



Vlaanderen
is wetenschap

Habitatmapping Zeeschelde subtidaal

Relatie tussen bodemdieren en hydro- en morfodynamiek

Alexander Van Braeckel, Jeroen Speybroeck, Joost Vanoverbeke, Gunther Van Ryckegem & Erika Van den Bergh

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Alexander Van Braeckel, Jeroen Speybroeck, Joost Vanoverbeke, Gunther Van Ryckegem & Erika Van den Bergh
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Reviewers:

Frank Van de Meutter

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

Vestiging:

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

e-mail:

alexander.vanbraeckel@inbo.be

Wijze van citeren:

Van Braeckel A., Speybroeck J., Vanoverbeke J., Van Ryckegem G. & Van den Bergh E. (2018). Habitatmapping Zeeschelde subtidaal: relatie tussen bodemdieren en hydro- en morfodynamiek. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (91). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.15709116

D/2018/3241/342

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (91)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Foto cover:

De stroomopwaartse zoete Schelde - Heusden (© Yves Adams - Vildaphoto)

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

MOW - Maritieme Toegang



Habitatmapping Zeeschelde subtidaal

Relatie tussen bodemdieren en hydro- en morfodynamiek

Alexander Van Braeckel, Jeroen Speybroeck, Joost Vanoverbeke, Gunther Van Ryckegem & Erika Van den Bergh

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (91)
D/2018/3241/342

Dankwoord/Voorwoord

Het Habitatmapping onderzoeksproject wordt uitgevoerd met de financiële steun van MOW- Maritieme Toegang (MOW-MT) en is mee geconceptualiseerd en uitgevoerd door het Waterbouwkundig Laboratorium (WL). Specifiek wil ik hiervoor volgende mensen bedanken Kirsten Beirinckx en Frederik Roose van MOW-MT en Yves Plancke, Gwendy Vos, Tatiana Maximova, Sven Smolders en Joris Vanlede en de vele andere onderzoekers en medewerkers van het WL.

Speciale dank gaat uit naar de superdataverzamelaars en laboratoriumverwerkers van ons INBO-Team Estuaria voor het benthoswerk dat is uitgevoerd door Dimitri Buerms, Joram De Beukelaer, Nico De Regge, Kenny Hessel, Jan Soors (inclusief soortenfoto's), Thomas Terrie en Frederic Van Lierop en GISdeskundige Ruben Elsen.

Samenvatting

In het streefbeeld uit de LangeTermijnVisie 2030 (LTV2030) en de Ontwikkelingsschets 2010 voor het Schelde-estuarium (OS2010) van de VNSC (Vlaams-Nederlandse Scheldec commissie) worden slikken en ondiepwaterzones als belangrijke ecotopen omschreven. In functie van het ecologisch functioneren van macro- en hyperbenthos, vissen en vogels stelt de OS2010 dat de laagdynamische gebieden het meest waardevol zijn. Lage hydrodynamiek wordt daarbij vaak gekoppeld aan een bepaalde (lage) stroomsnelheid (o.a. in het Zoute Ecotopenstelsel, Bouma et al. 2005) en komt vaak overeen met slibrijke, voedselrijke gebieden van ondiep water en slik. Hoge dynamiek (of stroomsnelheid) wordt eerder als stressfactor van de leefomgeving beschouwd.

De essentie van een goed ecotopenstelsel is dat de juiste fysische grenzen bepaald zijn voor het potentieel voorkomen van specifieke levensgemeenschappen. In de Zeeschelde worden subtidale ecotopen vooralsnog uitsluitend op basis van waterdiepte onderscheiden, ecologisch zinvolle verfijning aan de hand van betrouwbare stroomsnelheidsgegevens was nog niet mogelijk. Weinig is bekend over de fysische en morfologische processen die het voorkomen (in ruimte en tijd) van bodemdiergemeenschappen bepalen. Voor de Westerschelde liggen echter reeds enkele waardevolle referenties voor (Ysebaert et al., 2009, 2016). Het doel van deze opdracht is de relatie tussen bodemdiergemeenschappen en abiotische omgevingsvariabelen nader te onderzoeken met het oog op het opstellen van een habitattypologie van de subtidale gebieden in de Zeeschelde (i.s.m. Waterbouwkundig Laboratorium).

Voorliggend onderzoek wil nagaan of gemodelleerde stroomsnelheden en in kaart gebrachte bodemvormen in de subtidale gebieden in de Zeeschelde kunnen gebruikt worden om ecologisch betekenisvolle ecotopen af te bakenen bovenop de huidig gehanteerde diepteklassen. Met gerichte staalnames wordt gezocht naar specifieke afbakeningscriteria op basis van de aanwezige macrobenthos gemeenschappen. De gedefinieerde criteria worden vervolgens gevalideerd met de ruimtelijke en temporeel meer uitgebreide benthosdataset van de jaarlijkse najaar bemonsteringen en verschillende beschikbare numerieke modellen. Een verband werd vastgesteld tussen met dynamiek geassocieerde abiotische kenmerken van de habitat en de macrobenthische densiteit. Op basis van deze omgevingsvariabelen kunnen laag- en hoogdynamische waterzones worden onderscheiden met verschillende kans op voorkomen en gemiddelde densiteiten aan bodemdieren.

De ecologische toepasbaarheid van subtidale geomorfologische kaarten in de Zeeschelde is beperkt tot algemene indicatie van habitatgeschiktheid voor macrobenthos. In tegenstelling tot de Westerschelde zijn subtidale bodemvormen in de Zeeschelde namelijk weinig uitgesproken. Enkel het onderscheid tussen vlakke gebieden en duin/ribbelgebieden is relevant en de kans op voorkomen van macrobenthos is het hoogst in vlakke gebieden.

De soortensamenstelling van de subtidale macrobenthosgemeenschappen in de Zeeschelde is voor het grootste deel bepaald door saliniteit: brakke en zoete (zwak brakke tot zoete) macrobenthosgemeenschappen kunnen onderscheiden worden. Ook de maximale stroomsnelheid beïnvloedt de gemeenschapssamenstelling: in meer dynamische overwegend benthosarmere milieus kan een specifieke gemeenschap worden aangetroffen met *Marenzelleria neglecta*, *Bathyporeia pilosa* en (in minder mate) *Gammarus zaddachi* als kenmerkende soorten.

Algemeen worden de hoogste dichtheden aan subtidale bodemdieren in de Zeeschelde aangetroffen in ondiepe, bij voorkeur vloedgedomineerde gebieden met lage maximale (vloed)stroomsnelheden. Ook de factor saliniteitszone (waarin naast saliniteit ook afstand tot de monding en andere typische morfologische kenmerken van de vier zones vervat zitten) speelt een rol; de hoogste dichtheden zitten in het subtidaal gebied van de oligohaliene zone.

Het ongestructureerde SCALDIS 3D-model voor de Zeeschelde, ontwikkeld door het Waterbouwkundig

Laboratorium, laat door het fijner grid betere modellering van stroomsnelheden toe in vergelijking tot het NEVLA 2D-model. Bijkomende validatie, met stroomsnelheidswaarden afkomstig uit het SCALDIS model, kende meer gewicht toe aan de stroomsnelheidsvariabele als discriminator en minder aan waterdiepte.

De kritische grenzen voor subtidale habitats in de Zeeschelde zijn in eerste instantie bepaald binnen focusgebieden. Na uitgebreide validatie op basis van de ruimtelijk en temporeel meer uitgebreide dataset van de jaarlijkse najaar bemonsteringen zijn de grenswaarden verfijnd, op basis van beide datasets samen en gebruik makend van het huidige Scaldis-model.

Een *hydrodynamische subtidale ecotoopindeling* met hoog- en laagdynamisch habitat wordt als besluit voorgesteld met grenswaarden voor maximale stroomsnelheid bij vloed, op basis van het Scaldis-model: 101 cm/s voor ondiep (< 2m), 92 cm/s voor matig diep (>2 en < 5m) en 83 cm/s voor diep water.

Betekenis voor beheer en beleid

De nieuwe inzichten kunnen aangewend worden bij het opstellen van een nieuwe generatie ecotopenkaarten voor de Zeeschelde. Door toevoeging van de factor hydrodynamiek kan voortaan met ecologisch meer betekenisvolle ecotopen gewerkt worden.

Ecotopenkaarten vormen het uitgangspunt bij de evaluatie van het Schelde-estuarium voor het thema 'diversiteit habitats' en worden ook ingezet bij de ruimtelijke stratificatie voor de jaarlijkse macrobenthos bemonstering.

Ecotopen worden ook ingezet voor wetenschappelijke onderbouwing bij het maken van keuzes voor beheersscenario's, onder andere voor sedimentbeheer en rivierkundige ingrepen. Zo kan bij de scenario afwegingen beter rekening gehouden worden met potentiële impact op het ecologisch functioneren en kan de impact op ecologisch waardevolle gebieden geminimaliseerd worden. Voorbeelden zijn de stortstrategie in de Beneden-Zeeschelde (Van Braeckel et al. 2016), en de scenario-berekeningen voor het duurzaam beheerplan Boven-Zeeschelde (Van Braeckel et al. in prep).

Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

Nieuwe criteria zijn gedefinieerd voor het onderscheiden van subtidale macrobenthos habitats in de Zeeschelde. Bijkomende validatie met het recente Scaldis-model ondersteunt de aanbeveling om deze te implementeren in de volgende generatie ecotopenkaarten voor de Zeeschelde.

Voor de Zeeschelde kunnen subtidale ecotopen onderscheiden worden op basis van de gemodelleerde maximale vloedstroomsnelheid en waterdiepte. Stroomsnelheidsresultaten van zowel het gestructureerd NeVla-model als van het ongestructureerd Scaldis model uit 2013 werden uitgetest. Hierbij biedt het Scaldis het voordeel dat de resolutie van het model aanzienlijk fijner is, waardoor gradiënten in topo-bathymetrie beter worden weergegeven en de variatie in stromingen beter zijn. Echter, ook het Scaldis kent nog afwijkingen inzake stromingen in bepaalde gebieden. Een regelmatige kalibratie en validatie van de waterbewegingen in de modellen op basis van recente (huidige en toekomstige) metingen is dan ook noodzakelijk.

Hierbij is ook van belang om de invloed van de randvoorwaarden van het hydrodynamisch model na te gaan (bovenafvoer,...) en keuzes te maken in de te hanteren randvoorwaarden. Hier zal ook moeten afgestemd met de Nederlandse methodieken. Daarnaast wordt aanbevolen om ook mogelijke andere bruikbare modelvariabelen zoals bodemschuifspanning te testen.

Daarnaast is het ook aanbevolen om te testen of harde subtidaal substraatzones ('onregelmatig gebied' op de multibeam) realistisch afgebakend kunnen worden. Mogelijk bevindt zich op dit substraat een type macrobenthosgemeenschap dat met de huidige staalnametechnieken niet goed bemonsterd wordt (Van Ryckegem en Soors 2018). Indien dit artificieel substraattype meer aandacht zou verdienen, is ook een aangepaste staalnametechniek vereist. Ook lokaal afwijkende substraten in hoogdynamische subtidaal gebied met hoge macrobenthosdensiteiten zoals lokale slibrijke depressies verdienen de nodige aandacht.

In een tweede fase wordt de relatie tussen intertidale bodemdiergemeenschappen en abiotische omgevingsvariabelen onderzocht. De rijkste macrobenthosgemeenschappen in de Zeeschelde worden immers op het slik aangetroffen (Speybroeck et al. 2014). Door de verbeterende waterkwaliteit ontwikkelt ook de hyper- en epibenthosgemeenschap in de Zeeschelde zich tot een belangrijke schakel in het voedselweb (Van De Meuter et al. 2018). Het habitatgebruik van deze relatief recente gemeenschappen zal eveneens in het vervolgonderzoek Habitatmapping Zeeschelde – slikken nader onderzocht worden.

Na afronding van deze tweede fase kunnen de nieuw vastgestelde criteria (subtidaal en intertidaal) in het Zeeschelde ecotopenstelsel geïmplementeerd worden en ingezet voor ruimtelijke stratificatie in de monitoringstrategie. Hiervoor is een jaarlijkse actualisatie en verificatie uitgevoerd van het hydraulisch model met de abiotische (stroming, sedimenttransport) en biotische dataset (Moneos benthos dataset). Verder is het voorstel om 6 jaarlijks het model opnieuw te kalibreren en te valideren met beide type dataset uit de monitoring eventueel aangevuld met meer gerichte meetcampagnes. Op basis van jaarlijkse numerieke modeldoorrekeningen met de actuele bodemligging en waterstanden, kunnen de subtidaal en intertidale gebieden dan gemonitord worden binnen ecologisch betekenisvolle afgebakende ecotopen.

Na Habitatmapping Zeeschelde en ruimtelijke validatie van de ecotopen in de Westerschelde, verdient het ook aanbeveling om op basis van de grensoverschrijdende macrobenthosdatasets de nieuw gedefinieerde ecotopen gezamenlijk voor het volledige modelgebied en de volledige saliniteitsgradiënt te kalibreren en te valideren.

English abstract

Mudflats and shallow water areas have been put forward as important ecotopes in the LangeTermijnVisie 2030 (LTV) and the Ontwikkelingsschets 2010 voor het Schelde-estuarium (OS) by the VNSC (Flemish-Dutch Scheldt committee). The OS states that within the subtidal area, low dynamic shallow water zones are of highest value to macro- and hyperbenthos, fish and birds. As such, low hydrodynamics are often associated with a certain (low) current velocity (e.g. Zoute Ecotopenstelsel (= saline ecotope system), Bouma et al. 2005) and usually coincide with muddy, nutrient rich shallow water zones and mudflats. High dynamics (or current velocities) are regarded as a stressor to the natural environment.

Key to a meaningful ecotope system are abiotic boundary values which relate to the (potential) presence of specific biotic communities. Up to now, the Sea Scheldt's subtidal ecotopes are defined based solely on water depth – ecologically meaningful refinement using reliable current velocity data was not yet possible. Little is known about the physical and morphological processes underlying the presence and spatiotemporal variability of benthic fauna communities in the Sea Scheldt, whereas relevant research has been executed in the Westerschelde (Ysebaert et al., 2009, 2016).

The aim of the hereby presented research is to draw up a habitat typology of the subtidal zone of the Sea Scheldt, combining physical, sedimentological and ecological features. The research was performed in collaboration with Flanders Hydraulics Research.

We want to determine whether model-based current velocity data can add ecological meaning to the applied water depth classes in the Sea Scheldt. Strategic sampling of benthic communities should allow identifying specific delimitation criteria. Subsequently, these criteria are validated using numerical models and the yearly ecosystem-wide monitoring dataset. Macrobenthic density was related to abiotic characteristics associated with the dynamics of the habitat. High and low dynamic subtidal zones with differences in occurrence and macrobenthic density were distinguished.

Geomorphological mapping of the subtidal zones (sand dunes/ ripple areas and flat terrain) only indicates the chance of occurrence of macrobenthic life with the highest chance in flat terrains.

Species composition of subtidal macrobenthic communities in the Sea Scheldt depends largely on salinity: brackish and freshwater communities can be discerned. Also maximum current velocity has an impact: a specific community can be found in areas with higher dynamics, characterised by the presence of the exogenous polychaete *Marenzelleria neglecta* and the amphipods *Bathyporeia pilosa* and (to a lesser extent) *Gammarus zaddachi*.

In general shallow, flood dominated subtidal areas preferably flood-dominated areas with low current velocities carry the highest macrobenthic densities in the Sea Scheldt. The discrete variable salinity zone (comprising not only salinity, but also collinear variables such as distance to river mouth and other zone-specific morphological features) is also statistically significant, with highest densities being found in the oligohaline zone.

Extended validation with the monitoring dataset allowed defining robust boundary values for high and low dynamic subtidal zones: maximum flood current velocity (SCALDIS-3D output): 101 cm/s for shallow (< 2m), 92 cm/s for moderately deep (>2 en < 5m) and 83 cm/s for deep subtidal.

Flanders Hydraulics Research's unstructured SCALDIS hydrodynamic 3D-model, especially developed for the upstream reach, offers a more detailed grid for shallow water areas and adjacent mudflats than previously available model data and allows for improved modelling of current velocities. Additional validation using this model augmented the importance of current velocity, while reducing that of water depth.

Importance for management and policy

The obtained results contribute to creating the next generation of ecotope maps for the Sea Scheldt, incorporating hydrodynamics to increase ecological relevance of the ecotopes. These maps are an important tool for the ecological quality evaluation of the Scheldt Estuary for the 'habitat diversity' theme. They are also used to stratify the yearly random sampling campaigns. Ecotope maps also offer scientific support to management decision-making, e.g. those related to sediment budget and morphological alterations of the estuary. As such, the impact on ecosystem functioning can be taken into account and detrimental effects on ecologically valuable habitats can be kept at a minimum, as exemplified by the strategy of dumping dredged materials in the lower Sea Scheldt (Van Braeckel et al. 2016), and the calculation of different scenarios of the sustainable management plan for the upper Sea Scheldt (Van Braeckel et al. in prep).

Inhoudstafel

Dankwoord/Voorwoord.....	4
Samenvatting	5
Betekenis voor beheer en beleid.....	6
Aanbevelingen voor beheer en/of beleid.....	6
English abstract.....	8
Lijst van figuren	12
Lijst van foto's	14
Lijst van tabellen.....	14
1 Inleiding	16
2 Materiaal en methode	19
2.1 Focusgebieden	19
2.2 Bodemvormen en hydrodynamiek in het studiegebied	19
2.3 Bemonstering macrobenthos.....	21
2.3.1 Basisbemonstering focusgebieden: habitatmapping 2012 – HM12.....	21
2.3.2 Detailbemonstering focusgebieden: ondiep laagdynamisch 2013– LD13.....	23
2.4 Analyse.....	25
2.4.1 Macrobenthos.....	25
2.4.1.1 Selectie van omgevingsvariabelen	25
2.4.1.2 Multivariate analyse.....	25
2.4.1.3 Univariate analyse.....	26
2.4.2 Het onderscheiden van ecotopen en ecotoopgrenzen.	26
3 Resultaten en bespreking	27
3.1 Algemeen abiotische karakterisatie van de focusgebieden	27
3.1.1 Sedimentkenmerken van de focusgebieden	27
3.1.2 Onderlinge relaties abiotische kenmerken	31
3.2 Macrobenthos.....	33
3.2.1 Algemene kenmerken	33
3.2.1.1 Diversiteit en densiteit	33
3.2.1.2 Bespreking kenmerkende soorten	36
3.2.1.2.1 <i>Macoma balthica</i>	36
3.2.1.2.2 <i>Bathyporeia pilosa</i>	37
3.2.1.2.3 <i>Gammarus zaddachi</i>	38
3.2.1.2.4 <i>Heteromastus filiformis</i>	39
3.2.1.2.5 <i>Marenzelleria neglecta</i>	40
3.2.1.2.6 <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	42
3.2.1.2.7 <i>Potamothenix moldaviensis</i>	44
3.2.1.2.8 <i>Tubificoides heterochaetus</i>	45
3.2.2 Macrobenthos en bodemvormen in campagne HM12	46
3.2.3 Selectie van omgevingsvariabelen	48
3.2.4 Multivariate analyse van de macrobenthosgemeenschap.....	51
3.2.5 Univariate analyse van macrobenthosdensiteit en -aanwezigheid.....	57
3.2.5.1 Multiple regressies.....	57
3.2.5.1.1 Totale aan/afwezigheid macrobenthos.....	58
3.2.5.1.2 Totale densiteit macrobenthos	59
3.2.5.1.3 Soorten.....	61
3.2.5.2 Enkelvoudige regressies	61
3.2.5.2.1 Aan/afwezigheid	61
3.2.5.2.2 Densiteit	64

4	Ontwikkeling nieuwe ecotopentypologie	67
4.1	Habitatmapping doorrekening met NeVla -input.....	67
4.1.1	Opdeling hoog- en laagdynamische subtidale ecotopen met als basis de Habitatmapping focusgebieden	67
4.1.1.1	Basisclassificatiemodel met waterdiepte, maximale vloed snelheid en vloed dominantie	67
4.1.1.2	Alternatief classificatiemodel met overschrijdingsduur bij stroomsnelheid 0.65 cm/s en waterdiepte.....	70
4.1.2	Validatie habmap-opdeling met Spatial 2008-2013 MONEOS-dataset	70
4.2	Opdeling hoog- en laagdynamische subtidale ecotopen met als basis de volledige Zeescheldegradiënt	71
4.2.1	Originele habitatmappingmodellering met NeVla -stroomsnelheidsinput.....	71
4.2.2	Habitatmappingmodellering met Scaldis-stroomsnelheidsinput	74
INTERMEZZO	Opdeling hoog-laagdynamisch subtidaal op basis van maximale stroomsnelheid?	78
4.2.3	Aanzet tot hoog- en laagdynamische subtidale ecotopen voor de volledige Zeescheldegradiënt	79
4.3	Vergelijking bestaande subtidale ecotoopgrenzen in het Schelde-estuarium	82
5	Conclusies en aanbevelingen.....	83
5.1	De onderzoeksvragen.....	83
5.2	Enkele conclusies met betrekking tot het gebruikte hydrodynamische model	85
5.3	Aanbevelingen voor beheer/ en beleid.....	86
6	Referenties.....	88
7	Bijlagen	91
	Bijlage 1: Classificatieresultaten Habitatmapping NeVla	91
	Bijlage 2: Classificatieresultaten binnen ecotoopopdeling met NeVla -input	92
	Bijlage 3: Classificatieresultaten van subtidale ecotoopopdeling op basis van Scaldis-input	95
	Bijlage 4: Vergelijking classificatieresultaten van optimaal model voor subtidale ecotoopopdeling op basis van Scaldis- versus NeVla -input	97
	Bijlage 5: Classificatieresultaten voor subtidale ecotoopopdeling op basis van de maximale stroomsnelheid uit de Scaldis-modellering (Westerschelde-methode).....	98
	Bijlage 6: Effect van vloed dominantie op de maximale stroomsnelheid bij vloed in het totaalmodel voor Scaldis .	99

Lijst van figuren

Figuur 2-1 Waterstandsvariatie ter hoogte van Antwerpen in de springtijperiode van de NeVla -simulatie (zwart)	20
Figuur 2-2 Voorbeeld van kaartmateriaal uit Vos et al. 2013: a) gekarteerde geomorfologische klassen thv Branst b) NeVla -modelinput van de verhouding vloed/ebstroomsnelheid ter hoogte van het Galgenschoor-Doel.	21
Figuur 3-1 Mediane korrelgrootte (D50, μm) in functie van bodemvormtype	27
Figuur 3-2 maximale vloodsnelheid (m/s) in functie van bodemvormtype per campagne	28
Figuur 3-3 Frequentieverdeling van de mediane korrelgrootte, met indeling: slib: $<63\mu\text{m}$, zeer fijn zand: $63-125\mu\text{m}$, fijn zand: $125-250\mu\text{m}$, medium zand: $250-500\mu\text{m}$, grof zand: $>500\mu\text{m}$).....	29
Figuur 3-4 Sedimentklasse van de bemonsteringslocaties per gebied (slib: $<25\%$ zandfractie, zandig slib: $25-50\%$ zandfractie, slibrijk zand: $50-75\%$ zandfractie; $>75\%$ zandfractie en korrelgrootte =, fijn zand: $<250\mu$, medium zand: $250-500\mu$, grof zand: $>500\mu$)	30
Figuur 3-5 Correlatie tussen sedimentkarakteristieken: mediane korrelgrootte, slibgehalte en percentage organisch materiaal	31
Figuur 3-6 Correlatie tussen mediane korrelgrootte, slibgehalte en stroomsnelheidsvariabelen in alle meetcampagnes	32
Figuur 3-7 Verspreiding van de totale macrobenthosdensiteit in het subtidaal per gebied	34
Figuur 3-8 Verspreiding en densiteit (ind.m^2) van <i>Macoma balthica</i> in het subtidaal per gebied	36
Figuur 3-9 Verspreiding en densiteit (ind.m^2) van <i>Bathyporeia pilosa</i> in het subtidaal per gebied	37
Figuur 3-10 Verspreiding en densiteit (ind.m^2) van <i>Gammarus zaddachi</i> in het subtidaal per gebied	38
Figuur 3-11 Verspreiding en densiteit (ind.m^2) van <i>Heteromastus filiformis</i> in het subtidaal per gebied	39
Figuur 3-12 Verspreiding en densiteit (ind.m^2) van <i>Marenzelleria neglecta</i> in het subtidaal per gebied	41
Figuur 3-13 Verspreiding en densiteit (ind.m^2) van <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> in het subtidaal per gebied	43
Figuur 3-14 Verspreiding en densiteit (ind.m^2) van <i>Potamothrix moldaviensis</i> in het subtidaal per gebied	44
Figuur 3-15 Verspreiding en densiteit (ind.m^2) van <i>Tubificoides heterochaetus</i> in het subtidaal per gebied	45
Figuur 3-16 Gemiddelde densiteit per saliniteitszone en bodemvorm	46
Figuur 3-17 Gemiddelde soortenrijkdom (aantal soorten per staal) per saliniteitszone en bodemvorm	47
Figuur 3-18 Aandeel lege stalen per saliniteitszone en bodemvorm	47
Figuur 3-19 PCA op omgevingsvariabelen voor HM12 (scaling 1 afstand tussen locaties en centroïden, scaling 2 hoek tussen de variabelen en grootte van de projectie op de as van belang)	49
Figuur 3-20 Paarsgewijze correlaties tussen omgevingsvariabelen in HM12.....	50
Figuur 3-21 RDA op densiteiten van benthos in HM12 en LD13: afstand tussen staalnamenlocaties tonen onderlinge verschillen alsook de relatie met significante variabelen saliniteitszone en vel_maxvl	53
Figuur 3-22 RDA op densiteiten van benthos in HM12 en LD13: benthossoorten in relatie met significante variabelen saliniteitszone en maximale vloodsnelheid (Vel_maxvl; hoe groter de hoek, hoe groter de verschillen)	54
Figuur 3-23 RDA op densiteiten van benthos in HM12 en LD13, zonder het mesohalien: afstand tussen staalnamenlocaties tonen onderlinge verschillen alsook de relatie met significante variabelen saliniteitszone en maximale vloodsnelheid (Vel_maxvl)	55
Figuur 3-24 RDA op densiteiten van benthos in HM12 en LD13, zonder het mesohalien: benthossoorten in relatie met significante variabelen saliniteitszone en Vel_maxvl (hoe groter de hoek, hoe grotere de verschillen)	55
Figuur 3-25 Associatie van soorten in het oligohalien in HM12 met A) bodemvorm en B) stroomsnelheid	56

Figuur 3-26 Voorspelde kans op aanwezigheid van macrobenthos in de Zeeschelde per bodemvorm en saliniteitszone in functie van de waterdiepte (punten: waargenomen, lijnen: modelvoorspellingen met confidentie-interval)	58
Figuur 3-27 Voorspelde densiteiten van macrobenthos in functie van de significante variabelen – basismodel totale densiteit (lijn = gemiddelde gemodelleerde totale densiteit, band = betrouwbaarheidsinterval).....	59
Figuur 3-28 Voorspelde densiteiten van macrobenthos in functie van de significante variabelen – alternatief model totale densiteit	60
Figuur 3-29 Voorspelde kans op aanwezigheid van macrobenthos in functie van de mediane korrelgrootte. De variabele is enkel voor <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> significant in het multiple regressiemodel (zie hoger).....	61
Figuur 3-30 Voorspelde kans op aanwezigheid van macrobenthos in functie van de vloed/eb dominantie. De variabele is enkel voor <i>Bathyporeia pilosa</i> en <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> significant in het multiple regressiemodel (zie hoger).....	62
Figuur 3-31 Voorspelde kans op aanwezigheid van macrobenthos in functie van de maximale stroomsnelheid bij vloed. De variabele is enkel voor <i>Bathyporeia pilosa</i> en <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> significant in het multiple regressiemodel (zie hoger).....	62
Figuur 3-32 Voorspelde kans op aanwezigheid van macrobenthos in functie van de waterdiepte. De variabele is enkel voor <i>Bathyporeia pilosa</i> en <i>Potamothrix moldaviensis</i> significant in het multiple regressiemodel (zie hoger).....	63
Figuur 3-33 Voorspelde densiteit in functie van de mediane korrelgrootte. De variabele is enkel voor <i>Gammarus zaddachi</i> en <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> significant in het multiple regressiemodel (zie hoger).	64
Figuur 3-34 Voorspelde densiteit in functie van de vloed/eb dominantie. De variabele is enkel voor <i>Bathyporeia pilosa</i> , <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> , <i>Marenzelleria neglecta</i> en <i>Potamothrix moldaviensis</i> significant in het multiple regressiemodel (zie hoger).	64
Figuur 3-35 Voorspelde densiteit in functie van de maximale stroomsnelheid bij vloed. De variabele is enkel voor <i>Bathyporeia pilosa</i> , <i>Heteromastus filiformis</i> , <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> , <i>Marenzelleria neglecta</i> en <i>Potamothrix moldaviensis</i> significant in het multiple regressiemodel (zie hoger).....	65
Figuur 3-36 Voorspelde densiteit in functie van de waterdiepte. De variabele is enkel voor <i>Bathyporeia pilosa</i> , <i>Heteromastus filiformis</i> en <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> significant in het multiple regressiemodel (zie hoger).....	65
Figuur 4-1 Tweedeling van staalnamelocaties op basis van densiteiten macrobenthos (a) voor HM12 campagne (rodelijn); (b) voor totale HABMAPdataset (HM12 -rode stippellijn en lege cirkels & LD13 -oranje lijn, volle cirkels) - waterdiepte in functie van maximale stroomsnelheid bij vloed . Lege stalen zijn gemarkeerd met een zwarte cirkel	68
Figuur 4-2 Tweedeling van staalnamelocaties op basis van densiteiten macrobenthos voor HM12 campagne (rode lijn en lege cirkels) & LD13 –campagne samen(oranje lijn, volle cirkels) - vloed/eb-dominantie in functie van maximale stroomsnelheid bij vloed . Lege stalen zijn gemarkeerd met een zwarte cirkel	69
Figuur 4-3 Tweedeling van staalnamelocaties op basis van densiteiten macrobenthos (a) voor HM12 campagne (rodelijn); (b) voor totale HABMAPdataset (HM12 -rode stippellijn en lege cirkels & LD13 -oranje lijn, volle cirkels) - vloed/eb-dominantie in functie van waterdiepte . Lege stalen zijn gemarkeerd met een zwarte cirkel	69
Figuur 4-4 Tweedeling van staalnamelocaties op basis van densiteiten macrobenthos a) voor HM12 campagne (rodelijn); b) voor totale HABMAPdataset (HM12 -rode stippellijn en lege cirkels & LD13 -oranje lijn, volle cirkels)- waterdiepte in functie van tijdsduur van stroomsnelheid boven 65cm/s . Lege stalen zijn gemarkeerd met een zwarte cirkel	70
Figuur 4-5 Tweedeling van staalnamelocaties op basis van densiteiten macrobenthos uit alle Habmapdata (groene lijn en lege cirkels) en uit de totale dataset (Habmap + Spatial-volle cirkels-; oranje lijn) voor waterdiepte in functie van maximale stroomsnelheid bij vloed . Lege stalen zijn gemarkeerd met een zwarte cirkel	72

Figuur 4-6 Aanduiding van het laagdynamisch habitat (groen) in functie van de huidige gebruikte subtidale fysiotopten (ondiep, matig diep, diep en zeer diep subtidaal met een diepte afhankelijke begrenzing van de maximale stroomsnelheid (bollen dichtheiten macrobenthos uit alle Habmapdata en oranje lijn is tweedeling van de totale dataset).....	74
Figuur 4-7 Tweedeling op basis van macrobenthosdichtheiden uit de Habmapdata (groene stippellijn), de totale dataset (blauwe lijn) en de totale dataset zonder HD-soortlocaties (oranje stippellijn) voor waterdiepte in functie van maximale stroomsnelheid bij vloed en laagdynamisch habitataanduiding (groene vlakken) voor ondiep, matig diep, diep en zeer diep subtidaal met diepte afhankelijke grenswaarden (leeg stalen:zwarte cirkel, hoogdynamische soortlocatie: driehoek)	76
Figuur 4-8 Tweedeling van staalnamenlocaties op basis van macrobenthosdichtheiden uit de totale dataset met (paarse volle lijn)of zonder (gele stippellijn) HD-soortlocaties voor waterdiepte in functie van de totale maximale stroomsnelheid . (leeg stalen:zwarte cirkel, hoogdynamische soortlocatie: driehoek)	78
Figuur 4-9 Aanzet tot ecotoptenkaart op basis van maximale stroomsnelheid bij vloed uit SCALDIS en waterdiepte in de Zeeschelde – totaal model totale macrobenthische dichtheid met totale dichtheid per staalnamenlocaties	80

Lijst van foto's

Foto 2-1 a) boxcorestaalname vanop de boot; b) spoelen van het hoofdstaal op 1mm zeef	23
Foto 3-1 Nonnetje of <i>Macoma balthica</i>	36
Foto 3-2 knipsprietkreeftje of <i>Bathyporeia pilosa</i> (© Jan Soors)	37
Foto 3-3 <i>Gammarus zaddachi</i> (© Jan Soors).....	38
Foto 3-4 <i>Heteromastus filiformis</i>	39
Foto 3-5 <i>Marenzelleria neglecta</i> (© Jan Soors).....	40
Foto 3-6 <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> , detail: soortspecifieke chaeta (© Jan Soors).....	42
Foto 3-7 <i>Potamothenix moldaviensis</i> , detail: spermathecale seta (© Jan Soors).....	44
Foto 3-8 <i>Tubificoides heterochaetus</i> (© Ton Van Haaren), detail: hairlike chaetae and papillae (© Jan Soors)	45

Lijst van tabellen

Tabel 2-1.Overzicht verdeling van stalen in de HM12-meetcampagne	22
Tabel 2-2.Overzicht verdeling van strata en aantal stalen in de LD13-meetcampagne	24
Tabel 3-1 Correlaties tussen stroomsnelheidsvariabelen en mediane korrelgrootte en slibgehalte per saliniteitszone	32
Tabel 3-2.Benthossoortenoverzicht uit de subtidale meetcampagnes in habitatmapping (2012-2013). Modelsoort: soorten waarvoor afzonderlijk gemodelleerd werd, met een drempel van minstens in 4 stalen aangetroffen. MH = mesohalien; OH = oligohalien; ZL = zoet met lange verblijftijd; ZK zoet met korte verblijftijd	33
Tabel 3-3 Geselecteerde continue omgevingsvariabelen afhankelijk van gebruikte campagnes en saliniteitszones.	50
Tabel 3-4. Samenvattende tabel verklaring macrobenthossoortensamenstelling: multivariate analyse op basis van aan-/afwezigheid en dichtheid van benthossoorten (zie 3.2.3 voor verklaring van de afkortingen)	52
Tabel 3-5. Samenvattende tabel verklaring aan-/afwezigheid en dichtheiden van macrobenthos voor HM12 - multiple regressiemodellen. Belang variabele: fractie van de getoonde soorten waarvoor een variabele minstens in 1 model significant bijdraagt; dev/df.res: verhouding van deviance over	

residuele vrijheidgraden, als maat voor modelfit en overdispersie (moet 1 benaderen). ***: $p = 0-0.001$; **: $p = 0.001-0.01$; *: $p = 0.01-0.05$; . = $p = 0.05-0.1$; ns = niet significant, $p > 0.1$; NVT: niet van toepassing, variabele niet opgenomen in maximaal model. +/-: aard van significante relatie (stijgend/ dalend). Zie 3.2.3 voor de verklaring van de afkortingen	57
Tabel 3-6. Vergelijking modellen totale macrobenthische dichtheid HM12. Basis: het afgeleide model zoals hoger beschreven; Alternatief: alternatief model zonder maximale stroomsnelheid bij vloed (Vel_maxvl) maar met lengte van de tijdsperiode waarin de stroomsnelheid van 65cm/s wordt overschreden (Vel_int65); dev/df.res: verhouding van deviance over residuele vrijheidgraden, als maat voor modelfit en overdispersie (moet 1 benaderen). ***: $p = 0-0.001$; **: $p = 0.001-0.01$; *: $p = 0.01-0.05$; . = $p = 0.05-0.1$; ns = niet significant, $p > 0.1$; NVT: niet van toepassing, variabele niet opgenomen in maximaal model. +/-: teken van significante relatie voor continue onafhankelijke variabelen. Zie 3.2.3 voor verklaring van de afkortingen.	60
Tabel 4-1. Totale macrobenthosdichtheid en aandeel lege stalen bij de tweedeling van de Habmap dataset op basis van HM12LD13-model (HM12+LD13, n=275)	68
Tabel 4-2 Totale macrobenthosdichtheid en aandeel lege stalen bij de tweedeling van de Spatial 0813 dataset (n=327) op basis van waterdiepte en maximale stroomsnelheid	71
Tabel 4-3. Karakteristieken van de laag- en hoogdynamische macrobenthosgemeenschap (n=602) gebaseerd op waterdiepte en maximale vloedstroomsnelheid uit het NeVla model.....	71
Tabel 4-4. Overzicht van kenmerkende macrobenthossoorten (n>3) binnen het laag- (n=278;B=125,Z=153) en hoogdynamische habitat (n=324, B=95,Z=229) afgeleid uit waterdiepte en maximale vloedstroomsnelheid van het NeVla model	73
Tabel 4-5. Vergelijkend overzicht van de totale macrobenthosdichtheid, aantal lege stalen en hoogdynamische soortlocaties bij de tweedeling van de totale dataset (NeVla: 602, Scaldis: n=601) op basis van het basismodel waterdiepte i.f.v. maximale vloedstroomsnelheid uit het NeVla- en SCALDIS model.....	75
Tabel 4-6. Overzicht van kenmerkende macrobenthossoorten (n>3) binnen het laag- (n=138;B=52,Z=86) en hoogdynamische habitat (n=463, B=162,Z=301) afgeleid uit waterdiepte en maximale vloedstroomsnelheid van het SCALDISmodel	77
Tabel 4-7. Overzicht van de totale macrobenthosdichtheid en aantal lege stalen bij de tweedeling van de totale dataset (n=509) op basis van het basismodel waterdiepte i.f.v. totale maximale stroomsnelheid uit het SCALDIS model.	78
Tabel 4-8. Overzicht van de oppervlakte van elk habitat in de Zeeschelde stroomopwaarts tot Melle, het oppervlakteaandeel, aantal benthosstalen en de gemiddelde macrobenthosdichtheid per habitat afgebakend op basis van Scaldisinput.....	79
Tabel 4-9. Overzicht van de oppervlaktes van de fysiotopen v2.0 per saliniteitszone in de Zeeschelde stroomopwaarts tot Melle,	79
Tabel 4-10. Overzicht van de oppervlaktes van de fysiotopen v2.0 per saliniteitszone in de Zeeschelde stroomopwaarts tot Melle,	81
Tabel 4-11. Overzicht van kritische grensbepalingen op basis van 1 variabele en twee variabelen stroomsnelheid en waterdiepte.....	82
Tabel 5-1. Significante bijdragen en trend van variabelen in de aan/afwezigheid en gemiddelde dichtheid van het totaal macrobenthos; procentueel aandeel significante bijdrage bij 7 dominante soorten (aantal significante)	84

1 Inleiding

De Vlaams-Nederlandse Scheldec commissie (VNSC) wil blijven investeren in een veilig, ecologisch veerkrachtig en economisch vitaal Schelde-estuarium. Hiervoor werd met de Scheldeverdragen (2005) onder andere beslist tot het uitvoeren van een gezamenlijk onderzoek- en monitoringprogramma. De monitoringresultaten en nieuwe inzichten worden ingezet bij het uittekenen van het beleid en beheer.

Kernwoorden om het ecologisch functioneren van estuaria te begrijpen zijn dynamiek en gradiënten. De hydro- en morfodynamiek zijn essentieel voor processen die gradiënten en patronen en daarmee de verscheidenheid aan habitattypes in het estuarium bepalen. De belangrijkste gradiënten zijn zoutgehalte, diepte en droogvalduur, hydrodynamiek en bodemsamenstelling. De essentie van het overkoepelende habitatype 'estuarium' ligt in de mozaïek van habitats, de gradiënten waarlangs die voorkomen, de samenhang langs deze gradiënten en de daaraan aangepaste flora en fauna.

Om fysische systeemkenmerken te kunnen doorvertalen naar potenties voor habitats, planten en dieren is het noodzakelijk om dit verband synoptisch te beschrijven. Dit kan door gebruik te maken van ecotopenkaarten. Ecotopen zijn 'ruimtelijk te begrenzen ecologische eenheden, waarvan de samenstelling en ontwikkeling worden bepaald door abiotische, biotische en antropogene condities.' Een ecotoop is een herkenbare min of meer homogene landschappelijke eenheid (Bouma et al. 2005). Een ecotopenstelsel is een classificatiesysteem waarin de belangrijke ecotopen van een ecosysteem op overzichtelijke wijze gerangschikt zijn. De essentie van een goed ecotopenstelsel is dat de juiste fysische grenzen bepaald zijn voor het potentieel voorkomen van specifieke levensgemeenschappen. Ecotopenkaarten worden afgeleid uit een aantal onderliggende kaarten van in hoofdzaak fysische factoren, die samen de kenmerken van de ecotopen bepalen. Hiermee kan het potentieel voorkomen van levensgemeenschappen in kaart worden gebracht, kan voorspeld worden wat de veranderingen in een ecosysteem kunnen zijn als gevolg van inrichtings- en beheersmaatregelen en kan de evolutie van het ecosysteem geëvalueerd worden.

Het ecotopenstelsel dat momenteel wordt gehanteerd in de Zeeschelde (Van Braeckel et al. 2006) onderscheidt ecotopen uitsluitend op basis van hoogteligging en de daaraan gekoppelde waterdiepte en droogvalduur. Voorliggende studie kadert in het project 'Habitatmapping Zeeschelde' dat INBO in samenwerking met het Waterbouwkundig Laboratorium (WL) uitvoert in opdracht van MOW Maritieme Toegang van de Vlaamse Overheid. Dit project heeft als doel de voor de Zeeschelde gehanteerde ecotopen verder te differentieren op basis van andere abiotische kenmerken zoals hydrodynamiek en sedimentkarakteristieken, anderzijds moeten de gehanteerde grenzen ook ecologisch gevalideerd worden op basis van de voorkomende levensgemeenschappen, zoals dat ook voor de Westerschelde gebeurde (Ysebaert et al., 2016). Verfijning met het oog op hydrodynamiek (stress van de leefomgeving) aan de hand van betrouwbare stroomsnelheidsgegevens was vooralsnog niet mogelijk. 2D-modellering uitgevoerd in het kader van dit project (Maximova et al. 2013) en het integraal plan (Smolders et al. 2016) stellen dergelijke stroomsnelheidsdata steeds meer en beter ter beschikking. Voorliggend onderzoek wil nagaan of ecologisch meer betekenisvolle subtidale ecotopen kunnen afgebakend worden onder meer aan de hand van de gemodelleerde stroomsnelheden en in kaart gebrachte bodemvormen (Vos et al., 2013). In een vervolgstudie wordt een gelijkaardige oefening gemaakt voor de intertidale ecotopen.

In het streefbeeld van de LangeTermijnVisie 2030 (LTV2030) en in de Ontwikkelingsschets 2010 voor het Schelde-estuarium (OS2010) van de VNSC worden laagdynamische ondiepwaterzones als waardevolle ecotopen omschreven in functie van het ecologisch functioneren van macro- en hyperbenthos, vissen en vogels. Wijzigingen in het fysische systeem van het Schelde-estuarium, door menselijke ingrepen en autonome evoluties, hebben geleid tot verdere doordringing van getijdenenergie en, in de gradiënt van

hoog naar diep, een verschuiving naar meer extremen ten koste van de tussenzone. Deze verschuivingen zetten net die laagdynamische ondiepwatergebieden onder druk.

Lage hydrodynamiek wordt vaak gekoppeld aan een bepaalde snelheid van de waterstroming (bijv. in het Zoute Ecotopenstelsel, Bouma et al. 2005). De uitspraken met betrekking tot het ondiepwatergebied kennen echter een grote onzekerheid. Er wordt verondersteld dat (laagdynamisch) ondiep water naast bodemdieren (macrobenthos) ook een belangrijke functie heeft als foerageergebied voor opgroeiende jonge vis ("kinderkamerfunctie") en als refugium voor (aas)garnalen (Wolff 1983; McLusky & Elliot 2004). Deze veronderstelling berust op ervaringen in andere gebieden. Weinig is bekend over welke fysische en morfologische processen in het Schelde-estuarium het voorkomen (in ruimte en tijd) van ecologisch rijkere ondiepwatergebieden bepalen en waar en wanneer dergelijke gebieden voorkomen. De functie van ondiepwaterzones voor macrobenthos en voor soorten die met het getij migreren zoals bodemgeassocieerde ongewervelden en jonge vis (hyperbenthos) alsook de functie van slikken voor macrobenthos wordt in Habitatmapping Zeeschelde verder onderzocht. In voorliggende studie wordt gefocust op het macrobenthos in het subtidaal.

Het NIOZ voerde in samenwerking met het Waterbouwkundig Laboratorium en IMARES reeds verwant onderzoek uit (Ysebaert et al. 2009) rond focusgebied de Plaat van Walsoorden. Uit deze studie volgden volgende aanbevelingen (uit "Habitatmapping Westerschelde - Nota aan de stuurgroep O&M" d.d. januari 2010):

- 1. Het nieuwe criterium voor het definiëren van ecologisch waardevol gebied wordt opgesteld op basis van de beschikbare gegevens van de proefstortingen nabij de Plaat van Walsoorden. Een validatie en verdere verfijning van het criterium is noodzakelijk alvorens dit kan toegepast op het volledige Schelde-estuarium. Op basis van een numerieke modelsimulatie en de actuele bodemligging, zijn de gebieden in de Westerschelde die aan het criterium voldoen afgebakend. Deze gebieden kunnen als validatie gebruikt worden in een vervolgonderzoek voor de Westerschelde.*
- 2. Daar waar het criterium bepaald wordt voor een beperkt gebied in de Westerschelde, verdient het de aanbeveling om bij een validatie gebieden te selecteren langs de volledige saliniteitsgradiënt, dus zowel in de Westerschelde (zout, brak), als in de Zeeschelde (brak, zoet). De bodemdiergemeenschappen veranderen immers langsheen de saliniteitsgradiënt.*
- 3. De meerwaarde van extra omgevingsfactoren zoals het sedimenttransport nabij de bodem, de migratie van bodemvormen en sedimentsamenstelling voor het beter onderscheiden van ecologisch waardevolle gebieden dient nader onderzocht te worden .*
- 4. Daarnaast verdient het de aanbeveling het studiegebied uit te breiden naar het intertidaal. Indien op basis van numerieke (stromings)modellen een habitatclassificatie kan gemaakt worden die in goede overeenstemming is met de werkelijkheid, biedt dit een grotere zekerheid bij de effectenbeoordeling van toekomstige projecten.*

Voor de Westerschelde werden deze aanbevelingen ter harte genomen in een vervolgstudie (Ysebaert et al., 2016).

Binnen voorliggende studie wordt enerzijds in enkele focusgebieden van de Zeeschelde gezocht naar specifieke criteria om abiotische ecotoopgrenzen voor het macrobenthos in de Zeeschelde te definiëren; anderzijds worden deze criteria gevalideerd door ze te toetsen aan de bodemdiergemeenschappen buiten de focusgebieden.

Het doel van deze opdracht is de relatie tussen bodemdiergemeenschappen en abiotische omgevingsvariabelen nader te onderzoeken met het oog op het opstellen van een habitattypologie van de subtidaal gebieden in de Zeeschelde (i.s.m. Waterbouwkundig Laboratorium). Specifieke aandacht gaat uit naar de laagdynamische ondiepwatergebieden.

Daarbij wordt zo veel mogelijk ingegaan op de bovenvermelde aanbevelingen.

Voor volgende onderzoeksvragen wordt binnen deze studie een antwoord geformuleerd:

- 1) Kan het macrobenthos gekarteerd worden op basis van geomorfologie van de subtidale habitats?
- 2) Welke omgevingsvariabelen bepalen de subtidale bodemdiergemeenschappen in de Zeeschelde?
- 3) Welke omgevingsvariabelen bepalen het voorkomen en de densiteit van de subtidale bodemdiersoorten in de Zeeschelde?
- 4) Wat is een ecologisch onderbouwd criterium voor het definiëren van hoog- en laagdynamisch subtidaal gebied?

2 Materiaal en methode

2.1 Focusgebieden

In het kader van het habitatmapping onderzoek in de Zeeschelde wordt gewerkt met focusgebieden. De Zeeschelde is in het kader van MONEOS en voor de Kaderrichtlijn Water opgedeeld in 4 saliniteit- en verblijftijdzones/waterlichamen (Van Ryckegem et al., 2014). Binnen elk van deze zones werd een gebied afgebakend met grote slik/schorgebieden, een binnenbocht en een buitenbocht en met een eb- en een vloedgedomineerde zone:

1. Mesohalien (Zeeschelde IV): Doel, Galgenschoor & Lillo
2. Oligohalien (Zeeschelde III): Notelaer & Ballooi
3. Zoete zone met lange verblijftijd (Zeeschelde II): Plaat Driegoten/De Kont & Branst
4. Zoete zone met korte verblijftijd (Zeeschelde I): Zele & Appels.

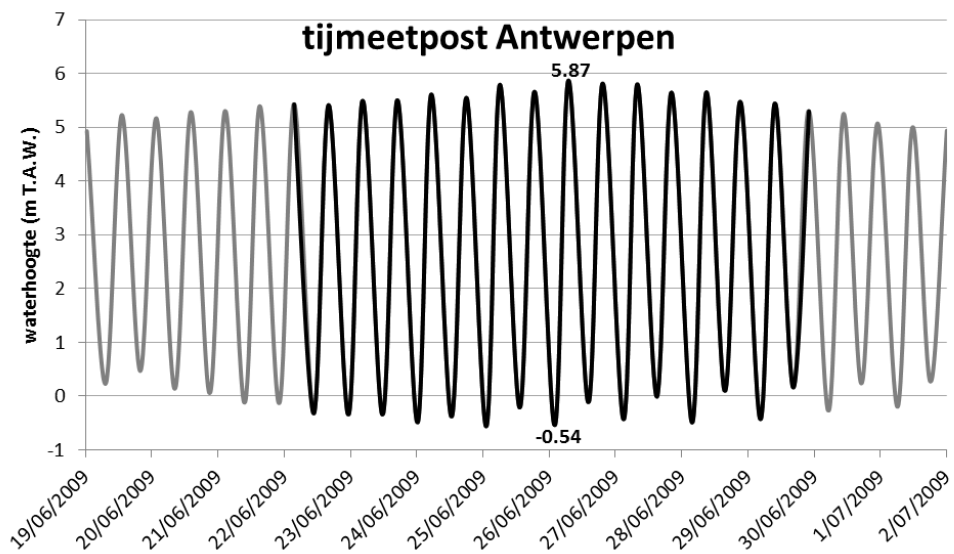
2.2 Bodemvormen en hydrodynamiek in het studiegebied

Per focusgebied en later de volledige Zeeschelde zijn polygoon- en rasterkaarten gebruikt die zijn opgemaakt en gerapporteerd in voorbereidende studies uitgevoerd door het Waterbouwkundig Laboratorium (Figuur 2-2).

In 2012 zijn **bodemvormkaarten** (Vos et al. 2013) afgebakend op basis van bodemkarakteristieken. Naar analogie met de Westerschelde (Plancke et al, 2008) zijn bodemvormen onderscheiden met toenemende gemiddelde hoogte en lengte. Volgende geomorfologische klassen werden gekarteerd (Figuur 2 1): een klasse vlak 0 voor zones zonder bodemvormen, zones met ribbels (1 tot 3), met duinen (4 en 5) en met ribbels op duinen (4.2; 5.2). Door de beperkte aanwezigheid van bodemvormen in de Zeeschelde zijn deze geomorfologische eenheden in verdere analyses herleid tot 3 hoofdvormen: duin (hoger dan 50 cm), ribbel (hoogte tussen 5 en 50 cm) en vlak/onregelmatig.

In 2013 zijn de **hydrodynamische variabelen** beschikbaar gekomen gebaseerd op numerieke modelleringen met het NeVla model. Voorafgaand aan de simulaties zijn in de focusgebieden bijkomende stroommetingen uitgevoerd en gebruikt voor de modelkalibratie (Levy et al. 2014a, Levy et al. 2014b, Levy et al. 2014c, Levy et al. 2014d). De instellingen van de NeVla simulatie binnen het habitatmapping Zeeschelde project zijn uitvoerig beschreven in Maximova et al. (2013):

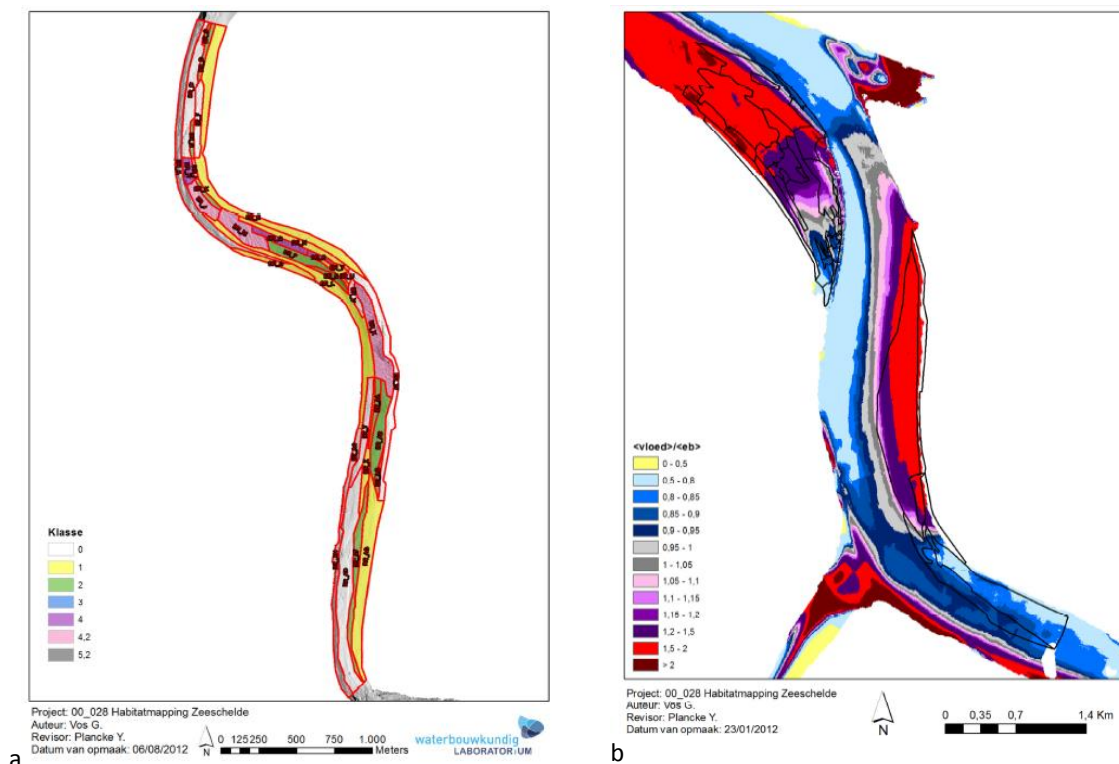
- modelbodem: gebaseerd op combigridd 2011-2013 opgebouwd uit een hoogte- en dieptekaart (bathy-dtm)
- afwaartse randvoorwaarde gemiddeld springtij-doodtijperiode (19/06/2009 tot 01/07/2009)
- gebruikte bovenafvoeren gebaseerd op 13uur-metingen uit periode april-juni 2009 of 2010
- simulatieperiode: 22-29/06/2009 of 7,5 dagen



Figuur 2-1 Waterstandsvariatie ter hoogte van Antwerpen in de springtijperiode van de NeVla -simulatie (zwart)

De gemodelleerde stroomsnelheidsvariabelen die gebruikt worden in deze studie zijn gebaseerd op deze simulatieperiode:

- maximum stroomsnelheid tijdens vloed
- maximum stroomsnelheid tijdens eb
- gemiddelde stroomsnelheid tijdens vloed
- gemiddelde stroomsnelheid tijdens eb
- duur dat de stroomsnelheid groter is dan grenswaarde (65 cm/s) gedurende twee springtijcycli
- dominantie van vloed over eb, op basis van de gemiddelde en de maximale stroomsnelheden



Figuur 2-2 Voorbeeld van kaartmateriaal uit Vos et al. 2013: a) gekarteerde geomorfologische klassen thv Branst b) NeVla - modelinput van de verhouding vloed/ebstroomsnelheid ter hoogte van het Galgenschoor-Doel.

Voor de macrobenthos bemonsteringstrategie is in de Beneden Zeeschelde gebruik gemaakt van de fysiotopenkaart van 2012 (Van Braeckel, A. & Elsen R. in Van Ryckegem et al. 2014) en voor de Boven-Zeeschelde de combinatie met de geïnterpolleerde tijdata van 2008-2012 en de bathymetrie van 2009-2010.

De bovengrens van het subtidaal is gebaseerd op de LW30-grens. Deze laagwatergrens tussen slik en subtidaal is het 4-jaarlijks gemiddelde van het 30ste percentiel van alle laagwaters in het beschouwde jaar en de 3 voorgaande jaren (verder afgekort als LW30). Deze grens is in het stroomafwaartse deel van de Zeeschelde vergelijkbaar met een gemiddeld laag water bij springtij zoals gebruikt in de Westerschelde (Bouma et al. 2005). De onderscheiden subtidaal diepteklassen zijn:

- ondiep subtidaal (0-2m onder LW30-niveau),
- matig diep subtidaal (2-5m onder LW30- niveau) en
- diep subtidaal (>5m onder LW30-niveau)

2.3 Bemonstering macrobenthos

2.3.1 Basisbemonstering focusgebieden: habitatmapping 2012 – HM12

Strategie

Tussen 11 september en 9 oktober 2012 werd in het subtidaal gebied van elk focusgebied per diepteklasse een stratified random steekproef genomen binnen 3 groepen van geomorfologische eenheden (ribbels, duinen, vlak/onregelmatig). In elk van de vier focusgebieden werden ca. 50 monsters verzameld, gespreid over de aanwezige strata. Aangezien elke bodemvorm niet altijd even frequent aanwezig was in een bepaalde saliniteitszone, werd gestreefd naar een evenwichtige verdeling tussen diep en matig diep subtidaal. Om vanop een schip een vooropgesteld gebied met bepaalde

geomorfologie trefzekker te bemonsteren werden enkel strata bemonsterd met een oppervlakte van 200m² of meer. De ondiep subtidale zone vertoonde overwegend vlakke of onregelmatige bodemvormen, waardoor deze minder bemonsterd werd in deze campagne.

Tabel 2-1. Overzicht verdeling van stalen in de HM12-meetcampagne

Saliniteitszone	Bodemvorm	diep	matig diep	Ondiep	totaal
Mesohalien		19	23	12	54
	duin	0	3	0	3
	ribbel	11	11	1	23
Oligohalien	vlak	8	9	11	28
		26	20	4	50
	duin	15	4	1	20
Zoet lange verblijftijd	ribbel	7	5	1	13
	vlak	4	11	2	17
		17	22	11	50
Zoet korte verblijftijd	duin	7	6	0	13
	ribbel	2	11	2	15
	vlak	8	5	9	22
Zoet korte verblijftijd		17	15	2	34
	duin	0	1	0	1
	ribbel	9	10	0	19
	vlak	8	3	1	12
	Onregelmatig*		1	1	2
Totaal		79	80	29	188

* Stalen in geomorftype 'onregelmatig' zijn verkeerde staalnamelocatie tgv de smalle zones waarin gesampeld werd.

Bemonstering

Op elke staalnamelocatie werd vanaf een schip een bodemstaal genomen met een Reineck boxcorer (diameter 15cm, Foto 2-1 a). Aan dit staal werden twee deelstalen onttrokken: een **sedimentstaal** (diameter 2cm) en een **detailstaal** voor eventuele verdere identificatie van Oligochaeta (diameter 4.5cm). De vervolgens resterende eenheidsoppervlakte bedraagt 0.0158m² en noemen we het **basisstaal**. De huidige gangbare bemonsteringseenheid in jaarlijkse monitoringsactiviteiten t.a.v. het macrobenthos is ongeveer 10x kleiner (want gebaseerd op een staal met de steekbuis met diameter 4.5cm en dus 0.00159m²). In dit onderzoek werd gekozen voor een grotere eenheid (1) omwille van de gekend lage densiteiten van macrobenthos in het subtidaal van de Zeeschelde en (2) om met de cumulatieve grotere bemonsteringsoppervlakte de kans op het aantreffen van een aantal schaarser voorkomende taxa te vergroten (bv. filterende tweekleppige weekdieren (*Bivalvia*) die doorgaans een belangrijke rol spelen in estuaria vanwege hun effect op de waterkwaliteit en hun belang als structuurbouwers en voedselbron voor vissen en vogels).

Op het schip werd het basisstaal gespoeld over een zeef met een maaswijdte van 1mm. Het residu, bestaande uit organismen maar ook anorgische en organische componenten groter dan 1mm, werd opgeslagen in recipiënten en gefixeerd in een oplossing van 4% formaldehyde, net zoals het detailstaal.



a



b

Foto 2-1 a) boxcorestaalname vanop de boot; b) spoelen van het hoofdstaal op 1mm zeef

Laboverwerking

De verwerking van de 3 typen stalen in het labo gebeurt als volgt:

- **Basisstaal:**
 - staal spoelen
 - uitpikken van fauna
 - identificeren en tellen van de aanwezige organismen

Omdat in de Zeeschelde een lineaire relatie tussen macrobenthos biomassa en dichtheid gevonden werd (Speybroeck et al, 2014), werd enkel op basis van dichtheid per soort gewerkt.

- **Detailstaal:**
 - Ter aanvullende identificatie van Oligochaeta
 - Gezien de aanvaardbare taxonomische resolutie van het materiaal in de basisstalen werden deze niet verder verwerkt.
- **Sedimentstaal:**
 - Korrelgrootteverdeling bepalen aan de hand van een Malvern laserdiffractietoestel
 - Bepaling van de organische fractie door verassing (*loss on ignition*)
 - drogen (12h bij 105°C) => drooggewicht (DW)
 - verassen (2h bij 550°C) => asgewicht (AW)
 - biomassa (asvrij drooggewicht): AFDW = DW - AW

2.3.2 Detailbemonstering focusgebieden: ondiep laagdynamisch 2013– LD13

Strategie

Na het ter beschikking komen van de stroomsnelheidsdata is in oktober 2013 een aanvullende campagne uitgevoerd, gericht op de ondiepe zones waarvoor onderscheid tussen hoog- en laagdynamische gebieden niet op basis van bodemvormen kon gemaakt worden. Nochtans worden ondiepe laagdynamische zones als ecologisch belangrijk beschouwd, het is dus belangrijk om ze te kunnen typeren.

Daartoe is in elk focusgebied binnen overwegend zachte substraatzones met vlakke bodemstructuur stratified random gesampeld, in ondiepe (LW30 -0 tot 2m) en matig diepe (LW30-2 tot 5m) subtidale zones met lagere en hogere hydrodynamiek. Als eerste richtwaarde is gebruik gemaakt van een

gemodelleerde maximale stroomsnelheid van 80cm/s, de grenswaarde van het ZES ecotopenstelsel voor de Westerschelde (Bouma et al. 2005).

Tabel 2-2. Overzicht verdeling van strata en aantal stalen in de LD13-meetcampagne

Saliniteitszone	Gebied	Dynamiek	ondiep	matig diep	totaal
Mesohalien	Doel	Hoogdyn	5	5	10
		Laagdyn	5	5	10
	Galgenschoor	Hoogdyn	2	5	7
		Laagdyn	3	3	6
	Oligohalien		14	3	17
	Hoogdyn	10		10	
	Laagdyn	4	3	7	
Zoet lange verblijftijd			10	10	20
	Hoogdyn	5	5	10	
	Laagdyn	5	5	10	
Zoet korte verblijftijd			17	1	18
	Hoogdyn	7	1	8	
	Laagdyn	10		10	
Totaal			56	32	88

Bemonstering

Per locatie werden een benthos- en sedimentmonster verzameld door middel van een verlengde steekbuis (diameter 4.5cm) vanop een kleinere boot. De benthosmonsters werden meteen gestockeerd en gefixeerd (4% formaldehyde).

Laboverwerking

In het labo werden de stalen gespoeld en vervolgens verwerkt zoals het hoofdstaal uit de basisbemonstering (HM12). Ook de sedimentstalen ondergingen dezelfde verwerking als deze verzameld voor de basisbemonstering (HM12).

2.4 Analyse

2.4.1 Macrobenthos

De analyses van aan/afwezigheid en densiteiten aan macrobenthos werden uitgevoerd voor de gegevens van HM12 en LD13 afzonderlijk en/of samen. Voor de multivariate analyse werden initieel ook HM12 en LD13 samen geanalyseerd. Bij de analyses voor HM12 wordt rekening gehouden met bodemvorm als mogelijke verklarende variabele. Bij de analyses voor HM12 + LD13 wordt bodemvorm niet in rekening gebracht aangezien in LD13 enkel wordt bemonsterd in gebieden met vlakke bodemvorm (= "geen bodemvormen").

2.4.1.1 Selectie van omgevingsvariabelen

Voor verdere analyses werden volgende variabelen gebruikt:

- In het bodemstaal zijn mediane korrelgrootte, slibgehalte, percentage organische materiaal gemeten.
- Uit de GISkaarten (zie hoofdstuk 2.1) zijn 3 groepen van geomorfologische eenheden (ribbels, duinen, vlak/onregelmatig) onderscheiden, herleid uit de zeven geomorfologische eenheden van Vos et al. (2013).
- Uit rasterdata afgeleid uit 2D numerieke modelresultaten (zie 2.1) zijn gemiddelde/maximale stroomsnelheid bij eb en vloed gekozen, alsook het tijdsinterval waarin een stroomsnelheid van 0.65m/s wordt overschreden. De verhouding tussen vloed- en ebsnelheden werden berekend om de dominantie van vloed of ebstroming na te gaan.
- Uit basisgrids van de ecotopenkaarten werd waterdiepte of diepte onder LW30 afgeleid;
- Aangezien de 4 studiegebieden sterk ruimtelijk van elkaar zijn gescheiden werd saliniteitszone gebruikt. Deze ruimtelijke categorie omvat zowel variatie in afstand tot de monding als saliniteit, tijverschil en verblijftijd.

Zowel voor HM12 afzonderlijk als voor HM12 + LD13 werd eerst de collineariteit tussen de omgevingsvariabelen onderzocht door middel van een multivariate analyse (PCA) en analyse van de paarsgewijze correlaties tussen de variabelen (pragmatisch gehanteerde maximaal toegestane correlatie R^2 tussen variabelen: 0.6; hogere waarden leidden tot verwijderen van één van het koppel gecorreleerde variabelen). Op basis van deze verkennende analyses wordt slechts een deel van de variabelen weerhouden.

2.4.1.2 Multivariate analyse

Multivariate technieken laten toe om gegevens over (1) aan- en afwezigheid en (2) abundantie van de soorten binnen elke site te gebruiken om verschuivingen in faunagemeenschappen in verband te brengen met sturende omgevingsvariabelen en ruimtelijke verspreiding. Voor deze analyses worden enkel de soorten weerhouden die in minstens 5% van de stalen voorkomen. Soorten die een lagere frequentie van voorkomen hebben, veroorzaken eerder ruis dan dat ze bijdragen tot een verheldering van de onderzochte relaties. Zowel aan/afwezigheid van soorten als densiteit werden hier geanalyseerd:

1. Relatie tussen aan-/afwezigheid van benthossoorten en omgevingsvariabelen.

Per staal werden densiteiten voor elke soort omgeschaald naar aan- of afwezigheid (0 of 1). Vervolgens werd een distance based redundancy analysis (RDA) uitgevoerd op een Jaccard-dissimilariteitsmatrix tussen staalnamepunten. Een distance-based RDA heeft hier de voorkeur op een gewone RDA-analyse omdat hiermee het probleem van 'dubbel zeros' ('pseudo'similariteit tussen locaties op basis van het ontbreken van alle soorten) minder doorweegt in de analyse.

2. *Relatie tussen dichtheid van benthosoorten en omgevingsvariabelen.*

Voor de gemeenschapsanalyse op basis van dichtheiden werd een RDA-analyse op Hellinger-getransformeerde dichtheiden (individuen per m²) uitgevoerd. Waar de vorige methode enkel rekening houdt met de aan- of afwezigheid van soorten wordt bij deze methode ook rekening gehouden met de relatieve abundantie van de verschillende soorten binnen een site.

Als 'extra controle' wordt ook nagegaan of deze analyse sterk verschilt van de resultaten van een distance based RDA met Bray-Curtis dissimilariteiten op basis van log getransformeerde dichtheiden. Deze analyse houdt immers ook rekening met de absolute verschillen in dichtheid tussen de sites. Deze laatste analyse bleek echter geen verbetering (minder verklaarde variatie in vergelijking met de rda op Hellinger getransformeerde gegevens) en enkel de rda analyse op Hellinger getransformeerde gegevens is weerhouden in het rapport.

Modelselectie gebeurde telkens aan de hand van achterwaartse selectie op basis van de verklaarde variatie (R^2) van elke variabele. Variabelen die minder dan 5% van de variatie konden verklaren werden stapsgewijs uit het maximale model verwijderd. Alle analyses werden uitgevoerd in R met behulp van de package 'vegan'.

2.4.1.3 *Univariate analyse*

In dit onderdeel worden univariate regressieanalyses (veralgemeende lineaire modellen) gehanteerd om aan- en afwezigheid (logistische regressie) en/of abundantie van iedere soort of van alle soorten samen (Poisson- of negatief binomiale regressie) in verband te brengen met sturende omgevingsvariabelen. Hiermee wordt nagegaan welk belang de verschillende omgevingskenmerken hebben om de patronen in de benthische faunacomponenten te verklaren.

Deze analyses worden uitgevoerd in R met behulp van de packages 'stats' en 'MASS'.

2.4.2 *Het onderscheiden van ecotopen en ecotoopgrenzen.*

De in beide vorige onderdelen vastgestelde verbanden in de subtidale habitats moeten toelaten een abiotische classificatie met gedocumenteerde biotische betekenis op te stellen. Op basis van de resultaten uit de bovenstaande analyses kunnen abiotische variabelen worden geïdentificeerd die een significante invloed hebben op de soortensamenstelling en abundanties. De relevante variabelen kunnen dan verder gebruikt worden om een opsplitsing te maken in laagdynamische gebieden (hoge abundanties macrobenthos) en hoogdynamische gebieden (lage abundanties aan macrobenthos), al dan niet gecombineerd met de huidige diepteklassen. Dit gebeurt aan de hand van een geoptimaliseerde methode gebaseerd op Ysebaert et al. (2009), waarbij de twee meest relevante abiotische variabelen (X en Y) worden gebruikt om een scheidslijn te definiëren (beperkt tot een rechte lijn) in het X-Y vlak. Op basis van deze scheidslijn worden de stalen ingedeeld in twee groepen en wordt er een score berekend die weergeeft hoe goed de opdeling zich vertaalt in verschillen in abundantie tussen de twee groepen. Via een zoekalgoritme worden op basis van deze scores de coëfficiënten bepaald voor de regressie tussen x en Y (de vergelijking van een rechte) die de opdeling optimaliseren. Deze optimalisatie wordt uitgevoerd aan de hand van het "Pricefit" algoritme (Soetaert & Herman, 2009) waarvan een implementatie in R voorhanden is in het package 'eColMod'. Om de score te berekenen wordt voor elke opdeling tijdens het zoekalgoritme een ANOVA uitgevoerd op de abundanties in de twee bekomen groepen, en wordt de residual sum of squares over de total sum of squares berekend. Deze score heeft een waarde tussen 1 (laag onderscheidend vermogen tussen de twee groepen) en 0 (hoog onderscheidend vermogen tussen de twee groepen) en dient geminimaliseerd te worden in het zoekalgoritme. Bijkomend is een routine toegepast met 10 variabele beginpunten om te vermijden dat het zoekalgoritme in een lokaal optima terechtkomt dat verschillend is van het globale optimum.

3 Resultaten en bespreking

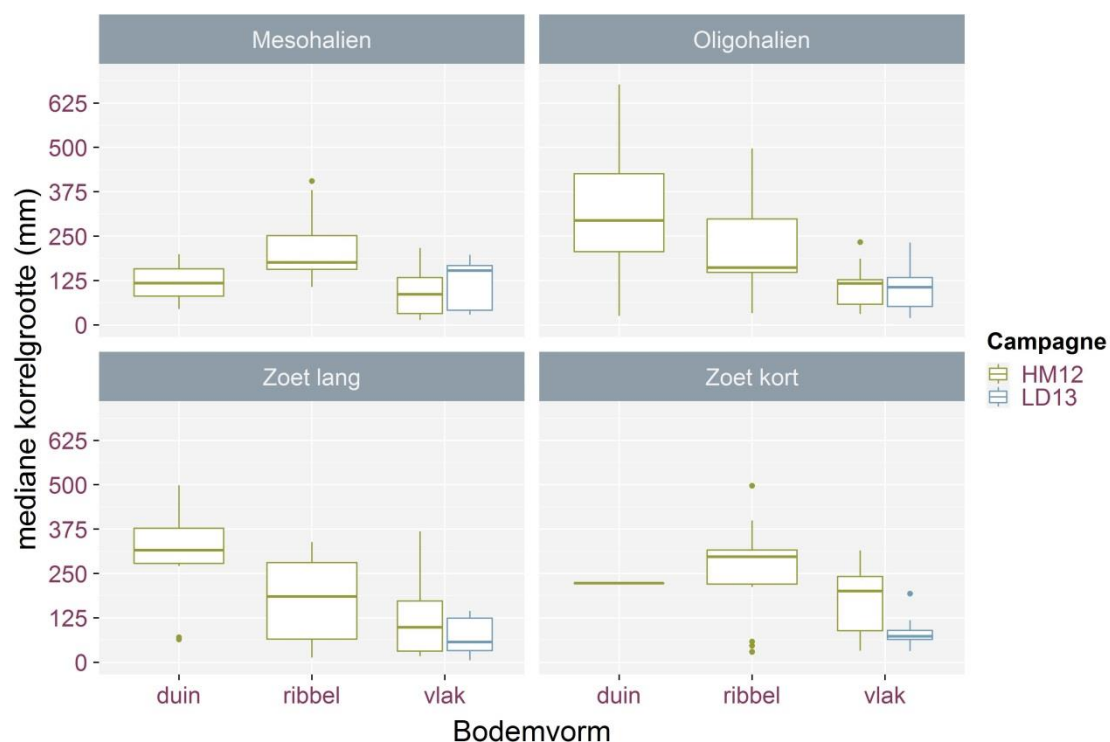
3.1 Algemeen abiotische karakterisatie van de focusgebieden

Binnen dit habitatmapping onderzoek focussen we naast de hydrodynamiek en diepte ook op het sediment om het leefgebied van het macrobenthos beter te proberen karakteriseren. In dit hoofdstuk wordt nagegaan wat het sediment is binnen de bodemvormen ribbels, duinen, vlak/onregelmatig gekarteerd door Vos et al. 2013, alsook de onderlinge relaties tussen de verschillende sedimentkarakteristieken en de stroomsnelheden.

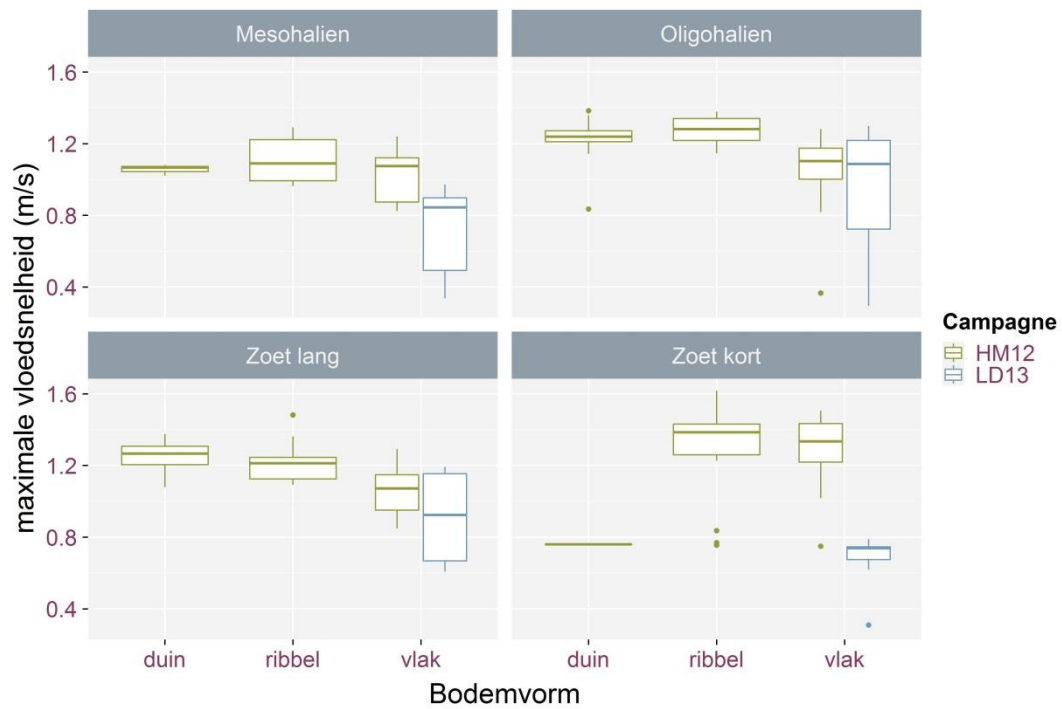
3.1.1 Sedimentkenmerken van de focusgebieden

Kenmerken geomorfologische zones

Figuur 3-1 toont de verschillen in mediane korrelgrootte tussen duinen, ribbel en vlakke gebieden binnen elke saliniteitszone (HM12 en LD13). Onder meer ten gevolge van hogere stroomsnelheden (Figuur 3-2) hebben subtidale duinen- en ribbelgebieden over het algemeen een hogere korrelgrootte. In de mesohaliene zone en in de zoete zone met korte verblijftijd zijn duingebieden zeldzaam zijn ten gevolge van antropogene verstoring, baggeren in de afwaartse zone en verminderde morfologische activiteit door de beperkte breedte en rechtekkingen in de meest stroomopwaartse zone.



Figuur 3-1 Mediane korrelgrootte (D50, μm) in functie van bodemvormtype



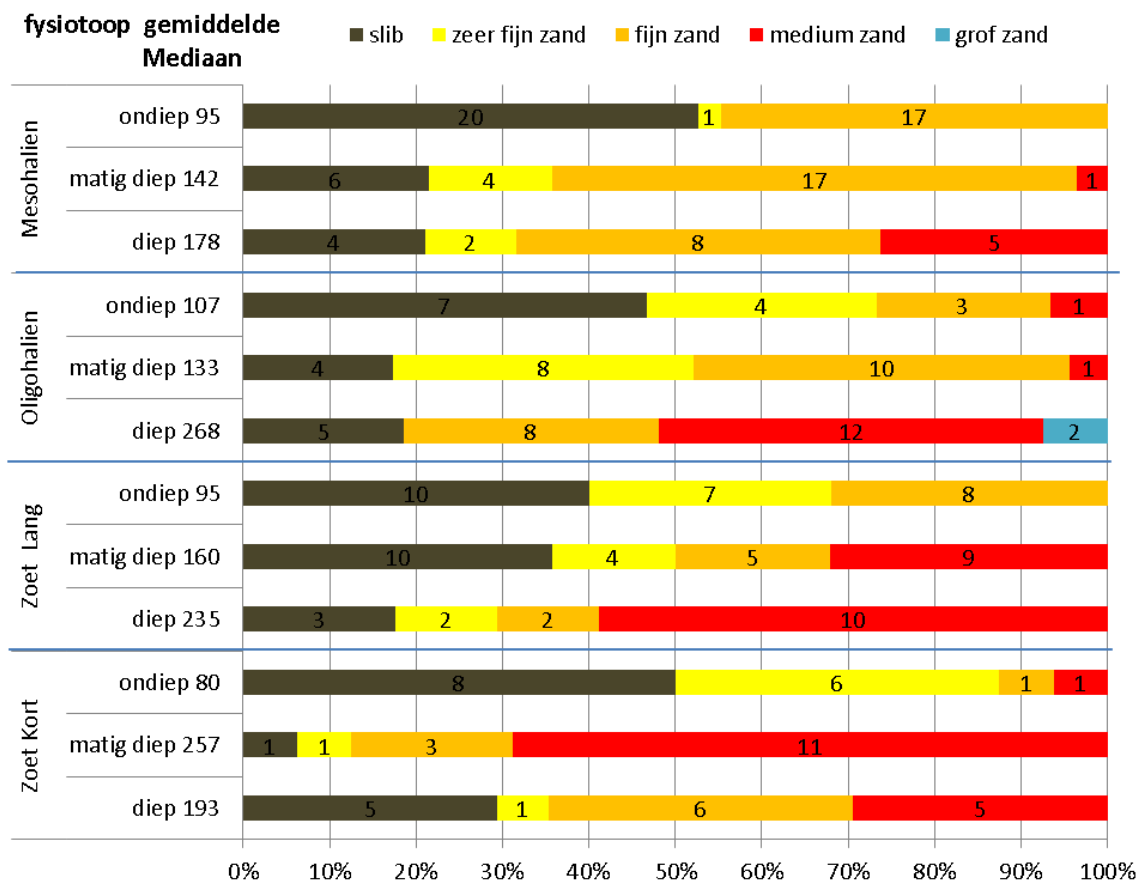
Figuur 3-2 maximale vloedsnelheid (m/s) in functie van bodemvormtype per campagne



Foto Zandige slikplaat met microribbels aan de overkant van de Durmemonding op de grens van de oligohaliene en de zoete zone met lange verblijftijd (©Yves Adams - vildaphoto)

Ruimte verdeling van mediane korrelgroottes van het sediment over de focusgebieden

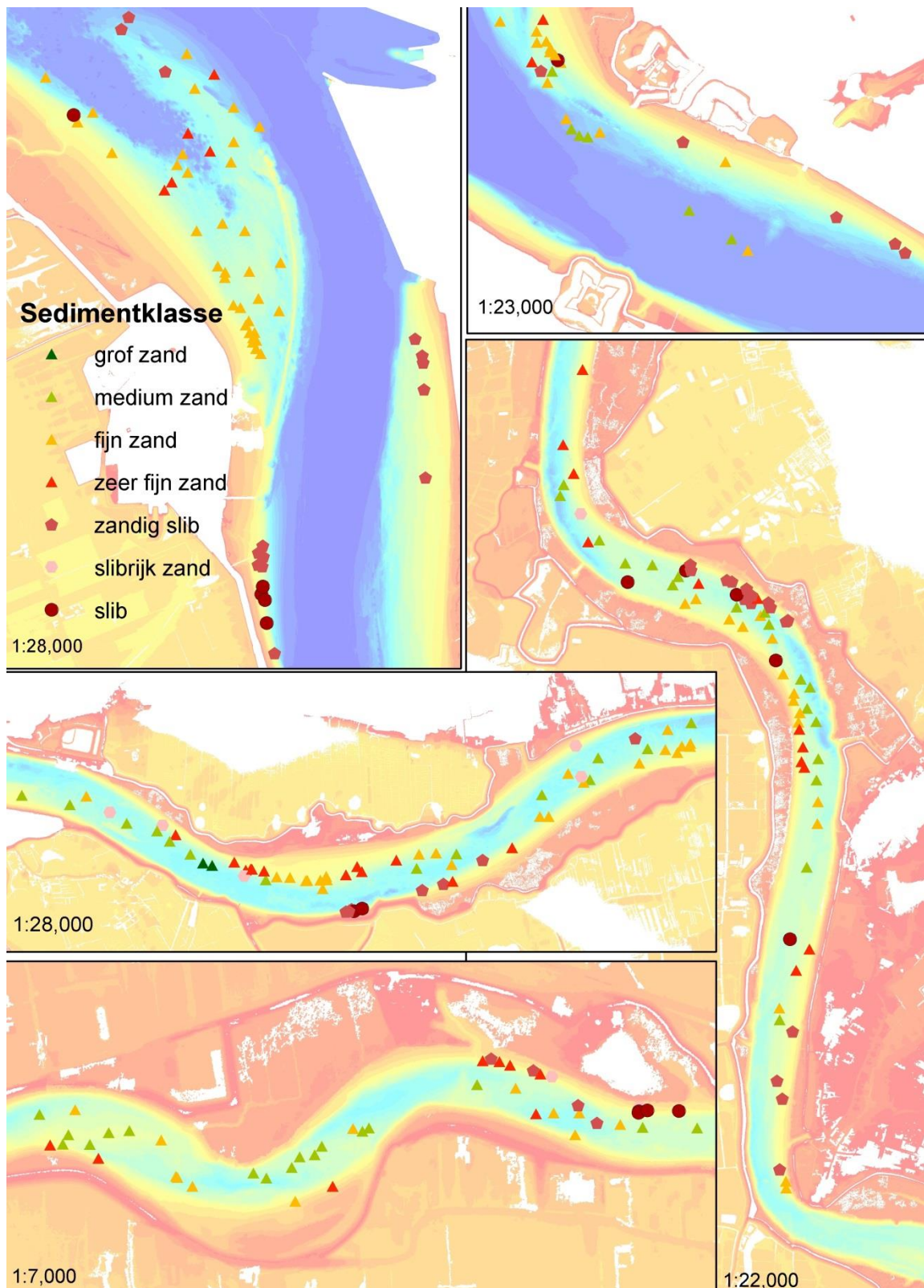
De verscheidenheid aan mediane korrelgrootte en de korrelgrootteklasse van de staalnamepunten (HM12 + LD13) in de verschillende saliniteits- en dieptecategoriën is geïllustreerd in Figuur 3-3.



Figuur 3-3 Frequentieverdeling van de mediane korrelgrootte, met indeling: slib: <63µm, zeer fijn zand: 63-125 µm, fijn zand: 125-250µm, medium zand: 250-500µm, grof zand: >500µm)

Ruimtelijk spreiding van de sedimentklasse in de focusgebieden

De ruimtelijke sedimentklasseverdeling wordt best bekeken op basis van sedimentklassen in Figuur 3-4. Dit is gebaseerd op mediane korrelgrootte en het aandeel van de zandfractie (slib: <25% zandfractie, zandig slib: 25-50% zandfractie, slibrijk zand: 50-75% zandfractie; >75% zandfractie en korrelgrootte =, fijn zand: <250µ, medium zand: 250-500µ, grof zand: >500µ).

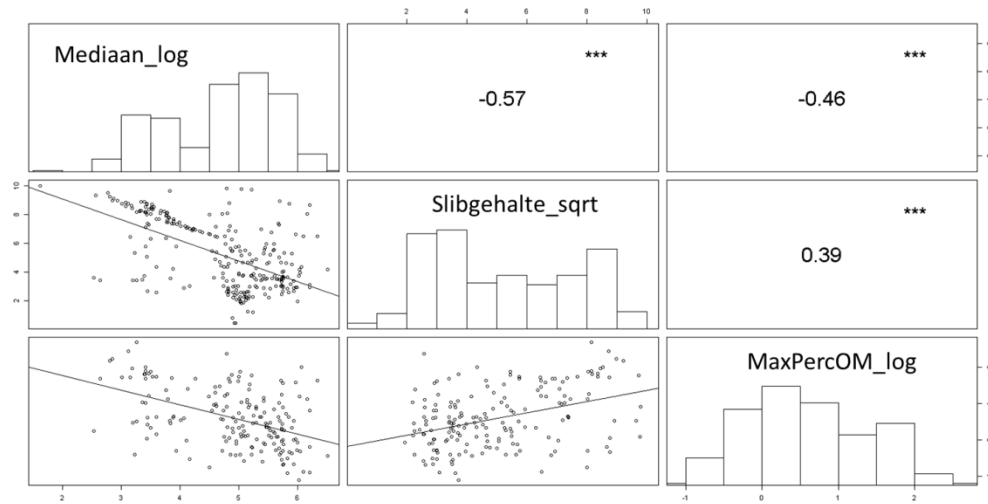


Figuur 3-4 Sedimentklasse van de bemonsteringslocaties per gebied (slib: <25% zandfractie, zandig slib: 25-50% zandfractie, slibrijk zand: 50-75% zandfractie; >75% zandfractie en korrelgrootte =, fijn zand: <250 μ , medium zand: 250-500 μ , grof zand: >500 μ)

3.1.2 Onderlinge relaties abiotische kenmerken

Relaties sedimentkenmerken

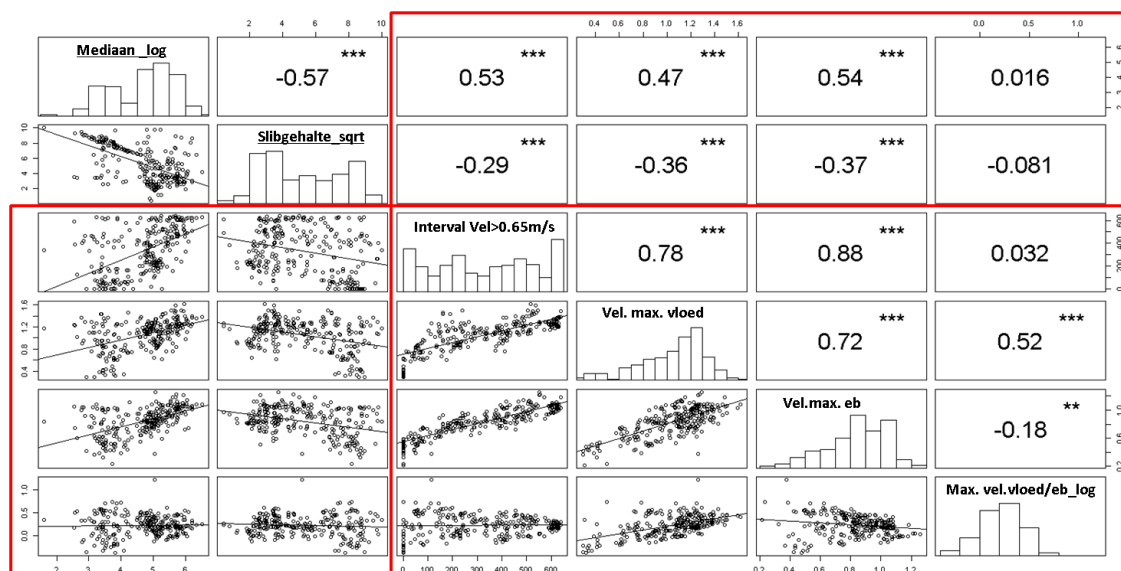
Uit onze staalnamelocaties blijkt de mediane korrelgrootte negatief gecorreleerd met slibgehalte en aandeel organisch materiaal (Figuur 3-5). Het aandeel organisch materiaal is positief gecorreleerd met het slibgehalte.



Figuur 3-5 Correlatie tussen sedimentkarakteristieken: mediane korrelgrootte, slibgehalte en percentage organisch materiaal

Relaties mediane korrelgrootte, slibgehalte en hydrodynamiek

Naast een sterke correlatie van mediane korrelgrootte met slibgehalte (zie ook Figuur 3-5) is mediane korrelgrootte sterk gecorreleerd met de maximale vloed- en ebsnelheid en de tijdsduur dat de stroomsnelheid 0.65m/s overschrijdt (Figuur 3-6). Daarentegen vertonen de sedimentkarakteristieken geen relatie met de verhouding van maximale stroomsnelheden bij vloed t.o.v. die bij eb. Slibgehalte vertoont voor beide meetcampagnes meestal een significante doch minder sterke negatieve correlatie met de stroomsnelheidsvariabelen.



Figuur 3-6 Correlatie tussen mediane korrelgrootte, slibgehalte en stroomsnelheidsvariabelen in alle meetcampagnes

Tabel 3-1 toont de correlatie van mediane korrelgrootte en slibgehalte met de stroomsnelheidsvariabelen per saliniteitszone.

Tabel 3-1 Correlaties tussen stroomsnelheidsvariabelen en mediane korrelgrootte en slibgehalte per saliniteitszone

Correlatie	Interval Vel>65 m/s	Vel.max.vloed	Vel.max.eb	Max.vel. vloed/eb_log	
Mediaan_log	Mesohalien	0.72***	0.55***	0.77***	-0.22*
	Oligohalien	0.56***	0.58***	0.56***	0.26*
	Zoet lang	0.52***	0.55***	0.42***	0.084
	Zoet kort	0.44**	0.23	0.41**	-0.076
Slibgehalte_sqrt	Mesohalien	-0.41***	-0.41***	-0.49***	0.038
	Oligohalien	-0.28*	-0.37**	-0.34**	-0.19
	Zoet lang	-0.49***	-0.67***	-0.33**	-0.25*
	Zoet kort	-0.32*	-0.23	-0.36*	0.031

3.2 Macrobenthos

3.2.1 Algemene kenmerken

3.2.1.1 Diversiteit en densiteit

Tabel 3-2 toont de aangetroffen soorten in het subtidaal gebied. Aangezien het subtidaal doorgaans minder soorten herbergt dan het intertidaal (Speybroeck et al. 2014) is deze lijst relatief beperkt en bevat ze slechts 31 taxa, waarvan 12 taxa slechts één keer werd aangetroffen. In totaal werden 276 stalen genomen waarvan 114 zonder bodemdieren.

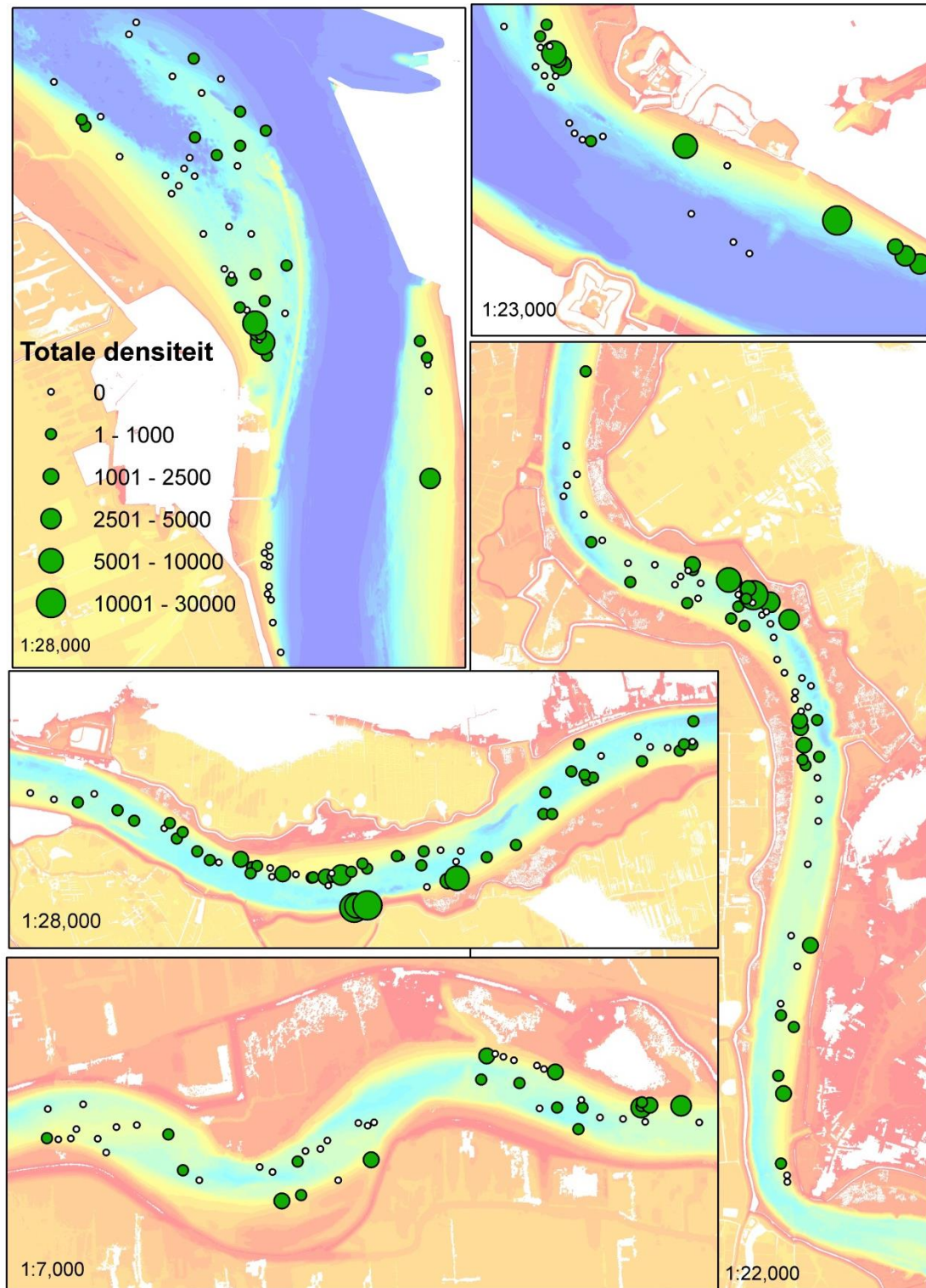
Tabel 3-2. Benthossoortenoverzicht uit de subtidaal meetcampagnes in habitatmapping (2012-2013). Modelsoort: soorten waarvoor afzonderlijk gemodelleerd werd, met een drempel van minstens in 4 stalen aangetroffen. MH = mesohalinen; OH = oligohalinen; ZL = zoet met lange verblijftijd; ZK zoet met korte verblijftijd.

Hoger taxon	Familie	Soort	Model-soort	# stalen met soort: totaal & per saliniteitszone					gemiddelde densiteit (ind/m ²)	
				Totaal	MH	OH	ZL	ZK		
Bivalvia		<i>Macoma balthica</i>	X	7	7				225	
		<i>Apocorophium lacustre</i>		3	1	2			2753	
		<i>Bathyporeia pilosa</i>	X	16	8	8			1384	
Amphipoda		<i>Corophium volutator</i>		3	3				2059	
		<i>Gammarus</i> sp.		1		1			63	
		<i>Gammarus zaddachi</i>	X	8		3		5	87	
Isopoda		<i>Eurydice pulchra</i>		2	2				378	
		<i>Cyathura carinata</i>		4	4				676	
Nemertea		Nemertini		1	1				63	
Polychaeta	Capitellidae	<i>Heteromastus filiformis</i>	X	11	11				121	
	Spionidae	<i>Boccardiella ligerica</i>		1	1				190	
		<i>Marenzelleria neglecta</i>	X	49	3	35	11		246	
		<i>Marenzelleria</i> sp.		1	1				629	
		<i>Streblospio benedicti</i>		4	4				802	
Oligochaeta		Oligochaeta sp.		1			1	4401		
	Enchytraeidae			1		1			629	
	Tubificinae	<i>Bothrioneurum vejvodskyanum</i>		1		1			63	
		<i>Limnodrilus claparedeianus</i>		4		1	2	1	221	
		<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	X	24		6	14	4	473	
		<i>Limnodrilus</i> sp. 1		9		3	4	2	1412	
		<i>Limnodrilus udekemianus</i>		1			1		63	
		<i>Potamothenrix hammoniensis</i>		2		1		1	346	
		<i>Potamothenrix moldaviensis</i>	X	11		1	6	4	636	
		<i>Potamothenrix vejvodskyi</i>		2			1	1	629	
		<i>Psammoryctides barbatus</i>		1		1			63	
		Tubificide met haren		8		3	2	3	441	
		Tubificide zonder haren		52	4	13	21	14	1383	
		<i>Tubificoides heterochaetus</i>	X	9	9				2445	
Diptera		Ceratopogonidae	Ceratopogonidae		1		1			629
			<i>Dasyhelea</i> sp.		1		1			629
	Sphaeroceridae	<i>Thoracochoeta zosteræ</i>		1				1	63	

Bivalven (tweekleppige weekdieren) zijn schaars in de Zeeschelde, enkel het nonnetje *Macoma balthica* wordt enigszins regelmatig aangetroffen in het brakke deel, waarbij het dan vaak om jonge dieren gaat. Wellicht betreft het hier veelal nakomelingen van de Westerscheldepopulatie die zich moeilijk in de Zeeschelde kunnen vestigen. Amphipoda (vlokkreeftjes) zijn voornamelijk terug te vinden in het brakke en zwak brakke deel van de Zeeschelde, met *Bathyporeia pilosa* of kniksprietkreeftje als vaakst aangetroffen vertegenwoordiger. Verschillende taxa beperken zich tot de brakke zone (bv. Isopoda zoals de agaat- en lijnpissebed en de snoerworm Nemertini). Polychaeta (veelborstelige borstelwormen) zijn, op de exoot *Marenzelleria neglecta* na, ook beperkt tot datzelfde deelgebied. Oligochaeten (borstelarme borstelwormen) komen het meest voor in de meer slibrijke zones en zijn erg dominant in de soortensamenstelling in het zoete deel van de Zeeschelde.

Van de vliegen en muggen (*Diptera*) vonden we vooral larven, zoals deze van knijten (*Ceratopogonidae*) of mestvliegen (*Sphaeroceridae*) in de zoetere delen van het estuarium.

De totale macrobenthosdensiteit in de focusgebieden is weergegeven in Figuur 3-7.



Figuur 3-7 Verspreiding van de totale macrobenthosdensiteit in het subtidaal per gebied

De huidige typische brakke subtidale benthosgemeenschap wordt gekenmerkt door soorten zoals *Heteromastus filiformis*, *Bathyporeia pilosa*, *Tubificoides heterochaetus* en *Macoma balthica*. De huidige staalnamecampagne bevatte 13 soorten wat laag is ten op zichte van de 35 soorten in 1996 en 1997 (Ysebaert et al. 2000). Toen werden drie macrobenthische gemeenschappen onderscheiden, nu slechts twee.

- Een eerste gemeenschap van slibrijk tot zeer fijn zandig sediment gekenmerkt door een dominantie van *Heteromastus filiformis* en een gemiddelde soortenrijkdom, abundantie en biomassa van macrobenthos is aangetroffen in beide onderzoeken.
- Een tweede soortenarme macrobenthosgemeenschap van iets grovere, meer dynamische sedimenten (fijn zand) met als kensoort *Bathyporeia pilosa* (overeenkomstig Khayrallah & Jones, 1980) komt ook voor in beide studies. Deze gemeenschap domineerde ook eerder in 1952 (Leloup & Konietzko 1956) het brak subtidaal gebied dat toen overwegend uit grover zandig sediment en weinig slib bestond (70% stalen met minder dan 5% slib).
- Een derde heel soortenrijke gemeenschap met een relatief hoge densiteit en biomassa en met als kensoort *Polydora ligerica* (recente naam *Boccardiella ligerica*) werd wel aangetroffen in 1996 maar niet in voorliggende studie

In deze studie zijn de kensoorten van de derde gemeenschap nagenoeg niet aangetroffen. Dit kan te wijten zijn aan enerzijds het mee opnemen van harde substraten in de 1996-sampling, anderzijds aan het verschil in bemonstertechniek (van Veengrijper versus boxcore). Een verandering tussen 1996 en 2013 in macrobenthosamenstelling kan echter niet uitgesloten worden aangezien de densiteit van *Heteromastus filiformis* en *Boccardiella ligerica* sterk afnam tussen 1996-1997 en 2008-2010 (Speybroeck et al. 2014). Ysebaert et al. (2000) stipten aan dat lage dichtheden van bepaalde soorten het gevolg kunnen zijn van antropogene stress en dat de kensoorten van hun ecologisch meest waardevolle derde gemeenschap ontbraken op bagger- en stortlocaties.

De zoete macrobenthosgemeenschap bestaat uit 16 soorten binnen deze staalnamecampagne. De zwak brakke en zoete gemeenschappen clusteren samen maar *Marenzelleria neglecta* komt vaker voor in de zwak brakke zone terwijl de zoete zone met lange verblijftijd gekenmerkt wordt door zowel volwassenen als jonge dieren van *Limnodrilus hoffmeisteri*.

3.2.1.2 Bespreking kenmerkende soorten

3.2.1.2.1 *Macoma balthica*

De tweekleppige *Macoma balthica* (Ned.: nonnetje) verkiest eerder zandige bodems. Ze leeft hier ingegraven en voedt zich voornamelijk met algen. Met hun sifon filteren ze fytoplankton uit het water (filter feeder), maar ze kunnen ook microphytobenthos van de bodem opzuigen (surface deposit feeder). Nonnetjes vormt een belangrijke voedselbron voor steltlopers (bijv. Rosse Grutto) en vissen (oa. Schol predeert op de siphons van nonnetjes). Nonnetjes kunnen 6 tot 7 jaar oud worden en graven zich steeds dieper in naarmate ze ouder worden.

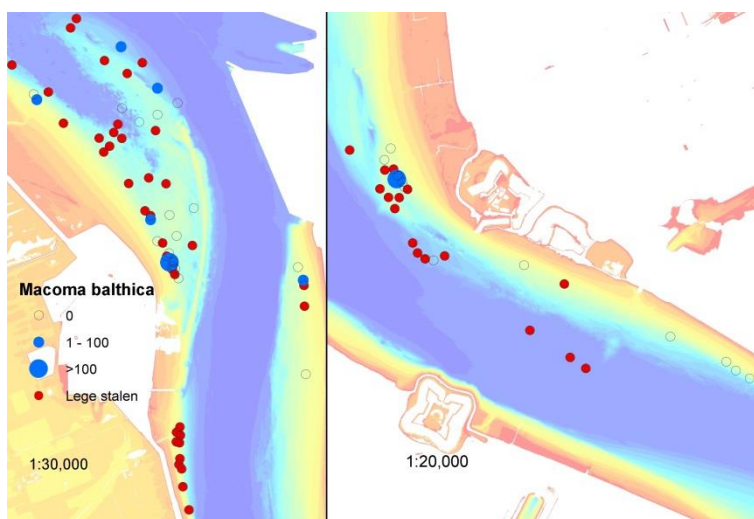


Foto 3-1 Nonnetje of *Macoma balthica*

Macoma balthica is zeer algemeen in de Westerschelde in het intertidaal, zowel in de mariene zone als de brakke zone (Ysebaert & Meire 1999, Ysebaert et al. 2003). In het subtidaal en vooral in het intertidaal van de brakke zone van de Zeeschelde is het voorkomen een stuk minder. De lagere densiteiten en biomassa kunnen wellicht worden gelinkt aan soms lethale saliniteit(schommelingen, Speybroeck et al. 2014). De gemiddelde biomassa neemt af met afnemend zoutgehalte. In het subtidaal komt *M. balthica* veel minder voor. In de Westerschelde heeft *M. balthica* een voorkeur voor droogvallende, laagdynamische, fijnzandige gebieden (Ysebaert & Meire 1999).

De bivalve *Macoma balthica* is de enige mollusk (of weekdier) die in deze subtidaal staalnamecampagnes werd aangetroffen en dit enkel in in het mesohaliene deel (8% van de staalnamepunten).

De gemiddelde densiteit bedraagt 0.06 ind/m² (range 63 - 629 ind/m²).



Figuur 3-8 Verspreiding en densiteit (ind.m²) van *Macoma balthica* in het subtidaal per gebied

3.2.1.2.2 *Bathyporeia pilosa*

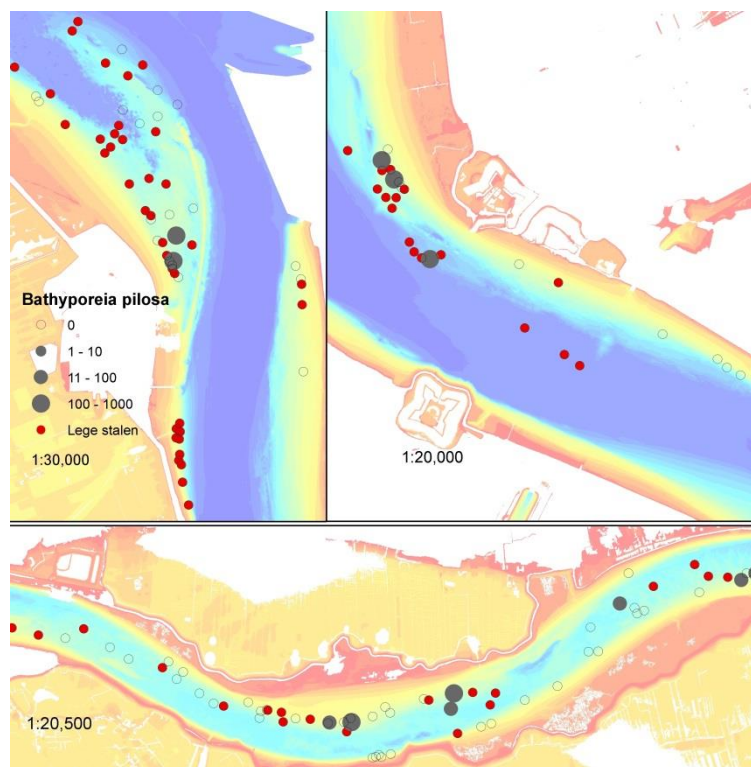
Bathyporeia pilosa (Ned.: knipsprietkreeftje) leeft vooral in fijnzandige bodems in de Zeeschelde en dit steeds in lage aantallen (Ysebaert 2000, Speybroeck et al. 2014). De Neve et al. (1998) zag *Bathyporeia pilosa* als kenmerkende soort voor een benthosgemeenschap gekenmerkt door fijn zandige substraten en lage densiteiten.

Bathyporeia pilosa is vooral een surface deposit feeder en voedt zich door het verwijderen van partikels die vastzitten aan zandkorrels (veelal diatomeeën). Zijn voedselstrategie is het efficiëntst in sterk geëxposeerde habitats waar slechts minieme hoeveelheden van materiaal kunnen kleven aan zandkorrels en de gehalten aan organisch materiaal eerder laag zijn.

Deze soort is een belangrijke vertegenwoordiger van de amphipoden (vlokreeftjes) in het brakke tot zwak brakke deel van de Zeeschelde. Het knipsprietkreeftje *Bathyporeia pilosa* komt in het studiegebied voor in 10% van de staalnamepunten in het meso- en oligohalien. De gemiddelde densiteit bedraagt 0.11 ind/m² (range 0- 8174 ind/m²)



Foto 3-2 knipsprietkreeftje of *Bathyporeia pilosa* (© Jan Soors)



Figuur 3-9 Verspreiding en densiteit (ind.m²) van *Bathyporeia pilosa* in het subtidaal per gebied

3.2.1.2.3 *Gammarus zaddachi*

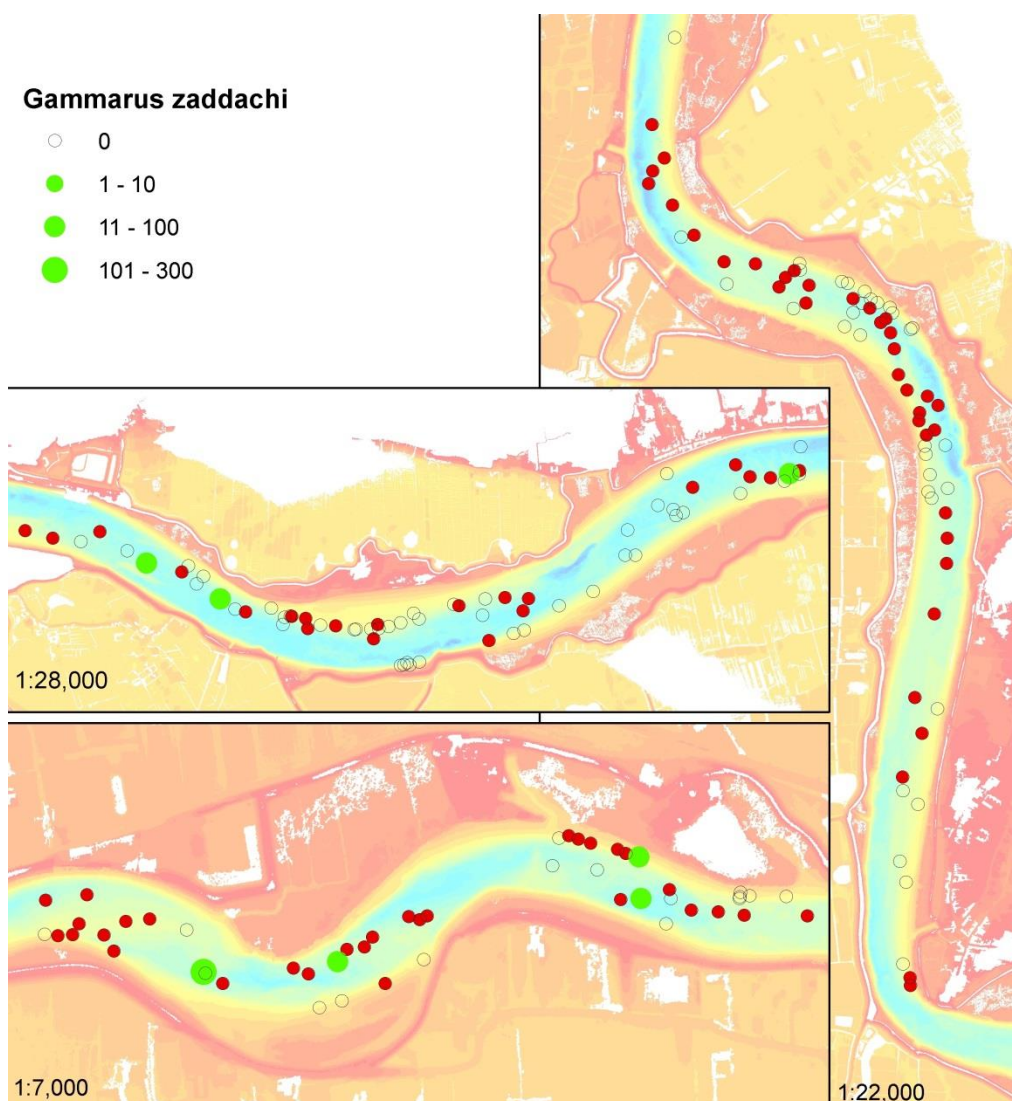
Gammarus zaddachi komt vaak voor in estuaria en vertoont een voorkeur voor een lage saliniteit. Het is een omnivore vlokreeftensoort.

Gammarus zaddachi komt in 4% van de locaties van zwak brak tot zoet met korte verblijftijd voor (Speybroeck et al. 2014). In deze meetcampagne is het enkel in de zwak brakke zone en de zoete zone met korte verblijftijd aangetroffen.

De gemiddelde densiteit bedraagt 0.01 ind/m² (range 0 – 254 ind/m²)



Foto 3-3 *Gammarus zaddachi* (@ Jan Soors)



Figuur 3-10 Verspreiding en densiteit (ind.m²) van *Gammarus zaddachi* in het subtidaal per gebied

3.2.1.2.4 *Heteromastus filiformis*

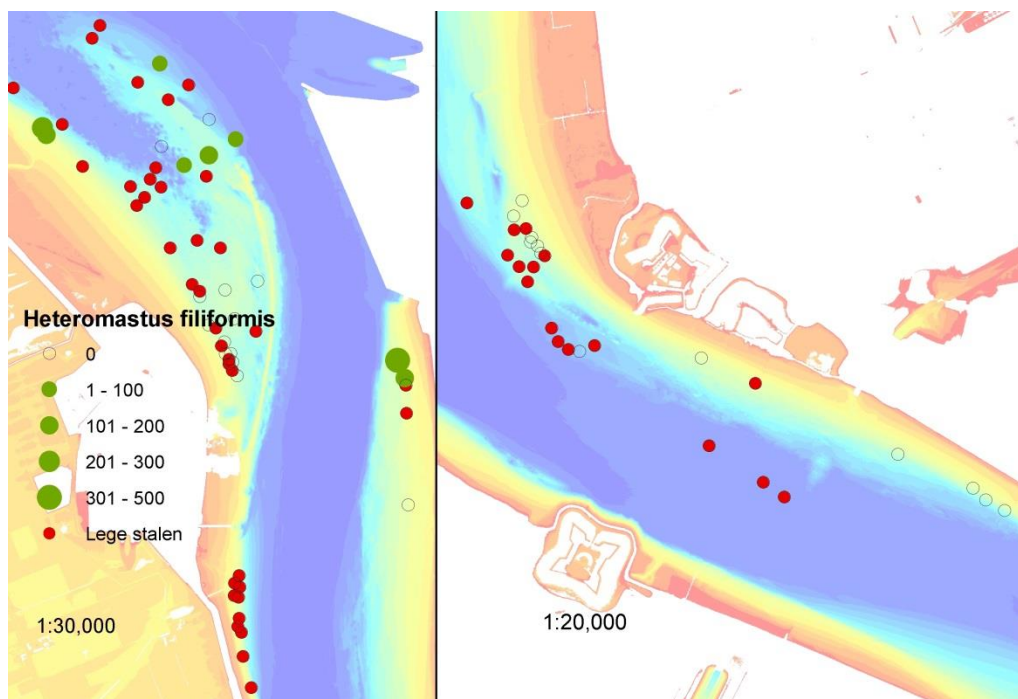
De borstelworm *Heteromastus filiformis* ("draadworm") leeft vooral in slibrijke sedimenten. Hij leeft permanent ingegraven en voedt zich met organisch materiaal in de anaërobe zone. Zijn voedsel bestaat voor een belangrijk deel uit bacteriën geassocieerd met organische stof (detritus). Opgeloste organische stof levert vermoedelijk ook een bijdrage. Ook wierfragmenten worden geconsumeerd, maar de mate van vertering is onbekend. Zodoende wordt hij geklasseerd als subsurface deposit-feeder/herbivoor.



Foto 3-4 *Heteromastus filiformis*

Twee eigenschappen van deze borstelworm zorgen ervoor dat hij kan leven in slibrijk, anaëroob sediment met veel organisch materiaal: zijn tolerantie voor langdurig lage zuurstofgehalten (tot ca. 1,5 mg.dm⁻³) en zijn tolerantie voor langdurig lage zoutgehalten (tot 5,5‰ Cl) (Bijkerk et al. 1996). Speybroeck et al. (2014) stelden de soort voornamelijk vast in het intertidaal gebied.

Heteromastus filiformis komt enkel in het brakke gebied voor (13% van de staalnamepunten in het mesohalien). De gemiddelde densiteit bedraagt 0.81 ind/m² (range 0- 8174 ind/m²)



Figuur 3-11 Verspreiding en densiteit (ind.m²) van *Heteromastus filiformis* in het subtidaal per gebied

3.2.1.2.5 *Marenzelleria neglecta*

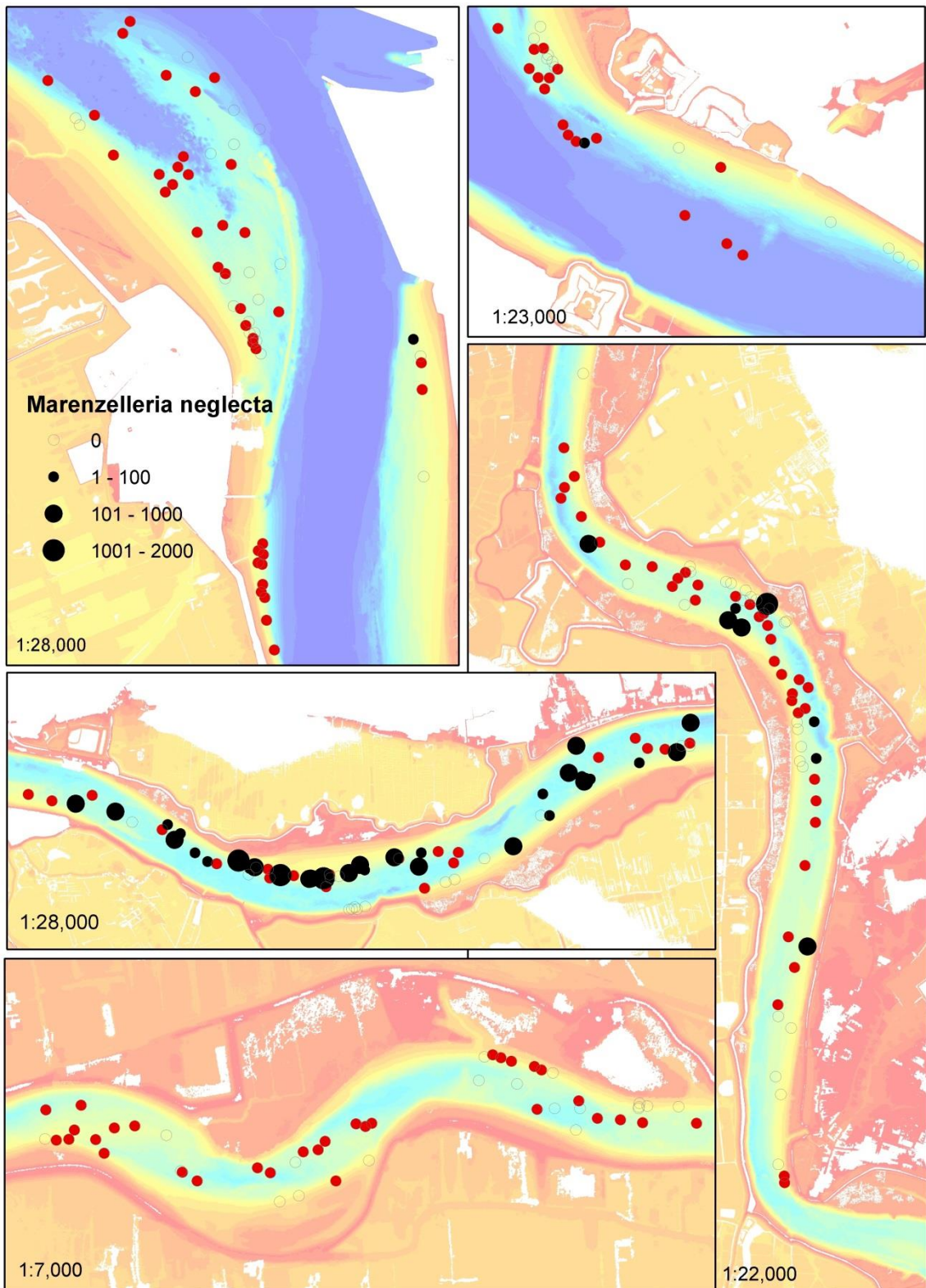
Marenzelleria neglecta (Ned.: Oostzeegroenworm) is een exoot, afkomstig van brakke wateren langs de Atlantische kust van Noord-Amerika (<http://www.marbef.org>). In 1985 bereikte hij het Duitse deel van de Baltische Zee met ballastwater. In de Zeeschelde is de soort voor het eerst gerapporteerd nabij Antwerpen in 1996. Deze worm leeft in de bodem waar hij zich voedt met organisch materiaal in het substraat of de waterkolom.

Marenzelleria neglecta komt in 4% van de locaties van zwak brak tot zoet met korte verblijftijd voor. In deze meetcampagne is hij enkel in de oligohaliene zone en de zoete zone met korte verblijftijd aangetroffen.

De gemiddelde densiteit bedraagt 0.12 ind/m² (range 0 – 254 ind/m²)



Foto 3-5 *Marenzelleria neglecta*(© Jan Soors)



Figuur 3-12 Verspreiding en densiteit (ind.m²) van *Marenzelleria neglecta* in het subtidaal per gebied

3.2.1.2.6 *Limnodrilus hoffmeisteri*

Deze kleine en opportunistische oligochaet heeft een brede ecologische range en leeft in cohesief slibrijke bodems in alle watertypes, inclusief vervuilde (al dan niet met hoge organische belasting).



Ondanks het feit dat hij een zoetwatersoort is, wordt hij meer zeewaarts gevonden dan andere zoetwateroligochaeten (tot 5psu). Van de sterk dominante groep Oligochaeta (ruim 90%) binnen de zoete Zeeschelde is dit de courantst aangetroffen soort (Speybroeck et al. 2014). In de Zeeschelde bereikt deze soort tegenwoordig haar hoogste densiteiten in het intertidaal gebied, terwijl dat in sommige zones van de zijrivieren (bv. Rupel, Dijle) eerder in het ondiep subtidaal het geval is.



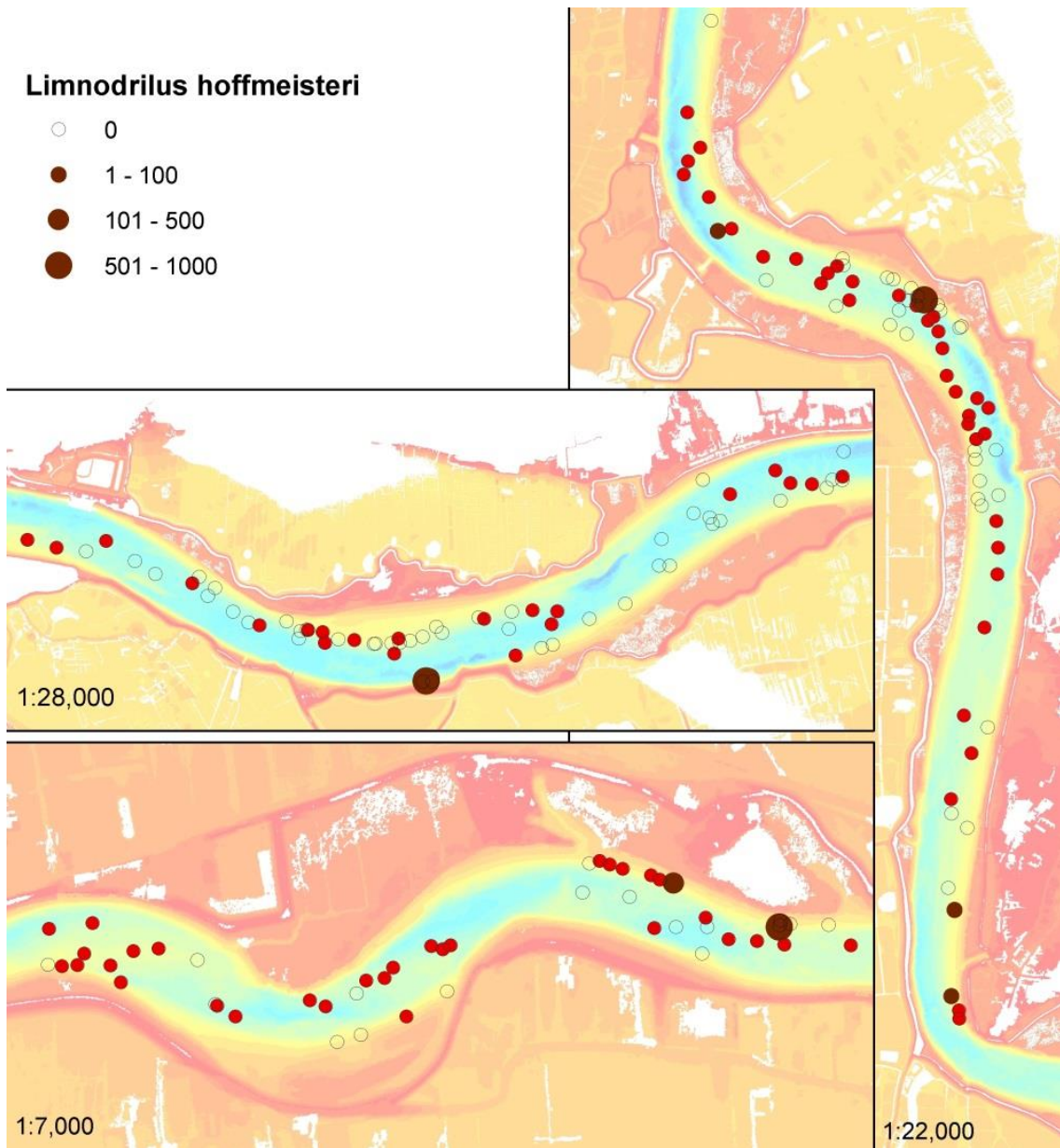
Foto 3-6 *Limnodrilus hoffmeisteri*, detail: soortspecifieke chaeta (© Jan Soors)

Limnodrilus hoffmeisteri komt in 13% van de staalnamepunten van zwak brak tot zoet met korte verblijftijd voor.

De gemiddelde densiteit bedraagt 0.08 ind/m² (range 0 – 1886 ind/m²). Het valt echter aan te nemen dat het gros van de juveniele oligochaeten die niet tot op soort te determineren waren en onder de noemer “Tubificiden zonder haren” werden geklasseerd ook tot deze soort behoren, waardoor de werkelijke densiteit aanzienlijk hoger zou kunnen liggen.

Limnodrilus hoffmeisteri

- 0
- 1 - 100
- 101 - 500
- 501 - 1000



Figuur 3-13 Verspreiding en densiteit (ind.m²) van *Limnodrilus hoffmeisteri* in het subtidaal per gebied

3.2.1.2.7 *Potamothrix moldaviensis*

Potamothrix moldaviensis (Ned.: haarloze dolkworm) is een kleine en opportunistische gelede worm en een exoot in onze streken. Hij komt oorspronkelijk uit de zoete en brakke wateren rond de Zwarte/Kaspische Zeegebied maar heeft zich wijd verspreid in Europa en de Great Lakes in Noord Amerika o.a. via ballastwater.

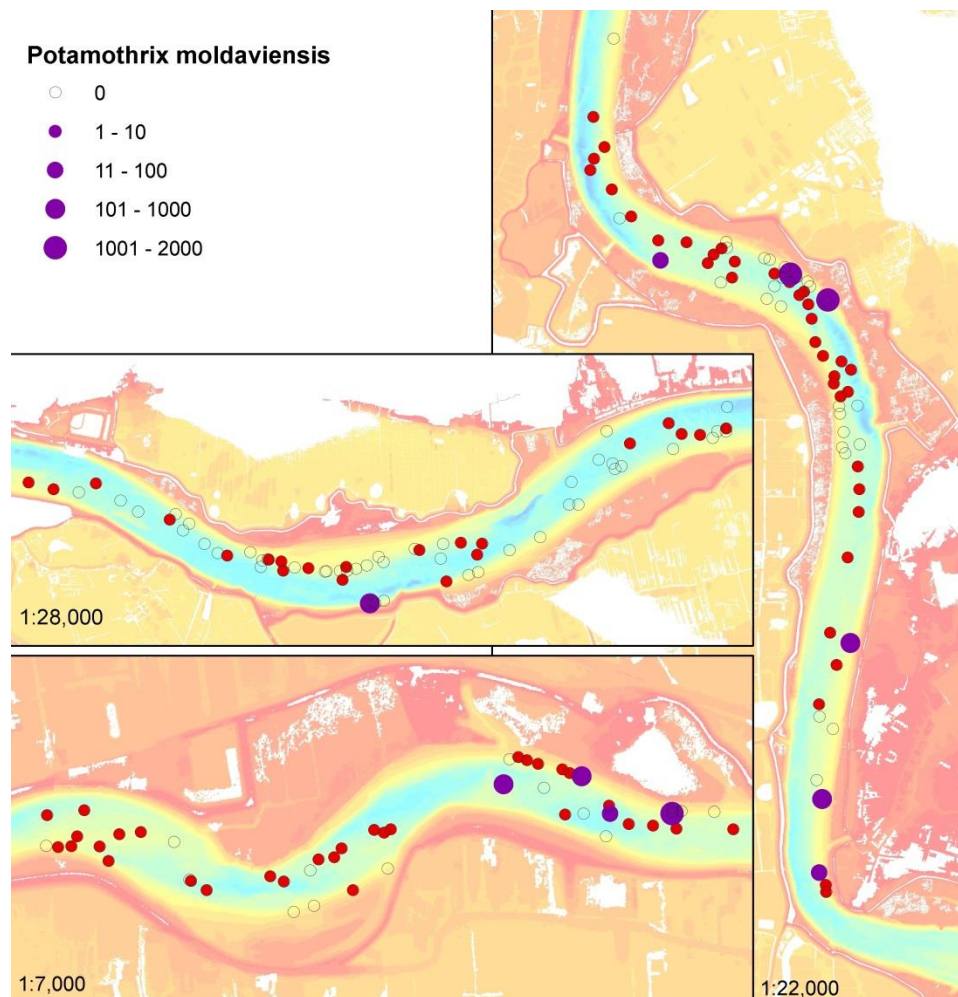
Net zoals vele andere oligochaeten heeft hij een brede ecologische range en leeft hij in cohesief slibrijke bodems in alle watertypes, inclusief vervuilde. In tegenstelling tot *L. hoffmeisteri* heeft deze soort een voorkeur voor het subtidaal gebied van de Zeeschelde



Foto 3-7 *Potamothrix moldaviensis*, detail: spermathecale seta (© Jan Soors)

Potamothrix moldaviensis komt in 6% van de staalnamepunten van zwak brak tot zoet met korte verblijftijd voor.

De gemiddelde densiteit bedraagt 0.04 ind/m² (range 0 – 1886 ind/m²).



Figuur 3-14 Verspreiding en densiteit (ind.m²) van *Potamothrix moldaviensis* in het subtidaal per gebied

3.2.1.2.8 *Tubificoides heterochaetus*

Tubificoides heterochaetus (Ned.: langstaartkustworm) is voor het eerst gerapporteerd in Belgische wateren in 1952 in de Schelde nabij Doel. Het is onzeker of deze soort van origine inheems is (www.marbef.org).

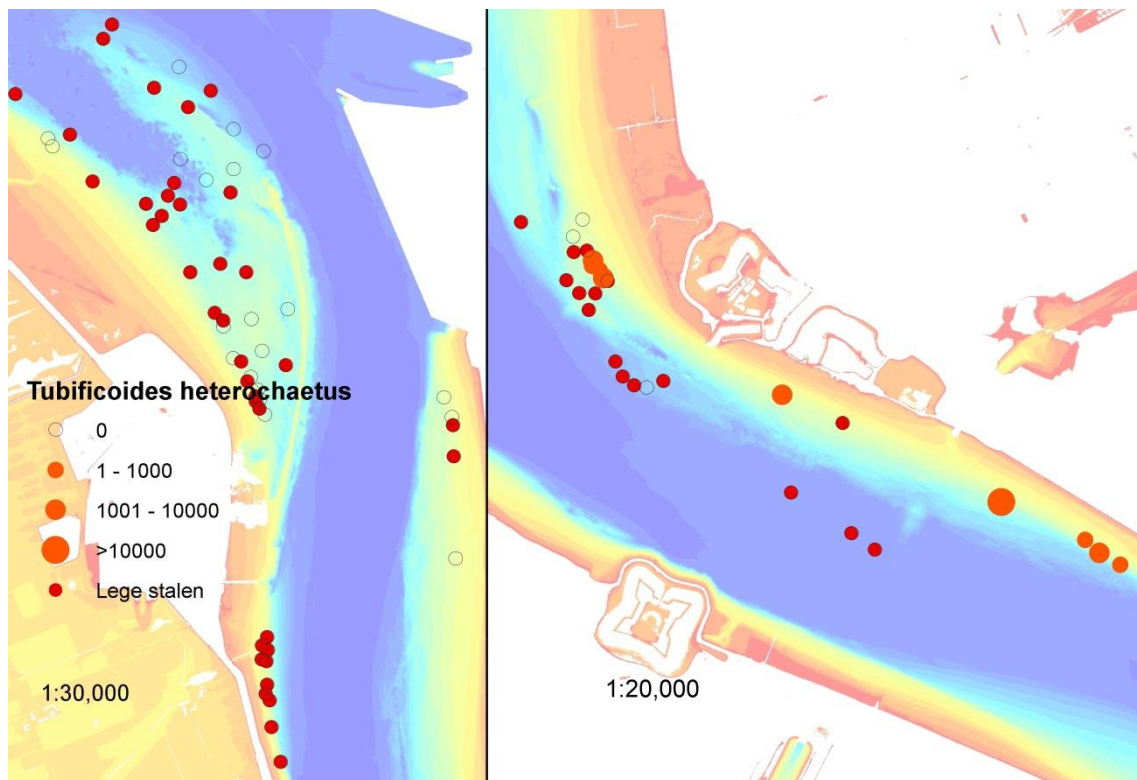
De langstaartkustworm is vaak dominant terug te vinden in de brakwaterzones van estuaria (Seys et al. 1999). Hij werd reeds waargenomen bij zoutgehaltes van 0.5 tot 20 PSU, maar gedijt het best tussen 2 en 14 PSU is. Hij leeft in zandige tot slibrijke substraten, is tolerant voor matige vervuiling, maar wel gevoelig voor lage zuurstofgehaltes (Harrel 2004).



Foto 3-8 *Tubificoides heterochaetus* (© Ton Van Haaren), detail: hairlike chaetae and papillae (© Jan Soors)

Tubificoides heterochaetus komt in 10% van de stalnamepunten in de brakke zone, vooral in de LD13 meetcampagne.

De gemiddelde dichtheid bedraagt 0.37 ind/m² (range 0– 11318 ind/m²).

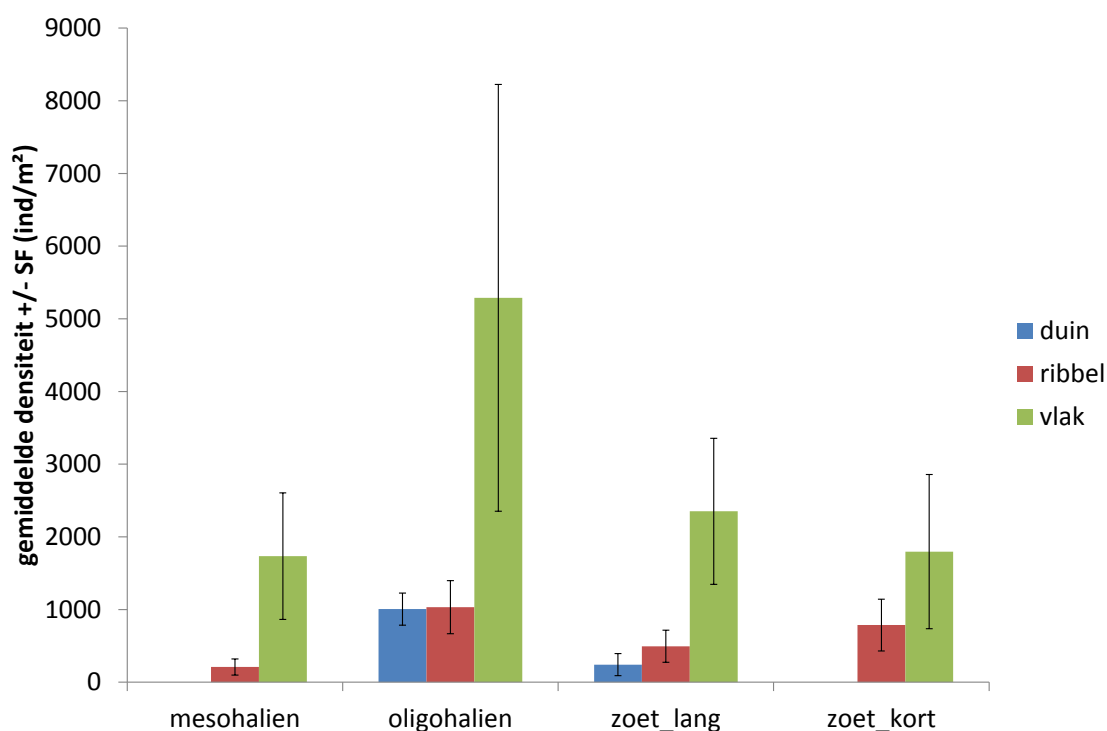


Figuur 3-15 Verspreiding en dichtheid (ind.m²) van *Tubificoides heterochaetus* in het subtidaal per gebied

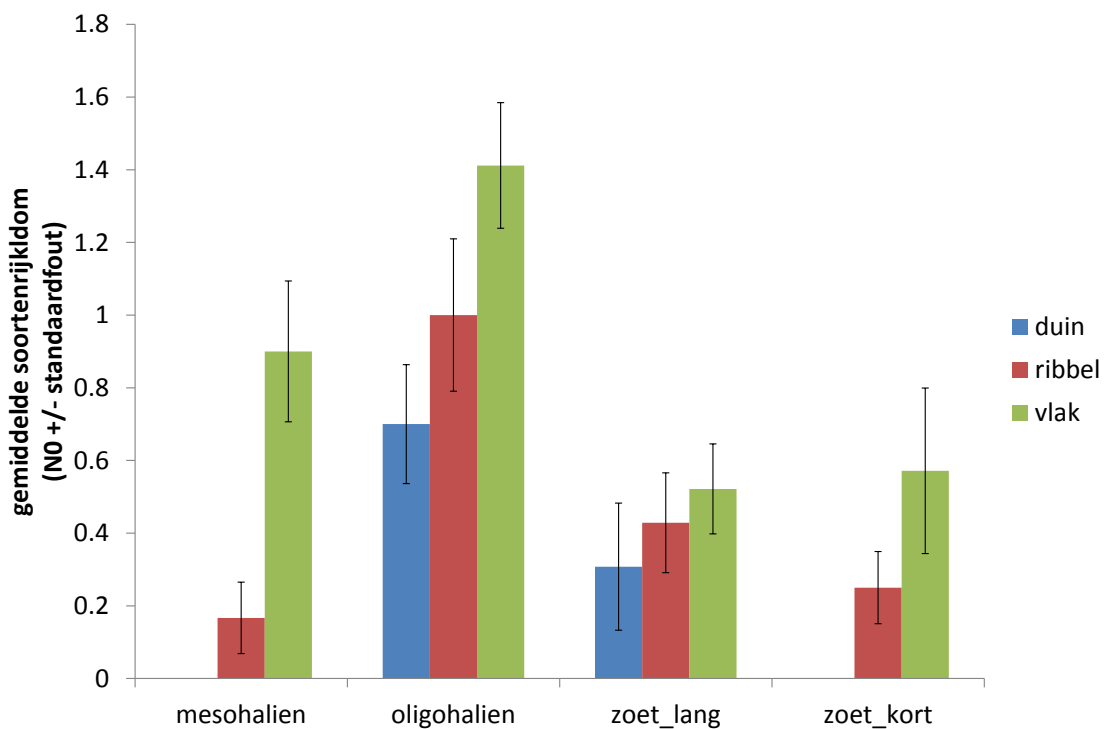
3.2.2 Macrobenthos en bodemvormen in campagne HM12

Een van de initiële vragen was of het voorkomen van subtidale macrobenthosgemeenschappen voldoende gecorelleerd is met de gekarteerde subtidale bodemvormen om op basis daarvan ecotopen voor ongewervelde bodemdieren te onderscheiden. Een eerste verkenning van de HM12-data, op basis van gemiddelde densiteit, soortenrijkdom en aantal lege stalen is weergegeven in Figuur 3-16 tot Figuur 3-18

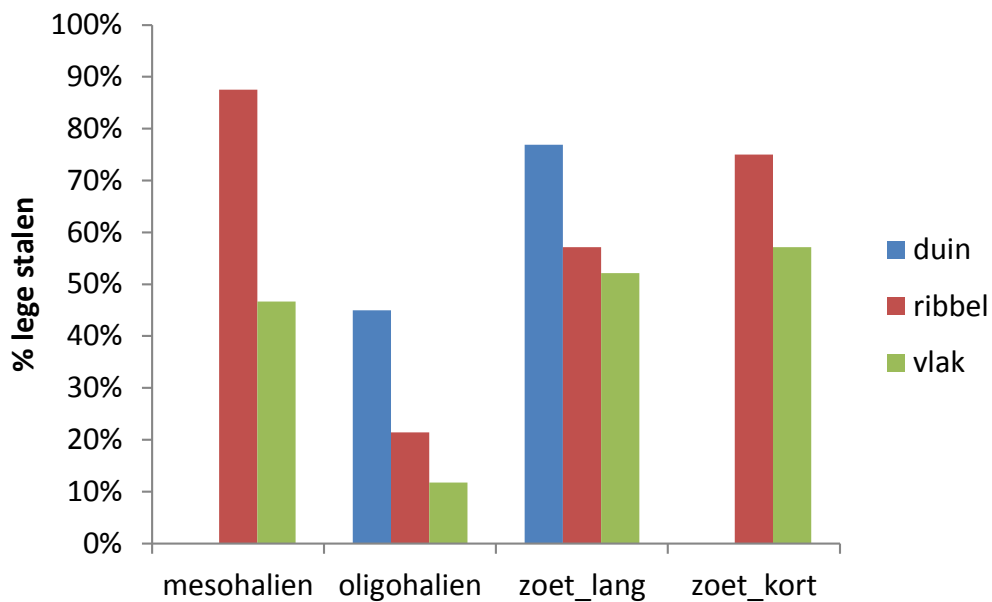
Onderwater gelegen duinen en ribbelzones in de Zeeschelde vertonen vergelijkbare totale densiteiten en soortenrijkdom. Daarom worden ze in de verdere analyses samengenomen. Vlakke staalnamelocaties lijken gekenmerkt door hogere totale densiteiten en soortenrijkdom en er werden minder lege stalen genomen dan in de duin/ribbelgebieden. De verhoudingen verschillen echter naargelang de saliniteitszone. Eventuele statistische significantie wordt nader onderzocht met multi- en univariate analyse.



Figuur 3-16 Gemiddelde densiteit per saliniteitszone en bodemvorm



Figuur 3-17 Gemiddelde soortenrijkdom (aantal soorten per staal) per saliniteitszone en bodemvorm



Figuur 3-18 Aandeel lege stalen per saliniteitszone en bodemvorm

Het aandeel lege stalen is vergelijkbaar met wat werd vastgesteld in de jaarlijkse monitoringscampagnes in de volledige Zeeschelde. Doorgaans is dit een hoger aandeel in de subtidale zones in vergelijking tot de intertidale zone (Van Ryckegem et al., 2014).

3.2.3 Selectie van omgevingsvariabelen

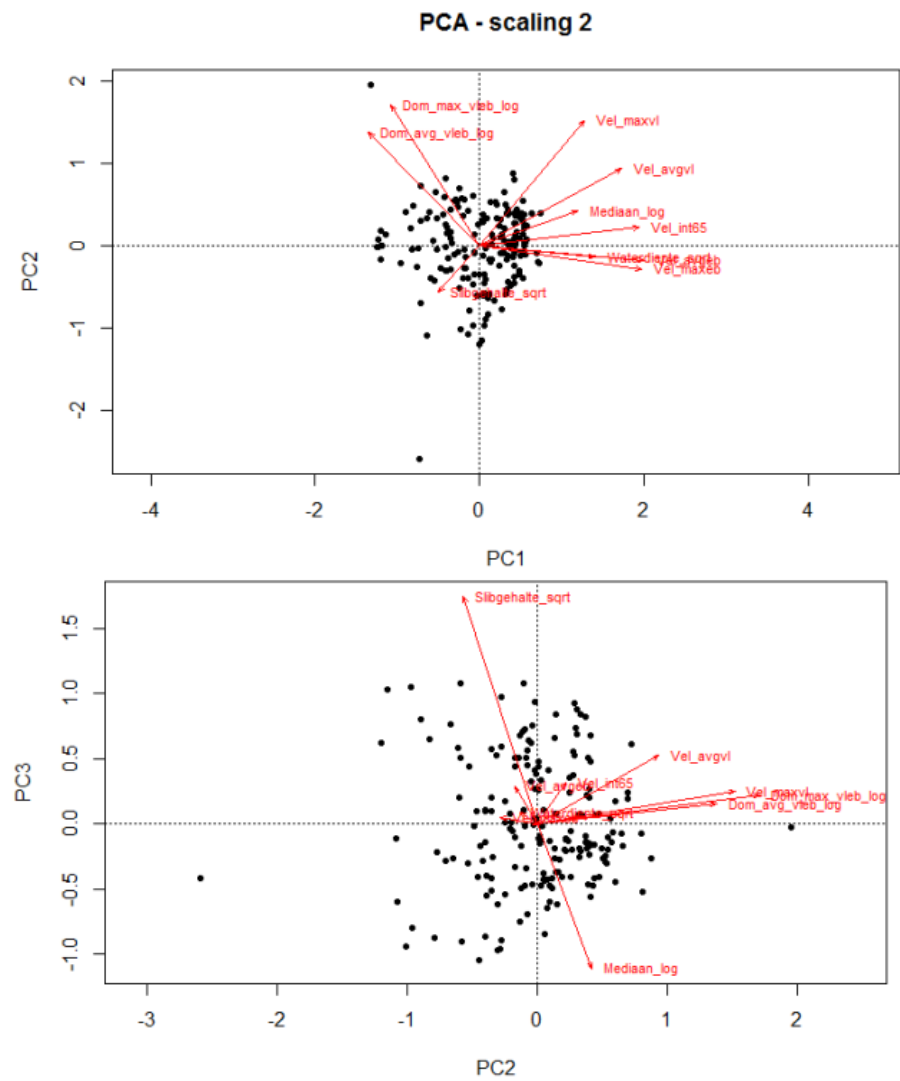
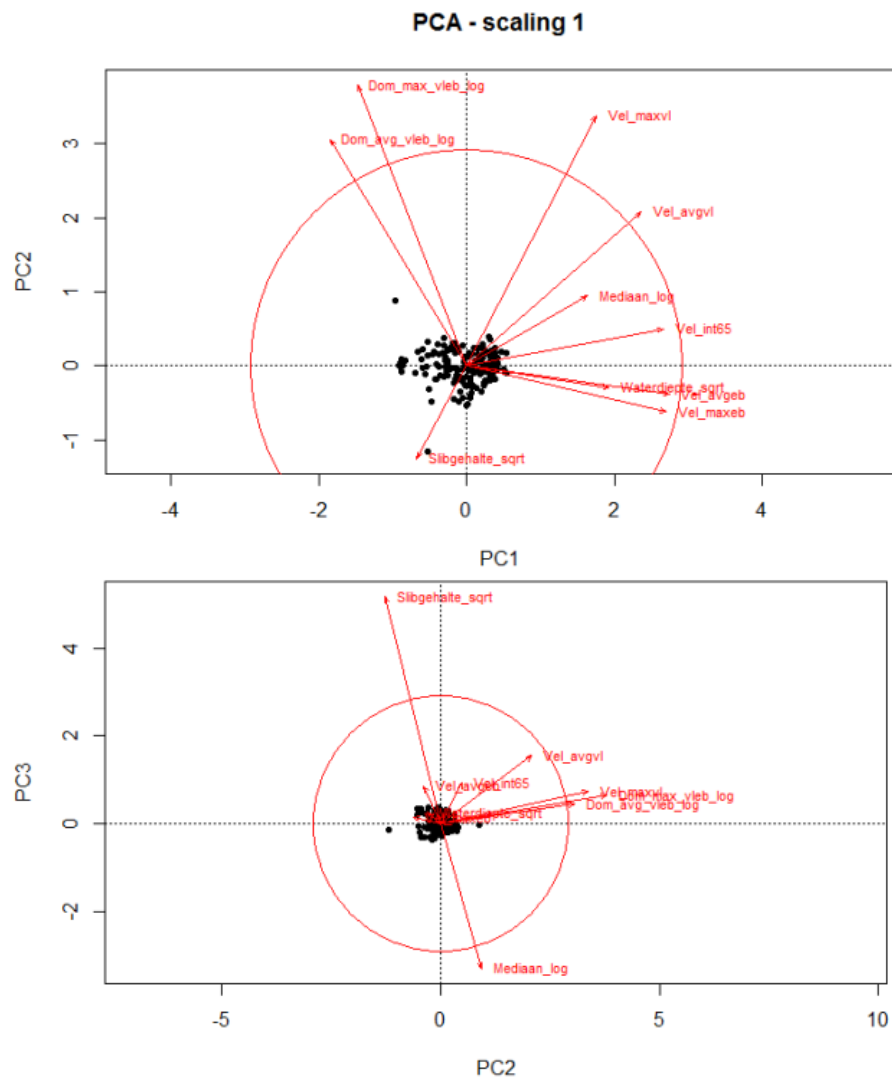
Volgende variabelen worden gekoppeld aan staalnamepunten van HM12 en LD13:

- Bodemdata
 - Mediane korrelgrootte ('Mediaan'), slibgehalte, percentage organisch materiaal
 - Bodemvorm (ribbel/duin en vlak)
- Hydrodynamiek
 - Gemiddelde stroomsnelheid bij eb (m/s; "Vel_avgeb")
 - Maximale stroomsnelheid bij eb (m/s; "Vel_maxeb")
 - Gemiddelde stroomsnelheid bij vloed (m/s; "Vel_avgvl")
 - Maximale stroomsnelheid bij vloed(m/s; "Vel_maxvl")
 - Tijdsinterval met stroomsnelheid hoger dan 0.65m/s (min; "Vel_int65")
 - Dominantie van maximale vloed- of ebstroming ("Dom_max_vleb")
 - Dominantie van gemiddelde vloed- of ebstroming ("Dom_avg_vleb")
- Diepte onder 30 percentiel van alle laagwaters van 2009-2013 (m; "Waterdiepte")
- Ligging in het estuarium
 - Afstand tot de monding
 - Saliniteit
 - Tijverschil

Aangezien de focusgebieden ruimtelijk discreet gescheiden eenheden zijn, is gekozen om hun ligging in het estuarium categorisch te benoemen aan de hand van de factorvariabele Saliniteitszone ("Salzone"). Het verdient de nadruk dat (ondanks zijn naam) deze variabele naast saliniteit ook de rol van andere aspecten omvat, zoals afstand tot de monding, tijverschil en verblijftijd. Bodemvorm wordt gebruikt als categorische variabele in de analyse met uitsluitend gegevens van HM12.

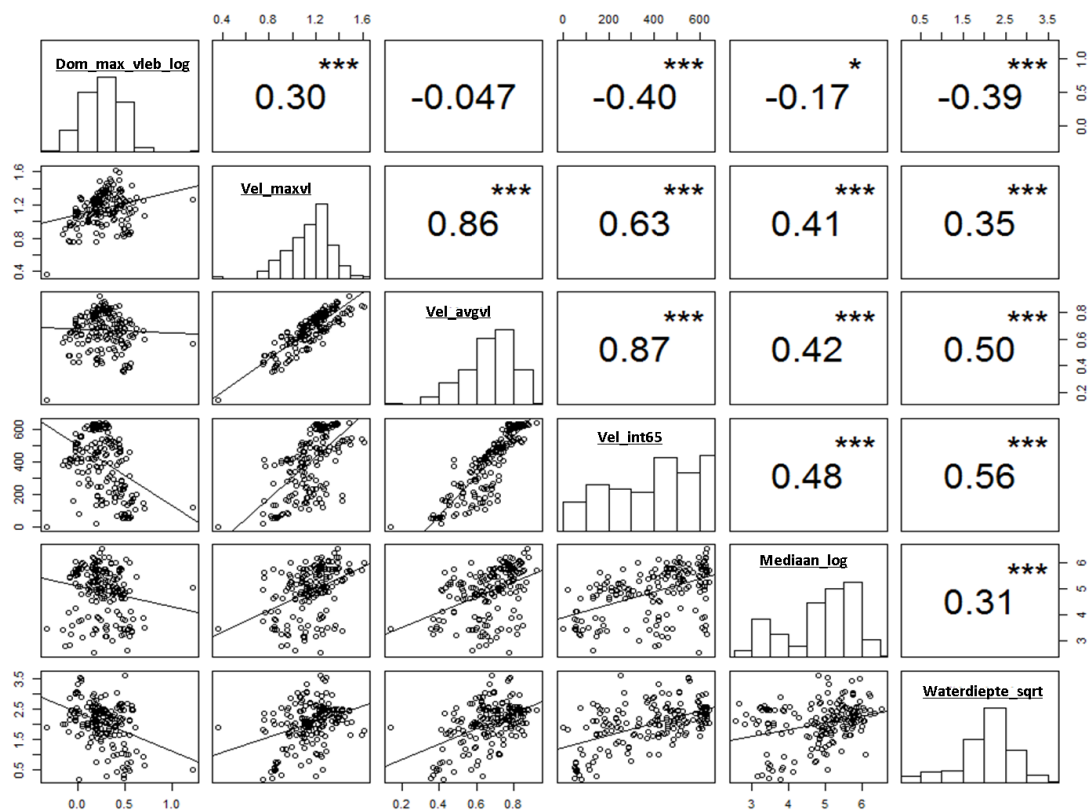
Uit de continue variabelen geassocieerd met bodemdata, hydrodynamiek en waterdiepte wordt op basis van een PCA een eerste selectie van variabelen gemaakt om collineariteit te reduceren.

Op basis van de paarsgewijze correlaties tussen de overige variabelen (Figuur 3-20) werd vervolgens een verdere selectie gemaakt afhankelijk van gebruikte campagnes (HM12 of HM12+LD13) en gebruikte saliniteitszones, zodanig dat alle resterende correlaties kleiner waren dan 0.6 (Tabel 3-3).



Figuur 3-19 PCA op omgevingsvariabelen voor HM12 (scaling 1 afstand tussen locaties en centroïden, scaling 2 hoek tussen de variabelen en grootte van de projectie op de as van belang)

Zoals te verwachten uit de analyse uit 3.1.2 vielen organische stof en percentage slibgehalte weg omdat ze te sterk gecorreleerd zijn met mediane korrelgrootte. Van de stroomsnelheidsvariabelen kunnen enkel vloed- of ebparameters geselecteerd worden. Bovendien mogen maximale of gemiddelde vloedsnelheid of interval boven 65 m/s niet in hetzelfde model worden gebruikt (Tabel 3-3).



Figuur 3-20 Paarsgewijze correlaties tussen omgevingsvariabelen in HM12.

Tabel 3-3 Geselecteerde continue omgevingsvariabelen afhankelijk van gebruikte campagnes en saliniteitszones.

Saliniteitszones	Alle	Zonder mesohalien	Mesohalien	Oligohalien	Zoet lang	Zoet kort
Variabele						
HM12	Dom_max_vleb (log getransformeerd)	X	X		X	
	Vel_maxvl	X	X	X*	X	X
	Vel_avgvl					
	Vel_int65					
	Mediaan (log getransformeerd)	X	X	X	X	X
	Waterdiepte (sqrt getransformeerd)	X	X	X*	X	X
HM12 + LD13	Dom_max_vleb (log getransformeerd)	X	X	X	X	
	Vel_maxvl	X	X		X	X
	Vel_maxeb				X	
	Slibgehalte (sqrt getransformeerd)	X	X	X	X	X
	Mediaan (log getransformeerd)					
	Waterdiepte (sqrt getransformeerd)	X	X	X	X	X

*: Er werden alternatieve analyses uitgevoerd waarbij telkens één van deze variabelen werd gebruikt.

3.2.4 Multivariate analyse van de macrobenthosgemeenschap

In de multivariate analyses trachten we faunagemeenschappen te karakteriseren aan de hand van aan/afwezigheid en/of densiteiten van soorten binnen elke site in relatie tot potentieel sturende omgevingsvariabelen. Dit toont hoe een aanwezige benthosgemeenschap verandert qua soortensamenstelling in functie van de omgevingsvariabelen.

In Tabel 3-4 zijn de analyseresultaten weergegeven voor enerzijds de HM12-meetcampagne apart en anderzijds voor beide meetcampagnes (HM12 en LD13) samen. Telkens worden voor de verschillende gemodelleerde focusgebieden de significantie en verklaarde variatie van de potentieel sturende omgevingsvariabelen weergegeven op basis van aan- of afwezigheid van soorten alsook densiteiten van soorten. De bekomen resultaten voor aan- of afwezigheid van soorten en densiteiten zijn zeer vergelijkbaar. Dezelfde variabelen zijn telkens significant (met uitzondering van HM12, oligohalien) maar met iets hogere verklarende waarde (R^2 hoger) voor densiteiten dan voor aan- of afwezigheid. Ook de resultaten voor HM12 alleen en voor HM12 en LD13 samen zijn zeer vergelijkbaar, met over het algemeen een hogere R^2 voor de analyses op HM12 en LD13 samen. De resultaten van deze analyses worden dan ook samen besproken. Figuren geven telkens de resultaten weer van de analyses op densiteiten voor HM12 en LD13 samen.

Tabel 3-4. Samenvattende tabel verklaring macrobenthossoortensamenstelling: multivariate analyse op basis van aan-/afwezigheid en densiteit van benthossoorten (zie 3.2.3 voor verklaring van de afkortingen)

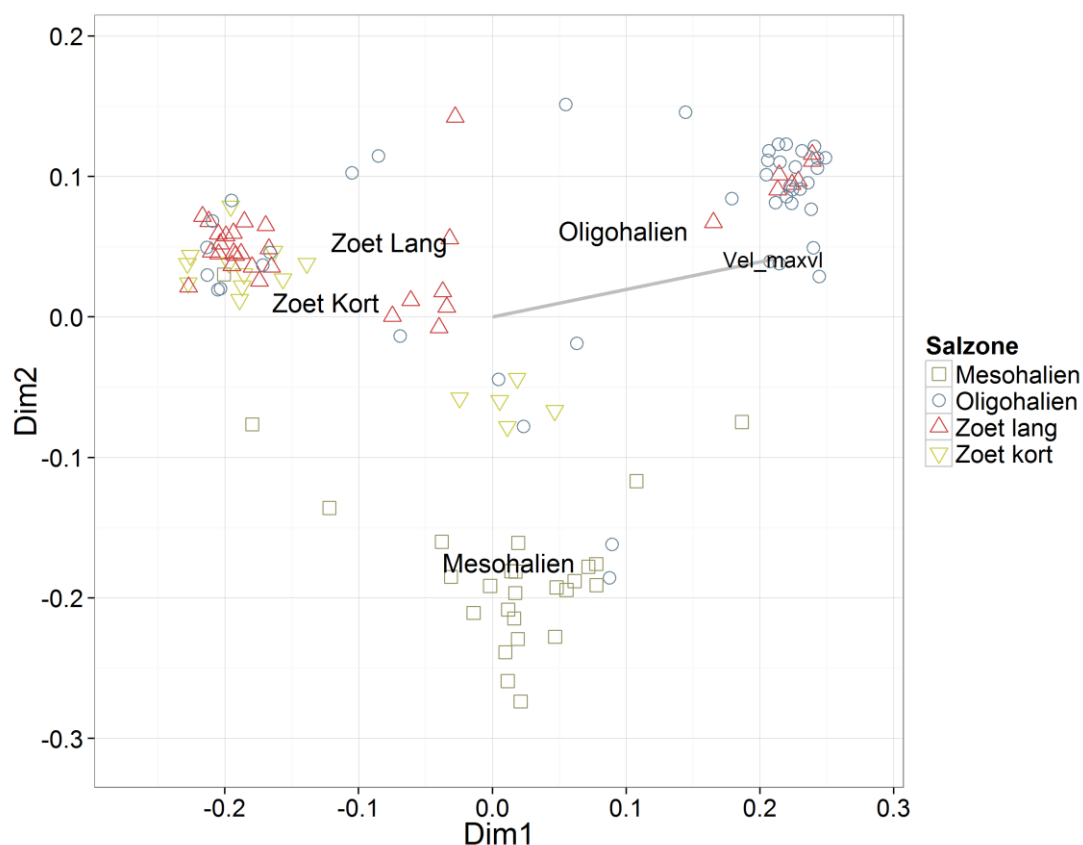
Camp-agne	Model-gebied		Totaal verklaard		Saliniteits-zone		Bodemvorm		Vel_maxvl		Dom_max_vleb_log		Mediaan_log		Slibgehalte		Waterdiepte_sqrt		Campagne		
			R ²	sign R ²	sign R ²	sign R ²	Sign R ²	Sign R ²	sign R ²	sign R ²	sign R ²	sign R ²	sign R ²								
HM12	<i>Totaal</i>	<i>aan/afwezigheid</i>	0.24	*** 0.19	ns		*** 0.05		ns		ns		NVT		ns		NVT				
		<i>densiteit</i>	0.29	*** 0.23	ns		*** 0.06		ns		ns		NVT		ns		NVT				
	<i>totaal zonder mesohalien</i>	<i>aan/afwezigheid</i>	0.19	*** 0.13	ns		*** 0.06		ns		ns		NVT		ns		NVT				
		<i>densiteit</i>	0.23	*** 0.15	ns		*** 0.08		ns		ns		NVT		ns		NVT				
	<i>Mesohalien</i>	<i>aan/afwezigheid</i>	ns	NVT	ns		Ns		NVT		ns		NVT		ns		NVT		ns		NVT
		<i>densiteit</i>	ns	NVT	ns		Ns		NVT		ns		NVT		ns		NVT		ns		NVT
	<i>Oligohalien</i>	<i>aan/afwezigheid</i>	0.09	NVT	ns		** 0.09		ns		ns		NVT		ns		NVT		ns		NVT
		<i>densiteit</i>	0.07	NVT	*	0.07	Ns		ns		ns		NVT		ns		NVT		ns		NVT
<i>zoet lang</i>	<i>aan/afwezigheid</i>	0.25	NVT	ns		.	0.06	NVT		*	0.09	NVT		ns		NVT		ns		NVT	
	<i>densiteit</i>	0.3	NVT	ns		.	0.06	NVT		.	0.09	NVT		ns		NVT		ns		NVT	
<i>zoet kort</i>	<i>aan/afwezigheid</i>	ns	NVT	ns		Ns		NVT		ns		NVT		ns		NVT		ns		NVT	
	<i>densiteit</i>	ns	NVT	ns		Ns		NVT		ns		NVT		ns		NVT		ns		NVT	
HM12 & LD13	<i>Totaal</i>	<i>aan/afwezigheid</i>	0.24	*** 0.17	NVT		*** 0.08		ns		NVT		ns		ns		ns		ns		
		<i>densiteit</i>	0.3	*** 0.21	NVT		*** 0.1		ns		NVT		ns		ns		ns		ns		
	<i>totaal zonder mesohalien</i>	<i>aan/afwezigheid</i>	0.23	*** 0.12	NVT		*** 0.11		ns		NVT		ns		ns		ns		ns		ns
		<i>densiteit</i>	0.3	*** 0.15	NVT		*** 0.16		ns		NVT		ns		ns		ns		ns		ns
	<i>Mesohalien</i>	<i>aan/afwezigheid</i>	0.08	NVT	NVT		NVT		*** 0.08		NVT		ns		ns		ns		ns		ns
		<i>densiteit</i>	0.11	NVT	NVT		NVT		*** 0.11		NVT		ns		ns		ns		ns		ns
	<i>Oligohalien</i>	<i>aan/afwezigheid</i>	0.22	NVT	NVT		*** 0.22		ns		NVT		ns		ns		ns		ns		ns
		<i>densiteit</i>	0.28	NVT	NVT		*** 0.28		ns		NVT		ns		ns		ns		ns		ns
<i>zoet lang</i>	<i>aan/afwezigheid</i>	0.14	NVT	NVT		Ns		ns		NVT		NVT		ns		NVT		ns		*** 0.14	
	<i>densiteit</i>	0.21	NVT	NVT		Ns		ns		NVT		NVT		ns		NVT		ns		*** 0.21	
<i>zoet kort</i>	<i>aan/afwezigheid</i>	0.07	NVT	NVT		Ns		NVT		NVT		NVT		ns		NVT		ns		. 0.07	
	<i>densiteit</i>	0.09	NVT	NVT		Ns		NVT		NVT		NVT		ns		NVT		ns		* 0.09	
% van de variabele significant & gemid. R²				100% 0.17		8% 0.07		59% 0.11		13% 0.1		17% 0.09		0%		0%		33% 0.13			

De totale verklaarde variatie in benthossoortensamenstelling wanneer alle saliniteitszones in rekening worden gebracht is met de huidige gebruikte abiotische en ruimtelijke variabelen ongeveer 30%. Binnen de bestudeerde gebieden, heerst dus nog een grote mate van onvoorspelbaarheid in benthosamenstelling binnen een bepaalde site. Dit suggereert dat de gemeenschappen relatief onstabiel zijn en dat soorten gevoelig zijn voor extinctie en herkolonisatie binnen bepaalde sites. Daarnaast kan niet uitgesloten worden dat de verklaarde variatie kan verhoogd worden door het toevoegen van extra verklarende variabelen.

De belangrijkste verklarende factor is de *saliniteitszone*. Saliniteitszone is in 100% van de analyses waarin meegenomen significant (zie onderaan Tabel 3-4) en kan gemiddeld 17% van de variatie in soortensamenstelling verklaren.

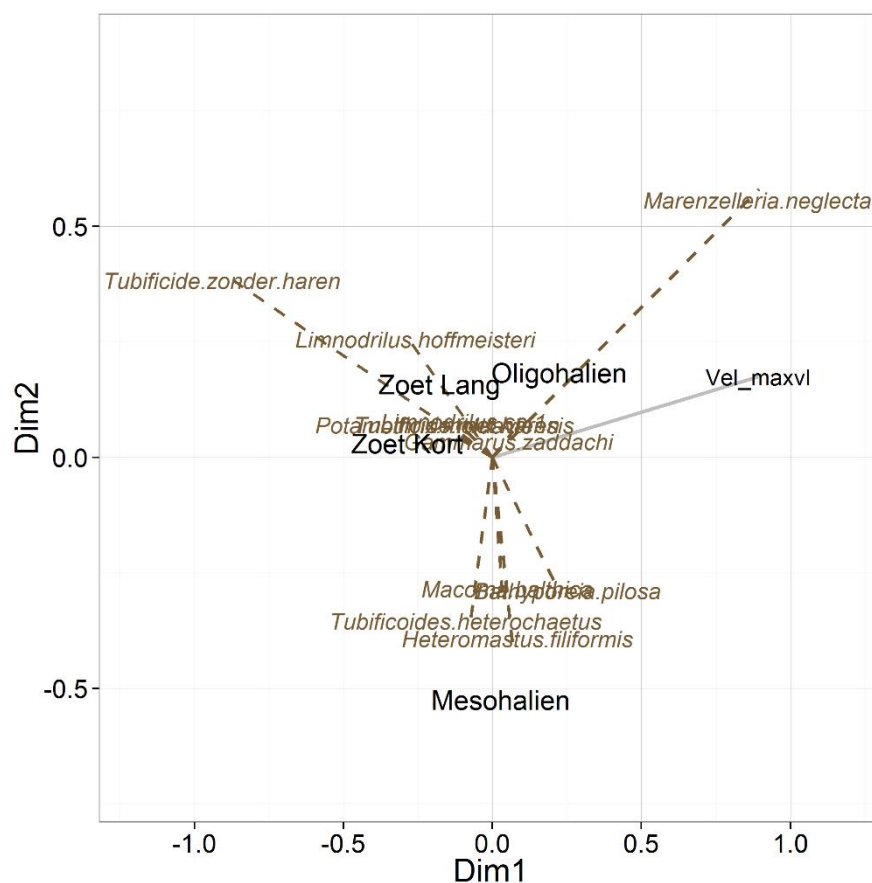
Saliniteitszone bepaalt het grootste deel van de benthossoortensamenstelling

Naast de saliniteitszone is de vaakst verklarende variabele de *maximale stroomsnelheid bij vloed* (Vel_maxvl). Deze variabele is in 59% van de analyses waarin meegenomen significant. Ze verklaart gemiddeld 11% van de variatie in soortensamenstelling tussen staalnamepunten. Figuur 3-21 toont dat op basis van saliniteitszone en maximale Vel_maxvl een onderscheid tussen oligohalien enerzijds en zoet lang en zoet kort anderzijds wordt gemaakt langsheen de eerste dimensie en tussen mesohalien en de andere saliniteitszones langsheen de tweede dimensie. Bovendien is de soortensamenstelling vooral in het oligohalien en slechts in een beperkt aantal stalen uit andere saliniteitszones geassocieerd met hoge stroomsnelheden (Figuur 3-21, Figuur 3-23).

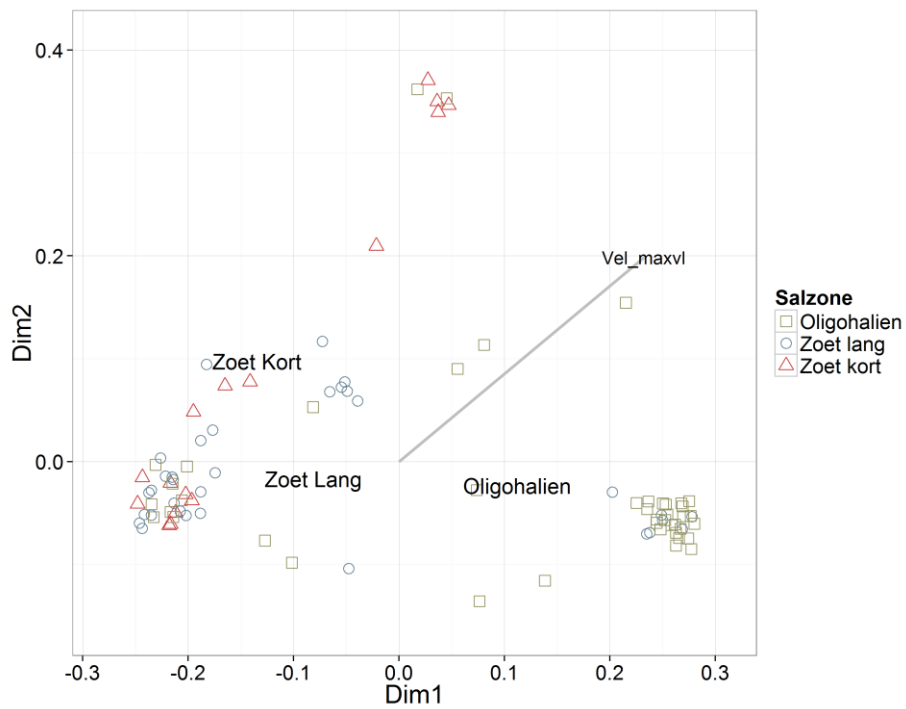


Figuur 3-21 RDA op densiteiten van benthos in HM12 en LD13: afstand tussen staalname locaties tonen onderlinge verschillen alsook de relatie met significante variabelen saliniteitszone en vel_maxvl

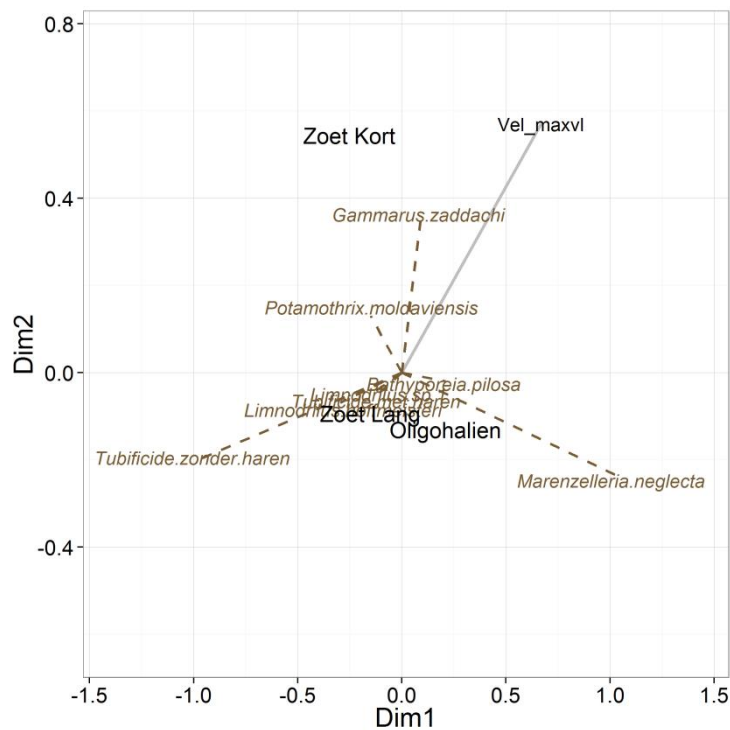
Figuur 3-22 toont dat de soorten *Bathyporeia pilosa*, *Macoma balthica*, *Tubificoides heterochaetus* en *Heteromastus filiformis* voornamelijk geassocieerd zijn met de mesohaliene zone, terwijl *Marenzelleria neglecta* eerder geassocieerd is met het oligohalien. *Limnodrilus hoffmeisteri* en niet nader te determineren Tubificiden zonder haren (waaronder naar alle waarschijnlijkheid een grote meerderheid aan jonge, niet nader te identificeren *L. hoffmeisteri*) zijn dan weer het nauwst geassocieerd met de zoete zone met lange verblijftijd. Bovendien vertonen enkel *Marenzelleria neglecta* (Figuur 3-22) en *Gammarus zaddachi* (Figuur 3-24) een relatief sterke positieve associatie met de stroomsnelheid.



Figuur 3-22 RDA op densiteiten van benthos in HM12 en LD13: benthossoorten in relatie met significante variabelen saliniteitszone en maximale vloedsnelheid (Vel_maxvl; hoe groter de hoek, hoe groter de verschillen)



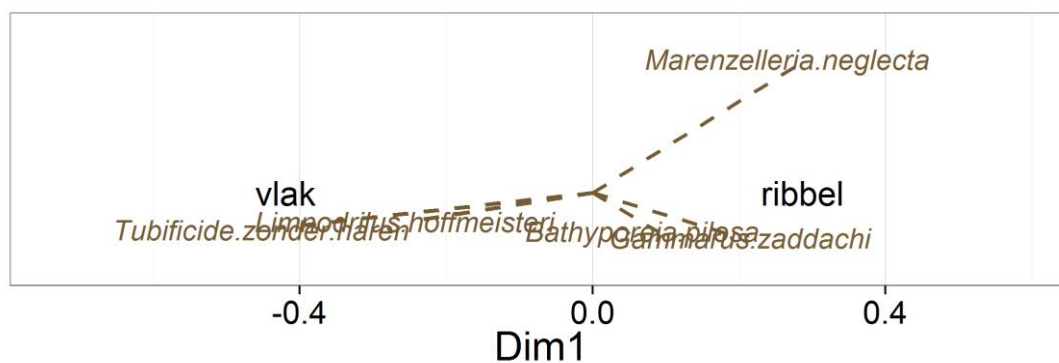
Figuur 3-23 RDA op densiteiten van benthos in HM12 en LD13, zonder het mesohalien: afstand tussen staalnamelocaties tonen onderlinge verschillen alsook de relatie met significante variabelen saliniteitszone en maximale vloedsnheid (Vel_maxvl)



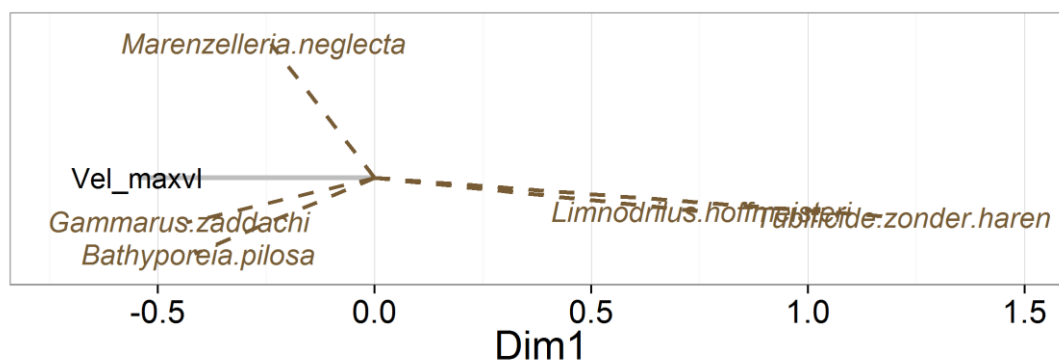
Figuur 3-24 RDA op densiteiten van benthos in HM12 en LD13, zonder het mesohalien: benthossoorten in relatie met significante variabelen saliniteitszone en Vel_maxvl (hoe groter de hoek, hoe grotere de verschillen)

Naast zijn belangrijk aandeel in de verklaarde variatie over het geheel van de verschillende saliniteitszones, lijkt de maximale stroomsnelheid bij vloed vooral in het oligohalien gebied van belang te zijn (10-30%). Ook het effect van bodemvorm in het oligohalien zou in feite een effect van stroomsnelheid kunnen zijn. De soorten die in het oligohalien in HM12 een positieve associatie vertonen met ribbels/duinen in de bodemmorfologie (*Bathyporeia pilosa*, *Marenzelleria neglecta* en *Gammarus zaddachi*; Figuur 3-25 A) zijn inderdaad ook positief geassocieerd met de stroomsnelheid (Figuur 3-25 B). Opvallend is dat waterdiepte binnen deze multivariate analyses nergens een significante proportie van de variatie in de benthossamenstelling verklaart. Ook vloeddominantie (Dom_max_vleb_log) en sedimentsamenstelling (Mediaan_log, Slibgehalte) verklaren in deze analyses slechts in zeer beperkte mate de soortensamenstelling in de bestudeerde gebieden. Het significant effect van Campagne vooral in zoet lang (15-20% van de variatie) is voor een deel te verklaren door de associatie van Tubificiden zonder haren met LD13 en *Marenzelleria neglecta* en *Limnodrilus hoffmeisteri* met HM12. Aangezien 'Tubificiden zonder haren' naar alle waarschijnlijkheid grotendeels uit jonge *Limnodrilus hoffmeisteri* bestaat, wordt dit campagne-effect echter zo goed als zeker overschat en is het wellicht eerder een artefact.

A



B



Figuur 3-25 Associatie van soorten in het oligohalien in HM12 met A) bodemvorm en B) stroomsnelheid

3.2.5 Univariate analyse van macrobenthosdensiteit en -aanwezigheid

In dit onderdeel worden univariate regressieanalyses (veralgemeende lineaire modellen) gehanteerd om aan- en afwezigheid (logistische regressie) en/of abundantie van iedere soort (Poissonregressie) of van alle soorten samen (negatief binomiale regressie) uit de HM12- campagne in verband te brengen met sturende omgevingsvariabelen. Hiermee wordt nagegaan welk belang de verschillende omgevingskenmerken hebben om de patronen in de benthische faunacomponenten te verklaren.

3.2.5.1 Multiple regressies

De densiteit wordt gemodelleerd als aantallen per staalname-oppervlakte met een Poissonverdeling (veralgemeend lineair model). Enkel voor de totale densiteit werd een negatief binomiale verdeling gebruikt.

Voor de aan/afwezigheid is een binomiale verdeling gebruikt. Voor deze analyses zijn de bodemvorm ribbel en duin samengevoegd (Bodemvorm2) met twee overblijvende klassen (vlak en ribbel/duin).

De regressiemodellen voor densiteiten leveren doorgaans een betere fit en ook een betekenisvoller model op. De selectie van afhankelijke variabelen voor de verschillende combinaties van saliniteitszones is toegelicht in 3.2.3. De kenmerkende soorten waar een model voor werd opgesteld zijn gekozen op basis van hun dominantie en hun rol in de resultaten van de multivariate analyses (Tabel 3-5).

Tabel 3-5. Samenvattende tabel verklaring aan-/afwezigheid en densiteiten van macrobenthos voor HM12 - multiple regressiemodellen. Belang variabele: fractie van de getoonde soorten waarvoor een variabele minstens in 1 model significant bijdraagt; dev/df.res: verhouding van deviance over residuele vrijheidsgraden, als maat voor modelfit en overdispersie (moet 1 benaderen). ***: p = 0-0.001; **: p = 0.001-0.01; *: p = 0.01-0.05; . = p = 0.05-0.1; ns = niet significant, p > 0.1; NVT: niet van toepassing, variabele niet opgenomen in maximaal model. +/-: aard van significante relatie (stijgend/ dalend). Zie 3.2.3 voor de verklaring van de afkortingen

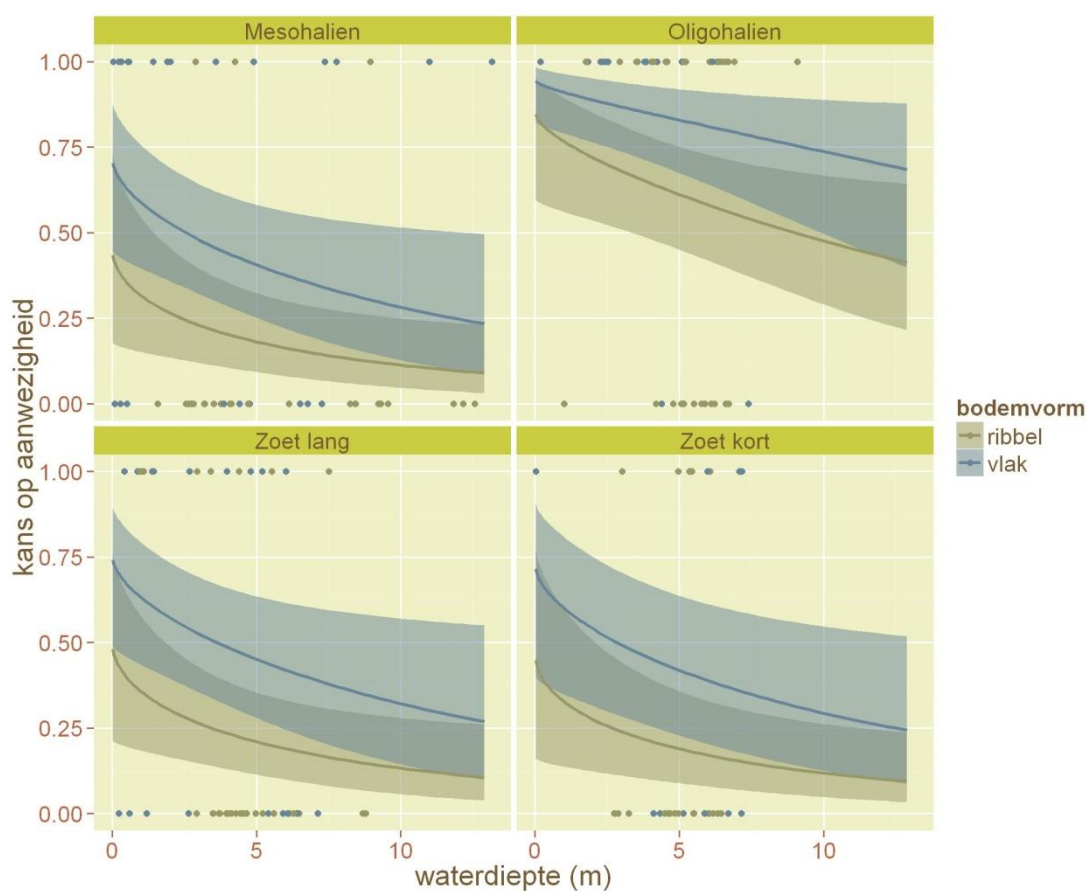
Taxon	Type	Modelgebied	dev/ df.res	Sal- zone	Bodem- vorm2	Vel_max vl	Dom_max _vleb_log	Media n_log	Water- diepte _sqrt
Alle soorten	aan/ afwezig	totaal	1.19	***	**	ns	ns	ns	* / -
	Densiteit		0.89	***	Ns	*** / -	** / +	ns	* / -
Bathyporeia pilosa	aan/ afwezig	MH + OH	0.49	ns	Ns	** / +	** / -	ns	** / -
	Densiteit	MH + OH	0.72	ns	**	*** / +	*** / -	ns	*** / -
Gammarus zaddachi	aan/ afwezig	OH + ZL + ZK	0.40	**	Ns	ns	ns	ns	ns
	Densiteit	OH + ZL + ZK	0.36	***	Ns	ns	NVT	* / -	ns
Heteromastus filiformis	aan/ afwezig	MH	0.66	NVT	***	ns	ns	ns	ns
	Densiteit	MH v1	0.96	NVT	Ns	*** / -	NVT	ns	NVT
		MH v2	1.02	NVT	Ns	NVT	NVT	ns	** / -
Limnodrilus hoffmeisteri	aan/ afwezig	OH + ZL + ZK	0.52	ns	Ns	*** / -	* / +	* / -	ns
	Densiteit	OH + ZL + ZK	1.23	ns	Ns	*** / -	** / +	*** / -	* / -
Macoma balthica	aan/ afwezig	MH v1	NVT	NVT	Ns	.	NVT	ns	NVT
		MH v2	NVT	NVT	Ns	NVT	NVT	ns	ns
	Densiteit	MH v1	NVT	NVT	Ns	ns	NVT	ns	NVT
		MH v2	NVT	NVT	Ns	NVT	NVT	ns	ns
Marenzelleria neglecta	aan/ afwezig	MH + OH + ZL	0.88	***	Ns	ns	ns	ns	ns
	Densiteit	MH + OH + ZL	1.07	***	Ns	*** / -	*** / +	ns	ns
Potamothenix moldaviensis	aan/ afwezig	ZL + ZK	0.52	ns	Ns	ns	ns	ns	* / -
	Densiteit	ZL + ZK	1.13	ns	.	*** / -	*** / +	ns	ns
Belang variabele	aan/ afwezig			2/5	1/7	3/7	2/6	1/7	2/7
	Densiteit			2/5	2/7	5/7	4/4	2/7	3/7

3.2.5.1.1 Totale aan/afwezigheid macrobenthos

De aan- of afwezigheid van het macrobenthos (in zijn geheel) op een bepaalde locatie in het zacht substraat is sterk afhankelijk van de saliniteitszone, de morfologie van het zacht substraat (vlak of met ribbel/duin) en in mindere mate de waterdiepte.

In Figuur 3-26 is de kans op aanwezigheid van macrobenthos te zien. Deze kans is hoger in het oligohaliene deel (rond Notelaer en Ballooi) dan in het mesohalien of de zoete gebieden.

In vlakke gebieden is de kans groter om benthos aan te treffen dan in subtidale ribbel/duingebieden. Daarnaast is duidelijk de negatieve relatie zichtbaar met de waterdiepte. Hoe dieper, hoe lager de kans op aanwezigheid van enig macrobenthos.

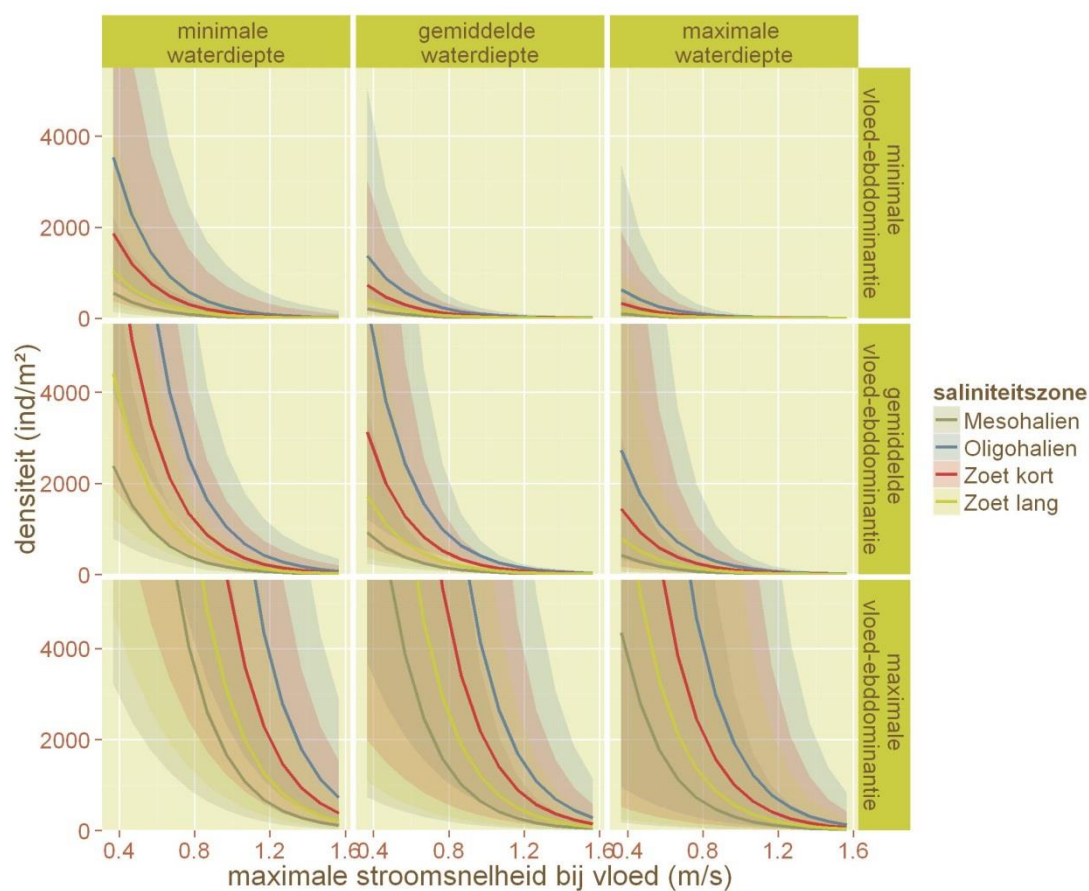


Figuur 3-26 Voorspelde kans op aanwezigheid van macrobenthos in de Zeeschelde per bodemvorm en saliniteitszone in functie van de waterdiepte (punten: waargenomen, lijnen: modelvoorspellingen met confidentie-interval)

3.2.5.1.2 Totale densiteit macrobenthos

De totale densiteit van macrobenthos is, zoals de kans op aanwezigheid, sterk afhankelijk van de locatie in de saliniteitsgradiënt. Deze totale densiteiten worden echter minder bepaald door de bodemvorm maar wel door maximale vloedsnelheden, de verhouding tussen vloed- en ebstroomsnelheid en de waterdiepte. De macrobenthosdensiteit neemt af met toenemende vloed stroomsnelheid en waterdiepte en is vaak hoger in meer vloed-gedomineerde gebieden.

Figuur 3-27 illustreert de respons van de totale densiteit tot de maximale vloed stroomsnelheden voor de categorieën van saliniteitszone alsook de veranderingen in verhouding bij verschillende waterdiepteklassen en vloed-dominantieclassen.



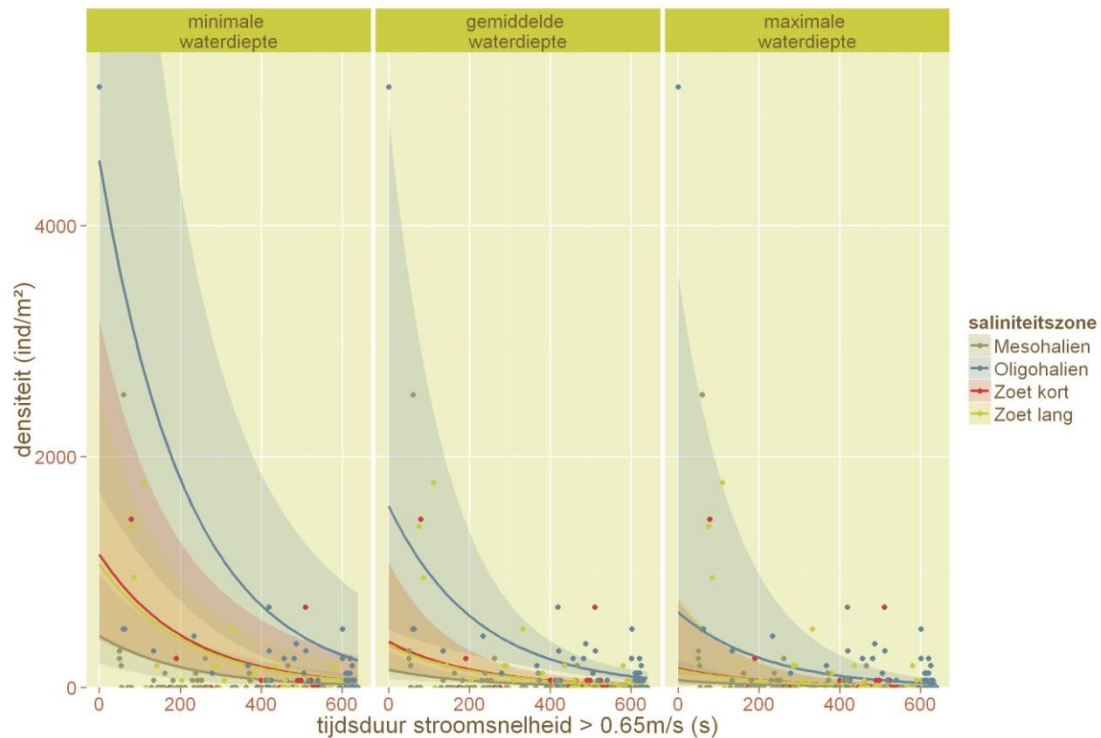
Figuur 3-27 Voorspelde densiteiten van macrobenthos in functie van de significante variabelen – basismodel totale densiteit (lijn = gemiddelde gemodelleerde totale densiteit, band = betrouwbaarheidsinterval).

Ysebaert et al. (2009) kenden rond Walsoorden in de Westerschelde een belangrijkere rol toe aan de tijdsduur waarin een stroomsnelheid van 65cm/s overschreden wordt om totale macrobenthosdensiteit te verklaren. Om een vergelijkbare aanpak te testen, kan een alternatief model opgesteld worden voor de totale macrobenthische densiteit (Tabel 3-6). Gezien de collineariteit met de maximale stroomsnelheid bij vloed, wordt die laatste dan wel uit het maximale model geschrapt.

Tabel 3-6. Vergelijking modellen totale macrobenthische densiteit HM12. Basis: het afgeleide model zoals hoger beschreven; Alternatief: alternatief model zonder maximale stroomsnelheid bij vloed (Vel_maxvl) maar met lengte van de tijdsperiode waarin de stroomsnelheid van 65cm/s wordt overschreden (Vel_int65); dev/df.res: verhouding van deviance over residuele vrijheidsgraden, als maat voor modelfit en overdispersie (moet 1 benaderen). ***: p = 0-0.001; **: p = 0.001-0.01; *: p = 0.01-0.05; . = p = 0.05-0.1; ns = niet significant, p > 0.1; NVT: niet van toepassing, variabele niet opgenomen in maximaal model. +/-: teken van significante relatie voor continue onafhankelijke variabelen. Zie 3.2.3 voor verklaring van de afkortingen.

model	dev/ df.res	Salzone	Bodem- vorm2	Vel_max vl	Dom_max_ vleb	Mediaan_ log	Waterdiepte_ sqrt	Vel_ int65
Basis	0.89	***	ns	*** / -	** / +	ns	* / -	NVT
Alternatief	0.89	***	ns	NVT	Ns	ns	* / -	***

Reductie van het maximale model leidt finaal tot een model met 1 variabele minder (Dom_max_vleb; maximale vloed/eb dominantie): enkel saliniteitszone, waterdiepte en tijdsduur van hoge stroomsnelheid blijken significant. Densiteit zijn het hoogst bij geringe waterdiepte, een lage tijdsduur met hoge stroomsnelheid en in het oligohalien gebied.



Figuur 3-28 Voorspelde densiteiten van macrobenthos in functie van de significante variabelen – alternatief model totale densiteit

Zoals samengevat in Tabel 3-5, dienen **stroomsnelheid** (als Vel_max_vl - 5/7) en de **maximale vloed/eb-dominantie** (4/6), gevolgd door **waterdiepte** (4/7) zich aan als de meest significante verklarende variabelen. In combinatie met het feit dat waterdiepte in de multivariata analyses nooit als significant werd aangeduid, zijn de twee eerste variabelen misschien wel het relevantst.

De modellen per soorten stroken doorgaans goed met de positie van elke soort in de multivariate analyses. Enkel het negatieve verband van de stroomsnelheid met de densiteit van *Marenzelleria neglecta* lijkt strijdig met de multivariate patronen, waar deze soort geassocieerd is met hoge

stroomsnelheden. Waarschijnlijk wordt ze relatief gezien (= in verhouding tot andere soorten) belangrijker met stijgende stroomsnelheid, maar gaat de densiteit in absolute termen toch achteruit.

3.2.5.1.3 Soorten

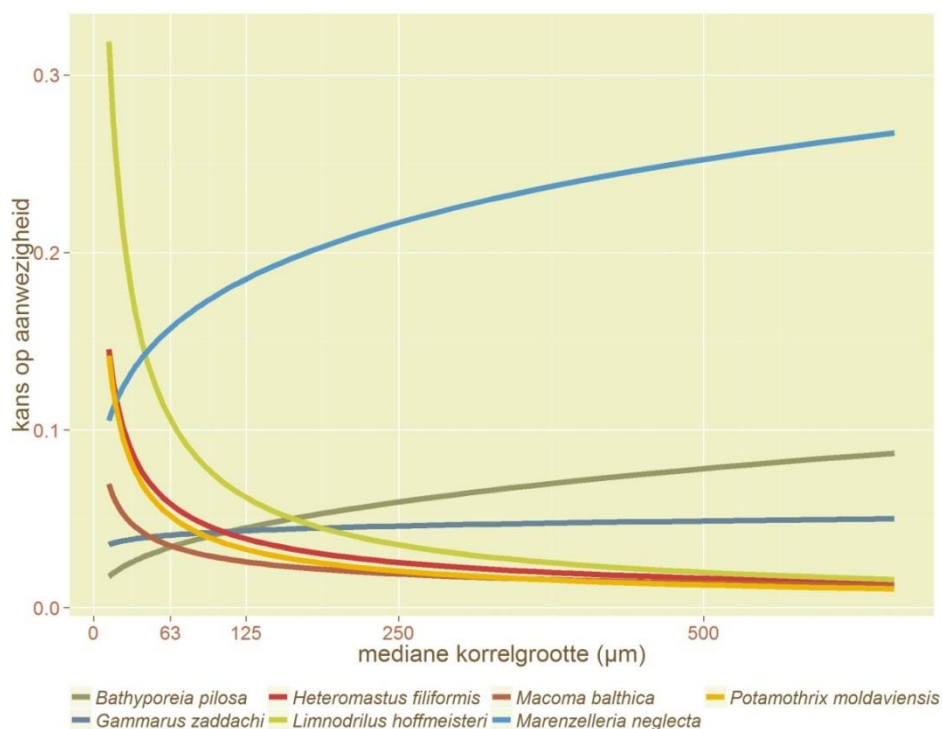
Tabel 3-5 laat zien dat vooral de maximale stroomsnelheid bij vloed, de vloed/ed-dominantie en de waterdiepte over de soorten heen vaak terugkeren als significante variabelen. Waterdiepte lijkt toch net iets minder variatie te verklaren dan de variabelen die directer gerelateerd zijn met dynamiek (stroomsnelheid). Dit blijkt ook uit de multivariate analyses, waar waterdiepte nergens significant is.

3.2.5.2 Enkelvoudige regressies

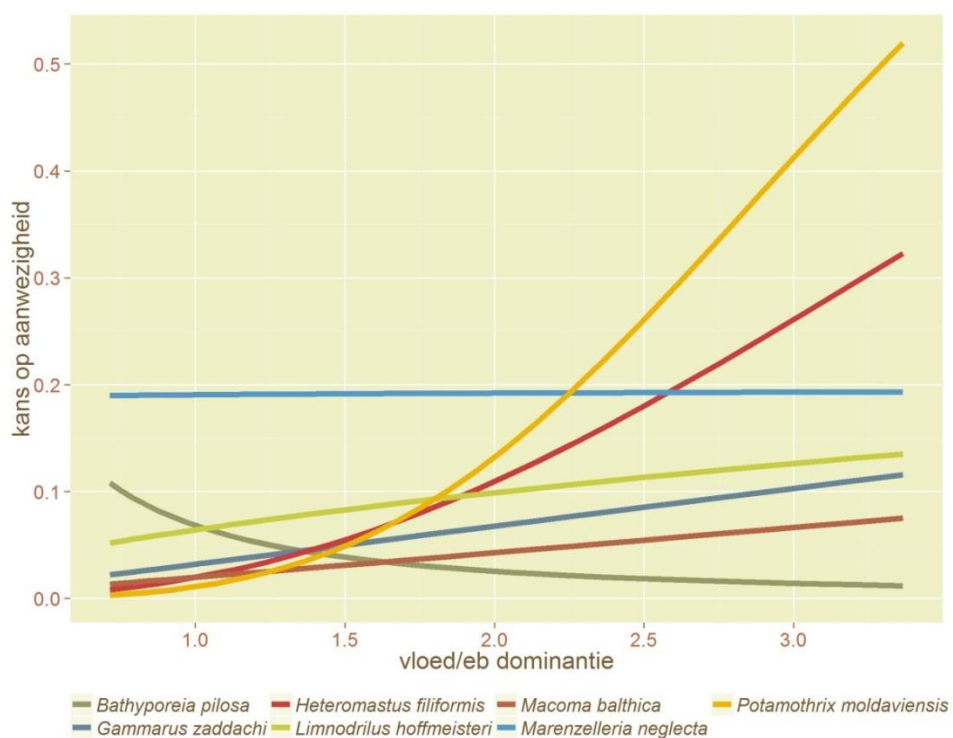
Ter illustratie wordt als respons de (1) aan/afwezigheid en (2) densiteit van de dominante soorten gemodelleerd in functie van telkens één van de continue onafhankelijke variabelen uit het maximale model afzonderlijk. Hieronder beschouwen we de voorspelde verbanden. Belangrijk aandachtspunten is echter dat de variabele niet altijd significant is voor de getoonde soorten, maar dat staat telkens in het bijschrift van de figuren vermeld.

3.2.5.2.1 Aan/afwezigheid

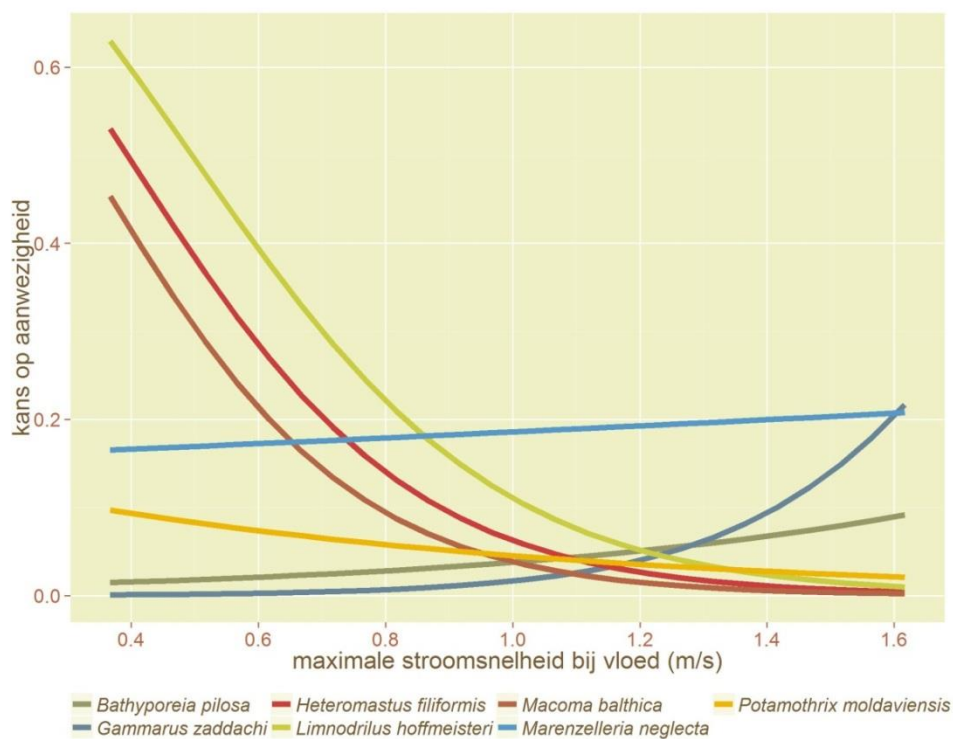
Ysebaert et al. (2002) stelden logistische responscurves op voor zoute en brakke soorten uit de Westerschelde en het brakke gedeelte van de Zeeschelde. Het onderstaande kan gezien worden als de continuering van hun bevindingen in de stroomopwaartse, zoetere richting van het estuarium.



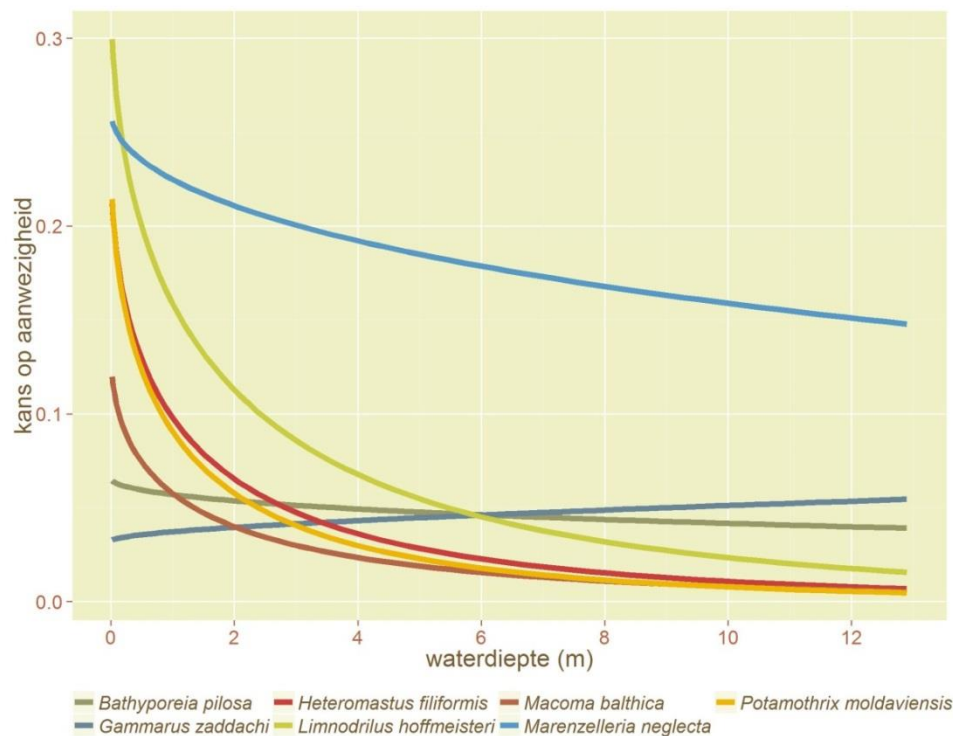
Figuur 3-29 Voorspelde kans op aanwezigheid van macrobenthos in functie van de mediane korrelgrootte. De variabele is enkel voor *Limnodrilus hoffmeisteri* significant in het multiple regressiemodel (zie hoger).



Figuur 3-30 Voorspelde kans op aanwezigheid van macrobenthos in functie van de vloed/eb dominantie. De variabele is enkel voor *Bathyporeia pilosa* en *Limnodrilus hoffmeisteri* significant in het multiple regressiemodel (zie hoger).



Figuur 3-31 Voorspelde kans op aanwezigheid van macrobenthos in functie van de maximale stroomsnelheid bij vloed. De variabele is enkel voor *Bathyporeia pilosa* en *Limnodrilus hoffmeisteri* significant in het multiple regressiemodel (zie hoger).

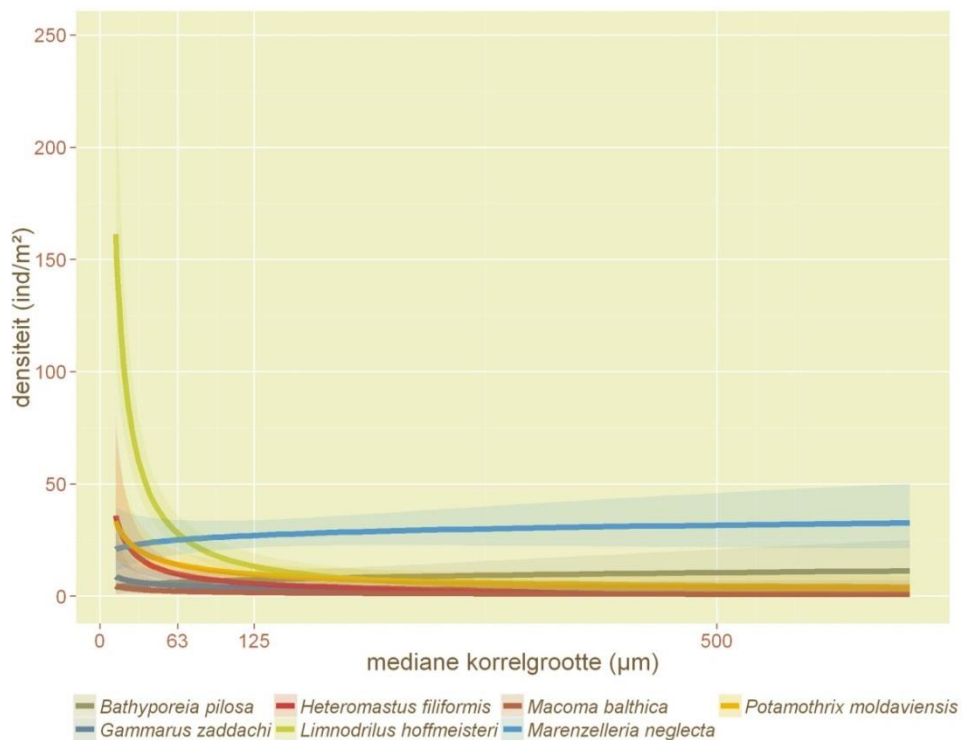


Figuur 3-32 Voorspelde kans op aanwezigheid van macrobenthos in functie van de waterdiepte. De variabele is enkel voor *Bathyporeia pilosa* en *Potamothrix moldaviensis* significant in het multiple regressiemodel (zie hoger).

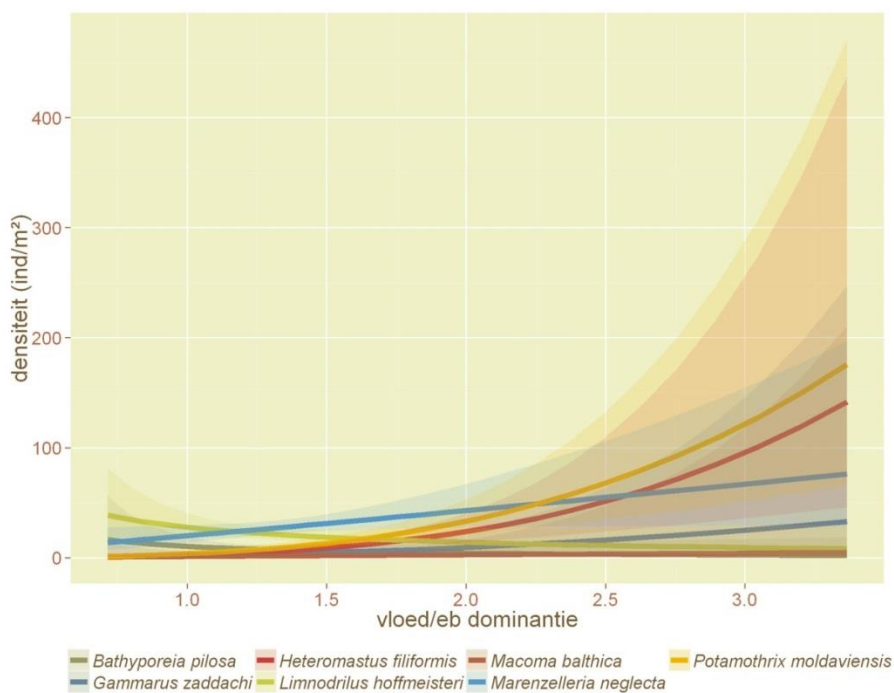
Vergelijken we de responscurves met deze van Ysebaert et al. (2002), dan valt op dat geen enkele soort voor geen enkele onafhankelijke variabele een respons met optimum (top) vertoont. Optimum responsen worden gemodelleerd door een kwadratische term in de modellen in te bouwen indien dergelijk verband zichtbaar lijkt in verkennende correlatiegrafieken. Dit was echter niet het geval, dus vertonen alle responsen een continu (stijgend of dalend) verband. De ecologische interpretatie hiervan is dat het optimum van de onderzochte soorten wellicht buiten het bereik valt van de beschikbare variatie van elke onafhankelijke variabele in de Zeeschelde. Een soort met bijvoorbeeld een schijnbaar exponentieel hoge voorspelde kans op aanwezigheid (of densiteit, zie verder) in het ondiep water zou een optimum kunnen bereiken in het intertidaal gebied. Een soort met bijvoorbeeld een schijnbaar exponentieel hoge voorspelde kans op aanwezigheid (of densiteit, zie verder) bij lage maximale stroomsnelheid bij vloed bereikt mogelijk een optimum bij stroomsnelheid die lager zijn dan eender waar gemeten in de Zeeschelde.

Slechts een (erg) beperkt aantal soorten komt voor in zowel onze nieuwe logistische predicties als in deze van Ysebaert et al. (2002): *Heteromastus filiformis*, *Macoma balthica* en *Bathyporeia* sp. (hier: *Bathyporeia pilosa*). Voor deze soorten kunnen we gericht vergelijken. Ysebaert et al. (2002) gebruikten echter een enigszins andere set van onafhankelijke variabelen: saliniteit (als continue variabele vs. onze saliniteitszones), diepte, maximale stroomsnelheid bij eb en mediane korrelgrootte. Voor de in beide studies behandelde soorten laten zich over het algemeen vrij vergelijkbare verbanden waarnemen, niet alleen in de vorm van het verband maar ook in de (met een bepaalde waarde van de onafhankelijke variabele corresponderende) aanwezigheidsprobabiliteiten. Tenslotte kan het ontbreken van bepaalde soortoptima (zoals waargenomen in de Westerschelde) inderdaad gelinkt worden aan het voorkomen van een beperktere variatie voor elk van de verklarende variabelen in de Zeeschelde (bv. *Macoma balthica* in relatie met stroomsnelheid bij eb, dan wel vloed).

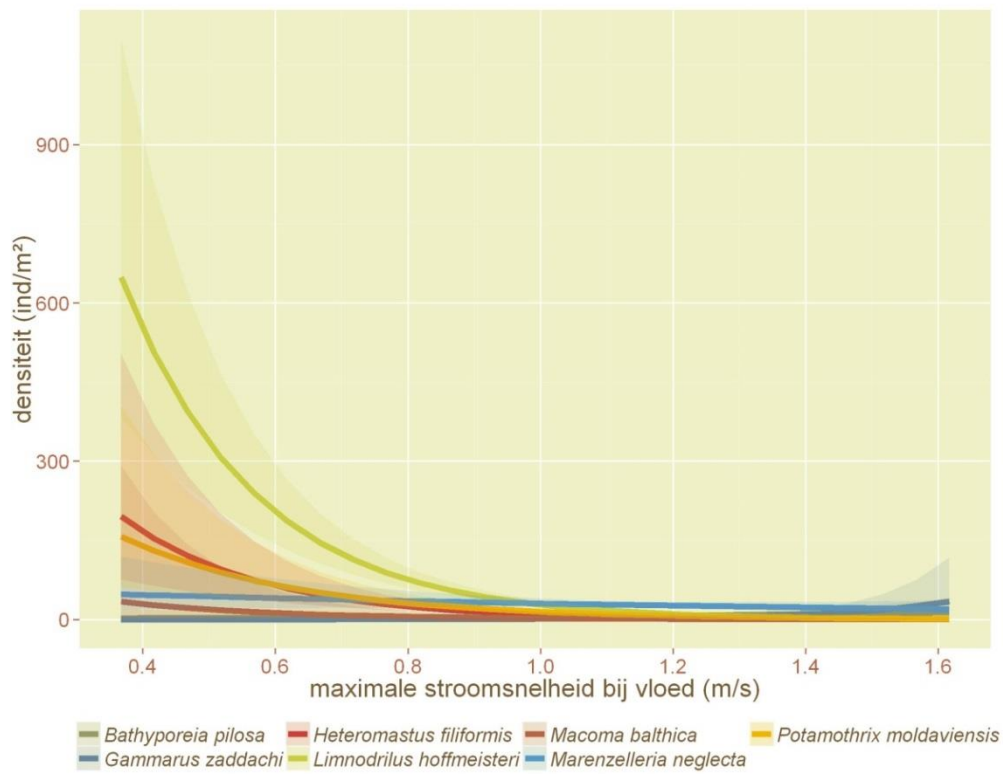
3.2.5.2.2 Densiteit



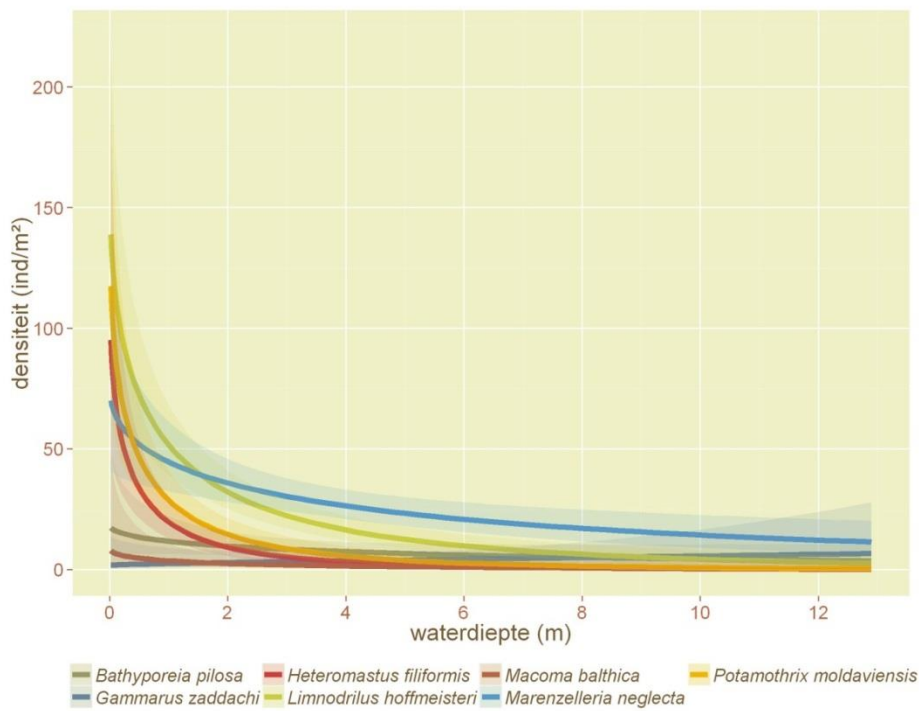
Figuur 3-33 Voorspelde densiteit in functie van de mediane korrelgrootte. De variabele is enkel voor *Gammarus zaddachi* en *Limnodrilus hoffmeisteri* significant in het multiple regressiemodel (zie hoger).



Figuur 3-34 Voorspelde densiteit in functie van de vloed/eb dominantie. De variabele is enkel voor *Bathyporeia pilosa*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Marenzelleria neglecta* en *Potamothenix moldaviensis* significant in het multiple regressiemodel (zie hoger).



Figuur 3-35 Voorspelde densiteit in functie van de maximale stroomsnelheid bij vloed. De variabele is enkel voor *Bathyporeia pilosa*, *Heteromastus filiformis*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Marenzelleria neglecta* en *Potamothenix moldaviensis* significant in het multiple regressiemodel (zie hoger).



Figuur 3-36 Voorspelde densiteit in functie van de waterdiepte. De variabele is enkel voor *Bathyporeia pilosa*, *Heteromastus filiformis* en *Limnodrilus hoffmeisteri* significant in het multiple regressiemodel (zie hoger).

Interpretatie van deze figuren dient te gebeuren in combinatie met de significantie van elke variabele in de modellen, zoals samengevat in Tabel 3-5. Doorgaans uiten significante verbanden zich als responscurves met duidelijke kromming (terzijde: die echter afwezig is in de modellering omdat daar met log-getransformeerde densiteiten wordt gewerkt). Deze curves kunnen indicatief zijn in de zoektocht naar grenswaarden per continue variabele. Deze grenswaarden moeten de continue variabelen opdelen in een beperkt aantal ecologisch relevante klassen. Deze klassen moeten intern zo goed mogelijk homogeen zijn en extern als verschillend van de andere klassen kunnen worden onderscheiden. Finaal moet integratie van de onderscheiden klassen per variabele leiden tot één ecotopentypologie.

4 Ontwikkeling nieuwe ecotopentypologie

Binnen dit hoofdstuk trachten we de analyseresultaten te vertalen in een nieuw soort ecotopenkaart voor de Zeeschelde waarbij gestreefd wordt naar een onderscheid tussen een hoogdynamisch ecotoop met lage densiteiten aan macrobenthos en veel lege stalen en een laagdynamisch ecotoop met hogere macrobenthosdensiteiten en weinig tot geen lege stalen. De reden om naar een tweedeling van ecotopen op basis van hydrodynamische variabelen te streven is om voor de volledige Zeeschelde tot een gevalideerd ecotopenstelsel te komen dat vergelijkbaar is met en aansluitbaar op de Westerschelde ecotopen (Bouma et al. 2005).

4.1 Habitatmapping doorrekening met NeVla -input

4.1.1 Opdeling hoog- en laagdynamische subtidale ecotopen met als basis de Habitatmapping focusgebieden

Voor het ontwikkelen van een nieuwe subtidale ecotopentypologie die hydrodynamische variabelen integreert, en geënt is op het aanwezige macrobenthos kunnen we ons baseren op twee-aan-twee verbanden van de drie belangrijke continue variabelen in het finaal unimodaal model voor macrobenthosdensiteiten (Tabel 3-5, paragraaf 3.2.5.2.2). Daarbij gaan we op zoek naar 2 ecotooptypes op de hydrodynamische gradiënt, enerzijds gekenmerkt door hoge kans op een leeg macrobenthosstaal of lage aantallen macrobenthos per oppervlakte-eenheid en anderzijds een ecotooptype waar hoge totale macrobenthische densiteit wordt waargenomen.

De splitsingstechniek (zie par 2.4.2) in twee zo sterk mogelijk van elkaar verschillende groepen is toegepast op alle onderlinge variabelen op getransformeerde gegevens, waardoor de schaalverdeling op de Y-as niet lineair is (Figuur 4-1, Figuur 4-2 en Figuur 4-3). De rode stippellijn toont steeds de uitkomst van de splitsingstechniek gebaseerd op de HM12 dataset genomen in de focusgebieden (par.2.3.1) verdeeld over de geomorfologische eenheden. In 2013 na koppeling met het pas beschikbaar gekomen numeriek model (Maximova et al. 2013) bleek een ondervertegenwoordiging van ondiepe traagstromende vlakke subtidale zones waarna een aanvullende LD13 staalnamecampagne gebeurde (par 2.3.2). Om de ecotopenklassificatie over de volledige abiotische range te testen, is een tweede splitsing uitgevoerd op beide datasets (oranje lijn).

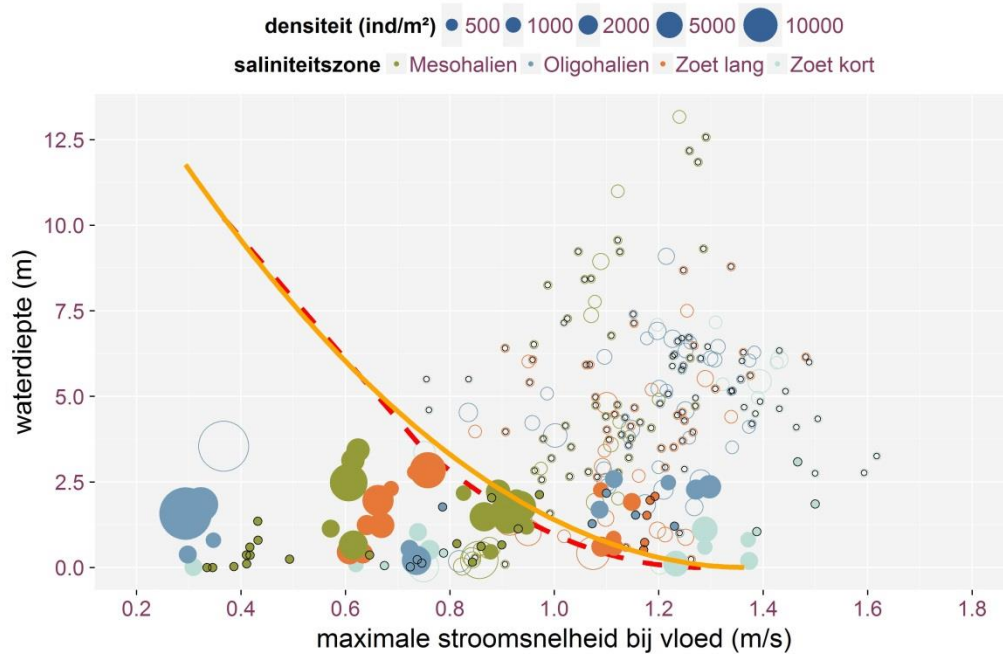
4.1.1.1 Basisclassificatiemodel met waterdiepte, maximale vloedsnelheid en vloeddominantie

Op basis van de meest verklarende variabelen waterdiepte en maximale vloedstroomsnelheid wordt bij de tweedeling een 'laagdynamisch ecotoop' onder de splitsingslijn onderscheiden. Dit ecotoop met geringe waterdiepte en lagere stroomsnelheden is gekenmerkt door hogere densiteiten en een geringere kans op afwezigheid van macrobenthos. Uitzonderingen op deze zijn bijvoorbeeld de LD13 stalen in het ondiep, ebgedomineerd linkeroevergebied stroomopwaarts Doel-kerncentrale waar in de jaren na de verruiming sterke sedimentatie (dikte:26-78cm) plaats vond.

Desondanks is een duidelijk onderscheid te maken op basis van macrobenthosdensiteit en het aantal lege stalen (Tabel 4-1) waarbij zowel waterdiepte als maximale vloedsnelheid een invloed hebben (Figuur 4-1).

Tabel 4-1. Totale macrobenthosdensiteit en aandeel lege stalen bij de tweedeling van de Habmap dataset op basis van HM12LD13-model (HM12+LD13, n=275)

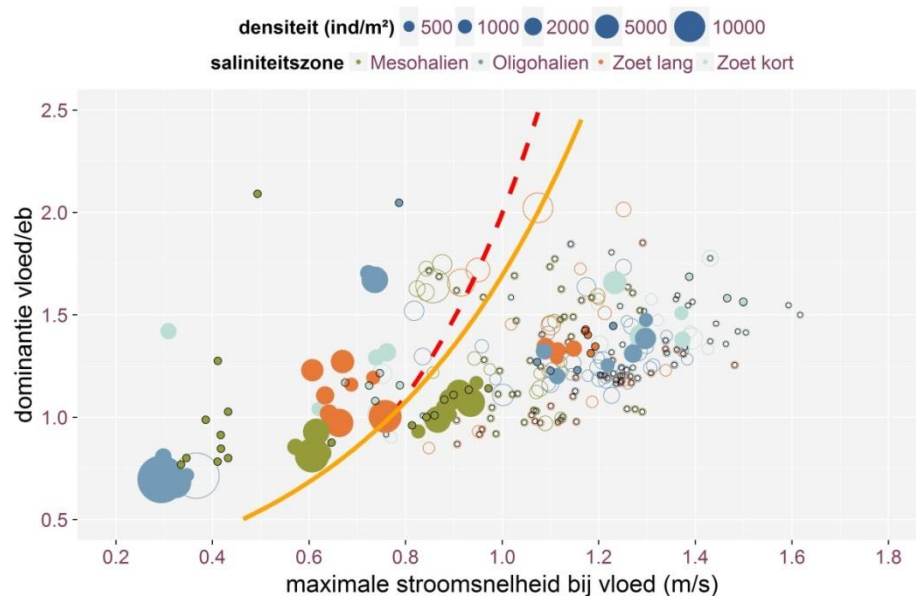
Model/dataset	Subtidaal ecotootype	aantal	gem	se	min	max	% leeg
HM12LD13	laagdynamisch	81	2917	564	0	28923	32
	hoogdynamisch	194	375	51	0	4401	60



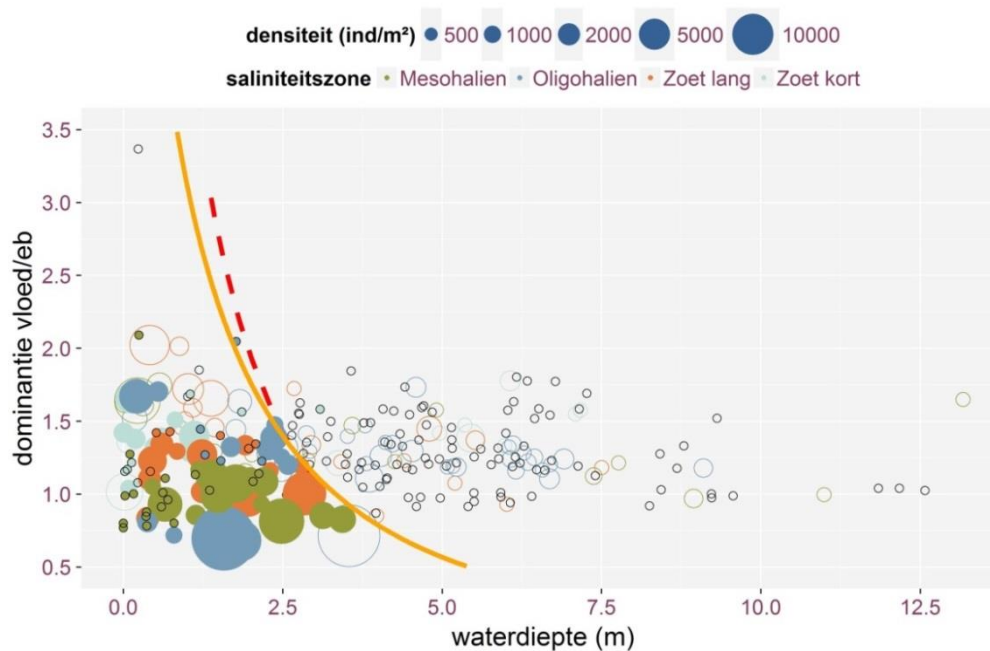
Figuur 4-1 Tweedeling van staalnamelocaties op basis van densiteiten macrobenthos (a) voor HM12 campagne (rodelijn); (b) voor totale HABMAPdataset (HM12 -rode stippellijn en lege cirkels & LD13 -oranje lijn, volle cirkels) - **waterdiepte in functie van maximale stroomsnelheid bij vloed**. Lege stalen zijn gemarkeerd met een zwarte cirkel

De minder verklarende variabele voor totale densiteit met name vloeddominantie (vloed-/ebstroomsnelheid, Tabel 3-5) is te zien dat locaties met een meer uitgesproken vloeddominantie hogere maximale vloedspieken kunnen ondergaan om eenzelfde hoge macrobenthosdensiteit te vertonen (Figuur 4-2).

Bij een tweedeling gebaseerd op vloeddominantie in functie van waterdiepte (Figuur 4-3) is een meer verticale verdeling te zien met hogere macrobenthosdensiteiten en minder lege stalen in de ondiepwatergebieden, rond de 2.5m wat vergelijkbaar is met de huidig ondiep subtidaalgrens. Enkele ebgedomineerde stalen (<1) vertonen hogere macrobenthosdensiteiten bij iets hogere waterdieptes.



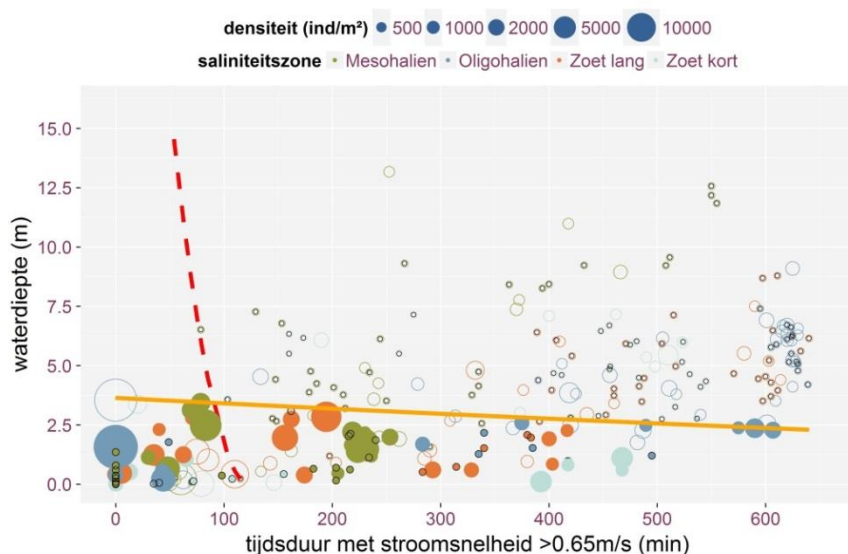
Figuur 4-2 Tweedeling van staalnamelocaties op basis van densiteiten macrobenthos voor HM12 campagne (rode lijn en lege cirkels) & LD13 –campagne samen (oranje lijn, volle cirkels) - vloed/eb-dominantie in functie van maximale stroomsnelheid bij vloed. Lege stalen zijn gemarkeerd met een zwarte cirkel



Figuur 4-3 Tweedeling van staalnamelocaties op basis van densiteiten macrobenthos (a) voor HM12 campagne (rodelijn); (b) voor totale HABMAPdataset (HM12 -rode stippelijijn en lege cirkels & LD13 -oranje lijn, volle cirkels) - vloed/eb-dominantie in functie van waterdiepte. Lege stalen zijn gemarkeerd met een zwarte cirkel

4.1.1.2 Alternatief classificatiemodel met overschrijdingsduur bij stroomsnelheid 0.65 cm/s en waterdiepte

Het alternatief statistisch model zonder maximale stroomsnelheid, maar met de sterk gerelateerde 'tijdsduur van stroomsnelheid boven 65cm/s' telt één continue variabele minder (Tabel 3-6). De twee resterende verklarende variabelen laten zich zo dus samenvatten in een enkele 2D-grafiek (Figuur 4-4). Het laagdynamisch ecotoop scheidt zich hier van het hoogdynamisch subtidaal ecotoop op basis van de tijdsduur waarbij de stroomsnelheidsgrens van 0.65m/s wordt overschreden. Voor de HM12-dataset met vaak zandiger sediment werkt deze tweedeling behoorlijk en ligt het rond de 100 minuten periode (Figuur 4-4, rode stippellijn). Bij toevoeging van de LD13-stalen, vaak met fijnere sedimentgrootte, is de waterdiepte bepalender en vervalt de tijdsduurgrens (Figuur 4-4, orange lijn).



Figuur 4-4 Tweedeling van staalnamelocaties op basis van densiteiten macrobenthos a) voor HM12 campagne (rodelijn); b) voor totale HABMAPdataset (HM12 -rode stippellijn en lege cirkels & LD13 -oranje lijn, volle cirkels)- **waterdiepte in functie van tijdsduur van stroomsnelheid boven 65cm/s**. Lege stalen zijn gemarkeerd met een zwarte cirkel

4.1.2 Validatie habmap-opdeling met Spatial 2008-2013 MONEOS-dataset

Binnen Habitatmapping is voor de initiële modellering van het benthos gefocust op een zo groot mogelijke variatie aan bodemvormen en stroomsnelheden binnen 4 studiegebieden in de Zeeschelde. Op deze gebieden is ook sterk gefocust voor een ruimere validatie van het hydrodynamische model (door het Waterbouwkundig Laboratorium). De vraag blijft dan of de gevonden relaties en tweedeling binnen de focusgebieden ook robuust blijven over de volledige Zeeschelde-gradiënt en over meerdere jaren. Om dit na te gaan is dezelfde methode toegepast op MONEOS Spatial stalen van 2008 tot 2013 (verder afgekort SP0813). Een belangrijke aanname daarbij is dat de berekende hydrodynamiek op de bodem van 2013 nog vergelijkbaar was als deze in 2008 en dat er in deze periode geen duidelijk afwijkende habitats bemonsterd werden die niet voorkomen in de focusgebieden.

Door de vele ingrepen in het estuarium tijdens die periode (Van Ryckegem et al. 2018) zijn zeker lokaal wijzigingen opgetreden in hydrodynamiek en bovendien weten we dat de uitgebreidere SP0813 dataset ook gebieden behelst met harde subtidaal kleibodem, maar dit betreft een minderheid van de stalen zodat deze validatie-oefening valabel blijft. Wel zijn twee outlier-stalen (KD13_21, KD13_30) uit de

dataset verwijderd. Het betreft *Apocorophium lacustre*-gedomineerde stalen (met densiteiten van 913 en 443 per 0.0016m²) genomen in diepe putten in OMES 13 (tussen Rupelmonding en Burcht) waar de rivier zich in de harde Boomse klei heeft ingesneden.

Bij het Habmap-tweedelingsmodel (basis HM12LD13) verschilt het laagdynamisch iets minder sterk van het hoogdynamisch subtidaal ecotoop dan bij het de tweedelingsmodel gebaseerd op de Spatial-dataset (2008-2013) en dit zowel voor densiteiten als percentage lege stalen.

Tabel 4-2 Totale macrobenthosdensiteit en aandeel lege stalen bij de tweedeling van de Spatial 0813 dataset (n=327) op basis van waterdiepte en maximale stroomsnelheid

<i>Model/dataset</i>	<i>Subtidaal ecotooptype</i>	<i># stalen</i>	<i>Gem densiteit</i>	<i>se</i>	<i>min</i>	<i>Max densiteit</i>	<i>% leeg</i>
Habmap (HM12LD13)	Laagdynamisch	59	6192	1748	0	84254	31
	hoogdynamisch	268	3599	624	0	79224	48
Spatial (SP0813)	Laagdynamisch	145	5572	962	0	84254	31
	hoogdynamisch	182	2867	755	0	79224	55

4.2 Opdeling hoog- en laagdynamische subtidaal ecotopen met als basis de volledige Zeescheldegradiënt

4.2.1 Originele habitatmappingmodellering met NeVla -stroomsnelheidinput

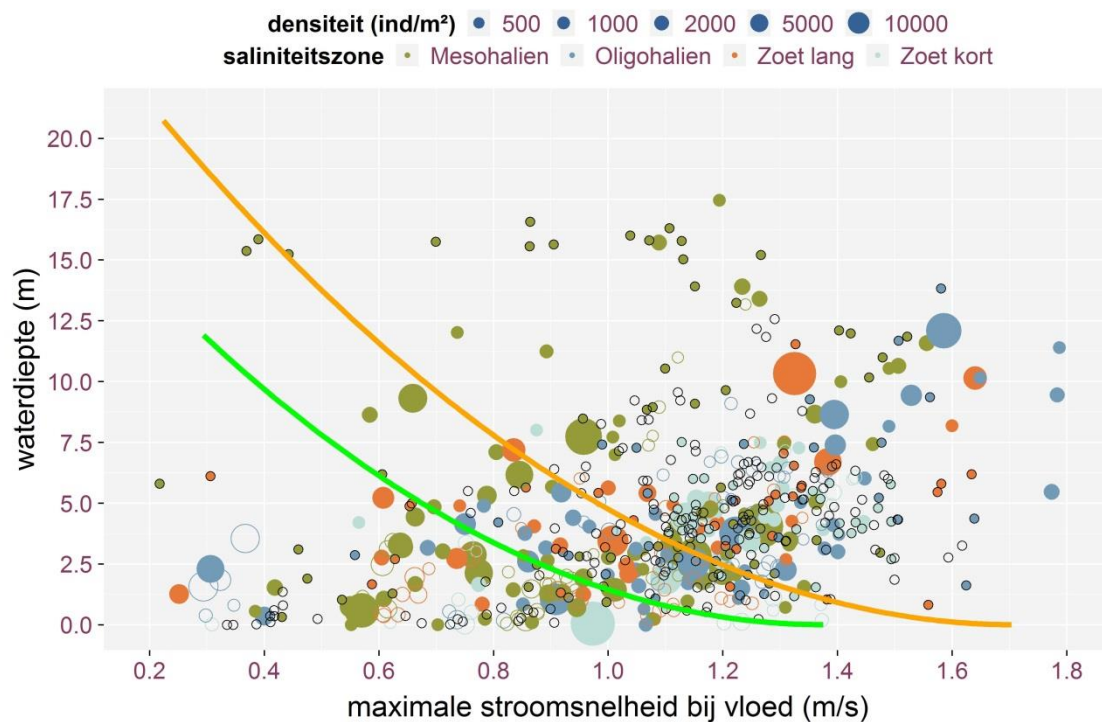
Om tot een effectieve ecotoopafbakening van het hoog- en laagdynamisch subtidaal te komen, wordt het beste Habmap-tweedelingsmodel nog afgetoetst met tweedelingsmodellen op basis van alle macrobenthosdata samen, met name de Habmapdataset 2012-2013 en Spatial 2008-2013 dataset.

Tevens wordt gekeken naar het aandeel aan locaties waar meer hoogdynamische soorten voorkomen (%HD) zoals *Bathyporeia*, *Marenzelleria* en *Gammarus* soorten (*Bathyporeia pilosa*, *B. sp.*, *Marenzelleria viridis*, *M. neglecta*, *M. sp.*, *Gammarus. sp.*, *G. zaddachi*). Dit zijn soorten die uit de multivariate en univariate analyse kwamen als sterk gerelateerd met maximale stroomsnelheid bij vloed (par 3.2).

Verschillende tweedelingsmodellen zijn toegepast op de totale dataset (Figuur 4-5, Bijlage 2). De initiële Habmap-tweedeling (groen) vertoont op basis van gemiddelde totale densiteiten kleinere verschillen tussen laag- en hoogdynamisch habitat dan de tweedeling op basis van het totaal-tweedelingsmodel (oranje). Het weglaten van stalen met hoogdynamische soorten uit de totale dataset vooraleer tweedeling gebeurt, verandert de resultaten niet (Bijlage 2-tabel 1). Wel zijn er verschillen in saliniteitszone (Bijlage 2, tabel 2). Ter wille van de toepasbaarheid voor de volledige Zeeschelde wordt gekozen voor het totaal model dat duidelijk onderscheid maakt in het hoog- en laagdynamisch habitat in alle zones.

Tabel 4-3. Karakteristieken van de laag- en hoogdynamische macrobenthosgemeenschap (n=602) gebaseerd op waterdiepte en maximale vloedstroomsnelheid uit het NeVla model.

<i>Model/dataset</i>	<i>Subtidaal ecotooptype</i>	<i>aantal</i>	<i>gem</i>	<i>se</i>	<i>min</i>	<i>max</i>	<i>% leeg</i>	<i>% HD</i>
Totaal (HM12LD13SP0308)	Laagdynamisch	278	3680	513	0	84254	35	14
	Hoogdynamisch	324	1901	456	0	79224	59	16



Figuur 4-5 Tweedeling van staalnamelocaties op basis van densiteiten macrobenthos uit alle Habmapdata (groene lijn en lege cirkels) en uit de totale dataset (Habmap + Spatial-volle cirkels-; oranje lijn) voor **waterdiepte in functie van maximale stroomsnelheid bij vloed**. Lege stalen zijn gemarkeerd met een zwarte cirkel.

De soortensamenstelling van de macrobenthosgemeenschappen, de frequentie van voorkomen en de gemiddelde densiteiten van soorten in een hoog- (HD) en een laagdynamische (LD) habitat per saliniteitszone wordt weergegeven in Tabel 4-4. Opvallend is dat veel soorten zowel in het laag- als het hoogdynamisch voorkomen maar dat de frequentie en densiteiten wel hoger zijn in het laagdynamisch habitat.

Uitzondering voor densiteiten is o.a. *Polydora*, een soort van meer harde substraten. Hoogdynamische soorten zoals de vlokreeften *Bathyporeia* en *Gammarus* komen meer voor in de hoogdynamische zone maar vertonen er geen hogere densiteiten. Opvallend is ook de occasionele héél hoge densiteiten van o.a. *Apocorophium*. Eén van de mogelijke verklaringen is een lokaal luwer microhabitat in hoogdynamische zones waar deze soorten in zeer hoge aantallen kunnen aangetroffen worden zoals bvb. putten in harde Boomse kleibodem tussen Rupelmonde en Antwerpen.

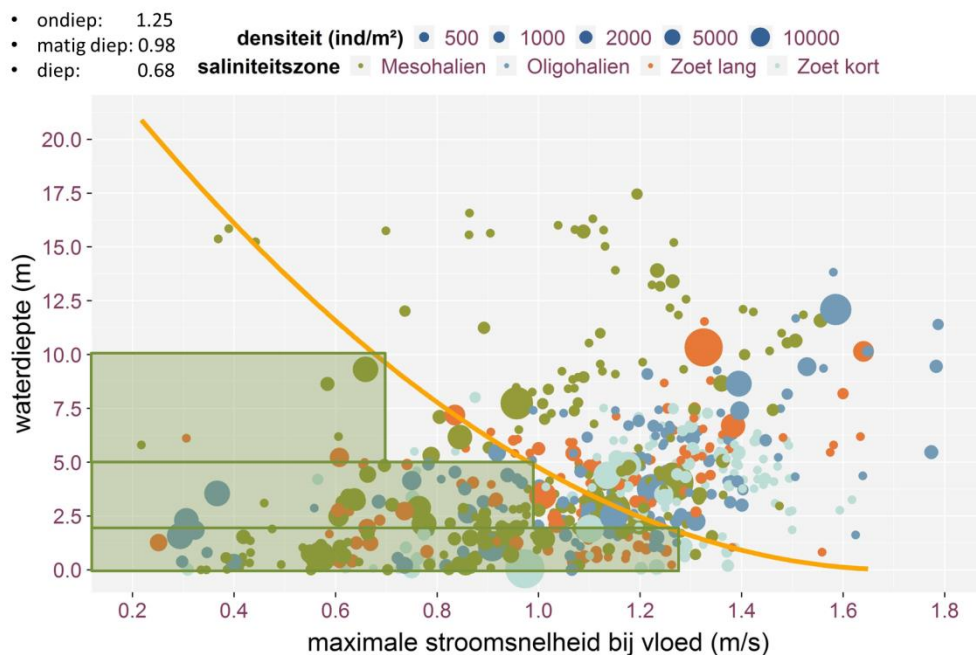
Het feit dat de densiteiten van de niet-gedetermineerde oligochaetengroep (Spatial-stalen), voornamelijk typisch laagdynamische soorten, o.a. in de brakke zone nagenoeg geen verschil vertonen in densiteiten tussen laag- en hoogdynamisch habitat, wijst er wel op dat de tweedeling op basis van het NeVla -stroomsnelheidsinput voor habitatmapping hier te grof en/of te beperkt gevalideerd is (bvb. zones nabij de strekdammen).

Tabel 4-4. Overzicht van kenmerkende macrobenthossoorten (n>3) binnen het laag- (n=278;B=125,Z=153) en hoogdynamische habitat (n=324, B=95,Z=229) afgeleid uit waterdiepte en maximale vloedstroomsnelheid van het NeVla model

NeVla		Frequentie (%)						Densiteiten					
		Zeeschel de		Brak		Zwak brak tot zoet		Zeeschel de		Brak		Zwak brak tot zoet	
Taxon	Soort	LD	HD	LD	HD	LD	HD	LD	HD	LD	HD	LD	HD
Bivalve	<i>Macoma balthica</i>	2	1	4	2			1240	799	1240	799		
	<i>Apocorophium lacustre</i>	5	3	6	1	5	4	8494	7415	13948	955	5172	9311
Amphi- poda	<i>Bathyporeia pilosa</i>	4	6	7	8	1	4	2281	1617	2367	1692	1929	1560
	<i>Corophium volutator</i>	6	2	14	6			8857	8240	8857	8240		
	<i>Gammarus zaddachi</i>	0	3			1	4	7824	1106			7824	1106
Isopoda	<i>Cyathura carinata</i>	4	1	8	2			9716	9009	9716	9009		
	<i>Heteromastus filiformis</i>	2	2	5	6			2667	1003	2667	1003		
Poly- chaeta	<i>Boccardiella ligERICA</i>	1		3				12494		12494			
	<i>Marenzelleria neglecta</i>	10	10	6	4	14	12	2134	1189	3250	1032	1867	1214
	<i>Streblospio benedicti</i>	2	1	5	2			3882	3140	3882	3140		
	<i>Polydora sp</i>	3	1	6	3			13283	24186	13283	24186		
	<i>Oligochaeta sp.*</i>	30	18	35	15	26	20	4525	2958	4456	4021	4602	2689
	<i>Limnodrilus claparedeianus</i>	1	0			2	0	5778	978			5778	978
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	7	1			13	2	3262	1645			3262	1645
Oligo- chaeta	<i>Limnodrilus sp. 1</i>	3	0			5	0	7325	1304			7325	1304
	<i>Potamothrix moldaviensis</i>	3	1			5	1	6115	1956			6115	1956
	Tubificide met haren	3	0			5	0	7115	3912			7115	3912
	Tubificide zonder haren	17	1	3		29	2	2486	1956	2988		2445	1956
	<i>Tubificoides heterochaetus</i>	3		7				3730		3730			

* van hier gebruikte spatialdatasets zijn de oligochaeta niet tot op soort gedetermineerd

Om een ruimtelijke vertaling te maken zijn er verschillende toepassingsmogelijkheden: a) een getrapte aanpak (groene zone, zie Figuur 4-6) rekening houdend met de huidige subtidale ecotopen of b) rechtstreeks gebruik maken van de modelparameters (zone onder de oranje lijn; B0: 5.24, B1 -3.06) om het stroomsnelheidsgrid om te rekenen tot een hydrodynamisch habitatraster. Een getrapte aanpak is eenvoudiger bij de ruimtelijk vertaling en gemakkelijker vergelijkbaar met oude ecotopenkaarten en andere studies.



Figuur 4-6 Aanduiding van het laagdynamisch habitat (groen) in functie van de huidige gebruikte subtidale fysiotopen (ondiep, matig diep, diep en zeer diep subtidaal met een diepte afhankelijke begrenzing van de maximale stroomsnelheid (bollen densiteiten macrobenthos uit alle Habmapdata en oranje lijn is tweedeling van de totale dataset).

De eerste test voor een ruimtelijk vertaling van hydrodynamisch gedefinieerde ecotopen op basis van de NeVla -stroomsnelheidsinput is echter te ruw voor het matig diep subtidaal (figuur 1 in Bijlage 2). De getrapte aanpak voor de NeVla variant uit Figuur 4-6 hanteert verschillende maximale vloedsnelheidsgrenzen voor de waterdiepteklassen (ondiep subtidaal (0-2m): 1.25m/s, matig diep subtidaal (2-5m): 0.98 m/s en diep sutidaal (>5m): 0.68 m/s). Bij toepassing van de ecotoopafleiding uit deze NeVla modellering wordt dan ook beter geopteerd voor de rechtstreekse afleiding van de tweedeling in hoog- en laagdynamisch op basis van de parameters uit het tweedelingsmodel.

4.2.2 Habitatmappingmodellering met Scaldis-stroomsnelheidsinput

De beperkingen van NeVla indachtig beslisten we om bij het beschikbaar komen van het Scaldis-hydrodynamisch model met een ongestructureerd rooster (Smolders et al. 2016) bovenstaande analyses te herhalen op basis van de numerieke Scaldis modeloutput om het laag- en hoogdynamisch subtidaal habitat af te leiden. Het Scaldis model werd opgezet in het kader van het project 'Integraal Plan Boven-Zeeschelde' (in opdracht van De Vlaamse Waterweg) en is erop gericht de waterbeweging in de Zeeschelde zo goed mogelijk te reproduceren. Daarbij is ervoor gekozen de resolutie in de Boven-Zeeschelde sterk te verfijnen ten opzichte van het NeVla model dat eerder voor de Westerschelde werd opgezet. Als randvoorwaarden van het Scaldis model werden enerzijds waterstanden op basis van

harmonische componenten (afwaarts) en synthetische debietsreeksen (opwaarts) gekozen, dit om verschillende scenario's binnen het project te kunnen vergelijken. Aangezien geen extra simulaties (met bv. gemeten waterstanden en debieten als randvoorwaarden) werden uitgevoerd voor voorliggend project, kan dit voor toekomstige berekening aangepast worden, waarbij afstemming met de Nederlandse methodologie wenselijk is.

De heranalyse op basis van stroomsnelheidsdata uit de Scaldismodellering toestand 2013 geeft op basis van de gemiddelde macrobenthosdensiteiten opnieuw maximale stroomsnelheid bij vloed en waterdiepte als beste modelvariabelen en komt zo tot een afbakening van een laag- en hoogdynamisch habitat in het subtidaal op basis van de totale dataset (Habmap- en Spatial).

Bij de vergelijking van de verschillende stroomsnelheidsinputdata uit NeVla - en Scaldis-doorrekeningen (Tabel 4-5) is te zien dat de gemiddelde densiteiten in het hoog- en laagdynamische habitat sterker verschillen bij het gebruik van het Scaldismodelinput. Er is dus een beter discriminatie, wat gewenst is. Het aandeel lege stalen is voor de NeVla - en Scaldis-doorrekening vergelijkbaar. Het percentage stalen met een eerder hoogdynamische soortengemeenschap is in het laagdynamisch habitat lager bij gebruik van Scaldis-input dan van de NeVla-input. Dit wijst opnieuw op een betere datakwaliteit van Scaldis.

Het meest optimale tweedelingsmodel op basis van Scaldis-stroomsnelheidsinput wordt gemaakt op basis van de totale dataset. Een tweedelingsmodel zonder stalen met hoogdynamische soorten (Bijlage 3) vertoont geen duidelijk verschil.

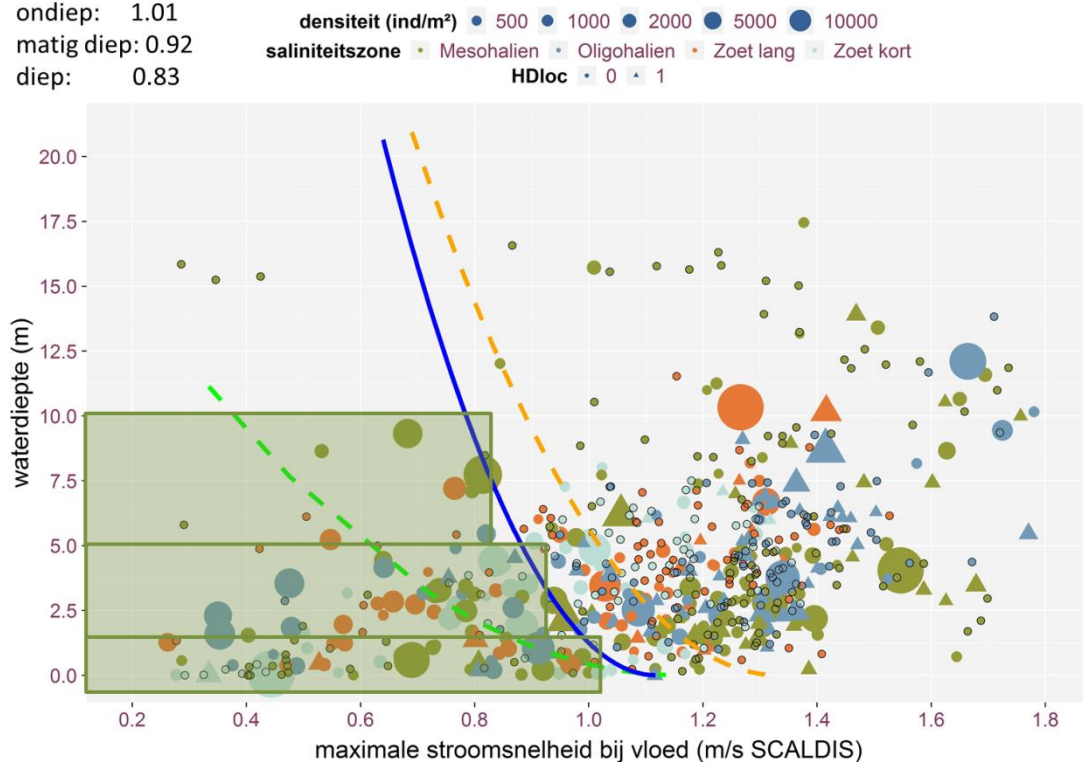
Tabel 4-5. Vergelijkend overzicht van de totale macrobenthosdensiteit, aantal lege stalen en hoogdynamische soortlocaties bij de tweedeling van de totale dataset (NeVla: 602, Scaldis: n=601) op basis van het basismodel waterdiepte i.f.v. maximale vloedstroomsnelheid uit het NeVla- en SCALDIS model.

<i>Model/dataset</i>	<i>Hydrodynamisch modeldoorrekening</i>	<i>Subtidaal ecotooptype</i>	<i>aantal</i>	<i>gem</i>	<i>se</i>	<i>% leeg</i>	<i>%HDs oort</i>
Totaal (HM12LD13SP0308)	NEVLA (Habmap)	Laagdynamisch	278	3680	513	35	14
		Hoogdynamisch	324	1901	456	59	16
	SCALDIS (IP)	Laagdynamisch	138	4903	873	34	6
		Hoogdynamisch	463	2074	357	52	18

*voor de Habmapdataset presteerde HM12-model beter dan HM12LD13-model

De verschillende tweedelingen (tabellen in Bijlage 3) zijn te zien in Figuur 4-7: het Habmapmodel (groene stippellijn), totaal model zonder de HD-locaties (oranje stippellijn) en het meest optimale totaal model (blauwe volle lijn). De finale tweedeling toont dat de invloed van waterdiepte steeds beperkter wordt waardoor een getrapte ecotoopafleiding kan toegepast worden bij de ruimtelijke vertaling (Figuur 4-9).

- ondiep: 1.01
- matig diep: 0.92
- diep: 0.83



Figuur 4-7 Tweedeling op basis van macrobenthosdensiteiten uit de Habmapdata (groene stippellijn), de totale dataset (blauwe lijn) en de totale dataset zonder HD-soortlocaties (oranje stippellijn) voor **waterdiepte in functie van maximale stroomsnelheid bij vloed en laagdynamisch habitataanduiding** (groene vlakken) voor ondiep, matig diep, diep en zeer diep subtidaal met diepte afhankelijke grenswaarden (leeg stalen:zwarte cirkel, hoogdynamische soortlocatie: driehoek)

De samenstelling van de benthosgemeenschappen in een hoog- (HD) en een laagdynamische (LD) subtidaal ecotoop voor het finale model op basis van Scaldis-stroomsnelheidsinput is terug te vinden in Tabel 4-6.

Ook hier blijven soorten zowel in het laag- als het hoogdynamisch voorkomen maar met een iets hogere frequentie en densiteiten in het laagdynamisch habitat in vergelijking met de op NeVla gebaseerde resultaten. Hoogdynamische soorten zoals *Bathyporeia*, *Gammarus* en *Marenzelleria* komen vaker voor in hoogdynamisch habitat maar in lagere dichtheden. *Polydora cornuta*, een soort van hard substraat en *Apocorophium* vertonen een hogere densiteit in het hoogdynamisch gebied in de brakke zone. De oligochaete soorten (Spatial), kenmerkend voor slibrijke habitats vertonen ook in de brakke zone duidelijk hogere densiteiten in het laagdynamische ecotoop in tegenstelling tot de op NeVla gebaseerde resultaten.

Tabel 4-6. Overzicht van kenmerkende macrobenthossoorten (n>3) binnen het laag- (n=138;B=52,Z=86) en hoogdynamische habitat (n=463, B=162,Z=301) afgeleid uit waterdiepte en maximale vloedstroomsnelheid van het SCALDISmodel

<i>Scaldis</i>		Frequentie (%)						Densiteiten					
		Zeeschel de		Brak		Zwak brak tot zoet		Zeeschel de		Brak		Zwak brak tot zoet	
Tax on	Soort	LD	HD	LD	HD	LD	HD	LD	HD	LD	HD	LD	HD
<i>Biva lve</i>	<i>Macoma balthica</i>	1	1	4	3			1458	974	1458	974		
	<i>Apocorophium lacustre</i>	7	3	6	3	7	3	10691	6758	3556	6258	18537	7023
<i>Am phi- pod a</i>	<i>Bathyporeia pilosa</i>		6		12		3		1886		2236		1317
	<i>Corophium volutator</i>	9	3	23	7			8608	8790	8608	8790		
	<i>Gammarus zaddachi</i>	1	2			1	3	7824	1106			7824	1106
<i>Isop oda</i>	<i>Cyathura carinata</i>	5	1	13	3			11749	7225	11749	7225		
	<i>Heteromastus filiformis</i>	4	2	10	4			2032	1401	2032	1401		
	<i>Boccardiella ligerica</i>	3		8				12494		12494			
<i>Poly cha eta</i>	<i>Marenzelleria neglecta</i>	7	11	4	6	9	14	3201	1373	10092	1183	2402	1424
	<i>Streblospio benedicti</i>	3	1	6	1	1	1	4672	2901	4302	652	5985	4771
	<i>Polydora sp</i>	3	2	4	3	2	1	16686	15074	8348	18187	33353	9428
	<i>Oligochaeta sp.*</i>	36	20	37	23	36	19	6225	2885	5801	2905	6500	2872
	<i>Limnodrilus claparedeianus</i>	2	0			3	0	5778	978			5778	978
<i>Olig och aet a</i>	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	9	2			15	4	5058	1515			5058	1515
	<i>Limnodrilus sp. 1</i>	4	1			7	1	10506	2003			10506	2003
	<i>Potamothenix moldaviensis</i>	4	1	2	1	6	1	8258	2152	7824	652	8347	2900
	Tubificide met haren	4	0	2	1	6		8248	3388	7824	3388	8335	
	Tubificide zonder haren	25	4	8		36	6	2924	1683	2264		3022	1683
	<i>Tubificoides heterochaetus</i>	4	1	2	2	5		4388	3045	3470	3045	4653	

* van hier gebruikte spatialdatasets zijn de oligochaeta niet tot op soort gedetermineerd

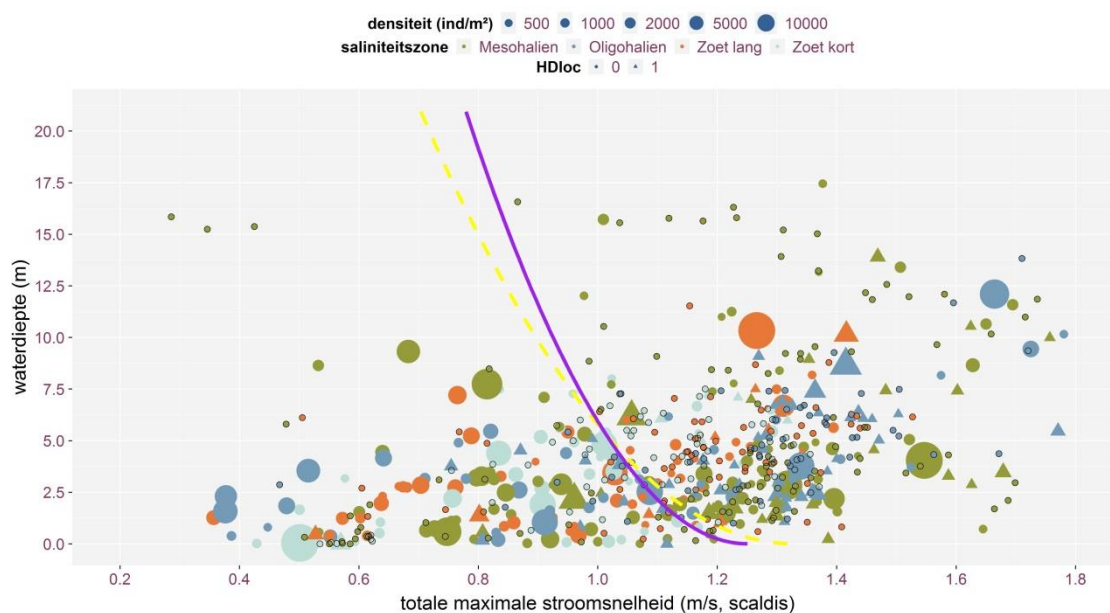
INTERMEZZO Opdeling hoog-laagdynamisch subtidaal op basis van maximale stroomsnelheid?

Voor de Westerschelde wordt meestal onderscheid gemaakt in hoog- en laagdynamisch subtidaal habitat op basis van de totale maximale stroomsnelheid, m.a.w. het maximum van de gemodelleerde vloed- en ebstroomsnelheid, en dit zowel in het zoute ecotopenstelsel (Bouma et al. 2005) als de gemodelleerde habitats (Ysebaert et al. 2016). In dit intermezzo wordt nagegaan of een tweedeling in laag- en hoogdynamisch subtidaal habitat voor de Zeeschelde ook werkbaar is op basis van de totale maximale stroomsnelheid. De verschillen in gemiddelde macrobenthosdensiteiten, % lege stalen en hoogdynamische soortlocaties tussen hoog- en laagdynamisch subtidaal zijn vergelijkbaar (Tabel 4-7; vergelijken met Tabel 4-5; Bijlage 5). Figuur 4-8 toont echter dat de variabele waterdiepte opnieuw een grotere differentierende rol speelt in de bekomen classificatie.

Tabel 4-7. Overzicht van de totale macrobenthosdensiteit en aantal lege stalen bij de tweedeling van de totale dataset (n=509) op basis van het basismodel waterdiepte i.f.v. totale maximale stroomsnelheid uit het SCALDIS model.

	<i>Model/dataset</i>	<i>Subtidaal ecotooptype</i>	<i>Aantal</i>	<i>gem</i>	<i>se</i>	<i>% leeg</i>	<i>%HD-soort</i>
Totale maximale stroomsnelheid	Totaal (HM12LD13SP0308)	laagdynamisch	216	4511	669	35	9
		hoogdynamisch	385	1721	373	56	18
	Totaal (HM12LD13SP0308)	laagdynamisch	212	4408	677	38	-
	Zonder HDsoorten	hoogdynamisch	297	1602	465	70	-

*voor de Habmapdataset presteerde HM12-model beter dan HM12LD13-model



Figuur 4-8 Tweedeling van staalnamelocaties op basis van macrobenthosdensiteiten uit de totale dataset met (paarse volle lijn) of zonder (gele stippellijn) HD-soortlocaties voor **waterdiepte in functie van de totale maximale stroomsnelheid**. (leeg stalen:zwarte cirkel, hoogdynamische soortlocatie: driehoek)

4.2.3 Aanzet tot hoog- en laagdynamische subtidale ecotopen voor de volledige Zeescheldegradiënt

Op basis van de indeling afgelijnd door het groen omkaderde deel in Figuur 4-7 kunnen verschillende laagdynamische dieptezones afgebakend worden. Hierbij worden binnen de huidige waterdiepte klassen specifieke maximale vloed snelheidsgrenzen gehanteerd. Voor het ondiep subtidaal (0-2m): 1.01m/s, matig diep subtidaal (2-5m): 0.92 m/s en diep subtidaal (5-10m): 0.83 m/s. Zeer diep subtidaal (>10m) wordt volledig als hoogdynamisch gecatalogiseerd.

In Tabel 4-8 zijn de oppervlaktes en hun aandeel van de verschillende habitatcombinaties weergegeven voor de Zeeschelde. Ook het aantal benthosstalen per habitat en de gemiddelde macrobenthosdensiteit op basis van Habmap en SP0813 data in de verschillende zones zijn weergegeven. Wanneer de staalname beperkt is, zijn de waarden onbetrouwbaarder (waarden in grijs weergegeven). Opvallend is o.a. de héél hoge densiteit in het zeer diep subtidaal vanwege zeer hoge *Apocorophium*-concentraties, mogelijk door de zeer lokale diepe putten zoals eerder vermeld.

Tabel 4-8. Overzicht van de oppervlakte van elk habitat in de Zeeschelde stroomopwaarts tot Melle, het oppervlakteaandeel, aantal benthosstalen en de gemiddelde macrobenthosdensiteit per habitat afgebakend op basis van Scaldisinput.

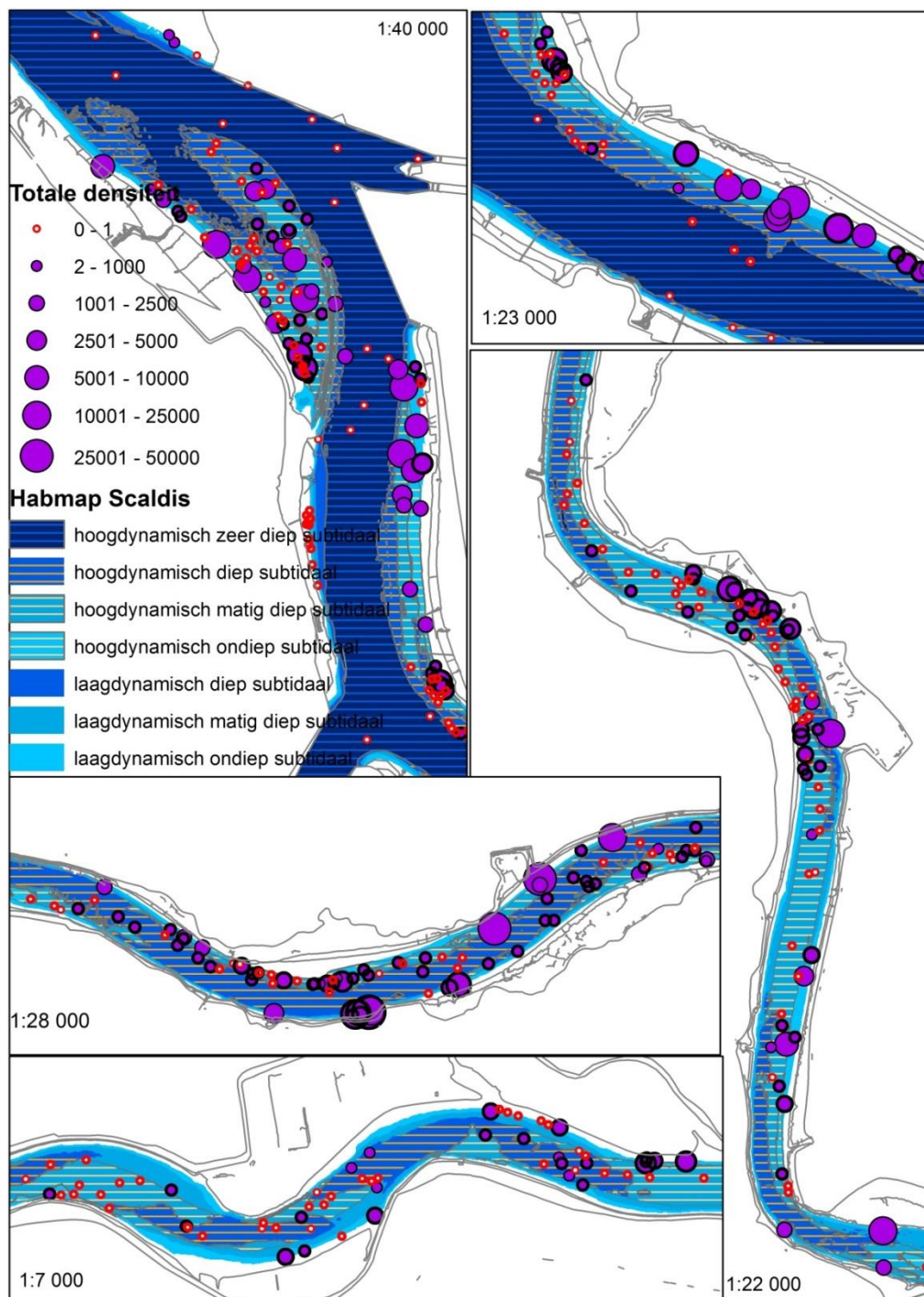
	oppervlakte(ha)		Oppervlakte-aandeel (%)		N		gemiddelde macrobenthosdensiteit	
	HD	LD	HD	LD	HD	LD	HD	LD
ondiep subtidaal	173	188	5	6	111	137	903	6091
matig diep subtidaal	574	133	17	4	347	106	753	5514
diep subtidaal	865	74	26	2	290	14	176	2973
zeer diep subtidaal	1296		39		14		13745	

De verdeling van laagdynamische subtidaal ecotoop oppervlaktes is niet homogeen over de saliniteitszones (Tabel 4-9) verdeelt. Het aandeel is het hoogst in de meest stroomafwaartse mesohaliene zone (8%), dan volgen oligohalien en zoet kort (resp. 3.3 en 3.4%) en het laagste aandeel is te vinden in het zoete rivierdeel met lange verblijftijd tussen de durmemonding en Dendermonde.

Tabel 4-9. Overzicht van de oppervlaktes van de fysiotopen v2.0 per saliniteitszone in de Zeeschelde stroomopwaarts tot Melle,

Fysiotopen v2.0	Mesohalien		Oligohalien		Zoet lange verblijftijd		Zoet korte verblijftijd	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
laagdynamisch ondiep subtidaal	84	3.8	39	1.8	30	1.3	35	1.6
laagdynamisch matig diep subtidaal	41	1.8	20	0.9	33	1.5	39	1.8
laagdynamisch diep subtidaal	53	2.4	14	0.6	7	0.3	1	0.0
hoogdynamisch ondiep subtidaal	136	6.1	22	1.0	14	0.6	2	0.1
hoogdynamisch matig diep subtidaal	291	13.2	99	4.5	100	4.5	83	3.8
hoogdynamisch diep subtidaal	419	19.0	346	15.7	88	4.0	11	0.5
hoogdynamisch zeer diep subtidaal	1184	53.6	109	5.0	2	0.1	0	0.0
	2208		650		273		171	

In Figuur 4-9 is een kaart te zien met de geobserveerde totale densiteiten van macrobenthos geplot uit de Habmapdataset (HM12 en LD13) en Spatial 2008-2013 op de totale combinatie aan waterdieptezones en laag- en hoogdynamisch subtidaal habitat of fysiotopen v2.0.



Figuur 4-9 Aanzet tot ecotopenkaart op basis van maximale stroomsnelheid bij vloed uit SCALDIS en waterdiepte in de Zeeschelde – totaal model totale macrobenthische densiteit met totale densiteit per staalnamelocaties

Om tot een verfijning van het subtidale ecotopstelsel te komen, is het belangrijk deze habitattypes of fysiotopen als abiotische eenheden en basis voor de ecotopen te behouden. Het ecotopenstelsel zelf kan eenvoudiger. Naargelang de ecologische functies en soortengroepen kunnen bepaalde bestaande waterdiepteklassen samen genomen worden. Daarvoor kunnen verschillende subtidale ecotopstelselvarianten worden afgeleid uit de fysiotopen rekening houdend met verschillende ecologische soortengroepen:

- Ecotoopvariant 1 houdt rekening met het belang van ondiep water kleiner dan twee meter onder het 30 percentiel van laagwater (LW30) los van het hoog- of laagdynamische karakter waarbij ook het belang van welliswaar hoogdynamische maar ondiepe gebieden van belang voor vissen en fytoplankton meer gewaardeerd wordt;
- Een tweede variant is de meest vereenvoudigde versie uitsluitend gebaseerd op vergelijkbare gemiddelde macrobenthosdensiteiten (Tabel 4-7) zonder specifiek rekening te houden met andere soortengroepen of voedselwebfuncties;
- De 3^e variant is de Westerscheldevariant waarbij de definitie van waterzones op 5m diepte komt te liggen maar waar de relevantie van het laagdynamisch diep subtidaal wegvalt in beide stroomopwaartse zoete zones (Tabel 4-10; zoete zone met lange verblijftijd en korte verblijftijd).

Na afronding van de 2^e fase van Habitatmapping Zeeschelde intertidaal, inclusief hyperbenthos- en juveniele-visonderzoek, en in overleg met Nederlandse en Vlaamse experts en beleidsmakers, kan de definitieve subtidale ecotopenvariant gekozen worden.

Tabel 4-10. Overzicht van de oppervlaktes van de fysiotopen v2.0 per saliniteitszone in de Zeeschelde stroomopwaarts tot Melle,

	Oppervlakte (ha)				procentueel aandeel per saliniteitszone			
	MH	OH	ZLvt	ZKvt	MH	OH	ZLvt	ZKvt
Ecotoopvariant 1 (4kl – 2m grens)								
laagdynamisch ondiep subtidaal (<2m)	84	39	30	35	4	6	11	20
laagdynamisch diep subtidaal (>2m)	93	34	40	40	4	5	14	23
hoogdynamisch ondiep subtidaal (<2m)	136	22	14	2	6	3	5	1
hoogdynamisch diep subtidaal (>2m)	1895	555	190	94	86	85	70	55
Ecotoopvariant 2 (3kl – 2m grens)								
laagdynamisch ondiep subtidaal (<2m)	84	39	30	35	4	6	11	20
laagdynamisch diep subtidaal (>2m)	93	34	40	40	4	5	14	23
hoogdynamisch subtidaal	2031	577	204	96	92	89	75	56
Ecotoopvariant 3 WS (3kl - 5mgrens)								
laagdynamisch ondiep subtidaal (<5m)	125	59	63	74	6	9	23	43
laagdynamisch diep subtidaal (>5m)	53	14	7	1	2	2	2	0
hoogdynamisch subtidaal	2031	577	204	96	92	89	75	56

4.3 Vergelijking bestaande subtidale ecotoopgrenzen in het Schelde-estuarium

De kritische grenswaardes gevonden in deze studie zijn vergelijkbaar met deze gevonden in de Westerschelde. Een grenswaardebepaling in functie van ecotopen op basis van macrobenthos is enerzijds sterk afhankelijk van de kwaliteit van de gebruikte hydrodynamische gegevens en instellingen van de hydrodynamische modellen (o.a. stroomopwaartse randvoorwaarden), en anderzijds afhankelijk van de dataset van macrobenthos (Reinders & Van Duren 2014, Ysebaert et.al. 2016), en kan dus enige variatie vertonen. In de Westerschelde is eerder op basis van één variabele (univariaat; Reinders & Van Duren 2014, Ysebaert et.al. 2016) en op basis twee variabelen zoals in deze studie (bivariaat; Ysebaert et.al. 2016) de kritische grens bepaald, waarbij maximale stroomsnelheid is gebruikt als verklarende hydrodynamische variabele.

Ook voor de Zeeschelde zijn verschillende ecotoopgrenzen gepubliceerd. In het kader van de bepalingen van de sedimentstrategie Beneden-Zeeschelde (Van Braeckel et al. 2016) is op basis van een NeVla model met een iets verfijnd modelrooster binnen het (zwak) brakke gebied een grenswaardebepaling gebeurd voor het subtidaal. Voor deze beperkte sectie van het estuarium kon de kritische grenswaarde duidelijker bepaald worden en was de bijkomende verklarende waarde van waterdiepte als variabele beperkt. Wanneer we de gebruikte hydrodynamische waarden vergelijken met voorliggende studie dan blijkt dat de gemodelleerde stroomsnelheden iets lager waren ten opzicht van deze studie, door het gebruik van een andere simulatieperiode (24/09- 24/10/2009) en andere morfologische getijcondities. De range van maximale vloedstroomsnelheden bij Van Braeckel et al. (2016) lag tussen 67- 103cm/s waarna laagdynamisch subtidaal habitat binnen die studie gedefinieerd werd als zones met maximale stroomsnelheden lager dan 90cm/s en een maximale waterdiepte van van $5m_{\text{tov LW30}}$.

Tabel 4-11. Overzicht van kritische grensbepalingen op basis van 1 variabele en twee variabelen stroomsnelheid en waterdiepte

Studie-gebied	Referentie	Dataset	Data oorsprong/ hydrodynamisch model	Ecologische rijkdom	Densiteit	
Wester- schelde	univariaat	Maximale stroomsnelheid (cm/s)				
		ZES.1		Veldmeting megaribbelgebied		80
		Van Wesebeek 2010		gestructureerd/Scalwest	62.5	75.5
		Reinders & Van Duren 2014	MWTL	ongestructureerd/FINEL	94-100*	100-106*
		Ysebaert et.al. 2016	focusgebieden		112	112
	Bivariaat (vel. x wdpt; van 10m diep-nr ondiep)		MWTL		88	99
			Focusgebieden		105-128	-
			MWTL (<12m waterdiepte)		91-119	91-119
			MWTL (2nd harde substraatsoorten)		82-94	70-89
		Zeeschelde	Bivariaat (vel. x wdpt; van 10m diep-nr ondiep)	Habmap + SP0812	ongestructureerd/Scaldis	90-102-113**
Maximale vloedstroomsnelheid (cm/s)						
Deze studie	Habmap			gestructureerd/NeVla	93-68-38**	
	Habmap + SP0812			ongestructureerd/Scaldis	125-98-60**	
	Habmap + SP0812			ongestructureerd/Scaldis	101-92-83**	
Brak & zwak brak deel Zeeschelde	Bivariaat (<5m)	Van Braeckel et al. 2016	Deelset Habmap _{MH&OH}	gestructureerd/NeVla	67-103	

* grensbepaling voor respectievelijk ondiep en diep water (grens $1.32m_{-GLWS}$; Reinders & Van Duren 2014);

** drempelwaarde voor respectievelijk ondiep-matig-diep en diep water ($0-2m_{LW30}$, $2-5m_{LW30}$, $>5m_{LW30}$).

5 Conclusies en aanbevelingen

In deze studie is de relatie onderzocht tussen het voorkomen van macrobenthos en abiotische kenmerken zoals bodemvormen, hydrodynamiek en sedimentkarakteristieken om zo een ecologisch onderbouwde tweedeling te kunnen maken tussen hoog- en laagdynamische gebieden in het subtidaal van de Zeeschelde.

Afname in hydrodynamiek en waterdiepte, samen met toenemende stroomsnelheidsdifferentiatie tussen eb en vloed, vergroot het ecologisch belang van de subtidale waterzone van de Zeeschelde voor macrobenthos en veroorzaakt een verschuiving in de dominantie van kenmerkende soorten. Vooral bij afname van de maximale stroomsnelheid bij vloed, het ondieper worden van de waterzone en hogere vloeddinantie neemt de macrobenthosdensiteit toe. Verder is ook mediane korrelgrootte van belang voor bepaalde soorten, zoals oligochaeten, en is saliniteit sterk bepalend voor de soortensamenstelling van de bodemdiergemeenschap.

5.1 De onderzoeksvragen

1) Kan het macrobenthos gekarteerd worden op basis van geomorfologie van de subtidale habitats?

De resultaten tonen dat een geomorfologische subtidale kartering op basis van bodemvormen (duin, ribbel, vlak) alleen bruikbaar is om de kans te voorspellen op de aan- of afwezigheid van macrobenthos in een staal. De bodemvorm voorspelt niet de te verwachten gemiddelde macrobenthosdensiteiten. In vlakke gebieden is de kans groter om benthos aan te treffen dan in subtidale ribbel/duingebieden. De kans op voorkomen van macrobenthos op basis van geomorfologische bodemkenmerken is daarenboven ook nog sterk beïnvloed door de saliniteitszone en daalt ook met toenemende waterdiepte.

Het belang en toepasbaarheid van een subtidale geomorfologische kaart is hierdoor beperkt tot een algemene habitatgeschiktheid voor macrobenthos. Wanneer geen hydrodynamische modelresultaten voorhanden zijn, kunnen op basis van bodemvormen ruwweg zones afgebakend worden die geen of weinig benthos herbergen.

2) Welke omgevingsvariabelen bepalen de subtidale bodemdiergemeenschappen in de Zeeschelde?

De soortensamenstelling van de macrobenthosgemeenschappen is voor het grootste deel bepaald door saliniteit: brakke en zoete (zwak brakke tot zoete) macrobenthosgemeenschappen kunnen onderscheiden worden. Daarenboven beïnvloedt de maximale stroomsnelheid sterk de gemeenschapssamenstelling met afsplitsing van een hoogdynamische benthossoortengroep vaak voorkomend in grovere zandige substraten. De overige variabelen hebben slechts in enkele specifieke gevallen belang voor de samenstelling van de benthosgemeenschap.

3) Welke omgevingsvariabelen bepalen het voorkomen en densiteit van subtidale bodemdieren in de Zeeschelde?

Het voorkomen en de gemiddelde densiteit van het macrobenthos in het subtidaal gebied van de Zeeschelde is het sterkst bepaald door saliniteitszone; de hoogste totale macrobenthosdensiteiten komen voor in de oligohaliene zone. Dit is mogelijk te wijten aan de dominante levensvorm in deze laatste zone (Oligochaeten, die in hoge dichtheden kunnen voorkomen) en aan de aanwezigheid van een turbiditeitsmaximum en de samenvloeiing met de Rupel waardoor hier hogere hoeveelheden beschikbaar voedsel zijn. Binnen bodemvorm (vlak versus ribbel/duin) komt benthos vaker voor (maar niet echt abundant) in de vlakke gebieden. Verder vertoont macrobenthische densiteit en/of voorkomen een:

- negatief verband met de maximale vloodsnelheid (Vel_maxvl)
- positief verband met maximale vloed-/ebdominantie (Dom_max_vleb)
- meestal geen sterk verband met mediane korrelgrootte (Mediaan)
- negatief verband met diepte (Waterdiepte)

Tabel 5-1. Significante bijdragen en trend van variabelen in de aan/afwezigheid en gemiddelde densiteit van het totaal macrobenthos; procentueel aandeel significante bijdrage bij 7 dominante soorten (aantal significante)

	Salzone	Bodemvorm	Vel_maxvl	Dom_max_vleb	Mediaan_log	Waterdiepte_sqrt
Totaal_{0/1}	***	**	ns	Ns	Ns	* / -
Totaal_{dens}	***	Ns	*** / -	* / +	Ns	* / -
	40% (2)	29% (2)	71% (5)	100% (4)	29% (2)	43% (3)

De densiteit van afzonderlijke macrobenthossoorten worden het vaakst significant verklaard door maximale stroomsnelheid bij vloed, verhouding van maximale stroomsnelheid vloed en eb en waterdiepte. Aangezien de soorten telkens gemodelleerd werden binnen hun waargenomen saliniteitsniche, is saliniteitszone voor individuele soorten van minder verklarend belang. In het totale densiteitsmodel is deze variabele echter wel van groot belang. Het belang van de bodemvorm is beperkter, al is die wel significant in het totale model voor aan-/afwezigheid.

Het belang van elke variabele afzonderlijk voor de densiteit van een soort wordt nagegaan met behulp van de multiregressies (zie 3.2.5.1) en voor één variabele afzonderlijk geïllustreerd in de enkelvoudige regressieplots (zie 3.2.5.2). Door een zekere mate van correlatie tussen de geselecteerde variabelen kan de variatie in de ene variabele echter deels vervat zijn in de verklarende waarde van de andere. Toch wijken een aantal soorten af van het geschetste algemene patroon. Zo vertoont *Bathyporeia pilosa* een positief verband met maximale stroomsnelheid bij vloed (Vel_maxvl) en een negatief met de maximale vloeddominantie (Dom_max_vleb). In mindere mate lijken ook *Marenzelleria neglecta* en *Gammarus zaddachi* iets minder de luwe en slibrijke locaties te prefereren. Dit strookt ook met de multivariate analysesresultaten, waardoor deze drie soorten (als enige) algemeen als typerend van hoogdynamische milieus naar voor komen.

4) Wat is een ecologisch onderbouwd criterium voor het definiëren van hoog- en laagdynamisch subtidaal gebied?

Om te bepalen wat de kritische grens is om een subtidaal habitat met de hoogste kans op voorkomen en de hoogste macrobenthosdensiteiten af te bakenen is gebruik gemaakt van een aan de Habitatmappingmethode (Ysebaert et al., 2009, 2016) vergelijkbare methode, tevens gebaseerd op de pricefit-functie uit Soetaert & Herman (2009).

In eerste instantie zijn deze kritische grenzen bepaald op basis van de gerichte benthosstaalname-campagnes binnen focusgebieden in dit project. Daarna is hun robuustheid nagegaan door te valideren op benthosstaalnames afkomstig van de volledige Zeeschelde. Vervolgens is besloten de resultaten toe te passen op de volledige dataset, als voorbode voor een hydrodynamisch subtidaal ecotopenstelsel.

De belangrijkste conclusies met betrekking tot de ecologische criteria zijn:

- Op basis van gestelde drempelwaarden voor maximale stroomsnelheid bij vloed: 101, 92, 83 cm/s voor respectievelijk ondiep, matig diep en diep water, gebruik makend van het huidige Scaldis-model, kan een laagdynamisch habitat afgebakend worden met hogere macrobenthosdensiteiten en lagere kans op lege stalen;

- In de hoogdynamische zones is er een significant kleinere kans om macrobenthos te vinden en is er een lagere gemiddelde densiteit. Lokaal kunnen uitzonderlijk hoge macrobenthosdensiteiten voorkomen van vaak hoogdynamische soorten; dergelijk afwijkingen kunnen het gevolg zijn van lokaal afwijkende bodemtopografie, en de aanwezigheid van iets luwere zones en/of lokale slibvangen. Dit verdient verdere aandacht enerzijds omdat het een natuurlijk en bijzonder type habitat kan betreffen in het subtidaal van de Zeeschelde en anderzijds omdat er een algemene afname van macrobenthos tussen 1996-2010 is vastgesteld mogelijk door toegenomen bagger- en stortactiviteiten (Ysebaert et.al. 2010, zie 3.2.1.1).
- De drempelwaarde van de maximale stroomsnelheid bij vloed en waterdiepte voor de onderverdeling in laag- en hoogdynamisch blijft gelijk, onafhankelijk de gebruikte habitatmappingdataset (HM12 of HM12+ LD13). De alternatieve drempelwaarde- analyse op basis van waterdiepte en tijdsduur waarbij de stroming de 0.65 m/s overschrijdt, blijkt niet stabiel na uitbreiding van de HM12 dataset met de LD13 dataset;
- Bij validatie met de random genomen monitoringsdataset verspreid over de volledige Zeeschelde en over een ruimere tijdspanne (2008-2013) blijven waterdiepte en maximale stroomsnelheid bij vloed even belangrijk maar komen de drempelwaarden bij hogere stroomsnelheden te liggen;
- Om tot een *hydrodynamische subtidaal ecotoopindeling* te komen wordt voorgesteld om het tweedelingsmodel te baseren op de totale dataset;

5.2 Enkele conclusies met betrekking tot het gebruikte hydrodynamische model

In een eerste versie van deze oefening is hydrodynamische modelinput van het NeVla model gebruikt. Bij het gebruik van dit model, initieel opgezet voor de Westerschelde, bleek een grenswaardebepaling op basis van één stroomsnelheidsvariabele niet mogelijk. Bij het beschikbaar komen van het Scaldis model, specifiek opgezet voor de Zeeschelde, bleek dit beter te werken voor het afleiden van ecotoopgrenzen voor het inschatten van het voorkomen van macrobenthos in de Zeeschelde. De grenswaardeberekeningen zijn daarom opnieuw gedaan met Scaldis modelinput.

Bij de afbakening van hoog- en laagdynamisch habitat zijn verschillen bij het gebruik van stroomsnelheden uit verschillende hydrodynamische modellen:

- Bij gebruik van NeVla -stroomsnelheidsinput:
 - waterdiepte en maximale stroomsnelheid bij vloed blijven een even belangrijke rol spelen in de opdeling in hoog- en laagdynamisch habitat;
 - hogere maximale vloeddominantie heeft een bijkomend positief effect;
 - bij de ruimtelijke doorvertaling is het gebruik van de effectieve modelparameters noodzakelijk;
- Bij gebruik van de Scaldis-stroomsnelheidsinput:
 - maximale stroomsnelheid bij vloed is de belangrijkste differentiërende variabele met beperkte invloed van waterdiepte
 - de kritische grens varieert tussen de 0.8- 1 m/s gaande van diep naar ondiep subtidaal bij de gebruikte randvoorwaarden;
 - hogere maximale vloeddominantie heeft een bijkomend positief effect;
 - De eenvoudig toepasbare en interpreteerbare getrapte aanpak voor de ruimtelijke doorvertaling is mogelijk in tegenstelling tot NeVla -variant;

- Bij gebruik van totale maximale stroomsnelheid zoals in het zoute ecopenstelsel voor de Westerschelde heeft waterdiepte opnieuw meer invloed op de tweedeling in laag- en hoogdynamisch habitat.

De verschillende verbanden tussen de NeVla - en de Scaldis modellering is deels te verklaren door de verschillen in het modelrooster tussen beiden. Aangezien SCALDIS specifiek voor de Zeeschelde is opgezet, is de resolutie aanzienlijk fijner dan het NeVla rooster. Dit maakt dat de (variatie in) topobathymetrie aanzienlijk beter wordt weergegeven in het Scaldis-model en dat de waterbeweging ook beter wordt gereproduceerd. Wel dient er opgemerkt worden dat ook in het Scaldis model de gemodelleerde waterbeweging niet volledig waarheidsgetrouw is en dat validatie van deze hydrodynamisch modellen een cruciaal aandachtspunt blijft.

Daarnaast is de numerieke modeloutput een dieptegemiddelde stroomsnelheid. Benthische organismen worden vooral beïnvloed door de stroomsnelheid in de onderste waterlaag waar direct contact is met de bodem. Dit gecombineerd effect samen met de vaak steile overgangen in de Zeeschelde (vnl. in de zoete zones) kan het groter belang van waterdiepte bij de classificatie met het NeVla-model deels verklaren. De verwachting is immers dat de kritische grens voor het voorkomen en densiteiten van macrobenthos niet sterk beïnvloed wordt door waterdiepte maar eerder door de hydrodynamiek nabij de bodem waaraan de bodemdieren moeten weerstaan.

Om tot een definitieve **subtidale ecotopenkaart** te komen is bij gebruik van een hydrodynamisch model met zijn specifieke randvoorwaarden steeds een initiële kalibratie met een grote macrobenthosdataset noodzakelijk. Voor de volledige Zeeschelde wordt het gebruik van het hydrodynamische Scaldis-model naar voor geschoven. Na het samenleggen van de resultaten van habitatmapping subtidaal en intertidaal (inclusief hyperbenthos en juveniele vis kan in overleg met Vlaamse en Nederlandse experts en beleidsmaker de definitieve ecotopenstelselvariant vastgelegd worden).

5.3 Aanbevelingen voor beheer/ en beleid

Nieuwe criteria zijn gedefinieerd voor het onderscheiden van subtidale macrobenthos habitats in de Zeeschelde. Bijkomende validatie met het recente Scaldismodel ondersteunt de aanbeveling om deze te implementeren in de volgende generatie ecotopenkaarten voor de Zeeschelde.

Voor de Zeeschelde kunnen subtidale ecotopen onderscheiden worden op basis van de gemodelleerde maximale vloedstroomsnelheid en waterdiepte. Stroomsnelheidsresultaten van zowel het gestructureerd NeVla-model als van het ongestructureerd Scaldis model uit 2013 werden uitgetest. Hierbij biedt het Scaldis het voordeel dat de resolutie van het model aanzienlijk fijner is, waardoor gradiënten in topo-bathymetrie beter worden weergegeven en de variatie in stromingen beter zijn. Echter, ook het Scaldis kent nog afwijkingen inzake stromingen in bepaalde gebieden. Een regelmatige kalibratie en validatie van de waterbewegingen in de modellen op basis van recente (huidige en toekomstige) metingen is dan ook noodzakelijk.

Hierbij is ook van belang om de invloed van de randvoorwaarden van het hydrodynamisch model na te gaan (bovenafvoer,...) en keuzes te maken in de te hanteren randvoorwaarden. Hier zal ook moeten afgestemd met de Nederlandse methodieken. Daarnaast wordt aanbevolen om ook mogelijke andere bruikbare modelvariabelen zoals bodemschuifspanning te testen.

Daarnaast is het ook aanbevolen om te testen of harde subtidale substraatzones ('onregelmatig gebied' op de multibeam) realistisch afgebakend kunnen worden. Mogelijk bevindt zich op dit substraat een type macrobenthosgemeenschap dat met de huidige staalnametechnieken niet goed bemonsterd wordt (Van Ryckegem en Soors 2018). Indien dit artificieel substraattype meer aandacht zou verdienen, is ook een aangepaste staalnametechniek vereist. Ook lokaal afwijkende substraten in hoogdynamische

subtidaal gebied met hoge macrobenthosdensiteiten zoals lokale slibrijke depressies verdienen de nodige aandacht.

In een tweede fase wordt de relatie tussen intertidale bodemdiergemeenschappen en abiotische omgevingsvariabelen onderzocht. De rijkste macrobenthosgemeenschappen in de Zeeschelde worden immers op het slik aangetroffen (Speybroeck et al. 2014). Door de verbeterende waterkwaliteit ontwikkelt ook de hyper- en epibenthosgemeenschap in de Zeeschelde zich tot een belangrijke schakel in het voedselweb (Van De Meuter et al. 2018). Het habitatgebruik van deze relatief recente gemeenschappen zal eveneens in het vervolgonderzoek Habitatmapping Zeeschelde – slikken nader onderzocht worden.

Na afronding van deze tweede fase kunnen de nieuw vastgestelde criteria (subtidaal en intertidaal) in het Zeeschelde ecotopenstelsel geïmplementeerd worden en ingezet voor ruimtelijke stratificatie in de monitoringstrategie. Hiervoor is een jaarlijkse actualisatie en verificatie uitgevoerd van het hydraulisch model met de abiotische (stroming, sedimenttransport) en biotische dataset (Moneos benthos dataset). Verder is het voorstel om 6 jaarlijks het model opnieuw te kalibreren en te valideren met beide type dataset uit de monitoring eventueel aangevuld met meer gerichte meetcampagnes. Op basis van jaarlijkse numerieke modeldoorrekeningen met de actuele bodemligging en waterstanden, kunnen de subtidale en intertidale gebieden dan gemonitord worden binnen ecologisch betekenisvolle afgebakende ecotopen.

Na Habitatmapping Zeeschelde en ruimtelijke validatie van de ecotopen in de Westerschelde, verdient het ook aanbeveling om op basis van de grensoverschrijdende macrobenthosdatasets de nieuw gedefinieerde ecotopen gezamenlijk voor het volledige modelgebied en de volledige saliniteitsgradiënt te kalibreren en te valideren.

6 Referenties

- Bouma, H., de Jong, D.J., Twisk, F. & Wolfstein, K. (2005). Zoute wateren Ecotopenstelsel (ZES.1) voor het in kaart brengen van het potentiële voorkomen van levensgemeenschappen in zoute en brakke rijkswateren. Rapport RIKZ 2005.024. Middelburg. 156 p.
- De Neve, L.; Ysebaert, T.; Meire, P.; Kuijken, E. (1998). Het macrobenthos van het sublittoraal van de Beneden Zeeschelde. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 98/17.
- Harrel, R.C. (2004). Systematic and ecological notes on *Tubificoides heterochaetus* from the Neches River estuary, Texas. *Texas J. Sci.* 56(3): 263-267.
- Khayrallah, N.H.; Jones, A.M. (1980). The ecology of *Bathyporeia pilosa* (Amphipoda: Haustoriidae) in the Tay estuary. II. Factors affecting the microdistribution. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh B* 78: 121-130.
- Leloup, E. Konietzko, B. (1956). Recherches biologiques sur les eaux saumâtres du Bas-Escaut. Mémoires de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique = Verhandelingen van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, 132. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen: Brussel.
- Levy, Y.; Vereecken, H.; Plancke, Y.; Verwaest, T.; Mostaert, F. (2014). Habitatmapping Zeeschelde: Deelrapport 3 – Factual data rapport: stroommetingen Appels op 01/08/2011. Versie 3.0. WL Rapporten, 00_028 Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen, België.
- Levy, Y.; Vereecken, H.; Plancke, Y.; Verwaest, T.; Mostaert, F. (2014). Habitatmapping Zeeschelde: Deelrapport 4 – Factual data rapport: stroommetingen Branst rechteroever op 04/08/2011. Versie 3.0. WL Rapporten, 00_028. Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen, België.
- Levy, Y.; Vereecken, H.; Plancke, Y.; Verwaest, T.; Mostaert, F. (2014). Habitatmapping Zeeschelde: Deelrapport 5 – Factual data rapport: stroommetingen Branst linkeroever op 05/08/2011. Versie 3.0. WL Rapporten, 00_028. Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen, België. Waterbouwkundig Laboratorium Flanders Hydraulics Research Berchemlei 115
- Levy, Y.; Vereecken, H.; Plancke, Y.; Verwaest, T.; Mostaert, F. (2014). Habitatmapping Zeeschelde: Deelrapport 6 – Factual data rapport: stroommetingen Galgenschuur rechteroever op 02/09/2011. Versie 3.0. WL Rapporten, 00_028. Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen, België.
- Maximova, T.; Plancke, Y.; Vanlede, J.; Mostaert, F. (2010). Vervolgstudie inventarisatie en historische analyse van slikken en schorren langs de Zeeschelde: Kalibratie en validatie van het hydrodynamisch 2 dimensionaal numeriek model: pilotstudie Notelaer en Ballooi. Version 2_0. WL Rapporten, 713_21. Flanders Hydraulics Research: Antwerp, Belgium
- Maximova, T.; Vanlede, J.; Plancke, Y.; Verwaest, T.; Mostaert, F. (2013). Habitatmapping ondiep water Zeeschelde: Deelrapport 2 - Numeriek 2D model. Version 1.2. WL Rapporten, 00_028. Flanders Hydraulics Research. Antwerp, Belgium.
- McLusky, D.S. & Elliott, M. (2004). *The Estuarine Ecosystem. Ecology, Threats and Management.* 3rd ed. Oxford University Press, 214 pp.
- Reinders, J. & Van Duren, L.A. 2014. Benthic habitat classification in the Westerschelde. Optimal descriptors and splitting values for hydrodynamics. Deltarep Rapportnr.1207720-001. Delft, Nederland.

Seys J, Vincx M, Meire P (1999b) Spatial distribution of oligochaetes (Clitellata) in the tidal freshwater and brackish parts of the Schelde estuary (Belgium). *Hydrobiologia* 406: 119-132.

Speybroeck J, De Regge N, Soors J, Terrie T, Van Ryckegem G, Van Braeckel A, Van den Bergh E (2014) Monitoring van het macrobenthos van de Zeeschelde 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 Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2014.1717661.

Smolders, S.; Maximova, T.; Vanlede, J.; Plancke, Y.; Verwaest, T.; Mostaert, F. (2016a). Integraal Plan Bovenzeeschelde: Subreport 1 – SCALDIS: a 3D Hydrodynamic Model for the Scheldt Estuary. Version 5.0. WL Rapporten, 13_131. Flanders Hydraulics Research: Antwerp, Belgium.

Soetaert, K.; Herman P.M.J. (2009). A Practical Guide to Ecological Modelling. Using R as a Simulation Platform. Springer, 372 pp.

Van Braeckel, A., Piesschaert, F., & Van den Bergh, E. (2006). Historische analyse van de Zeeschelde en haar getijgebonden zijrivieren: 19e eeuw tot heden. (Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; No. INBO.R.2006.29). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Van Braeckel A., Van Ryckegem G. en Van Den Bergh E. 2016. Sedimentstrategie Beneden-Zeeschelde. Deelrapport 7 - Ecologische effect inschatting van de verschillende zandstortscenario's. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2016.11460161. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Braeckel A., Vanoverbeke J., Elsen R. en Van Ryckegem G. Integraal plan Boven-Zeeschelde Deelrapport Habitatmodel: methodiek en validatie ACT2013. Rapport INBO in voorbereiding

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. (2018). Onderzoek naar trofische relaties in de Zeeschelde. Rapport INBO.

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 den Bergh, E. (2014). MONEOS – Geïntegreerd datarapport INBO: Toestand Zeeschelde 2013: Monitoringsoverzicht en 1ste lijnsrapportage Geomorfologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapport INBO.

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 1ste lijnsrapportage Geomorfologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur en Bosonderzoek, nr. 74, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. <https://doi.org/10.21436/inbor.15000892>

Van Ryckegem, G., Vanoverbeke, J., Van Braeckel, A., Speybroeck, J., Hermans, E., & Van den Bergh, E. (2017). Habitatmapping: foerageren van overwinterende watervogels op de slikken van de Zeeschelde: Eerstelijnsanalyse van voorkomen en foeragegedrag van eenden in gebieden met verschillende waterdynamiek. (Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; No. 36). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. DOI: 10.21436/inbor.12797753

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; No. 99). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. <https://doi.org/10.21436/inbor.15559786>

van Wesenbeeck, B., Holzhauser H. en Troost, T. 2010. Using habitat classification systems to assess impacts on ecosystems. Validation of the ZES.1 for the Westerschelde. Deltares-Rapportnr. 1200254-002. Delft, Nederland

Vos, G.; Plancke, Y.; Verwaest, T.; Mostaert, F. (2013). Habitatmapping Zeeschelde: Deelrapport 3 – Relaties abiotiek. Versie 2_0. WL Rapporten, 00_028. Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen, België.

Wolff, W.J. (1983). Estuarine benthos. In: Estuaries and Enclosed Seas (ed. B. H. Ketchum), Elsevier, Amsterdam. pp. 151–182.

Ysebaert, T.; Meire, P.; Herman, P.M.J.; Verbeek, H. (2002). Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. *Marine Ecology Progress Series* 225: 79-95.

Ysebaert, T.; Plancke, Y.; Bolle, L.; De Mesel, I.; Vos, G.; Wielemaker, A.; Van der Wal, D.; Herman, P.M.J. (2009). Habitatmapping Westerschelde – Deelrapport 2: Ecologie en ecotopen in het subtidaal van de Westerschelde. Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Yerseke.

Ysebaert, T., Craeymeersch, J., vanderWal, 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.

7 Bijlagen

Bijlage 1: Classificatieresultaten Habitatmapping NeVla

Basisdataset Habitatmapping (HM12 en LD13)

Tabel 1. Overzicht van de totale macrobenthosdensiteit en aantal lege stalen bij de tweedeling van de Habmap dataset (HM12+LD13, n=275)

<i>Model</i>	<i>Subtidaal ecotooptype</i>	<i>aantal</i>	<i>gem</i>	<i>se</i>	<i>Min</i>	<i>max</i>	<i>% leeg</i>
HM12	laagdynamisch	72	2971	627	0	28923	35
	hoogdynamisch	52	6795	1962	0	84254	27
HM12LD13	laagdynamisch	81	2917	564	0	28923	32
	hoogdynamisch	194	375	51	0	4401	60

Tabel 2. Overzicht van de totale macrobenthosdensiteit en aantal lege stalen bij de tweedeling van de Habmap dataset (n=274) op basis van het alternatief model

<i>Alternatief Model</i>	<i>Subtidaal ecotooptype</i>	<i>aantal</i>	<i>gem</i>	<i>se</i>	<i>min</i>	<i>max</i>	<i>% leeg</i>
aHM12	laagdynamisch	53	3269	810	0	28923	38
	hoogdynamisch	221	608	93	0	11318	56
aHM12LD13	laagdynamisch	131	2042	365	0	28923	39
	hoogdynamisch	143	280	50	0	3586	64

Bijlage 2: Klassificatieresultaten binnen ecotoopdeling met NeVla -input

Basisdataset: alle data: HM12LD13 en SP0813 of alle data zonder stalen met Hoogdynamische soorten

Tabel 3. Overzicht van de totale macrobenthosdensiteit en aantal lege stalen bij de tweedeling van de totale dataset (n=602) en zonder HD-soortlocaties (n:510) op basis van het waterdiepte i.f.v. maximale vloedstroomsnelheid uit de NeVla -modellering

NeVla input	Subtidaal ecotooptype	aantal	gem	se	min	max	% leeg	% HD
Model								
Habmap (HM12LD13)	Laagdynamisch	140	4297	814	0	84254	31	13
	Hoogdynamisch	462	2245	370	0	79224	53	16
Totaal (HM12LD13SP0308)	Laagdynamisch	278	3680	513	0	84254	35	14
	Hoogdynamisch	324	1901	456	0	79224	59	16
Totaal znd HD (HM12LD13SP0308 zonder HDsoorten)	Laagdynamisch	239	3743	581	0	84254	41	0
	Hoogdynamisch	271	1912	534	0	79224	70	0

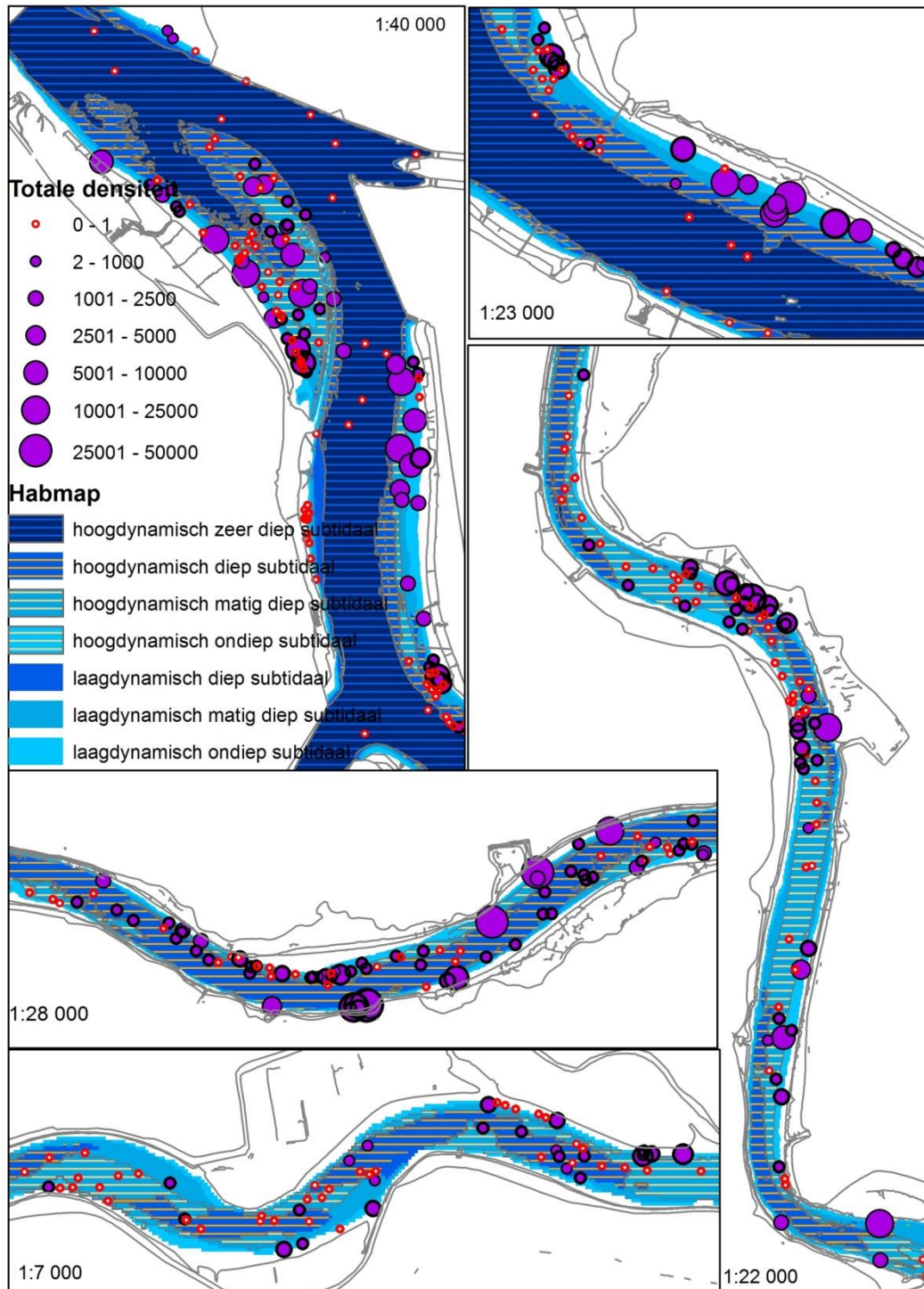
Tabel 4. Overzicht van de totale macrobenthosdensiteit en aantal lege stalen per saliniteitszone bij de tweedeling gebaseerd op de Habmap data, de totale dataset (n=602) en zonder HD-soortlocaties (n:510) op basis van het waterdiepte i.f.v. maximale vloedstroomsnelheid uit de NeVla -modellering

Saliniteits-zone	Subtidaal ecotooptype	NEVLA BASIS Habmap model					NEVLA BASIS Totaal model					NEVLA BASIS Totaal znd HDloc (HM12LD13SP0308 zonder HDsoorten)				
		N	gem	se	% leeg	%HDs oort	N	gem	se	% leeg	%HDs oort	n	gem	se	% leeg	nHD-soort
Mesohalien	laagdynamisch	76	3207	765	39	16	125	3580	667	39	13	109	3366	714	45	0
	hoogdynamisch	144	2704	774	53	10	95	1954	984	60	12	84	2033	1113	68	0
Oligohalien	laagdynamisch	18	8686	2660	11	17	58	4315	1091	26	29	41	5453	1511	37	0
	hoogdynamisch	122	2228	609	40	38	82	2170	796	44	39	49	2297	1215	73	0
Zoet lang	laagdynamisch	28	3328	661	21	7	61	2629	636	33	8	56	2621	686	36	0
	hoogdynamisch	107	1884	832	61	7	74	1816	1116	69	5	69	1728	1185	74	0
Zoet kort	laagdynamisch	18	6015	4624	33	6	34	4849	2638	41	3	33	4768	2717	42	0
	hoogdynamisch	89	1960	660	62	4	73	1614	640	64	5	69	1674	676	68	0

Tabel 5. Afgeleide grens voor maximale vloedsnelheid ter hoogte van de waterdieptegrens van elk huidig subtidaal ecotoop voor de twee classificatiemodellen

Model	Ondiep-matig diep grens	Matig diep- diepgrens	Diep- zeer diep grens
	-2m onder LW30	-5m onder LW30	-10m onder LW30
Habmap (HM12LD13)	0.93	0.68	0.38
Totaal (HM12LD13 SP0308)	1.25	0.98	0.68

Figuur 1 Eerste test van aanzet tot ecotopenkaart op basis van maximale stroomsnelheid bij vloed uit het NeVla model en waterdiepte in de Zeeschelde (bollen: totale macrobenthische densiteit per staalnamelocaties, rode lege stalen, zwarte dikke bollen Habmapstalen). Deze kaart blijkt echter onvoldoende differentiërend



Bijlage 3: Klassificatieresultaten van subtidale ecotoopopdeling op basis van Scaldis-input

Basisdataset: alle data: HM12LD13 en SP0813 of alle data al dan niet zonder stalen met Hoogdynamische soorten

Tabel 6. Overzicht van de totale macrobenthosdensiteit en aantal lege stalen bij de tweedeling van de totale dataset (n=601) en zonder HD-soortlocaties (n:509) op basis van het waterdiepte i.f.v. maximale vloedstroomsnelheid uit de Scaldis-modellering

SCALDISinput Model	Subtidaal ecotooptype	aantal	gem	se	% leeg	%HDs oort
Habmap* (HM12)	Laagdynamisch	101	4320	1032	35	8
	Hoogdynamisch	500	2401	355	51	16
Totaal (HM12LD13SP0308)	Laagdynamisch	138	4903	873	34	6
	Hoogdynamisch	463	2074	357	52	18
Totaal znd HD (HM12LD13SP0308 zonder HDsoorten)	Laagdynamisch	221	4238	652	39	0
	Hoogdynamisch	288	1645	480	70	0

Tabel 7. Overzicht van de totale macrobenthosdensiteit en aantal lege stalen per saliniteitszone bij de tweedeling gebaseerd op de Habmap data, de totale dataset (n=602) en zonder HD-soortlocaties (n:510) op basis van het waterdiepte i.f.v. maximale vloedstroomsnelheid uit de Scaldis-modellering

<i>Saliniteitszone</i>	<i>Subtidaal ecotooptype</i>	<u>SCALDISBASIS Habmap model(HM12)</u>					<u>SCALDISBASIS Totaal model</u>					<u>SCALDISBASIS Totaal model zonder Hoogdynamische soorten</u>				
		<i>n</i>	<i>gem</i>	<i>se</i>	<i>% leeg</i>	<i>%HD</i>	<i>N</i>	<i>gem</i>	<i>se</i>	<i>% leeg</i>	<i>%HD</i>	<i>n</i>	<i>gem</i>	<i>se</i>	<i>% leeg</i>	<i>%HD</i>
Mesohalien	Laagdynamisch	39	2549	1165	56	3	52	3496	1044	50	2	72	4152	1055	32	0
	Hoogdynamisch	175	3028	669	46	14	162	2763	699	48	15	116	2031	812	71	0
Oligohalien	Laagdynamisch	17	7237	2324	6	24	24	7536	2055	8	17	36	6192	1686	11	0
	Hoogdynamisch	127	2417	638	41	36	120	2076	615	43	38	57	1997	1048	42	0
Zoet lang	Laagdynamisch	26	3596	688	19	8	35	3220	627	26	6	57	2641	675	21	0
	Hoogdynamisch	109	1847	817	61	6	100	1821	883	62	7	68	1699	1202	50	0
Zoet kort	Laagdynamisch	19	6338	4399	37	5	27	7453	3412	37	4	56	4719	1768	23	0
	Hoogdynamisch	89	1823	646	62	4	81	1005	429	64	5	47	184	88	39	0

Bijlage 4: Vergelijking classificatieresultaten van optimaal model voor subtidale ecotoopdeling op basis van Scaldis- versus NeVla -input

Tabel 8. Overzicht van de totale macrobenthosdensiteit en aandeel lege stalen bij de finale tweedeling van de totale dataset zonder hoogdynamische soortlocaties (NeVla n=601, SCALDIS n=509) op basis van het waterdiepte i.f.v. maximale vloedstroomsnelheid

Saliniteits-Zone	Subtidaal ecotooptype	NEVLA Totaal model					SCALDIS Totaal model				
		N	gem	se	% leeg	%HD	n	gem	se	% leeg	%HD
Mesohalien	laagdynamisch	125	3580	667	39	13	72	4152	1055	32	2
	hoogdynamisch	95	1954	984	60	12	116	2031	812	71	15
Oligohalien	laagdynamisch	58	4315	1091	26	29	36	6192	1686	11	17
	hoogdynamisch	82	2170	796	44	39	57	1997	1048	42	38
Zoet lang	laagdynamisch	61	2629	636	33	8	57	2641	675	21	6
	hoogdynamisch	74	1816	1116	69	5	68	1699	1202	50	7
Zoet kort	laagdynamisch	34	4849	2638	41	3	56	4719	1768	23	4
	hoogdynamisch	73	1614	640	64	5	47	184	88	39	5

De afgeleide grenzen liggen voor de Scaldis stroomsnelheidsinput hoger dan de NeVla modelinput en zijn terug te vinden in tabel 9

Tabel 9. Afgeleide drempelwaarde voor maximale vloedingsnelheid uit NeVla en Scaldis ter hoogte van de waterdieptegrens van elk huidig subtidaal ecotoopklasse voor elk classificatiemodel

Model	Ondiep-matig diep grens -2m onder LW30	Matig diep- diepgrens -5m onder LW30	Diep- zeer diep grens -10m onder LW30
NeVla (Habmapmodel)	0.78	0.58	0.36
SCALDIS (totaal model)	0.97	0.88	0.78

Bijlage 5: Classificatieresultaten voor subtidaal ecotoopdeling op basis van de maximale stroomsnelheid uit de Scaldis-modellering (Westerschelde-methode)

Tabel 10. Overzicht van de totale macrobenthosdensiteit en aandeel lege stalen en hoogdynamische soorten bij de tweedeling van de totale dataset met en zonder hoogdynamische soortlocaties op basis van het waterdiepte i.f.v. maximale stroomsnelheid

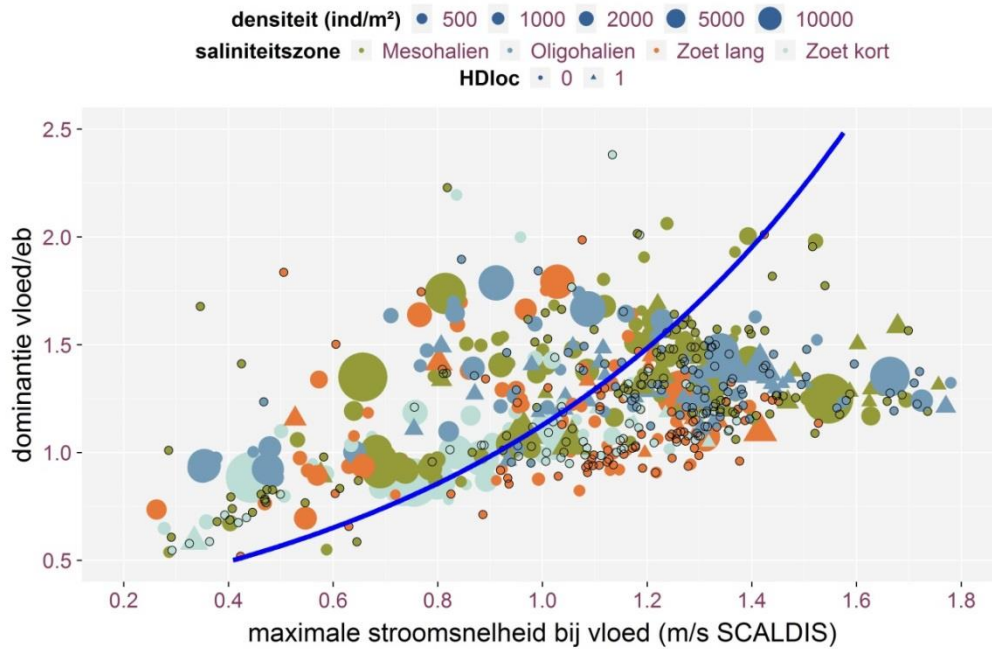
<i>Westerschelde methode</i>		<i>Maximale stroomsnelheid in functie van waterdiepte</i>								
<i>Saliniteits-zone</i>	<i>Subtidaal ecotooptype</i>	<i>Totaal model</i>					<i>Totaal model zonder HD</i>			
		<i>n</i>	<i>gem</i>	<i>se</i>	<i>% leeg</i>	<i>%HD</i>	<i>n</i>	<i>gem</i>	<i>se</i>	<i>% leeg</i>
Mesohalien	laagdynamisch	68	4523	1145	44	4	71	4202	1069	45
	hoogdynamisch	146	2204	668	50	16	117	2019	805	61
Oligohalien	laagdynamisch	44	5375	1400	20	27	36	6192	1686	31
	hoogdynamisch	100	1936	656	44	38	57	1997	1048	74
Zoet lang	laagdynamisch	49	3250	771	29	6	49	3027	772	33
	hoogdynamisch	86	1576	961	66	7	76	1549	1076	72
Zoet kort	laagdynamisch	55	4929	1797	40	2	56	4730	1767	39
	hoogdynamisch	53	218	81	75	8	47	170	87	85

De afgeleide grenzen liggen voor de Scaldis stroomsnelheidsinput met of zonder de HDsoort locaties verschillen slechts in beperkte mate tabel 11.

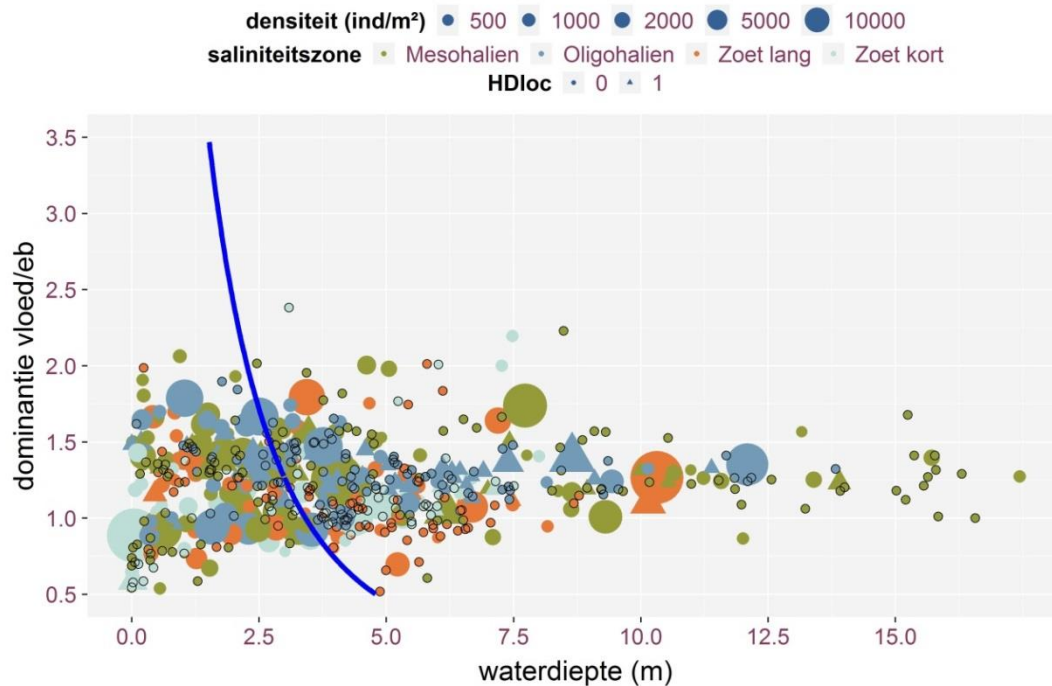
Tabel 11. Afgeleide drempelwaarde voor maximale snelheid (m/s) uit Scaldis, met of zonder de locaties gedomineerd door hoogdynamische soorten, ter hoogte van de waterdieptegrens van elk huidig subtidaal ecotoopklasse

<i>Model</i>	<i>Ondiep-matig diep grens</i>	<i>Matig diep-diepgrens</i>	<i>Diep- zeer diep grens</i>
	<i>-2m onder LW30</i>	<i>-5m onder LW30</i>	<i>-10m onder LW30</i>
SCALDIS (totaal model)	1.11	1.02	0.93
SCALDIS (totaal model znd HDsoorten)	1.13	1.02	0.90

Bijlage 6: Effect van vloeddominatie op de maximale stroomsnelheid bij vloed in het totaalmodel voor Scaldis



Figuur 3 Tweedeling van staalnamelocaties op basis van densiteiten macrobenthos voor de totale dataset met aanduiding van locaties met Hoogdynamische soorten (driehoeken) - vloed/eb-dominantie in functie van maximale stroomsnelheid bij vloed. Lege stalen zijn gemarkeerd met een zwarte cirkel



Figuur 4 Tweedeling van staalnamelocaties op basis van densiteiten macrobenthos voor de totale dataset met aanduiding van locaties met Hoogdynamische soorten (driehoeken) - vloed/eb-dominantie in functie van waterdiepte. Lege stalen zijn gemarkeerd met een zwarte cirkel