



Vlaanderen
is wetenschap

Klimaatadaptatieplan voor de estuariene natuur in de Zeeschelde

Gunther Van Ryckegem

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Gunther Van Ryckegem
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Reviewers:

Frank Van de Meutter, Erika Van den Bergh

Het INBO is het onafhankelijk onderzoeksinstituut van de Vlaamse overheid dat via toegepast wetenschappelijk onderzoek, data- en kennisontsluiting het biodiversiteits-beleid en -beheer onderbouwt en evalueert.

Vestiging:

Herman Teirlinckgebouw
INBO Brussel
Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

Gunther.vanryckegem@inbo.be

Wijze van citeren:

Van Ryckegem G.(2019). Klimaatadaptatieplan voor de estuariene natuur in de Zeeschelde. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (40). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: doi.org/10.21436/inbor.16943295

D/2019/3241/271**Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (40)****ISSN: 1782-9054****Verantwoordelijke uitgever:**

Maurice Hoffmann

Foto cover:

Vildaphoto / Yves Adams. Schelde ter hoogte van de Notelaar.

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

Agentschap voor Natuur en Bos en mogelijk gemaakt dankzij Europese steun via het LIFE-programme for Climate Change Adaptation (LIFE SPARC LIFE16 CCA/BE/000107); Bestek ANB_SP_2018_9.

Dit document geeft alleen de mening van de auteur weer. EASME is niet verantwoordelijk voor het al dan niet verkeerd gebruik van de weergegeven.

AGENTSCHAP
NATUUR & BOS



Waterbouwkundig
Laboratorium





Klimaatadaptatieplan voor de estuariene natuur in de Zeeschelde

Van Ryckegem G.

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (40)
doi.org/10.21436/inbor.16943295



AGENTSCHAP
NATUUR & BOS



Waterbouwkundig
Laboratorium

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Dankwoord/Voorwoord

Deze studie werd uitgevoerd in opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos en mogelijk gemaakt dankzij Europese steun via het LIFE-programme for Climate Change Adaptation (LIFE SPARC LIFE16 CCA/BE/000107).

Dank aan de leden van de stuurgroep (Veerle Campens (Agentschap voor Natuur en Bos (ANB-projectleider)), Wim Mertens (ANB/INBO), Elias Verbanck (ANB), Jannie Dhondt (De Vlaamse Waterweg (DVW)), Piet Thys (DVW), Richard Rozemeijer (Provincie Zeeland, NL), Dick De Jong (gepensioneerd ecoloog Rijkswaterstaat, NL) voor hun waardevolle aanvullingen en constructieve bijdrage.

Dank aan de collega's van team Estuaria: Erika Van den Bergh, Frank Van de Meutter, Joost Vanoverbeke, Alexander Van Braeckel, Bart Vandevoorde, Ruben Elsen en Wim Mertens voor de input tijdens de interne overlegmomenten. Heel wat van jullie kennis zit vervat in dit rapport! Joost specifieke dank voor de statistische ondersteuning (scripting in R).

Samenvatting

Deze studie kadert in het door Europa gefinancierde LIFE-project SPARC (Space for Adapting the River Scheldt to Climate change, 2017-2022) en presenteert een eerste klimaatgevoeligheidsanalyse van de habitats en biodiversiteit van het Zeeschelde estuarium. Daarnaast worden adaptatiemaatregelen voor het systeem voorgesteld en worden aanbevelingen gegeven om de inrichting- en beheerplannen van 8 specifieke gebieden klimaatrobuster te maken.

Leeswijzer

Na een algemene kadering in hoofdstuk 1, wordt in hoofdstuk 2 een overzicht gegeven van de mogelijke impact die klimaatverandering kan hebben op het Schelde-estuarium. In hoofdstuk 3 worden de algemene adaptatieprincipes beschreven voor de Zeeschelde. Een klimaatgevoeligheidsanalyse wordt gepresenteerd in hoofdstuk 4. Op basis van deze analyse wordt in hoofdstuk 5 een overzicht gegeven van de mogelijke strategieën met de formulering van mogelijke categorieën en types van maatregelen om de klimaatgevoeligheid van de Zeeschelde te verminderen. Hiertoe worden eerst algemene maatregelen besproken en nadien wordt een overzicht gegeven van mogelijke aandachtspunten of ingrepen in de specifieke projectgebieden van het LIFE-SPARC project.

Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

De door de mens versnelde klimaatverandering stelt het adaptief vermogen van de natuur op de proef. De effecten met tal van responsen gaan resulteren in veranderingen in het ecosysteem, de habitats en de aanwezige biodiversiteit. De mens heeft een bijzondere verantwoordelijkheid in het faciliteren van deze adaptatie. Eerder dan krampachtig behouden van specifieke soorten of zeldzame habitats door effectgerichte maatregelen moeten we voorbereid zijn op een meer flexibel ecosysteembeheer door maximaal in te zetten, waar mogelijk, op de ecosysteemgerichte klimaatadaptatie. Dit vergt een dynamisch beleids- en wetgevend kader die maatregelen tot klimaatadaptatie mogelijk maken én een aanvaardingsproces bij de beheerders omdat niet alles kan behouden blijven. Veranderingen gaan optreden.

Deze studie is geen eindpunt maar eerder een aanzet naar een weloverwogen instrument dat verder kan uitgebouwd worden op maat. Meerdere suggesties zijn hiertoe gegeven (4.3) zoals het uitwerken van een methodiek om absoluut (i.p.v. relatief) de adaptatiepotentie en de klimaatbestendigheid van zones te kunnen inschatten; wat zijn de absolute risico's; wat is het effect indien het volledige geactualiseerde Sigmaplan geïmplementeerd wordt in een klimaatgevoeligheidsanalyse, hoe verandert de gevoeligheid in toekomstscenario's... .

Dit bijkomend onderzoek moet toelaten onderbouwde keuzes te maken en om een eerste prioritering te maken in de beleidskeuzes als respons op klimaatverandering. Het onderzoek kan dienen als opstap naar een geactualiseerd Sigmaplan 2.0.

English abstract

The changing climate creates new challenges for ecosystem functioning and biodiversity conservation in het Scheldt estuary. We present a literature based overview of documented effects of climate change on estuarine habitats in the Scheldt estuary. Additionally we performed a sensitivity analysis to gain insight in possible new upcoming effects of a changing climate.

The sensitivity analysis is a combination of a habitat degradation index and a habitat (erosion) vulnerability index. The habitat degradation index reflects several features associated with the salt marsh habitat including surface area, connectivity and shape as a proxy for edge effects. The habitat (erosion) vulnerability index integrates several features associated with the impact of the river on the habitats including river bank width, slope, water velocity and maximum possible height of ship waves. The combination of these two indices shows spatial variation in climate change vulnerability along the Scheldt river.

Based on the sensitivity analysis we made specific recommendations to adjust management plans of eight areas in the Scheldt estuary to make them more climate-robust. Adaptive strategies were divided in ecosystem based solutions and effect based solutions and are applied differently depending on the expected vulnerability. A focus on ecosystem based strategies at landscape level is advised where possible. For habitats with a high expected impact we proposed to invest in effect based strategies to save/protect what is left. We hope this pilot study will spark further research in the possible impact of the changing climate in the Scheldt estuary and more specifically in how to mitigate these effects. Further research is needed to implement a reference state in the sensitivity analysis, to evaluate planned measures, to prioritize and to check for the cost-effectiveness of measures.

This study is part of the SPARC co-financed LIFE project (Space for Adapting the River Scheldt to Climate Change, 2017-2022 - LIFE SPARC LIFE16 CCA/BE/000107).

Inhoudstafel

1	Inleiding	14
2	Effecten van klimaatverandering op het Schelde-estuarium	16
2.1	Fysische effecten van klimaatverandering - drivers	17
2.1.1	Temperatuurstijging	17
2.1.2	Zeespiegelstijging en verandering getijkarakteristieken	17
2.1.3	Neerslag en extreme events en ontwikkeling rivierdebieten	20
2.2	Abiotische effecten van klimaatverandering in estuaria	22
2.2.1	Watertemperatuur	22
2.2.2	Hydrodynamiek	23
2.2.3	Sediment transport en morfologie	23
2.2.4	Waterkwaliteit	24
2.2.4.1	Saliniteit	24
2.2.4.2	Nutriënten en toxische stoffen.....	25
2.2.4.3	Turbiditeit	25
2.2.5	Koolstof.....	26
2.3	Responsen van habitats en soorten in estuaria	27
2.3.1	Habitats (slikken en schorren)	27
2.3.1.1	Areaal van slikken en schorren.....	28
2.3.1.2	Kwaliteit schorren- vegetatie	29
2.3.2	Algen	31
2.3.3	Zoöplankton, garnaalachtigen (hyperbenthos) en vissen	31
2.3.4	Bodemdieren (macrozoöbenthos).....	32
2.3.5	Vogels	35
2.3.6	Exoten	36
2.3.7	Pathogene micro-organismen	37
3	Algemene adaptatieprincipes in de Zeeschelde	38
4	Klimaatgevoeligheidsanalyse estuariene natuur.....	40
4.1	Methode	40
4.1.1	Stap 1 : bepalen toestand habitatdegradatie:.....	42
4.1.2	Stap 2: bepalen habitatkwetsbaarheid met betrekking tot klimaatverandering ..	45
4.1.3	Stap 3: wat met andere milieudrukken of milderende invloeden:	47
4.2	Resultaat	48
4.2.1	Habitatdegradatie.....	48
4.2.2	Habitatkwetsbaarheid	49
4.2.3	Klimaatgevoeligheidsschema	52
4.2.4	Milieudrukken en milderende invloeden	53
4.3	Beperkingen en verder onderzoek	56
5	Adaptatie strategieën: maatregelen en beheerrichtlijnen Zeeschelde	57
5.1	Algemeen	57
5.2	Toepassing in de Zeeschelde	59
5.2.1	Ecosysteemgericht: adaptief vermogen van het estuarien systeemfunctioneren vergroten	65

5.2.2	Effectgericht: gevolgen van klimaatverandering verminderen	69
5.2.2.1	Oeverbeheerplan	69
5.2.2.2	Schorbeheerplan	71
5.2.2.3	Soortbeheer	72
5.3	Generieke checklist met adaptieve maatregelen	73
5.4	Specifieke maatregelen per projectgebied.....	73
5.4.1	Bespreking per projectgebied.....	75
6	Besluit.....	81
7	Referenties.....	82
8	Bijlages.....	91
8.1	Bijlage 1: methodiek bepalen areaaldoelstellingen	91
8.2	Bijlage 2: Europese habitattypes Schelde-estuarium en milieudrukken.....	93

Lijst van figuren

Figuur 1-1. Schelde-estuarium met weergave van het studiegebied Zeeschelde van de grens met Nederland tot in Gent. Situering van de saliniteits- en OMESzones (genummerd).....	15
Figuur 2-1. Conceptueel schema van de fysische effecten van klimaatverandering met abiotische en biotische receptoren. In een dwarssectie van de estuariene oever worden de voornaamste effecten in het water (pelagiaal), op de slikken en de schorren getoond. Rode pijlen zijn fysische effecten van klimaatverandering: SLR = sea level rise – zeespiegelstijging; T = temperatuurstijging; Debietswijzigingen/Hydrodynamiek toename in geul en met effecten op de oevers. Abiotische effecten op waterkwaliteit (NaCl : saliniteit; afvalstoffen zoals nutriënten en toxische stoffen), sedimenthuishouding en C-keten. Verwachte biotische effecten op de habitats, primaire productie, fauna (vis, garnalen, bodemdieren, vegetatie, exoten en pathogenen).	16
Figuur 2-2. Evolutie van het jaargemiddeld hoogwater voor de getijposten Temse, Dendermonde, Schoonaarde, Wetteren en Melle (Boven-Zeeschelde) en Vlissingen (Westerschelde) (Vandenbruwaene et al., 2016).	18
Figuur 2-3. Trendmatige stijging van de jaargemiddelde hoogwaters (sinds 1901) in de belangrijkste meetstations in het Schelde-estuarium. Stippellijnen: modelresultaat op basis van data tot 2009. Volle lijnen: modelresultaat op basis van data tot 2015. Omdat er in de periode 2009-2015 relatief veel jaren waren met weinig debiet en/of minder windopzet is de prognose in waterstandstijging (cm per eeuw) afgenomen tussen 2009-2015. (Barneveld et al., 2018 -T2015 analysesresultaten).	19
Figuur 2-4. Effect (m) van de implementatie van geactualiseerde Sigmaplan en vaargeulonderhoud (duurzame bathymetrie) op waterstanden (blauw) en het gecombineerd effect met een zeespiegelstijging van 40 cm (Scaldis_2050_RVW2013plus40) (groen) op de hoog (links)- en laagwaterstanden (rechts) ten opzichte van de situatie in 2013. Effect van Noordzeekust (monding) naar Melle (Smolders et al. 2017).	19
Figuur 2-5. Schematische weergave van verwachte veranderingen in rivierdebieten in de komende decennia (rood) als gevolg van meer variatie doorheen het jaar en meer hydrologische extremen (figuur naar Willems, 2014).	20
Figuur 2-6. Jaargemiddeld debiet te Schelle over de periode 1947-2017 (Vandenbruwaene et al., 2018).	21
Figuur 2-7. Ververstijgd van de Boven-Zeeschelde (Gent tot Rupelmonding) 1991-2017 (Vandenbruwaene et al., 2018).	22
Figuur 2-8: Dag van overschrijden van een watertemperatuur van 12°C in de verschillende saliniteitszones (1995-2015), op basis van periodieke staalname (Maris & Meire, 2017). Voor een situering van de saliniteitszones zie Figuur 1-1.	23

Figuur 2-9. De gemodelleerde 90% percentiel saliniteit voor de actuele situatie (2013 - groen) en een toekomstige situatie (2050 -blauw) met een klimaatscenario met 40cm zeespiegelstijging. De verticale lijnen tonen de saliniteitsgrenzen (0.5 PSU, 5 PSU) en de tolerantiegrens voor wilgengroei (2 PSU) met verschuiving tussen de huidige situatie (groen) en de toekomstige situatie (blauw) (Vanoverbeke et al., 2019a).....	24
Figuur 2-10. Koolstofvastlegging per ecosysteemtype in Nederland situatie 2013 (ton C/ha) uitgezet tegen het landoppervlak (CBS, 2017). De grootte van de bollen is recht evenredig met het aandeel in de totale vastlegging.	26
Figuur 2-11. Conceptueel schema van de verwachte veranderingen door zeespiegelstijging in de biomassa van benthos per oppervlakte eenheid in het Schelde-estuarium. Huidig biomassa patroon (roos), toekomstig patroon (stippel). a) langsheen de longitudinale as van het estuarium schuift de dynamiek en de korrelgrootte stroomopwaarts met een verwachte opschuiving van het estuarien turbiditeitsmaximum (ETM), en opschuiving en verlaging van het biomassa patroon b) in de laterale richting versteilt de helling met een verlies aan benthos biomassa in de midden en lage slikzone. GHW = gemiddeld hoogwater; GLW = gemiddeld laag water. (Geïnspireerd op Fuyii et al., 2012).	34
Figuur 3-1. De klimaatbestendigheid van een estuarium wordt bepaald door de mate van blootstelling aan klimaatverandering (rode pijl) en de intrinsieke gevoeligheid van de soorten en habitats en het adaptief vermogen (of veerkracht) van het ecosysteem. De klimaatbestendigheid kan verhoogd worden (groene pijlen) door i) mitigerende maatregelen (reductie broeikasgassen), ii) effectgerichte adaptatiemaatregelen die de kwetsbaarheid verminderen van soorten en habitats, iii) Ecosysteemgerichte adaptatiemaatregelen die het adaptief vermogen van het estuarium verhogen. (aangepast naar Demey et al., 2015).	39
Figuur 4-1. Klimaatgevoeligheidsschema met de adaptatie-assen met betrekking tot klimaatverandering van het estuarien ecosysteem (naar Gillson et al., 2012). Op de Y-as positie met betrekking tot habitatdegradatie bepaald op basis van aanwezig areaal, connectiviteit en habitatvorm (randeffecten). Op de X-as positie met betrekking tot de habitatkwetsbaarheid op basis van breedte van de oeverzones, helling, stroomsnelheden en golfbelasting door scheepvaart. Naarmate een deelzone meer linksonder positioneert is de zone beperkter klimaatgevoelig en relatief adaptiever (veerkrachtiger) met betrekking tot klimaatverandering.....	41
Figuur 4-2. Illustratie van de dwarsprofielen waarvoor een erosierisico index werd berekend (Van Ryckegem et al., 2019).	45
Figuur 4-3. Berekende habitatdegradatie index gecategoriseerd per OMESzone (9-20) van het Schelde-estuarium (situatie 2013 zie Figuur 1-1). Deelindices: fragmentatie, vorm en oppervlakte schor ten opzichte van doelstelling. Habitatdegradatie index geaggregeerde waarde voor de habitatdegradatie. Hoe hoger de waarde hoe hoger de habitatdegradatie.....	49
Figuur 4-4. Erosierisico index per 50m berekend voor de volledige Zeeschelde (Van Ryckegem et al., 2019).	50

Figuur 4-5. Berekende habitatkwetsbaarheid gecategoriseerd voor de Zeeschelde per 50 m sectie afzonderlijk voor linker- en rechteroever. Hoe hoger de waarde hoe hoger de klimaatkwetsbaarheid. Trendlijn – General Additive Model (GAM) smoother. Situatie 2013.....	50
Figuur 4-6. Berekende relatieve habitatkwetsbaarheid van de habitats ten aanzien van klimaatverandering gecategoriseerd per OMESzone (situatie 2013). Hoe hoger de waarde hoe hoger de klimaatkwetsbaarheid.....	51
Figuur 4-7. Klimaatgevoeligheidsschema Zeeschelde zonder rekening te houden met bijkomende milieudruk. Positionering van de verschillende OMESzones op de adaptatie-assen van habitatdegradatie en habitatkwetsbaarheid. Nummers in de figuur verwijzen naar de OMESzones (zie Figuur 1-1).....	52
Figuur 4-8. Klimaatgevoeligheidsschema Zeeschelde rekening houdend met bijkomende milieudruk. Positionering van de verschillende OMESzones op de adaptatie-assen van habitatdegradatie en habitatkwetsbaarheid. Nummers in de figuur verwijzen naar de OMESzones (zie Figuur 1-1).....	55
Figuur 5-1. De voornaamste effecten van klimaatverandering (zie hoofdstuk 2) in relatie tot de categorieën van maatregelen die kunnen worden uitgevoerd. (gebaseerd op Europese commissie, 2013).....	58
Figuur 5-2. Klimaatgevoeligheidsschema van de Zeeschelde met adaptatieprioriteit en strategie in functie van de klimaatgevoeligheid en milieudrukken. Naarmate de Zeeschelde zones gevoeliger zijn voor klimaatverandering verschuift de adaptatiefocus van ecosysteemgericht onderhoudsbeheer naar een meer intensief, effectgericht beheer. De grootte van de strategie-ellipsen is indicatief voor de verwachte kosten-baten van de strategie.....	60
Figuur 5-3. Verfijning van de categorieën van maatregelen met generieke checklist om klimaatbestendigheid te vergroten in de Zeeschelde: types en voorbeelden van maatregelen.....	61
Figuur 5-4. OMESzones met de globale aanpak van de ecosysteemgerichte adaptatiestrategieën in de Zeeschelde.	68
Figuur 5-5. Voorgesteld stroomschema (versie 4 juni 2019) om bij erosie met eventuele risico's te bepalen welk type maatregel het best geschikt is op een gegeven locatie. OS = ondiep subtidaal, mh = middelhoog slik. Meer toelichting in Van Ryckegem et al., 2019 in prep.....	70
Figuur 5-6. Illustratie van de oeververdedigingskaart voor de Zeeschelde (versie 4 juni 2019) (Van Ryckegem et al., 2019 in prep.). Op basis van een beslisboom (Figuur 5-5) wordt een oeververdediging (hard, natuurtechnisch of geen bescherming) voorgesteld per 50m na het overschrijden van een gedefinieerd erosiecriterium aan de slikken en schorrand.	71
Figuur 5-7. Situering van de 8 projectgebieden langs de Zeeschelde.	74

Lijst van tabellen

Tabel 4-1. Doelstellingen schor areaaldoelstellingen (ha) per OMESzone gebruikt in deze studie om habitatdegradatie index te berekenen. Doelstellingen berekend volgens de methodiek besproken in Maris et al. (2013). Omes 19 omvat niet TRJ Melle – Gentbrugge. De totale som voor de Zeeschelde voor een Goed Ecologisch Potentieel is hoger dan de som van de afzonderlijke minima – zie Maris et al. (2013).....	43
Tabel 4-2. Inschatting voor de invloed van andere milieudrukken en mitigerende invloeden niet in rekening gebracht door het beschouwen van de habitatdegradatie en habitatgevoeligheid. OMESzones 9-19 zie Figuur 1-1. Rood = milieudruk vergroot de klimaatgevoeligheid zone. Groen = mitigerende invloed vermindert de klimaatgevoeligheid. Kleurintensiteit is maat voor verwacht effect in zone.	54
Tabel 5-1. Technische haalbaarheid van een aantal estuariene herstelmaatregelen in de verschillende zones van het Schelde-estuarium en beoordeling van hun potentiële bijdrage aan de ecologische functionaliteit en autonome ontwikkeling van het estuarium.(1: Moding-Vlissingen, 2: Vlissingen- grens, 3: grens-Rupel, 4: Rupel-Gent; +: de herstelmaatregel versterkt de natuurlijke functies van het estuarium en biedt lokaal mogelijkheden voor autonome ontwikkeling; 0: de herstelmaatregel versterkt de natuurlijke functies van het estuarium of biedt lokaal mogelijkheden voor autonome ontwikkeling; -: geen van beiden). Groen zijn ecosysteemgerichte adaptatiemaatregelen, grijs zijn eerder effectgerichte maatregelen ter mitigatie (weerstand bieden). (naar Van Oevelen et al., 2000).	63
Tabel 5-2. Checklist van de verschillende klimaatadaptatieve maatregelen met advies voor de specifieke toepassing per SPARC projectgebied.....	78
Tabel 8-1. Berekende areaaldoelstellingen op basis van een ecologisch functionele benadering (silicium), op basis van getij-energie verdeling en op basis van verblijftijd van water in het systeem. De minimumwaarde van deze drie benadering werd genomen als ondergrens voor de schorareaaldoelstellingen.	92
Tabel 8-2. Gevoeligheden voor verstoringen van geheel of gedeeltelijk getijafhankelijke Europese habitattypes op basis van de effectenindicator (G= gevoelig, N = niet gevoelig, O = onbekend) (Wouters, 2011).....	94

1 Inleiding

Naast het voorzien van belangrijke ecosysteemdiensten zoals het bijdragen aan de bescherming tegen overstromingen en het belang als recreatiegebied heeft het Schelde estuarium een uitzonderlijk belangrijke biologische rol (Adriaensen et al. 2005; Boerema & Meire, 2017). Estuaria zoals het Schelde-estuarium met een getijdenwerking tot in het zoetwatersysteem (tot 160 km van de monding) (Figuur 1-1) zijn zeer productieve ecosystemen. Dit resulteert in een ecosysteem dat een echt reactief is met hydrologische, biochemische en biologische cycli. Deze hoge productiviteit is mogelijk door enerzijds een continue aanvoer van organische inputs uit het bekken en anderzijds interne productie op basis van aangevoerde en omgezette nutriënten in het water en op de oevers (slikken en schorren). Dit resulteert via een trofisch netwerk in kortere of langere stofstromen, die zich in een systeemcontinuüm uitstrekken van zoet over brak tot zout.

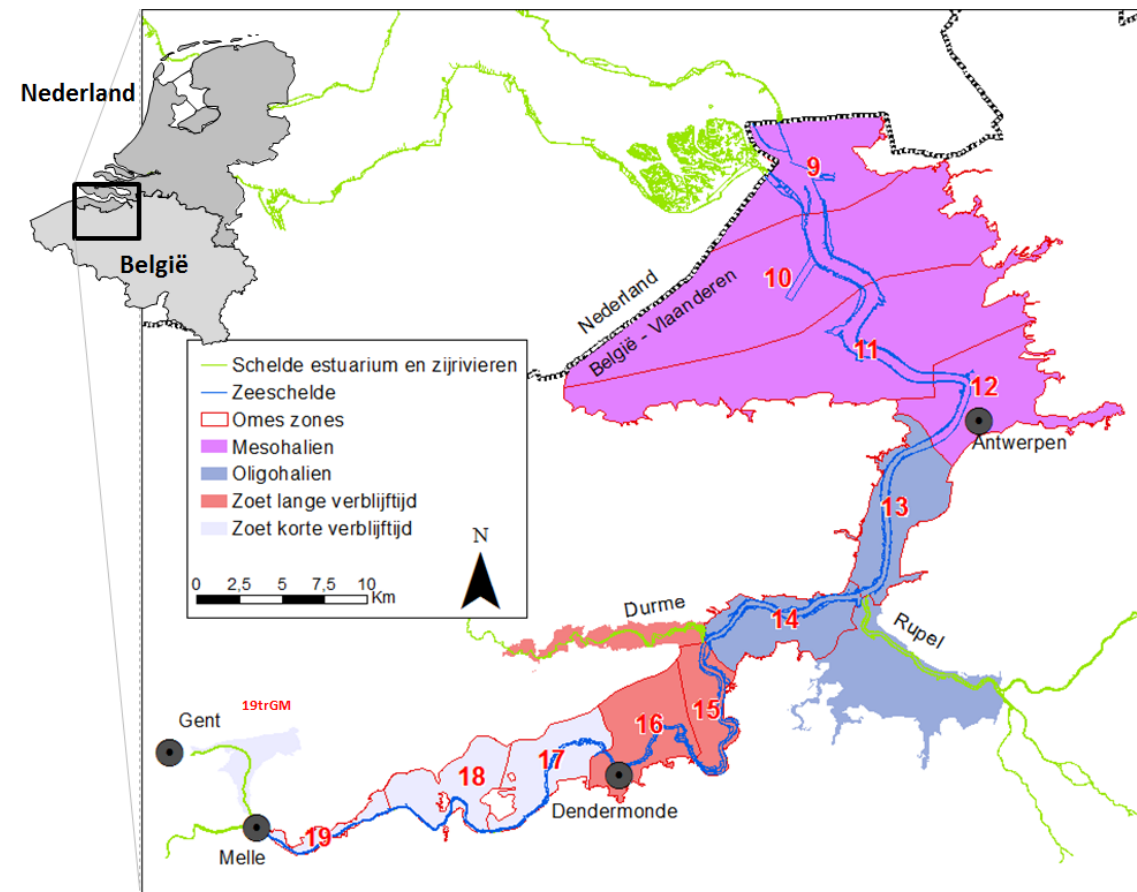
Een estuarium is dus bij uitstek een gebied gekarakteriseerd door laterale, longitudinale én temporele gradiënten en milieudrukken – eigen aan het systeem en versterkt door het intensief antropogeen gebruik ervan. Deze hoge productiviteit en de kenmerkende gradiënten met bijhorende functies zorgen ervoor dat het estuarium een uitzonderlijk voedselgebied is voor tal van biota (zeehonden, vogels, vissen) en een belangrijk paai- en opgroeigebied is voor verschillende vissoorten. Om deze redenen kregen de Schelde habitats een wettelijke bescherming als Natura 2000 gebied met bijhorende instandhoudingsdoelstellingen¹.

Om deze doelstellingen te realiseren, in combinatie met veiligheids- en toegankelijkheidsdoelstellingen van het Schelde-estuarium, werd in Vlaanderen het geactualiseerde Sigmaplan beleidsmatig geïmplementeerd. Dit plan voorziet onder andere in bijkomende estuariene ruimte door het aanleggen van nieuwe overstromingsgebieden onder invloed van het getij en door het bressen en/of afgraven van bestaande dijken, waardoor ingepolderde valleigronde teruggegeven worden aan de rivier. Het plan maakt het estuarium klimaatrobuuster door het voorzien van een hoog veiligheidsniveau door harde maatregelen (verhogen van dijken) en door zachtere adaptaties zoals het voorzien van bijkomende laterale ruimte voor waterberging, biodiversiteit en ecologische functies. Bij het concipiëren van het Sigmaplan en de ecologische inrichtingsadviezen voor de aanleg van nieuwe gebieden was er geen expliciete kennis over klimaatkwaliteit, noch was er een toets voor de klimaatrobustheid van de plannen met betrekking tot de aanwezige en toekomstige ontwikkelingen van de biodiversiteit en het systeemfunctioneren. Het nut en de noodzaak om Natura 2000 gebieden te toetsen met betrekking tot klimaatverandering wordt nu wel onderschreven door een Europese leidraad en specifiek estuaria behoren tot de meest bedreigde habitattypes (European Commission, 2013; Vos et al., 2013).

Deze studie kadert in het door Europa gefinancierde LIFE-project SPARC (Space for Adapting the River Scheldt to Climate change, 2017-2022) en presenteert een eerste klimaatgevoeligheidsanalyse van de habitats en biodiversiteit van het Zeeschelde estuarium. Daarnaast worden adaptatie maatregelen voor het systeem voorgesteld en worden

¹ <https://www.natura2000.vlaanderen.be/gebied/zeeschelde-sigma>

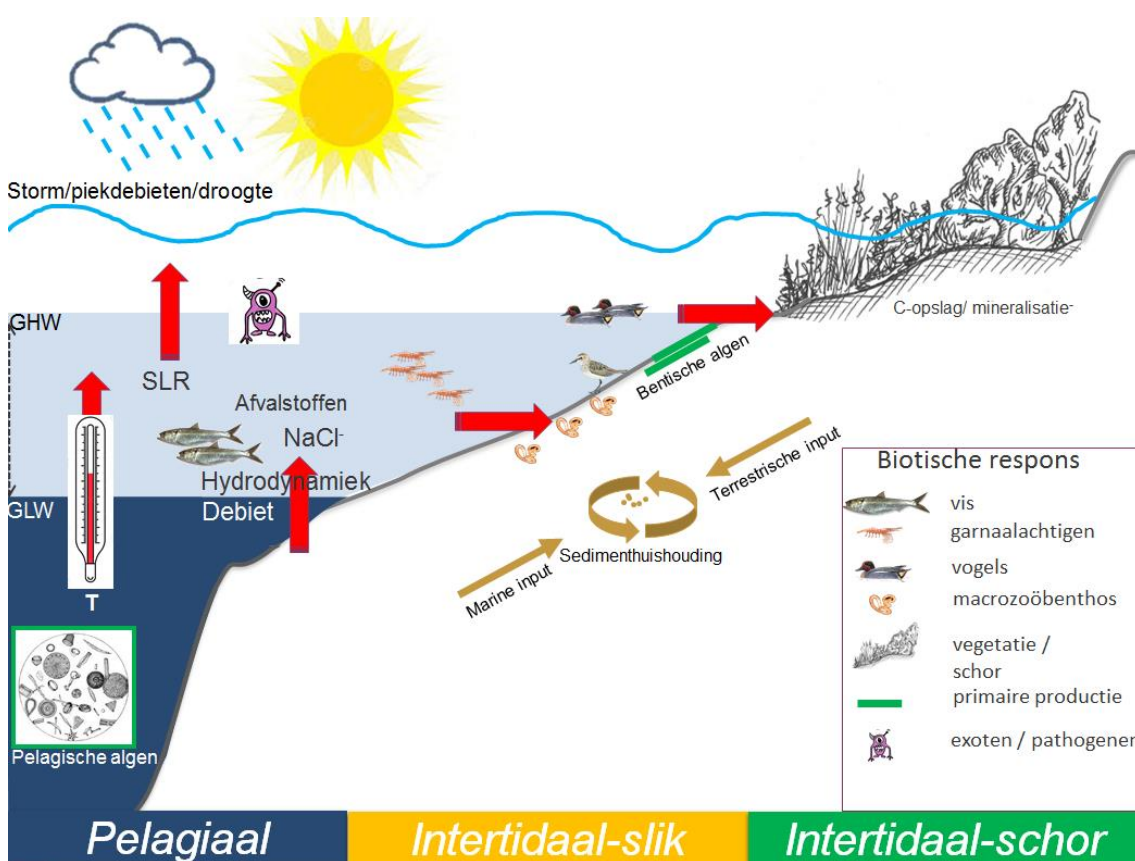
aanbevelingen gedaan om de inrichtingsplannen van 8 specifieke gebieden klimaatrobuuster te maken.



Figuur 1-1. Schelde-estuarium met weergave van het studiegebied Zeeschelde van de grens met Nederland tot in Gent. Situering van de saliniteits- en OMESzones (genummerd).

2 Effecten van klimaatverandering op het Schelde-estuarium

Hieronder wordt op een niet-exhaustieve wijze de impact van klimaatverandering beschreven voor het Schelde-estuarium. Het overzicht gepresenteerd in Van der Aa et al. (2015) wordt aangevuld met literatuur en trends momenteel al zichtbaar in het systeem o.a. op basis van de toestandsevaluatie van het Schelde-estuarium (Depreiter et al., 2013; Barneveld et al., 2018). We gaan voor deze studie dieper in op de habitats en biotische responsen die zich kunnen voordoen (Figuur 2-1). Aanvullend worden (de reeds) verworven inzichten van de klimaatscenario's uit het Integraal Plan Boven-Zeeschelde (IMDC et al., 2014) toegelicht.



Figuur 2-1. Conceptueel schema van de fysische effecten van klimaatverandering met abiotische en biotische receptoren. In een dwarssectie van de estuariene oever worden de voornaamste effecten in het water (pelagiaal), op de slikken en de schorren getoond. Rode pijlen zijn fysische effecten van klimaatverandering: SLR = sea level rise – zeespiegelstijging; T = temperatuurstijging; Debietswijzigingen/Hydrodynamiek toename in geul en met effecten op de oevers. Abiotische effecten op waterkwaliteit (NaCl : saliniteit; afvalstoffen zoals nutriënten en toxische stoffen), sedimenthuishouding en C-keten. Verwachte biotische effecten op de habitats, primaire productie, fauna (vis, garnalen, bodemdieren, vegetatie, exoten en pathogenen).

2.1 Fysische effecten van klimaatverandering - drivers

2.1.1 Temperatuurstijging

Er is overvloedig bewijs dat de lucht- en oppervlakkige zeewater temperatuur stijgen. De temperatuur van het zeewater stijgt sinds de jaren '70 van de vorige eeuw globaal met een snelheid van 0.11°C per tien jaar (IPCC, 2018). Door het ondiepe en geïsoleerde karakter van de Noordzee is het de verwachting dat de Noordzee relatief meer zal opwarmen dan de oceaan, met prognoses tegen het einde van deze eeuw van 1-3°C (Schrum et al., 2016). De Noordzee is de voorbije halve eeuw met 1,7°C opgewarmd, twee keer zo snel als het wereldgemiddelde voor oceanen en zeeën (Seys et al., 2019). Ook wordt een hogere rivierwatertemperatuur verwacht, nauw gecorreleerd aan de atmosferische temperaturen (Whitehead et al., 2009).

2.1.2 Zeespiegelstijging en verandering getijkarakteristieken

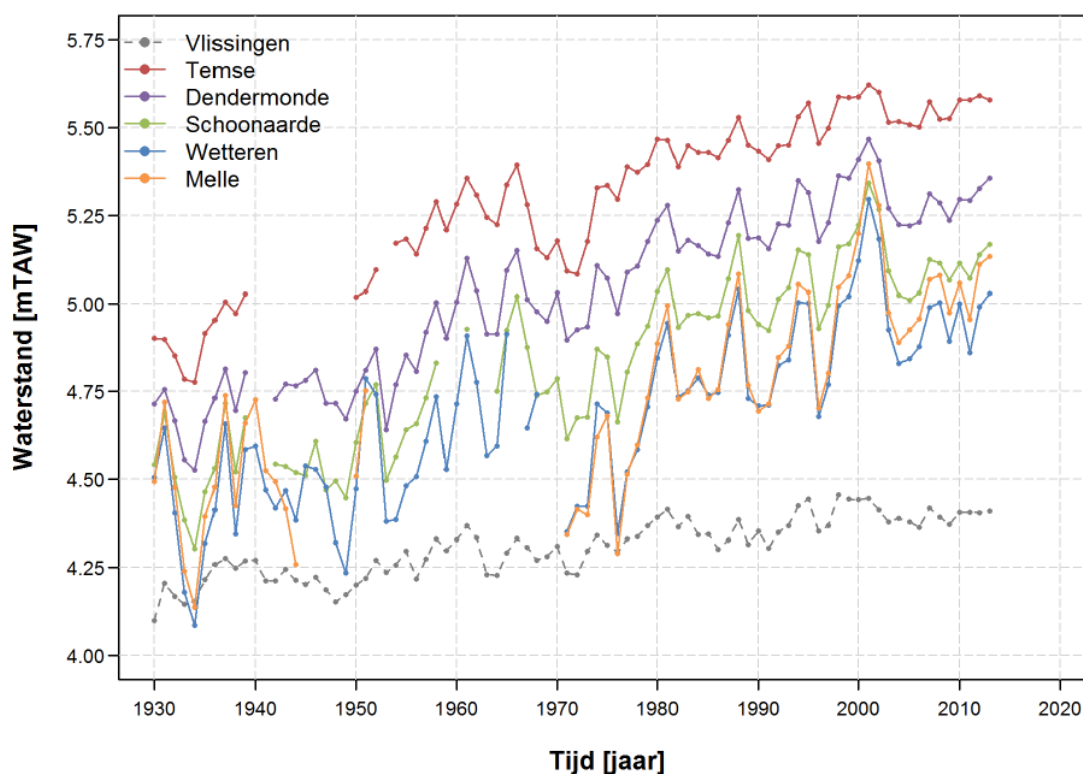
Het zeeniveau in Oostende is sinds 1927 met gemiddeld 1,69 mm/jaar gestegen, wat overeenkomt met het mondiale gemiddelde (Willems et al., 2009). Dit geeft een gemiddelde stijging van ongeveer 15 cm voor de hoogwaters over de voorbije 85 jaar (Verwaest et al., 2005, cf. ook resultaten T2015 bepaling van trendmatige stijging hoogwaters nabij de monding, Figuur 2-3 (Barneveld et al., 2018)). De huidige scenario's in de monding van de Schelde tussen het jaar 2000 en 2100 gaan uit van een zeespiegelstijging tussen 35 en 100 cm. De nieuwe projecties in KNMI'21 scenario's wijzen er echter op dat de zeespiegel meer kan stijgen (Haasnoot et al., 2018). Ook indien de doelen van het klimaatakkoord van Parijs – een temperatuurstijging van maximaal 2°C in deze eeuw – gehaald zullen worden. Dit is op basis van vernieuwde kennis o.a. betreffende versneld afsmelten van de ijskap in Antarctica. In deze extreme scenario's (Le Bars et al. 2017) verwacht men een stijging tot zelfs 2 meter in de monding in 2100. De golfbelasting op de kust, de zeekering en de dijken neemt in elk scenario beduidend toe door de toenemende waterdiepte en windsnelheden (Willems et al., 2009).

De getijkarakteristieken in de Zeeschelde, Rupel en Durme worden bepaald door het getij aan de afwaartse rand van het estuarium (i.e. ter hoogte van Vlissingen), de bovenafvoer aan de opwaartse rand, en de morfologie (geometrie van estuarium) (Vandenbruwaene et al., 2016). Historische wijzigingen in morfologische parameters (b.v. door rechttrekking, inpoldering, zandwinning, geulverdieping, ... Van Braeckel et al. 2012) hebben dan ook een belangrijk effect gehad op de evolutie van het getij. Veranderingen in het getij resulteren in veranderingen in de waterdynamiek, waaronder de overstromingsfrequentie, de overstromingsduur en de getijamplitude. Dit zijn stuk voor stuk sleutelfactoren voor het voorkomen van habitatten en soorten en voor het estuarien functioneren.

Beschouwen we de jaargemiddelde hoogwaters in de Boven-Zeeschelde, dan is er over de periode 1930 tot 2013 een min of meer constante toename in hoogwaterstanden. Deze toename is sterk vergelijkbaar voor de verschillende getijposten in de Boven-Zeeschelde (± 1 cm/jaar, zie Figuur 2-2; Figuur 2-3) en is als gevolg van de wijzigende convergentie en demping van het estuarium duidelijk hoger dan de hoogwater toename (zeespiegelstijging) aan de afwaartse rand (enkele mm/jaar ter hoogte van Vlissingen). Eenduidige effecten van morfologische veranderingen (verdieping) in het estuarium zijn moeilijk te bewijzen met data-analyse omdat historische hoogtemetingen (en betrouwbare bathymetrie) ontbreken. En

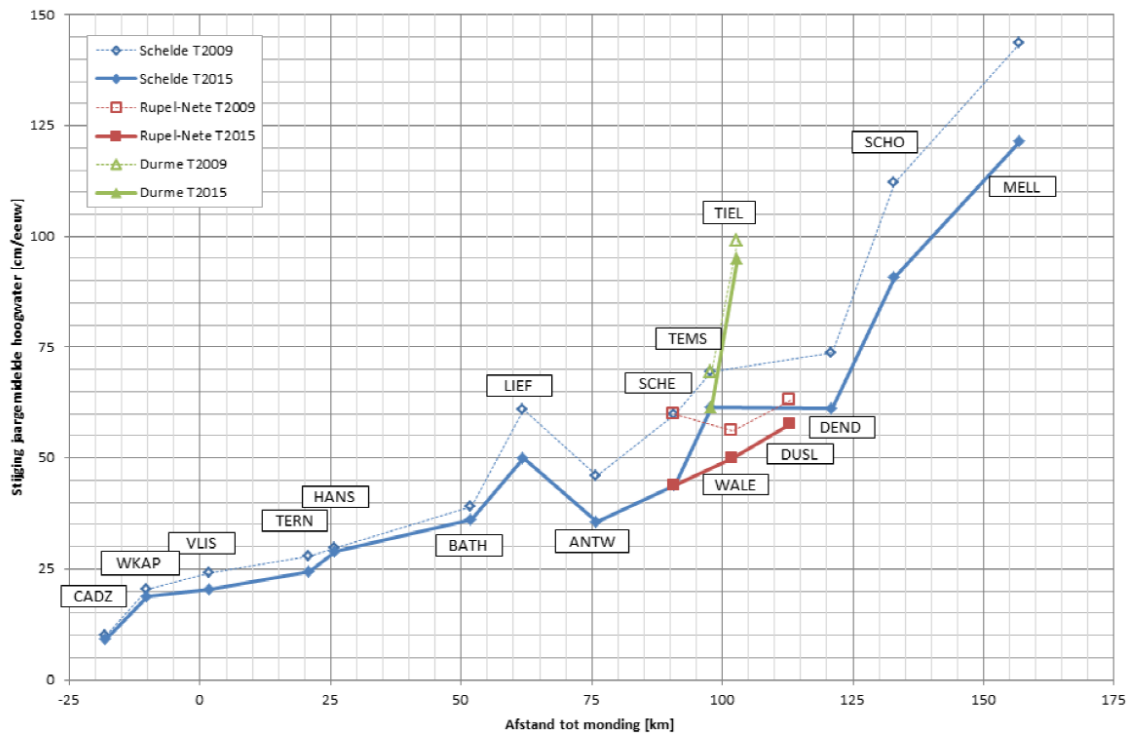
omdat effecten van inpolderingen, rechtekkingen en verruiming interageren met elkaar en met de zeespiegelstijging. Modelmatig is er wel een verband aantoonbaar tussen morfologische ingrepen en getij (Van Braeckel et al., 2012). Zichtbaar in de getijd-data is bijvoorbeeld wel de verdieping van de Boven-Zeeschelde tussen 1960 en 1980 die resulteerde in een toenemende getijamplitude vooral door verlaging van de laagwaters (Vandenbruwaene et al., 2016).

Smolders et al. (2017) modelleerden het effect van zeespiegelstijging en de implementatie van het geactualiseerde Sigmaphan in combinatie met een vaargeulonderhoud (IMDC, 2014 - 'duurzame bathymetrie') (Figuur 2-4) op de hoogwaterstanden langs de Noordzeekust en in het Schelde-estuarium. Bij een zeespiegelstijging van ongeveer 40 cm nemen de hoogwaterstanden toe met ongeveer 40 cm in de Westerschelde. Stroomopwaarts, in de Zeeschelde, zien we door de uitvoering van het geactualiseerd Sigmaphan een daling van de hoogwaterstanden en een stijging van de laagwaterstanden (amplitude afname). De Zeeschelde met een operationeel geactualiseerd Sigmaphan lijkt hiermee in staat om getijveranderingen te mitigeren overeenkomstig met een klimaatscenario met een zeespiegelstijging van een tien à twintig centimeter². Systeemverkorting (sluis te Heusden), reflectie van het getij en verdieping van de ringvaart in Merelbeke resulteren echter in hogere hoogwaterstanden in het meest stroomopwaarts deel van de Zeeschelde.

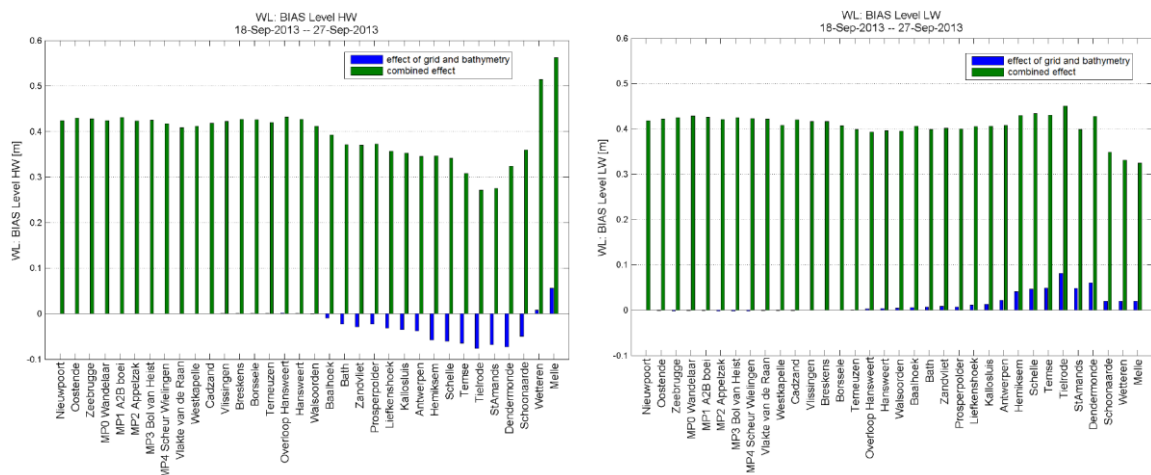


Figuur 2-2. Evolutie van het jaargemiddeld hoogwater voor de getijposten Temse, Dendermonde, Schoonaarde, Wetteren en Melle (Boven-Zeeschelde) en Vlissingen (Westerschelde) (Vandenbruwaene et al., 2016).

² Het gegarandeerde veiligheidsniveau is veel hoger door dijkverhogingen en overstromingsgebieden



Figuur 2-3. Trendmatige stijging van de jaargemiddelde hoogwaters (sinds 1901) in de belangrijkste meetstations in het Schelde-estuarium. Stippellijnen: modelresultaat op basis van data tot 2009. Volle lijnen: modelresultaat op basis van data tot 2015. Omdat er in de periode 2009-2015 relatief veel jaren waren met weinig debiet en/of minder windopzet is de prognose in waterstandstijging (cm per eeuw) afgenomen tussen 2009-2015. (Barneveld et al., 2018 -T2015 analysesresultaten).



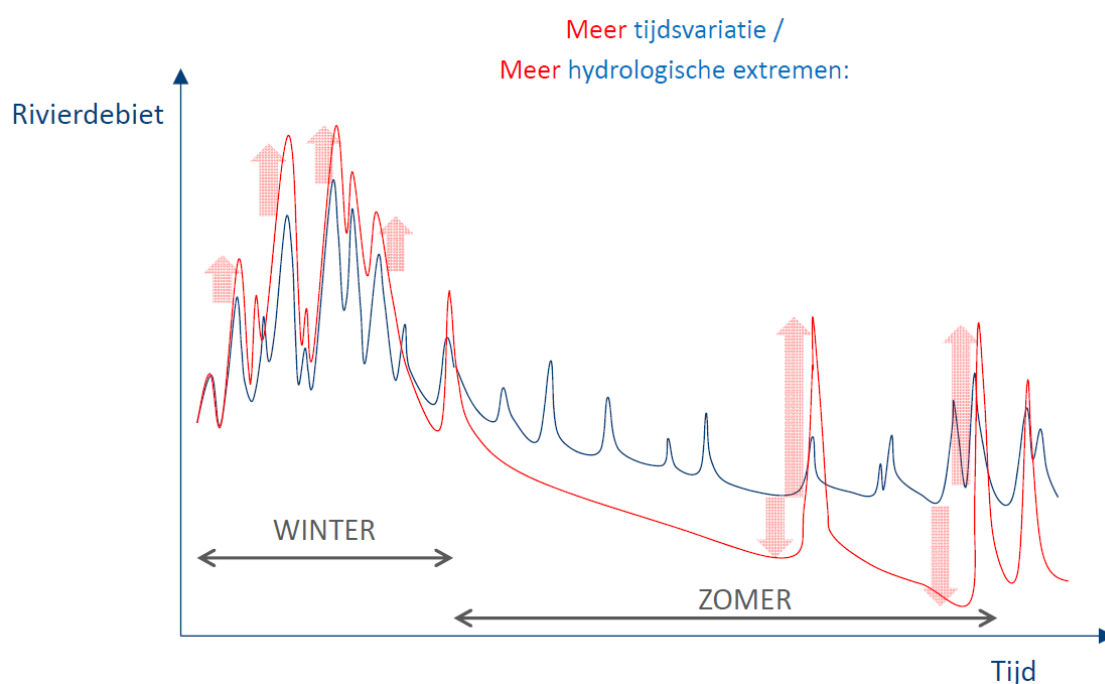
Figuur 2-4. Effect (m) van de implementatie van geactualiseerde Sigmaplan en vaargeulonderhoud (duurzame bathymetrie) op waterstanden (blauw) en het gecombineerd effect met een zeespiegelstijging van 40 cm (Scaldis_2050_RVV2013plus40) (groen) op de hoog (links)- en laagwaterstanden (rechts) ten opzichte van de situatie in 2013. Effect van Noordzeekust (monding) naar Melle (Smolders et al. 2017).

Net zoals aan de kust vergroot ook de erosieve kracht van het water op de oevers en dijken door toegenomen waterstanden, getijslag, vloedvolume en stroomsnelheden. De randvoorwaarden voor het ontwerpen van het geactualiseerde Sigmaplan, dat de Scheldevallei

beschermde tegen overstromingen vanuit de zee, gaan uit van een stijging van hoogwaters met 90 cm en laagwaters met 55 cm tegen 2100 (Couderé et al., 2005). Het toegenomen vloedvolume brengt ook verder landwaartse zoutindringing en verzilting met zich mee.

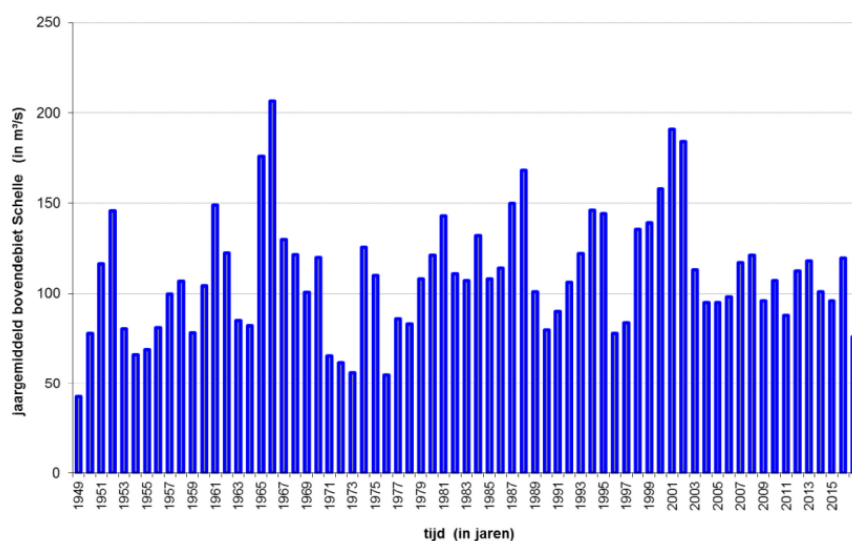
2.1.3 Neerslag en extreme events en ontwikkeling rivierdebieten

Hoewel de variatie in de verschillende klimaatscenario's groot is (Van der Aa et al., 2015; Willems et al., 2009) is de meest waarschijnlijke respons van de bovendebieten geschetst in Figuur 2-5. Verlaagde neerslag en verhoogde evapotranspiratie kunnen resulteren in verlaagde debieten vooral in de zomerperiode. In Vlaanderen kunnen tijdens droge zomers de laagste rivierdebieten met meer dan 50% dalen (gemiddeld 20% in het minst ongunstige scenario, gemiddeld 70% in het meest ongunstige scenario) (Willems et al., 2009).



Figuur 2-5. Schematische weergave van verwachte veranderingen in rivierdebieten in de komende decennia (rood) als gevolg van meer variatie doorheen het jaar en meer hydrologische extremen (figuur naar Willems, 2014).

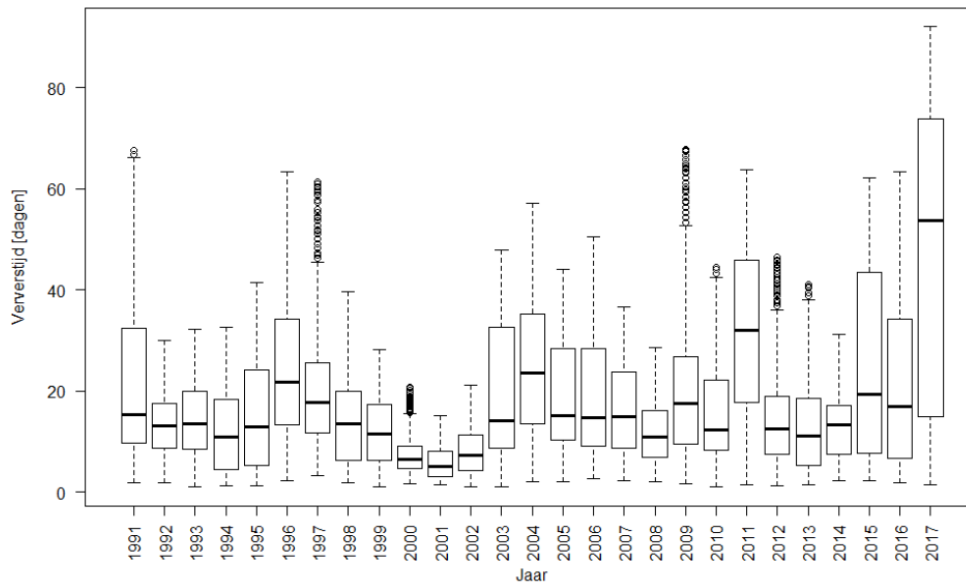
Hierdoor kan de kans op watertekorten voor mens, scheepvaart, landbouw en natuur sterk toenemen. Historisch lage debieten werden o.a. gemeten in 1949, 1971-1973, 1976 en recent in 2017-2018 (data nog niet gepubliceerd) in twee opeenvolgende zomers (Figuur 2-6) (Vandenbruwaene et al., 2018).



Figuur 2-6. Jaargemiddeld debiet te Schelle over de periode 1947-2017 (Vandenbruwaene et al., 2018).

Verhoogde neerslagpieken zullen dan weer verhoogde debieten met een verhoogd overstromingsgevaar tot gevolg hebben. Doordat er gedurende het winterhalfjaar meer neerslag zal vallen en gedurende het zomerhalfjaar minder, kunnen mogelijk verhoudingsgewijs in onze rivieren meer overstromingen voorkomen gedurende het winterhalfjaar. De variatie in waterstanden zal toenemen in de tijd (Figuur 2-5). Eén belangrijke, afgeleide getijvariabele is de ververs- of verblijftijd van het water in een bepaalde sectie van de rivier. Het effect van de droogteperiode in 2017 op de ververstijd van de volledige Boven-Zeeschelde wordt getoond in Figuur 2-7. Een langere ververstijd heeft enerzijds het effect dat er meer productie kan zijn in het systeem alvorens de planktonische organismen uitgespoeld worden naar de zoutere ecozones. Anderzijds is er, bij langdurige droogte, kans op toenemende turbiditeit door tidal pumping³ van slibdeeltjes, met een tegengesteld effect op de primaire productiviteit door verminderde lichtbeschikbaarheid in de waterkolom (Van Damme et al., 2009). Een lage bovenafvoer brengt ook verdere stroomopwaartse vloedynamiek met erosie op voorheen luwere slikken (Van Ryckegem et al., 2018), zoutindringing en verzilting met zich mee (zie paragraaf waterkwaliteit 2.2.3).

³ Door hogere stroomsnelheden bij vloed, en hogere concentratie nabij de bodem van slib (en zout in de brakke delen) en in relatie tot sterkere oppervlakkige stroming gedurende eb kunnen bijvoorbeeld slibdeeltjes stroomopwaarts gepompt worden niet tegenstaande het netto afwaarts watertransport.



Figuur 2-7. Ververstijd van de Boven-Zeeschelde (Gent tot Rupelmonding) 1991-2017 (Vandenbruwaene et al., 2018).

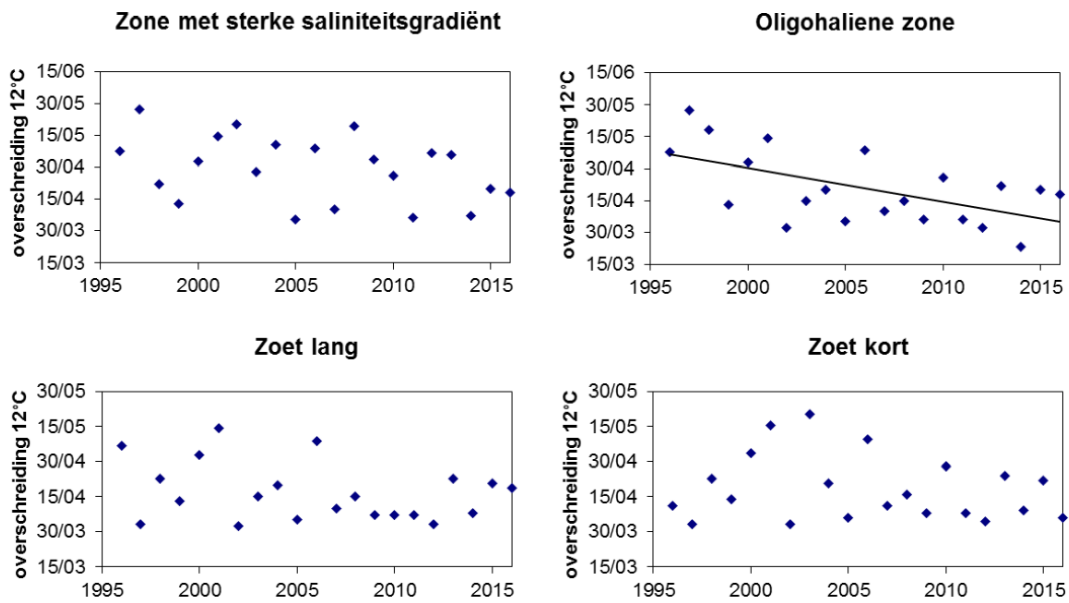
2.2 Abiotische effecten van klimaatverandering in estuaria

De fysische gevolgen van klimaatverandering, zoals temperatuurveranderingen, veranderingen in waterstanden en waterdynamiek, leiden op hun beurt tot complexe veranderingen in chemische en biologische parameters, kortom in het volledige ecologisch functioneren van het Schelde-estuarium.

2.2.1 Watertemperatuur

In het Schelde-estuarium is er vooralsnog geen aantoonbare algemene temperatuurstijging zichtbaar (VNSC, 2018). De grote jaar-op-jaar variatie en de ruimtelijke heterogeniteit maskeren mogelijke langjarige trends in de beschikbare datasets. De datum waarop de watertemperatuur in Vlissingen 12°C overschrijdt, is de laatste jaren wel steeds vroeger op het jaar (Depreiter et al., 2013). In de oligohaliene zone is er een significante ($p < 0.01$) vervroeging (1 maand!) van het moment waarop de watertemperatuur 12°C overschrijdt (Maris & Meire, 2017). Dit zou gerelateerd kunnen zijn aan een opwarming van het water afkomstig uit het Netebekken. Deze snellere opwarming heeft effecten op de fenologie van b.v. trekvissoorten zoals fint, rivierprik, glasaal,... (Stevens et al., 2009) en kan mee liggen aan het eerder of verder optrekken van exotische soorten zoals de Chinese wolhandkrab. Het effect kan echter verschillen tussen de verschillende (vis)soorten, aangezien voortplanting bij sommige soorten eerder getriggerd wordt door het lengen van de dagen dan door temperatuur. Dit kan resulteren in verstoring van de trofische interacties door een 'mismatch' tussen begrazer of predator en voedselbron (Renner & Zohner, 2018).

Lokaal worden de watertemperaturen beïnvloed door waterlozingen met warm water (o.a. Doel, kerncentrale). Deze puntlozingen versterken lokaal de temperatuurstoename.



Figuur 2-8: Dag van overschrijden van een watertemperatuur van 12°C in de verschillende saliniteitszones (1995-2015), op basis van periodieke staalname (Maris & Meire, 2017). Voor een situering van de saliniteitszones zie Figuur 1-1.

Hogere temperaturen zullen een snellere mineralisatie van organisch materiaal veroorzaken, zowel in het watersysteem zelf als in de (semi-) terrestrische omgeving, waardoor de aanvoer van opgeloste en particuliere organische stof verhoogt. Het aanjagen van fysiologische processen versnelt ook de biologische opbouw van organische stof; de cyclus wordt dus versneld. De zuurstofvraag verloopt navenant, waardoor zuurstofgehalten kunnen dalen; bovendien is er minder zuurstof beschikbaar in warmer water. Voorlopig is niet duidelijk of er in de Zeeschelde effecten zijn op de planktonpopulaties (Maris & Meire, 2017).

2.2.2 Hydrodynamiek

De zeespiegelstijging zal grotere watervolumes het estuarium instuwen (zie boven). Doordat in de Zeeschelde hoogwaters sneller en laagwaters trager stijgen dan de gemiddelde zeespiegel, neemt ook de getijslag (het verschil tussen hoog en laag tij) toe. Hierdoor kunnen de vloeddominantie en de stroomsnelheid tijdens vloed toenemen. Anderzijds zorgen de grote variaties in rivierdebieten voor grotere variaties en ook hoge pieken in de hydrodynamiek tijdens eb (Robins et al., 2014). Deze hydrodynamiek zal effecten hebben op de morfologische ontwikkeling van de habitats, op de waterkwaliteit en als directe en indirecte milieudruk op de biota.

2.2.3 Sediment transport en morfologie

De onderwaterbodem kan eroderen of sedimenteren onder invloed van verandering in hydrodynamiek. De slikken en platen eroderen of sedimenteren door wijzigingen in hydrodynamiek, sediment toevoer in het systeem, golfwerking (wind en scheepsgolven) en

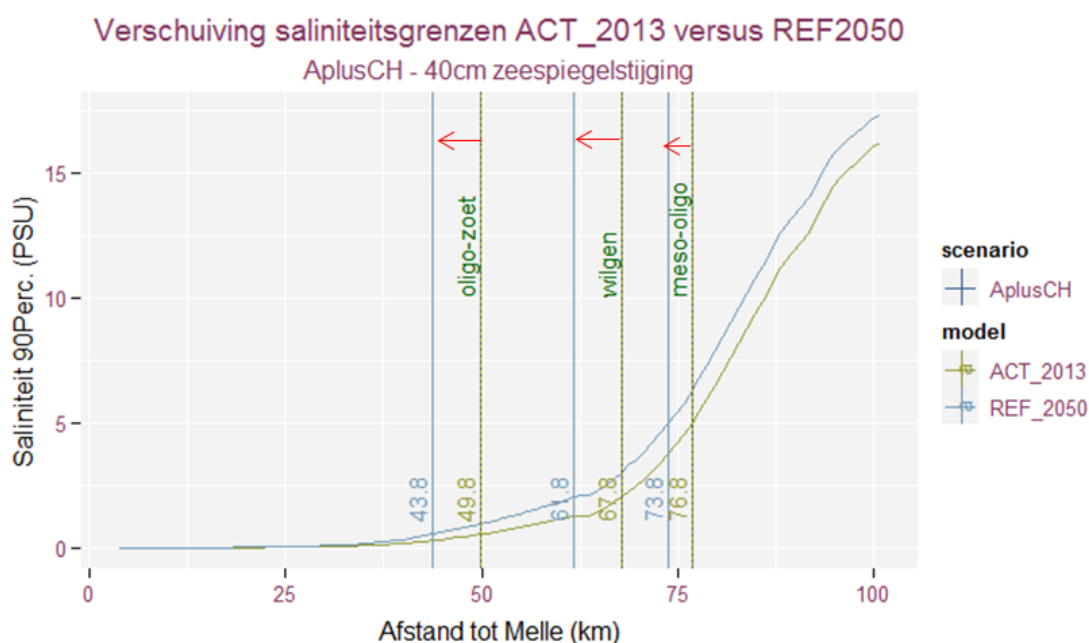
meer uitgesproken neerslagpieken. Algemeen verwachten we een toename van deze milieudrukken wat zal leiden tot een toenemende bodemschuifspanning waardoor de hoeveelheid sediment in suspensie wellicht hoger zal worden (Vanoverbeke et al., 2019a). De verminderde lichtindringing in het water als gevolg van de turbiditeit heeft waarschijnlijk gevolgen voor de primaire productie terwijl turbiditeit bijkomende fysiologische stress veroorzaakt voor allerlei soorten (filtervoeders, (vis)larven,...) (Van Damme et al., 2009; Stevens et al., 2009; Van den Bergh et al., 2018; Van Ryckegem & Soors, 2018).

Een toename van hevigere regenbuien voorafgegaan door lange droogteperiodes kan leiden tot verhoogde erosie van bodems in het Scheldebekken en dus verhoging van sediment input in het estuarium.

2.2.4 Waterkwaliteit

2.2.4.1 Saliniteit

Er kunnen verschuivingen in het zoutgehalte van het water optreden (Figuur 2-9) die leiden tot veranderingen in de biochemische processen, slibdynamiek, de ligging van het turbiditeitsmaximum en de soortendiversiteit. Zo verschuift bijvoorbeeld de tolerantiegrens voor wilgengroei (Figuur 2-9, Vanoverbeke et al., 2019a). De huidige OMESdataset voor saliniteit wordt gekarakteriseerd door een sterke seizoenale en jaar-op-jaar variatie. Er is op dit moment (nog) geen duidelijke verzilting aantoonbaar in de lange termijn dataset (VNSC, 2018). Droge zomers – een verwacht effect van toekomstige klimaatverandering, b.v. recent 2017-2018 (zie 2.1.3) – zorgen wel voor het merkbaar verder doordringen van zout in de zoete delen van het estuarium (UA – OMES data – Maris & Meire, 2017) en zullen bovendien aanleiding geven tot grotere seizoenale variatie. Tenslotte kan, b.v. als gevolg van een toenemende getijslag, ook de korte termijn variatie binnen 1 getijcyclus (zoutstress) toenemen.



Figuur 2-9. De gemodelleerde 90% percentiel saliniteit voor de actuele situatie (2013 - groen) en een toekomstige situatie (2050 - blauw) met een klimaatscenario met 40cm zeespiegelstijging. De verticale lijnen tonen de saliniteitsgrenzen (0.5

PSU, 5 PSU) en de tolerantiegrens voor wilgengroei (2 PSU) met verschuiving tussen de huidige situatie (groen) en de toekomstige situatie (blauw) (Vanoverbeke et al., 2019a).

2.2.4.2 Nutriënten en toxische stoffen

Opwarming en gewijzigde neerslagpatronen tezamen beïnvloeden naast mineralisatie en nutriëntfluxen ook de werking, distributie, bioaccumulatie en eventuele afbraak van toxische stoffen. Het eindresultaat hiervan is moeilijk te bepalen en sterk afhankelijk van de plaatselijke omstandigheden. Volgens Bloomfield et al. (2006) zou wijziging van het landgebruik onder impuls van klimaatverandering mogelijk meer bepalend zijn voor de belasting, bijvoorbeeld met pesticiden, dan de directe gevolgen.

Toenemende piekdebieten kunnen tijdelijk resulteren in lagere concentraties aan nutriënten in de rivier en het estuarium door verdunning, maar leiden uiteindelijk tot hogere totale nutriëntflux naar de zee (Struyf et al., 2004). Dit nutriëntenconcentratieverlagend effect van piekdebieten staat tegenover een verwachte toename van nutriëntenconcentratie bij lage debieten tijdens de zomer, hoewel de nutriënten aanvoer lager is (Robins et al., 2014). De variatie in beschikbare nutriënten kan dus toenemen en leiden tot periodes van eutrofiëring.

Vooraf tijdens de zomer, na periodes van droogte, zijn piekdebieten waarschijnlijk minder verdund in het estuarium. Algemeen kunnen de geleidelijke toename van het aantal riooloverstromingen (overstorten) van ongezuiverd afvalwater en uitstroom van nitraat, fosfaat en pesticiden uit het bekken zorgen voor een toenemende concentratie met negatieve gevolgen voor de waterkwaliteit (o.a. toenemende biologische zuurstofvraag). Het aandeel van RWZI-effluent in de afvoer van waterlopen neemt toe, vooral in regenrivieren zoals de Schelde die slechts in beperkte mate door lokaal grondwater worden gevoed (Mertens & Van Ryckegem, 2018). Verhoogde nutriëntbeschikbaarheid kan leiden tot oppervlakkiger worteling van vegetatie, waardoor deze erosiegevoeliger kunnen worden (Deegan et al., 2012) – een versterkend effect op het klimaatgevoeliger worden van de schorren bij huidige klimaatscenario's.

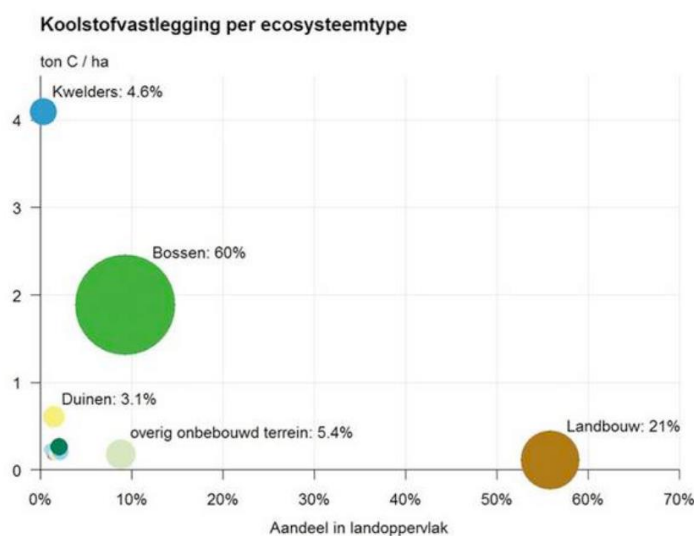
2.2.4.3 Turbiditeit

De zeespiegelstijging zal vermoedelijk resulteren in een verhoging van de hoeveelheid sediment in suspensie (zie boven), een verdere zoutindringing en het opschuiven van het turbiditeitsmaximum stroomopwaarts. De verwachting is dat de verblijftijd gemiddeld zal toenemen (zie boven ontwikkeling rivierdebieten). Dat kan tot extra belasting door toxische stoffen en eutrofiëring leiden (zie hiervoor) maar ook tot verschuivingen en/of versterken van het turbiditeitsmaximum. Lage debieten, zoals die in 2017 en 2018 voorkwamen, resulteren in verhoogde SPM ('*Suspended Particulate Matter*') concentraties in de meest stroomopwaartse zoete zone met korte verblijftijd. De concentratie zwevende stof is duidelijk omgekeerd gecorreleerd met debiet: hoge zwevende stof concentraties bij lage debieten (Maris & Meire, 2017). Meer zwevende stof betekent een minder gunstig lichtklimaat met een negatieve invloed op de primaire productie (zie algen 2.3.2) waardoor ook gevolgen voor het volledige voedselweb niet ondenkbaar zijn. Maar ook kan een hoge concentratie SPM versterkte aanslibbing geven in de waterweg waardoor de hydraulische ruwheid van de waterbodembodem afneemt, wat de vloedindringing kan versterken. Daardoor wordt opnieuw meer sediment in

suspensie gebracht en stroomopwaarts het estuarium ingeduwd met mogelijk – uiteindelijk, als sneeuwbaaleffect– een verhoogd risico op hyperturbiditeit (Winterwerp, 2011). Recent onderzoek toont aan, dat het risico op een dergelijke systeemomslag klein is in de Zeeschelde (Dijkstra, 2019).

2.2.5 Koolstof

Estuariene ecosystemen behoren mondiaal tot de meest productieve ecosystemen (Weinstein & Kreeger, 1990; Mich & Gosselink, 2000). Deze estuariene productie is gevoed door een allochtone koolstof- en nutriëntinput uit het bekken (Maris & Meire, 2017). Het grootste deel wordt intern afgebroken door microbiële processen (omgezet in koolstofdioxide (CO₂) of methaan (CH₄)) en deels afgevoerd naar de zee (Hellings et al., 1999; Cai, 2011). Een deel wordt echter ook opgeslagen in de (diepere) anoxische sedimenten (Soetaert & Herman, 1995; Middelburg et al., 1996; Andrews et al., 2006; Van de Broek et al., 2018). Hier wordt vaak naar gerefereerd onder de term ‘blue carbon’ (Duarte et al., 2013). In Nederland berekende het Centraal Bureau voor Statistiek samen met Wageningen University de jaarlijkse koolstofvastlegging per ecosysteemtype (Figuur 2-10). Schorren (kwelders) leggen volgens deze methode jaarlijks per eenheid oppervlakte meer koolstof vast in vergelijking met bos (CBS, 2017).



Figuur 2-10. Koolstofvastlegging per ecosysteemtype in Nederland situatie 2013 (ton C/ha) uitgezet tegen het landoppervlakte (CBS, 2017). De grootte van de bollen is recht evenredig met het aandeel in de totale vastlegging.

De schattingen zijn echter sterk uiteenlopend in de literatuur. In een vergelijkbaar estuarium, de Humber, werd de koolstofopslag in de sedimenten geschat op 0.16ton C ha⁻¹ jaar⁻¹ (Andrews et al., 2006). Een recente studie uitgevoerd door Van de Broek et al. (2018) in het Schelde estuarium schat de totale organische koolstofstock voor zoetwaterschorren rond de 19kg/m² in de bovenste 60cm. De studie toont verder ook aan dat de hoge primaire productie in belangrijke mate snel afgebroken wordt net voor of in de topsedimentlagen (over tijdsschaal tot enkele 10-tallen jaren). Een grote fractie van koolstof in de topsedimenten is allochtoon-terrestrisch (in het bekken geproduceerd) moeilijk afbreekbare, (soms honderden tot duizenden jaar) oude koolstof. Deze fractie oude koolstof bleek groter in de brakke schorren dan in het zoetwatergetijdengebied. De studie toont aan dat de bijdrage van de zoute en

brakke schorren en slikken aan het effectief onttrekken van CO₂ aan de atmosfeer door het begraven van nieuwe – lokaal geproduceerde koolstof (biomassa) in de sedimenten overschat is. Voor de zoetwaterschorren is deze onttrekking wel nog substantieel. Deze laatste dragen door bosvorming (meer bepaald wilgenvloedbos) ook op deze manier bij tot langdurige C-opslag.

Naast deze koolstofsink zijn estuaria een bron van methaan. Naar schatting stoten estuaria ongeveer 9% uit van de jaarlijks globale mariene methaanemmissie. De opgeloste concentratie aan methaan in water neemt af met toenemende saliniteit, om nabij de monding opnieuw toe te nemen (Middelburg et al., 2002). Vooral de slikken en krekken (en in het bijzonder de zoetwaterslikken) zijn een bron van methaan (Middelburg et al. 1996, 2002). In welke mate de verhouding CO₂/CH₄ en productie van CO₂ en CH₄ veranderde met de verbeterde waterkwaliteit (in het water en op de slikken) en hoe deze uitstoot zich verhoudt tegenover andere ecosystemen in Vlaanderen kon niet teruggevonden worden in de recente literatuur. Het Schelde-estuarium zorgt dus enerzijds voor koolstof (CO₂) onttrekking, waardoor het een mitigerende functie heeft op de klimaatverandering, anderzijds draagt het bij aan de klimaatverandering door de uitstoot van methaan.

Klimaatverandering kan effect hebben op de groei en productiviteit van estuariene systemen (verhogen van de productie o.a. door temperatuurverhoging, verhoogde nutriëntinput) (zie boven). De effectiviteit van de koolstofopslag kan afnemen door bijvoorbeeld het versnellen van het afbraakproces (Mueller et al., 2018) of eeuwenoud begraven “blue carbon” kan vrijkomen door veranderd landgebruik, eroderen of sterkere drainage van de habitats (mineraliseren van oude veenlagen in schorren en slikken) (Pendelton et al., 2012; Alonso et al., 2012).

2.3 Responsen van habitats en soorten in estuaria

De fysische effecten van klimaatveranderingen en de abiotsche gevolgen veranderen het leefgebied en beïnvloeden de biodiversiteit en zodoende het voedselweb en het ecologisch functioneren.

2.3.1 Habitats (slikken en schorren)

Estuaria zijn dynamische omgevingen, waarin zich specifieke habitats ontwikkelen naargelang het zoutgehalte, het overstromingsregime, de sedimentsamenstelling en de hydrodynamische krachten. Veranderingen in de zeespiegel zullen leiden tot verschuivingen langs de rivier en veranderingen in de oppervlakte en/of het verdwijnen van typische habitats, met wijzigingen in de omvang en stabiliteit van het leefgebied voor soorten tot gevolg (Robins et al., 2016). Dit kan zowel leiden tot risico's als tot nieuwe kansen voor habitats, naargelang de leefgebieden kunnen migreren naar een nieuwe positie en/of de capaciteit bezitten om verhoogde hydrodynamische krachten te weerstaan. Als natuurlijk gevolg van hogere waterstanden zouden slikken en schorren verder landwaarts (dus van de rivier weg) migreren. Deze migratie kan verhinderd worden door de plaatselijke topografie, maar vooral door de aanwezige oeververdedigingsstructuren (dijken) en andere antropogene structuren. Dit fenomeen wordt in de literatuur beschreven als ‘Coastal squeeze’ (Pontee, 2013).

Anderzijds fungeren die schorren zelf als natuurlijke verdediging en bieden ze bescherming tegen de stijgende zeespiegel en/of extreme waterstanden (Temmerman et al., 2013). Aangezien de zeespiegelstijging een geleidelijk en gestaag proces is, hebben slikken en schorren de tijd om mee te groeien met de algemene zeespiegelstijging, op voorwaarde dat het sedimentgehalte van het water voldoende hoog is. Onder de huidige sedimentconcentraties is het de voorspelling dat de slikken en schorren in de Zeeschelde kunnen meegroeien met de verhoging van het hoogwater. In de Westerschelde met lagere concentraties is het sedimentbeheer wel een aandachtspunt. Indien de sedimentbeschikbaarheid zou dalen, kan er een probleem optreden met het meegroeien van de oevers met het stijgend hoog water (Temmerman et al. 2004; Kirwan et al., 2010).

Extreme waterstanden en –stromingen, de zogenaamde ‘catastrophic events’, kunnen dan weer de habitats (in het bijzonder de schorren) wegslaan en de successie terugzetten. Dergelijke extreme stormcondities kunnen in de toekomst meer gaan voorkomen (zie 2.1.3). Met de toenemende abiotische druk (zie 2.2) kan men echter verwachten dat de nieuwe evenwichtssituatie zich in principe verder landwaarts zal ontwikkelen, maar dat door de aanwezige dijken etc. de slikken en schorren samengedrukt worden tegen de dijken (zullen versmallen) en op den duur zelfs geheel zullen kunnen verdwijnen als er onvoldoende ruimte is langs de dijk.

Het rechtstreekse gevolg van de zeespiegelstijging is een verandering van getijregime, dé belangrijkste habitatdriver op slikken en schorren. Getijregime bepaalt immers de hoog- en laagwaterstanden, de kracht van de stroming en de daaraan gebonden sedimentverplaatsingen. Deze beïnvloeden op elke locatie de overstromingsdynamiek en de sedimentsamenstelling, die op hun beurt de vestigingskansen voor dieren en planten bepalen. Eens gevestigd, sturen deze op zich de dynamische processen verder mee aan. Diatomeeën consolideren het toplaagje van het sediment, bodemdieren houden het sediment in beweging, planten houden het sediment vast en werken zo mee aan plaatselijke ophogingen en creëren vestigingskansen voor andere soorten... . Maar ook ingrepen in de morfologie van kust en estuaria hebben invloed op de waterstanden en andere habitatvormende processen (Chust et al., 2009; Van Braeckel et al., 2012). In estuaria komt daar bovenop nog beïnvloeding van de zoutindringing (zie 2.2.4.1). Deze klimaateffecten zijn niet momentaan maar op gang gebrachte koerswijzigingen in de dynamiek die zich zeer geleidelijk kunnen manifesteren. In dit stochastisch geheel van menselijke ingrepen en veranderend klimaat is het moeilijk om éénduidige oorzaak-gevolgrelaties te leggen (Van der Aa et al., 2015).

2.3.1.1 Areaal van slikken en schorren

Theoretisch stelt men dat een toename van de getijslag de verticale reikwijdte van slikken en schorren uitbreidt (Van Braeckel et al., 2012; Vanoverbeke et al., 2019a). De werkelijke ontwikkeling van slikken en schorren ten gevolge van een toenemend getijverschil is echter ook nog afhankelijk van sediment, hydromorfodynamiek en topografie. Indien harde structuren (b.v. dijken) de zijdelingse uitbreiding van het areaal beperken (wat op de meeste plaatsen het geval is) wordt de intertidale gradiënt steiler en komt er nauwelijks habitat bij. In gebieden waar laterale uitbreiding verhinderd wordt, bepaalt het sedimentbudget en de sedimentatiemogelijkheid of estuariene habitats ‘verdrinken’ dan wel een steilere helling krijgen (Van der Aa et al., 2015; Kirwan et al., 2010).

2.3.1.2 Kwaliteit schorren- vegetatie

Voor de kwetsbaarheidsanalyse (zie hoofdstuk 4) en voor de bespreking van kwaliteitsveranderingen leggen we de focus op de schorren. Hoewel er ook kwaliteitsveranderingen te verwachten zijn in het slik- en waterhabitat (zie bespreking vis, garnaalachtigen en bodemdieren) zijn de schorren te beschouwen als de meest gevoelige zone voor klimaatimpact (Kirwan & Megonigal, 2013; Allen, 2000; van der Wal & Pye, 2004). De dispersiecapaciteit van de hogere planten en specifieke fauna van schorren is doorgaans lager dan voor de pelagische organismen en bodemdieren (Chust et al., 2013). Daardoor is de biodiversiteit op de schorren waarschijnlijk relatief meer beïnvloed door habitatveranderingen onder invloed van klimaat dan de slik en subtidale diversiteit. Ook de belasting door nutriënten heeft effecten op de vegetatiediversiteit en de weerstandsbiedende capaciteit van schorren (Deegan et al. 2012). Bovendien zijn semi-terrestrische vegetaties ook meer onderhevig aan de stijging van de gemiddelde luchttemperatuur die b.v. in schorren kan leiden tot wijzigingen in de vegetatiestructuur, en dan met name tot een groter overwicht van grassen ten opzichte van niet-grassen (Gedan & Bertness, 2009).

A. Erosie en ophoging veranderen de oeverhelling

Zoals hierboven conceptueel geschetst zal door *coastal squeeze* het algemeen oeverprofiel steiler worden. Na het proces van ophoging tot net boven de hoogwaterlijn is er van nature een dynamische slik-schor cyclus die zich inzet op het moment dat er een kritische helling wordt overschreden in de overgang van de gemiddelde laagwaterlijn naar de gemiddelde hoogwaterlijn (Van de Koppel et al., 2005). Deze kritische helling werd bepaald op 2.8% door Van de Koppel et al. (2005) in de Waddenzee en situeert zich tussen de 2.5% en 5% voor respectievelijk de Beneden- en Boven-Zeeschelde (Brys et al., 2005). Slikken en schorren beginnen lateraal te eroderen tot op een niveau dat de helling en dynamiek van het voorliggende slik opnieuw gunstig zijn voor vestiging van schorpieniersoorten. Deze pioniersoorten zorgen voor extra sedimentvang en initiëren nieuwe schorvorming. De vrijheid om deze zijdelingse ruimte in te nemen bepaalt in hoge mate de kwaliteit van de schorhabitat en de slikplaten en de volledigheid van aanwezige habitattypes in de verticale gradiënt. Bij beperking van de zijdelingse ruimte ontstaan, in de opeenvolging van laag slik tot hoog schor, kliffen en ontbreken de intermediaire habitats (pionier- en laag schor). Of als een schor tot aan de dijk erodeert voor er weer pioniersoorten kunnen vestigen, verdwijnt het schor helemaal. De zijdelingse ruimte die een natuurlijk slik-schorsysteem inneemt om dit dynamisch evenwicht te onderhouden – met de noodzaak van een flauwe helling in functie van stabiliteit- neemt toe met het tijverschil (en waterdynamiek) en de maximale diepte van de geul (Dronkers, 2005). Zonder zijdelingse uitbreidingsmogelijkheden zal de oeverhelling steeds steiler worden bij verder verdiepen, toenemende waterstanden en hogere dynamiek.

B. Erosie en beperkte ruimte beïnvloeden vorm van de habitats

Doordat schorgebieden meestal geprangd liggen tussen rivier en dijk, zijn ze vaak langgerekt van vorm, waardoor ze een grotere rand-oppervlakte ratio bezitten. De geomorfologische diversiteit binnen deze schorren is beperkter in vergelijking met bredere schorgebieden met een graduele laterale overgang wat zich eveneens in een lagere floristische soortendiversiteit kan weerspiegelen (Brys et al., 2005). Brede schorgebieden hebben ook veel meer

uitgesproken krekens die belangrijke gradiëntvormende elementen zijn in het schor onder andere voor sedimentatieprocessen (Reed et al. 1999; Thorne et al., 2015) en als toegangspoorten voor foeragerende pelagische soorten (Elliot et al. 1990). Onder invloed van de *coastal squeeze* neemt de laterale erosiedruk toe op de schorvegetaties. Hierdoor kunnen de schorvegetaties kleiner en smaller worden en treden er meer randeffecten op (b.v. verstoring). Het gevolg is dat de habitatheterogeniteit afneemt, aanwezige populaties kleiner worden en de stochastische kans op lokale extinctie groter is (Holt et al., 1999). De smallere zones met een hogere omtrek:oppervlakte ratio zijn gevoeliger voor toekomstige fragmentatie.

C. Fragmentatie

Doordat smalle schorgebieden onderhevig zijn aan sterke stochastische verstoringen, hebben populaties van zowel planten als dieren binnen deze systemen een verhoogde kans om lokaal uit te sterven, wat ze ook gevoeliger maakt voor isolatie-effecten. Men kan met andere woorden verwachten dat het effect van isolatie zich op termijn zal weerspiegelen in een afnemende soortendiversiteit (planten, vogels, arthropoda,...) binnen deze schorgebieden (Bornette et al. 1998; Brose, 2001; Herkert, 1994). De 'coastal-squeeze' effecten in het Schelde-estuarium verhogen de druk op de oeverhabitats en neigen tot het laten toenemen van de fragmentatie met verminderde connectiviteit tot gevolg.

Omwille van verschillen in onder andere verbreidings- en vestigingscapaciteit tussen soorten (Ouborg 1993, Egglestone et al., 1999) is het moeilijk om een veralgemening van fragmentatie-effecten te maken. Een belangrijk aspect verbonden met fragmentatie (of de tegenhanger: habitatcontinuïteit) is het beschikbaar zijn van het totale spectrum aan schorhabitats. De Zeeschelde vertoont langs zijn loop tal van gradiënten (getijslag, saliniteit, vloeddominatie, stroomsnelheden...) waardoor ook het type schor en zijn bewoners over de loop wijzigen. Bovendien kunnen deze gradiënten veranderen doorheen de tijd (bv. saliniteit) waardoor de omgevingscondities opschuiven langs de rivier. Fragmentatie is in die zin ook een goede (omgekeerde) maat voor algemene schordiversiteit: hoe meer het schorcontinuüm langsheen de loop verbrokken is, hoe minder variatie in schortypes er aanwezig is.

D. Overstromingsregime

Overstromingsregime (frequentie, duur en hoogte van overspoelen) van slikken en schorren en de gradiënten daarin zijn sterk bepalend voor het voorkomen van fauna en flora (b.v. Van Braeckel et al., 2008; Gyselings et al., 2011; Ysebaert et al., 2016; Elsen et al., 2019).

E. Effecten van vernatting en verdroging t.g.v. wijzigingen in grondwatertafel

De kwaliteit van schorren wordt niet alleen bepaald door de overstromingsdynamiek. Een belangrijke structuurbepalende factor is ook het drainagepatroon en de schakeringen daarin mede bepaald door bodemtype en krekenspatroon (Gyselings et al., 2011; Van Braeckel et al. 2008). Bij zich verder zettende verhoging van de schorren bij toenemende getijamplitude, kan de drainage van de schorren toenemen door een toenemend verhang tussen schor en laagwaterniveau. Zo verlaagt de grondwaterstand en zullen schorren verruigen. In de zoute en brakke schorren kunnen de schorren zo hoog komen te liggen dat er zich zoetwaterlenzen

kunnen opbouwen waardoor er verschuiving kan zijn naar plantengemeenschappen met minder halofyten.

2.3.2 Algen

Algengroei is verantwoordelijk voor de primaire productie in de Zeeschelde. Dit proces levert organisch materiaal en zuurstof in het water. Beide zijn sleutelfactoren voor het ecosysteemfunctioneren. De groei van algen en de soortensamenstelling (dominantie van groepen) kan verstoord worden via verschillende mechanismen door klimaatveranderingen.

Belasting van het systeem door afvalstoffen (2.2.4.2) dreigt toe te nemen, hierdoor kan het zuurstofverbruik door bacteriën stijgen en de zuurstofconcentratie dalen met grote gevolgen voor het voedselweb.

Het lichtklimaat kan ongunstiger worden door een hogere concentratie aan zwevende (sediment) deeltjes in het water (2.2.4.3) en door een diepere waterkolom (~zeespiegelstijging). Hierdoor verblijven de algen langer in het donker en daalt de productie (en de zuurstofinput in het water)(2.2.3).

Bij extreem hoge rivierafvoeren (2.1.3) hebben algen minder tijd om te groeien. De primaire productie neemt dan af. Bij extreem lage afvoeren hebben algen meer tijd om te groeien, maar het water wordt dan ook troebeler wat dan weer een negatief effect op de algenproductie heeft.

Een lage silicium beschikbaarheid kan ertoe leiden dat er relatief meer groenwieren komen ten opzichte van kiezelwieren. Die laatste groep wieren heeft dit nutriënt nodig om hun kiezel-skeletjes te maken. Bij uitbreiding kunnen deze groenwieren, blauwwieren en (vooral in zoutere milieus) Dinoflagellaten – plaagalgen – ongewenste bloeien veroorzaken (Van de Waal et al., 2015). Deze verschuiving naar groenwieren en plaagalgen is nadelig voor het voedselweb omdat ze minder gegeten worden (bv. door zoöplankton) en hun massale sterfte kan zuurstofdips veroorzaken of door de productie van gifstoffen sterft het waterleven af (2.3.7). Dit kan ernstige gevolgen hebben voor de schelpdieren (b.v. mossels), vissen en vogels (Landsberg, 2002).

Naast input vanuit het stroomgebied – waar de toenemende urbanisatie ook nadelige impact heeft op de silicium levering vanuit het bekken (Struyf et al., 2010) – leveren ook schorren biogeen silicium (Jacobs et al., 2008). Deze systeemeigen levering kan vooral van belang zijn bij lage bovendebieten. Reductie in schorhabitat (2.3.1.1) of een lagere overstromingsfrequentie kan aldus het systeem mogelijk klimaatkwetsbaarder maken.

2.3.3 Zoöplankton, garnaalachtigen (hyperbenthos) en vissen

De levenscyclus van veel estuariene soorten is gebaseerd op de waterstroming, getijperiode, specifieke thermische en waterkwaliteitseisen (vrnl. zuurstof en saliniteit). Veranderingen in deze variabelen door klimaatveranderingen (zie 2.2) kunnen dus effecten hebben op het succes van elke soort.

Bij het migreren van organismen in het estuarium wordt gebruik gemaakt van de stromingen. Voor verschillende soorten is aangetoond dat ze optrekken tijdens de vloedfase van het getij

en schuilen gedurende de eb fase (bv. Moksnes et al., 2014; Verhelst et al., 2018). Voldoende schuilmogelijkheden zijn hierbij van belang.

De larvale ontwikkelingssnelheid zal bij hogere watertemperaturen sneller verlopen (Gonzalez-Ortegon, 2014), terwijl variabiliteit in saliniteit zowel een toename als afname in ontwikkelingssnelheid kan geven, afhankelijk van de soort (Forward et al., 2001). Zo zal het roeipootkreeftje *Eurytemora affinis* zijn migratiepatroon aanpassen in respons tot verschuivingen in de zoet-zout overgang waarbij ook de toenemende watertemperatuur een rol speelt in de opwaartse migratie (Chaalali et al., 2013).

Een analyse op alle beschikbare fintdata van de Zeeschelde toont dat de eerste waarneming van fint in de Zeeschelde vastgesteld wordt wanneer de temperatuur eind april, begin mei boven de 10-11°C stijgt (Vanoverbeke et al., 2019b).

Ook voor vissen en garnaalachtigen is de grootte van de intergetijden gebieden van belang. Er is immers toenemend bewijs dat deze gebieden belangrijk zijn minstens gedurende een bepaalde levensfase (Van de Meutter et al., 2019; Elliot et al. 1990; Teichert et al., 2018). Een studie van visgemeenschappen in 24 estuaria toonde aan dat de talrijkheid van vissen sterk bepaald werd door de oppervlakte en fragmentatie van intertidaal gebied, zowel op het niveau van het estuarium als lokaal (Teichert et al. 2018). Op de lokale schaal was de nabijheid en verbondenheid van subtidale en intertidale gebieden een belangrijk factor die visdensiteiten verklaarde.

In de zoete en brakke zones van het estuarium heeft het bovendebiet (2.1.3) ook een belangrijke impact op het voorkomen van juveniele vis en garnaalachtigen. Door uitspoeling uit de rivierzone is het voorkomen negatief gecorreleerd met hoge bovenafvoer. Lagere afvoer verlengt de verblijftijd en initieel ook de abundantie van hyperbenthos. Over de langere termijn (lange droogteperiodes in voorgaand seizoen) is droogte echter negatief (De Neve et al., in prep.).

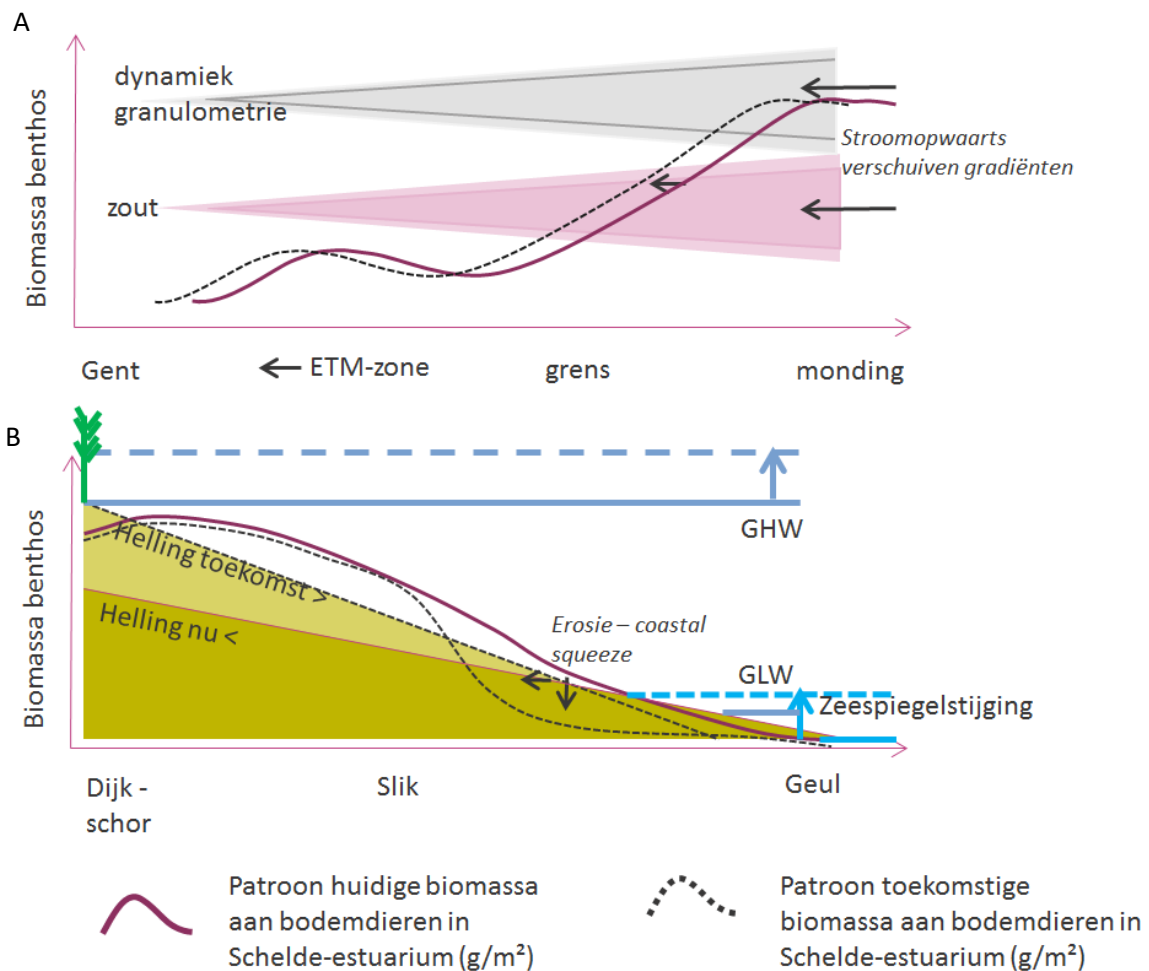
2.3.4 Bodemdieren (macrozoöbenthos)

Bodemdieren vormen een belangrijke schakel in het trofische voedselweb van de Zeeschelde (Van de Meutter et al., 2019). Hogere biomassa's en densiteiten van deze bodemdieren ontwikkelen zich in het subtidaal op zones met lagere stroomsnelheden en vooral in ondiepe zones (Van Braeckel et al., 2019 in prep.). In de intertidale zone is de benthosbiomassa hoger dan in de subtidale zone. In de intertidale zones zijn de hoogste densiteiten te vinden in luwe zones, op de middelhoge tot hoge slikken waar er afzetting is van fijne sedimenten en organische stof (Van Braeckel et al. 2019; Speybroeck et al., 2014; Heip et al., 1995; Van de Meutter et al., 2019). Deze fijnere sedimenten hebben een grotere oppervlakte-volume verhouding voor het accumuleren van organische stoffen en microbieel leven en vormen het ideale groeisubstraat voor wormen. Deze biomassa is op zijn beurt voedsel voor kleine garnaalachtigen, vissen en overwinterende watervogels in de Zeeschelde (Van Ryckegem et al., 2006; Van de Meutter et al., 2019). De afhankelijkheid van de bodemdieren als voedselbron voor de pelagische en intertidale predatoren (vissen, garnaalachtigen en vogels) is in verschillende Europese estuaria aangetoond (Baird et al., 1985) en ook in het Schelde-estuarium is er een aantoonbaar effect op de benthische gemeenschap door begrazing door vis en garnaalachtigen (Van de Meutter et al., 2019). Bijvoorbeeld ter hoogte van de

oligohaliene zone zijn vooral de brakwatergrondel en de langneussteurgarnaal belangrijke predatoren (Van de Meutter et al., 2019). Gezien deze afhankelijkheid en het feit dat deze bodemdieren dus een hoeksteen vormen in het voedselweb is het belangrijk om de mogelijke effecten van klimaatverandering op bodemdieren te beschouwen aan de hand van Figuur 2-11 (Fuyii et al. 2012).

In het Schelde-estuarium verwachten we een stroomopwaartse opschuiving van hogere stroomsnelheden, zandige bodems en hogere zoutconcentraties (zie boven 2.2; Figuur 2-11a). Deze milieudrukken zullen ook het huidige biomassapatroon doen opschuiven langsheen de longitudinale as van het estuarium. De schelpdiergemeenschappen (b.v. kokkels en mossels) gekenmerkt door hogere biomassa zullen stroomopwaarts opschuiven richting de oostelijke Westerschelde. In de zwak brakke zone (oligohalien – zie Figuur 1-1) schuift het estuarium turbiditeitsmaximum stroomopwaarts onder invloed van de toegenomen vloedstroom en gemiddeld lagere debieten in de zomer. Indien hier voldoende sedimentatie van detritus optreedt, heeft deze zone van nature een hogere voedselbeschikbaarheid voor wormen. Onder invloed van klimaatverandering kan deze biomassapijk stroomopwaarts verschuiven (Figuur 2-11a).

Lateraal treedt er *coastal squeeze* op in bedijkte systemen zoals het Schelde-estuarium (0)(Figuur 2-11b). Onder invloed van toegenomen hydrodynamiek zal de geul uitruimen en zullen slikken landwaarts opschuiven. De ondiep water- en lage slikzones met relatief minder bodemdierbiomassa zullen ook landwaarts opschuiven. Zonder extra laterale ruimte zal dit uiteindelijk resulteren in steilere oevers met mogelijk lagere bodemdierbiomassa per m² en cumulatief lagere biomassa over een dwarssectie bekeken.



Figuur 2-11. Conceptueel schema van de verwachte veranderingen door zeespiegelstijging in de biomassa van benthos per oppervlakte eenheid in het Schelde-estuarium. Huidig biomassa patroon (roos), toekomstig patroon (stippel). a) langsheen de longitudinale as van het estuarium schuift de dynamiek en de korrelgrootte stroomopwaarts met een verwachte opschuiving van het estuarien turbiditeitsmaximum (ETM), en opschuiving en verlaging van het biomassa patroon b) in de laterale richting versteilt de helling met een verlies aan benthos biomassa in de midden en lage slikzone. GHW = gemiddeld hoogwater; GLW = gemiddeld laag water. (Geïnspireerd op Fuyii et al., 2012).

2.3.5 Vogels

Hoewel er grote achteruitgang is in het internationaal belang van de Zeeschelde voor watervogels⁴ (wellicht vooral door veranderingen in voedselaanbod) is de Zeeschelde op Vlaams niveau nog steeds één van de belangrijkste watervogelgebieden. Zo pleisteren nog steeds aanzienlijke aantallen wintertaling en krakeend langsheen de Zeeschelde en zijrivieren tijdens de winter. Ook overwinteren nog aanzienlijke aantallen (relatief in Vlaamse context) kluut en tureluur langsheen de Beneden-Zeeschelde (Van Ryckegem et al., 2018; Devos & T’Jollyn, 2017). Gebaseerd op het aantal getelde donsruikens van eendachtigen in de getijgebonden habitats van de Zeeschelde is het aantal broedende watervogels relatief klein tegenover het aandeel overwinterende watervogels (Van Ryckegem et al., 2014). In eerste instantie focussen we op de mogelijke impact van klimaatverandering op de IHD-doelstelling voor overwinterende vogels. In tweede instantie gaan we na hoe klimaatverandering een impact kan hebben op de IHD-doelstelling voor broedvogels in de estuariene gebieden van de Zeeschelde.

De Europese winterdistributie van overwinterende (grondel)eenden wordt in sterke mate bepaald door temperatuur, vooral omdat deze soorten afhangen van ijsvrije voedselgronden om te kunnen foerageren (Schummer et al., 2010). Tijdens strenge winters trekken de vogels verder zuidelijk en treden grote concentraties op ten zuiden van het ijsfront, wat al diverse malen aanleiding gaf tot grotere aantallen in Vlaanderen (De Vos & Onkelinx, 2013) en in de Zeeschelde (Onkelinx et al., 2008). Het sterkste effect van koudere periodes op de distributie van watervogels in de Zeeschelde is de herverdeling van de vogels vanuit de zwak brakke zone naar de zoetwaterzone (Onkelinx et al., 2008). Als gevolg van herhaalde mildere winters kunnen trekvogels stelselmatig dichterbij de broedgebieden blijven waardoor grotere aantallen noordelijk blijven overwinteren; een fenomeen dat recent voor veel West-Europese overwinteraars waargenomen wordt (Guillemain et al., 2013). Bij onze noorderburen heeft men vastgesteld dat er een duidelijk verschillende trend is in de aantallen overwinterende watervogels naargelang de ligging van het zwaartepunt van het Europees winterareaal. Soorten die voornamelijk ten zuidwesten van Nederland overwinteren (b.v. in Vlaanderen of Frankrijk) vertonen globaal gezien een toename, terwijl soorten die vooral ten noordoosten overwinteren een daling in de aantallen kennen (Hornman et al., 2012). Voor b.v. wintertaling zouden de Fennoscandinavische en Russische broedvogels noordelijker blijven waardoor de vooropgestelde IHD-doelstellingen moeilijker gehaald kunnen worden. Maar ook al zou het Schelde-estuarium verliezen aan betekenis voor bepaalde soorten, het estuarium moet een uitwijkmogelijkheid blijven bij uitzonderlijke weersomstandigheden. De site is een belangrijke schakel in de Oost-Atlantische trekroute. Hoe klimaatverandering zich precies zal voltrekken, blijft immers onvoorspelbaar. Strenge winters kunnen blijvend voorkomen – waarschijnlijk met kleinere retourperiode.

Maar deze watervogels vertonen meer dan een simpele verschuiving in het zwaartepunt van het winterareaal; éénmaal in het overwinteringsgebied hangen watervogelsoorten, die hun voedsel zoeken in en op de bodem, in belangrijke mate af van de habitats en het beschikbare

⁴ <https://www.inbo.be/nl/natuurindicator/wintervogelpopulaties-van-internationaal-belang-zeeschelde>

voedsel. Indien er wijzigingen zijn in de oppervlakte van de foerageergebieden (primaire factor – zie Vanoverbeke et al., 2019a) of er zijn veranderingen in de distributie van de spreiding in de droogvalduur van (laagdynamisch) areaal (Vanoverbeke & Van Ryckegem, 2015) zal dit wellicht tot respons leiden in de ruimtelijke distributie en abundantie van de vogels (Galbraith et al., 2002). Kleinere eendensoorten zoals wintertaling of kraakeend moeten relatief meer investeren in foerageertijd om hun energiebudget op peil te houden omwille van hun thermoregulatie (Zwarts et al., 2011) en zijn dus wellicht gevoeliger voor dergelijke habitatveranderingen.

Naast specifieke doelstellingen voor habitattypes zijn er voor de Natura 2000 gebieden ook specifieke broedvogeldoelstellingen⁵. Voor bruine kiekendief, blauwborst, kwak en woudaap, snor, grote karekiet en baardman⁶ is minstens een deel van de doelstelling gealloceerd in het estuarium (in de schorren). Voor kwak en woudaap zijn de schorren echter vooral van belang als foerageergebied in combinatie met de aanwezigheid van kwaliteitsvol broedgebied binnendijks (Piesschaert et al., 2007).

De gesimuleerde potentiële geografische broedrange wijzigt voor elk van deze soorten door de voorspelde klimaatverandering (Huntley et al. 2006). Hoewel deze modelleringen geen rekening houden met lokale inspanningen om het broedbiotoop optimaal te houden zijn de modelleringen wel indicatief voor de mogelijke trends als gevolg van klimaatverandering. De resultaten tonen dat West-Europa inclusief het Schelde-estuarium (veel) minder geschikt wordt voor bruine kiekendief, roerdomp, blauwborst en snor. Daarentegen komt het Schelde-estuarium meer in de potentiële broedrange te liggen voor kwak, woudaap en grote karekiet. Voor baardman zijn de modellen onzeker voor West-Europa. In zijn algemeenheid is de onzekerheid van de modelleringen relatief groter voor wetlandsoorten en voor soorten met een groter lichaamsgewicht (Huntley et al., 2006).

Voor wetland-broedvogels speelt vooral de grootte van de gebieden een belangrijke rol, omdat grotere gebieden relatief minder randeffecten (bv. verstoring) hebben. Grondbroeders in kust- en estuariene ecosystemen ondervinden met de toekomstige klimaateffecten mogelijk ook een negatieve impact door het toegenomen voorkomen van uitzonderlijke hoogwaterstanden tijdens het broedseizoen. Dit kan een zeer groot effect hebben op het broedsucces en de populatie-ontwikkelingen (Bailey et al., 2017).

2.3.6 Exoten

Estuaria in het algemeen, dus ook het Schelde-estuarium, zijn erg vatbaar voor de introductie van niet-inheemse soorten door hun sterke antropogene gebruik (scheepvaart, ballastwater, kweek etc.) (Anon., 2008)⁷. Exoten kunnen zowel gunstig als ongunstig zijn voor het ecosysteem. Exotische wormen zoals de longworm en de gewone groenworm in de Zeeschelde lijken op dit moment vooral een verrijking voor het ecosysteem: ze vormen voedsel voor vis en

⁵ <https://www.natura2000.vlaanderen.be/gebied/zeeschelde-sigma>

⁶ Grote karekiet, snor en baardman zijn geen bijlage I soorten en daarom niet opgenomen in het IHD-Z management plan; deze soorten gelden wel nog als doelsoorten bekrachtigd door beslissing van de Vlaamse regering (cf. Adriaensen et al., 2005)

⁷ http://www.vliz.be/wiki/Niet-inheemse_soorten_Belgisch_deel_Noordzee_en_aanpalende_estuaria

zijn geen bedreiging voor inheemse soorten omdat ze leefgebieden met een hogere dynamiek verkiezen. In de Boven-Zeeschelde vinden we tot nu toe minder exoten maar recent werden hier kleine tweekleppigen, zoals de driehoeksmossel en de quaggamossel, aangetroffen. Ook deze exoten lijken overwegend positief. Ze zorgen voor waterfiltratie. Ook maken ze de structuur van breuksteen ruwer (ze groeien vrijwel alleen op antropogeen hard substraat), waardoor andere soorten zich beter kunnen hechten (Van Ryckegem & Soors, 2018). Het relatieve aantal vissen in de Zeeschelde bestaat voor gemiddeld 4% uit exoten. De aantallen van exotische vissen wisselen sterk van jaar tot jaar, maar er is geen sprake van een duidelijke toename. In de Zeeschelde zijn de zwartbekgrondel en blauwbandgrondel als invasieve soort te beschouwen, maar deze vissen zijn hier (nog) niet dominant. Verder vinden we grote aantallen Chinese wolhandkrab (Van Ryckegem et al., 2018). Op de oevers leidt de invasie van reuzenbalsemien en Japanse duizendknoop tot verdringing van andere, inheemse plantensoorten (Vandevoorde pers.comm.).

Door klimaatveranderingen (voornamelijk watertemperatuursverhoging) zal waarschijnlijk de succesvolle vestiging van soorten in havengebieden en estuaria toenemen (Stachowicz et al., 2002; Williams & Grosholz, 2008).

2.3.7 Pathogene micro-organismen

Onder invloed van dezelfde klimaatverandering is er ook een toenemende kans op het uitbreken van (sub)tropische ziektes doordat de vectoren (veelal insecten van de orde Diptera – tweevleugeligen zoals vliegen, muggen,...) opschuiven naar onze contreien (Medlock & Leach, 2015). Maar ook een toenemende geschiktheid voor warmteminnende of (sub)tropische bacteriën is aan de orde. In de kustwateren worden de omstandigheden beter voor de groei van bijvoorbeeld *Vibrio cholerae*, de veroorzaker van cholera⁸ (Lipp et al., 2002). Door de stijgende watertemperaturen en lange periodes van droogte worden de omstandigheden geschikter voor de uitbraak van botulisme (*Clostridium botulinum*), een verlamrende ziekte die kan toeslaan bij watervogels (Anza et al., 2016) en bij de mens⁹.

⁸ *Vibrio* bacteriën zijn typische bewoners van warmer zout water kustgebieden en estuaria die in symbiose leven met copepoden (Huq & Colwell, 1996)

⁹ <https://www.wur.nl/Onderzoek-Resultaten/Onderzoeksinstituten/Biovetinary-Research/Dierziekten/Bacteriele-ziekten/Botulisme-1.htm>

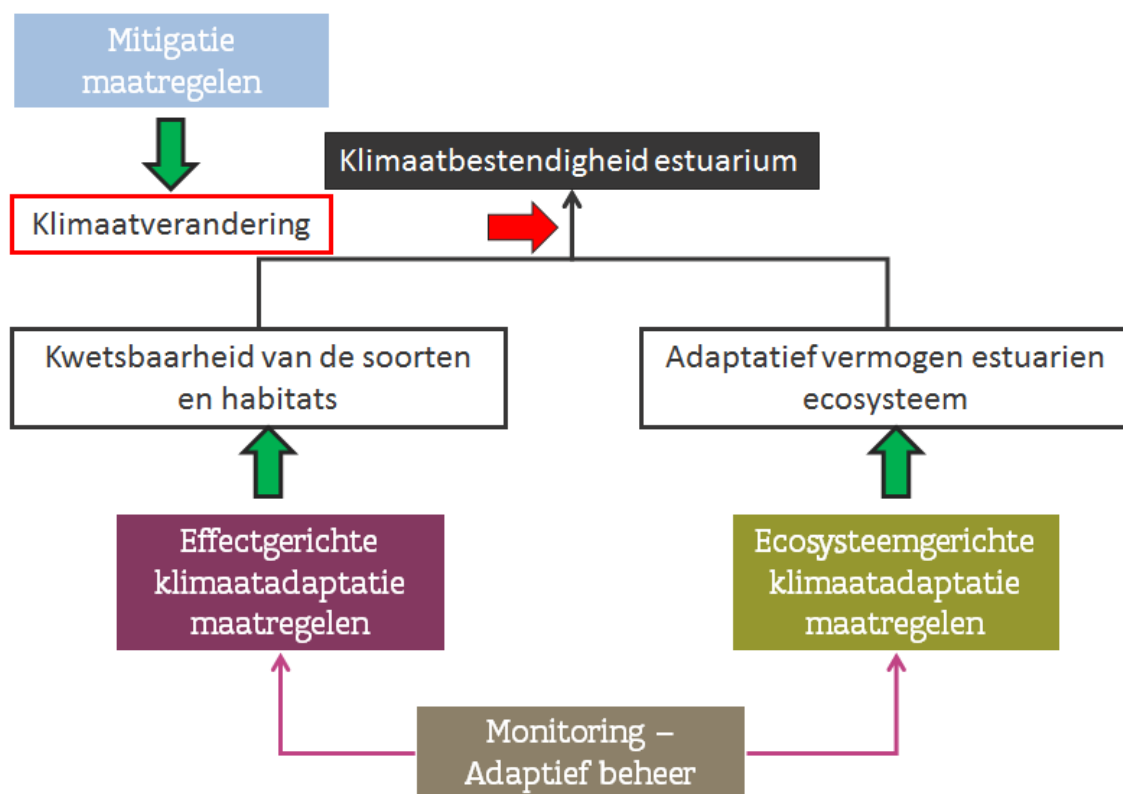
3 Algemene adaptatieprincipes in de Zeeschelde

(naar Demey et al., 2015)

In het voorgaande hoofdstuk is een overzicht gepresenteerd van de drivers en mogelijke abiotische en biotische responsen in het estuarium. In dit hoofdstuk lichten we de algemene adaptatieprincipes toe die kunnen optreden of worden toegepast om de klimaatbestendigheid van de Zeeschelde te verhogen.

Zowel klimaatmitigatie (lost het klimaatprobleem bij de bron op, waardoor de blootstelling van ecosystemen aan klimaatverandering vermindert) als klimaatadaptatie (omvat spontane of geplande aanpassingen in het ecosysteem of het beheer ervan als reactie op klimaatverandering met als doel de schade te beperken of opportuniteiten te benutten) pogen de klimaatbestendigheid van het ecosysteem te verhogen (Figuur 3-1). De kwetsbaarheid van soorten/habitats is de combinatie van de blootstelling aan (de effecten van) klimaatverandering en de intrinsieke gevoeligheid van soorten/habitats voor klimaatverandering. De intrinsieke gevoeligheid van soorten/habitats kan niet gewijzigd worden, maar de blootstelling aan (de effecten van) klimaatverandering kan wel verminderd worden door effectgerichte adaptatie. Dit kan door weerstand te bieden, door gericht vegetatiebeheer, of door het verplaatsen van soorten. Bijvoorbeeld, in het geval van toenemende hydrodynamische druk (gevolg is erosie) door golven of stroming kan men als effectgerichte klimaatadaptatie i) via kunstmatige verdediging erosiestress vermijden (=weerstand - oeverbeheer), ii) door intensiever maaibeheer riet-ruigtevegetaties omvormen tot rietvegetaties, dewelke erosiebestendiger zijn (=gericht vegetatiebeheer - schorbeheer), of iii) de meest kwetsbare of zeldzaamste soorten te verplaatsen naar een gebied dat gevrijwaard blijft van extreme erosie (=translocatie) of een habitat onder druk de kans geven op te schuiven naar de nieuwe geschikte locatie.

Anderzijds kan het adaptief vermogen (i.e. veerkracht) van de Zeeschelde verhoogd worden door ecosysteemgerichte adaptatie, wat eveneens de klimaatbestendigheid verhoogt. Hierbij berust men op de spontane adaptatie van het ecosysteem. In het voorbeeld van de toenemende hydrodynamische stress, kan ruimte voor de rivier ervoor zorgen dat de slik-schorcyclus kan doorgaan tot een nieuw dynamisch evenwicht bereikt wordt waardoor soorten opschuiven langsheen een dynamiekgradiënt. Een combinatie van ecosysteem- en effectgerichte adaptatiemaatregelen vormt de basis van een complete adaptatiestrategie, waarbij men synergiën tussen klimaatadaptatie en -mitigatie van klimaatdrivers en milieudrukken niet uit het oog mag verliezen. Omdat aspecten van klimaatmitigatie buiten de scope liggen van dit onderzoek en niet aangepakt moeten worden op de schaal van het estuarien ecosysteem maar op Europese of globale schaal, worden ze verder niet besproken.



Figuur 3-1. De klimaatbestendigheid van een estuarium wordt bepaald door de mate van blootstelling aan klimaatverandering (rode pijl) en de intrinsieke gevoeligheid van de soorten en habitats en het adaptief vermogen (of veerkracht) van het ecosysteem. De klimaatbestendigheid kan verhoogd worden (groene pijlen) door i) mitigerende maatregelen (reductie broeikasgassen), ii) effectgerichte adaptatiemaatregelen die de kwetsbaarheid verminderen van soorten en habitats, iii) Ecosysteemgerichte adaptatiemaatregelen die het adaptief vermogen van het estuarium verhogen. (aangepast naar Demey et al., 2015).

Adaptatiemaatregelen kunnen we dus opdelen volgens twee algemene **adaptatieprincipes**: **ecosysteemgericht** en **effectgericht**. De afweging tussen een effectgerichte of ecosysteemgerichte aanpak hangt in sterke mate samen met de landschappelijke context, die bepalend is voor de veerkracht bij klimaatverandering: naarmate zones minder veerkrachtig zijn bij klimaatverandering, kunnen we minder vertrouwen op een ecosysteemgerichte aanpak.

Een essentieel onderdeel van de implementatie van een adaptatieplan is monitoring, evaluatie en eventuele bijsturing van de maatregelen – adaptief beheer. Veel van de mogelijke maatregelen zijn nieuw in het licht van klimaatverandering en de uitkomsten zijn vaak onzeker, temeer omdat de effecten over lange termijn moeten werken. Indien het beheer na herhaalde evaluatie niet het gewenste resultaat oplevert, moet overwogen worden om de maatregelen of beheerdoelen zelf bij te stellen. Hierbij is het wel belangrijk dat men tracht te achterhalen waarom de doelstellingen niet bereikt worden, en indien mogelijk de oorzaak ervan wegneemt.

4 Klimaatgevoeligheidsanalyse estuariene natuur

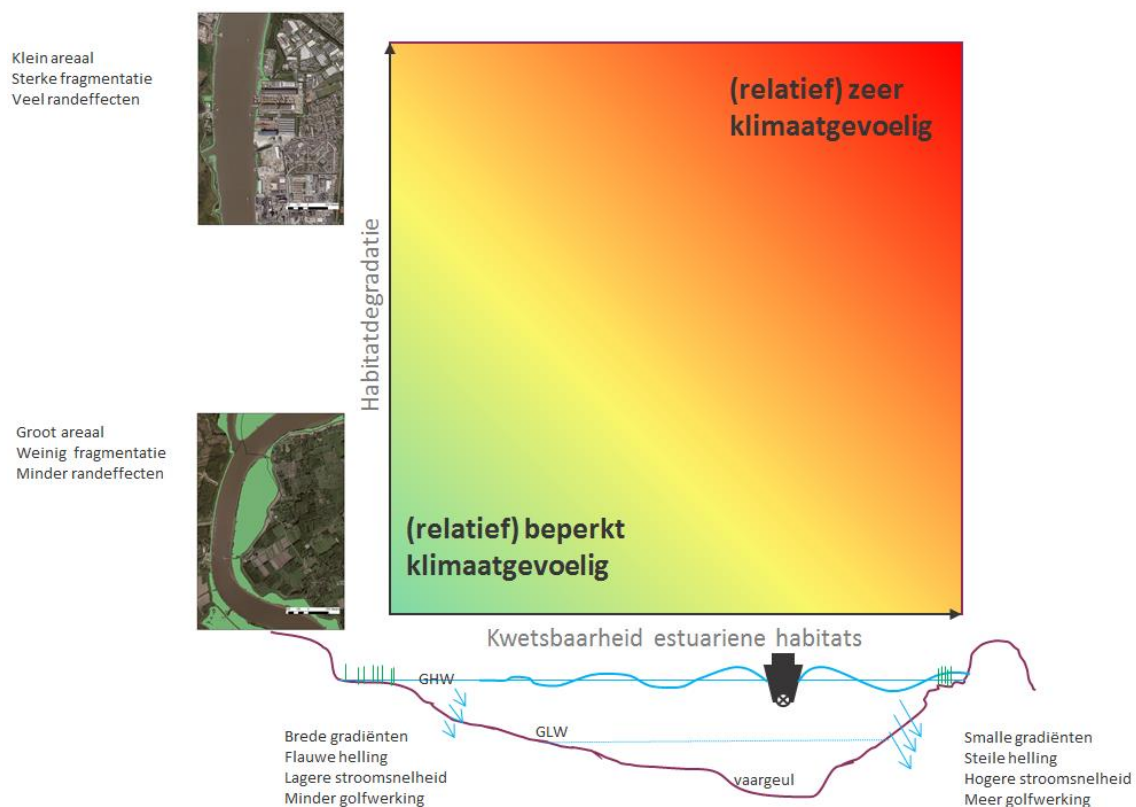
In dit hoofdstuk presenteren we een overzicht van de gevoeligheidsanalyse van de Zeeschelde met betrekking tot klimaatverandering door de belangrijkste factoren in het landschap te identificeren die het systeem, de habitats en de soorten kwetsbaar kunnen maken voor klimaatveranderingen. Op basis van de resultaten kunnen de adaptatiestrategieën bepaald worden (zie hoofdstuk 5) die het meest geschikt zijn voor de respectievelijke zones.

4.1 Methode

Op basis van voorafgaande literatuurstudie van de mogelijke effecten van klimaatverandering op het Schelde-estuarium volgt dat heel wat van de effecten zich situeren op het niveau van de habitats. Van belang is een gradiënt aan habitattypes die aanwezig moet zijn om de diversiteit en de productie te waarborgen zodat een functioneel voedselweb kan bestaan.

Om te onderzoeken hoe gevoelig de Schelde habitats en soorten zijn voor klimaatverandering in de verschillende zones voeren we een kwetsbaarheidsanalyse uit. Hierbij positioneren we de verschillende OMESzones (en saliniteitszones) (Figuur 1-1) op de twee assen van adaptatie in een klimaatsgevoeligheidsschema (Gillson et al., 2012; Demey et al., 2015). Het estuariene landschap zal hierbij gekarakteriseerd worden door de mate van habitatdegradatie – vooral beschouwd langsheen de lengte-as van het estuarium en door de habitatkwetsbaarheid met betrekking tot klimaatverandering – vooral beschouwd langsheen de dwars-as van het estuarium (Figuur 4-1).

Het resultaat van deze oefening zal een relatieve positionering zijn (dus onderling ten opzichte van elkaar) van de verschillende OMESzones met betrekking tot klimaatverandering. De positie zal indicatief zijn voor de veerkracht of het adaptatievermogen van de zones met betrekking tot klimaatverandering. Naarmate de positionering opschuift naar rechtsboven nemen de degradatie en kwetsbaarheid toe. De zones zijn relatief veel gevoeliger voor klimaatverandering. Hierbij is het belangrijk om in het achterhoofd te houden dat op basis van de effectbespreking (hoofdstuk 2) kan gesteld worden dat het volledige estuarium zonder meer gevoelig is voor klimaatverandering. De positionering in het schema moet helpen om geschikte, mogelijks ruimtelijk gedifferentieerde adaptatiestrategieën te formuleren.



Figuur 4-1. Klimaatgevoeligheidsschema met de adaptatie-assen met betrekking tot klimaatverandering van het estuariene ecosysteem (naar Gillson et al., 2012). Op de Y-as positie met betrekking tot habitatdegradatie bepaald op basis van aanwezig areaal, connectiviteit en habitatvorm (randeffecten). Op de X-as positie met betrekking tot de habitatkwetsbaarheid op basis van breedte van de oeverzones, helling, stroomsnelheden en golfbelasting door scheepvaart. Naarmate een deelzone meer linksonder positioneert is de zone beperkter klimaatgevoelig en relatief adaptiever (veerkrachtiger) met betrekking tot klimaatverandering.

Demey et al. (2015) definiëren 3 stappen om een gebied/zone te situeren in het schema. In stap 1 wordt de landschapsdegradatie bepaald door te focussen op de schorhabitats langs de lengte-as van het estuarium. Schorren weerspiegelen de landschapsdegradatie het duidelijkst omdat ze de buitengrens vormen van het estuarium: de aaneengeslotenheid, de grote en kwaliteit van deze habitats toont de landschappelijke structuur. In stap 2 focussen we op kwetsbaarheid van het landschap door de oevers (vooral ondiep water en slikken) langs de dwars-as te karakteriseren. Deze oevers zijn dé zones waar het estuarium weerstand zal moeten bieden aan de klimaatverandering en in stap 3 beschouwen we andere milieudrukken die spelen in het systeem en de relatieve posities kunnen beïnvloeden.

De positie van de Zeeschelde zones in het klimaatgevoeligheidsschema zal bepaald worden op basis van data die de toestand weergeeft in 2013. Hierbij baseren we ons voornamelijk op de ecotopenkaart 2013 (Van Braeckel & Elsen, 2015) – voor het bepalen van de habitatdegradatie worden alle schorren (inclusief GGG's Lippenbroek en Bergenmeersen) meegenomen. Voor de kwetsbaarheid van de oevers te bepalen worden GGG's niet mee beschouwd omdat deze achter een dijk liggen.

4.1.1 Stap 1 : bepalen toestand habitatdegradatie:

In een eerste stap gaan we na hoe het estuariene schorlandschap kan gepositioneerd worden op een as van habitatdegradatie (y-as). We focussen op de robuustheid van de schorhabitats langs de lengte-as van het estuarium.

We definiëren de habitatdegradatie op basis van de oppervlakte schor, de connectiviteit tussen de schorhabitats en de vorm van de schorren. De oevers van het Schelde-estuarium zijn grotendeels onderdeel van het Natura2000 netwerk, we gaan ervan uit dat de habitatbescherming 100% is. Daarnaast spelen uiteraard zowel de kwaliteit van de volledige landschapsmatrix als de samenhang tussen de valleigebieden en het estuarium een rol in de algemene habitatdegradatie. De nabijheid van natuurkernen in de vallei (natte natuur) vergroten de interactie (bv. voor watervogels, vis), vaak soortspecifiek (bv. broeden in de vallei en foerageren op de slikken) en verbeteren de gehele habitatkwaliteit. De nabijheid van deze natuur in de vallei wordt momenteel niet beschouwd in het beoordelen van de klimaatgevoeligheid. Het ontbreken van valleigebieden kan beschouwd worden als 'milieudruk' in zones waar deze 'bufferende' gebieden ontbreken (zie stap 3, §4.2.4).

Percentage oppervlakte schor aanwezig ten aanzien van doelstelling

Maris et al. (2013) formuleerden onderbouwde areaaldoelstellingen voor de verschillende habitatten (ecotopen) per saliniteitszone, die vereist zijn voor een goed functioneren van het ecosysteem. Om de klimaatgevoeligheid met een fijnere ruimtelijke resolutie te kunnen onderzoeken werd volgens een gelijkaardige methodiek beschreven in Maris et al., (2013) een theoretische berekening gemaakt van de vereiste schoroppervlaktes per OMESzone. De berekening van deze doelstelling wordt toegelicht in bijlage (8.1). De bepaalde doelstelling per OMESzone wordt weergegeven in Tabel 4-1. Door doelstellingen in Tabel 4-1 te vergelijken met de aanwezige habitatoppervlakte volgens de ecotopenkaart 2013 kan een inzicht verkregen worden in de afstand (Distgoal%) tot de doelstelling per OMESzone (Tabel 4-1).

Dit percentage wordt gecategoriseerd (waarde geordend en rangnummer toegekend, 10 categorieën)

Tabel 4-1. Doelstellingen schor areaaldoelstellingen (ha) per OMESzone gebruikt in deze studie om habitatdegradatie index te berekenen. Doelstellingen berekend volgens de methodiek besproken in Maris et al. (2013). Omes 19 omvat niet TRJ Melle – Gentbrugge. De totale som voor de Zeeschelde voor een Goed Ecologisch Potentieel is hoger dan de som van de afzonderlijke minima – zie Maris et al. (2013).

OMES	Doelstelling schor (ha)*	Areaal Schor (ha) (2013)	Distgoal (%)
9	112	71	36
10	96	55	42
11	145	41	72
12	145	17	88
13	125	43	66
14	157	80	49
15	158	149	6
16	120	49	59
17	61	39	35
18	50	43	15
19	24	13	46

*totale oppervlakte schor op systeemniveau moet minimaal 2392ha zijn (Maris et al., 2013; zie bijlage 8.1).

Habitatvorm

$$\text{shape index (SI)} = \frac{P}{2x(A\pi)^{1/2}}$$

De habitatvorm (SI) van een habitat of ecotoopvlek wordt berekend met P = de totale perimeter van de ecotoopvlek en A = totale oppervlakte van deze ecotoopvlek. Wanneer de habitatvlek cirkelvormig is, heeft ze de minimale waarde $SI = 1$ en ondervindt ze minimale randeffecten. Andere vormen met een hogere waarde voor SI ondervinden meer randeffecten en zijn verstoringgevoeliger. Dit is negatief omdat het wijst op een lagere robuustheid van de ecotoopvlek. Door versnippering neemt de SI van habitatvlekken toe en zijn ze gevoeliger ten aanzien van verstoringen in het systeem (golfwerking, hydrodynamiek, randeffecten – recreatie,...). De SI wordt gecategoriseerd als relatieve maat voor de volledige Zeeschelde (10 categorieën).

Fragmentatie

Fragmentatie werd bepaald als percentage dwarsprofielen (zie 4.1.2 voor toelichting) met een schorbreedte minder dan 5m per OMESzone. Een schorbreedte minder dan 5m wordt beschouwd als een knip of fragmentatie in het habitat. De fragmentatie percentages werden gecategoriseerd als relatieve maat voor de volledige Zeeschelde (10 categorieën).

Door de karteringsmethodiek, deels op basis van luchtfoto's, kunnen boomkruinen als schor ingetekend zijn. O.a. om deze onterechte verbindingen niet in rekening te brengen werd gekozen voor een buffer van 5m. Er is geen Schelde-onderzoek die de minimale breedte van een functionele corridor onderzoekt. De functionaliteit is sterk verschillend van soort tot soort (b.v. planten versus zoogdieren) en niet met één getal vast te leggen (Spackman & Hughes, 1995). Voor sommige organismen (in een dynamisch systeem met een watermilieu als verbindend element) is fragmentatie minder belangrijk.

Voor de berekening van de fragmentatie wordt per OMESzone (voor linker- en rechteroever samen) een percentage berekend. Een zone die geen fragmentatie vertoont aan de linkeroever maar sterk gefragmenteerd is op de rechteroever zal zo een slechte score hebben voor fragmentatie. Omwille van bovenstaande elementen werd er daarom gekozen om fragmentatie minder te laten meewegen (helpt minder gewicht) in het bepalen van de habitatdegradatie.

Voor het bepalen van de totale habitatdegradatie (HD) wordt een gewogen gemiddelde genomen van de drie berekende en gecategoriseerde indices: afstand tot de areaaldoelstelling, vorm en fragmentatie. Fragmentatie kreeg hierbij de helft van het gewicht.

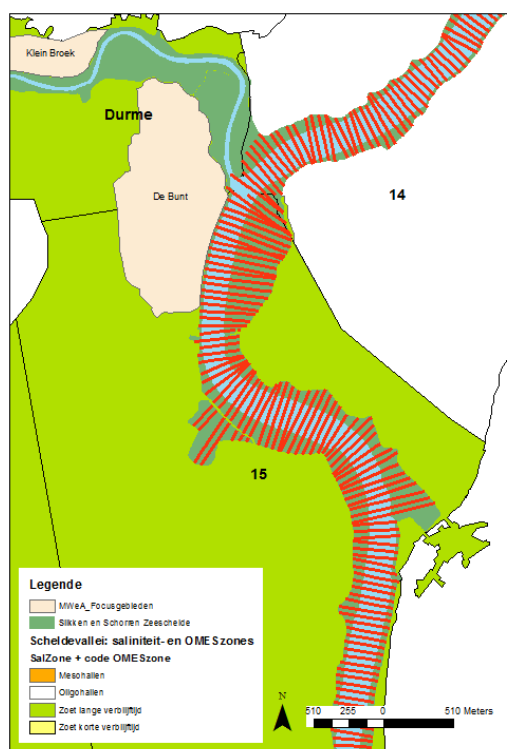
$$HD = \text{gemiddelde}(\text{Distgoal} * 1 + \text{Shape} * 1 + \text{Frag} * 0.5)$$

4.1.2 Stap 2: bepalen habitatkwetsbaarheid met betrekking tot klimaatverandering

We positioneren de verschillende OMESsegmenten van de Zeeschelde op een adaptatie-as (x-as) van habitatkwetsbaarheid met betrekking tot klimaatverandering. We focussen op de robuustheid van de Scheldeoever langs de dwars-as van het estuarium.

Een belangrijk risico dat het voortbestaan van de huidige estuariene habitats bedreigt is erosie. Voor deze studie nemen we aan dat de gevoeligheid voor klimaatverandering van de estuariene habitats anno 2013 in belangrijke mate gecorreleerd is met het erosierisico van hun oeverzone. In zones met een hoog erosierisico is het de verwachting dat de oevers bij klimaatverandering niet (of minder) door sedimentatie kunnen meegroeien met de zeespiegelstijging. Een hoog erosierisico hangt samen met een hoge erosiegevoeligheid (steile gradiënten) of met een hoge erosiedruk (hydrodynamiek). De erosiegevoeligheid wordt in belangrijke mate bepaald door de hellingen en de breedte van de oever, terwijl de erosiedruk vooral wordt bepaald door de longitudinale stroming en door dwarsstroming als gevolg van onder andere scheepsgolven (Michels et al. 2014; Van Ryckegem et al., 2015; Van Ryckegem et al., 2019). Van Ryckegem et al. (2019) berekenden voor de volledige Zeeschelde een erosiegevoeligheidsindex en een hydrodynamische belastingsindex.

Beide indicatoren worden gecombineerd tot één erosierisico index (ERI) waarmee op een gegeven oeverlocatie het gevaar voor erosie kan worden ingeschat. Deze berekening wordt uitgevoerd voor beide oevers met een resolutie van 50 m (Figuur 4-2.). Voor een omstandige beschrijving van de berekeningsmethodiek van de ERI wordt verwezen naar Michels et al. (2014) en Van Ryckegem et al. (2019).



Figuur 4-2. Illustratie van de dwarsprofielen waarvoor een erosierisico index werd berekend (Van Ryckegem et al., 2019).

Erosiegevoeligheidsindex (EG)

Bepaald op basis van:

- habitat(fysiotoop)breedte
- maximale hellingsgraad van het fysiotoop

Gevoeligheid voor erosie/klimaatverandering is evenredig met de hellingsgraad en omgekeerd evenredig met de breedte van een fysiotoop. De impact van golfwerking en stroomsnelheid is sterker op een steile dan op een licht hellende oever en een bredere oever vormt een betere buffer tegen erosie dan een smalle oever. Uit analyses blijkt dat binnen elk fysiotoop hellingsgraad en breedte ook gecorreleerd zijn (Michels et al., 2014). We focussen op het ondiep water en middelhoog slik als maatgevende fysiotoopen. Daarom wordt per combinatie van profiel en oever voor ondiep subtidaal en middelhoog slik een unieke variabele berekend (HelBr) die helling en breedte combineert: maximale helling gedeeld door breedte. Per oeverkant, profiel en fysiotoop werd de HelBr gecategoriseerd in 10 klassen. Tenslotte wordt voor elke profiel (om de 50m) en oeverkant het gemiddelde genomen over de gecategoriseerde fysiotoopen (ondiep en slik) en opnieuw gecategoriseerd tussen 0 en 10.

Dit geeft dan de erosiegevoeligheidsindex per oever per 50m dwarsprofiel op een schaal van 0-10.

Hydrodynamische belastingsindex (HB)

Bepaald op basis van:

- stroomsnelheid
- scheepsgolfbelasting
- scheepvaart (aantal scheepspassages per jaar per sectie)

De hydrodynamische belastingsindex wordt berekend aan de hand van de maximale stroomsnelheid in een buffer van 50m rond elk oeverpunt (punt waar profiel de hoogwaterlijn snijdt) en op basis van de berekende maximale golfhoogte van een klasse IV schip dat vaart op de rand van de vaarweg (linker- versus rechteroever) op limietsnelheid (Michels et al., 2014; Van Ryckegem et al., 2019). Door deze golfhoogte te vermenigvuldigen met het aantal scheepspassages wordt een maat berekend voor de golfbelasting per locatie. De hydrodynamische belastingsindex wordt vervolgens op een gelijkaardig wijze gecategoriseerd in 10 categorieën per oever per 50m dwarsprofiel.

De erosierisico index (ERI) combineert beide indexen:

$\text{ERI} = \text{Gemiddelde (EG + HB)} \text{ [opnieuw ook gecategoriseerd in 10 klassen]}$
--

De positionering langs de x-as focust op de gevolgen van zeespiegelstijging en veranderende rivierdebieten, minder op de gevolgen van temperatuurstijging.

4.1.3 Stap 3: wat met andere milieudrukken of milderende invloeden:

Klimaatadaptatie kan niet los gezien worden van de huidige milieudrukken of van de nu al aanwezige milderende invloeden, bijvoorbeeld door (deels) geconnecteerd landschap in de vallei. De positie langsheen de adaptatie assen in het Gillson diagram van de verschillende zones op basis van stap 1 en 2 kan bijgesteld worden op basis van een kwalitatieve inschatting van differentiërende invloeden die nog niet in rekening gebracht zijn. Het betreft dus een inschatting van invloeden die in bepaalde zones meer een impact kunnen hebben dan in andere zones.

De verschillende milieudrukken zijn geïnventariseerd ihkv Natura2000 habitatanalyse en vallen vooral terug te voeren tot menselijke invloed, hydrologische impact, vermessing en atmosferische depositie.

De vraag die we moeten stellen is:

Zijn er ruimtelijk differentiërende milieudrukken bv. omdat bepaalde habitattypes of soorten gevoeliger zijn in bepaalde zone of omdat de milieudruk hoger is dan elders? Op basis van een expertinschatting wordt hiertoe een invulling gegeven voor volgende milieudrukken (o.b.v. Tabel 8-2 in bijlage):

- Eutrofiëring via lucht
- Eutrofiëring via grondwater
- Eutrofiëring via inundatiewater (zuurstofstress)
- Saliniteitsverandering
- Verzuring
- Vernatting/verdroging (toename drainage) - overstromingsfrequentie
- Watertemperatuur (Thermische verontreiniging)

Voor bepaalde soortgroepen kan de aanwezigheid van kernen natte natuur in de vallei in verbinding met het estuarium een positief effect hebben op de robuustheid van het estuarium ten aanzien van klimaatverandering.

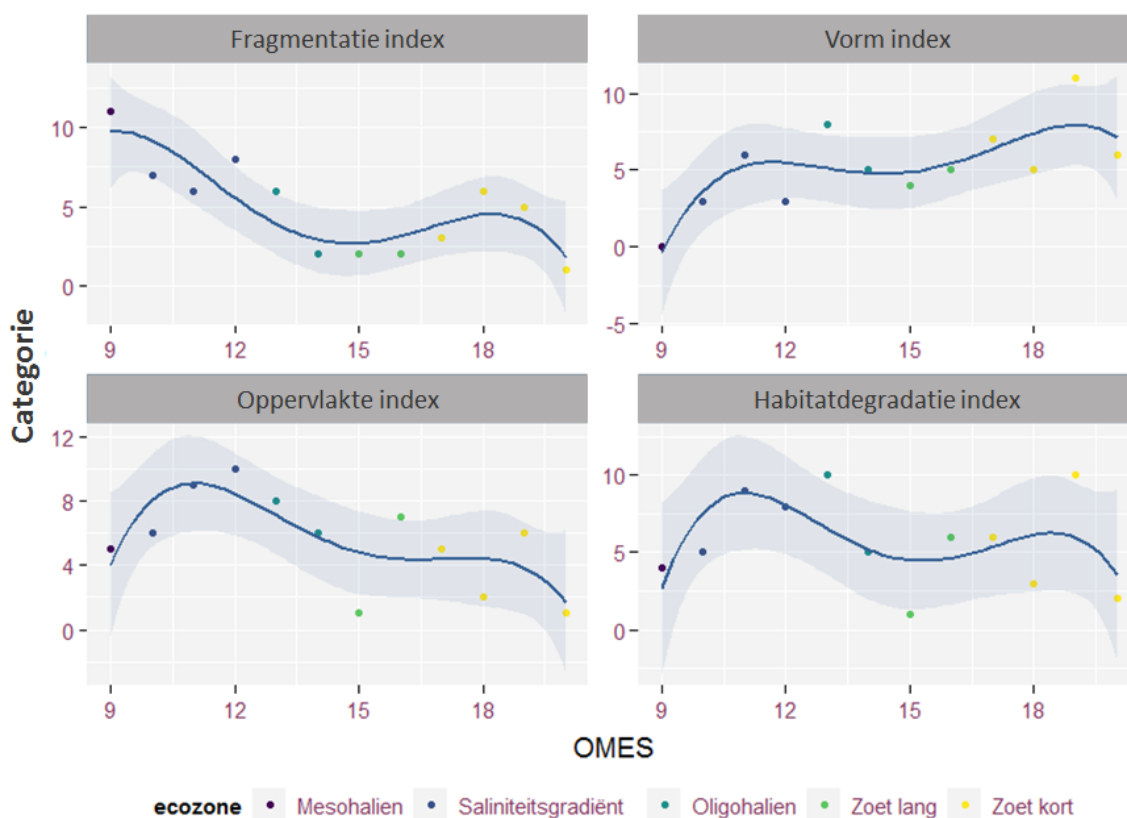
Een belangrijk aspect niet in rekening gebracht in het klimaatgevoeligheidsschema is de aanwezigheid van pelagiale refugia langsheen de lengte-as van het estuarium. Gebieden die als bron kunnen dienen bij extreme gebeurtenissen (b.v. piekdebieten).

Het is onmogelijk om een waarde te geven aan elke milieudruk en te berekenen wat de cumulatieve bijdrage kan zijn aan de positie in het klimaatgevoeligheidsschema. Daarom wordt er een expertinschatting gemaakt van elke milieudruk (positief of negatief) en wordt er een kwalitatieve inschatting gemaakt van de richting waarin een zone verschuift. De kwalitatieve inschatting van deze milieubedreigingen of milderende invloeden op landschapsschaal bepaalt of de positie van zones relatief verschuiven en kan helpen om een gepaste adaptatiestrategie op te stellen.

4.2 Resultaat

4.2.1 Habitatdegradatie

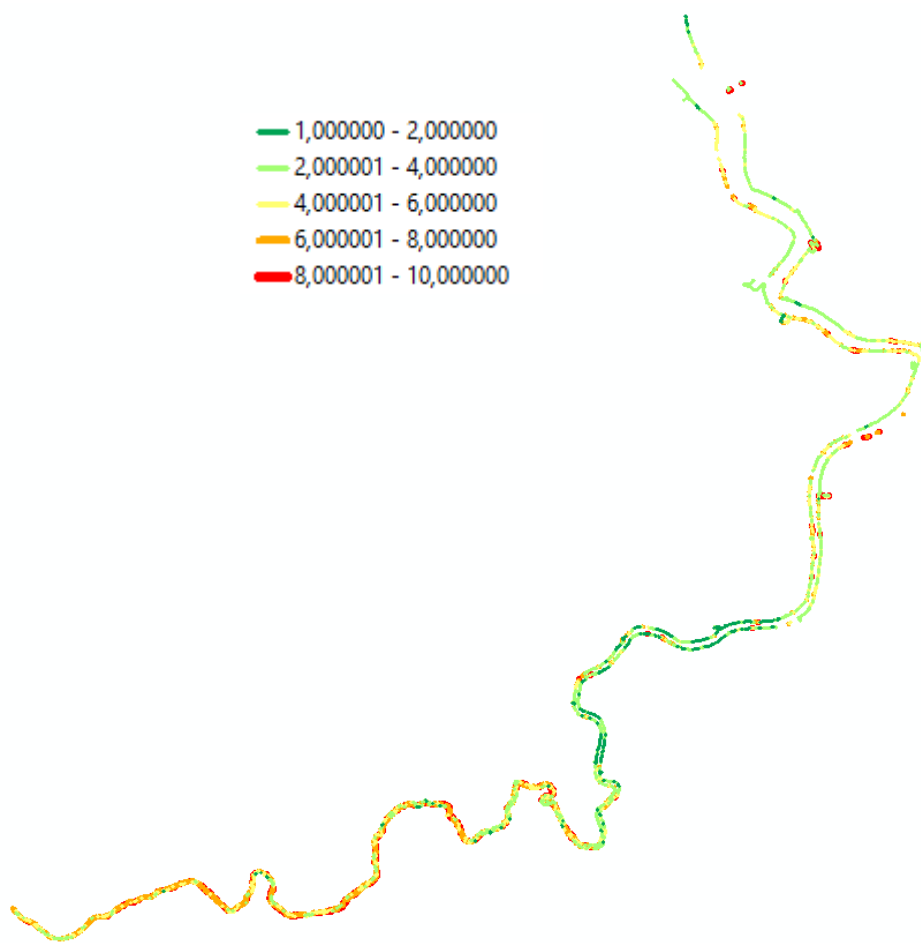
De resultaten voor de overkoepelende habitatdegradatie index, en de indices die er deel van uitmaken (fragmentatie, vorm, afstand tot doelloppervlakte)(situatie 2013) worden getoond in Figuur 4-3. De fragmentatie-index toont dat de habitats in de mesohaliene zone en in de zone met sterke saliniteitsgradiënt sterk gefragmenteerd zijn. Dit is voornamelijk te wijten aan de uitgebreide oeverzones met kademuren en haveninfrastructuur die de natuurlijke habitats onderbreken. In stroomopwaartse richting neemt de habitatfragmentatie af. De vormindex toont echter dat de vorm van de gebieden ongunstiger wordt voor het weerstaan van klimaatinvloeden. De estuariene habitats hebben de vorm van lange smalle linten en ondervinden dus veel randeffecten. De afstand tot het bereiken van de minimale schorppervlakte per saliniteitszone voor een functioneel systeem is het grootste in de zone met sterke saliniteitsgradiënt en in de oligohaliene (zwak brakke) zone. Wanneer we naar de overkoepelende habitatdegradatie index kijken dan is deze het laagst in de zoete zone met lang verblijftijd (van Durme-monding tot Dendermonde)(zie Figuur 1-1 voor situering). We vinden hetzelfde patroon terug voor het detail per OMES zone. Opvallend hierbij is dat de grootste veerkracht ten aanzien van klimaatverandering aanwezig is in OMESzone 15 en het traject Melle-Gentbrugge. Deze laatste zone wordt verder niet meegenomen bij de positionering in het klimaatgevoeligheidsschema omdat er gegevens ontbreken (stroomsnelheden en golfbelasting) voor het berekenen van de habitatkwetsbaarheid. Overigens is deze zone mede door haar beperkte diepte, de licht hellende oever, de lage stroomsnelheden en de afwezigheid van golfslag door scheepvaart een veerkrachtige en weinig gevoelige zone in het klimaatgevoeligheidsschema.



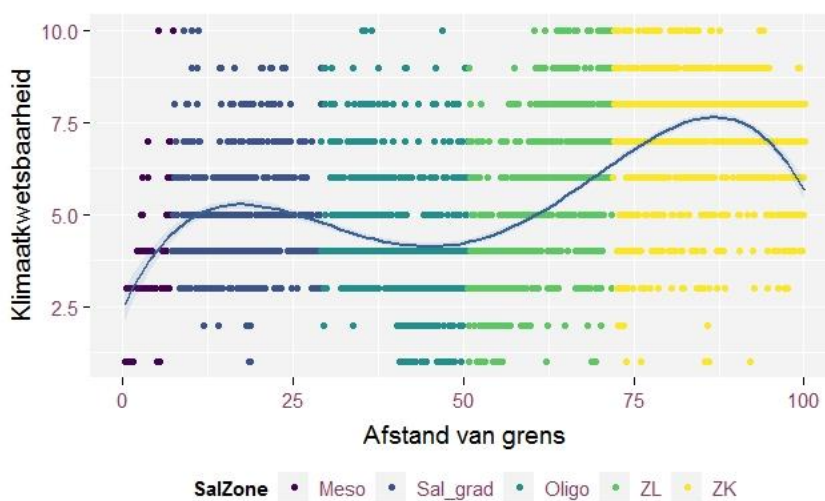
Figuur 4-3. Berekende habitatdegradatie index gecategoriseerd per OMESzone (9-20) van het Schelde-estuarium (situatie 2013 zie Figuur 1-1). Deelindices: fragmentatie, vorm en oppervlakte schor ten opzichte van doelstelling. Habitatdegradatie index geaggregeerde waarde voor de habitatdegradatie. Hoe hoger de waarde hoe hoger de habitatdegradatie.

4.2.2 Habitatkwetsbaarheid

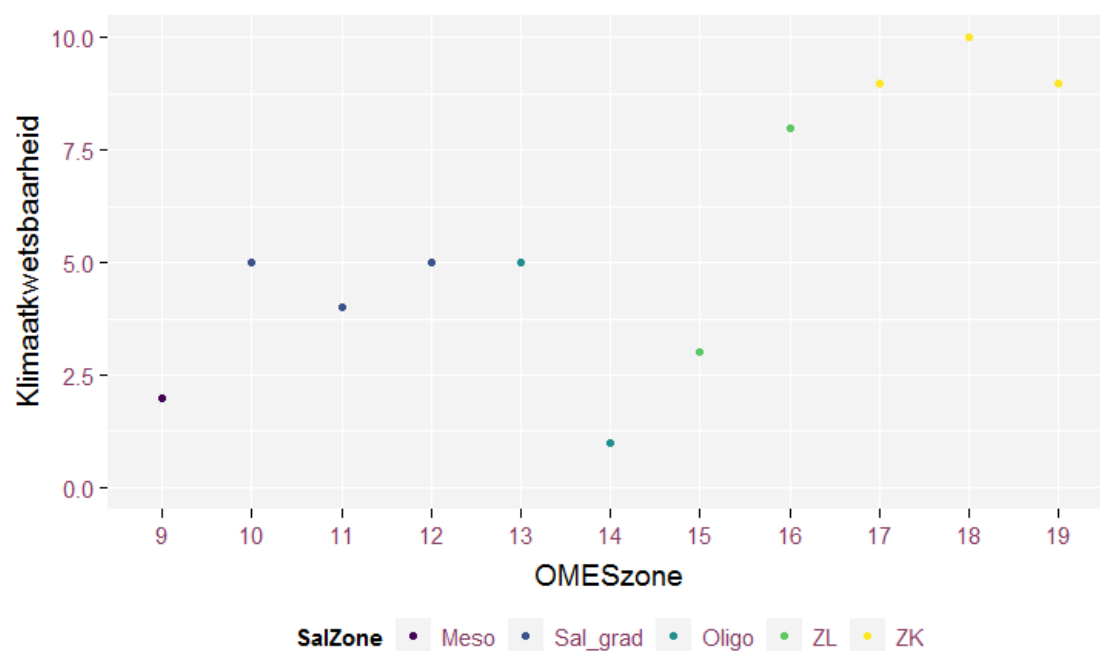
De habitatkwetsbaarheid werd berekend voor elke 50 m oeversectie (linker- en rechteroever) (Figuur 4-4, Figuur 4-5). De gemiddelde score is weergegeven per OMESzone in Figuur 4-6. De habitatkwetsbaarheid neemt toe van de grens naar Gent met een lagere kwetsbaarheid rond OMESzone 14 en 15 (tussen de Rupelmonding en Baasrode).



Figuur 4-4. Erosierisico index per 50m berekend voor de volledige Zeeschelde (Van Ryckegem et al., 2019).



Figuur 4-5. Berekende habitatkwetsbaarheid gecategoriseerd voor de Zeeschelde per 50 m sectie afzonderlijk voor linker- en rechteroever. Hoe hoger de waarde hoe hoger de klimaatkwetsbaarheid. Trendlijn – General Additive Model (GAM) smoother. Situatie 2013.

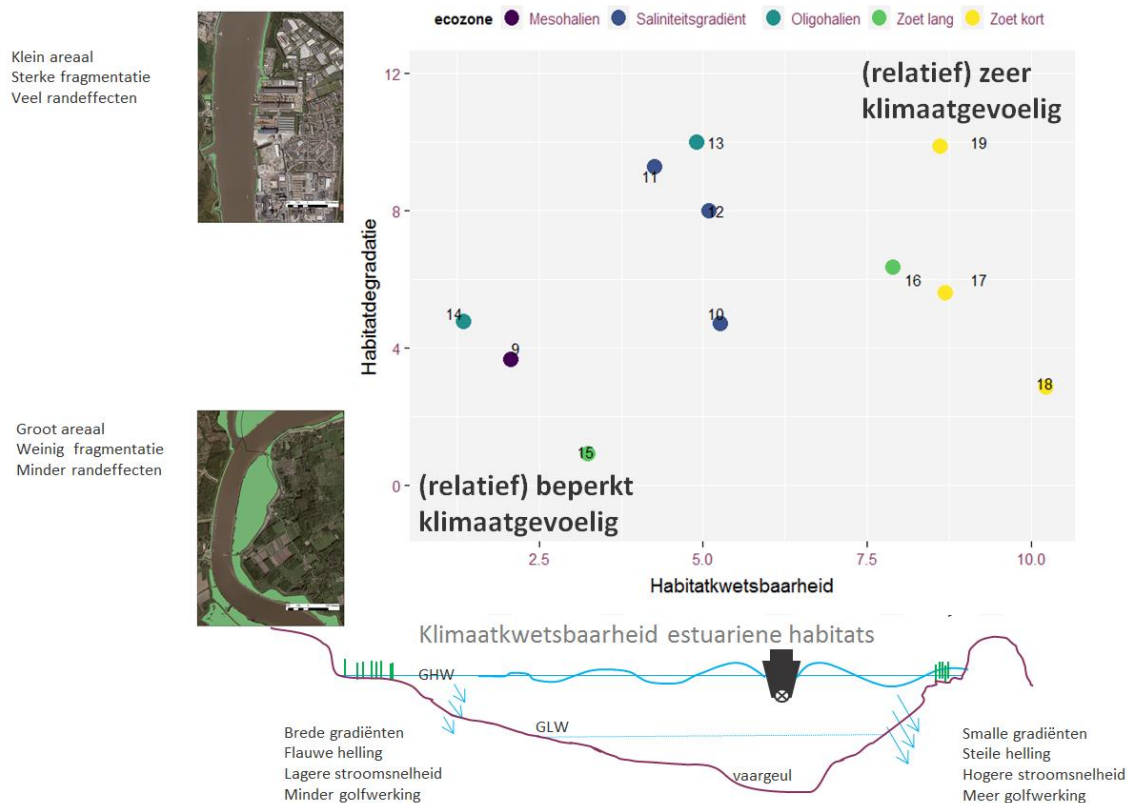


Figuur 4-6. Berekende relatieve habitatkwetsbaarheid van de habitats ten aanzien van klimaatverandering gecategoriseerd per OMESzone (situatie 2013). Hoe hoger de waarde hoe hoger de klimaatkwetsbaarheid.

4.2.3 Klimaatgevoeligheidsschema

De positie van de OMESzones in het klimaatgevoeligheidsschema wordt getoond in Figuur 4-7. Relatief de meest gevoelige OMESzones situeren zich in de zone 'Zoet kort' (17-19) tussen Dendermonde en Gent. De habitatkwetsbaarheid is hier relatief het grootst. Specifiek de zone tussen Wetteren en Gent (19) blijkt gevoelig te zijn op basis van de beschouwde analyse parameters. Zie ook §4.3 voor beperkingen in de methodiek.

De natuur in de zone gesitueerd in de Antwerpse haven (sterke saliniteitsgradiënt; 10-12) wordt gecategoriseerd als gedegradeerd met weinig adaptief vermogen voor klimaateffecten. Dit is deels te wijten aan de sterke fragmentatie van de habitats door haveninfrastructuur. De zone is door de gemiddeld bredere oevers echter iets minder kwetsbaar. De zones tussen de Rupel en Baasrode (14-15) en de mesohaliene zone (9) positioneren zich in het schema als de relatief meest veerkrachtige zones t.o.v. klimaatverandering. Indien alle gegevens voorhanden zouden zijn om de berekening te maken voor het traject van de Schelde tussen Gentbrugge en de ringvaart zou deze zone waarschijnlijk relatief als meest veerkrachtige zone gelden in de Zeeschelde door de grote habitatarealen, weinig fragmentatie, weinig randeffecten en relatief brede gradiënten, met flauwe helling, lage stroomsnelheden en geen stress door golfslag.



Figuur 4-7. Klimaatgevoeligheidsschema Zeeschelde zonder rekening te houden met bijkomende milieudruk. Positionering van de verschillende OMESzones op de adaptatie-assen van habitatdegradatie en habitatkwetsbaarheid. Nummers in de figuur verwijzen naar de OMESzones (zie Figuur 1-1).

4.2.4 Milieudrukken en milderende invloeden

Op basis van de huidige milieudrukken of milderende invloeden kan de positie van de OMESzones in het klimaatgevoeligheidsschema relatief wijzigen. Voor de toestand anno 2013 werd een expert inschatting gemaakt voor verschillende variabelen (Tabel 4-2). We behandelen deze kort hierna.

Saliniteit: de impact van saliniteitsveranderingen (toename concentratie chloride en grotere variatie chloride) wordt ingeschat als vooral van belang in de zone op de grens van zwak brak en zoet – waar de saliniteitsgrens van 2 PSU gelegen is – de tolerantiegrens van wilgen (zie 2.2.4.1) (Markus-Michalczyk et al., 2014). Deze grens ligt nabij de Rupelmonding – OMESzones 13 en 14 zijn hierom relatief gevoeliger gescoord.

Thermische lozingen in het havengebied (vooral kerncentrale) kunnen deze zone relatief gevoeliger maken voor invasieve exoten en warmteminnende vissoorten (Van den Bergh et al. 2012). OMESzone 9 & 10 worden relatief gevoeliger gescoord voor deze milieudruk.

Eutrofiëring: verschillende habitattypes (zie bijlage 1) en het estuarien systeemfunctioneren zijn gevoelig aan hogere concentraties aan nutriënten (zie 2.2.4.2). Via het water is er relatief meer impact nabij de monding van de Rupel (vooral effluent Brussel), de monding van de Dender en nabij Merelbeke. Ook de toekomstige veranderingen in de debieten (zie 2.1.3), met neerslagpieken en meer riooloverstorten, kunnen resulteren in een relatief hogere eutrofiërende milieudruk in de aangrenzende OMESzones. De grote uitstoot van stikstofoxides via de lucht in de havenregio zal een impact hebben op de zones nabij de Antwerpse haven. Dit betreft vooral de OMESzones 10 tot 12 in de mesohaliene zone met sterke saliniteitsgradiënt (Figuur 1-1);

De kans op zuurstofproblemen in het huidige systeem is vooral hoger in de zone met het estuarien turbiditeitsmaximum. In grote lijnen is dit de oligohaliene zone (Barneveld et al., 2018; Maris & Meire, 2017). Niet alleen is hier veel sterfte van zoetwateralgen door saliniteitsstress, er is ook een hoge nutriëntenvracht met meer microbiële zuurstofvraag vanuit de Rupel en een relatief hoge invloed van slibstorting (ongunstig lichtklimaat) door baggerwerken in de Beneden-Zeeschelde. Gecombineerd is hier meer flocculatie in het water. Om deze redenen werden de OMESzones 12, 13 en 14 gevoeliger gescoord voor zuurstofstress. Het voorkomen van zuurstofdips in deze zone kan grote gevolgen hebben voor vismigratie en de opbouw van zoöplankton en hyperbenthos populaties stroomopwaarts.

Voor verzuring wordt geen differentiatie verwacht in het systeem. Langsheen de lengte-as is de zuurtegraad ook relatief gelijkblijvend en seizoenaal schommelend (Barneveld et al., 2018).

Verdroging/vernatting (2.3.1.2) is een andere milieudruk in schorren. OMESzones met de grootste getijamplitude zullen relatief het meest gedraineerd worden maar dit is afhankelijk van de hoogteligging van de huidige schorren (niet alle schorren zijn al in gelijk evenwicht met het getij). Een analyse is nodig om dit nader te onderzoeken (niet mogelijk in het kader van deze opdracht). Bij zich verder zettende verhoging van de schorren bij toenemende getijamplitude, kan de drainage van de schorren toenemen door een toenemend verhang tussen schor en laagwaterniveau. Deze amplitudevergroting gaat gepaard met toenemende hydrodynamiek waardoor zich ook geen pionierschor kan ontwikkelen. Bij verkleinen van de

getijamplitude door de hoogwaterstanden aan te pakken zullen de huidige hoge schorren minder overspoelen. Zo verlaagt de grondwaterstand en zullen schorren verruigen. Indien de dynamiek afneemt ontstaan er dan potentieel kansen voor pionierschor. Omdat voor deze milieudruk het niet duidelijk is wat de ontwikkelingen zijn werd aangenomen dat er geen differentiatie is langs de lengte-as van het systeem voor droogte- (of vocht-) gevoeligheid van de schorren.

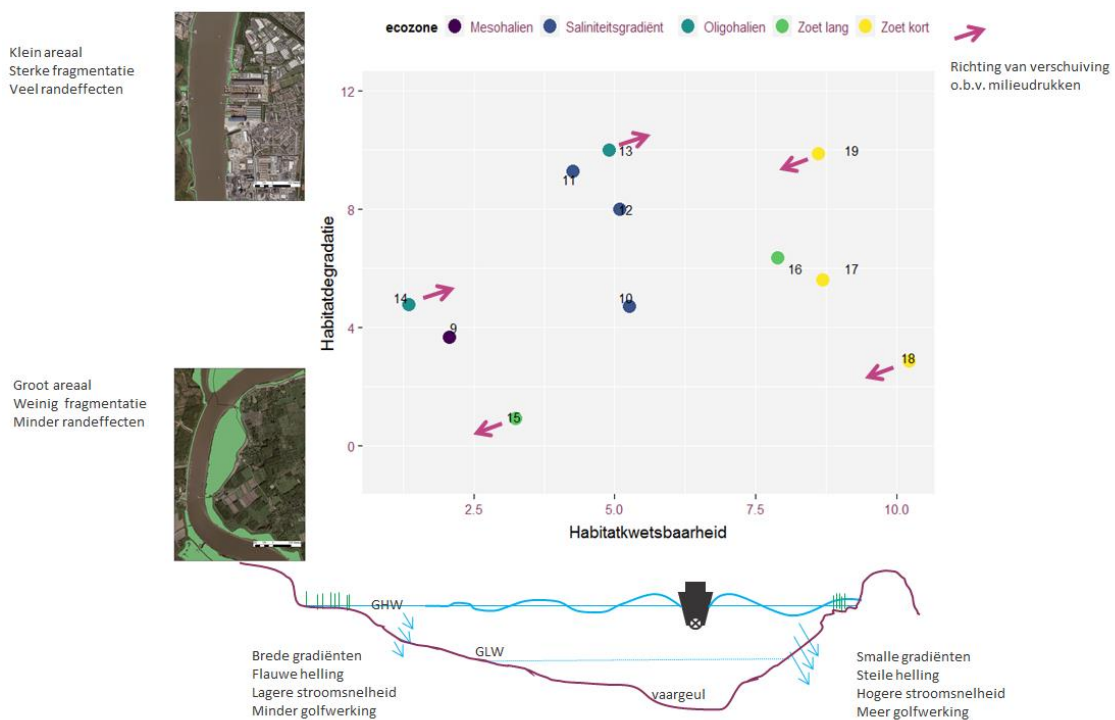
Als milderende invloed werden de Gecontroleerde Gereduceerde Getijgebieden (GGG's) beschouwd die anno 2013 actief waren (Lippenbroek, Bergenmeersen) maar die niet meegenomen werden voor de analyse van de habitatkwetsbaarheid wegens de aanwezigheid van een dijk in het dwarsprofiel. Ook de aanwezigheid van de tijarmen (Gentbrugge-Melle en Durme) vervullen een milderende invloed. Deze refugia vergroten de robuustheid van de betreffende OMESzone tegen bijvoorbeeld eutrofiëring en zuurstofdips en de gebieden kunnen refugia of bronnen vormen voor lokale biodiversiteit.

Langsheen de volledige lengte-as van het Schelde-estuarium bevinden zich wetlands in de vallei. Dit kunnen Sigmagebieden zijn maar ook andere natuurgebieden of compensaties in de haven van Antwerpen. De zone met relatief het minst of bijna geen connecties of uitwijkmogelijkheden naar de vallei is OMESzone 19.

In Tabel 4-2 werd een kwalitatieve inschatting gemaakt van de milieudrukken. Een gesuggereerde verschuiving van de positie van de OMESzones in het klimaatgevoeligheidsschema op de diagonale as van het schema is weergegeven in Figuur 4-8. De zones met de sterkste verschuiving in de richting van 'gevoeliger' voor klimaatverandering waren OMESzone 13 en 14 en in de richting van 'veerkrachtiger' voor zone 15, 18 en 19.

Tabel 4-2. Inschatting voor de invloed van andere milieudrukken en mitigerende invloeden niet in rekening gebracht door het beschouwen van de habitatdegradatie en habitatgevoeligheid. OMESzones 9-19 zie Figuur 1-1. Rood = milieudruk vergroot de klimaatgevoeligheid zone. Groen = mitigerende invloed vermindert de klimaatgevoeligheid. Kleurintensiteit is maat voor verwacht effect in zone.

	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Saliniteit											
Temperatuur											
Eutrofiëring via water											
Eutrofiëring via lucht											
Zuurstofproblematiek											
Verzuring van water											
Droogte											
Refugia											
Wetlands in vallei											
Samengevat verwacht effect milieudrukken											



Figuur 4-8. Klimaatgevoeligheidsschema Zeeschelde rekening houdend met bijkomende milieudruk. Positionering van de verschillende OMESzones op de adaptatie-assen van habitatdegradatie en habitatkwetsbaarheid. Nummers in de figuur verwijzen naar de OMESzones (zie Figuur 1-1).

4.3 Beperkingen en verder onderzoek

Bij de interpretatie en verder doorvertaling naar de adaptatiestrategieën heeft de toegepaste methodiek een belangrijke zwakte en dat is dat – in tegenstelling tot de originele publicatie van Gillson et al. (2012) – de situering van de gebieden langs de assen van het klimaatgevoeligheidsschema relatief is op niveau van de Zeeschelde, en niet relatief tot het ideaal (klimaatresistent, of tot de werkelijke adaptatiepotentie). De gebieden worden verdeeld over de spreiding van de hele as, maar in werkelijkheid zouden ze allemaal kunnen opschuiven naar ‘gevoelig’, omdat ze geen van alle voldoen ten opzichte van een ideaal-referentie. De inschatting is dat deze verschuiving reëel is maar geen afbreuk doet aan de voorgestelde richtlijnen in hoofdstuk 5. De grootste verschuiving wordt er verwacht op de as van de klimaatkwetsbaarheid – alle zones zijn ver verwijderd van een hydromorfologische gunstige systeembreedte door de reeds lange geschiedenis van inpoldering en verdieping. Verder is het belangrijk om te realiseren dat de klimaatkwetsbaarheid en de adaptatiestrategie die hierop volgt bepaald is voor de habitats zonder rekening te houden met reeds aanwezige oeververdediging (breuksteen) en zonder de huidige waarde van de aanwezige habitats in rekening te brengen. Dit kan betekenen dat gevoelige zones momenteel sterk verdedigd zijn en momenteel relatief weinig natuurwaarde hebben, terwijl de investering om er voor natuur een klimaatbestendige, waardevolle zone van te maken (zeer) groot is. Met andere woorden wegen de kosten wel altijd op tegen de baten.

Dit rapport is dan ook geen eindpunt maar eerder een aanzet naar een weloverwogen instrument dat verder op maat kan uitgebouwd worden. Hierbij is het de uitdaging om de risico's (of de adaptatiepotentieel van een gebied) meer absoluut in te schatten. Dit is een uitdaging omdat het resultaat afhangt van het gekozen ideaal referentiescenario (b.v. voldoen aan Instandhoudingsdoelstellingen, voltooien geactualiseerd Sigmaphan, tijdshorizon, met zeespiegelstijging van 15 cm, 40 cm of 1 m?,...). Je zou verschillende scenario's kunnen vergelijken en verschuivingen in het schema visualiseren. Het valt te overwegen om bv. effecten van fragmentatie en verstoring toe te passen op gebiedsspecifieke (doel)soorten. Het verder uitwerken van deze methodiek was niet mogelijk binnen het tijds kader van deze studie.

Het zou interessant zijn bovenstaande analyse uit te voeren op de gemodelleerde habitatkaarten voor de situatie in 2050 (Integraal plan Boven-Zeeschelde). Op deze wijze zou de implementatie van het Sigmaphan met de relatieve verschuiving van de verschillende deelzones onderzocht kunnen worden. Momenteel (situatie juni 2019) zijn de resultaten nog niet definitief. Een bijkomend knelpunt is bovendien het ontbreken van een morfologisch model of een aangepaste bathymetrie voor een toekomstige situatie. De verwachting is dat het estuarium deels ‘meegroeit’ door sedimentatie (en erosie) processen en dat door coastal squeeze de hellingen steiler worden en habitats ten voordele van andere verdwijnen. De huidige resultaten houden hiermee geen rekening waardoor veel habitats met stijgende zeespiegel verdrinken. Dit zorgt ervoor dat het berekenen van de habitatdegradatie en kwetsbaarheid voor een situatie 2050 momenteel weinig betrouwbaar is. De studie – integraal plan Boven-Zeeschelde - voorziet echter bijkomende analyses waardoor het toekomstbeeld realistischer kan benaderd worden.

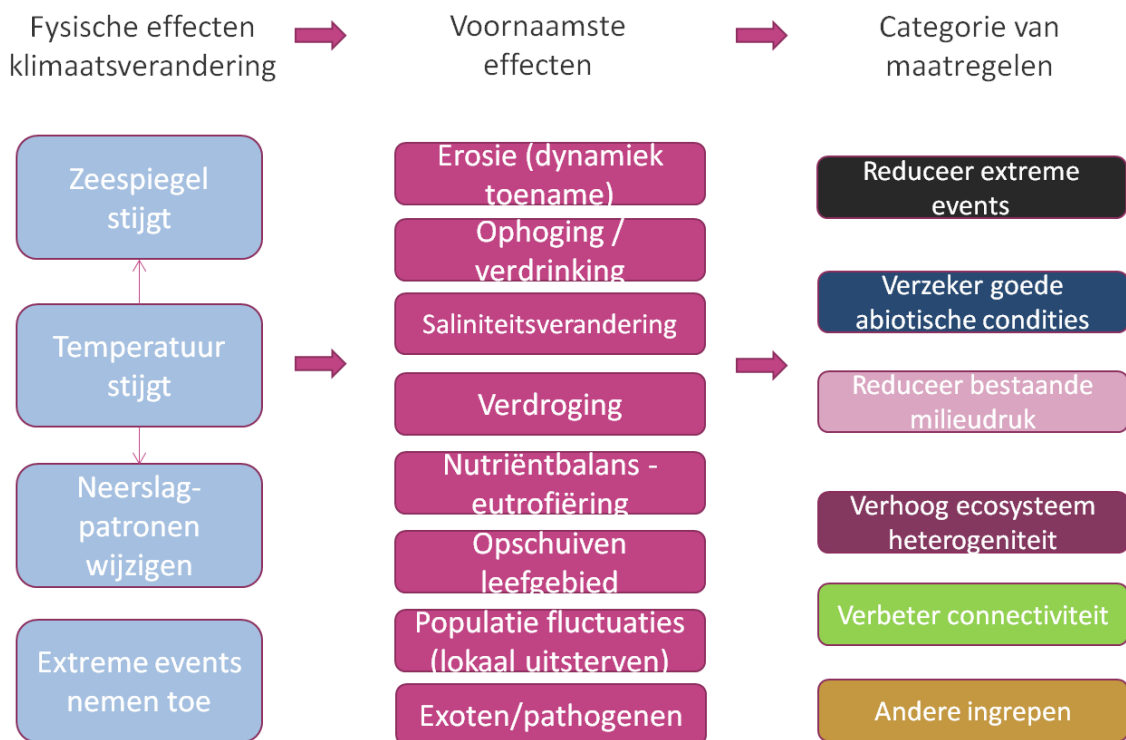
5 Adaptatie strategieën: maatregelen en beheerlijnen Zeeschelde

5.1 Algemeen

De fysische effecten van klimaatverandering en de voornaamste ecologische effecten werden besproken in hoofdstuk 2 (Figuur 2-1). Deze effecten kunnen door verschillende categorieën van maatregelen aangepakt worden (Figuur 5-1) en op basis van de uitgevoerde klimaatgevoeligheidsanalyse kunnen we types van maatregelen voorstellen voor de verschillende OMESzones langsheen de Zeeschelde (Figuur 5-2, Figuur 5-3, Figuur 5-4).

De veerkracht van het estuarium met betrekking tot klimaatverandering verbetert door de drukken aan de bron op te lossen (klimaatmitigerende maatregelen (Figuur 3-1), minder water vervuilen, minder water onttrekken, minder uitstoot van broeikasgassen, minder verhard oppervlak in het stroombekken, ...). Deze brongerichte aanpak situeert zich vaak buiten het estuarium en op een hoger/ander beleidsniveau. Voor deze klimaatadaptatiestudie focussen we op de ecosysteemgerichte aanpak door voldoende ruimte te voorzien, en de connectiviteit en de heterogeniteit van habitats te vergroten waardoor het systeem en haar soorten zelfregulerend adaptief kunnen reageren. Anderzijds kan bijkomend weerstand geboden worden tegen klimaatgerelateerde veranderingen door effectgericht de milieudrukken te reduceren, bijvoorbeeld het verzekeren van een gunstige abiotiek gecombineerd met het reduceren van extreme gebeurtenissen, enz.. In Figuur 5-1 is dit kort samengevat voor vier belangrijke milieueffecten van klimaatsverandering. De maatregelen worden in meer detail toegelicht in hoofdstuk 5.2.

Soorten en habitats in een estuarien ecosysteem, bovendien gelegen in een geïndustrialiseerde regio, ondervinden naast een hoge dosis natuurlijke stress onder de vorm van onder andere een wisselende zoet-zoutgradiënt en getij, ook door de mens nog versterkte milieudrukken zoals een toenemende getijwerking (hydrodynamiek), en een grote belasting met afvalstoffen die accumuleren in het estuarien deel van het waterbekken. Het reduceren van de milieudrukken tot hun natuurlijk niveau vereist een lange termijn planmatige aanpak en kan onmogelijk blijken omdat andere functies primeren. Het verhogen van de ecologische klimaatbestendigheid is een proces dat met urgentie moet aangepakt worden maar met in het achterhoofd steeds de continuïteit van de andere systeemfuncties (veiligheid, toegankelijkheid, wonen, recreatie,...). De verwevenheid tussen het klimaatbestendiger maken van het estuarien ecosysteem en de andere functies die het ecosysteem vervult voor de mens zal een hoeksteen zijn tot het succesvol anticiperen op de gevolgen van klimaatsverandering. Veel van de voorgestelde maatregelen zijn niet alleen gunstig voor de natuur maar leveren ook tal van voordelen voor de maatschappij. Bij verdere concretisering van een 'klimaatadaptatieplan Sigmaplan 2.0' zal een kosten-baten analyse een afwegingskader moeten scheppen om de functies voor natuur, veiligheid en maatschappij te verantwoorden (Broeckx et al. 2013; Vrebos et al., 2017; Boerema et al., 2018).

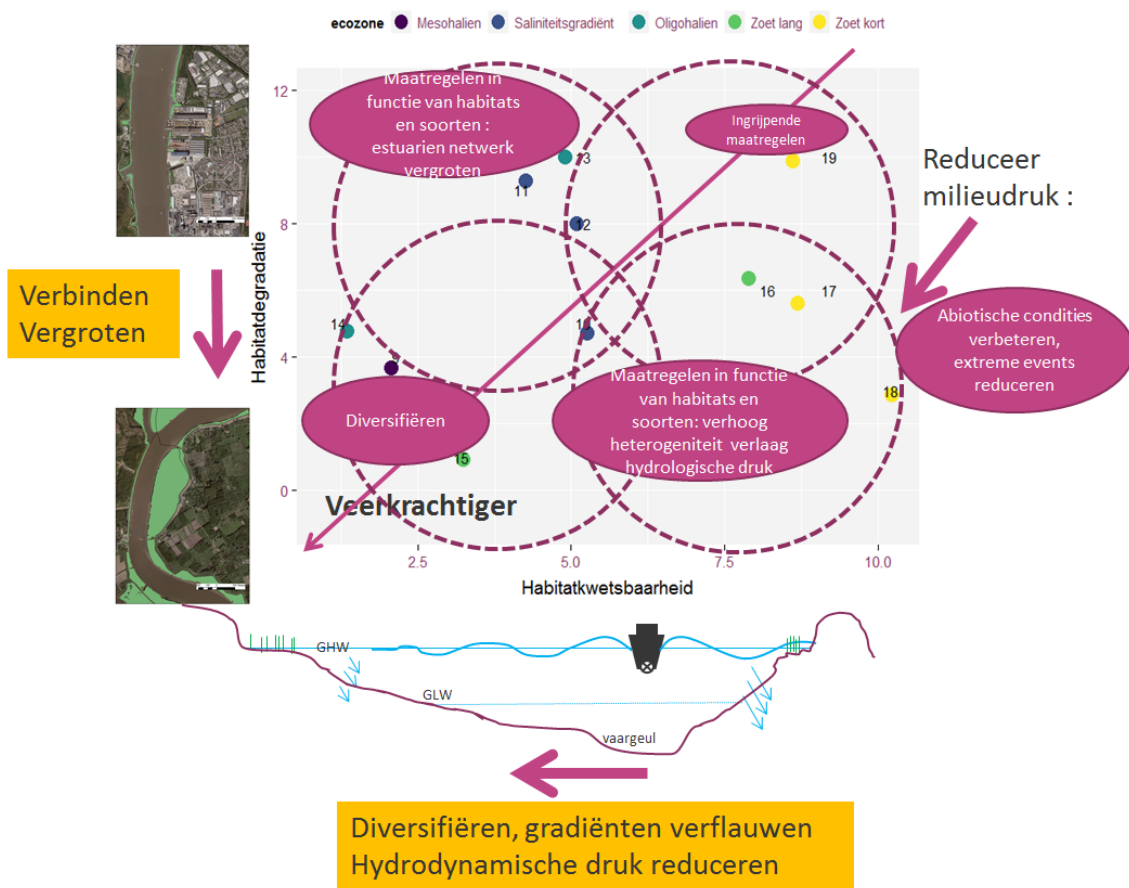


Figuur 5-1. De voornaamste effecten van klimaatverandering (zie hoofdstuk 2) in relatie tot de categorieën van maatregelen die kunnen worden uitgevoerd. (gebaseerd op Europese commissie, 2013).

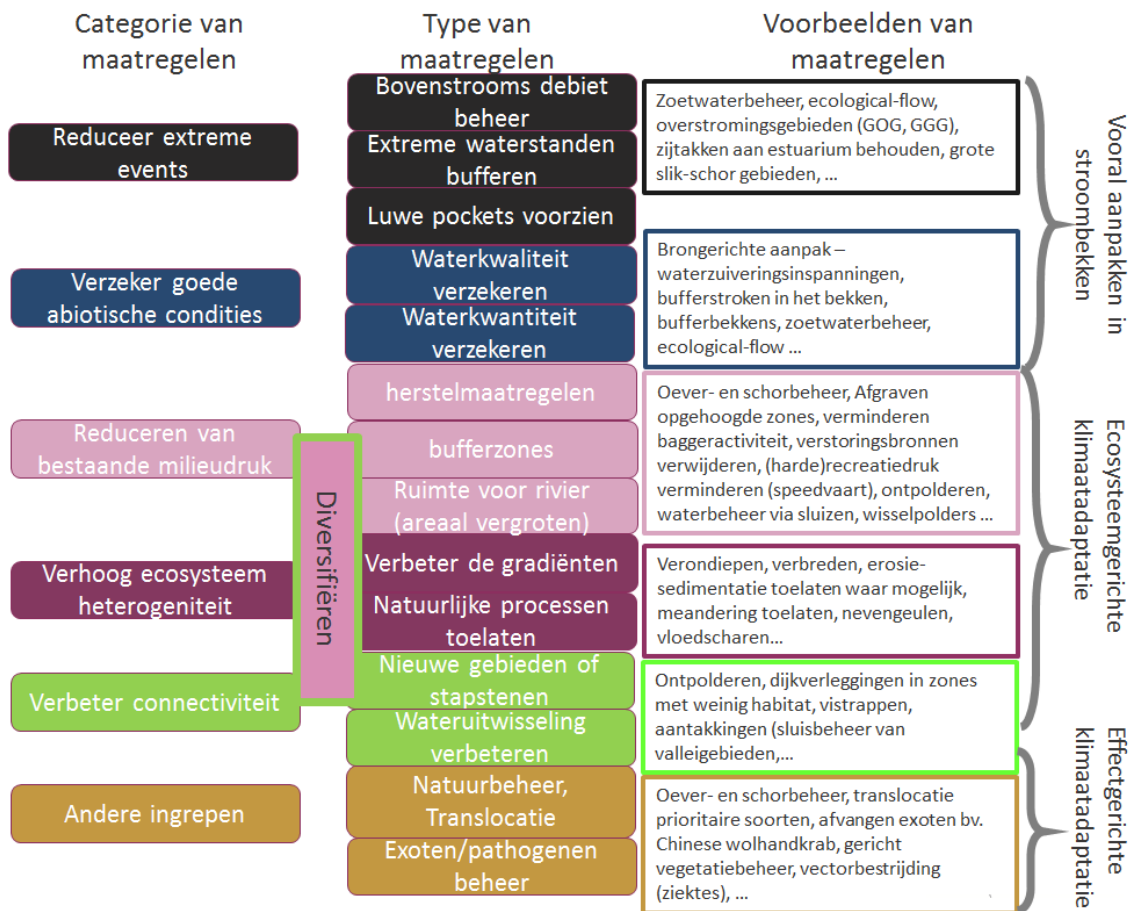
5.2 Toepassing in de Zeeschelde

Op basis van hun ligging in het klimaatgevoeligheidsschema (Figuur 4-7) kunnen we verschillende prioritaire maatregelen aanbevelen om de natuur in de verschillende delen van de Zeeschelde adaptiever te maken ten aanzien van klimaatverandering. Algemeen is het de wens om de toestand van alle secties van de Zeeschelde (hier OMESzones) te verbeteren zodat ze verschuiven naar een veerkrachtiger positie (linksonder, lagere waarden langs beide assen) in het klimaatgevoeligheidsschema (Figuur 5-2), en dit door het inpassen van maatregelen voorgesteld in Figuur 5-3.

In Figuur 5-2 wordt er, naast het benoemen van de strategie, een inschatting gemaakt van de kosten-baten in relatie tot de positie en gekozen strategie. De hoogste 'winst' met een relatief beperkte kost is te verkrijgen door in te zetten op zones waar een adaptatie wordt voorgesteld in functie van habitats en soorten, hetzij door het ecologisch netwerk te verbeteren door verbindingen te maken of gebieden te vergroten, hetzij door de heterogeniteit te verhogen en hydrodynamische druk te verlagen door te diversifiëren, gradiënten te verflauwen en/of hydrodynamische druk te reduceren. Ook het aanpakken van de milieudruk heeft een interessant kosten-baten plaatje – grotendeels ook omdat de aanpak vaak een groot ruimtelijk effect heeft. Zones die momenteel relatief goed scoren, kunnen verbeterd worden maar de kosten-baat verhouding zal iets lager zijn. Tenslotte is het aanpakken van de meest gevoelige zones relatief duur, met grootschaliger ingrepen nodig om de klimaatbestendigheid van de natuur te verbeteren. Deze aspecten kunnen mee beschouwd worden in het prioriteren van de zones waar je als maatschappij op wil inzetten.



Figuur 5-2. Klimaatgevoeligheidsschema van de Zeeschelde met adaptatieprioriteit en strategie in functie van de klimaatgevoeligheid en milieudrukken. Naarmate de Zeeschelde zones gevoeliger zijn voor klimaatverandering verschuift de adaptatiefocus van ecosysteemgericht onderhoudsbeheer naar een meer intensief, effectgericht beheer. De grootte van de strategie-ellipsen is indicatief voor de verwachte kosten-baten van de strategie.



Figuur 5-3. Verfijning van de categorieën van maatregelen met generieke checklist om klimaatbestendigheid te vergroten in de Zeeschelde: types en voorbeelden van maatregelen.

De kwetsbaarheidsanalyse (situatie 2013) houdt rekening met Sigmagebieden gerealiseerd in 2013 (als milderende invloed), zijnde Lippenbroek, Bergenmeersen en Burchtse weel maar niet met de recente of toekomstige implementatie van het geactualiseerde Sigmaplan, waartoe ook de projectgebieden horen. Omdat deze maatregelen ecosysteemgericht zijn zal de extra natuur sowieso de klimaatbestendigheid vergroten. De ruimtelijke inplanning van de gebieden langs de Zeeschelde in het geactualiseerde Sigmaplan is voornamelijk een afweging geweest tussen maatschappelijke kosten-baten en optimaal ecologisch functioneren (Couderé et al., 2005). De ruimtelijke inplanning van de gebieden is daarom niet overeenkomstig met de klimaatgevoeligheidsanalyse, zoals uitgevoerd in deze studie, en die naast areaal voor ecosysteemfunctioneren ook rekening houdt met algemene habitatheterogeniteit, hydrodynamische belasting van de oevers en connectiviteit.

De resultaten van de systeemanalyse gemaakt in het integraal plan Boven-Zeeschelde tonen aan dat de geplande natuurontwikkeling voorzien in het geactualiseerde Sigmaplan het ecosysteem onvoldoende aanpast om de negatieve effecten van klimaatverandering op natuur tegen 2050 volledig te bufferen (Smolders et al., 2017, Vanoverbeke et al., 2019a). Hierdoor zijn er bijkomende maatregelen noodzakelijk in de toekomst waartoe deze studie de nodige suggesties geeft.

Keuze van type maatregelen

In het traject de Lange termijnvisie voor het Schelde-estuarium (LTV) werd een literatuuronderzoek gewijd aan estuariene herstelmaatregelen (Van Oevelen et al., 2000; Van den Bergh et al., 2003). In deze studies werd de toepasbaarheid onderzocht van estuariene herstelmaatregelen voor het Schelde-estuarium.

Maatregelen die meer ruimte aan het Schelde-estuarium geven door uitbreiding van het intergetijdengebied kunnen een substantiële versterking van haar ecologische functies bewerkstelligen. Hiertoe behoren onder andere ontpolderen door dijkdoorbraken of door het introduceren van een gecontroleerd gereduceerd getij met sluisbeheer en het afgraven van opgehoogde buitendijkse gebieden. Ook het herstellen van natuurlijke overgangen en habitatuitbreiding voor estuariumgebonden soorten komen klimaatbestendigheid en het ecologisch herstel van het estuarium ten goede. Maatregelen die het intergetijdengebied uitbreiden ten koste van ondiepwatergebieden, zoals de constructie van strekdammen en sedimentsuppletie, worden minder positief beoordeeld omdat het ene waardevolle habitat verruild wordt voor een ander. Schorfixatie of -verdediging kan noodzakelijk zijn om te redden wat er nog rest maar belemmert de typische estuariene dynamische processen. Dergelijke ingrepen zijn effectgerichte maatregelen die minder bouwen op het adaptief vermogen maar eerder effectgerichte, rigide kunstgrepen zijn ter verdediging. Natuurvriendelijke uitvoeringsalternatieven van infrastructuurwerken als dijkverdediging vallen in dezelfde categorie (zie oeverbeheerplan 5.2.2.1) maar zijn klimaatvriendelijker. Maatregelen die erop gericht zijn om natuurlijke processen te versnellen, te sturen of te verhinderen worden eerder negatief beoordeeld omdat ze autonome ontwikkelingen tegengaan. Hiertoe behoren onder andere vegetatiegerichte maatregelen zoals aanplanten, bemesten, bestrijden of vraatbescherming. Indien autonome ontwikkelingen uitgesproken negatief zijn kunnen dergelijke maatregelen echter van nut zijn.

Tabel 5-1. Technische haalbaarheid van een aantal estuariene herstelmaatregelen in de verschillende zones van het Schelde-estuarium en beoordeling van hun potentiële bijdrage aan de ecologische functionaliteit en autonome ontwikkeling van het estuarium. (1: Mending-Vlissingen, 2: Vlissingen- grens, 3: grens-Rupel, 4: Rupel-Gent; +: de herstelmaatregel versterkt de natuurlijke functies van het estuarium en biedt lokaal mogelijkheden voor autonome ontwikkeling; 0: de herstelmaatregel versterkt de natuurlijke functies van het estuarium of biedt lokaal mogelijkheden voor autonome ontwikkeling; -: geen van beiden). Groen zijn ecosysteemgerichte adaptatiemaatregelen, grijs zijn eerder effectgerichte maatregelen ter mitigatie (weerstand bieden). (naar Van Oevelen et al., 2000).

Maatregel	Toepasbaarheid in de Schelde				Ecologische functies	Besluiten
	1	2	3	4		
Ontpolderen; dijkdoorbraak	X	X	X	X	+	Ontpolderen kan indien goed gepland een substantiële bijdrage aan uitbreiding van intergetijdengebied leveren. Starten vanuit de juiste uitgangshoogte (net onder GHW) en zeewaarts gerichte helling zijn belangrijk voor een goede kreekontwikkeling. Als het gebied hoog genoeg komt te liggen kan vegetatieontwikkeling worden verwacht. Aanplanten van vegetatie om kolonisatie te versnellen is zelden succesvol, de aanplant sterft af als de hoogteligging t.o.v. het getij niet de juiste is of wordt verdrongen door natuurlijke vegetatie. Een goede ontwikkeling van een gebied met slikken, krekken en schorren, dat even functioneel is als naburige functionele natuurlijke systemen vergt meerdere decennia. Accretie van organisch rijk estuarien slib is nodig voor een goede schorbodemontwikkeling, die de basis moet vormen van het voedselweb.
Occasioneel sluisbeheer (b.v. seizoenaal inlaten van Scheldewater)	X	X	X	X	0	De doelstellingen van de geëvalueerde projecten zijn zo uiteenlopend dat een eenduidige conclusie moeilijk te trekken is. Wel kan worden gesteld dat deze gebieden door vogels in gebruik worden genomen en dat in zoutbrak gebied zoetwater vegetatie vervangen wordt door zouttolerante soorten.
Permanent sluisbeheer (b.v. gecontroleerd gereduceerd getij)	X	X	X	X	+	Maatregel blijkt succesvol te zijn om ecologisch functioneel intergetijdengebied te doen ontstaan. Het overstromingsregime is bepalend voor de evolutie van de vegetatieontwikkeling en opbouw van een voedselweb. Over het algemeen is er door de beperkte uitwisseling een lagere sedimentatiesnelheid en een snellere accumulatie van organisch materiaal.
Herstel natuurlijke overgangen	X	X	X	X	+/-	Uitkomst sterk gebieds- en context afhankelijk. Verwijderen van dijk als barrière in de habitatgradiënt kan interessant zijn (o.a. om het achterliggende gebied deels meestromend te maken) indien de golfwerking beperkt is in het gebied. Het uitgraven of uitdiepen van krekken in natuurlijke schorren blijkt vaak een tijdelijke oplossing. Als alleenstaande maatregel niet aan te bevelen. Het verhoogt de sedimentatie op het schor. Bovendien moet de ingreep na enkele jaren herhaald worden. De herstelmaatregel gaat vaak gepaard met onderstaande maatregelen.
Getijdengebied uitbreiden; afgraven	X	X	X	X	+	Het is aan te raden om het gebied af te graven tot op hoog slik niveau, zodat natuurlijke sedimentatie zorgt voor een rijke sliklaag die essentieel is voor schorvorming.
Getijdengebied uitbreiden; constructie	X	X	X		0	Mits voldoende aanvoer van sediment en beperkte golfaanval kan deze maatregel met succes toegepast worden.
Getijdengebied uitbreiden; suppletie	X	X			0	Als deze maatregel specifiek gebruikt is om intergetijdengebied uit te breiden, blijkt dat deze vooral toepasbaar is in stroomluwtes waar (lichte) sedimentatie plaatsvindt en de suppletie moet rijk zijn aan organisch materiaal en stikstof. Maatregel is in de Verenigde Staten vooral uitgevoerd om baggerdepots te stabiliseren, vegetatie vestiging is meestal succesvol, vooral op slibrijke bagger, op meer zandige bagger zijn condities vaak te arm. De vraag is of het zinvol is om het ene soort habitat kunstmatig in te ruilen voor een andere soort.

Maatregel	Toepasbaarheid in de Schelde				Ecologische functies	Besluiten
Schorfixatie; constructie	X	X	X	X	0	De schorrand kan worden gefixeerd met aanplant, vlechtwerk van perkoenpalen en wilgenbussels en breuksteen. Bij een zachte geleidelijke overgang van slik naar schor met relatief weinig stroming lijkt aanplanting de aangewezen maatregel, omdat deze bovendien de mogelijkheid tot schoraanwas geeft. Bij een steile overgang kan terrasbouw de overgang geleidelijker maken, waarbij perkoenpalen te verkiezen zijn door de langere levensduur en omwille van het esthetisch aspect. Fixatie van schorrand met breuksteen kan erosie voorkomen, maar natuurlijke processen worden hiermee belemmerd (en je brengt substraat in de rivier dat onnatuurlijk is).
Schorfixatie; suppletie	X	X	(X)		-/+	Maatregel kan toegepast worden als de hydrodynamiek en golfaanval beperkt is, maar gewaakt moet worden voor verzanding van het schorgebied en ontoelaatbare verstoring van het bodemleven. Suppletie op het hoog slik is niet gewenst. Suppletie in het ondiep water om een flauwere helling te realiseren van de oever kan een geschikte maatregel zijn om schorerosie te reduceren.
Dijkverdediging terrassen		X	X	X	0	Op basis van toepassingen in het brakke gedeelte van de Zeeschelde lijkt deze maatregel een bijdrage aan de longitudinale gradiënt te kunnen leveren. Terrassen onderhevig aan golfslag en sterke stroming hebben minder kans op vestiging van vegetatie.
Vegetatie; aanplanten	X	X	X	X	-	Bij <i>Spartina</i> aanplanten moet aandacht besteed worden aan bodemeigenschappen (saliniteit, textuur, topografie), (over)stromingsregime, seizoen, soort selectie, dichtheid van aanplant. Aanplanten is meer succesvol dan zaaien, maar arbeidsintensiever. Natuurlijke kolonisatie is verkiesbaar boven aanplant, mits er een goede zaadbank in de buurt is en predatie van kiemplanten door bodemdieren (bv. <i>Nereis</i>) beperkt is en de specifieke situatie er zich toe leent. Natuurlijke herkolonisatie is sneller in zoetwater getijdengebieden (1-2 groeiseizoenen) dan in brakke of zoute. Vraatbescherming kan de vestiging helpen.
Visbiotoop; krekens graven	X	X	X	X	0	Uitgraven van een krekensysteem als visbiotoop in nieuwe gebieden lijkt effectief, rijpheid van krekens lijkt minder van belang dan de vorm. Een kreek zal zich morfologisch aanpassen aan het watervolume dat het moet afvoeren. Krekens zullen eroderen indien ze zich natuurlijk vormen in een nieuw gebied, of ze zullen sedimenteren indien te groot gegraven.
Vismigratie; sluisbeheer	X	X	X	X	+	Een aangepast beheer van de uitwateringssluizen tijdens het paaiseizoen of voor de passage van juveniele vis waarbij uitwisseling met de polder mogelijk wordt, biedt perspectief.
Vogelinlagen	X	X	X	X	+	Daar waar in het buitendijksgebied bepaalde habitattypen voor estuarium-gebonden soorten onvoldoende aanwezig zijn (rust, broed, overtij, foerageer) kan dit door het inrichten van inlagen binnendijks verholpen worden zodat deze soorten toch nog kunnen stand houden in die gebieden.

We focussen in eerste instantie op de ecosysteemgerichte maatregelen (5.2.1); in de daaropvolgende sectie bespreken we generiek de effectgerichte maatregelen (5.2.2) die geïmplementeerd kunnen worden in het estuariene beheer. Bij de bespreking van milieudrukken leggen we de focus op milieudrukken waarop we mogelijk kunnen ingrijpen door het uitvoeren van maatregelen in het estuarium of waar er door beleidsbeslissingen invloed op uit te oefenen is. De volgende bespreking is geen geïntegreerd klimaatadaptatieplan – het is een bespreking van mogelijke suggesties om het systeem klimaatbestendiger te maken. Integratie van alle gekozen maatregelen is een belangrijke – nog te onderzoeken - stap omdat maatregelen op een bepaalde plaats ook een effect kunnen hebben stroomop- of afwaarts. En omdat nog veel onduidelijk is over de effecten van klimaatverandering en de effecten van mogelijke ingrepen, zal er nog veel geleerd moeten worden van wat wel en niet effectief is – “learning by doing”.

5.2.1 Ecosysteemgericht: adaptief vermogen van het estuarien systeemfunctioneren vergroten

In Figuur 5-2 staan vier kwadranten aangegeven die globaal vier verschillende wijzen van klimaatadaptatie aanpak aangeven. i) Ingrijpendere maatregelen, ii) maatregelen in functie van habitatten en soorten met focus op versterken van het estuarien netwerk, iii) maatregelen in functie van habitatten en soorten met focus op het verhogen heterogeniteit en verlagen van hydrodynamische druk en iv) diversifiëren estuariene natuur. Deze 4 kwadranten in het schema zullen hier kort nader worden toegelicht door het toepassen van de maatregelen schematisch weergegeven in Figuur 5-3 en Tabel 5-1.

Kwadrant zones met ingrijpendere maatregelen

De meest klimaatgevoelige zone, OMESzone 19 (Wetteren – ringvaart) (Figuur 4-7, Figuur 4-8, Figuur 5-2), situeert zich helemaal stroomopwaarts in de Zeeschelde. Dit gedeelte van het estuarium is het minst aangepast aan de huidige hydrodynamische situatie. De vallei is smal en de mesotidale getij-invoel is ook relatief recent in de geschiedenis (Van Braeckel et al., 2012). De waterloop is hier het sterkst ingedijkt met een sterke habitatdegradatie en zeer beperkte heterogeniteit in de estuariene natuur. In deze zone (en ook zone 16-17 en 12-13) is het adaptief vermogen zeer laag; de natuurlijke en flexibele veiligheidsfunctie die oevers en de vallei in een estuarium vervullen ontbreekt grotendeels en men is aangewezen op het steeds verder ontwikkelen van starre oeververdedigingen. Daarbovenop komt dat deze zone het meest gevoelig is voor milieudrukken komende vanuit het bekken en als eerste zone de extreme (hydrodynamische) events (met name periodieke extreme zoetwaterafvoeren) zou moeten bufferen. In deze zone zullen relatief grootschalig ecosysteemgerichte maatregelen noodzakelijk zijn of moet met effectgerichte ingrepen de natuur klimaatbestendig(er) gemaakt worden.

Het verlagen van de milieudruk is een belangrijk aandachtspunt om deze zone klimaatbestendiger te maken. Deels liggen de mogelijke maatregelen en het maken van goede afspraken rond de zoetwaterverdeling buiten het specifieke estuariene beheerpakket en vereisen ze een brongerichte aanpak in het bekken. Desalniettemin zijn afspraken en criteria noodzakelijk met betrekking tot aanvaardbare piekdebieten. Criteria met betrekking tot de ecologische debieten moeten ontwikkeld worden zodat maatregelen in het bekken en in de

Gentse afwatering kunnen getroffen worden om de milieudruk te verminderen op de Zeeschelde.

Maar ook in het estuarium zijn maatregelen mogelijk om bij piekdebieten de verblijftijden te vergroten of om gehele uitspoeling van de biodiversiteit (en pelagiale voedselketen) te verhinderen. De aanwezigheid van een extra rivierarm (refugia) zonder bovendebiet, bredere schorren met goed ontwikkelde krekenselsels, luwere nevengeulen, GGG's of het overstroombaar maken van delen van de vallei met vertraagde afgifte zijn goede voorbeelden van maatregelen die zowel de habitatdegradatie zullen verlagen als de habitatkwetsbaarheid zullen verminderen met gunstige effecten voor de aanwezige soorten. De maatregelen zorgen voor een snel herstel van de zone na het optreden van piekdebieten. Het belang van het algemeen klimaatbestendiger maken van het estuarien systeem door de aanwezigheid van het traject Melle-Gentbrugge verdient nader onderzoek en dient meegenomen te worden in de kosten-baten analyse over de toekomstscenario's van deze rivierarm.

Ook bij lage bovenafvoer wordt deze zone van het estuarium gekenmerkt door toenemende milieudruk: het zwevende stof gehalte neemt toe, afbraakprocessen nemen toe, zuurstofconcentraties dalen (zie hoofdstuk 2). Maatregelen die deze aspecten mitigeren zijn: bijkomende oppervlakte onder getij die het systeem beluchten en zorgen voor sedimentafzettingsruimte.

Voor zones gepositioneerd in dit kwadrant is de milieudruk door stroomsnelheden zeer groot, enerzijds door vaak smallere rivierdwarssectie zijn de stroomsnelheden relatief hoger en neemt de vaargeul een relatief bredere aandeel in waardoor de oeverbelasting door golven groot is. Voorgestelde maatregelen zoals hierboven beschreven en snelheidsbeperkingen voor de scheepvaart kunnen de milieudruk verminderen.

Een andere zone waar grootschaliger maatregelen worden gesuggereerd op basis van de analyse betreft OMESzone 13 (Kennedytunnel tot Rupelmonding). Het klein areaal aan schor, bovendien sterk gefragmenteerd en met veel randeffecten (verstoring), zorgt voor een hoge habitatdegradatie index ten opzichte van de andere zones. Ook de habitatkwetsbaarheid is er relatief groot. Deze zone is de doorbraakzone van de Schelde doorheen de Boomse klei cuesta en is hierdoor ook van nature relatief smal met steile oevergradiënten en hogere stroomsnelheden. Echter heel wat natuurlijke oeverzones zijn ingenomen door industriële activiteit. In deze zone kan de klimaatbestendigheid verbeteren door te werken aan de connectiviteit met nieuwe estuariene zones (bv. ontpolderingen, GGG's, en landwaartse dijkverplaatsingen). Of er kan gedacht worden aan oplossingen volgens het principe van wisselpolders (De Mesel et al., 2013). Dit concept is geen zuivere natuur klimaatadaptatie maar legt de nadruk op het combineren van verschillende functies (natuur, landbouw, wonen, industrie, veiligheid,...) om op een innovatieve, adaptieve en duurzame manier om te gaan met zeespiegelstijging in het estuarium. Het concept vertrekt vanuit het ontpolderen of ruilen van laaggelegen zones in de vallei (wetlands, landbouw- of industriegrond) met opgesedimenteerde hoge schorren. De lage gebieden krijgen een estuariene natuurfunctie waardoor de gebieden opsedimenteren. Eénmaal hoog genoeg worden de gronden opnieuw ingepolderd, wordt er een nieuwe bestemming aan gegeven en start een volgende wisselcyclus. Dit principe reduceert ook het overstromingsgevaar door het geleidelijk aan meegroeien van de vallei met de stijgende zeespiegel. Het implementeren van een dergelijk

concept kan bijvoorbeeld gekoppeld worden aan de klimaatrobustheid van ondernemingen of activiteiten in de vallei. Bij hernieuwing van vergunningen kunnen de hoogteligging en potentiële connectie met de rivier een belangrijk evaluatiepunt zijn.

Kwadrant maatregelen in functie van habitats en soorten: versterken estuarien netwerk

Het klimaatgevoeligheidsschema (Figuur 5-2) legt vooral voor de OMESzones 14 (Rupel- tot Durmemonding), 11 - 12 (Ketenisse - Kennedytunnel) de nadruk op het aanpakken van de habitatdegradatie. De analyse stelt voor om de maatregelen hier te focussen op het verbeteren van het estuarien netwerk: vergroten van de buitendijkse arealen, nieuwe stapstenen, reduceren van de randeffecten en verbeteren van de connectiviteit.

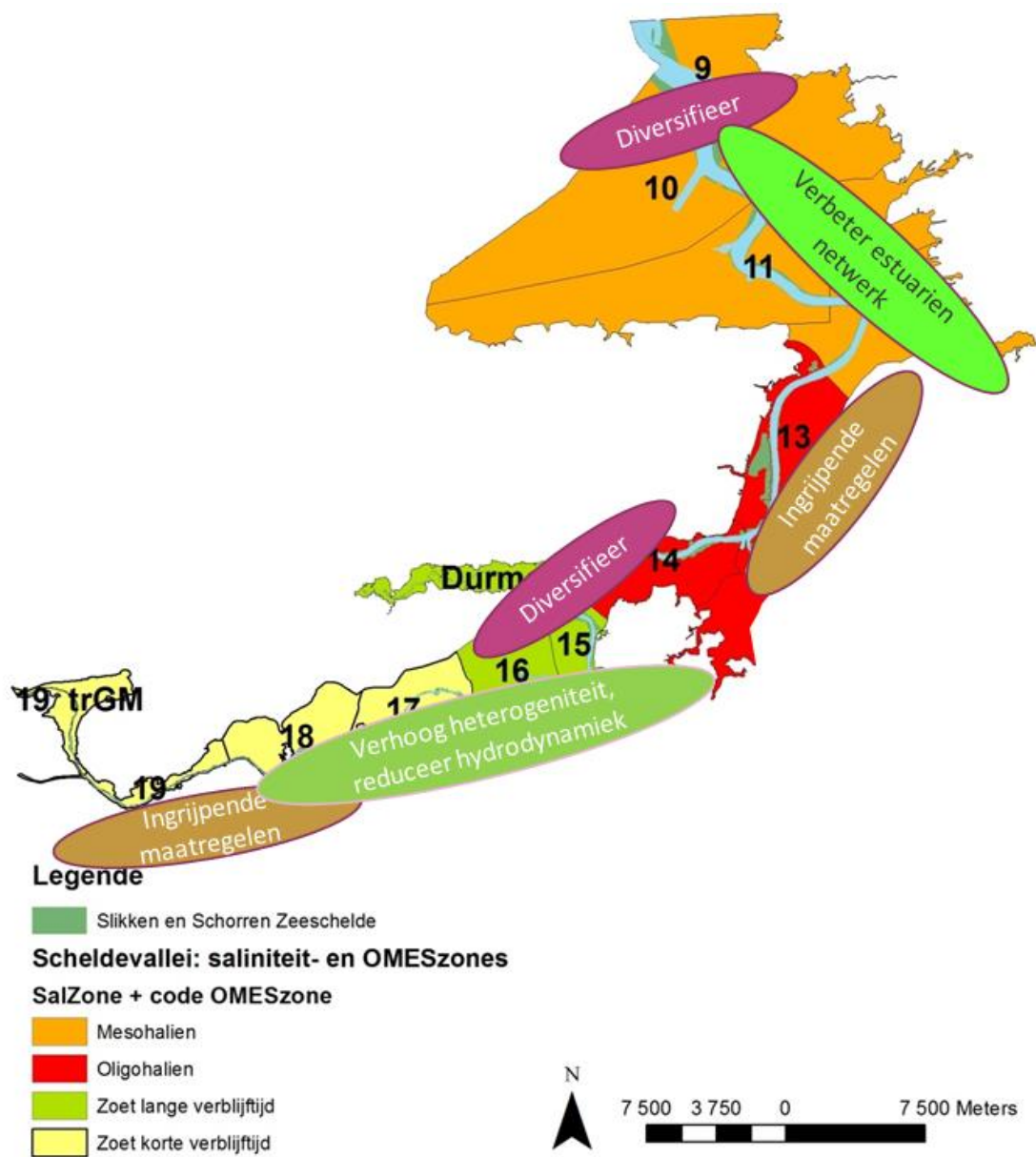
Kwadrant maatregelen in functie van habitats en soorten: verhogen heterogeniteit en verlagen hydrodynamische druk

Het klimaatgevoeligheidsschema (Figuur 5-2) legt vooral voor de OMESzones 16-18 (Baasrode tot Wetteren) de nadruk op het verlagen van de hydrodynamische druk en het verbeteren van de gradiënten in de dwarssectie van de rivier. Hoewel de connectiviteit en de schoroppervlaktes relatief gunstig zijn in deze zone is er vooral een zeer grote druk op de laagdynamische ondiep waterzones en slikken. Deze habitatten zijn gekenmerkt door steile gradiënten en hoge dynamiek. Het verbreden van de gradiënten met brede laagdynamische ondiep waterzones en bredere slikken is de voornaamste strategie om de klimaatbestendigheid te vergroten in deze zone. Dit kan gerealiseerd worden door het landwaarts verplaatsen van de dijken en de rivierwaartse habitatten te herprofilieren tot een geschikte uitgangssituatie met ondiep water en slik. Belangrijk is dat de vaargeul niet verdiept, anders zal het oeverprofiel opnieuw evolueren naar een steiler profiel zonder klimaatbestendiger te worden.

Kwadrant diversifiëren

Het klimaatgevoeligheidsschema (Figuur 5-2) toont dat OMESzones 9 (grens – Galgenschuur) en 15 (Durmemonding tot Baasrode) de meest veerkrachtige zones zijn. OMESzone 9 en 10 nog relatief iets minder omwille van de sterke fragmentatie door de haveninfrastructuur op rechteroever. De zones worden echter gekenmerkt door nog relatief beperkte habitatdegradatie en lage habitatkwetsbaarheid met betrekking tot klimaatverandering. Dit door relatief grote oppervlaktes habitat die geconnecteerd zijn. De habitatgradiënten zijn relatief geleidelijk met relatief goede heterogeniteit.

De adaptatiestrategie in deze zones moet focussen op het verder diversifiëren met ecosysteem gerichte maatregelen opgesomd in de andere kwadranten, samengevat in Figuur 5-3 en ruimtelijk getoond in Figuur 5-4.



Figuur 5-4. OMESzones met de globale aanpak van de ecosystemegerichte adaptatiestrategieën in de Zeeschelde.

5.2.2 Effectgericht: gevolgen van klimaatverandering verminderen

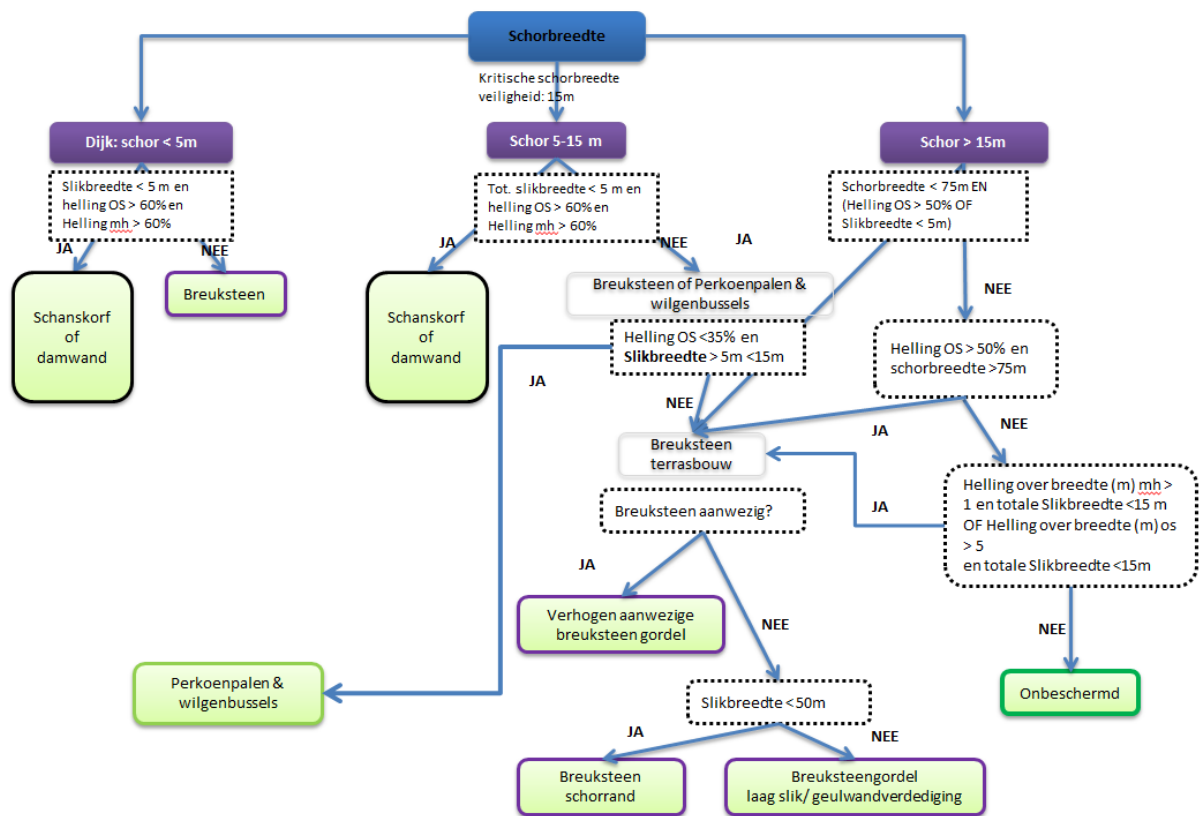
Onder deze paragraaf bespreken we effectgerichte maatregelen die de blootstelling aan (de effecten van) klimaatverandering verminderen door ingrepen (=effectgerichte adaptatie). Dit kan door weerstand te bieden, door gericht vegetatiebeheer, of door het verplaatsen van soorten. Deze ingrepen vergen actieve en regelmatige opvolging. In parallel met deze studie lopen projecten die deze aspecten in detail uitwerken. Ze worden hieronder kort toegelicht.

5.2.2.1 Oeverbeheerplan

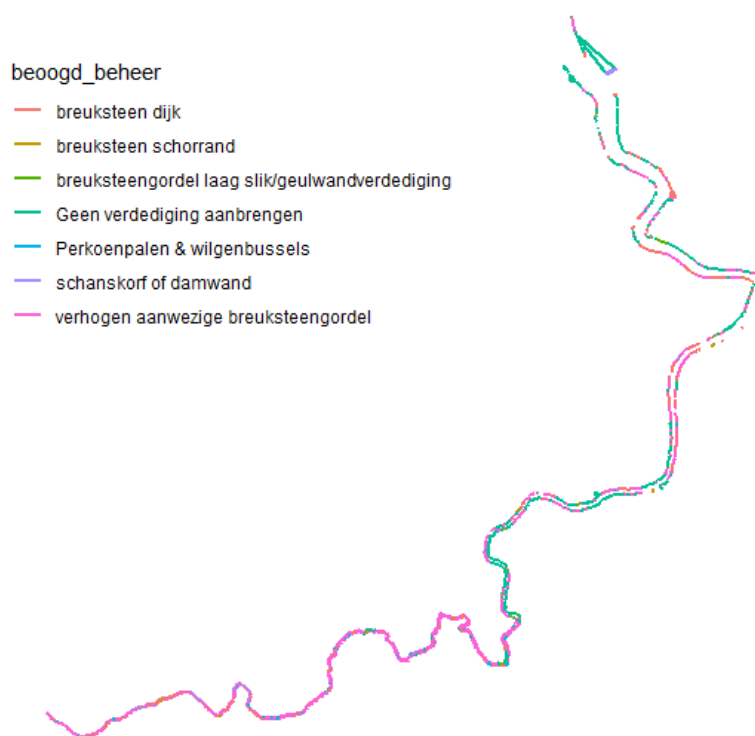
Een oeverbeheerplan schept een kader, geschematiseerd door een beslisboom (Figuur 5-5), dat de beheerder helpt om keuzes te maken voor een passende en duurzame oeververdediging bij een onderhoudsvraag in de Zeeschelde. Welk type oeververdediging? Waar kan natuurtechnisch gewerkt worden en waar kan erosie plaatsvinden zodat er (ooit) een natuurlijke, dynamische slik-schor cyclus kan optreden. Hard verdedigen waar het moet zacht waar het kan. Voor meer details en de uitwerking van deze effectgerichte aanpak van toenemende oevererosie is te vinden in Van Ryckegem et al., (2015, 2019).

In de huidige hydromorfologische context is het vaak nodig om de natuurlijke slik en schorrand te verstevigen indien er erosie wordt vastgesteld. Op heel wat locaties zou de immers smalle oeverzone op korte termijn kunnen eroderen en risico op falen van de waterkering veroorzaken. Om de klimaatbestendigheid voor natuur en de algemene veiligheid te vergroten zijn ecosysteemgerichte adaptatieprincipes te verkiezen om het hydromorfologisch evenwicht te herstellen zodat erosie minder vrij spel heeft in de nabijheid van de dijken. Een duurzaam oeverbeheer betekent dat maximaal de diensten van het ecosysteem worden benut, binnen de harde randvoorwaarden voor veiligheid en scheepvaart. Dit betekent bijvoorbeeld op een slimme manier gebruik maken van de erosiewerende eigenschappen die getijdennatuur onder bepaalde omstandigheden gratis en vrij van onderhoud kan bieden. Niet alleen is deze aanpak economisch voordeliger, het onbeschermd laten van oevers komt ook de gunstige staat van instandhouding en de goede ecologische toestand ten goede.

In Figuur 5-6 is aangegeven welke typen oeververdediging in welk deel van de rivier zouden kunnen worden aangelegd volgens de beslisboom in Figuur 5-5.



Figuur 5-5. Voorgesteld stroomschema (versie 4 juni 2019) om bij erosie met eventuele risico's te bepalen welk type maatregel het best geschikt is op een gegeven locatie. OS = ondiep subtidaal, mh = middelhoog slik. Meer toelichting in Van Ryckegem et al., 2019 in prep.



Figuur 5-6. Illustratie van de oeververdedigingskaart voor de Zeeschelde (versie 4 juni 2019) (Van Ryckegem et al., 2019 in prep.). Op basis van een beslisboom (Figuur 5-5) wordt een oeververdediging (hard, natuurtechnisch of geen bescherming) voorgesteld per 50m na het overschrijden van een gedefinieerd erosiecriteriaan de slikken en schorrand.

5.2.2.2 Schorbeheerplan

Naar analogie van een oeverbeheerplan scheidt een schorbeheerplan een kader om door gericht vegetatiebeheer het ecologisch functioneren, de instandhoudingsdoelstellingen en de klimaatbestendigheid van de schorbiodiversiteit te waarborgen (Van den Bergh et al. 2019 in prep.). Het verbeteren van de schorconnectiviteit, habitatheterogeniteit en maatregelen tot het verflauwen van de gradiënten (brede geleidelijke overgangen) en areaaluitbreiding zijn ecosysteemgerichte maatregelen die reeds hierboven zijn besproken. Schorbeheer richt zich op het vegetatiebeheer indien de natuurlijke processen onvoldoende heterogeniteit bieden om een waaier aan vegetatietypes (successiestadia) met bijhorende biodiversiteit te waarborgen onder de heersende milieudrukken en met betrekking tot klimaatveranderingen. Op basis van het klimaatgevoeligheidsschema en de oeververdedigingskaart (Figuur 5-6; schorren waar geen verdediging nodig is in actuele situatie) is OMESzone 9 (Grens-Galgenschoor) en 15 (Durmemonding tot Baasrode) de zone waar relatief het minst vegetatiebeheer nodig is. Relatief voldoende areaal, voldoende heterogeniteit, relatief flauwere gradiënten en gunstige connectiviteit suggereren dat zonder gericht vegetatiebeheer natuurlijke processen voldoende habitatdiversiteit kunnen garanderen in de actuele situatie en dus het meest klimaatbestendig zijn. In dergelijk grote systemen, waar het volledige scala aan vegetatietypes kan ontwikkelen, horen ook (grote) grazers thuis zodat zich vleksgewijs ook zilte grasland vegetatietypes kunnen ontwikkelen. Deze komen momenteel van nature niet voor waardoor kan overwogen worden in deze zone ook gericht grasbeheer in te zetten.

De klimaatbestendigheid van de overige OMESzones kan minstens verbeterd worden door ecosysteemgerichte maatregelen: verbinden, areaal vergroten, gradiënten voorzien. Aanvullend zal er in het licht van klimaatverandering actief vegetatiebeheer nodig zijn om de milieudrukken te reduceren, vegetatiediversiteit te garanderen en biodiversiteit in stand te houden. Het realiseren van het geactualiseerd Sigmoidplan zal anderzijds ruimte geven aan schorren. In zones waar de doelstelling (Distgoal% zie Tabel 4-1) gehaald wordt na realisatie van het geactualiseerd Sigmoidplan is relatief minder beheer noodzakelijk omdat in deze zone naar verwachting de heterogeniteit voldoende groot zal zijn om een brede waaier aan habitattypes te ontwikkelen.

5.2.2.3 Soortbeheer

Specifiek soortbeheer in het estuarium is een effectgerichte maatregel die ingezet kan worden voor zeldzame soorten of sleutelsoorten die dreigen te verdwijnen. Translocatie of herintroductie zijn mogelijke maatregelen indien de populaties dreigen te verdwijnen en is enkel zinvol indien er geschikt habitat (gecreëerd) is én dit een natuurlijk, autonoom en duurzaam habitat is waar de soort niet vanzelf geraakt. Soorten kunnen tijdelijk gehouden worden buiten het systeem of met intensief onderhoud (bv. (botanische) tuin,...) met uitzicht op toekomstig habitatherstel.

Specifieke habitattypes of soorten beheren is in een dynamisch estuarien systeem geen hoofddoel. Potentieel leefgebied en heterogeniteit in de gradiënten met zelfsturend design is het dynamisch kader waarbinnen men het best de krijtlijnen uitzet. Het is immers verspilling van tijd, energie en middelen om bepaalde soorten tegen beter weten in te blijven faciliteren ook al verschuift de klimaatrango b.v. noordwaarts, of b.v. andere zuidelijke soorten kost wat kost te bestrijden (zie bespreking responsen van habitats en soorten 2.3).

Provinciale prioritaire soorten voor het Schelde-estuarium (Beckers et al. (2009) (Antwerpen), Adriaens et al. (2013) (Oost-Vlaanderen)) zijn de soorten die we onder soortbeheer kunnen beschouwen en waarvoor we kunnen overwegen om actief in te zetten op behoud en/of herstel. We focussen op plantensoorten als dragers van het habitat voor de klimaatadaptatie. Echter door ecosysteemgericht habitatbeheer en specifiek vegetatiebeheer kunnen ook spinnen, vleermuizen, broedvogels,... maximaal mee profiteren.

Hogere planten in brakwaterschorren

- Heemst (*Althaea officinalis* L.)
- Selderij (*Apium graveolens* L.)
- Echt lepelblad (*Cochlearia officinalis* L.)
- Zeeweegbree (*Plantago maritima* L.)
- Schorrenzoutgras (*Triglochin maritima* L.)

Hogere planten in zoetwaterschorren

- Dodemansvingers (*Oenanthe crocata* L.)
- Stekende bies (*Schoenoplectus pungens* (Vahl) Palla)
- Driekantige bies (*Schoenoplectus triqueter* (L.) Palla)

- Bastaardbiezen (*Schoenoplectus x carinatus* (Smith) Palla + *Schoenoplectus x keukenthallianus* (P.Hunge) D.H. Kent)
- Zomerklokje (*Leucojum aestivum* L.)
- Moerasmelkdistel (*Sonchus palustris* L.)

5.3 Generieke checklist met adaptieve maatregelen

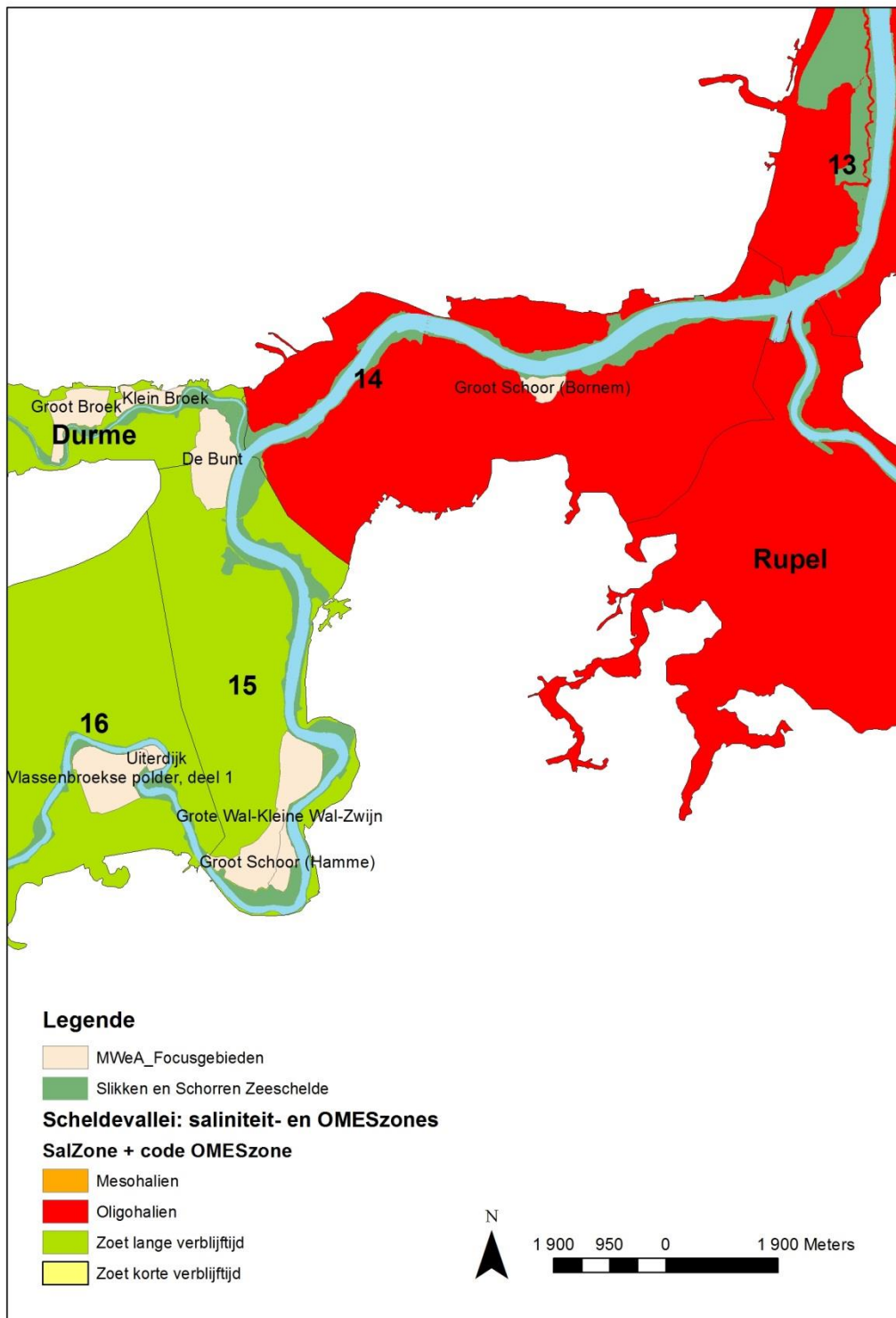
zie Figuur 5-3, Tabel 5-1.

5.4 Specifieke maatregelen per projectgebied

De SPARC projectgebieden situeren zich in OMESzones 14, 15 en 16 (Figuur 5-7). In de relatieve schaal van klimaatgevoeligheid in de Zeeschelde situeert OMESzone 15 zich in het meest veerkrachtige deel met betrekking tot klimaatverandering. OMESzone 14 heeft een relatieve lage habitatkwetsbaarheid (flauwe gradiënten/ brede range aan gradiënten) maar de oppervlakte, ecologische connectiviteit en verstoring scoren minder gunstig en zijn vergelijkbaar met OMESzone 16 die gekarakteriseerd wordt door sterke gradiënten. De extra estuariene gebieden zullen de klimaatgevoeligheid reduceren door de habitats relatief veerkrachtiger te maken en door de habitatdegradatie te reduceren.

De projectgebieden zijn in te delen volgens twee types estuariene invulling: ontpolderingen en gecontroleerde gereduceerde getijdegebieden (GGG's). De laatste gebieden vervullen eveneens een specifieke veiligheidsfunctie bij extreme waterstanden als gecontroleerde overstromingsgebieden (GOG's).

Ontpolderingen zijn te beschouwen als de meest ecosysteemgerichte maatregel door maximaal de habitatdegradatie en habitatkwetsbaarheid te verminderen. De natuurlijke schorren vervullen ook een veiligheidsfunctie door de dijken te beschermen door stroomsnelheden te milderen en (net zoals GGG's) water te bergen bij hoge hoogwaters. GGG's leunen meer aan bij de effectgerichte maatregelen.



Figuur 5-7. Situering van de 8 projectgebieden langsheen de Zeeschelde.

5.4.1 Bespreking per projectgebied

Elk van de projectgebieden werd reeds uitvoerig bestudeerd om tot een optimaal inrichtingsplan te komen. Toch is het interessant om de inrichtingsplannen te bekijken vanuit een klimaatadaptatieperspectief.

Per projectgebied kunnen volgende klimaatadaptatieve maatregelen bekeken worden:

- Reduceer extreme events:
 - 1) Bovenstrooms debiet beheer: specifiek voor de projectgebieden is het met betrekking tot klimaatbuffering nodig om ervoor te zorgen dat bij hoge waterstanden in het estuarium er in het achterland voldoende mogelijkheden zijn om het afstromende water in de vallei te bufferen. Indien er beperkt of periodiek gravitair (of gepompt) instromend water is, is het belangrijk om rekening te houden met de te verwachten sedimentatie in de projectgebieden. Voorzie de instroom van water op maximale afstand van de getij-inwatering en niet in rechtstreekse verbinding met het krekensysteem om sedimentatie te beperken. Indien er een groot, constanter bovendebiet is, is het net interessant om de afwatering aan te takken op het krekensysteem om sediment opnieuw naar de Schelde te spoelen (cf. KBR).
 - 2) Extreme waterstanden bufferen: het is evident dat de aangelegde GOG-gebieden een bijdrage leveren aan het bufferen van extreme waterstanden. Het ontwerp is uitgebreid bestudeerd in elke inrichtingsstudie. Ontpolderingen (slik-schor) leveren ook een bufferende bijdrage door het beschermen van de dijk, door het afremmen van de stroomsnelheden en een algemene potentie tot het verlagen van de getijamplitude. Dit zorgt dus voor een algemene energiedispersie in de zone (Van den Bergh et al., 2003). Een aandachtspunt, bij de inrichting, om de energiedispersie te maximaliseren is het realiseren van het meestromend karakter van een ontpoldering (Expert group Integrated Plan Upper Sea Scheldt, juni 2019).
 - 3) Luwe refugia: laagdynamische waterzones zijn belangrijke refugia voor water- en bodemorganismen tijdens extreme afvoerevents. Bij dergelijke events wordt de volledige watermassa 'geflushed' en het bijhorende leven grotendeels weggespoeld – het is vanuit zones (zigtakken, GGG's, grote schorren) waar de watermassa's minder snel stromen of waar waterpakketten gedeeltelijk achterblijven dat het systeem opnieuw kan geïnjecteerd worden met systeemeigen biota. Ontpolderingen en GGG's fungeren als luwe refugia bij hoogwater. Getijdenpoelen (waterhoudende zones bij laagwater) kunnen deze functie versterken in GGG's bij laagwater in de Schelde (Maris et al., 2019). Per (GGG) projectgebied is er aandacht nodig tot het realiseren van dergelijke waterhoudende poelen waardoor waterpakketten met biota een lokaal hogere verblijftijd hebben bij extreme debieten. Om de duurzaamheid te maximaliseren van dergelijke getijdenpoelen worden deze best niet in (dagelijkse) verbinding gesteld met een drainagekreek en worden ze best ver van de rivierkant gelegd zodat het water al gedeeltelijk zijn sedimentvracht verloren is bij vulling van de poel.

- Abiotische processen faciliteren
 - 4) Waterkwaliteit verzekeren : indien er instroom in de projectgebieden is van bovenstrooms ‘vallei’water is het belangrijk dat dit water van goede kwaliteit is om de milieudruk niet te vergroten. Belangrijk is het stimuleren van de interne biochemische processen en de uitwisselingsmogelijkheden in de projectgebieden door een optimale ontwikkeling van een vertakt kreekpatroon. Voor ontpolderingen is het belangrijk om een voldoende brede, diepe kreekaanzet te voorzien zonder steenbestortingen aan de oevers. De krekken verzorgen de uitwisseling waarbij specifiek aandacht moet zijn voor de fase van nasijpeling in de kleine kreekjes bij laagwater. Deze zijn belangrijk voor de levering van o.a. silicium vanuit de schorren aan de rivier.
 - 5) Waterkwantiteit: het aspect van voldoende debiet is eerder een systeemmaatregel en hangt nauw samen met de waterkwaliteit. Overstorten bijvoorbeeld, zouden niet rechtstreeks in de projectgebieden mogen lozen. De projectgebieden kunnen het systeem bufferen indien er extreem lage of hoge afvoeren zijn (zie ook punt 2)). Bij extreem langdurig lage debieten kan er opbouw zijn van zwevende stof concentraties in de Boven-Zeeschelde die uiteindelijk de primaire productie kunnen onderdrukken met mogelijke gevolgen op de zuurstofhuishouding – sediment afzetting en lokaal gunstiger lichtklimaat creëren is hierom een belangrijke ecosysteemdienst die deze gebieden leveren. Voldoende water met mogelijkheden voor primaire productie en groot contactoppervlak voor zuurstofinbreng. Voldoende water in de gereduceerde getijdengebieden is nodig om een maximale ecotoopverdeling en estuariene natuuroppervlakte te realiseren. In GGG’s verloopt de kreekontwikkeling relatief trager – in de beginfase van een GGG ontwikkeling kan het daarom interessant zijn om enkele jaren meer water toe te laten om kreekontwikkeling te stimuleren.
- Reduceren van andere milieudrukken
 - 6) Herstelmaatregelen : zones die geen estuariene functie hebben integreren als functioneel deel van het gebied om de klimaatresistentie te vergroten (bv. afgraven te hoog gelegen zones, onnatuurlijk hard substraat verwijderen indien mogelijk,)
 - 7) Bufferzones : maximaal het gebied en de populaties afschermen van verstoring. Recreatiedruk kanaliseren (wandelen, fiets, vlonderpaden,...), golfslag reduceren, ...
 - 8) Areaal vergroten: een positief effect kan men bekomen door de projectgebieden te vergroten. Dit is dé sleutelfactor tot klimaatbuffering in een estuarien ecosysteem.
- Verhoog ecosysteemdiversiteit
 - 9) Gradiënten verbeteren : overgangen tussen matig-, ondiep water, slikken en schorren verflauwen en verbreden.
 - 10) Natuurlijke processen toelaten: zachte verdediging waar het kan – erosie-sedimentatieprocessen toelaten in de kreekvorming. Maximaal uitgaan van het zelfsturende ontwikkeling.
- Verbeter connectiviteit
 - 11) Stapstenen : de projectgebieden zijn op zich stapstenen in het systeem. De gebieden moeten maximaal uitwisseling hebben met de omgeving, vermijd daarom een discontinuïteit tussen de ecotopen door bijvoorbeeld een dijklichaam. Voor een GGG is

een discontinuïteit in het schor- en slikhabitat onvermijdelijk omwille van de veiligheidsfunctie en de daarvoor voorziene dijk.

12) Wateruitwisseling : voorzie een optimale wateruitwisseling. In gebieden met sluisen – voorzie een sluisdesign dat visvriendelijk is en ook adaptief kan ingezet worden (mogelijkheid om meer of minder water toe te laten). Deze aspecten zijn meegenomen in het gebiedsontwerp

- Andere ingrepen

13) Natuurbeheer: er is een algemeen schor- en oeverbeheerplan (zie 5.2.2). Gebiedspecifiek kan bekeken worden of begrazing de structuurdiversiteit (gradiëntheterogeniteit) kan verbeteren.

14) Exotenbeheer: specifieke informatie over het voorkomen van exoten per projectgebied ontbreekt om specifieke maatregelen voor te stellen. Algemeen is belangrijk de richtlijnen te volgen om de verbreiding van exoten bv. Japanse duizendknoop tegen te gaan bij dijkwerken. Vistrappen of gebieden met sluisen zouden in de vistrap of sluisopening een krabbenvanger (bv. Simons, 2018; <https://www.vmm.be/nieuws/archief/primeur-in-vlaanderen-de-krabbensleuf>)(voor Chinese wolhandkrab) kunnen integreren. Er is echter weinig kennis over de impact van Chinese wolhandkrab in de estuariene gebieden van de Zeeschelde om dergelijke afvang te verantwoorden. De aantallen van de krabben kunnen wel aanzienlijk zijn (Van Ryckegem et al., 2018).

Tabel 5-2. Checklist van de verschillende klimaatadaptieve maatregelen met advies voor de specifieke toepassing per SPARC projectgebied.

Checklist types maatregelen	Vlassenbroek deel 1 – GGG	Uiterdijk	Groot Schoor Hamme	Wal-Zwijn
	GGG	Ontpoldering	Ontpoldering	GGG
Bovenstrooms debiet beheer/ afwatering achterland	zie inrichtingsplan	nvt	nvt	zie inrichtingsplan
(Extreme) waterstanden bufferen	GOG	meestromend karakter realiseren kan meewaarde leveren om de effecten op stroomsnelheden en getijamplitude te realiseren. Hiertoe zou de Scheldedijk tot op maaiveld moeten worden afgegraven over de volledige lengte.	Optimale inrichting voorzien momenteel: Scheldedijk zou volgens plan volledig worden afgegraven	GOG
Luwe refugia	voorzie enkele getijdenpoelen	geen specifieke maatregelen	geen specifieke maatregelen	voorzie enkele getijdenpoelen
Waterkwaliteit (externe input / interne processen)	nvt/ stimuleer kreekontwikkeling, zie richtlijnennota GGG's	nvt	nvt	nvt/ stimuleer kreekontwikkeling, zie richtlijnennota GGG's
Waterkwantiteit	laat in beginfase GGG werking meer water toe om kreekontwikkeling te stimuleren - zie richtlijnennota GGG-ontwikkeling	nvt	nvt	laat in beginfase GGG werking meer water toe om kreekontwikkeling te stimuleren - zie richtlijnennota GGG-ontwikkeling
Herstelmaatregelen	verwijder te hoog gelegen stort	verwijder alle hard substraat aan huidige Scheldedijk	verwijder alle hard substraat aan huidige Scheldedijk	nvt
Bufferen verstoring	beperk vrije recreatie tot de ringdijk en overloopdijk	beperk vrije recreatie tot de ringdijk	beperk vrije recreatie tot de overloopdijk	beperk vrije recreatie tot de ringdijk en overloopdijk
Areaal vergroten	verwijder te hoog gelegen stort	verwijder huidige Scheldedijk volledig	Optimale inrichting voorzien momenteel: Scheldedijk zou volgens plan volledig worden afgegraven	nvt
Gradiënten verbeteren	geen specifieke maatregelen	Scheldedijk verwijderen en in flauwe helling aanleggen naar huidige maaiveld	geen specifieke maatregelen	geen specifieke maatregelen
Natuurlijke processen toelaten	indien kreekaanzetten gegraven worden deze niet verstevigen met breuksteen of schanskorven; zie richtlijnennota GGG's	kreekaanzetten niet verstevigen met breuksteen of schanskorven; zie ook inrichtingsadviezen	kreekaanzetten niet verstevigen met breuksteen of schanskorven; zie ook inrichtingsadviezen	indien kreekaanzetten gegraven worden deze niet verstevigen met breuksteen of schanskorven; zie richtlijnennota GGG's
Stapstenen	geen specifieke maatregelen	indien enkel een bres: voorzie een voldoende brede bres met flauwe helling tot de kreek - zo kan een slik-schorcorridor ontwikkelen tussen	indien enkel een bres: voorzie een voldoende brede bres met flauwe helling tot de kreek - zo kan een slik-	geen specifieke maatregelen

Checklist types maatregelen	Vlassenbroek deel 1 – GGG	Uiterdijk	Groot Schoor Hamme	Wal-Zwijn
		de ontpoldering en de Schelde habitats	schorridor ontwikkelen tussen de ontpoldering en de Schelde habitats	
Wateruitwisseling	geen specifieke maatregelen; zie inrichtingsplan en richtlijnennota GGG's	geen specifieke maatregelen	geen specifieke maatregelen	geen specifieke maatregelen; zie inrichtingsplan en richtlijnennota GGG's
Natuurbeheer	GGG geschikt om met extensieve begrazing of door het hooien van delen de structuurdiversiteit te vergroten	geen specifieke maatregelen	geen specifieke maatregelen	GGG geschikt om met extensieve begrazing of door het hooien van delen de structuurdiversiteit te vergroten
Exotenbeheer	specifieke aandacht voor sanering van grond gecontamineerd door Japanse duizendknoop. Overweeg krabbenvanger in sluis.	specifieke aandacht voor sanering van grond gecontamineerd door Japanse duizendknoop	specifieke aandacht voor sanering van grond gecontamineerd door Japanse duizendknoop	specifieke aandacht voor sanering van grond gecontamineerd door Japanse duizendknoop Overweeg krabbenvanger in sluis

Checklist types maatregelen	De Bunt GGG	Groot Broek Ontpoldering	Klein Broek Ontpoldering	Groot Schoor Bornem Ontpoldering
Bovenstrooms debiet beheer/afwatering achterland	zie inrichtingsplan - ringgracht en pompcapaciteit. Vermijd het rechtstreeks aantakken van het krekensysteem met het lozingspunt van de pomp om sedimentatie thv lozingskoker te beperken	zie inrichtingsplan - ringgracht en pompcapaciteit	zie inrichtingsplan - ringgracht en pompcapaciteit	nvt
(Extreme) waterstanden bufferen	GOG	meestromend karakter realiseren kan meewaarde leveren om de effecten op stroomsnelheden en getijamplitude te realiseren. Hiertoe zou de Durmedijk tot op maaiveld moeten worden afgegraven over de volledige lengte.	meestromend karakter realiseren kan meewaarde leveren om de effecten op stroomsnelheden en getijamplitude te realiseren. Hiertoe zou de Durmedijk tot op maaiveld moeten worden afgegraven over de volledige lengte.	meestromend karakter realiseren kan meewaarde leveren om de effecten op stroomsnelheden en getijamplitude te realiseren. Hiertoe zou de Schelgedijk tot op maaiveld moeten worden afgegraven over de volledige lengte. De uitstekende harde punt stroomafwaarts de ontpoldering verhindert een vlotte stroming aan deze Schelde-oever - verwijder harde punt (herteken lokaal het dijktracé)

Checklist types maatregelen	De Bunt	Groot Broek	Klein Broek	Groot Schoor Bornem
Luwe refugia	voorzie enkele poelen	geen specifieke maatregelen	geen specifieke maatregelen	geen specifieke maatregelen
Waterkwaliteit (externe input / interne processen)	Monitor waterkwaliteit van overgepompt water - stimuleer acties tot het verbeteren van de waterkwaliteit indien nodig;	Monitor waterkwaliteit van overgepompt water - stimuleer acties tot het verbeteren van de waterkwaliteit indien nodig; stimuleer kreekontwikkeling, zie richtlijnennota GGG's	nvt	nvt
Waterkwantiteit	laat in beginfase GGG werking meer water toe om kreekontwikkeling te stimuleren - zie richtlijnennota GGG-ontwikkeling	nvt	nvt	nvt
Herstelmaatregelen	verwijder restanten zandstock	verwijder alle hard substraat aan huidige Schelgedijk	verwijder alle hard substraat aan huidige Schelgedijk	verwijder alle hard substraat aan huidige Schelgedijk
Bufferen verstoring	beperk vrije recreatie tot de ringdijk en overlooptdijk, domeinbos	beperk vrije recreatie tot de ringdijk	beperk vrije recreatie tot de ringdijk	beperk vrije recreatie tot de ringdijk
Areaal vergroten	verwijder restanten zandstock	nvt	nvt	uitvoeren schorherstel, verwijder volledige Schelgedijk
Gradiënten verbeteren	geen specifieke maatregelen	Durmedijk verwijderen en in flauwe helling aanleggen naar huidige maaiveld	Durmedijk verwijderen en in flauwe helling aanleggen naar huidige maaiveld	Schelgedijk verwijderen en in flauwe helling aanleggen naar huidige maaiveld
Natuurlijke processen toelaten	indien kreekaanzetten gegraven worden deze niet verstevigen met breuksteen of schanskorven; zie richtlijnennota GGG's	kreekaanzetten niet verstevigen met breuksteen of schanskorven; zie ook inrichtingsadviezen	kreekaanzetten niet verstevigen met breuksteen of schanskorven; zie ook inrichtingsadviezen	kreekaanzetten niet verstevigen met breuksteen of schanskorven; zie ook inrichtingsadviezen
Stapstenen	geen specifieke maatregelen	indien enkel een bres: voorzie een voldoende brede bres met flauwe helling tot de kreek - zo kan een slik-schorcorridor ontwikkelen tussen de ontpoldering en de Schelde habitats	indien enkel een bres: voorzie een voldoende brede bres met flauwe helling tot de kreek - zo kan een slik-schorcorridor ontwikkelen tussen de ontpoldering en de Schelde habitats	indien enkel een bres: voorzie een voldoende brede bres met flauwe helling tot de kreek - zo kan een slik-schorcorridor ontwikkelen tussen de ontpoldering en de Schelde habitats
Wateruitwisseling	geen specifieke maatregelen; zie inrichtingsplan en richtlijnennota GGG's	geen specifieke maatregelen	geen specifieke maatregelen	geen specifieke maatregelen
Natuurbeheer	GGG geschikt om met extensieve begrazing of hooien de structuurdiversiteit te vergroten	geen specifieke maatregelen	ontpoldering geschikt om met extensieve begrazing de structuurdiversiteit te vergroten	geen specifieke maatregelen
Exotenbeheer	specifieke aandacht voor sanering van grond gecontamineerd door Japanse duizendknoop. Overweeg krabbenvanger in sluis	specifieke aandacht voor sanering van grond gecontamineerd door Japanse duizendknoop	specifieke aandacht voor sanering van grond gecontamineerd door Japanse duizendknoop	specifieke aandacht voor sanering van grond gecontamineerd door Japanse duizendknoop

6 Besluit

De door de mens versnelde klimaatverandering stelt het adaptief vermogen van de natuur op de proef. Temperatuurstijging, zeespiegelstijging en veranderende neerslagpatronen zorgen voor tal van responsen die gaan resulteren in veranderingen in het ecosysteem, de habitats en de aanwezige biodiversiteit. Deze werden uitvoerig besproken en geïllustreerd in een literatuuroverzicht.

De klimaatgevoeligheidsanalyse toont de ruimtelijke verschillen in het Zeeschelde-estuarium in gevoeligheid voor effecten van klimaatverandering. Deze gevoeligheid werd vertaald naar gedifferentieerde adaptatiestrategieën naargelang de OMESzones en er werden maatregelen geformuleerd per projectgebied opgenomen in LIFE-project SPARC. Hierbij werd de nadruk gelegd om maximaal in te zetten op ecosysteemgerichte maatregelen. Aanvullend werden ook verschillende effectgerichte maatregelen voorgesteld: oeverbeheer, schorbeheer en specifiek soortbeheer.

Deze studie is geen eindpunt maar eerder een aanzet naar een weloverwogen instrument dat verder kan uitgebouwd worden op maat. Meerdere suggesties zijn hiertoe gegeven (4.3) zoals het uitwerken van een methodiek om absoluut (i.p.v. relatief) de adaptatiepotentie en de klimaatbestendigheid van zones te kunnen inschatten; wat zijn de absolute risico's; wat is het effect indien het volledige geactualiseerde Sigmaplan geïmplementeerd wordt in een klimaatgevoeligheidsanalyse, hoe verandert de gevoeligheid in toekomstscenario's,...

Dit bijkomend onderzoek moet toelaten onderbouwde keuzes te maken en om een eerste prioritering te maken in de beleidskeuzes als respons op klimaatverandering met het maximaal verbeteren/behouden van het systeemfunctioneren, met ruimte voor habitats en soorten. Het onderzoek kan dienen als opstap naar een geactualiseerd Sigmaplan 2.0. Om deze verdere adaptatie te kunnen doorvoeren is een dynamisch doelstellingen-, beleids- en wetgevend kader nodig die maatregelen tot klimaatadaptatie mogelijk maken. Bovendien is er een aanvaardingsproces nodig omdat niet alle soorten en habitatten kunnen blijven. Veranderingen gaan optreden.

7 Referenties

- Adriaens D., Adriaens T., De Knijf G., Hendrickx F., Maes D., Van Landuyt W., Vermeersch G. & Louette G. (2013). Soorten en biotopen in Oost-Vlaanderen: prioriteit en symboolwaarde voor het natuurbeleid. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (1040772). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Adriaensen F., Van Damme S., Van den Bergh E., Van Hove D., Brys R., Cox T., Jacobs S., Konings P., Maes J., Maris T., Mertens W., Nachtergale L., Struyf E., Van Braeckel A. & Meire P. (2005). Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium, Universiteit Antwerpen, Rapport Ecobe 05R-82, Antwerpen.
- Allen, J.R.L., 2000. Morphodynamics of Holocene saltmarshes: a review sketch from the Atlantic and Southern North Sea coasts of Europe. *Quaternary Science Reviews* 19, 1155– 1231.
- Alonso, I., Weston, K., Gregg, R. & Morecroft, M. 2012. Carbon storage by habitat - Review of the evidence of the impacts of management decisions and condition on carbon stores and sources. *Natural England Research Reports*, Number NERR043.
- Andrews J.E., Burgess D., Cave R.R., Coombes E.G., Jickells T.D., Parkes D.J., Turner R.K. (2006). Biogeochemical value of managed realignment, Humber estuary, UK. *Science of The Total Environment*, 371, 19-30.
- Anon. (2010). Bedreiging voor biodiversiteit. Indicatoren voor het Schelde-estuarium. Opgemaakt in opdracht van Afdeling Maritieme Toegang, projectgroep EcoWaMorSe, Vlaams Nederlandse Scheldec commissie. VLIZ Information Sheets, 200. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ): Oostende, Belgium. 7 pp.
- Anza I., Vidal D., Feliu J., Crespo E., Mateo R. (2016). Differences in the vulnerability of waterbird species to botulism outbreaks in Mediterranean wetlands: an assessment of ecological and physiological factors. *Appl Environ Microbiol* 82: 3092–3099. doi:10.1128/AEM.00119-16.
- Bailey L.D., Ens B.J., Both C., Heg D., Oosterbeek K., van de Pol M. (2017). No phenotypic plasticity in nest-site selection in response to extreme flooding events. *Phil. Trans. R. Soc. B* 372: 20160139.
- Baird, D.; Evans, P.R.; Milne, H.; Pienkowski, M.W. (1985). Utilisation by shorebirds of benthic invertebrate production in intertidal areas. *Oceanogr. Mar. Biol.* 23: 575-597.
- Barneveld H.J. et al. (2018). T2015 rapportage Schelde-estuarium. Analyse rapport. Vlaams Nederlandse Scheldec commissie.
- Beckers K., Vermeersch G., Maes D., Adriaens T., De Beer D., De Knijf G., Bosmans R., Hendrickx F., Jooris R., Maelfait J.P., Van Den Berge K., Van Keer K., Van Landuyt W., Van Thuyne G. (2009). Een gericht natuurbeleid voor de prioritair soorten in de provincie Antwerpen. Rapport INBO.R.2009.7. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, i.o. van de Provincie Antwerpen. In: Dienst Duurzaam Milieu- en Natuurbeleid (2010): Provinciale Prioritaire Soorten Provincie Antwerpen. Provincie Antwerpen. p13 - p153.
- Boerema A., Buis K., Taal M., Ysebaert Y., Van Holland G., Depreiter D., Vrebos D., Van der Biest K., Maris T. & Meire P. (2018). Conceptueel model voor het identificeren van ingreep-effect relaties – Ecosysteemdiensten. Smartsediments WP4: deeltaak 1.2. 56pp.
- Boerema A. & Meire P. (2017). Management for estuarine ecosystem services: a review. *Ecological Engineering*: 98: 172-182.
- Bornette, G., Amoros, C. & Lamouroux, N.L. (1998b) Aquatic plant diversity in riverine wetlands: the role of connectivity. *Freshwater Biology* 39, 267-286.
- Broekx Steven, De Nocker Leo, Liekens Inge, Poelmans Lien, Staes Jan, Van der Biest Katrien, Meire Patrick, Verheyen Kris (2013). Raming van de baten geleverd door het Vlaamse NATURA 2000-netwerk. VITO, Universiteit Antwerpen en Universiteit Gent 2013/RMA/R/87.

Brose, U. (2001) Relative importance of isolation, area and habitat heterogeneity for vascular plant species richness of temporary wetlands in east-German farmland. *Ecography* 24, 722-730

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 beoordelingssystemen voor biologische kwaliteitselementen. Eindrapport. VMM.AMO.KRW.REFCOND OW. Instituut voor natuurbehoud IN.O. 2005.7.

Cai, W.J., 2011. Estuarine and coastal ocean carbon paradox: CO₂ sinks or sites of terrestrial carbon incineration? *Annu. Rev. Mar. Sci.* 3: 123-145.

CBS (2017). Berekeningen Centraal Bureau voor Statistiek. Koolstofvastlegging per ecosystem.
<https://www.cbs.nl/nl-nl/nieuws/2017/45/bossen-en-bodems-stoten-meer-co2-uit-dan-ze-vastleggen>.

Chaalali A., Chevillot X., Beaugrand G., David V., Luczak C., Boët P., Sottolichio A. & Sautour B. (2013). Changes in the distribution of copepods in the Gironde estuary: a warming and marinisation consequence? *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 134: 150-161.

Chust G., Albaina A., Aranburu A., Borja Á., Diekmann O.E., Estonba A., Franco J., Garmendia J.M., Iriondo M., Muxika I., et al., (2013). Connectivity, neutral theories and the assessment of species vulnerability to global change in temperate estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 131: 52-63.

Chust G., Borja Á., Liria P., Galparsoro I., Marcos M., Caballero A., Castro R. (2009). Human impacts overwhelm the effects of sea-level rise on Basque coastal habitats (N Spain) between 1954 and 2004. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 84: 453-462.

Couderé, K.; Vincke, J.; Nachtergaele, L.; Van den Bergh, E.; Dauwe, W.; Bulckaen, D.; Gauderis, J. (2005). Geactualiseerd Sigmaphan voor veiligheid en natuurlijkheid in het bekken van de Zeeschelde: synthesesnota. Waterwegen & Zeekanaal NV: Antwerpen. II, 74 pp.

De Neve L., Van Ryckegem G., Vanoverbeke J., Van de Meutter F., Van Braeckel A., Van den Bergh E., Speybroeck J. (2019) Hyperbenthos in the upper reaches of the Scheldt estuary (Belgium): an indispensable trophic link re-established. Publication in prep.

De Mesel I., Ysebaert T. & Kamermans P. (2013). Klimaatbestendige dijken. Het concept wisselpolders. IMARES Wageningen UR. 48pp.

Deegan L.A., Johnson D.S., Warren R.S., Peterson B.J., Fleeger J.W., Fagherazzi S. & Wollheim W.M. (2012). Coastal eutrophication as a driver of salt marsh loss. *Nature* 490: 388-392.

Demey, A., De Frenne, P., Verheyen, K., 2015. Klimaatadaptatie in natuur- en bosbeheer. Eindrapport. Studie uitgevoerd in opdracht van ANB. Forest & Nature Lab, Universiteit Gent, 37 pp. + bijlagen.

Depreiter D., Cleveringa J., Laan van der T., Maris T., Ysebaert T., Wijnhoven S. (2013). T2009 rapportage Schelde estuarium. IMDC, ARCADIS, Universiteit Antwerpen, IMARES, NIOZ.

Devos K. & T'jollin F. (2017). Watervogels in Vlaanderen tijdens de winter 2016-2017. *Vogelnieuws* 29: 12-24.

Devos K. & Onkelinx T. (2013). Overwinterende watervogels in Vlaanderen. Populatieschattingen en trends (1992 tot 2013). *Natuur.oriolus* 79: 113-130.

Dijkstra, Y. M. (2019). Regime shifts in sediment concentrations in tide-dominated estuaries (PhD thesis), Delft University of Technology.

Retrieved from <http://repository.tudelft.nl/> Dronkers J (2005) Dynamics of coastal systems. Advanced Series on Ocean Engineering—Vol 25. World Scientific.

Duarte C. M., Losada I. J., Hendriks I. E., Mazarrasa I., & Marba N. (2013). The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change*, 3: 961–968.

- Eggleston D.B., Elis W.E., Etherington L.L., Dahlgren C.P. & Posey M.H. (1999). Organism response to habitat fragmentation and diversity: habitat colonization by estuarine macrofauna. *J. Exper. Mar. Biol. Ecol.* 236: 107-132.
- Elliott M., Borja Á., McQuatters-Gollop A., Mazik K., Birchenough S., Andersen J.H., Painting S., Peck M. (2015). Force majeure: will climate change affect our ability to attain Good Environmental Status for marine biodiversity? *Mar. Pollut. Bull.*, 95: 7-27.
- Elliott M., Mander L., Mazik K., Simenstad C., Valesini F., Whitfield A., et al. (2016). Ecoengineering with ecohydrology: successes and failures in estuarine restoration. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 176: 12-35.
- Elliott M., O'Reilly M.G. & Taylor C.J.L. (1990). The Forth estuary: A nursery and overwintering area for North Sea fishes. *Hydrobiologia* 195: 89-103.
- Elsen R., Van Braeckel A., Vanoverbeke J., Vandevoorde B. & Van den Bergh E. (2019). Habitatmapping supralitoraal: partim biezten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2019.36, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. <https://doi.org/10.21436/inbor.16164273>.
- European Commission (2013). Guidelines on Climate Change and Natura 2000. Dealing with the impact of climate change on the management of the Natura 2000 network of areas of high biodiversity value. Technical report – 2013 - 068.
- Forward R.B., Tankersley R.A., Rittschof D. (2001). Cues for metamorphosis of Brachyuran crabs: an overview. *Am. Zool.* 41:1108-1122.
- Fuyii, T. (2012). Climate Change, Sea-Level Rise and Implications for Coastal and Estuarine Shoreline Management with Particular Reference to the Ecology of Intertidal Benthic Macrofauna in NW Europe. *Biology* 1: 597-616.
- Galbraith H., Jones R., Park R., Clough J., Herrod-Julius S., Harrington B., Page G. (2002). Global climate change and sea level rise: Potential losses of intertidal habitat for shorebirds. *Waterbirds* 25: 173-183.
- Gedan K.B. & Bertness M.D. (2009). Experimental warming causes rapid loss of plant diversity in New England salt marshes. *Ecology letters* 12: 842-848.
- Gillson L., Dawson T.P., Jack S., McGeoch M.A. (2012). Accommodating climate change contingencies in conservation strategy. *Trends Ecol. & Evol.* 28:135-142.
- González-Ortegón E., Giménez L. (2014). Environmentally mediated phenotypic links and performance in larvae of a marine invertebrate. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 502:185-195. <https://doi.org/10.3354/meps10708>.
- Guillemain M., Pöysä H., Fox A.D. et al. (2013). Effects of climate change on European ducks: what do we know and what do we need to know? *Wildl. Biol.* 19: 404-419.
- Gyselings R., Van de Meutter F., Vandevoorde B., Milotic T., Van Braeckel A. & Van den Bergh E. (2011). Ontwikkeling van één schor ecotopenstelsel voor het Schelde-estuarium (vervolgstudie). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2011.31, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Haasnoot M., Bouwer L., Diermanse F., Kwadijk J., van der Spek A., Oude Essink G., Delsman J., Weiler O., Mens M., ter Maat J., Huismans Y., Sloff K., Mosselman E. (2018). Mogelijke gevolgen van versnelde zeespiegelstijging voor het Deltaprogramma. Een verkenning. Deltares rapport 11202230-005-0002.
- Heip, C.H.R.; Goosen, N.K.; Herman, P.M.J.; Kromkamp, J.; Middelberg, J.J.; Soetaert, K. (1995). Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. *Oceanogr. Mar. Biol.* 33: 1-149.
- Heller, N.E. & Zavaleta E.S. (2008). Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biol. Cons.* 142: 14-32.
- Hellings L., Dehairs F., Tackx M., Keppens E., & Baeyens W. (1999). Origin and fate of organic carbon in the freshwater part of the Scheldt estuary as traced by stable carbon isotope composition. *Biogeochemistry* 47: 167-186.

- Herkert J.R. (1994). The effects of habitat fragmentation on Midwestern grassland bird communities. *Ecol. Appl.* 4: 461-471.
- Holt, R.D., Lawton, J.H., Polis, G.A. & Martinez, N.D. (1999) Trophic rank and the species-area relationship. *Ecology* 80: 1495-1504.
- Hornman M., van Roomen, M., Hustings F., Koffijberg K., van Winden E. & Soldaat L. (2012). Populatietrends van overwinterende en doortrekkende watervogels in Nederland in 1975-2010. *Limosa* 85: 97-116.
- Huntley B., Green R.E., Collingham Y.C. & Wills S.G. (2006). *A Climatic Atlas of European Breeding Birds*. Durham University, The RSPB and Lynx Edicions, Barcelona.
- Huq A. & Colwell R.R. (1996) *Vibrios in the Marine and Estuarine Environment: Tracking of Vibrio cholerae*. *J Ecosystem Health* 2:198–214.
- IMDC (2014). Duurzame bathymetrie. Duurzaam beheerplan Boven-Zeeschelde. In opdracht van Waterwegen en Zeekanaal afdeling Zeeschelde. I/RA/11448/14.240/JFA/.
- IMDC, INBO, UA, WL (2014). Modelling instruments for Integrated Plan Upper Seascheldt. I/NO/11448/14.165/DDP.
- IPCC (2018). Intergovernmental Panel on climate change. Global warming of 1.5°C. Summary for policymakers. 32pp.
- Jacobs, S., Struyf, E., Maris, T. en Meire, P. (2008). Spatiotemporal aspects of silica buffering in restored tidal marshes. *Est., Coast. and Shelf Sci.* 80(1): 42-52.
- Kirwan M.L. & Megonigal J.P. (2013). Tidal wetland stability in the face of human impacts and sea-level rise. *Nature* 504: 53-60.
- Kirwan M.L., Guntenspergen G.R., D’Alpaos A., Morris J.T., Mudd S.M. & Temmerman S. (2010). Limits on the adaptability of coastal marshes to rising sea level. *Geophysical Res. Letters* 37 L23401.
- Landsberg JH. (2002). The effects of harmful algal blooms on aquatic organisms. *Reviews in Fisheries Science* 10:113-390. DOI: 10.1080/20026491051695
- Le Bars L., Drijfhout S. and de Vries H. (2017). A high-end sea level rise probabilistic projection including rapid Antarctic ice sheet mass loss. *Environmental Research Letters* 12(4).
- Lipp E.K., Huq A. & Colwell, R. (2002). Effects of global climate on infectious disease: the cholera model. *Clin. Microbiol. Rev.* 15: 757-770.
- Maris T., Wijnhoven S., Van Damme S., Beauchard O., Van den Bergh E. & Meire P. (2013). Annex bij de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium. Studie naar “Ecotoopoppervlaktes en intactness index”. ECOBE 0.13-R156.
- Maris, T. & P. Meire, 2017. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaphan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2016. ECOBE 017-R206 Universiteit Antwerpen, Antwerpen.
- Maris T., Van Ryckegem G. & Meire P. (2019). Richtlijnnota : Optimale inrichting van estuariene natuur in GGG’s in het kader van het SIGMAPLAN. Universiteit Antwerpen, ECOBE 19-Nxxx. – in prep.
- Markus-Michalczyk H., Hanelt D., Ludewig K., Müller D., Schröter B. & Jensen, K. (2014). Salt intrusion in tidal wetlands: European willow species tolerate oligohaline conditions. *Estuarine Coastal Shelf Science* 136: 35-42.
- Medlock, J. M., & Leach, S. A. (2015). Effect of climate change on vector-borne disease risk in the UK. *The Lancet Infectious Diseases*, 15(6), 721-730.
- Mertens, W. & Van Ryckegem, G. (2018). PAS-gebiedsanalyse in het kader van herstelmaatregelen voor BE2300006 Schelde- en Durme-estuarium van de Nederlandse grens tot Gent. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (19). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

- Mich, W.J. & Gosselink, J.G. (2000). *Wetlands* (3th edition). Van Nostrand Reinhold, New York, 920pp.
- Michels, H., Vanoverbeke, J., Van Braeckel, A., Van Ryckegem, G. & Van den Bergh, E. (2014). Optimalisatie van de oeververdediging: berekening van het erosierisico langsheen de Zeeschelde. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2014 (1862628). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Middelburg J.J., Klaver G., Nieuwenhuize J., Wielemaker A., de Haas W., Vlug T. & van der Nat J.F.W.A. (1996). Organic matter mineralization in intertidal sediments along an estuarine gradient. *Mar. Ecol. Prog. Series* 132:157-168.
- Middelburg J.J., Nieuwenhuize J., Iversen N., Høgh N., De Wilde H., Helder W., Seifert R., Christof O. (2002). Methane distribution in European tidal estuaries. *Biogeochemistry* 59: 95-119.
- Moksnes P.-O., Tryman H.C.K., Hordoir R., Jonsson P.R. (2014). Larval behavior and dispersal mechanisms in shore crab larvae (*Carcinus maenas*): local adaptations to different tidal environments? *Limnol. Oceanogr.* 59, 588e602.
- Mueller P., Schile-Beers L., Mozdzer T.J. et al. (2018). Global-change effects on early-stage decomposition processes in tidal wetlands – implications from a global survey using standardized litter. *Biogeosciences* 15: 3189-3202.
- Onkelinx T., Van Ryckegem G., Bauwens D., Quataert P. & Van den Bergh E. (2008). Potentie van ruimtelijke modellen als beleidsondersteunend instrument mbt het voorkomen van watervogels in de Zeeschelde. Rapport INBO.R.2008.34. 113 pp + 3 bijlagen op CD-rom. Instituut voor Natuuren Bosonderzoek, Brussel.
- Ouborg, J.N. (1993) Isolation, population size and extinction: the classical and metapopulation approaches applied to vascular plants along the Dutch Rhine-system. *Oikos* 66, 298-308.
- Pendleton L, Donato DC, Murray BC, Crooks S, Jenkins WA, et al. (2012) Estimating Global “Blue Carbon” Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems. *PLoS ONE* 7(9): e43542.
- Piesschaert F., Van Ryckegem G., Van Hove D., Adriaensen F., Van Braeckel A., Van den Bergh E., Jacobs S., Meire P. & Nachtergale L. (2007). Ruimtelijke potentieverkenning van de instandhoudingsdoelstellingen binnen het Zeescheldebekken. Intern Rapport.IR.2007.02. Instituut Voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Pontee N. (2013). Defining coastal squeeze: A discussion. *Ocean & Coastal Management* 84: 204-207.
- Reed, D.J., Spencer, T., Murray, A.L., French, J.R. & Leonard, L. (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.
- Renner, S.S. & Zohner, C.M. (2018). Climate Change and Phenological Mismatch in Trophic Interactions Among Plants, Insects, and Vertebrates. *Ann. Rev. Ecol. Evol. & Syst.* 49: 165-182.
- Robins P.E., Lewis M.J., Simpson J.H., Howlett E.R., Malham S.K. (2014). Future variability of solute transport in a macrotidal estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci* 151: 88-99.
- Robins P.E., Skov M.W., Lewis M.J., Giménez L., Davies A.G., Malham S.K., Neill, S.P., McDonald J.E., Whitton, T.A., Jackson S.E. & Jago C.F. (2016). Impact of climate change on UK estuaries: a review of past trends and potential projections. *Estuarine, Coastal Shelf Sci* 169: 119-135.
- Schummer M.L., Kaminski R.M., Raedeke A.H. & Graber D.A. (2010) Weather-related indices of autumnwinter dabbling duck abundance in middle North America. - *Journal of Wildlife Management* 74: 94-101.
- Schrum C., et al. (2016). Projected Change – North Sea. Pp. 175-217 in Quante M. & Colijn F. (eds.) North Sea Region Climate Assessment, Regional Climate Studies, DOI 10.1007/978-3-319-39745-0_6.
- Seys J., Pint S., Vervaele K., Vanhaecke P., Van Landschoot W., Saevels M., Goossens H., Berkers M., Balcaen R., Coppens S., Vanden Eede S., Fabrice A., Willaert M., Nelen L., Colpaert N., Quartier M., Verbeke D. (2019). Hoe is de Noordzee eraan toe? VLIZ-Rapportage 2014-2018. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ): Oostende. 55 pp.

- Simons K. (2018). Kwalitatief onderzoek werking vistrappen Kalkense meersen. Staalnames Bellebeek & Paardeweide. Stageverslag Aeres Hogeschool Almere, Nederland. Agentschap voor Natuur en Bos, Gent.
- Smolders S., Maximova T., Vandenbruwaene W., Coen L., Vanlede J., Verwaest T. & Mostaert F. (2017). Integraal Plan Bovenzeeschede: Deelrapport 5 – Scaldis 2050. Version 4.0. FHR Reports, 13_131_5. Flanders Hydraulics Research Antwerp.
- Soetaert K. & Herman P.M.J. (1995). Carbon flows in the Westerschelde estuary (The Netherlands) evaluated by means of a global ecosystem model (MOSES). *Hydrobiologia* 311:247-266.
- Spackman S.C. & Hughes, J.W. (1995). Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. *Biol. Cons.* 71:325-332.
- Speybroeck, J., N. De Regge, J. Soors, T. Terrie, G. Van Ryckegem, A. Van Braeckel, & E. Van den Bergh, 2014. Monitoring van het macrobenthos van de Zeeschede en haar getij-onderhevige zijrivieren (1999-2010). Beschrijvend overzicht van historische gegevens (1999, 2002, 2005) en eerste cyclus van nieuwe strategie (2008, 2009, 2010). Rapporten van het Instituut voor Natuurbehoud INBO.R.2014.1717661. Brussel.
- Stachowicz J.J., Terwin J.R., Whitlatch R.B. & R.W. Osman (2002). Linking climate change and biological invasions: ocean warming facilitates nonindigenous species invasions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99: 15497–15000.
- Stevens M., Van den Neucker T., Mouton A., Buysse D., Martens S., Baeyens R., Jacobs Y., Gelaude E. & Coeck J. (2009). Onderzoek naar de trekvissoorten in het stroomgebied van de Schelde.[INBO.R.2009.9]. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Brussel. 188 pp.
- Struyf E., Smis A., Van Damme S., Garnier J., Govers G., Van Wesemael B., Conley D.J., Battelaan O., Frot E., Clymans W., Vandevenne F., Lancelot C., Goos P. & Meire P. (2010). Historical land use change has lowered terrestrial silica mobilization. *Nat. Commun.* 1:129.
- Struyf E., Van Damme S. & Meire P. (2004). Possible effects of climate change on estuarine nutrient fluxes: a case study in the highly nitrified Schelde estuary (Belgium, The Netherlands). *Est. Coast. Shelf Sci.* 60: 649-661.
- Teichert N., Carassou L., Sahraoui Y., Lobry J. & Lepage M. (2018). Influence of intertidal seascape on the functional structure of fish assemblages: implications for habitat conservation in estuarine ecosystems. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 28:798-809.
- Temmerman S., Meire P., Bouma T.J., Herman P.M.J., Ysebaert T. & De Vriend H.J. (2013). Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. *Nature* 504: 79-83.
- Temmerman S.; Govers G.; Wartel S.; Meire P. (2004). Modelling estuarine variations in tidal marsh sedimentation: response to changing sea level and suspended sediment concentrations. *Marine Geology* 212(1-4): 1-19.
- Thorne K.M., Buffington K.J., Elliott-Fisk D.L., Takekawa J.Y. (2015). Tidal marsh susceptibility to sea-level rise: importance of local-scale models. *Journal of Fish and Wildlife Management* 6(2):290–304.
- Van Braeckel A. & Elsen R. (2015). Geomorfologie – Fysiotopen - Ecotopen. p. 149-162. In Van Ryckegem G. (red.). MONEOS – Geïntegreerd datarapport INBO: toestand Zeeschede 2014. Monitoringsoverzicht en 1ste lijnsrapportage Geomorfologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (8990774). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van Braeckel A., Coen L., Peeters P., Plancke Y., Mikkelsen J., Van den Bergh E. (2012). Historische evolutie van Zeeschedehabitats. Kwantitatieve en kwalitatieve analyse van invloedsfactoren. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012(59). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van Braeckel A., Vandevoorde B. and Van den Bergh E., (2008). Schorecotopen van de Schelde. Aanzet tot de ontwikkeling van één schorecotopenstelsel voor Vlaanderen en Nederland. Instituut voor Natuur-en Bosonderzoek.

- Van Braeckel A., Vanoverbeke J., De Neve L., Van de Meutter F., Soors J. & Speybroeck J. (2019). Habitatmapping Zeeschelde slik. Habitatkarakteristieken van bodemdieren en garnaalachtigen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019(xxxx). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. In prep.
- Van Damme, S., E. Struyf, T. Maris, T. Cox, and P. Meire. 2009. Characteristic aspects of the tidal freshwater zone that affect aquatic primary production. In *Tidal Freshwater Wetlands*, eds. Barendregt et al., 123-136.
- Van de Broeck M., Vandendriessche C., Poppelmonde D., Merckx R., Temmerman S., Govers G. (2018). Long-term organic carbon sequestration in tidal marsh sediments is dominated by old-aged allochthonous inputs in a macrotidal estuary. *Global Change Biology* 24: 2498-2512.
- 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: E1-E12.
- Van de Meutter F., Bezdenjesnji O., Buerms D., De Beukelaer J., De Regge N., Speybroeck J., Terrie T., Vanoverbeke J., Van Braeckel A., Vandevoorde B., Van den Bergh E., Van Ryckegem G. (2019). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (1). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van de Waal D., Tillmann U., Martens H., Krock B., van Scheppingen Y. & John U. (2015). Characterization of multiple isolates from an *Alexandrium ostenfeldii* bloom in the Netherlands. *Harmful Algae* 49: 94-104.
- Van den Bergh E., Breine J. & Speybroeck J. (2012). Advies betreffende een monitoringsprogramma voor de effecten van de lozingspluim van het koelwater van de kerncentrales van Doel. INBO.A.2012.173.
- Van den Bergh E., Van Damme S., Graveland J., de Jong D.J., Baten I. & Meire P. (2003). Studierapport natuurontwikkelingsmaatregelen ten behoeve van de Ontwikkelingsschets 2010 voor het Schelde-estuarium. Werkdocument/RIKZ/OS/2003.825.
- Van den Bergh E., Pauwels I. & Breine J. (2018). Vissen en sediment in de Zeeschelde. Een beknopte risico analyse voor het Strategisch-MER Complex Project Extra Containercapaciteit Antwerpen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (75). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van der Aa B., Vriens L., Van Kerckvoorde A., De Becker P., Roskams P., De Bruyn L., Denys L., Mergeay J., Raman M., Van den Bergh E., Wouters J., Hoffmann M. (2015). Effecten van klimaatverandering op natuur en bos. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.9952476). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- van der Wal D. & Pye K. (2004). Patterns, rates and possible causes of saltmarsh erosion in the Greater Thames area (UK). *Geomorphology* 61: 373–391.
- Van Oevelen D., Van den Bergh E., Ysebaert T. & Meire P., 2000. Literatuuronderzoek naar estuariene herstelmaatregelen. Rapport Instituut voor Natuurbehoud IN.R. 2000.4, Brussel.
- Van Ryckegem G., De Regge N. & Van den Bergh E. (2006). Voedseleecologie en gedrag van overwinterende watervogels langs de Zeeschelde: een methodologische studie. INBO.R.2006.28. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van Ryckegem G., Elsen R. & Van Braeckel A. (2019). Duurzaam beheer van de schorrand en slikken langs de Zeeschelde. Klimaatadaptief beheer na erosie van de Schelde oevers. INBO.R.2019.xxxx. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. In prep.
- Van Ryckegem G. & Soors J. (2018). Tweekleppigen (Bivalvia) in de Zeeschelde. Verkennende monitoring en potentiële rol van schelpdieren in de Boven-Zeeschelde. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (99). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van Ryckegem G., Van Braeckel A., Elsen R., Speybroeck J., Vandevoorde B., Mertens W., Breine J., De Regge N., Soors J., Dhaluin P., Terrie T., Van Lierop, F., Hessel K. & Van den Bergh E. (2014). MONEOS – Geïntegreerd datarapport INBO: toestand Zeeschelde 2013. Monitoringsoverzicht en 1ste lijnsrapportage Geomorfologie,

- diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2014 (2646963). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van Ryckegem G., Van Braeckel A., Elsen R., Speybroeck J., Vandevoorde B., Mertens W., Breine J., Spanoghe G., Bezdenjesnji O., Buerms D., De Beukelaer J., De Regge N., Hessel K., Lefranc C., Soors J., Terrie T., Van Lierop F. & Van den Bergh E. (2018). MONEOS – Geïntegreerd datarapport INBO: Toestand Zeeschelde 2017: monitoringsoverzicht en 1^{ste} lijnsrapportage Geomorfologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (74). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van Ryckegem, G., Van Braeckel, A. & Van den Bergh E.(2015). Duurzaam beheerplan – oeverbeheer getijdennatuur Zeeschelde. Schorrand- en slikbeheer van de Boven-Zeeschelde. (INBO.R.2015.7206076). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Vandenbruwaene W., Hertoghs R., Michielsen, S., Van de Moortel, I., Vos, G., Plancke, Y., Vereecken, H., Meire, D., Deschamps, M. & Mostaert, F. (2018). Monitoring Effecten Ontwikkelingsschets (MONEOS) – Jaarboek monitoring 2017: Deelrapport 7 – Factual data rapportage van monitoring waterbeweging en fysische parameters in de Zeeschelde in 2017. Versie 3.0. WL Rapporten, 12_070_7. Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen.
- Vandenbruwaene W., Meire D., Vanlede J., Plancke Y., Verwaest T., Mostaert F. (2016). Integraal Plan Boven-Zeeschelde: Deelrapport 2 – Getijrapport Boven-Zeeschelde, Rupel en Durme. Versie 6.0. WL Rapporten, 13_131. Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen, België.
- Vanoverbeke J., Van Braeckel A., Van den Bergh E. & Van Ryckegem G. (2019a). Evaluation of the B-alternatives for habitats and higher trophic levels. Report in the framework of the Integral Plan of the Upper Sea Scheldt. INBO.R.2019.XXXX. Instituut Voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. In prep.
- Vanoverbeke J., Van Ryckegem G., Van Braeckel A. & Van den Bergh E. (2019b). Modelinstrumentarium voor het voorspellen van habitatgeschiktheid van de Zeeschelde voor fint (*Alosa fallax*). Deelrapport voor het Integraal plan Boven-Zeeschelde. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2019.xxxxx. Brussel. In prep.
- Vanoverbeke, J & Van Ryckegem, G (2015). Statistische analyse van het gebruik van het litoraal door steltlopers in de Westerschelde. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.11358580). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Verhelst P., Bruneel S., Reubens J., Coeck J., Goethals P., Oldoni D., Moens T. & Mouton A. (2018). Selective tidal stream transport in silver European eel (*Anguilla anguilla* L.) – Migration behaviour in a dynamic estuary. Est. Coast. Shelf Sci 213: 260-268.
- Verwaest T., Viaene P., Verstraeten J., Mostaert F. (2005). De zeespiegelstijging meten, begrijpen en afblokken. De Grote Rede 15: 15-25.
- Vos C., Bouwma I., Verdonshot P., Geertsema W., van Riel M. (2013). Supplement. Managing climate change for the Natura 2000 network. Assessment of the vulnerability of Natura 2000 species and habitats for climate change: species and habitat types most at risk. Overall approach and the result of the analyses. Alterra, Wageningen.
- Vrebos D., Staes J., Bennetsen E., Broeckx S., De Nocker L., Gabriels K., Goethals P., Hermy M., Liekens I., Marsboom C., Ottoy S., Van der Biest K., van Orshoven J. & Meire P. (2017). ECOPLAN-SE: Ruimtelijke analyse van ecosysteemdiensten in Vlaanderen, een Q-GIS plugin, Versie 1.0, 017-R202 Universiteit Antwerpen, Antwerpen, 141 p. DOI. 10.13140/RG.2.2.16174.10565.
- WeinsteinMP & Kreeger DA, eds. (2000). Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology. New York: Springer.
- Winterwerp J.C. (2011). Fine sediment transport by tidal asymmetry in the highconcentrated Ems River: indications for a regime shift in response to channel deepening. Ocean Dynamics, 61(2-3), 203–215, doi: 10.1007/s10236-010-0332-0.
- Willems P. (2014). De impact van de klimaatwijziging op de waterhuishouding in het Scheldebekken: Wat staat ons te wachten? Lezing Symposium 'De Schelde in 2050' Antwerpen 8 mei 2014.

Willems P., Deckers P., De Maeyer Ph., De Sutter R., Vanneuville W., Brouwers J. & Peeters B. (2009). Klimaatverandering en waterhuishouding. Wetenschappelijk rapport, mira 2009, [www.milieurapport](http://www.milieurapport.be).

Williams, S.L. & Grosholz, E.D. (2008). The invasive species challenge in estuarine and coastal environments: marrying management and science. *Estuaries & Coasts* 31: 3-20.

Wouters J. (2011). Beoordeling van de gevoeligheid van soorten en habitattypes van Europees belang bij verstoringingrepen. Advies van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.2011.127.

Ysebaert T., Craeymeersch J. & van der Wal D. (2016). De relatie tussen bodemdieren en hydro- en morfodynamiek in het sublitoraal en litoraal van de Westerschelde. Wageningen, IMARES Wageningen UR (University & Research centre) en Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee (NIOZ). IMARES rapport C066/16.

Zwarts L., Blomert A.-M., Bos D., & Sikkema M. (2011). Exploitation of intertidal flats in the Oosterschelde by estuarine birds. Middelburg: Rijkswaterstaat.

8 Bijlages

8.1 Bijlage 1: methodiek bepalen areaaldoelstellingen

Vertrekkend vanuit een ecologisch functionele benadering werd het Goed Ecologisch Potentieel (GEP) berekend voor schorren als de minimum oppervlakte waarbij silicium depletie wordt voorkomen (Adriaensen et al., 2005). De overkoepelende doelstelling is om deze oppervlakte 100% te realiseren over alle OMESzones heen. Om de ruimtelijke invulling te detailleren werden volgens drie verschillende benaderingen minimale schoroppervlaktes berekend per OMESzone. Er werd gerekend vanuit i) een ecologisch functionele benadering (voedselweb), ii) vanuit een optimale getij-energieverdeling en iii) rekening houdend met de gemiddelde verblijftijd per compartiment om estuariene processen te voltooien.

Voor de ecologisch functionele benadering werd het benodigde schorareaal per OMESzone berekend als de minimum oppervlakte herschaald volgens de verhouding van de aslengte van de OMESzone en de aslengte van de saliniteitszone. Bij deze oppervlakte wordt silicium depletie voorkomen per OMESzone.

Voor de getij-energiebenadering werden de data uit het TIDE project gebruikt (Data WL). Waarbij getij-energie flux in de Zeeschelde en zijrivieren werd berekend langsheen dwarsraaien met telkens ongeveer 300 m tussenafstand. De energieverdeling van het getij werd begroot als % van de getij-energie aanwezig per OMESzone, rekening houdend met de aslengte van ieder segment.

Een indeling op basis van verblijftijd is een derde relevante variabele om benodigde oppervlakte intergetijdenatuur op te baseren. De bijdrage van de intergetijdegebieden aan de koolstof en nutriënthuishouding speelt hierbij een belangrijke rol. Het is duidelijk dat in zones met een langere verblijftijd, estuariene processen een grotere rol kunnen spelen. De totale benodigde oppervlakte voor het volledige estuarium (Goed-Ecologisch-Potentieel – GEP) wordt hiertoe herschaald volgens de verblijftijd per zone.

Van deze drie berekeningsmethodes werd de minimale waarde gekozen als doelstelling per OMESzone (Maris et al., 2013, Tabel 4-1). De doelstelling blijft wel om in totaal minimaal de bepaalde oppervlakte voor de volledige Zeeschelde te behalen (2392 ha). De oppervlakte moet dus hoger zijn in bepaalde OMESzones dan de minimaale oppervlakte om te kunnen voldoen aan de algemene doelstelling.

Tabel 8-1. Berekende areaaldoelstellingen op basis van een ecologisch functionele benadering (silicium), op basis van getij-energie verdeling en op basis van verblijftijd van water in het systeem. De minimumwaarde van deze drie benadering werd genomen als ondergrens voor de schorareaaldoelstellingen.

KRW-zone	OMES	aslengte (km)	%Getij	%verblijftijd ¹⁰	GEP_Silicium_schor (ha)	GEP_getij_schor (ha)	GEP_verblijftijd_schor (ha)	Ondergrens GEP_schor (ha) (minimum per OMES)
Mesohalien	9	7	6	11.29032258	112.4516129	143.52	270.0645161	112
Sterke sal	10	6	6	9.677419355	96.38709677	143.52	231.483871	96
Sterke sal	11	9	10	14.51612903	144.5806452	239.2	347.2258065	145
Sterke sal	12	9	11	14.51612903	144.5806452	263.12	347.2258065	145
Oligohalien	13	8	8	12.88888889	125.3333333	191.36	308.3022222	125
Oligohalien	14	10	9	16.11111111	156.6666667	215.28	385.3777778	157
Zoet lang	15	11	9	7.7	157.85	215.28	184.184	158
Zoet lang	16	9	5	6.3	129.15	119.6	150.696	120
Zoet kort	17	11	5	2.566666667	167.9333333	119.6	61.39466667	61
Zoet kort	18	9	3	2.1	137.4	71.76	50.232	50
Zoet kort	19	10	1	2.333333333	152.6666667	23.92	55.81333333	24
	19Trj	6	1		91.6	23.92		24
TOTAAL								MINIMALE som moet wel 2392ha

¹⁰ bij benadering verdeeld volgens aslengte

8.2 Bijlage 2: Europese habitattypes Schelde-estuarium en milieudrukken

- 1130 Estuaria

- 1140 Bij eb droogvallende slikwadden en zandplaten

- 1310_zk Eénjarige pioniervegetaties van slik- en zandplaatgebieden met Salicornia-soorten en andere zoutminnende planten

1310_zv Hoge schor met zeevetmuurvegetaties

- 1320 Vegetaties van Engels slijkgras op de overgang tussen slik en schor in de zoute tot sterk brakke (mesohaliene) zone

- 1330 Atlantische schorren: zout- en brakwaterschorren, inclusief zeebiesvegetaties

Brakke schorren hebben een visueel meer uitgesproken verticale structuur dan de zoutwaterschorren doordat sommige plantensoorten hoger uitgroeien.

- 3270 Pioniervegetaties op de zoetwaterschorren met ganzenvoet- en tandzaadsoorten die tot dit habitatype kunnen gerekend worden

- 6430_hw Verbond van harig wilgenroosje in het zoetwatergetijdengebied 6430_mr Brakke rietvegetaties met echte heemst

- 91E0_wvb: Wilgenvloedbossen in het zoetwatergetijdengebied

Regionaal belangrijke biotopen (rbb)

- rbbmr Rietland en Phragmition-vegetaties

Tabel 8-2. Gevoeligheden voor verstoringen van geheel of gedeeltelijk getijafhankelijke Europese habitattypes op basis van de effectenindicator (G= gevoelig, N = niet gevoelig, O = onbekend) (Wouters, 2011).

	Eutrofiëring via de lucht	Eutrofiëring via de bodem	Eutrofiëring via het grondwater	Eutrofiëring via het oppervlaktewater	Verzuring via de lucht	Verzuring via het grondwater	Verzuring via het oppervlaktewater	Verdroging	Vernatting	Wijziging van de hydrologie van een oppervlaktewaterlichaam	Verzoeting via het grondwater	Verzoeting via het oppervlaktewater	Verzilting via het grondwater	Verzilting via het oppervlaktewater	Thermische verontreiniging
Habitat-type	3-1	3-2	3-3	3-4	4-1	4-2	4-3	5-1	5-2	6	7-1	7-2	7-3	7-4	8-5
1130	N	O	O	G	N	N	N	G	G	G	G	G	G	G	O
1140	N	N	N	G	N	N	N	N	N	G	N	N	N	N	O
1310	G	G	G	G	N	N	G	G	G	G	G	G	N	N	O
1310	G	G	G	G	N	N	G	G	G	G	G	G	N	N	O
1320	G	G	G	G	N	N	G	G	G	G	G	G	N	N	O
1330	G	G	G	G	N	N	G	G	G	G	G	G	N	N	O
3270	N	N	N	N	N	N	N	G	G	G	N	N	G	G	O
6430_hw	N	N	N	N	O	O	O	G	G	G	N	N	G	G	O
6430_mr	N	N	N	N	O	O	O	G	G	G	N	N	G	G	O
91E0_wvb	N	G	G	G	N	G	G	G	G	G	N	N	G	G	O
rbbmr	G	G	G	G	N	G	G	G	N	G	N	N	N	N	O

Tabel 1. Overzicht van de estuariene herstelmaatregelen.

Omschrijving van de maatregel	Definitie van de maatregel
Hoofdgroep 1: Ontpolderen	
Ontpolderen: dijkdoorbraak	Een dijk op een aantal strategische plaatsen doorsteken om het achterliggend gebied weer onder getijdeninvloed te brengen.
Ontpolderen: dijk verwijderen	Verwijderen van een dijk om het achterliggend gebied weer onder getijdeninvloed te brengen.
Hoofdgroep 2: Instellen van aangepast beheer voor uitwateringssluizen	
Sluisbeheer: permanent	Estuariene invloed landinwaarts uitbreiden door uitwateringssluizen permanent (behoudens extreme omstandigheden) open te zetten.
Sluisbeheer: occasioneel	Estuariene invloed landinwaarts uitbreiden door uitwateringssluizen gedurende gecontroleerde perioden open te zetten.
Hoofdgroep 3: Herstel van natuurlijke overgangen en gradiënten	
Natuurlijke overgang: herstel	Herstellen van de longitudinale (zout-zoet) en de verticale (van ondiep watergebied naar hoog schor) gradiënten.
Hoofdgroep 4: Uitbreiding van het intergetijdengebied	
Getijdengebied: afgraven	Herstellen van overstromingsregime typisch voor een intergetijdengebied (slikken en schorren) door buitendijks gebied af te graven.
Getijdengebied: constructie	Het aanleggen van constructies die intergetijdengebieden beschermen en tegelijk gelegenheid geven tot aangroei door sedimentatie.
Getijdengebied: suppletie	Zandsuppletie toepassen met als doel het intergetijdengebied te beschermen en terwijl ook aangroei te stimuleren.
Hoofdgroep 5: Fixatie van het intergetijdengebied	
Schorfixatie: constructie	Aanleggen van constructies om de schorrand te fixeren.
Schorfixatie: suppletie	Zandsuppletie aanwenden om de schorrand tegen erosie te beschermen.
Slikfixatie: constructie	Aanleggen van constructies om de slikrand te fixeren.
Slikfixatie: suppletie	Zandsuppletie aanwenden om de slikrand tegen erosie te beschermen.
Hoofdgroep 6: Natuurvriendelijke dijkverdediging	
Dijkverdediging met terrassen	Terrasconstructie die in de bestaande dijkstructuur wordt aangelegd om een meer natuurvriendelijke dijkverdediging te verkrijgen.
Dijkbekleding natuurvriendelijk	Vervangen van harde dijkbekleding door meer natuurvriendelijke dijkbekleding.
Hoofdgroep 7: Maatregelen gericht op vegetatie	
Vegetatie: aanplanten	Aanplanten van vegetatie om een bepaald vegetatietype in stand te houden of te ontwikkelen.
Vegetatie: vraatbescherming	Aanbrengen van een constructie om vegetatie (al dan niet aangeplant) te beschermen tegen vraat.
Hoofdgroep 8: Maatregelen gericht op vissen	
Visbiotoop	Biotoopontwikkeling in het stroomgebied ten behoeve van vissen.
Vismigratie	Maatregelen ten behoeve van vismigratie.
Hoofdgroep 9: Maatregelen gericht op vogels	
Vogeiland	Aanleggen van een eiland om de habitat van vogels uit te breiden of te vervolledigen.
Vogelinlagen	Aanleggen van een binnendijkse inlaag om de habitat van vogels uit te breiden of te vervolledigen.
Vogel substraat	Aanpassen van substraat van een gebied om de habitat van vogels uit te breiden of te vervolledigen.