

Ecologisch inrichtingsadvies Droogdokkenpark

Ondersteunende studie t.b.v. inrichting Droogdokken
(Antwerpse Scheldekaaien)

Gunther Van Ryckegem & Erika Van den Bergh

INBO.R.2012.4



Instituut voor Natuur-en Bosonderzoek – Kliniekstraat 25 – 1070 Brussel –
T.: +32 (0)2 558 18 11 – F: +32 (0)2 558 18 05 – Info@inbo.be – www.inbo.be

Auteurs

Gunther Van Ryckegem
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Studie in opdracht van W&Z afdeling Zeeschelde

**Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek**

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzaam beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging

INBO Brussel
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel
www.inbo.be

Wijze van citeren:

Van Ryckegem, G. & Van den Bergh, E.(2012). Ecologisch inrichtingsadvies Droogdokkenpark. Ondersteunende studie t.b.v. inrichting Droogdokken (Antwerpse Scheldekaaian). Rapport van het Instituut voor Natuur-en Bosonderzoek 2011 (INBO.R.2012.4). Instituut voor Natuur-en Bosonderzoek, Brussel. 43pp.

D2012/3241/022
INBO.R.2012.4

Foto voorpagina: zicht op estuariene deel van de Droogdokkensite (foto G. Van Ryckegem).



Ecologisch inrichtingsadvies Droogdokkenpark

Ondersteunende studie t.b.v. inrichting Droogdokken (Antwerpse
Scheldekaaien)

Van Ryckegem G.

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Rapport INBO.R.2012.4

Rapport – Revisietabel:

Datum	Versie	Omschrijving	auteur		Revisie	
06/02/2012	1	Ontwerp	GVR			
13/03/2012	2	Definitief	GVR		Erika Van den Bergh	

In opdracht van Waterwegen en Zeekanaal NV, afdeling Zeeschelde

Samenvatting

Voorliggende studie is in hoofdzaak een deskstudie ter ondersteuning van het planontwerp Droogdokkenpark (Scheldekaaien Antwerpen). Eén van de facetten in de herbestemming van de site is het integreren van estuariene natuur aan de Scheldekant. Dergelijke nabijheid van estuariene natuur bij de stad (en scholen) is een enorme educatieve troef en een mogelijkheid om de Schelde(natuur) dichterbij de mensen te brengen.

Het ecologisch inrichtingsadvies beschrijft in eerste instantie de huidige topografie, sedimentkenmerken en habitats van de slikken en schorren van de site. De oever van het Droogdokkenpark is een buitenoever. In een riviersysteem als de Schelde is deze zijde de erosieve oever. Het terreinbezoek, de topografische opmetingen en de ecotopengradiënt bevestigen dat de slik en de smalle schorzone onder erosieve druk staan. Dit resulteert in smallere ecotopenzones gekenmerkt door microkliffen en vegetatie uitspoeling. Op de breedste zone is een rietschor ontwikkeld dat tot op heden zeer geleidelijk aan kan uitbreiden richting rivier na een ernstige verstoring in de jaren zestig. De enigszins beschutte ligging kan mogelijk deze ontwikkeling stimuleren.

Over het relatief kleine projectgebied is slechts beperkt biologische informatie aanwezig. Het staat vast dat de slikzone een relatief hoge biomassa aan bodemleven (kan) bevatten (data 2009, in de zone gelegen in de luwte van de aanvaarseiger) en dat voor watervogels de zone van relatief groot belang is (wegens de beperkte slikoppervlakte in de nabijheid). Het rietschor is te klein in oppervlakte om zeldzamere broedvogels aan te trekken. De vegetatiediversiteit is relatief beperkt met een dominantie van Heen (Zeebies) en Riet. De lokatie is vanuit educatief oogpunt een mooie illustratie van een typisch estuarien habitat in de brakwaterzone van het estuarium.

Het ecologisch inrichtingsadvies bespreekt de verschillende opties om de estuariene natuur te optimaliseren en bespreekt de voor en nadelen van inrichtingsvarianten. Het advies gaat uit van een oppervlaktebehoud, en realiseert zelfs een kleine oppervlaktetoename aan estuariene natuur door het landwaarts verschuiven van de waterkering ten noorden van de Kattendijksluis. Bovendien worden suggesties gedaan om de estuariene habitatkwaliteit te verbeteren. Deze ingrepen en het kwalitatief inrichten van deze kleine oppervlakte estuariene natuur kan gecombineerd worden met een recreatieve en educatieve meerwaarde.

Inhoud

Samenvatting	4
1 Inleiding	8
1.1 Opdracht	8
1.2 Randvoorwaarden bij ontwikkelingen gebiedsvisie	9
2 Studiegebied	10
2.1 Afbakening	10
2.2 Abiotische beschrijving studiegebied	11
2.2.1 Geomorfologie & Topografie	11
2.2.2 Sediment	16
2.2.3 Habitats	17
2.2.4 Samenvatting abiotiek	19
2.3 Flora en Fauna in het studiegebied	19
2.3.1 Vegetatie	19
2.3.2 Bodemdieren	23
2.3.3 Watervogels	24
2.3.4 Samenvatting actuele biologische toestand	27
3 Ecologisch inrichtingsadvies	28
3.1 Methode – sleutelfactoren om functionele estuariene natuur te ontwikkelen	28
3.2 Opties optimalisatie	29
3.3 Voorstel Natuurontwikkeling in Droogdokken	32
3.4 Ingrepen	35
3.4.1 Topografie	35
3.4.2 Opkuis huidige slik en schor	36
3.5 Beheer en vegetatie ontwikkeling	37
3.6 Toegankelijkheid en recreatie	39
3.7 Besluit en evaluatie ecologisch inrichtingsadvies	39
4 Referenties	40

Figuren

Figuur 1. Planontwerp Droogdokkenpark (data Autonoom Gemeentebedrijf Stadsplanning Antwerpen)	8
Figuur 2. Situering van de Droogdokkenpark	10
Figuur 3. Topografie en situering en illustratie van de topografische opmetingen. Gebiedsdekkend hoogtemodel op basis van LIDAR hoogtemetingen 2010 Beneden Zeeschelde.	11
Figuur 4. Dwarsraai A – topografische inmeting.	12
Figuur 5. Dwarsraai B – topografische inmeting.	13
Figuur 6. Dwarsraai C – topografische inmeting.	13
Figuur 7. Illustratie van morfologische kenmerken die wijzen op erosieve dynamiek op de slikzone (microkliffen) en de schorzone (rechtsonder ter hoogte van raai A) van het Droogdokkenpark.	14
Figuur 8. Situering van diepteprofiel getoond in Figuur 9	15
Figuur 9. Diepteprofiel van de Zeeschelde in de periode 1930-2011 ter hoogte van het studiegebied (INBO-profieltool, A. Van Braeckel, 2011).	15
Figuur 10. Ecotopenkaart 2011 – water en slikhabitats Droogdokken (data INBO), schorhabitat naar vegetatiekaart 2003 (data INBO).	18
Figuur 11. Vegetatiekaart Droogdokken (kaart 2003) (data INBO)	20
Figuur 12. Links (A) zicht op rietschor vanop dijk. Rechts (B) zicht op <i>Scirpus maritimus</i> (Zeebies) in de winter (Dwarsraai A, 10/01/2012)	21
Figuur 13. Historische luchtfoto's met de schorvegetatie gedigitaliseerd voor 1951, 1969 en 1981. Data 2003 is deze van de vegetatiekaart 2003 (data INBO)	22
Figuur 14. Evolutie van schorvegetatie in de periode 1951-2003 (contourveranderingen)	23
Figuur 15. Links: foto van <i>Limnodrilus</i> sp. (Oligochaeta), rechts bodemonmonster met hoge dichtheid aan Oligochaeta – Rupel 2005 (Foto J. Soors)	23
Figuur 16. Grafische voorstelling van de frequentie van dichtheid aan bodemdieren (2008-2010) in het volledige Schelde-estuarium (Schelde databank, INBO).	24
Figuur 17. Afbakening van het teltraject van de watervogels uitgevoerd door INBO.....	25
Figuur 18. Procentueel aandeel van de waargenomen vogelsoorten in de periode 2009-2011 in het vogelteltraject (code 3156605) op de rechteroever.	26
Figuur 19. Som van het aantal vogels per soort geteld vanop de boot in het teltraject waarin de Droogdoks site gelegen is (2009-2011).....	26
Figuur 20. Meest voorkomende watervogels geteld op de Droogdokslikken. Links boven: Wilde eend, Rechts boven: Aalscholver, Rechts onder: Krakeend, Links onder: Kokmeeuw.	27
Figuur 21. Schematische weergave van dijkdoorbraak achterin park.	30
Figuur 22. Inrichtingsschets droogdokkenpark.	34
Figuur 23. Schets van het inrichtingsprofiel	35
Figuur 24. Illustratie van enkele elementen op het slik (Droogdokkenpark) die opgeruimd zouden kunnen worden.....	36
Figuur 25. Illustratie van de verwachte opeenvolging in vegetaties op het nieuwe schor (Foto's Vandevoorde B, INBO).	38

Tabellen

Tabel 1. Staalname specificaties sediment en bodemdieren.....	16
Tabel 2. Resultaten van de sedimentanalyse granulometrie.....	16
Tabel 3. Ecotooppoppervlakte estuariene natuur nabij Droogdokkenpark.....	17
Tabel 4. Definities van de ecotopen zoals gebruikt in Tabel 3 en Figuur 10.....	17
Tabel 5. Oppervlakte van de vegetatietypen op het schor nabij Droogdokkenpark (berekend uit vegetatiekaart 2003).....	19
Tabel 6. Evolutie in de vegetatietypen in de periode 1951-2003.....	21
Tabel 7. Aantal Watervogels in traject op 11/01/2012 (Watervogeldatabank, INBO).....	24

1 Inleiding

1.1 Opdracht

Voorliggende studie is in hoofdzaak een deskstudie ter ondersteuning van het planontwerp Droogdokkenpark (Scheldekaaien Antwerpen) (Figuur 1). Eén van de facetten in de herbestemming van de site is het integreren van estuariene natuur aan de Scheldekant. Dergelijke nabijheid van estuariene natuur bij de stad (en scholen) is een enorme educatieve troef en een mogelijkheid om de Schelde(natuur) dichterbij de mensen te brengen. Het wedstrijdontwerp van het droogdokeneiland resulteert in een verlies van estuarien habitat door uitbreiding van het Belvédère. De ecologische gebiedsvisie beschrijft hoe het ontwerpvoorstel optimaal uitgevoerd kan worden teneinde de ecologische en biodiversiteitswaarde maximaal te behouden en waar mogelijk te versterken. Het INBO treedt hierbij op als beleidsondersteunende wetenschappelijke instelling en voerde deze opdracht uit voor Waterwegen en Zeekanaal NV, afdeling Zeeschelde.



Figuur 1. Planontwerp Droogdokkenpark (data Autonoom Gemeentebedrijf Stadsplanning Antwerpen)

1.2 Randvoorwaarden bij ontwikkelingen gebiedsvisie

INBO gaat met deze gebiedsvisie uit van een oppervlaktebehoud aan estuariene natuur, wat ook de expliciete doelstelling is van de opdrachtgevers voor het parkontwerp, m.n. Waterwegen en Zeekanaal NV en de stad Antwerpen. Vanuit de principes van het nieuwe parkontwerp is een beperkte uitbreiding van de oppervlakte estuariene natuur mogelijk en zelfs wenselijk. Er dient echter mee rekening te worden gehouden dat een ander belangrijk ontwerpelement eruit bestaat om op deze site nabij de stadskern een belangrijke oppervlakte openbaar bruikbare ruimte te voorzien. Omwille van deze evenwichtsoefening, werd daarom de vraag gesteld of en hoe de oppervlakte estuariene natuur, al dan niet met een beperkte uitbreiding, kan worden geoptimaliseerd en kan worden ingericht voor natuurbeleving en educatie.

Op een overleg tussen Waterwegen en Zeekanaal nv en het AG Stadplanning Antwerpen met Natuurpunt Noord (28/10/2011) werden een aantal voorstellen gedaan om de natuurontwikkeling te optimaliseren. Volgende opties werden voorgesteld:

- Zone in de luwte van het Belvédère
- Buitendijkse optimalisatie
- 'Dijkdoorbraak' achterin het park
- Pier als dam bouwen

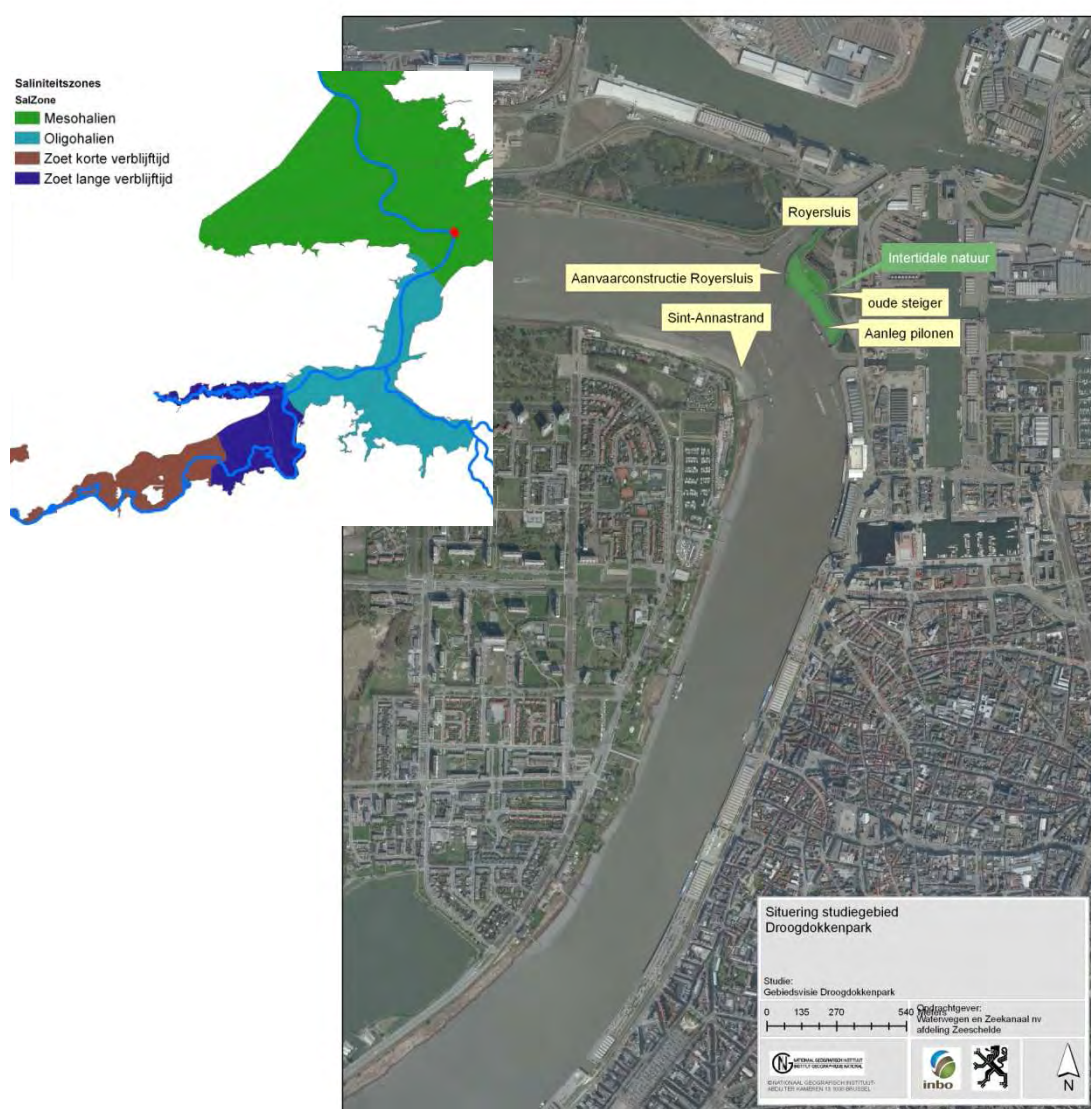
De opties worden besproken en dienen als basis voor het uitgewerkte inrichtingsadvies waarbij rekening gehouden werd met bovenstaande randvoorwaarden.

2 Studiegebied

2.1 Afbakening

Het studiegebied is gelegen in de buitenbocht van de Zeeschelde tegenover Sint-Annastrand en tussen de Royersluis en de Kattendijksluis (Figuur 2).

De intertidale oppervlakte (slikken en schorren) van de droogdokkenpark site is ongeveer 3.6ha (data vegetatiekaart 2003). Het studiegebied is gelegen in Natura 2000 beschermingszone en maakt deel uit van het mesohaliene deel van de Zeeschelde. Het studiegebied is gelegen in de Sigma-maatregelen zone van de Antwerpse kaaien. In deze zone wordt een veiligheidsniveau van 9.25m TAW nagestreefd.

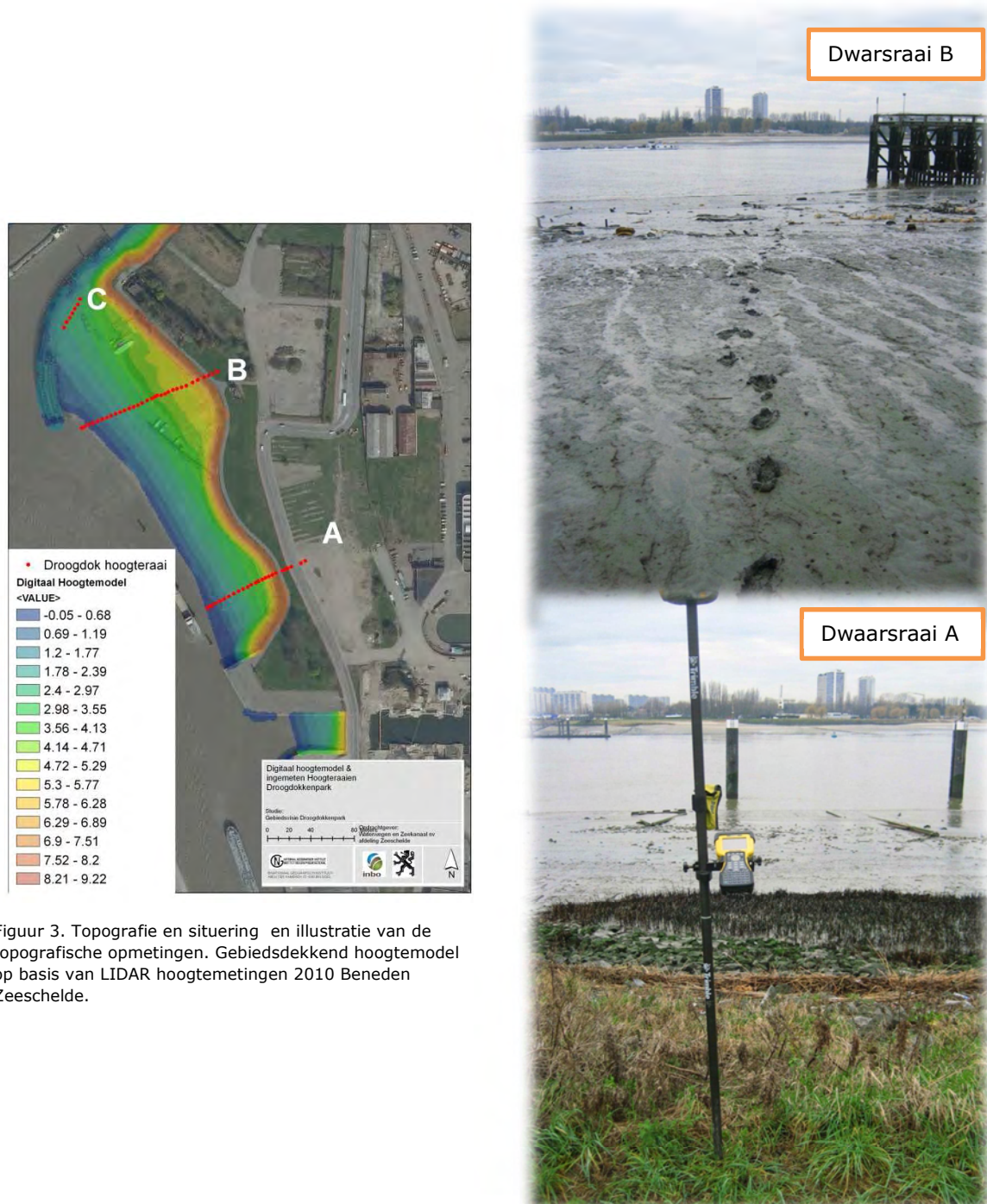


Figuur 2. Situering van de Droogdokkenpark

2.2 Abiotische beschrijving studiegebied

2.2.1 Geomorfologie & Topografie

De topografie van de estuariene zone van het droogdokkenpark wordt getoond in Figuur 3. Er werden twee dwarsraaien (A & B) opgemeten (10 januari 2012) van de dijk tot aan het laagwater. Van deze zones werden meer gedetailleerde topografische en geomorfologische beschrijvingen gemaakt. Een korte meetraai C beschrijft de hoogte waarvan we mogen aannemen dat de vloedgolf over het slik begint mee te stromen door de aanvaarconstructie heen.

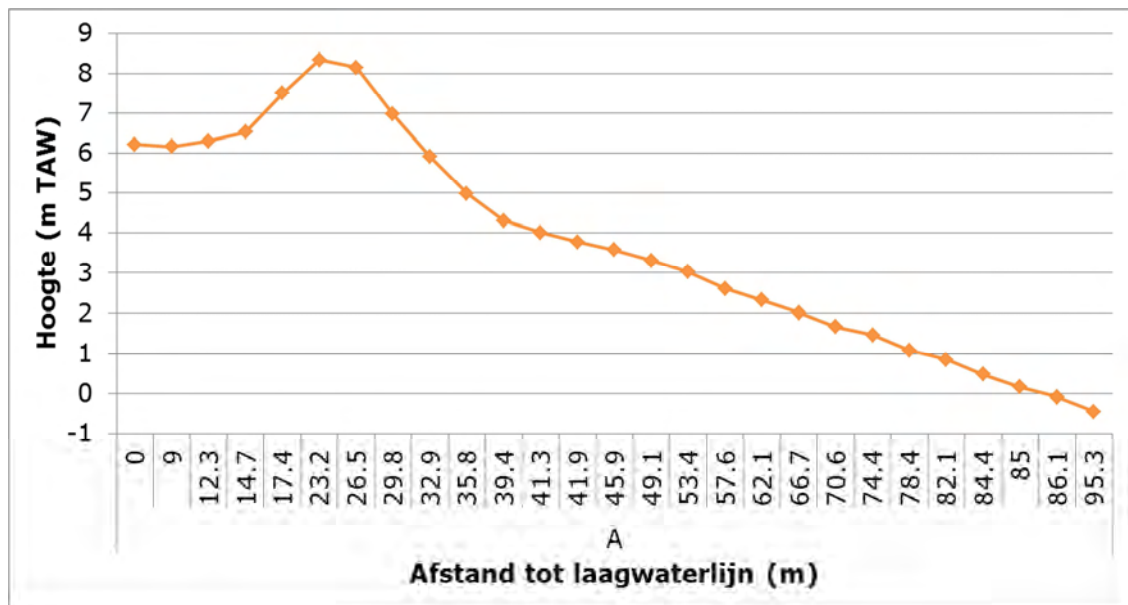


Figuur 3. Topografie en situering en illustratie van de topografische opmetingen. Gebiedsdekkend hoogtemodel op basis van LIDAR hoogtemetingen 2010 Beneden Zeeschelde.

Dwarsraai A

Dwarsraai A is de smalste van de twee raaien. De lengte van de dijkteen tot de laagwaterlijn is 55m.

Beschrijving: de dijkbekleding aan rivierzijde van de dijk is breuksteen met asfalt. De vegetatiegordel (Figuur 3 & Figuur 12) is slechts een 3-tal meter breed en de schorrand is onderhevig aan erosie (Figuur 7). Over de volledige lengte van het profiel zijn verspreid stenen te vinden. Aan de schorrand bevinden zich breukstenen vaak bedekt met een laag(je) sediment. De vegetatiegordel ontwikkelde zich ook op slib tussen breuksteen. Op de slikzone zijn drie zones te onderscheiden. Op de droogdokslikken lijken deze relatief goed samen te vallen met de ecotopen (Figuur 10). De zones zijn onderscheiden door micro-klifjes (5 tot 15 cm hoog, in de onderste zone eerder 10-15 cm). De middelste zone is de breedste. Wanneer je over het slik stapt is de inzakdiepte minder dan 10 cm over het volledige profiel. Vooral in de bovenste en middelste zone is er fijner slib als toplaag aanwezig (slib op zand). De laagste zone slik is zandig.

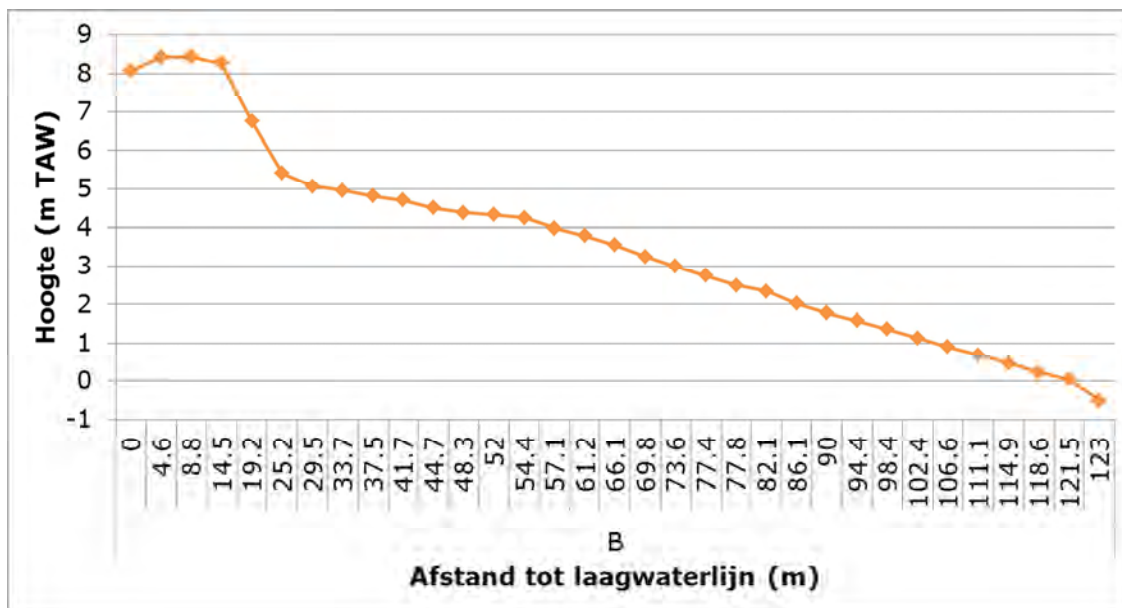


Figuur 4. Dwarsraai A – topografische inmeting.

Hellingspercentage van de intertidale zone bepaald als het hoogteverschil gedeeld door de lengte van het gemeten profiel is ongeveer 10%.

Dwarsraai B

Ter hoogte van deze raai is er meer ruimte voor de oever voorzien. Dit resulteerde in het ontwikkelen van een vegetatiegordel (Riet). Deze ontwikkeling is mogelijk gefaciliteerd door een meer beschutte ligging in de luwte van de aanvaarconstructie, de woonboot en de Belvédère.

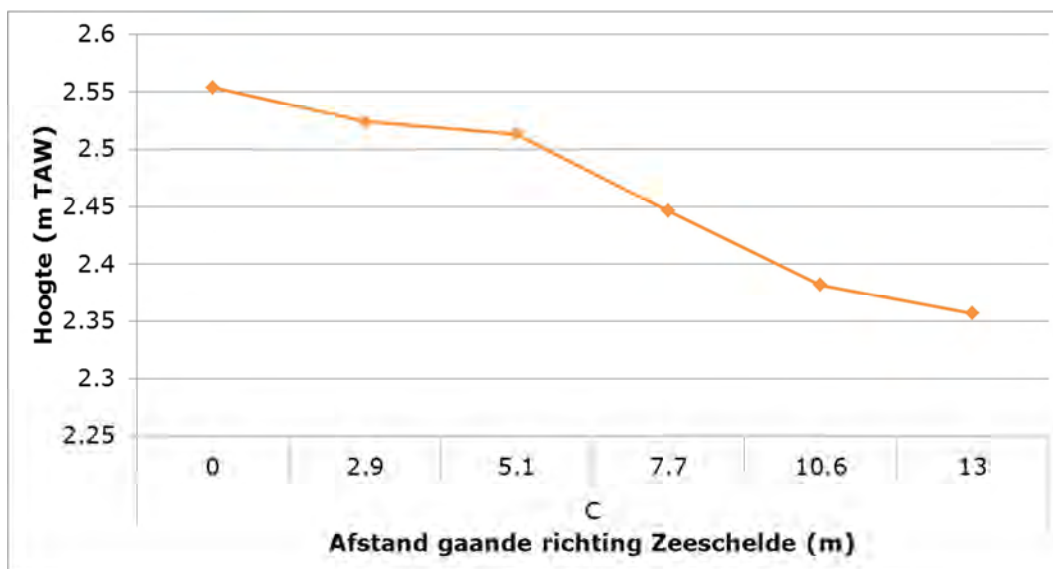


Figuur 5. Dwarsraai B – topografische inmeting.

Hellingspercentage van de intertidale zone als het hoogteverschil gedeeld door de lengte van het gemeten profiel is ongeveer 6%.

Dwarsraai C

Deze meetraai illustreert de hoogteligging van het meest stroomafwaarts gelegen gedeelte van het slik. De zone fungeert als een soort drempel. Vanaf een hoogte circa 2.4-2.5 m TAW zal de vloedstroom over het slik meestromen.



Figuur 6. Dwarsraai C – topografische inmeting.

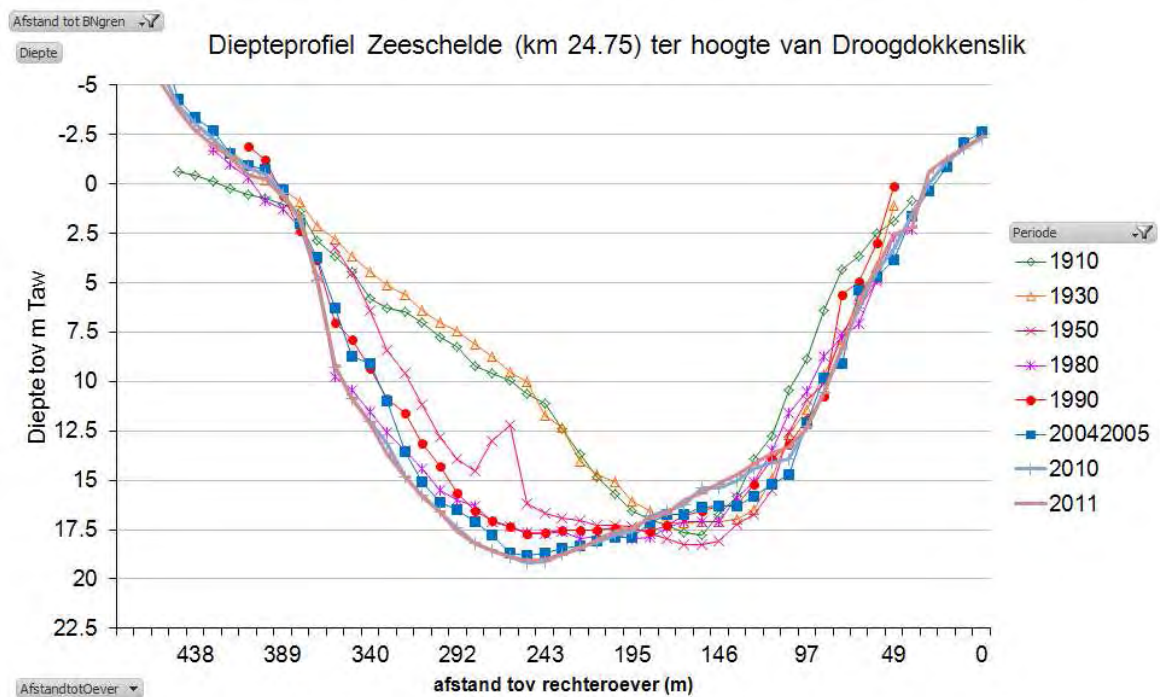


Figuur 7. Illustratie van morfologische kenmerken die wijzen op erosieve dynamiek op de slikzone (microkliffen) en de schorzone (rechtsonder ter hoogte van raai A) van het Droogdokkenpark.

De topografie van de onderwaterbodem wordt getoond in Figuur 9. In deze grafiek zien we dat de Zeeschelde op rechteroever, terhoogte van het studiegebied, relatief gelijk gebleven is in de loop van de weergegeven periode. De onderwaterbodem heeft een hellingspercentage van circa 17.5%. Een buitenbochtprofiel is relatief steil van nature. De grootste veranderingen deden zich voor op linkeroever. Waar normaal de binnenbocht van nature een flauwere profiel heeft is dat sterk versteild. Deze bocht wordt wellicht door baggerwerken onderhouden.



Figuur 8. Situering van diepteprofiel getoond in Figuur 9



Figuur 9. Diepteprofiel van de Zeeschelde in de periode 1930-2011 terhoogte van het studiegebied (INBO-profieltool, A. Van Braeckel, 2011).

2.2.2 Sediment

Het sediment

Staalname op middelhoog slik:

Tabel 1. Staalname specificaties sediment en bodemdieren

Code	Datum	X	Y	Hoogte (m TAW)	Campagne	Fractie
GK09_24	18-Sep-09	152089.1	214301.1	2.738	spatial 2009	van 0 tot 10 cm

Sedimentresultaten:

Tabel 2. Resultaten van de sedimentanalyse granulometrie

Mediaan (μm)	Sedimenttype	OrganischeStof %
67.43	Zeer fijn zand (bijna slib)	4.4797

Het veldbezoek leert ons dat de toplaag op het middelhoog slik bestaat uit een fijn sediment op een zandig sediment. Het laag slik is eerder zandiger.

2.2.3 Habitats

Het estuariene habitat ter hoogte van het Droogdokkenpark (Figuur 10) is bijna 4 ha groot (Tabel 3). Het estuariene habitat kan opgedeeld worden in water, slikken en schorren. Slikken liggen boven de laagwaterlijn en overstromen tweemaal daags. Het zijn de niet begroeide zones, wat niet belet dat ze ecologisch waardevol zijn. Ze vormen een zone met actief bodemleven (2.3.2) en zijn bijgevolg belangrijke foerageerplaatsen voor vogels (2.3.3). De schorren zijn de hoger gelegen, met hogere planten begroeide zones (2.3.1). Elk van deze habitattypen kan verder opgedeeld worden (Tabel 3). Aan deze indeling wordt een ecologische interpretatie gegeven.

Tabel 3. Ecotooppoppervlakte estuariene natuur nabij Droogdokkenpark

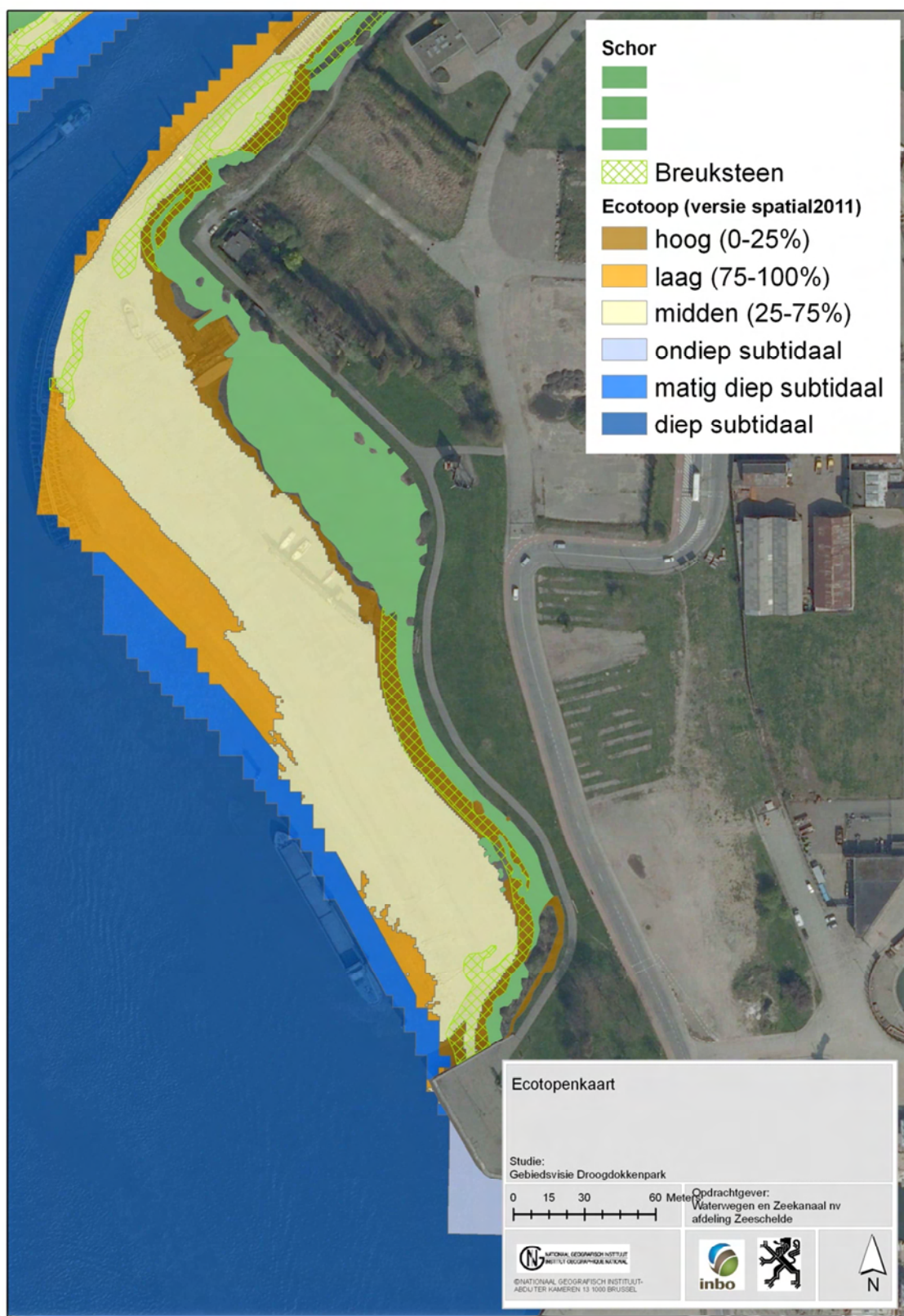
Ecotoop	Oppervlakte (ha)
diep water	1.846
matig diep water	0.354
hoog slik (0-25%)	0.509
middelhoog slik (25-75%)	1.943
laag slik (75-100%)	0.521
Schor	0.89
<i>Totale oppervlakte</i>	<i>3.862</i>

Water wordt ingedeeld volgens de diepte in drie klassen. Slik wordt onderverdeeld op basis van de overspoelingsduur (of inverse maat : droogvalduur).

Tabel 4. Definities van de ecotopen zoals gebruikt in Tabel 3 en Figuur 10

Ecotoop	Definitie
Diep water	< 5m beneden GLWS
Matig diep water	2 - 5m beneden GLWS
Ondiep water	2m beneden GLWS tot GLWS
laag slik	GLWS - 75% overspoelingsduur
middelhoog slik	25-75% overspoelingsduur
hoog slik	0-25 % overspoelingsduur
Schor	Begroeide zone tot HW springtij

De gradiënt in de ecotopen wijst op een morfologisch profiel onder druk. Dit is af te leiden uit Figuur 10 door het feit dat er geen ondiep water voorkomt en omdat laag slik over een deel van de zone ontbreekt. Een steilere oever is niet ongewoon in de buitenbocht van een rivier. Ook op basis van de veldwaarnemingen is de site grotendeels te categoriseren als hoogdynamisch. Het middelhoog en hoog slik in de luwte van de pier zijn mogelijk laagdynamischer (getuige de ook de hoge bodemdier abundantie op deze locatie).



Figuur 10. Ecotopenkaart 2011 – water en slikhabitats Droogdokken (data INBO), schorhabitat naar vegetatiekaart 2003 (data INBO).

2.2.4 Samenvatting abiotiek

De oever van het Droogdokkenpark is een buitenoever. In een riviersysteem als de Schelde is deze zijde de erosieve oever. Het terreinbezoek, de topografische opmetingen en de ecotopengradiënt bevestigen dat de slik en de smalle schorzone nabij raai A onder erosieve druk staan. Dit resulteert in smallere ecotopenzones gekenmerkt door microkliffen en vegetatie uitspoeling (raai A). De beheerder anticipeerde reeds op dit verschijnsel door steenbestoring aan de dijkvoet tot in de schorzone te storten (raai A). Indien echter meer ruimte voor de oever voorzien is kan een vegetatie gordel zich toch ontwikkelen. Bij raai B resulteerde dit in de ontwikkeling van een rietschor dat tot op heden zeer geleidelijk aan kan uitbreiden richting rivier. De enigszins beschutte ligging door de aanvaarconstructie van de Royersluis kan mogelijks deze ontwikkeling stimuleren.

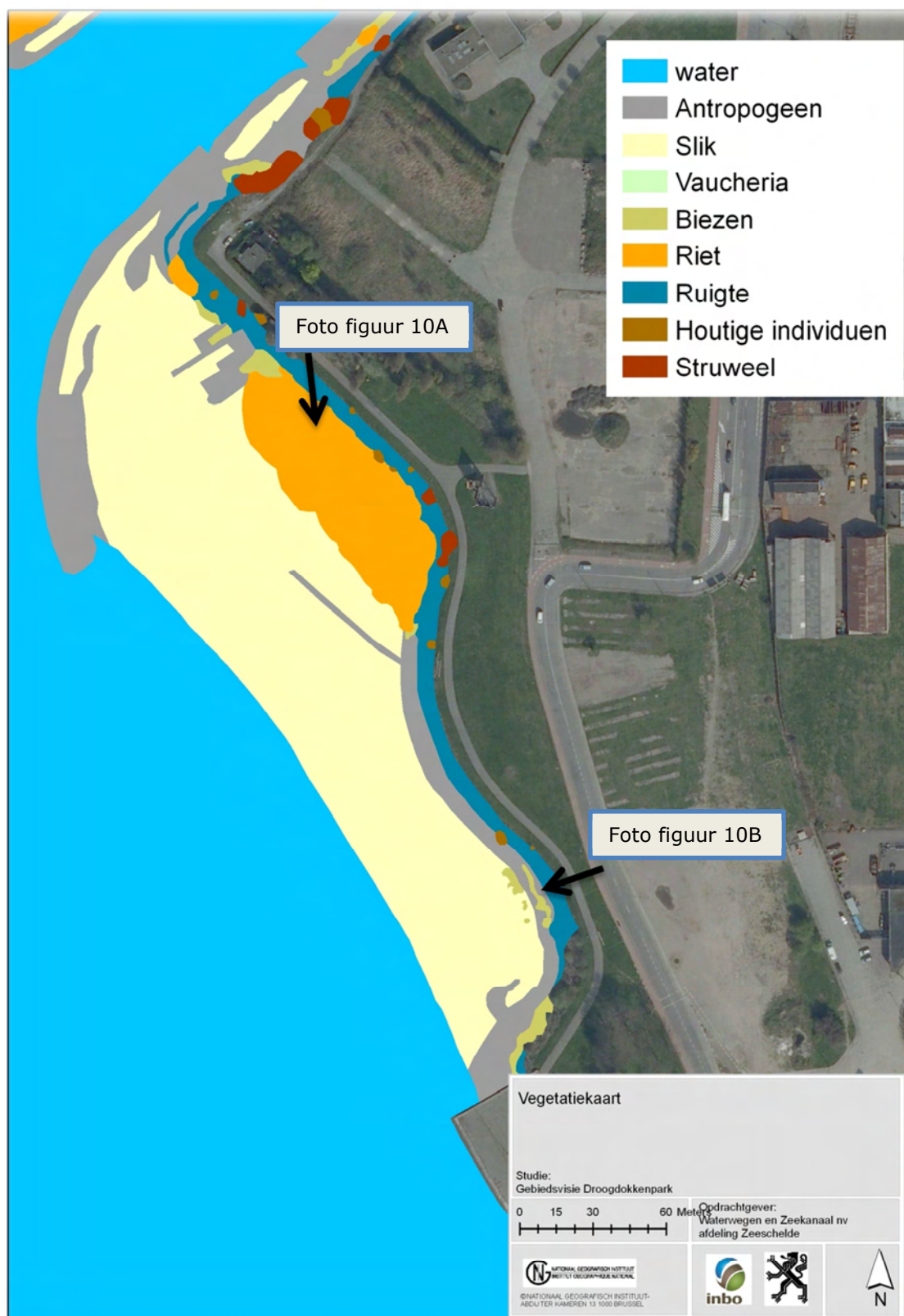
2.3 Flora en Fauna in het studiegebied

2.3.1 Vegetatie

De huidige schorvegetatie (Figuur 11 & Tabel 5) bestaat uit een mooie rietgordel en enkele kleinere biezengordels tegen de dijkvoet op breuksteen. In de zone met beperkte getij-invloed is tegen de dijkvoet en op het dijktaalud een ruigte aanwezig en is zich verspreid een struweel aan het ontwikkelen. Het struweel betreft voornamelijk essen en esdoorn.

Tabel 5. Oppervlakte van de vegetatietypen op het schor nabij Droogdokkenpark (berekend uit vegetatiekaart 2003)

Ha	Vegetatietype
0.0765	Biezen
0.3881	Riet
0.2865	Ruigte
0.0777	Houtige individuen
0.0667	Struweel
0.8956	Totale vegetatie oppervlakte



Figuur 11. Vegetatiekaart Droogdokken (kaart 2003) (data INBO)



Figuur 12. Links (A) zicht op rietschor vanop dijk. Rechts (B) zicht op *Scirpus maritimus* (Zeebies) in de winter (Dwarsraai A, 10/01/2012) .

Historische veranderingen in de schorvegetaties (1951-2003)

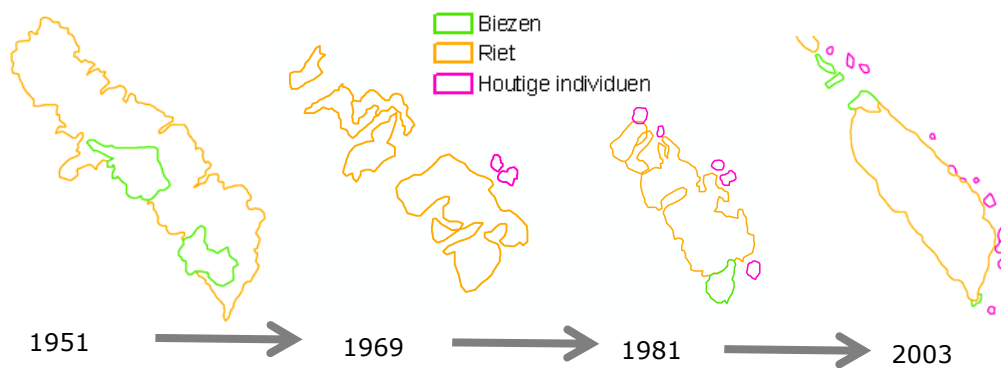
Op oude luchtfoto's kunnen we zien dat een grote schoroppervlakte in de zone aanwezig is in 1951 (Figuur 13). In de daaropvolgende periode worden de schorren ernstig verstoord (foto 1969,) waardoor bijna 2/3 van de schoroppervlakte verdwijnt en de overgebleven vegetatie gefragmenteerd is (zie Tabel 6 voor oppervlakte-evolutie en illustratie van de contouren in Figuur 14). Er is een groot habitatverlies door de aanleg van een steiger in de westelijke hoek van het gebied (ruime omgeving huidige woonboot). De westelijke schorshippers verdwijnen en de oostelijke schorfragmenten groeien terug aaneen (foto 1981). Sinds de verstoring gedocumenteerd op de foto van 1969 is het schor nog steeds aan het herstellen naar de referentietoestand anno 1951. De rivierwaartse grens anno 2010 is nog een 5-tal meter verwijderd van de schorgrens anno 1951.

Tabel 6. Evolutie in de vegetatietypen in de periode 1951-2003.

Vegetatietype	1951	1969	1981	2003
Riet	5281	2407	2749	3881
Biezen	1114		258	765
Struweel		72	214	1444
Totaal (m²) (excl. struweel)	6394	2407	3006	4646



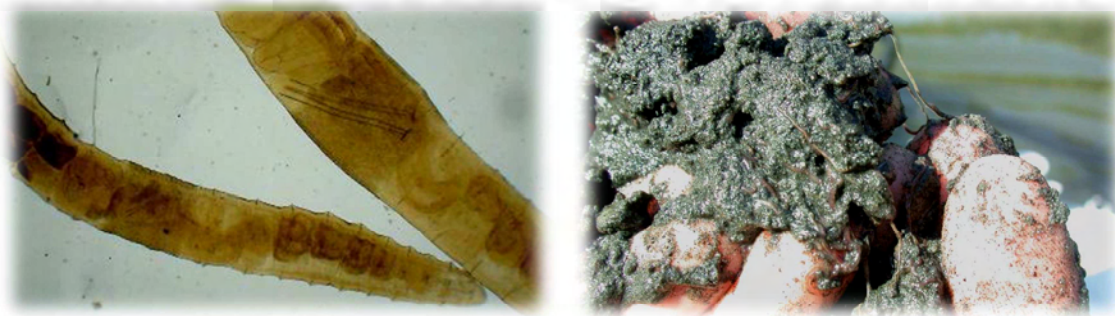
Figuur 13. Historische luchtfoto's met de schorvegetatie gedigitaliseerd voor 1951, 1969 en 1981. Data 2003 is deze van de vegetatiekaart 2003 (data INBO)



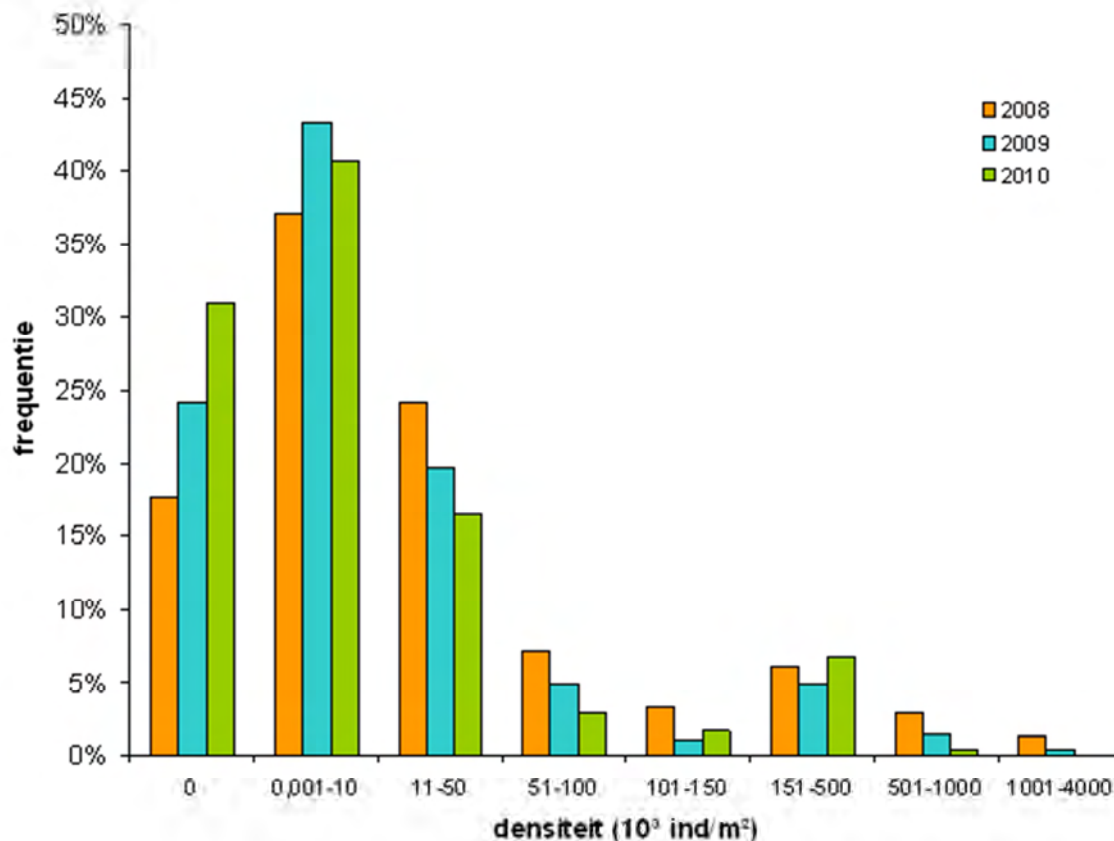
Figuur 14. Evolutie van schorvegetatie in de periode 1951-2003 (contourveranderingen)

2.3.2 Bodemdieren

De bodemdieren werden onderzocht in september 2009. De bemonsteringslocatie is gelegen op middelhoog slik in meer luwere bocht naar Royersluis toe (zie coördinaten Tabel 1). Er werden enkel Oligochaeta (Borstelarme wormen) gevonden. Deze kleine wormen werden gevonden met een hoge densiteit (56588 ind/m²). Wanneer we deze densiteit vergelijken met de overige staalnames die gedaan werden in 2009 kunnen we concluderen dat het staalnamepunt gekenmerkt wordt door een hoge densiteit aan bodemdieren relatief bekeken tegenover andere locaties in de Schelde. Het punt valt in de top 12% van de samples van 2008-2010 (Figuur 16).



Figuur 15. Links: foto van *Limnodrilus* sp. (Oligochaeta), rechts bodemonster met hoge densiteit aan Oligochaeta – Rupel 2005 (Foto J. Soors)



Figuur 16. Grafische voorstelling van de frequentie van densiteit aan bodemdieren (2008-2010) in het volledige Schelde-estuarium (Schelde databank, INBO).

2.3.3 Watervogels

De watervogels worden maandelijks geteld bij laagwater vanaf een boot in het traject afgebeeld in Figuur 17. Het Droogdokslik wordt niet afzonderlijk geteld maar in het teltraject is deze zone de enige met een relatief breed slik en een bredere schorzone. We nemen aan dat de soortendiversiteit en de relatieve verhouding tussen de soorten waargenomen in het teltraject ook representatief is voor het droogdokslik. Tijdens het terreinbezoek (10/01/2012) werden 18 grauwe ganzen waargenomen die foerageerden op de zeebiesknollen, 3 rustende kokmeeuwen en 3 rustende wintertalingen nabij het rietschor. Tijdens de januariboottelling werden de vogels die aanwezig waren op het Droogdok afzonderlijk geteld (Tabel 7). Deze tellingen tonen aan dat de slikken regelmatig gebruikt worden door diverse soorten. Echter door de kleine oppervlakte en de mogelijke verstoring zijn de aantallen steeds laag.

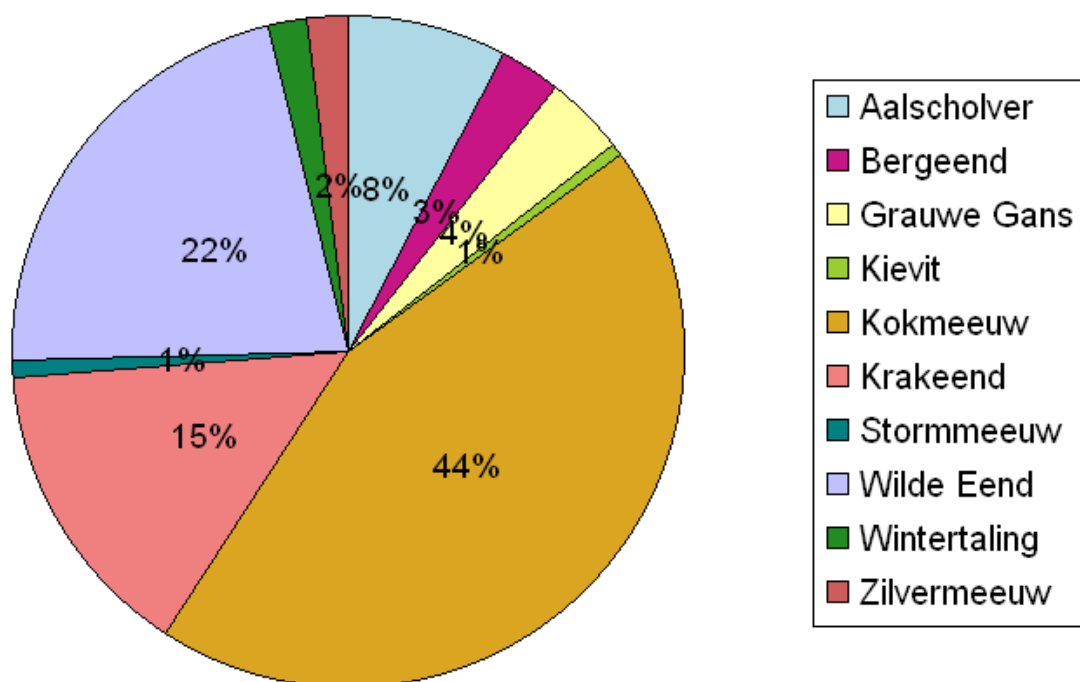
Tabel 7. Aantal Watervogels in traject op 11/01/2012 (Watervogeldatabank, INBO)

Aantal watervogels traject (waarvan op Droogdok slik):
Wilde eend 7 (4)
Krakeend 15 (0)
Bergeend 1 (1)
Grauwe gans 4 (0)
Aalscholver 4 (0)
Kokmeeuw 3 (3)
Stormmeeuw 3 (0)
Zilvermeeuw 1 (0)

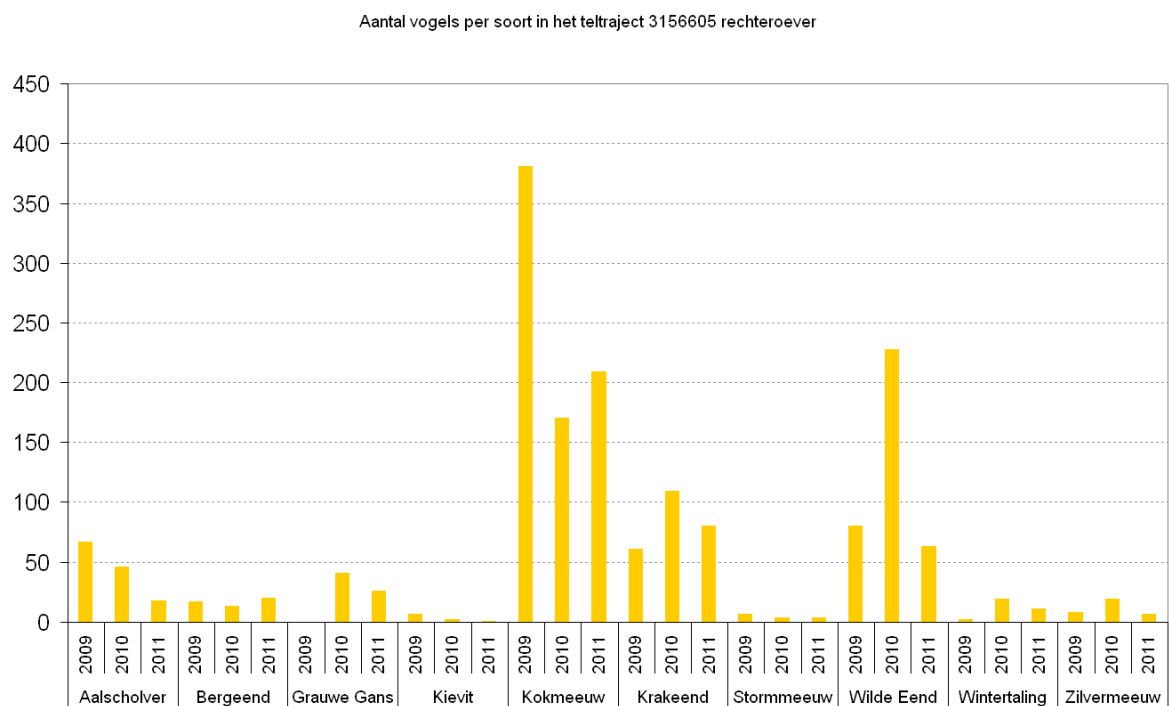
De Krakeend foerageert regelmatig op de breukstenen-oeveren stroomafwaarts van de Royersluis. Deze vogelsoort wordt sinds 2007 iets minder gespot in dit teltraject. Toch telt de soort voor 15% van de waarnemingen (2009-2011). De voornaamste gebruikers van dit Scheldetraject zijn echter meeuwen (voornamelijk Kokmeeuw) die rusten en foerageren op het slik. De Wilde eend is de meest courante eendensoort. De Aalscholver gebruikt zeer regelmatig de steigers om te drogen en ongestoord te rusten.



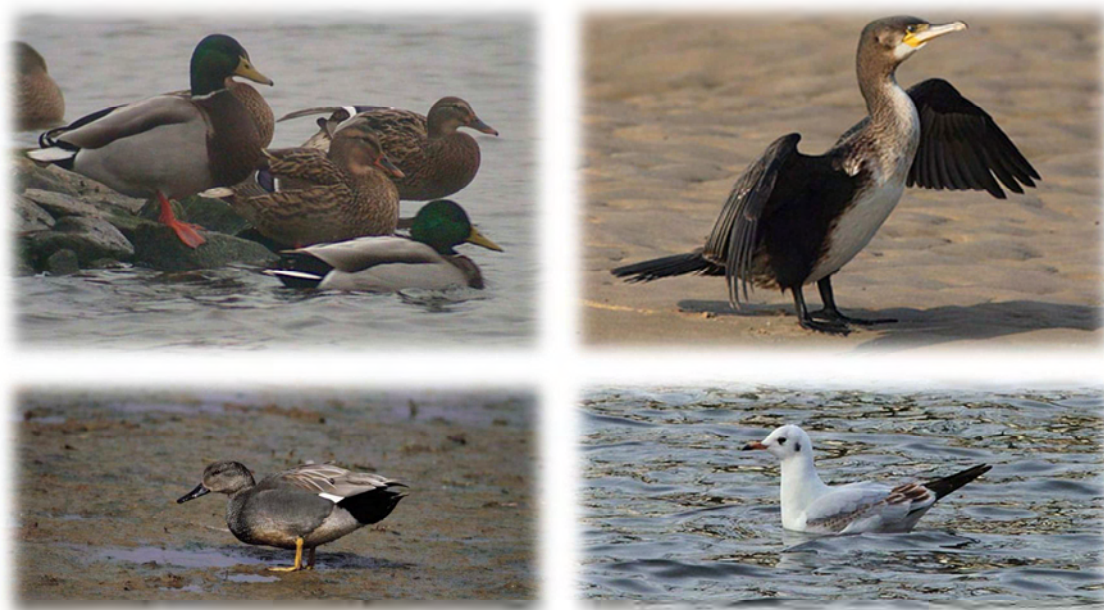
Figuur 17. Afbakening van het teltraject van de watervogels uitgevoerd door INBO.



Figuur 18. Procentueel aandeel van de waargenomen vogelsoorten in de periode 2009-2011 in het vogelteltraject (code 3156605) op de rechteroever.



Figuur 19. Som van het aantal vogels per soort geteld vanop de boot in het teltraject waarin de Droogdokkensite gelegen is (2009-2011)



Figuur 20. Meest voorkomende watervogels geteld op de Droogdokslikken. Links boven: Wilde eend, Rechts boven: Aalscholver, Rechts onder: Krakeend, Links onder: Kokmeeuw.

2.3.4 Samenvatting actuele biologische toestand

Over het relatief kleine projectgebied is slechts beperkt biologische informatie aanwezig. Het staat vast dat de slikzone een relatief hoge biomassa aan bodemleven bevat (minstens in de zone gelegen in de luwte van de aanvaarsteiger) en dat voor watervogels de zone van relatief groot belang is (wegens de beperkte oppervlakte in de nabijheid). Het rietschor is te klein in oppervlakte om zeldzamere broedvogels aan te trekken. De algemenere soorten (bv. Kleine karekiet) zullen wellicht wel broeden in de rietgordel. De vegetatiediversiteit is relatief beperkt met een dominantie van Heen (Zeebies) en Riet. Enkele Zeeasterplantjes komen ook voor in de schorzone. Deze soorten zijn de meest typische brakwatersoorten. Men kan stellen dat de lokatie vanuit educatief oogpunt een mooie illustratie is van een typisch estuarien habitat in de brakwaterzone van het estuarium.

3 Ecologisch inrichtingsadvies

3.1 Methode – sleutelfactoren om functionele estuariene natuur te ontwikkelen

De voornaamste sleutelfactoren werden op basis van een literatuurstudie over herstelprogramma's wereldwijd geselecteerd (van Oevelen *et al.*, 2000; Mertens & Van den Bergh, 2006; Zedler, 2001). Sleutelfactoren zijn inrichtingsparameters die hydro- en morfodynamische processen sturen en zo een belangrijke invloed hebben op de ecologische respons.

Basis principe dat nagestreefd wordt is een voldoende lage plaatselijke dynamiek.

Een lage dynamiek is bevorderlijk voor de ontwikkeling van de typische en diverse biologische componenten. Deze lage dynamiek kan verwezenlijkt worden door **voldoende intertidale breedte** gekenmerkt door een **zwakke helling**. De **dimensionering/vorm en natuurtechnische ingrepen** kunnen eveneens bepalende sleutelfactoren zijn voor een geslaagde inrichting.

In gebieden met lagere dynamiek kan sedimentatie plaatsvinden en wordt het sediment fijner. Een criterium voor lage dynamiek is dat de maximale lineaire stroomsnelheid lager is dan 0.8 m/s (Bouma *et al.*, 2005). Op het slik is dit sediment rijk aan organisch materiaal en staat het garant voor meer abundante en productieve bodemdiergemeenschappen. Dergelijke intertidale zones fungeren op hun beurt als geschikt foerageergebied voor vogels, maar ook voor grotere schaaldieren en vissen bij vloed. In contrast, sluit erosie - gelinkt aan hogere dynamiek (stroomsnelheid), steilere helling en grover sediment- de ontwikkeling van dergelijke gemeenschappen uit.

Dergelijke geleidelijke ophoging zorgt ook voor de omstandigheden waarbij de schorontwikkeling optimaal kan verlopen. Van zodra een bepaalde hoogte in het getijvenster bereikt is en er voldoende drainage van het sediment optreedt, kan de vegetatieontwikkeling plaatsvinden. Op goed gedraineerde plaatsen kan kolonisatie en successie namelijk reeds plaatsvinden laag in het getijvenster.

Om ontpolderingen en andere estuariene natuurontwikkelingsprojecten kans te geven op optimale bijdrage aan het ecologisch functioneren binnen het estuarium, lijkt daarom het voorzien van voldoende breedte met zwakke helling van groot belang. Deze randvoorwaarden zetten de kans op luwe, sedimenterende slik- en schorzones in gang.

De te verwachten ontwikkeling van een specifiek gebied zal grotendeels bepaald worden door de dimensionering van de inrichting. Evenzeer van groot belang is echter de kennis van de lokaal heersende hydrodynamiek. Zijn de lokale omstandigheden alsdusdanig dat erosie te verwachten valt, dan zal zich dit logischerwijs ook doorzetten na de inrichting. Interessant is in deze context dat natuurtechnische voorzieningen zoals de onvolledige verwijdering van de steenbestortingen een zwak hellend en laag dynamisch, hoger gelegen slik kunnen in stand houden (Speybroeck *et al.*, 2011). De minder natuurlijke aanblik door de beperkte habitatdiversiteit en bruuske overgangen in een lagere slikzone gaan gepaard met de ontwikkeling van slik met een lange vrijliggingsduur waar een bentische fauna met hoge abundantie ontwikkelt en vogels kunnen foerageren. Dit betekent dat toch waardevolle slikgebieden gerealiseerd kunnen worden in een suboptimale context (beperkte breedte). Natuurtechnische ingrepen dragen bij aan het creëren van een laag dynamische zone maar zijn op systeemniveau minder te verkiezen om een natuurlijk estuarium in stand te houden. Echter voor een kleinere slikzone nabij de stadsrand is dergelijke inrichting te overwegen.

3.2 Opties optimalisatie

Het wedstrijdontwerp (Figuur 1) resulteert in een oppervlakteverlies van 4400m² estuariene natuur door de bouw van het Belvédère. Deze oppervlakte werd berekend door een overlay van de inrichtingsschets met de ecotopenkaart Zeeschelde 2001 (data INBO).

Rekening houdend met de randvoorwaarden werden door de opdrachtgever vier mogelijkheden tot optimalisatie doorgegeven ter ecologische evaluatie en mogelijke bijsturing van het wedstrijdontwerp. Deze mogelijke verbeterpunten worden hieronder besproken.

1. Zone in de luwte van het Belvédère: dijk ten noorden van Belvédère iets verder naar achteren leggen



Estuariene natuur realiseren door een dijkverplaatsing. Deze optimalisatie wordt in deze studie naar voor geschoven als beste optie om een ecologische meerwaarde te realiseren (zie voorstel natuurontwikkeling 3.3)

PRO

- Het oppervlakteverlies door het aanleggen van het Belvédère wordt in de onmiddellijke nabijheid gecompenseerd.
- De estuariene gradiënt (overgang van slik naar schor in nabijheid van de rivier) wordt versterkt
- Er is de potentie om een groter aaneengesloten schor te realiseren
- Randeffect is beperkter (randeffect = verstoring door wandelpaden)
- Dimensionering en vorm van gebied zijn interessanter voor het ontwikkelen van ecologische potentie: lagere dynamiek door gedempte vloedstroom door aanwezigheid van aanvaarconstructie en door gedempte ebstroom door aanwezigheid van Belvédère.

CONTRA

- Slikzone zal hoogdynamisch blijven (getuige huidige microkliffen in deze zone van het slik (Figuur 7))
- Afgraving nodig voor realiseren estuariene natuur : kostprijs relatief hoog

2. Buitendijkse optimalisatie: hellingsgraad aanpassen of luwte creëren

Deze ingreep beoogt het verbeteren van de kwaliteit van de estuariene natuur door het aanpassen van de hellingsgraad door natuurtechnische ingrepen in het gebied. Zonder een landwaartse uitbreiding is het aanpassen van de hellingsgraad geen goede ingreep. Dergelijke ingreep zal de dynamiek in de zone niet verminderen, integendeel het huidige erosieve karakter zal minstens blijven bestaan en de dijkvoet van de nieuwe dijk wellicht proberen ondergraven. Om effectief te zijn (zonder landwaartse uitbreiding) zal terhoogte van het laagslik een drempel moet aangelegd worden waarachter zich een luwte vormt waarachter sedimentatie kan optreden. Of achter de drempel wordt machinaal een gunstige helling aangelegd. Deze machinaal aangelegde helling achter een drempel is minder te verkiezen omdat een slik autonoom ontstaan door natuurlijke sedimentatie steeds ecologisch waardevoller is (oa geen compactie, natuurlijk substraat etc). Dit voorstel tot optimalisatie kan gecombineerd worden met het realiseren van de zone in de luwte van het Belvédère (prior 1). Vanuit ecologisch oogpunt:

PRO

- Realiseren van laagdynamische zone (indien drempel)
- Op termijn (na sedimentatie) meer schorontwikkeling

CONTRA

- Minder natuurlijk (gradiënt)
- Geen compensatie van verloren estuariene natuur
- Minder slik (slik wordt voor schor verruild)

3. 'Dijkdoorbraak' achterin het park

Estuariene natuur realiseren door een dijkdoorbraak (bres) (Figuur 21).



Figuur 21. Schematische weergave van dijkdoorbraak achterin park.

PRO

- Oppervlaktewinst estuariene natuur (estuariene natuur tot in het park)

- Laag dynamische zone

CONTRA

- Hoogteligging ongeschikt voor goede ontwikkeling estuariene natuur (afgravingen nodig tot circa 4.5 m TAW voor gunstige uitgangspositie voor schorontwikkeling).
- Minder gunstige dimensionering (vorm) met veel randeffecten die zullen zorgen voor verstoring
- Bestaande schor wordt verstoord en zal deels verdwijnen of het zal gefragmenteerd worden door de dynamiek van de in/uitwatering van het nieuwe schor.

4. Pier als dam bouwen om oever meer in luwte te leggen

PRO

- Sedimentatie in luwte zal mogelijk zijn en op termijn is schoruitbreiding wellicht mogelijk : deze ingreep zal de zone achter de pier wellicht ecologisch functioneler maken

CONTRA

- Minder natuurlijke inrichting
- Ruimte inname door de pier als dam in te bouwen (?)
- Zwerfvuil hoekje?
- Op termijn minder slik (geen extra estuarien habitat)

3.3 Voorstel Natuurontwikkeling in Droogdokken

Met een algemene definitie kan natuurontwikkeling omschreven worden als: " het geheel van maatregelen en processen waardoor levensgemeenschappen ontstaan met een hogere natuurwaarde en/of graad van natuurlijkheid dan er oorspronkelijk aanwezig waren" (Uytvanck & Decler, 2004). Het onderscheid met natuurbeheer *sensu stricto* is dat men bij natuurontwikkeling vertrekt van een lagere actuele natuurwaarde of natuurlijkheid, waarbij men via éénmalige inrichtingsmaatregelen of acties (ook "startbeheer" genoemd) probeert een gunstige abiotische en biotische uitgangssituatie te creëren voor vestiging of herstel van waardevolle natuur.

De ecologische gebiedsvisie voor de Droogdokkenzone vertrekt vanuit een oppervlakte compensatie voor ingenomen estuariene natuur (voornamelijk door Belvédère aanleg) in combinatie met een optimalisatie van de huidige situatie. De verschillende opties tot optimalisatie werden geëvalueerd in 3.2. Het natuurontwikkelingsvoorstel hieronder is een advies om het wedstrijdontwerp bij te sturen en combineert enkele van de voorgestelde optimalisaties en geeft een prioritering aan de opties.

→ Prior 1: landwaarts verplaatsen van de dijk net ten noorden van Belvédère (Figuur 22)

Deze ingreep is ecologisch de meest potentievolle ingreep (optimalisatie punt 1). De ingreep vereist dat de waterkering landwaarts wordt verplaatst. Het voorstel is om de overgang geleidelijk te nemen met het weggraven van de dijk tot 4 m TAW tot de top van de waterkering (9.25 m TAW) op het achterliggende wandelpad. Voor een topografische schets zie Figuur 23.

Deze ingreep zal de smalle schorgordel die momenteel aanwezig is optimaliseren door het aanpassen van de hellingsgraad en de dijkverplaatsing zal resulteren in een oppervlakte van ruim 4500m² estuariene natuur (op termijn schor). De compensatie (netto natuurcompensatie) wordt beschouwd als de zone beneden de 7m TAW hoogtelijn. De huidige dijkzone wordt beschouwd als optimalisatie zone door het aanpassen van de hoogteligging en helling van het dijklichaam. Hierdoor wordt het estuariene habitatverslies door de Belvédère aanleg ruim gecompenseerd.

Het nieuwe schor maakt het onnodig om veel breuksteen te voorzien als dijkversteving (schor als waterkering)

Er ontstaan tevens een groter aaneengesloten schorzone met het momenteel aanwezige schor. De zone zal relatief laagdynamisch zijn in een buitenbocht van een rivier omdat de zone kan ontwikkelen in de luwte van enerzijds de aanvaarconstructie en de relatief late toegang van de vloedstroom over het slik (Figuur 6) en anderzijds door het Belvédère dat zal zorgen voor een afremming van de ebstroom.

→ Prior 2: opkuis van de slikzone

Deze ingreep omvat het opruimen van de slikzone en het verwijderen van steigers. Het sluikestort en het aangespoelde afval verminderen de kwaliteit van de site (visueel maar ook als foerageerhabitat). De oude aanlegsteigers en de plezierboten verminderen de kwaliteit van de site ook visueel en verstoren de schorontwikkeling. Het oude wrak is een blikvanger in een uithoek van het gebiedje. Deze kan voor de beleevingswaarde van de site behouden blijven.

→ Prior 3: optimaliseren van de slikhelling

Indien met een drempel gewerkt wordt kan een lagere dynamiek gerealiseerd worden in de achterliggende zone. Dit zorgt ervoor dat deze ingreep een ecologische meerwaarde oplevert (optimalisatie punt 2). Echter de ingreep verstoort de natuurlijke gradiënt en is geen echte compensatie. Omdat de zone gelegen is in een buitenbocht is het nastreven van een laagdynamische zone nabij de vaargeul onnatuurlijk. In een buitenbocht is een hoog dynamischer karakter van een oever niet ongewoon en kan het deel zijn van het educatief aspect van een Schelde-oever (laag slik met zekere dynamiek – microkliffen - in overgang naar vaargeul). Indien gewenst door beheerder of ontwerper kan de ingreep gerealiseerd worden door het voorzien van bijvoorbeeld een steenbestoring op de laagwaterlijn tussen Belvédère en aanvaarconstructie. De steenbestoring (kleine wal) op een hoogte van 0 m TAW met een hoogte van 1m hoog. Aan landzijde van deze bestoring ontstaat een luwte waar sedimentatie kan optreden en een nieuw, minder steil slik zich zal ontwikkelen. Dit slik zal minder aan erosieve dynamiek blootgesteld zijn. De ingreep zal op de laagwaterlijn wel een habitatverlies betekenen (strook met steenbestoring).



Figuur 22. Inrichtingsschets droogdokkenpark.

3.4 Ingrepen

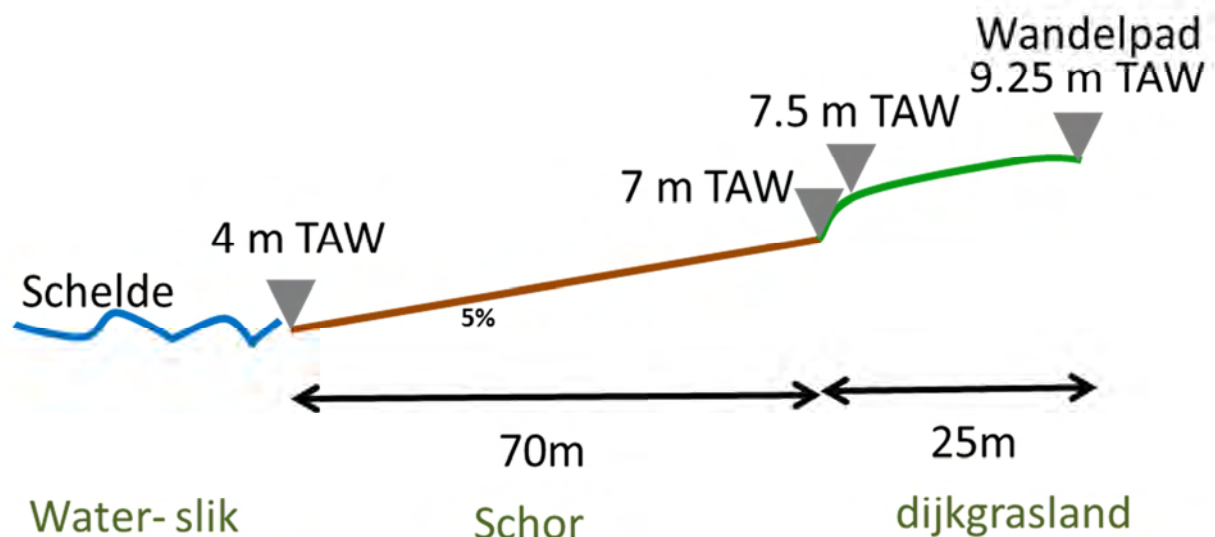
3.4.1 Topografie

Vanaf het wandelpad kan het terrein met zachte helling tot 7.5m TAW als dijk fungeren. De breedte van deze zone is ongeveer 25-30m (zone tussen compensatie-arcering en overdruk ontwerpschets met wandelpad).

Er kan voorzien worden in een kleinere abruptere overgang tot 7m TAW. De reden hiervoor is dat op 7m TAW de vloedmerk zal liggen met in een eerste ontwikkelingsstadium (voordat de schorvorming tot stand gekomen is) de depositie van strooisel en zwerfafval. Hoewel dit niet te voorkomen is, wordt de zone op deze manier visueel onttrokken voor wandelaars.

In een later stadium zal deze zone de rand van de estuariene natuur vormen met een rietschor. Vanaf 7m TAW wordt een geleidelijke helling van max 5% gerealiseerd tot aan de rivierwaartse zijde van de oude dijk en dit tot een hoogte van 4m TAW. Dit hellingspercentage komt overeen met een gunstige hellingshoek voor de instandhouding en ontwikkeling van estuariene habitats (Brys et al., 2005).

De breedte van het schor zal 60-80m zijn. De zone beneden de 4m TAW zal zich ontwikkelen als slik (onbegroeid).



Figuur 23. Schets van het inrichtingsprofiel

Maatregelen

- Dijkverplaatsing: weggraven dijk
- Realiseren van inrichtingsprofiel (Figuur 23)

Alle overige ontwikkeling van de natuur gaat uit van 'self design'. Er moeten geen kreken, noch aanplanten gerealiseerd worden. De estuariene natuur zal vanzelf ontwikkelen.

3.4.2 Opkuis huidige slik en schor

- De site is sterk antropogeen verstoord: steiger, breuksteen, bewoning, aanspoelingszone, dijkweg

Vanuit ecologisch standpunt is het wenselijk om de storende elementen in het habitat te reduceren: verwijderen van verouderde infrastructuur, afval en verminderen van verstoring.



Figuur 24. Illustratie van enkele elementen op het slik (Droogdokkenpark) die opgeruimd zouden kunnen worden.

3.5 Beheer en vegetatie ontwikkeling

Dijkgrasland: vanaf het wandelpad kan het terrein met zachte helling tot 7.5m TAW als hooiland beheerd worden (2X maaien per jaar). Het is een aanbeveling deze zone in te **zaaien met Italiaans raaigras** (*Lolium multiflorum*). Bij de keuze van cultivars van Italiaans raaigras wordt best gekozen voor **niet winterharde rassen**. Deze grassoort/cultivar heeft de eigenschap slechts een vijftal jaar stand te houden in de grasmat, zodat andere planten zich op termijn gemakkelijk kunnen vestigen. Door maaibeheer met afvoer worden relatief veel nutriënten afgevoerd en worden op termijn de graslanden gekoloniseerd door meer 'natuurlijke' plantensoorten. Door in te zaaien blijft het perceel voor de parkbezoeker beschikbaar en wordt ruderaal ontwikkeling tegengegaan (oa om distelgroei te vermijden). Wanneer ingezaaid wordt, is het belangrijk geen te hoge inzaaidichtheden te gebruiken (gebiedsafhankelijk maar richtlijn < 30 kg/ha). Inzaaien van kruiden is op termijn zelden succesvol en wordt dan ook afgeraden (Vandevoorde & Ysebaert, 2000)

Een eventueel intensiever 'gazonbeheer' zal visueel het contrast vergroten met de 'wildere' estuariene vegetatie die relatief hoger uitgroeit (2 m hoogte).

Schor & slik: **geen** specifiek **beheer**. Het schor zal autonoom ontwikkelen volgens een successieschema: *Vaucheria* → *Zeeaster* → *Heen* (*Zeebies*) → *Riet* (Figuur 25). Afhankelijk van de hoogteligging en drainage zal dit successieschema met een bepaalde snelheid doorlopen worden (op natuurontwikkelingsterreinen in de Zeeschelde ongeveer 5 tot 10 jaar)¹. Hoe hoger gelegen – hoe sneller de kolonisatiereeks doorlopen wordt. Hoe sterker de drainage hoe lager in het tijvenster de successiereeks zich kan inzetten (Speybroeck et al., 2011; Vandevoorde et al., 2010). Tegen de waterkering aan zal de vegetatieontwikkeling al vanaf het eerste jaar op gang komen. Een eerste kolonisatie zal gebeuren met *Vaucheria*, een wiersoort. Na een fase met *Zeeaster* zal *Heen* (*Zeebies*) meer op de voorgrond komen, het uiteindelijke eindstadium zal een rietschor zijn, identiek aan het rietschor reeds aanwezig op het nabijgelegen bestaande schor.

¹ Data: monitoring Natuurontwikkelingsprojecten door INBO voor W&Z (Van de Neucker et al., 2007, Speybroeck et al., 2011).



Vaucheria



Zeeaster



Heen of Zeebies



Riet

Figuur 25. Illustratie van de verwachte opeenvolging in vegetaties op het nieuwe schor (Foto's Vandevoorde B, INBO).

3.6 Toegankelijkheid en recreatie

Het ontwerpvoorstel voorziet in een wandellus over de aanvaarconstructie van de Royersluis en het slik en schor. Deze lus zal voor een verstoring zorgen in de winter voor de rustende en foeragerende watervogels op het slik en mogelijk in het voorjaar voor de broedvogels. Het is echter niet de verwachting dat in het schorgebied zeer verstoringgevoelige soorten tot broeden zullen komen. Hiervoor is het schor te klein. Het hoogtep pad kan een educatieve ondekkingsroute bij uitstek worden voor de Antwerpenaar. De grootste natuurbeleving is echter te verwachten wanneer men doorheen het gebied kan stappen onder begeleiding (buiten het broedseizoen).

Om het onderhoud te beperken wordt geadviseerd om de wandelconstructie op minstens 8m TAW hoogte te bouwen. Bij lagere hoogte (dichter bij slik en schor) zal er regelmatigere overspoeling zijn met slibafzetting op het wandelpad.

De verstoring kan bovendien verminderd worden door een opkuisactie op het slik en het verwijderen van de oude steiger en aanlegsteiger met bewoning. Indien de dijkverplaatsing ten noorden van Belvédère wordt uitgevoerd zal er minder verstoring zijn van het slik omdat het schor zal fungeren als buffer tussen het wandelpad en het slik.

Conclusie: mits het uitvoeren van de ingrepen is het te verwachten dat de verstoring netto niet gaat toenemen in het estuariene gebied. De wandellus zal een grote natuurbelevingswaarde hebben.

3.7 Besluit en evaluatie ecologisch inrichtingsadvies

Het voorliggende ecologisch inrichtingsadvies gaat uit van een oppervlaktebehoud, en realiseert zelfs een kleine oppervlakte toename aan estuariene natuur. In het advies worden bovendien suggesties gedaan om de estuariene habitatkwaliteit te verbeteren en dit gecombineerd met een recreatieve en educatieve meerwaarde.

4 Referenties

Bouma, H., de Jong, D.J., Twisk, F., Wolfstein, K. (2005). Zoute wateren EcotopenStelstel (ZES.1); voor het in kaart brengen van potentiële voorkomen van levensgemeenschappen in zoute en brakke rijkswateren. Rapport RIKZ, 2005.024. LNO, Middelburg, Nederland, 156pp.

Brys R., Ysebaert T., Escaravage V., Van Damme S., Van Braeckel A., Vandevoorde B. & Van den Bergh E. (2005). Afstemmen van referentiecondities en evaluatiesystemen in functie van de krw: afleiden en beschrijven van typespecifieke referentieomstandigheden en/of mep in elk Vlaams overgangswatertype vanuit de - overeenkomstig de krw - ontwikkelde beoordelingssyste. Verslag van het instituut voor natuurbehoud, 2005(7). Instituut voor Natuurbehoud: Brussel: Belgium. 178 pp.

Mertens W. & Van den Bergh E. (2006). Ontwikkeling van een intergetijdengebied in de Hertogin Hedwige- (NI) en Prosperpolder (VI): ecologische visievorming en scenario ontwikkeling. INBO.R.2006.48, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, 50 pp.

Speybroeck, J., Van Ryckegem, G., Vandevoorde, B. & Van de Bergh, E. (2011). Evaluatie van natuurontwikkelingsprojecten in het Schelde-estuarium. 2^{de} rapportage van de projectmonitoring periode 2006-2009. Rapport INBO.R.2011.21. 160pp. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van den Neucker T, Verbessem I, Vandevoorde B, Van Braeckel A, Stevens M, Spanoghe G, Gyselings R, Soors J, De Regge N, De Belder W, Van den Bergh E (2007). Evaluatie van natuurontwikkelingsprojecten in het Schelde-estuarium. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2007 (INBO.R.2007.57). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

van de Koppel J., van der Wal D., Bakker J.P., & Herman P.M.J., 2005. Self-Organization and vegetation collapse in salt marsh ecosystems. The American Naturalist 165(1): E1-E12.

Vandevoorde B. & Ysebaert, T. (2000). Advies omtrent het maaibeheer op de dijken in het Zeescheldebekken. 6pg. IN.A.2000.42. Advies Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.

Vandevoorde B., Gyselings, R. & Van den Bergh, E. (2010). Short term (5-10 years) vegetation development on restored brackish tidal marshes. Abstract & Presentation Coastal Ecology Workshop.

Van Oevelen D., Van den Bergh E., Ysebaert T. & Meire P. (2000). Literatuuronderzoek naar ontpolderingen. Rapport Instituut voor Natuurbehoud, IN.R.2000.7, Brussel.

Van Uytvanck, J. & Decler, K. (2004). Natuurontwikkeling in Vlaanderen: een stand van zaken en vuistregels voor de praktijk. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 2004.03. Brussel.

Zedler, J.B. (2001). Handbook for restoring tidal wetlands. CRC Press.

