstellen.
Specifieke ingreep:	Plaatsen van een buis (2,1 m diameter) onder de weg, en verwijderen van de klep van een reeds aanwezige ontwateringssluis (diameter onbekend).
Dimensie van ingreep:	4,5 ha.
Datum van uitvoering:	Oktober 1993.
Resultaten:	Getijderegime, grondwater tafel en -zoutgehalte vergelijkbaar met referentie schor. Na 2 jaar zoetwater vegetatie (Lythrum, Aster, grassen) vervangen door zouttolerante soorten (Vaucherria, Juncus en Spartina) en visdichtheid en -soorten vergelijkbaar.
Beoordeling:	Tijdens periode van drooglegging heeft inklinking plaatsgevonden. Echter binnen enkele jaren wordt een goed ontwikkelde schorvegetatie verwacht. Vishabitat is ook hersteld.
Referenties artikels:	(Burdick et al., 1997)
Referenties	

Bijlage III: Foto's van terreinbezoeken

Sieperdaschor Oost	1
Sieperdaschor West	2
Paezemerlannen	3
Holwerderpier	4
Tollesbury	5
Orplands A (grootste gebied).....	6
Orplands B (kleinste gebied)	7
Northey Island	8



Foto 1 (boven): Impressie van de morfologische processen die zich in het oosten van het Sieperdaschor hebben voltrokken.



Foto 2 (links): Natuurlijke kreekontwikkeling in het oosten van het Sieperdaschor.



Foto 3: Foto uit het westelijk deel van het Sieperdaschor waar de morfologische processen (e.g. kreekontwikkeling) beperkt zijn.



Foto 4 (boven): In de Paezemerlannen heeft zich een kom-oeverwal systeem ontwikkeld. Door de geringe getij-amplitude zijn de hoogteverschillen nauwelijks waarneembaar, maar ze zijn duidelijk gereflecteerd in de vegetatiezonering.

Foto 5 (links onder): Het drainagesysteem dat vóór de doorbraak aanwezig was heeft zich in dertig jaar tijd nauwelijks natuurlijk ontwikkeld.

Foto 6 (rechts onder): Het weinig vertakte krekensysteem zorgt in de kommen voor plaatsen met een slecht gedraineerde, waterverzadigde bodem wat vegetatievestiging tegenhoudt.



Foto 7 (boven): Sinds de duikers permanent voor het getijde zijn opengesteld heeft zich een schorvegetatie ontwikkeld.

Foto 8 (links onder): Het oorspronkelijke artificiële kreenstelsel heeft nauwelijks verandering ondergaan.

Foto 9 (rechts onder): De grotere sloten slibben dicht waarbij zich een meanderend kreekje vormt.



Foto 10 (boven): Aan de voet van de nieuwe waterkerende dijk vestigt de vegetatie zich en breidt zich uit naar de lager gelegen slikkige stukken.

Foto 11 (onder): Embryonale kreekontwikkeling op de slikkige stukken.



Foto 12 (boven): Een overzichtfoto van Orplands A (doorbaak iets links van het midden) waaruit op valt te maken dat de vestiging van vegetatie op de lagere delen achterblijft.

Foto 13 (onder): Dikke pakken groenwier bemoeilijken de doorbraak en vestiging van *Salicornia*.



Foto 14 (boven): Dijkopening met de vrijgekomen grond ervoor gedeponeerd.

Foto 15 en 16(midden en onder): Goede vegetatievestiging met een duidelijke zonering in Orplands B.



Foto 17 (boven): Op Northey Island heeft een goede vestiging van de vegetatie plaatsgevonden, er is echter geen natuurlijke kreekontwikkeling.

Foto 18 (onder): De dijkdoorbraak zorgt voor het eroderen van de voormalige waterkerende dijk.