

Onderzoek naar de trekvissoorten in het Schelde-estuarium

Voortplantings- en opgroei-habitat van rivierprik en fint

**Maarten Stevens, Tom Van den Neucker, Emilie Gelaude, Raf
Baeyens, Yves Jacobs, Ans Mouton, David Buysse & Johan Coeck**

INBO.R.2011.14

Auteurs:

Maarten Stevens, Tom Van den Neucker, Emilie Gelaude, Raf Baeyens, Yves Jacobs, Ans Mouton, David Buysse & Johan Coeck

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
Wetenschappelijke instelling van de Vlaamse overheid

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

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
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

Maarten.Stevens@inbo.be

Wijze van citeren:

Stevens M., Van den Neucker T., Gelaude E., Baeyens R., Jacobs Y., Mouton A., Buysse D. & Coeck J. (2011). Onderzoek naar de trekvissoorten in het Schelde-estuarium. Voortplantings- en opgroei-habitat van rivierprik en fint. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011 (14). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2011/3241/136

INBO.R.2011.14

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Management ondersteunende diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Galgenschoor aan de Schelde
Y. Adams / Vildaphoto

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

Het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Mobiliteit en Openbare werken, Afdeling Maritieme Toegang, in het kader van het Onderzoeks- en Monitoringsprogramma van de Lange Termijnvisie voor het Schelde-estuarium



Onderzoek naar de trekvissoorten in het Schelde-estuarium

Voortplantings- en opgroeihabitat van
rivierprik en fint

**Maarten Stevens, Tom Van den Neucker, Emilie Gelaude,
Raf Baeyens, Yves Jacobs, Ans Mouton, David Buysse &
Johan Coeck**

Dankwoord

Voor de permanente bemonstering van de visnevengeul in de Zwalmbeek konden we rekenen op een enthousiast team vrijwilligers. Vissen in de winter is nooit een pretje, maar als ook de vangsten uitblijven moet je al uit het goede hout gesneden zijn om vol te houden. We zouden dan ook in het bijzonder Franky Vercruysse, Davy Van den Berghe, Bart, Els en de kinderen Boydens-Vanfleiteren en Jan Pappens willen bedanken voor hun inzet en enthousiasme!

Voor de maandelijkse bemonstering van het koelwater in Doel kunnen we rekenen op een vrolijke bende Groenendalers: bedankt Jan, Isabel, Yves, Adinda en Linde. We zouden hierbij ook Guido Vermeulen en Alfons Willemsen van Electrabel willen bedanken voor de vlotte samenwerking.

Voor het fintmodel hadden we gemodelleerde gegevens over de stroomsnelheid en het getij nodig. Hydrologische modellen zijn een kunst op zich en gelukkig konden we daarvoor bouwen op de expertise van het Waterbouwkundig Laboratorium.

Dit project kadert in het Vlaams-Nederlandse onderzoeksprogramma LTV O&M en kwam tot stand met de financiële steun van de Vlaamse overheid, Departement Mobiliteit en Openbare werken, Maritieme Toegang. We willen hierbij in het bijzonder Ann Govaerts, Tim Gregoir en Freddy Aerts van de Afdeling Maritieme Toegang bedanken voor hun inhoudelijke en logistieke ondersteuning. Daarnaast willen we ook de leden van de stuurgroep [Vera De Vlieger (W&Z), Piet Thys (W&Z), Kris De Craene (Haven Antwerpen), Kristof Vlietinck (ANB), Alain Dillen (ANB Oost-Vlaanderen), Rudi Yseboodt (ANB Antwerpen), Wouter Quist (Waterschap Zeeland), Yvonne van Scheppingen (Waterschap Zeeuws-Vlaanderen) en Fred Twisk (Deltares)] bedanken voor de constructieve discussies en gewaardeerde opmerkingen bij het verslag.

Samenvatting

Trekvissen zoals rivierprik en fint zijn belangrijke indicatoren voor het functioneren van het ecosysteem. Door menselijke invloeden verdwenen tijdens de voorbije eeuw de meeste trekvissen uit de Schelde. De voorgaande studie naar trekvissen in de Schelde toonde echter aan dat voor de meeste soorten een bescheiden herstel is ingezet (Stevens *et al.*, 2009). Voor zowel rivierprik als fint zijn er belangrijke aanwijzingen dat ze zich voortplanten in het stroomgebied van de Schelde. Voor beide soorten zijn de paai- en opgroeihabitaten echter niet gekend en het is onduidelijk of de randvoorwaarden aanwezig zijn voor een duurzaam herstel.

Het paai- en opgroeihabitat van rivierprik kan gelokaliseerd worden via een gerichte bemonstering van de larven in het sediment. Bemonstering met fuiken toonde aan dat volwassen rivierprikken vooral migreren naar de Bovenschelde en de Zwalmbeek. In beide waterlopen werden een aantal locaties geselecteerd waarvan op basis van literatuuronderzoek verwacht wordt dat het geschikte habitaten zijn voor de larven van rivierprik. De doorwaadbare locaties werden bemonsterd met een speciaal ontworpen sedimentpomp en de diepere locaties met een Van Veengrijper. In geen van beide waterlopen werden echter rivierprik larven aangetroffen, waardoor ook geen paaiplaatsen konden aangeduid worden. Mogelijke redenen voor het ontbreken van larven in de stalen zijn (1) dat er geen geschikt larvaal habitat aanwezig is in de onderzochte zones, (2) dat de larvale densiteit in de onderzochte habitaten te laag is en de staalnamefrequentie verhoogd moet worden om ze te detecteren, (3) dat de Zwalm en de Bovenschelde toch niet de belangrijkste paaigebieden voor rivierprik in de Schelde zijn. Mogelijk kan telemetrie van adulte rivierprikken gebruikt worden om de paailocaties te vinden.

Om de voortplanting en overlevingskansen van rivierprikken in de Bovenschelde te verbeteren moeten de migratieknelpunten in de Schelde en de zijrivieren passeerbaar gemaakt worden en moet voldoende larvaal habitat beschikbaar zijn. In de Zwalm en andere zijrivieren kan larvaal habitat gecreëerd worden door de aanleg van natuurlijke oevers. Daarnaast moeten slibbanken in de Bovenschelde zo veel mogelijk bewaard worden als potentieel larvaal habitat.

De populatie van fint in de Schelde is nog te klein om de essentiële habitaten te identificeren via bemonsteringen in het veld. Daarom werd gekozen om op basis van literatuurgegevens een habitatgeschiktheidsmodel op te stellen voor paaiende finten en fintlarven. Hiervoor werden eerst de omgevingsvariabelen geselecteerd die de habitatgeschiktheid bepalen. Vervolgens werden voor elke variabele de tolerantiegrenzen bepaald. De variabelen werden tenslotte via vage logica (fuzzy logic) gecombineerd om een uitspraak te doen over de mate van geschiktheid van een habitat.

Het model voorspelt dat er geschikt paaihabitat aanwezig is in de Zeeschelde stroomopwaarts van de Durme en later op het jaar, wanneer de watertemperatuur stijgt, ook in de Kleine en Grote Nete. Geschikt habitat voor larvale fint bevindt zich vooral in de Zeeschelde stroomopwaarts Rupelmonde en in de Rupel.

De voortplanting van fint vindt in de hoofdgeul plaats en de larven verplaatsen zich tijdens hun ontwikkeling naar de randen van de hoofdgeul en naar nevengeulen en zijarmen. In zones met geschikt paai- en larvaal habitat moeten dus zowel de hoofd- als de nevengeul beschermd worden. Hierbij moeten vooral slikken, platen en laagdynamische subtidale habitaten gevrijwaard worden. Het wegbaggeren van deze habitaten hypothekeert dan ook het herstel van de fintpopulatie in de Schelde.

Het zuurstofgehalte in het estuarium is de voorbije jaren sterk verbeterd, maar in de zomer blijft er een zuurstofarme zone in het zoetwater gebied aanwezig. Hierdoor komt de

stroomopwaartse migratie van adulten en de overleving van larven in het gedrang. Periodisch zuurstofarme condities moeten dan ook vermeden worden en een minimaal zuurstofgehalte van 5 mg/l is noodzakelijk voor zowel adulten als larven.

De voorbije eeuw is de dynamiek in het estuarium sterk toegenomen, waardoor larven zich minder goed kunnen handhaven in geschikt habitat. Ingrepen die de stroomsnelheid verhogen of die lokale retentiezones doen verdwijnen moeten dan ook vermeden worden.

Summary

Migratory fish such as river lamprey and twaite shad are important indicators of ecosystem functioning. Over the past century, most migratory fish have disappeared from the river Scheldt due to human impacts. The previous study on migratory fishes in the Scheldt showed however that most species show the first signs of recovery (Stevens *et al.*, 2009). For both river lamprey and twaite shad there are strong indications that they reproduce in the Scheldt. However, the spawning and nursery habitats of both species are unknown and it is unclear whether the preconditions for a sustainable recovery are met.

The spawning and nursery habitat of river lamprey can be located through targeted sampling of the larvae in the sediment. Sampling with fyke nets showed that adult river lamprey migrate mainly to the Bovenschelde and Zwalmbeek. In both rivers a number of locations were selected, which are, according to the literature, expected to be suitable habitats for the larvae of river lamprey. Wadable sites were sampled with a specially designed sediment pump and the deeper sites with a Van Veen grab. In neither of these rivers, however, river lamprey larvae could be found and no spawning sites could be identified. Possible reasons for the lack of larvae in the samples are (1) that no suitable larval habitat is present in the studied areas, (2) that the larval density in the investigated habitats is low and hence sampling frequency should be increased, (3) that the River Bovenschelde and the River Zwalm are not the main spawning grounds for river lamprey in the Scheldt. Telemetry of adult river lamprey could be a possible solution to locate the spawning grounds.

In order to improve the reproduction and survival of river lamprey in the River Bovenschelde, the migration barriers in the Scheldt and its tributaries should be cleared and sufficient larval habitat should be available. Larval habitat could be created in the River Zwalm and other tributaries through the restoration of natural banks. In addition, mud and sand banks in the Bovenschelde should be protected as much as possible as potential larval habitat.

The population of twaite shad in the Scheldt is too small to identify the critical habitats by sampling in the field. Therefore, a habitat suitability model for spawning and larval shad was constructed based on literature data. Hereto, we first selected the environmental variables that determine habitat suitability. Next, for each variable the tolerance range was determined. Finally, the variables were combined using fuzzy logic in order to determine the degree of suitability of a habitat.

The model predicts the presence of suitable spawning habitat in the Upper Zeeschelde, upstream of the River Durme. Later in the season, when the water temperature rises, suitable spawning habitat is also present in the Rivers Kleine Nete and Grote Nete. Suitable habitat for larval shad is located mainly in the Upper Zeeschelde upstream Rupelmonde and in the River Rupel. Spawning of twaite shad takes place in the main channel and during their ontogeny the larvae migrate to the edges of the main channel and to side channels. Therefore, in areas with suitable spawning and larval habitat, both the main and side channels need protection. In particular mudflats, sand flats and subtidal low dynamic habitats should be safeguarded. Dredging of these habitats thus mortgages the recovery of the twaite shad population in the Scheldt.

The oxygen concentration in the estuary has been greatly improved in recent years. However, in summer a low-oxygen zone in the freshwater area persists, comprising the upstream migration of adults and the survival of larvae. Periodic hypoxic conditions should therefore be avoided and a minimum oxygen content of 5 mg / l is essential for both adults and larvae.

During the last century, hydrodynamics in the estuary has increased markedly. As a result, larvae have more difficulties in maintaining their position in suitable habitat. Actions that increase the river/tidal flow or eliminate local retention areas should therefore be avoided.

Inhoud

Dankwoord.....	4
Samenvatting.....	5
Summary	5
1 Inleiding en doelstellingen	5
1.1 Achtergrond.....	5
1.2 Motivatie	5
1.3 Doelstellingen	5
2 Rivierprik	5
2.1 Biologie.....	5
2.2 Bemonstering	5
2.2.1 Stroomop- en stroomafwaartse migratie	5
2.2.2 Bemonstering ammocoeta larven	5
3 Fint.....	5
3.1 Biologie.....	5
3.2 Modelbeschrijving.....	5
3.2.1 Selectie omgevingsvariabelen	5
3.2.2 Tolerantiegrenzen.....	5
3.2.3 Dataverzameling	5
3.2.4 Vage logica modellen	5
4 Resultaten	5
4.1 Rivierprik	5
4.1.1 Stroomop- en stroomafwaartse migratie	5
4.1.2 Bemonstering ammocoeta larven	5
4.2 Fint.....	5
4.2.1 Omgevingsvariabelen.....	5
4.2.2 Modelresultaten	5
5 Discussie	5
5.1 Rivierprik	5
5.2 Fint.....	5
5.2.1 Paaihabitat	5
5.2.2 Larvaal habitat.....	5
5.2.3 Verfijning model.....	5
6 Conclusies en aanbevelingen.....	5
6.1 Rivierprik	5
6.2 Fint.....	5
6.3 Verder onderzoek	5
Bijlage 1 – output larvale model	5
Bijlage 2 - output paaimodel.....	5
Referenties	5
Lijst van figuren.....	5
Lijst van tabellen	5

1 Inleiding en doelstellingen

1.1 Achtergrond

Sinds 2001 heeft de Technische Schelde Commissie de Lange Termijn Visie voor het Schelde-estuarium vastgesteld. Deze schrijft voor dat de Schelde in 2030 een gezond en multifunctioneel estuarien ecosysteem is dat op duurzame wijze kan gebruikt worden voor menselijke behoeften. Ter ondersteuning van deze Lange Termijn Visie werd het Memorandum van Vlissingen in 2002 door Vlaanderen en Nederland ondertekend. Hierin werd overeen gekomen om jaarlijks te investeren in gemeenschappelijk, beleidsondersteunend onderzoek en monitoring, teneinde onze systeemkennis uit te breiden. In het kader van dit Memorandum werd het onderzoeks- en monitoringsprogramma van LTV O&M geoperationaliseerd. Jaarlijks werd aldus een Vlaams – Nederlands onderzoeksprogramma opgemaakt voor de thema's natuurlijkheid, veiligheid en toegankelijkheid, met aandacht voor de thema's vis & visserij en recreatie & toerisme.

In juni 2004 werd een workshop georganiseerd om de Vlaams - Nederlandse beleidsvragen op te lijsten rond het thema Vis en Visserij. Hieruit kwamen 3 thema's naar voor:

- habitatmodellering en evaluatie van vissen, schelpdieren en garnalen
- toegankelijkheid trekvis
- ecologische, ecotoxicologische en economische beoordeling

Door de toenmalige Werkgroep Natuurlijkheid en het Onderzoekplatform werd het thema "toegankelijkheid trekvis" geselecteerd. Vervolgens werd het onderzoeksvoorstel "Onderzoek naar de trekvissoorten in het stroomgebied van de Schelde" opgemaakt en opgenomen in het programmaplan 2006. De opzet hierbij was:

- bepalen van de rol van de Zeeschelde inzake de uitwisseling en de dispersie van trekvissoorten met overige rivierbekkens
- inventariseren van bestaande kennis rond de ecologie van trekvisen aan de hand van een literatuurstudie
- een voorstel formuleren voor monitoring om migrerende vissoorten te kunnen opvolgen
- formuleren van beheersmaatregelen

Deze studie werd uitgevoerd door het Instituut voor Natuur en Bosonderzoek van 1/1/2007 t.e.m. 31/12/2008 en leverde:

- een opsomming van de belangrijkste oorzaken van de achteruitgang van trekvisen in de Schelde,
- een overzicht van de status en de verspreiding van trekvisen door middel van een uitgebreide bemonsteringscampagne,
- een voorstel tot monitoring door een combinatie van de gebruikte methodes inclusief een raming,
- algemene aanbevelingen voor het herstel van trekvisen in de Schelde.

Het onderstaand onderzoeksvoorstel werd opgenomen in het programmaplan 2009 en goedgekeurd door de leden van werkgroepen binnen de structuur van LTV O&M. Recentelijk werd de organisatiestructuur van LTV O&M hervormd en ondergebracht onder de Werkgroep Onderzoek & Monitoring. Het programmaplan 2009, inclusief onderhavig onderzoeksvoorstel, werd eveneens voorgelegd en goedgekeurd door de Stuurgroep en de Kerngroep die hieronder functioneren.

Er werd een stuurgroep met Vlaamse en Nederlandse experts opgericht die de deelrapporten en het eindrapport van het onderstaande onderzoek mee evalueren.

1.2 Motivatie

Het Schelde-estuarium is een gebied met een unieke natuurwaarde dat omwille van zijn bijzondere eigenschappen vraagt om een specifiek een aangepast beheer (Meire & Maris, 2008). Aangezien trekvissoorten belangrijke indicatoren zijn voor het functioneren van het ecosysteem is het van ecologisch en van economisch belang dat zij zich kunnen herstellen én handhaven. Tijdens de uitvoering van het programmaplan 2006 werd vastgesteld dat voor de meeste trekvissoorten een bescheiden herstel is ingezet (Stevens *et al.*, 2009). Het is echter onduidelijk of de randvoorwaarden aanwezig zijn voor een duurzaam herstel. Voorlopig is de bestaande kennis ontoereikend om het herstel van trekvissoorten te garanderen.

In dit kader wordt een haalbaarheidstudie uitgevoerd naar het herstel van zeldzame en verdwenen trekvissoorten, met name rivierprik (*Lampetra fluviatilis*) en fint (*Alosa fallax*). Beide soorten komen thans in het estuarium voor en zijn opgenomen in Bijlage 2 van de Europese Habitatrichtlijn (92/43/EEG 21 mei 1992). Dit betekent dat de lidstaten moeten zorgen voor een gunstige staat van instandhouding. Bovendien zijn rivierprik en fint in Vlaanderen beschermd door de Wet op de Riviervisserij van 1 juli 1954 en door het Besluit van de Vlaamse Regering van 20 mei 1992, dat verwijst naar de Benelux Beschikking M (96) 5 inzake de vrije vismigratie van vissoorten in de hydrografische stroomgebieden van de Beneluxlanden. Beneluxbeschikking M (96) 5 werd ondertussen opgeheven en vervangen door Beneluxbeschikking M (2009) 1 waarbij o.a. het tijdspad voor het realiseren van de doelstellingen afgestemd werd op de Kaderrichtlijn water (2000/60/EG).

De Kaderrichtlijn Water werd in Vlaanderen geïmplementeerd onder het Decreet Integraal Waterbeleid (17/07/2003). Het Decreet stelt dat aquatische ecosystemen moeten verbeteren en herstellen door o.a. het herstel van vrije vismigratie, habitatherstel en de verbetering van waterkwaliteit.

Via de Europese Habitatrichtlijn (92/43/EEG, 21 mei 1992) worden soorten en hun leefgebied beschermd binnen de lidstaten van de Europese Unie. In Vlaanderen worden de habitatrichtlijnsoorten beschermd door het gewijzigde Decreet Natuurbehoud van 19/07/2002 en door de uitvoering daarvan in het recente Soortenbesluit van de Vlaamse Regering (BS 15/5/2009). Bijlage 1 van het Soortenbesluit bevat een lijst met o.a. 11 vis- en rondbeksoorten waarop de verbods- en beheerbepalingen uit het Soortenbesluit van toepassing zijn. Vijf van deze soorten zijn trekvissoorten (fint, *Alosa fallax*, Atlantische steur, *Acipenser sturio*, Atlantische zalm, *Salmo salar*, zeeprik, *Petromyzon marinus* en rivierprik, *Lampetra fluviatilis*).

Het soortenbesluit geeft **verbodsbepalingen** (1) t.a.v. specimens of eieren van beschermde soorten, (2) betreffende het onder zich hebben, het vervoeren en het verhandelen en (3) t.a.v. nesten, voortplantingsplaatsen en rustplaatsen van beschermde dieren. Het soortenbesluit legt ook een juridische basis voor een actieve **soortenbescherming**, d.i. door de overheid ondernomen initiatieven, maatregelen en acties die moeten leiden tot een betere staat van instandhouding van soorten. Actieve beschermingsmaatregelen worden mogelijk gemaakt voor beschermde soorten die op een rode lijst aangemerkt zijn als uitgestorven, met uitsterven bedreigd, bedreigd of kwetsbaar. Alle trekvissoorten behalve rivierprik uit bijlage 1 van het Soortenbesluit staan in de rode lijst aangeduid als 'uitgestorven'.

1.3 Doelstellingen

Door hun specifiek migratiegedrag tussen de zee en het zoetwater zijn trekvissoorten gedwongen door estuaria te migreren waar ze blootgesteld zijn aan antropogene impacts zoals watervervuiling (hypoxia), infrastructuurwerken en visserij. Hierdoor zijn het goede

indicatoren voor de toestand van een ecosysteem (McDowall, 1999). In het eerste luik van de studie naar de toestand van trekvissoorten in het stroomgebied van de Schelde (Stevens *et al.*, 2009) werd een overzicht gemaakt van de beschikbare kennis met betrekking tot trekvissoorten in de Schelde. Daarnaast werd de actuele rol van de Zeeschelde onderzocht in de uitwisseling en dispersie van trekvissoorten met de overige rivierbekkens. Het onderzoek toonde aan dat een aantal zeldzame soorten (vb. spiering, dunlipharder, rivierprik) en zelfs soorten die verdwenen waren (vb. fint, zeeprik) opnieuw in het Scheldebekken aangetroffen worden. Het is echter onduidelijk of de randvoorwaarden aanwezig zijn voor een duurzaam herstel van deze soorten.

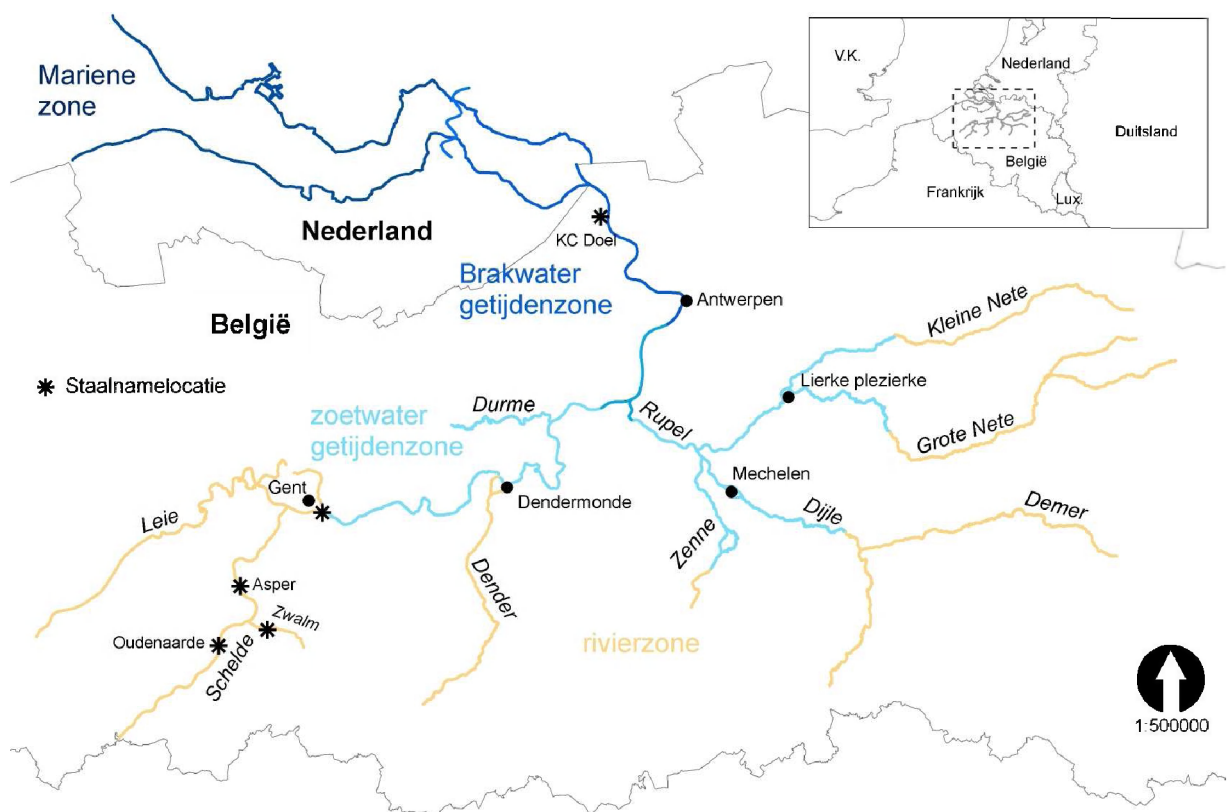
Via een haalbaarheidsonderzoek wordt in deze vervolgstudie nagegaan op welke manier enkele zeldzame en verdwenen trekvissoorten opnieuw in zichzelf in stand houdende populaties kunnen voorkomen in de Schelde. In deze vervolgstudie willen we focussen op twee soorten, rivierprik en fint, om de algemene aanbevelingen naar beheer toe te verfijnen en te concretiseren.

De levenscyclus van **rivierprik** (*Lampetra fluviatilis*) is gesloten in het Schelde-estuarium. Tot op heden is er echter geen informatie beschikbaar over de paai- en opgroeihabitats van deze soort. Uit de voorgaande studie bleek echter dat de rivierprikken in zodanig grote getallen gevangen werden, dat ze zich zeker voortplanten in het estuarium. Enkel indien de voortplantingszones gelokaliseerd zijn, kunnen ze aangeduid worden voor extra bescherming of kunnen extra zones aangeduid worden die in aanmerking komen als opgroeihabitat voor de larven mits bepaalde beheersmaatregelen. Voor een volledig herstel van deze soort is kennis van de reproductiezones onontbeerlijk.

Het is gekend dat de larven van prikken zich na het uitsluipen ingraven in slibrijk substraat en hier enkele jaren verblijven tot ze volwassen zijn. Via een gerichte sedimentbemonstering wordt de ruimtelijke verspreiding van priklarven in beeld gebracht. Indien rivierpriklarven worden waargenomen, kunnen na een analyse van de habitateisen concrete beheers- en beschermingsmaatregelen geformuleerd worden.

In tegenstelling tot rivierprik blijft het herstel van **fint** (*Alosa fallax*) achter. Uit de resultaten van de vismonitoring door vrijwilligers in het Schelde-estuarium (Stevens *et al.*, 2009) blijkt dat fint zich in 2009 waarschijnlijk heeft voortgeplant in het estuarium. Dit eerste beperkte succes toont aan dat er geschikt paaihabitat in de Schelde aanwezig moet zijn. De randvoorwaarden voor reproductie van deze soort moeten daarom concreet bestudeerd worden. Eens de habitateisen gekend zijn, kan nagegaan worden welke gebieden in de Schelde in aanmerking komen als reproductie- en opgroei gebieden en dus extra aandacht moeten krijgen in het toekomstig beheer van het estuarium.

Op basis van gegevens van referentiepopulaties kunnen de habitateisen voor fint in vergelijkbare situaties met de Zeeschelde geanalyseerd worden. Via een koppeling van de habitateisen aan hydrodynamische modellen kunnen de potentiële voortplantingshabitats vervolgens gelokaliseerd worden. De literatuurstudie uit het voorgaand onderzoek dient hierbij als ondersteuning voor de opbouw van een habitatgeschiktheidsmodel voor fint. Op basis van dit model kan nagegaan worden of er geschikt habitat in het Schelde-estuarium aanwezig is en welke de beperkende factoren zijn voor een duurzaam herstel van de populatie. Vervolgens worden beheers- en beschermingsmaatregelen voor fint voorgesteld.



Figuur 1. Overzichtskartaal van het stroomgebied van de Schelde met aanduiding van de belangrijkste saliniteitszones.

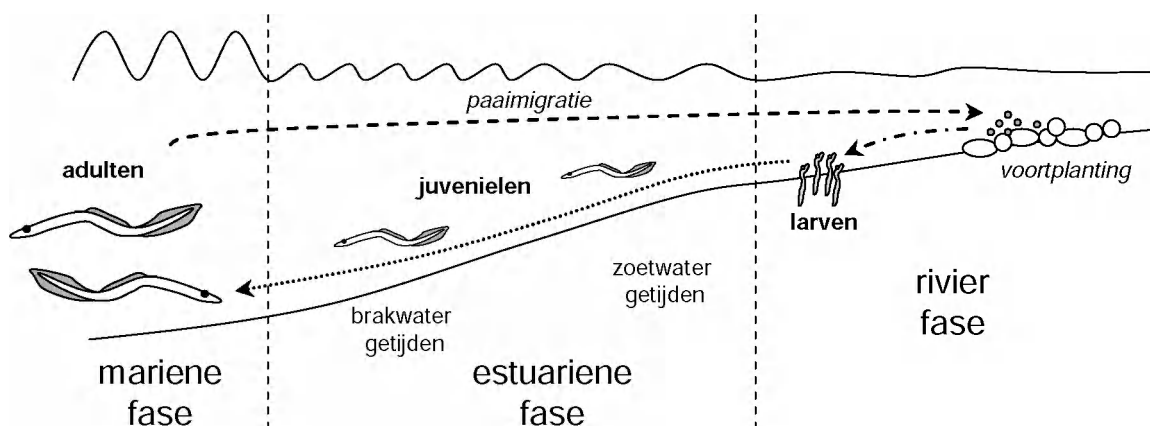
2 Rivierprik

2.1 Biologie

De rivierprik is, naast de zeeprik, de tweede anadrome rondbeksoort die in het Scheldebekken kan worden aangetroffen. Volwassen rivierprikken verblijven minstens 1.5 jaar in het mariene milieu alvorens ze terugkeren naar het zoete water om zich voort te planten (Figuur 2). De paaimigratie van rivierprik start verschillende maanden voor het tijdstip van paaien en varieert met de breedtegraad, de temperatuur en de waterafvoer. In Noord- en West-Europa zit er een grote temporele spreiding op de paaimigratie van rivierprik, maar begint gewoonlijk tijdens de zomer of herfst (juli-september) van het jaar voordat er gepaaid wordt en kan doorgaan tot de lente (juni). De resultaten van de trekvisstudie in 2007-2008 tonen aan dat de stroomopwaartse migratie van rivierprikken in de Schelde tussen december en januari plaatsvindt (Stevens *et al.*, 2009).

Paaiplaatsen van rivierprikken liggen vaak onmiddellijk onder barrières, zoals watervallen en stuwen, die een verdere stroomopwaartse migratie verhinderen. Als paaihabitat is een grindbodem met snelstromend water vereist en naburige kalme gebieden met fijnkorrelig materiaal voor de larven. Tevens moeten kleine hoeveelheden zand aanwezig zijn waaraan de eieren kunnen blijven kleven, zodat ze vervolgens kunnen worden ingebed tussen het grind en de keien. Adulte rivierprikken graven een nestkuil of een ondiepe depressie in het bodemmateriaal waarin de bevruchte eieren worden afgezet die aan zandkorrels en steentjes blijven kleven. Afhankelijk van de watertemperatuur komen de eieren uit na 15 tot 30 dagen. Na het uitsluipen drijven de larven stroomafwaarts om zich te vestigen op plaatsen met kalm water in slibrijk substraat dat rijk is aan organisch materiaal zoals in oevers en binnenbochten van waterlopen. De larven van rivierprik verlaten het sediment na 4.5 tot 9 jaar, waarna ze geleidelijk stroomafwaarts migreren naar de zee.

De larven moeten dus stroomafwaarts van locaties met stenige bodem gezocht worden, op plaatsen met kalm water in slibrijk of zandig substraat dat rijk is aan organisch materiaal. Hoe ver de larven zich na het uitsluipen in het stroomgebied verplaatsen ten opzichte van de nestkuil hangt af van de gradiënt en de stroomkarakteristieken van de rivier (Potter, 1980). Ze kunnen aangetroffen worden op al dan niet plantenvrije plaatsen waar de stroomsnelheid lager is dan gemiddeld in de rivier (0.01 tot 0.05 m/s, met een bovengrens van ongeveer 0.5 m/s), in de binnenbochten of achter obstructies, waar organisch materiaal accumuleert. Dikwijls zijn deze locaties deels beschaduwd. Larvale prikken worden vaak langs de oevers van waterlopen waargenomen, op rustige plaatsen waar de stroming soms in tegenovergestelde richting verloopt, met een snelheid van ongeveer 0.1 m/s. De waterdiepte in de opgroei gebieden van de larven is meestal 10 tot 50 cm, maar kan variëren van 0 tot meer dan 7 m (Hardisty & Potter, 1971; Kainua & Valtonen, 1980; Ryapolova, 1972; Hardisty, 1986; Entec, 2000a; 2000b; Maitland, 2003; Winter & Griffioen, 2007; Winter, ongepubliceerde data).



Figuur 2. Levenscyclus van rivierprik (*Lampetra fluviatilis*). De voortplanting vindt plaats in het zoetwater boven de getijdenzone. De larven blijven 5 tot 9 jaar in het sediment, waarna ze een metamorfose ondergaan en de jonge prikken naar zee migreren. Volwassen rivierprikken leven in zee. Zie Figuur 1 voor de locatie van de saliniteitszones in het Schelde-estuarium.

2.2 Bemonstering

Om de paai- en opgroeizones van rivierprik in kaart te brengen worden zowel adulte rivierprikken tijdens de stroomopwaartse paaimigratie als de sedentaire rivierprikkenlarven bemonsterd. Tijdens vorig onderzoek werden de hoogste aantallen stroomopwaarts migrerende rivierprikken gevangen onder de knelpunten van Merelbeke en Asper (Stevens *et al.*, 2009). De potentiële paai- en opgroeigebieden van rivierprik werden in het kader van het voorgaande trekvisproject aangeduid. Voor rivierprik werd de Zwalmbeek en de zone onder de stuw van Asper op de Bovenschelde als belangrijk potentieel habitat voor aangeduid. De Zwalmbeek is de eerste vrij optrekbare waterloop in de Bovenschelde boven de getijdenzone en eerder onderzoek toonde aan dat rivierprik de Zwalm optrekt (Buysse *et al.*, 2007). De vangstinspanningen richten zich dan ook vooral op de Zwalm en de Bovenschelde stroomafwaarts van de stuw in Asper.

2.2.1 Stroomop- en stroomafwaartse migratie

De stroomopwaartse migratie van adulte rivierprikken werd zowel opgevolgd via maandelijkse bemonsteringen onder de stuwen op de Bovenschelde, de Zwalm en Peerdestokbeek als via een permanente bemonstering in de visnevengeul van de Zwalmbeek (Figuur 3).

2.2.1.1 Maandelijkse bemonstering onder migratieknelpunten

Om de stroomopwaartse paaimigratie van adulte rivierprik te kwantificeren werden tussen december 2009 en april 2010 maandelijks fuiken geplaatst in de Bovenschelde onder de stuwen van Merelbeke en Asper, in de Zwalmbeek onder de Ter Biestmolen en in de Peerdestokbeek onder de Van der Lindensmolen. Telkens werden twee enkele schietfuiken gedurende 24u onder de stuwen geplaatst. Gevangen prikken werden gemerkt met een finclip die specifiek is voor de vangstlocatie (bv. prikken die in Merelbeke gevangen worden, krijgen een knip in de voorste rugvin, prikken die in Asper gevangen worden, krijgen een knip in de achterste rugvin, ...).

2.2.1.2 Permanente bemonstering in een visnevengeul

Naast de maandelijkse bemonsteringen onder de migratieknelpunten in de Bovenschelde en het Zwalmbekken, werd de optrek van volwassen rivierprikken in het Zwalmbekken ook permanent opgevolgd. Hiervoor werd een samenwerking met lokale vrijwilligers opgezet. De vrijwilligers controleerden tussen 4 januari en 19 april 2010 tweedaags een fuik die permanent stond opgesteld in de visnevengeul van de Zwalmbeek t.h.v. de Terbiestmolen (Figuur 3).



Figuur 3. *Vangstconstructie op de visnevengeul ter hoogte van de Terbiestmolen aan de Zwalmbeek.*

2.2.1.3 Bemonstering koelwater kerncentrale Doel

De vorige trekvisstudie toonde aan dat in het Koelwater van de kerncentrale van Doel vooral juveniele rivierprikken gevangen worden. Tijdens deze vervolgstudie werd de koelwaterbemonstering aangehouden om de zeewaartse trek van juveniele rivierprik te monitoren. Zie Stevens *et al.* (2009) voor een gedetailleerde beschrijving van de methode bij de bemonstering van het koelwater.

2.2.2 Bemonstering ammocoeta larven

2.2.2.1 Selectie potentieel habitat

Om de paaiplassen te lokaliseren wordt eerst gezocht naar de ammocoetalarven in het sediment op een aantal vooraf geselecteerde locaties. Als er larven in het sediment aangetroffen worden, wordt stroomopwaarts gezocht naar habitatten met stenig substraat die als paaiplassen kunnen dienen.

Als studiegebieden werden riviertrajecten in de Zwalm en de Schelde gekozen. In de Zwalm werd het traject tussen de Zwalmmolen en de monding in de Schelde bestudeerd. In de Schelde werd een traject stroomafwaarts van de stuw van Asper onderzocht. De

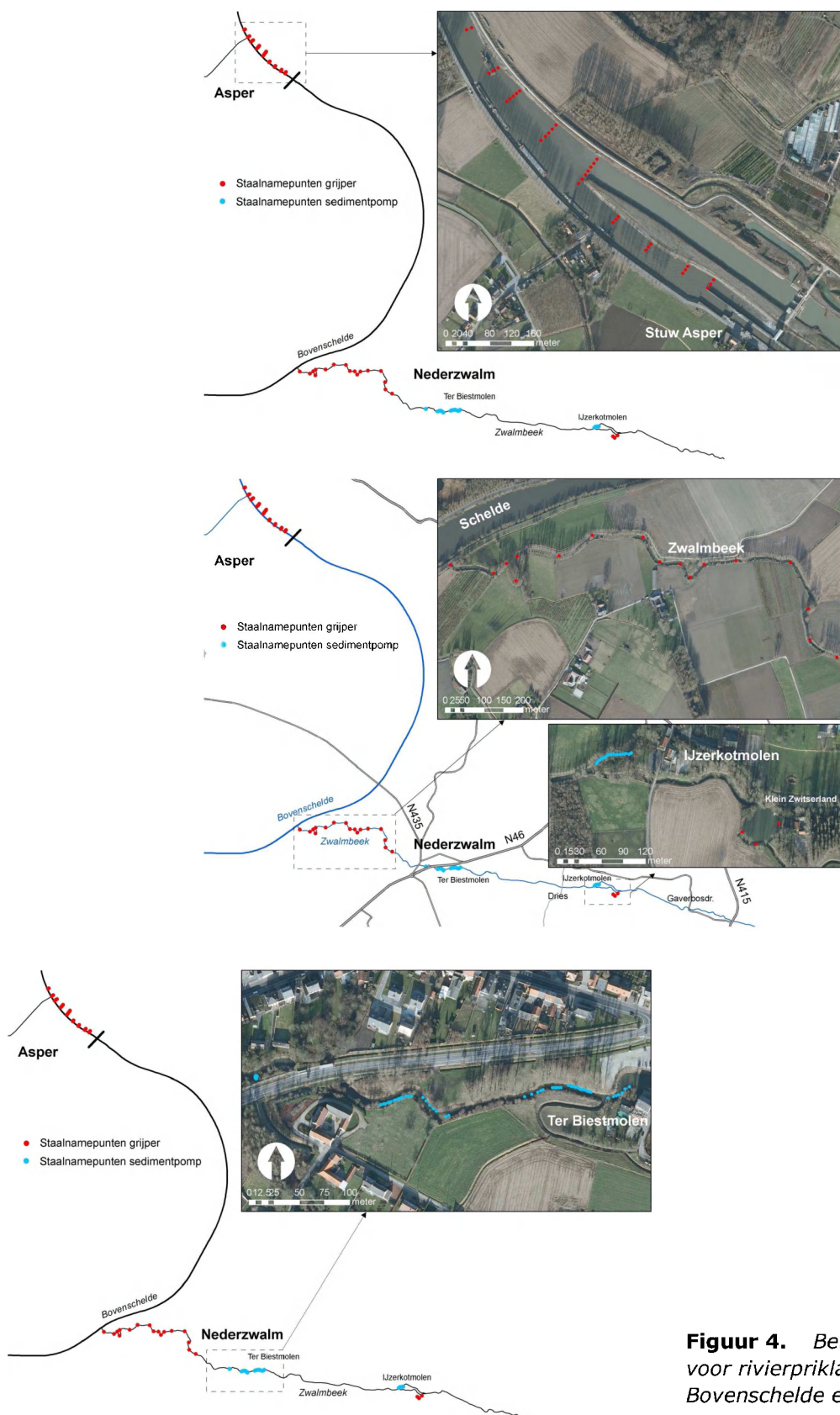
bemonstering van het traject in de Zwalm kan enerzijds gemotiveerd worden door het feit dat het de eerste zijrivier is stroomopwaarts van de stuw van Asper. Anderzijds is bekend dat rivierprikken zich vroeger hebben voortgeplant in de Zwalm en in 2007 en 2010 werden er respectievelijk 3 en 4 volwassen rivierprikken gevangen ter hoogte van de Ter Biestmolen (Buysse *et al.*, 2007; 2008; Figuur 25). De Zwalmolen vormt een onoverbrugbare hindernis, zodat verder stroomopwaarts niet bemonsterd werd.

De keuze voor het traject stroomafwaarts van de stuw van Asper kan gemotiveerd worden door de vaststelling dat paaiplaatsen van rivierprikken soms onmiddellijk onder barrières liggen die een verdere stroomopwaartse migratie verhinderen (Kelly & King, 2001; Winter, 2010). Bovendien werden in het verleden vrij grote aantallen volwassen rivierprikken gevangen ter hoogte van de stuw (Buysse *et al.*, 2003) en is er breuksteen aanwezig dat in afwezigheid van natuurlijk stenig substraat mogelijk kan voldoen als paaisubstraat (Winter & Griffioen, 2007). Aangezien rivierprikklarven in rivieren met een zwakke gradiënt zich na het uitsluipen slechts enkele honderden meters stroomafwaarts van de paailocaties verplaatsen, werd een traject bemonsterd vanaf de stuw tot ongeveer 600 m stroomafwaarts hiervan.

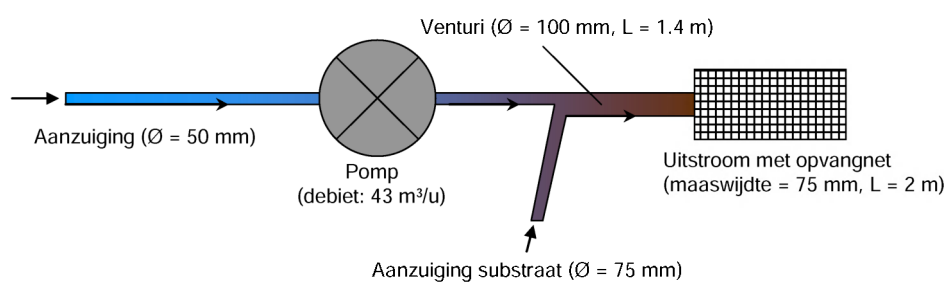
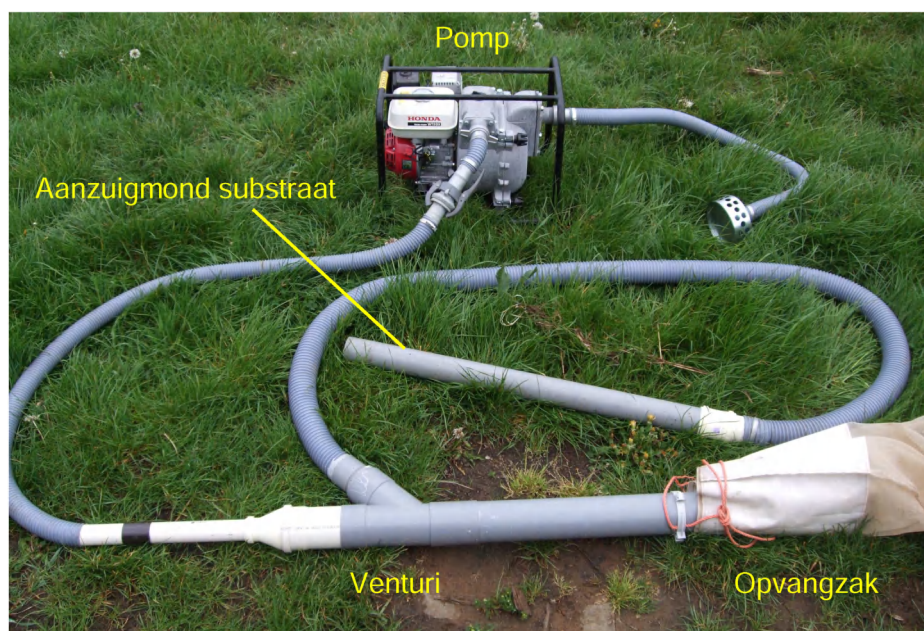
2.2.2.2 Bemonsteringsmethode

In het riviertraject tussen de Zwalmolen en de monding in de Schelde werd gezocht naar potentieel geschikt habitat voor rivierprikklarven. Dit gebeurde vanaf de oever of wadend, stroomafwaarts van plaatsen waar stenig substraat aanwezig is. De ondiepe zones langs de oevers en centraal in de waterloop, inclusief de molenkommen, werden in kaart gebracht. In de doorwaadbare trajecten werden deze zones bemonsterd met een sedimentpomp, die gebouwd werd naar een model dat ontwikkeld werd door het Frans onderzoeksinstituut Cemagref (Taverny, 2005). In totaal werden 95 punten bemonsterd met de sedimentpomp (Figuur 5). Het toestel werd met succes getest in de Grote Nete, waar beekprikklarven van verschillende leeftijd werden gevangen. De bemonsteringstechniek bestaat uit het opzuigen van substraat door gebruik te maken van het venturi-principe. Hierdoor komen het opgezogen materiaal en de bodemdieren die zich hierin bevinden niet in contact met draaiende delen van het pomphuis. De opstelling wordt schematisch weergegeven in Figuur 5. Door een vernauwing van de buis na de pomp ontstaat er een onderdruk waardoor water, sediment en organismen meegezogen worden in de uitstroom. Alles wordt aan de uitstroomzijde gefilterd door een fijnmazig opvangnet (maaswijdte 1 mm). Er werd gebruik gemaakt van een vuilwaterpomp met een debiet van 720 liter per minuut. De aanzuigmond heeft een diameter van 100 mm. Stenen met een diameter tot 40 mm worden probleemloos mee opgezogen. Niet-doorwaadbare zones met potentieel geschikt habitat voor rivierprikklarven werden bemonsterd met een Van Veen grijper (Figuur 6).

Stroomafwaarts van de Hoogtestraat (N435) werd gefocust op de meanders, omdat hier in de binnen- of buitenbochten ondiepe zones werden aangetroffen met potentieel geschikt habitat voor rivierprikklarven. Bijkomend werden drie locaties bemonsterd in de molenkom ter hoogte van het Galerijpad (Klein Zwitserland). In de Zwalm werden in totaal 20 locaties bemonsterd met de Van Veen grijper vanaf een boot (Figuur 4). Per locatie werden 10 sedimentstalen genomen met de Van Veen grijper. Telkens werd het sedimenttype bepaald, waarbij onderscheid gemaakt werd tussen klei, slib, zand, stenen en grof organisch materiaal. Het sediment werd gezeefd over een maaswijdte van 1 mm. Het materiaal dat achter bleef op de zeef werd nauwkeurig onderzocht op de aanwezigheid van rivierprikklarven (Figuur 6). Op elke locatie werd de waterdiepte gemeten.



Figuur 4. Bemonsteringslocaties voor rivierprik larven in de Bovenschelde en de Zwalmbeek



Figuur 5. Schematische voorstelling van de sedimentpomp die gebruikt werd bij de staalname in de Zwalm.



Figuur 6. Van Veen grijper (links) en gezeefd bodemmateriaal (rechts).

In de Schelde, stroomafwaarts van de stuw van Asper, werden eveneens stalen genomen met de Van Veen grijper. Net als in de Zwalm werden op elke locatie 10 stalen genomen, werd het sedimenttype bepaald, gezeefd over een maaswijdte van 1 mm en werd de waterdiepte bepaald. In de Schelde werden in totaal 34 locaties bemonsterd, gelegen langs negen transecten loodrecht op de oever (Figuur 4). Vier transecten (12 locaties) bevonden zich in de oude stuwgeul en vijf transecten (22 locaties) stroomafwaarts van de splitsing tussen de oude en de nieuwe stuwgeul. De vaargeul werd steeds gemeden.

3 Fint

De populatie van fint in het Scheldebekken is sterk gereduceerd, maar recente gegevens wijzen op een geleidelijk herstel. De vangst van een juveniele fint (6 cm) in juli 2009 t.h.v. de Durmemonding toont aan dat de soort zich voor het eerst sinds lang in de Schelde heeft voortgeplant. De populatieomvang is echter nog te beperkt om via veldwaarnemingen de geschikte paai- en opgroeizones aan te duiden. Daarom werken we met een habitatgeschiktheidsmodel waarmee het potentiële paai- en opgroei-habitat in het stroomgebied van de Schelde aangeduid wordt.

Voor de Noordamerikaanse Alosidae werden reeds een aantal habitatgeschiktheidsmodellen opgesteld (Stier & Crance, 1985; Ross *et al.*, 1993; Bilkovic *et al.*, 2002; Kocovsky *et al.*, 2008). De bestaande modellen vormen de basis voor het model voor fint. Het model wordt opgesteld met gegevens uit de literatuurstudie en gegevens uit referentiepopulaties uit andere Europese estuaria waar fint voorkomt. Omdat de respons op een omgevingsvariabele verschilt naargelang de levensfase van fint, worden aparte geschiktheidsindices opgesteld voor larvaal habitat en paaihabitat. Het model wordt toegepast op de habitatkenmerken van de brak- en zoetwater getijdenzone van het Schelde-estuarium.

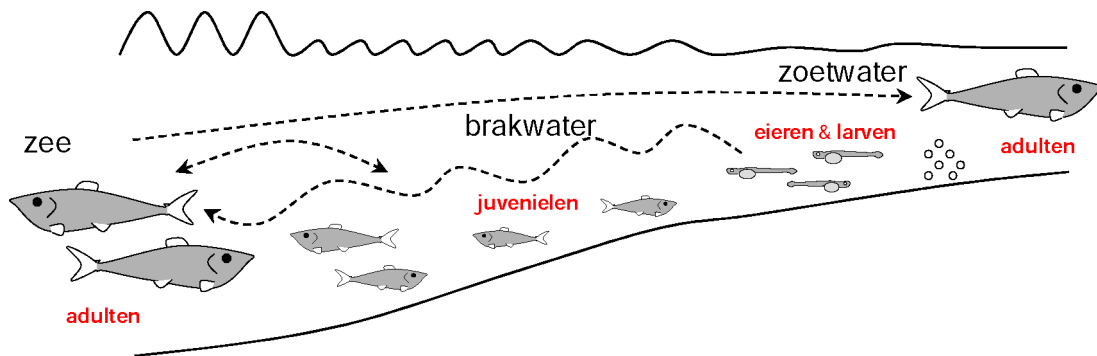
3.1 Biologie

Zie Stevens *et al.* (2009) voor een uitvoerige beschrijving van de ecologie en de potenties voor herstel van fint in de Schelde. Finten behoren tot de familie van de haringachtigen (Clupeidae), waartoe ook haring (*Clupea harengus*), sprot (*Sprattus sprattus*) en sardine (*Sardina pilchardus*) behoren. Van het genus *Alosa* komen 16 soorten voor in het noordelijk halfrond, waarvan zes in Noord-Amerika en 10 soorten in Europa en Noord-Afrika (Faria *et al.*, 2006). In Noord-Europa wordt het genus *Alosa* vertegenwoordigd door fint (*Alosa fallax*) en elft (*Alosa alosa*). Beide soorten zijn nauwverwant en vormen hybriden in sommige rivieren (Coscia *et al.*, 2010).

Finten zijn anadrome vissen. De volwassen vissen leven voor de kust en op zee en als ze paairijp zijn, migreren ze in het voorjaar naar de zoetwater zone van de rivieren om zich voort te planten (Figuur 7). De start van de stroomopwaartse migratie komt op gang als de temperatuur in het meest stroomafwaartse deel van het estuarium na de winter stijgt tot 12°C, waarbij de migratie van mannetjes 1 tot 2 weken vroeger start dan die van vrouwtjes (Claridge & Gardner, 1978; Aprahamian, 1988). De piek van de paaimigratie valt meestal samen met springtij en ze maken gebruik van de vloedstroom om stroomopwaarts te migreren (Aprahamian, 1988). Tijdens de paaimigratie maken finten meanderende bewegingen in de brakwater zone om te acclimatiseren aan de overgang van zout naar zoet water. Amerikaanse elften (*Alosa sapidissima*) moeten 2 tot 3 dagen in de brakwaterzone verblijven om zich fysiologisch aan te passen aan de overgang van zoet naar zoet (Klauda *et al.*, 1991; Greene *et al.*, 2009). In het zoetwatergetijden gebied bedraagt de migratiesnelheid van elften ongeveer 21 km/dag (Rochard, 2001).

Finten planten zich meestal in mei voort in het zoetwater getijdengebied, maar kunnen ook boven de getijdenzone paaien (Aprahamian, 1988; Thiel *et al.*, 1996; Schulze & Schirmer, 2006). De voortplanting vindt plaats als de watertemperatuur boven 15°C stijgt, in de diepere delen in het midden van de rivier. De eieren zijn semi-drijvend en kunnen door de stroming ettelijke kilometers meegevoerd worden. Na 2 tot 5 dagen ontluiken de larven. De eerste dagen overleven de larven op de inhoud van hun dooierzak en bevinden ze zich voornamelijk in de hoofdstroom. Na 4 tot 7 dagen is de dooierzak opgebruikt en starten ze met actieve voeding (Quignard & Douchement, 1991). De larven bevinden zich nu vooral aan de randen van de hoofdstroom en in nevengeulen, waar de stroming minder groot is. Als de

larven 2.5 – 3 cm groot zijn, metamorfoserende tot juvenielen en migreren ze geleidelijk stroomafwaarts naar zee. In de winter verblijven de meeste finten op zee.



Figuur 7. Levenscyclus van fint (*A. fallax*). De voortplanting gebeurt in zoetwater, maar kan zowel in de getijdenzone als in de rivier plaatsvinden. De juvenielen drijven geleidelijk af naar het estuarium waar ze opgroeien en in het najaar migreren ze naar zee. Volwassen finten leven in zee. Zie Figuur 1 voor de locatie van de saliniteitszones in de Schelde.

3.2 Modelbeschrijving

Het habitatgeschiktheidsmodel wordt zowel opgesteld voor volwassen paaiende finten als voor de vroegste levensstadia (larvaal en postlarvaal) van fint. Het model beperkt zich tot deze levensfasen omdat deze het meest afhankelijk zijn van de aanwezigheid van geschikt habitat in het estuarium. Juvenile en niet-paarijpe finten zijn mobieler en migreren tussen de zee en de Beneden-Zeeschelde. De meest beperkende variabelen voor deze pre-adulte levensfasen zijn de voedselbeschikbaarheid en het zuurstofgehalte. Voor het zuurstofgehalte zijn de eisen dezelfde als voor de gemodelleerde stadia. De voedselbeschikbaarheid in de Schelde is waarschijnlijk niet limiterend voor de oudere stadia die zich voeden met garnalen en kleine vis (Stevens *et al.*, 2009).

In een eerste fase worden de omgevingsvariabelen geselecteerd die bepalend zijn voor de kwaliteit van het habitat van fint. Vervolgens worden voor elke variabele de tolerantiegrenzen voor fint vastgelegd en worden gebiedsdekkende kaarten van deze variabelen aangemaakt. De tolerantiegrenzen worden omgezet in "membership functies" om via vage logica de habitatgeschiktheid te berekenen (Zadeh, 1965 – zie hoofdstuk 3.2.4).

De beschikbare informatie over het habitatgebruik door fint is beperkt. Meestal is de variatie van de bestudeerde habitatvariabelen gelimiteerd en specifiek voor één bepaald ecosysteem, waardoor de bevindingen slechts beperkt toepasbaar zijn. Als de informatie over een soort beperkt is, wordt vaak gesteund op de resultaten van onderzoek naar andere (nauw)verwante soorten. In het geval van fint wordt een deel van de modelparameters bepaald op basis van onderzoek naar het habitatgebruik door elft (*A. alosa*) en Amerikaans elft (*A. sapidissima*).

A. fallax (fint), *A. alosa* (elft) en *A. sapidissima* (Amerikaanse elft) zijn genetisch nauwverwante soorten (Bentzen *et al.*, 1993; Faria *et al.*, 2006). Onderzoek toont aan dat elft en fint hybridiseren en dus in hetzelfde paaihabitat kunnen voorkomen (Coscia *et al.*, 2010). Fint en Amerikaanse elft hebben ook een gelijkaardige biologie. Net als fint plant Amerikaanse elft zich voort in zoetwater nabij of boven de getijdenzone (Greene *et al.*, 2009). Het lijkt ons daarom verantwoord om voor het bepalen van de tolerantiegrenzen van fint voor sommige omgevingsvariabelen te steunen op onderzoek dat gevoerd werd naar elft en Amerikaanse elft. Wanneer gesteund wordt op informatie over verwante soorten, dan wordt dit vermeld in de tekst.

De parameters van het habitatgeschiktheidsmodel zijn gebaseerd op literatuurgegevens. Omdat de populatie van fint in de Schelde nog te klein is konden er geen veldgegevens verzameld worden. Het voordeel van deze benadering is dat het model ruim toepasbaar is en niet specifiek is voor de situatie in de Schelde. Het nadeel is echter dat door het ontbreken van veldgegevens het model (nog) niet gevalideerd kan worden.

Het model houdt enkel rekening met de habitatcondities in het estuariene deel van het Scheldebekken (d.i. het gedeelte onder invloed van de getijden). Fint kan zich ook voortplanten in de delen van een rivier die niet onderhevig zijn aan het getij (Aprahamian, 1982), maar in gelijkaardige systemen aan de Schelde vervolledigt fint zijn levenscyclus in het estuarium (Möller & Dieckwisch, 1991; Thiel *et al.*, 1996; Gerken & Thiel, 2001; de Groot, 2002; Schulze & Schirmer, 2006).

3.2.1 Selectie omgevingsvariabelen

De omgevingsvariabelen werden geselecteerd op basis van een uitgebreid literatuuronderzoek naar de ecologie van fint (Stevens *et al.*, 2009) en de habitateisen van Amerikaanse elft (Stier & Crance, 1985; Ross *et al.*, 1993; Bilkovic *et al.*, 2002; Kocovsky *et al.*, 2008; Greene *et al.*, 2009). Omdat de habitateisen verschillend zijn voor paaiende en larvale fint, worden niet alle omgevingsvariabelen in beide modellen gebruikt. In het larvale model worden zeven variabelen opgenomen, in het model voor het paaihabitat zijn er dat zes (Tabel 1).

Tabel 1. Overzicht van de omgevingsvariabelen die in de habitatgeschiktheidsmodellen voor paaiende en larvale finten gebruikt worden.

Variabele	Model paaihabitat	Model larven
Temperatuur (°C)	X	X
Zoutgehalte (PSU)	X	X
Zuurstofgehalte (mg O ₂ /l)	X	X
Zwevende stof gehalte (mg/l)		X
Zoöplanktonconcentratie (N/l)		X
Diepte (m)	X	X
Stroomsnelheid (m/s)	X	X
Retentie (km/getij)	X	

De **watertemperatuur** is bepalend voor de aanzet van de stroomopwaartse migratie en de paaiactiviteit bij volwassen finten. Aangezien vissen koudbloedig zijn, beïnvloedt de temperatuur ook de ontwikkeling van de voortplantingsorganen en de eieren en de groei van de larven.

Finten planten zich voort in zoet of licht brak water. Het **zoutgehalte** bepaalt dus in belangrijke mate de geschiktheid van het voortplantingshabitat. Ook de overleving van eieren en larven van fint wordt beïnvloed door het zoutgehalte.

Lage **zuurstofgehaltes** kunnen een barrière vormen voor de migratie van vissen. Hypoxische condities in de zoetwaterzone van het Schelde-estuarium zijn één van de hoofdoorzaken voor de achteruitgang van fint in de Schelde (Stevens *et al.*, 2009). Indien er een ontsnappingsroute aanwezig is, zullen vissen zones met een te lage zuurstofconcentratie vermijden. Indien de hypoxische zone echter overlapt met optimaal paaihabitat, dan moeten vissen zich voortplanten in suboptimaal habitat of kunnen ze zich niet voortplanten. In beide gevallen heeft dit een negatief effect op de populatie. Larven en eieren zijn minder mobiel en zijn niet of in mindere mate in staat om hypoxische condities te ontwijken. Een lagere zuurstofconcentratie kan dan ook resulteren in directe mortaliteit van larven.

Adulten en eieren van Amerikaanse elft zijn vrij tolerant voor turbiditeit of **zwevende stof**. Bij verhoogde concentraties van zwevende stof neemt de mortaliteit van larvale elften echter

toe (Auld & Schubel, 1978; Wilber & Clark, 2001). Het zwevende stof gehalte wordt dus niet opgenomen in het model voor voortplanting, maar wel in het larvale model.

Tijdens de paaimigratie eten finten weinig of niet (Claridge & Gardner, 1978; Aprahamian, 1989). De actieve voedselopname van fintlarven start na de resorptie van de dooierzak. In estuaria eten larvale finten voornamelijk **zoöplankton** waaronder copepoden, watervlooien en aasgarnalen (Aprahamian, 1989). De overleving van larven van Amerikaanse elft daalt al drastisch als de larven twee dagen geen eten vinden (Greene *et al.*, 2009). De zoöplanktonconcentratie wordt dan ook in het larvale model opgenomen, maar niet in het model voor het paaihabitat.

De voortplanting vindt plaats in de diepste delen van de rivier. De **diepte** waarop gepaaid wordt verschilt echter sterk naargelang de rivier. In sommige rivieren in Engeland paaien finten in zones met een maximale diepte van amper 0.3 m, terwijl ze in de Elbe en de Weser paaien op dieptes tot 10 m (Schulze & Schirber, 2006; Thiel *et al.*, 1996). Zones die te ondiep zijn verhogen het risico op stranden, zowel voor adulten als voor larven. Te grote dieptes worden ook vermeden, maar dit is waarschijnlijk een gevolg van de correlatie tussen rivierdiepte en saliniteit. De ondiepste zones bevinden zich immers meestal in de zoetwater zone waar finten paaien. Omdat vooral de kans op stranden de overleving bepaalt, wordt de diepte in het model opgenomen als de maximale diepte bij laagwater. Als de maximale diepte bij laagwater groter is dan de grenswaarde, dan is de kans op stranden minimaal.

De **stroomsnelheid** is een belangrijke variabele voor de habitatkwaliteit. Te lage stroomsnelheden verhogen de kans dat de eieren op de bodem bezinken en daar aan ongunstige omstandigheden worden blootgesteld (bv. lage zuurstofgehalten). Te hoge stroomsnelheden kunnen larven en eieren echter transporteren naar ongunstig habitat en zo de mortaliteit verhogen (Greene *et al.*, 2009). De stroomsnelheid wordt in beide habitatgeschiktheidsmodellen opgenomen als de getijgemiddelde stroomsnelheid.

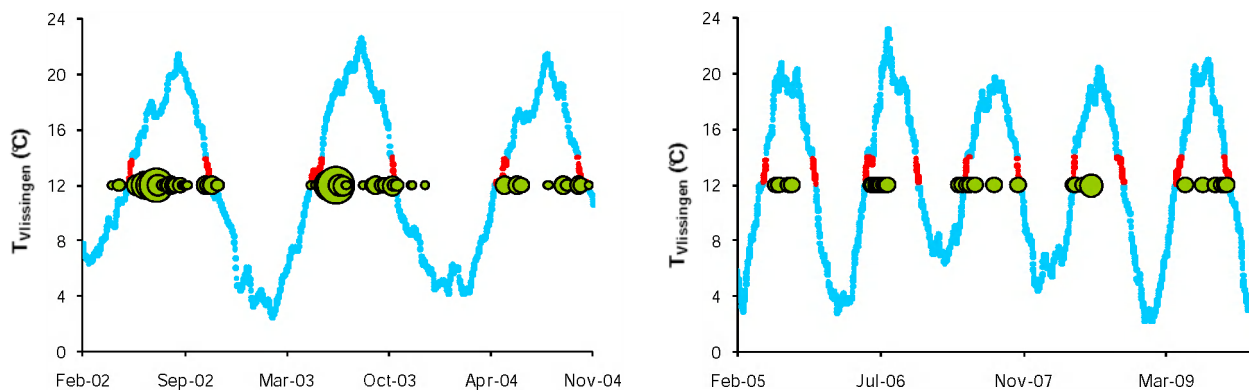
In habitatten met een actief getij worden partikels bij vloed stroomopwaarts en bij eb stroomafwaarts getransporteerd. De grootte en de duur van de eb- en vloedstroom bepalen de netto verplaatsing van een partikel tijdens een getijdencyclus. Deze nettoverplaatsing bepaalt de **retentie** van partikels in een bepaalde zone. De ontwikkeling van de eieren van fint duurt naargelang de watertemperatuur tussen 2 en 5 dagen. In deze periode worden de eieren passief met de stroming meegevoerd. In zones met een overheersende ebstroming zullen de eieren verder stroomafwaarts getransporteerd worden dan in zones met een sterke vloedstroming. De retentie van eieren bepaalt dus in belangrijke mate waar de eieren zullen ontluiken en waar de ontwikkeling van de larven start. Als de eieren in een ongunstig habitat terecht komen, zal dat de ontwikkeling van de larven negatief beïnvloeden. In het paaimodel wordt dit in rekening gebracht door op basis van de eb- en vloodsnelheden voor elke locatie in het estuarium te berekenen waar de eieren na vier dagen terecht zullen komen. De habitatkwaliteit voor larven op die plaats wordt vervolgens gebruikt als variabele in het paaimodel.

Naast bovenstaande variabelen worden in sommige habitatgeschiktheidsmodellen ook het substraat en de pH opgenomen. De samenstelling van het substraat (sedimentklasse) wordt niet in onze modellen opgenomen omdat deze sterk gecorreleerd is met de stroomsnelheid. Uit literatuuronderzoek blijkt ook dat er geen wetenschappelijke eensgezindheid bestaat over het belang van substraat voor de voortplanting en opgroei van finten en elften (Klauda *et al.*, 1991; Bilkovic *et al.*, 2002; Greene *et al.*, 2009; Gerkens & Thiel, 2001). Aangezien de eieren van fint in de waterkolom worden afgezet, is substraat waarschijnlijk niet rechtstreeks van belang. pH daarentegen is een limiterende variabele voor de ontwikkeling van larvale Amerikaanse elften. De waarden voor pH in het Schelde-estuarium vallen echter volledig binnen de gerapporteerde spreiding van optimale pH voor Amerikaanse elft (6-9.9; Bilkovic *et al.*, 2002). pH wordt daarom niet in het model opgenomen.

3.2.2 Tolerantiegrenzen

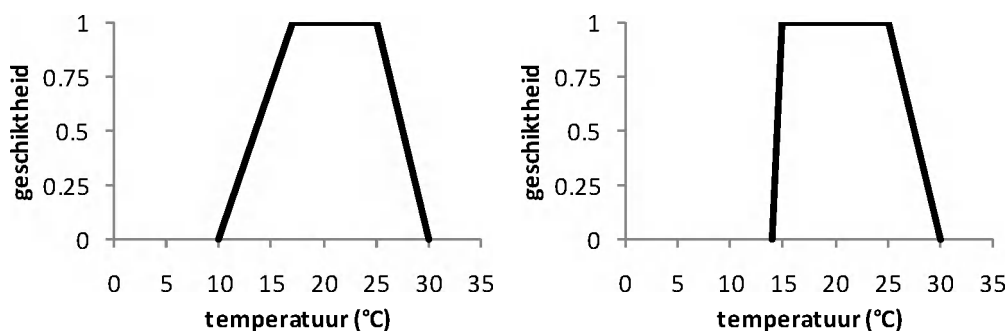
3.2.2.1 Temperatuur

De watertemperatuur bepaalt de timing van de optrek en de timing van de paai en beïnvloedt ook de groei en overleving van fint (Aprahamian, 1988; Quignard & Douchement, 1991; Gerkens & Thiel, 2001; Schulze & Schirmer, 2006; Maes *et al.*, 2008). De stroomopwaartse migratie komt op gang als de temperatuur in het meest stroomafwaartse deel van het estuarium na de winter stijgt tot 12°C (Claridge & Gardner, 1978; Aprahamian, 1988). In Figuur 8 worden de vangsten van volwassen fint op twee locaties in de brakwater zone van het Schelde-estuarium geprojecteerd op de watertemperatuur van de Schelde ter hoogte van Vlissingen. De figuur toont aan dat de piek van adulte finten steeds in de periode valt wanneer de watertemperatuur boven 12°C stijgt.



Figuur 8. Watertemperatuur (°C) van de Schelde in Vlissingen en vangsten van fint in fuiken in Zandvliet (links) en Liefkenshoektunnel (rechts). De rode delen van de temperatuursgrafiek geven de periode aan waarin de temperatuur tussen 12°C en 14°C is.

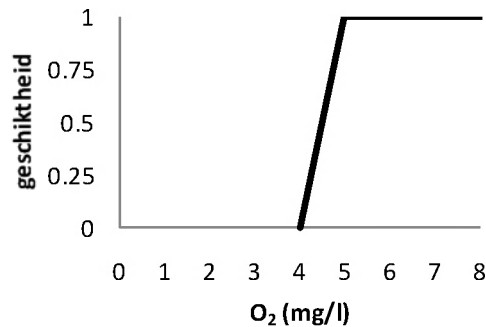
De voortplanting van fint vindt pas plaats als de watertemperatuur ongeveer 15°C bedraagt (Claridge & Gardner, 1978; Quignard & Douchement, 1991; Schulze & Schirmer, 2006). We gaan er vanuit dat onder 14°C en boven 30°C geen voortplanting meer plaatsvindt (Bilkovic *et al.*, 2002; Maes *et al.*, 2008; Greene *et al.*, 2009). Larven verkiezen temperaturen tussen 17°C en 25°C, temperaturen boven 30°C worden als ongunstig beschouwd (Limburg, 1996; Aprahamian & Aprahamian, 2001; Gerkens & Thiel, 2001; Esteves & Andrade, 2008). Figuur 9 geeft het temperatuursbereik weer voor larven en paaiende adulten. Op de y-as wordt de geschiktheid gegeven. Optimale condities hebben een geschiktheid van 1, ongeschikte een waarde van 0. Tussenvallende waarden zijn suboptimaal.



Figuur 9. Temperatuursafhankelijke habitatgeschiktheid voor fint. Links: larvaal habitat. Rechts: paai habitat.

3.2.2.2 Zuurstofgehalte

Het zuurstofgehalte beïnvloedt zowel de overleving van larven en eieren als de migratie van adulte finten. Adulte finten vermijden zones waar de zuurstofconcentratie onder 3 mg/l valt en verkiezen zones met een zuurstofgehalte hoger dan 5 mg/l (Möller & Scholz, 1991; Maes *et al.*, 2007; Maes *et al.*, 2008). Voor een normale ontwikkeling hebben larven van Amerikaanse elft minstens 4 mg zuurstof per liter nodig (Klauda *et al.*, 1991). Naar analogie met Amerikaanse elft wordt de kritische ondergrens voor larven en paaiende adulten op 4 mg/l gelegd, boven 5 mg/l is het zuurstofgehalte optimaal (Figuur 10 - Stier & Crance, 1985; Bilkovic *et al.*, 2002; Greene *et al.*, 2009).



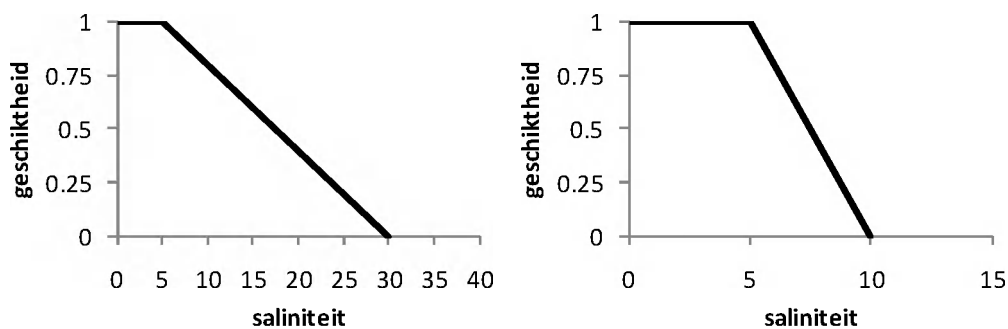
Figuur 10. Zuurstofafhankelijke habitatgeschiktheid voor fint. De geschiktheid is hetzelfde voor larven en paaiende adulten.

3.2.2.3 Zoutgehalte

Fint plant zich voort in zoet of licht brak water en is daarbij in staat om boven de getijdenzone te paaien, maar kan zijn levenscyclus voltooien in het getijdengebied (Aprahamian, 1982; Möller & Dieckwisch, 1991; Thiel *et al.*, 1996; Gerkens & Thiel, 2001; de Groot, 2002; Schulze & Schirmer, 2006). In de Elbe planten finten zich voort in een zone met een saliniteit van 0.3 (Thiel *et al.*, 1996), in de Weser bij een saliniteit tussen 0 en 0.5 (Schulze & Schirmer, 2006) en in de Mira (Portugal) worden de hoogste densiteit van eieren waargenomen bij een saliniteit van 1 (Esteves & Andrade, 2009).

Er is weinig informatie beschikbaar over de overleving van eieren en larven van fint bij verschillende zoutconcentraties. De invloed van saliniteit op de overleving van Amerikaanse elft is daarentegen beter bestudeerd. Eieren en dooierzaklarven kunnen overleven in brakwater (Zydlewski & McCormick, 1997). Larven van Amerikaanse elft hebben de hoogste overleving bij een saliniteit tussen 0‰ en 5‰. Bij toenemende saliniteit neemt ook de mortaliteit toe en bij 30‰ zijn alle larven na 4 weken dood (Zydlewski & McCormick, 1997; Jia *et al.*, 2009). Ook de groei van larven neemt gradueel af bij toenemende saliniteit (Jia *et al.*, 2009). Bij Europese elftlarven is de mortaliteit het laagst bij een saliniteit van 10 en het hoogst bij een saliniteit van 30 (Bardonnnet & Jatteau, 2008).

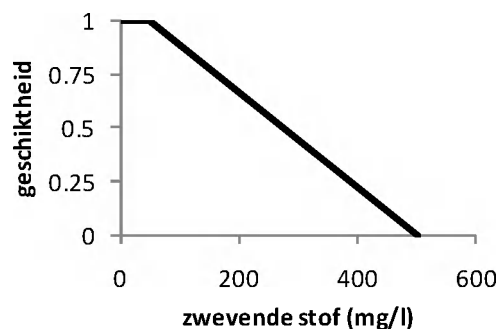
Gezien de voorkeur voor paaihabitat in de zoetwaterzone en de ruime zouttolerantie van larven, wordt een optimale saliniteit voor paaihabitat en larvaal habitat tussen 0‰ en 5‰ gekozen. Paaihabitat met een saliniteit boven 10‰ wordt als ongunstig beschouwd en voor larven neemt de geschiktheid gradueel af tussen 5‰ en 30‰ (Figuur 11).



Figuur 11. Saliniteitsafhankelijke habitatgeschiktheid voor fint. Links: larvaal habitat. Rechts: paaihabitat.

3.2.2.4 Gehalte zwevende stof

Studies met Amerikaanse fint (*A. sapidissima*) tonen aan dat het gehalte aan zwevende stof de overleving van fintlarven beïnvloedt. Vanaf concentraties > 100 mg/l en langdurige blootstelling vermindert de overleving van larven significant (Figuur 12). Bij 50 mg/l wordt geen effect vastgesteld (Auld & Schubel, 1978; Wilber & Clark, 2001). Eieren en adulten ondervinden geen directe nadelige gevolgen van verhoogde turbiditeit, waardoor deze variabele niet wordt opgenomen in het model voor paaihabitat.

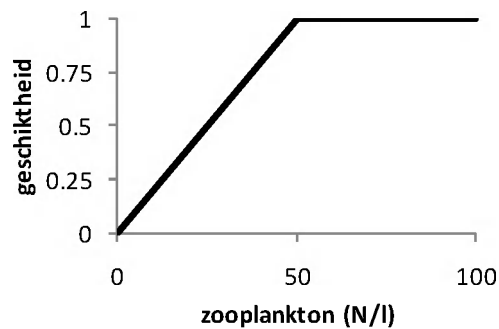


Figuur 12. Habitatgeschiktheid voor larvale fint in functie van het gehalte zwevende stof (mg/l).

3.2.2.5 Zoöplanktonconcentratie

Volwassen finten eten niet tijdens de paaimigratie, waardoor voedselbeschikbaarheid niet in het paaimodel is opgenomen. Larvale finten zijn na de resorptie van hun dooierzak echter afhankelijk van de beschikbaarheid van geschikte prooien. Larvale finten eten vooral zoöplankton zoals copepoden, aasgarnalen en watervlooien (Aprahamian, 1989; Gerkens & Thiel, 2001; Oessman & Thiel, 2001; Nunn *et al.*, 2008). Tijdens de larvale ontwikkeling neemt de prooigrootte toe, waarbij de aasgarnalen, die groter zijn dan copepoden en watervlooien, later op het menu staan (Nunn *et al.*, 2008).

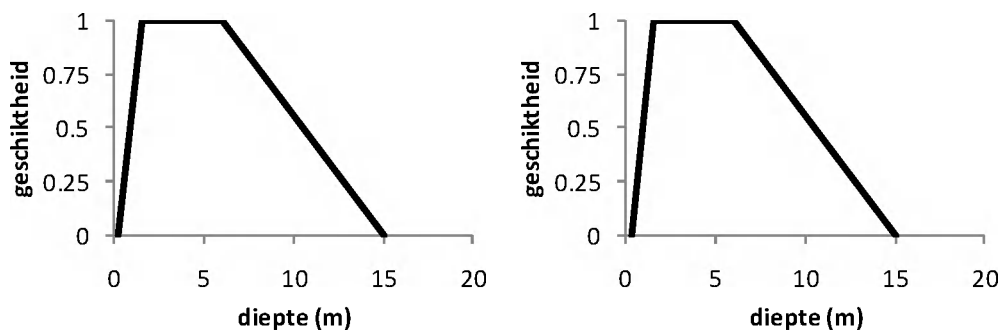
Het effect van prooidensiteit op de consumptie bij zoöplanktivoren kan beschreven worden via een functionele respons type II (Miller *et al.*, 1992; Maes *et al.*, 2005). Voor larven gaan we er vanuit dat habitatten met een zoöplanktonconcentratie > 50 prooien per liter geschikt zijn en dat de geschiktheid lineair afneemt met dalende prooiconcentratie (Figuur 13 – Miller *et al.*, 1992; Leach & Houde, 1999; Maes *et al.*, 2005).



Figuur 13. Habitatgeschiktheid voor larvale fint in functie van de zoöplanktonconcentratie (N/l).

3.2.2.6 Diepte

Finten zijn weinig selectief voor de rivierdiepte waarop gepaaid wordt (Aprahamian, 1988; Schulze & Schirber, 2006; Thiel *et al.*, 1996). De diepte op de meeste paaiplaatsen varieert tussen 0.3 m en 10 m. Bij te lage dieptes (< 0.3 m) bestaat het risico op stranden. De optimale diepte voor voortplanting bij Amerikaanse elft wordt geschat op 1.5 m – 6 m (Bilkovic *et al.*, 2002; Greene *et al.*, 2009). Larven kunnen ook op kleinere dieptes voorkomen tot 0.15 m, maar de optimale diepte is dezelfde als voor paaiende adulten.

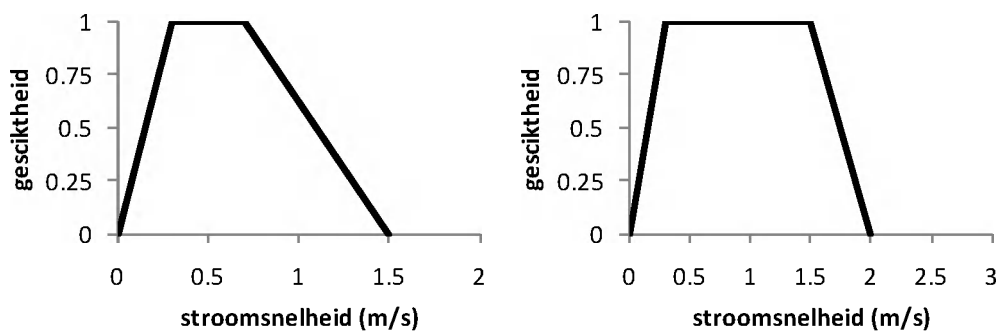


Figuur 14. Diepte-afhankelijke habitatgeschiktheid voor fint. Links: larvaal habitat (min = 0.15 m). Rechts: paai habitat (min = 0.3 m).

Het model voorspelt de habitatgeschiktheid langs de longitudinale gradiënt van het estuarium. De dieptevariatie langs de laterale gradiënt van een rivier is echter groter. Zones in het estuarium met een grote en ongeschikte maximale diepte, kunnen toch geschikt habitat hebben langs de randen van de hoofdgeul of in nevengeulen. Met deze laterale component wordt echter geen rekening gehouden in het hier besproken model. Het habitatgeschiktheidsmodel is dus enkel geldig voor habitatten in de hoofdgeul.

3.2.2.7 Stroomsnelheid

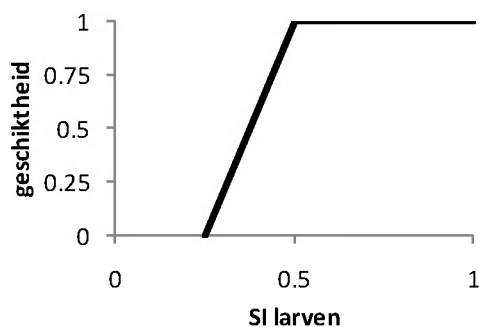
Te hoge stroomsnelheden kunnen larven en eieren transporteren naar ongunstig habitat en verhogen de energiebehoeften van adulten bij de stroomopwaartse migratie. Te lage stroomsnelheden verhogen de kans op bezinking van eieren (Baglinière & Elie, 2000; Greene *et al.*, 2009). De stroomsnelheid voor larven van Amerikaanse elft is optimaal tussen 0.3 m/s en 0.7 m/s en is ongeschikt bij snelheden > 1.5 m/s. Bij adulten zijn snelheden tot 1.5 m/s optimaal en snelheden groter dan 2 m/s op de paaiplaats zijn ongeschikt (Greene *et al.*, 2009) (Figuur 15).



Figuur 15. Habitatgeschiktheid voor fint in functie van de maximale diepte bij laagwater (m). Links: larvaal habitat. Rechts: paai habitat.

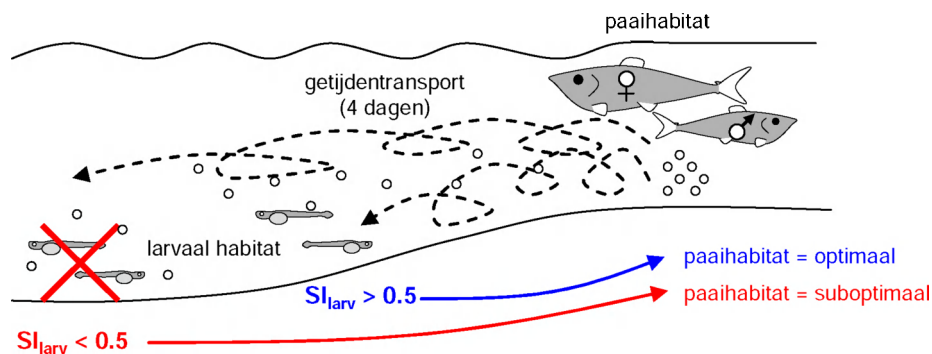
3.2.2.8 Retentie

De eieren van fint worden door de getijdenstroming stroomop- en stroomafwaarts gevoerd waardoor ze ontluiken in een habitat dat verschilt van het paai habitat. Na gemiddeld vier dagen ontluiken de eieren (Oessman & Thiel, 2001; Maitland & Hatton-Ellis, 2003; Greene *et al.*, 2009). Hierbij is het essentieel dat de larven in een geschikt habitat terecht komen. In habitatten met een dominante ebstroming is de retentie van eieren laag en worden ze snel getransporteerd naar een ander habitat. Om het effect van de retentie van eieren op het succes van de voortplanting in een habitat in rekening te brengen, wordt berekend in welk habitat de eieren na vier dagen terecht komen. De geschiktheid van dit larvaal habitat wordt vervolgens als variabele gebruikt in het paai model. Indien de eieren na vier dagen in een habitat terecht komen waar de larvale habitatgeschiktheid groter is dan 0.5, dan wordt het paai habitat als geschikt bevonden (Figuur 15 en Figuur 16).



Figuur 16. Habitatgeschiktheid voor paaiende fint in functie van de habitatgeschiktheid voor larven (SI; 0-1).

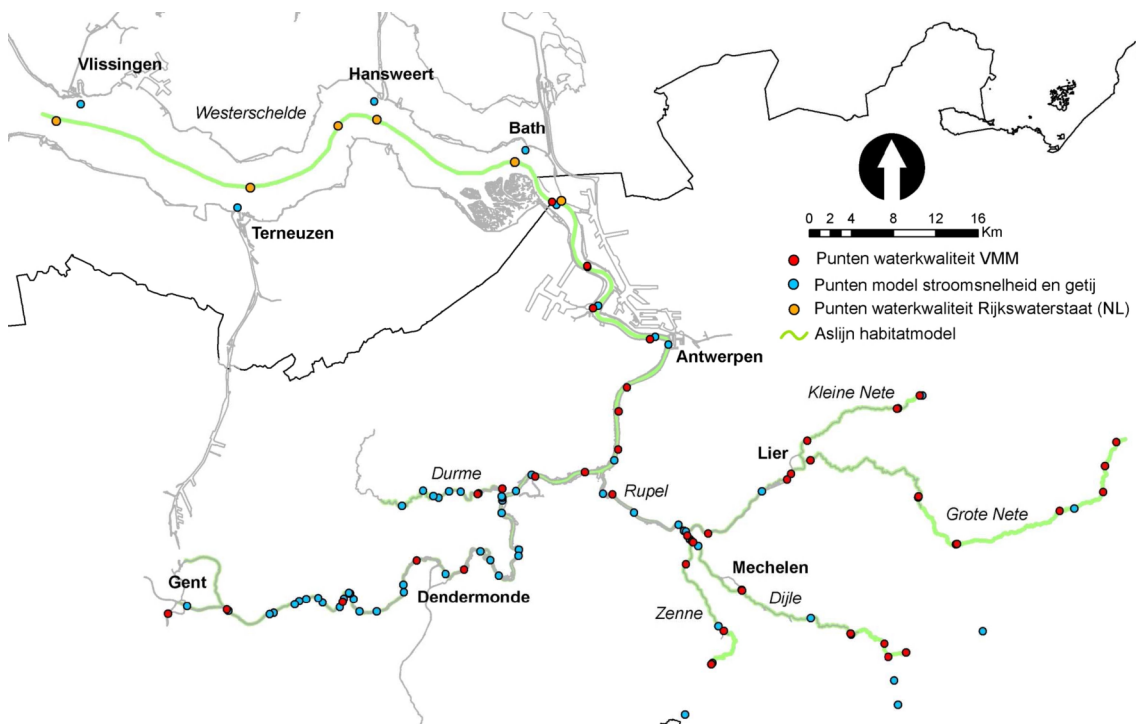
Ook larven kunnen zich moeilijk handhaven in habitatten met een lage retentie, maar bevinden zich meestal aan de randen van de hoofdgeul of in nevengeulen waar de retentie groter is. Aangezien deze laterale component niet gemodelleerd wordt, is de retentie niet opgenomen in het larvale model.



Figuur 17. Schematische voorstelling van het belang van getijdentransport voor de succesvolle ontwikkeling van eieren.

3.2.3 Dataverzameling

De data van de waterkwaliteit (temperatuur (°C), zuurstofgehalte (mg O₂/l), saliniteit en gehalte zwevende stof (mg/l)) voor het Vlaamse deel van het estuarium werden aangeleverd door de Vlaamse Milieumaatschappij (www.vmm.be) en voor de Westerschelde door Rijkswaterstaat (www.waterbase.nl).



Figuur 18. Ligging van de verschillende datapunten die als input gebruikt werden in het habitatgeschiktheidsmodel.

Voor de Zeeschelde en zijrivieren zijn 40 datapunten beschikbaar uit de VMM databank en één punt uit Waterbase (Figuur 18). Voor de Westerschelde zijn vijf datapunten beschikbaar uit Waterbase. Om gebiedsdekkende kaarten van het estuarium voor elk van de omgevingsvariabelen te bekomen werden de tussenliggende punten waarvoor geen gegevens beschikbaar zijn berekend via lineaire interpolatie. Hiervoor werd een aslijn van het estuarium getekend, waarop om de 100 m een punt werd gelegd. Aan elk punt werden

geografische coördinaten en de waarden van de verschillende omgevingsvariabelen toegekend. Tenzij anders vermeld worden alle modelsimulaties uitgevoerd met gegevens van 2009.

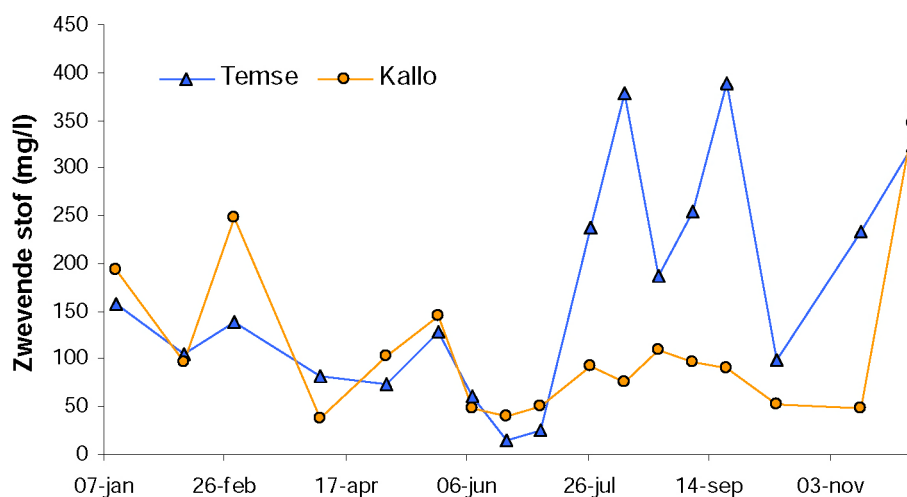
Naast verschillende tolerantiegrenzen voor beide modellen, zijn de larvale fase en de paaiactiviteit ook temporeel gescheiden. Tussen het ontluiken van de eieren (2-5 dagen na de voortplanting) en het einde van de larvale fase liggen ongeveer zes weken. De gebruikte gegevens van de waterkwaliteit verschillen dan ook voor het larvale model en het paaimodel.

Voor de **watertemperatuur** in het larvale model wordt het gemiddelde van de temperatuur in het begin van mei en het begin van juni genomen (Tm2). Voor het paaimodel wordt de temperatuur in het begin van mei genomen (Tpaai).

Voor zowel paaiende adulten als voor larven is de minimale **zuurstofconcentratie** limiterend. Er werden twee zuurstofscenario's voor het larvale model gebruikt: een met het minimale zuurstofgehalte in mei-juni (min56) en een met het minimale zuurstofgehalte in mei-juli (min567). Het tweede scenario werd gebruikt om de habitatgeschiktheid te onderzoeken voor de larven die pas eind mei - begin juni ontluiken (verlaatte paaiactiviteit). Het adulte model houdt alleen rekening met het minimale zuurstofgehalte in mei-juni (min56).

Zowel in het paaimodel als in het larvale model wordt de gemiddelde **saliniteit** in de maand mei gebruikt.

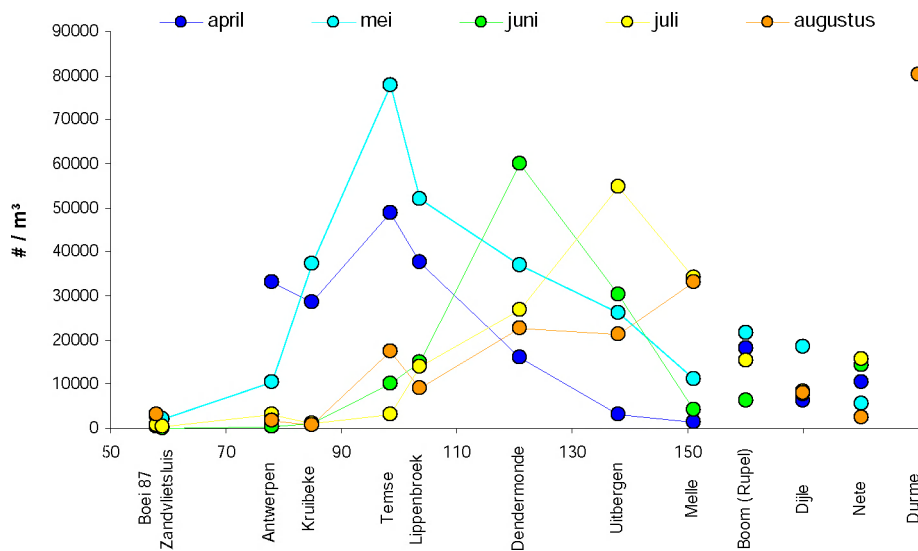
Het gehalte **zwevende stof** vertoont binnen en tussen de maanden grote schommelingen die te wijten zijn aan de getijdenwerking en weersomstandigheden (zie vb. in Figuur 19). Na hevige neerslag kan het gehalte zwevende stof (ZS) tijdelijk sterk toenemen door de aanvoer van sediment uit de bovenstroomse delen van het stroomgebied. In het larvale model wordt daarom het gemiddelde gehalte ZS van mei en juni genomen.



Figuur 19. Zwevende stof gehalte in de Zeeschelde t.h.v. Temse (VMMnr 162800) en Kallo (VMMnr 159000) in 2009.

De post-dooierzaklarven voeden zich de eerste weken met copepoden en watervlooien. In het kader van het OMES-project (<http://www.vliz.be/projects/omes/>) wordt op verschillende plaatsen in het Schelde-estuarium de **zoöplanktonconcentratie** gemeten. Deze gegevens werden ter beschikking gesteld door M. Tackx (Université Toulouse, Frankrijk). Voor het habitatmodel werden de concentraties van copepoden en watervlooien opgeteld. De zoöplanktonconcentratie in 2009 was het hoogst in de oligohaliene zone (t.h.v. Temse) en

het laagst aan de Belgisch-Nederlandse grens. Later op het jaar (juni-augustus) lijkt de densiteitspiek stroomopwaarts op te schuiven (Figuur 20). Omdat de larven tijdens hun ontwikkeling stroomafwaarts migreren en daarbij gradueel overschakelen op grotere prooien, wordt alleen de gemiddelde zoöplanktonconcentratie van mei en juni in het model opgenomen. Voor de stroomopwaartse delen van de zijrivieren en voor de Westerschelde zijn geen recente gegevens beschikbaar. Daarom werd de zoöplanktonconcentratie voor deze habitatten gelijk gesteld aan de meest nabije meting. Voor de Westerschelde is dat de concentratie t.h.v. de grens en voor de zijrivieren zijn dit de meest stroomopwaartse metingen (Figuur 20).



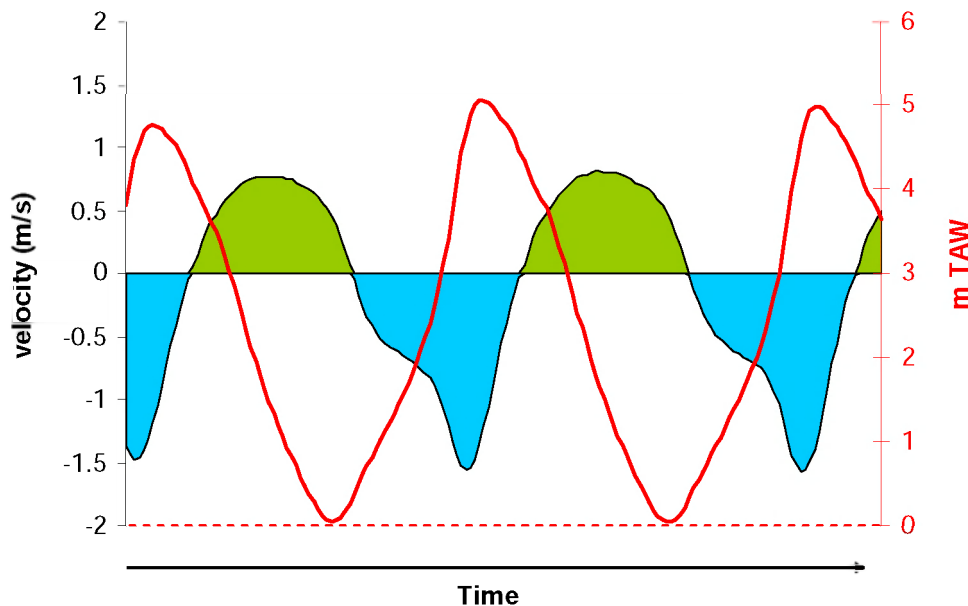
Figuur 20. Seizoensale zoöplanktonconcentratie op verschillende locaties in het Schelde-estuarium in 2009 (data OMES; M. Tackx).

Voor het Schelde-estuarium zijn raster **dieptekaarten** beschikbaar (mTAW) tot Lier (Nete), Mechelen (Dijle), Leest (Zenne), Gent (Zeeschelde) en Lokeren (Durme). Alleen voor de Nete stroomopwaarts Lier, de Dijle stroomopwaarts Mechelen en de Zenne stroomopwaarts Leest moesten bijkomende dieptegegevens opgezocht worden. Voor de locaties in de zijrivieren waarvoor stroomsnelheden en getijhoogtes gemodelleerd werden, zijn dieptes beschikbaar (Figuur 18). Op elk van deze locaties werd de maximale diepte bepaald. De diepte (mTAW) op de tussenliggende punten van de aslijn werd berekend via lineaire interpolatie. Voor de locaties op de aslijn waarvoor een dieptekaart beschikbaar is, werd via GIS de maximale diepte berekend langs een dwarsdoorsnede t.h.v. elke locatie.

Voor 70 punten in het estuarium werd het getij gemodelleerd door het Waterbouwkundig Laboratorium. Voor elk van deze locaties werd de gemiddelde laagwaterstand berekend (mTAW). Op basis hiervan en via lineaire interpolatie werd ook voor alle andere punten op de aslijn de laagwaterstand berekend. Vervolgens werd voor elke locatie het verschil berekend tussen de maximale diepte en de gemiddelde laagwaterstand. Het resultaat geeft de maximale diepte (m) van de waterkolom bij gemiddeld laagwater.

In samenwerking met het Waterbouwkundig Laboratorium (WL) werd de theoretische **netto verplaatsing** van een partikel tijdens een volledige eb-vloedcyclus berekend. Op basis van een 1D hydrodynamisch model berekende het WL per 10 minuten de **stroomsnelheid** en de getijhoogte voor een volledige jaarcyclus op 70 locaties in het estuarium. Op basis van de modelresultaten werd de getijgemiddelde stroomsnelheid berekend. De netto

getijdenbeweging wordt vervolgens berekend als het verschil in oppervlakte onder de curve tijdens een getijdencyclus. Tijdens vloed begint het water stroomopwaarts te stromen (negatieve snelheid in Figuur 21). Na hoog water blijft het water nog een tijdje stroomopwaarts vloeien, om vervolgens van richting te veranderen (stroomafwaarts - positieve snelheid). Het verschil tussen twee opeenvolgende stroomopwaartse en stroomafwaartse verplaatsingen geeft het netto transport. Op basis van de gegevens voor een volledig jaar (1999) werd voor elk van de 70 locaties de mediane verplaatsing berekend. De waarden voor de tussenliggende locaties op de aslijn werden via lineaire interpolatie berekend.



Figuur 21. Stroomsnelheid (linkse Y-as) en waterstand (rechtse Y-as) in de Westerschelde t.h.v. Terneuzen. Onder de groene delen (positief) is de stroming stroomafwaarts gericht, onder de blauwe delen (negatief) stroomopwaarts.

3.2.4 Vage logica modellen

Om na te gaan of een combinatie van omgevingsvariabelen een geschikt habitat vormen, maken we gebruik van vage logica (fuzzy logic). De theorie van vage logica werd ontwikkeld door Zadeh (1965) en wordt steeds vaker toegepast in ecologische modellen, waar onzekerheid vaak inherent is aan de gebruikte variabelen (Mouton *et al.*, 2011).

In de klassieke logica behoort een element wel of niet tot een verzameling. In de vage logica kan datzelfde element echter gedeeltelijk tot een verzameling behoren. Het is bijvoorbeeld moeilijk te zeggen of een vis die een watertemperatuur van 17°C als optimum verkiest, ook nog zal voorkomen bij een temperatuur van 16°C. Men kan wel met behoorlijke zekerheid stellen dat deze vis temperaturen van 14°C en lager minder zal tolereren. Vaak is het niet eenvoudig om deze tolerantiegrenzen scherp af te lijnen. Deze grenszone blijft als het ware een vaag gebied. Dit is precies waar vaaglogica op inspeelt (Mouton *et al.*, 2011).

De invoervariabelen van het habitatmodel worden via kalibratie ingedeeld in klassen (laag, gemiddeld, hoog) en worden via vage logica gecombineerd om een uitspraak te doen over de mate waarin een habitat geschikt is als paaiplaats of als larvaal habitat. Hiervoor worden voor elke omgevingsvariabele vage functies opgesteld die aangeven in welke mate een waarde van een omgevingsvariabele tot een klasse behoort. Vervolgens worden de

variabelen gecombineerd via vage regels die een uitspraak doen over de mate van geschiktheid. Meestal leidt de combinatie van omgevingsvariabelen tot verschillende uitspraken over de geschiktheid van het habitat. In de defuzzification stap worden deze verschillende uitspraken omgezet in één waardeoordeel over het habitat.

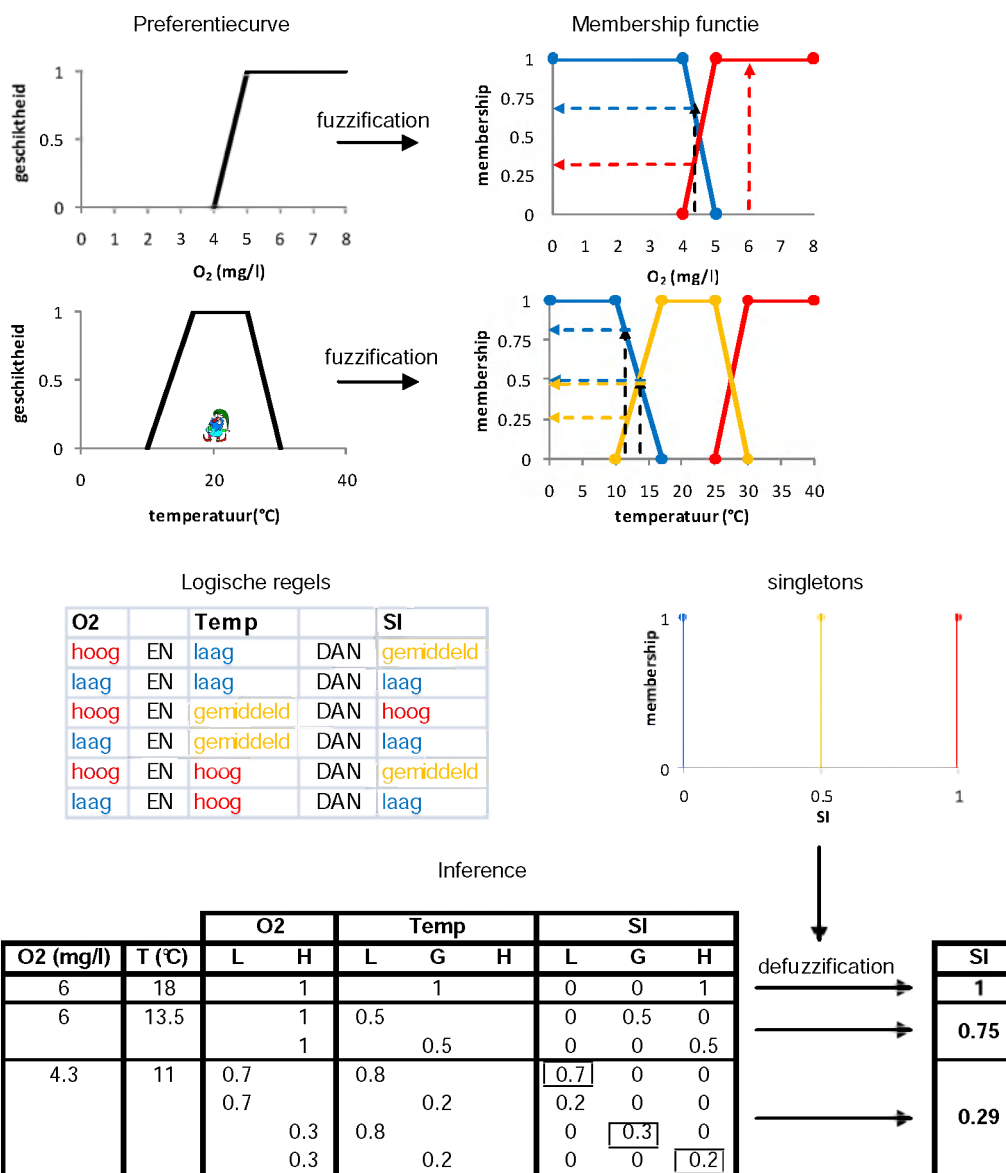
In Figuur 22 wordt ter verduidelijking een fictief voorbeeld uitgewerkt over de geschiktheid van een habitat voor larvale fint. Het fictieve model heeft twee omgevingsvariabelen (temperatuur en zuurstofgehalte), waarvoor eerst de tolerantiegrenzen bepaald zijn (zie 3.2.2). Het optimale zuurstofgehalte ligt boven 5 mg/l en de optimale watertemperatuur ligt tussen 17°C en 25°C. De preferentiecurves voor beide variabelen worden omgezet in vage functies (membership functies) die aangeven in welke mate de variabelen tot een van de klassen "laag", "gemiddeld" of "hoog" behoren. Omdat de grenzen van deze functies elkaar overlappen, kan een waarneming gedeeltelijk tot een functie behoren en kan het lidmaatschap tot deze functie variëren tussen nul en een. Bv. een zuurstofgehalte van 4.5 mg/l is 50% laag en 50% hoog. Als de membership functies gekend zijn, worden de logische regels opgesteld. Deze regels combineren de membership functies om een uitspraak te doen over de habitatgeschiktheid (laag, gemiddeld, hoog). De regels zijn van de vorm "ALS het zuurstofgehalte ... is EN de temperatuur is ... DAN is de habitatgeschiktheid ...". Voor elke mogelijke combinatie wordt een regel opgesteld. Vervolgens wordt voor elk habitat nagegaan in welke mate er aan de regels wordt voldaan.

In Figuur 22 worden drie habitatten als voorbeeld uitgewerkt. Habitat 1 heeft een zuurstofgehalte van 6 mg/l (= hoog) en een temperatuur van 18°C (= gemiddeld). Uit de regelbank volgt dan dat dit habitat een hoge geschiktheid heeft. Habitat 2 heeft een zuurstofgehalte van 6 mg/l (= hoog) en een temperatuur van 13.5°C. 13.5°C is 50% laag en 50% gemiddeld. Een hoog zuurstofgehalte in combinatie met een lage temperatuur geeft een gemiddelde habitatgeschiktheid en in combinatie met een gemiddelde temperatuur een hoge geschiktheid. Aangezien de regels verbonden worden via de minimumoperator (EN), wordt de laagste lidmaatschapswaarde gehanteerd (50%). In habitat 3 tenslotte is het zuurstofgehalte (4.3 mg/l) 70% laag en 30% hoog en is de temperatuur (11°C) 80% laag en 20% gemiddeld. Twee regels (O₂ laag en Temperatuur gemiddeld / laag) leiden nu tot dezelfde habitatgeschiktheid, maar in verschillende mate (70% en 20%). Hiervan wordt alleen de hoogste lidmaatschapswaarde over gehouden. In de defuzzification stap wordt op basis van de verschillende lidmaatschapswaarden een geïntegreerde waarde berekend via de singletonmethode. Bij de singletonmethode wordt de set herleid tot een enkele uitvoer volgens de regel van het gewogen gemiddelde:

$$SI = \frac{\sum_i v_i \mu(v_i)}{\sum_i \mu(v_i)} \rightarrow \frac{0 \times SI_{\text{laag}} + 0.5 \times SI_{\text{gemiddeld}} + 1 \times SI_{\text{hoog}}}{SI_{\text{laag}} + SI_{\text{gemiddeld}} + SI_{\text{hoog}}}$$

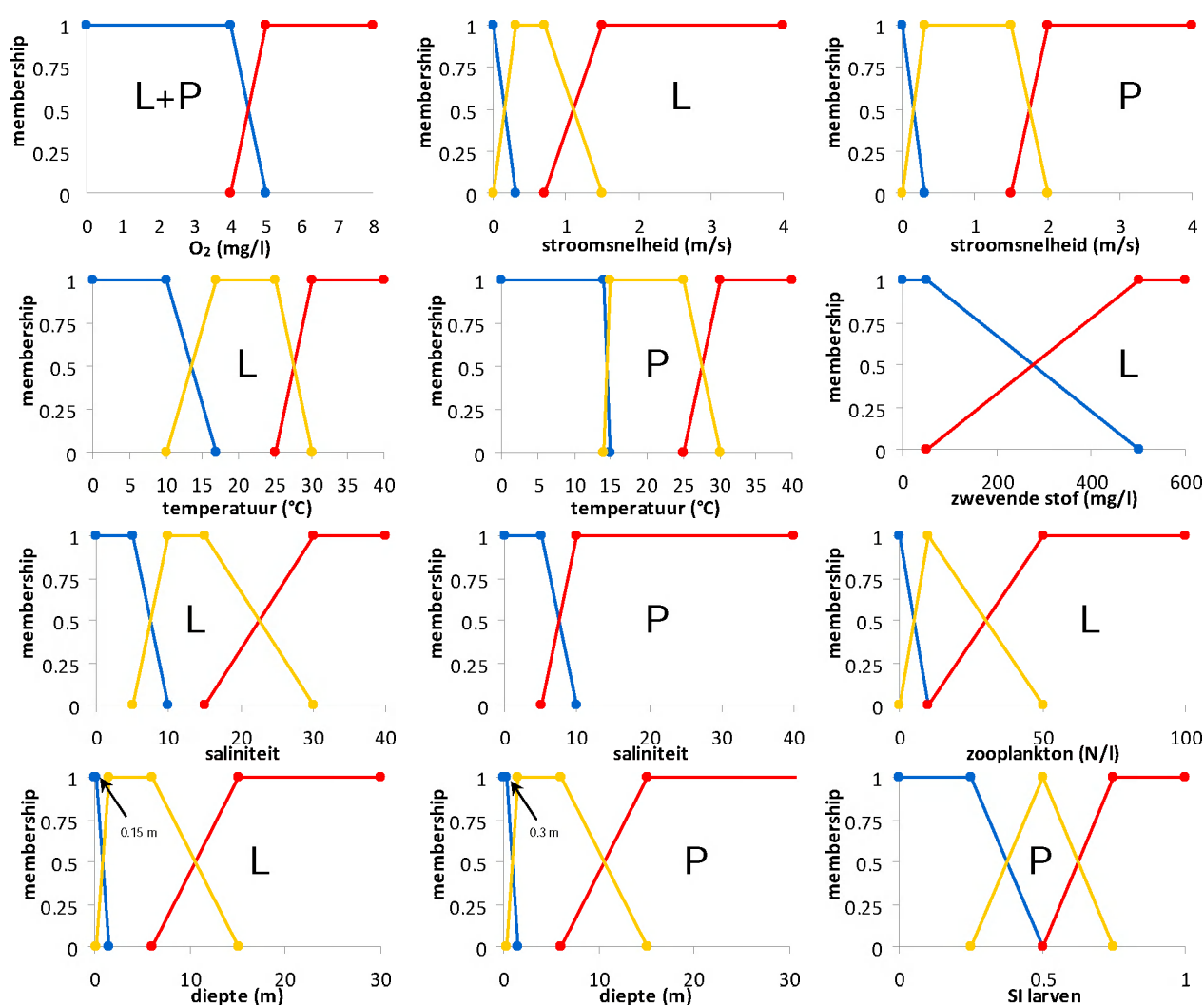
Voor habitat 3 in ons voorbeeld wordt dit:

$$(0 \times 0.7 + 0.5 \times 0.3 + 1 \times 0.2) / (0.7 + 0.3 + 0.2) = 0.29$$



Figuur 22. Voorbeeld van de verschillende stappen in de berekening van een geschiktheidsindex (SI) via vage logica. Onderaan worden drie voorbeelden uitgewerkt met een verschillende combinatie van zuurstofgehalte en watertemperatuur.

In Figuur 23 worden voor elke invoervariabele van beide habitatgeschiktheidsmodellen de membership functies weergegeven. Deze worden via de logische regels gecombineerd tot één variabele voor de habitatgeschiktheid. Deze habitatgeschiktheid wordt uitgedrukt op een schaal van 0 tot 1, waarbij 0 zeer ongeschikt en 1 zeer geschikt is.



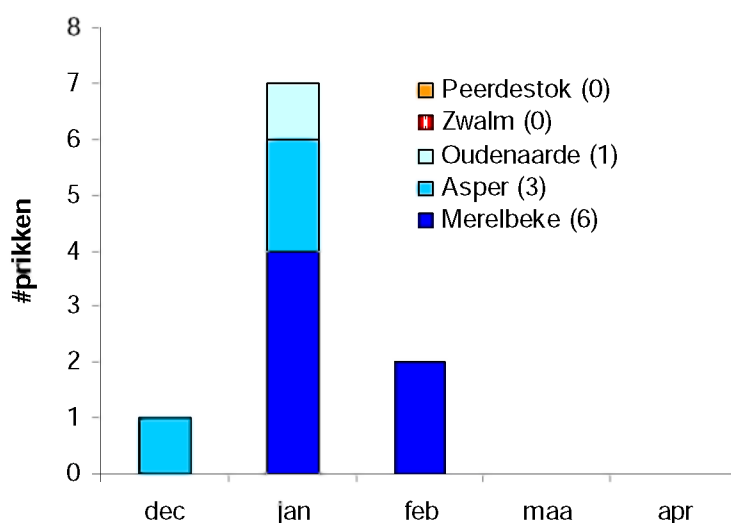
Figuur 23. Membership functies voor de verschillende invoervariabelen van het habitatmodel voor larven (L) en paaiende adulten (P). Blauw = laag; geel = gemiddeld, rood = hoog.

4 Resultaten

4.1 Rivierprik

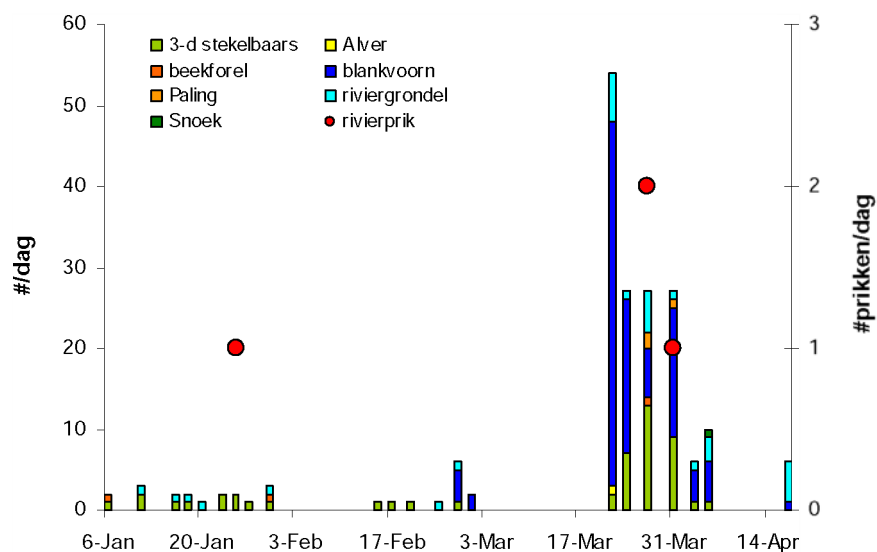
4.1.1 Stroomop- en stroomafwaartse migratie

Figuur 24 geeft de resultaten van de maandelijkse fuikbemonstering onder de migratieknelpunten. In eerste instantie valt het zeer lage aantal prikken dat gevangen werd op. Tijdens de afgelopen staalnamecampagne werden slechts zes prikken in Merelbeke, drie prikken in Asper en één prik in Oudenaarde gevangen. Geen van de gemerkte prikken werd terug gevangen, ook niet bij de permanente bemonstering in de visnevengeul. Bij de bemonsteringen in dezelfde periode in 2007-2008 werden in Merelbeke 39 prikken gevangen en in Asper 24 prikken (Stevens *et al.*, 2007).



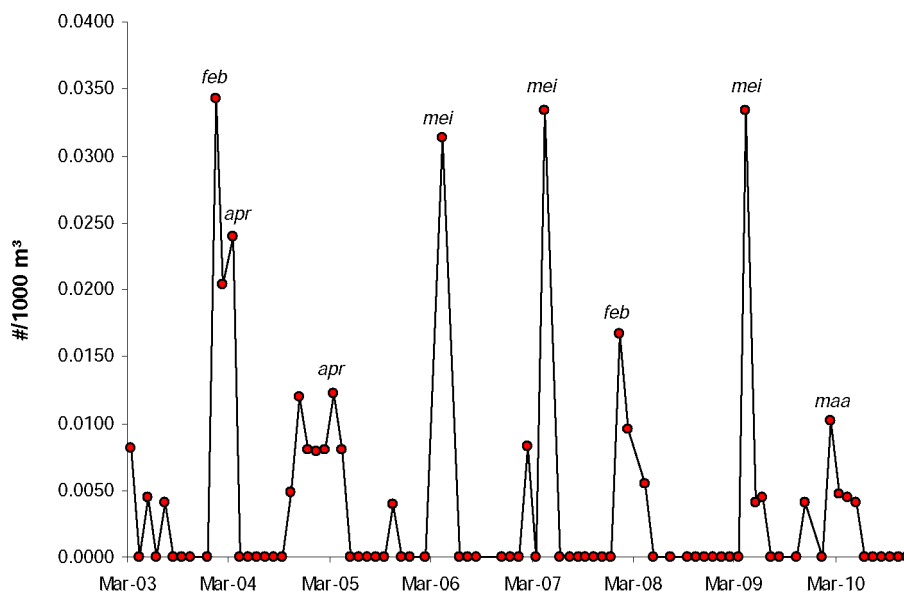
Figuur 24. Aantal prikken in de fuiken onder de migratieknelpunten in de Bovenschelde (blauw) en het Zwalmbeekken (rood). Het totaal aantal prikken dat op een locatie gevangen werd, wordt tussen haakjes weergegeven.

Figuur 25 geeft een overzicht van de vangsten in de visnevengeul. Blankvoorn, driedoornige stekelbaars en riviergrondel waren de meest abundante soorten. Vooral vanaf de tweede helft van maart werden optrekkende blankvoorns gevangen. In totaal werden vier optrekkende rivierprikken gevangen, waarvan drie in de laatste week van maart. Naast rivierprik werden ook drie beekforellen en drie palingen gevangen.



Figuur 25. Aantal vissen per fuik per dag in de visnevengeul van de Ter Biestmolen (Zwalmbeek). De aantallen van rivierprik worden op de rechter y-as weergegeven.

De stroomafwaarts migrerende juveniele rivierprikken (+/- 14 cm) worden hoofdzakelijk in de lente gevangen in het koelwater van de kerncentrale van Doel (Figuur 26). In vergelijking met vorige jaren, werden dit jaar beduidend minder rivierprikken gevangen.



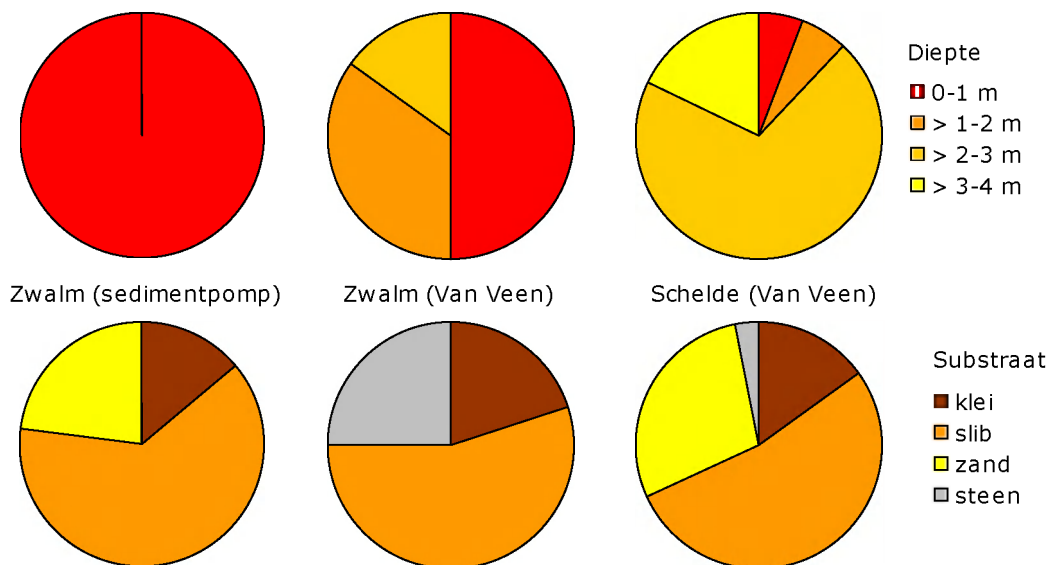
Figuur 26. Aantal juveniele rivierprikken in het koelwater van de kerncentrale van Doel tussen 2003 en 2010.

4.1.2 Bemonstering ammocoeta larven

Tussen de Zwalmolen en de Noordlaan (N415) werd niet bemonsterd. De bodem van de Zwalmolenkom bestaat uitsluitend uit steen en klei en ook verder stroomafwaarts tot de Noordlaan is zeer weinig slibrijk of zandig substraat aanwezig. Net stroomafwaarts van de Noordlaan bevinden zich vooral riffles met stenen. In de zone stroomafwaarts van de

Gaverbosdreef tot en met Dries is de habitat sterk gedegradieerd, met verstevigde oevers en weinig structuur en stroomdiversiteit. Enkel de nevengeul waarlangs de IJzerkotmolen zich bevindt en de kom ter hoogte van Klein Zwitserland werden geklasseerd als potentieel geschikt in deze zone. Ter hoogte van de Ter Biestmolen en in de omgeving van de Latemdreef zijn enkele potentieel geschikte locaties aanwezig, voornamelijk ondiepe oevers met slibrijke bodem. Ook tussen de Hoogtestraat (N435) en de monding in de Schelde werden enkele potentieel geschikte locaties gevonden. Waar de buitenbochten van meanders ingezakt waren door erosie zijn enkele ondiepe plaatsen met slib ontstaan. Ook de binnenbochten bieden soms potentieel voor rivierprik larven. De oevers zijn echter nog vaak verstevigd met breuksteen.

Met de sedimentpomp werden uitsluitend ondiepe locaties bemonsterd stroomafwaarts van de Ter Biestmolen en de IJzerkotmolen. Alle bemonsterde locaties waren minder dan 1 m diep (Figuur 27) en 95% hiervan was ondieper dan 0.50 m. Op de meeste locaties bestond het sediment uit slib, gevolgd door zand en klei (Figuur 27). Er was wel steeds een fractie slib of zand aanwezig op locaties met kleibodem. Grof organisch materiaal (takjes, bladeren) werd op 54 locaties (57 %) aangetroffen.



Figuur 27. Aantal en percentage stalen per diepteklasse en substraattypen genomen met de sedimentpomp in de Zwalm ($N = 95$) en met de Van Veen grijper in de Zwalm ($N = 20$) en in de Schelde ($N = 34$).

Op de locaties in de Zwalm die bemonsterd werden met de Van Veen grijper was het water in de helft van de gevallen minder dan 1 m diep (Figuur 27). Iets meer dan de helft van de locaties was slibrijk en de overige waren stenig of kleiig (Figuur 27). Op de helft van de bemonsterde locaties werd grof organisch materiaal aangetroffen. Het bodemmateriaal van de locaties die met de Van Veen grijper bemonsterd werden, was meer heterogeen dan dat ter hoogte van de Ter Biestmolen en de IJzerkotmolen. Vooral de slibrijke locaties bevatten soms een fractie klei, zand of kiezel.

In de Schelde, stroomafwaarts van de stuw van Asper, was het water op de bemonsterde locaties bijna steeds dieper dan 2 m (Figuur 27). De meeste stalen waren er slibrijk of zandig (Figuur 27). Op vijf locaties werd grof organisch materiaal aangetroffen. In sommige slibrijke stalen was een fractie zand of stenen aanwezig en in enkele kleiige stalen werd ook wat zand of steen gevonden.

Er werden nergens rivierpriklarven aangetroffen.

4.2 Fint

4.2.1 Omgevingsvariabelen

Figuur 28 geeft een overzicht van de omgevingsvariabelen die als invoer gebruikt worden in de habitatgeschiktheidsmodellen voor larvale en paaiende fint. Tenzij anders vermeld, werden steeds de gegevens voor 2009 gebruikt. De minimale zuurstofconcentratie in mei-juni is het hoogst in de Westerschelde, de Nete en de Schelde ter hoogte van Dendermonde. In de Zenne en het meest stroomopwaartse deel van de Rupel is de zuurstofconcentratie lager dan 4 mg/l. Ook tussen de Durme- en Rupelmonding is de zuurstofconcentratie suboptimaal (< 5 mg/l).

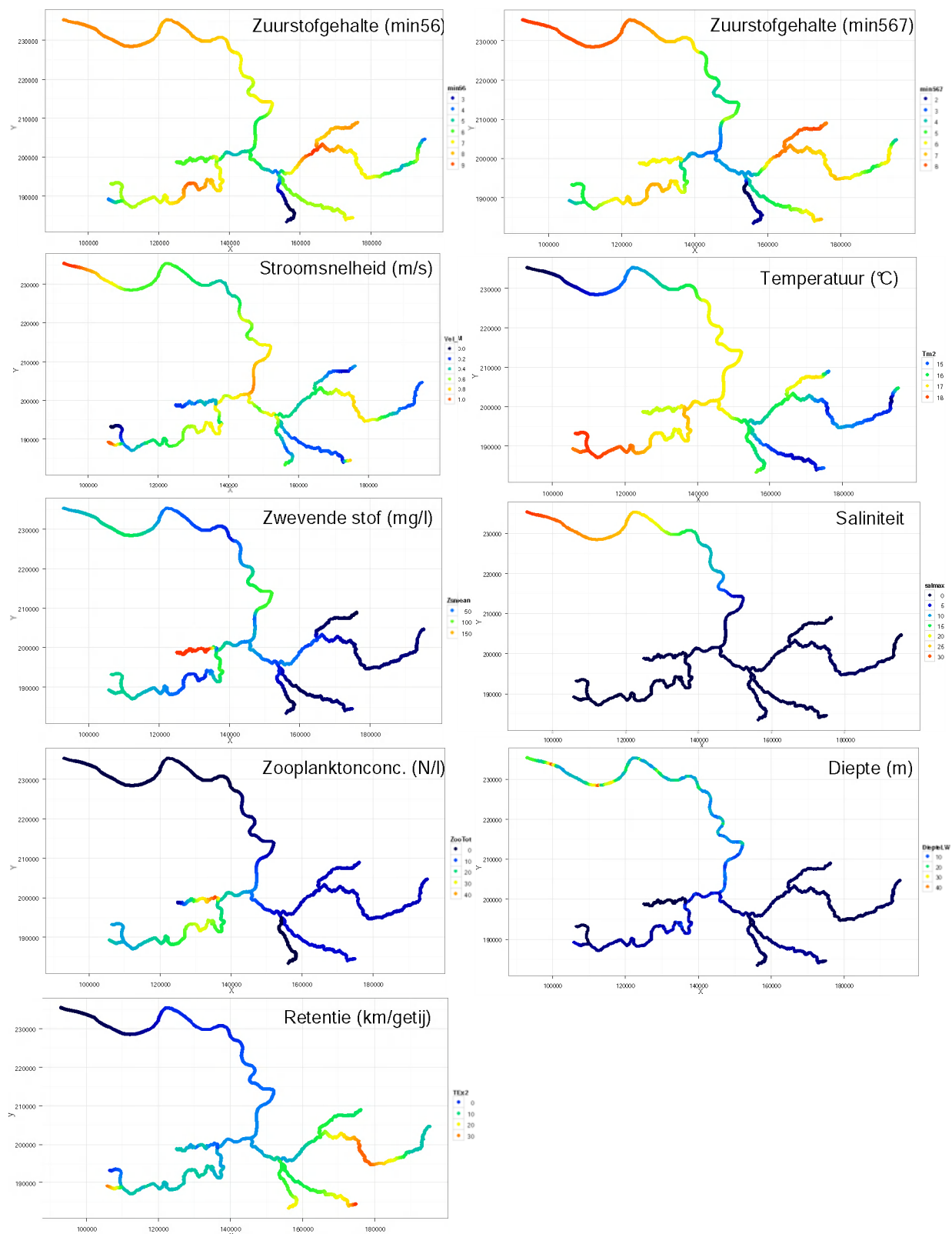
De stroomsnelheid wordt in het model ingevoerd als de dieptegemiddelde snelheid in de hoofdgeul tijdens een getijdencyclus. Voor de stroomsnelheid aan de bodem of aan de randen van de stroomgeul zijn geen gegevens beschikbaar. In de Zeeschelde is de stroomsnelheid het hoogst tussen Rupelmonde en Antwerpen. T.h.v. Schelle en Hemiksem is de stroomsnelheid ongeschikt voor larven (> 1.5 m/s). Ook verder stroomopwaarts in de Zeeschelde tot Wichelen en in de Grote Nete stroomafwaarts Heist-op-den-Berg is de stroomsnelheid suboptimaal.

De optimale watertemperatuur voor de ontwikkeling van larven ligt tussen 17°C en 25°C. In de Zeeschelde ligt de temperatuur steeds boven 17°C en neemt stroomopwaarts toe. Rond Dendermonde neemt de temperatuur licht af door het koude water van de Dender. In de Grote Nete en de Dijle is de watertemperatuur in mei ongeschikt voor larvale finten.

Vanaf concentraties van 100 mg/l zwevende stof wordt de overleving van fintlarven negatief beïnvloed. Voor het gehalte zwevende stof werd het gemiddelde voor mei-juni genomen, waardoor extreme waarden uitgevlakt worden. Het gehalte zwevende stof in mei-juni is veruit het hoogst in de Durme (>150 mg/l) en het laagst in de Netes, Dijle en Zenne (< 20 mg/l). In de Zeeschelde is de turbiditeit het hoogst stroomafwaarts van Antwerpen (50-100 mg/l). Deze zone komt overeen met de maximale turbiditeitszone die kenmerkend is voor estuaria.

De gemiddelde saliniteit in mei in de Zeeschelde stroomopwaarts Kallo is lager dan 5. Tussen de Belgisch-Nederlandse grens en Antwerpen daalt het zoutgehalte van 10 tot 2.5.

Voor de voedselbeschikbaarheid voor larven werd alleen de densiteit van copepoden en watervlooien in rekening gebracht. Voor de Westerschelde, de Netes, de Dijle en de Zenne zijn geen recente gebiedsdekkende gegevens beschikbaar. Voor de Dijle en de Netes werd daarom de meest stroomopwaartse meting gebruikt. Ook voor de Westerschelde zijn geen recente gegevens beschikbaar en werd de zoöplanktonconcentratie t.h.v. de Belgisch-Nederlandse grens gebruikt. Voor de Zenne gaan we er vanuit dat het zuurstofgehalte te laag is voor zoöplankton en werd de concentratie op nul gezet. De zoöplanktonconcentratie is het hoogst in de Durme (± 45 per liter) en het laagst in de zijrivieren (± 7 liter). Stroomopwaarts van de Durmemonding schommelt de concentratie tussen 20 en 30 individuen per liter.



Figuur 28. Overzicht van de omgevingsvariabelen die als invoer gebruikt worden in de habitatgeschiktheidsmodellen voor larvale en paaïende finten.

De diepte werd als maximale diepte bij laagwater in het model ingevoerd. Ondiepe subtidale zones warmen sneller op en hebben een lagere stroomsnelheid waardoor ze een geschikter habitat vormen voor larven dan de diepere delen van de rivier. Het model houdt echter enkel rekening met de diepte in de hoofdgeul. Habitatten dieper dan 15 m zijn ongeschikt voor adulten en larven. Habitatten ondieper dan 0.15 m en 0.3 m zijn ongeschikt voor respectievelijk larven en paaiende adulten. De stroomopwaartse habitatten in de Durme zijn te ondiep voor fint en stroomafwaarts Antwerpen is de diepte in de bedding suboptimaal (> 6 m).

De netto verplaatsing tijdens een eb-vloed cyclus bepaalt in belangrijke mate waar de eieren ontluiken. Habitatten met een kleine netto verplaatsing hebben een grotere retentie dan habitatten met een grote verplaatsing. De netto getijdenverplaatsing neemt stroomopwaarts toe in het estuarium. In de Westerschelde is de retentie maximaal. T.h.v. de B-N grens bedraagt de netto verplaatsing 0.5 km per getij en neemt toe tot 3 km/getij in Antwerpen, 8 km/getij in Melle en 30 km/getij in Hulshout (Grote Nete). Ter hoogte van de Durmemonding is de retentie groter, met een netto transport van ongeveer 1 km/getij.

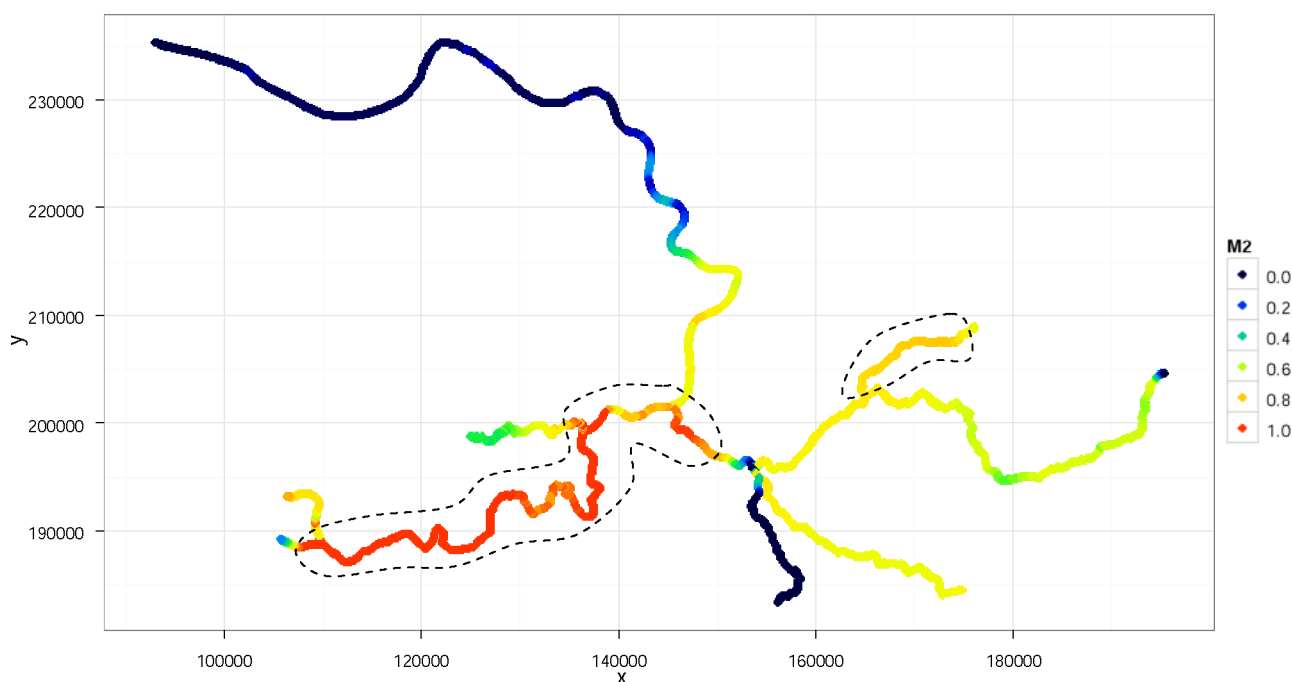
4.2.2 Modelresultaten

Het model werd opgesteld voor larvale fint en voor het paaihabitat van fint. Voor beide groepen wordt telkens het resultaat van het basismodel gegeven. D.i. het model met de omgevingsvariabelen zoals ze gemeten zijn in 2009. In de bijlagen worden de grafieken gegeven van de verschillende modelscenario's waarbij telkens één of meerdere variabelen aangepast wordt.

4.2.2.1 Larvaal model

Het basismodel voor de geschiktheid van het larvaal habitat houdt rekening met het minimaal zuurstofgehalte in mei en juni (min56 - Figuur 28). De resultaten van het basismodel worden in Figuur 29 weergegeven. De figuur toont aan dat het meest geschikte larvaal habitat in de Zeeschelde stroomopwaarts van de Rupelmonding gelegen is. Ook het stroomafwaartse deel van de Rupel en de Durme zijn geschikt. De Kleine Nete is matig geschikt, terwijl de Westerschelde, de Zeeschelde stroomafwaarts Antwerpen, de Zenne en de Grote Nete ongeschikt zijn.

In bijlage 1 worden de resultaten van verschillende scenario's weergegeven, waarbij in vergelijking met het basismodel telkens één of meerdere van de variabelen werden aangepast. Model 2 (Bijlage 1) geeft het resultaat van het basismodel, maar met het minimale zuurstofgehalte voor mei-juli (min567) i.p.v. mei-juni (min56). In juli daalt het zuurstofgehalte in de Rupel en in de Zeeschelde tussen de Durme en Antwerpen tot onder de tolerantiegrens (4 mg/l). Hierdoor worden de habitatten in deze zone ongeschikt voor larven. In model 3 wordt de zoöplanktonconcentratie, behalve in de Zenne, overal optimaal ingesteld. De Netes, de Dijle en de Zeeschelde t.h.v. Antwerpen worden nu ook geschikt habitat. Wanneer de stroomsnelheid optimaal wordt ingesteld (model 4), wordt enkel de zone tussen Rupelmonde en Antwerpen meer geschikt. Een aanpassing van het gehalte zwevende stof (model 5), de diepte (model 6) of de saliniteit (model 7) veroorzaakt slechts kleine verschuivingen in de geschiktheid van het larvaal habitat. Een verhoging van de watertemperatuur tot 18°C heeft echter tot gevolg dat de oostelijke zijrivieren (behalve de Zenne) geschikt larvaal habitat worden (model 8). Wanneer de zuurstofconcentratie in het hele estuarium hoger is dan 5 mg/l en er hierdoor ook zooplankton in de Zenne voorkomt, wordt voor het eerst ook de Zenne matig geschikt als larvaal habitat.



Figuur 29. Resultaat van het model voor larvale fint. De (matig) geschikte habitatten zijn aangeduid met een stippellijn.

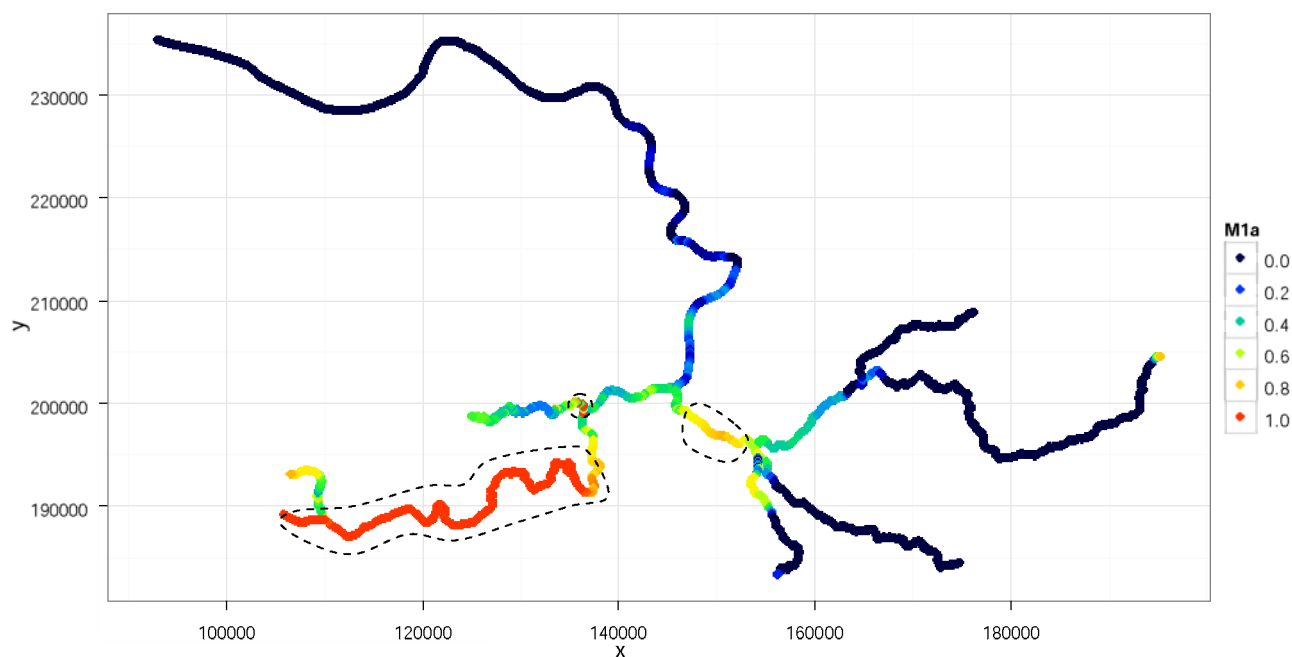
4.2.2.2 Model paaihabitat

Het basismodel voor het paaihabitat van fint houdt rekening met de minimale zuurstofconcentratie in mei-juni. Figuur 30 toont aan dat onder de huidige omstandigheden de meest geschikte paaihabitatten zich in de Zeeschelde stroomopwaarts van Mariekerke bevinden. In de Rupel stroomopwaarts Boom is het paaihabitat matig geschikt. Ook in de Durme ter hoogte van de monding toont het model een kleine zone geschikt paaihabitat. Volgens het basismodel zijn de Westerschelde en de zijrivieren geen geschikt paaihabitat.

De vervanging van SI (basismodel van het larvale model) in het basismodel door de SI van het larvale model 10 (optimaal O_2 gehalte en zooplankton in de Zenne), verandert weinig aan de geschiktheid van het paaihabitat. Een verbetering van het larvaal habitat in de Zenne heeft door de lage retentie in de Zenne immers weinig effect op het stroomafwaarts gelegen habitat waar de eieren ontluiten.

Als het zuurstofgehalte in het estuarium overall optimaal wordt (> 5 mg/l), dan vertaalt zich dat vooral in een verbetering van de geschiktheid van het paaihabitat in de Zenne (model 3). Sommige zones in de Zenne worden dan matig geschikt. Een optimale stroomsnelheid (model 4) of saliniteit (model 6) veranderen weinig aan de habitatgeschiktheid voor paaiende fint.

Indien de watertemperatuur in mei in het hele estuarium optimaal zou zijn voor de voortplanting van fint ($> 15^\circ\text{C}$), dan wordt het paaihabitat in de Dijle en vooral in de Netes geschikt (model 5). Verschillende auteurs rapporteren een vroege (mei) en een late (juni) voortplantingsperiode voor fint in estuaria (Gerken & Thiel, 2001; King & Roche, 2008). De resultaten van het model suggereren dat het paaihabitat in de Zeeschelde geschikt is in mei, maar ongeschikt in de Nete. Wanneer de temperatuur in juni echter toeneemt, wordt ook het habitat in de Nete geschikt om te paaien.



Figuur 30. Resultaat van het paaimodel. De (matig) geschikte habitatten zijn aangeduid met een stippellijn.

De aanpassing van de diepte in het model naar 4 m in het hele estuarium, zorgt ervoor dat het habitat in de Zeeschelde tussen de Durme en Kallo minder ongeschikt wordt (model 7). Onder deze omstandigheden wordt de Durme geschikt paaihabitat omdat de maximale diepte bij laagwater in het basismodel te laag is voor paaiende finten.

Wanneer het zuurstofgehalte overal optimaal wordt (> 5 mg/l) en de kwaliteit van het larvaal habitat niet limiterend is, wordt bijna de hele Zeeschelde en de Rupel geschikt voortplantingshabitat (model 8). Vooral de geschiktheid van de zone tussen Rupelmonde en Kallo neemt sterk toe omdat het stroomafwaartse larvaal habitat onder de huidige omstandigheden ongeschikt is.

5 Discussie

5.1 Rivierprik

Op de bemonsterde locaties in de Zwalm en in de Schelde, stroomafwaarts van de stuw van Asper, werden geen rivierpriklarven aangetroffen. De gebruikte bemonsteringstechnieken moeten echter wel geschikt zijn om rivierpriklarven te vangen. In de Grote Nete werd een succesvolle testbevissing uitgevoerd met de sedimentpomp, waarbij beekpriklarven van verschillende leeftijdsklassen gevangen werden. Deze kan dus in de toekomst nog ingezet worden om potentieel geschikt habitat in doorwaadbare riviertrajecten elders in het stroomgebied van de Schelde te bemonsteren. Uit onderzoek in Nederland volgt dat ook de Van Veen grijper met succes kan ingezet worden om de aanwezigheid van rivierpriklarven na te gaan, zowel in doorwaadbare als in diepe riviertrajecten (Winter, 2010).

Het feit dat geen rivierpriklarven gevangen werden, kan verschillende oorzaken hebben:

- Mogelijk is geschikt opgroei-habitat te schaars in de onderzochte riviertrajecten. Stroomafwaarts van de Ter Biestmolen en de IJzerkotmolen in de Zwalm was op de meeste bemonsterde locaties geschikt substraat aanwezig en was de waterdiepte meestal minder dan 0.5 m, wat volgens de literatuur de ideale diepte is voor rivierpriklarven (Entec, 2000a; 2000b; Maitland, 2003). Ook tussen de Hoogtestraat (N435) en de monding in de Schelde zijn enkele potentieel geschikte plaatsen. Toch lijkt de bodem in de Zwalm overwegend stenig en kleiig, zodat deze waterloop wellicht eerder geschikt is als paaigebied voor volwassen rivierprikken dan als opgroeigebied voor larven. Volgens Ojutkangas *et al.* (1995) zijn substraatdiepte (dikte van de sedimentlaag) en -type de belangrijkste factoren die de aanwezigheid en de abundantie van larvale prikken bepalen. Op plaatsen waar larven worden aangetroffen varieert de dikte van de sedimentlaag doorgaans van enkele centimeters tot 30 cm of meer en bestaat dan uit slib of zand met een hoog gehalte organisch materiaal (Hardisty & Potter, 1971).
- Het is ook mogelijk dat de rivierpriklarven gemist werden tijdens de bemonstering. Priklarven vertonen een vlekkelig verspreidingspatroon. Dit wil zeggen dat er plaatsen met beperkte oppervlakte kunnen zijn waar prikclarven massaal voorkomen en andere plaatsen waar weinig of geen individuen voorkomen (O'Connor, 2007). Bovendien kan het zijn dat de rekrutering even grote schommelingen vertoont als de vangst van volwassen rivierprikken. De densiteiten van de larven kunnen hierdoor zeer laag zijn. Te lage densiteiten kunnen er de oorzaak van zijn dat de effectieve populatiegrootte te klein is, waardoor negatieve populatie-effecten (Allee-effect) kunnen optreden en vrouwtjes bv. geen mannetjes vinden tijdens de paaiperiode. Zeer lage populatiedensiteiten in combinatie met een vlekkelig verspreidingspatroon kan betekenen dat de bemonsteringsstrategie moet worden verfijnd en veel meer stalen genomen moeten worden. De vraag is of dat praktisch haalbaar is.
- Vlak voor de bemonstering met de Van Veengrijper in de Bovenschelde, werd de vaargeul onder de stuw in Asper vrij gemaakt door een baggervaartuig. Omdat we niet op de hoogte waren van de baggerwerken, kon de bemonstering van de larven niet verplaatst worden. Indien larven aanwezig zijn in het sediment onder de stuw van Asper, dan kunnen baggeractiviteiten in en nabij de stuwgeulen nadelig zijn voor rivierprikpopulatie.
- Mogelijk werd gezocht op de verkeerde locaties of werd in deze studie het belang van de Nete onderschat voor de voortplanting van rivierprik in het Scheldebekken. De studie van een volledige jaarcyclus in de Kleine Nete ter hoogte van de molenkom in

Grobbendonk leverde echter weinig volwassen prikken op (Stevens *et al.*, 2009), maar dit kan te wijten zijn aan jaarlijkse schommelingen.

5.2 Fint

De fint of meivis is een anadrome vissoort die opgroeit in zee en zich in zoet water voortplant. Tot het einde van de 19^{de} – begin 20^{ste} eeuw trokken adulte finten elk jaar in mei-juni naar de Schelde om zich voort te planten. Door een combinatie van overbevissing, verslechterende waterkwaliteit en verlies van geschikt habitat verdween de soort in de eerste helft van vorige eeuw uit de Schelde (Stevens *et al.*, 2009). De laatste jaren worden echter terug geregeld finten in de Schelde gevangen. In 2009 werd voor het eerst een 0-jarige fint gevangen in het zoetwater getijdengebied, wat erop wijst dat fint zich terug voortplant in de Schelde. Het is echter onduidelijk waar zich de paaipplaatsen van fint bevinden en welke habitatten essentieel zijn voor het herstel van de populatie. Omdat de dichtheid van fint nog (veel) te laag is, kan de habitatgeschiktheid niet onderzocht worden via bemonsteringen in het estuarium. Daarom werd geopteerd om op basis van wetenschappelijke literatuur een habitatgeschiktheidsmodel op te stellen en toe te passen op de situatie in de Schelde.

Het fintmodel is een eerste poging om de habitatgeschiktheid voor larvale en paaierende finten te kwantificeren. Het model richt zich op deze levensfasen omdat vooral het succes van de voortplanting en de overleving van larven bepalend zijn voor het herstel van de populatie. Daarnaast is het estuarien habitat vooral limiterend voor de voortplanting en de larvale fase. Ook juveniele finten (> 0+ klasse) migreren elk jaar naar de brakwaterzone van het estuarium om zich te voeden met aasgarnalen, garnalen en kleine vis. In 2010 werden in het najaar tientallen jonge finten (gemiddeld 14 cm) in het brakwatergebied van de Schelde gevangen t.h.v. Doel en de Liefkenshoek-tunnel. De habitatgeschiktheid voor preadulte finten werd niet gemodelleerd omdat deze levensfase mobieler en minder afhankelijk is van specifiek habitat in het estuarium.

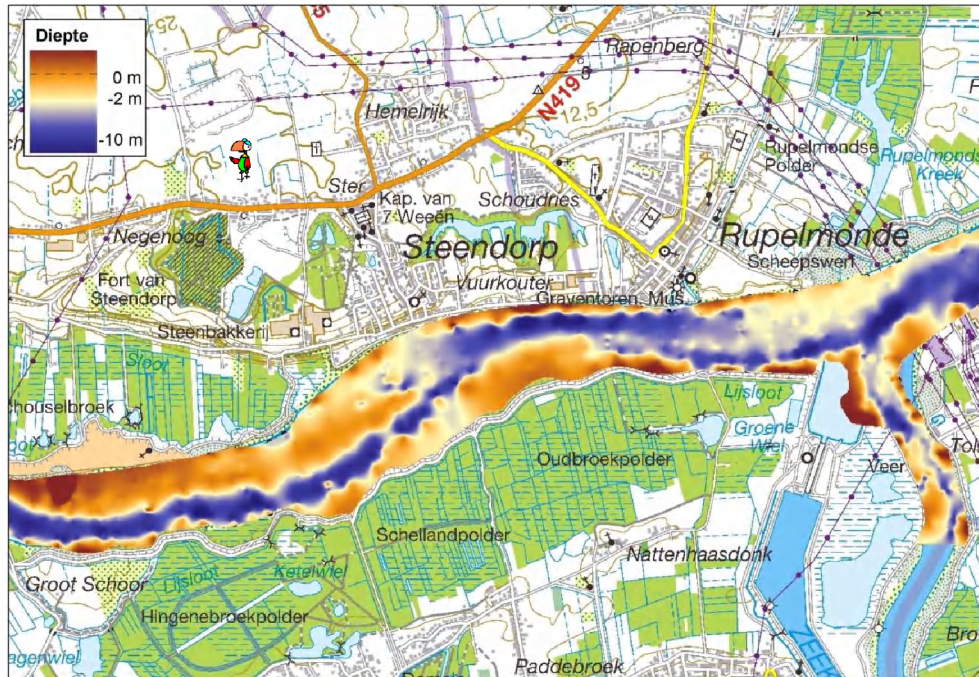
5.2.1 Paa habitat

Het model voor de voortplanting voorspelt onder de omgevingscondities van 2009 de aanwezigheid van **geschikt paa habitat in de Zeeschelde stroomopwaarts Mariekerke**. In het zoetwater getijdengebied van de Zeeschelde ligt het zuurstofgehalte boven 5 mg/l, is de watertemperatuur hoger dan 17°C en zijn de diepte en de getijgemiddelde stroomsnelheid optimaal. Bovendien worden de eieren vanuit dit geschikt paa habitat door de getijdenstromingen na vier dagen getransporteerd naar een geschikt larvaal habitat waar ze ontluiten.

Door de optimale saliniteit voor voortplanting vast te leggen tussen 0-5 PSU, worden de laagsaline habitatten stroomafwaarts Antwerpen als ongeschikt aangeduid. Het is echter onduidelijk waarom finten in zoetwater paaen aangezien de eieren en larven van verwante soorten ook in brakwater kunnen ontwikkelen (Zydlewski & McCormick, 1997; Jia *et al.*, 2009). Mogelijk is niet de saliniteit op zich bepalend voor de keuze van het paa habitat, maar zijn voedselbeschikbaarheid en/of predatierisico gecorreleerd met de zoutgradiënt en bepalen zij het paa habitat (Limburg & Ross, 1995).

Van de omgevingsvariabelen in het model blijken vooral de kwaliteit van het larvaal habitat (ontluiten eieren) en de watertemperatuur limiterend in 2009. Een verbetering van het larvaal habitat zorgt ervoor dat het habitat tussen de Durmemonding en Kallo ook geschikt is voor de voortplanting. De meest stroomafwaartse historische paa plaats van fint in de Zeeschelde lag t.h.v. Rupelmonde (Vrielynck *et al.*, 2003). Op basis van een historische peilkaart uit 1888 (Rochet & Melat - digitalisering MOW-MT) werd het diepteprofiel van de Zeeschelde t.h.v. Rupelmonde gereconstrueerd. Figuur 31 toont de ligging van verschillende

ondieptes in de Schelde voor Rupelmonde en Steendorp. Waarschijnlijk paaide fint tot het einde van de 19^{de} eeuw op deze zandplaten. De meeste ondieptes in de Zeeschelde verdwenen echter in de loop van de 20^{ste} eeuw als gevolg van baggerwerken en een veranderende hydrodynamiek (Van Braeckel *et al.*, 2006). Er is geen eensgezindheid over de reden waarom finten paaien ter hoogte van zandbanken. Waarschijnlijk zorgen de stromingspatronen ter hoogte van de platen ervoor dat de eieren niet te snel bezinken en voldoende zuurstof krijgen (Caswell & Aprahamian, 2001; Greene *et al.*, 2009).



Figuur 31. Dieptekaart van de Schelde ter hoogte van Steendorp en Rupelmonde in 1888.

Het model toont aan dat de watertemperatuur in mei in de oostelijke zijrivieren waarschijnlijk te koud is voor de voortplanting. In juni stijgt de temperatuur in de Nete echter tot boven 18°C en wordt ook daar het habitat geschikt om te paaien. Maes *et al.* (2008) vermelden een historische paaiplaats van fint in de Kleine Nete. Onder de huidige modelcondities wordt de Zeeschelde gebruikt als paaiplaats voor vroege paaiers (mei) en kan de Nete ook gebruikt worden door late paaiers (juni).

Een verbetering van het zuurstofgehalte heeft vooral een effect op de habitatgeschiktheid in de Zenne en op de geschiktheid van het paaihabitat in juni. In juni 2009 was het zuurstofgehalte in het centrale deel van de Zeeschelde rond Rupelmonde en in de Rupel te laag voor adulte en larvale fint. Perioden van hypoxia zorgen er niet alleen voor dat het habitat ongeschikt is voor vis, maar verhinderen ook de migratie van en naar habitatten die wel geschikt zijn (Maes *et al.*, 2008; Stevens *et al.*, 2009). De situatie verbetert echter langzaam en in 2010 was enkel de Rupel in juni-juli ongeschikt voor fint (www.vmm.be).

5.2.2 Larvaal habitat

Het larvale model voorspelt dat de **habitatgeschiktheid het hoogst is in de Zeeschelde stroomopwaarts van Rupelmonde en in de Rupel**. In de Kleine Nete is het larvaal habitat matig geschikt. In mei is de zuurstofconcentratie alleen limiterend in de Zenne, maar in juli 2009 was het centrale deel van de Zeeschelde en de Rupel ongeschikt habitat voor fintlarven. De zone met lage zuurstofconcentratie in de Zeeschelde sluit het geschikt habitat af van het benedenstroomse deel van het estuarium. Larven uit de stroomopwaartse

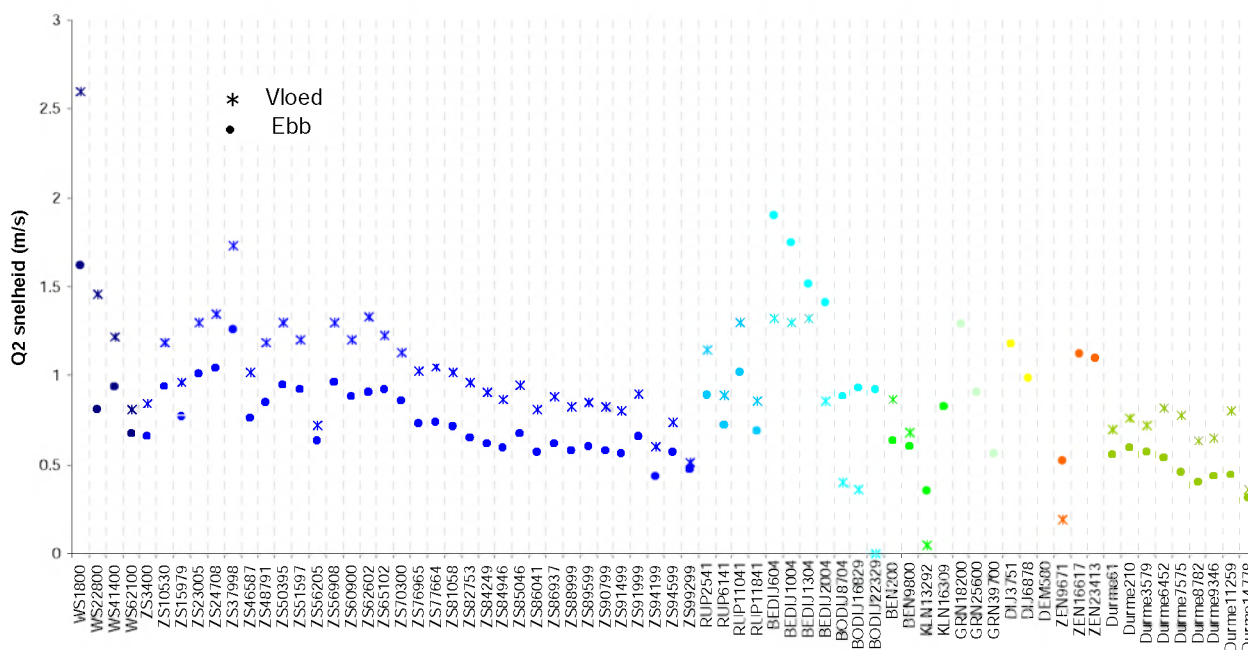
habitatten migreren langzaam stroomafwaarts en kunnen in de hypoxische zone terecht komen en sterven. Zoals eerder aangehaald verbetert de situatie echter geleidelijk en blijft het zuurstofgehalte enkel in de Rupel en de Zenne problematisch.

Behalve in de Durme is de zoöplanktonconcentratie laag in de zijrivieren van de Schelde die onder invloed van het getij staan. Dit vertaalt zich in een lage habitatgeschiktheid voor larvale fint. Er zijn geen gegevens beschikbaar voor de stroomopwaartse delen van deze zijrivieren, maar we hebben geen aanwijzingen dat de zoöplanktondensiteiten hoger zouden zijn dan onze schattingen op basis van de stroomafwaartse metingen. Het model houdt enkel rekening met cladoceren en copepoden, maar niet met rotiferen die ook deel uitmaken van het zoöplankton. De hoogste densiteiten van rotiferen worden in de zoetwaterzone van de Schelde waargenomen en zijn veel hoger dan die van cladoceren en copepoden (tot 2500/liter - Azémar *et al.*, 2010). Er zijn in de literatuur geen meldingen van rotiferen in het dieet van fint. Crecco & Blake (1983) suggereren dat larvale Amerikaanse elft zich door hun grote mondopening vooral voeden met de grotere copepoden.

De zoöplanktonconcentratie is een geïntegreerde variabele. Dit betekent dat de densiteit van zoöplankton gerelateerd is aan andere variabelen zoals de stroomsnelheid, retentie, zuurstofgehalte, enz.. De eieren en jongste larvale stadia maken in feite deel uit van het zoöplankton en gedragen zich min of meer gelijkaardig. In habitatten met een hoge stroomsnelheid kan zoöplankton zich niet handhaven en wordt het meegevoerd door de stroming. De oudere larvale stadia zijn iets mobieler en bewegen zich naar de rand van de hoofdgeul en naar de nevengeulen waar de stroming minder sterk is (Greene *et al.*, 2009).

Verscheidende auteurs vermelden het belang van de stroomsnelheid als bepalende variabele voor de habitatgeschiktheid voor de larven van fint en elft (Ross *et al.*, 1993; Gerkens & Thiel, 2001; Greene *et al.*, 2009). Dit komt echter minder tot uiting in het model omdat alleen de dieptegemiddelde stroomsnelheid in de hoofdgeul in rekening gebracht kon worden. Op de meeste locaties in het estuarium zijn de maximale stroomsnelheden tijdens een getijcyclus echter hoger dan de optimale stroomsnelheid voor larven (0.7 m/s) (Figuur 32). Door hoge stroomsnelheden kunnen larven snel naar ongunstige habitatten getransporteerd worden. In getijdensystemen werken de eb- en vloedstroom echter in tegengestelde richting, waardoor niet zozeer de maximale stroomsnelheid van belang is, maar wel de netto verplaatsing (retentie). In tegenstelling tot eieren kunnen larven in beperkte mate wel actief migreren, waardoor de berekening van de netto verplaatsing zoals bij eieren niet opgaat voor larven. Een betrouwbare schatting van de retentie van larven zou een belangrijke meerwaarde voor het model betekenen. Hiervoor is echter meer informatie nodig over het gedrag van larven tijdens een getijdencyclus.

De stroomsnelheid beïnvloedt ook andere variabelen zoals de zoöplanktonconcentratie en de turbiditeit. De turbiditeit wordt in belangrijke mate bepaald door het gehalte zwevende stof. De turbiditeit in estuaria is van nature hoog (Chen *et al.*, 2005). Fintlarven zijn gevoelig voor turbiditeit als de grenswaarde (100 mg/l) minstens enkele dagen overschreden wordt (Auld & Schubel, 1978). De hoogste gehalten aan zwevende stof worden in de Beneden-Zeeschelde waargenomen en overschrijden slechts sporadisch de tolerantiegrens. De waarden die in het model gebruikt worden (VMM), zijn oppervlaktemetingen. In de onderste 10% van de waterkolom is het gehalte zwevende stof echter veel hoger en schommelt tussen 150 en 2500 mg/l (Chen *et al.*, 2005). De hoogste densiteiten van post-dooierzaklarven worden in de bovenste waterlagen waargenomen, waardoor ze waarschijnlijk niet blootgesteld worden aan de hoge ZS concentraties (Esteves *et al.*, 2008; Greene *et al.*, 2009). Dooierzaklarven bevinden zich echter meestal lager in de waterkolom dan post-dooierzaklarven waardoor de mortaliteit significant kan verhogen bij langdurige blootstelling aan hoge gehalten zwevende stof.



Figuur 32. Tweede kwartielafstand (75%) van de maximale stroomsnelheid tijdens eb (cirkels) en vloed (sterren) op verschillende locaties in het Schelde-estuarium.

In estuaria met een stabiele fint populatie worden de hoogste larvale densiteiten aangetroffen in ondiepe zones, nevengeulen en platen (Gerken & Thiel, 2001; Maitland & Hatton-Ellis, 2003; Schulze & Schirmer, 2006; Esteves *et al.*, 2008). Waarschijnlijk omdat de stroomsnelheid daar lager is (hogere retentie), de voedselbeschikbaarheid groter is (meer zooplankton) en deze habitatten sneller opwarmen, waardoor de ontwikkeling optimaal is. Het model berekent enkel de habitatgeschiktheid langs de longitudinale as van het estuarium en houdt geen rekening met de dieptevariatie langs de dwarssectie. De effectieve habitatkwaliteit wordt echter ook beïnvloed door de lokale aanwezigheid van microhabitatten zoals ondieptes, platen en lokale retentiezones.

5.2.3 Verfijning model

Het model is een eerste aanzet om de habitatgeschiktheid van fint op het niveau van het estuarium te kwantificeren. Door de beperkte beschikbaarheid van gebiedsdekkende informatie over de invoervariabelen en door onvoldoende kennis over de relatie tussen de omgevingsvariabelen en de habitatgeschiktheid voor fint, kon de habitatgeschiktheid alleen op macroschaal geëvalueerd worden.

Voor fint is weinig algemene informatie beschikbaar over habitatselectie en de beschikbare informatie is meestal systeem specifiek en/of niet kwantitatief. Daarom werd een belangrijk deel van de informatie voor het model verkregen via gepubliceerd onderzoek over habitatselectie en habitatgeschiktheid bij Amerikaanse elft. Hoewel beide soorten nauw verwant zijn, kan niet uitgesloten worden dat de habitateisen van fint en Amerikaanse elft verschillen, waardoor de uitkomst van het fintmodel de verspreiding in het estuarium niet afdoende beschrijft. In het algemeen is er meer veldonderzoek nodig naar het habitatgebruik door de verschillende levensstadia van fint om het model te verfijnen.

Een volgende stap in de ontwikkeling van het model is het mesohabitat in rekening brengen. Hiervoor zijn meer gedetailleerde gegevens nodig over de hydrodynamiek en abiotische condities op slikken, zandplaten en ondieptes. Het huidige model houdt geen rekening met

lokale retentiezones of met de opwarming van ondiepe habitatten. Aangezien eieren en de verschillende larvale stadia zich verschillend gedragen in de waterkolom, zou het model ook deze verticale component in rekening moeten brengen.

Hoewel enkel de estuariene habitatgeschiktheid gemodelleerd werd, kan fint zich ook voortplanten boven de getijdenzone (Aprahamian, 1982). Waarschijnlijk zijn of waren er geschikte paaihabitatten aanwezig in de Kleine en Grote Nete stroomopwaarts de getijdenzone. Indien voldoende habitatgegevens beschikbaar zijn voor deze zone, kan het model hier ook toegepast worden.

Het model is een theoretische oefening en moet gevalideerd worden met veldwaarnemingen. Dit kan door bemonstering van eieren en larven of door telemetrisch onderzoek van adulte finten (Acolas *et al.*, 2004).

6 Conclusies en aanbevelingen

6.1 Rivierprik

- Er werd een methode ontwikkeld om snel en efficiënt priklarven te bemonsteren. In doorwaadbare waterlopen kunnen de larven bemonsterd worden met een sedimentpomp. Op grotere dieptes kan een Van Veengrijper gebruikt worden. De methode werd getest op beekprikclarven, maar er konden geen rivierprikclarven gevangen worden.
- Ondanks het feit dat geen rivierprikclarven werden aangetroffen, volgt uit de vangst van pas getransformeerde rivierprikken in het koelwatersysteem van de kerncentrale van Doel (Stevens *et al.*, 2009), dat rivierprikken zich wel degelijk voortplanten in het Scheldebekken. Zoals reeds aangehaald zijn de densiteiten in de onderzochte riviertrajecten mogelijk te laag voor de gebruikte bemonsteringsmethoden of werd er op de verkeerde plaatsen gezocht.
- Potentieel geschikte opgroeihabitaten voor rivierprikclarven zijn schaars in de Zwalm. Ze zijn beperkt tot enkele verspreide locaties ter hoogte van de IJzerkotmolen en het traject tussen de Ter Biestmolen en de monding in de Schelde. Op de meeste plaatsen is de Zwalm sterk gekanaliseerd en is er oeververdediging, zoals breuksteen en schanskorven, aangebracht. Om de Zwalm beter geschikt te maken als opgroeihabitat voor rivierprikclarven, moet de rivier meer ruimte krijgen. De oeververdediging moet weggenomen worden en het contact tussen de rivier en haar vallei moet hersteld worden. Alleen zo kunnen zacht glooiende oevers met luwe zones ontstaan, waar slib en organisch materiaal kunnen accumuleren.
- De habitat stroomafwaarts van de stuw van Asper is wellicht niet optimaal voor rivierprikclarven, wegens de baggeractiviteit in en nabij de stuwgeulen. Er kan worden nagegaan in welke mate de visdoorgang een meerwaarde kan betekenen voor volwassen rivierprikken om potentieel geschikte paalocaties verder stroomopwaarts te bereiken en of hij geoptimaliseerd kan worden als habitat voor larvale prikken.
- Voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding (LSVI) van rivierprik zijn gegevens nodig over de densiteit van de larven in het sediment en over de aanwezigheid van adulten. Tijdens de huidige en voorgaande bemonsteringen werden nooit rivierprikclarven aangetroffen en tijdens bemonsteringen onder de stuw in Merelbeke werden slechts sporadisch adulten aangetroffen. Op basis van de beschikbare gegevens wordt de staat van instandhouding van de rivierprikpopulatie in het stroomgebied van de Schelde dan ook als **ongunstig** beoordeeld. Om een gunstige staat van instandhouding te bereiken moet aan een aantal randvoorwaarden voldaan zijn. In de eerste plaats moet er geschikt paai- en opgroeihabitat beschikbaar zijn. Vooral in de Bovenschelde en de Zwalmbeek is geschikt opgroeihabitat schaars. De aanleg van natuurlijke oevers (Zwalm) en de instandhouding van slibbanken (Bovenschelde) kunnen daartoe bijdragen. Daarnaast moet het geschikt habitat ook bereikbaar zijn. Hiervoor moeten de migratieknelpunten passeerbaar gemaakt worden. Vooral de stuw in Merelbeke vormt een belangrijk migratieknelpunt voor stroomopwaarts migrerende rivierprikken.

6.2 Fint

- De modelresultaten voorspellen dat er geschikt paaihabitat aanwezig is in de Zeeschelde stroomopwaarts van de Durme en later op het jaar ook in de Kleine en Grote Nete. Geschikt habitat voor larvale fint bevindt zich in de Zeeschelde stroomopwaarts Rupelmonde en in de Rupel. Zowel het paai- als het larvaal habitat moeten beschermd worden. Het heeft geen zin alleen het paaigebied te beschermen, beide habitatten zijn cruciaal voor het herstel van de populatie in de Schelde.
- De vroegste larvale stadia bevinden zich in de hoofdgeul en tijdens de ontwikkeling migreren ze naar de randen van de hoofdgeul en naar nevengeulen. Ter hoogte van de zone met geschikt larvaal habitat moeten dus zowel de hoofdgeul als de ondiepe subtidale habitatten en slikken beschermd worden. Een kwantificering van de oppervlakte geschikt habitat die nodig is om een gezonde populatie in stand te houden is nog niet mogelijk. Gezien het verlies van habitat tijdens de voorbije eeuw, lijkt het ons echter noodzakelijk om het resterende habitat te beschermen. Concreet betekent dit dat o.a. baggerwerken vermeden moeten worden in de zoetwater getijdenzone van het Schelde-estuarium tussen april en eind augustus, wanneer larven aanwezig zijn. Vooral tussen Baasrode en Rupelmonde moeten de ondiepe subtidale zones gevrijwaard en eventueel uitgebreid worden. In deze zone bevinden zich immers enkele belangrijke ondieptes die belangrijk zijn als habitat van larvale fint (bv. platen t.h.v. Kastel, Sint-Amands, Lippenbroek, Weert, Temse en Balooi).
- Hoewel dit niet gemodelleerd kon worden, is de laterale habitatdiversiteit zeer belangrijk voor fint. In andere estuaria met een gezonde fintpopulatie (Elbe, Weser, Gironde) paaient finten in zones met nevengeulen en platen. Bovendien worden de hoogste densiteiten van larven in de nevengeulen en zijarmen waargenomen. Niet toevallig werd de eerste juveniele fint in de Schelde sinds decennia op de slikplaat voor de monding van de Durme gevangen. Het wegbaggeren van zandplaten of ondiepe subtidale habitatten grijpt in op het paai- en larvaal habitat van fint.
- De stroomsnelheid en retentie zijn belangrijke habitatvariabelen voor de larven van fint. De voorbije eeuw is de dynamiek in het estuarium sterk toegenomen, waardoor larven zich minder goed kunnen handhaven in geschikt habitat. Ingrepen die de stroomsnelheid verhogen of die lokale retentiezones doen verdwijnen moeten dan ook vermeden worden.
- Het zuurstofgehalte in het estuarium is de voorbije jaren sterk verbeterd, waardoor in de vroege paaiperiode (mei) zowel geschikt paai- als larvaal habitat bereikbaar zijn. Later op het jaar blijft de zuurstofconcentratie in de Zeeschelde t.h.v. Rupelmonde en in de Rupel echter te laag. Deze zuurstofarme zone verhindert de migratie van en naar de paaiplaatsen stroomopwaarts. Larven en juvenielen die stroomafwaarts getransporteerd worden en in de zuurstofarme zone terecht komen zullen sterven indien ze geen vluchtmogelijkheden hebben. Periodisch zuurstofarme condities moeten dan ook vermeden worden en een minimaal zuurstofgehalte van 5 mg/l is noodzakelijk voor zowel adulten als larven.
- Een te hoge turbiditeit (> 100 mg/l) die meerdere dagen aanhoudt verhoogt de mortaliteit van fintlarven. Het gehalte zwevende stof (ZS) in de bovenste waterlagen in de Schelde is meestal beneden de tolerantiegrens. In de onderste waterlagen is het gehalte echter veel hoger en kan nadelig zijn voor de vroegste larvale stadia die zich tegen de bodem bevinden.
- Hoewel fint boven de getijdenzone kan paaient, kan hij zijn levenscyclus ook in het estuarium vervolledigen. De meest stroomafwaartse barrières in het Scheldebekken

liggen bijna allemaal aan de rand van het getijdengebied en vormen geen essentieel knelpunt voor het herstel van fint. In Stevens *et al.* (2009) wordt het oplossen van de stuw op de Dijle in Mechelen aangeduid als prioritair voor fint. Het model voorspelt echter geen optimaal habitat in de Dijle stroomopwaarts Mechelen. De stuw in Dendermonde sluit de Dender af van de Zeeschelde. Anekdotische informatie suggereert dat fint vroeger ook in de Dender paaide. Als er geschikte habitatten voor fint in de Dender aanwezig zijn, vormt de stuw in Dendermonde een barrière voor volwassen fint.

- Voor de beoordeling van de LSVI van fint wordt gesteund op de abundantie van juvenielen, adulten en de aan-/afwezigheid van eieren en larven (Adriaens *et al.*, 2008). Voor het Schelde-estuarium zijn er geen gegevens beschikbaar over de aanwezigheid van eieren en larven en ook de bemsonteringen van adulten en juvenielen staat nog niet op punt. Op basis van de gegevens die door het INBO verzameld worden in het kader van de opvolging van het visbestand in de Zeeschelde (Breine *et al.*, 2010), blijkt dat de populatie zich nog in een **ongunstige staat van instandhouding** bevindt. Voor het herstel van de populatie in de Schelde is in de eerste plaats een verdere verbetering van de waterkwaliteit nodig (verhoging zuurstofgehalte). Daarnaast moeten de zandbanken, platen en ondiepe subtidale habitatten die nog aanwezig zijn in de Zeeschelde in stand gehouden worden.

6.3 Verder onderzoek

- De paai- en opgroeilocaties van rivierprik konden niet gelocaliseerd worden. Het vermoeden bestaat dat de densiteiten te laag zijn om via random staalname de larven in het sediment te detecteren. Om de paai- en opgroeihabitatten in de Schelde te localiseren is dan ook een alternatieve onderzoeksstrategie nodig. Een studie waarbij gebruik gemaakt wordt **radio- of akoestische telemetrie** kan een oplossing bieden om de echte paailocaties van rivierprik op te sporen. Via telemetrie kunnen vissen, die met een zender uitgerust zijn, individueel opgevolgd worden. Door individuele migratietrajecten van vissen op te volgen, kunnen mogelijke paailocaties gevonden worden (Lucas *et al.*, 2009).

In opdracht van W&Z onderzoekt het INBO de mogelijkheid om via een alternatief afvoerbeheer van de stuw BA4 in Merelbeke de stroomopwaartse migratie van vissen vanuit de Zeeschelde naar de Bovenschelde af te buigen via de tijarm. Hiervoor werd tijdens de voorbije winter (2010-2011) de migratie van rivierprikken tussen de Zee- en Bovenschelde gevolgd met akoustische zenders. Op verschillende locaties in de Boven- en Zeeschelde werden ontvangers geplaatst die het signaal van de voorbijtrekkende prikken registreren. Net als tijdens de voorgaande winter (2009-2010) werden slechts een beperkt aantal rivierprikken gevangen, waardoor slechts negen volwassen rivierprikken met een zender uitgerust konden worden. Door dit lage aantal kan geen betrouwbaar beeld van de migratie verkregen worden. De voorlopige resultaten tonen aan dat vijf van de negen prikken gedetecteerd werden. Drie prikken bleven in de Zeeschelde en migreerden stroomop- en stroomafwaarts met de getijden. Twee prikken konden de stuw in Merelbeke passeren en migreerden verder stroomopwaarts. Eén van de prikken zwom tot aan de stuw in Oudenaarde en keerde dan terug tot Gent.

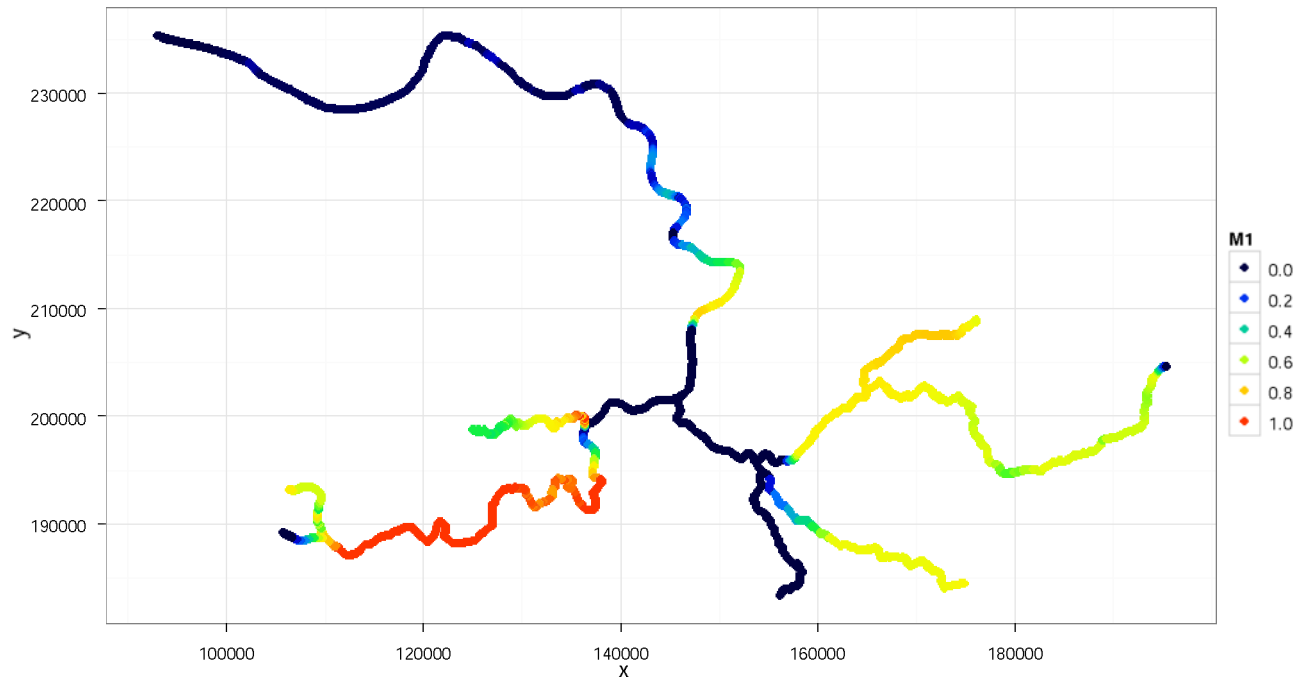
- Het habitatgeschiktheidsmodel voor fint houdt enkel rekening met de longitudinale habitatvariatie in het estuarium (1D). Om een uitspraak te doen over het belang van lokale habitattypes, **moet het model verder verfijnd worden met een 2D component**, waarbij de laterale habitatdiversiteit in rekening gebracht wordt. Om ook de laterale habitatgeschiktheid te modelleren, zijn we echter afhankelijk van de beschikbaarheid van gebiedsdekkende informatie over de omgevingsvariabelen in

het model. Daarnaast is ook extra kwantitatieve informatie nodig over het gebruik van deze habitatten door fint. Voorlopig kan op basis van literatuurgegevens enkel aangegeven worden of een habitat al dan niet belangrijk is voor fint, maar gegevens over het relatieve belang van verschillende habitatten (ecotopen) ontbreken.

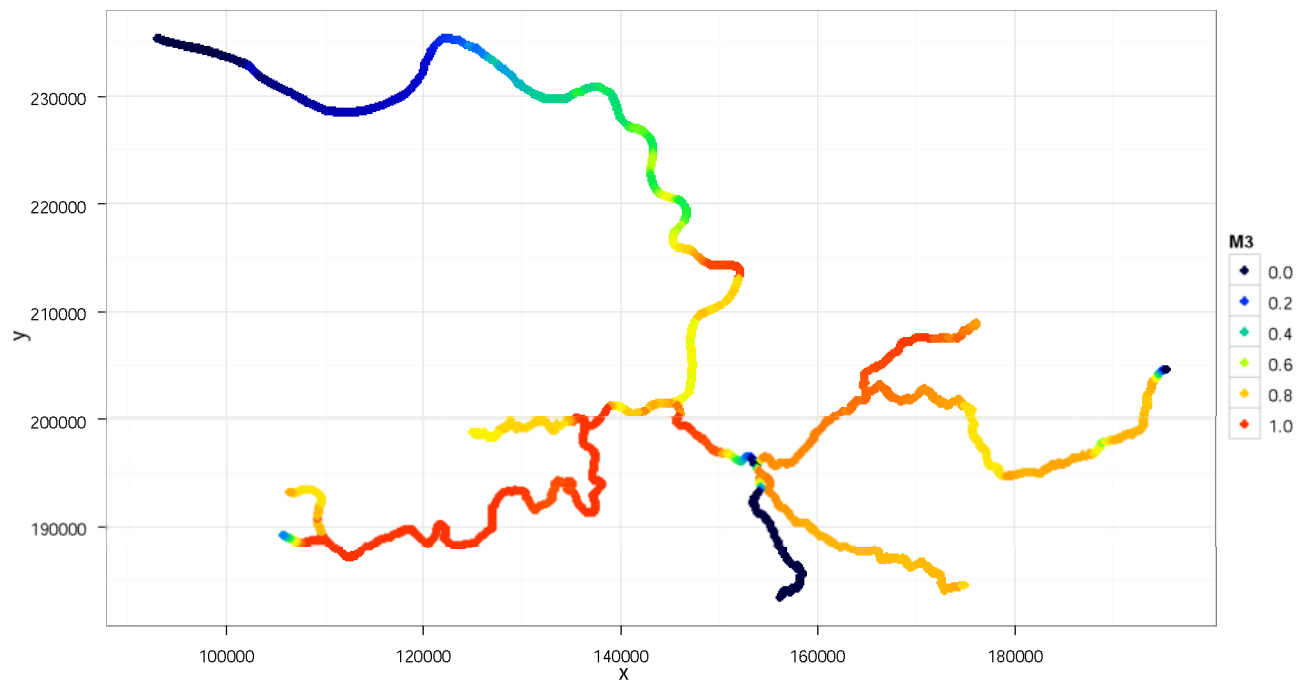
- Door het ontbreken van veldgegevens kon het model nog niet geëvalueerd worden. De aanwezigheid van eieren en larven in een habitat kan gebruikt worden om het **model te valideren**. Op voorwaarde dat de populatie voldoende groot is, kunnen eieren en larven met een planktonnet bemonsterd worden in de periode van de paaiactiviteit (mei-juni).
- Het fintmodel houdt enkel rekening met het larvaal en paaihabitat. Juveniele finten (> 0 jaar) maken echter ook gebruik van het estuarium en trekken in de zomer stroomopwaarts tot in de brakke zone om zich te voeden. Deze juveniele finten trekken minder ver stroomopwaarts dan de paairijpe adulten en gebruiken vooral de benedenstroomse delen van het estuarium (Westerschelde en Beneden-Zeeschelde). Aangezien de meeste baggerwerken in deze zone plaatsvinden, kan onderzocht worden in welke mate juveniele finten afhankelijk zijn van de verschillende ecotopen in deze zone. Dit kan zowel via het gebruik van een habitatmodel, als via gerichte bemonstering in de verschillende ecotopen tijdens de zomer en de herfst.

Bijlage 1 – output larvale model

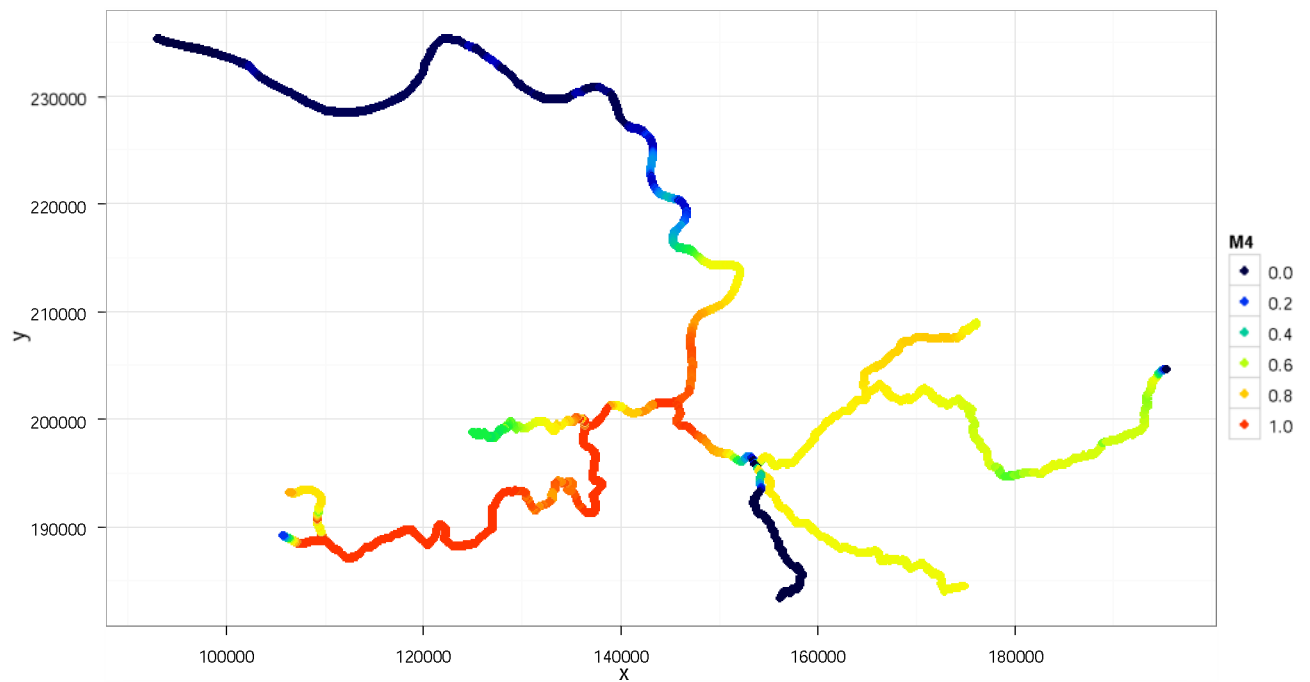
Model 2 - Larvaal model met minimaal zuurstofgehalte tussen mei en juli (min567)



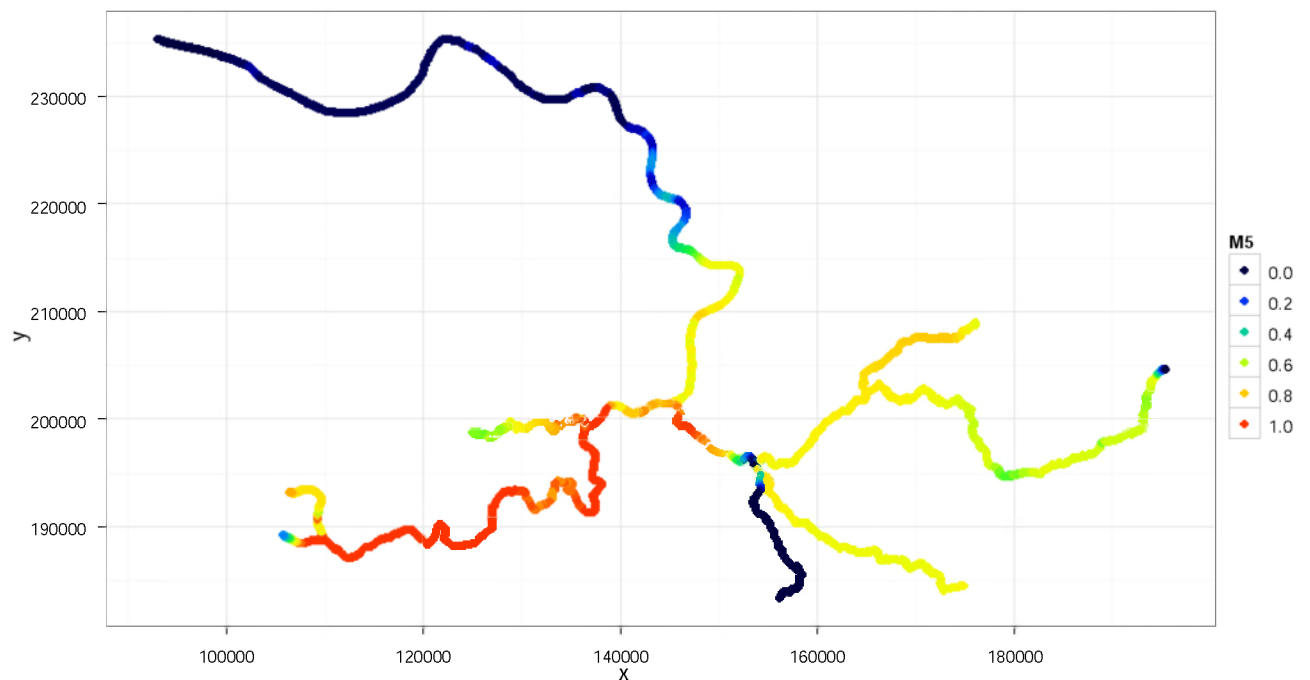
Model 3 - Larvale model met zoöplanktonconcentratie overal > 100/l



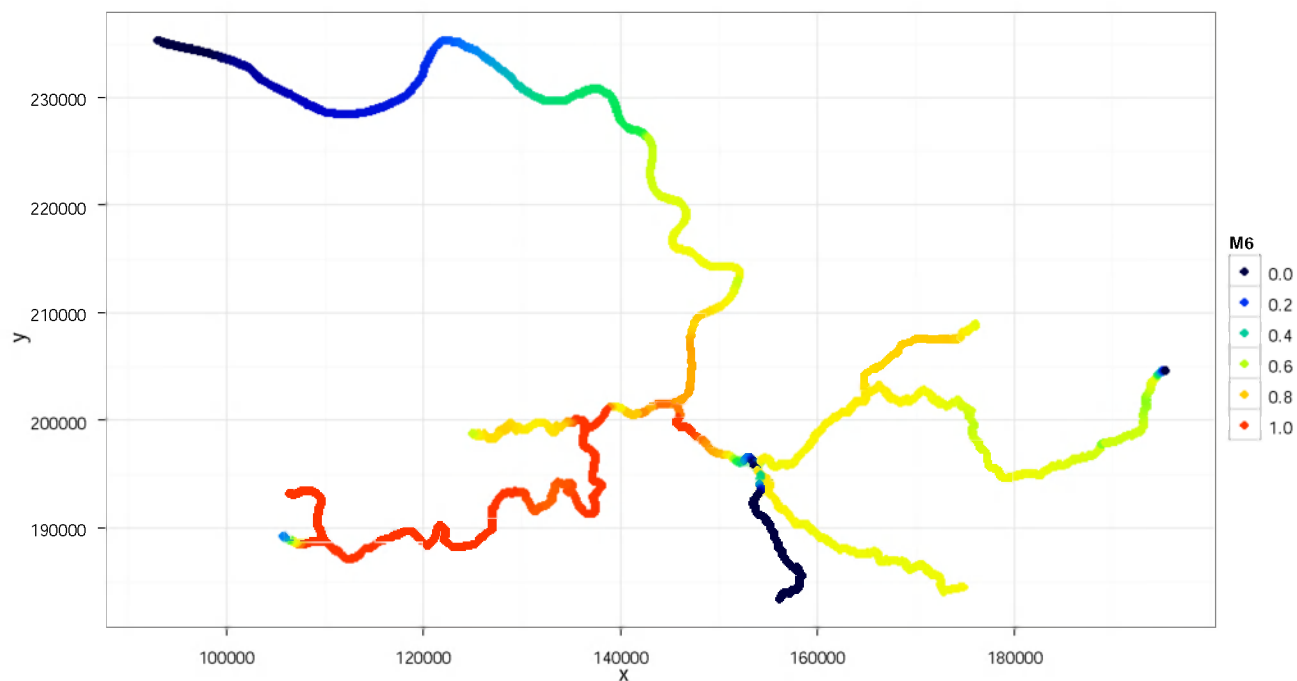
Model 4 - Larvale model met stroomsnelheid overal 0.5 m/s



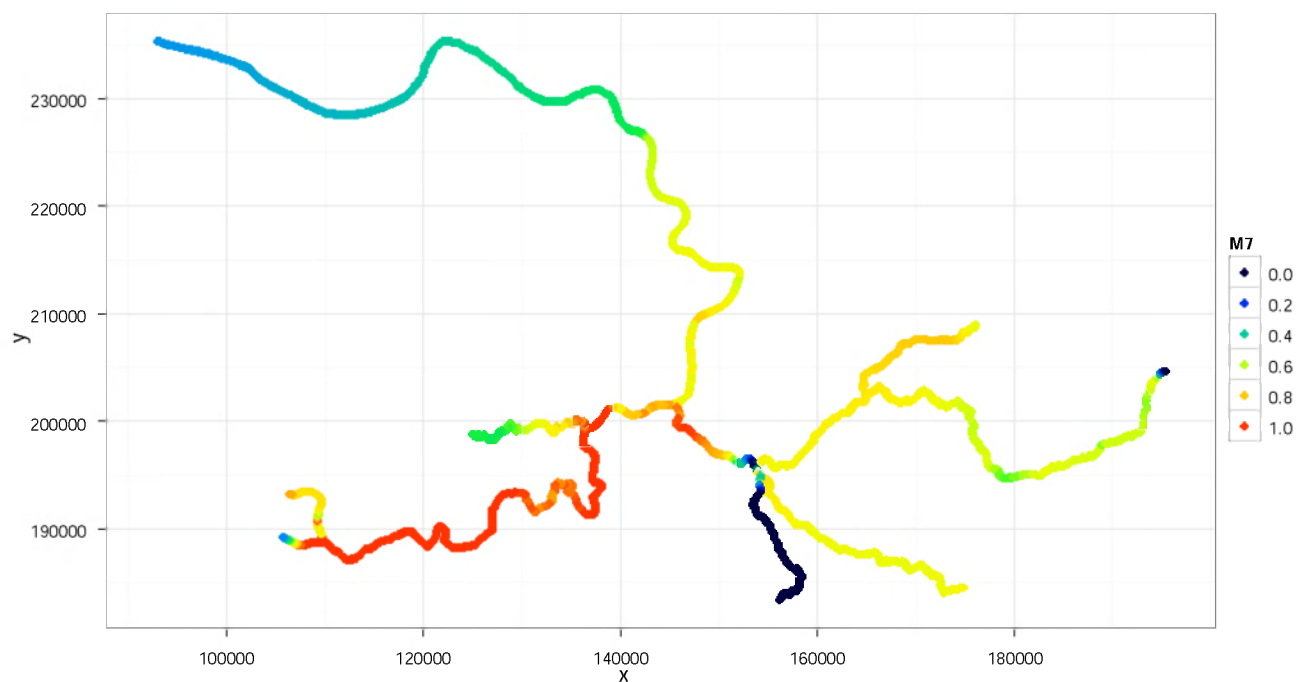
Model 5 - Larvale model met zwevende stof gehalte overal 0 mg/l



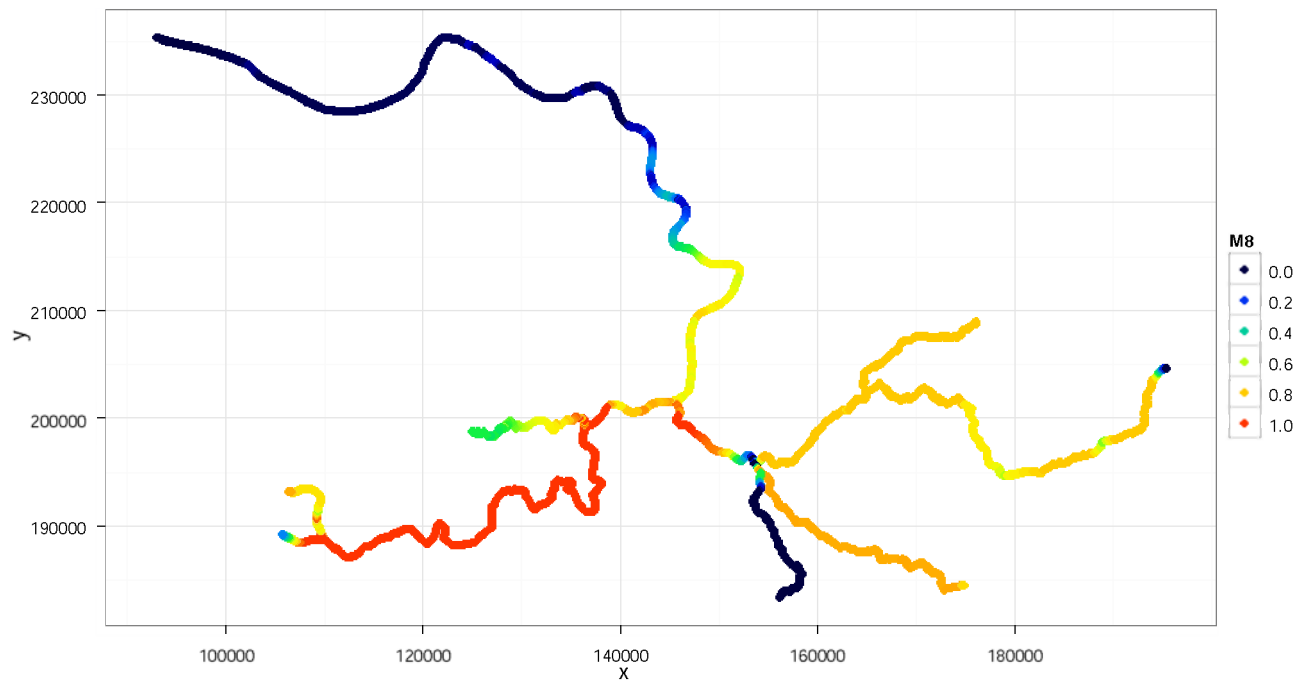
Model 6 - Larvale model met diepte overal 4 m



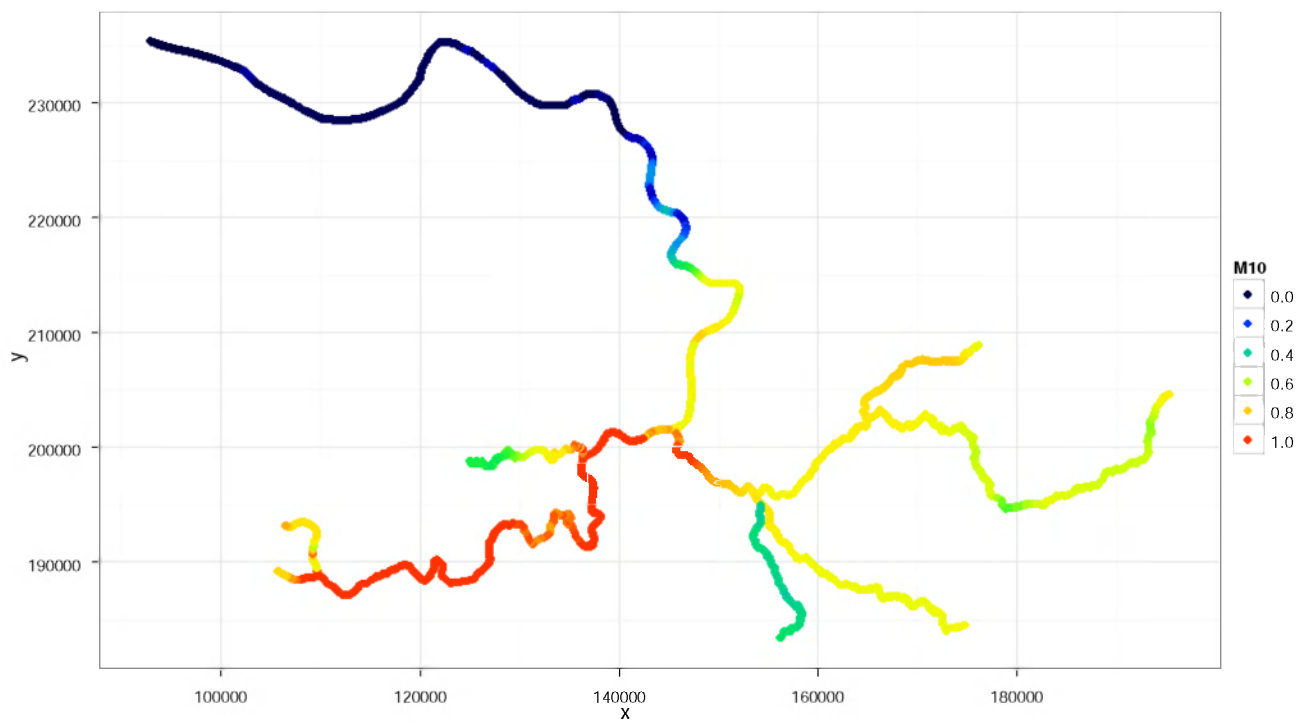
Model 7 - Larvale model met saliniteit overal 7 PSU



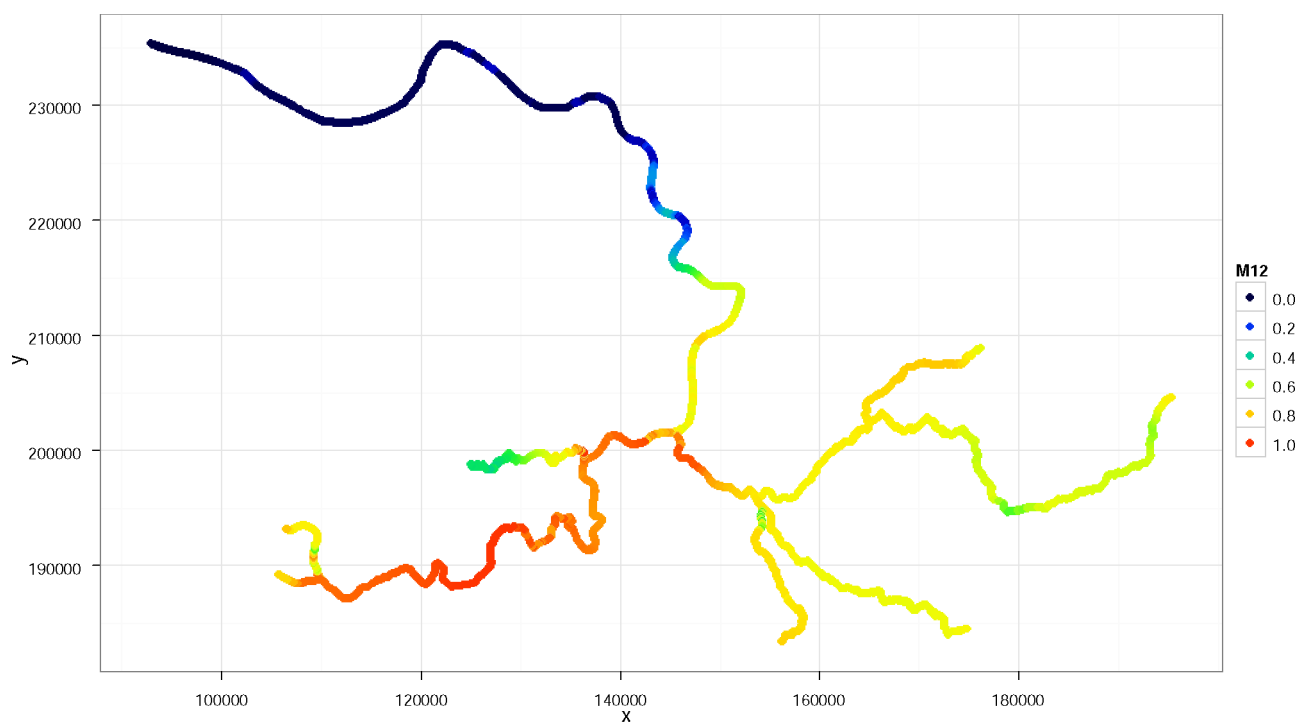
Model 8 - Larvaal model met watertemperatuur overall 18°C



Model 9 - Larvaal model met zuurstofgehalte overall 6 mg/l

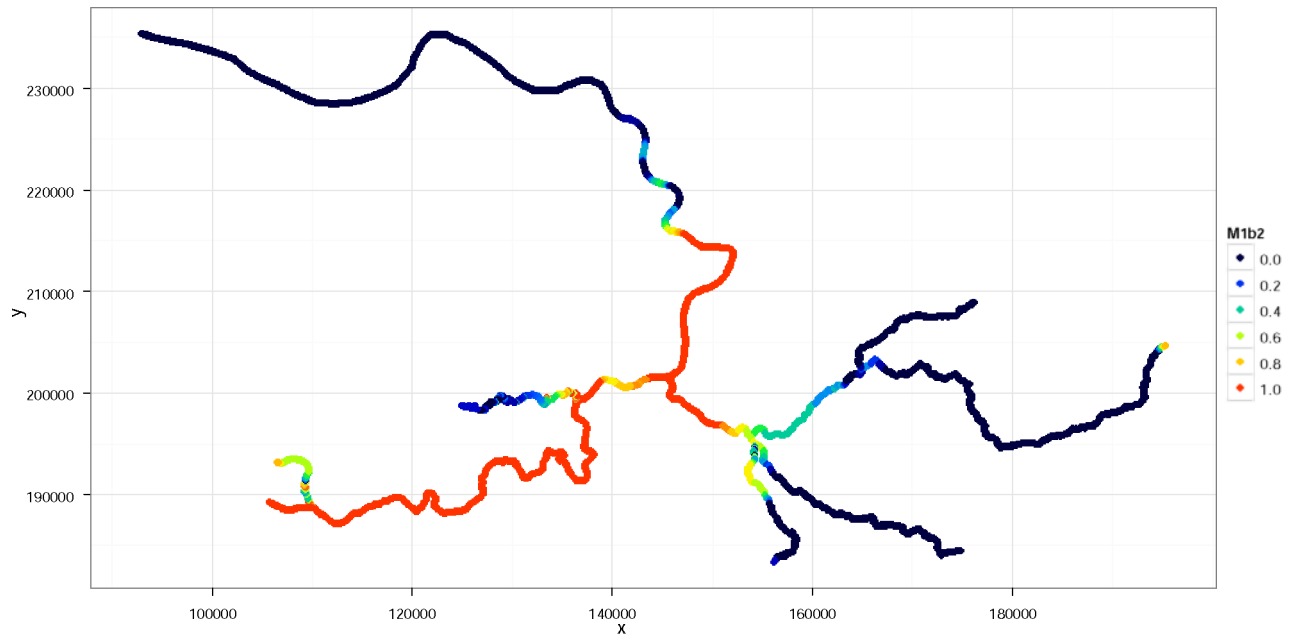


Model 10 - Larvale model met zuurstofgehalte overal 6 mg/l en de zoöplanktonconcentratie in de Zenne = Dijle

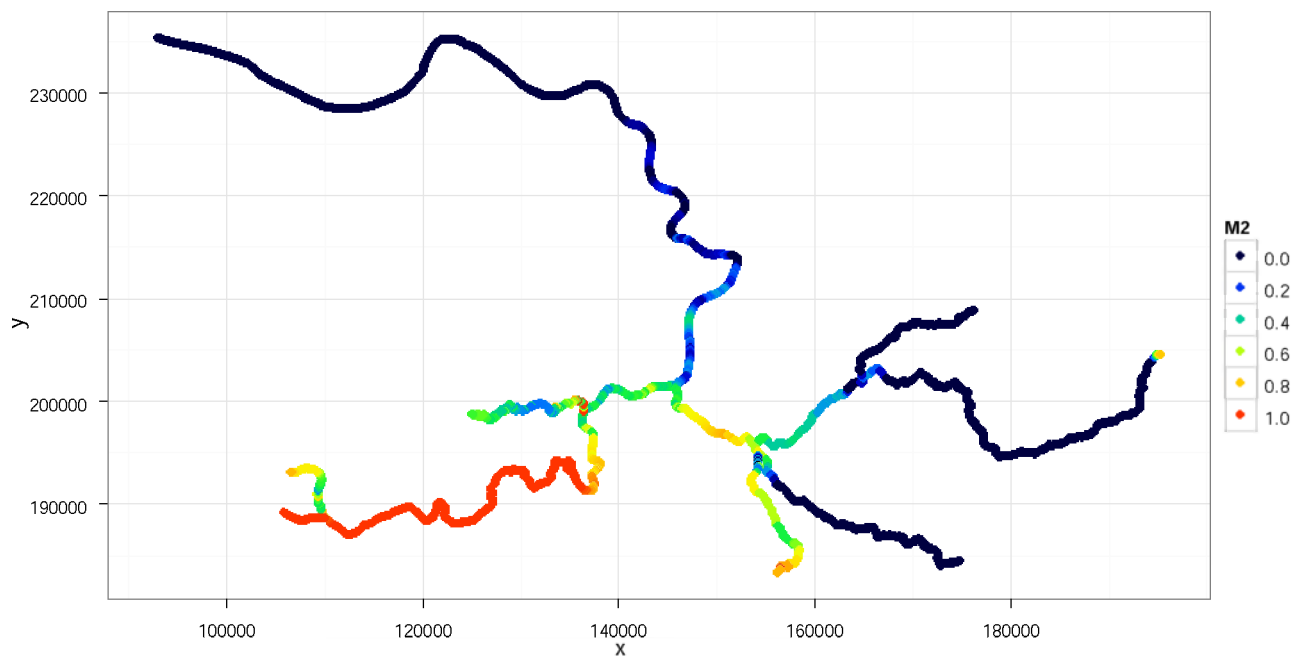


Bijlage 2 - output paaimodel

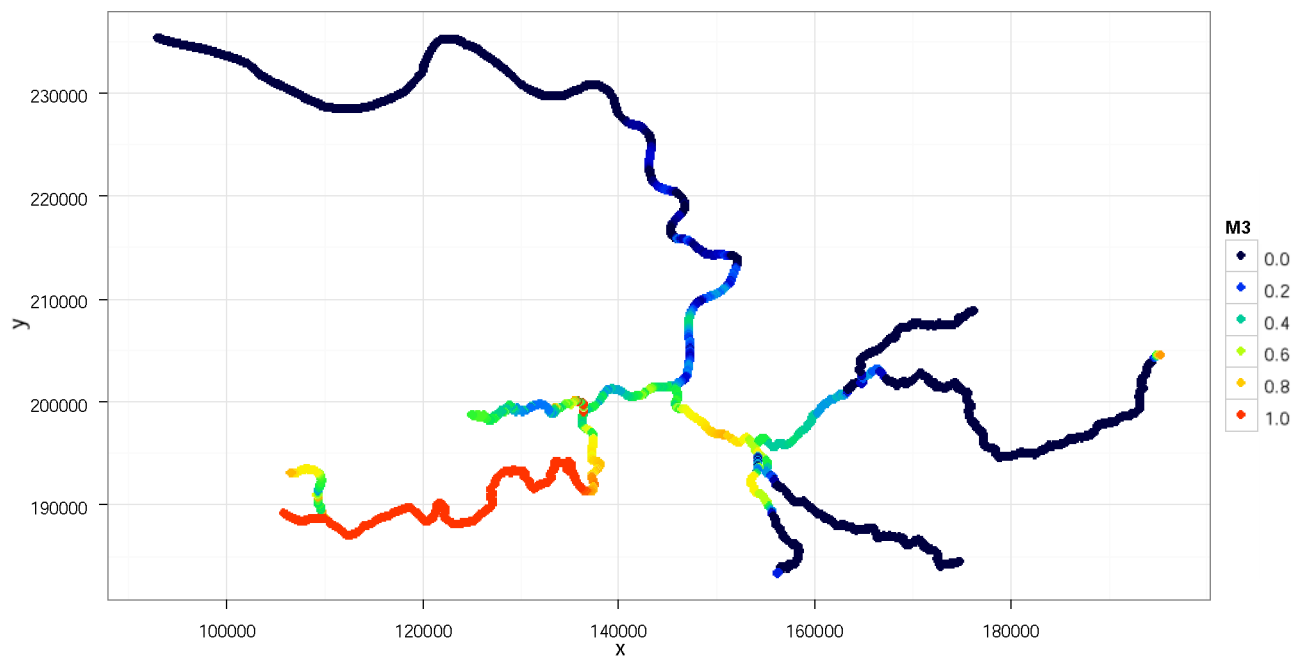
Model 2 – Paaimodel met SI van larvale model 10



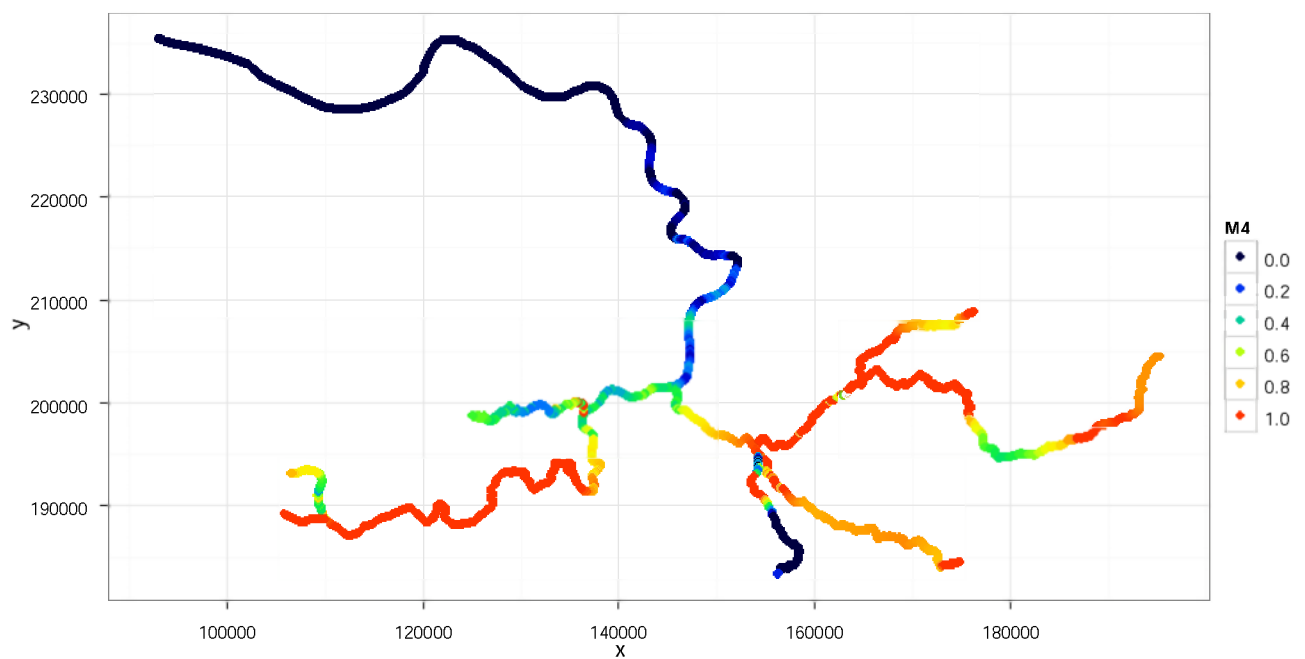
Model 3 – Paaimodel met zuurstofgehalte overal 8 mg/l



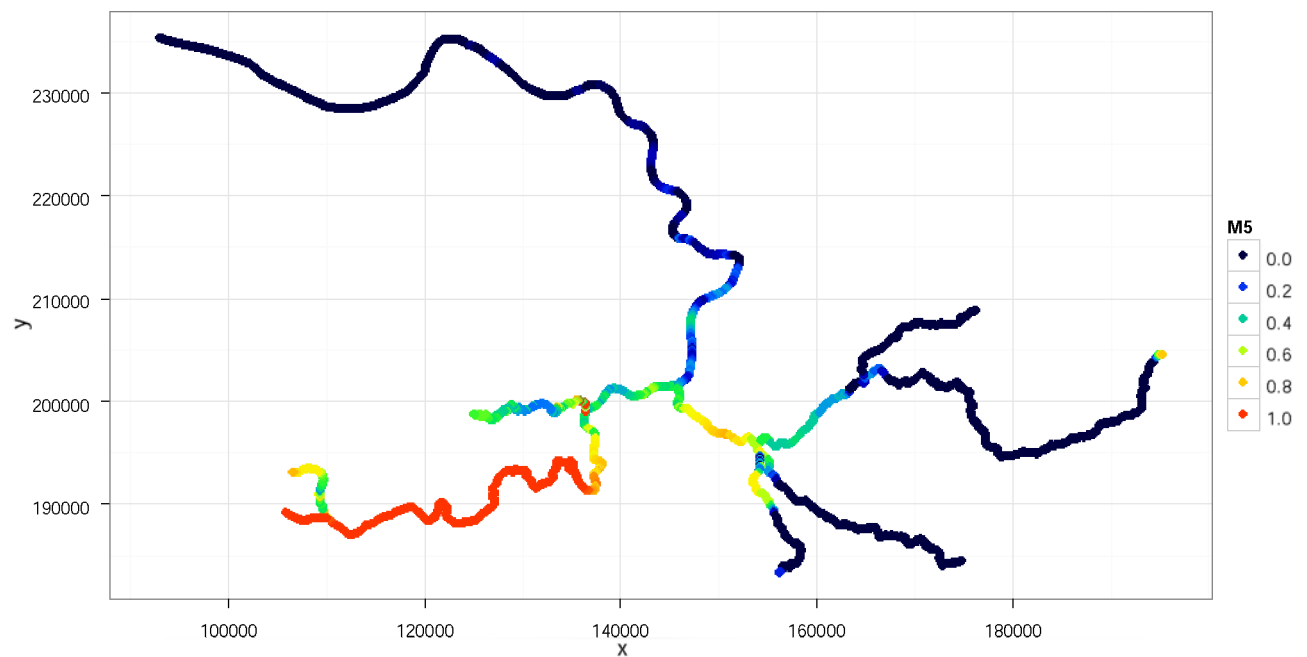
Model 4 – Paaimodel met stroomsnelheid overal 0.7 m/s



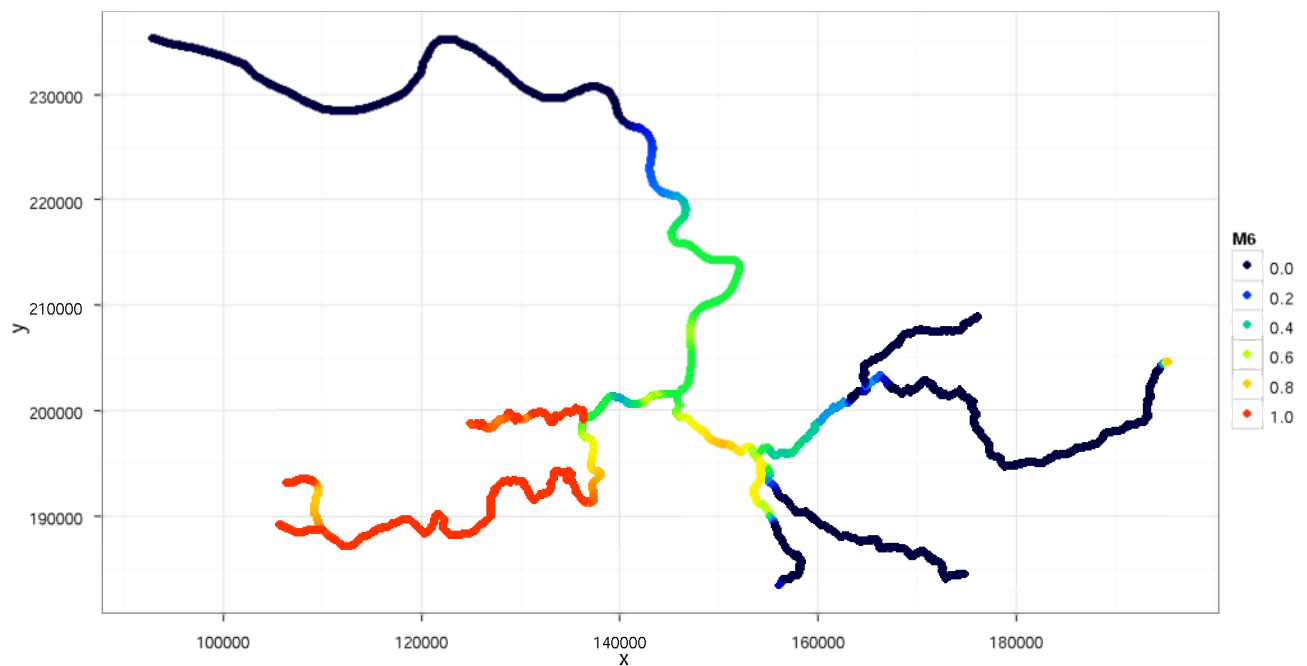
Model 5 – Paaimodel met watertemperatuur overal 18°C



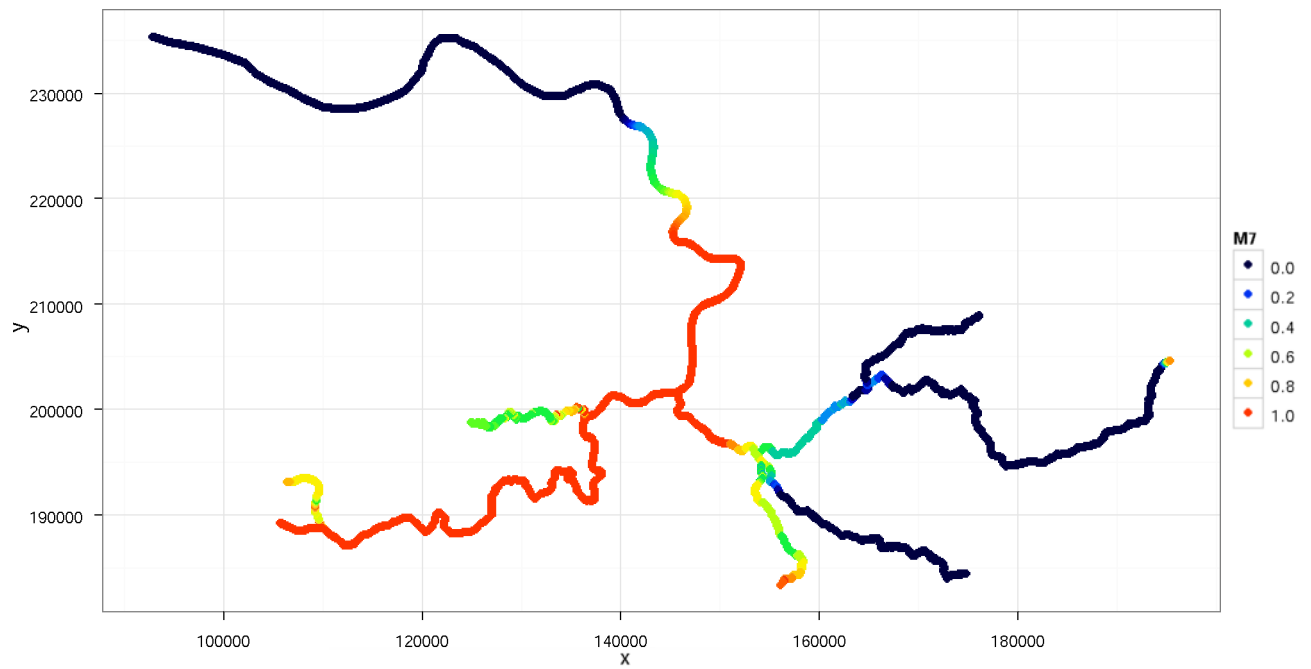
Model 6 – Paaimodel met saliniteit overal 2 PSU



Model 7 – Paaimodel met diepte overal 4 m



Model 8 – Paaimodel met zuurstofgehalte overall 8 mg/l en larvale SI = 1



Referenties

- Acolas M.L., Bégout Anras M.L., Véron V., Jourdan H., Sabatié M.R. & Baglinière J.L. (2004). An assessment of the upstream migration and reproductive behaviour of allis shad (*Alosa alosa* L.) using acoustic tracking. *ICES Journal of Marine Science* 61, 1291-1304.
- Adriaens D., Adriaens T. & Ameeuw G. (2008). Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de habitatrichtlijnsoorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2008 (35). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 217 pp.
- Aprahamian M.W. (1982). Aspects of the biology of the twaite shad, *Alosa fallax fallax* (Lacépède), in the Rivers Severn and Wye. Ph.D. Thesis, Liverpool University.
- Aprahamian M.W. (1989). The diet of juvenile and adult twaite shad *Alosa fallax fallax* (Lacépède) from the rivers Severn and Wye (Britain). *Hydrobiologia* 179, 173-182.
- Aprahamian M.W. (1988). The biology of the twaite shad *Alosa fallax fallax* (Lacépède), in the Severn Estuary. *Journal of Fish Biology* 33 (Suppl. A), 141-152.
- Aprahamian M.W. and Aprahamian C.D. (2001). The influence of water temperature and flow on year-class strength of twaite shad (*Alosa fallax*) from the River Severn, England. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 362/363, 953-972.
- Auld A.H. & Schubel J.R. (1978). Effects of suspended sediment on fish eggs and larvae: a laboratory assessment. *Estuarine and Coastal Marine Science* 6, 153-164.
- Azémar F., Maris T., Mialet B., Segers H., Van Damme S., Meire P. & Tackx, M. (2010). Rotifers in the Schelde estuary (Belgium): a test of taxonomic relevance. *Journal of Plankton Research Volume* 32(7), 981-997.
- Baglinière J.-L., Elie P. (Ed.) (2000). Les aloses (*Alosa alosa* et *Alosa fallax* spp.): écobiologie et variabilité des populations. *Hydrobiologie et Aquaculture*. Cemagref Editions/Institut National de la Recherche Agronomique (INRA): Paris, France. ISBN 2-7380-0906-9. 275 pp.
- Bardonnnet A. & Jatteau P. (2008), Salinity tolerance in young Allis shad larvae (*Alosa alosa* L.). *Ecology of Freshwater Fish* 17 (1), 193-197.
- Bentzen P., Leggett, W.C. & Brown G.G. (1993). Genetic relationships among the shads (*Alosa*) revealed by mitochondrial DNA analysis. *Journal of Fish Biology* 43, 909-917.
- Bilkovic D.M., Hershner C.H. & Olney J.E. (2002). Macroscale assessment of American shad spawning and nursery habitat in the Mattaponi and Pamunkey Rivers, Virginia. *North American Journal of Fisheries Management* 22, 1176-7792.
- Breine J., Stevens M., Van Thuyne G. & Belpaire C. (2010). Opvolging van het visbestand van de Zeeschelde: resultaten voor 2008-2009. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2010(13). INBO: Brussel. 34 pp.
- Buyse D., Baeyens R., Martens S. & Coeck J. (2007). Evaluatie van de visnevengeul langs de Ter Biestmolen in de Zwalm in Nederzwalm. INBO.R.2007.49, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Buyse D., Coeck J. & Tack G. (2008). Vissen in de Zwalm: vroeger en nu. *Limoniet* 2:41-49.

- Buysse D., Martens S., Baeyens R. & Coeck J. (2004). Onderzoek naar de migratie van vissen tussen Boven-Zeeschelde en Bovenschelde. Rapport Instituut voor Natuurbehoud, 2004.02. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Caswell P.A. & Aprahamian M.W. (2001). Use of River Habitat Survey to determine the spawning habitat characteristics of twaite shad (*Alosa fallax fallax*). Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 362/363, 919-929.
- Chen M.S., Wartel S., Van Eck B.T.M., van Maldegem D. (2004). Suspended matter in the Scheldt estuary. Hydrobiologia 540(1-3), 79-104.
- Claridge P. N. & Gardner D. C. (1978). Growth and movements of the twaite shad, *Alosa fallax* (Lacépède), in the Severn Estuary. Journal of Fish Biology 12, 203-211.
- Coscia I., Rountree V., King J.J., Roche W.K. & Mariani S (2010). A highly permeable species boundary between two anadromous fishes. Journal of Fish Biology, 77, 1137-1149.
- Crecco V.A. & Blake M.M. (1983). Feeding Ecology of Coexisting Larvae of American Shad and Blueback Herring in the Connecticut River. Transactions of the American Fisheries Society 112, 498-507.
- de Groot S.J. (2002). A review of the past and present status of anadromous fish species in the Netherlands: is restocking the Rhine feasible? Hydrobiologia 478, 205-218.
- Entec (2000a). River Eamont acceptable drought order flow regime recommendation: suitability for British lamprey. Environment Agency, Penrith.
- Entec (2000b). Generically acceptable flows for British lamprey. Environment Agency, Penrith.
- Esteves E., & Pedro Andrade J.P. (2008). Diel and seasonal distribution patterns of eggs, embryos and larvae of Twaite shad *Alosa fallax fallax* (Lacépède, 1803) in a lowland tidal river. Acta Oecologica 34, 172-185.
- Faria R., Weiss S. & Alexandrino P. (2006). A molecular phylogenetic perspective on the evolutionary history of *Alosa* spp. (Clupeidae). Molecular Phylogenetics and Evolution 40, 298-304.
- Gerkens M. & Thiel R. (2001). Habitat use of age-0 twaite shad (*Alosa fallax* Lacépède, 1803) in the tidal freshwater region of the Elbe river, Germany. Bull. Fr. Pêche Piscic. 362/363, 773-784.
- Greene K.E., Zimmerman, J.L., Laney R.W. & Thomas-Blate J.C. (2009). Atlantic coast diadromous fish habitat: A review of utilization, threats, recommendations for conservation, and research needs. Atlantic States Marine Fisheries Commission Habitat Management Series No. 9, Washington, D.C.
- Hardisty M.W. & Potter I.C. (eds) (1971). The biology of lampreys. Vol. 1, Academic Press, London.
- Hardisty M.W. (1986). *Lampetra fluviatilis* (Linnaeus, 1758). In: Holčík J. (ed.) The freshwater fishes of Europe. Vol. 1. Petromyzontiformes. Aula Verl., Wiesbaden.
- Jia Y., Liu Q., Goudie C.A & Simco B.A. (2009). Survival, Growth, and Feed Utilization of Pre- and Postmetamorphic American Shad Exposed to Increasing Salinity. North American Journal of Aquaculture 71 (3), 197-205.

Kainua K. & Valtonen T. (1980). Distribution and abundance of European river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) larvae in three rivers running into Bothnian Bay, Finland. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37, 1762-1779.

Kelly F.L. & King J.J. (2001). A review of the ecology and distribution of three lamprey species, *Lampetra fluviatilis* (L.), *Lampetra planeri* (Bloch) and *Petromyzon marinus* (L.): a context for conservation and biodiversity considerations in Ireland. Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy 101B(3), 165-185.

King J.J. & Roche W.K. (2008). Aspects of anadromous Allis shad (*Alosa alosa* Linnaeus) and Twaite shad (*Alosa fallax* Lacépède) biology in four Irish Special Areas of Conservation (SACs): status, spawning indications and implications for conservation designation. Hydrobiologia 602, 145-154.

Klauda R.J., Fischer S.A., Hall Jr. L.W. & Sullivan J.A. (1991). American shad and hickory shad. Pages 9-1 to 9-27 in S. L. Funderburk, J. A. Mihursky, S. J. Jordan, and D. Riley, editors. Habitat requirements for Chesapeake Bay living resources. Chesapeake Bay Program, Annapolis, Maryland.

Kocovsky P.M., Ross R.M., Dropkin D.S. & Campbell J.M. (2008). Linking landscapes and habitat suitability scores for diadromous fish restoration in the Susquehanna River basin. North American Journal of Fisheries Management 28(3), 906-918.

Leach S.D. & Houde E.D. (1999). Effects of environmental factors on survival, growth, and production of American shad larvae. Journal of Fish Biology 54, 767-786.

Limburg K.E. (1996). Modeling the ecological constraints on growth and movement of juvenile American shad, *Alosa sapidissima*, in the Hudson River Estuary. Estuaries 19, 794-813.

Limburg K.E. & Ross R.M. (1995). Growth and mortality rates of larval American shad, *Alosa sapidissima*, at different salinities. Estuaries 18, 335-340.

Lucas M.C., Bubb D.H., Jang M.-H., Ha K. & Masters J.E.G. (2009). Availability of and access to critical habitat in regulated rivers: effects of low-head barriers on threatened lampreys. Freshwater Biology 54, 621-634.

Maes J., Limburg K.E., Van de Putte A. & Ollevier F.P. (2005). A spatially explicit, individual-based model to assess the role of estuarine nurseries in the early life history of North Sea herring, *Clupea harengus*. Fisheries and Oceanography 14(1), 17-31.

Maes J., Stevens M., Breine J. (2007). Modelling the migration opportunities of diadromous fish species along a gradient of dissolved oxygen concentration in a European tidal watershed. Estuaries, Coastal and Shelf Science 75(1-2), 151-162.

Maes J., Stevens M. & Breine J. (2008). Poor water quality constrains the distribution and movements of twaite shad *Alosa fallax fallax* (Lacépède, 1803) in the watershed of river Scheldt. Hydrobiologia 602, 129-143.

Maitland P.S. (2003). Ecology of the river, brook and sea lamprey. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 5. English Nature, Peterborough

Maitland P.S. & Hatton-Ellis T.W. (2003). Ecology of the Allis and Twaite Shad. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 3. English Nature, Peterborough. 28 p.

McDowall R.M. (1999). Different kinds of diadromy: different kinds of conservation problems. ICES Journal of Marine Sciences 56, 410-413.

Meire P. & Maris T., 2008. MONEOS. Geïntegreerde monitoring van het Schelde-estuarium. Rapport ECOBE 08-R-113. Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

Miller T.J., Crowder L.B., Rice J.A. & Binkowski F.P. (1992). Body size and the ontogeny of the functional response in fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49, 805-812.

Möller H. & Dieckwisch B. (1991). Larval fish production in the tidal River Elbe 1985-1986. *Journal of Fish Biology* 38, 829-838.

Möller H. & Scholz U. (1991). Avoidance of oxygen-poor zones by fish in the Elbe River. *Journal of Applied Ichthyology* 7, 176-182.

Mouton A., Alcaraz-Hernández J.D. De Baets B., Goethals P. & Martínez-Capel F. (2011). Data-driven fuzzy habitat suitability models for brown trout in Spanish Mediterranean rivers. *Environmental Modelling and Software* 26, 615-622.

Nunn A.D., Noble R.A.A., Harvey J.P. & Cowx I.G. (2008). The diets and parasites of larval and 0+ juvenile twaite shad in the lower reaches and estuaries of the rivers Wye, Usk and Towy, UK. *Hydrobiologia* 614, 209-218.

O'Connor W. (2007). A survey of juvenile lamprey populations in the Corrib and Suir catchments. Irish Wildlife Manuals No. 26. National Parks and Wildlife Service, Department of Environment, Heritage and Local Government, Dublin, Ireland.

Oesmann S. & Thiel R. (2001). Feeding of juvenile Twaite shad (*Alosa fallax* Lacepede, 1803) in the Elbe Estuary *Bulletin Francais de Pêche et Pisciculture* 362/363, 785-800.

Ojutkangas E., Aronen K. & Laukkanen E. (1995). Distribution and abundance of river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) ammocoetes in the regulated river Perhonjoki. *Regulated Rivers: Research and Management* 10:239-245.

Potter I.C. (1980). Ecology of larval metamorphosing lampreys. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 1641-1657.

Quignard J.P. & Douchement C. (1991). *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758). pp. 89-126. In: Hoestlandt, H.: The freshwater fishes of Europe. Vol. 2. Clupeidae, Anguillidae. Wiesbaden (Aula-Verlag), 447 pp.

Rochard E. (2001). Migration anadrome estuarienne des géniteurs de grande alose, allure du phénomène et influence du rythme des marées. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 2001;362/363:853-867.

Ross R.M., Backman T.W.H. & Bennett R.M. (1993). Evaluation of habitat suitability index models for riverine life stages of American shad, with Proposed Models for Premigratory Juveniles. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report 14.

Ryapolova N.I. (1972). Some regularities of migrations of river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) into the Latvian rivers. *ICES Baltic-Belt Seas Committee* 18, 1-3.

Schulze S. & Schirmer M. (2006). Die Finte (*Alosa fallax*) wieder in der Weser - endlich gesicherte Daten. - *Verhandlungen der Gesellschaft für Ichthyologie* 5, 269-283.

Stevens M., Van den Neucker T., Mouton A., Buysse D., Martens S., Baeyens R., Jacobs Y., Gelaude E. & Coeck J. (2009). Onderzoek naar de trekvissoorten in het stroomgebied van de Schelde.[INBO.R.2009.9]. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2009(9). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek: Brussel: Belgium. 188 pp.

Stier D.J., & Crance J.H. (1985). Habitat suitability index models and instream flow suitability curves: American shad. U.S. Fish and Wildlife Servo Biol. Rep. 82(10.88). 34 pp.

Taverny C., 2005. Une méthode qualitative d'échantillonnage des larves de lamproies en milieu naturel. CEMAGREF.

Thiel R., Sepulveda A. & Oesmann S. (1996). Occurrence and distribution of twaite shad (*Alosa fallax* Lacépède) in the lower Elbe River Germany. In: Kirchhofer A and Hefti D (eds). Conservation of endangered freshwater fish in Europe. Birkhauser, Basel, 157–168.

Van Braeckel A., Piesschaert F., Van den Bergh E. (2006). Historische analyse van de Zeeschelde en haar getijgebonden zijrivieren: 19e eeuw tot heden. [INBO.R.2006.29]. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek: Brussel: Belgium. 143 pp.

Vrielynck S., Belpaire C., Stabel A., Breine J. & Quataert P. (2003) De visbestanden in Vlaanderen anno 1840-1950. Een historische schets van de referentietoestand van onze waterlopen aan de hand van de visstand, ingevoerd in een databank en vergeleken met de actuele toestand. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer en Afdeling Water, AMINAL. pp 271. IBW.Wb. V.R.2002.89.

Wilber D.H. & Clarke D.G. (2001). Biological effects of suspended sediments: a review of suspended sediment impacts on fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries. North American Journal of Fisheries Management 21, 855-875.

Winter H.V. (2010). Evaluatie van de vistrappen in de Nederrijn-Lek. Wageningen IMARES. Rapport C064/10. 38 pp.

Winter H.V. & Griffioen A. (2007). Verspreiding van rivierprik-larven in het Drentsche Aa stroomgebied. Wageningen IMARES. Rapport C015/07. 23 pp.

Zadeh L.A. (1965). Fuzzy sets. Information and Control 8, 338–353.

Zydlewski J. & McCormick S.D. (1997). The ontogeny of salinity tolerance in the American shad, *Alosa sapidissima*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54, 182–189.

Lijst van figuren

Figuur 1.	Overzichtskaart van het stroomgebied van de Schelde met aanduiding van de belangrijkste saliniteitszones.	5
Figuur 2.	Levenscyclus van rivierprik (<i>Lampetra fluviatilis</i>). De voortplanting vindt plaats in het zoetwater boven de getijdenzone. De larven blijven 5 tot 9 jaar in het sediment, waarna ze een metamorfose ondergaan en de jonge prikken naar zee migreren. Volwassen rivierprikken leven in zee. Zie Figuur 1 voor de locatie van de saliniteitszones in het Schelde-estuarium.	5
Figuur 3.	Vangstconstructie op de visnevengeul ter hoogte van de Terbiestmolen aan de Zwalmbeek.	5
Figuur 4.	Bemonsteringslocaties voor rivierprik larven in de Bovenschelde en de Zwalmbeek	5
Figuur 5.	Schematische voorstelling van de sedimentpomp die gebruikt werd bij de staalname in de Zwalm.	5
Figuur 6.	Van Veen grijper (links) en gezeefd bodemmateriaal (rechts).	5
Figuur 7.	Levenscyclus van fint (<i>A. fallax</i>). De voortplanting gebeurt in zoetwater, maar kan zowel in de getijdenzone als in de rivier plaatsvinden. De juvenielen drijven geleidelijk af naar het estuarium waar ze opgroeien en in het najaar migreren ze naar zee. Volwassen finten leven in zee. Zie Figuur 1 voor de locatie van de saliniteitszones in de Schelde.	5
Figuur 8.	Watertemperatuur (°C) van de Schelde in Vlissingen en vangsten van fint in fuiken in Zandvliet (links) en Liefkenshoek tunnel (rechts). De rode delen van de temperatuursgrafiek geven de periode aan waarin de temperatuur tussen 12°C en 14°C is.	5
Figuur 9.	Temperatuursafhankelijke habitatgeschiktheid voor fint. Links: larvaal habitat. Rechts: paai habitat.	5
Figuur 10.	Zuurstofafhankelijke habitatgeschiktheid voor fint. De geschiktheid is hetzelfde voor larven en paaiende adulten.	5
Figuur 11.	Saliniteitsafhankelijke habitatgeschiktheid voor fint. Links: larvaal habitat. Rechts: paai habitat.	5
Figuur 12.	Habitatgeschiktheid voor larvale fint in functie van het gehalte zwevende stof (mg/l).	5
Figuur 13.	Habitatgeschiktheid voor larvale fint in functie van de zoöplanktonconcentratie (N/l).	5
Figuur 14.	Diepte-afhankelijke habitatgeschiktheid voor fint. Links: larvaal habitat (min = 0.15 m). Rechts: paai habitat (min = 0.3 m).	5
Figuur 15.	Habitatgeschiktheid voor fint in functie van de maximale diepte bij laagwater (m). Links: larvaal habitat. Rechts: paai habitat.	5

Figuur 16. Habitatgeschiktheid voor paaiende fint in functie van de habitatgeschiktheid voor larven (SI; 0-1).	5
Figuur 17. Schematische voorstelling van het belang van getijdentransport voor de succesvolle ontwikkeling van eieren.....	5
Figuur 18. Ligging van de verschillende datapunten die als input gebruikt werden in het habitatgeschiktheidsmodel.	5
Figuur 19. Zwevende stof gehalte in de Zeeschelde t.h.v. Temse (VMMnr 162800) en Kallo (VMMnr 159000) in 2009.....	5
Figuur 20. Seizoensale zoöplanktonconcentratie op verschillende locaties in het Schelde-estuarium in 2009 (data OMES; M. Tackx).	5
Figuur 21. Stroomsnelheid (linkse Y-as) en waterstand (rechtse Y-as) in de Westerschelde t.h.v. Terneuzen. Onder de groene delen (positief) is de stroming stroomafwaarts gericht, onder de blauwe delen (negatief) stroomopwaarts.	5
Figuur 22. Voorbeeld van de verschillende stappen in de berekening van een geschiktheidsindex (SI) via vage logica. Onderaan worden drie voorbeelden uitgewerkt met een verschillende combinatie van zuurstofgehalte en watertemperatuur.....	5
Figuur 23. Membership functies voor de verschillende invoervariabelen van het habitatmodel voor larven (L) en paaiende adulten (P). Blauw = laag; geel = gemiddeld, rood = hoog.....	5
Figuur 24. Aantal prikken in de fuiken onder de migratieknelpunten in de Bovenschelde (blauw) en het Zwalmbekken (rood). Het totaal aantal prikken dat op een locatie gevangen werd, wordt tussen haakjes weergegeven.....	5
Figuur 25. Aantal vissen per fuik per dag in de visnevengeul van de Ter Biestmolen (Zwalmbeek). De aantallen van rivierprik worden op de rechter y-as weergegeven.....	5
Figuur 26. Aantal juveniele rivierprikken in het koelwater van de kerncentrale van Doel tussen 2003 en 2010.	5
Figuur 27. Aantal en percentage stalen per diepteklasse en substraattypen genomen met de sedimentpomp in de Zwalm (N = 95) en met de Van Veen grijper in de Zwalm (N = 20) en in de Schelde (N = 34).....	5
Figuur 28. Overzicht van de omgevingsvariabelen die als invoer gebruikt worden in de habitatgeschiktheidsmodellen voor larvale en paaiende finten.....	5
Figuur 29. Resultaat van het model voor larvale fint. De (matig) geschikte habitatten zijn aangeduid met een stippellijn.....	5
Figuur 30. Resultaat van het paaimodel. De (matig) geschikte habitatten zijn aangeduid met een stippellijn.	5
Figuur 31. Dieptekaart van de Schelde ter hoogte van Steendorp en Rupelmonde in 1888.....	5

Figuur 32. Tweede kwartielafstand (75%) van de maximale stroomsnelheid tijdens eb (cirkels) en vloed (sterren) op verschillende locaties in het Schelde-estuarium.	5
--	----------

Lijst van tabellen

Tabel 1. Overzicht van de omgevingsvariabelen die in de habitatgeschiktheidsmodellen voor paaiende en larvale finten gebruikt worden.	5
---	----------