

Onderzoek naar de trekvissoorten in het stroomgebied van de Schelde

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

INBO.R.2009.9



Auteurs:

Maarten Stevens, Tom Van den Neucker, Ans Mouton, David Buysse, Seth Martens, Raf Baeyens, Yves Jacobs, Emilie Gelaude & Johan Coeck
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

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., 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. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (INBO.R.2009.9). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

depotnr: D/2009/3241/124

rapportnr: INBO.R.2009.9

ISSN: 1782-9054

Foto cover:

Yves Adams / Vilda

Realisatie:

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

Vlaamse overheid

**Druk:**

Management ondersteunende diensten van de Vlaamse overheid

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Onderzoek naar de trekvissoorten in het stroomgebied van de Schelde

2009

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

Onderzoek in opdracht van MOW – afdeling maritieme toegang
in het kader van het Onderzoeks- en Monitoringsprogramma
van de Lange Termijnvisie voor het Schelde-estuarium

Dankwoord

Tijdens de staalnamecampagnes in 2007 en 2008 werden 226832 vissen en 769 glasalen gevangen en gemeten. Dat zoiets niet door één team gedaan kan worden spreekt voor zich. Hierbij willen we dan ook iedereen bedanken die van dichtbij of veraf aan het project heeft meegewerkt. Een aantal mensen verdienen echter een speciale vermelding:

Voor de bemonstering van trekvissen konden we rekenen op de enthousiaste hulp van een groot aantal vrijwilligers, die we hierbij in de bloemetjes willen zetten. De Glasalen in Wichelen en in de Antwerpse haven werden bij nacht en ontij bemonsterd door Jan De Knijf, Cyriel Van den Eede, Eddy Van Walle en Freddy Coolen. Het fuikennetwerk lands de Schelde bestond uit (in stroomopwaartse volgorde): Hubert Dewilde, Stefaan Raats, Gerard Van Overtveldt, Eddy Proost, Rik De Roeck, Walter en François Van Hooywegen, François Van den broeck, Tom en Marc Van den Neucker, Marcel De Vriendt, Eric Verstraeten, Kendy Moonen, Edwin De Pauw, Stan Weyns en Carl en Werner Van den Bogaert.

De helft van de vissen in het koelwater van de kerncentrale van Doel werden door het laboratorium voor diversiteit en systematiek van dieren van de KULeuven gevangen. We zouden hierbij in het bijzonder Els Cuveliers (KUL) en Guido Vermeulen en Alfons Willemsen (Electrabel) willen bedanken voor de vlotte samenwerking.

Voor het opzoekwerk over de historiek van migratieknelpunten konden we bouwen op de kennis van een aantal experts ter zake: Frank Kinnaer (archeologische dienst Mechelen), Aimé Stroobants (conservator-archivaris van Dendermonde), Geert Van Doorne (Gentse Dienst Monumenten) en Dirk Willaert (vzw Legia).

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 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), Klaas Ryckaert (W&Z), Sofie Bracke (Haven Antwerpen), Kristof Vlietinck (ANB), Alain Dillen (ANB Oost-Vlaanderen), Rudi Yseboodt (ANB Antwerpen), Luc Samsoen (Provinciale Dienst voor de Bescherming van het Leefmilieu - Provinciebestuur Oost-Vlaanderen), Wouter Quist (Waterschap Zeeland), Yvonne van Scheppingen (Waterschap Zeeuws-Vlaanderen), Peter Bot (RIKZ) en Fred Twisk (Deltares)] bedanken voor de constructieve discussies en gewaardeerde opmerkingen bij het verslag.

Samenvatting

Volgens de Langetermijnvisie (LTV) Schelde-estuarium moet het Schelde-estuarium in 2030 een gezond en multifunctioneel estuarien systeem zijn, dat op duurzame wijze gebruikt wordt voor menselijke behoeften. In deze visie worden drie hoofdaspecten naast elkaar behandeld, namelijk natuurlijkheid, toegankelijkheid en veiligheid tegen overstromingen. Om de LTV Schelde-estuarium te realiseren, moeten onderzoek en monitoring worden opgestart, verder gezet of op elkaar afgestemd worden. In het memorandum van Vlissingen in 2002 werd door de bevoegde ministers van Vlaanderen en Nederland deze noodzaak dan ook onderkend. In dit kader zijn in het memorandum van Vlissingen in 2002 onder andere afspraken gemaakt over een langlopend monitoring- en onderzoeksprogramma ter ondersteuning voor de grensoverschrijdende samenwerking bij beleid en beheer, het zogenaamde LTV O&M programma (Langetermijnvisie Onderzoek & Monitoring). Als onderdeel van dit programma wordt geïnvesteerd in systeemkennis op lange termijn voor de onderdelen toegankelijkheid, veiligheid en natuurlijkheid. Naast deze drie hoofdthema's van de LTV is er ook ruimte voor aandacht voor vis, schelpdier en visserijactiviteiten in de Schelde. In het kader van het thema 'vis en visserij' werd door de Afdeling Maritieme Toegang van het Ministerie van Openbare Werken aan het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) gevraagd de status van de trekvis in het stroomgebied van de Schelde te onderzoeken en voorstellen te formuleren om te komen tot een geïntegreerd beheer van het estuarium. Hiervoor werd een analyse gemaakt van oorzaken van de achteruitgang van trekvissoorten en werd de huidige verspreiding van deze soorten in het stroomgebied van de Schelde onderzocht. Op basis hiervan wordt een voorstel geformuleerd voor de monitoring van trekvis als onderdeel van MONEOS en worden maatregelen voorgesteld om te komen tot een duurzaam herstel van de trekvis populaties in de Schelde.

Oorzaken voor de achteruitgang van trekvis in de Schelde

De belangrijkste oorzaken voor de achteruitgang van diadrome vissen in het stroomgebied van de Schelde zijn de slechte waterkwaliteit, het verlies aan opgroei- en paaihabitat, belemmering van stroomopwaartse migratie door barrières en overbevissing. Eén van de meest aangehaalde bedreigingen voor trekvis is de installatie van barrières die de stroomopwaartse migratie verhinderen. De belangrijkste migratieknelpunten in het stroomgebied van de Schelde bevinden zich bijna allemaal boven of aan de rand van het getijdengebied. De stuw in Dendermonde is een uitzondering en verhindert de migratie van trekvis uit het estuarium naar de Dender. Vermoedelijk zijn deze stuwen echter niet essentieel voor het herstel van anadrome soorten die zich in de getijdenzone voortplanten. Voor soorten die zich verder stroomopwaarts voortplanten, zoals rivier-/zeeprik en zalmachtigen, vormen deze stuwen echter wel een belangrijke hinderpaal voor hun herstel. Voor de optrek via de migratieas langs de Rupel is de stuw van Mechelen het belangrijkste knelpunt. Dit knelpunt is echter passeerbaar bij correct beheer (opgetrokken kleppen). De migratieas langs de Dender is afgesloten in Dendermonde door sluizen die niet passeerbaar zijn voor vissen. De stroomopwaartse migratie via de Bovenschelde en Leie tenslotte, wordt belemmerd door het sluizencomplex in Merelbeke. Deze sluizen zijn gedurende een zeer beperkte periode van het jaar passeerbaar bij hoge bovendebieten, wanneer de stuw opgetrokken is.

Er zijn geen aanwijzingen dat overbevissing de directe aanleiding was voor het verdwijnen van de trekvissoorten in de Schelde. Wel is het zo dat de populaties van fint, elft en spiering sterk onder druk kwamen te staan door de in gebruikneming van intensievere vismethoden. Daar komt bij dat tijdens de voorbije eeuw de morfologie van het estuarium door ingrijpen van de mens sterk veranderde, waardoor vooral de laagdynamische habitatten verdwenen. Deze habitatten zoals slikken, platen en ondiep water zijn essentieel voor de reproductie en opgroei van een aantal diadrome soorten. Het verlies van deze habitatten hypothekeert dan ook het herstel van de populaties van deze soorten.

Door overbevissing, habitatverlies en migratieknelpunten stonden de trekvispopulaties sterk onder druk, maar de slechte waterkwaliteit tijdens de tweede helft van vorige eeuw heeft de meeste soorten de doodsteek gegeven. Grote delen van het estuarium waren in deze periode hypoxisch, waardoor essentieel habitat onbereikbaar was voor trekvis. Door de recente verbetering van de waterkwaliteit komen de meeste trekvissoorten nu terug in de zoetwaterzone van het estuarium voor.

Verspreiding en status van trekvis

Katadrome soorten paling, bot en dunlipharder zijn vrij abundant aanwezig in het estuarium. Deze soorten paaien in zee en gebruiken het getijdengebied van het estuarium als opgroeigebied. Dunlipharders werden voor het eerst in de zoetwater zone aangetroffen en juveniele bot trekt vanaf mei massaal het estuarium in. De densiteit van de katadrome soorten is het hoogst tijdens de zomer. Waarschijnlijk zijn de zones van de rivieren boven het getijdengebied minder van belang voor deze soorten. Paling daarentegen trekt verder de rivieren op, maar hun stroomopwaartse migratie is afhankelijk van de populatiedensiteit in het estuarium. De toestand van de palingpopulatie is afhankelijk van de glasaal rekrutering. Deze is de laatste decennia echter zeer sterk afgenomen en de Europese palingpopulaties hebben een historisch dieptepunt bereikt.

Het voorkomen van anadrome soorten in het estuarium is voornamelijk gerelateerd aan hun paaimigratie in de winter en het voorjaar. Adulte rivierprik, spiering en de migrerende vorm van driedoornige stekelbaars trekken dan het estuarium binnen om zich voort te planten. Rivierprik werd zowel aan de stuw in Merelbeke als in Asper gevangen, wat erop wijst dat zijn paaigebieden zich verder stroomopwaarts bevinden. Voor deze soort zijn beide stuwen belangrijke migratieknelpunten. Er zijn sterke aanwijzingen dat de levenscyclus van rivierprik gesloten is de Schelde. De voortplantingslocaties en opgroeihabitaten zijn echter nog niet gekend.

Spiering werd niet gevangen stroomopwaarts van de stuw in Merelbeke. Uit de literatuur blijkt dat deze soort zich voortplant op de grens van het getijdengebied. Het is dan ook onzeker of de zone boven de stuw in Merelbeke essentieel is voor het herstel van de spieringpopulatie in het Schelde stroomgebied. De vangsten ter hoogte van Rupelmonde in de zomer tonen aan dat de Zeeschelde waarschijnlijk ook gebruikt wordt als opgroei- en foerageergebied voor spieringen.

Er werd slechts een beperkt aantal driedoornige stekelbaarzen (*trachurus*) gevangen. Eerdere studies ter hoogte van de stuw in Merelbeke toonde echter aan dat de *trachurus* vorm tussen januari en april stroomopwaarts migreert. Mogelijk werd door de beperkte staalname de hoofdpijk gemist. Daarnaast kunnen driedoornige stekelbaarzen zich echter ook voortplanten in het estuarium.

Er werden slechts enkele volwassen finten gevangen in de brakwater zone van de Zeeschelde. Het lage aantal finten en het ontbreken van juvenielen wijst erop dat fint zich meer dan waarschijnlijk nog niet voortplant in de Schelde.

De hoofdmigratieroute van de anadrome soorten is overduidelijk de Bovenschelde/Leie. Op de migratieas langs de Rupel werden bijna geen anadrome soorten gevangen. Door de ingebruikname van het waterzuiveringstation van Brussel-Noord is de waterkwaliteit sterk verbeterd in de Rupel. Voorlopig lijken echter alleen bot en paling te profiteren van de stijging van het zuurstofgehalte. Hun aantal nam in de tweede helft van 2008 exponentieel toe in Rupel. Vermoedelijk is de waterkwaliteit nog onvoldoende voor de andere trekvis, of, zoals in het geval van rivierprik, ontbreken de prikkels voor de optrek.

Een aantal trekvissoorten komt niet meer voor in het Scheldebekken. Van elft weten we zeker dat er vroeger een stabiele, reproducerende populatie in het stroomgebied voorkwam. Voor andere soorten zoals zalm, zeeforel, steur, zeebek en houting is dit minder

waarschijnlijk. De populaties van deze soorten waren reeds in de (late) Middeleeuwen lokaal met uitsterven bedreigd. Een natuurlijk herstel in het Scheldebekken is waarschijnlijk dan ook uitgesloten.

Monitoring

De drie methoden (koelwater, fuiken vrijwilligersnetwerk en subtidale fuiken) bleken complementair en belichten elk een facet van de migratie van diadrome vissen. Het vrijwilligersmeetnet is gebiedsdekkend en heeft een hoge temporele resolutie. Vooral de katadrome soorten die het estuarium gebruiken als foerageer- en opgroeigebied worden in de fuiken op de slikken gevangen. Juveniele prikken en subadulte finten werden enkel in het koelwater van de kerncentrale van Doel gevangen. Daarnaast beschikken we door de bemonstering in Doel over een langetermijnreeks die de mogelijkheid biedt om trends op te volgen. Tenslotte zijn de subtidale fuiken, die onder de stuwen geplaatst werden, geschikt om de paaïmigratie in beeld te brengen. Tijdens de migratie accumuleren de trekvisen onder de stuwen, waar ze in grote aantallen gevangen worden.

Het voorgestelde monitoringsprogramma bestaat dan ook uit een combinatie van bovenstaande methoden. We stellen voor de maandelijkse staalname van het koelwater aan te houden en zeven bestaande locaties van het vrijwilligersnetwerk in de Zeeschelde uit te bouwen, zodat de continuïteit ervan verzekerd is. Een nieuw op te richten achtste punt t.h.v. de Belgisch-Nederlandse grens moet het meetnet gebiedsdekkend maken voor de Zeeschelde. Indien mogelijk moet ook in de Westerschelde een vrijwilligersnetwerk opgezet worden, zodat de hele estuariene gradiënt bemonsterd wordt. Daarnaast moet ook de mogelijkheid onderzocht worden of er op een drietal locaties in de Beneden-Zeeschelde met ankerkuilen gevist kan worden. Op die manier sluit het Vlaamse meetnet aan op het Nederlandse meetnet in de Westerschelde en worden de trekvisen die in de hoofdgeul migreren efficiënter bemonsterd. Bij het oplossen van migratieknelpunten op de hoofdmigratieroutes, moet de mogelijkheid voorzien worden om de migratie van trekvisen te monitoren via een vangstconstructie op de vispassage. Zolang de knelpunten niet opgelost zijn, stellen we voor de huidige monitoring in het trekseizoen aan te houden onder de stuwen op de Bovenschelde, Leie en Kleine Nete. Voor de monitoring van glasaal in de Zeeschelde moet de samenwerking met de vrijwilliger in Wichelen gecontinueerd en verder ondersteund worden. Het bovenstaande programma is een voorstel tot aanvulling van de geïntegreerde monitoring van het Schelde-estuarium zoals beschreven in het MONEOS project.

Maatregelen

In het rapport worden concrete maatregelen vermeld voor het herstel van de trekvispopulaties in het Scheldebekken. Deze maatregelen kunnen samengevat worden in vier algemene aanbevelingen die het herstel van trekvis in de Schelde moeten ondersteunen:

1. Door de **verbetering van de waterkwaliteit** wordt een groter areaal van het estuarium geschikt voor trekvis. Een verdere sanering is echter noodzakelijk om tijdelijke hypoxische condities in het estuarium te vermijden en de zuurstofcondities in de Rupel en Zenne verder te verbeteren.
2. De stuwen en sluizen in het stroomgebied vormen een effectief knelpunt voor het herstel van een aantal trekvissoorten die zich hoger in het stroomgebied voortplanten. Hierbij zijn de sluis op de Dender in Dendermonde en de stuw in Merelbeke prioritair op te lossen **migratieknelpunten**. Verder is het beheer van de stuw op de Dijle in Mechelen essentieel voor de stroomopwaartse migratie van trekvis. De stuw is alleen passeerbaar wanneer de kleppen opgetrokken zijn.
3. Naast een verbeterde waterkwaliteit en vrije migratie is een **herstel en bescherming van habitatten** die fungeren als paai- en opgroei gebied voor trekvis essentieel voor een duurzaam herstel van de (trek)vispopulaties. Vooral laagdynamische slikken en zandplaten, schorren en ondiep water vormen een essentiële schakel in de levenscyclus van trekvis. Ook het **belang van de geplande GOG-GGG's** voor trekvis en hun toegankelijkheid voor vis in het algemeen moet verder onderzocht worden. Eventueel moet het ontwerp van de gebieden bijgestuurd worden, zodat ze kunnen bijdragen aan de functie van het estuarium als kinderkamer voor vis.
4. Wanneer een natuurlijk herstel van een soort niet mogelijk is, omdat de soort bv. lokaal uitgestorven is, kan een herintroductie overwogen worden. Dergelijke herintroductieprogramma's moeten echter voorafgegaan worden door een uitgebreide wetenschappelijke haalbaarheidstudie, waarbij de specifieke randvoorwaarden onderzocht worden. Op basis van deze haalbaarheidstudie kunnen vervolgens maatregelen geformuleerd worden die het herstel van de soorten faciliteren. Gezien het multifunctioneel karakter van het Schelde-estuarium zijn eventueel specifieke ingrepen (bv. aanleg paaiplaatsen) noodzakelijk om de terugkeer van verdwenen of zeldzame soorten te realiseren.

English abstract

The Long-Term Vision (LTV) for the Schelde estuary is a Dutch-Flemish managerial plan. Its ultimate goal is to reconcile the apparent conflicting multiple functions of the estuary in sustainable integrated management. The LTV sets quality targets for the estuary in the year 2030 and the management measures to achieve them. These goals and management are integrated from three central perspectives: accessibility, flood management and ecology. In this framework, in the Memorandum of Vlissingen (2002) agreements were made about a long-term monitoring and research program to support the cross-border cooperation of policy and management in the Schelde-estuary. In addition to the three main perspectives, the decree also pays attention to themes like fisheries and recreation. The present project 'Trekvis' is part of the theme 'fish and fisheries' and was contracted by the Maritime Access Division of the Department of Public Works of the Flemish government to the Research Institute for Nature and Forest (INBO). This study aims to investigate the present status of diadromous fishes in the Schelde basin and to formulate measures for an integrated estuarine ecosystem management. Hereto, the causes for the local decline and extinction of the diadromous species were discussed and their present distribution in the Schelde basin was investigated in a field study. Based on this, a proposal for the monitoring of diadromous fishes and management actions are presented in order to come to a sustainable recovery of the diadromous fish populations in the Schelde basin.

Causes for the decline of diadromous fishes in the Schelde

The main causes for the decline of diadromous fishes in the Schelde basin are the poor water quality, habitat degradation, migration barriers and overfishing. One of the most cited threats for diadromous fishes is the obstruction of upstream migration by weirs, dams and sluices. The main migration barriers in the Schelde basin are almost all situated near or upstream of the head of the estuary. The sluices in Dendermonde are an exception and block the migration of fishes from the estuary to the River Dender. Probably, these migration barriers are not essential for the recovery of the anadromous species that spawn in the tidal section of the river. However, for species that spawn further upstream, like lampreys and salmonoids, these barriers are an important obstacle for their recovery. The weir in Mechelen is the most important obstacle on the migration route through the River Rupel. However, fish can pass the weir when it is lifted. The migration route through the River Dender is blocked in Dendermonde by sluices that can't be passed by fish. Finally, upstream migration through the Upper Schelde and the River Leie is hindered by the sluices and weir in Merelbeke. This barrier can only be passed during a very short period of the year, when the weir is lifted because of very high river discharge.

We have no indication that overfishing has led directly to the extinction of diadromous species in the Schelde. However, the introduction of industrial fishing techniques contributed significantly to the decline of the populations of twaite and allis shad and smelt. In addition, the morphology of the estuary changed drastically through human interference, causing the loss of low dynamic habitats in particular. These habitats, like mudflats, marshes and shallow subtidal area, are essential as spawning and nursery grounds for diadromous species. The loss of these habitats so mortgages the recovery of the populations of these species.

Overfishing, habitat degradation and migration barriers all contributed to the decline of the diadromous fish populations, but the dramatically poor water quality during the last century caused the extinction of most species in the Schelde. Intense bacterial activity, due to the high nutrient loads from untreated industrial and domestic sewage effluents, caused hypoxic conditions in the freshwater part of the estuary. As a result, a large area of essential fish habitat became unavailable for diadromous fishes. Because of increasing wastewater treatment, oxygen concentrations gradually improved and most of the diadromous fishes returned to the freshwater part of the estuary.

Distribution and status of diadromous fishes in the Schelde

Catadromous species like European eel, flounder and thinlip mullet are quite abundant in the estuary. These species spawn at sea and use the estuary as a nursery or growing-up habitat. Their density is highest in summer. Thinlip mullets were caught in the freshwater zone for the first time and juvenile flounder arrives into the Zeeschelde from May on. The upstream sections of the river, above the tidal zone, are probably less important for these species. Eels, on the other hand, also colonize the upstream rivers, but their migration depends on the population density in the estuary. The status of the eel stock depends on the recruitment of glass eels. However, the recruitment of glass eels decreased dramatically during the last three decades and the eel stock is now in a critical state and well below safe biological limits.

The occurrence of anadromous species in the estuary is related mainly to their spawning migration during winter and spring. In this period, mature smelts, river lampreys and threespined sticklebacks migrate upstream to reproduce in the freshwater zone. River lamprey was caught under the weir of Merelbeke as well as under the weir of Asper, indicating that their spawning grounds are further upstream. Both weirs/sluices are important migration barriers for this species. There are strong indications that the life cycle of river lamprey is complete in the Schelde, but the spawning sites and the larval habitats are unknown. Smelt was not caught upstream of the weir of Merelbeke. According to the literature, this species reproduces near the limit of tidal influence. Hence it is doubtful whether the riverine zone upstream of the barrier in Merelbeke is essential for the recovery of smelt in the Schelde. The catches of smelt near Rupelmonde during summer suggest that the Zeeschelde also functions as growing-up habitat for this species.

Only a limited number of threespined sticklebacks (*trachurus*) were caught during the study. However, previous studies near the weir in Merelbeke showed that the upstream migration of sticklebacks occurs between January and April. The migration peak was possibly missed because of the limited temporal resolution of the sampling strategy. Only a few adult twaite shads were caught in the brackish part of the Zeeschelde. The low number of adults and the absence of 0+ individuals indicates that twaite shad does not yet reproduce in the Schelde.

Our results clearly show that the main migration route of anadromous fishes in the Schelde is towards the Upper Schelde/River Leie. On the migration axis through the Rupel, on the other hand, almost no anadromous species were caught. From March 2007 on, the sewage treatment plant of Brussels became operational, which greatly improved the water quality in the River Rupel. For the moment, however, only flounder and eel seem to benefit from the increased oxygen concentration. Their numbers increased exponentially in the Rupel during the second half of 2008. Probably, the oxygen concentration is still too low for the other diadromous species or the stimulus for upstream migration is lacking (e.g. conspecific odours in river lampreys).

A number of diadromous species does not occur anymore in the Schelde basin. Until the first half of the 19th century, a stable and reproducing population of allis shad occurred in the Schelde basin, but they became extinct locally by the beginning of the 20th century. For other species like Atlantic salmon, sea trout, Atlantic sturgeon and houting, we have less information about the historical status of their populations in the Schelde. Already in the Middle Ages the populations of these species were seriously threatened, which makes natural recovery unlikely to occur.

Monitoring

The three sampling methods that were applied in this project (cooling water, intertidal and subtidal fykes) proved to be complementary and each are useful to describe a different aspect of the migration of diadromous fishes. The volunteer network (intertidal fykes) has a high temporal and spatial resolution. Especially the catadromous species that use the estuary as a foraging and nursery area, were caught in the intertidal fyke nets. Subadult shads and

downstream migrating juvenile lampreys were only caught in the cooling water of the powerplant of Doel. In addition, the fish monitoring of the cooling water in Doel started in 1991, which allows us to investigate long-term trends. The subtidal fyke nets that were deployed underneath the migration barriers proved to be efficient in catching the fishes during their spawning run. During their upstream migration, anadromous fishes accumulate underneath the barriers where they can be caught in large numbers.

The proposed monitoring programme consists of a combination of the above sampling methods. We advise to continue the monthly sampling of the cooling water and to build on seven sampling locations of the volunteer network in the estuary. An extra volunteer sampling station near the Dutch-Belgian border and, if possible, a volunteer network in the Westerschelde should be set up in order to cover the complete estuarine gradient. In addition, the possibility should be investigated of fishing with stow nets at about three locations in the Zeeschelde. In this way, the Dutch and Belgian monitoring programmes can be harmonised and diadromous fishes that migrate through the main channel will be sampled more efficiently. Each fish barriers on the main migration routes that is being solved, should be fitted with a device for capturing migrating diadromous fishes. As long as those devices are in not place, the present fyke net monitoring should be continued at the barriers on the Upper Schelde, Leie and Kleine Nete. Finally, the glass eel monitoring by a volunteer in the Zeeschelde should be maintained and further supported. This monitoring proposal for diadromous fishes is part of the integrated monitoring plan for the Schelde estuary (MONEOS).

Management measures

This report contains concrete management measures for the recovery and restoration of diadromous fishes in the Schelde basin. These measures can be summarized in four main recommendations:

1. Because of the recent **improvement of the water quality**, a larger area of the estuary becomes suitable for diadromous fishes. However, further waste water treatment is necessary to avoid temporal hypoxic conditions in the estuary and to improve the DO conditions in the River Rupel and Zenne.
2. Weirs and sluices are an effective obstacle for the recovery of the anadromous species that spawn further upstream in the Schelde basin. In this respect, the sluices in Dendermonde and in Merelbeke are the most important **migration barriers** and should be solved first. In addition, the management of the weir on the River Dijle in Mechelen is essential for the passability of the weir. This barrier is passable only when the weir is (partly) lifted.
3. Besides an improvement of the water quality and the re-establishment of free fish migration, the **restoration and protection of habitats** that function as spawning and nursery area is essential for a sustainable recovery of diadromous fish populations. Especially low dynamic intertidal area and shallow subtidal water are essential habitats in the life cycle of fishes. The importance and accessibility of the planned **controlled inundation areas** (CIA) in the Zeeschelde for fishes should be investigated. If necessary, the design of these areas should be adjusted to make sure that they are able to contribute to the nursery function of the estuary.
4. If the natural recovery of a species is not feasible, e.g. if a species has become extinct locally, one can consider a reintroduction. Such reintroduction programmes should be preceded by a scientific feasibility study, in which the specific preconditions are examined. Based on this feasibility study, measures can be formulated to facilitate the species recovery. Given the multifunctionality of the Schelde estuary, specific measures (e.g. construction of spawning sites) will probably be necessary to realize the return of extinct or rare species.

Inhoud

Dankwoord	4
Samenvatting.....	5
English abstract.....	9
1 Inleiding.....	14
1.1 Diadrome vissoorten	14
1.2 Situering van het onderzoek.....	15
1.3 Motivatie	16
1.4 Doelstellingen	17
2 Methodologie.....	18
2.1 Staalname trekvisser	18
2.2 Glasaal monitoring.....	20
2.3 Gegevensverwerking	23
3 Overzicht van de beschikbare kennis van trekvissoorten in het Scheldebekken	26
3.1 Rondebekken.....	26
3.2 Dunlipharder, <i>Liza ramado</i> (Risso, 1826).....	39
3.3 Fint, <i>Alosa fallax</i> (Lacépède, 1803).....	43
3.4 Elft, <i>Alosa alosa</i> (Linnaeus, 1758)	49
3.5 Spiering, <i>Osmerus eperlanus</i> (Linnaeus, 1758)	53
3.6 Steur, <i>Acipenser sturio</i> Linnaeus, 1758	57
3.7 Paling, <i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	61
3.8 Bot, <i>Platichthys flesus</i> (Linnaeus, 1758).....	64
3.9 Driedoornige stekelbaars, <i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	66
3.10 Zalm, <i>Salmo salar</i> Linnaeus, 1758.....	69
3.11 Zeeforel, <i>Salmo trutta trutta</i> Linnaeus, 1758	74
3.12 Houting, <i>Coregonus oxyrinchus</i> (Linnaeus, 1758)	77
4 Oorzaken van de achteruitgang van trekvisser in het Scheldebekken. 79	
4.1 Fysische barrières.....	79
4.2 Waterkwaliteit	81
4.3 Habitatverlies.....	82
4.4 Overbevissing	83
4.5 Impact storten baggerspecie	83
5 Temporele en ruimtelijke spreiding van trekvisser in het Scheldebekken	92
5.1 Algemene vangstgegevens.....	92
5.2 Ruimtelijke spreiding.....	94
5.3 Temporele spreiding.....	96
5.4 Migratieknelpunten voor trekvisser in het stroomgebied van de Schelde.....	103
5.5 Effecten van de waterzuivering	103
6 Glasaalmigratie in het Schelde-estuarium	105
6.1 Bemonsteringstechnieken	105
6.2 Monitoring optrek glasaal.....	107
7 Monitoring van trekvisser in het Scheldebekken.....	110
7.1 Evaluatie methode	110

7.2	Voorstel monitoring	113
8	Potenties voor trekvis in het Scheldebekken	117
8.1	Rondbekken.....	117
8.2	Dunlipharder, <i>Liza ramado</i> (Risso, 1826).....	119
8.3	Fint, <i>Alosa fallax</i> (Lacépède, 1803).....	120
8.4	Elft, <i>Alosa alosa</i> (Linnaeus, 1758)	120
8.5	Spiering, <i>Osmerus eperlanus</i> (Linnaeus, 1758)	121
8.6	Steur, <i>Acipenser sturio</i> Linnaeus, 1758	121
8.7	Paling, <i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	121
8.8	Bot, <i>Platichthys flesus</i> (Linnaeus, 1758).....	121
8.9	Driedoornige stekelbaars, <i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	122
8.10	Zalm, <i>Salmo salar</i> Linnaeus, 1758.....	122
8.11	Zeeforel, <i>Salmo trutta trutta</i> Linnaeus, 1758	122
8.12	Houting, <i>Coregonus oxyrinchus</i> (Linnaeus, 1758)	123
9	Maatregelen voor het herstel van trekvis in het Scheldebekken ..	124
9.1	Verbetering waterkwaliteit	126
9.2	Oplossen migratieknelpunten	127
9.3	Habitatherstel	128
10	Onderzoeksnoden en kennisleemtes	132
Bijlagen		135
Literatuurlijst		150
Lijst van figuren		184
Lijst van tabellen		187

1 Inleiding

1.1 Diadrome vissoorten

Diadrome vissoorten of trekvisen zijn soorten die zowel de zoetwater omgeving van rivieren als de mariene omgeving gebruiken om hun levenscyclus te voltooien (McDowall, 1996). Door hun specifiek migratiegedrag zijn deze soorten gedwongen door estuaria te migreren, waar ze blootgesteld zijn aan antropogene impacts zoals watervervuiling (hypoxia), infrastructuurwerken en visserij. In de migratieperiode bereiken trekvisen vaak hoge densiteiten in bepaalde zones van het estuarium, waardoor ze gemakkelijk te bevissen zijn en extra kwetsbaar zijn voor overbevissing.

Diadromie omvat drie mogelijke migratiestrategieën. Wereldwijd is ongeveer de helft van de diadrome vissoorten anadroom en de andere helft is ongeveer gelijk verdeeld over katadrome en amfidrome soorten (McDowall, 1999). Katadrome soorten zoals de Europese paling (*Anguilla anguilla*) groeien op in rivieren en trekken als volwassen individuen naar zee om zich voort te planten. Anadrome soorten daarentegen groeien op in zee en migreren naar de rivieren om zich voort te planten. Bij amfidrome soorten tenslotte is hun migratie tussen de mariene en zoetwater omgeving niet gerelateerd aan de voortplanting, maar eerder aan voeding en groei (McDowall, 2007; Elliott *et al.*, 2007). Amfidrome en katadrome soorten dringen de rivieren binnen als juvenielen, die zich in de eerste fase vestigen in de benedenstroomse zones. Van hieruit koloniseren ze verder de zoetwater zones van de rivieren. Bij de meeste van deze soorten neemt de abundantie af en verandert de leeftijdsstructuur met de afstand tot de monding (McDowall, 1999; Ibbotson *et al.*, 2002). Anadrome soorten daarentegen dringen de rivieren binnen als adulten en migreren zo snel mogelijk verder stroomopwaarts naar de bovenstroomse paaigebieden.

Naast deze drie types diadrome onderscheiden sommige auteurs ook semi-anadrome en semi-katadrome soorten. Bij deze soorten stopt respectievelijk de land- of zeewaartse paaimigratie in het estuarium. Of een soort al dan niet als diadroom geklasseerd wordt hangt dan ook af van de definitie die gebruikt wordt voor het estuarium. Afhankelijk van de definitie behoort het zoetwater getijdengebied al dan niet tot het estuarium (Elliott & McLusky, 2002). Sommige soorten zoals de fint (*Alosa fallax*), planten zich voort in het zoetwater getijdengebied en zouden bijgevolg zowel als anadroom of als semi-anadroom geklasseerd worden. Andere soorten, die zich in de zee voortplanten maar die als juvenielen de zoetwaterzone binnen trekken (bv. bot - *Platichthys flesus*), kunnen dan weer als semi-katadroom of als mariene migranten geklasseerd worden (Franco *et al.*, 2008 - Tabel 11). In deze studie beschouwen we een soort als diadroom wanneer ze tussen het mariene en zoetwater milieu migreert en ze een substantieel deel van haar levenscyclus in beide biomen (zoet en zout) kan doorbrengen (Béguer *et al.*, 2007).

De soortenrijkdom van diadrome soorten is verschillend voor katadrome en anadrome soorten. De diversiteit van anadrome soorten is het grootst op de hogere breedtegraden van de noordelijke hemisfeer en die van katadrome soorten ter hoogte van de tropen. Als mogelijke verklaringen worden het verschil in productiviteit tussen de zee en rivieren of de kolonisatie van vrijgekomen rivieren na de ijstijden aangegeven (Gross *et al.*, 1988; McDowall, 2008). In Europa behoort het overgrote deel van de diadrome vissen tot de anadrome groep. De belangrijkste vertegenwoordigers van de anadrome groep behoren tot de families van de Petromyzontidae (prikken), Acipenseridae (steuren), Osmeridae (spieringen), Clupeidae (haringachtigen), Salmonidae (zalmachtigen) en Gasterosteidae (stekelbaarzen). Slechts drie soorten behoren tot de katadrome trekvisen: de Europese paling (*A. anguilla*), bot (*Platichthys flesus*) en dunlipharder (*Liza ramado*).

1.2 Situering van het onderzoek

Uit historische gegevens blijkt dat er een bloeiende visserij heeft bestaan op de meeste trekvisen die ooit in het Schelde-estuarium aanwezig waren (Van Damme *et al.*, 1994; De Groot, 2002; Vrielynck *et al.*, 2003; Hoffmann, 2005). Trekvisen stellen hoge eisen aan de kwaliteit van verschillende habitatten en corridors (verbindingen) binnen ecosystemen. Het herstel van trekvispopulaties is dan ook in veel rivieren een belangrijk aandachtspunt in het herstel van het rivierecosysteem, zowel vanuit ecologisch (symbool voor een hoge natuurlijkheidsgraad) als economisch (visserij) oogpunt.

Diadrome soorten zijn belangrijke indicatoren voor de toestand van een ecosysteem (Jonsson *et al.*, 1999; McDowall, 1999). Allerlei veranderingen in het Schelde-estuarium kunnen een invloed hebben op deze indicatorsoorten. Een monitoringnetwerk moet toelaten om de effecten van deze veranderingen op te volgen. Zo kan de invloed van bv. de ingebruikname van het nieuwe waterzuiveringstation Brussel-Noord (capaciteit: 1.100.000 inwoners – equivalent; indienststelling: maart 2007) mogelijk een aanzienlijk effect hebben op de verbetering van de waterkwaliteit in de Schelde en dus ook op het visbestand en in het bijzonder op de gevoelige migrerende soorten. Andere invloeden van wijzigingen in het systeem zoals baggerwerken kunnen aan de hand van het monitoringnetwerk opgevolgd worden. Het monitoringnetwerk laat toe een referentietoestand op te stellen waarmee de veranderingen in de toekomst vergeleken kunnen worden.

In het kader van het onderzoek zullen aanbevelingen geformuleerd worden inzake maatregelen betreffende beheer, bescherming, herstel en ontwikkeling van de populaties van trekvisen en hun habitatten.

Allerlei visstandbemonsteringen tonen aan dat bv. de levenscyclus van rivierprik in het Scheldebekken gesloten is (Maes *et al.*, 2005; Buysse *et al.*, 2008). Teneinde gepaste maatregelen te kunnen nemen voor de bescherming van deze bijlage II soort van de EG Habitatrichtlijn, is kennis van de voornaamste trekroutes van de soort in het stroomgebied van de Schelde noodzakelijk.

Naast de rivierprik maken ook andere trekvissoorten gebruik van het Schelde-estuarium. Eerder onderzoek naar de migratie van vissen in de ringvaart in Gent en onder de stuwen van Merelbeke, Asper, Kerkhove en Oudenaarde (Buysse *et al.*, 2002; 2004; 2008) toonde aan dat deze stuwen een belangrijke migratiebarrière vormen voor trekvisen. Er zijn echter geen gegevens beschikbaar over de algemene status van trekvisen in het stroomgebied van de Schelde. Meer bepaald dient inzicht verkregen te worden in de migratie van deze soorten naar de belangrijkste zijwaterlopen van de Zeeschelde.

Als indicatoren voor de toestand van het ecosysteem werden trekvisen opgenomen in verschillende nationale en internationale wetgevingen voor de bescherming van soorten. Zowel Rivier (2)- en zeevrijs (2), elft (2), fint (2), steur (2+4), zalm (2) en houting (2+4) zijn opgenomen in de bijlage 2 en/of Bijlage 4 van de Europese Habitatrichtlijn (92/43/EEG, 21 mei 1992). Voor de soorten van Bijlage II dienen de lidstaten Natura2000-gebieden aan te wijzen, waarbinnen de lidstaten moeten zorgen voor een gunstige staat van instandhouding van deze soorten. Bijlage IV soorten vallen onder een aantal strikte beschermingsmaatregelen, zowel binnen als buiten Natura2000-gebieden. In Vlaanderen worden de habitatrichtlijnsoorten beschermd door het gewijzigde Decreet Natuurbewoud van 19/07/2002 (Decler, 2007). Van de trekvissoorten uit de Bijlage 2 werd alleen rivierprik opgenomen in het Decreet Natuurbewoud. Alle trekvissoorten uit de bijlage 2 en zeevrijs zijn echter wel beschermd door het vangstverbod uit de Vlaamse visserijwetgeving. Daarnaast legt de Europese Kaderrichtlijn Water (2000/60/EG) de basis voor een gebiedsgericht en integraal waterbeleid. In Vlaanderen werd de KRW geïmplementeerd door het Decreet Integraal Waterbeleid (17/07/2003). Het decreet heeft als doelstelling de aquatische ecosystemen te verbeteren en te herstellen door o.a. het herstel van vrije vismigratie, habitattherstel en de verbetering van de waterkwaliteit.

Eén van de thans nog meest algemene trekvissoorten in het Schelde-estuarium is de paling. Allerlei studies tonen echter aan dat de Europese palingpopulatie tijdens de voorbije decennia zeer sterk in omvang is afgenomen. Deze achteruitgang is zo sterk dat momenteel aangenomen wordt dat de Europese palingpopulatie zich niet meer binnen biologisch veilige grenzen bevindt. De Europese paling werd in 2007 toegevoegd aan bijlage II van de CITES Rode Lijst van Bedreigde Soorten, die de internationale handel in jonge Europese paling (glasaal) aan banden legt. Daarnaast stelt de Europese palingverordening (EC/1100/07) dat elke lidstaat de nodige maatregelen moet nemen voor de bescherming en het herstel van de palingbestanden. Hiervoor moet elke lidstaat voor de stroomgebieden op hun grondgebied een beheerplan opstellen (Anon., 2008). Het Europees Parlement legde onder meer de nadruk op maatregelen om de intrek van glasaal (hetzij binnen een bepaalde periode) te verhogen. Het is daarom uiterst belangrijk om ook inzicht te verwerven in de dynamiek van de intrek van glasaal via het Schelde-estuarium.

1.3 Motivatie

Langetermijnvisie Westerschelde

In januari 1999 gaf de Technische Schelde Commissie opdracht aan Rijkswaterstaat directie Zeeland en de Vlaamse Administratie Waterwegen en Zeewezen om een Langetermijnvisie voor het Schelde-estuarium op te stellen. Op 18 januari 2001 heeft de Technische Schelde Commissie de Langetermijnvisie vastgesteld en vervolgens aangeboden aan de betrokken ministers in Vlaanderen en Nederland. Daarmee was voor het eerst een Nederlands-Vlaamse visie beschikbaar, waarmee gezamenlijk beleid gemaakt kan worden voor het zo belangrijke Schelde-estuarium. De Langetermijnvisie heeft de volgende ambitie: "Het Schelde-estuarium is in 2030 een gezond en multifunctioneel estuarien watersysteem dat op duurzame wijze gebruikt wordt voor menselijke behoeften."

Streefbeeld 2030

In het streefbeeld 2030 uit deze Langetermijnvisie, is deze ambitie voor de ontwikkeling van het Schelde estuarium nader gespecificeerd. Beide landen spreken zich daarin uit voor:

- in stand houden van de fysieke systeemkenmerken van het estuarium;
- maximale bescherming tegen overstromingen;
- optimale toegankelijkheid voor de Scheldehavens;
- een gezond en dynamisch ecosysteem;
- bestuurspolitieke en operationele samenwerking.

Memorandum van Vlissingen

Het vervolg betreffende de verdere samenwerking van Nederland en Vlaanderen met betrekking tot het Schelde-estuarium was de ondertekening van het memorandum van Vlissingen, op 4 maart 2002. In dit memorandum is een afspraak gemaakt over een "langlopend monitoring- en onderzoeksprogramma ter ondersteuning voor de grensoverschrijdende samenwerking bij beleid en beheer". Deze afspraak is in 2003 geëffectueerd door het starten van het onderzoeksprogramma LTV O&M (Langetermijnvisie Onderzoek & Monitoring), waarbinnen wordt geïnvesteerd in systeemkennis op lange termijn voor de onderdelen toegankelijkheid, veiligheid en natuurlijkheid. Naast deze drie hoofdthema's is er ook ruimte voor aandacht voor vis, schelpdier en visserijactiviteiten in de Schelde.

Onderzoeksprogramma vis en visserij

In het kader van dit LTV O&M programma werd tijdens een workshop in juni 2004 een globaal voorstel voor een onderzoeksprogramma gemaakt op basis van beleidsvragen geformuleerd door Vlaanderen en Nederland voor beleidsrelevant onderzoek van het thema

'Vis en Visserij'. De hoofdvraag van het onderzoeksprogramma luidt als volgt: 'Welke factoren zijn bepalend voor de rol/functie van het Schelde-estuarium voor de verschillende vis- en schelpdiersoorten en wat is de invloed van menselijke activiteiten met inbegrip van visserij.' In het onderzoeksprogramma worden drie thema's onderscheiden:

- Thema 1: Habitatmodellering en evaluatie van vissen, schelpdieren en garnalen
- Thema 2: Toegankelijkheid trekvis
- Thema 3: Ecologische, ecotoxicologische en economische beoordeling

Voorliggend onderzoeksproject kadert in het thema 'Toegankelijkheid trekvis' en werd door de Werkgroep Natuurlijkheid en het Onderzoekplatform geselecteerd voor uitvoering. Het voorstel werd opgenomen in het Programmaplan 2006 en ging na goedkeuring door de Technische Schelde Commissie van start op 1/1/2007.

1.4 Doelstellingen

Voor het Trekvisproject werden de volgende doelstellingen naar voor geschoven:

- De rol van de Zeeschelde bepalen inzake de uitwisseling en dispersie van trekvissoorten met de overige rivierbekkens (Hoofdstuk 5 en 6).
- Een voorstel formuleren tot monitoringnetwerk om migrerende vissoorten te kunnen opvolgen (Hoofdstuk 7).
- Formuleren van concrete beheermaatregelen naar het beleid voor de verschillende trekvissoorten (Hoofdstuk 9).

In hoofdstuk 3 wordt op basis van een literatuurstudie een overzicht opgemaakt van de ecologie van de diadrome vissoorten die kunnen voorkomen in het stroomgebied van de Schelde. Vervolgens wordt in hoofdstuk 4 ingegaan op de factoren die een rol hebben gespeeld in de achteruitgang van trekvis in de Schelde. De resultaten van de veldstudie naar de ruimtelijke en temporele spreiding van trekvissoorten in de Schelde worden in hoofdstuk 5 besproken. De kolonisatie van de binnenwateren door paling gebeurt in het glasaalstadium, wat niet in een gewone monitoringcampagne voor vissen kan opgevolgd worden. Daarom werden verschillende technieken uitgetest voor de monitoring van glasaal het Schelde-estuarium. De optrek van glasaal en de evaluatie van de bemonsteringstechnieken voor glasaal worden behandeld in hoofdstuk 6. In hoofdstuk 7 worden de gebruikte methoden voor de monitoring van trekvis geëvalueerd en wordt een voorstel geformuleerd voor de toekomstige monitoring. In hoofdstuk 10 tenslotte worden de belangrijkste kennisleemtes en onderzoeksvragen aangegeven.

2 Methodologie

2.1 Staalname trekvis

2.1.1 Subtidale fuiken

Als basis voor het onderzoek werd een jaarcyclusbemonstering uitgevoerd met behulp van fuiken vlak onder het eerste knelpunt in de belangrijkste zijrivieren en in de Bovenschelde. Met behulp van deze techniek kunnen praktisch alle stroomopwaarts migrerende soorten efficiënt bemonsterd worden (Buysse *et al.*, 2002; 2004). De belangrijkste doelsoorten zijn paling (*Anguilla anguilla*- optrek van juveniele paling en van glasaal), rivierprik (*Lampetra fluviatilis*), bot (*Platichthys flesus*), driedoornige stekelbaars (*Gasterosteus aculeatus* - trekkende zoutwatervorm), dunlipharder (*Liza ramado*), spiering (*Osmerus eperlanus*) en fint (*Alosa fallax*).

Gedurende een volledige jaarcyclus 2007 (12 maanden) werden maandelijks gedurende 24 uur, 2 dubbele schietfuiken geplaatst op vier plaatsen langs de Zeeschelde verspreid over het volledige traject van aan Nederlandse grens tot Gent. In januari 2007 werd gestart met de bemonsteringscampagne. Om de jaarcyclusbemonstering zoveel mogelijk af te stemmen op het vrijwilligersnetwerk (opgestart in mei 2007 – Hoofdstuk 2.1.2) en om de voorjaarsmigratie van enkele belangrijke migratoren extra op te volgen, werd beslist om bijkomende bemonsteringen uit te voeren in januari, februari en maart 2008. De plaatsen worden geselecteerd op basis van zoutgradiënt en zuurstofgradiënt (overgang zout-brak, overgang brak-zoet, stroomopwaarts van de zuurstofdepletie zone van de Rupel, stroomopwaarts deel Boven-Zeeschelde).

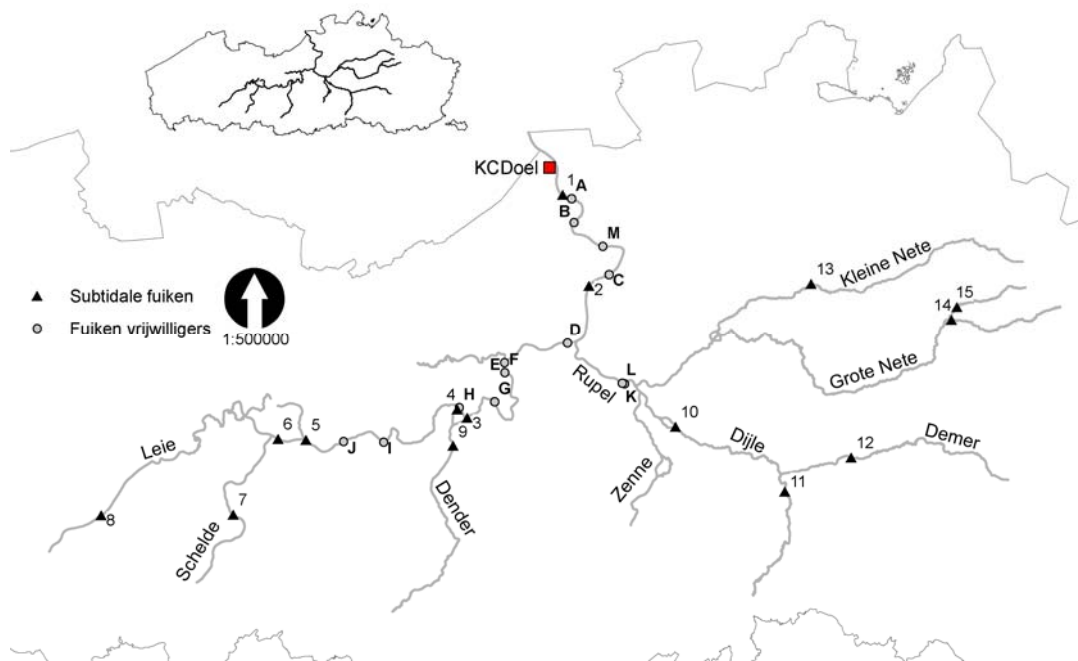
Daarnaast worden in 2007 ook maandelijks gedurende 24 uren net stroomafwaarts van de migratieknelpunten twee enkele schietfuiken geplaatst, met uitzondering van het eerste migratieknelpunt in de Grote Nete en in de Molse Nete die te ondiep zijn voor het plaatsen van fuiken. Op deze locaties wordt een traject van 100 m stroomafwaarts van de stuwen bevestigd met behulp van elektrische visvangst.

Tabel 1. Staalnamelocaties die bemonsterd werden met de subtidale fuiken. De nummers in de eerste kolom verwijzen naar de locaties in Figuur 1.

Locatie		Methode
Zeeschelde		
1	Lillo	2 dubbele schietfuiken
2	Burcht	2 dubbele schietfuiken
3	Dendermonde	2 dubbele schietfuiken
5	Melle	2 dubbele schietfuiken
Boven- en zijrivieren		
13	Kleine Nete (stuw Grobbendonk)	2 enkele schietfuiken
14	Grote Nete (stuw Maelesbroek - Geel)	Elektrische bevissing
15	Grote Nete (stuw Kievermont - Geel)	Elektrische bevissing
10	Dijle (bovenschuif Mechelen)	2 enkele schietfuiken
11	Dijle (turbine & stuw Rotselaar)	2 x 1 enkele schietfuik
12	Demer (stuw watermolen + sluisgeul Aarschot)	2 x 1 enkele schietfuik
4	Dender (sluis Dendermonde)	2 enkele schietfuiken
9	Dender (stuw-sluis Denderbelle)	2 enkele schietfuiken
6	Ringvaart (stuw Merelbeke)	2 enkele schietfuiken
7	Bovenschelde (stuw-sluis Asper)	2 enkele schietfuiken
8	Leie (stuw-sluis St-Baafsvijve)	2 enkele schietfuiken

De fuiken worden met behulp van dreggen en zware gewichten tegen de bodem van de waterloop gehouden. Wanneer vermoed wordt dat de hoofdmigratieroute opgesplitst is in meer dan 1 route (bv. een turbine en een stuw) wordt onder elk knelpunt slechts één fuik

geplaatst. Wanneer vermoed wordt dat de knelpunten onder bepaalde hydrologische regimes passerbaar zijn voor vissen (stuw Ringvaart/Bovenschede in Merelbeke en bovenschuif Dijle in Mechelen), wordt eveneens het eerste stroomopwaarts ervan gelegen migratieknelpunt mee bemonsterd.



Figuur 1. Staalnamelocaties voor trekvis in het stroomgebied van de Schelde. De nummers verwijzen naar de locaties die bemonsterd werden met de subtidale fuiken. De letters verwijzen naar de locaties van het vrijwilligersnetwerk.

2.1.2 Vrijwilligersnetwerk

Naast het monitoringnetwerk van het INBO werd bijkomend een netwerk met vrijwilligers samengesteld die (minstens) wekelijks een dubbele schietfuij plaatsen op slikken op verschillende plaatsen in het Schelde-estuarium. De bedoeling van deze opzet is enerzijds meer en bijkomende gegevens te verzamelen en anderzijds een vergelijking te maken tussen de vangsten van deze vrijwilligers op de laagwaterlijn op slikken en de bemonsteringen aan de rand van de vaargeul in de hoofdstroom (2.1.1). Het vrijwilligersnetwerk bestaat uit 11 monsterplaatsen. In de loop van het Trekvisproject werden 13 locaties bemonsterd. Twee locaties (Wetteren en De Cramp) werden niet verder gezet. Een overzicht van de monsterplaatsen is weergegeven in Figuur 1 en Tabel 2. De eerste vrijwilligers zijn met hun bemonsteringen gestart in maart 2007. De overige vrijwilligers zijn geleidelijk aan opgestart vanaf mei 2007. We streven voor alle locaties naar een wekelijkse bemonstering. De locaties aan Liefkenshoek (tweedaags) en Kennedytunnel (dagelijks) hebben een hogere meetfrequentie. In de loop van 2008 zijn drie nieuwe locaties opgestart in St.-Annabos (Antwerpen), Dendermonde en Wijmeers. Aangezien deze locaties pas werden opgestart na de stopzetting van de bemonsteringscampagne met subtidale fuiken (2.1.1) werden de resultaten niet opgenomen in de analyse. Door het lage aantal metingen werd ook de locatie in Wetteren niet opgenomen in de analyse.

Tabel 2. Staalnamelocaties die bemonsterd werden in het vrijwilligersnetwerk (slikken). De letters in de eerste kolom verwijzen naar de locaties in Figuur 1.

	Locatie	Vrijwilliger	Van	Tot	# Metingen
Zeeschelde					
A	Ketenisse	Hubert Dewilde	15/03/07	30/06/08	156
B	Kallo	Stefaan Raats	27/04/08	14/12/08	30
C	Kennedytunnel	Eddy Proost	27/02/07	08/10/08	471
D	Rupelmonde	Henri De Roeck	17/11/07	13/12/08	67
E	Weert	Tom & Marc Van den Neucker	13/05/07	30/11/08	42
F	Lippenbroek	François Van Den Broeck	17/05/07	01/12/08	157
G	De Cramp	Marcel Devriendt ^o	05/05/07	09/02/08	45
H	Dendermonde	Eric Verstraeten	08/07/08	14/09/08	11
I	Wijmeers	Edwin De Pauw	10/08/08	18/10/08	8
J	Wetteren	Stan Weyns ^o	18/08/07	28/11/07	3
M	St.-Annabos	Gerard Van Overtveldt	27/06/08	29/10/08	125
Rupel					
K	Heindonk	Carl Van den Bogaert	6/5/07	30/11/08	58
L	Terhagen	Werner Van den Bogaert	15/7/07	29/9/08	28

^o niet meer actief

2.1.3 Koelwater kerncentrale Doel

Als aanvulling op de gegevens die verkregen werden met de fuikstaalnames, werden ook de vissen in het koelwater van de kerncentrale van Doel bemonsterd (Figuur 1). De kerncentrale van Doel, die elektriciteit produceert in vier aparte eenheden, onttrekt koelwater uit de Schelde via een watervang met twee ruimtelijk gescheiden koelwaterinlaten. Eén inlaat staat in voor de koeling van KCDoel 1 en KCDoel 2, de ander inlaat levert het koelwater voor KCDoel 3 en KCDoel 4. Het koelwater van de centrales van Doel 3 en Doel 4 wordt sinds 1991 bemonsterd door de KULeuven (Maes *et al.*, 1996; Maes *et al.*, 2005). Sinds 2007 wordt het koelwater maandelijks afwisselend bemonsterd door de KULeuven en het INBO. De inlaat van Doel 3 en 4 heeft een diameter van 21 m en bezit 5 wateraanzuigopeningen onder het wateroppervlak, welke georiënteerd zijn naar de vaargeul. Elke aanzuigopening is 4 m hoog en 2.4 m breed. De aanzuigopeningen bevinden zich 1.21 m onder het historisch minimum waterpeil van de Schelde en 2 m boven de bodem, dit betekent tussen de niveaus -2.22 m en -6.22 m TAW. Uitgaande van het intrededebiet werd de intrede snelheid berekend op 0.485 m/s. Het gemeenschappelijk koelwaterdebiet van KCDoel 3 en KCDoel 4 bedraagt gemiddeld 76450 m³ per uur (Maes *et al.*, 1996). In het pompstation worden afval en organisch materiaal verwijderd door het water doorheen roterende bandfilters te leiden. Aan de bovenzijde van het bandsysteem worden afval en vissen onder hoge druk van de zeven gespoten en via een afvoergoot terug naar de Schelde geleid. Aan deze afvoergoot worden de vissen in een net opgevangen (maaswijdte 2.5 mm), geteld en gemeten.

2.2 Glasaal monitoring

2.2.1 Glasaalmigratie in het voorjaar van 2007

Voor de bemonstering van glasaal werd tijdens de maanden van de landinwaartse trek (maart-juni) een specifiek bemonsteringsschema toegepast. Voor de bemonstering van glasaal bestaan heel wat verschillende onderzoekstechnieken. Aangenomen wordt dat glasaal in estuariene omstandigheden en op de overgang zout-zoet voornamelijk gebruikt maakt van passief getijdentransport en zich met het opkomende water landinwaarts laat meevoeren (Beaulaton & Castelnaud, 2005). Hogerop in het zoetwater migreert glasaal actief zwemmend landinwaarts. Ook het moment (van de dag) waarop glasaal migreert, is volgens de literatuur verschillend in zout- en zoetwateromstandigheden. Het migratiegedrag in zoetwatergetijdengebied is echter minder goed gedocumenteerd, gezien dit normaal slechts over een zeer korte afstand in een stroomgebied voorkomt. Het stroomgebied van de

Schelde vormt op dit vlak echter een grote uitzondering. Door de specifieke omgevingsomstandigheden komt in alle takken van het stroomgebied een zoetwatergetijdenstroom van vele tientallen kilometer lang voor. Het is ook in dit gebied dat zich de meeste van de eerste landinwaartse migratieknelpunten (zogenaamde getijdenstuwen) bevinden.

Om efficiënt glasaal te bemonsteren dienen technieken gebruikt te worden die op elke plaats aangepast zijn aan het gedrag van de glasaal en de lokale omstandigheden. In Vlaanderen is op het vlak van glasaalmonitoring tot nu toe enkel gebruik gemaakt van schep- of sleepnet, Portugees net en een glasaalgoot (Belpaire *et al.*, 1991). Daarnaast worden in het buitenland tal van andere bemonsteringstechnieken gebruikt zoals: alternatieve schepnettechnieken, artificiële substraten, vacuümpompstechnieken, glasaalfuiken, ... (Dekker, 2002).

In maart 2007 werd een uitgebreid literatuuronderzoek uitgevoerd naar glasaal-bemonsteringstechnieken en werden buitenlandse specialisten op het gebied van glasaalbemonstering gecontacteerd (Geynet, 2007). Op basis van de opgedane kennis werden drie bemonsteringstechnieken geselecteerd en uitgetest op drie locaties in het Scheldebekken. De bestudeerde locaties zijn:

- Verrebroekdok (ter hoogte van de uitmonding van de watergang die water uit de achterliggende polders afvoert);
- Merelbeke (onder de stuw in de Schelde, ter hoogte van de uitmonding van de tijarm);
- Grobbendonk (in de molenkom onder de stuw in de Kleine Nete)

De uitgeteste bemonsteringstechnieken betreffen:

1) Schepnet

Er werd een schepnet vervaardigd van 500 µm nylon zeefgaas. Het schepnet heeft een conische vorm met een rechthoekige opening van 42 x 22 cm en is 1 m diep. Onderaan is een stop voorzien om het net leeg te maken. De steel van het net bedraagt 2 m en er werden twee verlengstukken van 3 m voorzien zodat bemonstering langs kaaimuren met verschillende hoogte mogelijk was. Bij een steellengte van meer dan 2 m wordt een 20 m lang trektouw bevestigd onder aan de steel.

2) Kruisnet

Het kruisnet is vervaardigd uit 1000 µm nylon zeefgaas, meet 1 x 1 m en heeft een diepte van 50 cm. Het net werd bevestigd op een stalen frame, waaraan op de vier hoeken koorden bevestigd werden.

3) Artificiële substraten

De artificiële substraten werden vervaardigd uit gefibrilleerd polypropyleentouw dat in bundels bevestigd werd aan een pvc-plantenschotel. De bundels hadden een totale lengte van 50 cm en werden in het midden dubbel geplooid zodat een schotel met een bos touwtjes van 25 cm ontstond. Per schotel werden 15 bundels bevestigd. Er werden drie types substraten gemaakt met een verschillende densiteit van de bundels (50, 100 en 150 koordjes per bundel). Van elk type substraat werden negen exemplaren gemaakt (27 in totaal). De substraten werden uitgezet op drie verschillende plaatsen (verschillende habitatten) op de drie uitgeteste locaties (Verrebroekdok, Merelbeke, Grobbendonk).



(a) schepnet



(b) kruisnet



(c) artificieel substraat

Op de drie locaties werden met één of meerdere bemonsteringstechnieken echte glasaal, half gepigmenteerde glasaal of volledig gepigmenteerde juveniele aaltjes gevangen.

Naast het uitgevoerde eigen onderzoek werd samengewerkt met een vrijwilliger die dagelijks glasalen bemonstert aan het lozingspunt van de RWZI in Wichelen (Schelde). Bij laag water verschuilen de glasalen zich onder stenen in de uitstroomgoot van de RWZI, waar ze met een schepnetje gevangen worden.

2.2.2 Glasaalmigratie in het voorjaar van 2008

Zoals eerder aangehaald maken glasalen tijdens hun landinwaartse trek gebruik van selectief getijden transport. In de zone waar de horizontale getijbeweging stopt, accumuleren de glasalen. Wanneer de temperatuur boven een bepaalde limiet stijgt, zijn de glasalen in staat om verder actief stroomopwaarts te migreren (Gascuel, 1986). In de Zeeschelde wordt het getij gestopt door de sluisen in Merelbeke. Vermoedelijk gebeurt de glasaalmigratie dan ook passief via deze route. Op de migratieroute langs de Nete zijn er echter geen obstakels die het getij stoppen. De zone waar de horizontale getijbeweging stopt en glasaal zou accumuleren bevindt zich in de Kleine Nete tussen Emblem en de duiker onder het Albertkanaal. In de Grote Nete bevindt deze zone zich tussen Kessel en Itegem (Hydrografisch Informatiecentrum). Kennis van de timing en omvang van de glasaaloptrek zijn van belang voor een duurzaam beheer van het estuarium. Op basis van de opgedane kennis tijdens het eerste jaar van het project werd een bemonsteringsprogramma opgezet om de ruimtelijke verspreiding van glasalen in het Schelde-estuarium te onderzoeken. Van april tot juli 2008 werd de optrek van glasalen in de Zeeschelde, Rupel en Kleine Nete opgevolgd met behulp van kunstmatige substraten. Op 15 locaties (Figuur 24) werden één of meerdere substraten geplaatst. De locaties werden gekozen op basis van de aanwezigheid van een uitwateringspunt (uitwatering polders, lozing RWZI, ...). Waar mogelijk werden ook enkele stenen aan de uitwateringspunten geplaatst. Glasalen verbergen zich bij laag water onder deze stenen en kunnen dan met een schepnetje gevangen worden. De locaties werden telkens op maandag, woensdag en vrijdag gecontroleerd.

Om de glasaaloptrek te kwantificeren werd getracht de glasaaldensiteit in het estuarium te bepalen m.b.v. glasaalnetten (Figuur 2). In estuaria maken glasalen gebruik van 'selective tidal stream transport' (STST) om stroomopwaarts te migreren. Hierbij bewegen ze zich bij opkomend tij in de waterkolom en worden vervolgens door de vloedstroom landinwaarts getransporteerd. Bij de kentering van het getij bewegen ze zich naar de bodem, zodat ze bij afgaand tij niet meegesleurd worden door de ebstroom. In onze studie werden de glasaalnetten net onder het wateroppervlak tegen de vloedstroom in getrokken om de

stroomopwaarts migrerende glasalen te vangen. De staalname werd zowel 's nachts als overdag uitgevoerd om het effect van licht op de migratie te onderzoeken. De staalname ging telkens 5 u voor hoogwater van start en liep tot vlak na de kentering van het getij. Er werden 5 locaties bemonsterd: de Nete in Duffel en de Zeeschelde in Kallo, Schellebelle en Merelbeke werden telkens zowel 's nachts als overdag gedurende de vloed bemonsterd. De vijfde locatie, in de Zeeschelde ter hoogte van Burcht, werd enkel overdag bemonsterd.



Figuur 2. Glasaalbemonstering in de Zeeschelde m.b.v. de glasaalnetten. De twee conische netten worden bevestigd aan het frame op de voorkant van de boot en worden langs beide zijden van de boot gesleept tegen de vloedstroom in. De netten hangen op ongeveer 0.5 m diepte, zijn 2 m lang en hebben een opening van 0.5 m diameter.

In een van de netten werd een stroomsnelheidsmeter bevestigd om het gefilterde volume te meten. Elk half uur werden de netten opgehaald en gecontroleerd op de aanwezigheid van glasaal. De vangst werd bewaard in 7% formaline en indien het staal te groot was werd een substaal genomen. Gemiddeld werd per uur ongeveer 1000 m³ water gefilterd.

2.3 Gegevensverwerking

2.3.1 Ruimtelijke en temporele spreiding van trekvis

Voor de analyse werden de vangstaantallen gestandaardiseerd als aantallen per fuik per dag en $\log(x+1)$ getransformeerd. Alle analyses werden uitgevoerd in R (Venables & Smith, 2008), Vegan package (Oksanen, 2008). Voor de grafieken werd het package ggplot2 gebruikt (Wickham, 2008).

Bij de voorstelling van de resultaten van de temporele en ruimtelijke verdeling van vis in het stroomgebied werd gebruik gemaakt van ordinatietechnieken. De ordinatie gebeurde op basis van een eentoppig responsmodel (Detrended Correspondence Analysis– DCA). Bij deze methode worden de data geprojecteerd op twee ordinatieassen die elk een beperkt deel van de variatie verklaren (Leps & Smilauer, 2003). Bij de analyse van de gegevens van de vrijwilligers werden de scores voor de soorten in de DCA plots gedeeld door twee om ze op één grafiek met de locaties te zetten (Figuur 13, Figuur 14 en Figuur 15).

Voor de opvolging van de trekvis werd gebruik gemaakt van verschillende bemonsteringstechnieken. Met de maandelijkse fuikbemonstering in de subtidale zone werd getracht een beeld te krijgen van de trekvis die de hoofdgeul gebruiken tijdens hun

migratie. Daarnaast werden ook gegevens verzameld door vrijwilligers die dagelijks of wekelijks een fuik controleren die op een slik is opgesteld. Tenslotte werd ook maandelijks het koelwater van de kerncentrale van Doel bemonsterd, dat onttrokken wordt in de subtidale zone. Bij de evaluatie van de staalnamemethodes werd in een eerste analyse gekeken naar de vangstresultaten van de verschillende bemonsteringstechnieken in de mesohaliene zone. Zowel de kerncentrale als de subtidale fuik in Lillo en de fuik op het slik van Ketenisse bevinden zich in deze zone. Voor de drie methodes werden de aantallen van elke soort omgerekend naar relatieve aantallen als percentage van de totale vangst tijdens één staalnamemoment. Op deze relatieve aantallen werd een nMDS analyse uitgevoerd (non-Metric Multidimensional Scaling) om de gelijkenis tussen de gebruikte methodes te onderzoeken.

Om na te gaan of de gebruikte vangstinspanning voldoende is om een betrouwbaar beeld te krijgen van de visgemeenschap in het Schelde-estuarium, werd een soortcumulatieve curve omgesteld. Deze curve geeft het asymptotisch verband tussen het aantal stalen en het gemiddeld aantal soorten. Hoe hoger de vangstinspanning, hoe meer soorten aangetroffen zullen worden. In 2007 werd het visbestand in de Schelde ter hoogte van de Kennedytunnel dagelijks tussen maart en november opgevolgd door een vrijwilliger. Uit deze uitgebreide dataset werden afhankelijk van de onderzochte meetfrequentie random één of meerdere waarnemingen per maand getrokken. De waarnemingen werden vervolgens chronologisch geordend en het cumulatief aantal soorten werd bepaald. De onderzochte meetfrequenties zijn maandelijks staalname (8 waarnemingen), tweewekelijkse staalname (19 waarnemingen) en wekelijkse staalname (36 waarnemingen). Deze oefening werd telkens 10 keer herhaald om een betrouwbaarheidinterval voor het cumulatief gemiddeld aantal soorten te berekenen.

2.3.2 Impact van het storten van baggerspecie

De antropogene impact op het ecosysteem van het Schelde-estuarium is aanzienlijk door o.a. watervervuiling, havenuitbreiding en uitdieping van de vaargeul. Voor de verdieping van de Schelde en het onderhoud van de vaargeul worden grote hoeveelheden sediment weggebaggerd en op een andere locatie weer in het systeem gestort. Baggeractiviteiten kunnen vissen op verschillende manieren negatief beïnvloeden. Vissen die rechtstreeks ingezogen worden overleven de passage door de baggerinstallatie niet (Lebednik, 2004). Vooral bentische soorten, die zich op of in de bodem bevinden, maken kans om opgezogen te worden. De mortaliteit is echter verwaarloosbaar in vergelijking met de natuurlijke mortaliteit. Het vernietigen van essentiële vishabitaten door baggeren of storten van specie leidt tot een afname in de populatiegrootte. Het opzuigen van de voedselrijke bodemlaag beïnvloedt vissoorten die foerageren op bodemorganismen zodat ze moeten uitwijken naar andere plaatsen. Tot slot verhoogt het storten van specie lokaal de turbiditeit en worden potentieel toxische stoffen in suspensie gebracht (Lebednik, 2004; Maes & Ollevier, 2005).

Uit een beperkte studie naar de effecten van baggeractiviteiten op de ecologie van rivierprikken in de Beneden-Zeeschelde bleek dat de impact verwaarloosbaar klein is (Maes & Ollevier, 2005). Rivierprikken gebruiken dit deel van het estuarium echter alleen als doortrekgebied, terwijl de voortplanting hoger in het stroomgebied plaatsvindt. In het kader van deze studie werd getracht een inschatting te maken van de impact van het storten van baggerspecie op het visbestand in de Beneden-Zeeschelde. Deze deelstudie is beperkt tot een statistische analyse van waterkwaliteit- en visvangstgegevens in de nabijheid van een baggerstortplaats. Gezien de beperkte opzet van deze deelstudie kon niet verder worden ingegaan op andere effecten van baggeractiviteiten zoals hierboven aangegeven. De gegevens die we gebruiken, werden niet verzameld met het oog op een studie naar de effecten van het storten van baggerspecie. De dataset is dan ook niet ideaal om een dergelijke studie uit te voeren waardoor de resultaten met enige voorzichtigheid geïnterpreteerd moeten worden.

Sinds 2005 wordt de visstand ter hoogte van Sint-Annabos opgevolgd met een fuik die door een vrijwilliger dagelijks wordt gecontroleerd. De gegevens van 2005 van deze locatie werden gebruikt om de impact van sedimentstortingen op de Plaat van Boomke na te gaan (Figuur 5). Gegevens over de dagelijkse hoeveelheid gestorte baggerspecie op de Plaat van Boomke werden verkregen van de Vlaamse overheid, Departement Mobiliteit en Openbare werken, Maritieme Toegang. Tussen maart en juni 2005 werd een datalogger bevestigd aan de fuik aan St.-Annabos die elke 15 minuten de waterkwaliteit (pH, turbiditeit, temperatuur, zuurstofgehalte en zoutgehalte) registreerde. Voor een beschrijving van de datasonde en het meetproces wordt verwezen naar Maes & Ollevier (2005). De eenheid van turbiditeit is NTU (nephelometric turbidity unit) en is een maat voor de helderheid van het water. De turbiditeit wordt bepaald door verschillende factoren, waaronder de sedimentconcentratie. Aangezien turbiditeitsmetingen beïnvloed worden door zowel de concentratie, vorm, grootte en brekingsindex van het sediment en de kleur van het water, is de relatie tussen turbiditeit en sedimentconcentratie locatiespecifiek. Naar analogie met de studie van Maes & Ollevier (2005) zijn we uitgegaan van een 1 op 1 relatie tussen turbiditeit en sedimentconcentratie.

In een eerste fase werd gekeken naar de relatie tussen de hoeveelheid gestort sediment en de waterkwaliteit. De getijhoogte werd als covariabele mee opgenomen in de analyse. Via meervoudige regressie werd nagegaan of de getijfase, het debiet van de Zeeschelde en de hoeveelheid baggerspecie een effect hebben op de daggemiddelde turbiditeit (NTU) en de zuurstofconcentratie (O_2 mg/L). Het gebruikte model (glm) wordt gegeven door

$$\text{Log10Y} \sim b_0 + b_1 * \text{Logdebiet} + b_2 * \text{Logbagger} + b_3 * (\sin \text{Tijd} + \cos \text{Tijd})$$

Met Y de zuurstofconcentratie of de turbiditeit. De term $(\sin \text{Tijd} + \cos \text{Tijd})$ werd ingebracht om het effect van het getij weer te geven (periode = 14.5 dagen).

In een volgende stap werd getracht na te gaan welke de bepalende variabelen zijn voor de aantallen vis in de fuiken. In het model wordt rekening gehouden met de getijfase (springtij-doodtij cyclus), de seizoenaliteit (jaarlijkse rekrutering), het debiet van de Zeeschelde t.h.v. Schelle ($m^3 \text{sec}^{-1}$) en de totale hoeveelheid gestorte baggerspecie ($m^3 \text{dag}^{-1}$). Het model (Glm - quasi-poisson, link = log) wordt gegeven door:

$$Y \sim b_0 + b_1 * \text{debiet} + b_2 * \text{bagger} + b_3 * (\sin \text{getij} + \cos \text{getij}) + b_4 * (\sin \text{jaar} + \cos \text{jaar})$$

Met Y het aantal vissen $\text{fuik}^{-1} \text{dag}^{-1}$.

Tenslotte werd ook nagegaan of de turbiditeit een effect heeft op het aantal vissen dat in de fuik gevangen wordt. Het gebruikte model (Glm - quasi-poisson, link = log):

$$Y \sim b_0 + b_1 * \text{TurbAv}$$

Met Y het aantal vissen $\text{fuik}^{-1} \text{dag}^{-1}$ en TurbAv de daggemiddelde turbiditeit.

3 Overzicht van de beschikbare kennis van trekvissoorten in het Scheldebekken

Op basis van een uitgebreid literatuuronderzoek wordt in het volgende hoofdstuk een overzicht gegeven van de ecologie van de belangrijkste trekvisen die in het stroomgebied van de Schelde voorkwamen of nog steeds voorkomen. Voor een aantal soorten zoals steur, zalm, zeeforel en houting zijn er geen harde wetenschappelijke bewijzen dat de soort in het Scheldebekken reproduceerde. Meestal waren deze soorten reeds in de (late) Middeleeuwen uit onze rivieren verdwenen (hoofdstuk 4) of werden ze slechts sporadisch gevangen. Naast de ecologie wordt dan ook een overzicht gegeven van de belangrijkste bedreigingen voor de verschillende trekvissoorten.

3.1 Rondebekken

3.1.1 Zeeprik, *Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758

3.1.1.1 Soortbeschrijving

De zeeprik is de grootste van de drie soorten rondbekken (Cyclostomata) die in het Scheldebekken kunnen aangetroffen worden. Zeeprikken kunnen een lengte van 100cm bereiken, bij een gewicht van 2.5kg. Het lichaam is langgerekt en cilindrisch, behalve bij de staart, die lateraal samengedrukt is. De mond is omgeven door een ronde zuigschijf met talrijke harde, scherpe tanden die in concentrische rijen gerangschikt zijn. Boven en rond de tong zijn de tanden zeer groot en tweepuntig. Onder de tong bevindt zich een zeer grote tand die tot tien punten kan hebben. De tong zelf heeft meerdere grote, complexe tanden (Maitland, 2003).

De ogen zijn vrij klein en bevinden zich vlak achter het enkele neusgat en voor de zeven paar kieuwopeningen (Maitland, 2003). Dorsaal op de kop bevindt zich een doorschijnend stukje huid, waaronder het pineaale orgaan ligt. De functie van dit orgaan houdt verband met het dagelijks ritme van kleurverandering (Kelly & King, 2001). Bij jonge dieren zijn de twee dorsale vinnen duidelijk gescheiden, maar staan veel dichterbij elkaar bij volwassenen. De eerste dorsale vin begint net voorbij het midden van het lichaam. De tweede eindigt net voor de korte staartvin. Gepaarde vinnen ontbreken. De huid is glad en er zijn geen schubben aanwezig. Er is ook geen zijlijn aanwezig. Het skelet bevat geen wervels en is volledig opgebouwd uit kraakbeen (Maitland, 2003).

In de paaiperiode ontwikkelt zich een duidelijke richel op de rug van de mannetjes en hebben de vrouwelijke individuen een huidplooï achter de anale opening. De kleur varieert sterk met de leeftijd. De zogenaamde ammocoeta-larven zijn donker grijsbruin op de rug en lichtgrijs op de buik (Maitland, 2003). Larvale prikken zijn blind en hun uitwendige kenmerken zijn rudimentair: de zuigmond is bijvoorbeeld onvolledig en de tanden zijn onderontwikkeld (Maitland & Campbell, 1992; Gardiner, 2003). Gemetamorfoseerde individuen (macrophthalmia) zijn dorsaal leigrijs gekleurd en wit op de buik. Bij volwassenen is de lichaamskleur bruingrijs, met een uitgebreide zwarte marmering. Tegen de paaitijd wordt de kleur lichter, goudbruin (Maitland, 2003).

3.1.1.2 Verspreiding

De zeeprik komt voor in de Atlantische kustgebieden en kusttrivieren van West- en Noord-Europa, van Noorwegen tot het westen van de Middellandse Zee, en in het oosten van Noord-Amerika (Kottelat & Freyhof, 2007; Maitland, 2003).

Zeeprik was wellicht nooit algemeen in België. Wat het Scheldebekken betreft, werd de soort voor 1900 waargenomen in de Schelde, de Demer en de Leie. In de periode april-mei zouden

zeeprikken de Schelde opzwemmen om te paaïen. In het begin van de 20^{ste} eeuw verdween zeeprik uit het Belgisch deel van het Scheldebekken. De slechte waterkwaliteit wordt genoemd als één van de factoren die aan de basis liggen van het verdwijnen van deze soort, maar ook migratiebarrières speelden wellicht een belangrijke rol (Guicciardini, 1567; Van Den Bogaerde, 1825; de Selys-Longchamps, 1842; Gens, 1885; Anoniem, 1894; Rousseau *et al.*, 1915; Pêche et Pisciculture, 1925; Visschersblad, 1934; Poll, 1947; Van Damme & De Pauw, 1995; Vrielynck *et al.*, 2003).

Recente waarnemingen van zeeprik in het Scheldebekken zijn zeer schaars. Uit de Westerschelde zijn drie waarnemingen bekend die dateren van na 1970. Eén van deze waarnemingen dateert van na januari 1999 (Patberg *et al.*, 2005). In de Zeeschelde werd de soort recent slechts enkele keren waargenomen:

- Op 19 april 2002 werd ter hoogte van het Sint-Annabos op de Antwerpse Linkeroever een zeeprik met een lengte van 90cm gevangen met een fuik.
- Op 24 maart 2003 werd een zeeprik van 83cm aangetroffen op de aanzuigroosters van de koelinstallatie van de kerncentrale van Doel.

3.1.1.3 Ecologie

3.1.1.3.1 Juveniele levensstadium

De larven sluipen uit na ongeveer twee weken. Succesvol uitsluipen vereist een watertemperatuur tussen 15 en 25°C (McCauley, 1963). Eén tot drie weken na het uitsluipen komen de larven uit het paaisubstraat en drijven vervolgens stroomafwaarts om zich te vestigen op plaatsen met kalm water in slibrijk substraat dat rijk is aan organisch materiaal. Hoe ver de larven zich daarna nog verplaatsen ten opzichte van de nestkuil hangt af van de gradiënt en de stroomkarakteristieken van de rivier, maar ook van het seizoen en de temperatuur. De stroomafwaartse verplaatsing gebeurt hoofdzakelijk 's nachts. In de meer stroomaf gelegen gebieden zijn oudere larven meestal talrijker dan jongere exemplaren (Hardisty & Potter, 1971; Potter, 1980).

De larven graven zich in het substraat en voeden zich met organisch detritus en micro-organismen, waaronder diatomeeën (Hardisty & Potter, 1971; Moore & Beamish, 1973; Igoo *et al.*, 2004).

Larven van zeeprik kunnen worden aangetroffen op plaatsen waar de stroomsnelheid lager is dan gemiddeld in de rivier, in de binnenbochten of achter obstructies, en waar organisch materiaal accumuleert. Vaak zijn deze locaties deels beschaduwde. Soms worden grote concentraties juvenielen waargenomen tussen waterplanten. Ze komen voor tot op een diepte van 2.2m in rivieren en grote larven zijn het meest algemeen in diep water. De bovengrens van stroomsnelheden waar nog zeepriklarven worden aangetroffen bedraagt 0.6-0.8m/s (Applegate, 1950; Thomas, 1962; Hardisty & Potter, 1971; Maitland, 1980a; Morman *et al.*, 1980).

Zeepriklarven kunnen op dezelfde locaties worden aangetroffen als de larven van rivierprik en beekprik, maar de aanwezigheid van migratiekelpunten verhindert vaak het voorkomen in de bovenlopen (Hardisty & Potter, 1971; Maitland, 2003).

Larven van zeeprik kunnen tijdelijk zeer lage zuurstofconcentraties verdragen. Ze worden echter zelden aangetroffen in stilstaand of sterk eutroof water. Ook zware sedimentatie en lage stroomsnelheden zijn nadelig voor larvale prikken (Applegate, 1950; Morman *et al.*, 1980).

Schattingen van de duur van het larvale stadium van zeeprik lopen uiteen van 2 tot 8 jaar. Verschillen in de duur van de larvale fase zijn wellicht een reflectie van verschillen in

breedtegraad en andere factoren, zoals voedselbeschikbaarheid (MacDonald, 1959; Beamish, 1980; Maitland, 1980; Potter, 1980; Morkert *et al.*, 1998).

3.1.1.3.2 Metamorfose

De ontwikkeling van het juveniele stadium naar het adulte stadium wordt gekenmerkt door een metamorfose of overgangperiode. De ogen ontwikkelen zich volledig en de vinnen en tanden worden meer uitgesproken. De metamorfose begint over het algemeen tijdens de zomermaanden (Applegate, 1950; Youson, 1980) en duurt meestal 3 tot 10 maanden (Hardisty & Potter, 1971). Volgens Youson (1997) start de metamorfose van zeeprik wanneer de lichaamsgrootte, de conditie en de vetvoorraden een geschikt niveau bereikt hebben en valt samen met de toename van de watertemperatuur na de winter. Wanneer alle adulte externe kenmerken ontwikkeld zijn, worden ze transformers of macrophthalmia genoemd (Igoe *et al.*, 2004). In dit stadium voeden ze zich niet en migreren ze verder stroomaf naar gebieden met grofkorreliger substraat, om schade aan de kieuwen te vermijden (Kelly & King, 2001; Potter, 1980). De lichaamslengte van de macrophthalmia bedraagt 10 tot 20cm, afhankelijk van de groeicondities (Davis, 1967; Halliday & Mott, 1991; Beamish & Medland, 1988; Scott & Scott, 1988).

3.1.1.3.3 Adulte levensstadium

Gemetamorfoseerde zeeprikken migreren naar zee. De stroomafwaartse migratie gebeurt 's nachts en wordt gestimuleerd door een toename van de waterafvoer. De migratie start in de late herfst of de vroege winter. De exacte timing verschilt van rivier tot rivier. In sommige rivieren overwintert een deel van de gemetamorfoseerde prikken, zonder zich te voeden (Applegate & Brynildson, 1952; Davis, 1967; Youson & Potter, 1979; Potter, 1980; Kelly & King, 2001).

Meestal wordt aangenomen dat zeeprikken zich niet voeden tijdens de stroomafwaartse migratie, hoewel er aanwijzingen bestaan dat dit soms wel het geval is (Bird *et al.*, 1994; Hardisty & Potter, 1971). In zee voeden zeeprikken zich met bloed en weefsel van vis (parasitaire fase) en groeien er aanzienlijk. Minstens 30 prooi-soorten zijn bekend. Wellicht vormen de meeste vissoorten potentiële prooi voor zeeprik. Ook kannibalisme onder kleine adulten komt voor (Davis, 1967; Scott & Crossman, 1973; Farmer *et al.*, 1975; Miller *et al.*, 1989; Kelly & King, 2001; Maitland, 2003; Igoe *et al.* 2004). Deze parasitaire fase duurt 18 tot 28 maanden (Farmer, 1980).

Er zijn weinig gegevens over het mariene habitat van adulte zeeprik. Soms worden zeeprikken gevangen in de Atlantische oceaan (Lelek, 1973). Volgens Halliday & Mott (1991) worden jongadulte zeeprikken (<39cm) aangetroffen op het continentaal plateau en langs de kust. Grotere zeeprikken (>56cm) worden gevangen langs de rand van het plateau of ter hoogte van de continentale helling. Zeeprikken kunnen voorkomen tot op grote diepte. Beamish (1980) vermeldt een vangst op een diepte van 985m en Headrich (1977) op 4099m.

Bij de start van de paaimigratie hebben de zeeprikken een lichaamslengte van 60 tot 90cm bereikt, bij een gewicht van 2 tot 2.5kg (Kelly & King, 2001).

3.1.1.3.4 Paaimigratie

De mariene fase van zeeprik kan verschillende jaren duren alvorens ze terugkeren naar het zoete water om zich voort te planten (Farmer, 1980). Afhankelijk van de breedtegraad, de temperatuur en de waterafvoer start de anadrome paaimigratie in de lente of de vroege zomer, één of twee maanden voor de paai. Hoge waterstanden en lage lichtintensiteit kunnen de migratie beïnvloeden (Hardisty & Potter, 1971; Kelly & King, 2001). De migratie gebeurt 's avonds of 's nachts. Overdag blijven ze in beschaduwde delen, waarbij ze gebruik maken van schuilplaatsen zoals dood hout (Haro & Kynard, 1997; Kelso & Gardner, 2000;

Kelly & King, 2001; Igoe *et al.*, 2004). Op plaatsen met sterke stroming zwemmen migrerende prikken langs de rand van de waterloop, in ondiep water. Wanneer de dieren op migratiebarrières stuiten, voeren ze zoekbewegingen uit om een doorgang te vinden. Ze zijn in staat om vrij hoge stuwen en watervallen te passeren met een reeks explosieve bewegingen, maar verticale verplaatsingen van meer dan 60cm worden zelden waargenomen (Applegate, 1950; Hardisty & Potter, 1971).

Zeeprikken keren niet noodzakelijk terug naar de plaats waar ze uit het ei gekomen zijn (Bergstedt & Seelye, 1995). De selectie van de rivier waar gepaaid zal worden gebeurt op basis van bepaalde prikkels. Eén daarvan is wellicht de aanwezigheid van larvale zeeprikken in de rivier. Adulte zeeprikken worden aangetrokken door stoffen die worden afgegeven door larvale prikken (Teeter, 1980; Bjerselius *et al.*, 2000; Fine & Sorensen, 2005; Polkinghorne *et al.*, 2001; Sorensen *et al.*, 2003; Vrieze & Sorensen, 2001; Li *et al.*, 1995).

Zeeprikken eten niet tijdens de stroomopwaartse migratie en ze verliezen hun osmoregulatorisch vermogen. De ontwikkeling van seksuele maturiteit gaat gepaard met een afname van gewicht en lichaamslengte. Verschillende organen atrofiëren, terwijl de gonaden zich ontwikkelen (Hardisty, 1961; Larsen, 1980).

3.1.1.3.5 Paaigedrag en -habitat

Volgens Hardisty & Potter (1971) bepaalt de watertemperatuur de start van de paaiperiode. De timing van het paaiseizoen is bijgevolg afhankelijk van de breedtegraad en klimatologische factoren. De zeeprik paait gewoonlijk vanaf eind mei of juni, bij een watertemperatuur van minstens 15°C (Beamish, 1980; Kelly & King, 2001; Meskell, 2000), hoewel in de rivier Luhe (Duitsland) van mei tot juli paaiactiviteit werd waargenomen bij temperaturen die schommelden tussen 12 en 15.8°C (Meyer & Beyer, 2002). In Ierland bereiken adulte zeeprikken de paaiplaatsen vanaf april, maar ze kunnen de mondingen van de rivieren al vroeger op het jaar binnenzwemmen. In de stroomafwaartse delen van de rivier Moy werden zeeprikken al waargenomen in februari en maart (Igoe *et al.*, 2004). In de rivier Suir werden adulte zeeprikken eind mei waargenomen op de paailocaties en paaiactiviteit werd waargenomen vanaf begin juni tot eind juli (Kelly & King, 2001). Hoewel de paaiperiode over verschillende maanden kan verlopen, hebben de meeste zeeprikken de paaiplaatsen begin augustus al verlaten. Soms blijven ze echter tot oktober (Igoe *et al.*, 2004).

Belangrijke factoren die het paaisucces beïnvloeden zijn de gradiënt van de bedding, het substraattypen, de stroomsnelheid, de waterdiepte en de aanwezigheid van migratieknelpunten (Kelly & King, 2001). Het paaihabitat vereist een grindbodem met snelstromend water en naburige kalme gebieden met fijnkorrelig materiaal voor de larven (Wheeler, 1969). Voor de constructie van de nestkuil vereisen zeeprikken substraat bestaande uit grind en keien met een diameter tussen 0.5 en 11.5cm, maar ander materiaal zoals puin en kleiblokjes kunnen voldoen als grind schaars of afwezig is. 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 (Applegate, 1950; Morman *et al.*, 1980; Meyer & Beyer, 2002; Igoe *et al.*, 2004). De waterdiepte lijkt geen kritieke factor voor de paai van zeeprik en kan variëren tussen 10 en 150cm (Morman *et al.*, 1980; Meskell, 2000; Meyer & Beyer, 2002; Igoe *et al.*, 2004). De stroomsnelheid boven de nestkuilen ligt tussen 0.15 en 0.65m/s (Meskell, 2000; Wünstel *et al.*, 2001; Meyer & Beyer, 2002). Ter hoogte van de paaiplaatsen in de Mulkear is de rivier tussen 15 en 20m breed (Igoe *et al.*, 2004). Volgens Meskell (2000) zijn de paaipreferenties van zeeprik en zalm gelijkaardig, afgaande op data verzameld in de rivier Shannon. Beide soorten gebruikten hetzelfde substraat (grind en keien) en maakten nestkuilen op dezelfde locaties.

Paaiplaatsen liggen vaak onmiddellijk onder barrières, zoals watervallen en stuwen, die een verdere stroomopwaartse migratie verhinderen (Kelly & King, 2001). Zeeprikken vertonen

een voorkeur voor onbeschaduwde paaiplaatsen (Meyer & Beyer, 2002; Hardisty & Potter, 1971).

Vrouwelijke individuen lokaliseren de mannetjes via een feromoon dat op de paailocaties wordt afgegeven door de mannelijke exemplaren (Li *et al.*, 2003). De eieren worden afgezet in een nestkuil die door beide geslachten wordt uitgegraven. Hierbij worden stenen verplaatst met de zuigschijf. Grotere stenen worden over een korte afstand weggeduwd of gesleept, meestal in stroomafwaartse richting, maar op plaatsen waar de stroming zwak is kunnen ze ook naar de zijkanen of tegen de stroom in verplaatst worden. De prikken maken trillende bewegingen met het lichaam om losse stenen en fijner materiaal te verplaatsen. De nestkuilen van zeeprikken kunnen een diameter van meer dan 1.5m hebben en zijn meestal 4 tot 10cm diep (Hardisty & Potter, 1971; Wünstel *et al.*, 2001; Meyer & Beyer, 2002; Igoe *et al.*, 2004). In 0 wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste kenmerken van enkele paailocaties.

De vrouwelijke dieren produceren gemiddeld 172000 eieren (tot 300000) met een diameter van 0.80 tot 1.25mm, die worden afgezet in de nestkuil (Beamish, 1980; Maitland, 2003). Gewoonlijk paaient zeeprikken in paren, maar soms proberen meerdere mannetjes deel te nemen (Meyer & Beyer, 2002; Kelly & King, 2001; Igoe *et al.*, 2004). De adulten sterven kort na het afzetten van de eieren (Maitland, 1980).

Tabel 3. Fysische karakteristieken van enkele paailocaties van *P. marinus* (*: gemeten vlak voor de nestkuil).

Land	Rivier	Diameter bodem-materiaal (cm)	Dimensies nestkuil (cm)	Uitgegraven diepte nest-kuil (cm)	Waterdiepte t.h.v. paailocaties (cm)	Stroomsnelheid boven nestkuil (m/s)	Watertemp. paaitijd (°C)	Auteur
USA	32 waterlopen Michigan	1.5-11.5	<150	-	23-51 (15-152)	-	-	Morman <i>et al.</i> (1980)
Ierland	Shannon	-	-	-	45 (20-50)	0.35 (0.15-0.60)	15-19	Meskell (2000)
Ierland	Mulkear	grootste fractie 3.2-9.6	80x120	4-6	10-39	-	-	Igoe <i>et al.</i> (2004)
Duitsland	Luhe	77% >0.63	122x79 116x105	10 (0-25) 6 (0-10)	64 (45-85) 76 (20-100)	0.65 (0.33-1.12)* 0.43 (0.30-0.58)*	12.0-15.8	Meyer & Beyer (2002)
Duitsland	Dhünn	-	190x200	13	28	0.41 (0.37-0.44)*	-	Wünstel <i>et al.</i> (2001)

3.1.2 Rivierprik, *Lampetra fluviatilis* (Linnaeus, 1758)

3.1.2.1 Soortbeschrijving

De rivierprik is, naast de zeeprik, de tweede diadrome rondbeksoort die in het Scheldebekken kan worden aangetroffen. De lengte van adulte rivierprikken kan variëren tussen 20 en 50cm. Het lichaam is langgerekt en cilindrisch, behalve bij de staart, die lateraal samengedrukt is. De mond is omgeven door een ronde zuigschijf. De rug is niet gemarmerd zoals bij zeeprik, maar is uniform donkergrijs. Deze kleur gaat over tot geelbruin op de flanken en wordt geleidelijk lichter op de buik. Op basis van de lichaamslengte en de kleur kan rivierprik makkelijk onderscheiden worden van zeeprik, maar ook het patroon van de tanden is sterk verschillend. Opzij van de mondopening en aan de bovenrand zijn forse tanden aanwezig, maar ze zijn schaarser dan bij zeeprik. Net als bij de zeeprik zijn er zeven paar kieuwopeningen achter de ogen op de flanken. De twee dorsale vinnen zijn buiten de paaiperiode van elkaar gescheiden. De tweede dorsale vin is verbonden met de staartvin. Gepaarde vinnen ontbreken. De huid is glad en er zijn geen schubben aanwezig. Er is ook geen zijlijn aanwezig. Het skelet bevat geen wervels en is volledig opgebouwd uit kraakbeen.

(Borri, 1921; Bartel *et al.*, 1993; Gerstmeier & Romig, 2000; Kelly & King, 2001; Maitland, 2003).

Vlak voor de paaiperiode ontstaat een uitgesproken seksueel dimorfisme. Bij mannelijke individuen wordt de urogenitale papil langer, tot ongeveer 6mm, en er treedt lichte hypertrofie op van het weefsel rond de genitale opening. Bij vrouwelijke dieren ontstaat een longitudinale zwelling op de ventrale zijde, voor de genitale opening. Tussen de genitale opening en de staartvin verschijnt een vinachtige plooï. Tegen de paaitijd neemt de diameter van het abdomen toe, door het rijpen van de eieren, terwijl het mannetje slank blijft. Vrouwelijke exemplaren hebben eveneens een urogenitale papil, met een lengte van ongeveer 3mm, maar deze wordt pas uitwendig zichtbaar tijdens het afzetten van de eieren (Hagelin & Steffner, 1958; Kuszewski & Witkowski, 1995).

Rivierprikklarven (ammocoeta) zijn gewoonlijk grijsbruin gekleurd en niet of moeilijk te onderscheiden van larvale beekprikken. Larvale prikken zijn blind, de zuigmond is nog onvolledig en de tanden zijn onderontwikkeld. De metamorfose naar het macrophthalmiastadium gebeurt bij een kleinere lichaamslengte dan bij beekprik (9-12cm bij rivierprik, tegenover 12-15cm bij beekprik), waarbij de kleur van de buik en de flanken zilver wordt en de rug grijs. Als adult in het mariene milieu behouden ze deze kleur, maar tijdens de stroomopwaartse paaimigratie verliezen ze de zilveren schijn en worden dan donkerder (Maitland & Campbell, 1992; Gardiner, 2003; Maitland, 2003).

3.1.2.2 Verspreiding

De verspreiding van rivierprik is beperkt tot het Europese continent (Hardisty & Potter, 1971) en komt voor in de Baltische, Atlantische en Mediterrane kustgebieden en kustrivieren (Kottelat & Freyhof, 2007; Maitland, 2003).

Informatie over het historisch voorkomen van rivierprik in het Scheldebekken is schaars. Dit kan te wijten zijn aan het feit dat vissers geen interesse vertoonden voor deze soort. Rivierprik werd namelijk niet veel gegeten in onze streken en werd in Nederland enkel bevestigd om te dienen als aas. Rivierprik was waarschijnlijk wel algemener dan zee-prik. Tot het begin van de 20^{ste} eeuw was rivierprik algemeen in de Zeeschelde en kwam onder meer in de Demer tot voortplanting. Er kan aangenomen worden dat de aantallen rond 1910 begonnen af te nemen en wellicht niet meer tot voortplanting kwam door de slechte waterkwaliteit en migratiebarrières. Tenminste tot de tweede wereldoorlog kwam rivierprik wel nog vrij algemeen voor in de Beneden-Zeeschelde, stroomaf van Antwerpen (de Selys-Longchamps, 1842; 1867; Gens, 1885; Maes, 1898; Anoniem, 1894; Pêche et Pisciculture, 1909; 1925; Poll, 1947; Materné, 1988; Van Damme & De Pauw, 1995; Vrielynck *et al.*, 2003).

Rivierprikvangsten in de periode 1970-1990 beperkten zich voornamelijk tot de Westerschelde. Uit de periode daarna zijn ook talrijke meldingen uit de Zeeschelde bekend. In de periode 1991-2005 was rivierprik aanwezig in meer dan 46% van de koelwaterstalen uit de kerncentrale van Doel. Sinds het jaar 2000 werden nog exemplaren gevangen ter hoogte van Zandvliet en Sint-Anna. Ook pas gemetamorfoseerde prikken werden waargenomen. Stroomop van Antwerpen werden in deze periode veel rivierprikken gevangen ter hoogte van de migratiebarrières bij Gent, onder meer tussen Merelbeke en Oudenaarde (Hamerlynck *et al.*, 1993; Hostens, 2000; Buysse *et al.*, 2002; 2003; Maes *et al.*, 2003; 2004; 2005; Maes & Ollevier, 2005; Patberg *et al.*, 2005). In 2007 werden twee rivierprikken gevangen ter hoogte van de Cramp. Occasioneel werden prikken waargenomen in de zijrivieren, namelijk in 2007 in de Zwalm (Munkzwalm), in 2007 en 2008 bij het eerste knelpunt in de Kleine Nete (Grobbendonk) en in 2008 voor het eerst enkele exemplaren in de Leie (Sint-Baafs-Vijve). Migratiebarrières maken het voor rivierprik echter bijna onmogelijk om de Bovenschelde en de zijrivieren op te zwemmen.

3.1.2.3 Ecologie

3.1.2.3.1 Juveniele levensstadium

Adulte rivierprikken graven een nestkuil of een ondiepe depressie in het bodemmateriaal, waarin de bevruchte eieren worden afgezet (Maitland, 2003). Ze bevatten een adhesieve substantie, waardoor ze aan zandkorrels en steentjes blijven kleven en ingebed raken in de rand van de nestkuil (Lauterborn, 1926; Wünstel *et al.*, 1996; 2002). Afhankelijk van de watertemperatuur komen de eieren uit na 15 tot 30 dagen (Maitland, 2003). Bij het uitsluipen zijn de larven ongeveer 7mm groot (Hardisty, 1961). De vroege ontwikkelingsstadia voltrekken zich in de rand van de nestkuil (Wünstel *et al.*, 2002). Vervolgens drijven de larven stroomafwaarts om zich te vestigen op plaatsen met kalm water in slibrijk substraat dat rijk is aan organisch materiaal (Maitland, 2003). Hoe ver de larven zich daarna in het stroomgebied verplaatsen ten opzichte van de nestkuil hangt af van de gradiënt en de stroomkarakteristieken van de rivier (Potter, 1980). De stroomafwaartse verplaatsing is tevens afhankelijk van het seizoen en de temperatuur en gebeurt hoofdzakelijk 's nachts. Oudere larven zijn meestal dominant aanwezig t.o.v. jongere exemplaren in de meer stroomaf gelegen gebieden (Hardisty & Potter, 1971). Ze graven zich in het substraat en plaatsen zich met de kop in stroomopwaartse richting, waarbij ze zich voeden met organisch detritus en micro-organismen, waaronder diatomeeën. De mond van de larven functioneert als filter en is bedekt door een kapvormige bovenlip (Igoe *et al.*, 2004). De diepte van ingraven hangt af van de grootte van de larven (Hardisty & Potter, 1971). Prolarven (< 4cm) zijn nog niet in staat om zich actief in te graven, maar vallen passief in de tussenruimten van het bodemmateriaal (Wünstel *et al.*, 2002). Rivierpriklarven kunnen tijdelijk zeer lage zuurstofconcentraties verdragen (Schoonoord & Maitland, 1983). Ze kunnen aangetroffen worden op plaatsen waar de stroomsnelheid lager is dan gemiddeld in de rivier, in de binnenbochten of achter obstructies, en waar organisch materiaal accumuleert. Vaak zijn deze locaties deels beschaduwde (Hardisty & Potter, 1971). Schaduw en stroomsnelheid zijn ook volgens Maitland (1980a) belangrijke habitatkarakteristieken. 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 30cm of meer en bestaat dan uit slib of zand met een hoog gehalte organisch materiaal (Hardisty & Potter, 1971). Winter & Griffioen (2007) stelden vast dat rivierpriklarven een voorkeur vertonen voor habitats met enige waterplantenbedekking, terwijl ze volgens Ryapolova (1972) eerder plantenvrij substraat verkiezen. Sterk eutroof water is nadelig voor rivierpriklarven (Maitland, 2003), evenals een hoog ijzergehalte en een lage pH (Myllynen *et al.*, 1997). In de meer centraal gelegen delen van waterlopen worden larven aangetroffen op plaatsen met een stroomsnelheid van 0.01 tot 0.05m/s, met een bovengrens van ongeveer 0.5m/s. Kleinere larven zijn talrijker in de rivierdelen met hoge stroomsnelheden (Kainua & Valtonen, 1980). Vaak worden larvale prikken langs de oevers van waterlopen waargenomen, op rustige plaatsen waar de stroming soms in tegenovergestelde richting verloopt, met een snelheid van ongeveer 0.1m/s (Hardisty, 1986; Maitland, 2003). De gemiddelde beddinggradiënt ter hoogte van locaties waar rivierpriklarven worden aangetroffen is 0.2 tot 0.6m/km (Hardisty, 1986). De waterdiepte in de opgroeigebieden van de larven is meestal 10 tot 50cm (Entec, 2000a; 2000b), maar kan variëren van 0 tot meer dan 100cm (Maitland, 2003).

De duur van het larvale stadium van rivierprik loopt uiteen van 4.5 tot 9 jaar (Hardisty, 1961; Malmqvist, 1978). Verschillen in de duur van de larvale fase zijn wellicht een reflectie van verschillen in breedtegraad en andere factoren, zoals voedselbeschikbaarheid (Maitland, 1980a). Juveniele rivierprikken zijn meestal 7-8cm lang, met een maximum van 13cm (Igoe *et al.*, 2004).

Rivierpriklarven kunnen op dezelfde locaties worden aangetroffen als de larven van zeeprik en beekprik (Huggins & Thompson, 1970; Hardisty & Potter, 1971; Maitland, 2003), maar de aanwezigheid van migratiekelpunten verhindert vaak het voorkomen in de bovenlopen.

3.1.2.3.2 Metamorfose

De ontwikkeling van het juveniele stadium naar het adulte stadium wordt gekenmerkt door een metamorfose of overgangperiode. De ogen ontwikkelen zich volledig en de vinnen en tanden worden meer uitgesproken. De metamorfose begint gewoonlijk tijdens de zomermaanden (Hardisty *et al.*, 1970; Hardisty & Potter, 1971). De belangrijkste externe veranderingen die gepaard gaan met de metamorfose worden geïnitieerd vanaf half juli tot september (Hardisty *et al.*, 1970; Hardisty & Potter, 1971) en de aanzet hangt mogelijk samen met een veranderende watertemperatuur en een sterke verandering in de daglengte in de lente en zomer, vlak voor de transformatie (Potter, 1980). Wanneer alle uitwendige adulte kenmerken aanwezig zijn worden ze transformers of macrophthalmia genoemd (Igoe *et al.*, 2004). In dit stadium voeden ze zich niet en migreren ze verder stroomaf naar gebieden met grofkorreliger substraat, om schade aan de kieuwen te vermijden (Kelly & King, 2001; Potter, 1980). In september kunnen volledig getransformeerde rivierprikken gevangen worden met een lengte die meestal 9-10cm bedraagt (Kelly & King, 2001). De maximale lengte van macrophthalmia is 12cm (Igoe *et al.*, 2004). De ontwikkeling van seksuele maturiteit gaat gepaard met een afname van gewicht en lichaamslengte (Hardisty, 1961).

3.1.2.3.3 Adulte levensstadium

Getransformeerde rivierprikken migreren naar zee. De stroomafwaartse migratie gebeurt 's nachts (Maitland (2003) en vindt plaats tussen de late winter en de vroege zomer (Maitland, 1980a; Hardisty *et al.*, 1970; Hardisty, 1986; Kelly & King, 2001). In het Schelde-estuarium worden in de periode februari-maart recent gemetamorfoseerde rivierprikken waargenomen in koelwaterstalen van de kerncentrale van Doel (Maes & Ollevier, 2005).

In zee voeden rivierprikken zich met vis (parasitaire fase) en groeien er aanzienlijk. De parasitaire fase duurt 18 tot 33 maanden (Hardisty & Potter, 1971; Maitland, 2003). Minstens 10 prooi-soorten zijn bekend, waaronder een aantal soorten die ook voor onze kust voorkomen, zoals haring en bot (Maitland, 1980b; Maitland, 2003; Kelly & King, 2001). Ze voeden zich met bloed, andere lichaamsvloeistoffen en weefsel (Hardisty & Potter, 1971; Kelly & King, 2001).

Aan het eind van de parasitaire fase zijn de dieren tussen 20 en 50cm lang (Hardisty & Potter, 1971; Kelly & King, 2001).

3.1.2.3.4 Paaimigratie

Rivierprikken verblijven minstens 1.5 jaar in het mariene milieu alvorens ze terugkeren naar het zoete water om zich voort te planten (Hardisty & Potter, 1971; Maitland, 2003). De anadrome paaimigratie van rivierprik start verschillende maanden voor het tijdstip van paaien (Kelly & King, 2001) en varieert met de breedtegraad, de temperatuur en de waterafvoer (Hardisty & Potter, 1971). 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) (Hardisty & Potter, 1971; Abou-Seedo & Potter, 1979; Sjöberg, 1980; Tuunainen *et al.*, 1980; Valtonen, 1980; Pickering, 1993; Witkowski & Kuszewski, 1995; Kelly & King, 2001; Masters *et al.*, 2006). Uit koelwaterstalen van de kerncentrale van Doel blijkt dat de grootste aantallen adulte rivierprikken de Schelde optrekken in de periode oktober-januari (Maes & Ollevier, 2005). In de Drwęca (Polen) zijn er twee afzonderlijke perioden waarin paaimigratie wordt vastgesteld, namelijk november-december en februari-maart. In andere Poolse rivieren wordt enkel in de herfst of in de lente paaimigratie waargenomen (Witkowski

& Kuszewski, 1995). In Zuid-Europa start de stroomopwaartse migratie later. De eerste rivierprikken arriveren pas in december in de Tiber en de migratiepiek valt in februari en maart (Zanandrea, 1957; 1959). Sjöberg (1980) meldt de grootste vangsten van migrerende rivierprik tijdens donkere nachten, vooral bij hoge waterstanden. Een toegenomen waterafvoer van de rivier naar het estuarium is een belangrijke factor die de paaimigratie van rivierprik initieert (Abou-Seedo & Potter, 1979). Masters *et al.* (2006) vingen meer prikken bij toegenomen waterafvoer, maar het aantal verminderde terug als de afvoer te groot werd. De auteurs vermoeden dat de migratie niet gestimuleerd wordt bij te lage stroomsnelheden en gereduceerd bij te hoge stroomsnelheden, hoewel ze wijzen op een verminderde efficiëntie van de gebruikte vangstmethode bij hoge stroming. Een gereduceerde migratieactiviteit bij zeer hoge afvoer werd echter ook vastgesteld door Malmqvist (1980). Masters *et al.* (2006) konden niet bevestigen dat rivierprikken zich bij hoge afvoer dichter bij de oevers verplaatsen, zoals gesuggereerd werd door Applegate (1950) voor zeeprik. Tuunainen *et al.* (1980) melden dat migrerende rivierprik een negatieve respons vertoont op licht. De paaimigratie gaat dan ook voornamelijk 's nachts door. Overdag verbergen rivierprikken zich onder stenen en tussen vegetatie (Maitland, 2003). In de Ouse (Groot-Brittannië) werden tijdens de paaimigratie in de periode oktober-februari gemiddelde dagelijkse watertemperaturen gemeten die varieerden tussen 1.5 en 14.5°C en gemiddelde dagelijkse opgeloste zuurstofgehalten tussen 71.8 en 119.3% (Masters *et al.*, 2006). Een zuurstofverzadigingsniveau van 20% blijkt de kritische ondergrens voor adulte rivierprik (Claridge & Potter, 1975).

Rivierprikken keren niet noodzakelijk terug naar de plaats waar ze uit het ei gekomen zijn (Tuunainen *et al.*, 1980). Recent werd aangetoond dat adulte rivierprikken, net als zeeprikken, worden aangetrokken door stoffen die worden afgegeven door de larven (Gaudron & Lucas, 2006). De aanwezigheid van larvale rivierprikken vormt dus meer dan waarschijnlijk één van de prikkels die bepalen in welke rivier gepaaid zal worden.

Rivierprikken eten niet tijdens de stroomopwaartse migratie, ze verliezen hun osmoregulatorisch vermogen en er treedt atrofie van de darm op. Hierdoor atrofiëren ook de meeste andere organen en weefsels, terwijl de gonaden zich ontwikkelen (Witkowski & Kuszewski, 1995; Kelly & King, 2001).

De lichaamslengte van stroomopwaarts migrerende rivierprikken varieert sterk per geografische regio en tussen naburige rivieren (Lauterborn, 1926; Ivanova-Berg, 1933; Zanandrea, 1961; Abou-Seedo & Potter, 1979; Larsen, 1980; Hardisty, 1986; Kuszewski & Witkowski, 1995; Witkowski & Kuszewski, 1995; Wünstel *et al.*, 1996; Wünstel & Greven, 2001; Buysse *et al.*, 2003). De grootste individuen worden aangetroffen in de zuidelijke Balthische regio, de Ouse (Groot-Brittannië) en de Schelde, waar ze een lengte van bijna 50cm kunnen bereiken (Hardisty, 1986; Bartel *et al.*, 1993; Buysse *et al.*, 2003; Masters *et al.*, 2006). De kleinste rivierprikken worden waargenomen in de kustrivieren van de Middellandse Zee. In Italië is de maximale lengte 30cm (Zanandrea, 1961; Bartel *et al.*, 1993). De lichaamslengte van mannelijke individuen is gemiddeld iets groter dan die van de vrouwelijke (Wünstel & Greven, 2001; Jang & Lucas, 2005), hoewel soms het omgekeerde wordt vastgesteld (Kuszewski & Witkowski, 1995). In de Drwęca (Polen) zijn rivierprikken die de rivier in de herfst optrekken groter dan individuen die in de lente stroomop migreren (Kuszewski & Witkowski, 1995). Mogelijk behoren de grotere rivierprikken die in de herfst en winter gevangen worden tot een andere populatie dan die van de lente (Abou-Seedo & Potter, 1979; Hardisty, 1986; Maitland *et al.*, 1994; Kuszewski & Witkowski, 1995). Ook in de Derwent werd vastgesteld dat individuen die gevangen werden in de periode november-februari groter waren dan die in de periode maart-april (Jang & Lucas, 2005). Voor de Ouse zijn er geen aanwijzingen dat individuen die de rivier vroeg optrekken tot een andere populatie behoren dan exemplaren die laat aan de paaimigratie beginnen (Hardisty, 1986; Masters *et al.*, 2006). Rivierprikken die er in december en januari worden gevangen zijn groter dan exemplaren die de rivier vroeger optrekken, waarschijnlijk als gevolg van de langere verblijftijd in zee (Hardisty, 1986).

3.1.2.3.5 Paaigedrag en -habitat

Volgens Hardisty & Potter (1971) is de watertemperatuur de doorslaggevende factor die de start van de paai bepaalt. Een toename van de watertemperatuur kan de migratie naar de paailocaties induceren. De timing van het paaiseizoen is bijgevolg afhankelijk van de breedtegraad en klimatologische factoren. Afhankelijk van de geografische regio, paaien prikken tussen eind maart en begin juni. Soms worden rivierprikken al enkele maanden voor de aanvang van de paaiperiode waargenomen in de omgeving van de paailocaties (Abakumov, 1956; Sjöberg, 1980; Wünstel *et al.*, 1996; Wünstel & Greven, 2001; Igoe *et al.*, 2004; Jang & Lucas, 2005). Het uitgraven van de nestkuilen kan al beginnen bij een watertemperatuur van 8°C (Jang & Lucas, 2005), maar paaiactiviteit wordt meestal pas waargenomen bij een watertemperatuur van 10-11°C (Hagelin & Steffner, 1958; Sjöberg, 1980; Morris & Maitland, 1987; Kelly & King, 2001). In de zijrivieren van de Bovenrijn (Duitsland) start de paai echter al bij een watertemperatuur van 8.7°C (Lauterborn, 1926). Wünstel *et al.* (1996) melden dat in de Dhünn (Duitsland) al paaiactiviteit werd waargenomen bij een watertemperatuur van 6°C. Als verklaring hiervoor werd aangedragen dat de temperatuur van de Rijn vrij hoog was tijdens de stroomopwaartse migratie, zodat de voortplantingsorganen al in een vergevorderd ontwikkelingsstadium waren wanneer de dieren in de Dhünn arriveerden. In andere jaren bedroeg de watertemperatuur bij het begin van de paai 9.5 tot 11.9°C (Wünstel *et al.*, 1998; Wünstel & Greven, 2001). Zelfs wanneer de paaiactiviteit goed op gang gekomen is, kan een plotse afname van temperatuur ervoor zorgen dat de dieren de nestkuilen verlaten (Kelly & King, 2001). De paaiperiode is vrij kort. In de Dhünn duurt de paaiperiode 20 tot 42 dagen (Wünstel & Greven, 2001).

Belangrijke factoren die het paaisucces beïnvloeden zijn de gradiënt van de bedding, het substraattypen, de stroomsnelheid, de waterdiepte en de aanwezigheid van migratiekelpunten (Kelly & King, 2001). 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 (Lauterborn, 1926; Hagelin & Steffner, 1958; Wheeler, 1969; Wünstel *et al.*, 1996; Jang & Lucas, 2005). Op plaatsen waar geen natuurlijk paaisubstraat aanwezig is, kan ook kunstmatig aangebracht substraat voldoen. In het stroomgebied van de Drentsche Aa paaien rivierprikken op grof substraat dat is aangebracht als voorde of als drempel om het waterpeil te verhogen (Winter & Griffioen, 2007).

De stroomsnelheid boven de nestkuilen is gewoonlijk 0.2 à 0.4m/s, maar in de literatuur worden variaties van 0.04 tot 0.58m/s opgegeven. Aan het wateroppervlak kan de stroomsnelheid variëren van 0.47 tot 0.82m/s. De nestkuilen kunnen op een diepte van 16 tot 150cm liggen, waar de beddinggradiënt bij voorkeur tussen 0.21 en 0.89m/km ligt en de rivier 10 tot 25m breed is (Wünstel *et al.*, 1996; 1998; Wünstel & Greven, 2001; Jang & Lucas, 2005). In de Derwent liggen de paailocaties 35.4 tot 77.7km stroomopwaarts van de monding (Jang & Lucas, 2005). Er zijn weinig gegevens bekend over het zuurstofgehalte ter hoogte van de paailocaties. In de Wupper (Duitsland) bedroeg het zuurstofgehalte rond de paaiperiode 10.85mg/l (98.4%). Er bevinden zich geen paailocaties van rivierprik in de Wupper, maar wel in de Dhünn, die hiervan een zijrivier is (Wünstel *et al.*, 1996).

Paaiplaatsen liggen vaak onmiddellijk onder barrières, zoals watervallen en stuwen, die een verdere stroomopwaartse migratie verhinderen (Kelly & King, 2001). Experimenteel onderzoek van Hagelin & Steffner (1958) wees uit dat rivierprik beschaduwde locaties prefereert voor het uitgraven van de nestkuil, in tegenstelling tot zeebek (Hardisty & Potter, 1971; Meyer & Beyer, 2002). Nochtans bleek het substraattypen belangrijker dan beschaduwing.

De eieren worden afgezet in een nestkuil die door beide geslachten wordt uitgegraven. Het mannetje start met het uitgraven, het vrouwtje helpt hoofdzakelijk in de eindfase. Bij het uitgraven van de nestkuil gebruiken rivierprikken hun zuigmond om stenen te verplaatsen.

Stenen worden meestal met de stroom mee verplaatst, minder vaak tegen de stroom in. Fijner materiaal wordt verplaatst door trillende bewegingen van het lichaam (Hagelin & Steffner, 1958; Hardisty & Potter, 1971; Hardisty, 1986; Wünstel *et al.*, 1996). De grootte van de nestkuil varieert sterk naargelang de paailocatie. De breedte kan variëren van 20 tot 200cm en de lengte van 10 tot 100cm. De uitgegraven diepte ligt tussen 5 en 10cm (Lauterborn, 1926; Hagelin & Steffner, 1958; Huggins & Thompson, 1969; Wünstel *et al.*, 1996; Jang & Lucas, 2005). In Tabel 4 wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste kenmerken van enkele paailocaties.

Vrouwelijke rivierprikken produceren tussen 7500 en 52072 eieren met een diameter van 0.56 tot 1.03mm. De eieren zijn lichtgrijs tot beige van kleur en rond tot licht ovaal van vorm (Lauterborn, 1926; Ivanova-Berg, 1933; Hardisty, 1986; Witkowski & Jęsior, 2000; Wünstel *et al.*, 2002). Vaak worden meerdere mannelijke exemplaren waargenomen bij één vrouwtje (Wünstel *et al.*, 1996). Mannelijke rivierprikken paaien gewoonlijk met meerdere vrouwtjes. Rivierprikken blijven hooguit enkele dagen op de paailocatie (Jang & Lucas, 2005). De adulten sterven kort na het afzetten van de eieren (Hagelin & Steffner, 1958; Larsen, 1980; Maitland, 1980a). Als er geen geschikt paaihabitat binnen bereik is, dan sterven rivierprikken zonder te paaien (Hagelin, 1959).

Tabel 4. Fysische karakteristieken van enkele paailocaties van *L. fluviatilis* (*: gemeten voor de nestkuil; **: gemiddelde over 10 jaar).

Land	Rivier	Diameter bodem-materiaal (cm)	Dimensies nestkuil (cm)	Uitgegraven diepte nestkuil (cm)	Waterdiepte t.h.v. paailocaties (cm)	Stroomsnelheid boven nestkuil (m/s)	Watertemp. paaitijd (°C)	Auteur
-	-	-	23	5-8	-	-	-	Huggins & Thompson (1996)
Zweden	Dalälven	-	-	-	-	-	11	Hagelin & Steffner (1958)
Groot-Brittannië	Derwent	-	50-100x20-40	-	19-150	0.22 ± 0.19** 0.26 ± 0.37**	8	Jang & Lucas (2005)
Duitsland	Dhünn	70% grind en keien	10-150x20-200	5.2	30-80	0.4*	6-10	Wünstel <i>et al.</i> (1996)
Duitsland	Dhünn	67.8% > 0.63	10-90x8-150	1-5.1	16.5-63*	0.04-0.58*	9.5	Wünstel <i>et al.</i> (1998)
Duitsland	Dhünn	-	20-80x20-300	3.1	25-73	-	-	Wünstel & Greven (2001)
Duitsland	zijrivieren Bovenrijn	-	30-40	5-8	-	-	8.7	Lauterborn (1926)

3.1.3 Bedreigingen

Migratieknelpunten:

Constructies zoals dammen en stuwen kunnen obstakels vormen voor een succesvolle stroomopwaartse migratie van prikken. Behalve echte barrières, moeten belangrijke veranderingen aan de waterloop en vormen van beheer die beschutting wegnemen vermeden worden. Daarnaast moeten trajecten met een grote stroomsnelheid (> 2m/s) vermeden worden langs de migratieroutes. Ondiep water door een te beperkte waterafvoer, al dan niet als gevolg van menselijk ingrijpen, kan de stroomopwaartse migratie bemoeilijken. Ook verschillen in watertemperatuur en samenstelling van het bodemmateriaal kunnen barrières zijn, net als verontreiniging en felle straatverlichting (Tuunainen *et al.*, 1980; Haro & Kynard, 1997; Maitland, 2003; Igoe *et al.*, 2004). Sommige types van vispassages blijken niet geschikt voor prikken (Igoe *et al.*, 2004).

Habitatdegradatie:

Kanalisering van waterlopen kan schadelijk zijn voor prikken, voornamelijk wegens vernietiging van hun habitat. Een te grote waterafvoer ter hoogte van de paailocaties kan ervoor zorgen dat eieren en larven weggespoeld worden. Kanaliseren van delen van een waterloop in combinatie met snelle fluctuaties van het waterpeil kan erosie veroorzaken, zodat het aanwezige habitat ongeschikt wordt voor prikken. Het verwijderen van riffles en de hiermee samengaannde paailocaties kunnen prikken volledig doen verdwijnen. Ingrepen waarbij de stroomsnelheid afgeremd wordt kunnen het aantal geschikte habitats doen afnemen. Het verwijderen van slib in gebieden met larven kan een hoge mortaliteit veroorzaken. Ook het verwijderen van grindsubstraat dat gebruikt wordt als paaiplaats is nadelig. Geschikt paaihabitat kan vernietigd worden door sedimentatie van slib en te lage stroomsnelheden. Verbreden of uitdiepen van de rivier kan een nadelige hydrologische toestand opleveren voor prikken. Door het verwijderen van stenen en ander bodemmateriaal wordt beschutting weggenomen voor zowel optrekkende adulten als voor juvenielen. Zowel het onttrekken van water als drainage van omliggend gebied kunnen nadelig zijn voor prikpopulaties. Zo'n ingrepen leiden tot onstabiele habitats met variabele waterstanden. Te ondiep water bemoeilijkt niet alleen de stroomopwaartse migratie van adulte prikken, maar kan ook het effect van een slechte waterkwaliteit versterken. In slibbodems die tijdelijk droog komen te staan kunnen larven niet overleven. Aangezien zowel zeeprik- als rivierpriklarven een voorkeur hebben voor habitats met enige waterplantenbedekking, lijkt het volledig plantenvrij maken van waterlopen niet aangewezen. Het gebruik van een maaiboot op rupsbanden bij kruidruiming kan ook directe slachtoffers maken. Bovendien kunnen geschikte habitats verdwijnen doordat kleinschalige variatie vereffend wordt door het maaibeheer (Applegate, 1950; Morman *et al.*, 1980; Ojutkangas *et al.*, 1995; Igoe *et al.*, 2004; Maitland, 2003; Igoe *et al.*, 2004; Winter & Griffioen, 2007).

Waterkwaliteit:

Vervuiling maakt rivieren ongeschikt voor migrerende zeeprikken. Er zijn verschillende voorbeelden van rivieren waar zeeprik volledig verdwenen is doordat verontreiniging van stroomaf gelegen rivierdelen de paaimigratie belemmert. Een beperkte vervuiling van de stroomafwaarts gelegen delen kunnen zeeprikken wel nog verdragen, om dan alsnog de paaiplaatsen te bereiken (Applegate, 1950; Maitland, 2003).

Verontreiniging en hoge temperaturen, die vaak gepaard gaan met lage zuurstofconcentraties vormen dodelijke factoren. Op de paaiplaatsen is een hoog zuurstofgehalte vereist voor een succesvol uitsluipen van de eieren. Eutrofiëring van het water kan extreme bloei van algen en bacteriën veroorzaken, waardoor paailocaties en slibbodems die gebruikt worden door de larven overwoekerd raken. Hierdoor ontstaan zuurstofloze condities, zodat eieren en larven sterven. Larven zijn wel in staat om een tijdelijk verlaagd zuurstofgehalte te overleven (Applegate, 1950; Wilson, 1955; Ojutkangas *et al.*, 1995; Wünstel *et al.*, 1996; Maitland, 2003). Een hoog ijzergehalte in combinatie met een te lage pH zijn dodelijk voor eieren en larven van prikken (Myllynen *et al.*, 1997).

Directe verstoring door mensen:

Wadende hengelaars kunnen nestkuilen met eieren vertrappelen en ook het opzettelijk verwonden van zeeprikken door vissers werd al waargenomen (Igoe *et al.*, 2004).

Visserij:

Zeeprik en rivierprik worden in verschillende Europese landen bevestigd voor consumptie. Zeeprik is vooral van commercieel belang in Spanje en Portugal en in mindere mate in Frankrijk. In Noord-Amerika wordt zeeprik gebruikt als aas (Ducasse & Leprince, 1982; Scott & Scott, 1988; Maitland & Campbell, 1992; Collares-Pereira *et al.*, 2000; Andrade *et al.*, 2007). Rivierprik wordt commercieel bevestigd in Rusland, Estland, Letland, Polen, Zweden en

Finland. In Groot-Brittannië wordt stroomopwaarts migrerende rivierprik in toenemende mate bevestigd voor de verkoop als aas (Tuunainen *et al.*, 1980; Valtonen, 1980; Jokiel, 1983; Maitland & Campbell, 1992; Kuszewski & Witkowski, 1995; Ojutkangas *et al.*, 1995; Maitland, 2003; Merivirta *et al.*, 2003; Masters *et al.*, 2006). In de Vistula (Polen) wordt de visserij aanzien als de voornaamste oorzaak van de achteruitgang van de rivierprikpopulaties (Witkowski, 1992).

Hoewel prikken voornamelijk bevestigd worden tijdens de paaimigratie, zijn ze ook kwetsbaar ter hoogte van de paailocaties. Grote groepen komen samen op voorspelbare plaatsen, vaak vlak voor migratiebarrières, en laten zich makkelijk vangen met een handnet. Prikken die gevangen worden tijdens de stroomopwaartse migratie kunnen geen enkele bijdrage leveren aan de instandhouding van de populatie, omdat ze zich slechts één keer in hun leven voortplanten (Roberts & Hawkins, 1999; Kelly & King, 2001; Maitland, 2003; Jang & Lucas, 2005; Masters *et al.*, 2006).

In België en Nederland waren zeeprik en rivierprik wellicht nooit geliefd als voedsel. Rivierprik werd in het begin van vorige eeuw hoofdzakelijk als aas gebruikt (Van Damme & De Pauw, 1995).

3.2 Dunlipharder, *Liza ramado* (Risso, 1826)

3.2.1 Soortbeschrijving

Dunlipharder kan verward worden met diklipharder, *Chelon labrosus* (Risso, 1826), een soort die eveneens in het estuarium kan aangetroffen worden. Het verschil in ruimte tussen de kieuwdeksels ventraal ter hoogte van de keel blijkt een betrouwbaar kenmerk om beide soorten te onderscheiden, ook juveniele exemplaren. De achterzijden van de kieuwdeksels raken elkaar, maar verder naar voor is er ruimte tussen, die veel breder is bij dunlipharder. Het lichaam van juveniele dunlipharder blijkt ook meer dorsoventraal afgeplat dan dat van diklipharder. De dikte van de lip blijkt geen betrouwbaar kenmerk om beide soorten te onderscheiden als de lichaamslengte kleiner is dan 20cm (Claridge & Potter, 1985). Kottelat & Freyhof (2007) vermelden nog enkele andere kenmerken, waaronder een zwarte vlek op de basis van de borstvinnen en 41 tot 46 schubben op de zijlijn (exclusief de schubben op de staartbasis).

Dunlipharder kan een maximale levensduur van 10 jaar bereiken. De maximale lengte is 70cm, bij een gewicht van 2.9kg (Thomson, 1990). Vrouwelijke dieren zijn doorgaans iets groter dan mannelijke (Kottelat & Freyhof, 2007).

3.2.2 Verspreiding

Dunlipharder komt voor langs de Atlantische kusten en in estuaria vanaf Senegal tot de Britse eilanden en de zuidelijke delen van de Balthische regio en de kustgebieden en estuaria van de Middellandse Zee, de Zwarte Zee en de Azov Zee (Kottelat & Freyhof, 2007).

Er zijn weinig historische gegevens over dunlipharder in de Schelde, maar de soort kwam vroeger ongetwijfeld voor in de Zeeschelde, minstens tot aan de Durmemonding. Ook in de kustgebieden was de soort algemeen (Materné, 1988; Redeke, 1941; Poll, 1947). Wellicht verdween dunlipharder in het begin van de 20^{ste} eeuw uit de Zeeschelde door de verslechterde waterkwaliteit.

Dunlipharder kon zich waarschijnlijk handhaven in de Westerschelde en de Nederlandse kustgebieden. Volgens Cattrijsse (1994) doen de schorren van Saeftinge en Waarde dienst als kraamkamers. In de periode 2002 tot 2006 werden meermaals dunlipharders gevangen in de Zeeschelde, maar zelden verder stroomop dan Antwerpen (Maes *et al.*, 2003a,b; Maes *et al.*, 2004; Van Thuyne *et al.*, 2006). Sinds 2007 worden er ook geregeld dunlipharders gevangen stroomop van Antwerpen, tot Heusden. De grootste aantallen worden waargenomen in de zomer en herfst.

3.2.3 Ecologie

3.2.3.1 Adulte levensstadium

Dunlipharders brengen het grootste deel van hun leven in het estuarium door. Ze vormen er scholen die bestaan uit individuen van bepaalde leeftijdsklassen. Adulte dieren verkiezen het zoete en licht brakke milieu als leefomgeving. Zuidelijke populaties migreren in de periode april-augustus naar het zoete milieu en de Noordwest-Europese populatie in de herfst. Ze kunnen het estuarium tot 200km ver binnendringen. Wanneer de paaiperiode aanbreekt (in de herfst voor Mediterrane populaties) valt de preferentie voor zoetwater weg en migreren ze naar zee (Quignard & Authem, 1981; Claridge & Potter, 1985; Almeida *et al.*, 1992; Almeida, 1996; Koutrakis, 2004; Cardona, 2006). Ook in de Schelde vertonen de aantallen seizoenale fluctuaties. De abundanties worden beïnvloed door de zoetwatertoevoer en de hoeveelheid opgeloste zuurstof (Maes *et al.*, 2004).

Dunlipharders zijn in staat om extremen in zoutgehalte en abrupte schommelingen van de waterkwaliteit te tolereren (Thomson, 1990).

Om energie te sparen maken dunlipharders gebruik van de tijdstroom om zich te verplaatsen doorheen het estuarium. Gedurende hoogtij worden stroomopwaartse verplaatsingen gemaakt en bij laagtij verplaatsen ze zich stroomafwaarts. Hierbij kunnen ze tot 36.5km afleggen per getijcyclus. Verplaatsingen gebeuren voornamelijk dicht tegen het wateroppervlak (Almeida *et al.*, 1993; Almeida, 1996).

In de brakwater zone eten dunlipharders voornamelijk benthische microalgen en in de zoetwater zone vooral planktonische microalgen. Doordat de benthische microalgen pas bij hoogtij beschikbaar worden op de uitgestrekte slikken van de brakwater zone, is de voedselopname maximaal bij hoogwater. Bij springtij foerageren dunlipharders ook in de schorkreken. Het afgrazen van de benthische microalgen laat typische sporen na op het slik. In de zoetwater zone filteren ze detritus en microalgen van het wateroppervlak. Dunlipharders foerageren voornamelijk overdag (Almeida *et al.*, 1992; 1993; Lafaille *et al.*, 2002; Almeida, 2003; Richard *et al.*, 2006).

Doordat dunlipharders rechtstreeks gebruik maken van de primaire productie, ze de turnover van microalgen gemeenschappen versnellen en betrokken zijn bij de energiestromen in en tussen mariene systemen, dragen ze wellicht in belangrijke mate bij tot het functioneren van estuariene ecosystemen (Lafaille *et al.*, 2002).

3.2.3.2 Paaimigratie

De dunlipharder is een katadrome soort, die het grootste deel van zijn levenscyclus in het estuariene milieu doorbrengt en naar zee trekt om te paaien (McDowall, 1988). Gedurende de paaimigratie maken dunlipharders wellicht gebruik van het afgaand tij om zich stroomafwaarts te verplaatsen en behouden ze hun positie tijdens opgaand tij (Almeida, 1996). Dunlipharders kunnen hun gametogenese niet binnen het estuarium vervolledigen. Rijpende eicellen met vetdruppeltjes worden pas gevonden in individuen die op het punt staan het estuarium te verlaten (Modrušan *et al.*, 1991). Hierdoor wordt aangenomen dat een veranderend zoutgehalte de belangrijkste factor is die de paaimigratie van harders op gang brengt (Gandolfi & Orsini, 1968). Het tijdstip van de paaimigratie is gebiedsafankelijk. De paaimigratie van de Mediterrane populaties start in de herfst (september-oktober) en kan doorgaan tot de vroege winter (Almeida *et al.*, 1992; Glamuzina *et al.*, 2007). In de Šibenik baai (Kroatië) valt de migratie naar zee in de vroege herfst samen met een toenemende saliniteit, een vrij uitgesproken thermocline en een afnemend zuurstofgehalte (Sinovčić, 1986). Over de paaimigratie van de Noordwest-Europese populaties zijn weinig gegevens te vinden. Aangezien Claridge & Potter (1985) schatten dat de paai van de populatie uit het Severn-estuarium in de periode april-juni plaatsvindt, kan men stellen dat de paaimigratie langs de Noord-Atlantische kust start op het einde van of vlak na de winter.

3.2.3.3 Paaigedrag en -habitat

Dunlipharders paaien in open zee, waar de temperatuur en saliniteit stabiel zijn dan in het estuarium. Zoals reeds eerder werd aangehaald kunnen dunlipharders hun gametogenese niet binnen het estuarium vervolledigen (Modrušan *et al.*, 1991), zodat het zoutgehalte een zeer belangrijke factor is bij de voortplanting. Daarnaast zijn ook de temperatuur en de fotoperiode van belang (Sagi & Abraham, 1985). Het tijdstip van de paai verschilt tussen de Mediterrane en Noord-Atlantische populaties. Mediterrane populaties paaien tussen september en februari, maar ook hier zijn er gebiedsafankelijke verschillen. Populaties van de Noord-Atlantische kust paaien tussen april en augustus. De paai wordt gekenmerkt door één korte piek per jaar (Salem & Mohammad, 1983; Claridge & Potter, 1985; Modrušan *et al.*, 1991; Maitland & Campbell, 1992; Ergene, 2000; Koutrakis, 2004; El-Halfawy *et al.*, 2007; Glamuzina *et al.*, 2007).

Het paaigedrag is mogelijk vergelijkbaar met dat van andere hardersoorten (zie bijvoorbeeld Arnold & Thompson, 1958). Over de ligging van de paailocaties en de waterdiepte, watertemperatuur en het zoutgehalte werd geen informatie gevonden.

Afhankelijk van de leeftijd en de lengte bevatten vrouwelijke dunlipharders 235000 tot 435000 eieren met een diameter van 0.5 tot 1mm (Yashouv & Berner-Samsonov, 1970; Ergene, 2000).

Na het afzetten van de eieren keren adulten terug naar het estuarium (Modrušan *et al.*, 1991).

3.2.3.4 Juveniele levensstadium

De drijvende eieren en larven worden getransporteerd met de zeestromen. Bijgevolg hangt de periode waarin de juvenielen het estuarium bereiken af van de paaiperiode en de afstand van de paaigebieden tot de kust (Rossi, 1986; Koutrakis, 2004; Bartulović *et al.*, 2007).

Juveniele dunlipharders trekken het estuarium op. In het Mediterrane gebied trekken juveniele dunlipharders met een gemiddelde lengte van iets meer dan 25mm de estuaria op in de periode maart tot mei, maar ze kunnen de kustgebieden al enkele maanden eerder bereiken. Ze worden aangetrokken door de verlaagde saliniteit ten gevolge van de verhoogde afvoer van regenwater in het voorjaar en de daarmee samengaande aanvoer van geschikt voedselmateriaal. De aard van het substraat en de morfologie van de kust zouden hierbij van minder belang zijn (Sinovčić, 1986; Koutrakis, 2004). In Noordwest-Europa trekken vanaf begin augustus individuen met een lengte van 20 à 25mm de rivieren op. Ze zijn dan wellicht iets groter dan wanneer ze het estuarium voor het eerst binnen zwemmen (Claridge & Potter, 1985). In de Schelde ter hoogte van de Durmemonding werden eind oktober 2007 juveniele dunlipharders gevangen met een lengte tussen 27 en 32mm.

Juveniele dunlipharders foerageren continu gedurende de dag en nacht, maar 's nachts vermindert de intensiteit wel aanzienlijk (Albertini-Berhaut, 1979). Insecten en zooplankton zoals roeipootkreeftjes en watervlooien vormen het voornaamste voedsel van juveniele dunlipharders. Zodra ze een lengte van 30mm bereikt hebben, worden naast dierlijk voedsel ook benthische microalgen aangetroffen in de magen (Ferrari & Chieregato, 1981; Tosi & Torricelli, 1988; Gispert *et al.*, 1995; Bartulović *et al.*, 2007; Kottelat & Freyhof, 2007).

Tot hun eerste winter groeien de juvenielen ongeveer 5mm per maand. Gedurende het vervolg van de levensduur verloopt de groei echter zeer langzaam (Claridge & Potter, 1985; Sinovčić, 1986).

De leeftijd waarop dunlipharders geslachtsrijp worden en de lichaamslengte waarbij dit gebeurt hangen af van het gebied. Mannetjes worden gewoonlijk geslachtsrijp in hun tweede of derde levensjaar bij een lengte van 14-27cm en vrouwtjes in hun derde levensjaar als ze 16-27cm lang zijn (Modrušan *et al.*, 1991; Ergene, 2000; El-Halfawy *et al.*, 2007).

3.2.4 Bedreigingen

Migratieknelpunten:

Constructies zoals dammen en stuwen kunnen obstakels vormen voor dunlipharders, zowel voor de stroomopwaartse migratie als voor de katadrome paaimigratie. Behalve echte barrières, kunnen lage zuurstofconcentraties als gevolg van eutrofiëring een succesvolle stroomopwaartse migratie verhinderen (Murenu *et al.*, 2004).

Habitatdegradatie:

De belangrijkste habitatvereiste van dunlipharder is de aanwezigheid van slik- en schorgebieden. Deze doen dienst als kraamkamer en foerageergebied (Almeida *et al.*, 1992;

1993; Cattrijsse, 1994; Lafaille *et al.*, 2002; Richard *et al.*, 2006). Aangezien adulte dunlipharders rivierdelen met lage saliniteit verkiezen als leefomgeving (Quignard & Authem, 1981; Koutrakis, 2004), is het belangrijk dat er ook stroomop in het estuarium nog voldoende slik- en schorgebied aanwezig is. Afslag van slikken en schorren door erosie ten gevolge van het kanaliseren van rivierdelen, baggerwerkzaamheden en golfslag afkomstig van de scheepvaart zijn dus nadelig voor de populatie. Ook door het inpolderen van slik- en schorgebieden kan waardevol habitat verloren gaan.

Waterkwaliteit:

De abundantie van dunlipharder wordt beïnvloed door de zoetwatertoevoer en de hoeveelheid opgeloste zuurstof (Maes *et al.*, 2004; 2007). Zuurstofarme perioden, gekoppeld aan algenbloei ten gevolge van vervuiling kunnen een terugval van de populatie veroorzaken doordat juveniele dunlipharders het estuarium niet kunnen optrekken (Murenu *et al.*, 2004). Contaminanten, waaronder het herbicide atrazine, zijn nadelig voor dunlipharder (Biagianti-Risbourg & Bastide, 1995; Boglione *et al.*, 2006).

Visserij:

Dunlipharder is een gewaardeerde consumptievis. De soort wordt intensief bevist in het hele Mediterrane gebied, van de regio rond het Suezkanaal tot de Tagus in Portugal (Almeida *et al.*, 1995; Ergene, 2000; El-Halfawy *et al.*, 2007; Glamuzina *et al.*, 2007). Er zijn weinig gegevens over het economisch belang van de Atlantische populatie.

3.3 Fint, *Alosa fallax* (Lacépède, 1803)

3.3.1 Soortbeschrijving

Finten lijken sterk op elften, maar zijn doorgaans kleiner. Ze zijn gewoonlijk 25-40cm groot en hebben minder dan 70 schubben langs de zijlijn. Mannelijke exemplaren zijn gemiddeld iets kleiner dan vrouwelijke. Het lichaam van fint is lateraal samengedrukt. Op de flanken, achter het kieuwdeksel, bevinden zich 1 tot 18 donkere vlekken, maar dit kenmerk is niet geschikt om fint van elft te onderscheiden. Het aantal vlekken op de linker en rechter flank kan verschillen. De schubben zijn groot en komen makkelijk los. Afhankelijk van de leeftijd en lichaamslengte hebben finten 35 tot 60 aanhangsels op de kieuwbogen. Jonge dieren hebben minder kieuwboogaanhangsels dan oudere (Hass, 1965; Wheeler, 1969; Claridge & Gardner, 1978; Boisneau *et al.*, 1992; Sabatié *et al.*, 2000; Aprahamian *et al.*, 2003; Maitland & Hatton-Ellis, 2003; Haelters, 2005; Maitland & Lyle, 2005; Schulze & Schirmer, 2006). Tijdens de paaiactiviteit krijgen de vinnen van mannetjes een rode schijn en de flanken krijgen een gouden tot koperkleurige tint in plaats van de normale zilveren kleur (Švagždys, 1999).

3.3.2 Verspreiding

Fint komt voor langs het grootste deel van de Europese kust, van het zuiden van Noorwegen in de Balthische Zee tot Marokko en het oosten van de Middellandse Zee, inclusief de zuidelijke kust van IJsland en de kustgebieden van het Verenigd Koninkrijk en Ierland (Whitehead, 1984; Lelek, 1987; Sabatié, 1993).

Tot het jaar 1905 was fint algemeen in de Schelde. De soort werd ook in de grote zijrivieren gevangen, waaronder de Rupel en de Durme. Na 1905 werd fint zeldzamer en kon zich dan wellicht niet meer voortplanten in het Scheldebekken. Rond 1910 moet fint volledig verdwenen zijn uit de Schelde. Enkel stroomaf van Antwerpen werd nog sporadisch fint gevangen. Aangezien fint paait in het zoetwater getijdengebied en de eerste barrières in de Schelde zich op de grens van het estuarium bevinden, is het waarschijnlijk dat de slechte waterkwaliteit, habitatdegradatie en overbevissing de oorzaken zijn van het verdwijnen van de fintpopulatie (de Selys-Longchamps, 1842; Anoniem, 1894; Raveret-Wattel, 1900; Pêche et Pisciculture, 1912; 1920; Rousseau *et al.*, 1915; Gilson, 1921; Poll, 1947; Van Damme & De Pauw, 1995; Vrielynck *et al.*, 2003).

Recente vangsten van fint zijn schaars. Bijna alle waarnemingen beperken zich tot het gebied stroomaf van Antwerpen (Patberg *et al.*, 2005; Maes *et al.*, 2003; 2007). In 2007 werd een fint ter hoogte van het Lippenbroek (Hamme) gevangen.

3.3.3 Ecologie

3.3.3.1 Adulte levensstadium

Adulte finten brengen het grootste deel van hun leven in zee door en trekken enkel naar de rivieren om te paaien (Aprahamian *et al.*, 1988). In zee leven finten in de kustgebieden, dicht bij de estuaria met paailocaties (Aprahamian *et al.*, 2003). Ze hebben een pelagische levenswijze (Maitland & Hatton-Ellis, 2003).

Finten eten voornamelijk kreeftachtigen en kleine vissen, zoals sprot. Tot de kreeftachtige prooien behoren aasgarnalen, krill en roeipootkreeftjes (Bracken & Kennedy, 1967; Doherty & McCarthy, 2001; Maitland & Lyle, 2005). Assis *et al.* (1992) vonden in totaal 24 prooidiersoorten in de magen van adulte finten en finten behorende tot de 1+ leeftijdsklasse uit het Tagus-estuarium. Het dieet werd gedomineerd door vissen, namelijk sardine, ansjovis, brakwatergrondel, dikkopje en kleine koornaarvis. Aasgarnaal, grijze garnaal,

steurgarnaal, pissebedden en insecten zouden secundaire prooidieren zijn. Daarnaast werden occasioneel nog andere prooidieren gegeten, waaronder veelkleurige zeeduizendpoot en wadslakjes. Ook detritus was aanwezig in de magen. Ondanks hun anatomische aanpassingen blijken finten dus toch in staat om benthische organismen te vangen. Pelagische prooidieren zijn wel in de meerderheid (Assis *et al.*, 1992).

Finten bereiken seksuele maturiteit op een leeftijd van 2 tot 6 jaar (Boisneau *et al.*, 1992; Assis, 1990). Mannetjes kunnen vanaf hun tweede levensjaar paairijp worden, vrouwtjes vanaf hun derde (Hass, 1968). De gemiddelde lengte van geslachtsrijpe mannetjes in de Solway zeearm is 34.4cm en die van vrouwelijke individuen 36.4cm (Maitland & Lyle, 2005).

3.3.3.2 Paaimigratie

In de lente migreren finten naar de bovendelen van estuaria (Boisneau *et al.*, 1992; Assis, 1990). Watertemperatuur en waterafvoer zijn belangrijke factoren die de optrek controleren. De paaimigratie kan op gang gebracht worden door een stijgende watertemperatuur en de progressie van de gonadenrijping (Schulze & Schirmer, 2006). Rijping van de gonaden blijkt snel te gaan in het estuarium tijdens de stroomopwaartse migratie (Claridge & Gardner, 1978). De watertemperatuur ($>12^{\circ}\text{C}$) is de belangrijkste bepalende factor voor het op gang brengen van de paaimigratie (Aprahamian *et al.*, 2003; Gregory & Clabburn, 2003). De paaimigratie vindt plaats in de periode april tot juli. De exacte timing hangt af van het gebied. Meestal valt de migratiepiek in mei. Afhankelijk van de watertemperatuur, de sterkte van het getij en de stroming in de rivier, kan aanzienlijke variatie in migratieactiviteit voorkomen (Claridge & Gardner, 1978; Aprahamian, 1988; Doherty, 1999; Švagždys, 1999; Doherty & McCarthy, 2001). Finten migreren op diepten tussen 1.5 en 2.5m. Op diepten van minder dan 1m worden geen finten aangetroffen (Švagždys, 1999). Aangezien er telkens meer migrerende finten gevangen werden overdag dan 's nachts, vermoedt Švagždys (1999) dat finten voornamelijk overdag migreren. Finten vormen scholen om de rivier op te trekken. Bij de stroomopwaartse migratie maken ze wellicht gebruik van de vloedstroom in de hoofdgeul (Aprahamian, 1988; Schulze & Schirmer, 2006).

Volgens verschillende auteurs zouden finten niet eten gedurende de anadrome paaimigratie (Bracken & Kennedy, 1967; Claridge & Gardner, 1978; Aprahamian, 1988; Doherty & McCarthy, 2001). Pas als ze na het paaien terugkeren naar zee zouden ze opnieuw eten, voornamelijk aasgarnalen (Aprahamian, 1988). Volgens Schulze & Schirmer (2006) eten finten echter wel nog gedurende de stroomopwaartse paaimigratie in de Weser. In de magen werden vislarven (spiering, haring, bot en grondels) en kreeftachtigen (voornamelijk aasgarnalen) gevonden.

Mannetjes migreren eerder naar de paailocaties dan vrouwelijke finten (Maitland & Lyle, 2005). In de Severn worden mannelijke finten één à twee weken eerder waargenomen dan vrouwelijke exemplaren (Claridge & Gardner, 1978). Paairijpe mannetjes die de rivieren optrekken zijn gemiddeld jonger en kleiner dan vrouwtjes (Claridge & Gardner, 1978; Doherty, 1999; Doherty & McCarthy, 2001). In de Weser hadden geslachtsrijpe finten een lengte tussen 27 en 50cm. Vrouwelijke exemplaren zijn langer en zwaarder (37-50cm; 0.40-1.17kg) dan mannelijke (27-42cm; 0.17-0.64kg) (Schulze & Schirmer, 2006). Deze afmetingen en massa's komen sterk overeen met wat gemeten werd door Hass (1965), Quignard & Douchement (1991), Švagždys (1999), Aprahamian *et al.* (2003) en Doherty *et al.* (2004). Paairijpe finten zijn minstens 2 jaar oud. De leeftijd van adulten die stroomop migreren kan variëren van 2 tot 7 jaar (Hass, 1965; Švagždys, 1999; Schulze & Schirmer, 2006).

3.3.3.3 Paaigedrag en -habitat

Finten paaien gewoonlijk meer dan één keer in hun leven (Hass, 1965). In de Loire en de Garonne paait 12 tot 64% van de fintpopulatie in opeenvolgende jaren (Douchement, 1981).

Finten paaïen meestal in het zoetwater getijdengebied (Hass, 1968; Cassou-Leins & Cassou-Leins, 1981; Boisneau *et al.*, 1985; Aprahamian, 1988; Boisneau *et al.*, 1990; Taverny, 1991; Thiel *et al.*, 1996), maar soms ook verder stroomop (Mohr, 1941; Aprahamian, 1982), tot op 400km van de monding (Manyukas, 1989). In de Rhône werden finten behorende tot de ondersoort *rhodanensis* tot op 700km van de monding waargenomen (Quignard & Douchement, 1991). Naast de migratieafstand kan ook de structuur van de paailocaties variëren (Ehrenbaum, 1894; Gerkens & Thiel, 2001).

Finten paaïen in de periode mei tot juli. Vanaf half mei kunnen eieren aangetroffen worden. De eieren worden pas afgezet als de temperatuur ongeveer 15°C (14.7-15.9°C) bedraagt (Hass, 1968; Claridge & Gardner, 1978; Manyukas, 1989; Schulze & Schirmer, 2006).

De oeverstructuur is wellicht van weinig belang voor fint. Ter hoogte van de paailocaties in de rivieren Wye, Usk, Tywi en Teme (Groot-Brittannië) zijn de oevers afwisselend steil en zwakhellend. Zowel oevers met kunstmatige verstevigingen als natuurlijke oevers met inhangende takken en doorgroeid met wortels komen voor. Op de meeste oevers zijn bomen aanwezig die voor enige beschaduwning zorgen. Het is echter niet duidelijk of beschaduwing een belangrijke habitateigenschap is (Caswell & Aprahamian, 2001). De aanwezigheid van vegetatie die verantwoordelijk is voor de beschaduwning vermindert wel oevererosie en reduceert de insijpeling van nutriënten (Pierce *et al.*, 1970). Volgens Quignard & Douchement (1991) paaïen finten vaak nabij een samenvloeiing van rivieren.

Ter hoogte van de paailocaties in de Wye, Usk, Tywi en Teme is de stroming langzaam. In de nabijheid zijn er ook plaatsen met iets sneller stromend water en andere met stilstaand water (Caswell & Aprahamian, 2001). Dit komt overeen met de bevindingen van Cassou-Leins & Cassou-Leins (1981). De waterdiepte ter hoogte van de paailocaties verschilt sterk van rivier tot rivier. Volgens Maitland & Campbell (1992) wordt gepaaid op plaatsen waar de waterdiepte tussen 1 en 2m ligt. Švagždys (1999) meldt vergelijkbare waterdiepten van 1.1 tot 2.5m voor de paailocaties in de Kuršių lagune (Litouwen). In Frankrijk paaïen finten in vrij diepe rivierdelen (Cassou-Leins & Cassou-Leins, 1981; Taverny, 1991), hoewel volgens Quignard & Douchement (1991) de waterdiepte bij voorkeur minder dan 1.5m bedraagt. Ook in de Elbe (Duitsland) wordt gepaaid in diep water (tussen 8 en 9.5m) (Hass, 1968; Thiel *et al.*, 1996), net als in de Beneden-Weser (Duitsland) waar finten in het midden van de rivier paaïen, op plaatsen waar de waterdiepte ongeveer 10m bedraagt (Schulze & Schirmer, 2006). Ook het substraat waarboven gepaaid wordt kan sterk uiteenlopen. Meestal bestaat het substraat uit grind en keien (Bracken & Kennedy, 1967; Rameye *et al.*, 1976; Wheeler, 1978; Aprahamian, 1982; Caswell & Aprahamian, 2001). In Frankrijk paaïen finten boven substraat gaande van zand tot keien (Cassou-Leins & Cassou-Leins, 1981; Quignard & Douchement, 1991; Taverny, 1991). In de Beneden-Weser en de Kuršių lagune bestaat het substraat uit zand (Švagždys, 1999; Schulze & Schirmer, 2006).

Mogelijk maken adulte finten gebruik van diepere rivierdelen met rustig water om te rusten alvorens ze paaïen (Caswell & Aprahamian, 2001). Finten paaïen 's avonds en 's nachts (Quignard & Douchement, 1991; Maitland & Campbell, 1992; Schulze & Schirmer, 2006). Het paaïen gebeurt aan het oppervlak, in het midden van de rivier. De paai is luidruchtig, doordat de dieren hevig spartelen. De eieren worden afgezet terwijl ze in cirkels van ongeveer 1m diameter zwemmen (Mohr, 1941; Švagždys, 1999; Schulze & Schirmer, 2006). De paai voltrekt zich over meerdere uren, maar een paring duurt telkens slechts enkele seconden. Bij het passeren van een schip kan de paaiactiviteit even verstoord worden, maar wordt dan na korte tijd weer hervat (Schulze & Schirmer, 2006). Vrouwelijke finten produceren 50000 tot 200000 eieren (Hass, 1965), met een diameter van 3.85mm (Hass, 1968). Eieren worden direct in de waterkolom geloosd, waarna ze zinken tot in de grindbedding van de rivier (Maitland & Campbell, 1992; Caswell & Aprahamian, 2001). Alvorens te bezinken kunnen ze over enige afstand worden meegevoerd met de stroming en de getijbewegingen. Dit is onder meer het geval in de Weser, waar zowel aan het oppervlak als op de bodem eieren worden aangetroffen (Schulze & Schirmer, 2006). Ook in de Elbe

worden de eieren met de stroming meegevoerd in de waterkolom (Hass, 1968; Thiel *et al.*, 1996). Eieren kunnen tot 9.5m boven de rivierbodem opgewoeld worden door de stroming, maar de meeste bevinden zich tussen de bodem en 2.5m daarboven. Ze kunnen 25km stroomaf en 15km stroomop meegevoerd worden met de tijdstroom (Hass, 1968). In de Elbe komen maximale densiteiten aan eieren voor op diepten van meer dan 4m (Hass, 1968; Thiel *et al.*, 1996). De diepte waarop eieren aangetroffen werden in de Wye, Usk, Tywi en Teme was altijd minder dan 1m. De meeste eieren werden gevonden op een diepte van 0.2 tot 0.7m, met maximale aantallen tussen 0.2 en 0.3m (Aprahamian, 1982; Caswell & Aprahamian, 2001). Doordat de eieren worden afgezet in de nabijheid van riffles met ondiep, snel stromend water, is volgens Caswell & Aprahamian (2001) een hoger zuurstofgehalte verzekerd in de incubatieomgeving. Schoon grind is van belang voor een succesvolle incubatie van de eieren (Rameye *et al.*, 1976).

Na het afzetten van de eieren begeven de uitgeputte dieren zich individueel terug richting zee, terwijl de juveniele vissen zich stroomaf verplaatsen in de herfst (Sternier, 1918; Wheeler, 1969; Claridge & Gardiner, 1978; Aprahamian, 1988; Schulze & Schirmer, 2006). Vrouwtjes migreren onmiddellijk terug stroomaf na de paai, maar de mannetjes blijven iets langer om nog met andere vrouwtjes te paaien (Maitland & Lyle, 2005). In de Wye wordt stroomafwaartse migratie waargenomen van begin juni tot begin juli. De stroomafwaartse migratie piekt 's avonds tijdens de schemering. 's Nachts wordt zeer weinig stroomopwaartse migratie waargenomen (Gregory & Clabburn, 2003).

3.3.3.4 Juveniele levensstadium

Volgens (Ehrenbaum, 1894) sluipen de larven uit na 3 à 5 dagen. Ze hebben dan een lengte van 4.25mm. Ze zijn kleurloos en vallen op door hun grote dooierzak, met een diameter van 1.5mm (Hass, 1965; 1968). Wheeler (1978) meldt dat larven na het uitsluipen enkele dagen onbeweeglijk in het grind liggen en daarna met de stroming meegevoerd worden naar rustiger water. Mogelijk hebben fintlarven gelijkaardige habitatvereisten als elftlarven, die zich na het uitsluipen naar de randen van de waterloop met rustig water begeven (Cassou-Leins *et al.*, 1988). Aprahamian (1982) vond juveniele finten in langzaam stromend, dieper water. Dit wordt ook bevestigd door Gerkens & Thiel (2001), die in de Elbe fintlarven meer abundant vonden in de zijrivieren, die beschouwd werden als betere opgroei- en foerageergebieden dan de hoofdstroom vanwege de langzamere stroming. In het zoetwater getijdengebied van de Elbe worden fintlarven en -juvenielen (7.1 tot 29.1mm) waargenomen van eind mei tot half juli. Larven met dooierzak worden gevonden van eind mei tot eind juni (Gerkens & Thiel, 2001). Grote densiteiten worden zowel in de hoofdstroom als in de zijrivieren aangetroffen. Waterdiepte en afstand tot de oever blijken de belangrijkste factoren die de abundantie van fintlarven beïnvloeden. Fintlarven verkiezen een maximale waterdiepte en afstand tot de oever. Pas uitgeslopen larven verkiezen temperaturen tussen 17 en 20°C, iets oudere larven 17 tot 21.5°C. Hogere temperaturen worden vermeden. De aanwezigheid van larven in de zijrivieren kon toegeschreven worden aan de grotere voedselbeschikbaarheid (Gerkens & Thiel, 2001). De metamorfose van larve tot juveniel gebeurt bij een lengte van 24 tot 29mm (Ehrenbaum, 1894). In de stroomop gelegen delen van het Severn-estuarium verschijnen juveniele finten voor het eerst rond half juli. De gemiddelde lengte varieert dan van 23.3 tot 32mm. De hoogste densiteiten worden er meestal eind juli of begin augustus waargenomen, maar soms pas in september. Tegen eind augustus worden de eerste juvenielen ongeveer 55km verder stroomaf aangetroffen. Na de abundantiepiek nemen de aantallen snel af in september, oktober en november. In de bovendelen van de rivier verdwijnen ze volledig in de periode september-oktober en stroomaf nemen de aantallen verder af gedurende de winter. Zodra de watertemperatuur lager is dan 9°C wordt bijna geen enkel juveniel exemplaar meer gevangen. In september hebben de juveniele finten een gemiddelde lengte van 49.4 tot 56.4mm bereikt en in oktober zijn ze ongeveer 61mm lang. De gemiddelde lengte die gemeten wordt in verschillende jaren kan echter sterk verschillen en hangt wellicht af van de watertemperatuur. Tijdens de winter groeien finten weinig of niet. Grotere juvenielen migreren eerder zeewaarts dan kleinere

exemplaren, maar de exacte timing is temperatuursafhankelijk (Claridge & Gardner, 1978; Aprahamian, 1988).

Tussen eind maart en midden april worden opnieuw juveniele finten aangetroffen in het Severn-estuarium, wanneer de watertemperatuur stijgt tot boven 7°C. In mei bereiken de aantallen een piek. De dieren zijn dan ongeveer één jaar oud. Na perioden met toegenomen waterafvoer zijn de vangsten iets groter (Claridge & Gardner, 1978; Aprahamian, 1988). Verder stroomop worden de juvenielen opnieuw waargenomen vanaf eind juni tot eind augustus, met een piek begin juli. Ze blijven in het estuarium tot de late zomer of vroege herfst en migreren dan opnieuw naar zee (Aprahamian, 1988). Tegen het midden van de zomer zouden de juveniele finten het estuarium opnieuw verlaten (Claridge & Gardner, 1978). Ook Hass (1965) stelde vast dat eenjarige fint het Elbe-estuarium opnieuw binnentrekt. In de Beneden-Weser trekken subadulte finten (1+ leeftijdsklasse) tijdens de zomer het estuarium binnen. Dit heeft mogelijk te maken met het zoeken naar voedsel. In de magen van de jonge dieren worden voornamelijk aasgarnalen gevonden, welke in deze periode zeer talrijk zijn in de Beneden-Weser (Schulze & Schirmer, 2006).

De 0+ leeftijdsklasse voedt zich met zooplankton, voornamelijk roeipootkreeftjes en aasgarnalen (Aprahamian, 1988; 1989). In het mesohaliene deel van het Elbe-estuarium werden 25 verschillende voedselitems teruggevonden in de magen van juveniele finten, waaronder vislarven, aasgarnalen, watervlooien, roeipootkreeftjes, insecten en mijten. Ook plantaardige materiaal en detritus werd ingeslikt. Vislarven (sprot, spiering en grondels), aasgarnalen en roeipootkreeftjes waren de belangrijkste prooidieren. De samenstelling aan prooidieren verandert in de loop van de tijd en ook tussen dag en nacht worden verschillen waargenomen. Dit heeft wellicht te maken met een veranderend aanbod aan prooidieren in de loop van de tijd en met het aanpassen van de voedingsstrategie tussen dag en nacht. Grotere juvenielen verkiezen grotere prooidieren. De preferentie verandert dus naarmate ze zich verder ontwikkelen (Oesmann & Thiel, 2001). Na een jaar bereiken de finten een lengte van 14-18cm (Maitland & Campbell, 1992).

3.3.4 Bedreigingen

Migratieknelpunten:

Elke barrière die in het riviersysteem wordt aangebracht kan een effect hebben op de stroomopwaartse migratie van fint. Vooral barrières in het getijdengebied van rivieren vormen een groot probleem (Aprahamian, 1988; Aprahamian & Aprahamian, 1990; Doherty *et al.*, 2004). Het Deltaplan, met name de aanleg van de Haringvliet- en Volkerakdam, betekende het einde van fint in de Rijn (Patberg *et al.*, 2005). Finten worden vaak gedwongen om te paaien vlakbij een barrière die een verdere migratie verhindert (Doherty, 1999). Op die manier kunnen hybriden met elft ontstaan (Boisneau *et al.*, 1992). Fint blijkt gepulseerde geluidsfrequenties van 200kHz te vermijden, zodat ook deze een migratiebarrière kunnen vormen (Gregory & Clabburn, 2003).

Sommige types van vispassages blijken niet geschikt voor fint (Aprahamian, 1988; Maitland & Lyle, 2005).

Habitatdegradatie:

Draadalgen die zich ontwikkelen als gevolg van eutrofiëring van het water kunnen de grindbedding overwoekeren en gasuitwisseling in de eieren verhinderen. Pas uitgeslopen larven kunnen er in verstrikt raken en vervolgens sterven. Naast vervuiling kunnen ook waterbouwkundige ingrepen habitat vernietigen (Doherty *et al.*, 2004).

Waterkwaliteit:

Vervuiling wordt aanzien als één van de oorzaken van de achteruitgang van fintpopulaties (Hass, 1965). Het verdwijnen van fint in de Weser (sinds 1960) werd veroorzaakt door watervervuiling als gevolg van het lozen van rioolwater en de daarmee samengaan­de afname van het zuurstofgehalte (Schulze & Schirmer, 2006).

In de Elbe werd recent een stroomopwaartse verschuiving van de paaip­laatsen waargenomen. Deze kan toegeschreven worden aan de stroomopwaartse verschuiving van de brakwatergrens na de uitdieping van de vaargeul en een verbeterde waterkwaliteit (Thiel *et al.*, 1996; Gerkens & Thiel, 2001; Oesmann & Thiel, 2001). In de Kuršių lagune (Litouwen) herstelde de fintpopulatie zich nadat de Straat van Klaipėda werd uitgediept en de vervuiling er afnam (Švagždys, 1999; Repečka, 2003).

Visserij:

Fintpopulaties kunnen achteruit gaan door overbevissing (Hass, 1965; Doherty *et al.*, 2004). In de eerste helft van de 20ste eeuw waren fint en elft de belangrijkste commerciële riviervissen en werd er jaarlijks meer dan 100 ton gevangen (Manyukas, 1989; Assis, 1990; Bervoets *et al.*, 1990; Maitland & Lyle, 1990; Alexandrino, 1996; Nicola *et al.*, 1996; Elvira *et al.*, 1998; Aprahamian *et al.*, 2003).

3.4 Elft, *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758)

3.4.1 Soortbeschrijving

Elften lijken sterk op finten, maar zijn doorgaans groter en iets hoger gebouwd. Ze zijn gewoonlijk 30-50cm groot, maar exemplaren van meer dan 65cm komen voor en ze kunnen dan een gewicht van 3kg bereiken. Mannelijke elften zijn gemiddeld kleiner dan vrouwelijke. Het lichaam van elft is lateraal samengedrukt en heeft grote schubben die makkelijk loskomen. Elften hebben meer dan 70 schubben langs de zijlijn. Afhankelijk van de lichaamslengte hebben ze 80 tot 155 aanhangsels op de kieuwbogen (Poll, 1947; Wheeler, 1969; Boisneau *et al.*, 1992; Sabatié *et al.*, 2000; Aprahamian *et al.*, 2003; Maitland & Hatton-Ellis, 2003; Maitland & Lyle, 2005; Acolas *et al.*, 2006).

3.4.2 Verspreiding

Vroeger werd elft aangetroffen in de ondiepe kustgebieden en estuaria van West-Europa vanaf het zuiden van Noorwegen en IJsland tot Spanje en in de Middellandse Zee van Marokko tot het noorden van Italië. De elft is nu zeldzaam over zijn gehele verspreidingsgebied. Momenteel worden de voornaamste populaties aangetroffen in Frankrijk, met name in de Loire, Gironde en Adour. De huidige limieten van de verspreiding zijn in het noorden de Loire (Frankrijk) en in het zuiden de Mondego en de Vouga (Portugal). Elft wordt als kwetsbaar beschouwd in Europa als gevolg van zijn beperkte verspreiding (Mennesson-Boisneau & Boisneau, 1990; Sabatié, 1993; Prouzet *et al.*, 1994; Baglinière, 2000; Cassou-Leins *et al.*, 2000; Taverny *et al.*, 2000; Baglinière *et al.*, 2003; Maitland & Hatton-Ellis, 2003; Maitland & Lyle, 2005).

Voor 1850 trok elft de Schelde op in de periode april-mei. Hij paaide in de Nete, enkele weken eerder dan fint. In de tweede helft van de 19^{de} eeuw ging de elftpopulatie sterk achteruit en kwam dan al vrijwel zeker niet meer tot voortplanting. De achteruitgang zou te wijten zijn aan kanalisatie en de daarmee gepaard gaande verstuwingen, nog voor de waterkwaliteit van de Schelde sterk verslechterde. Mogelijk speelde overbevissing ook een rol. Tegen het einde van de 19^{de} eeuw was de soort zeldzaam en trok dan zelden voorbij Antwerpen wegens de vervuiling. De Schelde-populatie is wellicht rond 1900 uitgestorven en rond 1930 waren alle elftpopulaties die de zuidelijke Noordzee optrokken verdwenen. Daarna hebben de populaties zich nooit spontaan kunnen herstellen (Guicciardini, 1567; Van Den Bogaerde, 1825; de Selys-Longchamps, 1842; 1867; Anoniem, 1894; Lameere, 1895; Maes, 1898; Pêche & Pisciculture, 1892; 1899; 1900a; 1900b; 1901; 1902a; 1902b; 1902c; 1905; 1912; 1920; 1924; Redeke, 1941; Poll, 1945; Poll, 1947; OVB, 1994; Van Neer & Ervynck, 1994; Van Damme & De Pauw, 1995; Vrielynck *et al.*, 2003).

3.4.3 Ecologie

3.4.3.1 Adulte levensstadium

Adulte elften leven in de kustgebieden, dicht bij de estuaria met paailocaties (Aprahamian *et al.*, 2003). Over de levenswijze in zee is weinig geweten. In tegenstelling tot de meeste haringachtigen, zouden elften geen scholen vormen (Poll, 1947).

Elften voeden zich met kreeftachtigen. Tot de kreeftachtige prooien behoren aasgarnalen en garnalen, maar ze zijn ook in staat om zooplankton zoals roeipootkreeftjes en krill uit het water te filteren. Ook kleine vissen zoals wijting, spiering en sprat worden gegeten (Bracken & Kennedy, 1967; Quignard & Douchement, 1991; Doherty & McCarthy, 2001; Maitland & Lyle, 2005).

Elft kan een maximale leeftijd van 10 jaar bereiken (Maitland & Hatton-Ellis, 2003).

3.4.3.2 Paaimigratie

Elften keren wellicht terug naar de plaats waar ze uit het ei gekomen zijn, maar dit is nog niet onomstotelijk bewezen (Taverny, 1991). In Frankrijk trekt elft de rivieren op vanaf eind februari tot begin juli (Castelnaud, 1978; Rochard, 1992). Elften migreren eerder dan finten. In de Loire start de stroomopwaartse migratie van elft in maart, terwijl finten pas in juni de rivier optrekken (Boisneau *et al.*, 1992). Migrerende elft legt gemiddeld 25 kilometer per dag af (Mennesson-Boisneau, 1990; Rochard, 1992). In de Aulne (Frankrijk) werd stroomopwaartse paaimigratie waargenomen vanaf begin april tot half augustus, met maximale aantallen tussen eind april en half juni. De temperatuur in de migratieperiode varieerde tussen 10.5 en 23°C. Onder de 11°C vond geen migratie plaats. In dezelfde periode werden ook grote fluctuaties in waterafvoer gemeten (2.7 tot 86.7m³/s). De migratieactiviteit nam toe bij stijgende temperatuur en dalende afvoer en vertraagde wanneer de temperatuur afnam, los van toenemende of afnemende waterafvoer.

Migrerende elften eten niet. Mannetjes starten hun stroomopwaartse migratie één à twee weken eerder dan de vrouwtjes (Maitland & Hatton-Ellis, 2003). In de Aulne lag de leeftijd van stroomop migrerende elften tussen 3 en 7 jaar. Mannelijke exemplaren waren gemiddeld kleiner dan vrouwelijke. De mannetjes waren 37 tot 58.5cm groot, de vrouwtjes tussen 44.5 en 67cm (Acolas *et al.*, 2006). In de Solway zeearm werden geslachtsrijpe elften gevangen vanaf eind april tot begin augustus. Geslachtsrijpe exemplaren waren steeds groter dan 33cm. De gemiddelde lengte van geslachtsrijpe mannetjes was 42.1cm en die van vrouwelijke individuen 48.1cm (Maitland & Lyle, 2005).

3.4.3.3 Paaigedrag en -habitat

In tegenstelling tot finten, paaien elften over het algemeen slechts één keer in hun leven. In de Aulne ligt het percentage individuen dat voor een tweede keer paait tussen 2.1 en 2.5% (Acolas *et al.*, 2006) en in de Loire paait 1.8% van de vrouwtjes en 0.8% van de mannetjes in opeenvolgende jaren (Mennesson-Boisneau & Boisneau, 1990). In de Gironde ligt het percentage hoger, namelijk 17.9% van de vrouwtjes en 9.1% van de mannetjes (Taverny, 1991). De meeste elften sterven na het afzetten van de eieren (Douchement, 1981; Mennesson-Boisneau *et al.*, 1986; Taverny, 1991; Aprahamian *et al.*, 1998; Belaud *et al.*, 2001; Maitland & Hatton-Ellis, 2003).

De ligging van de paailocaties van elft en fint verschillen, evenals de morfologie en de heersende stroomsnelheden. Elft paait ver stroomop in zoetwater, voorbij het estuariene deel van de rivieren (Boisneau *et al.*, 1985; 1990), op plaatsen waar de breedte, beddinggradiënt, waterdiepte en stroomsnelheid afwijken van naburige rivierdelen (Belaud *et al.*, 2001). De paailocaties van elft worden gekenmerkt door een diep gedeelte, gevolgd door een ondieper deel net stroomaf hiervan. Ter hoogte van dit ondieper deel ligt de stroomsnelheid hoger dan 1m/s (tot 1.5m/s), de stroming is eerder turbulent en het substraat bestaat er uit keien (Cassou-Leins & Cassou-Leins, 1981; Belaud *et al.*, 2001). Gekende paaiplaatsen in de Garonne liggen 266.6 tot 296.4km stroomop van de monding (Cassou-Leins & Cassou-Leins, 1981; Belaud *et al.*, 2001), in de Adour op 100km (Boigontier, 1987), in de Dordogne op 160km (Pustelnik, 1987) en in de Loire op 574km van de monding, 2km stroomaf van de dam in Decize-St-Léger-des-Vignes (Boisneau *et al.*, 1990). Paaiactiviteit wordt beïnvloed door de stroomsnelheid en de watertemperatuur (Acolas *et al.*, 2006; Mennesson-Boisneau *et al.*, 2000). Watertemperatuur initieert en controleert de paaiactiviteit, maar de limietwaarden kunnen variëren tussen rivieren (Cassou-Leins *et al.*, 2000). Gewoonlijk ligt de stroomsnelheid tussen 0.9 en 2.0m/s en is de rivier tussen 50 en 200m breed (Cassou-Leins *et al.*, 2000).

In de Aulne werd paaiactiviteit waargenomen vanaf eind april tot half juli. De temperatuur varieerde in die periode tussen 13.3 en 23°C. Er werd niet gepaaid bij een temperatuur beneden 13.9°C. Een bovengrens werd niet waargenomen. De stroomsnelheid aan het wateroppervlak op de paailocaties lag tussen 0.1 en 1.5m/s. Over het algemeen stopte de

paaiactiviteit als de stroomsnelheden boven 0.75 à 0.80m/s lagen. Het paaisubstraat bestaat er uit grind en de waterdiepte is er 0.1 tot 1.9m. de breedte van de rivier ter hoogte van de paailocaties ligt tussen 25 en 50m. Het betreft een gedwongen paailocatie, net stroomaf van de Koatigrac'h dam (Acolas *et al.*, 2006). De Garonne is ter hoogte van de paailocaties breder en de helling van de bedding minder steil (7cm/km tegenover 20 à 70cm/km) dan op naburige plaatsen. Het water is er ook dieper (gemiddeld 2m) en de stroomsnelheid ligt er lager (rond 1m/s, variërend tussen 0.8 en 1.5m/s). In naburige rivierdelen is het verval groter en de stroming sterker. Op de paailocaties bestaat de rivierbodem uit keien, waartussen de bevruchte eieren kunnen bezinken (Belaud *et al.*, 2001). In de Loire werd voor half mei geen paaiactiviteit waargenomen. Eind juni werden maximale aantallen paaiende elften waargenomen en eind juli was de paaiperiode voorbij. Tijdens de paaiperiode varieerde de watertemperatuur tussen 12 en 25°C en het debiet nam geleidelijk af. Eieren werden pas afgezet als de watertemperatuur minimaal 16°C was. De paailocatie bevindt zich 200m stroomop van een stroomdam tot 50m stroomaf ervan. Het substraat bestaat er hoofdzakelijk uit zand en grind. De waterdiepte neemt in stroomafwaartse richting toe van 95 tot 165cm. De stroomsnelheid varieert tussen 0.45 en 0.90m/s en is het grootst ter hoogte van de stroomdam. De rivier is er 50m breed. De morfologie van de paailocatie in St-Léger-des-Vignes wijkt dus in meerdere opzichten af van die in de Aulne en de Garonne. De aanwezigheid van de stroomdam is hierbij wellicht van belang, aangezien de stroomsnelheid op deze plaats hierdoor toeneemt. Stroomaf komt zowel het type stroming als het substraattypen niet overeen met wat beschreven wordt als ideaal. Deze paailocatie is dus wellicht een gedwongen paailocatie door de aanwezigheid van een zuiveringsstation en de dam in Decize-St-Léger-des-Vignes (Boisneau *et al.*, 1990).

Het paaigedrag is zeer gelijkaardig in de verschillende rivieren. De paai in de Aulne vindt 's nachts plaats, binnen een korte tijdspanne van 1 à 2 uur. Bij toenemende watertemperatuur wordt de paaiactiviteit verschoven naar een later tijdstip in de nacht en wordt de totale duur van de paaiactiviteit korter, zodat kan aangenomen worden dat de elft een thermisch optimum heeft om te paaien. Telkens nemen 2 tot 8 individuen deel aan de paring, maar in ongeveer de helft van de gevallen slechts 2 (Acolas *et al.*, 2006). Ook in de Loire vindt paaiactiviteit bijna uitsluitend tijdens de nacht plaats, met een piek twee uur na middernacht. Daarna neemt de activiteit terug af en verdwijnt tegen de vroege ochtend. Vanaf de avondschemering begeven de elften zich naar het wateroppervlak. Bij het vallen van de nacht begint de paaiactiviteit. Er worden koppels gevormd die met de flanken tegen elkaar zwemmen. De paring duurt slechts een 5-tal seconden, waarbij ze hevig spartelen aan het wateroppervlak en in cirkels met een diameter van 1 à 1.2m zwemmen. Eieren en hom worden uitgestoten en bevruchting vindt plaats in het kolkende water, veroorzaakt door de bruuske zwembewegingen van de paaiende vissen. Mannetjes zijn in de meerderheid en nemen deel aan verschillende paringen. Vrouwelijke individuen zetten 5 tot 7 keer eieren af gedurende de paaiperiode (Boisneau *et al.*, 1990). Ze kunnen 50000 tot 636000 eieren afzetten (Cassou-Leins & Cassou-Leins, 1981; Sabatié, 1990; Maitland & Hatton-Ellis, 2003).

3.4.3.4 Juveniele levensstadium

De larven van elft zijn ongeveer 10mm lang als ze uit het ei komen (Maitland & Hatton-Ellis, 2003). Na het uitsluipen worden larvale elften meegevoerd met de stroming naar plaatsen met rustiger water. Vooral tijdens de eerste twee weken na het uitsluipen blijken ze sterk onderhevig aan drift (Jatteau *et al.*, 2002). Daarna verplaatsen ze zich naar de randen van de waterloop met rustig water (Cassou-Leins *et al.*, 1988). Er is nog weinig geweten over de ecologie van larvale elften, met name wat de opgroeihabitats betreft (Bardonnnet & Jatteau, 2008). Ook tijdens de zeewaartse verplaatsing houden ze zich op langs de randen van de rivier met langzaam stromend water. Het voedsel van de jonge dieren bestaat hier voornamelijk uit bentische ongewervelden, zoals muggenlarven en kleine kreeftachtigen. Na een jaar bereiken ze een lengte tussen 80 en 140mm. Tegen die tijd hebben de meeste dieren de zee bereikt en de rest volgt in hun tweede levensjaar. Ze kunnen tot op een diepte van 300m aangetroffen worden (Maitland & Hatton-Ellis, 2003; Maitland & Lyle, 2005).

Op een leeftijd van 3 à 4 jaar worden elften geslachtsrijp (Maitland & Hatton-Ellis, 2003).

3.4.4 Bedreigingen

Migratieknelpunten:

Vooraf barrières in het getijdengebied van rivieren vormen een groot probleem voor elften, omdat de paailocaties voorbij de estuariene zone dan onbereikbaar worden (Aprahamian & Aprahamian, 1990; de Groot, 1990; Doherty *et al.*, 2004). In verschillende rivieren, waaronder de Severn en de Schelde, is elft volledig verdwenen door de aanwezigheid van migratiebarrières (de Selys-Longchamps, 1867; Day, 1890; Claridge & Gardner, 1978).

Wanneer elften de paaiplaatsen niet kunnen bereiken door de aanwezigheid van barrières en zo gedwongen worden om zich buiten de traditionele paailocaties voort te planten, kunnen hybriden tussen elft en fint aangetroffen worden (Labat *et al.*, 1984; Boisneau *et al.*, 1992; Bentzen *et al.*, 1993; Alexandrino *et al.*, 1996; Baglinière, 2000; Belaud *et al.*, 2001; Acolas *et al.*, 2006). Niet enkel de hybridisatie met fint heeft mogelijke gevolgen voor het soortbehoud. De verschuiving van de paailocaties brengt tevens met zich mee dat de kwaliteit van de habitats waarin juveniele elften moeten opgroeien verandert. Elften paaien normaal niet in de rivierdelen die onder invloed staan van het getij. Als de paailocaties echter dicht bij de monding komen te liggen, kunnen de brakke zones al in een vroeg ontwikkelingsstadium bereikt worden door het afdrijven van de eieren en larven, met mogelijke gevolgen voor de overleving (Jatteau *et al.*, 2002; Leguen *et al.*, 2007; Bardonnnet & Jatteau, 2008).

In de Gironde, Garonne en Dordogne blijken de elftpopulaties zich te herstellen. Dit wordt toegewezen aan het wegnemen van migratiebarrières, de constructie van vispassages en de bescherming van de paailocaties (Cassou-Leins & Cassou-Leins, 1990; Castelnaud *et al.*, 2001). Sommige types van visladders blijken niet passeerbaar voor elften (Maitland & Lyle, 2005).

Habitatdegradatie:

Degradatie van het paaihabitat is één van de oorzaken van het verdwijnen van elftpopulaties. Paaihabitat kan verloren gaan door waterbouwkundige ingrepen zoals oeververharding, maar ook door vervuiling en grindwinning (Cassou-Leins & Cassou-Leins, 1981; Baglinière *et al.*, 2003; Doherty *et al.*, 2004; Patberg *et al.*, 2005).

Waterkwaliteit:

Verscheidende auteurs noemen vervuiling als één van de oorzaken van het verdwijnen van elft (zie bijvoorbeeld Cassou-Leins & Cassou-Leins, 1981; de Groot, 1990; Baglinière *et al.*, 2003; Maitland & Hatton-Ellis, 2003; Doherty *et al.*, 2004; Patberg *et al.*, 2005). Volgens Aprahamian & Aprahamian (1990) was de afname van elft in de Thames waarschijnlijk eerder een gevolg van een afnemende waterkwaliteit dan van de constructie van stuwen.

Visserij:

Door overbevissing kunnen elftbestanden sterk achteruit gaan (Cassou-Leins & Cassou-Leins, 1981; de Groot, 1990; Doherty *et al.*, 2004; Patberg *et al.*, 2005). In de eerste helft van de 20ste eeuw waren elft en fint de belangrijkste commerciële riviervissen en werd er jaarlijks meer dan 100 ton gevangen (Assis, 1990; Bervoets *et al.*, 1990; de Groot, 1990; Maitland & Lyle, 1990; Alexandrino, 1996; Nicola *et al.*, 1996; Elvira *et al.*, 1998; Aprahamian *et al.*, 2003). In de Severn heeft de bouw van stuwen de negatieve effecten van de visserij mogelijk versterkt (Aprahamian & Aprahamian, 1990). In de Franse rivieren wordt elft nog steeds intensief bevestigd. In de periode 1978 - 1997 werden gemiddeld 374000 exemplaren per jaar gevangen (Castelnaud & Rochard, 1997; Castelnaud *et al.*, 2001).

3.5 Spiering, *Osmerus eperlanus* (Linnaeus, 1758)

3.5.1 Soortbeschrijving

Spieringen zijn kleine tot middelgrote vissen. De lengte ligt meestal tussen 10 en 20cm, maar exemplaren van meer dan 30cm komen voor. Ze zijn slank gebouwd. Dorsaal tussen de rugvin en de staartvin is een vetvin aanwezig. De flanken zijn zilver gekleurd. Spieringen hebben grote cycloïde schubben en grote ogen. De mond is zeer groot en de kaken en tong zijn bezet met tanden. De soort verspreidt een typische komkommergeur (Lardeux, 1986; Maitland & Campbell, 1992; Quigley *et al.*, 2004).

3.5.2 Verspreiding

Anadrome spieringen komen voor in estuaria en langs kustzones van West- en Noord-Europa. De zuidelijke verspreidingsgrens is Virgo, Spanje. In het noorden worden ze aangetroffen in het gehele Baltische zeegebied, de Witte Zee en verder naar het oosten tot de Pechora (Berg, 1962; Rembiszewski, 1970; Klyukanov, 1975; Nellbring, 1989).

Voor 1900 was spiering zeer algemeen in de Zeeschelde. Vanaf de herfst tot februari trokken spieringen de Schelde op om te paaïen, tot in de Netes en de Dender. De voornaamste paaigronden bevonden zich in de Nete, de Kleine Nete en de Grote Nete ter hoogte van Lier. De spiering werd intensief bevestigd en Rumst was het centrum van de spieringvangst (de Selys-Longchamps, 1842; 1867; De Potter & Broeckaert, 1879; Gens, 1885; Lameere, 1895; Pêche et Pisciculture, 1895; Pêche et Pisciculture, 1896; Maes, 1898; Van Neer & Erynck, 1994; Van Damme & De Pauw, 1995; Vrielynck *et al.*, 2003).

In het begin van de 20ste eeuw vertoonde de spieringpopulatie reeds grote schommelingen door perioden met slechte waterkwaliteit en zouden de paaigronden periodiek verlegd worden van de Nete naar de Schelde. Tijdens en vlak na de eerste wereldoorlog konden spieringen weer massaal de Schelde en haar zijrivieren optrekken door het stopzetten van de vervuiling. Spieringen werden vanaf eind januari tot midden maart opnieuw gevangen in de Schelde tot Gent, de Grote Nete tot Gistel en de Kleine Nete tot Emblem. Vanaf eind augustus tot november verscheen juveniele spiering in de Schelde en haar zijrivieren. In 1919 werd 80000kg spiering gevangen. Vanaf 1923 namen de aantallen terug af door de heropleving van de industrie en hiermee samengaande watervervuiling. Kort na de tweede wereldoorlog verdween de soort uit het grootste deel van de Zeeschelde door de verminderde waterkwaliteit. Spieringen bleven wel aanwezig in de Westerschelde en de Beneden-Zeeschelde (Pêche et Pisciculture, 1909; 1910a,b; 1919; 1920; 1922; 1924; 1925; 1927; 1928a,b; 1936; 1934; Van Aelbroeck & Rentiers, 1913; Gilson, 1921; Beirens, 1931; 1933; Bastiaens, 1942; Poll, 1947; Van Damme & De Pauw, 1995; Vrielynck *et al.*, 2003).

Vanaf het begin van de jaren 1990 tot 2004 werden opnieuw spieringen aangetroffen in de Zeeschelde stroomaf van Antwerpen. In 2006 werd de soort ook in de Durme aangetroffen (Van Damme *et al.*, 1994; Maes *et al.*, 2003; Breine *et al.*, 2006). Intussen wordt spiering in de hele Zeeschelde waargenomen, tot Gent. In de Rupel werden voorlopig nog geen spieringen gevangen.

3.5.3 Ecologie

3.5.3.1 *Adulte levensstadium*

Adulte anadrome spieringen leven in scholen in estuaria en kustwateren. Alleen om te paaïen verblijven ze kort in zoetwater. In open zee komen ze zelden voor en zijn dan eerder solitair (Johnstone, 1910; Lardeux, 1986; de Groot, 1990; Maitland & Lyle, 1990; Maitland, 2003; Quigley *et al.*, 2004).

Spiering kan sterk uiteenlopende zoutgehaltes verdragen (Hutchinson & Mills, 1987). In Ierland worden de meeste spieringen gevangen op plaatsen waar het water vrij ondiep is en grote slikplaten aanwezig zijn (Quigley *et al.*, 2004). Spieringen hebben een zuurstofgehalte van minstens 5mg/l nodig om te overleven (Thiel *et al.*, 1995; Jager, 1999; Maes *et al.*, 2007).

Spieringen zijn carnivoor. Ze voeden zich vooral met kreeftachtigen, zoals aasgarnalen, garnalen, vlokreeftjes, roeipootkreeftjes en watervlooien. Grotere spieringen (>19cm) voeden zich ook met vissen, vooral tijdens de zomermaanden. Tot de prooivissen behoren juveniele wijting, sprong, haring en grondels, maar ook kannibalisme komt voor. Occasioneel wordt ook veelkleurige zeeduizendpoot gegeten. Er is seizoenale variatie in de hoeveelheid voedsel die wordt opgenomen. In de periode die loopt van vlak voor de paaimigratie tot vlak erna wordt het minst gegeten (Ladiges, 1935; Stadel, 1936; Belyania, 1969; Kühl, 1970; Timola, 1980; Lardeux, 1986; Thiel *et al.*, 1995; Doherty & McCarthy, 2004).

Spieringen groeien snel en de groeicurve van oudere spieringen komt overeen met die van juveniele. De gemiddelde lengte van adulte spieringen verschilt tussen estuaria. Adulten kunnen 12.5 tot meer dan 30cm lang zijn. Vrouwelijke spieringen zijn gemiddeld groter dan mannelijke (Lillelund, 1961; Berg, 1962; Bracken & Kennedy, 1967; Altukhov & Yerastova, 1974a; Lardeux, 1986; Hutchinson & Mills, 1987; Doherty, 1999; Doherty & McCarthy, 2004; Quigley *et al.*, 2004).

De mortaliteit van mannelijke exemplaren is groter, zodat de verhouding vrouwelijke individuen toeneemt in de hogere leeftijdsklassen (Lillelund, 1961). Spieringen bereiken seksuele maturiteit op een leeftijd van 2 of 3 jaar (Lillelund, 1961; Belyania, 1969; Quigley *et al.*, 2004).

3.5.3.2 Paaimigratie

Alvorens de paaimigratie wordt aangevat, worden scholen gevormd in de stroomaf gelegen delen van het estuarium. Watertemperatuur, waterafvoer en maanlicht zijn de belangrijkste factoren die het tijdstip van de paaimigratie bepalen. Een verhoogde waterafvoer zou migratie stimuleren. Spieringen trekken de rivier op tussen oktober en april als de watertemperatuur ongeveer 5°C bedraagt. De exacte timing van de paaimigratie varieert tussen rivieren (Lillelund, 1961; Hutchinson & Mills, 1987; Lyle & Maitland, 1997).

3.5.3.3 Paaigedrag en -habitat

Spieringen paaien in de periode februari-april, wanneer de watertemperatuur tussen 4 en 6°C ligt (Lillelund, 1961; Rembiszewski, 1970; Inland Fisheries Trust, 1972; Žiliukienė, 2002; Quigley *et al.*, 2004). De paaiperiode duurt enkele dagen tot een maand, afhankelijk van de watertemperatuur (Lillelund, 1961; Hutchinson & Mills, 1987). Spieringen paaien op de grens van het getijdengebied. De eieren zijn kleverig en worden afgezet op uiteenlopende substraten, waaronder stenen en waterplanten, maar nooit op modderbodems. Een toename van de hoeveelheid slib op de rivierbodem is derhalve nadelig voor spiering. De stroomsnelheid ter hoogte van de paailocaties kan variëren van 0.3 tot 2m/s en de diepte waarop gepaaid wordt varieert van 0 tot 17m. (Lardeux, 1986; de Groot, 1991; Quigley *et al.*, 2004).

Spieringen paaien in groepen en gewoonlijk 's nachts (Maitland, 2003). In het begin van de paaiperiode is de verhouding mannelijke individuen tegenover vrouwelijke gelijk, maar daarna wordt het aandeel mannetjes steeds groter. Dit komt doordat vrouwelijke individuen de paaiplaatsen verlaten na het afzetten van de eieren, terwijl de mannetjes blijven om te paaien met andere vrouwtjes (Lillelund, 1961; Hutchinson & Mills, 1987).

Afhankelijk van hun grootte kunnen vrouwelijke spieringen 4000 tot meer dan 100000 eieren afzetten (Belyania, 1969; Altukhov & Yerastova, 1974b; Timola, 1978; Hudd, 1985; Lardeux,

1986; Hutchinson & Mills, 1987). Op de paaiplaatsen kunnen dichtheden van meer dan 450000 eieren per vierkante meter voorkomen (Quigley *et al.*, 2004).

Na de paai keren de adulten snel terug naar de brakke delen van het estuarium (Lardeux, 1986).

De ontwikkeling van de eieren verloopt sneller bij hogere temperaturen (Lillelund, 1961; Gorodilov & Melnikova, 2006). De bovengrens van temperaturen die de eieren kunnen verdragen ligt tussen 17.7 en 20.7°C voor de vroege ontwikkelingsstadia en tussen 21 en 24°C voor latere ontwikkelingsstadia (Lillelund, 1961).

3.5.3.4 Juveniele levensstadium

Afhankelijk van de watertemperatuur komen de eieren uit na 15 tot 35 dagen (Lillelund, 1961; Lardeux, 1986; Quigley *et al.*, 2004). De larven hebben dan een lengte van 5mm (de Groot, 1991). Na het uitsluipen drijven ze passief stroomaf in het estuarium, soms tot in de brakke zone, waar ze zich beginnen te voeden met zooplankton (Lillelund, 1961; Lardeux, 1986; Quigley *et al.*, 2004). De eieren en larven van spiering kunnen zonder probleem een saliniteit tot 10‰ verdragen (Lillelund, 1961).

Bij hogere temperaturen verloopt de ontwikkeling van de larven sneller. De groeisnelheid neemt toe gedurende de zomer en remt af vanaf oktober (Lillelund, 1961; Žiliukienė, 2002; Melnikova & Gorodilov, 2006). Tussen eind april en begin juni kunnen in de omgeving van de paailocaties larven gevangen worden met een lengte van 8.5 tot 30mm (Inland Fisheries Trust, 1970; Žiliukienė, 2002). In de loop van de lente verplaatsen ze zich van de diepere regionen naar een diepte tussen 0 en 6m en blijven daar tot het eind van de zomer (Lillelund, 1961).

Kleine spieringlarven (7-9mm) voeden zich voornamelijk met raderdiertjes. In de volgende stadia eten ze roeipootkreeftjes (Kühl, 1970; Lardeux, 1986; Žiliukienė & Žiliukas, 2000). Vanaf een grootte van 30-40mm worden ook grotere prooien gevangen, zoals aasgarnalen. Vervolgens schakelen ze over op vlokreeftjes en garnalen (Lardeux, 1986).

3.5.4 Bedreigingen

Migratieknelpunten:

De toegang tot de paailocaties kan verhinderd worden door de aanwezigheid van stuwen of andere barrières, inclusief chemische barrières door vervuiling (de Groot, 1991; Maitland, 2003). De Groot (1991) betwijfelt of spieringen in staat zijn om te migreren via vistrappen en andere types van vispassages waarin grote stroomsnelheden voorkomen. Obstakels zouden dus weggenomen moeten worden, zodat de zoet-zout gradiënt hersteld wordt.

Habitatdegradatie:

Paaiplaatsen kunnen verloren gaan door waterbouwkundige ingrepen en het afzetten van slib afkomstig van landbouwactiviteit of baggerwerkzaamheden en door groei van algen en schimmels op paaisubstraat als gevolg van het lozen van rioolwater (Sepúlveda *et al.*, 1993; Maitland, 2003).

Waterkwaliteit:

Door het lozen van rioolwater en contaminanten kan massale sterfte optreden (Maitland, 2003; Quigley *et al.*, 2004). Accumulatie van detritus, eencelligen en algen op de eieren ten gevolge van de lozing van rioolwater kan leiden tot een verhoogde mortaliteit, vooral in de laatste fase van hun ontwikkeling (Lillelund, 1961). Er is een zuurstofgehalte van minstens 5mg/l nodig voor deze soort (Thiel *et al.*, 1995; Jager, 1999; Maes *et al.*, 2007).

De terugkeer van spiering in de Thames en de Forth wordt toegewezen aan een verbeterde waterkwaliteit (Wheeler, 1979; Maitland, 2003).

Visserij:

Doordat een groot deel van de populatie samenkomt op de paailocaties en spiering een korte levensduur heeft, is de soort kwetsbaar voor overbevissing (Roberts & Hawkins, 1999; Maitland, 2003). Spiering wordt in sommige delen van Europa intensief bevestigd voor menselijke consumptie, maar ook om verwerkt te worden tot diervoeding en om te dienen als aasvis (Lyle & Maitland, 1997; Maitland, 2003; Quigley *et al.*, 2004). Vroeger werden spieringen ook als meststof gebruikt (Anoniem, 1894). Ook de bijvangst van spiering kan groot zijn (Lillelund, 1961; Lyle & Maitland, 1997; Doherty & McCarthy, 2004). Verschillende populaties werden op de rand van uitsterven gebracht door overbevissing, terwijl andere de intensieve bevestiging vrij goed bleken te verdragen (Maxwell, 1897; Lillelund, 1961).

3.6 Steur, *Acipenser sturio* Linnaeus, 1758

3.6.1 Soortbeschrijving

De steur behoort tot de familie Acipenseridae. Steuren hebben een asymmetrische staartvin. De rug is grijsbruin van kleur en de buikzijde is wit. Op de rug bevinden zich 10 tot 15 beenschubben, op de flanken 29 tot 38 en op de buik 10 tot 12. De snuit is lang, afhankelijk van de leeftijd min of meer spits en bevat 4 baarddraden die voor de onderstandige, uitstulpbare bek zijn ingeplant (Rochard *et al.*, 1991; Brosse, 2003). Steuren kunnen een lengte van 5m bereiken en 200kg wegen. Sinds de tweede helft van de 20^{ste} eeuw worden echter slechts zelden individuen groter dan 2m gevangen (Holčík *et al.*, 1989; Rochard *et al.*, 1991).

3.6.2 Verspreiding

Vroeger kwam steur voor vanaf de Baltische Zee tot het noorden van Marokko, in de Middellandse Zee en de Zwarte Zee. Op dit moment bevindt de laatste levensvatbare Atlantische populatie zich in het Gironde-Garonne-Dordogne waterbekken (Frankrijk). De populatie in de Zwarte Zee plant zich nog uitsluitend voort in de Rioni (Georgië) (Holčík *et al.*, 1989; Bacalbaşa-Dobrovici & Holčík, 2000; Barannikova & Holčík, 2000; Kolman & Zarkua, 2002; Brosse, 2003).

De steurpopulatie van de Schelde kende wellicht al voor 1850 een sterke achteruitgang. Er zijn aanwijzingen dat het ook al in de Middeleeuwen slecht ging met de steur, mogelijk als gevolg van overbevising. Rond 1880 zouden slechts enkele exemplaren gevangen zijn. Na 1900 werden sporadisch één of enkele exemplaren gemeld uit de Schelde, Durme en Demer. Wellicht ging het om dwaalgasten die in perioden met verbeterde waterkwaliteit de Schelde opzwommen. Na de eerste wereldoorlog werden geen steuren meer waargenomen in de Zeeschelde (de Selys-Longchamps, 1867; Gens, 1885; Pêche et Pisciculture, 1901; 1910; Rousseau *et al.*, 1915; Gilson, 1921; Van Damme & De Pauw, 1995; Vrielynck *et al.*, 2003).

3.6.3 Ecologie

3.6.3.1 Adulte levensstadium

Adulte steuren gebruiken rivieren om te paaien en mariene en estuariene habitats om te foerageren. In zee blijven ze meestal in de kustzones op diepten van minder dan 70m. Soms worden ze waargenomen op diepten van 100-200m (Holčík *et al.*, 1989; Rochard *et al.*, 1997).

Ze voeden zich met mollusken, wormen, garnalen en kleine vissen (Marti, 1939; Mohr, 1952; Holčík *et al.*, 1989). Steuren van de Gironde-populatie kunnen aangetroffen van de Golf van Biskaje tot Scandinavië (Rochard *et al.*, 1997). De zoektocht naar voedsel is de drijvende kracht achter de verre verplaatsingen die ze tijdens hun leven maken (Gessner *et al.*, 2007).

Steuren kunnen meer dan 50 jaar oud worden (Holčík *et al.*, 1989; Gessner *et al.*, 2007).

3.6.3.2 Paaimigratie

Adulte steuren komen samen nabij de monding alvorens de rivier op te zwemmen. Een verhoogde waterafvoer en de watertemperatuur zijn de belangrijkste stimuli die de paaimigratie op gang brengen (Dettlaff *et al.*, 1993). In de Zwarte Zee verblijven de steuren in de monding van de Rioni tot het rivierwater een temperatuur bereikt die vergelijkbaar is met die van het zeewater bij hoge waterafvoer (Ninua, 1976). Gelijkaardig gedrag werd

vastgesteld bij de historische populaties van de Guadalquivir en de Elbe (Mohr, 1952; Fernández-Pasquier, 1999).

Het tijdstip van de paaimigratie van steur is variabel. Doordat seizoenale factoren zoals fotoperiode en watertemperatuur de voortplantingscyclus beïnvloeden, wordt de timing van de paaimigratie bepaald door de breedtegraad (Dettlaff *et al.*, 1993). Voor verschillende rivieren is er sprake van dieren die de rivier binnen trekken in de herfst (augustus-oktober) om dan de volgende lente te paaien. In de Guadalquivir trokken de dieren binnen in de herfst en werden ze paairijp in de rivier, of in maart wanneer ze al paairijp waren (Holčík *et al.*, 1989). In de Rioni werd paaimigratie waargenomen van eind april tot half mei, vlak voordat er gepaaid werd (Ninua, 1976). In de Elbe en de Gironde start de paaimigratie in mei (Quantz, 1903; Williot *et al.*, 1997).

In grote rivieren zoals de Rijn en de Elbe migreerde de steur tot 800km stroomop. In andere rivieren, zoals de Gironde, Guadalquivir en de Rioni zijn de migratieafstanden korter, namelijk 50-300km (Holčík *et al.*, 1989).

3.6.3.3 Paaigedrag en -habitat

Steuren paaien in zoetwater, stroomop van het getijdengebied in de hoofdloop of grote zijrivieren, op diepten tussen 1 en 24m. In noordelijke rivieren paait de steur in de periode juni-augustus en in zuidelijke rivieren in de periode april-mei. De stroomsnelheid ter hoogte van de paailocaties varieert tussen 0.5 en 2.1m/s. Tegen de bodem is de stroomsnelheid nog 0.1 à 0.4m/s. Het paaisubstraat kan heterogeen zijn, gaande van grind tot stenen. De korrelgrootte kan variëren tussen 3 en 250mm. In de Rioni (Georgië) heeft de grootste fractie een korrelgrootte <30mm (Quantz, 1903; Vlasenko, 1974; Kausch, 1996; Elie, 1997; Rochard *et al.*, 2001; Jeco *et al.*, 2002; Kolman & Zarkua, 2002).

In mei ligt de watertemperatuur ter hoogte van de paailocaties in de Rioni tussen 13 en 14.5°C, maar in de meeste rivieren is de paaitemperatuur 17-22°C (Quantz, 1903; Williot *et al.*, 1997; Kolman & Zarkua, 2002). In Tabel 5 wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste habitatkarakteristieken ter hoogte van de paailocaties.

Vrouwelijke steuren kunnen 289000 tot 1400000 eieren afzetten. De eieren hebben een diameter van 2 tot 3mm (Holčík *et al.*, 1989). Ze worden vastgehecht aan het substraat (Gessner *et al.*, 2007). Het accumuleren van slib op het harde substraat maakt het ongeschikt voor het afzetten van de eieren (Kolman & Zarkua, 2002).

Tabel 5. Overzicht van de belangrijkste habitatkarakteristieken van de paailocaties van steur.

Rivier	Paaiperiode	Karakteristieken paaihabitat	Auteur
Rioni	april-mei	korrelgrootte substraat	heterogeen grind-stenen
		temperatuur	13-14,5°C
		stroomsnelheid	1,5-2,1m/s
Gironde	juni-augustus	korrelgrootte substraat	heterogeen 3-250mm
		temperatuur	17-22°C
		stroomsnelheid	0,5-2,0m/s
Elbe	juni-augustus	korrelgrootte substraat	/
		temperatuur	17-22°C
		stroomsnelheid	/

3.6.3.4 Juveniele levensstadium

Bij 17.5°C sluipen de larven uit na 80 à 104 uren (Rochard *et al.*, 2001). Ze zijn dan 9 tot 11mm groot. De pas uitgeslopen larven drijven stroomaf. Bij een lengte van 4.5cm

metamorfoserende ze tot juvenielen. De jonge juvenielen verblijven in het zoete water stroomop van het estuarium tot het einde van de herfst. Gedurende de eerste winter van hun leven bereiken ze het estuariene deel van de rivier. Ze blijven wel in een gebied waar het zoutgehalte dicht bij 0‰ ligt. Deze stroomafwaartse verplaatsing is een reactie op afnemende watertemperaturen en een snellere stroming. Er wordt aangenomen dat de juveniele steuren in de eerste 15 maanden van hun leven hun osmoregulatorisch vermogen ontwikkelen dat hen in staat stelt om in brak water te leven. Juveniele steuren kleiner dan 46cm worden dan ook nooit gevangen in water waarvan het zoutgehalte boven 2.5‰ ligt. Vanaf hun tweede zomer verdwijnt hun gevoeligheid voor schommelingen in zoutgehalte en verspreiden ze zich over het gehele estuarium. Vervolgens verblijven de jonge steuren 4 à 7 jaar in het estuarium alvorens ze zich naar de zee begeven. Om voedsel te zoeken gebruiken ze dan zowel mariene als estuariene milieus (Holčík *et al.*, 1989; Castelnau *et al.*, 1991; Rochard *et al.*, 1991; 1997; 2001; Brosse, 2003; Gessner *et al.*, 2007).

Steurlarven voeden zich met dierlijk plankton. Na het larvale stadium schakelen ze over op wormen en muggenlarven. Grotere juvenielen voeden zich met een hele reeks bodemdieren, maar de voorkeur gaat uit naar borstelwormen en kreeftachtigen, die het talrijkst zijn in de intertidale zone (Elie, 1997; Brosse *et al.*, 2000).

De groei wordt beïnvloed door de watertemperatuur. Zuidelijke populaties worden eerder geslachtsrijp dan noordelijke (Gessner *et al.*, 2007). In de Gironde bereiken de mannetjes seksuele maturiteit op een leeftijd van 11-15 jaar en de vrouwtjes op 15-20 jaar (Magnin, 1963; Rochard *et al.*, 1991).

3.6.4 Bedreigingen

Migratieknelpunten:

Fragmentatie van waterlopen door dammen, stuwen en andere barrières kunnen de paailocaties onbereikbaar maken. Soms worden steuren gedwongen om te paaien vlak voor barrières (Velez Soto, 1951; Dettlaff *et al.*, 1993; Fernández-Pasquier, 1999; Gessner, 2000; Gessner *et al.*, 2007).

Habitatdegradatie:

Waterbouwkundige ingrepen ten behoeve van de scheepvaart, kanalisering, waterregulatie en het afzetten van slib door ontbossing kunnen paailocaties ongeschikt maken (Hoffmann, 1996; Kausch, 1996; Kolman & Zarkua, 2002).

Waterkwaliteit:

Vervuiling met afvalwater van de industrie en huishoudens vormt een bedreiging voor steur. Door giftige stoffen, schimmelinfecties en zuurstoftekort sterven de eieren af (Bonne, 1905; Gessner *et al.*, 2007).

Een hoge turbiditeit op de migratieroute vormt geen probleem voor steur. Ter hoogte van de paailocaties moet de hoeveelheid slib echter beperkt zijn, want het accumuleren van slib op het paaisubstraat maakt het ongeschikt voor het afzetten van de eieren (Kolman & Zarkua, 2002).

Visserij:

Vroeger was de steur één van de belangrijkste commerciële vissoorten van Europa. De intensieve en selectieve bevissing die vooral grote kaviaarbevattende vrouwtjes viseerde, resulteerde eerst in een afname van de gemiddelde lengte van steuren die aan land gebracht werden. Tegen het begin van de 19^{de} eeuw werden de afnemende vangstaantallen gecompenseerd door een toegenomen bevissingsinspanning, een verminderde maaswijdte van de netten en het eveneens gericht bevissen van mariene wateren. De combinatie van

voortdurende overbevissing, habitatverlies en vervuiling gedurende 150 jaar hebben uiteindelijk het instorten van de steurpopulaties veroorzaakt (Kraeft, 1894; Quantz, 1903; Blankenburg, 1910; Mohr, 1952; Holčík *et al.*, 1989; Kinzelbach, 1987; 1997; Gessner, 2000; Williot *et al.*, 2002; Gessner *et al.*, 2007).

Stroperij gedurende de paaimigratie vormt nog steeds een ernstig probleem voor de populatie van de Zwarte Zee (Kolman & Zarkua, 2002).

De bijvangst van steur in kieuwnetten vormt een belangrijke bedreiging voor het slagen van huidige herstelprogramma's (Lepage *et al.*, 2003).

3.7 Paling, *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758)

3.7.1 Soortbeschrijving

De paling kent verschillende levensstadia:

De zogenaamde leptocephalus-larven van paling zijn ongeveer 7cm lang als ze de continentale helling van Europa bereiken. Ze zijn lateraal samengedrukt en hebben de vorm van een wilgenblad. Vervolgens ondergaan ze een metamorfose, waardoor ze op belanden ze in het glasaal stadium. Glasalen hebben de vorm van volgroeide palingen, maar zijn nog geheel doorzichtig. Ze zijn dan ongeveer 6cm lang, dus iets kleiner dan de leptocephalus-larven (Gerstmeier & Romig, 2000; Kottelat & Freyhof, 2007).

De gele paling die wordt aangetroffen in rivieren en meren heeft een slanke, langgerekte, cilindrische vorm. De rug-, staart- en aarsvin gaan in elkaar over en vormen een doorlopende vinzoom die de achterste lichaamshelft geheel omgeeft. Buikvinnen ontbreken. De bek is eindstandig, met een iets vooruit stekende onderkaak. De mondspleet reikt tot onder het oog. De zeer kleine schubben zijn in de slijmige huid ingebed. De lichaamskleur is donkerbruin tot olijfkleurig met geelachtige tot witte buik. De dieren zijn meestal 40-60cm groot, maar kunnen meer dan 100cm lang worden en 6kg wegen. Mannetjes zijn kleiner dan vrouwtjes. Naar zee trekkende dieren, schieralen genoemd, hebben een zilverkleurige buik die sterk contrasteert met een donkere rugzijde. De borstvinnen worden puntiger en de ogen worden groter dan die van gele aal (Fontaine, 1994; Gerstmeier & Romig, 2000; Acou *et al.*, 2005; Durif *et al.*, 2005).

3.7.2 Verspreiding

De paling komt voor in alle Europese rivieren die uitmonden in de Noordzee, Baltische en Middellandse Zee en de Atlantische Oceaan tot Marokko. Kleine aantallen bereiken de Witte Zee, de Barents Zee en de Zwarte Zee. De soort wordt uitgezet in allerlei binnenwateren (Kottelat & Freyhof, 2007).

Voor 1900 was de paling overal algemeen in het Scheldebekken. Rond 1905 ging de palingvangst op de Schelde achteruit door vervuiling, maar bleef toch winstgevend tot 1930 (Van Damme & De Pauw, 1995; Vrielynck *et al.*, 2003).

De palingpopulatie is in snelle achteruitgang over gans Europa. De Europese stock van paling is al sinds de jaren 1980 zeer sterk verslechterd. De achteruitgang is het duidelijkst voor de hoeveelheden glasaal die de Europese rivieren optrekt. In veel rivieren is de glasaalmigratie teruggevallen tot slechts 1% van de toestand vóór 1980 (Moriarty, 2000; Moriarty en Dekker, 1997).

De grootste aantallen paling worden tegenwoordig aangetroffen in de Maas en zijbeken, de Kleine Nete en vooral in de West-Vlaamse polders. Dit bevestigt de resultaten van andere studies die aantonen dat de densiteit van paling het hoogst is in de meest stroomafwaarts gelegen zones van een stroomgebied (Ibbotson *et al.*, 2002).

3.7.3 Ecologie

3.7.3.1 Adulte levensstadium

Palingen groeien gedurende 5 tot 12 jaar op in rivieren. In dit levensstadium worden ze gele paling genoemd. Na het bereiken van een bepaalde leeftijd en grootte stoppen de gele palingen met eten en ondergaan ze een metamorfose tot schieraal. Dit schierwordingsproces wordt gestimuleerd door zwemactiviteit en bestaat uit een reeks in- en uitwendige veranderingen. De adulte fase van paling duurt slechts ongeveer een half jaar, tot ze sterven

na het afzetten van de eieren (Durif *et al.*, 2005; van Ginneken & Maes, 2005; Palstra, 2006; Kottelat & Freyhof, 2007).

3.7.3.2 Paaimigratie

Na het vervolledigen van het schierwordingsproces trekken de schieralen naar zee. Meestal verlaten ze de rivieren in de periode september-november. Mannetjes vertrekken gewoonlijk iets vroeger. In zee migreren ze waarschijnlijk op een diepte tussen de 200 en 600m en bereiken na 5 à 7 maanden de paaigronden in de Sargasso Zee. Pas als ze de paaiplaatsen bereiken zijn ze volledig geslachtsrijp (Usui, 1991; McCleave & Arnold, 1999; Tesch & Rohlf, 2003; van Ginneken & Maes, 2005; Palstra, 2006; Kottelat & Freyhof, 2007).

3.7.3.3 Paaigedrag en -habitat

Palingen paaïen in de Sargasso Zee, een stromingsarm deel in het westen van de Atlantische Oceaan. De paaiperiode loopt van maart tot juni. Paaïende palingen werden nog nooit waargenomen, zodat over het paaïhabitat weinig bekend is. Er bestaan aanwijzingen dat de eieren worden afgezet op een diepte van 100 à 200m, bij een watertemperatuur van ongeveer 20°C. Na het afzetten van de eieren sterven de palingen. De eieren zijn pelagisch (McCleave *et al.*, 1987; Gerstmeier & Romig, 2000; McCleave, 2003; van Ginneken & Maes, 2005; Kottelat & Freyhof, 2007).

3.7.3.4 Juveniele levensstadium

Pas uitgeslopen larven zijn 3mm lang en ontwikkelen zich tussen het zooplankton tot leptocephaluslarven. De larven trekken met de Golfstroom mee en bereiken na 7 tot 9 maanden de Europese kusten. Het is niet helemaal duidelijk of ze zich enkel passief laten meedrijven of ook actief migreren. 's Nachts verplaatsen ze zich naar het oppervlak en overdag zinken ze naar grote diepte. Deze verticale verplaatsing kan 500m bedragen. De leptocephali zijn ongeveer 7cm lang wanneer ze de continentale helling van Europa bereiken. Daar krijgen ze na ongeveer 24uur de kenmerkende palingvorm, maar ze zijn dan nog geheel doorzichtig. In dit levensstadium worden ze glasaal genoemd en zijn dan ongeveer 6cm lang, dus iets kleiner dan de leptocephalus-larven. Ze worden met de stroming meegevoerd tot de riviermondingen. Het tijdstip waarop de glasalen de Europese rivieren bereiken kan sterk verschillen en hangt af van de ligging, de zeestromingen en de weersomstandigheden. De Atlantische kusten van Frankrijk en de Britse eilanden kunnen al in september bereikt worden en de rivieren die uitmonden in de Noordzee vanaf februari. In het estuarium wordt hun osmoregulatorisch vermogen aangepast aan lage zoutgehalten. Vervolgens trekken ze de rivier op door actief te zwemmen. Tijdens de actieve stroomopwaartse migratie krijgen de glasalen geleidelijk kleur en beginnen ze te eten. Migrerende glasalen zwemmen in scholen nabij de oevers. 's Nachts trekken ze nabij het wateroppervlak en overdag verplaatsen ze zich op grotere diepte. Tijdens hun migratie zijn ze in staat om obstakels zoals stroomversnellingen en watervallen te overbruggen door gebruik te maken van ondiepe goten in ruw gesteente aan de randen. Ze hebben daarbij slechts een dun laagje water nodig om de huid nat te houden. De door pigmentvorming in gele paling veranderde dieren vestigen zich in uiteenlopende watertypen (McCleave *et al.*, 1987; Tesch, 1999; Gerstmeier & Romig, 2000; McCleave, 2003; van Ginneken & Maes, 2005; Kottelat & Freyhof, 2007).

Gele palingen kunnen aangetroffen worden in verschillende habitats en vrouwelijke palingen leven doorgaans verder stroomop dan mannelijke. Sommige palingen blijven in het estuariene milieu. Kleine palingen worden gewoonlijk gevonden in ondiep water, waar waterplanten talrijk zijn. Grotere palingen leven in dieper water. Palingen kunnen seizoensale migraties ondernemen, maar ze kunnen ook een sedentaire levenswijze aannemen (Tesch, 1977; Tzeng *et al.*, 1997; Feunteun *et al.*, 2003; Daverat *et al.*, 2004; Laffaille *et al.*, 2003; 2004; 2005).

Na 5-12 jaar opgroeien in rivieren metamorfoserende ze tot schieraal (Kottelat & Freyhof, 2007).

3.7.4 Bedreigingen

Migratieknelpunten:

Migratiebarrières zoals dammen, stuwen en pompgemalen kunnen verhinderen dat juveniele palingen de opgroei gebieden bereiken. Ze kunnen ook de katadrome paaïmigratie belemmeren of onmogelijk maken (Castonguay *et al.*, 1994).

Habitatdegradatie:

Palingen kunnen voorkomen in verschillende watertypen en habitats. Ingrepen die schuilplaatsen wegnemen en het prooiaanbod verminderen kunnen nadelig zijn. Door voedselgebrek in de opgroei gebieden kunnen palingen onvoldoende vetvoorraden opbouwen om de paaïgebieden in de Sargasso Zee te bereiken (Svedäng & Wickström, 1997).

Waterkwaliteit:

Watervervuiling speelt een belangrijke rol bij de wereldwijde achteruitgang van deze soort. Giftige stoffen kunnen zich opstapelen in het weefsel van paling. PCB's beïnvloeden het energiemetabolisme van schieralen, waardoor minder kans hebben om de paaïgronden te bereiken. Bovendien kunnen er embryonale afwijkingen ontstaan als de eieren blootgesteld werden aan PCB's. Naast organische contaminanten kunnen ook zware metalen een negatief effect hebben op de conditie van de dieren (Palstra, 2006; van Ginneken, 2006; Belpaire, 2008). Paling blijkt wel tolerant voor lage zuurstofgehalten (Maes *et al.*, 2007).

Visserij:

Overbevissing kan een invloed hebben op de palingpopulaties. De paling is een gewaardeerde consumptievis. In Europa wordt jaarlijks 25000 ton paling gegeten en ongeveer 25000 mensen genereren een inkomen van de palingvisserij of aquacultuur (Usui, 1991; Castonguay *et al.*, 1994; Dekker, 1998; 2003a; 2004).

Infecties:

De zwemblaasparasiet *Anguillicola crassus* tast de energiereserves van schieralen aan en beschadigt de zwemblaas. Geïnfecteerde palingen hebben hierdoor minder kans om de paaïgronden te bereiken. Ook infectie met het zogenaamde EVEX virus kan ervoor zorgen dat de schieralen de paaïplaatsen nooit bereiken (van Ginneken *et al.*, 2005; Palstra, 2006).

3.8 Bot, *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758)

3.8.1 Soortbeschrijving

Botten zijn platvissen. Meestal liggen de ogen rechts, maar exemplaren met de ogen aan de linker zijde komen vaak voor. De huid is ruw door knobbelige stekeltjes, vooral langs de zijlijn en aan de basis van de lange rug- en aarsvin. De zijlijn is slechts zwak gebogen boven de borstvinnen. Er bevinden zich ongeveer 80 schubben langs de zijlijn. De kleur is bovenaan meestal bruin met grote donkere of geelachtige vlekken en kan aangepast worden aan de ondergrond. Onderaan is de kleur wit. Bot kan een maximale lengte van 50cm bereiken, maar exemplaren groter dan 30cm worden zelden gevangen (Muus, 1966; Gerstmeier & Romig, 2000; Kottelat & Freyhof, 2007).

3.8.2 Verspreiding

Bot komt voor in kustwateren en rivieren van de oostelijke Atlantische Oceaan, vanaf de Witte Zee tot de Middellandse en Zwarte Zee (Kottelat & Freyhof, 2007).

Ongeveer tot 1920 was bot algemeen in de Zeeschelde en haar zijrivieren. In de Schelde werd bot gevangen tot Gent. Ook in de Leie, Durme, Rupel, Dijle en in de Nete tot Westerlo kwam bot voor. Na 1920 werd bot teruggedrongen richting zee door de slechte waterkwaliteit (de Selys-Longchamps, 1842; Raveret-Wattel, 1900; Van Aelbroeck & Rentiers, 1913; Pêche et Pisciculture, 1919; Rousseau *et al.*, 1915; Gilson, 1921; Vrielynck *et al.*, 2003).

Sinds de jaren 1990 wordt bot opnieuw gevangen in de Zeeschelde. De soort is talrijk aanwezig tot in Gent. Ook in de grote zijrivieren, waaronder de Rupel en de Durme wordt de soort waargenomen (Buysse *et al.*, 2002; Breine & Van Thuyne, 2004; 2005; Breine *et al.*, 2006; Maes *et al.*, 1998; 2003; 2005; Van Thuyne *et al.*, 2006;).

3.8.3 Ecologie

3.8.3.1 *Adulte levensstadium*

De bot leeft als bodemvis vanaf de getijdenzone tot op 25m diepte. Vooral adulte botten verschuilen zich overdag in het zand en worden pas in de schemering actief. Ze trekken dan naar ondieper water om voedsel te zoeken. In de zomer verblijven ze in estuaria en kunnen de rivieren dan ver optrekken, in de Rijn tot 650km. In de herfst verlaat het merendeel de rivieren en het ondiepe kustwater en trekt naar diepere, warmere en zoutrijkere waterlagen. Adulte botten eten naast wormen en kreeftachtigen ook weekdieren en kleine vissen, zoals zandspijningen en grondels (Muus, 1966; Summers, 1979; Gerstmeier & Romig, 2000; Dietrich, 2004; Kottelat & Freyhof, 2007).

3.8.3.2 *Paaimigratie*

De katadrome paaimigratie vindt plaats in de periode oktober-december (Kottelat & Freyhof, 2007).

3.8.3.3 *Paaigedrag en -habitat*

Het tijdstip van de voortplanting hangt af van de breedtegraad. In het zuidelijke en zuidoostelijke deel van de Noordzee paaient ze van februari tot mei en in de Zwarte Zee van januari tot maart. Gewoonlijk paaient ze op een diepte van 20-50m, maar in de westelijke Oostzee planten ze zich voort op een diepte van 40-100m, in water met een zoutgehalte van minstens 10‰. Vrouwelijke botten kunnen 400000 tot 2000000 eieren met een diameter van 0.8-1.4mm afzetten. De eieren zijn pelagisch. Bij een temperatuur van 10°C komen ze

uit na 5 tot 7 dagen (Muus, 1966; Gerstmeier & Romig, 2000; Dietrich, 2004; Kottelat & Freyhof, 2007).

3.8.3.4 Juveniele levensstadium

De larven van bot zijn 3mm groot als ze uit het ei komen. Ze leven pelagisch tot ze een lengte van 7-10mm bereiken. Daarna krijgen ze de typische platvisvorm. Het linker oog verplaatst zich dan naar de rechter flank en het lichaam wordt gepigmenteerd. Nog voor de metamorfose tot de typische platvisvorm voltooid is, gaan de jongen in ondiep water op de bodem leven, waar ze zich voeden met zooplankton. Juveniele botten vertonen een voorkeur voor lage zoutgehalten en migreren naar het estuariene milieu. De eerste juveniele botten bereiken de estuaria gewoonlijk in maart en trekken vanaf half april de rivieren op om voedsel te zoeken. In hun eerste levensjaar groeien ze snel en kunnen een lengte van 13cm bereiken. Jonge botten leven in ondieper water dan adulte exemplaren. De iets oudere juvenielen voeden zich met wormen en kreeftachtigen. Onafhankelijk van de grootte, worden mannetjes geslachtsrijp in hun derde levensjaar en vrouwtjes vanaf hun vierde (Muus, 1966; Summers, 1979; van der Veer *et al.*, 1991; Gerstmeier & Romig, 2000; Dietrich, 2004; Bos & Thiel, 2006; Kottelat & Freyhof, 2007).

3.8.4 Bedreigingen

Migratieknelpunten:

Migratiebarrières zoals stuwen kunnen verhinderen dat botten de estuariene foerageergebieden bereiken. Ze kunnen ook de katadrome paaimigratie belemmeren of onmogelijk maken.

Habitatdegradatie:

Bot foerageert op de slikken in het intergetijdengebied. Aangezien juveniele botten het estuarium ver optrekken, is het belangrijk dat er ook stroomop nog voldoende slikgebied aanwezig is. Afslag van slikken en schorren door erosie ten gevolge van het kanaliseren van rivierdelen, baggerwerkzaamheden en golfslag afkomstig van de scheepvaart zijn dus nadelig voor de populatie. Ook door het inpolderen van slik- en schorgebieden kan waardevol habitat verloren gaan.

Waterkwaliteit:

Bot is vrij tolerant voor lage zuurstofgehalten en kan al aangetroffen worden bij 2.7mg/L opgeloste zuurstof (Maes *et al.*, 2007).

Visserij:

Bot wordt intensief bevestig. Jaarlijks wordt 10000 ton bot gevangen in Europa. In België is bot van weinig belang als consumptievis (Muus, 1966; Vrielynck *et al.*, 2003).

3.9 Driedoornige stekelbaars, *Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758

3.9.1 Soortbeschrijving

Op de rug van driedoornige stekelbaarzen bevinden zich drie afzonderlijke stekels, waarvan de derde klein is. De lichaamskleur is variabel. De rugzijde is meestal grijsgroen en de flanken en buikzijde zilverachtig. Soms zijn op de flanken verticale strepen zichtbaar. In de paaiperiode ontwikkelen de mannetjes een oranje tot rood gekleurde buik en blauwgroene flanken en ogen. De vrouwtjes behouden hun zilveren kleur tijdens de paaiperiode. De anadrome vorm van driedoornige stekelbaars wordt de *trachurus*-vorm genoemd. Bij deze vorm zijn de flanken bedekt met 29 tot 35 beenplaten. Op de staartwortel zijn deze omgevormd tot een lateraal kiel. De anadrome vorm is groter dan de zoetwater vorm. Ze zijn meestal 6 à 7cm lang, maar individuen met een lengte van 10 à 11cm komen voor (Wootton, 1976; 1984; 't Hart, 1978; Rappé & Eneman, 1988; Snyder, 1991; Muus & Nielsen, 1999; Kottelat & Freyhof, 2007).

3.9.2 Verspreiding

Driedoornige stekelbaars komt voor tussen de 35ste en 70ste breedtegraad op het noordelijk halfrond: in Europa, in delen van Azië en in Noord-Amerika. In Europa komen diadrome driedoornige stekelbaarzen voor langs de kusten en in kusttrivieren van de Noordzee, IJsland, de Witte Zee, de Atlantische Oceaan, de Baltische Zee en de Zwarte Zee ('t Hart, 1978; Wootton, 1976; 1984; Kottelat & Freyhof, 2007).

Er zijn weinig gegevens over de historische verspreiding van de anadrome vorm van driedoornige stekelbaars, wellicht omdat de soort geen economisch belang had.

In de Zeeschelde worden anadrome stekelbaarzen gevangen tussen december en april (Buysse *et al.*, 2002; 2003; vrijwilligersnetwerk).

3.9.3 Ecologie

3.9.3.1 *Adulte levensstadium*

Driedoornige stekelbaarzen overwinteren langs de kustgebieden of in het estuarium en bereiken seksuele maturiteit na één jaar (van Mullem & van der Vlugt, 1964; 't Hart, 1978; Lucas & Baras, 2001) of na twee jaar in de Baltische Zee, waar één jaar oude vissen een zomer doorbrengen langs de kustgebieden (Munzing, 1959; Aneer, 1973; Kottelat & Freyhof, 2007). Occasioneel worden driedoornige stekelbaarzen aangetroffen in open zee, honderden kilometers van het dichtstbijzijnde land. Mogelijk gaat het dan over dieren die zijn meegevoerd met de stroming (Quinn & Light, 1989). Stekelbaarzen voeden zich met kleine kreeftachtigen, insecten, wormen en vislarven (Scott & Crossman 1973; Manzer, 1976; Wootton, 1984). Hagen (1967) stelde vast dat de anadrome vorm andere voedseldieren prefereert dan de residente vormen, zodat competitie wellicht beperkt is.

3.9.3.2 *Paaimigratie*

Adulte dieren trekken de kusttrivieren op in de periode december-april ('t Hart, 1978; Buysse *et al.*, 2002; 2003; Kottelat & Freyhof, 2007). De paaimigratie zou geïnduceerd worden door het langer worden van de dagen en een toenemende watertemperatuur. Deze stimuli brengen ook fysiologische veranderingen op gang die ervoor zorgen dat de dieren veranderende zoutgehalten kunnen verdragen tijdens de migratie (Baggerman, 1957; Wootton, 1976; 't Hart, 1978). Het optrekken van rivieren gebeurt soms in zeer grote scholen ('t Hart, 1978). Anadrome driedoornige stekelbaarzen zijn betere zwemmers dan de

niet-migrerende vormen en kunnen gedurende meerdere uren zwemsnelheden tot 5 lichaamslengten per seconde aanhouden (Taylor & McPhail, 1986).

3.9.3.3 Paaigedrag en -habitat

Driedoornige stekelbaarzen paaien meestal in zoetwater, maar sommige populaties ook in brakke of mariene milieus, in de periode april tot juni, bij watertemperaturen die boven 12°C liggen. Er is geen bewijs dat driedoornige stekelbaarzen terugkeren naar de plaats waar ze uit het ei gekomen zijn en het lijkt waarschijnlijk dat er een aanzienlijke menging van populaties kan plaatsvinden. De mannetjes verdedigen een territorium in ondiep water, waarbinnen ze een nest bouwen. Het nest wordt op de bodem gebouwd. Een kuiltje van maximaal 14x10cm wordt uitgegraven door bodemsubstraat te verplaatsen met de bek. In het kuiltje wordt plantenmateriaal aangebracht (voornamelijk draadalg) dat aan elkaar wordt gekleefd met nierexcreties. Vervolgens doorkruipt het mannetje het aan elkaar geplakte plantenmateriaal, zodat een tunnel met twee openingen ontstaat. Verschillende vrouwtjes worden individueel naar het nest geleid om eieren af te zetten, die onmiddellijk daarna bevrucht worden door het mannetje. Na het afzetten van de eieren worden de vrouwtjes verjaagd. De mannetjes bewaken de eieren en bewaaien ze met zuurstofrijk water. Anadrome driedoornige stekelbaarzen sterven gewoonlijk van uitputting na de paaicyclus (van Mullem & van der Vlucht, 1964; Wootton, 1976; 1984; 't Hart, 1978; Lucas & Baras, 2001; Kottelat & Freyhof, 2007). *Trachurus*-vrouwtjes produceren per legsel tot 200 eieren. In elk nest kunnen 6 tot 7 legsels aanwezig zijn ('t Hart, 1978; Wootton, 1984). De eieren hebben een diameter van 1.3 à 1.4mm (Craig & FitzGerald, 1982; Wallace & Selman, 1979).

3.9.3.4 Juveniele levensstadium

De eieren komen uit na 5 tot 8 dagen, afhankelijk van de watertemperatuur. De larven worden nog enkele dagen bewaakt en vervolgens verlaat het mannetje het nest. Als de larven het nest verlaten hebben, vormen ze scholen. Juveniele stekelbaarzen groeien snel in de periode april-mei. Vanaf juli-augustus migreren ze naar zee (van Mullem & van der Vlucht, 1964; Kottelat & Freyhof, 2007). De zeewaartse migratie zou geïnduceerd worden door het korter worden van de dagen en een afnemende watertemperatuur. Deze stimuli brengen ook fysiologische veranderingen op gang die ervoor zorgen dat de dieren veranderende zoutgehalten kunnen verdragen tijdens de migratie (Baggerman, 1957; Wootton, 1976; 't Hart, 1978). In zee vormen ze grote scholen (Kottelat & Freyhof, 2007). Jonge dieren blijven in de kustgebieden, maar kunnen zich over honderden kilometers verspreiden. Ze bevolken ondiepe zones boven slib- of zand bodems waar vegetatie aanwezig is (Wootton, 1984; Page & Burr, 1991). Juveniele dieren worden in zee soms ook aangetroffen bij drijvend wier (Safran, 1990; Safran & Omori, 1990). De juveniele dieren voeden zich met raderdiertjes, kleine insecten en kreeftachtigen zoals roeipootkreeftjes en watervlooien (Manzer, 1976; 't Hart, 1978; Wootton, 1984). De anadrome vorm van driedoornige stekelbaars groeit sneller dan de zoetwatervorm (Snyder, 1991).

3.9.4 Bedreigingen

Migratieknelpunten:

Constructies zoals dammen en stuwen kunnen obstakels vormen voor een succesvolle stroomopwaartse migratie. Zelfs kleine obstakels kunnen de migratie van driedoornige stekelbaars al verhinderen (Peter, 1998).

Habitatdegradatie:

Anadrome driedoornige stekelbaarzen paaien in ondiep water, onder meer in poelen die achterblijven in schorkreken. Bijgevolg is elke ingreep die dergelijk paaihabitat wegneemt schadelijk voor de populatie.

Waterkwaliteit:

Over het algemeen kunnen driedoornige stekelbaarzen een pH lager dan 4.5 niet verdragen, hoewel er populaties voorkomen in water met een pH van 3.5 (Campbell, 1979; Giles 1983). Er zijn weinig gegevens over de minimale zuurstofvereisten, maar driedoornige stekelbaars blijkt in ieder geval minder tolerant dan tiendoornige stekelbaars (Lewis *et al.*, 1972). Stekelbaarzen zijn gevoelig voor vervuiling met zware metalen, industrieel afval en insecticiden en zijn afwezig in zwaar vervuilde wateren (Jones, 1964; Wootton, 1976).

Visserij:

Driedoornige stekelbaarzen hebben weinig of geen economisch belang. Ze worden dus niet bedreigd door overbevissing. Er zijn slechts enkele oude referenties die wijzen op een gerichte bevissing. Ze werden dan gebruikt om het land te bemesten of verwerkt tot vismeel en -olie (Bigelow & Welsh, 1925; Nikol'skii, 1961; 't Hart, 1978).

3.10 Zalm, *Salmo salar* Linnaeus, 1758

3.10.1 Soortbeschrijving

Zalmen hebben een langgerekt lichaam dat lateraal iets samengedrukt is. Langs de zijlijn bevinden zich 109 tot 121 schubben. De bek is groot en eindstandig. De kaken bezitten goed ontwikkelde tanden. Ook op de tong zijn tanden aanwezig. In zee zijn de flanken en de buik zilver gekleurd. Paarrijpe dieren die de rivieren optrekken om te paaien ondergaan morfologische veranderingen aan de tanden en kaken en worden donkerder van kleur met bruine, groene en blauwe patronen op de rug. Verspreid op het lichaam bevinden zich talrijke zwarte vlekken, de meeste boven de zijlijn. De veranderingen aan de bek zijn vooral opvallend bij de mannetjes, die een zogenaamde haakbek ontwikkelen. Adulte mannetjes kunnen een lengte van 1.5m en een gewicht van 36kg bereiken. Vrouwtjes kunnen 1.2m lang worden en tot 20kg wegen. Dieren die de paai overleven zijn donker van kleur en worden dan *kelts* genoemd. Juveniele dieren met een lengte van 40mm of meer - het zogenaamde *parr* stadium - hebben 8 tot 11 donkere vlekken op de flanken, alternerend met een enkele rij rode vlekjes. Jonge dieren die naar zee migreren - het *smolt* stadium - hebben een zilveren kleur op de flanken en buik (Scott & Crossman, 1973; Allen & Ritter, 1977; Hendry & Cragg-Hine, 2003; Kottelat & Freyhof, 2007).

3.10.2 Verspreiding

Vroeger kwam zalm voor in alle landen waarvan de rivieren uitmonden in de Noordelijke Atlantische Oceaan. Door menselijk ingrijpen zijn de aantallen echter sterk afgenomen en is de soort op veel plaatsen verdwenen. Het huidige verspreidingsgebied reikt van Portugal tot Noord-Amerika en omvat rivieren in Spanje, Frankrijk, het Verenigd Koninkrijk, Ierland, Noorwegen, Zweden, Finland en andere landen langs de Baltische Zee, IJsland, Groenland, enkele Canadese provincies en het noordoosten van de Verenigde Staten (Scott & Crossman, 1973; McCrimmon & Gots, 1979; Mills, 1991; Maitland & Campbell, 1992; Hendry & Cragg-Hine, 2003; Kottelat & Freyhof, 2007).

Zalm werd voor de 20^{ste} eeuw waargenomen in Schelde, Rupel, Durme, Nete, Dijle en Demer. Verschillende auteurs spreken elkaar echter tegen wat de talrijkheid betreft en het valt uit de literatuur niet af te leiden of de soort zich hier voortplantte. Vermoedelijk kwam zalm al in de Middeleeuwen in moeilijkheden door menselijke invloeden. In de 18^{de} eeuw moet zalm in ieder geval zeldzaam geweest zijn en ook voor de periode na 1840 zijn er geen aanwijzingen dat er een echte zalmpopulatie aanwezig was in het Scheldebekken (Van Damme & De Pauw, 1995; Vrielynck *et al.*, 2003). Bovendien zijn zalmresten altijd schaars op archeologische sites (pers. med. W. Van Neer). Indien zalm ooit gepaaid heeft in het Scheldebekken, was dat wellicht in de bovenlopen van de rivieren die in de Rupel uitmonden en mogelijk in de bovenlopen van de Schelde op Frans grondgebied. Rond 1900 kende de waterkwaliteit in de zijrivieren en bovenlopen zoals de Demer al perioden met ernstige vervuiling (Vrielynck *et al.*, 2003), zodat de migratie wellicht sterk gehinderd werd en de voortplanting voor de veeleisende zalmachtigen onmogelijk was.

Recente waarnemingen van zalm zijn zeer schaars in het Scheldebekken en steeds beperkt tot het gebied stroomaf van Antwerpen (Maes *et al.*, 2003a).

3.10.3 Ecologie

3.10.3.1 *Adulte levensstadium*

Eens in zee, begeven zalmen zich naar afgelegen foerageergebieden (Netboy, 1974). De meeste Amerikaanse en Zuid-Europese zalmen migreren naar de Davis Straat tussen Labrador en Groenland. Zalmen afkomstig van de Baltische Zeegebieden en de Britse eilanden migreren naar de kust van de Faeröer eilanden. Ze zwemmen in de bovenste 3m van het oceaanoppervlak en kunnen tot 50km per dag afleggen. Mogelijk maken ze bij het navigeren gebruik van veranderingen in het elektromagnetisch veld van de aarde die veroorzaakt worden door oceaanstromingen die door deze velden passeren (Stasko *et al.*, 1973). In zee eten zalmen voornamelijk vissen en kreeftachtigen en ze groeien er snel (Pyefinch, 1952; Shearer & Balmain, 1967).

Zalmen worden gewoonlijk 4 à 6 jaar oud, maar soms kunnen ze een leeftijd van 10 jaar bereiken (Hendry & Cragg-Hine, 2003).

3.10.3.2 *Paaimigratie*

Adulte zalmen trekken de rivieren op om te paaien op schoon grindsubstraat (Hendry & Cragg-Hine, 2003). Ze keren terug naar de rivier waar ze uit het ei gekomen zijn en vaak zelfs naar het deel van het stroomgebied waar ze oorspronkelijk vandaan komen. Er bestaan verschillende theorieën over de manier waarop zalmen hun rivier van oorsprong terugvinden, zoals het inprenten van bepaalde geurstoffen die karakteristiek zijn voor de waterloop en het vrijgeven van feromonen tijdens hun zeewaartse migratie, zodat een geurspoor achterblijft langs het traject tussen de rivier van oorsprong en de foerageergebieden (Hasler & Wisly, 1951; Hasler, 1954; Harden Jones, 1968; Stasko *et al.*, 1973; Fisknes & Doving, 1982). Slechts 3% van de zalmen die een rivier opzwemmen zouden afgedwaalde exemplaren zijn die oorspronkelijk uit een andere rivier komen (O'Connell *et al.*, 1995).

Sommige zalmen keren al na een jaar in zee terug naar hun rivier van oorsprong en worden dan *grilse* genoemd. Ze hebben dan een gewicht van 1-3kg bereikt. De meeste zalmen keren pas terug na 2 tot 3 jaar en wegen dan meestal 3-9kg (Scott & Crossman, 1973; Rogan *et al.*, 1993). In zee zwemmen de terugkerende zalmen aan een snelheid van 0.08-0.68m/s (Smith *et al.*, 1980).

Alvorens zalmen de rivier optrekken, vormen ze scholen in het estuarium. Ze migreren vaak bij toegenomen waterafvoer, hoewel dit van minder belang is in de lente, wanneer het water kouder is en de afvoer groter dan in de zomer of herfst (Brawn, 1979). Zalmen vereisen een stroming van 0.3-0.6m/s als prikkel om hun stroomopwaartse migratie verder te zetten (Weaver, 1963). Bij een stroomsnelheid van 0.5m/s verplaatsen zalmen zich 4.3km/dag (Stasko *et al.*, 1973).

De dieren zijn in staat om vrij hoge barrières te overbruggen. Vanuit diep water kan zalm tot 3m uit het water springen om barrières zoals watervallen en stuwen te overbruggen (Hendry & Cragg-Hine, 2003).

Zalmen die de rivier optrekken eten weinig of niet. De migratie- en paaiactiviteit resulteren in een gewichtsverlies van 40% (Belding, 1934).

3.10.3.3 *Paaigedrag en -habitat*

Zalmen paaien in de herfst of winter in kuilen die uitgegraven worden in grindsubstraat (Bigelow & Schroeder, 1953). Paailocaties kunnen aangetroffen worden op plaatsen waar de riviergradiënt 3% of minder is (Mills, 1989). De stroomsnelheid ligt bij voorkeur tussen 0.25 en 0.90m/s en de waterdiepte tussen 17 en 76cm (Hendry & Cragg-Hine, 1997). Paaiplaatsen liggen op het stroomafwaarts einde van *riffles*, waar het grind schoon gehouden

wordt door de stroming van het water of doorsijpeling van grondwater. Typische paaiplaatsen zijn de overgangsgebieden tussen *pools* en *riffles*, waar de stroomsnelheid toeneemt en de diepte afneemt, waar grind aanwezig is met optimale korrelgrootte en waar de tussenruimten schoon gehouden worden door de stroming (Peterson, 1978; Bjorn & Reiser, 1991). Nochtans verschillen de hydrologische condities en korrelgroottesamenstelling die worden opgegeven in de literatuur aanzienlijk (Beland *et al.*, 1982; Bjorn & Reiser, 1991; Kondolf & Wolman, 1993). Nestkuilen worden uitgegraven door de vrouwtjes, met waaierende bewegingen van de staartvin. Een nestkuil is samengesteld uit verschillende depressies in het substraat (Leim & Scott, 1966). Gedurende de paaiactiviteit varieert de watertemperatuur tussen 4.4 en 5.6°C (DeCola, 1970). Het mannetje en vrouwtje gaan op één lijn liggen en de eieren worden bevrucht terwijl ze in elke depressie afgezet worden (Jordan & Beland, 1981). Sommige mannelijke juvenielen die zich nog in het *parr* stadium bevinden worden in de herfst geslachtsrijp en nemen dan actief deel aan de paaiactiviteit (Refstie *et al.*, 1977). Na de paai bedekt het vrouwtje de eieren met 10 tot 25cm grind, afkomstig van een andere nestkuil die net stroomop wordt uitgegraven. Dit proces wordt herhaald tot al de eieren zijn afgezet (Danie *et al.*, 1984). Een vrouwelijke zalm produceert ongeveer 1100 tot 1800 eieren per kilogram lichaamsgewicht (Rounsefell, 1957; Maitland & Campbell, 1992). De eieren zijn bolvormig, 5-7mm diameter en oranje tot amberkleurig, licht kleverig. De grootte van de eieren wordt beïnvloed door de leeftijd, grootte en conditie van het vrouwtje en ook door de tijd die het vrouwtje doorbrengt in zee, het tijdstip van de paai en de positie van het ei in het ovarium. De snelheid van de embryo-ontwikkeling wordt niet beïnvloed door de grootte van het ei, maar de embryo's zijn groter in grotere eieren en de resulteren in larven met hogere overlevingskansen (Kazakov, 1981). Na het afzetten van de eieren begeven vrouwelijke dieren zich stroomafwaarts, terwijl mannetjes blijven om te paaien met andere vrouwtjes. De meeste zalmen sterven na de paai. Veel van de zalmen die de paai overleven (*kelts*) brengen de winter door in zoetwater en beginnen zich opnieuw te voeden. De mortaliteit is blijkbaar hoog wanneer de *kelts* de zee bereiken (Danie *et al.*, 1984). In de Conon keert slechts 20 tot 36% van de zalmen die gepaaid hebben terug naar zee. Slechts 3 tot 6% van de zalmen paaien meer dan één keer in hun leven (Mills, 1989).

3.10.3.4 Juveniele levensstadium

De eieren blijven in de nestkuil gedurende de winter en komen uit in de lente. De incubatieperiode is sterk afhankelijk van de watertemperatuur. Bij 3°C komen de eieren uit na 145 dagen en bij 10-12°C na 40 dagen (Jordan & Beland, 1981; Drummond Sedgwick, 1982). De stabiliteit van het grind gedurende de incubatie periode is van zeer groot belang. Piekdebieten kunnen de nestkuil beschadigen en de ontwikkelende eieren doden (Crisp, 1989). Bij het uitsluipen zijn de larven 15mm lang. Ze blijven ingegraven in het grind tot hun dooierzak geabsorbeerd is na een zestal weken (Bigelow & Schroeder, 1953). Daarna beginnen de 25mm lange juvenielen (*fry* stadium) zich te voeden en komen vervolgens uit het substraat tevoorschijn. Gewoonlijk komen de jonge juvenielen uit het substraat in de periode begin mei tot eind juni en gebeurt dit 's nachts (Gustavson-Marjanen, 1982; Randall, 1982). Onmiddellijk daarna verspreiden ze zich en vestigen zich in een territorium (Danie *et al.*, 1984). Voor een succesvol uitsluipen van de eieren is het belangrijk dat er voldoende water door het grind stroomt. Daarom moet het aandeel fijnkorrelig materiaal klein zijn (Peterson, 1978; MacCrimmon & Gots, 1986; Roche, 1994; Greig *et al.*, 2005).

Wanneer de juvenielen een lengte van ongeveer 40mm bereiken gedurende hun eerste zomer, worden ze *parrs* genoemd. Deze worden voornamelijk ter hoogte van *riffles* aangetroffen. Jonge *parrs* zijn het talrijkst in snel stromend water overdag en de vroege avond. 's Nachts rusten ze op de bodem in rustiger water (Gibson, 1966). Oudere *parrs* bevolken dieper water. Ze verdedigen een territorium waarbinnen ze voldoende voedsel vinden (Gustavson-Marjanen, 1982; Stradmeyer & Thorpe, 1987).

Jonge zalmen (*fry* en *parr* stadia) voeden zich hoofdzakelijk met ongewervelden, zoals larven van haften en steenvliegen (Mills, 1964; Maitland, 1965). Naarmate de zomer vordert

voeden de jonge zalmen zich minder (Metcalf *et al.*, 1986) en ook bij toegenomen predatierisico eten ze minder (Metcalf *et al.*, 1987).

De densiteit aan jonge vissen wordt bepaald door de beschikbaarheid van geschikt habitat. Elk ontwikkelingsstadium maakt gebruik van verschillende habitats en de habitatbeschikbaarheid bepaalt hoeveel jonge dieren het *smolt* stadium zullen bereiken. De overleving van zalmen in het *parr* stadium hangt af van de voedselbeschikbaarheid en de hoeveelheid geschikt habitat, waarvoor onderlinge competitie is (Kalleberg, 1958; Egglishaw & Shackley, 1982). Interacties met jonge forellen hebben ook een invloed op het habitatgebruik van jonge zalmen. Ze worden dan gedwongen om zich te vestigen in ondiepere *riffle*gebieden met sneller stromend water, waaraan ze beter aangepast zijn dan forellen (Kennedy & Strange, 1986).

Jonge zalmen verlaten de ondiepe *riffles* in de herfst, wanneer de watertemperatuur afneemt. Ze brengen de koudere maanden door in de diepere gedeelten en keren terug naar ondieper water in de lente, als de watertemperatuur 6 à 7°C bereikt (Rimmer, 1984; Rimmer *et al.*, 1985; Mills, 1989; Bjorn & Reiser, 1991). Gedurende de wintermaanden zijn juveniele zalmen voornamelijk nachtactief (Hendry & Cragg-Hine, 2003).

Juveniele zalmen blijven twee tot vier jaar in het *parr* stadium alvorens de zogenaamde smoltificatie optreedt. Bij smoltificatie treden er een aantal fysiologische, morfologische en gedragsveranderingen op. Dit gebeurt over het algemeen als de zalmen een lengte van 10 à 15cm bereikt hebben. Er is slechts een overleving van 1.1 tot 3.6% van ei tot *smolt* (Elson, 1975; Chadwick, 1982). Eenmaal ze het *smolt* stadium bereiken, verdwijnen de typische vlekken van het *parr* stadium en krijgen de flanken en buik een zilveren kleur, de staart wordt langer en wordt dieper gevorkt. Het territoriaal gedrag verdwijnt en er worden scholen gevormd (Danie *et al.*, 1984). Sommige mannelijke exemplaren worden echter al geslachtsrijp alvorens ze het *smolt* stadium bereiken en zijn dan in staat om eieren te bevruchten van adulte vrouwtjes die terugkeren vanuit de zee (Schaffer & Elson, 1975; Mills, 1989; Maitland & Campbell, 1992; Hendry & Cragg-Hine, 2003).

Smolts trekken naar zee in de periode april tot juni. In de rivier gebeurt stroomafwaartse migratie voornamelijk 's nachts en bij ochtend- en avondschemering. De migratie wordt op gang gebracht door een toenemende waterafvoer en een watertemperatuur die stijgt tot 4.5 à 5.5°C. Het migratiegedrag komt volledig op gang bij watertemperaturen van 9-10°C. In het estuarium gebeurt de migratie nog steeds voornamelijk 's nachts en wordt dan sterk beïnvloed door het getij, waarbij zeewaartse verplaatsing voornamelijk bij afgaand tij gedurende de donkere uren plaatsvinden (Allen, 1944; Clarke, 1981; Fried *et al.*, 1978; Moore *et al.*, 1995). Volgens Fried *et al.* (1978) kunnen smolts 57km overbruggen in minder dan 48uur.

3.10.4 Bedreigingen

Migratieknelpunten:

Stuwen en dammen in de hoofdloop en de bovenlopen kunnen de paaimigratie van zalm verhinderen. De stroomafwaartse migratie van *smolts* kan tevens bemoeilijkt worden door barrières zoals waterkrachtcentrales (Hendry & Cragg-Hine, 2003; De Laak, 2007a).

Habitatdegradatie:

Aangezien waterdiepte, stroomsnelheid, substraat en beschutting de voornaamste habitatvariabelen zijn voor juveniele zalmen, kunnen waterbouwkundige ingrepen, zoals het bedijken van oevers en kanalisatie opgroeihabitats doen verdwijnen. Grindwinning en baggerwerkzaamheden in ondiepe rivierdelen maken paailocaties ongeschikt, net als afzetting van slib op hard substraat, samenhangend met afgenomen stroomsnelheden.

Piekdebieten kunnen de nestkuil beschadigen en de ontwikkelende eieren doden (Crisp, 1989; Heggenes, 1990; Hendry & Cragg-Hine, 2003; De Laak, 2007a).

Waterkwaliteit:

Zalm is gevoelig voor watervervuiling. Bestrijdingsmiddelen, zware metalen en andere giftige stoffen zijn dodelijk. Lage zuurstofgehalten worden slecht verdragen. Zuurstofgehalten hoger dan 8 mg/l en een pH tussen 6,2 en 8,5 zijn optimaal voor *parrs*. Lagere zuurstofgehalten en pH waarden beneden 4.5 en boven 10 maken waterlopen ongeschikt (De Laak, 2007a). Een hoge turbiditeit op de migratieroute kan een barrière vormen voor zalmachtigen (Bash *et al.*, 2001).

Door recente verbetering van de waterkwaliteit is de zalm teruggekeerd naar rivieren waar hij vorige eeuw afwezig was, waaronder de Clyde en de Taff (Hendry & Cragg-Hine, 2003).

Visserij:

Zalm is een belangrijke consumptievis en wordt intensief bevestigd. Ook in de aquacultuur is het een belangrijke soort. In Nederland bestond in de 19^{de} eeuw een grote zalmvisserij. De vangsten piekten er rond 1885. Kort daarna zouden de zalmvangsten dramatisch afnemen. Na 1930 verdween de zalmvisserij in Nederland. Sinds de jaren 1970 worden door verschillende organisaties, zoals NASCO en NASF, commerciële visserijen uitgekocht in internationale wateren (De Laak, 2007a).

Infecties:

Aquacultuur van zalmachtigen heeft het aantal infecties met zeeluizen, myxozoën en andere parasieten onder wilde populaties doen toenemen. Deze kunnen een verhoogde mortaliteit veroorzaken (Gilbert & Granath, 2003; De Laak, 2007a).

3.11 Zeeforel, *Salmo trutta trutta* Linnaeus, 1758

3.11.1 Soortbeschrijving

Zeeforellen lijken sterk op zalm. Langs de zijlijn bevinden zich 120 tot 130 schubben. De bek is groot en eindstandig. In tegenstelling tot bij zalm, loopt de mondspleet tot voorbij het oog. De kaken en tong zijn bezet met tanden. De basis van de staartvin is dikker dan bij zalm. In zee zijn de flanken zilver gekleurd. Paairijpe dieren die de rivieren optrekken om te paaien ondergaan morfologische veranderingen. Ze worden donkerder van kleur en hebben rood tot bruinachtige vlekken op de flanken. De vlekken zijn niet kruisvormig, wat bij zalm wel het geval is. De veranderingen aan de bek zijn het opvallendst bij de mannetjes, die een zogenaamde haakbek ontwikkelen. De lengte van dieren die de rivieren optrekken ligt gewoonlijk tussen 45 en 100cm. De maximumlengte is 140cm. Dieren die de paai overleven zijn donker gekleurd en worden dan *kelts* genoemd. Juveniele dieren in het *parr* stadium hebben, net als de *parrs* van zalm, een reeks grote, donkere vlekken op de flanken, alternerend met rode vlekjes. De borstvinnen van zeeforelparrs zijn in verhouding kleiner en zijn vaker feller geeloranje gekleurd dan die van zalmparrs. In het *parr* stadium zijn juveniele zeeforellen niet te onderscheiden van juveniele beekforellen. Jonge dieren die naar zee migreren – het *smolt* stadium – zijn zilverkleurig (De Laak, 2007b; Kottelat & Freyhof, 2007).

3.11.2 Verspreiding

De zeeforel komt voor in de Baltische Zee en langs de oostelijke Atlantische Oceaan vanaf Scandinavië en IJsland tot Portugal (Kottelat & Freyhof, 2007; Atlantic Salmon Trust, 2008).

Waarnemingen van zeeforel waren altijd zeer uitzonderlijk in het Scheldebekken en de soort heeft zich hier vrijwel zeker nooit voortgeplant. Ook beekforel, de residente vorm waaruit zeeforel kan ontstaan, kwam van nature niet voor in het Scheldebekken. Beekforel werd in de eerste helft van de 20^{ste} eeuw uitgezet in verschillende beken. Hiervan hebben enkel de populaties in de Sassegembeek en de Steenputbeek stand gehouden. De beekforel die in 1908 gemeld werd uit de Demer was wellicht ook afkomstig van een uitzetting (Poll, 1956; Van Damme & De Pauw, 1995; Vrielynck *et al.*, 2003).

Recente waarnemingen van zeeforel in de Schelde zijn zeer schaars en altijd beperkt tot het gebied stroomaf van Antwerpen (Maes *et al.*, 2003a,b).

3.11.3 Ecologie

3.11.3.1 Adulte levensstadium

Smolts die de rivieren verlaten hebben en adulte zeeforellen leven in de kustzone. Ze hebben een pelagische levenswijze en blijven steeds in de buurt van de kust, dicht bij de rivier waar ze uit het ei gekomen zijn. De groei van de *smolts* verloopt snel. Na een jaar in zee kunnen ze een gewicht van 1.5kg bereiken. Zeeforellen voeden zich met kreeftachtigen, wormen en kleine vissen. Grote zeeforellen vangen grotere prooien. Zeeforellen kunnen een leeftijd van 18 jaar bereiken (Knutsen *et al.*, 2004; Olsen *et al.*, 2006; De Laak, 2007b; de Leeuw *et al.*, 2007; Kottelat & Freyhof, 2007; Atlantic Salmon Trust, 2008).

3.11.3.2 Paaimigratie

In zee overleeft 5 tot 40% van de *smolts* tot de paaitijd. De meeste zeeforellen paaien in de rivier waar ze uit het ei gekomen zijn, maar het aantal dieren dat afdwaalt naar andere rivieren kan groter zijn dan bij zalm. De timing van de anadrome paaimigratie varieert sterk van rivier tot rivier. Soms trekken zeeforellen al na enkele maanden opnieuw de rivier op, in

de periode juli-september. De meeste zeeforellen ondernemen pas hun eerste paaimigratie na een verblijf van 12 tot 14 maanden in zee. De paaimigratie van deze oudere dieren start gewoonlijk in mei en kan doorgaan tot oktober. Tijdens de paaimigratie voeden zeeforellen zich meestal niet (L'Abée-Lund *et al.*, 1989; bij de Vaate *et al.*, 2003; Elliott *et al.*, 1992; Aerestrup & Jepsen, 1998; De Laak, 2007b; Atlantic Salmon Trust, 2008).

3.11.3.3 Paaigedrag en -habitat

Zeeforellen paaïen in de bovenlopen van rivieren. De paaiperiode kan sterk variëren tussen rivieren en ligt tussen oktober en maart. In de meeste rivieren paaïen zeeforellen tussen november en december, bij watertemperaturen vanaf 6°C. Het paaisubstraat bestaat uit grind en keien, met een korrelgrootte van 1 tot 7cm. Het fractie zand ligt bij voorkeur lager dan 5%. De stroomsnelheid moet boven 0.15m/s liggen en de waterdiepte varieert tussen 15 en 90cm, met een optimum rond 30cm. Paailocaties worden gekarakteriseerd door een neerwaartse stroming die het grind doorspoelt en op die manier zorgt voor een goede zuurstofvoorziening. De vrouwelijke zeeforellen kiezen een paaiplaats en graven een nestkuil. De nestkuil wordt uitgegraven met bewegingen van de staart. Nadat de eieren bevrucht zijn, worden ze door het vrouwtje begraven onder een 3 tot 30cm dikke laag grind. Zeeforellen zijn perfect in staat om zich voort te planten met residente beekforellen. Het aantal eieren en de diepte waarop ze begraven worden hangt af van de grootte van het vrouwtje. De eieren hebben een diameter van 4 à 5mm. Een groot deel van de zeeforellen overleeft de voortplanting en keert na het afzetten van de eieren terug naar zee. In dit stadium worden ze *kelts* genoemd. 5 tot 70% van de zeeforellen die de rivier optrekt paaït voor een tweede keer. Zeeforellen kunnen tot 13 keer deelnemen aan de paaimigratie (Jonsson, 1985; L'Abée-Lund *et al.*, 1989; Elliott *et al.*, 1992; Elliott 1994; De Laak, 2007b; Atlantic Salmon Trust, 2008).

3.11.3.4 Juveniele levensstadium

Afhankelijk van de watertemperatuur, komen de eieren uit na 90 tot 150 dagen. Zeeforeleieren kunnen zich ontwikkelen tussen 1.4 en 16°C, maar boven 9°C neemt de sterfte snel toe. Zuurstofgehalten >10mg/L zijn optimaal voor de ontwikkeling van de eieren en larven. De larven blijven gedurende 35 tot 50 dagen in het grind, tot hun dooierzak weggeteerd is. Afhankelijk van de breedtegraad, komen juveniele zeeforellen (*fry* stadium) tussen maart en juli tevoorschijn uit het grind. Ze blijven in de beekjes vlakbij de paailocaties. In het *fry* stadium verkiezen zeeforellen een stroomsnelheid rond 0.25m/s. Bij een lengte van 4 tot 5cm wordt een stroomsnelheid van 0.50m/s getolereerd. De stroomsnelheid in de hoofdstroom moet tussen 0.20 en 0.80m/s liggen. *Fry* en *parrs* jonger dan één jaar worden zelden aangetroffen in water dieper dan 50cm. Waterplanten, holle oevers en beschaduwing zijn belangrijke habitateigenschappen. *Parrs* ouder dan één jaar verkiezen waterdiepten van 75 tot 150cm. De groeisnelheid van de jonge dieren hangt sterk af van de breedtegraad. Bij 12°C is de groeisnelheid maximaal. *Parrs* voeden zich voornamelijk met insecten en insectenlarven. Zuurstofgehalten lager dan 5mg/L worden gemeden. Juveniele zeeforellen groeien gedurende 1 tot 5 jaar op in de bovenlopen van rivieren, maar in de meeste gevallen migreren ze na 2 of 3 jaar naar zee. Vrouwelijke *parrs* hebben meer kans om te transformeren tot *smolts* en naar zee te migreren dan mannelijke. De factoren die beslissen of de *parrs* veranderen in *smolts* of de residente beekforelvorm aannemen zijn slecht gekend. In de vroege lente veranderen veel van de grotere en oudere *parrs* in *smolts*. De stroomafwaartse migratie vindt plaats in de periode april-juni, wanneer de watertemperatuur stijgt tot 5-11°C. De belangrijkste stimuli die de zeewaartse migratie op gang brengen zijn een toenemende waterafvoer en veranderingen in de watertemperatuur, de maanfase en de daglengte (Jonsson, 1985; L'Abée-Lund *et al.*, 1989; Jensen, 1990; Elliott *et al.*, 1992; De Laak, 2007b; Kottelat & Freyhof, 2007; Atlantic Salmon Trust, 2008).

3.11.4 Bedreigingen

Migratieknelpunten:

Stuwen en dammen in de hoofdloop en de bovenlopen kunnen de paaimigratie van zeeforel verhinderen. De stroomafwaartse migratie van *smolts* kan tevens bemoeilijkt worden door barrières zoals waterkrachtcentrales (De Laak, 2007b).

Habitatdegradatie:

Waterbouwkundige ingrepen, zoals het bedijken en verstevigen van oevers en kanalisatie kunnen paai- en opgroeihabitats doen verdwijnen. Grindwinning en baggerwerkzaamheden in ondiepe rivierdelen maken paailocaties ongeschikt, net als afzetting van slib op hard substraat, samenhangend met afgenomen stroomsnelheden (De Laak, 2007b).

Waterkwaliteit:

Zeeforel is gevoelig voor watervervuiling. Bestrijdingsmiddelen, zware metalen en andere giftige stoffen zijn dodelijk. Lage zuurstofgehalten worden slecht verdragen. In de zomer mijden zeeforelparrs water met een zuurstofgehalte van minder dan 5mg/L. Gehalten hoger dan 10mg/L zijn optimaal. Een pH lager dan 3.5 is dodelijk voor de eieren van zeeforel. De optimale pH ligt tussen de 6,8 en 7,8. (Mills, 1970; Elliott *et al.*, 1992; Klemetsen *et al.*, 2003). Een hoge turbiditeit op de migratieroute kan een barrière vormen voor zalmachtigen (Bash *et al.*, 2001).

Visserij:

De zeeforel is in de visserij een belangrijke vissoort geweest tot na de tweede wereldoorlog. Sinds de jaren 70 van de vorige eeuw worden door verschillende organisaties, zoals NASCO en NASF, commerciële visserijen uitgekocht in internationale wateren (De Laak, 2007b).

Infecties:

Aquacultuur van zalmachtigen heeft het aantal infecties met zeeluizen, myxozoën en andere parasieten onder wilde populaties doen toenemen. Deze kunnen een verhoogde mortaliteit veroorzaken (Tully, 1992; Tully *et al.*, 1993; Gilbert & Granath, 2003; De Laak, 2007b).

3.12 Houting, *Coregonus oxyrinchus* (Linnaeus, 1758)

3.12.1 Soortbeschrijving

De houting behoort tot de familie Coregonidae. De soort kon een lengte van 47cm bereiken en wordt gekenmerkt door een onderstandige bek, een verlengde snuit en 36 tot 44 kieuwboogaanhangsels. De flanken zijn zilverkleurig. Houtingen lijken sterk op de diadrome vorm van de marene, *Coregonus maraena* (Bloch, 1779). Vooral de mannetjes van de marene hebben eveneens een verlengde snuit, maar deze soort heeft slechts 20 tot 36 kieuwboogaanhangsels (Schöter, 2002; Freyhof & Schöter, 2005; Kottelat & Freyhof, 2007).

3.12.2 Verspreiding

Sinds 1940 is de houting uitgestorven. De verspreiding beperkte zich tot de stroomgebieden van de Schelde, Rijn en Maas. Occasioneel werden houtingen waargenomen langs de kusten van Noord-Frankrijk en zuidoost Engeland. De 'houtingen' uit de Vidå in Denemarken die geïntroduceerd werden in enkele Deense en Duitse rivieren behoren wellicht tot een anadrome vorm van de marene of een nog onbeschreven soort (Schöter, 2002; Freyhof & Schöter, 2005; Kottelat & Freyhof, 2007). In verschillende recente publicaties worden deze wel nog 'houting' genoemd (zie bijvoorbeeld Hansen *et al.*, 2006; Borcharding *et al.*, 2008).

Vrielynck *et al.* (2003) melden dat er slechts weinig referenties zijn voor houting in België. Toch kwam de soort voor het jaar 1900 met zekerheid voor in de Schelde. Het is echter niet zeker of de houting hier ook tot voortplanting kwam. Volgens sommige auteurs waren houtingen vrij algemeen. Ze zouden in de herfst samen met spiering en zalm de rivier optrekken (Rondelet, 1555 (geciteerd in Freyhof & Schöter, 2005); Selys-Longchamps, 1842; 1867; Maes, 1898; Raveret-Wattel, 1900; Van Aelbroeck & Rentiers, 1913). Het neotype van houting, dat bewaard wordt in het Natural History Museum, Londen, werd in de 19^{de} eeuw gevangen in de Schelde bij Antwerpen (Freyhof & Schöter, 2005). Houting kwam in die periode ook voor in het Kanaal Gent-Terneuzen (de Selys-Longchamps, 1887; Raveret-Wattel, 1900).

3.12.3 Ecologie

3.12.3.1 Adulte levensstadium

Adulte houtingen leefden in kustwateren en estuaria en hadden een pelagische levenswijze. Hun voedsel bestond uit zooplankton en bodemdieren (Kottelat & Freyhof, 2007).

3.12.3.2 Paaimigratie

In de herfst zouden houtingen de riviermondingen verlaten hebben om te paaien hogerop in de rivier (Redeke, 1941).

3.12.3.3 Paaigedrag en -habitat

Over het paaigedrag en paailocaties is weinig informatie te vinden. De soort zou gepaaid hebben in de periode oktober tot december (Kottelat & Freyhof, 2007).

3.12.3.4 Juveniele levensstadium

Volgens Kottelat & Freyhof (2007) verplaatsten juveniele houtingen zich naar de brakke zone van de rivier en voedden ze zich met zooplankton.

3.12.4 Oorzaken uitsterven

Het verdwijnen van houting werd wellicht veroorzaakt door een combinatie van overbevissing, slechte waterkwaliteit, verlies en fragmentatie van habitat en migratiebarrières (de Groot, 1990; de Groot & Nijssen, 1997).

4 Oorzaken van de achteruitgang van trekvisserij in het Scheldebekken

In dit hoofdstuk wordt een bondig overzicht gegeven van de factoren die een rol gespeeld hebben in de achteruitgang van de trekvissoorten in de Schelde. De meeste Europese diadrome soorten zijn bedreigd en werden opgenomen in de Habitat Richtlijn, de conventie van Bern en de rode lijst van de IUCN. De achteruitgang van diadrome soorten is een wereldwijd fenomeen en wordt in de hand gewerkt door een combinatie van antropogene en klimatologische factoren (Jonsson *et al.*, 1999; Lassalle *et al.*, 2008). Het feit dat diadrome soorten voor hun voortbestaan afhankelijk zijn van migratie door verschillende aquatische milieus maakt hen, meer dan andere soorten, kwetsbaar voor antropogene ingrepen in estuaria en riviermondingen. De belangrijkste oorzaken voor de achteruitgang van diadrome soorten zijn het verlies van (paai-)habitat (Lepage *et al.* 2000), verstuwings van de waterlopen (Jonsson *et al.*, 1999; McDowall, 1999), verslechterende waterkwaliteit (Maes *et al.*, 2007; 2008) en overbevissing (Lotze *et al.*, 2006).

Naast externe factoren bepalen ook specifieke levensgeschiedenissenmerken de kwetsbaarheid van sommige diadrome soorten. Zo hebben de meeste steursoorten een trage groei en hoge reproductieleeftijd, wat hen extra kwetsbaar maakt wanneer de populaties onder druk komen te staan. Diadrome soorten zoals steur en zalm zijn bovendien geëerde soorten en relatief gemakkelijk te vangen, waardoor de meeste van hun populaties reeds vroeg in de geschiedenis onder druk kwamen te staan (Lotze *et al.*, 2006). Reeds in de 12^{de} eeuw werden de populaties van de Europese steur (*Acipenser sturio*) bedreigd door overbevissing en habitat veranderingen (Hoffmann, 2005). Voor de Atlantische zalm (*Salmo salar*) zijn er aanwijzingen dat de lokale West-Europese populaties in de 15^{de} eeuw sterk terug liepen door overbevissing (Hoffmann, 2005). Andere soorten, zoals paling, konden in eerste instantie dan weer profiteren van bepaalde antropogene ingrepen en namen vanaf de Middeleeuwen in aantal toe (Hoffmann, 2005). Door de gedeeltelijke afdamming van kustwateren en ontwikkeling van poldergebieden ontstonden traag stromende, eutrofe wateren. Deze hoog productieve en gemakkelijk bereikbare wateren zijn ideale opgroeigebieden voor paling, waardoor de palingpopulaties vanaf de vroege Middeleeuwen sterk toenamen (Hoffmann, 2005). De laatste decennia gaan echter ook de palingpopulaties sterk achteruit en recent vaardigde de Europese Commissie een verordening uit die moet leiden tot de bescherming en het herstel van de palingbestanden (EG/1100/2007). De achteruitgang van paling is waarschijnlijk te wijten aan een combinatie van overbevissing, pollutanten, verlies van habitat, parasieten en klimatologische factoren (Dekker *et al.*, 2008).

Voor de achteruitgang van trekvisserij in de Schelde beperken we ons tot de factoren die lokaal een rol spelen. Het stroomgebied van de Schelde ligt in een van de meest verstedelijkte gebieden van West-Europa. De antropogene impact op het ecosysteem is dan ook merkbaar op verschillende vlakken. Waar overbevissing een directe impact heeft op de overleving van een soort, zijn de plaatsing van migratiebarrières, een verslechterende waterkwaliteit en habitatverlies de boosdoeners op langere termijn.

4.1 Fysische barrières

In tegenstelling tot de meeste andere Europese estuaria is de achteruitgang van diadrome soorten in mindere mate te wijten aan de verstuwings van het stroomgebied. In Tabel 6 wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste en meest stroomafwaarts gelegen knelpunten in het stroomgebied van de Schelde. Tijdens het Trekvisproject werd de visgemeenschap onder deze knelpunten bemonsterd. De tabel werd samengesteld op basis van historische beschrijvingen van de desbetreffende knelpunten. Het eerste deel van de tabel geeft de historische situatie t.h.v. het knelpunt weer. Per kunstwerk wordt de vermoedelijke datum van installatie weergegeven en wordt een inschatting van de overbrugbaarheid voor (trek)vis

gemaakt. Wanneer het kunstwerk later aangepast/vervangen werd, wordt in het tweede deel van de tabel de meest recente situatie geschetst. De situatie t.h.v. een aantal molens is onveranderd gebleven sinds de installatie en hiervoor wordt geen onderscheid gemaakt tussen de historische en huidige situatie.

De meest stroomafwaarts gelegen knelpunten in het stroomgebied van de Schelde dateren al van de Middeleeuwen. De sluizen op de Dender, Leie en Bovenschelde werden later opgericht. Vermoedelijk waren de eerste sluizen en stuwen gedeeltelijke overbrugbaar voor vis, aangezien ze ook passeerbaar moesten zijn voor schepen. De watermolen op de Dijle in Mechelen moet zeker passeerbaar geweest zijn, aangezien melding wordt gemaakt van twee steuren die stroomopwaarts van Mechelen gevangen werden (F. Kinnaer, archeologische dienst Mechelen). Ook Gent en Dendermonde moeten passeerbaar geweest zijn voor de meeste diadrome vissen. De watermolens van Grobbendonk, Aarschot en Rotselaar liggen hoger in het stroomgebied en vormden waarschijnlijk van bij de aanbouw een migratiebarrière. De meeste knelpunten werden later vervangen of gerenoveerd. De laatste en meest ingrijpende aanpassingen dateren van de vorige eeuw. In een aantal gevallen (Mechelen, Gent, Dendermonde) werd de hoofdstroom omgeleid en werden nieuwe stuwen of sluizen geplaatst. Deze stuwen en sluizen vormen een belangrijk migratieknelpunt voor optrekkende vissen. Onder het huidig beheer van de stuw in Mechelen (opgetrokken stuw) is deze waarschijnlijk passeerbaar voor vis. De stuw in Merelbeke is onder bepaalde condities (hoge afvoer) passeerbaar voor trekvis (zie verder; Buysse *et al.*, 2004).

Tabel 6. Overzicht van de knelpunten in het stroomgebied van de Schelde die in het kader van het Trekvisproject onderzocht werden. – niet passeerbaar; (-) waarschijnlijk niet of beperkt passeerbaar; + passeerbaar; (+) waarschijnlijk passeerbaar.

	Historische situatie			Huidige situatie		
	type	installatie	barrière	type	installatie	barrière
Dendermonde	Sluis ¹	1668	(+)	sluis	1978	(-)
Denderbelle (Dender)	Sluizen ²	17 ^{de} eeuw	(-)	sluis	1946	(-)
Gent (Merelbeke)	Stuw ³	± 1100	(+)	Stuw (ringvaart)	1969	(-)
Asper (Bovenshelde)	Stuwen ³	2 ^{de} helft 19 ^{de} eeuw	(-)	sluis	1922	(-)
St.-Baafsvijve (Leie)	Sluizen ⁴	1865	(-)	sluis	1973	(-)
Mechelen	Watermolen ⁵	1268	(+)	Stuw (afleiding)	1907	(+)
Grobbendonk	Watermolen ⁶		< 1100		-	
Aarschot	Watermolen ⁶		1507		-	
Rotselaar	Watermolen ⁶		12 ^{de} eeuw		-	

¹ Stroobants, 2000; ² Vermeersch *et al.*, 2004; ³ Decavele & De Herdt, 1976; ⁴ W&Z, 2005; ⁵ Troubleyn *et al.*, 2007; ⁶ www.molenechos.org

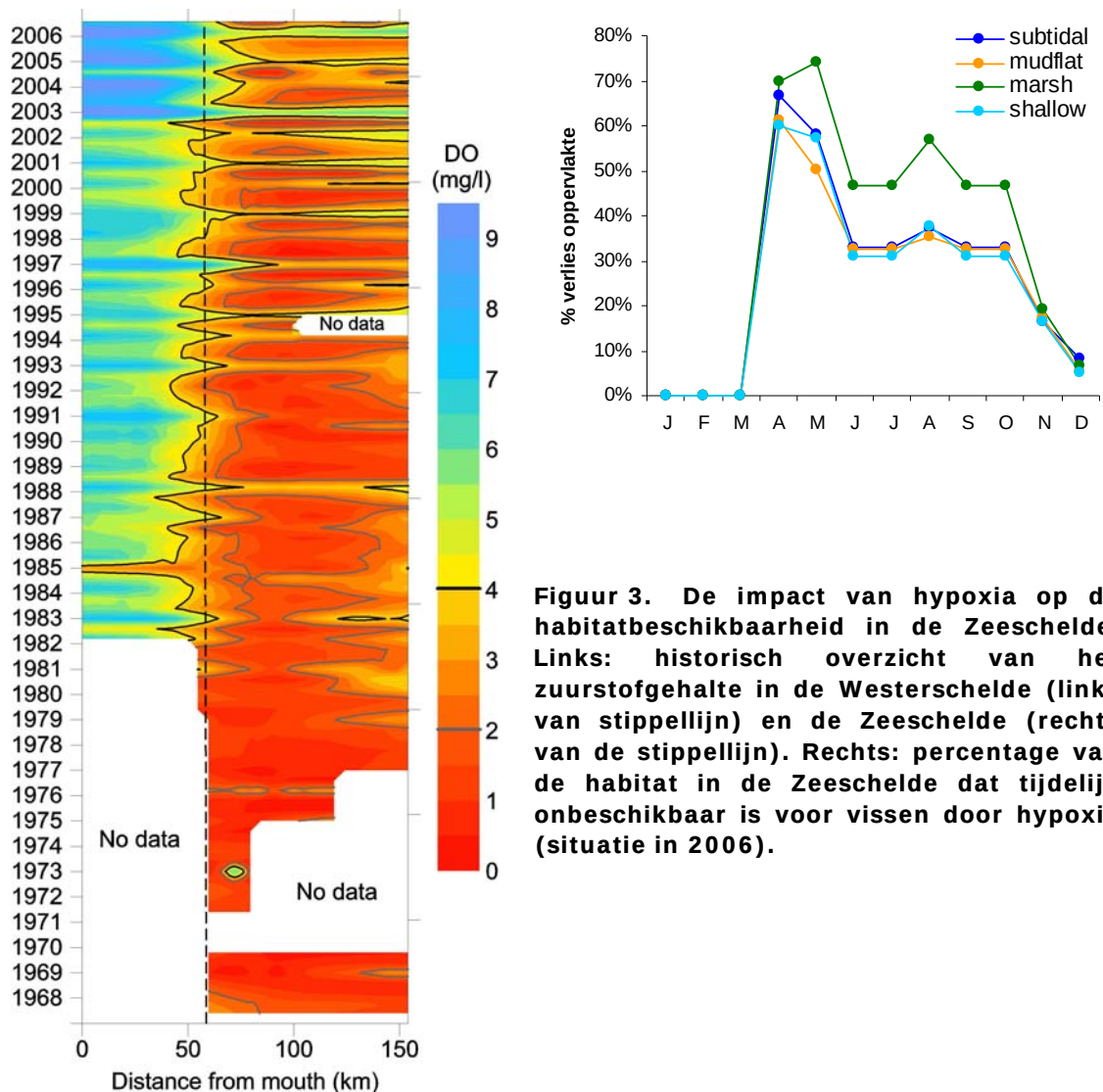
Aangezien alle migratieknelpunten zich in de top van of stroomopwaarts van het estuarium bevinden, is hun historische impact op de trekvispopulaties waarschijnlijk beperkt. De nieuwe sluizen en stuwen vormen echter een belangrijk migratieobstakel voor de soorten die de bovenlopen van het stroomgebied gebruiken om zich voort te planten (bv. zalmachtigen). Rivierprikken planten zich voort in rivieren boven het estuarium en moeten hiervoor een aantal belangrijke stuwen overbruggen. Soorten als fint, spiering en driedoornige stekelbaars planten zich voort in het estuarium en ondervinden waarschijnlijk minder hinder van deze barrières. Katadrome soorten planten zich voort op zee en zijn voor hun reproductie niet afhankelijk van de bovenstrooms zones. Voor bot en dunlipharder is vooral het getijdengebied belangrijk als foerageer- en opgroeigebied. Afhankelijk van de populatiedensiteit in het estuarium kan paling verder stroomopwaarts trekken om in de

zones boven het estuarium op te groeien. Tijdens die stroomopwaartse trek kunnen stuwen en sluizen een migratiebarrière vormen voor jonge paling.

4.2 Waterkwaliteit

Tijdens de voorbije eeuw ging de waterkwaliteit van de rivieren in het stroomgebied van de Schelde er sterk op achteruit. Door de lozing van ongezuiverd industrieel en huishoudelijk afvalwater was de biologische en chemische zuurstofvraag zeer hoog, waardoor het zuurstofgehalte periodisch sterk daalde en het water in sommige perioden zelfs anoxisch werd. In de jaren zeventig en tachtig van vorige eeuw was de Boven-Zeeschelde dan ook klinisch dood. Op een paar verdwaalde exemplaren na werd er bijna geen vis meer gevangen. Door de inspanningen voor de zuivering van industrieel afvalwater in de haven en de geleidelijke uitbouw van het waterzuiveringnetwerk voor huishoudelijk afvalwater begonnen samen met een verbeterde waterkwaliteit ook de vissen terug te komen (Soetaert *et al.*, 2006). Half de jaren negentig werd er terug vis gevangen in het stroomopwaartse deel van het Schelde estuarium Maes *et al.*, 1998. In de zomermaanden bleef de zone tussen Antwerpen en Dendermonde echter grotendeels zuurstofloos door de aanvoer van ongezuiverd afvalwater van Brussel via de Zenne en de Rupel.

Door hypoxische condities waren grote delen van het estuarium ongeschikt voor vissen. Dit ging gepaard met een (tijdelijk) verlies van paai- en opgroeihabitat voor trekvis. Tijdens de zomermaanden kan zo tot 50% van het habitatareaal in de Zeeschelde tijdelijk onbeschikbaar zijn voor vissen (Figuur 3). Fint en spiering planten zich voort in de zoetwaterzone van het estuarium en deze soorten verloren dan ook een belangrijk deel van hun paaihabitat door de zuurstofarme condities. Soorten als bot, paling en dunlipharder verblijven langere tijd in het estuarium. Voor deze soorten betekent een slechte waterkwaliteit vooral een verlies aan geschikt opgroei gebied. Aangezien het estuarium ook een doortrekroute is voor diadrome vissen, vormt een zone met lage zuurstofconcentratie ook een belemmering voor de stroomop- en stroomafwaartse migratie van deze soorten.

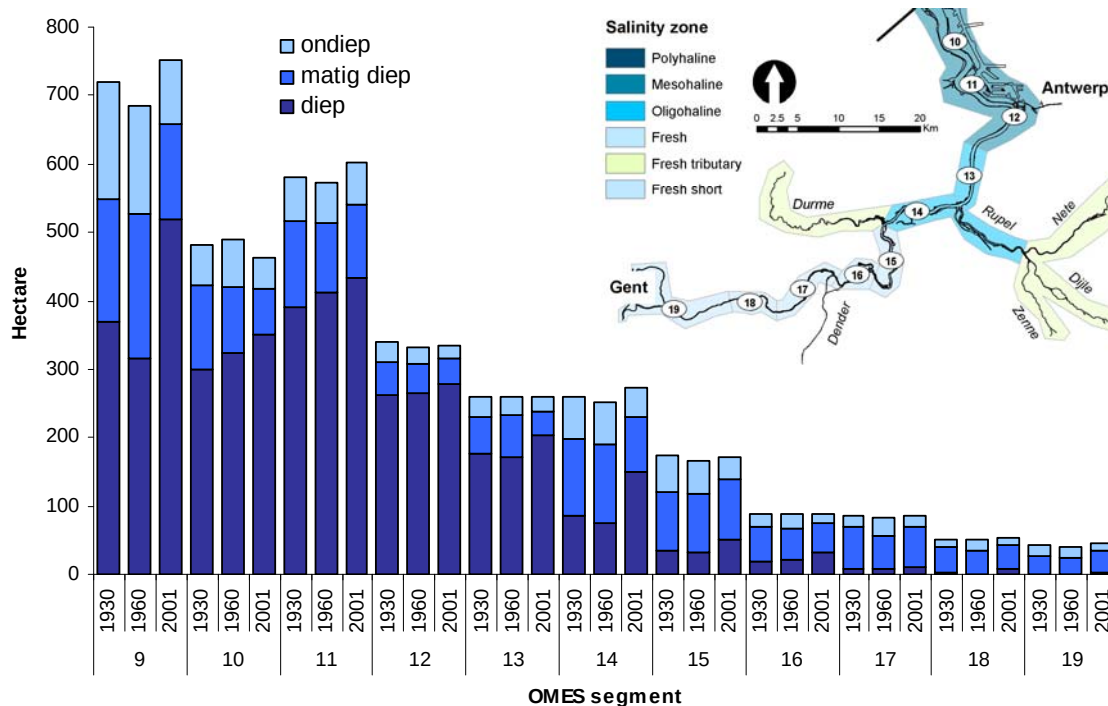


Figuur 3. De impact van hypoxia op de habitatbeschikbaarheid in de Zeeschelde. Links: historisch overzicht van het zuurstofgehalte in de Westerschelde (links van stippellijn) en de Zeeschelde (rechts van de stippellijn). Rechts: percentage van de habitat in de Zeeschelde dat tijdelijk onbeschikbaar is voor vissen door hypoxia (situatie in 2006).

4.3 Habitatverlies

Voor de Zeeschelde werd een historische analyse gemaakt van de verschuivingen in het areaal van ecotopen (Van Braeckel *et al.*, 2007) tussen 1930 en de huidige situatie. Voor de zijrivieren is echter nog geen informatie beschikbaar. Reeds in de Middeleeuwen werd begonnen met grootschalige landwinningen in de Westerschelde, waarbij vooral schorren werden omgezet in landbouwgebied (Coen, 1988). Naast inpolderingen waren ook dijkverhogingen verantwoordelijk voor een belangrijk verlies van estuariene habitatten. Gebieden die vroeger jaarlijks onder water liepen en die door vissen gebruikt werden als paai- en foerageerhabitat werden afgesloten van het estuarium. Als laatste factor die bepalend is voor het habitatverlies in het Schelde-estuarium kan de uitbreiding van de haven van Antwerpen aangehaald worden. De uitbreiding van de haven is zowel rechtstreeks, via de aanleg van bv. kademuren, als onrechtstreeks, door de opeenvolgende verdiepingen, verantwoordelijk voor het verlies van belangrijk vishabitat. Door de verdieping van de Schelde en de strikte bedijking neemt de hydrodynamiek in het estuarium sterk toe, waardoor laagdynamische gebieden zoals slikken, ondiep water en schorren onder druk komen te staan en gradueel verdwijnen (Figuur 4). Deze laagdynamische habitatten zijn belangrijke opgroeigebieden voor soorten als bot, paling en dunlipharder. Ook de juveniele stadia van andere trekvisvissen maken gebruik van de ondiep water zones. Het baggeren van

drempels en de verhoogde hydrodynamiek zijn waarschijnlijk ook verantwoordelijk voor het verdwijnen van belangrijke paaiplassen van fint en spiering. De historische paaigronden van de meeste anadrome vissen liggen buiten de Zeeschelde, alleen voor fint (*Alosa fallax*) zijn paaigronden in de Zeeschelde bekend. Deze bevonden zich in de zone tussen Mariekerke en Dendermonde en t.h.v. Rupelmonde (Maes *et al.*, 2008).



Figuur 4. Overzicht van de verschuivingen in het areaal van subtidaal habitat in de Zeeschelde tussen 1930 en 2001.

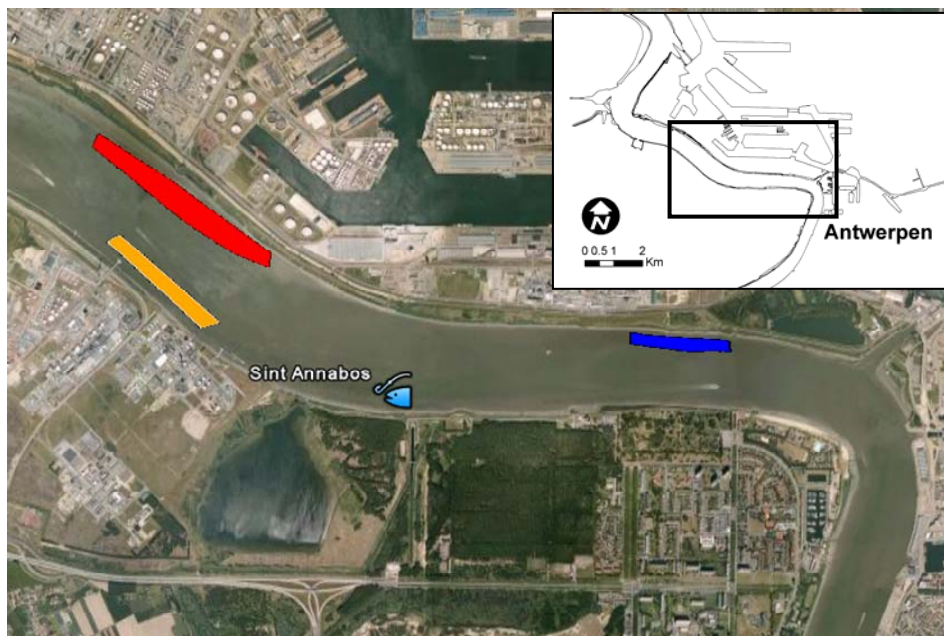
4.4 Overbevissing

Tot het begin van de 20^{ste} eeuw bestond er een bloeiende visserij op trekvis in het Schelde-estuarium (Vrielynck *et al.*, 2003). Zalm en steur werden reeds in de Middeleeuwen zwaar bevestigd, waardoor de meeste West-Europese populaties van deze soorten zwaar onder druk kwamen te staan of zelfs uitstierven (Hoffmann, 2005). De andere trekvissoorten werden bedreigd door de opkomst van intensieve visserijmethoden op het einde van de 19^{de} eeuw. De Belgische beroepsvissers klaagden over overbevissing door de Nederlanders die in de Westerschelde alle vis vingen met immense netten met te kleine maaswijdte en zo niets meer voor de Belgen overlieten (Vrielynck *et al.*, 2003). Vooral fint en elft werden zwaar bevestigd door beroepsvissers voor de kust en in de Westerschelde. Daarnaast werd ook de stroperij aangehaald als een van de oorzaken voor de achteruitgang van de visstand. De illegale vismethoden die vermeld worden zijn o.a. vissen met ankerkuilen, het gebruik van sleepnetten van onwettige afmetingen, het gebruik van te fijnmazige netten en het gebruik van fuiken en zetlijnen zonder vergunning.

4.5 Impact storten baggerspecie

Voor het onderhoud en de verdieping van de vaargeul worden grote hoeveelheden sediment gebaggerd en op een andere locatie in het systeem gestort. In het kader van het Trekvisproject werd een getracht na te gaan of het storten van baggerspecie een impact heeft op het visbestand. Hiervoor werd een beperkte dataset geanalyseerd van vis- en

waterkwaliteitsgegevens van de Schelde nabij een baggerstortlocatie (Figuur 5). In het eerste deel werd gekeken naar mogelijke effecten van het storten van specie op de waterkwaliteit. In het tweede deel werd de relatie onderzocht tussen de stortactiviteit en de vangsten van vis in een fuik nabij de stortlocatie.



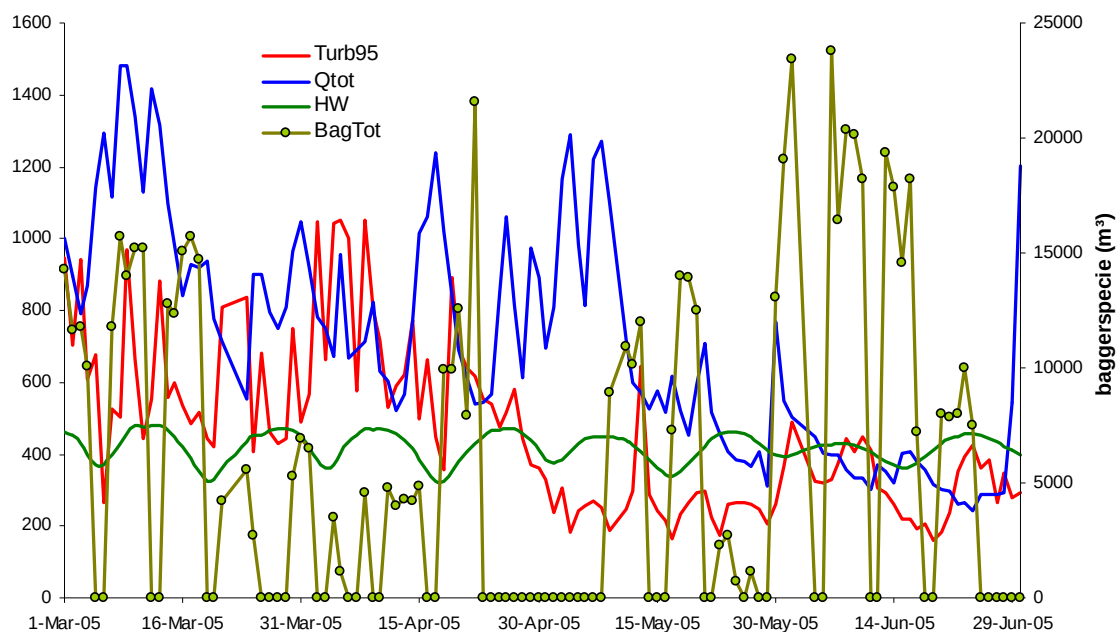
Figuur 5. Stortlocaties en vangstlocatie (St.-Annabos). De rode polygoon geeft de stortplaats bij vloed weer (Plaat van Boomke) en de blauwe polygoon de stortplaats bij eb (Oosterweel). De stortplaats van Melsele (oranje) was niet in gebruik in 2005.

4.5.1 Waterkwaliteit

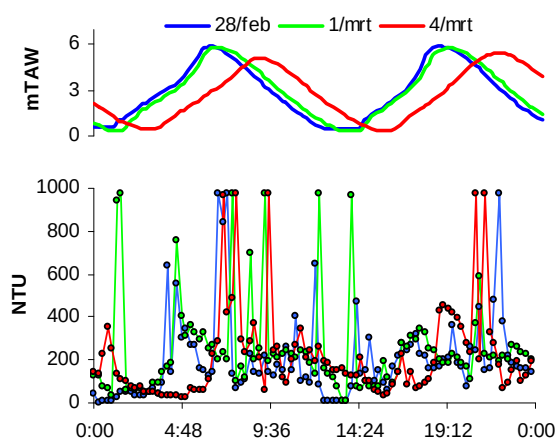
Het zuurstofgehalte schommelde tijdens de meetperiode (maart-juni 2005) steeds tussen 5 en 6 mg/L en er werd geen significante relatie gevonden met de getijhoogte of de sedimenthoeveelheid. De turbiditeit bleek echter wel beïnvloed door de getijfase, het debiet en de hoeveelheid gestorte baggerspecie (Tabel 7). De turbiditeit is het hoogst rond springtij en neemt toe bij hoge afvoerdebieten en storthoeveelheden.

Tabel 7. Resultaten van de glm-analyse voor de daggemiddelde turbiditeit ($\text{Log}_{10}+1$) met de effecten van het debiet (Lqtot), de hoeveelheid gestorte baggerspecie (LBagTot) en het getij (SinTij en CosTij).

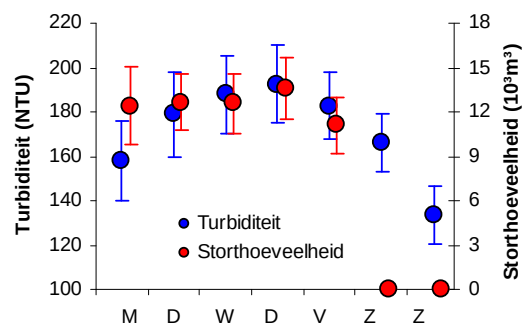
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	1.749	0.109	16.004	< 0.001
Lqtot	0.237	0.059	4.020	< 0.001
LBagTot	0.015	0.006	2.475	0.015
SinTij	0.007	0.016	0.428	0.669
CosTij	0.082	0.017	4.898	< 0.001



Figuur 6. Linkse y-as: Turbiditeit (Turb95 - 95 percentiel - NTU), hoogwaterstand (HW - cm TAW) en totaal debiet Zeeschelde thv Schelle (Qtot - 10^{-1}m^3). Rechte y-as: totale dagelijkse hoeveelheid gestorte baggerspecie (BagTot).



Figuur 7. Paneel onder: detail van de turbiditeit t.h.v. St.-Annabos op 28 februari, 1 en 4 maart 2005. Paneel boven: waterstand in mTAW. De x-as geeft het uur van de dag aan. Zie Tabel 8 voor de storthoeveelheden op de Plaats van Boomke en Oosterweel.



Figuur 8. Gemiddelde turbiditeit en hoeveelheid gestorte baggerspecie voor elke dag van de week.

Tabel 8. Hoeveelheid gestorte baggerspecie (m³) bij eb (Oosterweel) en vloed (Boomke) voor de data van Figuur 7.

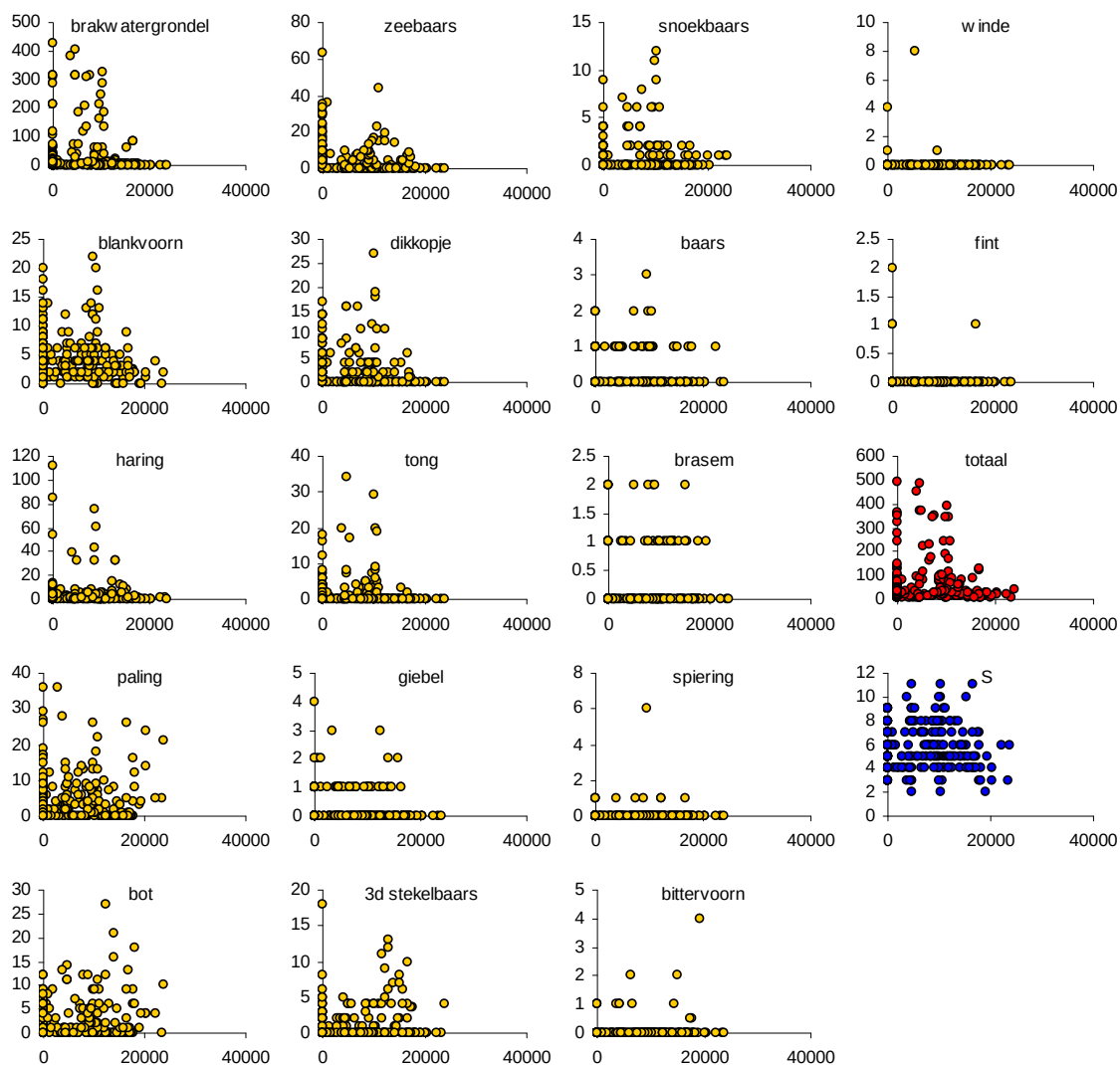
	28/feb nacht	1/mrt nacht	dag	4/mrt nacht	dag
Oosterweel (eb)	1520	3167	3781	3341	3308
Boomke (vloed)	4922	3127	4190	2175	1216

De meetresultaten van de sonde tonen aan dat er dagelijks verschillende turbiditeitspieken optreden (Figuur 7), die mogelijk gerelateerd zijn aan stortactiviteiten. Het meetbereik van de sonde voor turbiditeit is slechts 1000NTU, waardoor hogere waarden niet geregistreerd worden en de daggemiddelde waarden waarschijnlijk onderschat worden.

Figuur 8 geeft het wekelijks verloop weer van de gemiddelde turbiditeit en baggeractiviteit. Tijdens het weekend wordt er niet gebaggerd en daalt de turbiditeit tot een gemiddelde van 133NTU op zondag. Wanneer de stortactiviteit op maandag hernomen wordt stijgt de gemiddelde turbiditeit tot een maximum van 193NTU op donderdag. Dit suggereert dat het storten van baggerspecie leidt tot een maximale gemiddelde stijging van de turbiditeit met 60NTU.

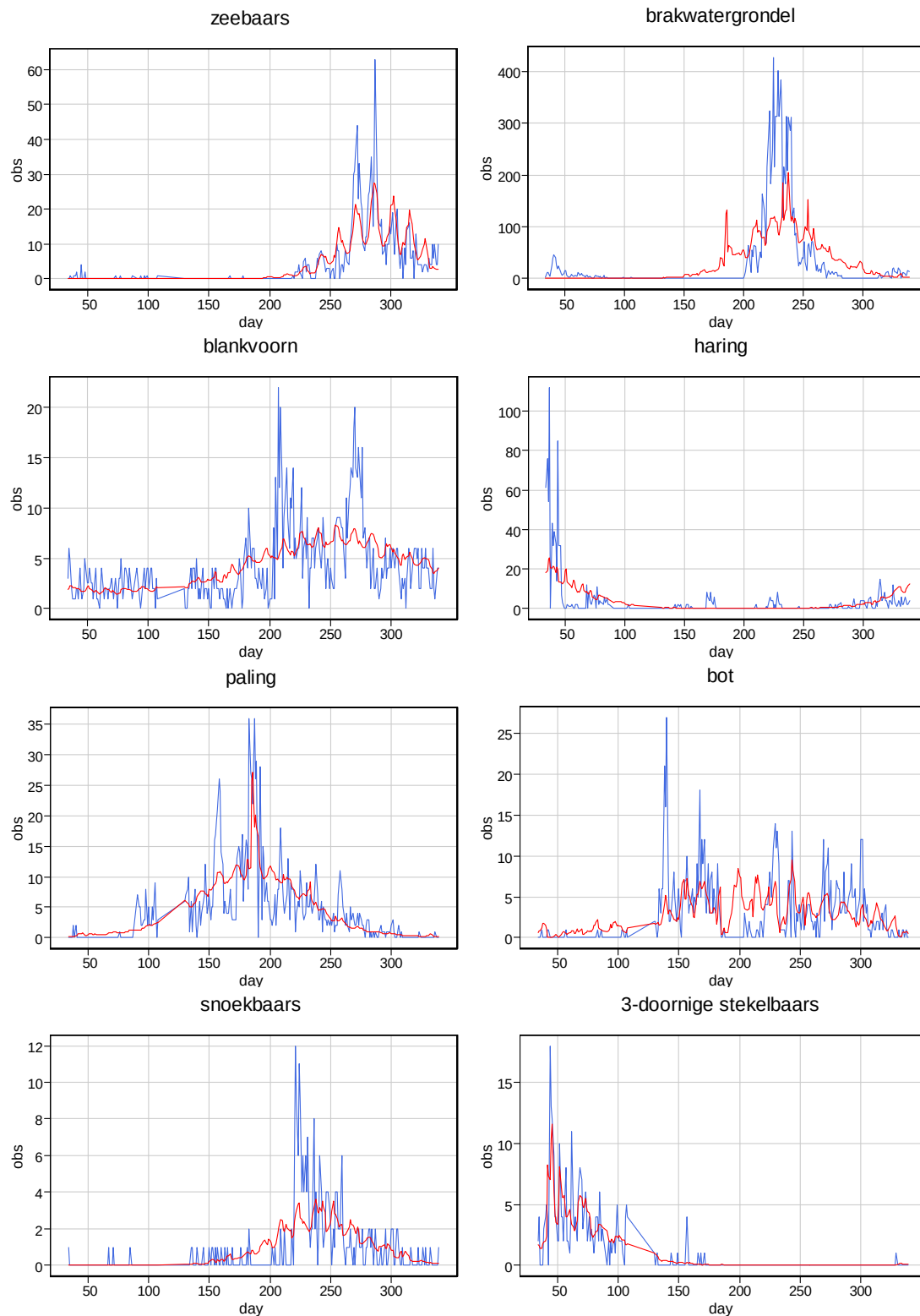
4.5.2 Visgemeenschap

Om de relatie te onderzoeken tussen de hoeveelheid gestorte baggerspecie en de fuikvangsten werd eerst een visuele inspectie uitgevoerd van de relatie tussen de storthoeveelheden en de aantallen van de belangrijkste vissoorten (Figuur 9).



Figuur 9. Relatie tussen de hoeveelheid gestorte baggerspecie op de Plaat van Boomke (x-as – m³) en het aantal vissen t.h.v. St.-Annabos (y-as) in 2005. De rode figuur geeft het totaal aantal vissen weer en de blauwe figuur het aantal soorten (S).

Figuur 9 toont een divers patroon, waarbij voor sommige soorten de maximale vangsten bij lage baggeractiviteit optreden en voor andere soorten bij gemiddelde storthoeveelheden. Voor de meeste soorten zijn de aantallen echter het laagst bij de hoogste storthoeveelheden (> 20000m³/dag). Voor paling en bot is deze afname in vangstaantallen minder duidelijk.



Figuur 10. Geobserveerde (blauw) en voorspelde (rood) aantallen van de belangrijkste soorten in de Zeeschelde t.h.v. St.-Annabos. De x-as geeft de dag van het jaar aan (1 jan = 1; 31 dec = 365) en de y-as het aantal vissen per fuik per dag.

Tabel 9. Resultaten van de glm-analyse voor vangstaantallen van de meest abundante soorten met de effecten van het gemiddeld debiet (qtot3 – 10³m³sec⁻¹), de hoeveelheid gestorte baggerspecie (bagtot3 – 10³m³dag⁻¹), het getij (singetij en cosgetij) en seizoenaliteit (sinjaar en cosjaar). Significante variabelen zijn in het vet aangeduid.

Zeebaars					Bot				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)		Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-0.793	0.657	-1.206	0.229	(Intercept)	1.382	0.211	6.565	0
bagtot3	-0.012	0.018	-0.675	0.5	bagtot3	0.022	0.01	2.177	0.03
qtot3	-4.199	3.49	-1.203	0.23	qtot3	-12.81	2.889	-4.434	0
singetij	-0.487	0.137	-3.569	0	singetij	-0.373	0.093	-4.019	0
cosgetij	-0.047	0.134	-0.351	0.726	cosgetij	-0.2	0.095	-2.111	0.036
sinjaar	-3.627	0.639	-5.673	0	sinjaar	-0.317	0.115	-2.749	0.006
cosjaar	1.121	0.232	4.834	0	cosjaar	-0.521	0.132	-3.964	0

Brakwatergrondel					Blankvoorn				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)		Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.694	0.767	0.905	0.367	(Intercept)	1.265	0.096	13.165	<1E-10
bagtot3	0.022	0.033	0.676	0.5	bagtot3	-0.009	0.007	-1.216	0.225
qtot3	6.395	3.456	1.85	0.065	qtot3	0.4	0.899	0.445	0.657
singetij	0.023	0.236	0.099	0.921	singetij	-0.075	0.057	-1.311	0.191
cosgetij	-0.137	0.234	-0.584	0.56	cosgetij	-0.097	0.057	-1.713	0.088
sinjaar	-2.831	0.65	-4.353	0	sinjaar	-0.654	0.07	-9.409	<1E-10
cosjaar	-2.153	0.536	-4.015	0	cosjaar	-0.233	0.069	-3.367	0.001

Haring					Snoekbaars				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)		Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.529	0.305	1.735	0.084	(Intercept)	-2.031	0.438	-4.64	0
bagtot3	-0.025	0.022	-1.097	0.274	bagtot3	0.028	0.02	1.422	0.156
qtot3	0.316	1.916	0.165	0.869	qtot3	0.258	3.062	0.084	0.933
singetij	-0.12	0.188	-0.641	0.522	singetij	0.06	0.148	0.402	0.688
cosgetij	-0.079	0.189	-0.419	0.675	cosgetij	-0.22	0.152	-1.445	0.15
sinjaar	0.815	0.215	3.796	0	sinjaar	-2.461	0.371	-6.637	0
cosjaar	2.603	0.421	6.187	0	cosjaar	-1.487	0.281	-5.294	0

3-doornige stekelbaars					Paling				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)		Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-2.571	0.309	-8.32	0	(Intercept)	0.162	0.125	1.293	0.197
bagtot3	0.022	0.009	2.392	0.017	bagtot3	0.004	0.007	0.504	0.615
qtot3	5.027	0.882	5.7	0	qtot3	3.236	0.794	4.075	0
singetij	-0.046	0.082	-0.557	0.578	singetij	-0.072	0.066	-1.095	0.274
cosgetij	0.203	0.084	2.411	0.017	cosgetij	0.105	0.064	1.641	0.102
sinjaar	3.075	0.304	10.105	<1E-10	sinjaar	-0.091	0.085	-1.078	0.282
cosjaar	1.068	0.19	5.613	0	cosjaar	-2.116	0.123	-17.25	<1E-10

Figuur 10 en Tabel 9 vatten de resultaten van de analyse samen. Voor alle soorten werd een belangrijk significant seizoenaal effect gevonden, wat erop wijst dat er jaarlijks voor elk van de soorten een densiteitspiek kan worden waargenomen. Voor zeebaars, bot en driedoornige stekelbaars was er ook een significant getijdeneffect. Dit suggereert dat de vangsten een

(semi-)lunaire cyclus vertonen, met twee densiteitspieken per doodtij-springtij cyclus. Dergelijke patronen worden wel vaker waargenomen bij mariene en estuariene soorten en kunnen gerelateerd zijn aan migratie of foerageerpatronen. Het debiet werd enkel weerhouden in het model van bot en paling. De coëfficiënt was negatief bij bot en positief bij paling. Hogere afvoeren betekenen een verlaagde saliniteit waardoor de densiteitspiek van bot waarschijnlijk stroomafwaarts van het staalnamepunt verschuift. Een zelfde redenering kan gemaakt worden voor paling. Daarnaast werd ook aangetoond dat een verhoogde afvoer de stroomafwaartse migratie van paling stimuleert (Durif & Elie, 2008). Het storten van baggerspecie kan enkel in het model van bot en driedoornige stekelbaars als significant effect weerhouden worden. Beide coëfficiënten zijn bovendien positief, wat suggereert dat de vangsten van beide soorten positief gecorreleerd zijn met de gestorte baggerhoeveelheid. Gezien de lage waarde van de coëfficiënt (0.022) is het effect van het storten van baggerspecie ook miniem.

Tenslotte werd ook nagegaan of de turbiditeit een effect heeft op het aantal vissen dat in de fuik gevangen wordt. De resultaten van het model worden samengevat in Tabel 10. Voor de meeste onderzochte soorten werd een significant (negatief) effect gevonden van de turbiditeit. Alleen voor haring en driedoornige stekelbaars was de relatie positief. De coëfficiënt was bij paling als enige niet significant. Ook hier dient opgemerkt te worden dat de coëfficiënten vrij klein zijn en het effect op het aantal vissen dus relatief klein is.

Tabel 10. Resultaten van de glm-analyse voor vangstaantallen van de meest abundante soorten met het effect van de gemiddelde turbiditeit (NTU). Significante variabelen zijn in het vet aangeduid en het percentage geeft het deel van de variatie aan die door de turbiditeit verklaard wordt.

Zeebaars Model: 59.5%					Bot Model: 18.6%				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)		Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	4.052	0.279	14.544	<1E-10	(Intercept)	2.329	0.242	9.631	<1E-10
TurbAv	-0.035	0.004	-8.295	<1E-10	TurbAv	-0.009	0.002	-4.618	9.37E-06
Brakwatergrondel Model: 34.6%					Blankvoorn Model: 36.2%				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)		Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	4.029	0.26	15.515	<1E-10	(Intercept)	2.505	0.14	17.901	<1E-10
TurbAv	-0.018	0.003	-6.745	<1E-10	TurbAv	-0.01	0.001	-8.277	<1E-10
Haring Model: 6.4%					Snoekbaars Model: 34.5%				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)		Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-0.902	0.476	-1.894	0.061	(Intercept)	1.252	0.257	4.868	<1E-10
TurbAv	0.007	0.003	2.517	0.013	TurbAv	-0.018	0.003	-6.735	<1E-10
3-doornige stekelbaars Model: 29.9%					Paling Model: 2.9%				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)		Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-1.772	0.405	-4.376	2.49E-05	(Intercept)	2.034	0.252	8.078	<1E-10
TurbAv	0.013	0.002	6.267	5.27E-09	TurbAv	-0.003	0.002	-1.767	0.08

4.5.3 Besluit

In deze analyse hebben we getracht na te gaan of het storten van baggerspecie een invloed heeft op de visgemeenschap in de Zeeschelde. Hiervoor werd eerst onderzocht of storten een impact heeft op de waterkwaliteit en vervolgens wat het effect hiervan is op het aantal vissen dat per dag in een fuik gevangen wordt. De analyse toont aan dat er een significant

effect is van zowel de zoetwaterafvoer, het getij en de hoeveelheid gestorte baggerspecie op de gemeten turbiditeit. Hierbij worden de hoogste waarden gemeten rond springtij en bij hoge debieten. Zoals eerder aangegeven wordt de turbiditeit beïnvloed door verschillende factoren, waarvan we er slechts drie (debiet, getijden en baggerspecie) in rekening konden brengen. Indien de analyse uitgebreid zou kunnen worden met andere omgevingsvariabelen zoals windsnelheid, windrichting, chlorofylconcentratie en bewolking, dan kan het relatieve effect van speciëstorting op de turbiditeit correcter ingeschat worden.

Recent werd een studie uitgevoerd naar de ruimtelijke en temporele spreiding van de baggerpluim die ontstaat achter een kleppend baggervaartuig (Gems, 2008). Deze studie werd op dezelfde locatie uitgevoerd als waar onze metingen genomen werden. De metingen van de Gems studie (3 tot 24 maart 2008) tonen aan dat er geen turbiditeitsverhoging t.o.v. de achtergrond turbiditeit wordt veroorzaakt t.h.v. St.-Annabos door speciëlossingen op de stortplaatsen van Plaat van Boomke en Oosterweel. Ook de lospluim blijkt in minder dan een half uur verdwenen te zijn t.o.v. de achtergrondturbiditeit. Deze resultaten suggereren dat het weinig waarschijnlijk is dat de lossing van baggerspecie op beide stortplaatsen zorgt voor een significante verhoging van de sedimentconcentratie t.h.v. de vislocatie aan St.-Annabos.

Slechts voor een beperkt aantal soorten werd er een significant effect van storten op de vangstaantallen gevonden. Dit effect was echter relatief klein in vergelijking met de natuurlijke populatieschommelingen. Uit deze beperkte analyse kunnen we besluiten dat het storten van baggerspecie in turbiede systemen zoals estuaria slechts een beperkt ecologisch effect heeft op de visgemeenschap. Waarschijnlijk veroorzaakt speciëstorting tijdens het kleppen zelf echter wel een vluchtreactie bij vissen door een kortstondige, maar sterke lokale toename van de turbiditeit. Het effect van turbiditeit op vis is afhankelijk van de sedimentconcentratie en de blootstellingsduur en is sterk soortafhankelijk. Gevoelige soorten zoals zalmachtigen vertonen reeds een ontwijkingreactie bij een kortstondige (0.1 u) blootstelling aan een sedimentconcentratie van 100 mg/l (Newcombe & Jensen, 1996). Voor Amerikaanse fint (*Alosa sapidissima*) werd aangetoond dat bij dezelfde concentratie (100 mg/l), maar langere blootstellingduur (96 u) de mortaliteit ongeveer 15% hoger ligt dan bij de controlegroep. Andere soorten zoals driedoornige stekelbaars zijn daarentegen heel tolerant voor een verhoogde sedimentconcentratie en overleven zelfs concentraties tot 28 g/l (Caux *et al.*, 1997). De gangbare normen voor turbiditeit en sedimentconcentratie voor vissen zijn in Noord-Amerika gebaseerd op de dosis-effect relatie voor de meest gevoelige soorten (zalmachtigen) (Newcombe & Jensen, 1996 en Newcombe, 2003). De methode is gebaseerd op de verandering van de sedimentconcentratie die een stijging van de effectscore met 1 eenheid veroorzaakt. In troebel water (> 25 mg/l) mag de sedimentconcentratie met maximaal 10 mg/l stijgen wanneer de achtergrondwaarde minder dan 100 mg/l bedraagt en maximaal 10% stijgen bij hogere achtergrondwaarden (> 100 mg/l).

Tot slot nog enkele opmerkingen bij de analyse. De analyse werd uitgevoerd op een beperkte dataset met een beperkt aantal soorten. Alleen de meest abundante soorten werden in de analyse opgenomen. Het betreft hier allemaal soorten die typisch zijn voor dit deel van het estuarium en die van nature in turbiede systemen voorkomen. De resultaten zeggen dus niets over de meer zeldzame en dikwijls meer gevoelige soorten. De analyse was ook beperkt tot 2005 omdat enkel voor deze periode de datasets van de vangstgegevens en waterkwaliteit accuraat en volledig waren. In 2005 werd de stortplaats Melsele (Figuur 5) niet gebruikt en bedroeg de gemiddelde dagelijkse storthoeveelheid 9740m³, terwijl deze in 2007 12130m³ bedroeg. Het effect van storten is ook afhankelijk van de zone in het estuarium: op locaties met een hoge natuurlijke turbiditeit zal het effect groter zijn dan in minder turbiede zones.

5 Temporele en ruimtelijke spreiding van trekvis in het Scheldebekken

5.1 Algemene vangstgegevens

De tabellen in Bijlage 1 geven een overzicht van de vangsten met subtidale fuiken op de verschillende monsterpunten tijdens de periode januari 2007 t.e.m. maart 2008. In het eerste kwartaal van 2007 werden 6130 vissen gevangen; in het tweede kwartaal van 2007 bedroeg het gevangen aantal vissen 6886. In het derde kwartaal werden er 4033 vissen gevangen en in het laatste kwartaal van 2007 waren er dat 3709. In de eerste drie maanden van 2008 werden 3331 vissen gevangen. Dit brengt het totaal aantal gevangen vissen op 24089. In vergelijking met 2007 werden in het eerste kwartaal van 2008 beduidend minder vissen gevangen. Vooral het relatief lage aantal blankvoorns in maart valt op. Dit heeft mogelijk te maken met de vangstperiode: door de slechte weersomstandigheden in maart 2008 kon een deel van de locaties slechts begin april bemonsterd worden. Ook het aantal riviergrondels in februari was lager dan in 2007. In vergelijking met 2007 werden echter beduidend meer rivierprikken gevangen in januari.

Tabel 11 geeft een overzicht van de soorten die in het trekvisproject in de verschillende meetnetten gevangen werden. In totaal werden er in de periode januari 2007 – maart 2008 69 soorten gevangen. In het vrijwilligersmeetnet werden 44 soorten gevangen, tegenover 49 in het INBO meetnet en 43 in het koelwater van Doel. Aangezien in het INBO meetnet ook buiten het estuarium stalen genomen werden, is het aantal zoetwatersoorten dat gevangen werd hoger dan in het vrijwilligersmeetnet en in het koelwater. Door de grotere vangstinspanning in de brakwaterzone werden in de fuiken van de vrijwilligers dan weer meer mariene dwaalgasten en migranten gevangen dan in het INBO meetnet. In het koelwater van Doel werden een aantal zeldzamere soorten gevangen zoals een zeepaardje en adderzeenaald. Door de fijne zeefopeningen worden in het koelwater ook kleinere soorten zoals kleine zeenaald weerhouden. In het INBO meetnet werden vijf van de zeven trekvisdoelsoorten gevangen. Enkel fint en dunlipharder werden niet in de subtidale stalen aangetroffen, maar wel in het vrijwilligersnetwerk. In Doel werden alle trekvissoorten behalve dunlipharder gevangen.

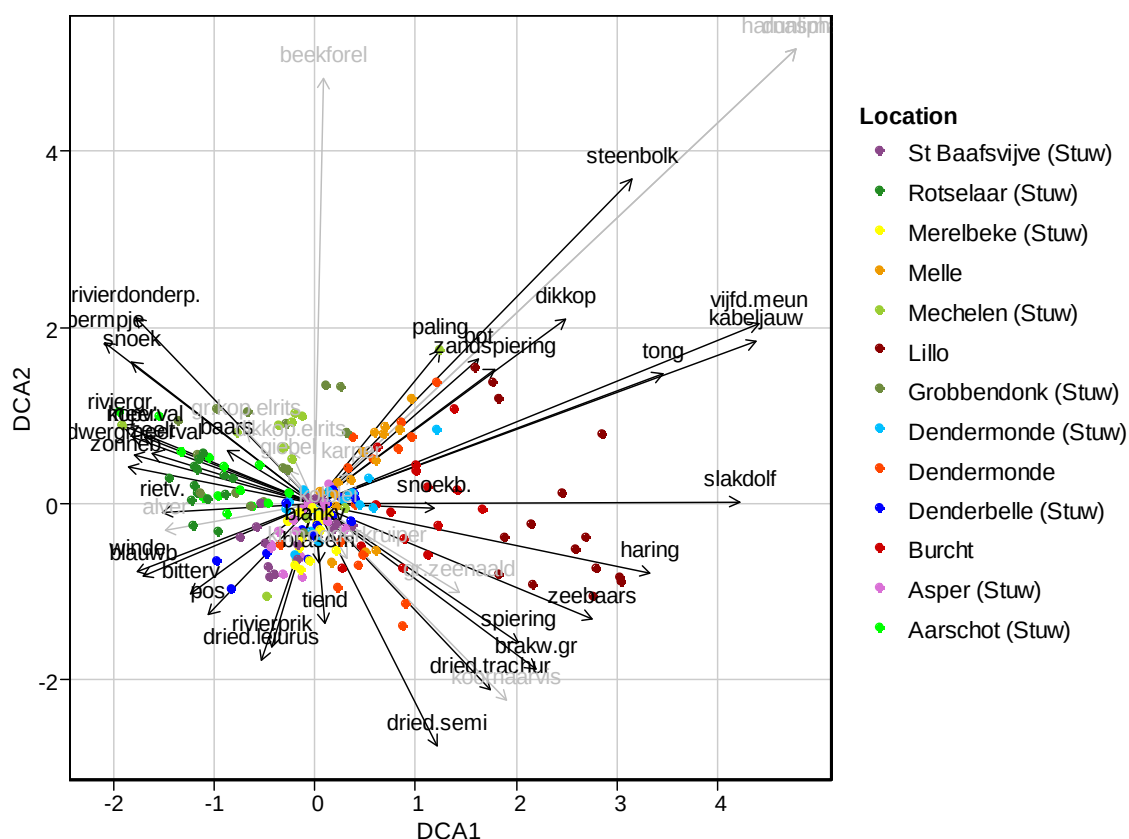
De trachurusvorm is de migrerende vorm van driedoornige stekelbaars, maar voor het vrijwilligersmeetnet en het koelwater werd geen onderscheid gemaakt tussen de verschillende vormen. Door onzekerheden bij de determinatie van enerzijds juveniele brasems (*Abramis brama*) en kolbleis (*Blicca bjoerkna*) en anderzijds de grondelsoorten, werden deze soorten in de analyse van de data van het vrijwilligersnet samen genomen.

Tabel 11. (volgende pagina) Soortenlijst van vissen die gevangen werden in de verschillende monitoringsprogramma's van het Trekvis project. De soorten werden in gilden ingedeeld volgens Franco et al. (2008): ES = estuarien; MD = mariene dwaalgast; MM = mariene migrant; Z = zoetwatersoort; A = anadroom; K = Katadroom (zie tekst voor definitie).

Wetenschappelijke benaming	Nederlandse benaming	Gilde	vrijwilligers	INBO	Doel
<i>Abramis brama</i>	Brasem	F	x	x	x
<i>Agonus cataphractus</i>	Harnasmannetje	ES, MS		x	
<i>Alburnus alburnus</i>	Alver	F	x	x	
<i>Alosa fallax</i>	Fint	A	x		x
<i>Ameiurus nebulosus</i>	Bruine dwergmeerval	F		x	
<i>Ammodytes tobianus</i>	Zandspiering	ES, MS		x	x
<i>Anguilla anguilla</i>	Paling	K	x	x	x
<i>Aphia minuta</i>	Glasgrondel	ES, MM			x
<i>Atherina presbyter</i>	Koornaarvis	MM	x	x	x
<i>Barbatula barbatula</i>	Bermpje	F		x	
<i>Blicca bjoerkna</i>	Kolblei	F	x	x	x
<i>Buglossidium luteum</i>	Dwergtong	MS			x
<i>Callionymus lyra</i>	Pitvis	MS			x
<i>Carassius carassius</i>	Kroeskarper	F	x		
<i>Carassius gibelio</i>	Giebel	F	x	x	
<i>Chelidonichthys lucernus</i>	Rode poon	MM, MS	x		x
<i>Ciliata mustela</i>	Vijfdradige meun	MM	x		x
<i>Clupea harengus</i>	Haring	MM	x	x	x
<i>Cobitis taenia</i>	Kleine modderkruiper	F		x	
<i>Cottus gobio</i>	Rivierdonderpad	F	x	x	
<i>Cyclopterus lumpus</i>	snotolf	MM, MS	x		
<i>Cyprinus carpio</i>	Karper	F	x	x	
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Zeebaars	MM	x	x	x
<i>Echiichthys vipera</i>	Kleine pieterman	MS	x		x
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Ansjovis	MM, MS			x
<i>Entelurus aequoreus</i>	Adderzeenaald	MS			x
<i>Esox lucius</i>	Snoek	F	x	x	
<i>Gadus morhua</i>	Kabeljauw	MM	x	x	x
<i>Gasterosteus aculeatus leiurus</i>		F	x		
<i>Gasterosteus aculeatus semiarmatus</i>	Driedoornige stekelbaars	F	x	x	x
<i>Gasterosteus aculeatus trachurus</i>		A, ES	x		
<i>Gobio gobio</i>	Riviergrondel	F	x	x	
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Pos	F	x	x	x
<i>Hippocampus hippocampus</i>	Klein zeepaardje	ES, MS			x
<i>Lampetra fluviatilis</i>	Rivierprik	A	x	x	x
<i>Lampetra planeri</i>	Beekprik	F		x	
<i>Lepomis gibbosus</i>	Zonnebaars	F	x	x	
<i>Leuciscus idus</i>	Winde	F	x	x	x
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Serpeling	F		x	
<i>Limanda limanda</i>	Schar	MM			x
<i>Liparis liparis</i>	Slakdolf	ES, MM		x	x
<i>Liza ramado</i>	Dunlipharder	K, MM	x	x	
<i>Lota lota</i>	Kwabaal	F		x	
<i>Merlangius merlangus</i>	Wijting	MM, MS	x		x
<i>Osmerus eperlanus</i>	Spiering	A	x	x	x
<i>Perca fluviatilis</i>	Baars	F	x	x	x
<i>Pimephales promelas</i>	Amerikaanse dikkopelrits	F		x	
<i>Platichthys flesus</i>	Bot	K, MM	x	x	x
<i>Pleuronectes platessa</i>	Schol	MM			x
<i>Pomatoschistus lozanoi</i>	Lozano's grondel	MM, MS			x
<i>Pomatoschistus microps</i>	Brakwatergrondel	ES	x	x	x
<i>Pomatoschistus minutus</i>	Dikkopje	ES, MM	x	x	x
<i>Pseudorasbora parva</i>	Blauwbandgrondel	F	x	x	
<i>Pungitius pungitius</i>	Tiendooornige stekelbaars	F	x		x
<i>Rhodeus sericeus</i>	Bittervoorn	F	x	x	x
<i>Rutilus rutilus</i>	Blankvoorn	F	x	x	x
<i>Salmo trutta fario</i>	Beekforel	F		x	
<i>Salmo trutta trutta</i>	Zeeforel	A, F	x		
<i>Sander lucioperca</i>	Snoekbaars	F	x	x	x
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rietvoorn	F	x	x	
<i>Silurus glanis</i>	Meerval	F	x	x	
<i>Solea solea</i>	Tong	MM	x	x	x
<i>Sprattus sprattus</i>	Sprot	MM	x		x
<i>Squalius cephalus</i>	Kopvoorn	F		x	
<i>Syngnathus acus</i>	Grote zeenaald	ES, MM, MS	x	x	x
<i>Syngnathus rostellatus</i>	Kleine zeenaald	ES			x
<i>Tinca tinca</i>	Zeelt	F	x	x	
<i>Trisopterus luscus</i>	Steenbolke	MM	x	x	x
<i>Umbra pygmaea</i>	Amerikaanse hondsvi	F		x	
Totaal aantal soorten			45	49	43

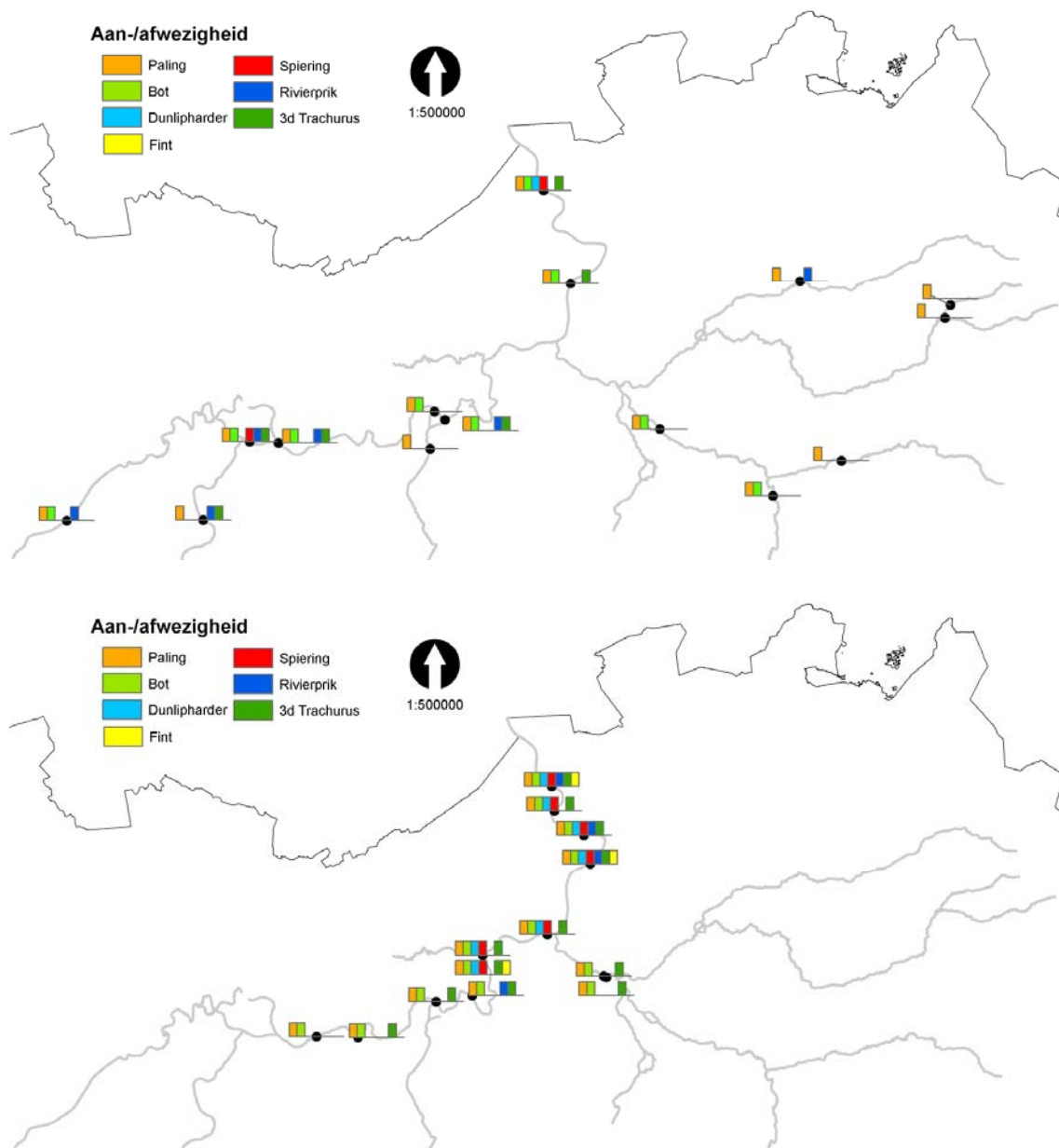
5.2 Ruimtelijke spreiding

Op basis van de gegevens van de subtidale fuiken (INBO meetnet) werd een analyse uitgevoerd van de ruimtelijke verspreiding van soorten in het stroomgebied van de Schelde. Figuur 11 geeft het resultaat weer van de DCA van de subtidale stalen. De eerste DCA-as scheidt de stalen volgens een saliniteitsgradient. Aan de rechterkant bevinden zich de stalen uit het brakwater gebied (Lillo) en aan de linkerkant de stalen uit zoetwater gebied. De brakwater zone wordt gekenmerkt door het voorkomen van mariene passanten, mariene migranten en estuariene soorten. Mariene migranten zijn soorten die zich in zee voortplanten en waarvan de juvenielen in grote aantallen de estuaria binnen trekken. Typische vertegenwoordigers van deze groep zijn haring, zeebaars, tong, kabeljauwachtigen en dikkopje. Mariene passanten planten zich ook voort in zee, maar trekken slechts sporadisch en in lage aantallen het estuarium binnen. Het zijn dikwijls ook stenohaliene soorten die minder ver stroomopwaarts migreren. Een aantal meer zeldzame soorten die in het koelwater van Doel gevangen werden zoals dwergtong, adderzeenaald en kleine pieterman behoren tot deze groep. De laatste groep die vooral in de brakwater zone voorkomt zijn de estuariene soorten zoals kleine zeenaald en brakwatergrondel. Estuariene soorten planten zich voort in het estuarium en zijn sterk euryhalien, waardoor ze soms ook in de zoetwater zone opduiken. De kleine zeenaald werd door haar geringe afmetingen enkel in het koelwater van de kerncentrale van Doel gevangen. Brakwatergrondel werd het hele jaar door in het brakwater gebied gevangen, maar trekt in het najaar en de winter door tot ver in het zoetwater gebied (tot Melle).



Figuur 11. Ruimtelijke analyse van de subtidale stalen. Voor de DCA werden alle stalen en alle soorten in rekening gebracht na logaritmische (x+1) transformatie. Soorten in het grijs dragen niet significant bij aan de ordinatie.

De tweede as van de DCA scheidt de stalen van de zomer (boven) en het voorjaar (onder) uit de brakwater zone. Voor de zoetwaterzone worden volgens de tweede as de stalen van de Nete/Dijle gescheiden van de Bovenschelde/Leie. De visgemeenschap in de as Dijle/Nete is gekenmerkt door riviergrondel, Europese meerval en Amerikaanse bruine dwergmeerval (de laatste twee vooral in de Demer en Dijle) en een aantal zeldzamere soorten zoals biermpje en rivierdonderpad (vooral in de Netes). Kenmerkende soorten voor de as Bovenschelde/Leie zijn pos (in de Leie), tiendoornige stekelbaars (in lage aantallen) en driedoornige stekelbaars (leirus type). De meest abundante soorten in de meest stroomopwaarts gelegen locaties zijn blankvoorn, brasem, kolblei, gibel en baars.



Figuur 12. Verspreiding van de diadrome soorten in het stroomgebied van de Schelde. Boven: aanwezigheid van trekvisser in de subtidale fuiken. Onder: aanwezigheid van trekvisser in de fuiken van het vrijwilligersmeetnet.

Het zwaartepunt van de verspreiding van trekvissoorten ligt in de brakwater zone. Zowel paling, bot als spiering werden het meest in Lillo gevangen. De hoogste aantallen paling en

bot werden in Burcht en Melle gevangen. In het vrijwilligersmeetnet werden de meeste trekvisen in het brakwater gebied gevangen. In de late zomer en het najaar van 2008 echter, namen de aantallen bot en paling zeer sterk toe in de Rupel en daalden de aantallen licht in de Schelde. Dit is waarschijnlijk het gevolg van de zuivering van de Zenne (zie verder).

Fint werd enkel in de fuiken aan Ketenisse (mesohaliene zone) en de Kennedytunnel (oligohaliene zone) gevangen. T.h.v. Ketenisse werden in 2007 acht finten gevangen tegenover vier in 2008. In 2008 konden echter geen stalen genomen worden in februari, maart en september. In de fuiken aan de Kennedytunnel werden vier finten in 2007 en één in 2008 gevangen. De meeste finten die gevangen worden zijn adulten of subadulten. Ter hoogte van het Lippenbroek (zoetwater zone) werd echter één juveniele fint in 2007 gevangen (ongeveer 15 cm).

De trachurusvorm van driedoornige stekelbaars werd relatief weinig in de subtidale fuiken gevangen. De meeste stekelbaarzen (trachurus) werden in het zoetwater getijdengebied gevangen (Burcht en Dendermonde). In Terhagen in de Rupel werden in 2008 vanaf juli vrij veel driedoornige stekelbaarzen gevangen. In het vrijwilligersmeetnet en in Doel werd echter geen onderscheid gemaakt tussen de verschillende types stekelbaarzen, waardoor niet kan worden uitgemaakt of het in de Rupel de trachurus vorm bedraagt.

Rivierprik wordt zelden in de fuiken gevangen, alleen in de subtidale fuiken onder de stuwen van Merelbeke en Asper werden in december 2007 en januari 2008 een redelijk aantal prikken aangetroffen. In het vrijwilligersnetwerk werden alleen prikken in de brakwater zone gevangen en twee enkelingen t.h.v. de Cramp. In Grobbendonk werden drie prikken gevangen. In de subtidale fuiken werden prikken gevangen in Lillo en onder de stuw in Merelbeke. De prikken die met de fuiken gevangen worden zijn adulten. In het koelwater van de kerncentrale werden echter vooral juveniele prikken gevangen.

Spiering werd in het INBO meetnet enkel in de fuiken in Lillo en Merelbeke gevangen. De hoogste aantallen (13 in februari 2008) werden onder de stuw in Merelbeke gevangen. In het vrijwilligersmeetnet werden zowel op de slikken in de zoetwater zone als in de brakwater zone spieringen gevangen. Vooral t.h.v. Rupelmonde werden in de zomer van 2008 geregeld spieringen gevangen. De spieringen die in de zomer in Rupelmonde gevangen werden zijn waarschijnlijk residenten.

Dunlipharders tenslotte werden enkel in de stalen van het vrijwilligersnetwerk aangetroffen. De aantallen waren het hoogst ter hoogte Rupelmonde, maar ook in Antwerpen en Weert worden in de zomer frequent dunlipharders gevangen. In de brakwater zone (Ketenisse) komen dunlipharders heel het jaar in lage aantallen voor.

Van de trekvissoorten werden alleen paling en bot in de Rupel gevangen. Via de migratieas langs de Rupel naar de Netes en de Dijle/Demer werd slechts een beperkt aantal trekvisen gevangen. Paling werd op alle locaties langs deze migratieas gevangen. Bot werd aangetroffen in de subtidale fuiken in Mechelen en één exemplaar in Rotselaar en de enige drie rivierprikken werden in Grobbendonk gevangen. Het is onduidelijk waarom zo weinig trekvisen op de Rupel-as gevangen worden. Vermoedelijk is de waterkwaliteit in de Rupel nog ontoereikend voor de meest gevoelige soorten zoals spiering. Rivierprikken zouden aangetrokken worden door geurstoffen van soortgenoten (Gaudron & Lucas, 2006). Wanneer echter stroomopwaarts geen priklarven aanwezig zijn, kan de stimulus voor de migratie van adulte prikken ontbreken, wat deels de (zeer) lage aantallen van rivierprik langs de Rupel kan verklaren.

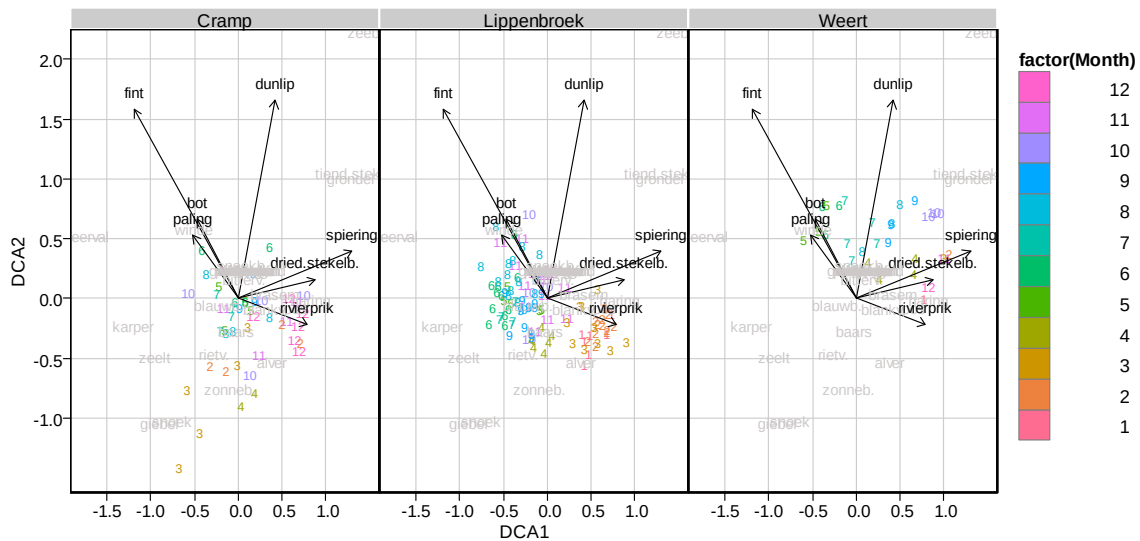
5.3 Temporele spreiding

De temporele samenstelling van de visgemeenschap in het Schelde-estuarium werd onderzocht aan de hand van een DC analyse (Figuur 13, Figuur 14 en Figuur 15). De

samenstelling van de visgemeenschap in het estuarium wordt grotendeels bepaald door de immigratie van juveniele zoetwater vissen uit de rivieren en juveniele mariene vissen uit de zee. In de brakwater zone betreft het vooral mariene migranten die, afhankelijk van hun osmoregulerend vermogen, verder het estuarium intrekken (Figuur 13 en Figuur 14). Zeebaars piekt in het voorjaar tussen maart en april, terwijl het densiteitverloop van haring twee pieken heeft: één in de winter en één in juni. In de oligohaliene zone (Figuur 14 - Figuur 16) is de piek veruit het grootst in de zomer, in de mesohaliene zone (Figuur 13) zijn beide pieken ongeveer even belangrijk. De immigratie van jonge haringen van de zee naar het estuarium werd door Maes *et al.* (2005) voorgesteld als een trade-off tussen optimale groei in zee en verminderde kans op predatie in het estuarium. Het feit dat haring zo ver doordringt in de oligohaliene zone kan te wijten zijn aan een stroomopwaartse verschuiving van hun belangrijkste prooien (copepoden), wat op zich een gevolg is van de verbeterde waterkwaliteit. Een andere mariene soort waarvan de densiteitspiek in de zomermaanden valt is tong. Door de hoge benthische productiviteit in het estuarium in de zomer vinden jonge platvissen zoals tong en bot hier voldoende voedsel. Dikkopjes trekken dan weer in de herfst (oktober-november) massaal het estuarium binnen. De densiteitspieken van de estuariene soorten is rechtstreeks gekoppeld aan hun reproductie in het estuarium. Zowel brakwatergrondel als kleine zeenaald zijn kleine soorten, die minder gemakkelijk (grondel) of niet (zeenaald) in de fuiken weerhouden worden. Aangezien de maaswijdte van het net om het koelwater te bemonsteren kleiner is dan die van de fuiken, worden beide soorten wel in Doel gevangen. De abundantie van brakwatergrondels is in Doel het hoogst in januari-februari en voor kleine zeenaald is dit april-mei. Brakwatergrondels paaïen in de zomer. Wanneer de brakwatergrondels groot genoeg zijn, worden ze in augustus-november massaal in de fuiken in de zoetwater zone gevangen. Ook in het voorjaar is er een kleine piek van brakwatergrondels in de zoetwater zone, maar deze is veel kleiner dan de najaarspiek. Vermoedelijk trekken de grondels in de herfst de zoetwater zone in en keren ze in de winter terug naar de mesohaliene zone (Doel), waar de watertemperatuur een paar graden warmer is.

In de brakwater zone komen seizoenaal ook een aantal zoetwater soorten voor die de hogere zoutgehaltes kunnen verdagen. Zo pieken de aantallen van snoekbaars in de zomer (juli tot november). Blankvoorn wordt in de oligohaliene zone vooral in de lente en de herfst gevangen, wanneer de rivierafvoer het hoogst is.

In de zoetwater zone (Figuur 15 - Figuur 16) zijn de seizoenale densiteitspieken van zoetwater soorten minder uitgesproken dan die van de mariene soorten in de brakwater zone. De abundantie van snoekbaars is ook in de zoetwater zone het hoogst in de zomermaanden. Brakwatergrondels trekken in de herfst ver stroomopwaarts in het estuarium. Blankvoorn en brasem worden in het estuarium vooral in de winter gevangen. In de Rupel werd een duidelijke piek van pos waargenomen tussen juni en september 2008 en voor driedoornige stekelbaars (alle types samen) in augustus-september. Deze pieken werden niet waargenomen in 2007, wat erop wijst dat de waterkwaliteit in 2008 sterk is verbeterd.



Figuur 15. DC analyse op de aantallen per soort op drie locaties in het zoetwater getijdengebied van de Zeeschelde. De trekvissoorten worden in de figuur in het zwart weergegeven.

In fuiken onder de stuwen in de rivieren zijn de seizoenale patronen minder uitgesproken dan in het estuarium. De densiteitspieken zijn hier vooral een gevolg van de paaimigratie van een aantal soorten zoals blankvoorn en riviergrondel. De vangsten in de fuiken in de rivieren worden vaak sterk beïnvloed door de bovenafvoer, waarbij bij hoge debieten meer vissen gevangen worden. Blankvoorns werden in grote aantallen gevangen in maart-april. De paaimigratie van deze soort komt op gang wanneer de watertemperatuur boven 12 °C stijgt. Riviergrondels overwinteren meestal in de diepere zones van rivierensystemen en trekken als het paaiseizoen begint (april-juni) naar de ondiepere zones om zich voort te planten. De hoogste aantallen werden gevangen in de Grote Nete (Maelesbroek en Kievermont) en onder de stuw in Rotselaar (Dijle). In Rotselaar werd een piek in juni waargenomen, in de Grote Nete rond eind april-begin mei.

Wat hun seizoenaal voorkomen betreft, vertonen de katadrome soorten en de anadrome soorten een verschillend patroon (Figuur 17). Het voorkomen van de anadrome soorten kan grotendeels verklaard worden door de paaimigratie van de verschillende soorten. De adulten van spiering, rivierprik en driedoornige stekelbaars trekken in de winter of het vroege voorjaar stroomopwaarts om zich in de zoetwater zone voort te planten. Adulte rivierprikken (30-35 cm) werden in december 2007 en januari 2008 onder de stuw in Merelbeke gevangen en in januari 2008 aan de stuw in Asper. In februari en april werden drie prikken in Grobbendonk gevangen. In het vrijwilligersmeetnet werden prikken in de fuiken van de Cramp en Ketenisse aangetroffen in november en december. In Antwerpen daarentegen tussen mei en juli werden in 2007 vier adulte pikken gevangen. Het is onduidelijk of deze prikken late paaiers of dwaalgasten zijn. De enige juveniele prikken (± 15 cm) werden in het koelwater van de kerncentrale van Doel gevangen tussen februari en mei. Het hoogste aantal (8) werd hier in mei gevangen.

Ook de paaimigratie van spiering komt in de winter op gang. Het aantal spieringen was het hoogst in de subtidale fuiken onder de stuw van Merelbeke in december 2007 en januari 2008. In de brakwater zone (Ketenisse en Antwerpen) worden het hele jaar door lage aantallen spieringen aangetroffen. Op de slikken in de zoetwater getijdenzone werden in de zomer van 2008 geregeld spieringen gevangen. Dit zou erop kunnen wijzen dat de residente spieringpopulatie verder stroomopwaarts in het estuarium trekt door de verbeterende waterkwaliteit. Alle spieringen die in Merelbeke gevangen werden waren groter dan 10 cm. Van de spieringen die in de zomermaanden gevangen werden, was echter een groot deel kleiner dan 10 cm (7.5 cm in Doel).

De trachurus vorm van driedoornige stekelbaars werd enkel in het INBO meetnet geregistreerd. De hoogste aantallen werden in de eerste drie maanden van het jaar waargenomen. Ook in het vrijwilligersmeetnet werden de hoogste aantallen driedoornige stekelbaarzen (geen onderscheid tussen de verschillende vormen) in het voorjaar gevangen. Uit onderzoek dat werd uitgevoerd ter hoogte van de stuw in Merelbeke bleek dat de migratiepiek van driedoornige stekelbaars tussen februari en april valt (Buysse *et al.*, 2002). In vergelijking met deze studie werden in onze metingen relatief weinig stekelbaarzen (trachurus) gevangen. Mogelijk werd de migratiepiek gemist of was de optrekkende groep minder groot dan andere jaren.

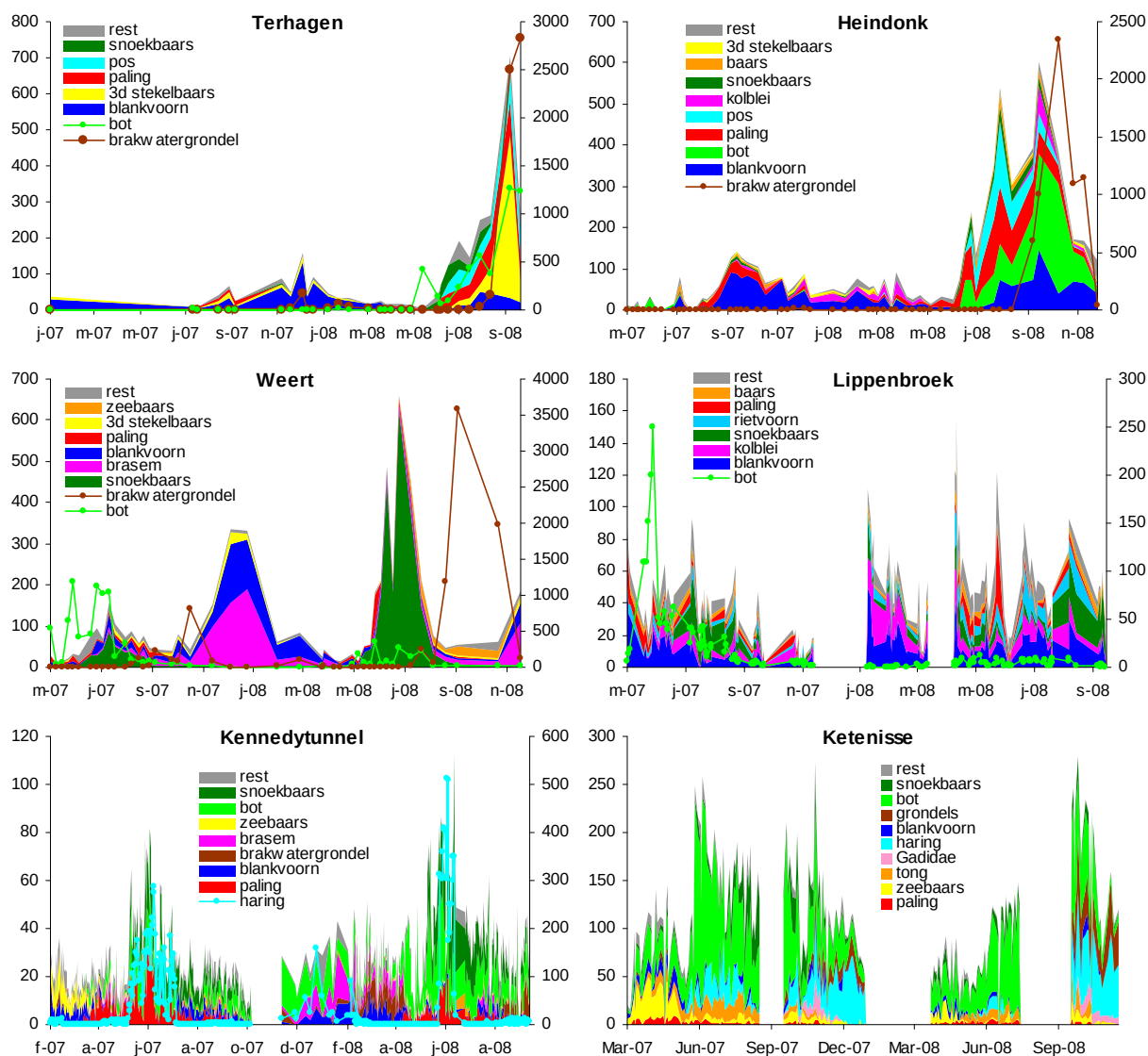
Van Fint werden enkel volwassen exemplaren gevangen in mei-juni in de brakwater zone. Het gaat hier vermoedelijk om dwaalgasten en niet om reproducerende individuen. Er zijn dan ook geen aanwijzingen dat fint zich reeds voortplant in het Schelde-estuarium. Tot enkele jaren geleden was er een permanent vismeetstation ter hoogte van de Belgisch-Nederlandse grens. In de fuik die hier gecontroleerd werd, werden tot 2004 vrij veel finten gevangen (Maes *et al.*, 2008). Vermoedelijk trekt fint nog niet zo ver door in het estuarium.

Het voorkomen van de katadrome soorten is eerder gerelateerd aan het seizoenaal gebruik van het estuarium als opgroeigebied. Zowel bot, dunlipharder en paling bereiken hun grootste densiteiten in de zomermaanden. Bot plant zich in het voorjaar voort in zee, waarna de juvenielen vanaf mei massaal het estuarium binnen trekken. Hierbij wordt het hele zoetwater getijdengebied gekoloniseerd. De botten blijven tot de herfst in de zoetwater zone, waarna ze terug richting zee migreren, waar de watertemperatuur tijdens de winter hoger is. Een klein aantal botten blijft ook tijdens de winter in de brakwaterzone van het estuarium. Vermoedelijk zorgen de hogere temperaturen in de brakwaterzone door lozingen van koelwater voor een temperatuurrefugium in de winter.

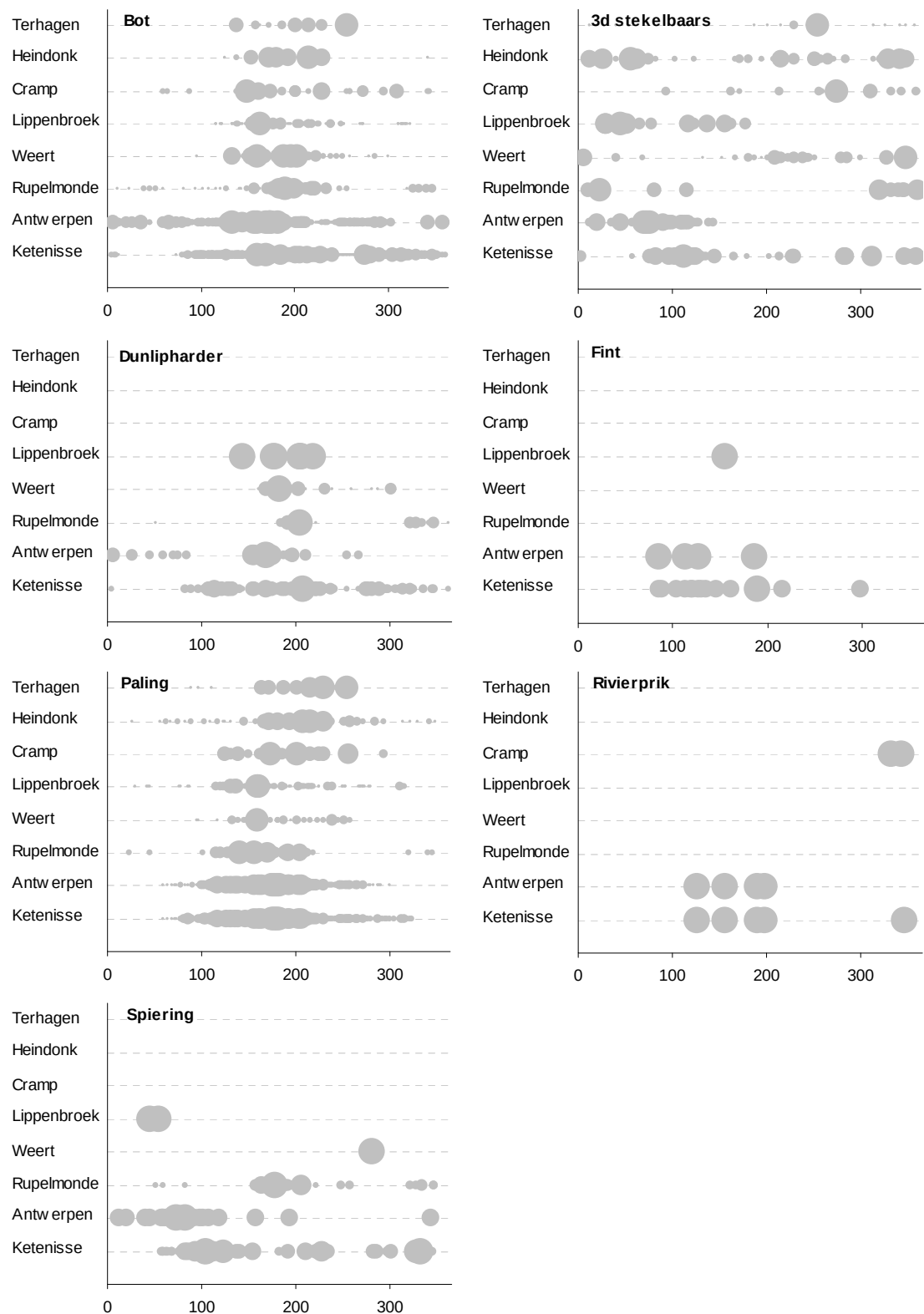
Dunlipharders komen het hele jaar door in kleine aantallen voor in de brakwaterzone. In de fuiken van Ketenisse en Kennedytunnel worden zowel juveniele als adulte dunlipharders gevangen. In de zomermaanden trekken vooral de juvenielen net als bot naar het zoetwater gebied van het estuarium, maar keren sneller dan bot (vroeg herfst) terug naar zee. Het overgrote deel van de dunlipharders die in de zoetwater zone gevangen worden zijn tussen 10 en 20 cm. Slechts een kleine 10 procent van de harders is er groter dan 20 cm.

Van het seizoenaal gebruik van het estuarium door paling is relatief weinig gekend. De vangstaantallen zijn het hoogst in de zomer, maar het is onduidelijk of dit het gevolg is van een verminderde activiteit in de winter of van een emigratie van de palingen uit het gebied. Uit de gegevens van het INBO meetnet kunnen geen eenduidige conclusies getrokken worden over het moment van stroomopwaartse migratie. Op een aantal uitzonderingen na werden er geen duidelijke migratiepieken waargenomen. In Burcht werd een piek in mei waargenomen en onder de stuwen van Grobbendonk en Denderbelle werden veruit het hoogste aantal palingen in april gevangen. Het ontbreken van een duidelijke migratiepiek kan zowel te maken hebben met de staalnamemethode als met de ecologie van paling zelf. Door de gebruikte maaswijdte worden de kleinste palingen (< 20 cm) zelden of nooit gevangen in de fuiken. Aangezien het vooral de kleinste palingen zijn die na metamorfose de rivieren koloniseren, kan het zijn dat we deze lengteklasse en dus ook de migratiepiek niet kunnen waarnemen met de gebruikte methode. Daarnaast is het echter ook zo dat de kolonisatie van de stroomopwaarts gelegen zones afhankelijk is van de densiteit van paling in de benedenstroomse delen (Edeline *et al.*, 2007). Wanneer de densiteit in de benedenstroomse delen van de rivier te hoog wordt en de competitie voor voedsel en plaats toeneemt, migreren de palingen stroomopwaarts en koloniseren daar de vacante niches. De rekrutering van glasaal is de voorbije decennia drastisch gedaald en de Europese palingbestanden zijn historisch laag. De verminderde rekrutering zou er de oorzaak van kunnen zijn dat de draagkracht in de benedenstroomse delen niet bereikt wordt en paling dus geen nood heeft aan stroomopwaartse migratie. De aantallen in de Rupel piekten in het

najaar van 2008. Dit was waarschijnlijk het gevolg van de verbeterde waterkwaliteit in deze zone van het estuarium. Vanaf december werd er echter quasi geen paling meer gevangen.



Figuur 16. Overzicht van de vangsten op een aantal plaatsen in het vrijwilligersmeetnet (Figuur 1). De rechtse y-as geeft het aantal vissen per fuik per dag voor de soorten die als punten en lijnen zijn weergegeven, de linkse y-as voor de soorten die als vlakken zijn weergegeven.



Figuur 17. Relatieve abundantie (t.o.v. het maximum aantal vissen per locatie) van de trekvissoorten op de locaties in het vrijwilligersmeetnet. De x-as geeft de dag van het jaar weer (1 = 1 januari; 365 = 31 december).

5.4 Migratieknelpunten voor trekvis in het stroomgebied van de Schelde

De belangrijkste migratieknelpunten in het stroomgebied van de Schelde bevinden zich bijna allemaal boven of op de rand van het getijdengebied. De stuw in Dendermonde is een uitzondering en verhindert de stroomopwaartse migratie van trekvis uit het estuarium naar de Dender. Ook de stuw op de Dijle in Mechelen vormt een potentiële migratiebarrière voor vis binnen het estuarium, wanneer de kleppen volledig neergelaten worden.

De katadrome soorten bot, dunlipharder en paling planten zich voort op zee en gebruiken het estuarium als opgroeigebied. Zij zijn voor hun reproductie niet afhankelijk van stroomopwaartse migratie. Voor bot en dunlipharder vormen de stuwen en sluizen in het Schelde-estuarium geen essentiële hindernis voor het herstel van de populaties. Voor palingen is de situatie ietwat anders omdat ze ook de bovenstroomse waterlopen in het stroomgebied koloniseren. Deze stroomopwaartse migratie zou echter het gevolg zijn van competitie in de benedenstroomse delen van het stroomgebied, waardoor ook de minder dicht bevolkte bovenlopen geëxploiteerd worden. Paling was ook de enige soort die op alle locaties in het meetnet gevangen werd (Figuur 12). Het is echter onduidelijk of dit het gevolg is van een natuurlijke kolonisatie of dat de uitzetting van glasalen er de oorzaak van is dat ze ook boven de migratieknelpunten voorkomen.

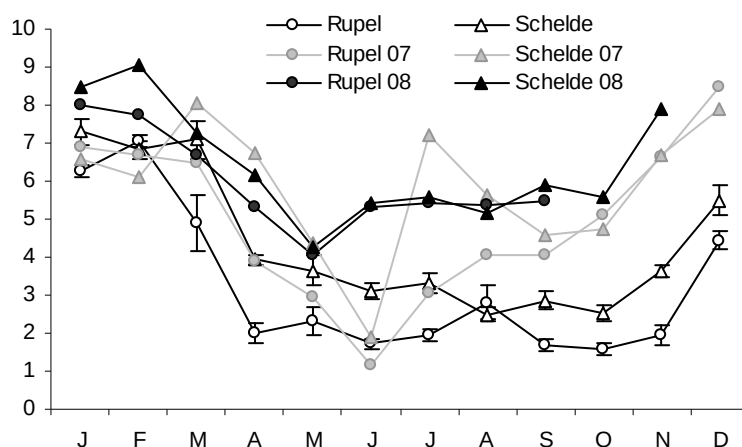
Anadrome soorten migreren als volwassen individuen uit de zee naar de rivieren om zich voort te planten. Soorten als zalm moeten dikwijls honderden kilometers zwemmen om hun paaigebieden in de bovenlopen te bereiken. Andere soorten zoals rivier- of zeeperk en elft planten zich meer stroomafwaarts voort in de zones boven het estuariene deel van de rivieren. Een laatste groep tenslotte, plant zich voort in het zoetwater getijdengebied van een estuarium. Tot deze groep behoren fint en spiering, maar ook driedoornige stekelbaarzen kunnen zich in het estuarium voortplanten.

Vermoedelijk zijn de stuwen in het stroomgebied dan ook niet essentieel voor het herstel van de anadrome soorten die zich in de getijdenzone voortplanten. Voor de soorten die zich verder stroomopwaarts voortplanten, vormen deze stuwen echter wel een belangrijke hinderpaal voor hun herstel. Voor de optrek via de migratieas langs de Rupel is de stuw van Mechelen het belangrijkste knelpunt. Dit knelpunt is echter passeerbaar voor vis wanneer de kleppen opgetrokken worden. De migratieas langs de Dender is afgesloten in Dendermonde door sluizen die niet passeerbaar zijn voor vis. Aangezien er geen getijdenwerking is op de Dender, zal het oplossen van het knelpunt in Dendermonde waarschijnlijk minder bijdragen aan het herstel van soorten die zich in het estuarium voortplanten. Perken en zalmachtigen daarentegen zouden waarschijnlijk wel kunnen profiteren van het optrekbaar maken van de Dender. De stroomopwaartse migratie via de Bovenschelde en de Leie tenslotte, wordt belemmerd door het sluizencomplex in Merelbeke. Deze sluizen zijn slechts gedurende een zeer beperkte periode van het jaar passeerbaar bij hoge bovendebieten, wanneer de stuw opgetrokken is. Aangezien de hoofdmigratieroute voor de meeste trekvissoorten zich op de as langs de Bovenschelde bevindt, is het oplossen van het knelpunt in Merelbeke dan ook cruciaal voor een verder herstel van de anadrome soorten die zich hoger in het stroomgebied voortplanten.

5.5 Effecten van de waterzuivering

In maart 2007 werd het waterzuiveringsinstallatie van Brussel-Noord (1.100.000 inwoners – equivalent) in gebruik genomen. De eerste effecten lieten niet lang op zich wachten en de zuurstofconcentratie in de Rupel verbeterde zienderogen in de loop van 2007 (Figuur 18). Met een verbeterende waterkwaliteit kwamen ook de eerste vis terug in de Rupel. Vooral het aantal soorten dat in de fuiken in Heindonk en Terhagen gevangen werd reageerde positief op het stijgende zuurstofgehalte. Vooral vanaf juni 2008 namen de vangsten in de

Rupel exponentieel toe. Die toename was vooral het gevolg van een toename van het aantal botten, palingen, driedoornige stekelbaarzen en brakwatergrondels (Figuur 16).



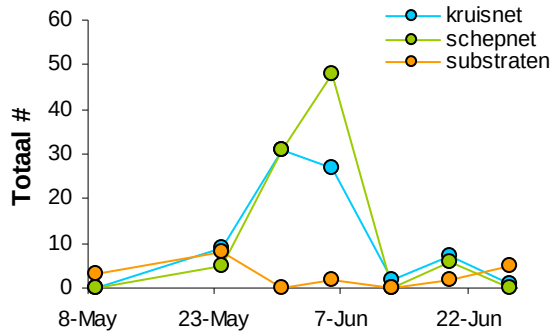
Figuur 18. Zuurstofgehalte (mg/L) in de Zeeschelde t.h.v. Rupelmonde en in de Rupel t.h.v. Niel. Maandelijks gemiddelde ($\pm 1.96 \cdot SE$) voor de periode 2002-2006 en de waarden voor 2007 en 2008.

Ook in de Zeeschelde verbeterde de zuurstofhuishouding, zij het minder spectaculair dan in de Rupel. De belangrijkste verschuivingen in de Zeeschelde werden waargenomen in het zoetwater getijdengebied (Weert en Lippenbroek). Het aantal botten in 2008 daalde hier sterk i.v.m. de aantallen in 2007, terwijl het aantal botten aan de Kennedytunnel ongeveer hetzelfde bleef. Aan de Kennedytunnel nam het aantal palingen dan weer af en het aantal haringen nam toe. Op alle drie de locaties in de Zeeschelde was het aantal snoekbaarzen in 2008 veel hoger dan in 2007. Het is onduidelijk of deze verschuivingen veroorzaakt worden door de verbeterde waterkwaliteit. Het feit dat het aantal botten in de zoetwater zone van de Zeeschelde sterk afnam en in de Rupel sterk toenam, suggereert dat de condities voor bot optimaler zijn in de Rupel. Eén van de mogelijke redenen zou een verhoogd (benthisch) prooiaanbod in de Rupel kunnen zijn. Ook de sterke toename van het aantal palingen in de Rupel en de afname in de Zeeschelde zou gerelateerd kunnen zijn aan verschuivingen in het prooiaanbod van de Zeeschelde naar de Rupel.

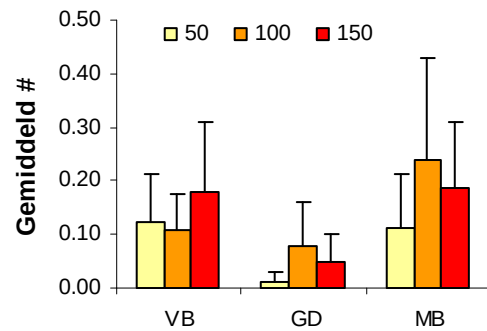
6 Glasaalmigratie in het Schelde-estuarium

6.1 Bemonsteringstechnieken

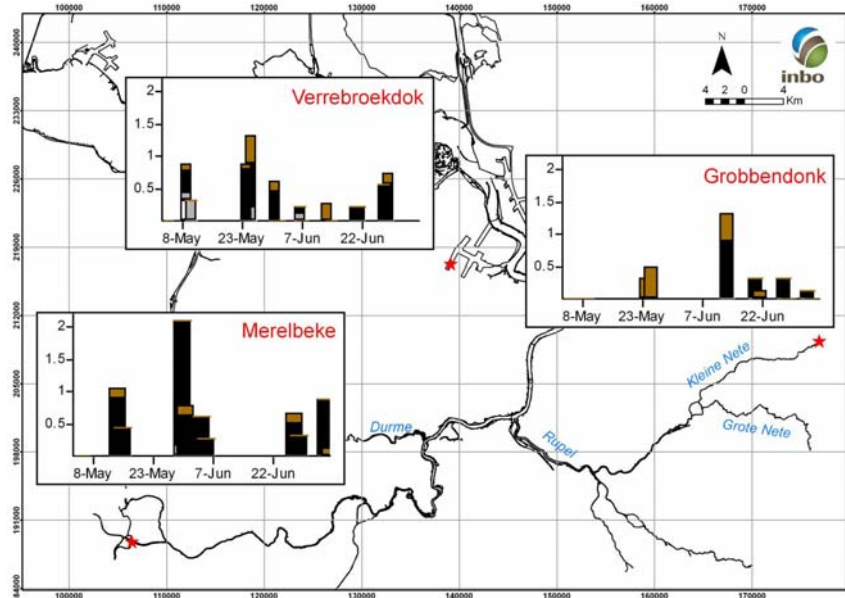
Tijdens het eerste jaar van het project werden een aantal bemonsteringstechnieken voor glasaal uitgetest. Het kruisnet en het schepnet kunnen alleen in beschutte zones (Verrebroekdok) gebruikt worden, terwijl de substraten onder een ruimere waaier van omgevingscondities opgesteld kunnen worden.



Figuur 19. Totaal aantal glasaal per dag per methode in het Verrebroekdok.



Figuur 20. Gemiddeld aantal glasaal per substraattypen per locatie: VB = Verrebroekdok, GD = Grobbendonk, MB = Merelbeke.

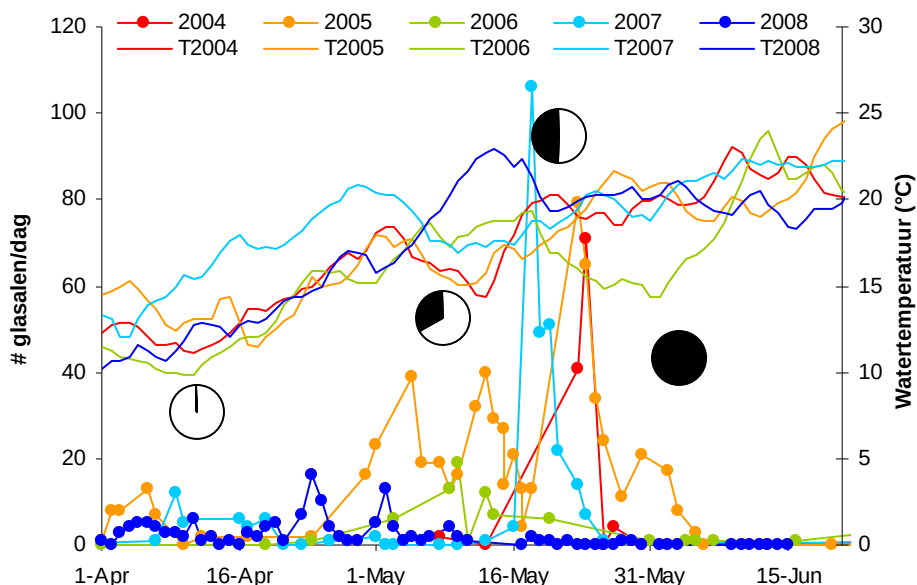


Figuur 21. Gemiddeld aantal glasaal in de artificiële substraten op de drie bemonsterde locaties (rode ster). De aantallen van de drie types substraten (50, 100 en 150) werden samengeteld. Wit = niet-gepigmenteerde glasaal, grijs = half gepigmenteerd, zwart = volledig gepigmenteerd, bruin = jonge palingen.

De meeste glasaal werden gevangen met het schepnet en het kruisnet. Beide methodes vertonen eenzelfde temporeel dichtheidspatroon. De methode met de artificiële substraten

wijkt hiervan af, zowel wat betreft het totaal aantal glasalen als het temporeel patroon (Figuur 19). De resultaten suggereren dat de substraten met 100 en 150 koorden per bundel meer glasalen vangen dan die met 50 koorden (Figuur 20). Uit de substraatgegevens blijkt ook dat de jongste glasaalstadia (niet- en half gepigmenteerd) vooral in het Verrebroekdok gevangen worden en niet of minder in de stroomopwaartse locaties (Figuur 21).

Aan de uitstroom van de RWZI in Wichelen aan de Schelde worden sinds 2004 glasalen gevangen door een vrijwilliger. In de uitstroom liggen een aantal stenen waar de glasalen zich onder verbergen. Tijdens het migratieseizoen worden dan dagelijks bij laagwater de glasalen met een schepnetje gevangen. In Figuur 22 worden het aantal glasalen dat per dag gevangen werd weergegeven.

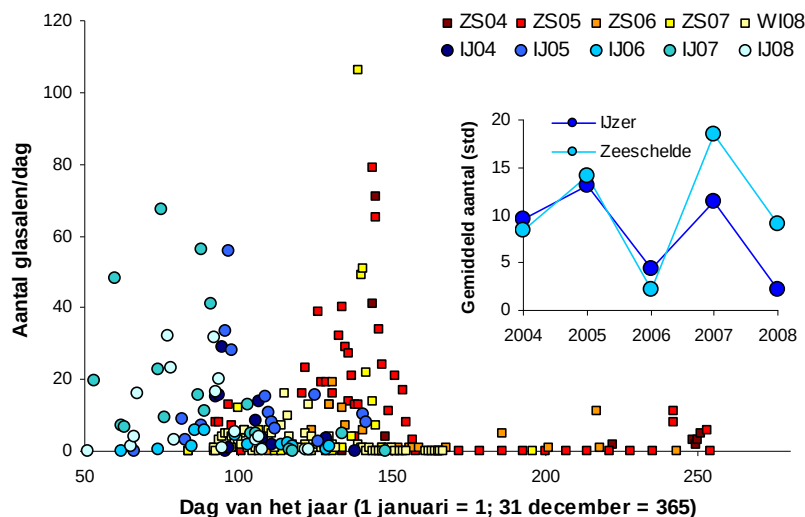


Figuur 22. Temperatuur van het Scheldewater in Melle en aantal glasalen aan de uitstroom van de RWZI in Wichelen tijdens de piekdensiteiten van glasaal in 2004 – 2008. De taartdiagrammen geven het percentage gepigmenteerde (zwart) glasalen aan in de stalen van 2005.

Het aantal glasalen dat per dag gevangen wordt, piekt elk jaar in de tweede helft van mei. Enkel in 2006 en 2008 lijkt de piek vroeger te vallen, maar door het zeer lage aantal dat in die jaren gevangen werd, kon geen echte piek waargenomen worden. De glasalen die bij het begin van het migratieseizoen gevangen werden zijn allemaal ongepigmenteerd en het aantal gepigmenteerde glasalen neemt gradueel toe naarmate het seizoen vordert.

De stroomopwaartse migratie van glasalen in het getijdengebied gebeurt grotendeels passief door selectief getijden transport (STST). Bij vloed verplaatsen de glasalen zich hoger in de waterkolom om zich mee te laten voeren door de vloedstroom. Bij eb laten ze zich naar de bodem zakken om niet meegesleurd te worden door de ebstroom. In de zone in het estuarium waar er geen horizontale getijdenbeweging meer is, accumuleren de glasalen. Wanneer een bepaalde temperatuurslimiet bereikt wordt (rond 10 °C à 12 °C - Gascuel, 1986), migreren de glasalen vervolgens verder stroomopwaarts. De aankomst van glasalen in de Zeeschelde is afhankelijk van het tijdstip waarop ze aan onze kust arriveren. In de sluis van de IJzermonding wordt sinds 1964 glasaal met een schepnet bemonsterd. Figuur 23 toont aan dat de piek in de IJzermonding elk jaar ongeveer 50 dagen voor die in de Zeeschelde in Wichelen valt. Beaulaton en Castelnaud (2005) vermelden een gemiddelde transportsnelheid voor glasaal van ongeveer 3.9 km per dag in de Gironde. De staalnamelocaties van de IJzermonding en de Zeeschelde liggen ongeveer 190 km uiteen,

wat overeenkomt met een migratieduur van 50 dagen. Dit wijst erop dat de densiteitspieken op beide locaties waarschijnlijk afkomstig zijn van dezelfde migratiegolf. De inzet in Figuur 23 toont aan dat de gestandaardiseerde gemiddelde jaarvangst op beide locaties eenzelfde patroon volgt (lage vangsten in 2006 en 2008, hoge vangsten in 2005 en 2007).

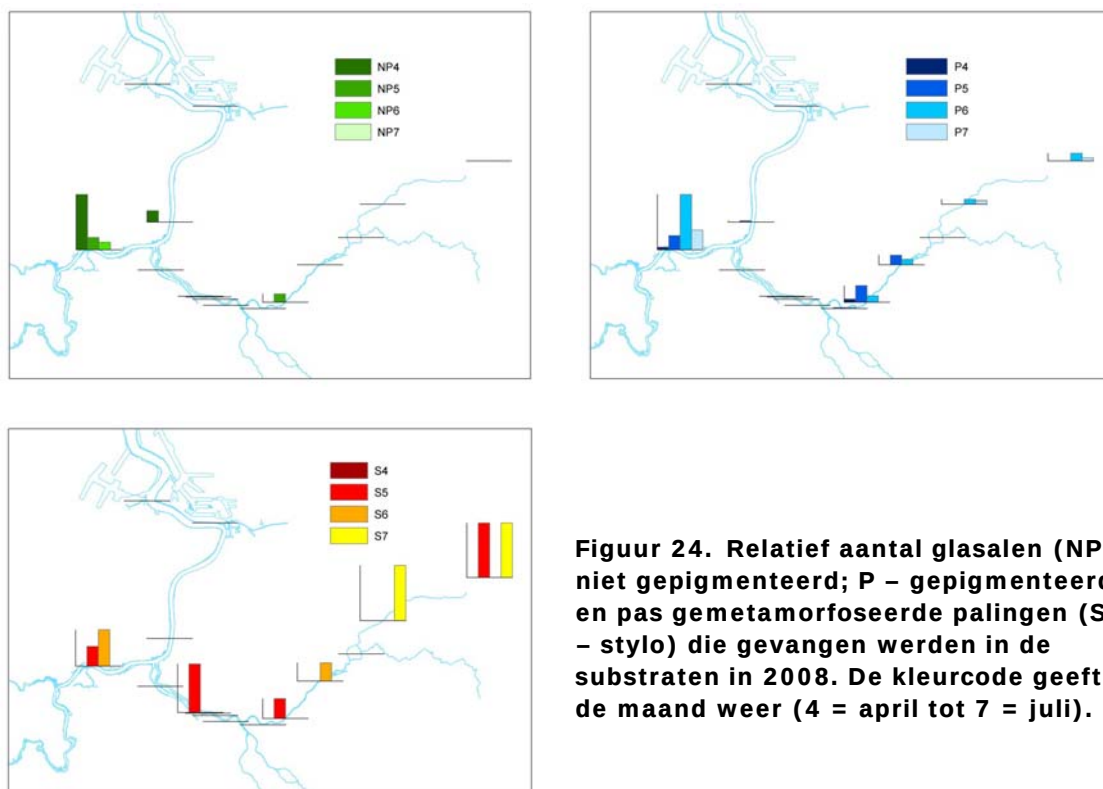


Figuur 23. Vergelijking van de glasaalvangsten aan de IJzermonding (IJ) en in de Zeeschelde (ZS) tussen 2004 en 2008. De inzet geeft de jaarlijkse gemiddelde (gestandaardiseerde) vangst van glasalen weer in de Zeeschelde en de IJzermonding sinds 2004.

6.2 Monitoring optrek glasaal

6.2.1 Kunstmatige substraten

Van april tot juli 2008 werd de optrek van glasalen in de Zeeschelde, Rupel en Grote Nete opgevolgd met behulp van kunstmatige substraten. Op 15 locaties (Figuur 24) werden één of meerdere substraten geplaatst. De locaties werden gekozen op basis van de aanwezigheid van een uitwateringspunt (uitwatering polders, lozing RWZI, ...). Waar mogelijk werden ook enkele stenen aan de uitwateringspunten geplaatst. Glasalen verbergen zich bij laag water onder deze stenen en kunnen dan met een schepnetje gevangen worden. Aan de RWZI in Wichelen wordt deze techniek al enkele jaren met succes toegepast. De locaties werden telkens op maandag, woensdag en vrijdag gecontroleerd.



Figuur 24. Relatief aantal glasalen (NP – niet gepigmenteerd; P – gepigmenteerd) en pas gemetamorfoseerde palingen (S – stylo) die gevangen werden in de substraten in 2008. De kleurcode geeft de maand weer (4 = april tot 7 = juli).

Figuur 24 geeft een overzicht van het aantal glasalen dat per maand op elk van de locaties in de substraten gevangen werd. Op een aantal locaties (Antwerpen, Kallo, Wintam, Willebroek en Lier) werd er nooit glasalen of kleine palingen gevangen. Daarnaast waren de vangstaantallen in de substraten ook vrij laag. Vermoedelijk was de rekrutering van glasaal in het Schelde-estuarium te laag om de methode met substraten optimaal te laten renderen. Een vergelijking van de resultaten aan de RWZI in Wichelen (schepnet) van 2008 met vorige jaren doet vermoeden dat er dit jaar zeer weinig glasalen in het Schelde-estuarium migreerden. Ook in andere Europese estuaria werden zeer lage aantallen glasaal gerapporteerd in 2008 (GRISAM eels' days, juni 2008, Rennes, FR).

De meeste glasalen werden gevangen aan het lozingspunt van de RWZI in Temse. Ook op twee locaties in de Rupel (Walem en Duffel) werden geregeld al dan niet gepigmenteerde glasalen gevangen. De niet-gepigmenteerde stadia werden vooral op de meer stroomafwaarts gelegen locaties gevangen (Temse, Kallebeek) in april. De gepigmenteerde stadia werden vanaf mei in de meest stroomafwaarts gelegen locaties gevangen en vanaf juni ook in de meest stroomopwaartse locaties. De pas gemetamorfoseerde palingen (potloden) werden op alle locaties in lage aantallen gevangen vanaf mei.

Hoewel de resultaten beperkt zijn, toont deze studie de progressieve kolonisatie van de estuariene zout-zoet gradiënt aan. De jongste stadia worden het eerst waargenomen in de benedenstroomse delen van het estuarium, waarna de meer gepigmenteerde stadia de bovenstroomse delen koloniseren. De meeste glasalen maken gebruik van de getijdenstroom om zich stroomopwaarts te verplaatsen. In de laatste fase(n) van het glasaalstadium zijn sommige glasalen echter al in staat om actief tegen de stroom in te zwemmen. Uit de resultaten kon niet worden opgemaakt of de migratie passief dan wel actief gebeurt. Er werden geen ongepigmenteerde glasalen in Grobbendonk gevangen, maar wel enkele gepigmenteerde exemplaren die zich waarschijnlijk actief voort bewegen.

6.2.2 Glasaalnet

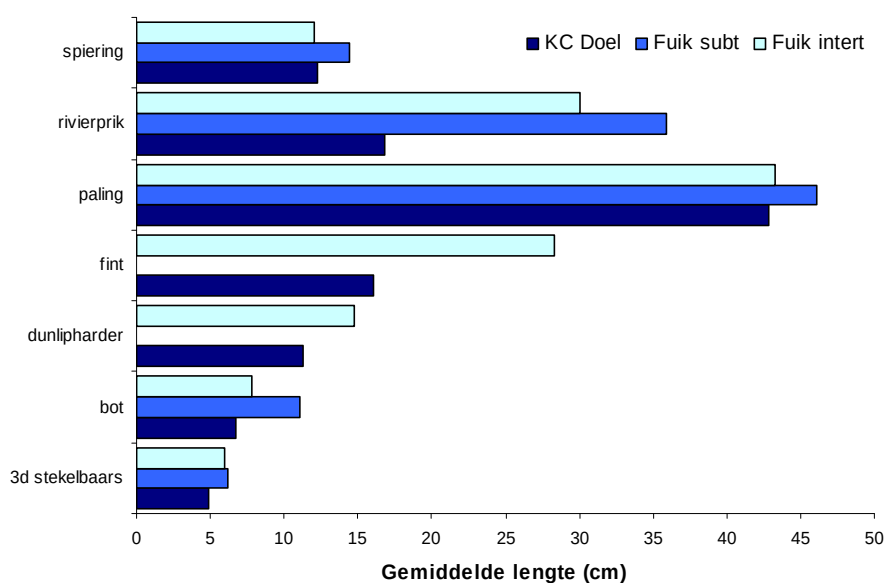
Gedurende de volledige staalnamecampagne werden slechts twee glasalen gevangen: 1 in Duffel ('s nachts) en 1 in Burcht (dag). In Schellebelle (nacht) en Duffel (nacht) werd ook telkens 1 kleine paling gevangen (stylo). De glasalen en palingen werden telkens op het einde van de vloed gevangen. Naast paling werden ook juvenielen van verschillende andere soorten gevangen, waaronder bot, snoekbaars en driedoornige stekelbaars. Juveniele bot (<2 cm) maakt net als glasaal gebruik van STST om zich stroomopwaarts te verplaatsen. In tegenstelling tot paling werd bot wel veelvuldig aangetroffen in de stalen. Dit suggereert dat de methode bruikbaar is om soorten te vangen die STST gebruiken, maar dat de densiteit van glasaal in de Zeeschelde te laag is om de soort op deze manier te bemonsteren.

6.2.3 Besluit

Zowel met de kunstmatige substraten als met de glasaalnetten werden slechts zeer lage aantallen glasaal gevangen. Beide methoden werden met succes in andere estuaria toegepast, maar leverden geen goede resultaten op in de Zeeschelde. De gegevens van een langlopend staalnamepunt in de Zeeschelde (RWZI Wichelen) en de vangsten in andere Europese estuaria suggereren dat de lage vangstaantallen waarschijnlijk te wijten zijn aan een zwakke jaarklasse. Bij lage densiteiten is de methode met de substraten waarschijnlijk minder bruikbaar. De glasaalnetten worden best verder getest bij hogere densiteiten (IJzermonding). Bij een positieve evaluatie zou de methode dan verder op punt gesteld kunnen worden in de Zeeschelde.

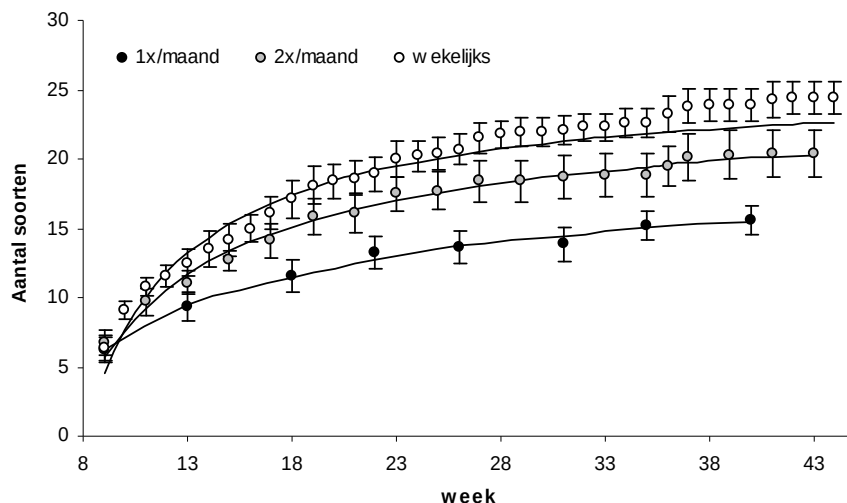
Ketenisse. De figuur toont de verschillende samenstelling aan van de visgemeenschap op slikken en de hoofdgeul. In de fuiken op de slikken worden vooral soorten gevangen die op de slikken komen foerageren zoals bot, paling, dunlipharder, zeebaars en tong. In het koelwater en in mindere mate ook in de subtidale fuiken worden de zeldzamere mariene passanten en zoetwatersoorten gevangen.

De gemiddelde lengte van de trekvissoorten voor de verschillende bemonsteringstechnieken wordt weergegeven in Figuur 26. Voor spiering, dunlipharder en paling zijn de verschillen tussen de verschillende methoden beperkt. De lengte van rivierprikken, driedoornige stekelbaars en finten was echter merkkelijk kleiner dan in de fuiken. Door de kleinere maaswijdte van de netten in de kerncentrale worden ook de kleinere soorten zoals brakwatergrondel en kleine zeenaald gevangen. Voor trekvissen blijkt de bemonsteringsmethode in Doel dan ook het meest geschikt om de juvenielen te bemonsteren. In de fuiken werden alleen adulte finten en prikken gevangen.



Figuur 26. Gemiddelde lengte van de diadrome soorten voor de verschillende vangstmethoden.

Om na te gaan welke de optimale frequentie is om de visgemeenschap te bemonsteren met fuiken, werd een soortcumulatieve curve opgesteld. Deze curve geeft het asymptotisch verband tussen het aantal stalen en het gemiddeld aantal soorten. Hoe hoger de vangstinspanning, hoe meer soorten aangetroffen zullen worden. De vrijwilliger aan de Kennedytunnel controleerde in 2007 dagelijks een fuik. Deze gegevens werden gebruikt om de resultaten van een maximale vangstinspanning (dagelijks) te vergelijken met die van lagere vangstfrequenties (wekelijks, tweewekelijks en maandelijks). In 2007 werden tussen 27 februari en 31 oktober (247 vangsten) 34 soorten gevangen. Figuur 27 geeft de curves voor verschillende vangstinspanningen. Voor een wekelijkse staalname worden na 44 weken 24 soorten gevangen. Wanneer er één keer per maand een fuik gecontroleerd wordt, levert dat na 8 maanden 15 soorten op en bij een dubbele vangstinspanning (twee keer per maand) wordt dit 20 soorten. Wanneer dus de staalnamefrequentie zou verlaagd worden tot één keer per maand, zou op jaarbasis minder dan de helft van het huidige aantal soorten gevangen worden. Zelfs bij een wekelijkse staalname (andere locaties in het vrijwilligersnet) zouden 10 soorten minder gevangen worden. Een verdere reductie van de vangstinspanning tot twee keer per maand levert echter op jaarbasis slechts vier extra soorten op.



Figuur 27. Soortcumulatieve curve bij verschillende vangstinspanningen t.h.v. de Kennedytunnel in 2007.

Wanneer we kijken naar het voorkomenpercentage van de soorten t.h.v. de Kennedytunnel, dan zien we dat 2/3 van de soorten in minder dan 10 van de gevallen gevangen wordt (Tabel 12). De meeste trekvisser worden slechts sporadisch in de fuiken gevangen en maken dus weinig kans om bij een maandelijkse staalname waargenomen te worden.

Tabel 12. Voorkomenpercentage (# keer/totale vangstinspanning) van de verschillende soorten die in 2007 gevangen werden in de fuiken aan de Kennedytunnel.

soort	% voork	soort	% voork
paling	76%	spiering	4%
blankvoorn	75%	zonnebaars	4%
bot	74%	tong	3%
snoekbaars	68%	grote zeenaald	2%
haring	51%	10d stekelbaars	2%
baars	41%	snoek	2%
giebel	38%	fint	2%
zeebaars	29%	rivierprik	2%
brasem	21%	steenbol	1%
dikkopje	18%	winde	1%
bittervoorn	11%	zeelt	1%
3d stekelbaars	10%	kroeskarper	1%
brakwatergrondel	9%	blauwbandgrondel	1%
dunliharder	8%	kleine pieterman	1%
kolblei	7%	pos	1%
karper	7%	rode poot	< 0.4%
rietvoorn	5%	wijting	< 0.4%

De installatie en controle van fuiken is zeer arbeidsintensief en in de meeste gevallen is een wekelijkse staalname het maximaal haalbare. Om de continuïteit van het vrijwilligersnetwerk te verzekeren wordt daarom voorgesteld om een vangstfrequentie van twee keer per maand na te streven. In de huidige situatie is de kans reëel dat een aantal trekvisser niet waargenomen wordt. Wanneer de populaties echter herstellen, zal dit meer dan waarschijnlijk zichtbaar worden in de fuikvangsten, ook bij een tweemaandelijkse vangstinspanning.

7.2 Voorstel monitoring

Op basis van de resultaten van bovenstaande bespreking en onze ervaringen met de verschillende bemonsteringstechnieken wordt een voorstel geformuleerd voor de opvolging van trekvisser in het stroomgebied van de Schelde. In het MONEOS project werd een voorstel geformuleerd voor een geïntegreerde monitoring van de parameters die nodig zijn om de ontwikkelingen van het Schelde-estuarium te kunnen volgen (Meire & Maris, 2008). Voor het luik trekvisser wordt in de MONEOS rapportage verwezen naar de voorstellen die in het kader van het trekvisproject geformuleerd worden. Het onderstaande voorstel voor de bemonstering van trekvisser in het Schelde-estuarium moet hieraan tegemoet komen. In Tabel 13 wordt een overzicht gegeven van de bemonsteringstechnieken en wordt voor elke methode een kostenraming opgegeven. De budgettering houdt enkel rekening met de kosten voor de monitoring in Vlaanderen (Zeeschelde en zijrivieren).

Tabel 13. Monitoring meetnet voor trekvisser in het stroomgebied van de Schelde (ZS = Zeeschelde; WS = Westerschelde).

Bemonsteringstechniek	Frequentie	Aantal locaties	Potentiële uitvoerder	Kostenraming (k€/jaar)		
				Personeel	Werking	Totaal
Koelwaterbemonstering	maandelijks	1	INBO + KUL	8.22	0.81	9.94
Vrijwilligersnetwerk (fuike)	min. maandelijks	8 ZS (+ 3 WS)	INBO (ZS 8) + NL partner (WS 3)	10.50	5.16	17.23
Migratiekelpunten	maandelijks (dec-jun)	6	INBO	29.09	7.69	40.46
Ankerkuil	maandelijks (dec-jun)	3 ZS (+ 3 WS)	beroepsvisser	18.67	32.44	56.22
Glasaal	dagelijks (apr-jun)	1	INBO	4.39	0.60	5.49

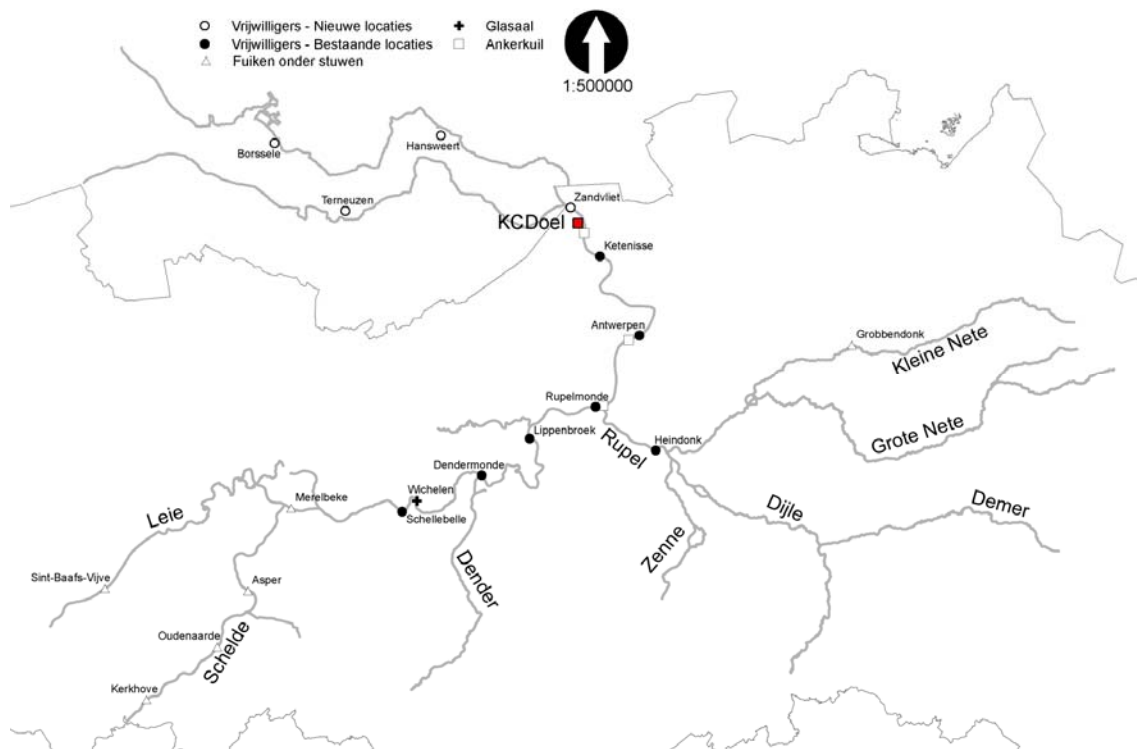
7.2.1 Koelwaterbemonstering

De maandelijkse bemonstering van het koelwater van de kerncentrale van Doel levert als enige methode belangrijke informatie over de status van de juvenielen van diadrome soorten. De monitoring in Doel ging in 1991 van start en werd sindsdien quasi ononderbroken voortgezet. Het is de enige langlopende gegevensreeks voor visser in de Zeeschelde en is een belangrijk instrument om langetermijn trends te detecteren. De bemonstering van het koelwater kan met een minimale kost in stand worden gehouden. Met de KULeuven werd afgesproken om afwisselend de maandelijkse bemonstering uit te voeren.

7.2.2 Vrijwilligersnetwerk

Het vrijwilligersnetwerk werd opgericht om bijkomende informatie over de trekvisser in het estuarium te verzamelen. De metingen leveren een unieke dataset op van de visgemeenschap in het Schelde-estuarium, waarbij een hoge meetfrequentie gecombineerd wordt met een ruime gebiedsdekking. Het netwerk bestaat voorlopig uit 11 locaties die afhankelijk van de vrijwilliger dagelijks, tweedaags, wekelijks of maandelijks bemonsterd worden. De meeste locaties worden door slechts één vrijwilliger gecontroleerd.

Om de continuïteit van het netwerk te waarborgen stellen we voor om zeven van de bestaande locaties permanent in stand te houden (Figuur 28). De overige bestaande locaties in het vrijwilligersnetwerk worden verder ondersteund tot de vrijwilliger stopt. Vooral de locaties in de Schelde t.h.v. Rupelmonde en die in de Rupel zijn cruciaal. Aan de Rupelmonding komen twee migratieassen samen en worden geregeld trekvisser gevangen. Uit de resultaten blijkt echter dat de migratieroute via de Rupel minder benut wordt dan verwacht. Nochtans bevinden er zich een aantal historische paaipplaatsen van diadrome soorten op deze migratieas (Hoofdstuk 3).



Figuur 28. Voorstel voor de monitoring van trekvis in het Schelde-estuarium.

Naast de zeven bestaande locaties zou een extra locatie opgestart moeten worden in de mesohaliene zone ter hoogte van Zandvliet. Tot 2004 bestond er een meetpunt ter hoogte van de Belgisch-Nederlandse grens, dat door beroepsvissers van Lillo gecontroleerd werd. In de fuik op deze locatie werden geregeld finten gevangen en kon de evolutie van de populatie goed opgevolgd worden. Gezien het lage aantal finten dat in de andere fuiken gevangen wordt, kunnen de extra gegevens van Zandvliet ons waardevolle informatie opleveren over de status van de fintpopulatie.

Op basis van de acht voorgestelde locaties kan de ecologie en een mogelijk herstel van de (trek)vispopulaties in de Zeeschelde bestudeerd worden. Een belangrijk deel van het estuarium bevindt zich echter op Nederlands grondgebied (Westerschelde). Resultaten van ankerkuilbemonsteringen voor de Kaderrichtlijn Water tonen aan dat de Westerschelde een belangrijke rol speelt voor de diadrome soorten. Om een zo compleet mogelijk beeld te krijgen van de status van trekvis in het Schelde ecosysteem, zou de monitoring met fuiken dan ook best uitgebreid worden tot de Westerschelde. Hiervoor kan net zoals in de Zeeschelde samengewerkt worden met vrijwilligers. In eerste instantie kunnen een drietal locaties (Borsele, Terneuzen en Hansweert) bemonsterd worden met een fuik (Figuur 28). Borsele ligt het meest stroomafwaarts en hier is de invloed van de zee het grootst. De fuikgegevens kunnen ook vergeleken worden met een bijkomende bemonstering van het koelwater van de kerncentrale van Borsele (Maes *et al.*, 1998). Terneuzen ligt verder stroomopwaarts in de oligohaliene zone. Door de nabijheid van het kanaal Gent-Terneuzen kan deze locatie informatie opleveren over het belang van dit kanaal als alternatieve migratieroute voor trekvis. Hansweert tenslotte ligt op de overgang tussen de oligohaliene en mesohaliene zone.

De bemonstering met fuiken kan ook gebruikt worden voor de ijking van de gebruikte meetlatten voor de Kaderrichtlijn Water. In Vlaanderen wordt hiervoor gesteund op de visindex van Breine *et al.* (2001), die gebruik maakt van fuikvangsten. In Nederland wordt de index van Jager & van Loon (2007) gebruikt, die werkt met de vangstgegevens van ankerkuilvisserij. In het Schelde-estuarium worden dus twee onafhankelijke methoden

gebruikt om de toestand van ecosysteem te beschrijven. Wanneer ook fuikvangsten in de Westerschelde en ankerkuilen in de Zeeschelde zouden worden toegepast, kunnen beide maatlatten vergeleken worden.

Om de continuïteit van het uitgebreide vrijwilligersmeetnet te garanderen wordt best per locatie een structuur opgezet, waarbij verschillende vrijwilligers participeren aan de metingen op eenzelfde locatie. Hiervoor kan samen gewerkt worden met reeds bestaande netwerken zoals lokale Natuurverenigingen of visclubs. Per locatie wordt één verantwoordelijke aangesteld die instaat voor de communicatie met het INBO. Voor de monitoring zelf streven we naar twee staalnames per maand.

Tijdens het project bleek dat er geregeld problemen zijn met de identificatie van een aantal soorten. We stellen dan ook voor om één- of tweemaal per jaar een cursus visdeterminatie te organiseren voor de vrijwilligers. Daarnaast kunnen de vrijwilligers ook uitgerust worden met een digitale camera om moeilijke soorten te fotograferen en door te sturen voor identificatie.

7.2.3 Monitoring migratieknelpunten

De monitoring met de subtidale fuiken die niet onder een stuw stonden leverde geen extra informatie op over het visbestand. Daarnaast is de methode zeer arbeidsintensief. De fuiken onder de stuwen daarentegen gaven als enige een goed beeld van de migratie van trekvisen tijdens het paaiseizoen. Omdat de meeste stuwen niet of nauwelijks passeerbaar zijn, accumuleren de trekvisen onder de knelpunten, waar ze gemakkelijk en in hoge aantallen gevangen kunnen worden. Bij het oplossen van de migratieknelpunten die in het trekvisproject onderzocht werden, zouden de vispassages uitgerust moeten worden met een vangstconstructie. Op deze manier kan de effectiviteit van de vispassage getest worden en kan op relatief eenvoudige manier de migratie van diadrome soorten opgevolgd worden.

Zolang de vispassages en vangstconstructies niet geïnstalleerd zijn, stellen we voor om de bestaande monitoring onder de belangrijkste stuwen verder te zetten. Tijdens de trekperiode (december-juni) worden rivierprikken maandelijks bemonsterd met fuiken onder de stuwen van Grobbendonk (Kleine Nete), Merelbeke (Zeeschelde), Asper, Kerkhove en Oudenaarde (Bovenschelde) en St.-Baafsvijve (Leie).

7.2.4 Ankerkuil

Tijdens hun paaimigratie maken de meeste diadrome soorten gebruik van de hoofdstroom om zich te verplaatsen. In de fuiken op de slikken worden een aantal trekvisen dan ook slechts in beperkte mate gevangen. In Nederland wordt voor de monitoring voor de Kaderrichtlijn Water gebruik gemaakt van ankerkuilvisserij. Bij ankerkuilen wordt een boot verankerd en worden twee grote netten in de getijdenstroom uitgehangen. Op deze manier kan een belangrijk volume bemonsterd worden, waardoor de kans groter is dat ook de minder abundante trekvisen gevangen worden. De toepassing van ankerkuilvisserij in de Zeeschelde is ook van belang voor de ijking van de meetlatten voor de KRW (zie boven). De omvang van de netten beperkt echter de toepasbaarheid van deze techniek in de Zeeschelde. Indien mogelijk zou op drie locaties in de Zeeschelde met ankerkuilen gevist moeten worden (Figuur 28). Een eerste locatie ter hoogte van de kerncentrale van Doel, de tweede ter hoogte van Antwerpen en de meest stroomopwaartse locatie ter hoogte van Rupelmonde. Frequentie: maandelijks tussen december en juni.

7.2.5 Glasaal

In het kader van dit project werden verschillende methoden voor de monitoring van glasaal in de Zeeschelde uitgetest. De meeste methoden leverden echter niet het verhoopte resultaat of waren te arbeidsintensief. Via de monitoring door een vrijwilliger aan de RWZI

van Wichelen kon echter een waardevolle dataset verzameld worden, die een goed beeld geeft van de optrek van glasalen in de Schelde. De resultaten zijn vergelijkbaar met die van andere estuaria en geven een betrouwbaar beeld van de tendensen in de glasaalrekrutering. We stellen dan ook voor om het meetpunt in Wichelen verder in stand te houden met behulp van vrijwilligers. Tijdens de periode van de glasaalmigratie (april-juni) worden dan één keer per dag bij laagwater de glasalen met een schepnetje bemonsterd onder de stenen in de uitstroom van de RWZI.

8 Potenties voor trekvissen in het Scheldebekken

Voor elke soort die in hoofdstuk 3 beschreven wordt, wordt hieronder aangegeven wat de potenties zijn voor het herstel in het Scheldebekken. Deze oefening is gebaseerd op een uitgebreide literatuurstudie naar de ecologie van de soorten en expertkennis van het ecosysteem van de Schelde.

8.1 Rondebekken

De hoeveelheid geschikt paaisubstraat is van groot belang voor rivierprik- en zeeprikipopulaties. In de Mulkear (Ierland) werd vastgesteld dat het aantal nestkuilen evenredig is met de hoeveelheid beschikbaar paaisubstraat (Igoe *et al.*, 2004). Volgens Van Damme & De Pauw (1995) is er in het Scheldebekken 150 tot 200km grof substraat aanwezig. Dit lijkt een voldoende hoeveelheid potentieel paaisubstraat voor een gezonde populatie, aangezien paaiende prikken in andere rivierbekkens soms in grote densiteiten worden aangetroffen op een kort traject. Zo melden Igoe *et al.* (2004) 420 adulte zeeprikken op een traject van 200m in de Mulkear. Voor het Scheldebekken is het echter onbekend hoeveel van het aanwezige grof substraat geschikt is als paaihabitat voor prikken. Een deel van de trajecten met grof substraat is niet geschikt omdat het water sterk vervuild en zuurstofarm is of in een zone ligt met zeer diep water. Daarnaast kan de stroomsnelheid te hoog of te laag zijn. Hierdoor is succesvol uitsluipen van larven uitgesloten. Bovendien kan het substraat bedekt zijn door een laag slib. Andere locaties zijn mogelijk ongeschikt door een te hoog ijzergehalte of een te lage pH, wat dodelijk blijkt voor eieren en larven (Myllynen *et al.*, 1997).

Door de aanwezigheid van migratiebarrières zijn potentiële paailocaties in het Scheldebekken vaak ook onbereikbaar. Migratiebarrières vormen wellicht de belangrijkste belemmering voor het herstel van zeeprik en rivierprik in het Scheldebekken. Ongeveer 155km stroomop van de monding vormt een sluis-stuw-complex in de hoofdloop nabij Gent de eerste fysische barrière voor stroomopwaarts migrerende prikken (Buysse *et al.*, 2008). Een aangepast beheer van de stuw biedt potentieel beperkte kansen voor stroomopwaartse migratie. Stroomopwaarts van Gent is de Schelde (Bovenshelde) echter sterk gefragmenteerd door verschillende niet-passeerbare sluis-stuw-complexen. Ook in de zijrivieren (bvb Zwalm, Leie, Durme, Kleine Nete) zijn migratiebarrières aanwezig. Nunn *et al.* (2007) suggereren dat zich in rivieren die onderhevig zijn aan sterke en snelle fluctuaties van het waterniveau wellicht meer kansen voordoen om barrières te passeren dan in rivieren met stabielere afvoer. Onstabiele habitats met variabele waterstanden zijn echter niet geschikt voor larvale prikken (Maitland, 2003). Zeeprikken hebben mogelijk meer moeite om barrières te overbruggen dan rivierprikken, omdat zeeprikken tijdens de lente en vroege zomer migreren, wanneer de waterstanden stabiel zijn (Nunn *et al.*, 2007).

Op plaatsen waar geen natuurlijk paaisubstraat aanwezig is, kan kunstmatig aangebracht substraat mogelijk voldoen. In het stroomgebied van de Drentsche Aa paaien rivierprikken op grof substraat dat is aangebracht als voorde of als drempel om het waterpeil te verhogen (Winter & Griffioen, 2007). Morman *et al.* (1980) stelden vast dat het accidenteel introduceren van grind afkomstig van bijvoorbeeld spoorwegen voor geschikt paaisubstraat kan zorgen in waterlopen waar grof substraat afwezig is. Aangezien paaiplaatsen van prikken vaak onmiddellijk onder barrières liggen die een verdere stroomopwaartse migratie verhinderen (Kelly & King, 2001), kan het dus nuttig zijn om na te gaan of er nabij de stuwen van Gent en Asper (Bovenshelde) materiaal aanwezig is dat dienst kan doen als paaisubstraat. Er kan onderzocht worden of breuksteen in aanmerking kan komen als paaisubstraat in het Schelde-estuarium. Nochtans zou volgens Ojutkangas *et al.* (1995) paaihabitat in de Perhonjoki verloren gegaan zijn doordat de stroomsnelheid ter hoogte van pas aangelegde stuwen meestal boven 0.5m/s ligt en het substraat er uitsluitend uit grote

keien bestaat. Bijgevolg is het twijfelachtig of de grote breuksteen in de Schelde geschikt paaisubstraat kan vormen.

Lage zuurstofconcentraties kunnen een mogelijke barrière vormen voor migrerende prikken. In het Belgische deel van het Schelde-estuarium zijn de zuurstofconcentraties over het algemeen laag, maar ze nemen snel toe nabij de Belgisch-Nederlandse grens (Van Damme *et al.*, 2005). In de zoetwater zone van de Zeeschelde is de gemiddelde zuurstofconcentratie tijdens de zomerperioden echter aanzienlijk toegenomen sinds 1996 (Struyf *et al.*, 2004). De laagste zuurstofconcentraties worden gemeten nabij de monding van de Rupel (Van Damme *et al.*, 2005), waarlangs tot voor kort onbehandeld huishoudelijk afvalwater uit de regio Brussel via de Zenne in de Schelde terecht kwam. Sinds kort wordt een deel van het Brussels afvalwater echter gezuiverd, waardoor een aanzienlijke verbetering van de waterkwaliteit merkbaar is en hogere zuurstofconcentraties gemeten worden. Doordat de waterkwaliteit van de Schelde snel verbetert, vormt de zuurstofconcentratie wellicht geen limiterende factor meer voor migrerende prikken. Voor adulte rivierprik blijkt een zuurstofverzadigingsniveau van 20% een kritische ondergrens (Claridge & Potter, 1975), wat vrij laag is in vergelijking met andere migrerende vissoorten. In de Zeeschelde migreren rivierprikken stroomopwaarts tijdens de wintermaanden, zodat de periode met de laagste zuurstofverzadiging vermeden wordt (Maes & Ollevier, 2005). Masters *et al.* (2006) kwamen tot een gelijkaardige vaststelling in de Ouse. Daar vallen perioden met zeer lage zuurstofconcentraties meestal tussen de vroege zomer en late herfst, dus buiten de periode waarin prikken de rivier optrekken. Zeeprikken kunnen meer hinder ondervinden dan rivierprikken, omdat zij de rivier pas optrekken in de periode april-mei. Polluenten die aanwezig zijn in de waterkolom vormen waarschijnlijk eveneens geen ernstig probleem voor migrerende adulten, aangezien zeeprikken een beperkte vervuiling van de stroomafwaarts gelegen delen nog kunnen verdragen, om dan alsnog de paaiplaatsen te bereiken (Maitland, 2003). In de Zenne, waar mogelijk geschikt paaisubstraat aanwezig is, blijven de waterkwaliteit en het zuurstofgehalte onvoldoende voor prikken. Volgens Maes & Ollevier (2005) zijn baggeractiviteiten in de Zeeschelde weinig of niet schadelijk voor rivierprik migratie. Bijgevolg vormt een plaatselijk verhoogde turbiditeit wellicht ook geen probleem voor migrerende zeeprikken.

Naast de bereikbaarheid en kwaliteit van paailocaties vormt de afwezigheid van een startpopulatie van zeeprikken in het Scheldebekken mogelijk een beperking voor een snel herstel van de zeeprikpopulaties. Het is bekend dat adulte zeeprikken en rivierprikken paairivieren lokaliseren via een migratieferomoon dat afgegeven wordt door aanwezige larven (Sorensen *et al.*, 2003; Gaudron & Lucas, 2006). Het risico bestaat dus dat zeeprikpopulaties te klein worden voor een efficiënte chemische communicatie. Volgens Nunn *et al.* (2007) bewijst de spontane terugkeer van rivierprik in het Ousebekken na een afwezigheid van 40 jaar echter dat ook zeeprik kan terugkeren zonder dat er een startpopulatie aanwezig is, mogelijk door afgedwaalde exemplaren afkomstig uit andere rivieren of individuen die aangetrokken worden door andere factoren, zoals de feromonen van rivierprik of beekprik.

In de bovenlopen van het Scheldebekken zijn wellicht een aantal potentieel geschikte opgroeihabitats aanwezig voor larvale prikken. Door de slechte bereikbaarheid van potentiële paailocaties is het echter weinig waarschijnlijk dat deze kunnen worden ingenomen door een voldoende grote populatie larvale zeeprikken. Of er geschikte opgroeihabitats aanwezig zijn in de Zeeschelde moet onderzocht worden. Voedsel vormt er wellicht geen limiterende factor, aangezien grote hoeveelheden detritus aanwezig zijn. Op de intertidale gebieden zijn tevens grote hoeveelheden diatomeeën aanwezig (Muylaert *et al.*, 2002). Nochtans kunnen deze wellicht niet als voedselbron aangewend worden, aangezien larvale prikken niet kunnen overleven in slibbodems die tijdelijk droog komen te staan (Maitland, 2003). In de Zeeschelde kunnen dus enkel subtidale locaties in aanmerking komen als potentieel opgroeihabitat. Zoals eerder aangehaald komen in het bovenste, sterk gekanaliseerde deel van het estuarium zones met grote hoeveelheden gesuspenseerd materiaal voor (Chen *et*

al., 2005), wat mogelijk schade kan veroorzaken aan de kieuwen van larvale prikken. Van pas getransformeerde prikken is bekend dat ze naar gebieden met grofkorreliger substraat migreren, om schade aan de kieuwen te vermijden (Kelly & King, 2001; Potter, 1980). Perioden met lage zuurstofgehalten in de Zeeschelde kunnen mogelijk worden doorstaan. Zoals eerder vermeld zijn larvale prikken tolerant voor een laag zuurstofgehalte door hun lage metabolische activiteit, de eigenschappen van het bloed en de mogelijkheid tot branchiaal pompen (Morman *et al.*, 1980), maar op de paaiplaatsen is wel een hoog zuurstofgehalte vereist voor een succesvol uitsluipen van de eieren (Maitland, 2003).

Zeeprik en rivierprik hebben vergelijkbare preferenties wat betreft paai- en opgroeihabitat (Hardisty & Potter, 1971; Igoe *et al.*, 2004; Maitland, 2003). De belangrijkste verschillen zijn de timing van de start van de paai, namelijk 2 weken later in de Mulkear, Ierland (Igoe *et al.*, 2004) tot 2 maanden later in het Ouse-bekken, Groot-Brittannië (Nunn *et al.*, 2007) en het verkiezen van zonnigere paaiplaatsen, wellicht omdat zeeprikken een iets hogere watertemperatuur prefereren. Een eventueel herstel van de rivierprikpopulaties zou dus een aanwijzing kunnen zijn dat ook geschikte habitats voor zeeprik aanwezig zijn. De levenscyclus van rivierprik is waarschijnlijk gesloten in het Scheldebekken. Het blijft echter onduidelijk waar deze soort zich voortplant en waar de opgroei gebieden van de larven zich bevinden (Maes & Ollevier, 2005).

8.2 Dunlipharder, *Liza ramado* (Risso, 1826)

Het valt te verwachten dat de dunlipharderpopulatie zich vanzelf herstelt in de Zeeschelde. Aangezien dunlipharders tolerant zijn voor sterke saliniteitschommelingen (Thomson, 1990), lijkt het waarschijnlijk dat de populatie zich heeft kunnen standhouden in de Westerschelde gedurende de periode dat de waterkwaliteit van de Zeeschelde onvoldoende was. Er is dus vrijwel zeker een voldoende grote startpopulatie aanwezig in het Scheldebekken.

Lage zuurstofconcentraties vormden tot voor kort wellicht een barrière voor dunlipharder, zodat de soort niet kon doordringen tot de gebieden met een laag zoutgehalte. Door de verbeterde waterkwaliteit en toenemende zuurstofconcentratie (Struyf *et al.*, 2004; Van Damme *et al.*, 2005) kunnen dunlipharders nu ook de oligohaliene en zoete rivierdelen bereiken, wat bevestigd wordt door de recente vangsten in deze trajecten. Intussen wordt de soort tot in Heusden waargenomen. Tot nu toe werden nog geen dunlipharders waargenomen in de zijrivieren, maar er wordt verwacht dat ze ook deze zullen opzwemmen als de zuurstofconcentratie in de Rupel verder toeneemt.

Dankzij de mogelijkheid om verder in het estuarium door te dringen, heeft de soort toegang tot een grotere oppervlakte slik- en schorgebieden, zodat meer foerageergebied beschikbaar wordt. Vooral in de mesohaliene en oligohaliene zone van de Zeeschelde zijn nog enkele grote slikken aanwezig. Door erosie als gevolg van het kanaliseren van stroomopwaarts gelegen rivierdelen, bagger-werkzaamheden en golfslag afkomstig van de scheepvaart, is de oppervlakte slik- en schorgebied echter sterk achteruit gegaan in de loop van de recente geschiedenis (Adriaensen *et al.*, 2005; Van Braeckel *et al.*, 2006). Dunlipharder heeft dus belang bij maatregelen en ingrepen die erosie van slik- en schorgebieden tegengaan. Om erosie in het brakke deel van de Zeeschelde te vermijden, mag de hellingshoek van de slikken niet steiler zijn dan 2.5% (Brys *et al.*, 2005; Van den Neucker *et al.*, 2007a). Recent werden enkele natuurherstelprojecten uitgevoerd in de Zeeschelde. Door ontpolderingen en dijkverleggingen ontstonden enkele tientallen hectare nieuwe slik- en schorgebieden, die dienst kunnen doen als foerageergebied voor dunlipharder (Van den Neucker *et al.*, 2007a). Gelijkaardige projecten die in de nabije toekomst worden uitgevoerd kunnen bijdragen tot een verder herstel van deze soort. De slikken en schorren van Saeftinge en Waarde doen dienst als kraamkamer (Cattrijsse, 1994) en ze zijn wellicht ook belangrijk als foerageergebied voor adulte dunlipharders. Het behoud van deze gebieden is dus zeer belangrijk.

Dunlipharders kunnen ver doordringen in estuaria, maar in de Bovenschelde werden voorlopig nog geen dunlipharders waargenomen. Het valt echter te betwijfelen of dunlipharders ver voorbij het estuariene deel van rivieren migreren. Het sluis-stuw-complex nabij Gent, dat de eerste fysieke barrière vormt in de hoofdloop, op 155km van de monding (Buysse *et al.*, 2008) vormt dus wellicht geen probleem voor het herstel van dunlipharder. Mogelijk zijn dunlipharders wel in staat om migratiebarrières te passeren via bepaalde types vistrappen (Bok, 1984).

8.3 Fint, *Alosa fallax* (Lacépède, 1803)

Aangezien fint paait in het zoetwater getijdengebied en de eerste barrières in het Scheldebekken zich pas op de grens van het estuarium bevinden (Buysse *et al.*, 2008), was de slechte waterkwaliteit waarschijnlijk de belangrijkste oorzaak van het verdwijnen van deze soort rond 1905. Historische paaigronden bevonden zich onder meer in de Schelde nabij de Dendermonding en mogelijk ook in de Dender. Ook in de Nete werd gepaaid (Vlierynck *et al.*, 2003). Door de verbeterde waterkwaliteit, is een beperkt herstel van deze soort wellicht mogelijk. Ter hoogte van de historische paaiplaatsen in de Schelde is de waterkwaliteit nu al voldoende (Maes *et al.*, 2008). De grote slibfractie in het sediment van het zoetwater getijdengebied (Van den Neucker *et al.*, 2007b) kan mogelijk wel voor een hoge mortaliteit van de eieren zorgen. Anderzijds wordt een groot deel van de finteieren door de stroming opgewoeld, tot enkele meters boven het substraat (Hass, 1968), zodat een succesvolle incubatie mogelijk wel kan plaatsvinden. Hoewel de recente vangsten van fint nog schaars zijn in de Schelde, lijkt er wel een startpopulatie aanwezig die de Schelde zou kunnen opzwemmen in de paaiperiode. Langs de Belgische en Nederlandse kusten is de soort zeker aanwezig (Haelters, 2005; Patberg *et al.*, 2005). Mogelijk is dit mede het gevolg van het herstel van de Duitse populaties (Gerkens & Thiel, 2001; Neudecker & Damm, 2005; Schulze & Schirmer, 2006). Het is wel nog onbekend of de hoge turbiditeit in de Schelde een migratiebarrière kan vormen voor fint, zoals dat mogelijk het geval is voor zalmachtigen (Bash *et al.*, 2001). Een ander mogelijk probleem voor het herstel van fint vormt de verhoogde dynamiek ter hoogte van de historische paaigronden, ten gevolge van kanalisatie en bedijking.

8.4 Elft, *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758)

Elft paait stroomop van de getijdenzone. Migratiebarrières op de rand van het estuarium (Buysse *et al.*, 2008) moeten daarom aanzien worden als voornaamste oorzaak van het verdwijnen van elft. Dit gebeurde wellicht nog voor de waterkwaliteit ernstig achteruit ging. Het herstel van elft lijkt veel minder waarschijnlijk dan dat van de nauw verwante fint. Zelfs indien migratiebarrières zouden weggenomen worden lijkt herstel twijfelachtig, vanwege de hoge eisen die elft stelt aan het paaihabitat. De elft vereist een opeenvolging van *pools* (stroomkommen) en *riffles*, grindsubstraat en een stroomsnelheid die boven 1m/s ligt. Paaiplaatsen liggen bovendien meestal op plaatsen waar de rivier breder is dan 50m. In de 19^{de} eeuw paaide elft in de Nete (Vrielynck *et al.*, 2003) en mogelijk ook in de Bovenschelde, hoewel deze laatste in de literatuur nooit vermeld werd als paaiplaats. De Bovenschelde is nog steeds onbereikbaar door het sluis-stuw-complex nabij Gent. Bovendien is het *pool-riffle* patroon in de Bovenschelde en de Nete ongetwijfeld niet meer te vergelijken met het oorspronkelijke. Slibafzetting heeft grindsubstraat waarschijnlijk zeldzaam gemaakt en kan bovendien een succesvolle incubatie van eieren ernstig beperken. Een gewijzigde dynamiek door kanalisatie en bedijking is mogelijk eveneens nadelig. Bovendien vormt de hoge turbiditeit in de Schelde mogelijk een migratiebarrière voor elft. Een ander aspect dat het spontaan herstel van elft bemoeilijkt, is het ontbreken van een startpopulatie. Er zijn geen recente waarnemingen van elft bekend in de directe omgeving van de Schelde-monding. Ook langs de noordelijke kust van Nederland zijn de waarnemingen zeer schaars (Patberg *et al.*, 2005). In het kader van een Europees LIFE-project wordt getracht elft te herintroduceren in

de Rijn (<http://www.lanuv.nrw.de/alosa-alosa/>). Indien de herintroductie succesvol is, kan elft mogelijk terug opduiken in de Schelde.

8.5 Spiering, *Osmerus eperlanus* (Linnaeus, 1758)

Spieringen paaiden tot het begin van de 20^{ste} eeuw in vrijwel elke grote zijrivier van de Schelde en wellicht ook in de hoofdloop. Daarna verdween de soort geleidelijk door de toenemende vervuiling (Vrielynck *et al.*, 2003). Door de recent verbeterde waterkwaliteit is een beperkt herstel van spiering mogelijk in het Scheldebekken. Spiering paait in zoetwater, op de grens van het getijdengebied. De sluizen en stuwen op de grens van het estuarium (Buysse *et al.*, 2008) vormen daarom wellicht geen beperking. De soort is niet kieskeurig wat paaisubstraat en waterdiepte betreft. Enkel slibbodems worden vermeden. De hoge slibfractie in het sediment van de Schelde en haar zijrivieren vormt daarom mogelijk wel een beperking, maar anderzijds lijkt er voldoende hard substraat voor handen, zoals breuksteen en constructies langs de oevers. Adulte spieringen worden nu al geregeld waargenomen tot in Gent. Daarnaast worden éénjarige spieringen waargenomen ter hoogte van Rupelmonde. Het dient nog onderzocht te worden of deze vanuit andere estuaria de Schelde opzwemmen om te foerageren of afkomstig zijn van spieringen die in de Schelde paaien.

8.6 Steur, *Acipenser sturio* Linnaeus, 1758

De steur was waarschijnlijk nooit algemeen in het Scheldebekken (Van Damme & De Pauw, 1995; Vrielynck *et al.*, 2003). Gezien de schaarse waarnemingen, bestaat er geen zekerheid of de soort zich hier ooit voortgeplant heeft. Steuren paaien stroomopwaarts van het estuarium, zodat migratieknelpunten wellicht het meest bedreigend zijn. Ze stellen bovendien hoge eisen aan het paaihabitat. Heterogeen substraat met stenen waaraan de eieren kunnen vastgehecht worden is noodzakelijk. Indien steur zich ooit heeft voortgeplant in het Scheldebekken, dan lijken de grote rivieren die in de Rupel uitmonden de meest waarschijnlijke paailocaties (Van Damme & De Pauw, 1995). Ook de Bovenschelde zou een mogelijke paailocatie kunnen geweest zijn. Slibafzetting op hard substraat en de nog zeer slechte waterkwaliteit in de Zenne maken dat deze rivieren wellicht nog steeds ongeschikt zijn voor steur. Ook een gewijzigde dynamiek door bedijking en kanalisatie zijn mogelijk nadelig. Een spontaan herstel wordt ook bemoeilijkt door de afwezigheid van een startpopulatie in de nabije omgeving van de Schelde. Een verhoogde turbiditeit op de migratieroute vormt dan weer geen probleem voor steur (Kolman & Zarkua, 2002). Momenteel lopen een aantal herintroductie- en herstelprogramma's voor Atlantische steur in Frankrijk en Duitsland (Kirschbaum *et al.*, 2009; Williot *et al.*, 2009).

8.7 Paling, *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758)

Voor de mogelijke ingrepen die kunnen bijdragen tot het herstel van de palingpopulatie wordt verwezen naar de palingbeheerplannen (Stevens *et al.*, 2009). Deze beheerplannen werden opgesteld naar aanleiding van de Europese Palingverordening. De verordening eist onder meer dat 40% van de schieralen uit de rivieren kan ontsnappen en de weg kan verder zetten naar de paaigronden in de Sargasso Zee. Tot de voorgestelde herstelmaatregelen behoren het verbeteren van de passagemogelijkheden ter hoogte van fysische obstructies, maar ook het uitzetten van glasalen.

8.8 Bot, *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758)

Vermits bot zijn hele levenscyclus kan volbrengen in de kustwateren en brakke delen van estuaria, heeft de soort zich wellicht altijd kunnen standhouden in de Westerschelde. Door de verbeterde waterkwaliteit en het toegenomen zuurstofgehalte is ook de Zeeschelde en haar zijrivieren bereikbaar geworden voor bot. Het valt daarom te verwachten dat de botpopulatie van het Scheldebekken zich spontaan kan herstellen. De soort wordt intussen gevangen tot

in Gent en ook in de grote zijrivieren. Slechts zelden worden exemplaren aangetroffen voorbij het estuariene deel, door de aanwezigheid van migratiebarrières. Aangezien bot van nature slechts occasioneel voorbij het estuariene deel van de rivieren trekt en de eerste migratieknelpunten op de grens van het getijdengebied liggen, zoals het sluis-stuw-complex nabij Gent, vormen deze geen belemmering voor het herstel van bot in de Zeeschelde. Dankzij de mogelijkheid om verder in het estuarium door te dringen, heeft de soort toegang tot een grotere oppervlakte slik- en schorgebieden, zodat meer foerageergebied beschikbaar wordt. Vooral in de mesohaliene en oligohaliene zone van de Zeeschelde zijn nog enkele grote slikken aanwezig. Het behoud van deze slik- en schorgebieden is daarom noodzakelijk. Bot heeft belang bij maatregelen en ingrepen die erosie van slik- en schorgebieden tegengaan. Natuurherstelprojecten in de vorm van ontpolderingen en dijkverleggingen, zoals er recent enkele werden opgeleverd (Van den Neucker *et al.*, 2007a), kunnen bijdragen tot een verder herstel van deze soort.

8.9 Driedoornige stekelbaars, *Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758

Het valt te verwachten dat de populatie anadrome stekelbaarzen zich spontaan herstelt. Er is zeker een startpopulatie aanwezig in het Scheldebekken. De soort kan zich over grote afstanden verplaatsen langs de kustzones. Mogelijk hebben driedoornige stekelbaarzen zelfs altijd kunnen standhouden in de Westerschelde, doordat de soort in staat is zich voort te planten in brak water. Intussen worden anadrome stekelbaarzen aangetroffen tot in Gent. Ter hoogte van de Notelaer werd deze *trachurus*-vorm bovendien al in paaikleed waargenomen in de schorkreken. Stekelbaarzen hebben dus belang bij de bescherming van schorgebieden. De huidige waterkwaliteit volstaat wellicht voor een succesvolle voortplanting. In de Bovenschelde worden zelden anadrome stekelbaarzen waargenomen. Het sluis-stuw-complex ter hoogte van Gent belet een verdere stroomopwaartse migratie vanuit de Zeeschelde.

8.10 Zalm, *Salmo salar* Linnaeus, 1758

Zalm heeft zich de afgelopen twee eeuwen wellicht niet meer voortgeplant in het Scheldebekken. Het valt daarom sterk te betwijfelen of een herstel van deze veeleisende soort haalbaar is. Waarnemingen van zalm zijn zeldzaam. Exemplaren die hier worden waargenomen zijn wellicht afgedwaalde dieren uit andere rivieren. Een kolonisatie vanuit andere rivieren lijkt minder waarschijnlijk, omdat zalm een sterk hominggedrag vertoont en hoge eisen stelt aan het paaihabitat, waaronder schoon grindsubstraat en hoge zuurstofconcentraties. Migratieknelpunten in de hoofdloop, de zijrivieren en de bovenlopen beletten tevens dat zalmen potentiële paailocaties in de bovenlopen van de (Boven)Schelde (o.a. in Frankrijk) kunnen bereiken. Bovendien kan de hoge turbiditeit in de Schelde een effectieve migratiebarrière vormen voor zalmachtigen (Bash *et al.*, 2001).

8.11 Zeeforel, *Salmo trutta trutta* Linnaeus, 1758

Zeeforel heeft zich vrijwel zeker nooit voortgeplant in het Scheldebekken (Van Damme & De Pauw, 1995; Vrielynck *et al.*, 2003). Exemplaren die hier worden waargenomen zijn wellicht afgedwaalde dieren uit andere rivieren. Een kolonisatie vanuit andere rivieren lijkt minder waarschijnlijk, omdat zeeforel hoge eisen stelt aan het paaihabitat, waaronder schoon grindsubstraat en hoge zuurstofconcentraties. Migratieknelpunten in de hoofdloop, de zijrivieren en de bovenlopen beletten tevens dat zeeforellen potentiële paailocaties kunnen bereiken. Bovendien kan de hoge turbiditeit in de Schelde een effectieve migratiebarrière vormen voor zalmachtigen (Bash *et al.*, 2001).

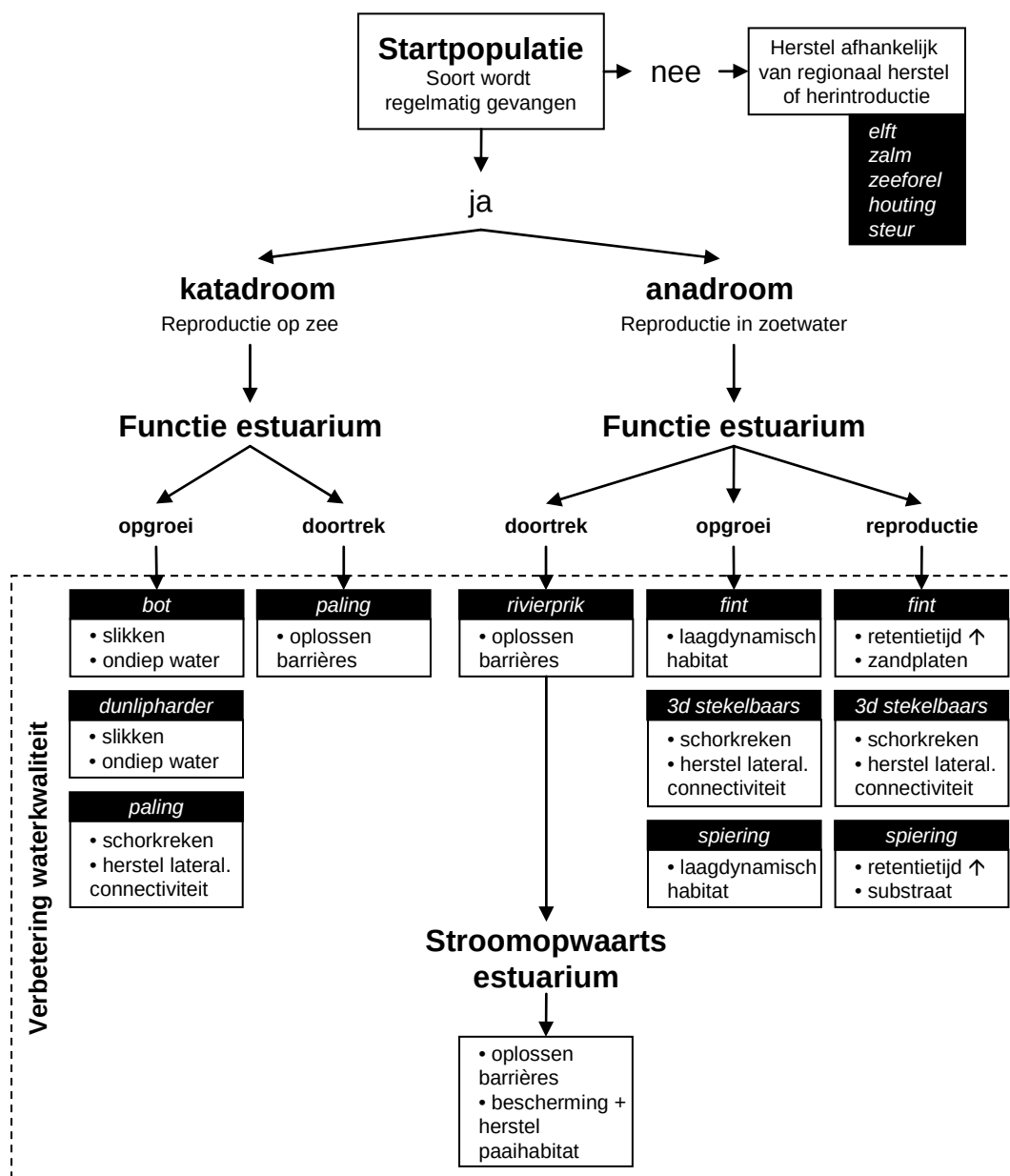
8.12 Houting, *Coregonus oxyrinchus* (Linnaeus, 1758)

Tegen het eind van de 19^{de} eeuw was de houting verdwenen uit de Schelde (Vrielynck *et al.*, 2003), een 40-tal jaar voor het volledig uitsterven van de soort. Een verslechterde waterkwaliteit, habitatdegradatie, migratiebarrières op de grens van het estuarium en slibafzetting op hard substraat liggen wellicht aan de basis van zijn verdwijnen.

Door het wereldwijd uitsterven van de echte houting, is herstel van de Schelde-populaties uitgesloten. Het areaal van de sterk gelijkende marene (*C. maraena*) uit de Vidå breidt zich intussen uit, na de introducties in enkele Deense en Duitse rivieren. Sinds 1997 wordt deze soort ook in het IJsselmeer waargenomen (de Groot & Nijssen, 1997). De dieren die in het IJsselmeer en de Haringvliet worden gevangen, zijn bijna altijd jonge exemplaren. Beide locaties fungeren dus eerder als foerageerhabitat (Kranenbarg *et al.*, 2002). Het is mogelijk dat de marene in de toekomst ook de Schelde bereikt. Voor de voortplanting vereist de marene zuiver, zuurstofrijk water, watertemperaturen beneden 6°C en hard substraat in de zoete delen van het estuarium of net stroomop hiervan (de Groot & Nijssen, 1997; Kottelat & Freyhof, 2007).

9 Maatregelen voor het herstel van trekvissoorten in het Scheldebekken

Op basis van de ecologische kenmerken van elk van de trekvissoorten wordt een voorstel geformuleerd voor het herstel van de populaties. De maatregelen die genomen kunnen worden zijn afhankelijk van de ecologische vereisten en van de huidige toestand van een soort (Tabel 14). Figuur 29 geeft een overzicht van de mogelijke herstel- en beschermingsmaatregelen voor trekvissoorten in het stroomgebied van de Schelde.



Figuur 29. Algemene herstel- en beschermingsmaatregelen voor de trekvissoorten in het stroomgebied van de Schelde.

Voor soorten die niet meer in de Schelde voorkomen (steur, houting, elft) is het herstel afhankelijk van de evolutie van de soort op regionaal (Europees) niveau. Voor sommige soorten (elft en steur) werden in verschillende Europese stroomgebieden herstelprogramma's

opgestart. Indien de herstelprogramma's in deze stroomgebieden succesvol zijn, kunnen naburige stroomgebieden op natuurlijke wijze gekoloniseerd worden. Hiervoor moeten in de rivieren uiteraard eerst de randvoorwaarden voor een herstel vervuld zijn. Voor de meeste van deze soorten gelden dezelfde randvoorwaarden als voor de trekvisser die nog regelmatig in de Schelde gevangen worden. Maatregelen die genomen worden voor het herstel van de nog aanwezige trekvissoorten komen dus ook de ontbrekende soorten ten goede. Wanneer een natuurlijk herstel van een soort niet mogelijk is, kan een herintroductie overwogen worden. Dergelijke herintroductieprogramma's moeten echter voorafgegaan worden door een uitgebreide wetenschappelijke haalbaarheidstudie, waarbij de specifieke randvoorwaarden onderzocht worden. Op basis van deze haalbaarheidsstudie kunnen vervolgens maatregelen geformuleerd worden die het herstel van de soorten faciliteren. Gezien het multifunctioneel karakter van het Schelde-estuarium zijn eventueel specifieke ingrepen (bv. aanleg paaiplaatsen) noodzakelijk om de terugkeer van verdwenen of zeldzame soorten te realiseren.

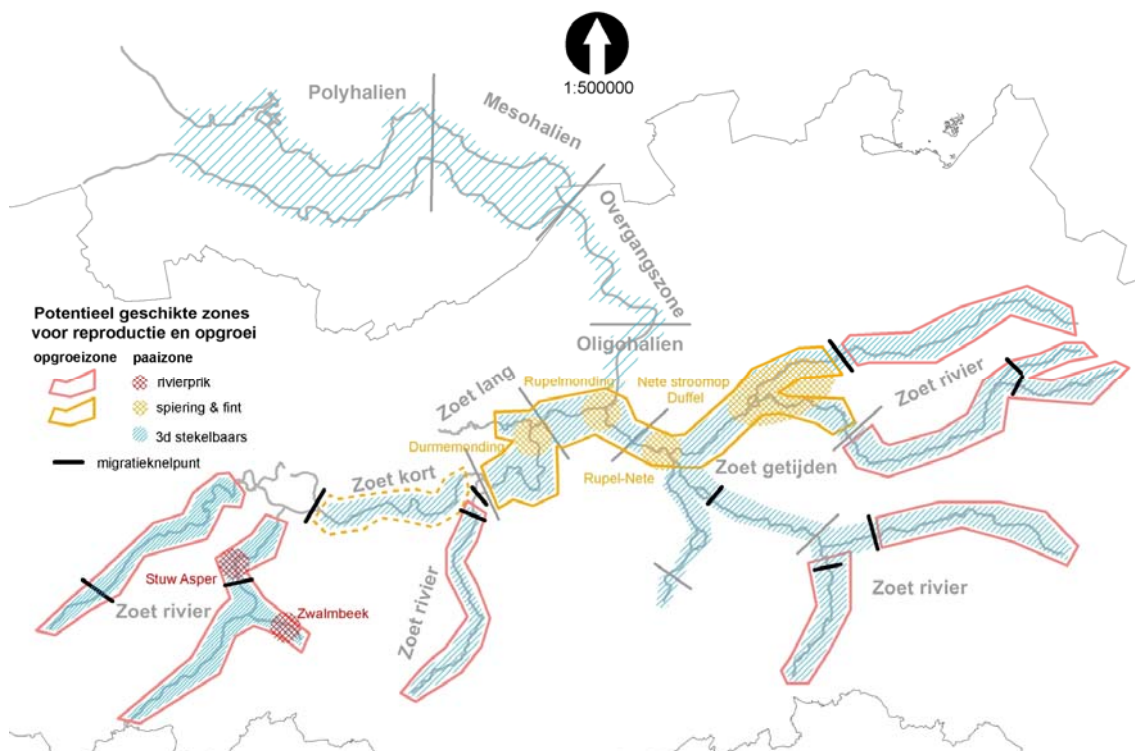
De populaties van soorten waarvan er reeds een startpopulatie in de Schelde aanwezig is, kunnen zich waarschijnlijk op eigen kracht herstellen wanneer aan de randvoorwaarden voldaan is. Welke randvoorwaarden van belang zijn, is afhankelijk van de migratiestrategie van een soort. Katadrome soorten zoals paling, bot en dunlipharder planten zich voort in zee en gebruiken het estuarium en de rivieren als opgroei- en/of doortrekgebied. **Bot en dunlipharder** zijn beiden soorten die vooral de intergetijdenzone van het estuarium gebruiken als foerageerplaats. Bot wordt soms verder stroomopwaarts in de rivieren boven de getijdenzone waargenomen, maar deze zone is niet essentieel voor het behoud van de populatie. Ook **paling** gebruikt het estuarium als opgroei- en/of doortrekgebied, waarbij vooral zoetwater schorrekreeften waardevol habitat blijken. Meestal trekt paling echter verder stroomopwaarts tot in de bovenlopen van het stroomgebied. De palingbestanden gaan sinds enkele decennia sterk achteruit door o.a. het verlies van opgroei- en/of doortrekhabitat, waarbij verstuwings van de waterlopen één van de belangrijkste factoren is. Voor deze soort is het dan ook essentieel dat de barrières op de belangrijkste migratieroutes opgelost worden.

Voor anadrome soorten is het estuarium essentieel voor hun reproductie (Figuur 30). Soorten zoals **prikken en zalmachtigen**, die boven de getijdenzone paaieren, moeten noodgedwongen door het estuarium migreren om hun stroomopwaarts gelegen paaigronden te bereiken. Een goede estuariene waterkwaliteit en passeerbare stuwen en sluizen zijn dan ook essentieel voor de adulten om hun paaiplaatsen te bereiken en voor de juvenielen om terug naar zee te migreren. **Fint en spiering** daarentegen kunnen zich ook in het estuarium voortplanten (Figuur 30). Naast een goede waterkwaliteit zijn deze soorten dan ook afhankelijk van de aanwezigheid van geschikt paaihabitat in het estuarium. De pas uitgekomen larven en de juvenielen zijn voor hun overleving afhankelijk van geschikte kinderkamerzones met een hoge retentietijd en voedselbeschikbaarheid (Figuur 30). Deze habitatten bevinden zich meestal in zones met uitgestrekte slikken, zandplaten, schorren en kalmer water.

Een aantal trekvissoorten maakt ook gebruik van binnendijkse wateren als paai- en/of opgroei- en/of doortrekgebied. **Driedoornige steekbaars** kan zich zowel in zoet- als in brak- en zoutwater voortplanten en maakt hierbij gebruik van permanente plassen en poelen in overstromingsgebieden. Bot en paling gebruiken deze overstromingsgebieden vooral als opgroei- en/of doortrekhabitat. Veel van deze overstromingsgebieden bevinden zich echter binnendijks en zijn niet of slechts beperkt toegankelijk voor vissen.

Op basis van de resultaten van deze studie kunnen we een aantal aanbevelingen formuleren voor het beheer en herstel van de waterlopen die van belang zijn voor trekvisser. Voor de meeste soorten ontbreekt echter informatie over het gebruik van specifieke habitatten voor reproductie en groei (zie hoofdstuk 10). Op basis van ons onderzoek kunnen we bv. wel aangeven dat retentiezones belangrijk zijn als opgroei- en/of doortrekzone en dat grind- en zandbanken als paaigronden gebruikt worden, maar voor een concrete invulling is bijkomend onderzoek

nodig naar het voorkomen van deze habitatten. In Tabel 15 wordt voor elke trekvissoort die in de Schelde voorkomt aangegeven in welke mate de voorgestelde maatregelen bijdragen tot het herstel van de populatie. In Figuur 30 wordt getracht de potentiële paai- en opgroeizones voor de anadrome soorten in de Schelde weer te geven. Deze oefening is gebaseerd op expertkennis van de soorten en het ecosysteem en niet op resultaten van gericht veldonderzoek. Het is dan ook mogelijk dat bepaalde zones die aangeduid zijn als paaizone, toch niet geschikt zijn of omgekeerd, dat delen van het estuarium die als ongeschikt staan aangeduid toch geschikt blijken als paai- of opgroeizone. Gerichte staalnames en bijkomend onderzoek naar habitatkenmerken moeten uitsluitsel brengen over het belang voor trekvis van de verschillende zones in het stroomgebied (Hoofdstuk 10).



Figuur 30. Potentiële paai- en opgroeizones voor de anadrome soorten die voorkomen in het Schelde-estuarium. De meest stroomafwaarts gelegen knelpunten zijn aangegeven in het zwart. De verschillende ecologische zones in het estuarium zijn aangeduid in het grijs. Zoet kort en zoet lang verwijzen respectievelijk naar de zoetwater zone met korte en lange retentietijd (Van Damme et al., 1999).

9.1 Verbetering waterkwaliteit

Een goede waterkwaliteit is een basisvereiste voor de migratie, reproductie en opgroei van trekvissoorten. De waterkwaliteitseisen zijn verschillend per soort en dikwijls ook per levensfase (Tabel 14), waarbij de meest gevoelige soort bepalend is voor de gehanteerde norm. Voor de vrije migratie van trekvis moet het **zuurstofgehalte** in het estuarium en de hoofdrievieren hoger liggen dan 6 mg/l. Zalmachtigen trekken verder stroomopwaarts naar de bovenlopen om zich voort te planten. Voor de opgroei van de juvenielen is hier een minimaal zuurstofgehalte van 8 mg/l noodzakelijk.

Naast een geschikt zuurstofgehalte zijn ook andere waterkwaliteitsparameters van belang voor de ontwikkeling en overleving van opgroeiende vissen. Voor paling werd aangetoond dat **polluenten** zoals PCB's en DDT's een negatieve impact hebben op het vetgehalte,

waardoor normale migratie en reproductie onmogelijk worden (Belpaire *et al.*, 2008). Wellicht heeft dit een groot aandeel in de achteruitgang van de paling. Voor een aantal soorten werd ook aangegeven dat een lage pH (<5), al dan niet in combinatie met hoge metaalconcentraties, de waterloop ongeschikt maken voor zalmachtigen en pikken.

Een hoge **turbiditeit** kan een barrière vormen voor de migratie van zalmachtigen. Bij gevoelige soorten kan de migratie reeds verhinderd worden bij een turbiditeit van 20 NTU, wat overeenkomt met ongeveer 70 mg zwevende stof (ZS) per liter (Boubée *et al.*, 1997). Voor de omrekening van sedimentconcentratie (mg ZS/l) naar turbiditeit (NTU) wordt een 3:1 verhouding gebruikt (Caux *et al.*, 1997). Newcombe & Jensen (1996) en Newcombe (2003) ontwikkelden een empirisch model dat de blootstellingduur en sedimentconcentratie koppelt aan de ernst van het effect voor vissen uit helder water, zoals zalmachtigen. Het model geeft aan dat zalmachtigen ontwijkingsgedrag vertonen bij een dosis van 30 NTU (ongeveer 100 mg ZS/l) per dag. Dezelfde reactie treedt op bij een kortstondige blootstelling van 1 uur aan 130 NTU (ongeveer 470 mg ZS/l).

De Canadese waterkwaliteitsstandaarden voor turbiditeit en sedimentconcentratie werden afgeleid van de dosis-respons curve van Newcombe & Jensen (1996) en Newcombe (2003). De methode is gebaseerd op de verandering van de sedimentconcentratie die een stijging van de effectscore met 1 eenheid veroorzaakt. Voor zalmachtigen werd vastgesteld dat een kortstondige (24 u) stijging van 25 mg/l t.o.v. de achtergrondconcentratie gedragsveranderingen en beperkte subletale effecten veroorzaakte. Voor concentratieveranderingen over een langere termijn (30 dagen) wordt een stijging met 5 mg/l t.o.v. de achtergrondwaarde als norm gesteld. In troebel water (> 25 mg ZS /l) mag de sedimentconcentratie met maximaal 10 mg/l stijgen wanneer de achtergrondwaarde minder dan 100 mg ZS/l bedraagt en maximaal 10% stijgen bij hogere achtergrondwaarden (> 100 mg ZS/l). De onderstaande tabel geeft de Canadese normen voor sedimentconcentratie en turbiditeit.

	Achtergrondwaarde voor turbiditeit of sedimentconcentratie			
	Helder water		Troebel water	
	24 u	30 d	25-100 mg/l 8-50 NTU	> 100 mg/l > 50 NTU
Sedimentconcentratie (mg/l)	25	5	10	10 %
Turbiditeit (NTU)	8	2	5	10 %

Naast een directe impact van een verhoogde turbiditeit op het gedrag en overleving van trekvis, kan een hoge sedimentconcentratie ook aanleiding geven tot een verhoogde sedimentatie, wat in de paaihabitats problemen geeft voor de afzetting en overleving van de viseieren. Vooral de erosie van landbouwgronden resulteert in een toegenomen sedimentaanvoer en sedimentatie in de bedding. In Vlaanderen zijn vooral de hellende gebieden in het zuidelijk deel van de provincies West- en Oost-Vlaanderen, Vlaams-Brabant en Limburg kwetsbaar. Deze gebieden vallen samen met de brongebieden van een belangrijk deel van de waterlopen in het stroomgebied van de Schelde. Deze waterlopen zijn belangrijke paai- en opgroeigebieden voor rivierprik en zalmachtigen. Het beheer moet er dan ook op gericht zijn de erosie tot een minimum te beperken en zo aanslibbing in de paazones te verhinderen.

9.2 Oplossen migratieknelpunten

Stuwen en sluizen vormen vooral een probleem voor de trekvissoorten die voor hun voortplanting en/of opgroei afhankelijk zijn van de waterlopen boven de getijdenzone. Figuur 30 geeft een overzicht van de zones die van belang zijn voor de voortplanting en de opgroei van de anadrome soorten in de Schelde. Van deze soorten is vooral rivierprik afhankelijk van het herstel van een vrije stroomopwaartse migratie. Driedoornige stekelbaars plant zich vooral in zoetwater voort, maar kan ook in het estuarium paaien. Ook spiering en fint

kunnen hun levenscyclus voltooien in de getijdenzone en zijn minder afhankelijk van het oplossen van de migratieknelpunten in het stroomgebied. Het wegwerken van de meest stroomafwaarts gelegen barrières op de hoofdmigratieroutes vergroot echter het habitat potentieel en kan op die manier bijdragen aan het herstel van deze soorten. Zoals eerder aangehaald is het bij de katadrome soorten vooral paling die baat heeft bij het oplossen van de migratieknelpunten.

Het **stuw-sluis complex van Merelbeke** is veruit het belangrijkste migratieknelpunt voor trekvis in het stroomgebied van de Schelde. Het knelpunt ligt op de hoofdmigratieroute van de meeste trekvissoorten en hypothekeert vooral het herstel van rivierprik, waarvan de paaiplassen verder stroomopwaarts in het stroomgebied liggen. Het knelpunt is gedurende bepaalde periodes van het jaar, bij hoge bovenafvoeren, overbrugbaar. Het merendeel van de tijd vormt het complex echter een effectieve barrière voor stroomopwaartse migratie. De stuw regelt de waterstand voor de scheepvaart op de Bovenschelde, Leie en Ringvaart. Hierdoor is het niet mogelijk om via aangepast beheer het knelpunt optrekbaar te maken voor trekvis. Om het stuw-sluis complex passeerbaar te maken zal een vispassage voorzien moeten worden.

De sluis-stuw complexen op de **Leie en de Bovenschelde** zijn vooral belangrijk voor rivierprik, paling en stekelbaarzen. Ook de knelpunten op de **zijrivieren** (bv. Zwalmbecken) vormen voor deze trekvissoorten een belemmering voor hun herstel. Spiering, en bij een herstel waarschijnlijk ook fint, trekken sporadisch verder stroomopwaarts voorbij het estuarium. Het vrijmaken van de migratie op de hoofdrijvers betekent voor deze soorten vooral een uitbreiding van hun habitatareaal.

In **Dendermonde** vormen een stuw en een sluis een barrière voor de migratie van vis uit de Schelde naar de Dender. Het onderzoek toonde aan dat dit knelpunt niet overbrugbaar is voor trekvis.

Op de migratieroute via de Rupel worden voorlopig minder trekvis gevangen dan verwacht. Op de **Netes** bevonden er zich vroeger belangrijke paaigebieden van spiering, die tot voorbij Lier trokken. De molen/stuw in Grobbendonk is het meest stroomafwaarts gelegen knelpunt op de Kleine Nete en bevindt zich op de grens van de getijdenzone. Het oplossen van dit knelpunt zou dan ook spiering en fint ten goede kunnen komen. De andere knelpunten op de Kleine en Grote Nete liggen boven de getijdenzone en zijn belangrijk voor paling, driedoornige stekelbaars en rivierprik.

Op de migratieroute via de Dijle en Zenne werden slechts een beperkt aantal trekvis gevangen. Het meest stroomafwaarts gelegen knelpunt op deze route is de **stuw op de afleidingsdijle in Mechelen**. Dit knelpunt is bij een correct beheer passeerbaar voor trekvis. Hiervoor moeten de kleppen opgetrokken worden, zodat het water onder de stuw kan stromen. De andere barrières op de Dijle in **Rotselaar** en de Demer in **Aarschot** bevinden zich boven de getijdenzone. In beide gevallen gaat het om een watermolen, waarbij een deel van het water afgeleid wordt via een bypass met een stuw, die tevens niet passeerbaar is voor vis. Beide knelpunten dienen opgelost te worden met een vispassage.

9.3 Habitatherstel

Ten behoeve van de scheepvaart werden de meeste van onze waterlopen in het verleden gekanaliseerd en werden drempels verwijderd, waardoor de waterafvoer versnelde en belangrijk paa habitat vernietigd werd. Daarnaast werden dijken aangelegd om de achterliggende gebieden te beschermen tegen overstroming. Hierdoor werden de rivieren in een strak keurslijf gegoten en werd de connectiviteit met de natuurlijke overstromingsgebieden verbroken. De toenemende dynamiek in het systeem zorgt voor een verhoogde erosie van het laagdynamisch habitat, waaronder slikken, schorren en ondiep water. Deze habitatten zijn belangrijk als paa- en opgroeigebied voor trekvis.

Het zoetwatergetijdengebied in de Zeeschelde is een belangrijke zone voor de voortplanting en opgroei van spiering en fint. De zone stroomopwaarts van Dendermonde wordt echter gekenmerkt door een **lage retentietijd en geringe habitatkwaliteit**. Eieren en larven van vissen worden te snel afgevoerd door de stroming en kunnen zich niet volledig ontwikkelen. In Figuur 30 staat de zoetwater zone met korte retentietijd met een stippellijn aangeduid omdat de verblijftijd van eieren en larven in deze zone waarschijnlijk te kort is voor een optimale ontwikkeling. Het beheer van het estuarium moet er dan ook op gericht zijn het areaal van slikken, schorren en ondiep sublittoraal habitat te beschermen en uit te breiden. Dit is slechts mogelijk door via de creatie van nieuwe estuariene natuur meer ruimte aan de rivier te geven.

Een aantal trekvissoorten gebruikt **overstromingsgebieden** als paai- en/of opgroeihabitat. De meeste van deze gebieden liggen tegenwoordig binnendijks en zijn nauwelijks bereikbaar voor vissen. Via de constructie van visvriendelijke doorgangen kan de connectiviteit tussen de hoofdriever en de binnendijkse gebieden hersteld worden.

Een aantal belangrijke drempels en ondieptes in of aan de rand van de vaargeul die als paaihabitat fungeerden (zand- en grindbanken), zijn weg gebaggerd. Het is onzeker of er nog voldoende geschikt **paaihabitat** voor soorten als spiering en fint beschikbaar is in het Schelde-estuarium. Indien onderzoek zou uitwijzen dat dit niet het geval is, kan geopteerd worden om kunstmatige paaizones aan te leggen in het estuarium. Ook in zijbeken boven de getijdenzone, kan de aanleg van paaisubstraat het herstel van trekvissoorten zoals rivierprik ten goede komen. Daarnaast moet ook aandacht geschonken worden aan het afvoerregime van de beek. Zowel het onttrekken van water als de drainage van omliggend gebied kan nadelig zijn voor prikpopulaties. Zo'n ingrepen leiden tot onstabiele habitats met variabele waterstanden. Te ondiep water bemoeilijkt niet alleen de stroomopwaartse migratie van adulte prikken, maar kan ook het effect van een slechte waterkwaliteit versterken. In slibbodems die tijdelijk droog komen te staan kunnen larven niet overleven.

Tabel 14. Overzicht van de belangrijkste ecologische kenmerken van de trekvissoorten uit het stroomgebied van de Schelde.

		min DO	stroomopwaartse migratie	paaizone	paaihabitat	opgroeizone	opgroeihabitat
Katadroom	bot	> 3 mg/L	mei-juli / paai: februari-mei	kustzone	/	zout-brak-zoet + sporadisch in rivieren boven getijdenzone	intergetijdenzone (slikken)
	dunlipharder	> 6 mg/L	late zomer / paai: april-augustus	kustzone	/	zout-brak-zoet + sporadisch in rivieren boven getijdenzone	intergetijdenzone (slikken / havens)
	paling	> 1.3 mg/L	februari-juni (bovenstroomse delen doorlopend)	Sargassozee	/	zout-brak-zoet + rivieren	zeer gevarieerd, zacht sediment (ingraven)
Anadroom	spiering	> 5.5 mg/L	oktober-april / paai: februari-april (4-6°C)	zoetwatergetijden eventueel boven getijdenzone	Grens van het getijdengebied. Diepte: tot 17m. Hard substraat	zout-brak	ondieptes, zandplaten, beschutte zones
	fint	> 5 mg/L	lente / paai: mei-juli (15°C)	zoetwatergetijden eventueel boven getijdenzone	Samenvloeiing rivieren, rustiger water, retentiezones. Diepte: 1-10m. Substraat: zand, grind, keien	<u>juvenielen</u> : zoet- & brakwater getijden <u>adult</u> : kust	rustiger water, retentiezones, zijarmen
	elft	> 5 mg/L	lente / paai: april-juli (12-25°C)	zoetwater, boven getijdenzone	hoofdstroom, nabij grindbanken en weinig turbulentie. Diepte: <2m. Substraat: zand, grind, keien	<u>juvenielen</u> : zoet- & brakwater getijden <u>adult</u> : kust	rustiger water, retentiezones, zijarmen
	zee/rivierprik	<u>larven</u> : >1.2 mg/L <u>adult</u> : > 2.5 mg/L	oktober-februari / paai: maart-april (Pm: 12-15°C / Lf: 9-11°C)	zoetwater, boven getijdenzone	Onder stuwen, voldoende stroming. Diepte: <1.5m. Grofkorrelig substraat, grind, steenbestortingen	<u>larven</u> : zoetwater, niet getijden <u>adult</u> : zee	<u>larven</u> : kalm water, beschutte zones (slibrijk, organ. mat.)
	3d stekelbaars	> 2 mg/L	december-april / paai: april-juni (>12°C)	meestal zoetwater, maar ook brak en marien	Ondiep water, beschutte zones	kustzone / estuarium	pelagisch
	steur	<u>juveniel</u> : > 6 mg/L <u>adult</u> : > 2.5 mg/L	lente / paai: april-juni (13-22°C)	zoetwater, boven getijdenzone	diepere zones van de rivier tot 24m. grofkorrelig substraat, grind	<u>1^{ste} jaar</u> : zoetwater / <u>juvenielen</u> : estuarium / <u>adult</u> : zee	intergetijdenzone (slikken)
	zalm	<u>parrs</u> : > 8 mg/L <u>adult</u> : > 6 mg/L	vanaf vroege zomer / paai: begin winter (4-6°C)	zoetwater, bovenlopen rivieren	snelstromende zones, pool-riffle patroon. Diepte: <1m. Substraat: grind en keien	<u>parrs</u> : bovenlopen rivieren / <u>adult</u> : zee	ondiep, snelstromend water, grof substraat en beschutting
	zeeforel	<u>parrs</u> : > 8 mg/L <u>adult</u> : > 6 mg/L	vanaf vroege zomer / paai: begin winter (>6°C)	zoetwater, bovenlopen rivieren	snelstromende zones, pool-riffle patroon. Diepte: <1m. Substraat: grind en keien	<u>parrs</u> : bovenlopen rivieren / <u>adult</u> : kustzone	ondiep, snelstromend water, grof substraat en beschutting
	houting (marene)	?	herfst / paai: oktober-december	zoetwater	?	estuaria (polyhalien / mesohalien)	?

Tabel 15. Overzicht van de belangrijkste maatregelen voor het herstel van de trekvisen waarvan een startpopulatie in de Schelde aanwezig is. Het cijfer geeft de prioritering van de maatregelen weer (1 = noodzakelijk voor het herstel van de populatie; 2 = draagt bij tot het herstel van de populatie; 3 = komt de soort ten goede, maar is niet prioritair).

	Katadroom			Anadroom			
	bot	dunlipharder	paling	spiering	fint	prikken	3d stekelbaars
Oplossen stuw Merelbeke	3	3	1	2	2	1	1
Oplossen stuw-sluis complex Asper			1	3	3	1	1
Oplossen stuw-sluis complex St-Baafsvijve			1	3	3	1	1
Oplossen stuwen Leie			1			1	1
Oplossen stuwen Bovenschelde			1			1	1
Oplossen knelpunten zijrivieren			1			1	1
Oplossen sluis Dendermonde	3	3	1	3		1	1
Oplossen sluizen Dender			1			1	1
Oplossen molen Grobbendonk	3		1	2	2	1	1
Oplossen stuw Maelesbroek			1			1	1
Oplossen stuw Kievermont			1			1	1
Beheer stuw Mechelen	2	2	1	1	1	1	1
Oplossen molen Rotselaar	3		1	3		1	1
Oplossen molen Aarschot	3		1	3		1	1
Verbetering waterkwaliteit	2	1	2	1	1	2	2
Uitbreiding slikareaal	1	1	2	1	1		
Uitbreiding schorareaal	3	3	1	3	3		1
Uitbreiding areaal ondiep water	1	1	3	1	1		
Hermeandering bovenlopen			2			1	1
Herstel zand- en grindbanken estuarium	2	2	3	1	1		
Aanleg retentiezones in het estuarium	1	1		1	1		
Herstel laterale connectiviteit (buitendijkse overstromingsgebieden)	2	3	1	3			1
Aanleg paaisubstraat zijbeken						1	

10 Onderzoeksnoden en kennisleemtes

Tijdens dit onderzoeksproject werd getracht een beeld te krijgen van de status en migratiepatronen van diadrome vissen in het stroomgebied van de Schelde in Vlaanderen. Het onderzoek heeft aangetoond dat voor de meeste trekvissoorten een bescheiden herstel is ingezet. Het is echter onduidelijk of de randvoorwaarden aanwezig zijn voor een duurzaam herstel van deze soorten. Het literatuuroverzicht heeft de nodige informatie opgeleverd over de ecologie van de diadrome soorten die in de Schelde kunnen voorkomen. De unieke situatie van de Schelde, met één van de laatste zoetwater getijdengebieden en een recent sterk verbeterende waterkwaliteit, vragen om een specifiek en aangepast beheer, waarvoor de huidige kennis ontoereikend is.

Hieronder worden een aantal onderzoeksnoden geformuleerd die moeten toelaten deels tegemoet te komen aan de gestelde beheervragen. Een aantal van deze beheersvragen werd opgenomen in het voorstel voor het programmaplan van LTV O&M voor 2009. Het onderzoek bekijkt de leefbaarheid van het Schelde-estuarium voor trekvis en de mogelijke maatregelen die genomen kunnen worden om de potenties voor trekvis te verhogen. Via een haalbaarheidsonderzoek zal in deze vervolgstudie nagegaan worden op welke manier enkele zeldzame en verdwenen trekvis, zoals rivierprik en fint, opnieuw in zichzelf in stand houdende populaties kunnen voorkomen in de Schelde.

Estuarien habitatgebruik paling

In het kader de aalverordening (EG/1100/2007) moeten de lidstaten van de EU een aantal maatregelen nemen voor de bescherming en het herstel van de Europese paling. Voor de onderbouwing van de beheerplannen werden in onze buurlanden de voorbije jaren heel wat gegevens verzameld over de ecologie en mortaliteitsfactoren van paling. In Vlaanderen is het Schelde-estuarium het belangrijkste opgroeigebied voor paling. Het is echter onduidelijk welke habitatten wanneer door paling gebruikt worden. Nieuw onderzoek moet dan ook duidelijkheid brengen over welke estuariene habitatten belangrijk zijn voor paling. Via telemetrie en gerichte staalnames kan het temporeel gebruik van habitatten door paling in kaart worden gebracht. Het is daarbij van belang dat ook gekeken wordt naar de functie van deze habitatten als foerageer-, opgroei- en schuilgebied.

Migratiegedrag paling

Naast het habitatgebruik door gele (onvolwassen) paling moet voor de aalverordening ook de uittrek van volwassen zilverbaling uit de verschillende stroombekkens gekwantificeerd worden. De aalverordening stelt dat per stroombekken een inschatting gemaakt moet worden van de productie en ontsnapping van zilverbaling. De twee belangrijkste stroombekkens in Vlaanderen zijn de Schelde en de Maas, die via het Albertkanaal met elkaar in verbinding staan. Het is echter onduidelijk in welke mate er een uitwisseling van paling tussen beide bekkens plaatsvindt via het Albertkanaal. Voor de berekening van de mortaliteit en productie van zilverbaling moet uitgeklaard worden welke fractie van de palingpopulatie van het Maasbekken via het kanaal in de Schelde terecht komt. Hierbij moet ook gekeken worden naar de rol van de havendokken in het migratieproces. Via telemetrieonderzoek zouden de migratieroutes in kaart kunnen gebracht worden.

Niet alleen de migratie tussen de bekkens moet gekwantificeerd worden, maar ook over de migratie tussen de bovenrivieren en het estuarium is bijna niets over geweten. Onderzoek van de otolieten van paling toont aan dat sommige palingen geregeld tussen zoet- en zoutwater habitatten migreren (Arai *et al.*, 2003). In de bovenlopen van de rivieren kunnen metamorfoserende palingen gevangen en gezenderd worden, waarna hun trek naar de zee via meetstations opgevolgd wordt. Op deze manier kunnen ook de mogelijke knelpunten voor stroomafwaartse migratie in kaart gebracht worden.

Onderzoek effecten baggeren

Verder dient ook nagegaan te worden in welke mate de huidige en geplande ingrepen in het estuarium een impact hebben op de visgemeenschap en op de trekvispopulaties in het bijzonder. Op basis van de beperkte analyse die in deze studie werd uitgevoerd kon geen eenduidige effect aangetoond worden van het storten van baggerspecie op de visgemeenschap. De analyse is echter gebaseerd op een beperkte en onvolledige dataset, waarvan de staalname niet aangepast was aan de onderzoeksvraag. Voor een gedegen oorzaak - effect analyse is een gerichte staalname nodig van zowel de visgemeenschap als van de omgevingsfactoren, eventueel aangevuld met experimenteel onderzoek.

Potenties voor het herstel van trekvissoorten

Ook voor de andere diadrome soorten is kennis van het habitatgebruik essentieel voor een wetenschappelijk onderbouwd beheer van het estuarium. Fint en spiering zijn beiden soorten die geregeld in het estuarium gevangen worden, maar waarvan het herstel duidelijk achter blijft. Om na te gaan welke potenties er zijn voor het herstel van deze soorten, moet gekeken worden naar de aanwezigheid van mogelijk paai- en opgroehabitat. In het literatuuronderzoek werd een overzicht gemaakt van de beschikbare kennis over de ecologie van de trekvissoorten. Veel soorten vertonen echter een belangrijke plasticiteit in de keuze van hun paaihabitat, die sterk kan verschillen tussen de verschillende rivierbekkens. Wanneer echter de randvoorwaarden voor reproductie van deze soorten gekend zijn, kan nagegaan worden welke habitatten in de Schelde geschikt kunnen zijn voor reproductie en welke belangrijk zijn als opgroeigebied voor de juvenielen. Via habitatinventarisatie en gebaseerd op bestaande hydrodynamische modellen en ecotoopkaarten kunnen dergelijke habitatten geïdentificeerd worden.

Voortplantingsecologie van rivierprik

Rivierprik is een Bijlage II soort van de Habitatrichtlijn. Er zijn sterke aanwijzingen dat de levenscyclus van rivierprik in de Schelde gesloten is. Tot op heden hebben we echter geen informatie over de voortplantingslocatie. Rivierprik paait in rivieren en zijbeken boven de getijdenzone. In vele gevallen liggen de paaiplaatsen vlak onder stuwen, die de stroomopwaartse migratie verhinderen. In de Schelde bevinden er zich vermoedelijk paaiplaatsen in de hoofdstroom, in de nabijheid van steenbestortingen onder de stuwen van Asper en Kerkhove. Na het uitsluipen laten de larven zich een eindje meevoeren met de stroming en graven ze zich in slibrijk substraat in, waar ze gedurende enkele jaren opgroeien tot ze volwassen zijn. Ook deze opgroelocaties in de Schelde zijn niet gekend. Voor een volledig herstel van de soort dienen zowel de paai- als opgroeizones opgespoord en beschermd te worden. Paaiende rivierprikken worden zelden in de natuur waargenomen, maar de sedentaire larven kunnen in sedimentstalen opgespoord worden. Via een gerichte sedimentbemonstering kan de ruimtelijke spreiding van priklarven in de Schelde in kaart gebracht worden en kunnen de zones afgebakend worden waarvoor extra bescherming nodig is.

Inrichting overstromingsgebieden

In het kader van het SIGMAplan worden in het Schelde-estuarium verschillende gecontroleerde overstromingsgebieden (GOG's) ingericht. De voornaamste functie van die overstromingsgebieden is veiligheid, maar een aantal van die gebieden zullen ook zodanig ingericht worden dat er estuariene natuur kan ontwikkelen. In dergelijke gebieden zal een gecontroleerd gereduceerd getijde (GGG's) toegelaten worden, waarbij er tijdens elke getijcyclus een beperkte hoeveelheid water uit het estuarium in het gebied stroomt. De huidige plannen voor deze GGG's zijn er in de eerste plaats op gericht om een natuurlijke getijdenbeweging in het gebied te creëren en zo schor- en slikontwikkeling te stimuleren. Door het verlies van laagdynamisch habitat tijdens de voorbije eeuw (Hoofdstuk 4.3), is het areaal van geschikt foerageer- en opgroeigebied voor vogels en vissen sterk afgenomen. De

nieuw gecreëerde estuariene natuur in de GGG's creëert ook nieuwe habitatten voor deze soorten. Het is echter onduidelijk of en onder welke voorwaarden dergelijke gebieden geschikt zijn voor diadrome soorten. Uit een analyse van historische gegevens blijkt dat spiering in de wintermaanden massaal gevangen werd op de ondergelopen velden langs het estuarium (Vrielynck *et al.*, 2003). Ook driedoornige stekelbaars en paling gebruiken schorkreken en restpoelen in overstromingsgebieden als paai- (stekelbaars) en foerageerzone (paling). Een preliminaire studie naar de vismigratie in en uit het GGG Lippenbroek toonde aan dat het gebied beperkt toegankelijk is voor vis. Daarnaast bleek ook dat paling, juveniele bot en driedoornige stekelbaars gebruik maken van het ondergelopen habitat. Gezien de omvang van de geplande overstromingsgebieden in het estuarium, moet zeker onderzocht worden wat de waarde is van deze gebieden voor trekvis en hoe hun toegankelijkheid geoptimaliseerd kan worden voor vis.

Bijlagen

Bijlage 1. Overzicht van de gevangen vissoorten en aantallen per monsterpunt tijdens de staalnamecampagne (januari 2007 – maart 2008).

a) Januari 2007

Soort	Lillo	Burcht	Dendermonde	Melle	Grobbendonk (stuw)	Kievermont (stuw)	Maelesbroek (stuw)	Mechelen (stuw)	Aarschot (stuw)	Rotselaar (stuw)	Dendermonde (stuw)	Denderbelle (stuw)	Merelbeke (stuw)	Asper (stuw)	St Baafsvijve (stuw)
baars		5		1	1		7		1		1		1		
bermpje					1		15			1					
bittervoorn		2	3				3						2	8	
blankvoorn		34		40	13		98	14	4	31			203	68	5
blauwbandgrondel		1					5	1		10			1		
brakwatergrondel		34		1											
brasem		5		12	31	2	3	6				4	20	31	2
3D stekelbaars		1	1	2			4	3		8			1	1	
Europese meerval					1										
giebel			3	18	1			1					3	1	
haring	124	23													
karper		1										1	3		
kolblei		13	3	3		6	4	1			1		7		
kopvoorn							39								
kwabaal							1								
paling	1			22		1	5					1			1
pos				1			1						20	13	
rietvoorn		1				2	1								
rivierdonderpad					13										
riviergrondel					3	2	218		4	34					1
rivierprik			1	4									11	3	
snoek					1		1						1		
snoekbaars				2									4	7	1
spiering	19														
10D stekelbaars				3							1			4	
tong	1														
winde														2	
zeebaars	10	5													
zeelt														1	
zonnebaars							5								
Totaal	155	125	11	109	65	13	410	26	9	84	3	6	277	139	10

b) Februari 2007

Soort	Lillo	Burcht	Dendermonde	Melle	Grobbendonk (stuw)	Kievermont (stuw)	Maelesbroek (stuw)	Mechelen (stuw)	Aarschot (stuw)	Rotselaar (stuw)	Dendermonde (stuw)	Denderbelle (stuw)	Merebeke (stuw)	Asper (stuw)	St Baafsvijve (stuw)
alver						1	1			1					
Am. dwergmeerval						1									
baars						9	4			1					2
bermpje					5	22	7								
bittervoorn		1				7	1								
blankvoorn	1	33	14	4	2	239	23	1			6	4	6	13	464
blauwbandgrondel	2	1				29	4	1		12					1
bot	7														
brakwatergrondel	61	6	1												
brasem		17	2	1		17		1			1	1	4	1	4
3D stekelbaars		5		1		6	1	2		24		1		8	9
giebel		1								2			1	13	
grondel						183			48						
haring	35														
karper			2												
kolblei		3		1		72			19			1		5	
koornaarvis	1														
kopvoorn						94	14								
paling				1		2	1		1						
pos											1			6	3
rietvoorn		4				1									
rivierdonderpad					18										
riviergrondel					65	131	101			153				2	4
rivierprik					1								4		
serpeling							1								
snoek					3	4	3								
snoekbaars		1				2									
spiering	1												1		
10D stekelbaars				2		1									
winde						2									
zeebaars	15														
zeelt						1									
zonnebaars						20				1					
Totaal	123	72	19	10	94	844	161	5	68	194	8	7	16	48	487

c) Maart 2007

Soort	Lillo	Burcht	Dendermonde	Melle	Grobbendonk (stuw)	Kievermont (stuw)	Maelesbroek (stuw)	Mechelen (stuw)	Aarschot (stuw)	Rotselaar (stuw)	Dendermonde (stuw)	Denderbelle (stuw)	Merelbeke (stuw)	Asper (stuw)	St Baafsvijve (stuw)
baars		3				1	2				1	1	3	4	2
bermpje					7	16	15		1	1					
bittervoorn		1				1	4								
blankvoorn		9	1	32	11	101	46			4	1	6	765	143	464
blauwbandgrondel						8	7			3				1	
bot	2	1													
brakwatergrondel		6													
brasem		16		7	1	4				1			25	4	
3D stekelbaars						2	2			1				1	7
giebel			2	24									4	2	2
haring	3														
Kl. modderkruiper						1									
kolblei				3	1	41					1		7	1	2
kopvoorn						14	16								
kwabaal							2								
paling		1	2	14			1	1						1	
pos												1	6	5	10
rietvoorn						1	3						1	1	
rivierdonderpad					2										50
riviergrondel					36	76	217		4	195				1	
rivierprik													2	1	
snoek					2	4	1								
snoekbaars				1								1	2		2
spiering	1												1		
10D stekelbaars													1		
winde						1									
zeebaars	2	1													
zonnebaars						5	4								
Totaal	8	38	5	81	60	276	320	1	5	205	3	9	817	165	539

d) April 2007

Soort	Lillo	Burcht	Dendermonde	Melle	Grobbendonk (Stuw)	Kievmont (Stuw)	Maelesbroek (Stuw)	Mechelen (Stuw)	Aarschot (Stuw)	Rotselaar (Stuw)	Dendermonde (Stuw)	Denderbelle (Stuw)	Merelbeke (Stuw)	Asper (Stuw)	St Baafsvijve (Stuw)
baars		3				12	3	1	50	71			8	2	35
beekprik							8								
bermpje					16	76	73			1					
bittervoorn		1				3	44								
blankvoorn		5	4	9	1	12	70	3		10	1	309	77	38	44
blauwbandgrondel						26	38			5					
bot	7	3													
brakwatergrondel	31	6													
brasem		23		2		3					2	6	5		3
bruine Am. dwergmeerval						3	4		4						
3D stekelbaars leiurus						3	8			1					
3D stekelbaars semi-armatus		2													
3D stekelbaars trachurus		1													
giebel		5		8	1						1	1	23	7	
haring															
karper		4		2									8		
Kl. modderkruiper						11	1								
kolblei		1		1	1	53			1		1	22	6	6	
kopvoorn						4	18								
kwabaal						1									
paling	3	13	12	26	38	6	17	2			3	32		5	
pos					1		2			1		2	20		1
rietvoorn						1			1	5					
rivierdonderpad					21										
riviergrondel					57	231	373	2	1	100					2
rivierprik					1										
snoek					2		5								
snoekbaars		1	1	1		1					2	1		2	
10D stekelbaars	1														
tong															
winde										1					
zandspiering	5														
zeebaars	3	3													
zeelt						1			1	1				1	
zeenaald		1													
zonnebaars						14	8		1						
Totaal	50	72	17	49	139	461	672	8	59	196	10	373	147	61	85

e) Mei 2007

Soort	Lillo	Burcht	Dendermonde	Melle	Grobbendonk (Stuw)	Kievermont (Stuw)	Maelesbroek (Stuw)	Mechelen (Stuw)	Aarschot (Stuw)	Rotselaar (Stuw)	Dendermonde (Stuw)	Denderbelle (Stuw)	Merelbeke (Stuw)	Asper (Stuw)	St Baafsvijve (Stuw)
Am. dikkop-elrits														1	
baars		3			4	5	1	6	3	4	2	1			
beekprik							2								
bermpje						60	83								
bittervoorn						4	72					1			
blankvoorn		48		13		21	15	1	4	1	2	6	2	48	13
blauwbandgrondel		2				23	44			1					
bot	8	95	3	8											
brasem		9									1	1	2	12	2
bruine Am. dwergmeerval						1	1	1							
3D stekelbaars leiurus						2	5								
giebel		8		23		1		3	1		1		6	5	
haring	2														
karper		2									2		4	1	1
Kl. modderkruiper						26	3								
kolblei		26	1			28			1	2	28		6	2	
kopvoorn						11	24								
paling	6	131	3	24	1	9	16	4	1		4			4	
pos											1	3		1	
rietvoorn						5	5								
riviergrondel						170	468	16	3	26					
serpeling							1								
snoek						2	2								
snoekbaars		4		1		1					18		1	1	5
steenbolk	2														
winde						1									
zandspiering	5	4													
zeebaars	1														
zeelt								1						1	
zonnebaars						22	2		1	1					
Totaal	24	332	7	69	5	392	744	32	14	35	59	12	21	76	21

f) Juni 2007

Soort	Lillo	Burcht	Dendermonde	Melle	Grobbendonk (Stuw)	Kievermont (Stuw)	Maelesbroek (Stuw)	Mechelen (Stuw)	Aarschot (Stuw)	Rotselaar (Stuw)	Dendermonde (Stuw)	Denderbelle (Stuw)	Merelbeke (Stuw)	Asper (Stuw)	St Baafsvijve (Stuw)
alver															5
baars		4		3		1		6	15	19	2	6	5	8	16
bermpje						5	13			1					
bittervoorn						1	45		9	6					
blankvoorn		95	20	21	2	3	13		41	73	10	22	24	40	115
blauwbandgrondel						3	7		30	27					
bot	1	206	28	96				4		1					
brakwatergrondel		36													
brasem					2	1	1		4			14	1	3	9
bruine Am. dwergmeerval									5	6			1		
3D stekelbaars leiurus			1			3									
europese meerval					2				1	1					
giebel		2		13	1				6		3	1	23	4	2
haring		1													
karper		2		1					1	2	2	1	3		1
Kl. modderkruiper						12									
kolblei		16		3		1		1	1		5	13	15	5	12
kopvoorn						3	8		2						
paling	3	90	17	38		5	1			11		5		1	8
pos				1					2	4	1	1	6	2	2
rietvoorn		2							15	3					2
riviergrondel					2	23	52	4	2	649					1
snoek						1	1								
snoekbaars	1	162	7	1							2	3	3	2	12
steenbolk	3														
tong	1														
zandspiering	3	121													
zeelt										3				1	
zonnebaars					2	21	3		19	10					
Totaal	12	737	73	177	11	83	144	15	153	816	25	66	81	66	185

g) Juli 2007

Soort	Lillo	Burcht	Dendermonde	Melle	Grobbendonk (Stuw)	Kievermont (Stuw)	Maelesbroek (Stuw)	Mechelen (Stuw)	Aarschot (Stuw)	Rotselaar (Stuw)	Dendermonde (Stuw)	Denderbelle (Stuw)	Merelbeke (Stuw)	Asper (Stuw)	St Baafsvijve (Stuw)
baars		4		1	1	10	2	5	14	5		4		1	
bermpje						1	4								
bittervoorn						1	2			3					
blankvoorn		32	11	23	25	1	11			63	1	1	15	37	
blauwbandgrondel						11	23		4	27					
bot	4	34	1	270				6							
brakwatergrondel	35	10													
brasem				4							2	7	3	2	
bruine Am. dwergmeerval						1			1	2					
dikkopje	6														
3D stekelbaars leiurus			2			1									
europese meerval								1		1					
giebel				3	1				5		4			14	
grootkop-elrits														1	
haring	18	199													
karper		1		1							2			1	
Kl. modderkruiper						9									
kolblei		1		5		3					3		9	24	1
kopvoorn						5	5								
kwabaal							1								
paling	4	27	14	24	6		4	2			1	2	3	1	
pos					1				4	3			3		1
rietvoorn		1		1			4			1				1	
riviergrondel					7	12	11	8	1	159					
snoek						1	1								
snoekbaars	8	52		2		1		1				2			
steenbolk	1														
tong	10														
zeelt							1			2				1	
zonnebaars						12	6	1	10	9					
Totaal	86	361	28	334	41	69	75	24	39	275	13	16	33	83	2

h) Augustus 2007

Soort	Lillo	Burcht	Dendermonde	Melle	Grobbendonk (Stuw)	Kievermont (Stuw)	Maelesbroek (Stuw)	Mechelen (Stuw)	Aarschot (Stuw)	Rotselaar (Stuw)	Dendermonde (Stuw)	Denderbelle (Stuw)	Merelbeke (Stuw)	Asper (Stuw)	St Baafsvijve (Stuw)
baars		2		1		4	1	8	6	12				3	1
bermpje						5	2								
bittervoorn							3								
blankvoorn	3	34	24	5		21	3	1		57	3	2	32	27	16
blauwbandgrondel		1				3	1		3	8				2	
bot	3	41		51				3							
brakwatergrondel	194	15													
brasem			2			2				1		15	8	12	2
bruine Am. dwergmeerval									5	3					
3D stekelbaars leiurus		1				9	1								
giebel			15	4	1				6	3	1		27	16	
haring	4	7													
karper		1	3								1		1	1	
Kl. modderkruiper						9						1			
kolblei			7	1		16					9	25	4	10	1
kopvoorn						10	5	3							
paling	2	29	30	24		3	1	8	1	7	4	1			
pos		1								1	2			1	
rietvoorn						1	1		2	24					
riviergrondel						42	8	8	1	126					
snoek						1	1								
snoekbaars	16	95						1		1	4	6	2		4
10D stekelbaars			2												
tong	3														
zeebaars		1													
zeelt									1						
zonnebaars						18	3			12					
Totaal	225	228	83	86	1	144	30	32	25	255	24	50	74	72	24

i) September 2007

Soort	Lillo	Burcht	Dendermonde	Melle	Grobbendonk (Stuw)	Kievermont (Stuw)	Maelesbroek (Stuw)	Mechelen (Stuw)	Aarschot (Stuw)	Rotselaar (Stuw)	Dendermonde (Stuw)	Denderbelle (Stuw)	Merelbeke (Stuw)	Asper (Stuw)	St Baafsvijve (Stuw)
alver									1						
Am. hondsvij						1									
baars	1					9		9	9	7		1	1		6
bermpje						30	1								
bittervoorn										5					
blankvoorn		4	16	18		14	12	1	7	41	1	7	23	6	30
blauwbandgrondel						4			3	17					
bot		18		34				13							
brakwatergrondel			1												
brasem				2					7				9		
bruine Am. dwergmeerval						3			1						
dikkopje	12	12													
3D stekelbaars leiurus			2			11									
europese meerval									1						
giebel				14					10		1		14		
haring	2	2													
karper			2												1
Kl. modderkruiper						13	1								
kolblei			2	4		12			4	1			11		2
kopvoorn						19	21								
paling	2	50	6	26	1	2		3							2
pos							1		2		1		2		1
rietvoorn									3	6					
riviergrondel						94	13	56	3	276					
snoek						2	1								
snoekbaars		11						4	1		1	2	6	1	
tong	1														
winde										1					
zeebaars		1													
zeelt						1			1						
zonnebaars					1	65	2		2						
Totaal	18	98	29	98	2	280	52	86	55	354	4	10	66	7	42

j) Oktober 2007

Soort	Lillo	Burcht	Dendermonde	Melle	Grobbendonk (Stuw)	Kievermont (Stuw)	Maelesbroek (Stuw)	Mechelen (Stuw)	Aarschot (Stuw)	Rotselaar (Stuw)	Dendermonde (Stuw)	Denderbelle (Stuw)	Merelbeke (Stuw)	Asper (Stuw)	St Baafsvijve (Stuw)
alver									2						
baars		1		1	2	5	1	7	62	2		3		2	1
bermpje						9	2			1					
bittervoorn										1					
blankvoorn		8	10	8	1	3	11	25	6	10	1	1	39	57	19
blauwbandgrondel						2								1	
bot		24		13				19							
brakwatergrondel		38	31	1											
brasem		1	1	3			7				2	1	7	17	1
bruine Am. dwergmeerval									5						
dikkopje	11	8													
3D stekelbaars leiurus		2	11	1		12		1							1
3D stekelbaars semi-armatus			5												
3D stekelbaars trachurus			1												
dunlipharder	1														
giebel				11			1	1	2				4	15	
haring	16	125													
harnasmannetje	1														
kabeljauw	4														
karper				2									3	3	
Kl. modderkruiper						3									
kolblei		3			1	2		1	9		9	2	8	15	
kopvoorn						8	6			1					
kwabaal							1								
paling	2	16	1	13	4		3			1	1		3	4	1
pos									1				3		2
rietvoorn									15						
riviergrondel						39	12	27	1	145					
rivierprik				1											
serpeling							1								
snoek							2								
snoekbaars		3		3				1			10		3	3	9
steenbolk	5														
tong	3														
vijfdradige meun	3														
winde						1									
zonnebaars						44	4		1						
Totaal	46	229	60	57	8	128	51	82	104	161	23	7	70	117	34

k) November 2007

Soort	Lillo	Burcht	Dendermonde	Melle	Grobendonk (Stuw)	Kievermont (Stuw)	Maelesbroek (Stuw)	Mechelen (Stuw)	Aarschot (Stuw)	Rotselaar (Stuw)	Dendermonde (Stuw)	Denderbelle (Stuw)	Merelbeke (Stuw)	Asper (Stuw)	St Baafsvijve (Stuw)
alver										1					
baars		1		2	1	7	2		28	10		1			4
beekforel					1										
bermpje							11								
bittervoorn										1					
blankvoorn		3	11	16		17	34	4	35	352	3		25	14	35
blauwbandgrondel						3				2					
bot	1	11		3				7							
brakwatergrondel	48	1													
brasem				1		2	10		1			3	5		8
bruine Am. dwergmeerval						1			1						
dikkop	8		46												
3D stekelbaars leiurus		1	1			5		1		4					
3D stekelbaars trachurus	1		1												
giebel			2	6					7	2				1	
haring	127	1													
kabeljauw	18														
karper				1											
kolblei		1	1			44	14				13	2		2	3
kopvoorn						16	9			6					
paling	4	1	6		4	1	1			1	2	1			
pos				1			1		2		1		1		21
rietvoorn						2				27					
riviergrondel					1	58	18	12		226					
rivierprik													5		
serpeling						1	1								
slakdolf	2														
snoek							4								
snoekbaars		1		4							8	3	11	1	6
spiering	1														
steenbolk	4														
tong	1														
vijfdradige meun	8														
zeelt							2								
zonnebaars						30	4								
Totaal	223	21	68	34	7	187	111	24	74	632	27	10	47	18	77

I) December 2007

Soort	Lillo	Burcht	Dendermonde	Melle	Grobbendonk (Stuw)	Kievermont (Stuw)	Maelesbroek (Stuw)	Mechelen (Stuw)	Aarschot (Stuw)	Rotselaar (Stuw)	Dendermonde (Stuw)	Denderbelle (Stuw)	Merebeke (Stuw)	Asper (Stuw)	St Baafsvijve (Stuw)
baars		7				3			1			2	4		
bermpje						7	1								
bittervoorn		1	1												
blankvoorn		12	42	5	6	53	2	6	5		2	26	38	1	41
bot		12		2				1					1		
brakwatergrondel	4	33	4	5											
brasem		1		1	2	1		1			1	34	4	1	3
dikkopje	3														
3D stekelbaars leiurus			7	1		4									
3D stekelbaars semi-armatus		2	2												
giebel			1	4					8		1	4	4	1	
haring	135														
kolblei		1				227					5	12	5		1
kopvoorn						5									
paling						1					1				
pos		1											2	1	11
rietvoorn						2									
riviergrondel						46	4			2					
rivierprik			1	1									18	1	1
serpeling						14									
snoek					1	1								1	
snoekbaars		4	1								1	2	13		2
spiering	1														
10D stekelbaars		1		1		1									
zonnebaars						25									
Totaal	143	75	59	20	9	390	7	8	14	2	11	80	89	6	59

m) Januari 2008

Soort	Lillo	Burcht	Dendermonde	Melle	Grobbendonk (Stuw)	Kievermont (Stuw)	Maelesbroek (Stuw)	Mechelen (Stuw)	Aarschot (Stuw)	Rotselaar (Stuw)	Dendermonde (Stuw)	Denderbelle (Stuw)	Merelbeke (Stuw)	Asper (Stuw)	St Baafsvijve (Stuw)
alver						1									
baars		6				3	2					1	2		3
bermpje						17	4								
bittervoorn		1								1					
blankvoorn		36	10	19	6	76	6	4		18			24	4	13
blauwbandgrondel												1			
bot	2	4		1											
brakwatergrondel	8	10	14	13											
brasem		7	1	1		30				1			2		10
3D stekelbaars leiurus		1	2	3		4				2		1			44
3D stekelbaars semi-armatus		1	4											1	2
3D stekelbaars trachurus	1	11												1	
giebel				7				1						2	2
haring	375	70													
Kl. modderkruiper						2									
kolblei		2	1			242	1							3	3
kopvoorn						14	9			3					
kwabaal							1								
paling	1		1	4							1				
pos				1	3								4	1	23
rietvoorn						2									
rivierdonderpad					2										
riviergrondel					11	141	38			145					3
rivierprik				5									20	17	6
serpeling						3									
snoek					1	1									
snoekbaars		2				1					1		2		2
spiering	1												1		
10D stekelbaars										1					3
zeelt							1								
zonnebaars						29	2			1					
Totaal	388	151	33	54	23	566	64	5	0	172	2	3	55	29	114

n) Februari 2008. Eén van de fuiken in Aarschot (RO) was weggespoeld. 11 (5♀ & 6♂) van de spieringen in Asper en 3 van de stekelbaarzen in St.-Baafsvijve waren paairijp.

Soort	Lillo	Burcht	Dendermonde	Melle	Grobbendonk (Stuw)	Kievermont (Stuw)	Maelesbroek (Stuw)	Mechelen (Stuw)	Aarschot (Stuw)	Rotselaar (Stuw)	Dendermonde (Stuw)	Denderbelle (Stuw)	Merelbeke (Stuw)	Asper (Stuw)	St Baafsvijve (Stuw)
baars						1									1
bermpje						6	15								
blankvoorn		36	5	7	4	25	10			6	4	1	3	8	10
bot		6													1
brakwatergrondel	4		5	2											
brasem		2	1	2	1								1		
dikkopje	1	1													
3D stekelbaars leiurus			1	1		1								1	39
3D stekelbaars semi-armatus		2													2
3D stekelbaars tracharus		3	4	1											
giebel			7	4									1		
haring	97	22													
karper			2												
kolblei			4			6	6				1		3	9	2
kopvoorn						6	4								
pos				1							1		7	6	55
rivierdonderpad					8										
riviergrondel					1	103	59			19					3
rivierprik					1								1	6	
serpeling						1	1								
snoekbaars											1				2
spiering													13		
10D stekelbaars						1	1								1
tong	2														
winde					1										
zandspiering		2													
zeebaars	1														
zonnebaars						6	2								
Totaal	105	74	29	18	16	156	98	0	0	25	7	1	29	30	116

o) Maart 2008

Soort	Lillo	Burcht	Dendermonde	Melle	Grobbendonk (Stuw)	Kieversmont (Stuw)	Maelesbroek (Stuw)	Mechelen (Stuw)	Aarschot (Stuw)	Rotselaar (Stuw)	Dendermonde (Stuw)	Denderbelle (Stuw)	Merelbeke (Stuw)	Asper (Stuw)	St Baafsvijve (Stuw)
baars		5		1		4			1	1	5		6	1	14
bermpje					4	8	13			1					
blankvoorn		56	14	8		11	10		1	1	18	1	152	68	22
blauwbandgrondel						1						1			
bot	2	16									1				
brakwatergrondel	2	5	2												
brasem				2	1	18									
dikkopje		4													
3D stekelbaars leiurus		2	1			2				2					3
3D stekelbaars semi-armatus		1													
3D stekelbaars trachurus		3	1												
giebel			1	7						1				2	1
haring	36	3													
kolblei		5		1		8	2					1	2	9	2
kopvoorn						9	1			1					
kwabaal							1								
paling	1			3	1					1			3		
pos												15	3	3	122
rietvoorn															1
riviergrondel					14		46	22	5	111					8
rivierprik				1											
serpeling							2								
snoek					1	1									
snoekbaars		1	1										2		1
spiering	1														
zandspiering		2													
zonnebaars					1	6									
Totaal	42	103	20	23	22	68	75	22	7	119	24	18	168	83	174

Literatuurlijst

- Abakumov V. A. (1956). Ob obraze zhizni baltiiskoi prokhodnoi minogi. *Voprosy Ikhtiologii* 6:122-128.
- Abou-Seedo F. S. & Potter I. C. (1979). The estuarine phase in the spawning run of the river lamprey (*Lampetra fluviatilis*). *Journal of Zoology, London* 188:5-25.
- Acolas M. L., Véron V., Jourdan H., Bégout M. L., Sabatié M. R. & Baglinière J. L. (2006). Upstream migration and reproductive patterns of a population of allis shad in a small river (L'Aulne, Brittany, France). *ICES Journal of Marine Science* 63:476-484.
- Acou A., Boury P., Laffaille P., Crivelli A. J. & Feunteun E. (2005). Towards a standardized characterisation of the potentially migrating silver European eel (*Anguilla anguilla*, L.). *Archiv für Hydrobiologie* 164(2):237-255.
- Adriaensen F., Van Damme S., Van den Bergh E., Brys R., Cox T., Jacobs S., Konings P., Maes J., Maris T., Mertens W., Nachtergale L., Struyf E., Van Braeckel A., Van Hove D. & Meire P. (2005). Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium. ECOBE 05-R82.
- Aerestrup K. & Jepsen N. (1998). Spawning migration of sea trout (*Salmo trutta* (L)) in a Danish river. *Hydrobiologia* 371/372:275-281.
- Albertini-Berhaut J. (1979). Rythme alimentaire chez les jeunes *Mugil capito* (Téléostéens, Mugilidae) dans le golfe de Marseille. *Téthys* 9:79-82.
- Alexandrino P. (1996). Genetic and morphological differentiation among some Portuguese populations of allis shad *Alosa alosa* (L., 1758) and twaite shad *Alosa fallax* (Lacépède, 1803). *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía* 21:15-24.
- Alexandrino P. J., Ferrand N. & Rocha J. (1996). Genetic polymorphism of a haemoglobin chain and adenosine deaminase in European shads: evidence for the existence of two genetic entities with natural hybridisation. *Journal of Fish Biology* 48:447-456.
- Allen K. R. & Ritter J. A. (1977). Salmonid terminology. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 37(30):293-299.
- Allen K. R. (1944). Studies on the biology of the early stages of salmon (*Salmo salar*): the smolt migration in the Thurso River in 1938. *Journal of Animal Ecology* 13:63-85.
- Almeida P. R. (1996). Estuarine movement patterns of adult thin-lipped grey mullet, *Liza ramada* (Risso) (Pisces, Mugilidae), observed by ultrasonic tracking. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 202:137-150.
- Almeida P. R. (2003). Feeding ecology of *Liza ramada* (Risso, 1810) (Pisces, Mugilidae) in a south-western estuary of Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57(1-2):313-323.
- Almeida P. R., Moreira F. M., Domingos I. M., Costa J. L., Assis C. A. & Costa M. J. (1995). Age and growth of *Liza ramada* (Risso, 1826) in the River Tagus, Portugal. *Scientia Marina* 59(2):143-147.
- Almeida P. R., Moreira F., Costa J. L., Assis C. A. & Costa M. J. (1993). The feeding strategies of *Liza ramada* (Risso, 1826) in fresh and brackish water in the River Tagus, Portugal. *Journal of Fish Biology* 42:95-107.
- Almeida P., Costa M. J., Moreira F., Assis C. A., Costa J. L. & Gonçalves J. (1992). *Liza ramada* (Risso, 1826) (Pisces: Mugilidae) no estuário do Tejo. Um recurso subaproveitado. *Publicações Avulsas do I.N.I.P.* 17:155-178.

- Altukhov K. A. & Yerastova V. M. (1974a). Biological characteristics of the smelt (*Osmerus eperlanus* (L.)) from the Karelian White Sea coast. *Journal of Ichthyology* 14:67-78.
- Altukhov K. A. & Yerastova V. M. (1974b). Reproduction of the smelt (*Osmerus eperlanus*) and the ecology of its early development stages in Kandalaksha Bay, White Sea. *Journal of Ichthyology* 14:877-886.
- Andrade N. O., Quintella B. R., Ferreira J., Pinela S., Póvoa I., Pedro S., Almeida P. R. (2007). Sea lamprey (*Petromyzon marinus* L.) spawning migration in the Vouga river basin (Portugal): poaching impact, preferential resting sites and spawning grounds. *Hydrobiologia* 582:121-132.
- Aneer G. (1973). Biometrical characteristics of the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.) from Northern Balthic Proper. *Zoologica Scripta* 2:157-162.
- Anoniem (1894). Poissons et Crustacés des eaux douces et saumâtres de la Belgique. 50pp.
- Anoniem (2008). Eel management plan for Belgium. pp 172.
- Applegate V. C. & Brynildson C. L. (1952). Downstream movement of recently transformed sea lampreys in the Carp Lake River, Michigan. *Transactions of the American Fisheries Society* 81:275-290.
- Applegate V. C. (1950). Natural history of the sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in Michigan. Special Scientific Report No. 55. US Fish and Wildlife Service; 237pp.
- Aprahamian M. W. & Aprahamian C. D. (1990). Status of the genus *Alosa* in the British Isles; past and present. *Journal of Fish Biology* 37(Suppl. A):257-258.
- 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. (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. (1989). The diet of juvenile and adult twaite shad *Alosa fallax fallax* (Lacépède) from the rivers Severn and Wye (Britain). *Hydrobiologia* 179(2):173-182.
- Aprahamian M. W., Aprahamian C. D., Baglinière J. L., Sabatié R. & Alexandrino P. (2003). *Alosa alosa* and *Alosa fallax* spp. literature review and bibliography. R & D Technical Report W1-014/TR. Bristol. Environment Agency.
- Aprahamian M., Lester S. & Aprahamian C. (1998). Shad conservation in England and Wales. Environmental Agency Technical report W110. 133pp.
- Arai, T., Kotake, A., Ohji, M., Miyazaki, N., Tsukamoto, K., (2003). Migratory history and habitat use of Japanese eel *Anguilla japonica* in the Sanriku Coast of Japan. *Fisheries Science* 69, 813-818.
- Arnold E. L. & Thompson J. R. (1958). Offshore spawning of the striped mullet, *Mugil cephalus*, in the Gulf of Mexico. *Copeia* 2:130-132.
- Assis C. A. (1990). Threats to the survival of anadromous fishes in the River Tagus, Portugal. *Journal of Fish Biology* 37(Suppl. A):225-226.
- Assis C. A., Almeida P. R., Moreira F., Costa J. L. & Costa M. J. (1992). Diet of the twaite shad *Alosa fallax* (Lacépède) (Clupeidae) in the River Tagus Estuary, Portugal. *Journal of Fish Biology* 41:1049-1050.

Atlantic Salmon Trust (geraadpleegd op 31 december 2008). Sea trout facts. (http://www.atlanticsalmontrust.org/seatrout_facts/seatrout.html).

Bacalbaşa-Dobrovici N. & Holčík J. (2000). Distribution of *Acipenser sturio* L., 1758 in the Black Sea and its watershed. *Boletín Instituto Español de Oceanografía* 16(1-4):37-41.

Baggerman B. (1957). An experimental study on the timing of breeding and migration in the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus* Linnaeus). *Archives Néerlandaises de Zoologie* 12:105-317.

Baglinière J. L. (2000). Le genre *Alosa*. In: Baglinière J. L. & Elie P. (eds.) (2000). Les aloses (*Alosa alosa* et *Alosa fallax* spp.) INRA-CEMAGREF, Paris pp. 3-30.

Baglinière J. L., Sabatié M. R., Rochard E., Alexandrino P. & Aprahamian M. W. (2003). The allis shad (*Alosa alosa*): biology, ecology, range, and status of populations. In: Limburg K. E. & Waldman J. R. (eds.) (2003). Biodiversity, status and conservation of the world's shad. American Fisheries Society Symposium 35:85-102.

Barannikova I. A. & Holčík J. (2000). Past and present distribution of *Acipenser sturio* L., 1758 in Russia, and problems involving its restoration. *Boletín Instituto Español de Oceanografía* 16(1-4):55-59.

Bardonnnet A. & Jatteau P. (2008). Salinity tolerance in young allis shad larvae (*Alosa alosa* L.). *Ecology of Freshwater Fish* 17:193-197.

Bartel R., Bradauskas B., Ikonen E., Mitans A., Borowski W., Wesołowska A., Witkowski A. & Błachuta J. (1993). Comparison of length and weight of river lamprey, *Lampetra fluviatilis* (L.), from Finland, Latvia, Lithuania and Poland. International Council for the Exploration of the Sea, C.M.1993/M:17.

Bartulović V., Glamuzina B., Lučić D., Conides A., Jasprica N. & Dulčić J. (2007). Recruitment and food composition of juvenile thin-lipped grey mullet, *Liza ramada* (Risso, 1826), in the Neretva River estuary (Eastern Adriatic, Croatia). *Acta Adriatica* 48(1):25-37.

Bash J., Berman C. & Bolton S. (2001). Effects of turbidity and suspended solids on salmonids. Center for Streamside Studies, University of Washington. 74pp.

Bastiaens M. (1942). Wat weet ge over onze zoetwatervisschen en de hengelsport. 63pp.

Beamish F. W. H. & Medland T. E. (1988). Age determination for lampreys. *Transactions of the American Fisheries Society* 117:63-71.

Beamish F. W. H. (1973). Oxygen consumption of adult *Petromyzon marinus* in relation to body weight and temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 30:1367-1370.

Beamish F. W. H. (1980). Biology of the North American anadromous sea lamprey, *Petromyzon marinus* L.. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:1924-1943.

Beaulaton L., Castelnaud G. (2005) The efficiency of selective tidal stream transport in glass eel entering the Gironde (France). *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 378: 5-21.

Béguer M., Beaulaton, L. and Rochard, E. (2007). Distribution and richness of diadromous fish assemblages in Western Europe: large-scale explanatory factors. *Ecology of Freshwater Fish* 16, 221-237.

Beirens L. (1931). De besmetting van de Schelde. *Visschersblad* 18(okt):6-7.

Beirens L. (1933). De besmetting van de Schelde. *Visschersblad* 19(mei):6-7.

Beland K. F., Jordan R. M. & Meister A. C. (1982). Water depth and velocity preferences of spawning Atlantic salmon in Maine rivers. *North American Journal of Fisheries Management* 2:11-13.

Belaud A., Carette A., Cassou-Liens F. & Cassou-Liens J. J. (2001). Choix des sites de fraie par la grande alose (*Alosa alosa* L.) en moyenne Garonne. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 362/363:869-880.

Belding D. L. (1934). The cause of high mortality in Atlantic salmon after spawning. *Transactions of the American Fisheries Society* 64:219-224.

Belpaire C. (2008). Pollution in eel: a cause of their decline? INBO.M.2008.2. Ph.D. thesis. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Katholieke Universiteit Leuven.

Belpaire, C., Verreycken, H., Ollevier, F. (1991): Glasaalmigratie in Vlaanderen tijdens het voorjaar van 1991. IBW.Wb.V.R.91.005. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Groenendaal, p. 74.

Belpaire, C., Goemans, G., Geeraerts, C., Quataert, P., Parmentier, K., Hagel, P., De Boer, J. (2008). Decreasing eel stocks: survival of the fattest? *Ecology of Freshwater Fish* 1-18.

Belyania T. J. (1969). Synopsis of biological data on smelt, *Osmerus eperlanus* L. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome.

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.

Berg L. S. (1962). Freshwater fishes of the U.S.S.R. and adjacent countries. Volume I, Fourth edition (1948) (Translated from Russian), Jerusalem.

Bergstedt R. A. & Seelye J. G. (1995). Evidence for lack of homing by sea lampreys. *Transactions of the American Fisheries Society* 124:235-239.

Bervoets L., Coeck J. & Verheyen R. F. (1990). The value of lowland rivers for the conservation of rare fish in Flanders. *Journal of Fish Biology* 37(Suppl. A):223-224.

Biagianti-Risbourg S. & Bastide J. (1995). Hepatic perturbations induced by a herbicide (atrazine) in juvenile grey mullet *Liza ramada* (Mugilidae, Teleostei): an ultrastructural study. *Aquatic Toxicology* 31:217-229.

Bigelow H. B. & Schroeder W. C. (1953). Fishes of the Gulf of Maine. *U.S. Fish and Wildlife Service Fishery Bulletin* 53(74):1-577.

Bigelow H. B. & Welsh W. W. (1925). Fishes of the Gulf of Maine. *Bulletin of the United States Bureau of Fisheries* 40:1-567.

bij de Vaate A., Breukelaar A. W., Vriese T., De Laak G. & Dijkers C. (2003). Sea trout migration in the Rhine delta. *Journal of Fish Biology* 63(4):892-908.

Bird D. J., Potter I. C., Hardisty M. W. & Baker B. I. (1994). Morphology, body size and behaviour of recently-metamorphosed sea lampreys, *Petromyzon marinus*, from the lower River Severn, and their relevance to the onset of parasitic feeding. *Journal of Fish Biology* 44:67-74.

Bjerselius R., Li W., Teeter J. H., Seelye J. G., Johnsen P. B., Maniak P. J., Grant G. C., Polkinghorne C. N. & Sorensen P. W. (2000). Direct behavioural evidence that unique bile acids released by larval sea lamprey function as a migratory pheromone. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57:557-569.

Bjorn T. C. & Reiser D. W. (1991). Habitat requirements of salmonids in streams. In: Meehan W. R. (ed.) (1991). Influences of forest management on salmonid fishes and their habitats. American Fisheries Society, Bethesda.

Blankenburg A. (1910). Von der Störfischerei in der Elbe. *Der Fischerbote* 2:7-12.

Boëtius J. & Harding E. F. (1985). A re-examination of Johannes Schmidt's Atlantic eel investigations. *Dana* 4:129-162.

Boglione C., Costa C., Giganti M., Cecchetti M., Di Dato P., Scardi M. & Cataudella S. (2006). Biological monitoring of wild thicklip grey mullet (*Chelon labrosus*), golden grey mullet (*Liza aurata*), thinlip mullet (*Liza ramada*) and flathead mullet (*Mugil cephalus*) (Pisces: Mugilidae) from different Adriatic sites: meristic counts and skeletal anomalies. *Ecological Indicators* 6(4):712-732.

Boigontier B. (1987). Evaluation de l'impact du projet de seuil et de recalibrage de l'Adour (Toulouze) sur les populations piscicoles et principalement sur les aloses. Rap. CEMAGREF Bordeaux, ALA. 80pp.

Boisneau P., Mennesson C. & Baglinière J. L. (1985). Observations sur l'activité de migration de la grande alose, *Alosa alosa* L., en Loire (France). *Hydrobiologia* 128:277-284.

Boisneau P., Mennesson-Boisneau C. & Guyomard R. (1992). Electrophoretic identity between allis shad, *Alosa alosa* (L.) and twaite shad, *A. fallax* (Lacépède, 1803). *Journal of Fish Biology* 40:731-738.

Boisneau P., Mennesson-Boisneau C., Baglinière J. L. (1990). Description d'une frayère et compartement de reproduction de la grande alose (*Alosa alosa* L.) dans le cours supérieur de la Loire. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 316:15-23.

Bok A. H. (1984). Freshwater mullet in the eastern Cape - a strong case for fish ladders. *The Naturalist* 28(3):31-35.

Bonne G. (1905). Die Vernichtung der deutschen Flussfischerei durch die Verunreinigung unsrer Gewässer mit besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse auf der Unterelbe. *Zeitschrift für Fischerei, Berlin* 12:1-28.

Borcherding J., Pickhardt C., Winter H. V. & Becker J. S. (2008). Migration history of North Sea houting (*Coregonus oxyrinchus* L.) caught in Lake IJsselmeer (The Netherlands) inferred from scale transects of ⁸⁸Sr:⁴⁴Ca ratios. *Aquatic Sciences* 70:47-56.

Borri C. (1921). L'apparecchio labiale dei Petromyzonti. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat. Mem.* 34:1-70.

Bos A. R. & Thiel R. (2006). Influence of salinity on the migration of postlarval and juvenile flounder *Pleuronectes flesus* L. in a gradient experiment. *Journal of Fish Biology* 68:1411-1420.

Boubée, J.A.T., Dean, T.L., West, D.W. & Barrier, R.F.G. (1997). Avoidance of suspended sediment by the juvenile migratory stage of six New Zealand native fish species. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 31: 61-69.

Bracken J. & Kennedy M. (1967). Notes on some Irish estuarine and inshore fishes. *Irish Fisheries Investigations, Series B* 3:1-28.

Brawn V. M. (1979). Efficiency of an estuarine fishway for the passage of salmon (*Salmo salar* L.). Sheet Harbor, Nova Scotia. Fish. Environ. Can. Fish. Mar. Ser. MS. Rep. 1523. 9pp.

Breine J. & Van Thuyne G. (2004). Visbestandopnames op de Rupel en Durme (2004). IBW.Wb.V.R.2004.109, Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer.

Breine J. & Van Thuyne G. (2005). Visbestandopnames op de Rupel en Durme (2005). IBW.Wb.V.R.2005.147, Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer.

Breine J. Simoens I. & Van Thuyne G. (2006). Visbestandopnames op de Rupel en Durme (2006). INBO.R.2006.9, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Breine, J., Goethals, P.L.M., Simoens, I., Ercken, D., Van Liefveringhe, C., Verhaegen, G., Belpaire, C., De Pauw, N., Meire, P. en Ollevier, F. (2001). De visindex als instrument voor het meten van de biotische integriteit van de vlaamse binnenwateren eindverslag 09.1999 - 08.2001. Rapporten van het instituut voor bosbouw en wildbeheer - sectie visserij, 2003(96). Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer Groenendaal Belgium. 173 pp.

Brosse L. (2003). Caractérisation des habitats des juvéniles d'esturgeon européen, *Acipenser sturio*, dans l'estuaire de la Gironde: Relations trophiques, hiérarchisation et vulnérabilité des habitats. Thèse doctorat, Université Toulouse III. 258pp.

Brosse L., Rochard E., Dumont P. & Lepage M. (2000). Premiers résultats sur l'alimentation de l'esturgeon européen, *Acipenser sturio*, dans l'estuaire de la Gironde. Comparaison avec la faune benthique. *Cybium* 24(3) suppl.:49-61.

Brys R., Ysebaert T., Escaravage V., Van Damme S., Van Braeckel A., Vandevoorde B. & Van den Bergh E. (2005). Afstemmen van referentiecondities en evaluatiesystemen in functie van de KRW: afleiden en beschrijven van typespecifieke referentieomstandigheden en/of MEP in elk Vlaams overgangswatertype vanuit de - overeenkomstig de KRW - ontwikkelde beoordelingssyste. Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud, IN.O.2005.7, Brussel.

Buyse D., Coeck J. & Maes J. (2008). Potential re-establishment of diadromous fish species in the River Scheldt (Belgium). *Hydrobiologia* 602:155-159.

Buyse D., Martens S., Baeyens R. & Coeck J. (2003). Onderzoek naar de migratie van vissen tussen Boven-Zeeschelde en Bovenschelde. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 2004.02, Brussel.

Buyse D., Vlietinck K., Martens S., Baeyens R. & Coeck J. (2002). Onderzoek naar vismigratie in de Ringvaart aan de sluis van Evergem. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 2003.06, Brussel.

Buyse, D, Martens, S, Baeyens, R & J Coeck (2004). Onderzoek naar de migratie van vissen tussen Boven-Zeeschelde en Bovenschelde. Rapporten van het Instituut voor Natuurbehoud 2004(02). Brussel. 94 pp.

Buyse, D., Martens, S., Baeyens, R., Coeck, J. (2002). Onderzoek naar de belemmering van vismigratie ter hoogte van het sluisstuwcomplex Merelbeke. Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud, 2002(36). Instituut voor Natuurbehoud: Brussel: Belgium. 42 pp.

Campbell R. N. (1979). Sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* L. and *Pungitius pungitius* (L.)) in the Outer Hebrides, Scotland. *Hebridean Naturalist* 3:6-15.

Cardona L. (2006). Habitat selection by grey mullets (Osteichthyes: Mugilidae) in Mediterranean estuaries: the role of salinity. *Scientia Marina* 70(3):443-455.

Cassou-Leins F. & Cassou-Leins J. J. (1981). Recherches sur la biologie et l'halieutique des migrateurs de la Garonne et principalement de l'alose, *Alosa alosa* L.. Doctoral thesis, Institut National Polytechnique de Toulouse.

Cassou-Leins F., Cassou-Leins J. J., Dauba F. & Lejolivet C. (1988). Réserve naturelle de la frayère d'alose d'Agen, campagne 1988 étude de l'alevin d'alose *Alosa alosa* L., répartition, croissance, régime alimentaire, RAP. Lycée Agricole de Montaubon/ENSAT. 24pp.

Cassou-Leins J. J., Cassou-Leins F., Boisneau P. & Baglinière J. L. (2000). La reproduction. In: Baglinière J. L. & Elie P. (eds.) (2000). Les Aloses (*Alosa alosa* et *Alosa fallax* spp.). Ecobiologie et variabilité des populations. Paris. INRA-CEMAGREF. pp. 73-92.

Castelnaud G. & Rochard E. (1997). Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde: suivi statistique 1995 - étude de la faune circulante 1996. Rapport CEMAGREF Bordeaux/EDF. 152pp.

Castelnaud G. (1978). Etude de la pêche aux filets et aux engins dans l'estuaire de la Gironde. Doctorat de 3e cycle analyse et aménagement de l'espace, Université de Bordeaux III, CEMAGREF, Bordeaux. 189pp.

Castelnaud G., Rochard E. & Le Gat Y. (2001). Analyse de la tendance de l'abondance de l'alose *Alosa alosa* en Gironde à partir de l'estimation d'indicateurs halieutiques sur la période 1977-1998. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 362/363:989-1015.

Castelnaud G., Rochard E., Jatteau P. & Lepage M. (1991). Données actuelles sur la biologie d'*Acipenser sturio* dans l'estuaire de la Gironde. In: *Acipenser*. P. Williot (ed.) 251-275 pp. Bordeaux, France, Cemagref Publishers Publications. 519 pp.

Castonguay M., Hodson P. V., Moriarty C., Drinkwater K. F. & Jessop B. M. (1994). Is there a role of ocean environment in American and European eel decline? *Fisheries Oceanography* 3:197-203.

Caswell P. & 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.

Cattrijsse A. (1994). Schorkreken in het brakke deel van het Westerschelde estuarium als habitat voor vissen en macrocrustacea. Verhandeling voorgelegd tot het behalen van de graad van Doctor in de Wetenschappen, groep Biologie. Universiteit Gent. 123pp.

Caux, P.-Y., D.R.J. Moore and D. MacDonald. (1997). Ambient Water Quality Guidelines (Criteria) for Turbidity, Suspended and Benthic Sediments. Report from the Water Management Branch, Environment and Resource Management Division, British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria, British Columbia Canada. 130 pp.

Chadwick E. M. (1982). Stock-recruitment relationship for Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Newfoundland rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39:1496-1501.

Chen M. S., Wartel S., Van Eck B. & Van Maldegem D. (2005). Suspended matter in the Scheldt estuary. *Hydrobiologia* 540:79-104.

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.

Claridge P. N. & Potter I. C. (1975). Oxygen consumption, ventilatory frequency and heart rate of lampreys (*Lampetra fluviatilis*) during their spawning run. *Journal of Experimental Biology* 53:47-57.

Claridge P. N. & Potter I. C. (1985). Distribution, abundance and size composition of mullet populations in the Severn Estuary and Bristol Channel. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 65:325-335.

Clarke L. A. (1981). Migration and orientation of two stocks of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts. Ph.D. dissertation, University of New Brunswick, Fredericton, N.B. Canada.

Coen, I. (1988). Onstaan en ontwikkeling van de Westerschelde. *Water* 43, 156-162.

Collares-Pereira M. J., Cowx I. G., Ribeiro F., Rodrigues J. A. & Rogado L. (2000). Threats imposed by water resource development schemes on the conservation of endangered fish species in the Guadiana River basin in Portugal. *Fisheries Management and Ecology* 7:167-178.

Craig D. & FitzGerald G. J. (1982). Reproductive tactics of four sympatric sticklebacks (Gasterosteidae). *Environmental Biology of Fishes* 7:369-375.

Crisp D. T. (1989). Use of artificial eggs in studies of washout depth and drift distance for salmonid eggs. *Hydrobiologia* 178:155-163.

Danie D. S., Trial J. G. & Stanley J. G. (1984). Species profiles: life histories and environmental requirements of coastal fish and invertebrates (North Atlantic) – Atlantic salmon. U.S. Fish and Wildlife Service FWS/OBS-82/11.22. U.S. Army Corps of Engineers, TR EL-82-4. 19pp.

Daverat F., Elie P. & Lahaye M. (2004). Première caractérisation des histoires de vie des anguilles (*Anguilla anguilla*) occupant la zone aval du bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne: apport d'une méthode de microchimie. *Cybium* 28:83-90.

Davis R. M. (1967). Parasitism by newly-transformed anadromous sea lampreys on landlocked salmon and other fishes in a coastal Maine lake. *Transactions of the American Fisheries Society* 96:11-16.

Day F. (1890). Notes on the fish and fisheries of the Severn. *Proceedings of the Cotteswold Naturalists' Field Club* 9:202-219.

de Groot S. J. & Nijssen H. (1997). The North Sea houting, *Coregonus oxyrinchus*, back in the Netherlands (Pisces, Salmoniformes, Salmonidae). *Bulletin Zoölogisch Museum* 16(4):21-24.

de Groot S. J. (1990). Herstel van riviertrekvisen in de Rijn een realiteit? 3. De Grote en Kleine marene (*Coregonus lavaretus* & *C. albula*). *De Levende Natuur* 91(6):215-219.

de Groot S. J. (1990). The former allis and twaite shad fisheries of the lower Rhine, the Netherlands. *Journal of Applied Ichthyology* 6:252-256.

de Groot S. J. (1991). Herstel van riviertrekvisen in de Rijn een realiteit? 4. De spiering (*Osmerus eperlanus*). *De Levende Natuur* 92(1):19-22.

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.

De Laak G. A. J. (2007a). Kennisdocument Atlantische zalm *Salmo salar* (Linnaeus, 1758). Kennisdocument 6. Sportvisserij Nederland, Bilthoven.

De Laak G. A. J. (2007b). Kennisdocument forel, *Salmo trutta* (Linnaeus, 1758). Kennisdocument 7. Sportvisserij Nederland, Bilthoven.

de Leeuw J. J., ter Hofstede R. & Winter H. V. (2007). Sea growth of anadromous brown trout (*Salmo trutta*). *Journal of Sea Research* 58(2):163-165.

De Potter F. & Broeckaert J. (1879). Rupelmonde. In: Geschiedenis van de gemeenten der provincie Oost-Vlaanderen, 26, Gent.

- de Selys-Longchamps E. (1842). Poissons d'eau douce. *Faune Belge* 4:183-245.
- de Selys-Longchamps E. (1867). La pêche fluviale en Belgique. Extrait de l'Academie royale de Belgique, 2me serie, tome XXII, n°12, 1866.
- Decavele, J & De Herdt, R (1976). Stuwen en sluizen tijdens het Ancien Régime. In: Gent op de wateren en naar de zee. Mercatorfonds, Antwerpen. p 195-201.
- DeCola J. N. (1970). Water quality requirements for Atlantic salmon, USDI. Federal Water Quality Administration, N.E., Region, Boston, Massachusetts. 42pp.
- Dekker W. (1998). Glass eel in the Netherlands: management and research. National Institute for Fisheries Research, RIVO-DLO Report No. 98.002.
- Dekker W. (2003a). Status of the European eel stock and fisheries. In: Eel Biology. Aida, K., Tsukamoto, K. Yamauchi, K. eds. Springer-Verlag Tokyo, pp.237-254.
- Dekker W. (2003b). Worldwide decline of eel resources necessitates immediate action. *Fisheries* 10:365-376.
- Dekker W. (2004). Slipping through our hands. Population dynamics of the European eel. Ph.D. thesis, Universiteit Amsterdam.
- Dekker, W. (2002). Monitoring of glass eel recruitment, Dekker W. (Ed), 2002, Netherlands Institute of Fisheries research, report C007/02-WD, 2 Volumes.
- Dekker, W. (2008). Coming to Grips with the Eel Stock Skip-Sliding Away. In: International Governance of Fisheries Ecosystems: Learning from the Past, Finding Solutions for the Future / Schechter, M.G, Leonard, N.J., - Bethesda: *American Fisheries Society* p. 335 – 355.
- Dettlaff T. A., Ginsburg A. S. & Schmalhausen O. I. (1993). Sturgeon fishes, developmental biology and aquaculture. Springer Verlag, Berlin. 300pp.
- Dietrich R. (2004). Untersuchungen zur Biologie der Flunder (*Platichthys flesus* Linnaeus, 1758) in der Unterwarnow, einem Ästuar der südwestlichen Ostsee. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ichthyologie* 4:7-24.
- Doherty D. & McCarthy T. K. (2001). Aspects of the ecology, parasites and future conservation of twaite shad (*Alosa fallax* Lacépède) and allis shad (*Alosa alosa* L.) in southern Ireland. In: Jungwith M., Schmutz S. & Weiss S. (eds.) (2001). Freshwater fish conservation - options for the future. Vienna. Fishing News Books. pp 98-112.
- Doherty D. & McCarthy T. K. (2004). The ecology and conservation of European smelt (*Osmerus eperlanus* L.) from Waterford Estuary, in southeastern Ireland. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 104B(2):125-130.
- Doherty D. (1999). Studies on the parasite assemblages and general biology of some rare and endangered Irish fishes. Unpublished PhD thesis, National University of Ireland, Galway.
- Doherty D., O'Maoiléidigh N. & McCarthy T. K. (2004). The biology, ecology and future conservation of twaite shad (*Alosa fallax* Lacépède), allis shad (*Alosa alosa* L.) and Killarney shad (*Alosa fallax killarnensis* Tate Regan) in Ireland. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 104B(3):93-102.
- Douchement C. (1981). Les aloses des fleuves français *Alosa alosa* Linné 1758 et *Alosa fallax* Lacépède 1803. Biométrie, écobiologie, autonomie des populations. Doctoral thesis, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier.
- Drummond Sedgwick S. (1982). The salmon handbook. Andre Deutsch, London.

Ducasse J. & Leprince Y. (1982). Lampreys from Aquitaine. *Adour Garonne Revue de l'Agence de l'Eau Midi Atlantique* 23:29-33.

Durif C., Dufour S. & Elie P. (2005). The silvering process of the eel: a new classification from the yellow resident stage to the silver migrating stage. *Journal of Fish Biology* 66:1-19.

Durif, C.M.F. and P. Elie (2008). Predicting downstream migration of silver eels in a large river catchment based on commercial fishery data. *Fisheries Management and Ecology* 15: 127-137.

Edeline, E., Beaulaton, L., Le Barh, R., Elie, P. (2007). dispersal in metamorphosing juvenile eel *Anguilla anguilla*. *Marine Ecology Progress Series* 344: 213-218.

Egglishaw H. J. & Shackley P. E. (1982). Influence of water depth on dispersion of juvenile salmonids (*Salmo salar* and *Salmo trutta*) in a Scottish stream. *Journal of Fish Biology* 21:141-155.

Ehrenbaum E. (1894). Beiträge zur Naturgeschichte einiger Elbfische (*Osmerus eperlanus* L., *Clupea finta* Cuv., *Acerina cernua* L., *Acipenser sturio* L.). *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* 1:54-63.

El-Halfawy M. M., Ramadan A. M. & Mahmoud W. F. (2007). Reproductive biology and histological studies of the grey mullet, *Liza ramada* (Risso, 1826) in Lake Timsah, Suez Canal. *Egyptian Journal of Aquatic Research* 33(1):434-454.

Elie P. (ed.) (1997). Restauration de l'esturgeon européen *Acipenser sturio*. Rapport final du programme execution; Operations: I-III, 1994-1997. Bordeaux. Etude Cemagref 24. 381pp.

Elliott J. M. (1994). Quantitative ecology and the brown trout. Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford University Press Inc., New York.

Elliott J. M., Crisp D. T., Mann R. H. K., Pettman I., Pickering A. D., Pottinger T. G. & Winfield I. J. (1992). Sea trout literature review and bibliography. NRA National Rivers Authority, Fisheries Technical Report 3, Bristol.

Elliott M and DS McLusky (2002). The need for definitions in understanding estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55, 815-827.

Elliott M., Whitfield A. K., Potter I. C., Blaber S. J., Cyrus D. P., Nordlie F. G. and Harrison T. D. (2007). The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8, 241-268.

Elson P. F. (1975). Atlantic salmon rivers smolt production and optimal spawning: an overview of natural production. *International Atlantic Salmon Foundation Special Publication Series* 6:96-119.

Elvira B., Nicola G. G. & Almodovar A. (1998). A catalog of fish passes at dams in Spain. In: Collares-Pereira, Coelho M. M. & Cowx I. G. (eds.) (1998). Fish migration and fish bypasses. Vienna. Fishing News Books. pp. 203-207.

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.

Ergene S. (2000). Reproduction characteristics of thinlip grey mullet, *Liza ramada* (Risso, 1826) inhabiting Akgöl-Paradeniz Lagoons (Göksü Delta). *Turkish Journal of Zoology* 24:159-164.

Farmer G. J. (1980). Biology and physiology of feeding in adult lamprey. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:1751-1761.

Farmer G. J., Beamish F. W. H. & Robinson G. A. (1975). Food consumption of the adult landlocked sea lamprey *Petromyzon marinus* L.. *Comparative Biochemistry and Physiology* 50A:753-757.

Fernández-Pasquier V. (1999). *Acipenser sturio* L. in the Guadalquivir River, Spain. Water regulation and fishery as factors in stock decline from 1932 to 1967. *Journal of Applied Ichthyology* 15:133-135.

Ferrari I. & Chierigato A. R. (1981). Feeding habits of juvenile stages of *Sparus aurata* L., *Dicentrarchus labrax* L. and Mugilidae in brackish embayment of the Po River delta. *Aquaculture* 25:243-257.

Feunteun E., Laffaille P., Robinet T., Briand C., Baisez A., Olivier J. M. & Acou A. (2003). A review of upstream migration and movements in inland waters by anguillid eels: toward a general theory. In: Eel Biology. Aida, K., Tsukamoto, K. Yamauchi, K. eds. Springer-Verlag Tokyo, pp.191-213.

Fine J. M. & Sorensen P. W. (2005). Biologically-relevant concentrations of petromyzonol sulfate, a component of the sea lamprey migratory pheromone, measured in stream waters. *Journal of Chemical Ecology* 31(9):2205-2210.

Fisknes B. & Doving K. B. (1982). Olfactory sensitivity to Group specific substances in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Journal of Chemical Ecology* 8(8):1083-1092.

Fontaine Y. A. (1994). L'argenteure de l'Anguille: métamorphose, anticipation, adaptation. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 335:171-185.

Franco A., Elliott M., Franzoi P., Torricelli P. (2008). Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Marine Ecology Progress Series* 354, 219-228.

Freyhof J. & Schöter C. (2005). The houting *Coregonus oxyrinchus* (L.) (Salmoniformes: Coregonidae), a globally extinct species from the North Sea basin. *Journal of Fish Biology* 67(3):713-729.

Fried S. M., McCleave J. D. & LaBar G. W. (1978). Seaward migration of hatchery-reared Atlantic salmon, *Salmo salar*, smolts in the Penobscot River Estuary, Maine: riverine movements. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 35:76-87.

Gandolfi G. & Orsini P. (1968). Fecondazione artificiale in *Mugil capito* trattati con estratti ipofisari gonadotropi di tonnon (*Thunnus thynnus*). *Rendiconti dell'Istituto Lombardo di Scienze e Lettere (B)* 102:15-22.

Gardiner R. (2003). Identifying lamprey. A field key for sea, river and brook lamprey. Conserving Natura 2000 Rivers Conservation Techniques Series No. 4. English Nature, Peterborough.

Gascuel, D. (1986). Flow-carried and active swimming migration of the glass eel (*Anguilla anguilla*) in the tidal area of a small estuary on the French Atlantic coast. *Hegol. Meeresunters.* 40: 321-336.

Gaudron S. M. & Lucas M. C. (2006). First evidence of attraction of adult river lamprey in the migratory phase to larval odour. *Journal of Fish Biology* 68(2):640-644.

Gems (2008). Rapport stationaire en mobiele sediment metingen. Analyse impact baggerboot IKV vergunningen onderhoudsbaggerwerken Schelde. Studie in opdracht avn de

Vlaamse Overheid, Departement Mobiliteit en Openbare werken, Maritieme Toegang. pp 30 + bijlagen.

Gens (1885). Notions sur les poisons d'eau douce de Belgique. Ministère d'Agriculture, Industrie et Travaux Publics, Bruxelles.

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. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 362/363:773-784.

Gerstmeier R. & Romig T. (2000). Zoetwatervissen van Europa. Tirion Uitgevers BV, Baarn. 368pp.

Gessner J. (2000). Reasons for the decline of *Acipenser sturio* L., 1758 in central Europe, and attempts at its restoration. *Boletín Instituto Español de Oceanografía* 16(1-4):117-126.

Gessner J., Van Eenennaam J. P. & Doroshov S. I. (2007). North American green and European Atlantic sturgeon: comparisons of life histories and human impacts. *Environmental Biology of Fishes* 79:397-411.

Geynet, F. (2007). Tests de différentes méthodes de capture des civelles dans le bassin versant de l'Escaut. [Vergelijking van verschillende vangstmethode voor glasaal in het stroomgebied van de Schelde]. Stageverslag voor het behalen van een professionele Master 'Gestion de la Biodiversité et des Ecosystèmes Continentaux et Côtiers'. Université des Sciences et Technologies de Lille. pp 85.

Gibson R. J. (1966). Some factors influencing the distribution of brook trout and Atlantic salmon. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 23:1977-1980.

Gilbert M. A. & Granath W.O. Jr. (2003). Whirling disease and salmonid fish: life cycle, biology, and disease. *Journal of Parasitology* 89:658-667.

Giles N. (1983). The possible role of environmental calcium levels during the evolution of phenotypic diversity in Outer Hebridean populations of the three-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus*. *Journal of Zoology, London* 199:535-544.

Gilson G. (1908). L'Anguille, sa reproduction, ses migrations et son intérêt économique en Belgique. *Annales de la Société Royale Malacologique de Belgique* 43:7-58.

Gilson G. (1921). Les poissons d'Ostende. Publication du Touring Club de Belgique, Bruxelles. 104pp.

Gispert E., Cardona L. & Castello F. (1995). Competition between mullet fry. *Journal of Fish Biology* 47:414-420.

Glamuzina B., Dulčić J., Conides A., Bartulović V., Matić-Skoko S., Papaconstantinou C. (2007). Some biological parameters of the thin-lipped mullet *Liza ramada* (Pisces, Mugilidae) in the Neretva river delta (Eastern Adriatic, Croatian coast). *Vie et Milieu - Life and Environment* 57(3):131-136.

Gorodilov Y. N. & Melnikova E. L. (2006). Embryonic development of the European smelt *Osmerus eperlanus eperlanus* (L.) (Neva population). *Russian Journal of Marine Biology* 32(3):173-185.

Gregory J. & Clabburn P. (2003). Avoidance behaviour of *Alosa fallax fallax* to pulsed ultrasound and its potential as a technique for monitoring clupeid spawning migration in a shallow river. *Aquatic Living Resources* 16:313-316.

Greig S. M., Sear D. A. & Carling P. A. (2005). The impact of fine sediment accumulation on the survival of incubating salmon progeny: Implications for sediment management. *Science of the Total Environment* 344(1-3):241-258.

Groenewold K. (2003). Fauna der Unteren Ems. Untersuchungsbericht Oktober 2001 - Oktober 2002. Landesfischereiverband Weser - Ems e.V. Sportfischer-Verband.

Gross M. R., Coleman R. M. & McDowall R. M. (1988). Aquatic productivity and the evolution of diadromous fish migration. *Science* 239, 1291-1293.

Guicciardini L. (1567). Descrittione di tutti I Paesi Bassi, Siluius, Antwerpen.

Gustavson-Marjanen K. A. (1982). Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) fry emergence: success, timing, distribution. M.Sc. thesis, University of Maine at Orono. 72pp.

Haedrich R. L. (1977). A sea lamprey from the deep ocean. *Copeia* 4:767-768.

Haelters J. (2005). Een zootje fint (*Alosa fallax*) nader bekeken. *De Strandvlo* 25(3/4):109-112.

Hagelin L. O. & Steffner N. (1958). Notes on the spawning habits of the river lamprey (*Petromyzon fluviatilis*). *Oikos* 9:221-238.

Hagelin L. O. (1959). Further aquarium observations on the spawning habits of the river lamprey (*Petromyzon fluviatilis*). *Oikos* 10:50-64.

Hagen D. W. (1967). Isolating mechanisms in three-spine sticklebacks (*Gasterosteus*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 24:1637-1692.

Halliday R. G. & Mott J. L. (1991). Marine distribution of the sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in the northwest Atlantic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48:832-842.

Hamerlynck O., Hostens K., Arellano R. V., Mees J. & Van Damme P. A. (1993). The mobile epibenthic fauna of soft bottoms in the Dutch Delta (south-west Netherlands): spatial structure. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 27(2-4):343-358.

Hansen M. M., Nielsen E. E. & Mensberg K. -L. D. (2006). Underwater but not out of sight: genetic monitoring of effective population size in the endangered North Sea houting (*Coregonus oxyrhynchus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63(4):780-787.

Harden Jones F. R. (1968). Fish migration. Edward Arnold, London.

Hardisty M. W. & Huggins R. J. (1970). Larval growth in the river lamprey, *Lampetra fluviatilis*. *Journal of Zoology, London* 161(4):549-559.

Hardisty M. W. & Potter I. C. (eds) (1971). The biology of lampreys. Vol. 1, Academic Press, London.

Hardisty M. W. (1961). The growth of larval lampreys. *Journal of Animal Ecology* 30:357-371.

Hardisty M. W. (1986). *Lampetra fluviatilis* (Linnaeus, 1758). In: Holčík J. (ed.) The freshwater fishes of Europe. Vol. 1. Petromyzontiformes. Aula Verl., Wiesbaden.

Hardisty M. W., Potter I. C. & Sturge R. (1970). A comparison of the metamorphosing and macrophthalmia stages of the lampreys, *Lampetra fluviatilis* and *L. planeri*. *Journal of Zoology, London* 162:383-400.

Haro A. & Kynard B. (1997). Video evaluation of passage efficiency of American shad and sea lamprey in a modified ice harbor fishway. *North American Journal of Fisheries Management* 17(4):981-987.

Hasler A. D. & Wisly W. J. (1951). Discrimination of stream odours by fishes and its relation to parent stream behaviour. *American Naturalist* 85:223-238.

Hasler A. D. (1954). Odour perception and orientation in fish. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 11:107-129.

Hass H. (1965). Untersuchungen über den Laichfischbestand der Elbfinte, *Alosa fallax* (Lacépède 1803). *Archiv für Fischereiwissenschaft* 16(2):150-168.

Hass H. (1968). Untersuchungen über die vertikale und horizontale Verteilung der Eier der Finte, *Alosa fallax* (Lacépède 1803), in der Elbe. *Archiv für Fischereiwissenschaft* 19(1):46-55.

Heggenes J. (1990). Habitat utilisation and preferences in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in streams. *Regulated Rivers Research and Management* 5:341-354.

Heike K. Lotze, Hunter S. Lenihan, Bruce J. Bourque, Roger Bradbury, Richard G. Cooke, Matthew C. Kay, Susan M. Kidwell, Michael X. Kirby, Charles H. Peterson, Jeremy B. C. Jackson (2006). Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. *Science* 312: 1806-1809.

Hendry K. & Cragg-Hine D. (1997). Restoration of riverine salmon habitats. Fisheries Technical Manual 4 Environment Agency, Bristol.

Hendry K. & Cragg-Hine D. (2003). Ecology of the Atlantic salmon. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 7. English Nature, Peterborough.

Hickling C. F. (1970). A contribution to the natural history of the English grey mullets (Pisces, Mugilidae). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 50:609-633.

Hoffmann R. C. (1996). Economic development and aquatic ecosystems in Mediaeval Europe. *American Historical Review* 101:631-669.

Hoffmann, RC (2005). A brief history of aquatic resource use in medieval Europe. *Helgol. Mar. Res.* 59, 22-30.

Holčík J., Kinzelbach R., Sokolov L. & Vasil'ev V. (1989). *Acipenser sturio* Linnaeus, 1758. pp. 367-394. In: Holčík J. (ed.). The freshwater fishes of Europe. Vol. 1, Part II: General introduction to fishes – Acipenseriformes. Aula-Verlag Wiesbaden, 469pp.

Hostens K. (2000). Spatial patterns and seasonality in the epibenthic communities of the Westerschelde (Southern Bight of the North Sea). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 80:27-36.

Hudd R. (1985). The mean fecundity of smelt (*Osmerus eperlanus* (L.)) in the Northern Quark, Gulf of Bothnia, in 1981-84. International Council for the Exploration of the Sea, C. M. 1985/J:27. 6pp.

Huggins R. J. & Thompson A. (1970). Communal spawning of brook and river lampreys, *Lampetra planeri* Bloch and *Lampetra fluviatilis* L.. *Journal of Fish Biology* 2(1):53-54.

Hutchinson P. & Mills D. H. (1987). Characteristics of spawning-run smelt, *Osmerus eperlanus* (L.) from a Scottish river, with recommendations for their conservation and management. *Aquaculture and Fisheries Management* 18:249-258.

Ibbotson A., Smith J., Scarlett P. & Aprahamian M. W. (2002). Colonisation of freshwater habitats by the European eel *Anguilla anguilla*. *Freshwater Biology*, 47: 1696–1706.

Igoe F., Quigley D. T. G., Marnell F., Meskell E., O'Connor W. & Byrne C. (2004). The sea lamprey *Petromyzon marinus* (L.), river lamprey *Lampetra fluviatilis* (L.) and brook lamprey *Lampetra planeri* (Bloch) in Ireland: general biology, ecology, distribution and status with recommendations for conservation. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 104B(3):43-56.

Inland Fisheries Trust (1970). Annual report of the Inland Fisheries Trust, 1969-1970.

Inland Fisheries Trust (1972). Annual report of the Inland Fisheries Trust, 1971-1972.

Ivanova-Berg M. M. (1933). Zur Biologie des Flußneunauges, *Lampetra fluviatilis* (L.). *Archiv für Hydrobiologie* 25:22-27.

Jager Z & van Loon W. M. G. M. (2007). Achtergronddocument KRW: maatlat voor vis in overgangswater, werkdocument RWS RIKZ.

Jager Z. (1999). Visintrek in de Noord-Nederlandse kustzone. Rapport RIKZ-99.022.

Jang M. H. & Lucas M. C. (2005). Reproductive ecology of the river lamprey. *Journal of Fish Biology* 66(2):499-512.

Jatteau P., Bardonnnet A., Belaud A., Dauba F., Sabatié M. R. & Véron V. (2002). Ecologie des jeunes stades d'aloise *Alosa alosa*. Contribution à la connaissance des habitats colonisés avant la dévalaison. Contrat 2001/001, Etude no. 76. Rapport Diren/Grisam. 57pp.

Jego S., Gazeau C., Jatteau P., Elie P. & Rochard E. (2002). Les frayères potentielles de l'esturgeon Européen *Acipenser sturio* L. 1758 dans le bassin Garonne-Dordogne. Méthodes d'investigation, état actuel et perspectives. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 365/366:487-505.

Jensen A. J. (1990). Growth of young migratory brown trout *Salmo trutta* correlated with water temperature in Norwegian rivers. *Journal of Animal Ecology* 59:603-614.

Johnstone G. (1910). The fishes of Cheshire and Liverpool Bay. In: Coward T. A. (1910). The vertebrate fauna of Cheshire and Liverpool Bay. London, Witherby.

Jokiel J. (1983). Lampreys in Poland. *Bulletin of the Sea Fisheries Institute, Gdynia* 1-2:18-22.

Jones J. R. E. (1964). Fish and river pollution. Butterworths, London.

Jonsson B. (1985). Life history patterns of freshwater resident and sea-run brown trout in Norway. *Transactions of the American Fisheries Society* 114:182-194.

Jonsson, B., Waples, RS and Friedland, KD (1999). Extinction considerations for diadromous fishes. *ICES Journal of Marine Science* 56, 405-409.

Jordan R. M. & Beland K. F. (1981). Atlantic salmon spawning and evaluation of natural spawning success. Atlantic Sea-Run Salmon Commission, Augusta, Maine. 25pp.

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.

Kalleberg H. (1958). Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*Salmo salar* L. and *S. trutta*). *Report of the Institute of Freshwater Research* 39:55-98.

- Kausch H. (1996). Fahrwasservertiefungen ohne Grenzen? In: Lozán J. L. & Kausch H. (eds). Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Verlag Paul Parey, Berlin. Pp.162-176.
- Kazakov R. V. (1981). The effect of the size of Atlantic salmon, *Salmo salar*, eggs on embryos and alevins. *Journal of Fish Biology* 19(3):353-360.
- 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.
- Kelso J. R. M. & Gardner W. M. (2000). Emigration, upstream movement and habitat use by sterile and fertile sea lampreys in three Lake Superior tributaries. *North America Journal of Fisheries Management* 20(1):144-153.
- Kennedy G. J. A. & Strange C. D. (1986). The effects of intra- and inter-specific competition on the distribution of stocked Atlantic salmon *Salmo salar* L. in relation to depth and gradient in an upland trout *Salmo trutta* L. stream. *Journal of Fish Biology* 29:199-214.
- Kinzelbach R. K. (1987). Das ehemalige Vorkommen des Störs, *Acipenser sturio* (Linnaeus, 1758) im Einzugsgebiet des Rheins (Chondrostei, Acipenseridae). *Zeitschrift für Angewandte Zoologie* 74(2):167-200.
- Kinzelbach R. K. (1997). The sturgeon (*Acipenser sturio* Linnaeus, 1758) in Europe. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 6:129-135.
- Kirchhofer A. (1995). Concept of conservation of European brook lamprey (*Lampetra planeri*) in Switzerland. *Fischökologie* 8:93-108.
- Kirschbaum, F, Wuertz, S, Williot, P, Tiedemann, R, Gerd-Michael, G, Anders, E, Krüger, A, Bartel, R and Gessner, J (2009). Prerequisites for the Restoration of the European Atlantic Sturgeon, *Acipenser sturio* and the Baltic Sturgeon (*A. oxyrinchus* × *A. sturio*) in Germany. In: Biology, Conservation and Sustainable Development of sturgeons. Carmona R., Domezain A., García-Gallego, M., Hernando, JA, Rodríguez, F and Ruiz-Rejón, M. Fish and Fisheries Series, 29. p. 385-401.
- Klemetsen A., Amundsen P. -A. Dempson J. B., Jonsson B., Jonsson N., O'Connell M. F. & Mortensen E. (2003). Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* 12:1-59.
- Klyukanov V. A. (1975). Taxonomy and relations between the smelts of the genera *Osmerus* and *Hypomesus* and their dispersion. *Zoologicheskii Zhurnal* 54:590-596.
- Knutsen J. A., Knutsen H., Olsen E. M. & Jonsson B. (2004). Marine feeding of anadromous *Salmo trutta* during winter. *Journal of Fish Biology* 64:89-99.
- Kolman R. & Zarkua Z. (2002). Environmental conditions of common sturgeon (*Acipenser sturio* L.) spawning in River Rioni (Georgia). *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities, Fisheries* 5(2): Available online <http://www.ejpau.media.pl>
- Kondolf G. M. & Wolman M. G. (1993). The sizes of salmonid spawning gravels. *Water Resources Research* 29(7):2275-2285.
- Kottelat M. & Freyhof J. (2007). Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany. 646pp.

- Koutrakis E. T. (2004). Temporal occurrence and size distribution of grey mullet juveniles (Pisces, Mugilidae) in the estuarine systems of the Strymonikos Gulf (Greece). *Journal of Applied Ichthyology* 20(1):76-78.
- Kraeft M. (1894). Die Einführung und das Ergebnis der Störfischerei an der hinterpommerschen Ostküste. *Mitteilungen der Section für Küsten- und Hochseefischerei des Deutschen Fischerei-Vereins* 10(6):142-148.
- Kühl H. (1970). Nahrungsuntersuchungen am Stint (*Osmerus eperlanus* L.) im Elbe Mündungsgebiet. *Archiv für Fischereiwissenschaft* 21:222-231.
- Kuszewski J. & Witkowski A. (1995). Morphometrics of the autumn spring run populations of the river lamprey, *Lampetra fluviatilis* (Linnaeus, 1758) from the Polish rivers. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*. 25(1):57-69.
- L'Abée-Lund J. H., Jonsson B., Jensen A. J., Saettem L. M., Heggberget T. G., Johnsen B. O. & Naesje T. F. (1989). Latitudinal variation in life-history characteristics of sea-run migrant brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Animal Ecology* 58:525-542.
- Labat R., Cassou-Leins F. & Cassou-Leins J. J. (1984). Problèmes posés par les poissons migrateurs dans le bassin de la Garonne: cas d'aloise (*Alosa alosa*). *Bulletin de la Société de l'Histoire Naturelle, Toulouse* 119:99-102.
- Ladiges W. (1935). Über die Bedeutung der Copepoden als Fischnahrung im Unterelbegebiet. *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften* 33:1-84.
- Laffaille P., Acou A. & Guillouët J. (2005). The yellow European eel (*Anguilla anguilla* L.) may adopt a sedentary lifestyle in inland freshwaters. *Ecology of Freshwater Fish* 14:191-196.
- Laffaille P., Acou A., Guillouët J., Mounaix B. & Legault A. (2006). Patterns of silver eel (*Anguilla anguilla* L.) sex ratio in a catchment. *Ecology of Freshwater Fish* 15:583-588.
- Laffaille P., Baisez A., Rigaud C. & Feunteun E. (2004). Habitat preferences of different European eel size classes in a reclaimed marsh: a contribution to species and ecosystem conservation. *Wetlands* 24:642-651.
- Laffaille P., Feunteun E., Baisez A., Robinet T., Acou T., Legault A. & Lek S. (2003). Spatial organisation of European eel (*Anguilla anguilla* L.) in a small catchment. *Ecology of Freshwater Fish* 12:254-264.
- Laffaille P., Feunteun E., Lefebvre C., Radureau A., Sagan G. & Lefevre J. -C. (2002). Can thin-lipped mullet directly exploit the primary and detritic production of European macrotidal salt marshes? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54(4):729-736.
- Lameere A. (1895). Manuel de la faune de Belgique, 1: Animeaux non insectes, Bruxelles.
- Lardeux, F. (1986). Eléments de dynamique de population de l'eperlan (*Osmerus eperlanus*) dans l'estuaire de la Loire. *Journal de Recherche Océanographique* 11(1):25-28.
- Larsen L. O. (1980). Physiology of adult lampreys, with special regard to natural starvation, reproduction and death after spawning. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:1762-1779.
- Lassalle, G, Béguer, M, Beaulaton, L and Rochard, E (2008). Diadromous fish conservation plans need to consider global warming issues: an approach using biogeographical models. *Biological Conservation* 141, 1105-1118.
- Lauterborn R. (1926). Das Laichen des Flußneunauges (*L. fluviatilis* L.) in den Seitengewässern des Oberrheins. *Zoologischer Anzeiger* 68:142-146.

Lebednik, P.A. (2004). Framework for Assessment of Potential Effects of Dredging on Sensitive Fish Species in San Francisco Bay Final report Prepared for U.S. Army Corps of Engineers San Francisco District.

Leguen I., Véron V., Sevellec C., Azam D., Sabatié M. R., Prunet P. & Baglinière J. -L. (2007). Development of hypo-osmoregulatory ability in allis shad *Alosa alosa*. *Journal of Fish Biology* 70:630-637.

Leim A. H. & Scott W. B. (1966). Fishes of the Atlantic coast of Canada. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* 53. 485pp.

Lelek A. (1973). Occurrence of the sea lamprey in mid-water off Europe. *Copeia* 1:136-137.

Lelek A. (1987). The freshwater fishes of Europe. Threatened fishes of Europe. Aula Verlag, Wiesbaden.

Lepage M., Mayer N., Rochard E., Gonthier P. & Guerri O. (2003). Fishery by-catch in the Bay of Biscaye of European Atlantic sturgeon (*Acipenser sturio* L.). AFS Annual Conference Quebec 2003, Abstract 12879984.

Lepage M., Taverny C., Piefort S., Dumont P. Rochard E. & Brosse L. (2005). Juvenile sturgeon (*Acipenser sturio*) habitat utilization in the Gironde estuary as determined by acoustic telemetry. In: Spedicato M. T., Lembo G. & Marmulla G. (eds.) (2005). Aquatic telemetry: advances and applications. Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe. Ustica, Italy, 9-13 June 2003. Rome, FAO/COISPA.2005. 295pp.

Lepage, M, Rochard, E, Castelnaud, G (2000). Atlantic sturgeon *Acipenser sturio* L., 1758 restoration and gravel extraction in the Gironde estuary. *Boletín Instituto de Oceanografía* 16, 175-179.

Leps, J & Smilauer, P (2003). Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO. Cambridge University Press. pp. 280.

Lewis D. B. Walkey M. & Dartnall H. J. G. (1972). Some effects of low oxygen tensions on the distribution of the three-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus* L., and the nine-spined stickleback, *Pungitius pungitius* (L.). *Journal of Fish Biology* 4:103-108.

Li W. M., Scott A. P., Siefkes M. J., Yun S. S. & Zielinski B. (2003). A male pheromone in the sea lamprey (*Petromyzon marinus*): an overview. *Fish Physiology and Biochemistry* 28:259-262.

Li W., Sorensen P. W. & Gallaher D. (1995). The olfactory system of migratory adult sea lamprey (*Petromyzon marinus*) is specifically and acutely sensitive to unique bile acids released by conspecific larvae. *Journal of General Physiology* 105:569-589.

Lillelund K. (1961). Untersuchungen über die Biologie und Populationsdynamik des Stintes *Osmerus eperlanus eperlanus* (Linnaeus 1758), der Elbe. *Archiv für Fischereiwissenschaft* 12:1-128.

Lotze, H, Lenihan, HS, Bourque, BJ, Bradbury, RH, Cooke, RG, Kay, MC, Kidwell, SM, Kirby, MX, Peterson, CH and Jackson, JB (2006). Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science* 312, 1806-1809.

Lucas M. C. & Baras E. (2001). Migration of freshwater fishes. Blackwell Science Ltd., Oxford. 440pp.

Lyle A. A. & Maitland P. S. (1997). The spawning migration and conservation of smelt *Osmerus eperlanus* in the River Cree, southwest Scotland. *Biological Conservation* 80(3):303-311.

MacDonald T. H. (1959). Estimates of larval life in three species of lampreys found in Great Britain. *Journal of Animal Ecology* 28:293-298.

Maes J. & Ollevier F. (2005). Impact van baggeractiviteiten in de Beneden-Zeeschelde op de ecologie van de zeeprik. Studierapport in opdracht van de Afdeling Maritieme Toegang. Leuven. 17pp.

Maes J., Geysen B., Ercken D. & Ollevier F. (2003a). Opvolging van het visbestand van de Zeeschelde: resultaten voor 2002. Studierapport in opdracht van het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer. Leuven. 30pp.

Maes J., Geysen B., Stevens M. & Ollevier F. (2003b). Opvolging van het visbestand van de Zeeschelde: resultaten voor 2003. Studierapport in opdracht van het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer. Leuven. 16pp.

Maes J., Geysen B., Stevens M., Ollevier F., Breine J. & Belpaire C. (2005). Opvolging van het visbestand van de Zeeschelde: resultaten voor 2004. Studierapport in opdracht van het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer. Leuven. 41pp.

Maes J., Limburg K. E., Van De Putte A. & Ollevier F. (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 Oceanography* 14:17-31.

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. *Estuarine, 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.

Maes J., Stevens M. & Ollevier F., (2005). The composition and community structure of the ichthyofauna of the upper Scheldt estuary: synthesis of a 10-year data collection (1991-2001). *Journal of Applied Ichthyology* 21:86-93.

Maes J., Taillieu A., Van Damme P. & Ollevier F. (1996). Impact van watercaptatie via het waterpompstation van de Kerncentrale van Doel 3/4 op de biota van de Beneden-Zeeschelde. Studierapport in opdracht van Electrabel, 111 p. + bijlagen.

Maes J., Taillieu A., Van Damme P. A., Cottenie K. & Ollevier F. (1998). Seasonal patterns in the fish and crustacean community of a turbid temperate estuary (Zeeschelde Estuary, Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 47:143-151.

Maes J., Van Damme P. A., Taillieu A. & Ollevier F. (1998). Fish communities along an oxygen-poor salinity gradient (Zeeschelde Estuary, Belgium). *Journal of Fish Biology* 52 :534-546.

Maes J., Van Damme S., Meire P. & Ollevier F. (2004). Statistical modeling of seasonal and environmental influences on the population dynamics of an estuarine fish community. *Marine Biology* 145:1033-1042.

Maes L. (1898). Dispositions légales et réglementaires qui regissent la pêche fluviale en Belgique. 1ère édition, Bruxelles.

Magnin E. (1963). Recherches sur la systématique et la biologie des Acipenséridae *Acipenser sturio* L., *Acipenser oxyrinchus* Mitchill, et *Acipenser fulvescens* Rafinesque. *Annales de la Station Centrale d'Hydrobiologie Appliquée* 9:7-244.

- Maitland P. (2003). The status of smelt *Osmerus eperlanus* in England. English Nature Research Reports. Report Number 516. 82pp.
- Maitland P. S. & Campbell R. N. (1992). Freshwater fishes of the British Isles. Harper-Collins Publishers, London. 368pp.
- 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.
- Maitland P. S. & Lyle A. A. (1990). Conservation of sparling and other fish in Scotland. *Journal of the Edinburgh Natural History Society* 1990:1-2.
- Maitland P. S. & Lyle A. A. (1990). Practical conservation of British fishes: current action on six declining species. *Journal of Fish Biology* 37(Suppl. A):255-256.
- Maitland P. S. & Lyle A. A. (2005). Ecology of allis shad *Alosa alosa* and twaite shad *Alosa fallax* in the Solway Firth, Scotland. *Hydrobiologia* 534(1-3):205-221.
- Maitland P. S. (1965). The feeding relationship of salmon, trout, minnows, Stone loach and three-spined sticklebacks in the River Endrick, Scotland. *Journal of Animal Ecology* 34:109-133.
- Maitland P. S. (1980a). Review of the ecology of lamprey in northern Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:1944-1952.
- Maitland P. S. (1980b). Scarring of whitefish (*Coregonus lavaretus*) by European river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) in Loch Lomond, Scotland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:1981-1988.
- 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., Morris K. H. & East K. (1994). The ecology of lampreys (Petromyzonidae) in the Loch Lomond area. *Hydrobiologia* 290(1-3):105-120.
- Malmqvist B. & Moravec F. (1978). *Gordius aquaticus* larvae found in the lampreys *Lampetra planeri* (Bloch) and *L. fluviatilis* (L.). *Folia Parasitologia* 25:40.
- Manyukas Y. L. (1989). Biology of the Atlantic shad, *Alosa fallax fallax*, in Kurshskiy Bay. *Journal of Ichthyology* 29:125-128.
- Manzer J. I. (1976). Distribution, food and feeding of the three-spine stickleback, *Gasterosteus aculeatus*, in Great Central Lake, Vancouver Island, with comments on competition for food with juvenile sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*. *Fishery Bulletin* 74:647-668.
- Marti V. Y. (1939). Biology and fishery of *Acipenser sturio* in the Black Sea. *Zoologicheskii Zhurnal* 18:435-442.
- Masters J. E. G., Jang M. -H., Ha K., Bird P. D., Frear P. A., Lucas M. C. (2006). The commercial exploitation of a protected anadromous species, the river lamprey (*Lampetra fluviatilis* (L.)), in the tidal River Ouse, north-east England. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16(1):77-92.
- Materné J. (1988). Exploitiemethoden, uitrusting en reglementering in de Vlaamse binnenvisserij. *Annalen van de Koninklijke Oudheidkundige Kring van het Land van Waas* 91:205-260.
- Maxwell H. (1897). Memories of the months. First Series. London, Maclehose.

- McCauley R. W. (1963). Lethal temperatures of the developmental stages of the sea lamprey, *Petromyzon marinus* L.. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 20:483-490.
- McCleave J. D. & Arnold G. P. (1999). Movements of yellow- and silver-phase European eels (*Anguilla anguilla* L.) tracked in the western North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 56:510-536.
- McCleave J. D. (2003). Spawning areas of atlantic eels. In: Eel Biology. Aida, K., Tsukamoto, K. Yamauchi, K. eds. Springer-Verlag Tokyo, pp.141-156.
- McCleave J. D., Kleckner R. C. & Castonguay M. (1987). Reproductive sympatry of American and European eels and implications for migration and taxonomy. *American Fisheries Society Symposium* 1:286-297.
- McCrimmon H. R. & Gots B. L. (1979). World distribution of Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 36:422-457.
- McCrimmon H. R. & Gots B. L. (1986). Laboratory observations on emergent patterns of juvenile Atlantic salmon *Salmo salar* relative to sediment loadings of test substrate. *Canadian Journal of Zoology* 64:1331-1336.
- McDowall R. M. (1988). Diadromy in fishes. Migrations between freshwater and marine environments. Croom Helm, London. 308pp.
- McDowall, RM (1996). Diadromy and the assembly and restoration of riverine fish communities: a downstream view. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 219-236.
- McDowall, RM (1999). Different kinds of diadromy: different kinds of conservation problems. *ICES Journal of Marine Sciences* 56: 410-413.
- McDowall, RM (2007). On amphidromy, a distinct form of diadromy in aquatic organisms. *Fish and Fisheries* 8, 1-13.
- Meire, P. & T. Maris (2008). MONEOS. Geïntegreerde monitoring van het Schelde-estuarium. Rapport ECOBE 08-R-113. Universiteit Antwerpen, Antwerpen.
- Melnikova E. L. & Gorodilov Y. N. (2006). The peculiarities of larval development of the European smelt *Osmerus eperlanus eperlanus* (L.). *Russian Journal of Marine Biology* 32(4):241-244.
- Mennesson-Boisneau C. & Boisneau P. (1990). Recherches sur les aloses du bassin de la Loire: migration, reproduction, caractéristiques biologiques et taxonomiques des aloses (*Alosa* sp.). Thèse doctorat (document de synthèse), Université de Rennes et de Paris Val de Marne. 143pp.
- Mennesson-Boisneau C. (1990). Recherches sur les aloses (*Alosa* sp.) dans le bassin de la Loire. Thèse de doctorat, Université de Rennes I. 105pp.
- Mennesson-Boisneau C., Aprahamian M. W., Sabatié M. R. & Cassou-Leins J. J. (2000). Caractéristiques des adultes. In: Baglinière J. L. & Elie P. (eds.) (2000). Les Aloses (*Alosa alosa* et *Alosa fallax* spp.). Ecobiologie et variabilité des populations. Paris. INRA-CEMAGREF. pp. 33-53.
- Mennesson-Boisneau C., Boisneau P. & Baglinière J. L. (1986). Premières observations sur les caractéristiques biologiques des adultes de grande alose (*Alosa alosa*) dans le cours moyen de la Loire. *Acta Oecologica Applicata* 7:337-353.

Merivirta L. O., Björkroth K. J. & Korkeala H. J. (2003). Microbiology of charcoal-broiled European river lampreys (*Lampetra fluviatilis*) stored at 3 and 22°C. *Journal of Food Protection* 66(12):2332-2335.

Meskeel E. A. (2000). A comparison of the breeding biologies of lampreys and salmon at the River Shannon near Castleconnell, Co. Limerick. Unpublished project report for field ecology course, University College Cork, 26pp.

Metcalfe N. B., Huntingford F. A. & Thorpe J. E. (1986). Seasonal changes in feeding motivation of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Zoology* 64(11):2439-2446.

Metcalfe N. B., Huntingford F. A. & Thorpe J. E. (1987). The influence of predation risk on the feeding motivation and foraging strategy of juvenile Atlantic salmon. *Animal Behaviour* 35:901-911.

Meyer L. & Beyer K. (2002). Zum Laichverhalten des Meerneunauges (*Petromyzon marinus*) im gezeitenbeeinflussten Unterlauf der Luhe (Niedersachsen). *Verhandlungen der Gesellschaft für Ichthyologie* 3:45-70.

Miller R. R., Williams J. D. & Williams J. E. (1989). Extinctions of North American fishes during the past century. *Fisheries* 14(6):22-38.

Mills D. (1970). Salmon and trout: A resource, its ecology, conservation and management. Oliver & Boyd, Edinburgh.

Mills D. (1989). Ecology and management of Atlantic salmon. Chapman and Hall, London.

Mills D. (1991). Strategies for the rehabilitation of Atlantic salmon. The Atlantic Salmon Trust, Pitlochry.

Mills D. H. (1964). The ecology of the Young stages of the Atlantic salmon in the River Bran, Ross-shire. *Freshwater and Salmon Fisheries Research Scotland* 32:58.

Modrušan Z., Teskeredžić E. & Marguš D. (1991). First maturity, seasonal variations of gonadosomatic index, spawning time and annual migrations of grey mullets *Liza* (*Liza*) *ramada* Risso, 1826 and *Chelon labrosus* Risso, 1826 from the eastern Adriatic. *Oebalia* 17:145-157.

Mohr E. (1941). Maifische (Clupeiden). In: Demoll R. & Mair H. N. (eds.) (1941). Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. pp. 527-551.

Mohr E. (1952). Der Stör. Brehm Bücherei, Leipzig. 86pp.

Moore A., Potter E. C. E., Milner N. J. & Bamber S. (1995). The migratory behaviour of wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts in the estuary of the River Conwy, North Wales. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52:1923-1935.

Moore J. W. & Beamish F. W. H. (1973). The food of ammocoetes of *Petromyzon marinus* and *Lampetra lamottenii*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 30:7-15.

Moriarty, C. (2000). Monitoring results for glass eel and elver 1965-1999. *Dana* 12: p 69 - 70.

Moriarty, C. en Dekker, W., (1997). Management of the European eel (Beheer van de Europese paling). *Fisheries Bulletin* (Dublin) 15, 1997, 110 p.

Morkert S. B., Swink W. D. & Seelye J. G. (1998). Evidence for early metamorphosis of sea lampreys in the Chippewa River, Michigan. *North American Journal of Fisheries Management* 18:966-971.

Morman R. H., Cuddy D. W. & Rugen P. C. (1980). Factors influencing the distribution of sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in the Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:1811-1826.

Morris K. H. & Maitland P. S. (1987). A trap for catching adult lampreys (Petromyzonidae) in running water. *Journal of Fish Biology* 31:513-516.

Munzing J. (1959). Biologie, variabilität und genetik von *Gasterosteus aculeatus* L. (Pisces). Untersuchungen im Elbegebiet. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 44:317-382.

Murenu M., Olita A., Cau A., Follesa M. C. & Sabatini A. (2004). Dystrophy effects on the *Liza ramada* (Risso, 1826) (Pisces, Mugilidae) population in the Cabras lagoon (Central-Western Sardinia). *Chemistry and Ecology* 20(Suppl. 1):425-433.

Muus B. J. & Nielsen J. G. (1999). Sea fish. Scandinavian Fishing Year Book, Hedeusene, Denmark. 340pp.

Muus B. J. (1966). Zeevissengids. Zeevissen en zeevisserij in Noordwest-Europa. Elsevier, Amsterdam/Brussel.

Muylaert K., Van Nieuwerburgh L., Sabbe K. & Vyverman W. (2002). Microphytobenthos communities in the freshwater tidal to brackish reaches of the Schelde estuary (Belgium). *Belgian Journal of Botany* 135(1-2):15-26.

Myllynen K., Ojutkangas E. & Nikinmaa M. (1997). River water with high iron concentration and low pH causes mortality of lamprey roe and newly hatched larvae. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 36(1):43-48.

Nellbring S. (1989). The ecology of smelts (genus *Osmerus*): A literature review. *Nordic Journal of Freshwater Research* 65:116-145.

Netboy A. (1974). The salmon : their fight for survival. Houghton Mifflin Company, Boston, Massachusetts. 594pp.

Neudecker T. & Damm U. (2005). Maifische an der deutschen Nordseeküste - zum Auftreten von Finte (*Allosa fallax*) und Alse (*Alosa alosa*). *Informationen aus der Fischereiforschung* 52:43-50.

Newcombe CP & Jensen JOT (1996) Channel suspended sediment and fisheries: a synthesis for quantitative assessment of risk and impact. *North American Journal of Fisheries Management* 16, 693-727.

Newcombe CP (2003) Impact assessment model for clear water fishes exposed to excessively cloudy water. *Journal of the American Water Resources Association* 39, 529-544.

Nicola G. G., Elvira B. & Almodóvar A. (1996). Dams and fish passage facilities in the large rivers of Spain: effects on migratory species. *Archiv für Hydrobiologie* Suppl. 113(1-4):375-379.

Nikol'skii G. V. (1961). Special ichthyology. Israel Program for Scientific Translations. 538pp.

Ninua N. S. (1976). Atlanticheskij osetr reki Rioni. Izdatel'stvo Metsniereba" Tblisi. 121pp.

Nunn A. D., Harvey J. P., Noble R. A. A. & Cowx I. G. (2007). Condition assessment of lamprey populations in the Yorkshire Ouse catchment, north-east England, and the potential

influence of physical migration barriers. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18(2):175-189.

O'Connell M., Skibinski D. O. F. & Beardmore J. A. (1995). Mitochondrial DNA and allozyme variation in Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations in Wales. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52:171-178.

Oesmann S. & Thiel R. (2001). Feeding of juvenile twaite shad (*Alosa fallax* Lacépède, 1803) in the Elbe estuary. *Bulletin Français de la Pêche et de la 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.

Oksanen J. (2008). Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial. pp42. <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/softhelp/vegan.html>.

Olsen E. M., Knutsen H., Simonsen J. H., Jonsson B. & Knutsen J. A. (2006). Seasonal variation in marine growth of sea trout, *Salmo trutta*, in coastal Skagerrak. *Ecology of Freshwater Fish* 15:446-452.

OVB (1994). Toekomst voor trekvisserij nog onzeker 16/2:53-55.

Page L. M. & Burr B. M. (1991). A field guide to freshwater fishes of North America north of Mexico. Houghton Mifflin Company, Boston. 432pp.

Palstra A. P. (2006). Energetic requirements and environmental constraints of reproductive migration and maturation of European silver eel (*Anguilla anguilla* L.). Ph.D. thesis, Universiteit Leiden.

Patberg W., de Leeuw J. J. & Winter H. V. (2005). Verspreiding van rivierprik, zee-prik, fint en elft in Nederland na 1970. RIVO Biologie en Ecologie, (RIVO rapport C004/05). 24pp.

Pêche & Pisciculture (1892). Avril 3:53-55.

Pêche & Pisciculture (1901). Les aloses en Belgique 12:63-70.

Pêche et Pisciculture (1895). Pêche de l'Eperlan dans la Nèthe inférieure. 6:90-91.

Pêche et Pisciculture (1896). De la pêche en février. 4:96.

Pêche et Pisciculture (1899). Inspection des eaux et forêts de Bruxelles. 10:186-214.

Pêche et Pisciculture (1900a). Les législations relatives à la pêche fluviale, avant la loi du 19 janvier 1883. 11:65-72.

Pêche et Pisciculture (1900b). Chronique des Faits-divers. 11:73-74.

Pêche et Pisciculture (1902a). Chronique des Faits-divers. 13:46-50.

Pêche et Pisciculture (1902b). Chronique des Faits-divers. 13:64-68.

Pêche et Pisciculture (1902c). Chronique des Faits-divers. 13:166-171.

Pêche et Pisciculture (1905). Chronique des Faits-divers. 16:46-50.

Pêche et Pisciculture (1909). Chronique des faits divers. 20:55-64.

Pêche et Pisciculture (1909). Chronique des faits-divers. 20:122ff;248ff.

Pêche et Pisciculture (1910). Chronique des Faits-divers. 21:183-188.

- Pêche et Pisciculture (1912). La pollution des eaux dans la province d'Anvers. 23:360-362.
- Pêche et Pisciculture (1919). Le Flet. 30:90-91.
- Pêche et Pisciculture (1919). L'Eperlan. 30:110-112.
- Pêche et Pisciculture (1920). Chronique des faits divers. 31:100-107.
- Pêche et Pisciculture (1922). La pêche en 1921 dans les eaux soumises à l'influence de la marée. 31:104-105.
- Pêche et Pisciculture (1924). Chronique des Faits-divers. 35:93-102.
- Pêche et Pisciculture (1924). La pêche en 1923: province d'Anvers. 35:93-95.
- Pêche et Pisciculture (1925). La pêche en 1924 dans les eaux a licences (Bas-Escaut - Durme - Rupel). 36:54-55.
- Pêche et Pisciculture (1925). Les Lamproies 36:41-46.
- Pêche et Pisciculture (1927). Pollutions diverses. 38:214-217.
- Pêche et Pisciculture (1928a). Coup d'oeil rétrospectif sur la pêche en 1927. 39:80-83.
- Pêche et Pisciculture (1928b). La fraie en 1928. 39:113.
- Pêche et Pisciculture (1934). Notes de pollution, souvenirs rétrospectifs. 45:185-186.
- Pêche et Pisciculture (1936). Coup d'oeil rétrospectif sur la pêche en 1927. 47:80-83.
- Pêche et Pisciculture(1910a). La pêche dans le Bas-Escaut en 1909. 21:91-93.
- Pêche et Pisciculture(1910b). La pêche dans le Bas-Escaut. 21:186-187.
- Peter A. (1998). Interruption of the river continuum by barriers and the consequences for migratory fish. (pp. 99-112) In: Jungwirth M., Schmutz S. & Weiss S. (eds.). (1998). Fish migration and fish bypasses. Fishing News Books. Blackwell Science Ltd, Oxford.
- Peterson R. H. (1978). Physical characteristics of Atlantic spawning salmon gravel in some New Brunswick streams. Fisheries and Marine Service Technical Report 785, Fisheries and Environment St Andrews, New Brunswick, Canada.
- Pickering A.D. (1993). Physiological aspects of the life cycle of the river lamprey, *Lampetra fluviatilis* L.. *Freshwater Biological Association Annual Report* 46:41-47.
- Pierce R. S., Hornbeck J. W., Likens G. E. & Bornmann F. H. (1970). Effect of elimination of vegetation on stream water quality and quantity. *International Association of Hydrological Scientists* 96:311-328.
- Polkinghorne C. N., Olson J. M., Gallaher D. G. & Sorensen P. W. (2001). Larval sea lamprey release two unique bile acids to the water at a rate sufficient to produce detectable riverine pheromone plumes. *Fish Physiology and Biochemistry* 24(1):15-30.
- Poll M. (1945). Contribution à la connaissance de la faune ichtyologique du bas-Escaut. *Bulletin du Musée royal d'Histoire naturelle de Belgique* 121(11):1-32.
- Poll M. (1947). Poissons marins. Musée royal d'Histoire naturelle de Belgique. Brussels. 452pp.
- Poll M. (1956). Poissons. *Atlas de Belgique, Zoogéographie* 5:14-16.

Potter I. C. & Huggins R. J. (1973). Observations on the morphology, behaviour and salinity tolerance of downstream migrating river lampreys (*Lampetra fluviatilis* L.). *Journal of Zoology, London* 169:365-379.

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

Prouzet P., Martinet J. P. & Badia J. (1994). Biological characteristics and catch variation of allis shad (*Alosa alosa*) from commercial catches in the Adour river (Pyrénées Atlantiques, France). *Aquatic Living Resources* 7:1-10.

Pustelnik G. (1987). Les résultats de la campagne 1986 de piégeage et de captures dans la passe à poissons de Bergerac. Rap. Cons. Sup. Pêche, Dél. Rég. Midi-Pyrénées-Aquitaine. 10pp.

Pyefinch K. A. (1952). Capture of the pre-grilse stage salmon. *Scottish Naturalist* 64:47.

Quantz H. (1903). Störfischerei und Störzucht im Gebiet der deutschen Norseeküste. *Mitteilungen des Deutschen Seefischerei-Vereins* 19(6):176-204.

Quigley D. T. G., Igoe F. & O'Connor W. (2004). The European smelt *Osmerus eperlanus* L. in Ireland: general biology, ecology, distribution and status with conservation recommendations. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 104B(3):57-66.

Quignard J. -P. & Authem M. (1981). Structure de population de *Liza ramada* (poisson, mugilide) des côtes languedociennes de Carnon au Rhône: age et croissance de ce poisson. *Cybiurn* 5(4):49-63.

Quignard J. P. & Douchement C. (1991). *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758). In: Hoestland H. (ed.) (1991). The freshwater fishes of Europe. AULA-Verlag, Wiesbaden 2:274-296.

Quinn T. P. & Light J. T. (1989). Occurrence of threespine sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*) in the open North Pacific: migration or drift? *Canadian Journal of Zoology* 67:2850-2852.

Rameye L., Kiener A., Spillmann C. P. & Biousse J. (1976). Aspect de la biologie de l'alose du Rhône - Pêches et difficultés croissantes de ses migrations. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 263:50-76.

Randall R. G. (1982). Emergence, population densities and growth of salmon and trout in two New Brunswick streams. *Canadian Journal of Zoology* 60(10):2239-2244.

Rappé G. & Eneman E. (1988). De zeevissen van België. De Strandwerkgroep. 78pp.

Redeke H. C. (1934). Über den Rheinschäpel, *Coregonus oxyrhyncus* L. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie* VI(2):352-357.

Redeke H. C. (1941). Pisces (Cyclostomi-Euichthyes). In: Fauna van Nederland, 10. Sijthoff, Leiden.

Refstie T., Torstein S. A. & Gjerdem T. (1977). Selection experiments with salmon. II. Proportion of Atlantic salmon smoltifying at one year of age. *Aquaculture* 10(3):231-242.

Rembiszewski J. M. (1970). Population variation of smelt, *Osmerus eperlanus* (Linnaeus) in Poland. *Annals of Zoology* 22:263-284.

Renaud C. B. (1997). Conservation status of northern hemisphere lampreys. *Journal of Applied Ichthyology* 13:143-148.

Repečka R. (2003). Changes in biological indices and abundance of salmon, sea trout, smelt, vimba and twaite shad in the coastal zone of the Baltic sea and the Curonian lagoon at the beginning of spawning migration. *Acta Zoologica Lituanica* 13(2):195-216.

Richard P., Fizzala X., Guarini J. -M. & Blanchard G. (2006). In situ quantification of microphytobenthos grazing by the grey mullet (*Liza ramada*) on an intertidal mudflat in Marennes-Oléron Bay (France). *Cahiers de Biologie Marine* 47(1):121-122.

Rimmer D. M. (1984). Changes in the selection of microhabitat by juvenile Atlantic salmon *Salmo salar* at the summer-autumn transition in a small river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41:469-475.

Rimmer D. M., Saunders R. L. & Paim U. (1985). Effects of temperature and season on the holding performance of juvenile Atlantic salmon *Salmo salar*. *Canadian Journal of Zoology* 63:92-96.

Roberts C. M. & Hawkins J. P. (1999). Extinction risk in the sea. *Trends in Ecology and Evolution* 14(6):241-246.

Rochard E. (1992). Mise au point d'une méthode de suivi de l'abondance des amphihalins dans le système fluvio-estuarien de la Gironde; application à l'étude écobioécologique de l'esturgeon *Acipenser sturio*. Thèse de Docteur en Biologie des populations et écosystèmes. Université de Rennes I. 306pp.

Rochard E., Castelnaud G. & Lepage M. (1990). Sturgeons (Pisces: Acipenseriformes), threats and prospects. *Journal of Fish Biology* 37(Suppl. A):123-132.

Rochard E., Lepage M. & Meauzé L. (1997). Identification et caractérisation de l'aire de répartition marine de l'esturgeon Européen *Acipenser sturio* à partir de déclarations de captures. *Aquatic Living Resources* 10:101-109.

Rochard E., Lepage M., Dumont P., Tremblay S. & Gazeau C. (2001). Downstream migration of juvenile European sturgeon *Acipenser sturio* L. in the Gironde Estuary. *Estuaries* 24(1):108-115.

Rochard E., Williot P., Castelnaud G. & Lepage M. (1991). Eléments de systématique et de biologie des populations sauvages d'esturgeons. Premier colloque international sur l'esturgeon, Bordeaux, CEMAGREF, Antony.

Roche P. (1994). Habitat availability and carrying capacity in the French part of the Rhine for Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Water Science Technology* 29:257-265.

Rogan E., O'Flynn F., Fitzgerald R. & Cross T. (1993). Genetic aspects of spring run salmon. R&D Note 202, National Rivers Authority, Bristol. 82pp.

Rondelet G. (1555). *Universae aquatilium historiae pars altera, cum veris ipsorum imaginibus*. His accesserunt indices necessarii. Lugduni: Bonhomme.

Rossi R. (1986). Occurrence, abundance and growth of fish fry in Scardovari Bay, a nursery of the Po River delta (Italy). *Archivio di Oceanografia e Limnologia* 20:259-280.

Rounsefell G. A. (1957). Fecundity of North American Salmonidae. *U.S. Fish and Wildlife Service Fishery Bulletin* 122:451-468.

Rousseau E., Steven E. & Perau A. (1915). La pêche fluviale en Belgique. Manuel à l'usage des pêcheurs et des gardes. Société Centrale pour la Protection de la Pêche fluviale. Imprimerie Scientifique, Bruxelles, 409 pp.

- 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.
- Sabatié M. R. (1993). Recherches sur l'écologie et la biologie des aloses au Maroc (*Alosa alosa* Linné, 1758 et *Alosa fallax* Lacépède, 1803). Exploitation et taxonomie des populations Atlantiques; bioécologie des aloses de l'oued Sebou. Doctoral dissertation, Université de Bretagne Occidentale.
- Sabatié M. R. (1990). Croissance lineaire de l'aloise vraie *Alosa alosa* Linné 1758 (Clupeidae) dans l'oued Sebou (Facade nord-Atlantique du Maroc). *Cybium* 14:131-142.
- Sabatié M. R., Boissieu P. & Alexandrino P. (2000). Variabilité morphologique. In: Baglinière J. L. & Elie P. (eds.) (2000). Les Aloses (*Alosa alosa* et *Alosa fallax* spp.). Ecobiologie et variabilité des populations. Paris. INRA-CEMAGREF. pp. 137-178.
- Safran P. & Omori M. (1990). Some ecological observations on fishes associated with drifting seaweed off Tohoku coast, Japan. *Marine Biology* 105:395-402.
- Safran P. (1990). Drifting seaweed and associated ichthyofauna: floating nursery in Tohoku waters. *La Mer* 28(4):225-239.
- Sagi G. & Abraham M. (1985). Photoperiod and ovarian activity in the gray mullet *Liza ramada* (Pisces, Mugilidae). *Israel Journal of Zoology* 33:1-9.
- Salem S. A. & Mohammad S. Z. (1983). Studies on *Mugil seheli* and *Mugil capito* in Lake Timsah II. Reproduction. *Bulletin of the Institute of Oceanography and Fisheries* 8(1):65-100.
- Schaffer W. M. & Elson P. F. (1975). The adaptive significance of variations in life history among local populations of Atlantic salmon in North America. *Ecology* 56(3):577-590.
- Schoonoord M. P. & Maitland P. S. (1983). Some methods of marking larval lampreys (Petromyzonidae). *Fisheries Management* 14:33-38.
- Schöter C. (2002). Revision der Schnäpel und Großen Maränen des Nordsee- und südwestlichen Ostseeraumes (Teleostei: Coregonidae). Diplomarbeit zur Erlangung des Grades eines Diplom-Biologen an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn. 107pp.
- Schulze S. & Schirmer M. (2006). Die Finte (*Alosa fallax*) wieder in der Weser – endlich gesicherte Daten. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ichthyologie* 5:269-283.
- Scott W. B. & Crossman E. J. (1973). Freshwater Fishes of Canada. Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 184. Ottawa. 966pp.
- Scott W. B. & Scott M. G. (1988). Atlantic Fishes of Canada. *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences* 219:731pp.
- Sepúlveda A., Thiel R. & Nellen W. (1993). Distribution patterns and production of early life stages of European smelt, *Osmerus eperlanus* L., from the Elbe River. *ICES* (39):1-20.
- Shearer W. M. & Balmain K. H. (1967). Greenland salmon. *Salmon Net* III:19-24.
- Sinovčić G., Alegria-Hernández V., Jug-Dujaković J., Jukić S., Kačić I., Regner S. & Tonković M. (1986). Contribution to the knowledge of ecology of grey mullet *Liza* (*Liza*) *ramada* (Risso, 1826) from the middle Adriatic (Šibenik area). *Acta Adriatica* 27(1-2):147-162.
- Sjöberg K. (1977). Locomotor activity of river lamprey, *Lampetra fluviatilis* (L.), during the spawning season. *Hydrobiologia* 55:265-270.

Sjöberg K. (1980). Ecology of the European river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) in northern Sweden. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:1974-1980.

Smith G. W., Hawkins A. D., Uroquhart G. G. & Shearer W. M. (1980). The offshore movements of returning salmon. *Salmon Net* 23:28-32.

Snyder R. J. (1991). Migration and life histories of the threespine stickleback: evidence for adaptive variation in growth rate between populations. *Environmental Biology of Fishes* 31:381-388.

Soetaert K., Middelburg J. J., Heip C., Meire P., Van Damme S. & Maris T. (2006). Long-term change in dissolved inorganic nutrients in the heterotrophic Scheldt estuary (Belgium, The Netherlands). *Limnology and Oceanography* 51, 409-423.

Sorensen P. W., Vrieze L. A. & Fine J. M. (2003). A multi-component migratory pheromone in the sea lamprey. *Fish Physiology and Biochemistry* 28:253-257.

Stadel O. (1936). Nahrungsuntersuchungen an Elbfischen. *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften* 34:45-61.

Stasko A. B., Sutterlin A. M., Rommel S. A. Jr. & Elson P. F. (1973). Migration-orientation of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *International Atlantic Salmon Foundation Special Publication Series* 4(1):119-138.

Sterner E. (1918). Die niederelbische Küstenfischerei. Der Maifischfang. *Der Fischerbote* 10:13-16.

Stevens M., Coeck J., van Vessel J., et al. (2009). Wetenschappelijke onderbouwing van de palingbeheerplannen voor Vlaanderen. Rapport Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Brussel.

Stradmeyer L. & Thorpe J. E. (1987). Feeding behaviour of wild Atlantic salmon *Salmo salar* L. parr in mid- to late summer in a Scottish River. *Aquaculture and Fisheries Management* 18:33-49.

Stroobants, A (2000). De Dender te Dendermonde. In: Chevalier-de Gottal, A (ed.). Au fil de la Dendre. Brussel, 82 p.

Struyf E., Van Damme S. & Meire P. (2004). Possible effects of climate change on estuarine nutrient fluxes: a case study in the highly nutrified Schelde estuary (Belgium, The Netherlands). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60:649-661.

Summers R. W. (1979). Life cycle and population ecology of the flounder *Platichthys flesus* (L.) in the Ythan estuary, Scotland. *Journal of Natural History* 13:703-723.

Švagždys A. (1999). Characteristics of the spawning shoal of twaite shad (*Alosa fallax fallax*) immigrants in the Kuršių Lagoon. *Acta Zoologica Lituanica* 9(1):174-177.

Svedäng H. & Wickström H. (1997). Low fat contents in female silver eels: indications of insufficient energetic stores for migration and gonadal development. *Journal of Fish Biology* 50:475-486.

Taverny C. (1991). Pêche, biologie, écologie, des aloses dans le système Gironde-Garonne-Dordogne: contribution à la connaissance de la dynamique des populations d'aloses (*Alosa alosa* et *Alosa fallax*) dans le système fluvio-estuarien de la Gironde. Dissertation, Bordeaux Univ. 384pp.

Taverny C., Cassou-Leins J. J., Cassou-Leins F. & Elie P. (2000). De l'oeuf à l'adulte en mer. In: Baglinière J. L. & Elie P. (eds.) (2000). Les Aloses (*Alosa alosa* et *Alosa fallax* spp.). Ecobiologie et variabilité des populations. Paris. INRA-CEMAGREF. pp. 33-53.

Taylor E. B. & McPhail J. D. (1986). Prolonged and burst swimming in anadromous and freshwater threespine stickleback *Gasterosteus aculeatus*. *Canadian Journal of Zoology* 64:416-420.

Teeter J. (1980). Pheromone communication in sea lampreys (*Petromyzon marinus*): implications for population management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:2123-2132.

Tesch F. W. & Rohlf N. (2003). Migration from continental waters to the spawning grounds. In: Aida, K., Tsukamoto, K., Yamauchi, K., (Eds.), *Eel Biology*, Springer, pp.223-236.

Tesch F. W. (1977). The eel. Biology and management of anguillid eels. London, UK: Chapman and Hall.

Tesch F. -W. (1999). Der Aal. Parey, Berlin.

't Hart M. (1978). De Stekelbaars. Dieren dichterbij 8. Het Spectrum B.V., Utrecht/Antwerpen. 112pp.

Thiel R., Sepúlveda A. & Oesmann S. (1996). Occurrence and distribution of twaite shad (*Alosa fallax* Lacépède) in the lower Elbe river, Germany. In: Kirchhofer A. & Hefti D. (eds.) (1996). Conservation of endangered freshwater fish in Europe. Birkhäuser Verlag, Basel. pp. 157-170.

Thiel R., Sepúlveda A., Kafemann R. & Nellen W. (1995). Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. *Journal of Fish Biology* 46(1):47-69.

Thomas J. D. (1962). The food and growth of brown trout (*Salmo trutta* L.) and its feeding relationship with the salmon parr (*Salmo salar* L.) and the eel (*Anguilla anguilla* L.) in the river Teify, West Wales. *Journal of Animal Ecology* 31:175-205.

Thomson J. M. (1990). Mugilidae. In: Quéro J. C., Hureau J. C., Post C. A. & Saldanha L. (eds.) (1990). Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA). UNESCO, Paris 2:857-858.

Thong L. H. (1969). Contributions à l'étude de la biologie des Mugilidés (poissons téléostéens) des côtes du massif Armoricaïn. *Trav. Fac. Sci. Univ. Rennes (Sér. Océanogr. Biol.)* 2:55-182.

Timola O. (1978). Seasonal development in gonad weight, maturity and fecundity of the smelt, *Osmerus eperlanus eperlanus* (L.), in the northeastern Bothnian Bay. *Aquilo, Serie Zoologica* 18:49-53.

Timola O. (1980). The diet of smelt, *Osmerus eperlanus eperlanus* (L.), in the northeastern Bothnian Bay. *Bothnian Bay Reports* 2:9-16.

Tosi L. & Torricelli P. (1988). Feeding habits of mullet fry in the Arno River (Tyrrhenian coast). II. The diet. *Bollettino di Zoologia* 3:171-177.

Troubleyn, L, Kinnaer, F & Ervynck, A (2007). Het steen en de Burgers, onderzoek van de laatmiddeleeuwse gevangenis van Mechelen. Stad mechelen - Dienst Archeologie. 237 pp.

Tully O. (1992). Predicting infestation parameters and impacts of caligid copepods in wild and cultured fish populations. *Invertebrate Reproduction and Development* 22:91-102.

Tully O., Poole W. R. & Whelan K. F. (1993). Infestation parameters for *Lepeophtheirus salmonis* (Kroyer) (Copepoda: Caligidae) parasitic on sea trout, *Salmo trutta* L., off the west coast of Ireland during 1990 and 1991. *Aquaculture Research* 24(4):545-555.

Tuunainen P., Ikonen E. & Auvinen H. (1980). Lamprey and lamprey fisheries in Finland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:1953-1959.

Tzeng W. N., Severin K. P. & Wickström H. (1997). Use of otolith microchemistry to investigate the environmental history of European eel *Anguilla anguilla*. *Marine Ecology Progress Series* 149:73-81.

Usui A. (1991). Eel culture. Fishing News Books, Blackwell Scientific Publications Ltd., Oxford. 148pp.

Valtonen T. (1980). European river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) fishing and lamprey populations in some rivers running into Bothnian Bay, Finland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:1967-1973.

Van Aelbroeck I. & Rentiers E. (1913). Poissons des eaux douces et saumâtres dans leur habitat. Imprimerie Scientifique, Bruxelles. 117 pp.

Van Braeckel, A., Piesschaert, F. and E., Van den Bergh (2007). Historische analyse van de Zeeschelde en haar getijgebonden zijrivieren (19e eeuw tot heden). Report INBO.R.2006.29. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2006(29). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek: Brussel. Belgium. pp. 143.

Van Damme D. & De Pauw N. (1995). Ontwikkelingsplan voor de visserij op de Schelde beneden Gent. AMINAL, Afdeling Natuur & Universiteit Gent, België. 157pp.

Van Damme P., Hostens K. & Ollevier F. (1994). Fish species of the Lower Zeeschelde (Belgium): a comparison with historical checklists. *Belgian Journal of Zoology* 124:93-103.

Van Damme S., Struyf E., Maris T., Ysebaert T., Dehairs F., Tackx M., Heip C. & Meire P. (2005). Spatial and temporal patterns of water quality along the estuarine salinity gradient of the Scheldt estuary (Belgium and The Netherlands): results of an integrated monitoring approach. *Hydrobiologia* 540:29-45.

Van Damme S., Ysebaert T., Meire P. & Van den Berg, E. (1999). Habitatstructuren, waterkwaliteit en leefgemeenschappen in het Schelde-estuarium. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 99/24, Brussel.

Van Den Bogaerde A. J. L. (1825). Het Distrikt St. Nikolaas, voorheen Land van Waas, Provincie Oost-Vlaanderen, beschouwd met betrekking tot deszelfs natuur- staat- en geschiedkunde; gevolgd door eene bijzondere beschrijving van elke stad, dorp of gemeente in hetzelfde gelegen, St.-Niklaas.

Van den Neucker T., Verbessem I., De Belder W., De Regge N., Soors J. & Van den Bergh E. (2007b). Overzicht analyseresultaten van de sedimentkarakteristieken langs de Zeeschelde en haar zijrivieren (1999 tot september 2005). INBO.IR.2007.30, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van den Neucker T., Verbessem I., Vandevoorde B., Van Braeckel A., Stevens M., Spanoghe G., Gyselings R., Soors J., De Regge N., De Belder W. & Van den Bergh E. (2007a). Evaluatie van natuurontwikkelingsprojecten in het Schelde-estuarium. INBO.R.2007.54, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

van der Veer H. W., Bergman M. J. N., Dapper R. & Witte J. (1991). Population dynamics of an intertidal 0-group flounder *Platichthys flesus* population in the western Dutch Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series* 73:141-148.

- van Ginneken V. J. T. & Maes G. E. (2005). The European eel (*Anguilla anguilla*, Linnaeus), its lifecycle, evolution and reproduction: a literature review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 15:367-398.
- van Ginneken V. J. T. (2006). Simulated Migration of European Eel (*Anguilla anguilla*, Linnaeus 1758). Ph.D. thesis, Universiteit Wageningen.
- van Ginneken V., Ballieux B., Willemze R., Coldenhoff K., E. Lentjes E., Antonissen E., Haenen O. & van den Thillart G. (2005). Hematology patterns of migrating European eels and the role of EVEX virus. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C* 140:97-102.
- van Mullem P. J. & van der Vlugt J. (1964). On the age, growth and migration of the anadromous stickleback *Gasterosteus aculeatus* L. investigated in mixed population. *Archives Néerlandaises de Zoologie* 16:111-139.
- Van Neer W. & Ervynck A. (1994). New data on fish remains from Belgian archaeological sites. *Annales du Musée Royal de l'Afrique Centrale, Sciences Zoologiques* 274:217-229.
- Van Thuyne G., Breine J. & Maes Y. (2006). Visbestandopnames op het Galgenweel (2005). IBW.Wb.V.R.2006.153. 12pp.
- Velez Soto F. (1951). Observations sur la pêche de l'esturgeon (*Acipenser sturio* L.) dans le Guadalquivir durant l'année 1950. *Bulletin Français de la Pisciculture* 163:49-56.
- Venables W. N. & Smith D. M. (2008). An introduction to R. pp 94. <http://www.r-project.org/>
- Vermeersch, S, De Knijf, G & Declerck, K (2004). Verkennende ecologische gebiedsvisie voor de Dender. Rapporten van het Instituut voor Natuurbehoud. 2004.07. Brussel. 276 pp.
- Visschersblad (1934). De prik, lamprei of negenoog. 21(6):5-7.
- Vlasenko A. D. (1974). Problems about artificial spawning grounds of the Kuban River sturgeons. *Trudy VNIRO* 102:3-30.
- 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. IBW.Wb.V.R., 2002.89. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Groenendaal, België. 271pp.
- Vrieze L. A. & Sorensen P. W. (2001). Laboratory assessment of the role of a larval pheromone and natural stream odor in spawning stream localization by migratory sea lamprey. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58:2374-2385.
- W&Z (2005). Vervolgstudie Seine-Schelde, rivierherstel Leie. Geïntegreerd strategisch plan, Deel 2 onderzoek. p 17-83.
- Wallace R. A. & Selman K. (1979). Physiological aspects of oogenesis in two species of sticklebacks, *Gasterosteus aculeatus* L. and *Apeltes quadracus* (Mitchill). *Journal of Fish Biology* 14:551-564.
- Weaver C. R. (1963). Influence of water velocity upon orientation and performance of adult migrating salmonids. *U.S. Fish and Wildlife Service Fishery Bulletin* 63(1):97-121.
- Wheeler A. (1979). The tidal Thames. The history of a river and its fishes. London, Routledge & Kegan Paul.
- Wheeler A. (1969). The fishes of the British Isles and northwestern Europe. MacMillan, London. 613pp.

Wheeler A. (1978). Twaite and allis shad. *The Marshall Cavendish Fishermans's Handbook* 51:1414-1421.

Whitehead P. J. P. (1984). Clupeidae. In: Whitehead P. J. P., Bauchot M. -L. Hureau J. -C., Nielsen J. & Tortonese E. (eds.) (1984). *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. Unesco, Paris. pp. 268-281.

Wickham, H., (2008). Ggplot: using the grammar of graphics with R. <http://had.co.nz/ggplot2/>

Williot P., Arlati G., Chebanov M., Gulyas T., Kasimov R., Kirschbaum F., Patriche N., Pavlovskaya L. P., Poliakova L., Pourkazemi M., Kim Y., Zhuang P. & Zholdasova I. M. (2002). Status and management of Eurasian sturgeon: An overview. *International Review of Hydrobiology* 87:483-506.

Williot P., Rochard E., Castlenaud G., Rouault T., Brun R., Lepage M. & Elie P. (1997). Biological characteristics of European Atlantic sturgeon, *Acipenser sturio*, as the basis for a restoration program in France. *Environmental Biology Fishes* 48:59-370.

Williot, P., E. Rochard, T. Rouault and F. Kirschbaum (2009). *Acipenser sturio* Recovery Research Actions in France. In: *Biology, Conservation and Sustainable Development of sturgeons*. Carmona R., Domezain A., García-Gallego, M., Hernando, JA, Rodríguez, F and Ruiz-Rejón, M. Fish and Fisheries Series, 29. p. 247-263.

Wilson F. H. (1955). Lampreys in the Lake Champlain basin. *American Midland Naturalist* 54:163-172.

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

Witkowski A. & Jęsior M. (2000). Fecundity of the river lamprey, *Lampetra fluviatilis* (L.), in Drwęca river (Vistula basin, North Poland). *Archives of Polish Fisheries* 8:225-232.

Witkowski A. & Kuszewski J. (1995). Characteristics of the population of *Lampetra fluviatilis* (L.) entering the Drwęca and Grabowa rivers (North Poland). *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 25(1):49-56.

Witkowski A. (1992). Threats and protection of freshwater fishes in Poland. *Netherlands Journal of Zoology* 42:243-259.

Wootton R. J. (1976). *The biology of the sticklebacks*. Academic Press, London.

Wootton R. J. (1984). *A functional biology of sticklebacks*. Croom Helm LTD., Sydney, Australia. 265pp.

Wünstel A. & Greven H. (2001). Weitere Daten zur Biologie des Flußneunauges *Lampetra fluviatilis* in einem anthropogen überformten Fluß Nordrhein Westfalens. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ichthyologie* 2:155-166.

Wünstel A., Brenner M. & Greven H. (2001). Meerneunaugen (*Petromyzon marinus*) in der Dhünn, NRW. *Decheniana* 154:81-83.

Wünstel A., Brenner M. & Greven H. (2002). Entwicklung und Verhalten von Neunaugen-Larven (*Lampetra fluviatilis*) im Aquarium. In: *Verhalten der Aquarienfische* (2), pp. 193-204 (R. Riehl, H. Greven, eds). Birgit Schmettkamp Verlag, Bornheim.

Wünstel A., Mellin A. & Greven H. (1996). Fortpflanzungsbiologie des Flußneunauges, *Lampetra fluviatilis* (L.), in der Dhünn, NRW. *Fischökologie* 10:11-46.

Wünstel A., Weiß M. & Greven H. (1998). Sohlsubstrat und Laichplatzwahl des Flußneunauges *Lampetra fluviatilis* in einem anthropogen überformten Fluß Nordrhein-Westfalens. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ichthyologie* 1:225-240.

Yashouv A. & Berner-Samsonov E. (1970). Contribution to the knowledge of eggs and early larval stages of mullets (Mugilidae) along the Israeli coast. *Bamidgeh* 22(3):72-89.

Youson J. H. & Potter I. C. (1979). A description of the stages in metamorphosis of the anadromous sea lamprey *Petromyzon marinus* L.. *Canadian Journal of Zoology* 57:1808-1817.

Youson J. H. (1980). Morphology and physiology of lamprey metamorphosis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:1687-1710.

Youson J. H. (1997). Is lamprey metamorphosis regulated by thyroid hormones? *American Zoologist* 37:441-460.

Zanandrea G. (1957). Esame critico e comparativo delle lamprede catturate in Italia. *Archivio Zoologico Italiano* 42:249-307.

Zanandrea G. (1959). *Lampetra fluviatilis* catturata in amre nel Golfo di Gaeta. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli* 31:265-307.

Zanandrea G. (1961). Studies on European lampreys. *Evolution* 15:523-534.

Žiliukienė V. & Žiliukas V. (2000). Ecological characteristics of the ichthyoplankton of the Curonian Lagoon. *Acta Zoologica Lituanica* 10(4):32-55.

Žiliukienė V. (2002). Length dynamics in smelt (*Osmerus eperlanus* L.) larvae of the Curonian Lagoon in 1996-1999. *Ekologija* 1:35-39.

Lijst van figuren

- Figuur 1.** Staalnamelocaties voor trekvis in het stroomgebied van de Schelde. De nummers verwijzen naar de locaties die bemonsterd werden met de subtidale fuiken. De letters verwijzen naar de locaties van het vrijwilligersnetwerk..... 19
- Figuur 2.** Glasaalbemonstering in de Zeeschelde m.b.v. de glasaalnetten. De twee conische netten worden bevestigd aan het frame op de voorkant van de boot en worden langs beide zijden van de boot gesleept tegen de vloedstroom in. De netten hangen op ongeveer 0.5 m diepte, zijn 2 m lang en hebben een opening van 0.5 m diameter. .. 23
- Figuur 3.** De impact van hypoxia op de habitatbeschikbaarheid in de Zeeschelde. Links: historisch overzicht van het zuurstofgehalte in de Westerschelde (links van stippellijn) en de Zeeschelde (rechts van de stippellijn). Rechts: percentage van de habitat in de Zeeschelde dat tijdelijk onbeschikbaar is voor vissen door hypoxia (situatie in 2006).82
- Figuur 4.** Overzicht van de verschuivingen in het areaal van subtidaal habitat in de Zeeschelde tussen 1930 en 2001..... 83
- Figuur 5.** Stortlocaties en vangstlocatie (St.-Annabos). De rode polygoon geeft de stortplaats bij vloed weer (Plaat van Boomke) en de blauwe polygoon de stortplaats bij eb (Oosterweel). De stortplaats van Melsele (oranje) was niet in gebruik in 2005. 84
- Figuur 6.** Linkse y-as: Turbiditeit (Turb95 - 95 percentiel - NTU), hoogwaterstand (HW - cm TAW) en totaal debiet Zeeschelde thv Schelle ($Q_{tot} - 10^{-1}m^3$). Rechtse y-as: totale dagelijkse hoeveelheid gestorte baggerspecie (BagTot)..... 85
- Figuur 7.** Paneel onder: detail van de turbiditeit t.h.v. St.-Annabos op 28 februari, 1 en 4 maart 2005. Paneel boven: waterstand in mTAW. De x-as geeft het uur van de dag aan. Zie Tabel 8 voor de storthoeveelheden op de Plaat van Boomke en Oosterweel. 85
- Figuur 8.** Gemiddelde turbiditeit en hoeveelheid gestorte baggerspecie voor elke dag van de week. 85
- Figuur 9.** Relatie tussen de hoeveelheid gestorte baggerspecie op de Plaat van Boomke (x-as - m^3) en het aantal vissen thv St.-Annabos (y-as) in 2005. De rode figuur geeft het totaal aantal vissen weer en de blauwe figuur het aantal soorten (S)..... 87
- Figuur 10.** Geobserveerde (blauw) en voorspelde (rood) aantallen van de belangrijkste soorten in de Zeeschelde t.h.v. St.-Annabos. De x-as geeft de dag van het jaar aan (1 jan = 1; 31 dec = 365) en de y-as het aantal vissen per fuik per dag. 88
- Figuur 11.** Ruimtelijke analyse van de subtidale stalen. Voor de DCA werden alle stalen en alle soorten in rekening gebracht na logaritmische ($x+1$) transformatie. Soorten in het grijs dragen niet significant bij aan de ordinatie..... 94

Figuur 12.	Verspreiding van de diadrome soorten in het stroomgebied van de Schelde. Boven: aanwezigheid van trekvisseren in de subtidale fuiken. Onder: aanwezigheid van trekvisseren in de fuiken van het vrijwilligersmeetnet.	95
Figuur 13.	DC analyse van de aantallen per soort aan Ketenissepolder (mesohaliene zone). De trekvissoorten worden in de figuur in het zwart weergegeven. De cijfers geven de maanden weer (1 = januari; 12 = december).....	98
Figuur 14.	DC analyse op de aantallen per soort ter hoogte van de Kennedytunnel (oligohaliene zone). De trekvissoorten worden in de figuur in het zwart weergegeven.....	98
Figuur 15.	DC analyse op de aantallen per soort op drie locaties in het zoetwater getijdengebied van de Zeeschelde. De trekvissoorten worden in de figuur in het zwart weergegeven.....	99
Figuur 16.	Overzicht van de vangsten op een aantal plaatsen in het vrijwilligersmeetnet (Figuur 1). De rechtse y-as geeft het aantal vissen per fuik per dag voor de soorten die als punten en lijnen zijn weergegeven, de linkse y-as voor de soorten die als vlakken zijn weergegeven.....	101
Figuur 17.	Relatieve abundantie (t.o.v. het maximum aantal vissen per locatie) van de trekvissoorten op de locaties in het vrijwilligersmeetnet. De x-as geeft de dag van het jaar weer (1 = 1 januari; 365 = 31 december).....	102
Figuur 18.	Zuurstofgehalte (mg/L) in de Zeeschelde t.h.v. Rupelmonde en in de Rupel t.h.v. Niel. Maandelijks gemiddelde ($\pm 1.96 \cdot SE$) voor de periode 2002-2006 en de waarden voor 2007 en 2008.	104
Figuur 19.	Totaal aantal glasalen per dag per methode in het Verrebroekdok.	105
Figuur 20.	Gemiddeld aantal glasalen per substraattype per locatie: VB = Verrebroekdok, GD = Grobbendonk, MB = Merelbeke.	105
Figuur 21.	Gemiddeld aantal glasalen in de artificiële substraten op de drie bemonsterde locaties (rode ster). De aantallen van de drie types substraten (50, 100 en 150) werden samengeteld. Wit = niet-gepigmenteerde glasalen, grijs = half gepigmenteerd, zwart = volledig gepigmenteerd, bruin = jonge palingen.	105
Figuur 22.	Temperatuur van het Scheldewater in Melle en aantal glasalen aan de uitstroom van de RWZI in Wichelen tijdens de piekdensiteiten van glasaal in 2004 – 2008. De taartdiagrammen geven het percentage gepigmenteerde (zwart) glasalen aan in de stalen van 2005.	106
Figuur 23.	Vergelijking van de glasaalvangsten aan de IJzermonding (IJ) en in de Zeeschelde (ZS) tussen 2004 en 2008. De inzet geeft de jaarlijkse gemiddelde (gestandaardiseerde) vangst van glasalen weer in de Zeeschelde en de IJzermonding sinds 2004.	107
Figuur 24.	Relatief aantal glasalen (NP – niet gepigmenteerd; P – gepigmenteerd) en pas gemetamorfoserende palingen (S – stylo) die gevangen werden in de substraten in 2008. De kleurcode geeft de maand weer (4 = april tot 7 = juli).....	108

Figuur 25. nMDS analyse van de vangstresultaten van de drie gebruikte methodes in de brakwater zone van het Schelde-estuarium. Lillo = subtidale fuik, Ketenisse = fuik vrijwilliger en Doel = koelwater kerncentrale. De trekvissoorten worden in het rood weergegeven. De grootte van een punt geeft het aantal soorten weer en de tekst bij elk punt geeft de maand en het jaar weer.....	110
Figuur 26. Gemiddelde lengte van de diadrome soorten voor de verschillende vangstmethoden.....	111
Figuur 27. Soortcumulatieve curve bij verschillende vangstinspanningen t.h.v. de Kennedytunnel in 2007.....	112
Figuur 28. Voorstel voor de monitoring van trekvisseren in het Schelde-estuarium.	114
Figuur 29. Algemene herstel- en beschermingsmaatregelen voor de trekvissoorten in het stroomgebied van de Schelde.	124
Figuur 30. Potentiële paai- en opgroeizones voor de anadrome soorten die voorkomen in het Schelde-estuarium. De meest stroomafwaarts gelegen knelpunten zijn aangegeven in het zwart. De verschillende ecologische zones in het estuarium zijn aangeduid in het grijs. Zoet kort en zoet lang verwijzen respectievelijk naar de zoetwater zone met korte en lange retentietijd (Van Damme et al., 1999).	126

Lijst van tabellen

Tabel 1.	Staalnamelocaties die bemonsterd werden met de subtidale fuiken. De nummers in de eerste kolom verwijzen naar de locaties in Figuur 1.....	18
Tabel 2.	Staalnamelocaties die bemonsterd werden in het vrijwilligersnetwerk (slikken). De letters in de eerste kolom verwijzen naar de locaties in Figuur 1.....	20
Tabel 3.	Fysische karakteristieken van enkele paailocaties van <i>P. marinus</i> (*: gemeten vlak voor de nestkuil).	30
Tabel 4.	Fysische karakteristieken van enkele paailocaties van <i>L. fluviatilis</i> (*: gemeten voor de nestkuil; **: gemiddelde over 10 jaar).	36
Tabel 5.	Overzicht van de belangrijkste habitatkarakteristieken van de paailocaties van steur.	58
Tabel 6.	Overzicht van de knelpunten in het stroomgebied van de Schelde die in het kader van het Trekvisproject onderzocht werden. – niet passeerbaar; (-) waarschijnlijk niet of beperkt passeerbaar; + passeerbaar; (+) waarschijnlijk passeerbaar.	80
Tabel 7.	Resultaten van de glm-analyse voor de daggemiddelde turbiditeit ($\log_{10} + 1$) met de effecten van het debiet (Lqtot), de hoeveelheid gestorte baggerspecie (LBagTot) en het getij (SinTij en CosTij).	84
Tabel 8.	Hoeveelheid gestorte baggerspecie (m^3) bij eb (Oosterweel) en vloed (Boomke) voor de data van Figuur 7.	86
Tabel 9.	Resultaten van de glm-analyse voor vangstaantallen van de meest abundante soorten met de effecten van het gemiddeld debiet ($qtot3 - 10^3 m^3 sec^{-1}$), de hoeveelheid gestorte baggerspecie ($bagtot3 - 10^3 m^3 dag^{-1}$), het getij (singetij en cosgetij) en seizoenaliteit (sinjaar en cosjaar). Significante variabelen zijn in het vet aangeduid.	89
Tabel 10.	Resultaten van de glm-analyse voor vangstaantallen van de meest abundante soorten met het effect van de gemiddelde turbiditeit (NTU). Significante variabelen zijn in het vet aangeduid en het percentage geeft het deel van de variatie aan die door de turbiditeit verklaard wordt.	90
Tabel 11.	(volgende pagina) Soortenlijst van vissen die gevangen werden in de verschillende monitoringprogramma's van het Trekvis project. De soorten werden in gilden ingedeeld volgens Franco <i>et al.</i> (2008): ES = estuarien; MD = mariene dwaalgast; MM = mariene migrant; Z = zoetwatersoort; A = anadroom; K = Katadroom (zie tekst voor definitie).	92
Tabel 12.	Voorkomenpercentage (# keer / totale vangstinspanning) van de verschillende soorten die in 2007 gevangen werden in de fuiken aan de Kennedytunnel.	112
Tabel 13.	Monitoring meetnet voor trekvis in het stroomgebied van de Schelde (ZS = Zeeschelde; WS = Westerschelde).	113

Tabel 14.	Overzicht van de belangrijkste ecologische kenmerken van de trekvissoorten uit het stroomgebied van de Schelde.	130
Tabel 15.	Overzicht van de belangrijkste maatregelen voor het herstel van de trekvissen waarvan een startpopulatie in de Schelde aanwezig is. Het cijfer geeft de prioritering van de maatregelen weer (1 = noodzakelijk voor het herstel van de populatie; 2 = draagt bij tot het herstel van de populatie; 3 = komt de soort ten goede, maar is niet prioritair).	131